

Zukünftige stoffliche und mikrobiologische Heraus- forderungen für die kommunale Siedlungswasserwirtschaft

SIWAWI – Endbericht



Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

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

Autorinnen und Autoren: **TU Wien**: Matthias Zessner, Heidemarie Schaar, Ottavia Zoboli, Norbert Kreuzinger, Steffen Kittlaus; **TU Graz**: Dirk Muschalla, Bettina Neunteufel, Günter Gruber, Stefan Reinstaller, David Camhy; **Meduni Wien**: Regina Sommer, Michael Reiter, Sílvia Cervero-Aragó, Elisabeth Holzhammer; **KL-Krems**: Andreas Farnleitner, Sophia Steinbacher, René Mayer; **BOKU**: Thomas Ertl, Elisabetta de Vito- Francesco, Roza Allabashi, Alexander Pressl, Florian Kretschmer; **Umweltbundesamt**: Clemens Steidl, Katharina Lenz, Elena Soriano Jiménez, Philipp Hohenblum

Quellen zu Abbildungen und Tabellen: Projektteam, sofern keine anderweitigen Angaben gemacht werden.

Fotonachweis: Umweltbundesamt/Philipp Hohenblum (S.1)

Wien, 2022.

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 Bundeskanzleramtes 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 vorgreifen.

Inhalt

Summary	7
Kurzfassung	8
1 Einleitung	9
1.1 Hintergrund.....	9
1.2 Zieldarstellung	11
2 Methodik	13
2.1 Datenlage, Priorisierung und Parameterauswahl.....	13
2.1.1 Organische und anorganische Spurenstoffe.....	13
2.1.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen.....	18
2.1.3 Mikrokunststoffe	19
2.1.4 Synthetische Nanopartikel.....	20
2.1.5 Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene.....	21
2.1.6 Wirkmechanismen	21
2.2 Datensammlung für ausgewählte Leitparameter.....	23
2.3 Kategorisierung nach Verwendung, Eigenschaften und Eintragspfaden	27
2.3.1 Organische und anorganische Spurenstoffe.....	27
2.3.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen.....	30
2.3.3 Mikrokunststoffe	30
2.3.4 Synthetische Nanopartikel.....	31
2.3.5 Antibiotikaresistente Bakterien und Gene	31
2.3.6 Wirkmechanismen	31
2.4 Hauptaustragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft.....	32
2.5 Techniken zur Emissionsreduktion, Rückhalt und Kosten.....	40
3 Ergebnisse und Diskussion	44
3.1 Priorisierung und Auswahl der Belastungen	44
3.1.1 Organische und anorganische Spurenstoffe.....	44
3.1.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen.....	47
3.1.3 Mikrokunststoffe	59
3.1.4 Synthetische Nanopartikel.....	60
3.1.5 Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene.....	61
3.1.6 Wirkmechanismen	63
3.2 Darstellung der Kategorisierung.....	64
3.2.1 Organische und anorganische Spurenstoffe.....	64
3.2.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen.....	66

3.2.3	Mikrokunststoffe	93
3.2.4	Synthetische Nanopartikel.....	94
3.2.5	Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene.....	95
3.2.6	Wirkmechanismen	96
3.3	Hauptaustragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft.....	97
3.3.1	Organische und anorganische Spurenstoffe.....	97
3.3.2	Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen.....	113
3.3.3	Mikrokunststoffe	152
3.3.4	Synthetische Nanopartikel.....	153
3.3.5	Antibiotikaresistente Bakterien und Gene	154
3.3.6	Wirkmechanismen	155
3.4	Techniken zur Emissionsreduktion, Rückhalt und Kosten.....	156
3.4.1	Ergebnisse für Austragspfad Regenwasserkanalisation (RWK).....	156
3.4.2	Ergebnisse für Hauptaustragspfad Mischwasserüberlauf (MWÜ).....	175
3.4.3	Ergebnisse für Hauptaustragspfad Kläranlagenablauf	190
3.4.4	Ergebnisse für Hauptaustragspfad Klärschlamm.....	218
4	Schlussfolgerungen.....	227
5	Referenzen	234
6	Anhang.....	289
6.1	Stoffauswahl für weitergehende Auswertungen	289
6.2	Konzentrationen in Austragspfaden	299
6.3	Pfade der Siedlungswasserwirtschaft nach Kategorien	314
6.4	Datenbank.....	322
6.5	Abfluss von Niederschlagswasser – Methoden und Reduktionen im Detail.....	325
6.5.1	Methoden/Technische Anlagen zur Behandlung ausgewählter Parameter im Niederschlagswasserabfluss als Haupteintragspfad und deren Reduktionsraten $\geq 80\%$	325
6.5.2	Methoden und technische Maßnahmen zur Behandlung von ausgewählten Parametern im Regenwasserabfluss als sekundäre Emissionspfade sowie Reduktionsraten	348
6.6	CSO – Methods and reductions details	360
6.6.1	Methods/Technical plants to treat selected parameters with reduction $\geq 80\%$, for CSO as main discharge pathway.....	360
6.6.2	Methods/Technical plants to treat selected parameters in CSO as secondary discharge pathways and reduction rates (all).....	361
6.7	List of methods/technical plants to treat selected parameters in stormwater as main discharge pathway (all reduction rates included).....	366

6.8 List of methods/technical plants to treat selected parameters in CSO as main discharge pathway (all reduction rates included).....	384
6.9 Fäkalbürtige Mikroorganismen und Krankheitserreger	389
6.9.1 Bakterien – Salmonellen	389
Tabellenverzeichnis.....	393
Abbildungsverzeichnis.....	397
Abkürzungen.....	402

Summary

Aim of this project was the compilation of present and future pressures, which can be expected to have their origin in communal sanitary environmental engineering what technical measures are available to reduce discharges. Organic and inorganic trace contaminants, faecal micro organisms and pathogens, microplastics, synthetic nanomaterials, antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes as well as effect mechanisms were considered.

Based on the current state of knowledge on, use, chemical-physical properties, detection frequency, relevance with regard to limit values, EQS, EBT, concentrations, material flows, and others, an emission-side prioritization was carried out, as far as possible, for the considered pollutants and a categorization according to input pathways and discharge pathways of urban water management. A scheme was developed which categorizes pollutants on the basis of their properties and their input pathways into urban water management in order to be able to make a statement about the dominant discharge pathway from urban water management into the environment. For these relevant discharge pathways from urban water management – storm drain, combined sewer overflow, wastewater treatment plant effluent and sewage sludge – treatment methods for emission reduction were compiled and their effectiveness and costs were assessed.

The results of this project on emission-side loads, treatment methods and their costs are to form the basis for a "toolbox" that will allow predictions on the behavior of new loads to be assessed. For this purpose, further work is needed to consider the effects of emission reduction in the water body at the imission-side and to evaluate the benefits of measures for ecosystem improvement.

Kurzfassung

Ziel des Projektes war die Darstellung der Belastungen, die gegenwärtig und zukünftig aus der kommunalen Siedlungswasserwirtschaft zu erwarten sind und welche technischen Möglichkeiten zur Reduktion der Belastungen verfügbar sind. Als Belastungen wurden organische und anorganische Spurenstoffe, fäkalbürtige Mikroorganismen und Krankheitserreger, Mikrokunststoffe, synthetische Nanopartikel, antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene sowie Wirkmechanismen betrachtet.

Basierend auf dem aktuellen Stand des Wissens zu u. a. Verwendung, chemisch/physikalischen Eigenschaften, Detektionshäufigkeit, Relevanz betreffend Grenzwerte, Umweltqualitätsnormen, effektbasierten Triggerwerten, Konzentrationen, Stoffflüssen etc. erfolgte, soweit möglich, eine emissionsseitige Priorisierung innerhalb der betrachteten Belastungen und eine Kategorisierung nach Eintragspfaden sowie Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft. Dabei wurde ein Schema entwickelt, das Belastungen anhand ihrer Eigenschaften und ihrer Eintragspfade in die Siedlungswasserwirtschaft kategorisiert, um eine Aussage über den dominanten Austragspfad aus der Siedlungswasserwirtschaft in die Umwelt treffen zu können. Für diese relevanten Austragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft – Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm – wurden Behandlungsmethoden zur Emissionsreduzierung zusammengestellt sowie deren Wirksamkeit und Kosten erhoben.

Die Ergebnisse dieses Projektes zu emissionsseitigen Belastungen, Behandlungsmethoden und deren Kosten sollen die Basis für eine „Toolbox“ bilden, die Vorhersagen zum Verhalten neu zu beurteilender Belastungen ermöglicht. Dazu sind weitere Arbeiten notwendig, welche die (immissionsseitigen) Effekte der Emissionsreduktion im Gewässer betrachten und den Nutzen von Maßnahmen für die Verbesserung von Ökosystemen bewerten sollen.

1 Einleitung

Die Siedlungswasserwirtschaft (SiWaWi) hat die Aufgabe, Siedlungsgebiete mit Wasser zu versorgen und die verschiedenen Arten von Schmutzwasser aus den Siedlungsgebieten zu entfernen. Sie entsorgt die über die unterschiedlichen Wasserpfade anfallenden Verschmutzungen und bewirtschaftet die natürlichen Wasserressourcen. Als Wirtschaftszweig stellt sie die notwendige Infrastruktur zur Verfügung (Gujer, 2002). Die wesentlichen Eintragspfade in das System der Siedlungswasserwirtschaft sind Einträge über Schmutzwasser aus kommunalen oder gewerblichen Quellen und Einträge von Niederschlagswasser von Siedlungsoberflächen. Im Trennsystem wird Schmutzwasser in der Schmutzwasserkanalisation und Niederschlagswasser in der Regenwasserkanalisation abgeleitet. Im Mischwassersystem erfolgt eine gemeinsame Ableitung in einem Kanalsystem. Gereinigtes Abwasser aus Kläranlagen (Kläranlagenablauf), Klärschlamm, Mischwasserüberläufe, Regenwässerkanäle und Straßenabwassereinleitungen (kommunalen Ursprungs, also keine Autobahnen) stellen die wesentlichen Austragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft in die Umwelt dar, die im Rahmen dieses Projektes betrachtet wurden.

1.1 Hintergrund

Das Projekt Siwawi befasst sich mit der Identifizierung zukünftiger Herausforderungen an die kommunale Siedlungswasserwirtschaft aufgrund stofflicher und mikrobiologischer Belastungen. Ziel ist es, alle potenziellen Belastungen aus der Siedlungswasserwirtschaft darzustellen und für eine Auswahl zu zeigen, über welche Austragspfade sie die Siedlungswasserwirtschaft verlassen, sowie mögliche Minimierungsmaßnahmen zur Reduktion dieser Austräge in Hinblick auf ihre Wirksamkeit und ihre Kosten zusammenzustellen. Unter Belastungen werden im Projekt Siwawi Parametergruppen wie organische und anorganische Spurenstoffe, fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen, Mikrokunststoffe, synthetische Nanopartikel, antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene sowie Wirkmechanismen behandelt. Um diese Begriffsaufzählung im Folgenden zusammenzufassen und damit das Lesen zu erleichtern, wird „stoffliche und mikrobiologische Belastungen“ als Überbegriff verwendet. Das in diesem Bericht beschriebene Modul I des Projektes bildet die Grundlage eines weitergehenden Gesamtkonzeptes zur Unterstützung von Entscheidungsfindungen in der Siedlungswasserwirtschaft. Eine mögliche Weiterführung des Projektes in Modulen II und III wird am Ende des Berichts kurz angesprochen und

das strategische Ziel des Gesamtprojektes erläutert. Die Ergebnisse des Projektes sollen für die politische Ebene eine Entscheidungsgrundlage bieten, wo die Schwerpunkte der Siedlungswasserwirtschaft in den kommenden Jahren zu setzen sind. Dabei fokussiert das Projekt Siwawi auf die kommunale Siedlungswasserwirtschaft und ist somit auf Einflüsse aus dem Siedlungsgebiet begrenzt.

Diese Belastungen erreichen die Siedlungswasserwirtschaft über verschiedene Pfade, die sich aus ihrer Verwendung bzw. Anwendung ergeben. Die Ein- und Austragspfade in die bzw. aus der Siedlungswasserwirtschaft sind daher wie folgt definiert:

Schmutzwasser: Aus Haushalten, Gewerbe und Industrie in die kommunale Kanalisation (Mischwasserkanal oder Schmutzwasserkanal) eingetragenes Abwasser.

Niederschlagswasser: Von den Oberflächen abgeleitetes und in die Kanalisation (Mischwasserkanal oder Regenwasserkanal) eingeleiteter Oberflächenabfluss/Regenwasser.

Die betrachteten Hauptaustragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft sind Abwässer (Kläranlagenablauf, Mischwasserüberläufe, Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkana­lisationen) und Klärschlamm. Diese sind wie folgt definiert:

Regenwasserkanal: Kanal zur Ableitung von Niederschlagswasser in der Trennkana­lisation und Austragspfad aus der Siedlungswasserwirtschaft für Niederschlagswasser welches nicht über ein Mischsystem entsorgt wird. Für die weiteren Betrachtungen im Projekt wird von keiner derzeitigen Behandlung des Niederschlagswassers ausgegangen.

Mischwasserüberlauf: Mischwasser, welches über Mischwasserentlastungen in Gewässer abgeleitet wird. Es wird von einem Weiterleitungsgrad nach ÖWAV-Regelblatt 19 ausgegangen, aber keine Reinigungsschritte angesetzt.

Kläranlagenablauf: Ablauf einer kommunalen Kläranlage mit Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik (Nährstoffentfernung – Nitrifikation/Denitrifikation und P-Fällung).

Klärschlamm: Stabilisierter kommunaler Klärschlamm (aerob oder anaerob) nach Entwässerung. Um das Verhalten von Mikroorganismen bewerten zu können, wurden für diese Fragestellung die Daten von unbehandelten Klärschlämmen herangezogen.

1.2 Zieldarstellung

Ziel des Projektes war die Darstellung der Belastungen, die gegenwärtig und zukünftig aus der kommunalen Siedlungswasserwirtschaft zu erwarten sind und welche technischen Möglichkeiten zur Reduktion der Belastungen verfügbar sind. Die Ergebnisse des Projektes sollen für die politische Ebene eine Entscheidungsgrundlage bieten, wo die Schwerpunkte der Siedlungswasserwirtschaft in den kommenden Jahren zu setzen sind. Dabei fokussiert das Projekt Siwawi auf die kommunale Siedlungswasserwirtschaft und ist somit auf Einflüsse aus dem Siedlungsgebiet begrenzt.

Parameterauswahl

In einem ersten Schritt war es das Ziel des Projektes, aus den betrachteten Belastungen jene Parameter zu identifizieren und priorisieren, die im Hinblick auf die weiteren Projektziele als Leitparameter (stofflich und mikrobiologisch) einer Detailbetrachtung unterzogen werden sollen. Weiters wurden Mikroplastikstoffe, synthetische Nanopartikel, antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene und Wirkmechanismen für die weitere Bearbeitung genauer definiert.

Kategorisierung

Das zweite Ziel, mit dem Schwerpunkt auf den anorganischen und organischen Spurenstoffen, ist die Kategorisierung der Stoffe anhand von Kriterien, die es ermöglichen sollen, aufgrund chemisch/physikalischer Stoffdaten eine Vorhersage zu treffen, über welchen Austragspfad eine Belastung aus der Siedlungswasserwirtschaft überwiegend emittiert wird. Für die weiteren Parametergruppen wird versucht eine Analogie zu der Kategorisierung der organischen und anorganischen Spurenstoffe zu finden.

Identifikation der Hauptaustragspfade

Als drittes Projektziel wurden für jene Belastungen mit ausreichender Datenlage die Hauptaustragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft hinsichtlich ihrer Relevanz gegenübergestellt. Damit sollte gezeigt werden, wo die wichtigsten Ansatzpunkte für eine Verringerung der Gesamtemission der jeweiligen Belastung liegen. Für die anorganischen und organischen Spurenstoffe wurde mit dieser Quantifizierung zudem getestet, wieweit die a priori Hypothesen zum Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft für die gewählten Kategorien

auf Basis der Daten bestätigt werden konnten und somit auf quantitativ bisher nicht erfasste Stoffe übertragen werden können.

Maßnahmensetzung

Aufbauend auf der Identifikation der Hauptaustragspfade wurden als viertes Ziel Techniken zur Reduktion der Emissionen über die unterschiedlichen Austragspfade der Siedlungswasserwirtschaft dargestellt.

Diese Ergebnisse/Ziele sind die Grundlage für die Bearbeitung in zwei weiteren Modulen. Diese sollen die Wirkung unterschiedlicher Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen in Hinblick auf eine Verringerung der Emission aus Siedlungsgebieten beschreiben und in Relation zur Verringerung der Gesamtgewässerbelastung (Immission) setzen. In einem weiteren Schritt soll dann der Nutzen unter Berücksichtigung der Verbesserung der Ökosystemfunktionen sowie der Ökosystemdienstleistungen und eines Kosten-Nutzen-Vergleichs bewertet werden.

2 Methodik

2.1 Datenlage, Priorisierung und Parameterauswahl

Dieses Kapitel beschreibt die Datenlage, die Methoden zur Priorisierung der einzelnen, betrachteten Belastungen und erläutert die für eine nähere Betrachtung ausgewählten stofflichen oder mikrobiologischen Parameter.

2.1.1 Organische und anorganische Spurenstoffe

Aus der großen Anzahl der in der Literatur behandelten Parameter wurde eine Auswahl getroffen, die in eine detaillierte Betrachtung in den Folgearbeiten zu Kategorisierung, Hauptaustragspfaden und Maßnahmenbetrachtungen einfließen sollen. Für die Parameter Mikrokunststoffe, synthetische Nanopartikel, Mikroorganismen und Antibiotikaresistenzen wurde aufgrund der geringeren Datenlagen kein entsprechend aufwändiges Auswahlverfahren verwendet. Für diese werden die Ergebnisse der Auswahl in Kapitel 3.1 dargestellt.

Organische und anorganische Spurenstoffe wurden als relevant identifiziert, wenn sie aufgrund ihrer Anwendung in den Pfaden der Siedlungswasserwirtschaft vorkommen und im Oberflächengewässer gemessen wurden. Speziell Messergebnisse in Oberflächengewässern in Relation zu bestehenden Umweltqualitätsnormen (UQN) oder die Nachweishäufigkeit oder gemessene Konzentrationen waren ausschlaggebende Kriterien. Ebenso wurden bei der Auswahl potenzieller relevanter Spurenstoffe gesetzliche Regelungen wie EU-Wasserrahmenrichtlinie, UQN-Richtlinie und WFD Watch List reports mit einbezogen. Die Stoffe wurden der leichten Zuordenbarkeit Gruppen zusammengefasst:

- Industriechemikalien,
- Pharmazeutika,
- Biozide,
- Pestizide,
- Verbrennungsprodukte,
- Kosmetika und Körperpflegeprodukte,
- Metalle,
- Desinfektionsmittel,
- Haushaltschemikalien,

- Nahrungsmittelzusatzstoffe,
- Nichtmetallische Ionen,
- Toxizitätsparameter,
- Medizinprodukte (z. B. Röntgenkontrastmittel),
- Drogen sowie
- Hormone.
-

Für die Erfassung der Datenlage, die Priorisierung und die Auswahl organischer und anorganischer Spurenstoffe wurde eine Fülle von in der Literatur vorhandenen Informationen so in einer Datenbank gesammelt, dass diese Informationen in strukturierter und auswertbarer Form zur Verfügung stehen. Dazu wurde ein schrittweises Vorgehen gewählt:

- Identifikation von Informationen, welche für eine Priorisierung von Parametern notwendig sind und Metadaten, welche zur eindeutigen Identifizierung der Parameter benötigt werden,
- Entwicklung eines geeigneten Datenmodells für eine Priorisierung auf Basis derer die Parameterauswahl erfolgen soll,
- Einrichtung der Datenbank,
- Befüllen der Datenbanken mit den notwendigen Daten für eine möglichst große Anzahl von Parametern,
- Datenanalyse zur Priorisierung und Auswahl der Leitparameter für die weitere Bearbeitung des Projektes. Das sind: Kategorisierung, Bestimmung der Hauptausgangspfade und Maßnahmenwirksamkeiten.

Die Daten zur Priorisierung von Parametern als Grundlage für eine Auswahl von Leitparametern wurden in einer PostgreSQL-Datenbank (DB) gesammelt. Die Architektur der DB war so gewählt, dass Zuordnungen eindeutig sind, bei Bedarf erweitert werden können und restriktiv gestaltet sind, sodass Auswertungen einfach gehalten werden können. Alle Einträge in die Datenbank wurden eindeutig erfasst, d. h., dass stoffliche Parameter anhand der CAS Nr., Name, Trivialname etc. eingetragen wurden. Durch die bearbeitende Person wurden jene Informationen ergänzt, die letztendlich für eine Priorisierung herangezogen werden sollten. Zu jedem Eintrag wurde ein eindeutiger Bezug zur jeweiligen Literaturquelle hergestellt.

Für die Priorisierung der Parameter in den einzelnen Studien wurde ein 11-Punktesystem (Score 0 bis 10) herangezogen. 0 Punkte bedeuten keine Relevanz des Stoffes für ein be-

stimmtes Priorisierungskriterium, 10 Punkte die höchste Priorität für ein bestimmtes Kriterium für den betrachteten Parameter. Werte dazwischen wurden auf Basis der Studienergebnisse durch Expert:innenschätzung vergeben. Folgende Kriterien wurden verwendet um die Relevanz eines Parameters zu bewerten:

- Relevanz in Oberflächengewässer in Relation zu Umweltqualitätsnormen bzw. anderen Bewertungskriterien, aufgrund von Nachweishäufigkeit oder Höhe der gemessenen Konzentration,
- Relevanz in den Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft (Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm) in Relation zu Umweltqualitätsnormen bzw. anderen Bewertungskriterien, aufgrund von Nachweishäufigkeit oder Höhe der gemessenen Konzentration,
- Vorkommen in gesetzlichen Regelungen oder in Überlegungen im Vorlauf der Erstellung gesetzlicher Regelungen (z. B. prioritäre Stoffe nach EU-Wasserrahmenrichtlinie, nationale Stoffe der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer, WFD Watch List-reporting, Danube Specific Substances etc.),
- Einsatz-/ Verbrauchsmengen.

Da nicht alle Kriterien in gleicher Weise als relevant für die Zielstellung des Projektes bewertet wurden, wurde neben der Priorisierung der einzelnen Kriterien eine Gewichtung der Kriterien untereinander eingeführt, um zu einer Gesamtpriorisierung (Gesamtscore) zu kommen. In Tabelle 1 sind alle verwendeten Bewertungskriterien und die Gewichtung im Zuge einer Gesamtbewertung dargestellt. Zudem ist die Anzahl der Fälle angegeben, in denen eine Priorisierung nach dem jeweiligen Kriterium durchgeführt wurde. Dies zeigt, dass manche Kriterien gar nicht zur Anwendung kamen (z. B. „relevance in CSO derived from high concentrations“ oder „relevance in sewage sludge in regard to EQS (soil)“). Andere Kriterien konnten dagegen sehr häufig aus der verwendeten Literatur abgeleitet werden („relevance in surface waters in regard to hazard and exposure“ bzw. „relevance in surface waters in regard to EQS/PNEC“). Diese beiden Kriterien machen ungefähr die Hälfte der genutzten Kriterien aus. Dies zeigt, dass in der finalen Auswahl der Stoffe die Frage nach der Relevanz in Gewässern in Hinblick auf Zielverfehlungen und potenzielle Gefährdungen des Ökosystems im Vordergrund standen.

Tabelle 1: Priorisierungskriterien, Gewichtungen und Häufigkeit, mit der ein Kriterium angewendet wurde.

Priorisierungskriterium	Gewichtung	Anzahl der Parameter
regulation groundwater/drinking water	0	0
regulation removal in wwtp	0	0
regulation sewage sludge	0	0
regulation soil	0	0
regulation surface water/bathing water	0	0
relevance derived from bioaccumulation	0,7	0
relevance derived from high persistence	0,7	0
relevance derived from high toxicity	0,7	0
relevance derived from substance amounts used	0,7	0
relevance in CSO by detection frequency	0,5	112
relevance in CSO derived from high concentration	0,5	0
relevance in CSO in regard to EQS/PNEC	1	18
relevance in groundwater/drinking water by detection frequency	0,5	58
relevance in groundwater/drinking water derived from high concentration	0,5	16
relevance in groundwater/drinking water in regard to EQS	1	7
relevance in raw sewage by detection frequency	0,5	214
relevance in raw sewage derived from high concentration	0,5	50
relevance in raw sewage in regard to EBT-value	1	0
relevance in raw sewage in regard to EQS/PNEC	1	57
relevance in sewage sludge by detection frequency	0,5	81
relevance in sewage sludge derived from high concentration	0,5	4
relevance in sewage sludge in regard to EQS (soil)	1	0
relevance in sewage sludge in regard to limits for agricultural use	1	0
relevance in storm water by detection frequency	0,5	138
relevance in storm water derived from high concentration	0,5	0

Priorisierungskriterium	Gewichtung	Anzahl der Parameter
relevance in storm water in regard to EQS	1	11
relevance in storm water in regard to PNEC	1	23
relevance in surface waters by detection frequency	0,5	218
relevance in surface waters derived from high concentration	0,5	0
relevance in surface waters in regard to EBT-value	1	0
relevance in surface waters in regard to EQS/PNEC	1	1985
relevance in surface waters in regard to hazard and exposure	0,7	2789
relevance in wwtp outlet by detection frequency	0,5	409
relevance in wwtp outlet derived from high concentration	0,5	61
relevance in wwtp outlet in regard to EBT-value	1	6
relevance in wwtp outlet in regard to EQS/PNEC	1	154

Die Kriterien wurden in der Arbeitssprache der Literatur (Englisch) in der DB abgebildet und sind so in der Tabelle dargestellt.

Für das finale Ranking der Stoffe in Hinblick auf ihre Priorität wurde neben der Mittelung des Scores aus unterschiedlichen Erwähnungen des Stoffes in der Literatur auch noch die Häufigkeit dieser Erwähnung berücksichtigt. So wurde für einen Stoff, für den nur eine Priorisierung vorlag, der Score um den Faktor 0,6 reduziert, bei Priorisierung aus zwei Studien um einen Faktor 0,8, bei drei Priorisierungen um einen Faktor 0,9 und bei mehr als drei Erwähnungen wurde der volle Score angesetzt.

So lag am Ende dieses Vorganges für jeden Stoff ein Score zwischen 0 und 10 vor und die Stoffe wurden nach diesem Score gereiht. Bei der Auswahl wurde neben diesem Ranking auch berücksichtigt, ob ein Stoff in einem Austragspfad oder im Gewässer hoch gerankt war, bzw. welcher Parametergruppe¹ er zugeordnet wurde. Ziel war es, eine vielfältige Auswahl

¹ Industriechemikalien, Pharmazeutika, Biozide, Pestizide, Verbrennungsprodukte, Kosmetika und Körperpflegeprodukte, Metalle, Desinfektionsmittel, Haushaltschemikalien, Nahrungsmittel (Inhaltsstoffe von Nahrungs- oder Genussmitteln), nichtmetallische Ionen, Toxizitätsparameter, Medizinprodukte (z.°B. Röntgenkontrastmittel), Drogen, Hormone.

zu erhalten, sodass relevante Stoffe in den Gewässern, in den Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft aber auch von unterschiedlichen Chemikalien-Gruppen in der Auswahl enthalten waren.

Aus diesem Grund wurden für die Stoffauswahl neben der am höchsten bewerteten Relevanz auch andere Kriterien herangezogen. In einem ersten Schritt wurden für die Oberflächengewässer und die Austragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft die 10 % der am höchsten bewerteten Stoffe ausgewählt, solange diese zumindest einen Gesamtscore von ≥ 5 aufwiesen. Mindestens wurden jedoch in jeder dieser Gruppen zehn Stoffe gewählt, solange sie einen Gesamtscore von ≥ 2 aufwiesen.

In einem zweiten Schritt lag der Fokus auf den zugeordneten Anwendungen der Parameter. Es wurden in den Parametergruppen weitere Parameter basierend auf dem Ranking in die Auswahl aufgenommen, bis jede Gruppe zumindest zehn Parameter enthielt, oder es keine weiteren Parameter mit einem Gesamtscore von ≥ 2 gab. Insgesamt wurden auf diese Art 259 Parameter ausgewählt, für die in weiterer Folge eine erweiterte Datenrecherche und darauf aufbauend weitere Auswertungen durchgeführt wurden.

2.1.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen

Die relevanten Mikroorganismen wurden aufgrund ihrer unterschiedlichen Charakteristika in die Gruppen Bakterien, Viren, Protozoen und Helminthen eingeteilt. Referenzpathogene und Indikatoren für Fäkalbelastung kamen zur Anwendung.

Publikationsdatenbanken wurden auf spezifische Schlagworte durchsucht und eine Auswahl relevanter Publikationen erstellt und in die Literatursammlung miteinbezogen. Für die Ermittlung der Relevanz von Krankheitserregern in der Siedlungswasserwirtschaft wurde die Literaturrecherche auf die im Projekt vereinbarten wesentlichen Bereiche ausgerichtet: Kläranlage (Zu- und Ablauf), Mischwasserüberlauf, Regenwasserkanal, Klärschlamm. Die fachspezifische Literatur wurde daraufhin in Hinblick auf diese Begriffe bzw. deren englische Pendanten gesichtet und die Konzentrationen in den Pfaden der Siedlungswasserwirtschaft wurden in einer Datensammlungsdatei (Excel) zusammengefasst. Für die Erhebung der Klärschlamm Daten wurden die in der Literatur verwendeten Begriffe „raw sludge“ (Rohschlamm), „liquid-sludge“ (flüssiger Klärschlamm), „sludge“ (Klärschlamm), „untreated sludge“ bzw. „undigested sludge“ (unbehandelter Klärschlamm) zusammengefasst und in der folgenden Auswertung als „Klärschlamm“ bezeichnet. In weiterer Folge wurden die Daten in Kapitel 3.2.2 grafisch dargestellt und im Text beschrieben und interpretiert.

Die Beschreibung der relevanten Mikroorganismen findet sich in Kapitel 3.1.2. Die Ergebnisse sind in den Kapiteln 3.2.2 und 3.3.2 dargestellt. Im Anhang befinden sich die gesammelten Originaldaten.

2.1.2.1 Weitere betrachtete Mikroorganismen

Aufgrund der aktuellen Pandemie durch das Virus SARS-CoV-2 wurden Corona-Viren in die Arbeit einbezogen, auch wenn eine Infektionsgefahr durch Abwasser nach dem derzeitigen Wissensstand als vernachlässigbar einzustufen ist. Die öffentliche Beachtung des wasserbürtigen, bakteriellen Krankheitserregers Legionella hat zu der Entscheidung geführt, diesem Bakterium ein Kapitel zu widmen, auch wenn dieses nicht fäkal ausgeschieden wird.

2.1.3 Mikrokunststoffe

Kunststoffe finden in fast allen Bereichen des täglichen Lebens ihre Anwendung. Aufgrund ihrer Eigenschaften wie Langlebigkeit, Beständigkeit oder geringes Gewicht sind sie aus dem Alltag kaum wegzudenken. Hauptanwendungsbereiche sind der Verpackungsbereich, Textilien, Elektronik, der Bereich Automotive und Bauwesen. Kunststoffabfälle gelangen aufgrund unsachgerechter Nutzung oder (bewusster) Fehlleitung in die Umwelt und in die Abwassersysteme. Das Thema „Kunststoffe in der Umwelt“ gewann ab der Jahrtausendwende an Bedeutung durch Studien über das Vorkommen in der Umwelt (Umweltbundesamt 2015).

Kläranlagen werden als effiziente Barriere für Einträge von Mikrokunststoffen aus Abwässern angesehen, die vor allem mit dem Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt werden. Durch die großen Einsatzmengen gelangen Einträge allerdings auch durch das gereinigte Abwasser in die Gewässer (Clara et al., 2020). Wird Klärschlamm weiter in die Umwelt ausgebracht (Dünger, Zuschlag bei Kompostierung, Landschaftsbau), so hat dieser Pfad hohe Relevanz für die Belastung der Umwelt mit Mikrokunststoffen.

Mikrokunststoff bezeichnet Kunststoffpartikel, die kleiner als 5 mm sind. Diese Zuordnung wurde in den letzten Jahren weitgehend in der internationalen Literatur übernommen und auch die Europäische Chemikalienagentur ECHA hat diesen Ansatz in verschiedenen Kommunikationen zur Beschränkung von Mikrokunststoff übernommen (ECHA, 2019). Jedoch scheint es schwierig, ein unteres Limit zu definieren. Kleinere Partikel sind üblicher Weise aktiver und bioverfügbarer und kleinere Dimensionen sind daher aus toxikologischer Sicht bedeutsamer. Dennoch sollte im Sinne der Praktikabilität und ggf. der Vollziehbarkeit von

Restriktionen die Festlegung eines unteren Limits angestrebt werden. Eine untere Grenze von 100 nm würde Mikrokunststoffe von Nanomaterialien abgrenzen. Die ECHA prüft die Anwendbarkeit dieser Grenze.

Je nach Wahl der Beprobungs- und Bestimmungsmethode von Mikrokunststoffen in der Umwelt werden Messergebnisse in unterschiedlichen Dimensionen angegeben. Diese beziehen sich einerseits auf die Anzahl der Partikel (z. B. Partikel/km², Partikel/m³, Partikel/L), andererseits auf die Gesamtmasse (z. B. g/m³, mg/L). Je kleiner die bestimmten Partikel sind, umso höher ist in der Regel deren Anzahl.

Mikrokunststoffe werden nach ihrem primären und sekundären Ursprung unterschieden. Primäre Mikrokunststoffe werden Produkten bewusst beigefügt, um eine spezifische Funktion zu erfüllen (Mikrokunststoff Typ A). Beispiele dafür sind die abrasive Reinigungsleistung in Waschmitteln oder spezielle Effekte in Kosmetika. Zusätzlich können Mikrokunststoffe auch durch Abnutzung während der Nutzungsdauer von Produkten entstehen (Mikrokunststoff Typ B). Hierzu zählen z. B. Textilfasern, die durch das Tragen und beim Waschen aus den Textilien freigesetzt werden. Bedeutend ist v. a. auch der Abrieb von Reifen, der in der EU auf rund 500.000 t/a geschätzt wird. Textilfasern und Mikrokunststoffe aus Kosmetika werden vor allem über Schmutzwasser in die Siedlungswasserwirtschaft eingetragen, Reifenabrieb über Niederschlagswasser.

Sekundäre Mikrokunststoffe entstehen durch Verwitterung von umweltoffenen Anwendungen. Die sekundären Mikrokunststoffe werden hauptsächlich durch Abschwemmung durch Niederschläge in Mischwasser- oder Regenwasserkanäle in die Siedlungswasserwirtschaft eingetragen.

2.1.4 Synthetische Nanopartikel

Neben Mikrokunststoff sind die synthetischen Nanopartikel (ENP) eine weitere Substanzgruppe, die im Hinblick auf eine mögliche zukünftige Herausforderung für die Siedlungswasserwirtschaft im Projekt untersucht wurden.

Eine Säule für die Aufnahme in die Datenbank bildeten die Erfahrungen aus dem Forschungsprojekt „NanoDESTINARA“ (Clara et al., 2014b), in dem die Wirkung und der Verbleib von vier ausgewählten Nanopartikeln in Kläranlagen untersucht wurden. Eine weitere Säule stellte eine modellbasierte Priorisierung des JRC dar (Lettieri et al., 2016).

2.1.5 Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene

Das Thema Antibiotikaresistenzen wird in die beiden Teilbereiche

- Antibiotikaresistente Bakterien (ARB) und
- Antibiotikaresistenzgene (ARGs)

unterteilt. Sie unterscheiden sich primär in den Untersuchungen bzw. Angaben über den Phenotyp bei den ARB (Art des Bakteriums und gegen welches Antibiotikum resistent) bzw. der Angabe des Genotyps für die ARGs (Angabe des Resistenzgens). Die Bezeichnung der Resistenz ist, wie in der internationalen Literatur üblich, über die Bezeichnung des Antibiotikums selbst gegeben, wobei auch eine Sammelbezeichnung für den Antibiotikatyptyp bzw. das Wirkspektrum (z. B. β -Lactame, Macrolide usw.) genannt sein kann. So bezeichnet z.B. die Bezeichnung blaOXA ein Resistenzgen gegen β -Lactame durch den Abbau über das Enzym Oxacillinase.

Für die Auswahl in der Umwelt relevanter Resistenzen wurde primär auf das Ergebnis der COST-Action NEREUS ES 1403 (New and Emerging Challenges and Opportunities in Wastewater Reuse) zurückgegriffen. In dieser COST-Action erarbeitete ein internationales Team aus Umweltmikrobiolog:innen und Mediziner:innen eine Liste der häufigsten, persistenten und relevanten ARB und ARGs in gereinigtem Abwasser und dem empfangenden Gewässer und Boden (COST Action ES1403, 2017).

2.1.6 Wirkmechanismen

Wirkmechanismen im Sinne der Anwendung von effektbasierten Methoden (EBM) haben in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen, wobei hier weniger die sogenannten in vivo Verfahren (an lebenden Organismen), sondern vielmehr zellbasierte, bioanalytische Verfahren, sogenannte in vitro Biotests in den Vordergrund gerückt sind. Bei in vitro Verfahren (in weiterer Folge als Biotests bezeichnet) sind im Gegensatz zu in vivo Verfahren keine bioethischen Grundsätze zu berücksichtigen. Zudem ist aufgrund stetiger Weiterentwicklungen in diesem Sektor nunmehr ein Einsatz von Robotics und damit eine „Hochdurchsatz-Analytik“ möglich (Braun et al., 2020). Die summarische Wirkung unterschiedlicher Substanzen mit demselben Wirkspektrum wird als bioanalytische Äquivalenzkonzentration (BEQ) angegeben. Diese wird in Relation zur Wirkung einer bekannten, für den untersuchten Wirkmechanismus gut charakterisierten chemischen Einzelsubstanz gesetzt. So bedeuten z. B. 6 ng 17 β -Estradioläquivalent (EEQ)/L, dass die untersuchte Wasserprobe eine Mischung

östrogen wirksamer Chemikalien enthält, die in Summe dieselbe biologische Wirkung aufweisen wie 6 ng/L des natürlichen Hormons 17 β -Estradiol (Escher, Stapleton und Schymanski, 2020).

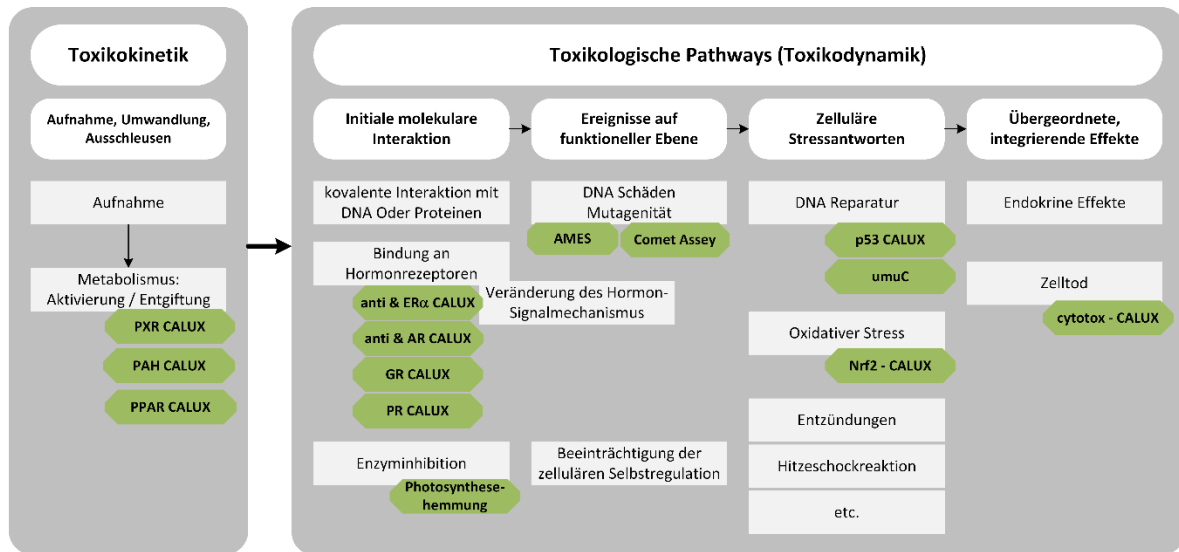
Seit einigen Jahren gibt es Überlegungen, Biotests für ein effektbasiertes Monitoring in die EU-Wasserrahmenrichtlinie aufzunehmen (Brack et al., 2017). Des Weiteren wurden Biotests vermehrt parallel zur chemischen Analytik eingesetzt, um ein breites Spektrum unterschiedlicher Endpunkte (Wirkmechanismen) entlang des zellbasierten Toxizitätspfad (Abbildung 1) in Oberflächengewässern und Kläranlagen zu untersuchen und damit die toxikologische Relevanz von Kläranlagenabläufen zu charakterisieren (Escher et al., 2018, Neale et al., 2017, Neale et al., 2020, Braun et al., 2020).

Basierend auf Erfahrungen aus den zwei nationalen Projekten „KomOzAk II“ (Krampe et al., 2020) und „Wirktests“ (Braun et al., 2020) und der Diskussion mit Anbietern von in vitro Biotests (BioDetectionSystems) wurden unterschiedliche Wirkmechanismen entlang des zellulären Toxizitätspfad für eine Datenrecherche festgelegt (vgl. Abbildung 1).

Eine Beurteilung bzw. Priorisierung der Wirktests alleine auf Basis der Detektion einer Aktivität ist jedoch nicht zielführend, da die beobachtete Wirkung im in vitro Test per se noch nicht unbedingt als problematisch eingestuft werden muss bzw. einen Effekt auf organischer oder gar ökologischer Ebene aufweist (Escher et al., 2018). Für eine Beurteilung bioanalytischer Ergebnisse wurden daher sogenannte „effektbasierte Triggerwerte“ (EBT) als „Grenzwerte“ im Trinkwasser und als Umweltqualitätsnormen (UQN) abgeleitet (Escher et al., 2018, van der Oost et al., 2017, NORMAN und Water Europe, 2019), die in weiterer Folge als Priorisierungskriterien (vgl. Tabelle 1) herangezogen wurden. Damit ist die Relevanz der Wirkmechanismen für Oberflächengewässer insofern mitberücksichtigt, als EBT nur dann abgeleitet wurden, wenn es sich um gewässerrelevante Endpunkte handelte. Eine Ableitung von EBT ist v. a. dann nicht möglich, wenn es keine Grenzwerte bzw. UQN für chemische Verbindungen mit der entsprechenden Wirkung gibt bzw. wenn geregelte Chemikalien nur geringe Wirkpotenzen aufweisen.

Die Priorisierung der Wirkmechanismen erfolgte anhand von Überschreitungshäufigkeiten und -intensitäten der EBTs für die betrachteten Wirkungen im Ablauf von Kläranlagen, wie sie in internationalen Studien sowie Untersuchungen in Österreich erhalten wurden.

Abbildung 1: Einsatz von Biotests (CALUX) entlang des zellulären Toxizitätspfadades.



Quelle: Braun et al., 2020, modifiziert.

2.2 Datensammlung für ausgewählte Leitparameter

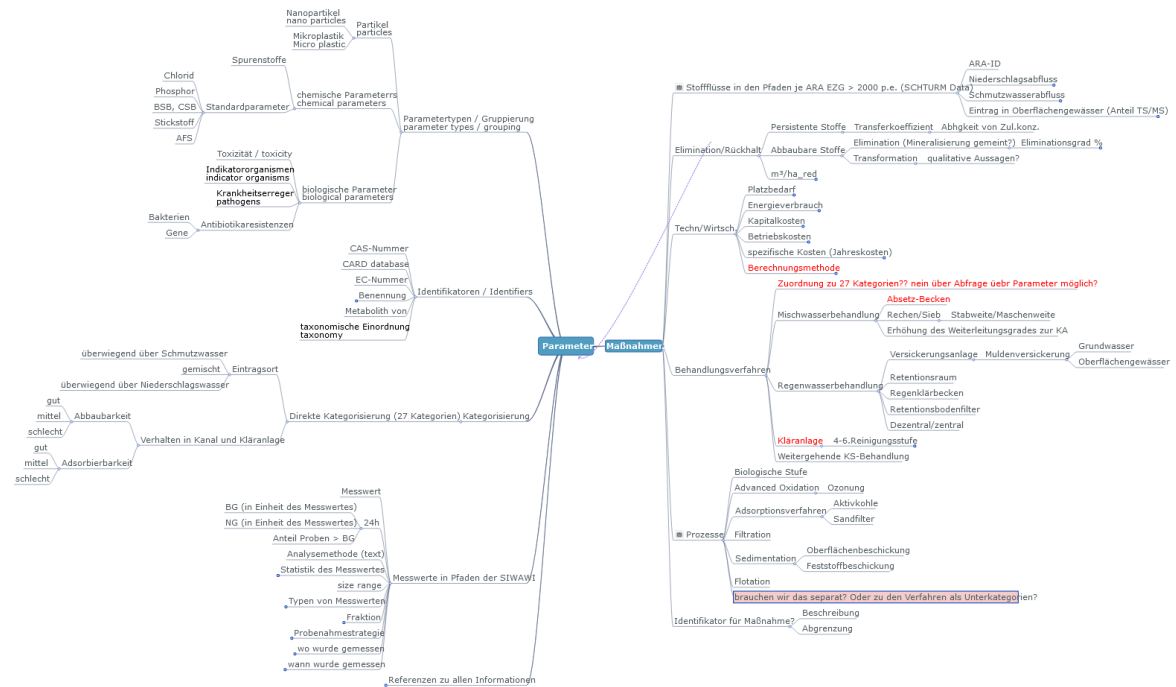
Für die im Kapitel 2.1 ausgewählten Leitparameter wurde in einem weiteren Schritt zahlreiche chemische und physikalische Daten sowie Literaturdaten zu Maßnahmen recherchiert und in einer Datenbank gesammelt. Dieser umfasste die Datensammlung zu den ausgewählten Leitparametern, welche zuvor festgelegt wurden. Die Vorgehensweise der Datensammlung kann in fünf wesentliche Schritte untergliedert werden:

- Schritt 1: Festlegung benötigter Daten,
- Schritt 2: Erstellung der Beziehungen für die Parameterseite,
- Schritt 3: Erstellung der Beziehungen für die Maßnahmenseite,
- Schritt 4: Entwicklung einer geeigneten Datenbank,
- Schritt 5: Datenrecherche und Dateneintrag.

Für die Entwicklung einer geeigneten Datenbank mussten im **ersten Schritt** die benötigten Daten zu den ausgewählten Parametern abgestimmt werden. Es wurde eine Mind Map mit den benötigten Daten erstellt. Abbildung 2 zeigt aufgrund der Größe der Mind Map nur einen Ausschnitt mit den Überkategorien. Auf der linken Seite der Mind Map befinden sich die benötigten Daten zu den ausgewählten Parametern und die rechte Seite befasst sich

mit den notwendigen Informationen zu den Maßnahmen. Abbildung 2 bis Abbildung 4 sollen überblicksmäßig die Komplexität der Zusammenhänge darstellen und keine Detailinformationen vermitteln.

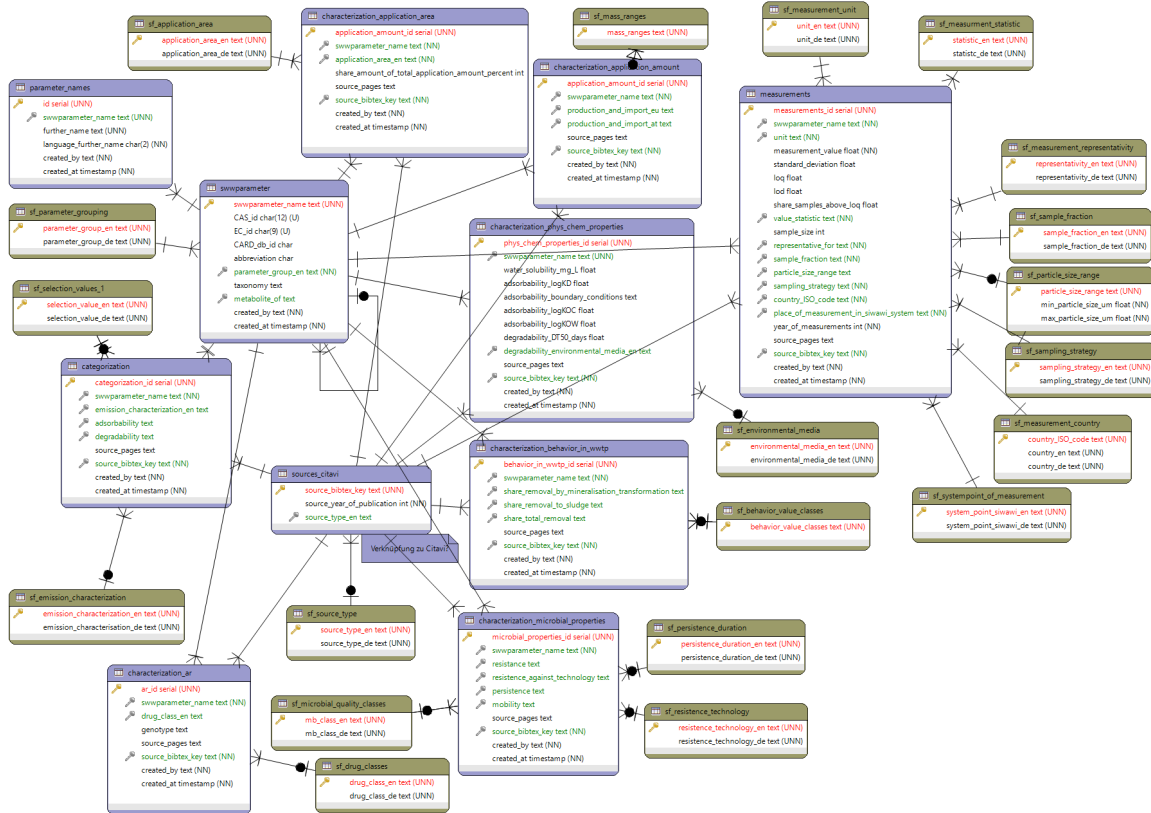
Abbildung 2: Arbeitsausdruck der „Mind Map“ zur Festlegung benötigter Daten.



Anmerkung: Die linke Seite zeigt die benötigten Daten zu den Parametern und die rechte Seite die benötigten Daten zu den Maßnahmen.

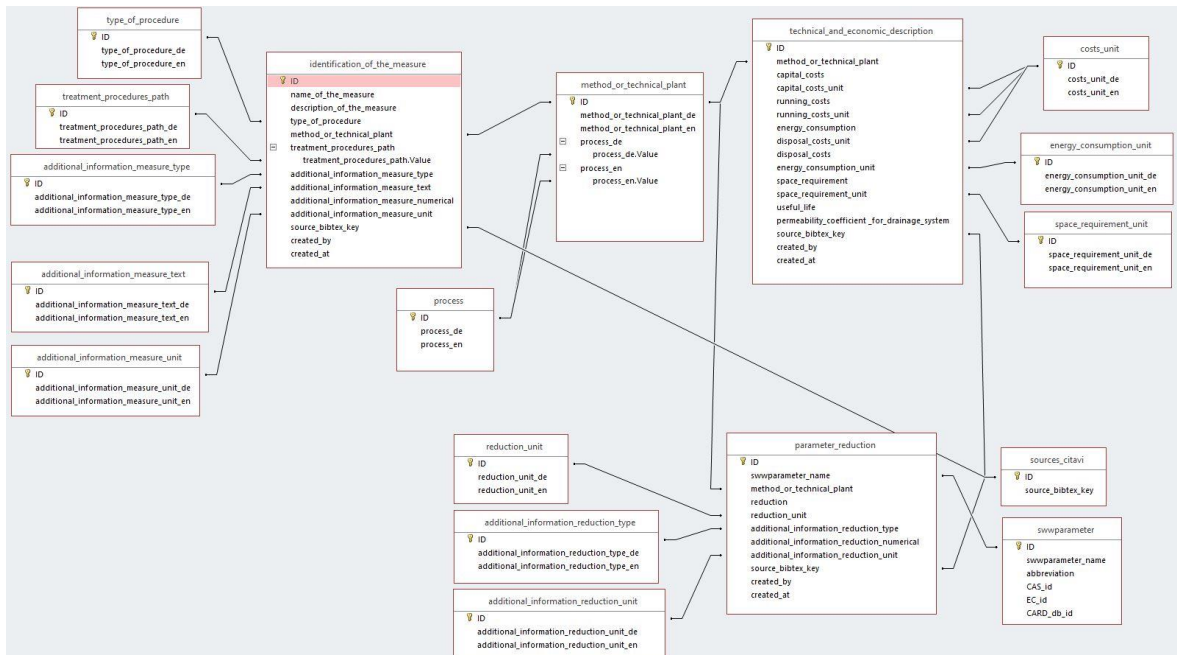
Um die mittels Mind Map identifizierte Informationen in ein relationales Datenbankmodell übertragen zu können, müssen die Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Über- und Unterpunkten anhand von Entitäten (eindeutig identifizierbaren Datenelementen) und Beziehungen dargestellt werden. Im **zweiten Schritt** wurde für die Parameterseite der Mind Map ein Entity-Relationship-Diagramm über das Tool ERMster erstellt und für die Entwicklung der Datenbank genutzt. In Abbildung 3 werden die Beziehungen der benötigten Daten auf der Parameterseite für die Erhebung und Auswertung der Kategorisierung und der Analyse der Haupteintragspfade in die Gewässer dargestellt.

Abbildung 3: Darstellung der Beziehungen für die Parameterseite für die Erhebung und Auswertung der Kategorisierung und der Analyse der Haupteintragspfade in die Gewässer.



Im **dritten Schritt** wurde für die gesamthafte Bearbeitung der Maßnahmensseite ebenso eine Darstellung der Beziehungen als Basis für die Programmierung der Datenbank erstellt. Dies wurde in MS Access bearbeitet und ist in Abbildung 4 ersichtlich. Die gesammelten Daten stellen die Basis für die Erhebung und Auswertung der potenziellen Behandlungsmethoden dar.

Abbildung 4: Darstellung der Beziehungen für die Maßnahmensseite für die Erhebung und Auswertung der potenziellen Techniken und Verfahren.



Der **vierte Schritt** umfasste das Aufsetzen der Datenbankstruktur für die Entwicklung einer Weboberfläche für die Dateneingabe. Diese Datenbank sollte in diesem Projekt lediglich als Tool dienen und kein fertiges Endprodukt darstellen. Die Datenbank trug zu einer leichteren und besseren Handhabung der großen Datenmenge bei. Die Daten wurden später in eine PostgreSQL-Datenbank (DB) eingespeist und der Zugriff auf die Datenbank wurde über eine REST API zur Verfügung gestellt. Um die Eingabe der Daten in die Datenbank zu vereinfachen und zur Fehlervermeidung wurde eine Weboberfläche erstellt, die die Dateneingabe über Formulare ermöglichte. Für spezielle Parameter, wie z. B. Einheiten oder Anwendungsgebiete, wurden entsprechende Auswahlmöglichkeiten in Schritt 2 bzw. Schritt 3 festgelegt, die bei den Formularen ausgewählt werden konnten. Diese Auswahlmöglichkeiten ermöglichten eine Reduzierung von Eingabefehlern und eine einfachere Auswertung. Technische Details zur Datenbank können Anhang 6.4 entnommen werden.

Der **fünfte Schritt** befasste sich mit der Datenrecherche. Die gesammelten Daten zu den organischen und anorganischen Spurenstoffen wurden in die Datenbank eingetragen, die ca. 10.000 Zeileneinträge umfasste.

2.3 Kategorisierung nach Verwendung, Eigenschaften und Eintragspfaden

2.3.1 Organische und anorganische Spurenstoffe

Um bestehende Stoffe zu kategorisieren und für zukünftige Fragestellungen Voraussagen treffen zu können, wie sich Stoffe in der Siedlungswasserwirtschaft verhalten werden, wurde anhand von Stoffeigenschaften und Eintragspfaden in das System der Siedlungswasserwirtschaft eine Matrix erstellt. Die Stoffe wurden anhand von chemisch/physikalischen Eigenschaften in neun Kategorien unterteilt und anhand der relevanten Eintragspfade in die Siedlungswasserwirtschaft drei weiteren gegenübergestellt. Insgesamt soll so das Verhalten von Stoffen in 27 Kategorien beschrieben werden.

Die Kategorisierung der chemisch/physikalischen Eigenschaften erfolgte auf Basis der Abbaubarkeit im Abwasser und der Adsorbierbarkeit an Klärschlamm und Partikel. Die Bewertung erfolgte anhand der Kriterien „gut“, „mittel“ und „schlecht“.

Die Kategorisierung des Eintrages erfolgte anhand der folgenden Pfade:

- überwiegender Eintrag aus Schmutzwasser,
- gemischter Eintrag,
- überwiegender Eintrag über Niederschlagswasser.

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die so entstandenen 27 Kategorien.

Tabelle 2: Schematische Darstellung der Matrix für 27 Kategorien für Schadstoffe aus den relevanten Pfaden der Siedlungswasserwirtschaft mit den Bezeichnungen der Kategorien.

Kategorien	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
gut in KA abbaubar, gut adsorbierbar			
gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar			
gut in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar			

Kategorien	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
	mittel in KA abbaubar, gut adsorbierbar		
	mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar		
	mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar		
	schlecht in KA abbaubar, gut adsorbierbar		
	schlecht in KA abbaubar, mittel adsorbierbar		
	schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar		

Als Grundlage für die Bewertung der Abbaubarkeit diene die Halbwertszeit (DT_{50} -Wert) des jeweiligen Stoffes. Zur Bewertung der Adsorbierbarkeit wurden folgende Parameter herangezogen:

- Wasserlöslichkeit
- Verteilungskoeffizienten
 - $\log K_{ow}$
 - $\log K_{oc}$

Der dimensionslose n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}) ist ein Maß für das Verhältnis von Fettlöslichkeit und Wasserlöslichkeit eines Stoffes und wird meist in Form des dekadischen Logarithmus $\log K_{ow}$ angegeben (siehe Tabelle 3).

Die Verteilung eines Stoffes zwischen organischem Kohlenstoff im Boden und Wasser wird wiederum durch den dimensionslosen K_{oc} oder in Form des dekadischen Logarithmus $\log K_{oc}$ angegeben. Er beschreibt die Affinität eines Stoffes, sich an Partikel zu binden (siehe Tabelle 3).

Der DT_{50} Wert beschreibt die Zeit (in Tagen) für den Abbau eines Stoffes, zu der 50 % der ursprünglichen Menge eines Stoffes abgebaut sind.

Die Einteilung der Abbaubarkeit (Halbwertszeit) in „gut“, „mittel“ oder „schlecht“ erfolgte durch eine Expert:inneneneinschätzung aus der Kombination aus Verweilzeit und Abbauverhalten in der Kläranlage. Dabei wurde von einer Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik (biologische Abwasserreinigung mit Nitrifikation/Denitrifikation und Phosphorentfernung) ausgegangen. Tabelle 3 gibt eine Übersicht der vorgeschlagenen Kriterien zur Kategorisierung.

Tabelle 3: Kriterien zur Kategorisierung der Parameter Adsorbierbarkeit und Abbaubarkeit.

Kategorie	Adsorbierbarkeit im Klärschlamm	Abbaubarkeit in der Kläranlage
Gut	Bindung an Feststoffe (gute Adsorbierbarkeit): <ul style="list-style-type: none"> • $\text{LogK}_{\text{ow}} > 5$ • $\text{LogK}_{\text{oc}} > 4,5$ 	Halbwertszeit DT_{50} beträgt weniger als 1 Tag (gute Abbaubarkeit)
Mittel	Werte die nicht in die Kategorie „gut“ oder „schlecht“ fallen wurden als „mittel“ bewertet.	Halbwertszeit DT_{50} beträgt mehr als 1 Tag und weniger als 5 Tage
Schlecht	Wasser als relevantes Transportmedium (= schlechte Adsorbierbarkeit) <ul style="list-style-type: none"> • $\text{LogK}_{\text{ow}} \leq 3$ • Wasserlöslichkeit $> 1 \text{ mg/l}$ 	Halbwertszeit DT_{50} beträgt mehr als 5 Tage (schlechte Abbaubarkeit)

Quelle: Dulio und von der Ohe (2013) in Kombination mit Wirth und Bunke (2017).

Die Bewertung der Adsorbierbarkeit erfolgte auf Basis von Dulio und von der Ohe (2013). Neben dem LogK_{ow} werden in der Literatur zwei unterschiedliche Kriterien (LogK_{c} und die Wasserlöslichkeit) zur Kategorisierung gewählt. Zum einen wird bei einer Wasserlöslichkeit $>1 \text{ mg/L}$ Wasser als die relevante Phase angesehen, zum anderen ist bei einem $\text{LogK}_{\text{oc}} > 3$ von einer Bindung an Feststoffe auszugehen. Das Kriterium zur Bindung an Feststoffe (LogK_{oc}) wurde in der vorliegenden Kategorisierung konform mit den REACH-Risikokriterien zur Identifizierung der Mobilität im Wasserkreislauf auf 4,5 angehoben. Nach einer Einschätzung der Autor:innen eignet sich die vollständige REACH-Risikobewertung aber nur bedingt für die Kategorisierung, da sich keine Ableitung in „gut“, „mittel“, „schlecht“ treffen lässt. In der REACH-Risikobewertung sind absolute Persistenz- und Mobilitätskriterien angeführt (Wirth und Bunke, 2017).

Anmerkung: Ein einfaches Kriterium (Kategorisierung des LogK_{ow} oder des LogK_{oc}) konnte nicht gewählt werden, da dies mehrfach zu einer doppelten Kategorisierung führen würde

(Im Falle von $\text{LogK}_{\text{OW}} \leq 3$ und $\text{LogK}_{\text{OC}} > 4,5$ ist der Stoff gleichzeitig „gut“ und „schlecht“ adsorbierbar).

2.3.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen

Eine Kategorisierung der Mikroorganismen nach den Maßstäben für Spurenstoffe hinsichtlich der chemisch/physikalischen Eigenschaften ist nicht möglich, weshalb die Kategorisierung auf die jeweilige Gruppe der Mikroorganismen und deren Eintragspfade beschränkt wurde.

2.3.3 Mikrokunststoffe

Mikrokunststoff ist weder als Material noch in seiner Größe endgültig definiert. International haben sich aber einige Charakteristika etabliert. Allgemein wird von Mikrokunststoff gesprochen, wenn es sich um feste, in Wasser unlösliche Polymere handelt, die einen Durchmesser kleiner als 5 mm aufweisen, wobei einige Institutionen/Länder auch eine nicht-Abbaubarkeit ergänzen (ECHA, 2019). Aus diesen Eigenschaften lassen sich Mikrokunststoffe im Schema, das für organische und anorganische Spurenstoffe vorgeschlagen wurde (siehe Kapitel 2.3.1) kategorisieren: als unlösliche Polymere sind sie nicht wasserlöslich und aufgrund ihrer partikulären Natur adsorbieren sie sehr gut an Klärschlamm. Die Anwendung des K_{OW} -Kriteriums entfällt aufgrund der Unlöslichkeit von Mikrokunststoffen. Generell gelten Kunststoffe als nicht abbaubar. Dies wird auch für als bioabbaubar gekennzeichnete Kunststoffe nach der EN 13432 angenommen. Die Norm gibt Kriterien für die Abbaubarkeit ausschließlich in industriellen Kompostrotten vor und ist auf kein anderes Umweltmedium übertragbar. Es ist davon auszugehen, dass biologisch abbaubare Kunststoffe weder in der freien Umwelt noch im Abwasser abgebaut werden. Die Europäische Chemikalienagentur ECHA definiert Mikrokunststoff über die Art der Substanz, Zustand, Morphologie und Dimension der Partikel. Demgemäß passen wasserlösliche Polymere, wie sie z. B. in Kosmetika eingesetzt werden, nicht in die Definition von Mikrokunststoff.

Als relevante Pfade in die Siedlungswasserwirtschaft wurde Schmutzwasser aus Haushalten und Gewerbe sowie Niederschlagswasser von Siedlungsoberflächen identifiziert. Niederschlagswasser aus Regenwasserkanälen, Mischwasserüberläufe, Kläranlagenabläufe und vor allem die Ausbringung von Klärschlamm sind relevante Pfade in die Umwelt. Hierzu wurden Messdaten aus der Literatur zusammengestellt und miteinander verglichen.

2.3.4 Synthetische Nanopartikel

Synthetische Nanopartikel (engineered nanoparticles, ENP) unterscheiden sich nicht nur in den zugrundeliegenden Substanzen (z. B. Silber, Titan, Kohlenstoff), sondern auch in Hinblick auf zusätzliche Modifikationen mit verschiedenen chemischen bzw. funktionellen Gruppen („Coating“ bzw. Beschichtung). Das Coating dient dabei einer zentralen Funktionalisierung der Oberflächen und beeinflusst die Eigenschaften des ENP-Coating-Komplexes durch eine signifikante Veränderung in der Oberflächenchemie (Qu, Alvarez und Li, 2013). Die Kategorisierung wurde deshalb aufgrund der unterschiedlichen chemisch/physikalischen Eigenschaften von synthetischen Nanopartikeln und deren Funktionalisierung (Beschichtung) nicht analog zu den Spurenstoffen durchgeführt. Ihr Verhalten, das aus bisherigen Untersuchungen zum Verhalten von ENP in Kläranlagen bekannt ist, bilden die Basis für eine Einteilung hinsichtlich Abbaubarkeit bzw. Adsorbierbarkeit.

Die Kategorisierung des Eintrages basierte auf den unterschiedlichen Verwendungszwecken.

2.3.5 Antibiotikaresistente Bakterien und Gene

Eine Kategorisierung der ARB und ARGs nach den Maßstäben für Spurenstoffe hinsichtlich der chemisch/physikalischen Eigenschaften ist nicht möglich, weshalb die Kategorisierung auf den Eintragungspfad beschränkt wurde.

2.3.6 Wirkmechanismen

In vitro Biotests können zur toxikologischen Charakterisierung einzelner Substanzen und komplexer Mischungen von bekannten und unbekanntem Substanzen in einer Probe verwendet werden. Aufgrund der summarischen Erfassung von Chemikalien mit derselben biologischen Aktivität ist eine Kategorisierung analog zu den Spurenstoffen schwierig, da einerseits die Zuordnung chemisch/physikalischer Eigenschaften zu einer Mischung nicht erfolgen kann, wenn die wirksamen Chemikalien nicht bekannt sind. Andererseits ist damit auch keine Identifikation der Eintragungspfade möglich. Ausnahme bilden einzelne Wirkmechanismen, wie z. B. Biotests für hormonelle Wirksamkeit, die überwiegend auf menschliche Ausscheidungen bzw. bestimmte Industriechemikalien und damit auf das Schmutzwasser zurückgeführt werden können.

2.4 Hauptaustragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft

In diesem Kapitel sollen die Grundlagen für eine frachtbasierte Darstellung des Austrags unterschiedlicher Parameter aus der Siedlungswasserwirtschaft, aufgeschlüsselt nach deren Austragspfaden, dargestellt werden. Eine umfassende Umsetzung dieses Ansatzes konnte nur für die organischen und anorganischen Spurenstoffe realisiert werden, da hier die beste Datenbasis vorlag. Für diese Parametergruppe wurde darauf aufbauend der Frage nachgegangen, ob es möglich ist auf Basis der in Kapitel 2.3.1. eingeführten Stoffkategorien a priori abzuschätzen, über welche Hauptaustragspfade ein Stoff die Siedlungswasserwirtschaft verlässt. Für andere Parametergruppen konnte dieses Konzept nicht zur Gänze umgesetzt werden. Trotzdem wird auch bei diesen Gruppen, soweit möglich, ein Querbezug zu den Hauptaustragspfaden und den Stoffkategorien hergestellt.

Für die Durchführung dieser Arbeiten wurde von einem Systemverständnis ausgegangen, wie es in Abbildung 5 veranschaulicht ist. Ausgehend von der Herkunft des Stoffes aus Verbrauchsprodukten in Haushalten oder aus Gewerbe und Industrie und dem damit verbundenen Eintrag in das kommunale Schmutzwasser einerseits, oder einem Eintrag durch atmosphärische Deposition, Korrosion oder Ähnlichem über den Oberflächenabfluss ins Niederschlagswasser andererseits, wird ein Stoff über den Mischwasserkanal oder im Schmutzwasserkanal zur Kläranlage transportiert bzw. gelangt über Mischwasserüberlauf oder Regenwasserkanalisation in die Umwelt. In der Kläranlage wird der Stoff je nach Eigenschaft abgebaut, im Klärschlamm gebunden oder im Kläranlagenablauf emittiert. Für die Ableitung von Konzentrationen und Frachten in den verschiedenen Pfaden wurde von einer typischen Entsorgungssituation in Österreich ausgegangen. Konzentrationsangaben wurden daher aus entsprechenden Datensätzen entnommen. Zusammenfassend werden die quantitativ erfassten Pfade so benannt und definiert:

Schmutzwasser: Aus Haushalten, Gewerbe und Industrie in die kommunale Kanalisation (Mischwasserkanal oder Schmutzwasserkanal) eingetragenes Abwasser.

Niederschlagswasser: Von den Oberflächen abgeleitetes und in die Kanalisation (Mischwasserkanal oder Regenwasserkanal) eingeleiteter Oberflächenabfluss/Regenwasser.

Mischwasser: Mischung aus Schmutzwasser und Niederschlagswasser, das bei Niederschlagsereignissen in einem Mischwasserkanal zum Abfluss kommt.

Regenwasserkanal: Kanal zur Ableitung von Niederschlagswasser in der Trennkanalisation und Austragspfad aus der Siedlungswasserwirtschaft für Niederschlagswasser, das nicht über ein Mischsystem entsorgt wird. Für die weiteren Betrachtungen im Projekt wird von keiner derzeitigen Behandlung des Niederschlagswassers ausgegangen.

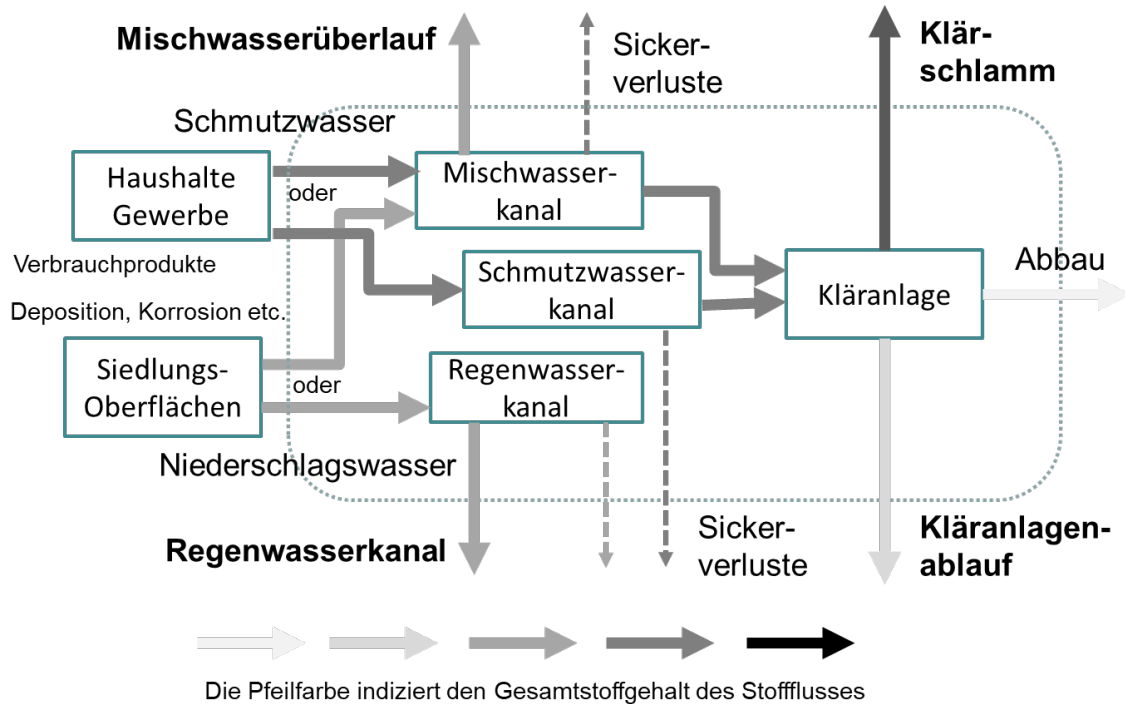
Mischwasserüberlauf: Mischwasser, das über Mischwasserentlastungen in Gewässer abgeleitet wird. Es wird von einem Weiterleitungsgrad nach ÖWAV-Regelblatt 19 ausgegangen, aber keine Reinigungsschritte angesetzt.

Kläranlagenablauf: Ablauf einer kommunalen Kläranlage mit Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik (Nährstoffentfernung – Nitrifikation/Denitrifikation und P-Fällung).

Klärschlamm: Stabilisierter kommunaler Klärschlamm (aerob oder anaerob) nach Entwässerung. Um das Verhalten der Mikroorganismen bewerten zu können, wurden für diese Fragestellung die Daten von unstabilisierten Klärschlämmen herangezogen.

Die in die Kanalisation eingetragene Stofffracht verlässt (unter Vernachlässigung von Sickerverlusten) die Siedlungswasserwirtschaft über die **Hauptaustragspfade Regenwasserkanal** (Niederschlagswasser im Trennsystem), **Mischwasserüberlauf** im Mischsystem sowie **Kläranlagenablauf** und **Klärschlamm**. Im günstigsten Fall wird ein Stoff in der Kläranlage abgebaut bzw. zu CO₂ mineralisiert. Daneben kann ein Stoff auf der Kläranlage auch metabolisiert werden und als Metabolit die Kläranlage verlassen. Dieser Fall konnte im Zuge dieser Studie nicht weiter behandelt werden. Es ist aber zu berücksichtigen, dass, wenn in weiterer Folge von „Abbau“ die Rede ist, eine Metabolisierung nicht ausgeschlossen werden kann.

Abbildung 5: Konzeptionelles Stoffflussmodell von Stoffeinträgen in die Siedlungswasserwirtschaft und der Austragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft.



Die Pfeilfarbe zeigt die Gesamtkonzentration von Stoffen in der Wassermatrix an (Kläranlagenablauf < Niederschlagswasser < Mischwasser < Schmutzwasser < Klärschlamm).

Quelle: TU Wien.

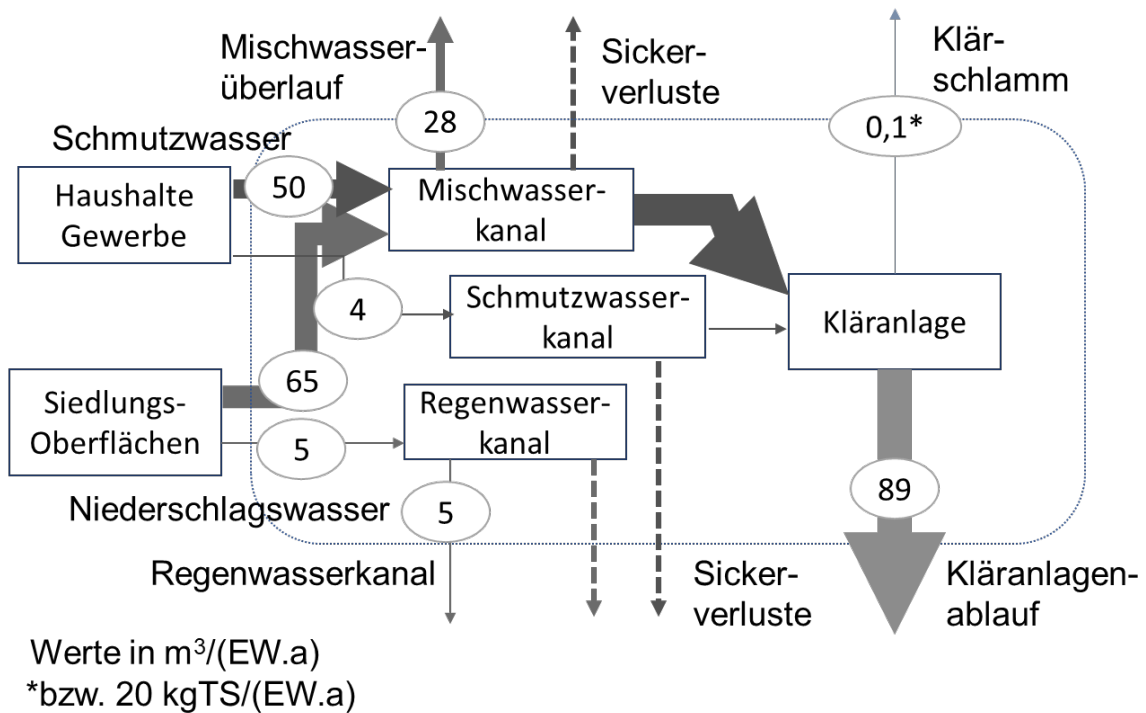
Zur Durchführung dieser Arbeiten wurden vorerst Konzentrationen und Frachten der für eine nähere Betrachtung ausgewählten Leitparameter der organischen und anorganischen Spurenstoffe (siehe Kapitel 2.1 und 3.1) in den Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft quantifiziert, um dann den Stoffaustrag über die unterschiedlichen Pfade aus dem System der Siedlungswasserwirtschaft einander gegenüberzustellen. Eine volle Bilanzierung der Stoffe in der Siedlungswasserwirtschaft war in vielen Fällen aufgrund der unterschiedlichen Herkunft der Daten zu Einträgen und Austrägen aus der Siedlungswasserwirtschaft nicht umsetzbar. Ziel war es dagegen, vor allem die Relevanz der Austragspfade im direkten Vergleich zueinander unter Berücksichtigung von Schwankungsbreiten größenordnungsmäßig darstellen zu können.

Für die Konzentrationen von organischen und anorganischen Spurenstoffen wurde zur Datensammlung die in Kapitel 2.2 dargestellte Datenbank verwendet. Diese wurde anhand

einer Vielzahl von Studien und anderen wissenschaftlichen Publikationen mit Daten zu Konzentrationen befüllt. Für die finale Auswertung wurden dann jene Stoffe herangezogen, für die eine Datenlage vorlag, die zumindest auf drei Einzelmessungen in jedem Austragspfad (Niederschlagswasser, Mischwasser, Kläranlagenablauf und Klärschlamm) beruhte und somit eine Quantifizierung aller Austragspfade möglich machte. Ausnahmen waren Konzentrationsangaben, die aus Langzeit-Mischproben (z. B. über ein Jahr) stammten. Hier wurde bereits eine Konzentrationsangabe als ausreichend bewertet. Zudem wurden für eine Quantifizierung der Stoffflüsse in die Siedlungswasserwirtschaft Daten zu den Konzentrationen im Schmutzwasser (Trockenwetterzulauf zur Kläranlage) verwendet, um gemeinsam mit den Konzentrationen im Niederschlagswasser den Eintrag in die Siedlungswasserwirtschaft abschätzen zu können. Für die weiteren Berechnungen wurde für jeden Parameter und die unterschiedlichen Transportpfade der Mittelwert aller vorhandenen Werte ermittelt. Um eine Schwankungsbreite der auftretenden Konzentrationen darstellen zu können, wurde bei den Pfaden Kläranlagenablauf, Klärschlamm und Schmutzwasser eine Schwankungsbreite um $\pm 20\%$ und bei den Pfaden Mischwasserüberlauf und Niederschlagswasser bzw. Regenwasserkanal aufgrund der größeren Variabilität der Abflusssituationen um $\pm 50\%$ angesetzt. Der ursprüngliche Anspruch, die Schwankungsbreiten aus den erfassten Daten abzuleiten, musste aufgegeben werden, da dies aufgrund der Vielfältigkeit der in unterschiedlichen Studien verwendeten statistischen Kennwerte (Minimum, Maximum, Minimalauswertung, Maximalauswertung, Standardabweichung, Perzentile etc.) nicht möglich war.

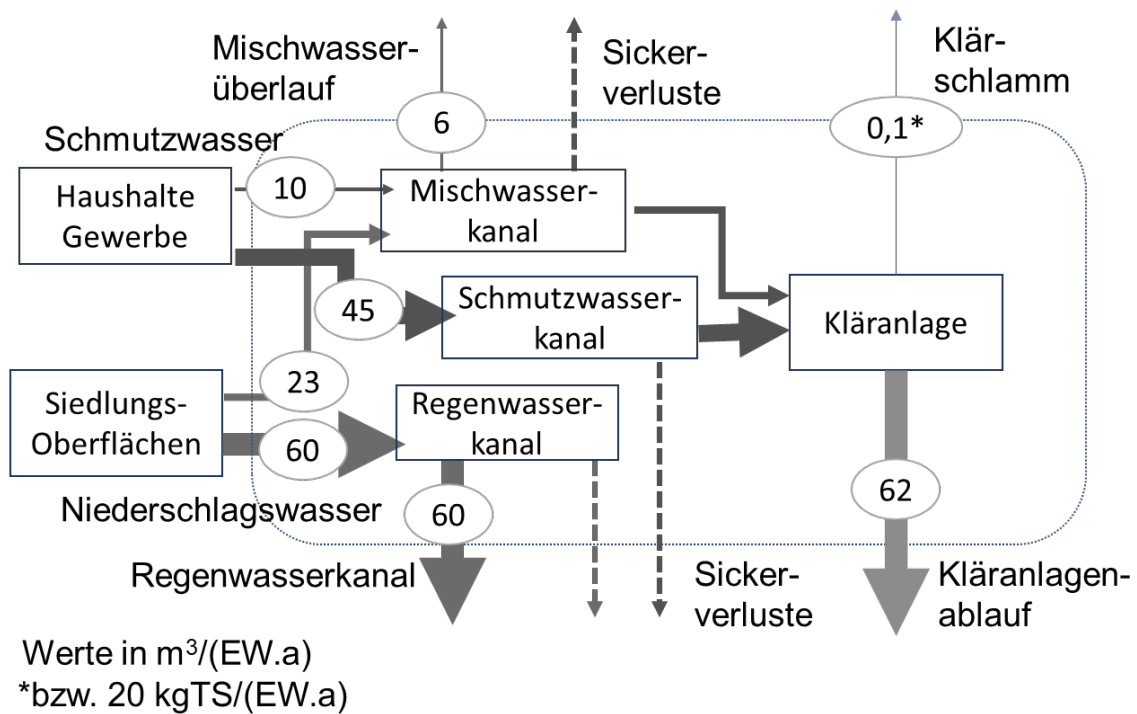
Für die Berechnung der Frachten in den unterschiedlichen Eintrags- und Austragspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft wurde neben den Schwankungsbreiten auftretender Konzentrationen die Wasserbilanz typischer siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme zu Grunde gelegt. Dabei sollten sowohl Systeme mit überwiegend Mischwasserkanalisation als auch mit überwiegend Trennkanalisation betrachtet werden. In einem ersten Schritt lag zudem der Fokus auf urban geprägten Systemen, da der überwiegende Teil der Einwohnerwerte (EW) in Österreich über urbane Systeme entsorgt wird, zudem der Großteil der vorhandenen Daten zu Konzentrationen aus urbanen Gebieten stammt und eine Übertragung auf ländliche Gebiete problematisch erscheint. Aus dem Projekt SCHTURM sind Abschätzungen zu den Wasserbilanzen für alle österreichischen Kläranlagen >2.000 EW bekannt (Clara et al., 2014a). Aus diesen Daten wurden die Kläranlagen Tulln als Beispiel für ein städtisches Gebiet mit überwiegend Mischkanalisation und Klosterneuburg als Beispiel für ein städtisches System mit überwiegend Trennkanalisation gewählt. Die mittleren Jahreswasserbilanzen sind in Abbildung 6 und Abbildung 7 dargestellt.

Abbildung 6: Mittlere Jahreswasserbilanz des Einzugsgebietes der ARA Tulln (städtisches Gebiet mit überwiegend Mischkanalisation) bezogen auf EW.



Quelle: Clara et al., 2014a.

Abbildung 7: Mittlere Jahreswasserbilanz des Einzugsgebietes der ARA Klosterneuburg (städtisches Gebiet mit überwiegend Trennkanalisation) bezogen auf EW.



Quelle: Clara et al., 2014a.

Zur Ergebnisdarstellung in Kapitel 3.3.1 wurden aus den minimalen, mittleren und maximalen Konzentrationen und den Wassermengen der Wasserbilanz Frachten in den Austragspfaden Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm getrennt für das städtische System mit überwiegend Mischkanalisation (Tulln) und das städtische System mit überwiegend Trennkanalisation (Klosterneuburg) berechnet. Dann wurde der Austrag über einen Pfad als Prozentsatz der Austräge über alle vier Pfade berechnet und die Schwankungsbreite des errechneten Prozentwertes angegeben. So ergibt sich für jeden ausgewerteten Parameter, für jeden der Austragspfade und für die beiden unterschiedlichen städtischen Gebiete jeweils ein Schwankungsbereich für den Anteil am Gesamtaustrag aus der Siedlungswasserwirtschaft.

Weiters wurde auch in ähnlicher Weise der Eintrag in die Siedlungswasserwirtschaft über Niederschlagswasser in Niederschlags- und Mischwasserkanäle bzw. über Schmutzwasser in Schmutzwasser- oder Mischwasserkanäle berechnet: Konzentrationen in Schmutzwasser (bei Trockenwetterbedingungen) und im Niederschlagswasser wurden genutzt um über die

Wassermengen im jeweiligen urbanen System Stofffrachten in Schmutzwasser-, Niederschlagswasser- und Mischwasserkanälen zu berechnen. Für die Ergebnisdarstellung wurde über die Gesamteintragsfracht aus Schmutz- und Niederschlagswasser der Anteil des jeweiligen Eintragspfades errechnet und auf Basis der angesetzten Schwankungsbreiten dargestellt. Die Ergebnisse dieser Berechnung wurden als Plausibilitätsprüfung der Einschätzungen der Bearbeiter:innen bei der Eingabe in der Datenbank genutzt, ob ein Stoff überwiegend über Schmutzwasser, überwiegend über Niederschlagswasser in die Kanalisation eingetragen wird, oder ob ein gemischter Eintrag erfolgt. Schließlich wurde auch die Summe der Einträge in die Siedlungswasserwirtschaft mit der Summe der Austräge verglichen, um zum einen für Stoffe, die nicht abgebaut werden, im Sinne einer Stoffbilanz die Datenlage zu überprüfen bzw. für Stoffe, die einem Abbau auf der Kläranlage unterliegen können, eine diesbezügliche Abschätzung zu machen.

In einem nächsten Schritt ging es um die Beantwortung der Frage, ob es möglich ist, auf Basis der Kategorisierung der Stoffe a priori abzuschätzen, über welche Pfade ein Stoff die Siedlungswasserwirtschaft überwiegend wieder verlässt. Zu diesem Zweck wurde für jede Kategorie (siehe 2.3.1) eine Hypothese zum Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft erstellt. Diese sind in Tabelle 4 zu finden. So wurde z. B. für Stoffe, die schlecht abbaubar und schlecht adsorbierbar sind und überwiegend über Schmutzwasser in die Siedlungswasserwirtschaft eingetragen werden, die Hypothese aufgestellt, dass diese Stoffe die Siedlungswasserwirtschaft vor allem über den Kläranlagenablauf, im geringeren Ausmaß über den Mischwasserüberlauf und nur zu sehr geringen Anteilen über Klärschlamm und Regenwasserkanal wieder verlassen. Ein gut abbaubarer und gut adsorbierbarer Stoff, der überwiegend über das Niederschlagswasser in die Siedlungswasserwirtschaft gelangt, verlässt entsprechend der dargestellten Hypothese vor allem über Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, in geringerem Umfang über den Klärschlamm und kaum über den Kläranlagenablauf die Siedlungswasserwirtschaft. Über eine Zuordnung der Stoffe zu diesen Kategorien und der oben dargestellten Quantifizierung des Beitrags der unterschiedlichen Pfade zum Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft sollte schließlich geprüft werden, wie weit für die Stoffe mit auswertbarer Datenlage die getroffenen Annahmen für die Kategorien zutreffend sind. Sollte über die Zuordnung zu einer Kategorie eine gute Voraussage über den dominanten Austragspfad möglich sein, könnten für Stoffe, die bisher nicht über ein Monitoring erfasst werden, mit einem geeigneten Modellansatz bereits auf Basis von allgemeinen Stoffeigenschaften und Einsatzbereichen, Aussagen über den voraussichtlichen Austragspfad aus der Siedlungswasserwirtschaft gemacht werden.

Die Bezeichnungen der einzelnen Kategorien, wie sie auch später im Text verwendet werden, sind in Tabelle 4 angeführt.

Tabelle 4: Hypothesen zu den dominanten Austragspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft für Stoffe in Abhängigkeit der Zuordnung zu Stoffkategorien (KA-Ablauf = Kläranlagenablauf, Mischwasserü. = Mischwasserüberlauf).

Kategorie	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag über Schmutz- und Niederschlagswasser	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
gut in KA abbaubar, gut adsorbierbar	Mischwasserü. > Klärschlamm > KA-Ablauf, Regenwasserkanal schmutz_gut_gut	Mischwasserü. und Regenwasserkanal > Klärschlamm > KA-Ablauf mischt_gut_gut	Regenwasserkanal > Mischwasserü. > Klärschlamm > KA-Ablauf niederschlag_gut_gut
gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Klärschlamm und KA-Ablauf > Mischwasserü. > Regenwasserkanal schmutz_gut_mittel	Mischwasserü. und Regenwasserkanal > Klärschlamm > KA-Ablauf mischt_gut_mittel	Regenwasserkanal > Mischwasserü. > Klärschlamm > KA-Ablauf niederschlag_gut_mittel
gut in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	KA-Ablauf > Mischwasserü. > Klärschlamm > Regenwasserkanal schmutz_gut_schlecht	Mischwasserü. und Regenwasserkanal > KA-Ablauf > Klärschlamm mischt_gut_schlecht	Regenwasserkanal > Mischwasserü. > KA-Ablauf > Klärschlamm niederschlag_gut_schlecht
mittel in KA abbaubar, gut adsorbierbar	Klärschlamm > Mischwasser und KA-Ablauf > Regenwasserkanal schmutz_mittel_gut	Klärschlamm > Misch- und Regenwasserkanal > KA-Ablauf mischt_mittel_gut	Regenwasserkanal > Mischwasserü. > Klärschlamm > KA-Ablauf niederschlag_mittel_gut
mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Klärschlamm und KA-Ablauf > Mischwasserü. > Regenwasserkanal schmutz_mittel_mittel	Mischwasserü., Niederschlagskanal, Klärschlamm und KA-Ablauf mischt_mittel_mittel	Regenwasserkanal > Mischwasserü. > Klärschlamm > KA-Ablauf niederschlag_mittel_mittel
mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	KA-Ablauf > Mischwasserü. > Klärschlamm > Regenwasserkanal schmutz_mittel_schlecht	KA-Ablauf > Mischwasserü. und Regenwasserkanal > Klärschlamm mischt_mittel_schlecht	Regenwasserkanal > Mischwasserü. > KA-Ablauf > Klärschlamm niederschlag_mittel_schlecht
schlecht in KA abbaubar, gut adsorbierbar	Klärschlamm > KA-Ablauf, Mischwasserü. > Regenwasserkanal schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm > Mischwasserü. und Niederschlagskanal > KA-Ablauf mischt_schlecht_gut	Regenwasserkanal > Mischwasserü. und Klärschlamm > KA-Ablauf niederschlag_schlecht_gut

Kategorie	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag über Schmutz- und Niederschlagswasser	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
schlecht in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Klärschlamm und KA-Ablauf > Mischwasserü. > Regenwasserkanal schmutz_schlecht_mittel	Klärschlamm und KA-Ablauf > Mischwasserü. und Regenwasserkanal mischt_schlecht_mittel	Regenwasserkanal > Mischwasserü. > KA-Ablauf und Klärschlamm niederschlag_schlecht_mittel
schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	KA-Ablauf > Mischwasserü. > Klärschlamm und Regenwasserkanal schmutz_schlecht_schlecht	KA-Ablauf > Mischwasserü. und Regenwasserkanal > Klärschlamm mischt_schlecht_schlecht	Regenwasserkanal > KA-Ablauf und Mischwasserü. > Klärschlamm niederschlag_schlecht_schlecht

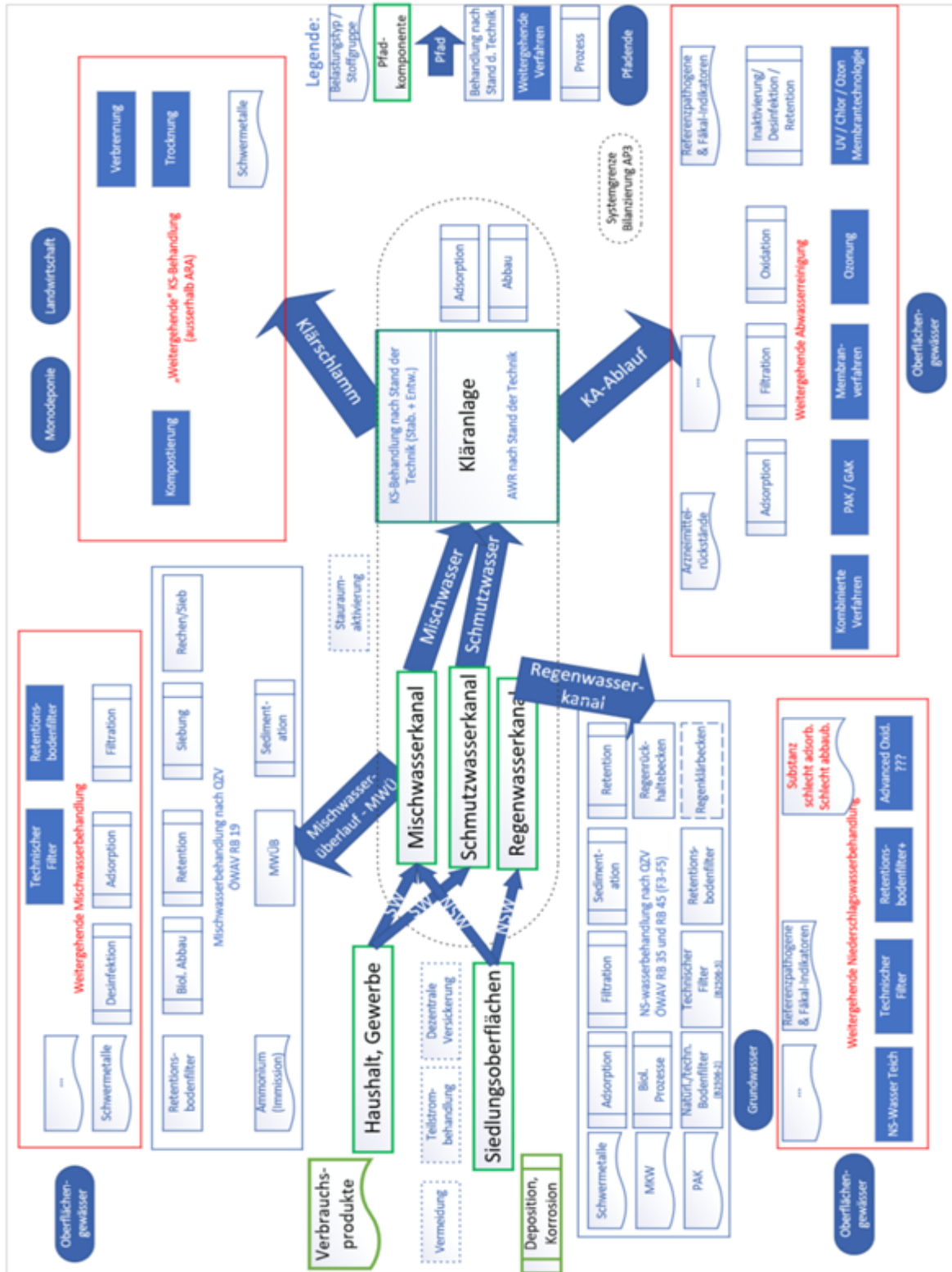
2.5 Techniken zur Emissionsreduktion, Rückhalt und Kosten

In diesem Kapitel werden für jeden der vier Hauptaustragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft für die jeweiligen relevanten Parameter der sechs Stoffgruppen geeignete Behandlungsmethoden aufgezeigt und eine Kostenschätzung durchgeführt.

Die Basis der Recherche zu den geeigneten Behandlungsmethoden sind die vier Hauptaustragspfade aus dem konzeptionellen Stoffflussmodell, nämlich Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm (siehe Kapitel 2.4, Abbildung 5). Für jeden dieser vier Pfade wurden in der Literatur Behandlungsmethoden gesucht, die über den aktuellen Stand der Technik hinaus zu einer relevanten Emissionsreduktion führen. Dies wurde für alle sechs Kategorien der Stoffgruppen je Austragspfad durchgeführt. Schliesslich wurden die Kosten für diese Behandlungsmethoden abgeschätzt.

Die Systemgrenze für die Bilanzierung für die vier Austragspfade Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm ist in Abbildung 8 dargestellt. Dabei ist speziell zu erläutern, dass für die Austragspfade Kläranlagenablauf und Klärschlamm die Behandlung nach Stand der Technik innerhalb der Systemgrenze liegt und für den Regenwasserkanal und Mischwasserüberlauf außerhalb.

Abbildung 8: Grafische Darstellung der Methodik anhand der Hauptaustragspfade, ausgewählter Parameter(gruppen)/Substanzen und ihrer potenzieller Behandlungsmethoden nach Stand der Technik und beispielhafte potenzielle weitergehende Verfahren.



Begründet wird dies mit der sehr weit gediehenen Umsetzung des Standes der Technik bei Kläranlagen in Österreich. Das bedeutet, dass vor allem durch die weitgehend implementierte Stickstoffentfernung bei Belebungsanlagen, entsprechende Abbauraten insbesondere der organischen Spurenstoffe durch die relativ hohen Schlammalter angenommen werden können. Diese sich ergebende Ablaufqualität wird als Kläranlagenablauf und damit gleichzeitig als Zulauf zur weitergehenden Abwasserreinigung im Sinne dieses Projektes verstanden.

Beim Austragspfad Klärschlamm wurde davon ausgegangen, dass der Klärschlamm nach einer Entwässerung und Stabilisierung das System Siedlungswasserwirtschaft für eine „weitergehende Klärschlammbehandlung“ verlässt.

Beim Austragspfad Mischwasserüberlauf wurde davon ausgegangen, dass die Zulaufqualität von Versuchsanlagen in der relevanten Literatur hauptsächlich der des reinen Mischwasserüberlaufs ohne Becken entspricht. In Österreich bedeutet dies mindestens eine ca. 10-fache Verdünnung des Schmutzwassers mit Niederschlagswasser. Beim Mischwasserüberlauf wird daher die Behandlungsmethode „Mischwasserüberlaufbecken“ als Emissionsreduktion nach Stand der Technik (ÖWAV-RB 19) bezeichnet. Alle anderen Behandlungsmethoden entsprechen einer weitergehenden Behandlung.

Beim Austragspfad Regenwasserkanal wurde davon ausgegangen, dass der Oberflächenabfluss, der für dieses Projekt relevant ist, eine mehr als geringfügige Verschmutzung im Sinne der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer beinhaltet und deshalb eine Behandlung nach ÖWAV-RB 35 erfordern würde. Die Qualität des Zulaufs zu den Versuchsanlagen in der relevanten Literatur wird als Niederschlagswasser ohne Behandlung angesetzt. Diejenigen Behandlungsmethoden, die den Methoden laut ÖWAV-RB 35 entsprechen, werden demnach als Methoden nach Stand der Technik bezeichnet. Methoden mit darüberhinausgehenden Verfahren werden als weitergehende Behandlungsmethoden definiert.

Innerhalb der Systemgrenze für die Bilanzierung wird darauf hingewiesen, dass beim Eintrag von Schmutzwasser die Industrieabwässer von Indirekteinleitern nicht explizit berücksichtigt wurden. Ebenso wurden folgende Verfahren/Techniken bei den Einträgen in das System Siedlungswasserwirtschaft nicht berücksichtigt: Vermeidung, Teilstrombehandlung, dezentrale Versickerung von Oberflächenabfluss, Stauraumaktivierung (als Alternative zur Drosselung von Mischwasser und Niederschlagswasser).

Insbesondere bei den Austragspfaden Regenwasserkanal und Mischwasserüberlauf fehlt eine verbindliche Nomenklatur der vielfältigen Behandlungsmethoden, die in der internationalen Literatur besprochen werden. Um die unterschiedlichen Verfahren besser dem Stand der Technik oder der weitergehenden Behandlung zuordnen zu können, wurden u. a. die Prozesse, die verwendeten Substrate bzw. Filtermaterialien je Verfahren erfasst.

Zur Veranschaulichung der Methodik sind in Abbildung 8 bei den vier Austragspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft Verfahren dargestellt, die zu einem Zeitpunkt ausgewählt wurden, zu dem die Ergebnisse aus der detaillierten Recherche noch nicht vorlagen. Die jeweils pro Pfad und Substanzen tatsächlich gefundenen Verfahren/ Methoden sind im Kapitel 3.4 (Techniken zur Emissionsreduktion) beschrieben. Ebenso wurden zur Veranschaulichung beispielhafte Stoffgruppen mit Fokus auf organische und anorganische Spurenstoffe (mit Kategorisierung Abbaubarkeit und Adsorbierbarkeit) und fäkalbürtige Mikroorganismen und Krankheitserreger vorläufig eingetragen. Die final ausgewählten Substanzen für die Ergebnisse in Kapitel 3.4 wurden aus den Ergebnissen des Kapitels 3.3 (Hauptaustragspfade) übernommen.

Je nach Relevanz einer Substanz pro Austragspfad werden die erzielbaren Rückhalte qualitativ und/oder quantitativ bewertet und die Kosten der unterschiedlichen Verfahren, soweit verfügbar, beschrieben.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Priorisierung und Auswahl der Belastungen

3.1.1 Organische und anorganische Spurenstoffe

In der Datenbank zur Priorisierung und Auswahl von organischen und anorganischen Parametern wurden insgesamt 7.574 Einzelbewertungen für 4.141 unterschiedliche Parameter durchgeführt. Dazu wurden größere Studien als Quellen herangezogen. Diese sind in Tabelle 5 gemeinsam mit der Anzahl der Stoffe, die über die jeweilige Studie bewertet werden konnten, sowie dem mittleren Bewertungsergebnis jeder Studie dargestellt. Der Großteil der erfassten Parameter konnte über große EU- bzw. donau-weite Studien bewertet werden. Dabei wurde bei Lettieri et al. (2016) eine modellbasierte Priorisierung durchgeführt, während bei van Gils et al. (2018) sowohl Modellierungen als auch Monitoring im Donau-einzugsgebiet in die Bewertung der Relevanz der Parameter eingeflossen sind. Darüber hinaus konnte eine Reihe von österreichischen oder deutschen Studien genutzt werden. Tabelle 6 zeigt die räumliche Zuordnung der für die Priorisierung genutzten Informationen.

Abbildung 9 zeigt die 50 im finalen Ranking höchst gereihten Stoffe. Darunter sind eine Reihe von Stoffen, die auch in Österreich bereits bei unterschiedlichen Studien untersucht und bewertet wurden wie z. B. PFOS (Perfluorooctane sulfonic acid), Quecksilber, Diclofenac oder Carbamazepin. Andere Stoffe sind lediglich durch die Bewertung von Lettieri et al. (2016) oder van Gils et al. (2018) in diesen Top 50 zu finden, wie z. B. 2-Ethylhexyl-diphenyl-phosphate, 2-Hydroxybenzothiazole oder 2-Methylthiobenzothiazole. In dieser Liste sind jedoch auch Parameter wie Eisen und Kalium enthalten, da diese Stoffe aufgrund hoher Konzentrationen ein hohes Ranking erfahren haben. Stoffe, für die eine geringe Gewässerrelevanz trotz höherer Konzentrationen bekannt ist, wurden in den weiteren Auswertungen daher nicht weiter berücksichtigt. Letztendlich waren es 259 organische und anorganische Spurenstoffe, die für die weiteren Projektaufgaben ausgewählt wurden. Die komplette Liste der Stoffauswahl ist im Anhang (Kapitel 6.1) dargestellt.

Tabelle 5: Literaturquellen, die für die Priorisierung von Parametern herangezogen wurden, Anzahl der Parameter aus der jeweiligen Quelle und mittlere Priorisierung der bewerteten Parameter, die aus der jeweiligen Studie entnommen wurden (mittlerer Priorisierungs-Score).

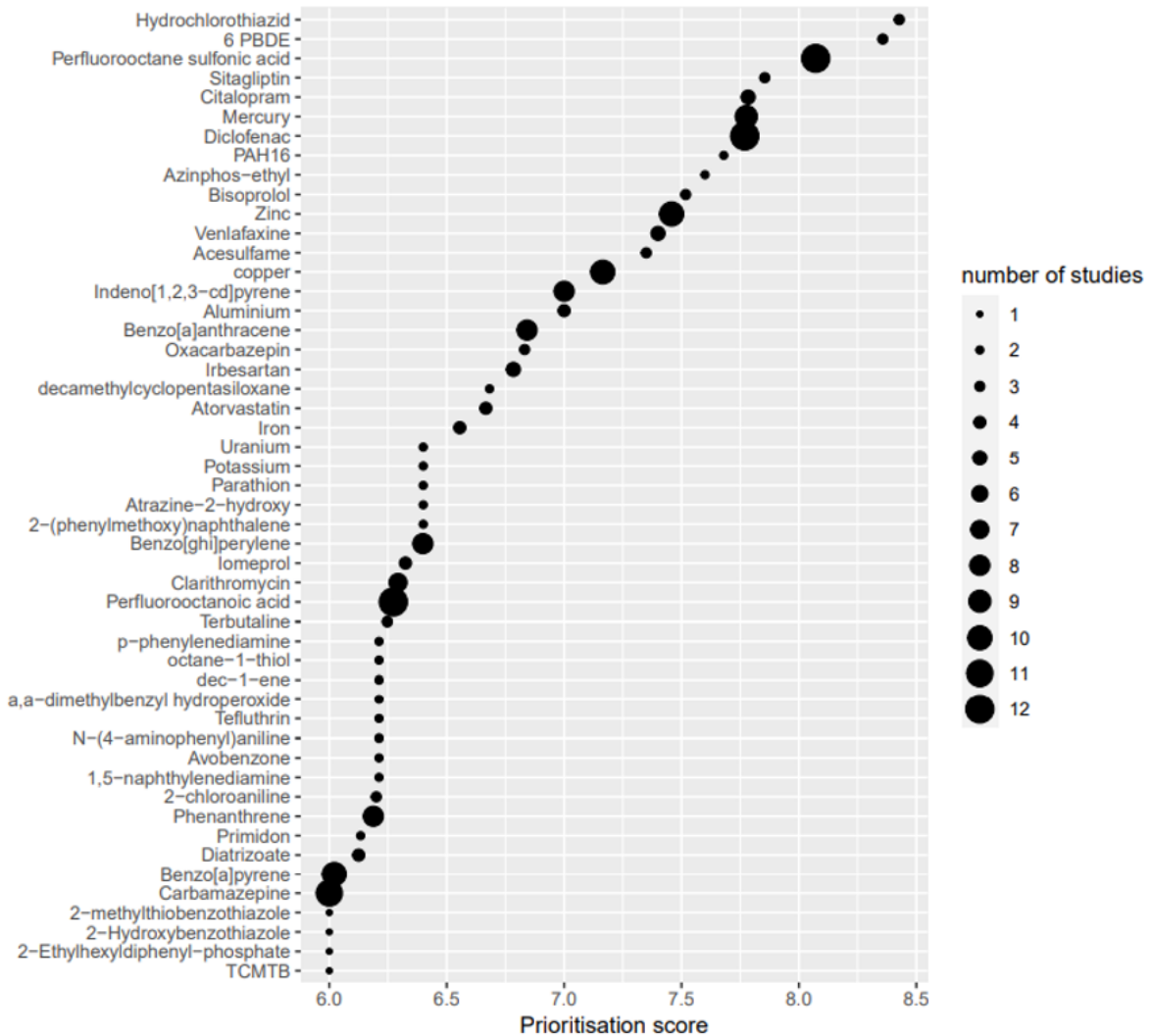
Datenquelle	Anzahl Parameter	Mittlerer Priorisierungs-Score
Lettieri et al., 2016	2.789	4,3
van Gils et al., 2018	1.787	1,2
Carvahlo et al., 2016	316	1,6
Loos et al., 2013	155	4,5
Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2018	115	1,9
Wicke, Matzinger und Rouault, 2015	99	4,1
Clara et al., 2017	98	3
Clara et al., 2009	96	3,5
Clara et al., 2014a	94	3,3
Clara, Hartmann und Deutsch, 2019	93	7,1
Götz, Otto und Singer, 2015	82	2
Clara, Hartmann und Scheffknecht, 2016	75	8
Fuchs et al., 2019	73	3,4
Zessner et al., 2019	64	3,2
Loos et al., 2010	58	2,1
Slobodnik et al., 2018	55	6,2
Rau und Metzger, 2017	50	5
Zhou et al., 2019	41	5,6
Alygizakis et al., 2019	24	4,5
Zoboli et al., 2019	23	5
Launay, 2017	17	2
Clara, Hanefeld und Scheffknecht, 2017	15	1,6
Amann et al., 2019	13	5

Datenquelle	Anzahl Parameter	Mittlerer Priorisierungs-Score
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, 2020	5	10
Clara et al., 2014b	4	10

Tabelle 6: Räumliche Zuordnung der für die Priorisierung genutzten Informationen und mittlerer Score der betrachteten Parameter.

Räumliche Zuordnung	Anzahl der Parameter	Mittlerer Priorisierungs-Score
EU	2.917	4,0
Donau	1.814	1,3
AT	369	3,9
Europa	202	4,1
DE	175	3,7
CH	82	2,0
GB	2	-

Abbildung 9: Darstellung der 50 Parameter mit der höchsten Gesamtbewertung sowie der Anzahl der zugrundeliegenden Studien.



3.1.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen

Bei den durch Wasser übertragbaren Krankheitserregern sind pathogene Bakterien, Viren, Protozoen, Parasiten und Helminthen zu berücksichtigen. Diese unterscheiden sich in Größe, Status (z. B. vermehrungsfähig, nicht vermehrungsfähig, vegetative Form oder Dauerform), Persistenz unter Umweltbedingungen, Resistenz gegenüber Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren, Infektionsdosis und Gesundheitsrelevanz.

Für die Auswahl der für die Emission einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage relevanten Pathogene wurde die folgende Strategie gewählt:

1. Schritt – Basislisten: Heranziehen der angeführten, globalen, hochwertigen Datenquellen über vom Menschen ausgeschiedene Krankheitserreger zur Entwicklung der Basisliste (die Basislisten sind in Abbildung 16 dargestellt):

- Global Water Pathogen Project (GWPP): Part Three: Specific Excreted Pathogens waterpathogens.org/ (on-going)
- WHO Guidelines on sanitation and health (2018) ISBN 978-92-4-151470-5
- WHO Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum (2017) ISBN 978-92-4-154995-0

2. Schritt – Kriterien zur Priorisierung: Die Priorisierung erfolgte nach folgenden Kriterien:

- Grundlegende Charakteristik (Bakterien, Viren, Parasiten, Dauerformen; Gram-positiv, Gram-negativ; RNA, DNA etc.),
- verfügbare Analysenmethode und Nachweis der Infektiosität
- Gesundheitsrelevanz
 - relative Infektiosität (DALY): gering, moderat, hoch
 - Infektionsdosis: 1–100, 100–10.000, >10.000 Zellen / Partikel / Dauerformen
 - Krankheitserreger einer meldepflichtigen Infektionskrankheit (AT, DE, CH)
 - Krankheitserreger ist überwachungspflichtig in einer Rechtsvorschrift für Abwasser, Klärschlamm, Kompost
 - Krankheitserreger wird für Risikobewertungen (QMRA) verwendet
 - fäkale Herkunftsbestimmung (MST), Aufbereitung, Transport
- geographisches Vorkommen
- Verhalten: Persistenz in der Umwelt, Resistenz gegenüber Aufbereitungsverfahren
- Ranking anhand hoher, mittlerer, moderater und geringer Signifikanz

3. Schritt – Entwicklung der Auswahlliste: Aus den Basislisten der Krankheitserreger wurde mit Hilfe der Priorisierungskriterien ein Ranking in hohe, mittlere, moderate und geringe Signifikanz vorgenommen und daraus die Liste der relevantesten pathogenen Bakterien, Viren, Protozoen und Helminthen entwickelt.

In Tabelle 7 sind die wichtigsten humanrelevanten, fäkal ausgeschiedenen Krankheitserreger aufgelistet.

Tabelle 8 zeigt das Ergebnis der Auswahl der höchst gerankten, fäkal ausgeschiedenen Krankheitserreger und stuft deren Gesundheitsrelevanz, die Verfügbarkeit einer Methode zur Bestimmung der Infektiosität und die geographische Relevanz ein.

Tabelle 7: Humanrelevante fäkal ausgeschiedene Krankheitserreger.

pathogene Viren	pathogene Bakterien
Rotavirus	<i>Campylobacter</i>
Astrovirus	<i>Arcobacter butzleri</i>
Norovirus und andere Caliciviren	<i>Acinetobacter</i>
Humane Adenoviren (HAdV)	<i>Shigella spp. (dysenteriae, flexeri, sonnei)</i>
Enterovirus	pathogenic <i>E. coli</i> (EA, EI, EHEC, ETEC, EPEC)
Poliovirus	<i>Aeromonas</i>
Hepatitis A	<i>Salmonella spp.</i>
Hepatitis E	<i>Salmonella enterica ser. Typhi</i>
Humane Polyomaviren (HPyV)	<i>Helicobacter pylori</i>
Sapovirus	<i>Clostridium difficile</i> <i>Yersinia enterocolitica</i>

pathogene Protozoen	Helminthen
<i>Cryptosporidium spp.</i>	<i>Trichuris Trichiura</i> (Geohelminths)
<i>Cyclospora cayetanesis</i>	<i>Ascaris spp.</i>
<i>Blastocystis</i>	<i>Schistosoma spp. (S. haematobium, S. mekongi, S. japonicum, S. mansoni, S. intercalatum, S. guineensis)</i>
<i>Microsporidia</i>	<i>Diphyllobothriidae</i>
<i>Entamoeba histolytica</i>	<i>Taenia spp. (T. solium, T. saginata)</i>
<i>Giardia duodenalis (intestinalis, lamblia)</i>	<i>Echinococcus spp.</i>
<i>Balantidium coli</i>	<i>Toxocara spp</i>
	<i>Paragonimus spp.</i>
	<i>Ancylostoma duodenale Necator americanus</i> (Hookworm)
	<i>Hymenolepis spp. (dwarf tapeworm)</i>
	<i>Strongyloides stercoralis</i>
	<i>Trematode</i>

Tabelle 8: Darstellung der in der Priorität höchst gereihten, fäkal ausgeschiedenen Krankheitserreger nach Gesundheitsrelevanz und Verfügbarkeit einer Methode zur Prüfung der Infektiosität, (1) = hohe Bewertung, (2) = moderate Bewertung.

Viren	Gesundheitsrelevanz	Methode für Infektiosität
Enteroviruses (single stranded RNA)	hoch (1)	vorhanden (1)
Noroviruses (single stranded RNA)	hoch (1)	eingeschränkt vorhanden (2)
Rotavirus (double stranded RNA)	hoch (1)	vorhanden (1)
Adenovirus (double stranded DNA)	moderat (2)	vorhanden (1)

Bakterien	Gesundheitsrelevanz	Methode für Infektiosität
<i>Salmonella</i> spp.	hoch (1)	vorhanden (1)
<i>Campylobacter</i>	hoch (1)	vorhanden (1)
Enterohaemorrhagic <i>E. coli</i>	hoch (1)	vorhanden (1)

Protozoen	Gesundheitsrelevanz	Methode für Infektiosität
<i>Cryptosporidien</i> (oocysts)	hoch (1)	eingeschränkt vorhanden (2)
<i>Giardia lamblia</i> (cysts)	hoch (1)	eingeschränkt vorhanden (2)

Helminthen	Gesundheitsrelevanz	Methode für Infektiosität
<i>Ascaris</i> spp. (eggs)	hoch (2)	vorhanden (1)
<i>Taenia</i> (<i>T. solium</i>)	moderat (2)	vorhanden (1)

3.1.2.1 Weitere betrachtete Mikroorganismen

Für diese beiden Kapitel kamen zusätzliche Auswahlkriterien zum Zug. Zum einen wurde aufgrund der aktuellen Pandemie durch das Virus SARS-CoV-2 beschlossen, Corona-Viren in

die Arbeit mit einzubeziehen, auch wenn eine Infektionsgefahr durch Abwasser nach dem derzeitigen Wissensstand als vernachlässigbar einzustufen ist.

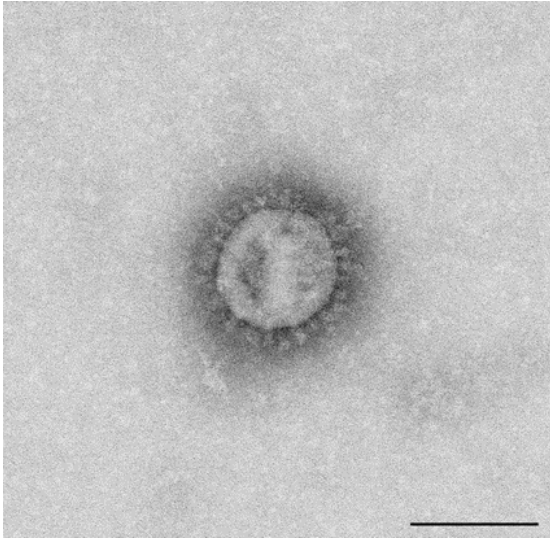
Zum anderen wurden Legionellen als weitere zu betrachtende Mikroorganismen ausgewählt, da diese bakteriellen Krankheitserreger in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen haben. Dies zeigt sich unter anderem daran, dass Legionellen als mikrobiologischer Parameter in die Neufassung der EU-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch aufgenommen wurden und auch als Parameter in der EU-Verordnung über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung festgelegt sind. Ihr Übertragungsweg ist nicht fäkal-oral sondern inhalativ über Aerosole.

3.1.2.1.1 SARS-CoV-2

Generelle Beschreibung

SARS-CoV-2 ist ein neues Beta-Coronavirus der Familie Coronaviridae, das aus einem RNA Einzelstrang umgeben von einer Lipidhülle mit einem Durchmesser von 110–136 nm besteht. Die in die Membranhülle eingebetteten, ca. 20 nm herausragenden Spike-Proteine auf der Oberfläche des Partikels bilden einen unter dem Elektronenmikroskop ersichtlichen, charakteristischen Kranz, welcher für die Namensgebung (Corona = lateinisch Kranz, Krone) verantwortlich ist (siehe Abbildung 10). Coronaviren gehören zu den RNA-Viren mit den größten Genomen und sind genetisch hochvariabel. Aktuell werden Coronaviren in die fünf Gattungen Alphacoronavirus, Betacoronavirus, Gammacoronavirus, Deltacoronavirus und Alphaetovirus eingeteilt, wobei die prominenten menschlichen Coronaviren SARS, MERS und SARS-CoV-2 zu der Gattung Betacoronavirus gezählt werden.

Abbildung 10: SARS-Coronavirus-2 (SARS-CoV-2, Isolat SARS-CoV-2/Italy-INMI1).
Elektronenmikroskopie, Negativkontrastierung (PTA). Maßstab: 100 nm.



Quelle: Robert Koch-Institut, 2013.

Seit Beginn des ersten Auftretens von SARS-CoV-2, etwa im Dezember 2019, wurden weltweit verschiedene Virusvarianten detektiert und als besorgniserregend oder als von Interesse klassifiziert (vgl. engl. variant of concern, VOC; variant of interest, VOI). Laut aktuellem Stand werden von der WHO vier Virus-Varianten zu den Variants of Concern (VOC) gezählt, nämlich: i) B.1.1.7 (Alpha), ii) B.1.351 (Beta), iii) P.1 (Gamma) und iv) B.617.2 (Delta) (<https://www.who.int/en/activities/tracking-SARS-CoV-2-variants/>, Stand 10.11.2021). Ein Auftreten von weiteren Varianten innerhalb der nächsten Monate und Jahre ist anzunehmen.

Vorkommen, Übertragung und Krankheitsbild

Coronaviren sind unter Säugetieren und Vögeln weit verbreitete Krankheitserreger, die beim Menschen vorwiegend milde Erkältungskrankheiten hervorrufen. Einzelne Vertreter der Betacoronaviren können auch schwere Krankheitsverläufe auslösen und sind Verursacher von Epidemien bzw. Pandemien innerhalb der letzten zwei Jahrzehnte (SARS 2003, MERS 2012, SARS-CoV-2 2019). Der Hauptübertragungsweg von SARS-CoV-2 erfolgt durch die respiratorische Aufnahme von Virenpartikeln, wobei eine Übertragung durch kontaminierte Oberflächen nicht auszuschließen ist. In einer ersten Studie konnte bei 40 % der infizierten Personen die Virus-RNA in Fäzesproben nachgewiesen werden (Wölfel et al., 2020).

Dadurch wurde auch die fäkal-orale Übertragung in den Fokus von wissenschaftlichen Studien gerückt. Generell sind Coronaviren nicht als primär fäkalbürtig anzusehen, wobei eine aktive Replikation von SARS-CoV-2 im Darmepithel nachgewiesen wurde (Qian et al., 2021). Der mögliche Übertragungsweg über fäkal kontaminiertes Wasser wurde international in vielen Studien diskutiert (Kitajima et al., 2020). Der RNA-Nachweis von SARS-CoV-2 in Abwasser wird als komplementäre Ergänzung und Informationsquelle verwendet, um Rückschlüsse auf das Infektionsgeschehen in der Bevölkerung zu ziehen und wird als abwasserbasierte Epidemiologie bezeichnet (Ahmed et al., 2021). Hinsichtlich der Bewertung einer möglichen Gefährdung durch SARS-CoV-2 im Abwasser ist jedoch klar zu unterscheiden, welche Nachweismethode angewendet wird. Die Detektion von SARS-CoV-2 allein auf Basis des Nachweises des Genoms (RNA) mittels quantitativer PCR lässt keine Rückschlüsse auf die Infektiosität zu.

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Ein großer Unterschied zwischen Coronaviren und anderen wasserassoziierten Viren, wie z. B. Rotaviren, Adenoviren oder Enteroviren ist das Vorhandensein einer Lipidhülle (Membran). Die intakte Membranhülle ist essentiell für den Infektionsmechanismus, wobei diese leicht durch Seifen oder andere Detergentien zerstört werden kann. Verglichen mit den wasserübertragbaren Viren ist die Persistenz von behüllten Viren stärker temperaturabhängig und stark abhängig von der Art des Wassers (La Rosa et al., 2020). Gundy et al. fanden die längste Persistenz von humanen Coronaviren in Laborversuchen in Leitungswasser bei 4°C, wobei die Inaktivierung des Virus desto schneller war, je höher die Temperatur und je komplexer das Medium war (Gundy et al., 2009). Bezüglich der Resistenz gegenüber Chemikalien ist SARS-CoV-2 sehr empfindlich gegenüber Detergentien und Desinfektionsmitteln, viel empfindlicher als z. B. das Fäkalindikatorbakterium *E. coli* (Wang et al., 2005).

Situation in Österreich und Europa

In Österreich ist ein positiver Nachweis einer Infektion mit SARS-CoV-2 anzeigepflichtig und im Regelfall gefolgt von einer behördlich verordneten Quarantäne. Seit Beginn der Pandemie im Februar 2020 wurden in Österreich insgesamt 853.310 laborbestätigte Fälle (AGES Dashbord CoVID-19 covid19-dashboard.ages.at/ Stand 04.11.2021) gemeldet, und 11.136 Personen sind im Zusammenhang mit COVID-19 verstorben (Sterblichkeitsrate 1,3 %).

Infektionsrisiko ausgehend von Abwasser

Für die Abschätzung des Gesundheitsrisikos entlang des Abwasserpfades wurde eine systematische Literaturrecherche bezüglich i) Vorkommen von SARS-CoV-2 im Stuhl und ii) Vorkommen im Abwasser mit einer klaren Unterscheidung der verwendeten Nachweismethode (Zellkultur vs. PCR) durchgeführt. Mittels Zellkultur kann der Beleg der Infektiosität der nachgewiesenen Virenpartikel erbracht werden. Zusätzlich wurde auch nach einzelnen Berichten hinsichtlich der Virus-Übertragung über den Abwasserpfad gesucht. Aufgrund der Aktualität des Themas und des zu Beginn der Pandemie Fehlens von Daten kam es zu einer vermehrten Forschungsaktivität in diesem Themengebiet und zu einer erhöhten Geschwindigkeit in der Publikationsarbeit. Viele Berichte zum Nachweis intakter SARS-CoV-2 Virenpartikel im Stuhl sind ohne detaillierten Studienaufbau und mit spärlicher Beschreibung der angewendeten Methoden publiziert. Strukturierte Studien mit fundierten Analysendaten sind weiterhin in der Unterzahl im Vergleich zu der Anzahl an vorliegenden Reviews und Diskussionsbeiträgen.

Im Folgenden werden die Erkenntnisse bezüglich der Frage, ob mit einem erhöhten Infektionsrisiko ausgehend von fäkalkontaminierten Wasserressourcen bzw. Abwasser aufgrund von SARS-CoV-2 zu rechnen ist, erläutert. Aufgrund der Struktur des Viruspartikels und dessen Infektionsweg ist die Möglichkeit der Übertragung über den Weg des Wassers als ein vernachlässigbares Risiko einzustufen, speziell, wenn man dieses mit anderen, wasserassoziierten Pathogenen vergleicht. SARS-CoV-2 ist ein primär aerogen übertragbarer Krankheitserreger, welcher vorwiegend über die respiratorische Aufnahme virushaltiger Partikel (Aerosole) Infektionen auslöst. Da das Darmepithel einen aktiven Replikationsort darstellt, können Viruspartikel auch über den Stuhl ausgeschieden werden. Somit ist eine fäkal-orale Übertragung zu bedenken (Wölfel et al., 2020; Zang et al., 2020). In einer Meta-Analyse bezüglich des Vorkommens von SARS-CoV-2 im Stuhl und des resultierenden Potentials für fäkal-orale Transmission wurden die Daten von 95 Studien zusammengefasst (van Doorn et al., 2020). Von 2149 untersuchten Stuhlproben waren 934 RNA positiv (43 %), wobei die Ausscheidung von SARS-CoV-2 RNA im Mittel 12,5 Tage und bis zu 33 Tage andauern kann. Der Nachweis auf infektiöse Viruspartikel im Stuhl wurde nur für wenige Proben durchgeführt. Beispielsweise waren 6 von 17 (35 %) der untersuchten Proben positiv (van Doorn et al., 2020). Die Konzentration infektiöser Partikel wurde nur in Einzelfällen bestimmt und wird um Größenordnungen geringer als im Vergleich zur RNA Bestimmung angenommen. Prinzipiell ist festzustellen, dass SARS-CoV-2 über den Stuhl infizierter Personen ausgeschieden werden kann. Es ist jedoch davon auszugehen, dass bereits bei der Ausscheidung ein

Großteil der Viruspartikel nicht mehr infektiös ist. Die Konzentration der RNA im Stuhl, gemessen mittels quantitativer Polymerase-Kettenreaktion (qPCR), wurde mit ca. 10^3 bis 10^7 Kopien/mL angegeben (Cheung et al., 2020; Wölfel et al., 2020).

Das Potential für die fäkal-orale Übertragung von SARS-CoV-2 wurde durch die Infektion von Frettchen über den Stuhl infizierter Personen erstmalig in einem Tiermodell grundsätzlich gezeigt (Jeong et al., 2020; Kim et al., 2020). Untersuchungen zur Möglichkeit einer fäkalen Übertragung beim Menschen, bei denen Kulturmedien mit simuliertem Darmsaft verwendet wurden, zeigten den rapiden Verlust der Infektiosität von SARS-CoV-2. Es trat eine Reduktion von bis zu ca. 10^5 Zellen innerhalb von 24 h (5 log Stufen) auf (Zang et al., 2020). Gesicherte Fallberichte zur Übertragung von SARS-CoV-2 über Fäkalien bzw. fäkalkontaminiertes Wasser sind bis dato nicht bekannt (La Rosa et al., 2020). Im Jahr 2003 wurde jedoch ein Einzelfallbericht von einer möglichen Übertragung von SARS durch Aerosole von Abwasser bzw. fäkaler Partikel in Hong Kong, Amoy Gardens housing estate, publiziert (Hung and Gardens, 2003). Bezüglich der aktuellen COVID-19 Pandemie gibt es einen Bericht über eine mögliche Übertragung von SARS-CoV-2 über aerolisiertes Abwasser innerhalb des Abwasserlüftungssystem eines Wohnblockes (Kang et al., 2020).

Aufgrund der strukturellen Ähnlichkeit von SARS-CoV und SARS-CoV-2 und des Nachweises der grundsätzlichen Übertragbarkeit mittels Tiermodell kann die Möglichkeit der Übertragungen über Fäkalien bzw. über Rohabwasser unter bestimmten Bedingungen nicht gänzlich ausgeschlossen werden (z. B. hohe Konzentration von Aerosolen in Kompartimenten mit einer großen Menge an unmittelbar frisch ausgeschiedenen Fäkalien). Bei Untersuchungen der Infektiosität von SARS-CoV-2 im Rohabwasser wurden bis dato nur negative Nachweise publiziert (Rimoldi et al., 2020; Westhaus et al., 2020). Laborstudien zur Persistenz von SARS-CoV-2 in Abwasser und Trinkwasser zeigten nach 1,5 Tagen bzw. 1,7 Tagen bei Raumtemperatur eine Reduktion der Infektiosität um 90 % (Bivins et al., 2020). Das Vorkommen von infektiösen SARS-CoV-2 im Rohabwasser kann daher, aufgrund des geringen Vorkommens im Stuhl, als gering betrachtet werden. Die Abwasserbehandlung nach dem Stand der Technik (mechanische und biologische Abwasserreinigung) erzielt darüber hinaus eine weitere Reduktion.

Für Arbeiten in Umgebungen mit (Roh)abwasser ist die Einhaltung der Arbeitsschutzvorschriften insbesondere der Hygienevorschriften gemäß ÖWAV-Regelblatt 405 essentiell. Diese Vorschriften stellen einen ausreichenden Infektionsschutz gegenüber SARS-CoV-2 und anderen im Abwasser vorkommenden Krankheitserregern dar.

Man kann daher zusammenfassend Folgendes feststellen: Eine generelle Übertragung infektiöser SARS-CoV-2 Partikel über Abwasser ist aufgrund der im Vergleich zu anderen im Abwasser vorkommenden Viren geringen Persistenz, der soweit bekannten, niedrigen Ausscheidungskonzentration im Stuhl und der multiplen Reduktionsbarrieren bei der Abwasserreinigung auszuschließen. SARS-CoV-2 stellt daher für die Fragestellung in der Siedlungswasserwirtschaft keinen relevanten Parameter dar. Eine abschließende Bewertung des Spezialfalls der prinzipiellen Übertragbarkeit von SARS CoV-2 in Umgebungen mit hoher, unmittelbarer frischer fäkaler Ausscheidung kann derzeit noch nicht vorgenommen werden. Intensive weltweite Forschungsaktivitäten sind derzeit dazu im Gange.

3.1.2.1.2 Legionellen

Generelle Beschreibung

Legionella ist ein Gram-negatives Bakterium, das als Wasser- und Bodenbakterium in allen natürlichen Wässern und Gewässern vorkommt. Die Gattung besteht aus mehr als 50 Arten (Lesnik et al., 2016), von denen etwa 20 in der Lage sind, Infektionen beim Menschen zu verursachen. Legionella-Infektionen haben zwei unterschiedliche klinische Erscheinungsformen: die Legionärskrankheit (Legionellose), eine schwere Form der Lungenentzündung, die weltweit eine hohe Sterblichkeits- und Krankheitsrate verursacht (Phin et al., 2014), und das Pontiac-Fieber, eine selbstlimitierende grippeähnliche Erkrankung (Fields et al., 2002). Man schätzt, dass etwa 90 % der Legionellosen weltweit durch die Spezies *Legionella pneumophila* verursacht werden. Die Spezies *Legionella pneumophila* wird in 15 Serogruppen eingeteilt, wobei die meisten Legionellose-Fälle mit der Serogruppe 1 in Verbindung gebracht wurden. Die Sterblichkeitsrate bei Legionellosen liegt zwischen 10 und 15 % (Fields et al., 2002).

Vorkommen, Übertragung und Krankheitsbild

Die Übertragung des Bakteriums erfolgt in der Regel durch das Einatmen von Aerosolen, die aus Wassersystemen stammen, die mit Legionellen besiedelt sind. Es sind speziell die vom Menschen geschaffenen, wasserführenden Systeme, in denen Legionellen optimale Bedingungen für ihre Vermehrung finden, wie erhöhte Temperatur (25–42°C), Stagnation, Nährstoffe aus Materialien in Kontakt mit dem Wasser und das Vorhandensein von Wirtsprotozoen (Steinert et al., 2002). Legionellen vermehren sich nachweislich in 14 Arten von freilebenden Amöben, zwei Arten von Wimpertierchen und einer Art von Schleimpilzen (Fields et al., 2002).

In Wassersystemen leben Legionellen und Protozoen gemeinsam in Biofilmen. Biofilme sind Strukturen aus Schleimen und Mikroorganismen, die an wasserberührenden Flächen entstehen und vor allem bei Stagnation von Wasser und erhöhten Temperaturen ein erhebliches Ausmaß erreichen können. Legionellen besitzen Mechanismen, die sie, wenn sie von Protozoen aufgenommen werden, vor deren Verdauungssystem schützen und die es ihnen sogar ermöglichen können, sich in den Protozoen zu vermehren. Hierbei nutzen Legionellen ihre Wirte als Nährstoffquellen. Gleichzeitig schützen die Protozoen die Legionellen, die sich in ihnen (intrazellulär) befinden vor schädlichen Umweltbedingungen und Desinfektionsmaßnahmen (Cervero-Aragó et al., 2015).

Als Ursache für Legionelleninfektionen und -ausbrüche werden weltweit Warm- und Kaltwasserverteilungssysteme, Whirlpools und Kühltürme gesehen, weshalb die meisten Desinfektionsstrategien, Präventionsmaßnahmen und Leitlinien auf diese Wassersysteme ausgerichtet sind. Es wurden jedoch auch Fälle von Legionellose in Zusammenhang mit Kläranlagen gemeldet (Blatny et al., 2008; Loenenbach et al., 2018; Maisa et al., 2015; Nhu Nguyen et al., 2006; Nygard et al., 2008; Olsen et al., 2010). Somit stellen Kläranlagen ein unterschätztes Risiko für lokale und kommunale Legionellosefälle und -ausbrüche dar. Obwohl Kläranlagen generell sehr ähnliche Betriebsführungen aufweisen, standen die meisten Ausbrüche mit industriellen Kläranlagen wie Papierfabriken, der Holzindustrie, der petrochemischen Industrie und der Lebensmittelindustrie in Verbindung und nicht mit kommunalen Kläranlagen (Caicedo et al., 2019).

Infektionsrisiko ausgehend von Abwasser

Mehrere Autor:innen haben über das Vorhandensein von Legionellen und *L. pneumophila* bei verschiedenen Behandlungsschritten in Kläranlagen berichtet. Bemerkenswerterweise war die Konzentration dieser Bakterien mit fortschreitender Klärstufe im Vergleich zum Kläranlagenzulauf generell höher, wobei sie in Belebungsbecken am höchsten war (Caicedo et al., 2019; Kulkarni et al., 2018). Es hat sich gezeigt, dass bei der biologischen Reinigungsstufe Bedingungen vorliegen, z. B. die Verfügbarkeit von Sauerstoff in Konzentrationen zwischen 0,5 und 2,0 mg/l, die zusammen mit dem Vorhandensein von Protozoen die Vermehrung von Legionellen fördern können (Caicedo et al., 2019, 2016). Darüber hinaus haben einige Autor:innen vermutet, dass Legionellen unter Bedingungen der Nährstoffverfügbarkeit sich unabhängig vom Vorhandensein von Protozoen vermehren können, indem sie die wesentlichen Nährstoffe aus organischem Material und toten Zellen beziehen (Caicedo et al., 2019; Temmerman et al., 2006). Die Temperatur ist ein Schlüsselfaktor für die Vermeh-

rung von Legionellen. Obwohl sie normalerweise nicht kontrolliert wird, werden Kläranlagen je nach Standort und Wetterbedingungen bei Temperaturen zwischen 8 und 30°C betrieben. In industriellen Kläranlagen und kommunalen Kläranlagen, die mit Industrieabwässern kombiniert werden, können die Betriebstemperaturen jedoch viel höher sein, ebenso wie die Konzentrationen organischer Stoffe (Caicedo et al., 2019). Bisher wurden nur in zwei Studien Korrelationen zwischen den Betriebsparametern einer kommunalen Kläranlage und der Konzentration von Legionella spp. untersucht. Während Huang et al. (2009) keine Korrelationen fanden, stellten Caicedo et al. (2016) eine positive Korrelation zwischen der Konzentration von Legionella spp. und dem partikulären chemischen Sauerstoffbedarf, dem partikulären Kjeldahl-Stickstoff und der partikulären Proteinkonzentration fest. Diese Parameter wurden aus den unfiltrierten Abwasserproben bestimmt. Weitere Forschung ist erforderlich, um diese Ergebnisse zu bestätigen (Caicedo et al., 2016; Huang et al., 2009).

In ihrer Übersichtsarbeit fassen Caicedo et al. (2019) die verfügbare Literatur über das Vorkommen von Legionellen in kommunalen Kläranlagen zusammen. Demnach finden sich die höchsten Legionellenkonzentrationen im Wasser der Belebungsbecken mit Konzentrationen von 10^3 bis 10^8 Legionella spp. Genom-Einheiten (GU)/L, in der Luft über den Belebungsbecken Konzentrationen von 0,56 bis 56 GU/m³ Luft (Medema et al., 2004) sowie in einigen Kläranlagenabwässern Konzentrationen von 10^3 – 10^7 Legionella spp. GU/L (Caicedo et al., 2019; Fernandez-Cassi et al., 2016). Die Konzentrationen an Legionellen in Kläranlagenabläufen zu beachten ist besonders wichtig, wenn das Abwasser ohne weitere Behandlung für die Bewässerung verwendet werden soll. Medema et al. (2004) stellten als Folge der mechanischen Belüftung mit Rührwerken erhöhte Konzentrationen von Mikroorganismen in der Luft sowie in der Luft über abgedeckten Tropfkörpern fest. Insbesondere wurde berichtet, dass die direkte Aerosolausbreitung aus den belüfteten, biologischen Becken Entfernungen von 300 m (Olsen et al., 2010) und 1,6 km (Loenenbach et al., 2018) erreicht. Aus diesem Grund hat die Europäische Union in der Verordnung über die Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung den mikrobiologischen Parameter Legionellen in die Qualitätsanforderungen aufgenommen und einen maximal zulässigen Wert von 1.000 Legionellen KBE pro Liter festgelegt (Europäische Union, 2020).

Situation in Österreich und Europa

Im Jahresbericht der meldepflichtigen Erkrankungen für Österreich 2020 wird von der Legionellen-Referenzzentrale AGES mit Stand 08.06.2021 die Anzahl von 249 Fällen von Legionellose angegeben. Die Fall-Sterblichkeit beträgt auf Basis der in der Referenzzentrale vorhandenen Daten 10 bis 15 % (ages.at/themen/krankheitserreger/legionellen/).

Aktuell hat nur in Deutschland das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen eine Verordnung zur Legionellen-Selbstüberwachung in Kläranlagen erlassen (Ministry for Environment Agriculture Conservation and Consumer Protection, 2016). Diese Verordnung aus dem Jahr 2016 richtet sich an industrielle Kläranlagen aus der Milch-, Zucker- und Fleischproduktion, Brauereien, Zellstoff- und Papierindustrie mit biologischer Behandlung, die Abwasser mit einer Temperatur von 23°C aufnehmen. Das Legionellen-Selbstüberwachungsprogramm muss im ersten Jahr vierteljährlich durchgeführt werden und, wenn hohe Legionellenkonzentrationen festgestellt werden, mindestens einmal jährlich in den Sommermonaten erfolgen.

Der Nachweis und die Quantifizierung von Legionellen in Kläranlagen erfolgen in der Regel durch kulturbasierte Methoden und molekulare Methoden wie die quantitative Polymerase-Kettenreaktion (qPCR). Unabhängig von der verwendeten Methode stellt eine solche Quantifizierung aufgrund der komplexen Matrix, wie sie bei Abwässern gegeben ist, eine große analytische Herausforderung dar.

3.1.3 Mikrokunststoffe

Quellen von Mikrokunststoff sind einerseits Produkte, denen Kunststoffe als Partikel bewusst beigemischt werden (primärer Mikrokunststoff, z. B. Kosmetika). Der Schmutzwasserpfad ist hier der dominante Eintragspfad in die Siedlungswasserwirtschaft. Andererseits entsteht primärer Mikrokunststoff auch durch Abnutzung von Materialien bei deren Nutzung. Eine bedeutende Quelle hierfür sind der Abrieb von Reifen, Schuhsohlen etc., der überwiegend durch Abschwemmung von Oberflächen und über Regenwasserkanäle oder Mischwasserüberläufe direkt in die Umwelt oder zu Kläranlagen transportiert wird.

Durch Alterung und Verwitterung v. a. umweltoffener Anwendungen entsteht sekundärer Mikrokunststoff. Dieser wird überwiegend durch Abschwemmung von Oberflächen und Regenwasserkanäle oder Mischwasserüberläufe direkt in die Umwelt emittiert.

Die beiden beschriebenen Arten von Kunststoffen (Reifenabrieb und Mikrokunststoff aus Produkten) sind relevant für die Siedlungswasserwirtschaft und werden im Kapitel 3.2.3 kategorisiert.

3.1.4 Synthetische Nanopartikel

In die Datenbank zur Priorisierung und Auswahl wurden sieben ENP aufgenommen. Die aus dem Forschungsprojekt „NanoDESTINARA“ (Clara et al., 2014b) abgeleiteten ENP umfassten Titandioxid, Silber, Cerdioxid sowie die Fullerene und die modellbasierte Priorisierung des JRC (Lettieri et al., 2016) führte zur Aufnahme von Carbon Nanotubes, Mica Nanopartikel und SiO₂-NP (Tabelle 9).

Zur Identifikation und Quantifizierung von ENP in der Umwelt werden zuverlässige Analyseverfahren benötigt, wobei die Herausforderung darin liegt, ENP von natürlich vorkommenden NP bzw. agglomerierten bzw. konjugierten Formen zu unterscheiden, was bislang nicht möglich ist. Daher fällt der Modellierung des Umweltverhaltens eine wichtige Rolle für eine Expositions- und basierend darauf eine Risikoabschätzung zu.

Tabelle 9: Synthetische Nanopartikel in der Datenbank (vor Priorisierung).

Nanopartikel	
Cerdioxid	CeO ₂ -NP
Fullerene	Full-NP
Silber	Ag-NP
Titandioxide	TiO ₂ -NP
Graphite, Carbon Nanotubes	MWCNT
Glimmer (Mica nanoparticles)	-
Quarzglas (fused silica)	SiO ₂ -NP

Auch wenn das Umweltrisiko von Nanopartikeln kontrovers diskutiert wird, wurde basierend auf einer Modellierung für bestimmte ENP in der Schweiz kein akutes Risiko für Oberflächengewässer abgeleitet (DWA, 2016). Auch neuere Modellierungen für die häufig angewendeten ENP Cerdioxid, Siliziumdioxid und Silber deuten auf ein relativ niedriges Umweltrisiko hin (Giese et al., 2018).

Im Entwurf einer Handlungsempfehlung zur integrativen Bewertung der weitergehenden Abwasserbehandlung (GDCh und DWA-AG KA-8.1, 2021) wurden die ENP nicht als bedeutende Belastungsquelle für Gewässer bezeichnet, da sie in Kläranlagen zu >90 % zurückge-

halten werden. Im Positionspapier des NORMAN-Netzwerkes und Water Europe zu Contaminants of Emerging Concern in kommunalem Abwasser wurden ENP ebenso nicht erwähnt (NORMAN und Water Europe, 2019). Auch im DWA-Beitrag zum Verhalten von Nanomaterialien auf kommunalen Kläranlagen (DWA, 2016) wurde festgehalten, dass aufgrund des geringen Wissensstandes über Eintrag, Verhalten, Wirkung und die Risiken keine Ableitung eines Handlungsbedarfs für die Abwasserreinigung erfolgt.

Basierend auf diesen Stellungnahmen zu ENP in der Literatur und dem derzeit als relativ gering eingeschätzten Risiko wird in weiterer Folge zwar eine grobe Kategorisierung und Identifizierung von Hauptaustragspfaden durchgeführt, die Thematik wird aber derzeit nicht zu den akuten Herausforderungen für die Siedlungswasserwirtschaft gezählt.

3.1.5 Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene

Die Auswahl relevanter Resistenzen basierte auf dem Deliverable D.1.2 der COST-Action NEREUS mit dem Titel "List of the top most prevalent and persistent, and the top 5 most hazardous ARB undARGs in treated wastewater and surrounding environment, specifically focusing on antibiotic resistance genes associated with mobile genetic elements" der Working Group 1 (COST Action ES1403, 2017). Als Kriterien für die Auswahl dienten Prävalenz, Persistenz und humanes Gefährdungspotential. Diese Liste wurde in weiterer Folge mit dem Projekt HyReKA („Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern“, Exner et al., 2020) sowie Untersuchungen, die im Rahmen des Projektes ANSWER („Antibiotika und mobile Antibiotikaresistenzen im aufbereiteten Abwasser: Risiken und innovative Lösungswege“) am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement der TU Wien durchgeführt wurden, verschnitten. Aus der Überschneidung wurde eine Liste an Antibiotikaresistenzgenen für die weitere Betrachtung abgeleitet.

Tabelle 10: Ergebnistabelle aus COST Action 1403 – NEREUS WG1-Deliverable D.1.2 für relevante ARB und ihre assoziierten ARGs.

Relevante ARB	Vorwiegend assoziierte ARGs
<i>Escherichia coli</i>	bla _{KPC} , bla _{NDM-1} , bla _{OXA} , bla _{CTX-M} , bla _{OXA-48} , mcr1
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	
<i>Enterobacter sp.</i>	
<i>Enterococcus faecalis</i>	vanA
<i>Enterococcus faecium</i>	vanA
<i>Staphylococcus aureus</i>	mecA
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	bla _{CTX-M} , bla _{GES} , bla _{OXA} , bla _{SHV}
<i>Aeromonas spp.</i>	bla _{CTX-M}
<i>Acinetobacter baumannii</i>	bla _{TEM}

Quelle: COST Action ES1403, 2017

Tabelle 11: Ergebnistabelle aus COST Action 1403 – NEREUS WG1-Deliverable D.1.2 für ARGs.

Weit verbreitete/ vorherrschende ARGs	Persistente ARGs	Relevante ARGs mit hohem humanem Gefährdungspotential
intl1	sul1	bla _{KPC}
qnrS	intl1	vanA
sul1	vanA	bla _{NDM-1}
bla _{CTX-M}	qnrS	bla _{OXA}
bla _{TEM}	bla _{OXA}	bla _{CTX-M}
vanA	bla _{TEM}	mcr1
qacEΔ1	bla _{CTX-M}	
bla _{OXA}	sul2	
	tetM	

Quelle: COST Action ES1403, 2017

Folgende ARGs wurden aus der Verschneidung der genannten Projekte (NEREUS, HyReKa, ANSWER) als häufig nachgewiesen identifiziert und können als Ergebnis einer Priorisierung dienen:

- sul1,
- bla_{TEM},
- ermB.

Da sul1 und ermB umwelt-assoziiert sind und bla_{TEM} humanassoziiert ist, decken diese drei ARGs auch zwei zentrale „Endpunkte“ des „One-Health-Approach“ ab. Untersuchungen auf drei deutschen Kläranlagen mit einem zielgerichteten Metagenomik-Ansatz verdeutlichen jedoch eine hohe Dynamik und Komplexität hinsichtlich Vorkommen und auch Verbleib in Kläranlagen (Pinnekamp, 2020). Es wurde teilweise nur eine geringe Überschneidung mit den im Projekt HyReKA häufig angetroffenen ARGs gefunden, weshalb eine Einschränkung von Betrachtungen auf ein reduziertes Set an ARGs, wie oben dargestellt, als kritisch betrachtet wird. Ansätze zur Risikobeurteilung von ARGs basierend auf Metagenomik (Analyse von Genmaterial von Mikroorganismen direkt aus Umweltproben) deuten darauf hin, dass einerseits nicht alle ARGs mit einem Umwelt- bzw. humanen Risiko verbunden sind und es andererseits immer wieder zur Bildung bzw. Selektion von neuen, möglicherweise problematischeren Resistenzgenen kommt (Zhang et al., 2021). Da die Thematik der Antibiotikaresistenzen noch ein relativ neues Forschungsfeld darstellt, das von starken Fluktuationen, methodischen Herausforderungen und komplexen Zusammenhängen geprägt ist, wird gegenwärtig eine Priorisierung einzelner ARGs für die weitere Bearbeitung als nicht sinnvoll erachtet, wenngleich die oben angeführten ARGs zur Evaluierung von verfahrenstechnischen Reinigungsschritten als sinnvoll anzusehen sind. Die Thematik ist dennoch als eine der prioritären zukünftigen Herausforderungen zu adressieren. Es erfolgte weder für die Kategorisierung noch die Identifikation der Hauptaustragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft eine Einschränkung auf einzelne ARBs und ARGs, sondern es wurde das gesamte untersuchte Spektrum betrachtet.

3.1.6 Wirkmechanismen

Folgende Wirkmechanismen wurden basierend auf den Projekten „KomOzAk II“ (Krampe et al., 2020) und „Wirktests“ (Braun et al., 2020) sowie der Diskussion mit BioDetectioSystems (CALUX in vitro Biotests) für eine Datenrecherche festgelegt:

- Zytotoxische Aktivität (z. B. cytotox CALUX),

- Östrogene Aktivität (z. B. E α CALUX),
- Anti-androgene Aktivität (z. B. anti AR CALUX),
- Glukokortikoide Aktivität (z. B. GR CALUX),
- Progesterone Aktivität (z. B. PR CALUX),
- Xenobiotika-Metabolisierung (z. B. PPAR, PAH, PXR CALUX),
- Oxidativer Stress (z. B. Nrf2 CALUX).

Die Priorisierung der Wirkmechanismen erfolgte anhand der Überschneidungshäufigkeiten und -intensitäten der EBT im Ablauf von Kläranlagen basierend auf Ergebnissen des Joint Danube Survey Nr.3, im Rahmen dessen 12 Kläranlagen im Donaueinzugsgebiet untersucht wurden, sowie der nationalen Studie „Wirktests“ (Alygizakis et al. 2019; Braun et al., 2020), in der neun Kläranlagen untersucht wurden. Folgende drei Endpunkte (Wirkmechanismen) wurden priorisiert, wobei als Kriterium eine zumindest dreifache Überschreitung des zugehörigen EBT-Wertes herangezogen wurde:

- Östrogene Wirkung,
- Anti-androgene Wirkung,
- PAK-ähnliche Wirkung.

Bei zwei der drei ausgewählten Wirkmechanismen (Östrogenität und Anti-androgenität) handelt es sich um endokrine Wirkungen, wobei die Östrogenität den wichtigsten hormonellen Endpunkt darstellt (Kase et al., 2018).

3.2 Darstellung der Kategorisierung

3.2.1 Organische und anorganische Spurenstoffe

Die chemisch/physikalischen Eigenschaften aller Stoffe sowie die Eintragspfade in das System der Siedlungswasserwirtschaft basieren auf einer vorhergehenden Literaturrecherche. Um sich nicht auf eine alleinige Datenquelle verlassen zu müssen, waren in der Auswertung, soweit verfügbar, mehrere Werte pro Stoff und Parameter zugelassen.

Aus allen verfügbaren Datenbankeinträgen der chemisch/physikalischen Parameter wurde je Stoff und Parameter der Mittelwert gebildet. Dies diente ausschließlich zur Einteilung in die definierten Kategorien (gut, mittel und schlecht), eine anderweitige Verwendung des

generierten Wertes ist nicht vorgesehen. Die Bewertung der Mittelwerte erfolgte anschließend nach den in Kapitel 2.3.1 angegebenen Kriterien.

Auch bei der Einteilung in eine der drei Kategorien der Eintragspfade waren mehrere Werte pro Stoff zugelassen. Die Kategorisierung erfolgte letztendlich nach der Angabe mit den meisten Einträgen (Schmutzwasser, gemischter Eintrag oder Niederschlagswasser). Bei den Stoffen, die so nicht eindeutig zugeordnet werden konnten, wurde ein „gemischter Eintrag“ angenommen.

So konnten 188 Stoffe der zu Beginn des Projektes priorisierten Stoffe in die Matrix aus Tabelle 2 eingetragen werden. Die Einordnung der einzelnen Stoffe in die Kategorien ist in Anhang 6.3 (Tabelle 51) angeführt. Die dort verwendeten Abkürzungen der Kategorien sind in Tabelle 4 eingetragen.

Tabelle 12: Zuordnung von 188 priorisierten Stoffen in die 27 Kategorien. Die Zahlen entsprechen der Anzahl der dieser Kategorie zugeordneten Stoffe.

	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
gut in KA abbaubar, gut adsorbierbar	0	0	0
gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	1	2	1
gut in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	2	1	0
mittel in KA abbaubar, gut adsorbierbar	1	2	0
mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	10	10	8
mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	26	5	10
schlecht in KA abbaubar, gut adsorbierbar	8	9	14
schlecht in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	18	12	24
schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	14	1	9

3.2.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen

Im Folgenden werden die für die vorliegende Fragestellung als relevant identifizierten Mikroorganismen beschrieben. Sie sind in die Gruppen Bakterien, Viren, Protozoen und Helminthen eingeteilt. Jede Gruppe enthält Referenzpathogene und Indikatororganismen, die wie folgt definiert sind (World Health Organization, 2017):

Referenzpathogene

Es ist aufgrund der nicht ausreichenden Datenlage praktisch nicht möglich, eine wasserhygienische Bewertung für alle potenziell durch Wasser übertragbaren Krankheitserreger, also Bakterien, Viren, Protozoen und Helminthen, durchzuführen. Ein zweckmäßiger Ansatz besteht darin, Referenzpathogene zu definieren, die Gruppen von Krankheitserregern repräsentieren, wobei Unterschiede in der Morphologie, dem Verhalten in der Umwelt (Persistenz) und gegenüber technischen Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren der einzelnen Gruppen berücksichtigt werden. In der Regel werden Referenzpathogene definiert, die Gruppen von Bakterien, Viren, Protozoen und Helminthen repräsentieren.

Die Auswahlkriterien für Referenzpathogene für wasserhygienische Beurteilungen und die erforderlichen Daten sind wie folgt:

- die Übertragung über das Wasser ist als Infektionsweg nachgewiesen,
- ausreichende Daten sind vorhanden, um eine Quantitative Mikrobielle Risikoabschätzung (QMRA) durchführen zu können, einschließlich Daten über Dosis-Wirkungsbeziehung, also der Infektionsdosis und der Erkrankung des Menschen,
- Daten über das Vorkommen in den zu bewertenden Wässern sind vorhanden,
- die Persistenz in der Umwelt muss bekannt sein,
- die Empfindlichkeit gegenüber Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren (Inaktivierung, Retention) ist definiert,
- Daten zu Infektiosität, Inzidenz und Schweregrad von Krankheiten sind vorhanden.

Einige der Kriterien, wie die Persistenz in der Umwelt und die Resistenz gegenüber Aufbereitungsverfahren stellen spezifische Charakteristika des Referenzpathogenen dar. Weitere Kriterien können von den geografischen Gegebenheiten und den spezifischen, zu beurteilenden Bedingungen, z. B. dem Gesundheitszustand der Bevölkerung abhängig sein. So hat das Auftreten von Rotavirusinfektionen in Regionen mit hohem und niedrigem Einkommen unterschiedliche Folgen. Bei der Auswahl der Referenzpathogenen sind auch die Prävalenz

und Bedeutung von Krankheiten zu berücksichtigen, wie sie z. B. in den Statistiken der nationalen meldepflichtigen Erkrankungen dargestellt sind.

Fäkalindikatororganismen (FIO)

Das Konzept, Organismen wie *E. coli* als Indikatoren für fäkale Verunreinigungen zu verwenden, ist seit vielen Jahren gängige Praxis bei der Bewertung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität.

Die für einen solchen Fäkalindikator festgelegten Kriterien sind wie folgt:

- soll selbst kein Krankheitserreger sein,
- muss in den Fäkalien von Mensch und Tier in großer Zahl vorhanden sein,
- darf sich in Wasser/Gewässern nicht vermehren,
- hat im Wasser eine ähnliche Persistenz wie die Gruppe der fäkal-oral übertragbaren Krankheitserreger, für die er steht,
- soll in höherer Konzentration in Fäkalien vorhanden sein als Krankheitserreger,
- soll eine ähnliche Resistenz gegenüber Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren aufweisen wie die Krankheitserreger, für die er steht,
- soll durch einfache, kostengünstige Methoden bestimmbar sein.

Es hat sich gezeigt, dass es bisher keinen universellen FIO gibt, der alle Indikationsaufgaben erfüllen könnte. Die herkömmlichen Indikatoren wie beispielsweise *E. coli* sind nicht geeignet, das Verhalten humanpathogener Viren und Protozoen widerzuspiegeln, da diese gegenüber Umweltbedingungen oder technischen Aufbereitungsverfahren, wie Filtration und Desinfektion, resistenter sind. Somit bietet die Untersuchung auf das Vorhandensein einzelner Indikatoren wie *E. coli* keine ausreichende Beurteilungsgrundlage hinsichtlich viraler oder parasitärer Krankheitserreger. Es müssen daher spezifische Kombinationen von FIO, die für die unterschiedlichen Fragestellungen geeignet sind, eingesetzt werden. Für die allgemeine fäkale Belastung eignen sich *E. coli* und Enterokokken, wohingegen Sporen von *Clostridium perfringens* und Coliphagen zur Überprüfung der Wirksamkeit von Aufbereitungsverfahren eingesetzt werden können.

Im Folgenden werden die für die vorliegende Fragestellung der Abwasserbehandlung ausgewählten Referenzpathogene und Fäkalindikator-Organismen näher beschrieben.

3.2.2.1 Bakterien

Bakterien sind einzellige Organismen mit einer üblichen Größe im Bereich von 0,2 bis 2 µm, die sich bei passenden Bedingungen ohne einen Wirt vermehren können. Bei den fäkalbür-tigen Bakterien wird zwischen nicht pathogenen Darmbakterien und bakteriellen Krankheitsserregern unterschieden. Letztere werden über den fäkal-oralen Weg übertragen und verursachen vor allem Gastroenteritis. Einige von ihnen können schwerwiegende gesundheitliche Folgen haben, die sich auch langfristig auswirken können. Die Vermehrung von Fäkalbakterien in der Umwelt ist zwar möglich, aber selten. Viele der bakteriellen Krankheitserreger sind zoonotisch, d. h. sie können vom Tier auf den Menschen übertragen werden. Sporenbildende Bakterien (aerobe *Bacillus*, anaerobe *Clostridium*) haben die Möglichkeit bei ungünstigen Bedingungen Dauerformen (= Sporen) zu bilden, die ihnen ein Überleben für lange Zeit (Monate, Jahre) ermöglichen. Auch manche vegetativen Bakterien verfügen über die Fähigkeit längere Zeiträume zu überdauern, in dem sie in einen lebensfähigen, nicht kultivierbaren Zustand übergehen.

3.2.2.1.1 Salmonellen (Referenzpathogen)

Generelle Beschreibung

Salmonellen sind stäbchenförmige, Gram-negative Bakterien aus der Familie der Enterobakterien (*Enterobacteriaceae*), die zumeist begeißelt und beweglich sind (Popoff and Le Minor, 2015). Die Taxonomie der Salmonellen ist sehr komplex. Die Mehrzahl an Krankheitsfällen wird durch die Spezies *Salmonella enterica* verursacht. Diese wiederum lässt sich in sechs verschiedene Subspezies einteilen, wobei *S. enterica* subsp. *enterica* mit über 1.500 verschiedenen Serovaren die größte Gruppe bildet. *S. enterica* subsp. *enterica* ist auch für den Großteil aller durch Salmonellen verursachten Krankheitsfälle verantwortlich (Ryan et al., 2017a).

Vorkommen, Krankheitsbild und Übertragung

Salmonellen sind weltweit verbreitet und gehören zu den häufigsten Pathogenen im Abwasser (Bitton, 2005; Hasan et al., 2019). Sie kommen natürlicherweise im Magen-Darm-Trakt vieler Tiere vor (Liu et al., 2018). Dabei sind häufig landwirtschaftliche Nutztiere wie Geflügel, Rinder, Schweine und Schafe Träger von Salmonellen (Hasan et al., 2019). Allerdings sind nicht alle Salmonellen, die bei Nutztieren vorkommen auch von klinischer Bedeutung für den Menschen. Während manche Salmonellen ein sehr enges Wirtsspektrum haben, infizieren andere sowohl Tiere als auch Menschen, wobei manche Serovare dabei bei

Tieren asymptomatische Infektionen hervorrufen, aber beim Menschen Krankheiten auslösen (Hasan et al., 2019). Humanpathogene Salmonellen werden hauptsächlich über Fäzes ausgeschieden, wobei *S. Typhi* und *S. Paratyphi* während der Fieberphasen auch über den Urin ausgeschieden werden (Hasan et al., 2019).

Eine Infektion erfolgt typischerweise auf fäkal-oralem Weg, wobei die minimale Infektionsdosis etwa bei 10^4 – 10^7 Bakterien liegt (Bitton, 2005). Generell lassen sich Salmonellosen in typhöse und enteritische Verlaufsformen einteilen. Nicht-typhoide Serovare verursachen häufig auf den Magen-Darm-Trakt begrenzte Infektionen und sind die Hauptursache von durch Konsum kontaminierter Lebensmittel verursachter Gastroenteritis mit geschätzten 93,8 Millionen Fällen weltweit jährlich (Liu et al., 2018; Ryan et al., 2017b). Die typischen Symptome wie Fieber, Übelkeit und Erbrechen halten häufig nur wenige Stunden bis Tage an und müssen in vielen Fällen nicht speziell behandelt werden (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2020a). Im Gegensatz dazu ist typhöse Salmonellose eine schwere Infektionskrankheit, vorwiegend verursacht durch die Serovare *S. Typhi* und *S. Paratyphi*. Hier liegt die weltweite geschätzte jährliche Inzidenz bei etwa 22 Millionen Fällen (Liu et al., 2018; Ryan et al., 2017b).

Dabei kommt es zu schweren, zyklisch verlaufenden Infektionen mit Durchfall und Fieber, welche auch Organschäden nach sich ziehen können (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2020a). In den Industrienationen sind gastrointestinale Infektionen die häufigsten Salmonellosen. In Entwicklungsländern machen typhöse Verlaufstypen jedoch einen weit größeren Anteil aus.

Zwar gelten Salmonellosen im Allgemeinen als durch Lebensmittel übertragbare Krankheiten, v. a. in Bezug auf den Verzehr von landwirtschaftlichen Produkten, Obst und Gemüse. Genauso muss jedoch auch die Verwendung von mit Salmonellen kontaminiertem Wasser in der Lebensmittelproduktion als eigentliche Ursache einer Infektion betrachtet werden (Hasan et al., 2019). So kann es beispielsweise bei der Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu einer Kontamination mit Salmonellen kommen – insbesondere dann, wenn das Wasser zur Bewässerung dort entnommen wird, wo es zu einem Einsatz von tierischen Düngemitteln kommt, oder wenn aufbereitetes Abwasser genutzt wird (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2020b).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Salmonellen haben im Vergleich zu anderen, vergleichbaren Bakterien höhere Überlebensraten und können innerhalb eines breiten pH-Bereichs (4,5–9,5) und eines weiten Temperaturbereiche (7–48°C) überleben (Hasan et al., 2019; Liu et al., 2018). Unter Laborbedingungen konnten Salmonellen in sterilem Wasser oder einer Pufferlösung bei 25°C bis zu fünf Jahre überleben (Liu et al., 2018). Die Überlebensfähigkeit in der Umwelt hängt jedoch wesentlich vom Zusammenspiel verschiedener Umweltfaktoren, wie Temperatur, Feuchtigkeit, Substratbeschaffenheit und Exposition gegenüber UV-Strahlung (Sonnenlicht) ab. Daneben spielen aber auch Konkurrenz durch andere Mikroorganismen und das Vorhandensein protozoischer Fressfeinde eine Rolle (Hasan et al., 2019). Auf Sand- und Lehmböden als Substrat wurden immerhin noch Überlebenszeiten von über einem Jahr festgestellt, wobei die Überlebensraten mit Temperatur und Feuchtigkeitsgehalt gut korrelierten (Hasan et al., 2019). Allerdings schwanken auf diese Weise ermittelte Überlebenszeiten sehr stark von Experiment zu Experiment. Im Fäzes dauert es im Durchschnitt 30 ± 8 Tage bis 90 % der Salmonellen inaktiv sind (World Health Organization, 2006).

Situation in Österreich und Europa

Salmonellose ist in der Europäischen Union, nach Infektionen mit *Campylobacter*, die zweithäufigste gastrointestinale Infektion. Im Jahr 2019 gab es EU-weit 87.923 bestätigte Fälle (Food and Authority, 2021). In Österreich wurden der Nationalen Referenzzentrale für Salmonellen für das Jahr 2020 mit Stand Juli 2021 eine Anzahl von 817 Fälle gemeldet (*Nationale Referenzzentrale für Salmonellen. Jahresbericht 2020*). In der Europäischen Union sowie in Österreich ist die Anzahl der jährlichen Salmonelleninfektionen nach einer längeren, rückläufigen Periode seit einigen Jahren stabil. Im Gegensatz dazu ist bei den *Campylobacteriosen* im gleichen Zeitraum ein leichter Anstieg zu verzeichnen.

3.2.2.1.2 *Campylobacter* (Referenzpathogen)

Generelle Beschreibung

Bei der Gattung *Campylobacter* handelt es sich um mikroaerophile, Gram-negative, spiralförmig gebogene Bakterien, die polar auf einer Seite mit einem einzigen Flagellum begeißelt sind (Pitkanen und Hanninen, 2017). Die Gattung beinhaltet 29 Spezies und 12 Subspezies, von denen die meisten bei Tieren als Kommensalen vorkommen, die in den Fortpflanzungsorganen, im Darm, oder der Mundhöhle residieren (Pitkanen und Hanninen, 2017). Einige

Spezies sind opportunistisch, primär zoonotische Pathogene. Für Infektionen beim Menschen sind hauptsächlich *C. jejuni* und *C. coli* verantwortlich (Pitkanen und Hanninen, 2017). Thermotolerante *Campylobacter* spp., zu denen auch *C. jejuni* zählt, können sich bei 42°C vermehren, jedoch nicht bei Temperaturen <30°C. Weiteres kann *C. jejuni* Kohlenhydrate nicht als Energiequelle verwenden und nutzt stattdessen Aminosäuren und Zwischenprodukte aus dem Tricarbonsäurezyklus (Pitkanen und Hanninen, 2017).

Vorkommen, Krankheitsbild und Übertragung

Campylobacter spp. gehören zu den weltweit wichtigsten Ursachen von akuter Gastroenteritis (World Health Organization, 2017). Bei Patienten mit akuter Durchfallerkrankung wird dabei am häufigsten *C. jejuni* nachgewiesen (World Health Organization, 2017). Dieses Bakterium findet man üblicherweise im Magen-Darm-Trakt von Hunden und Katzen, sowie Rindern, Schweinen und Geflügel; aber auch bei Wildtieren wie Vögeln und Nagern. Dabei können Menschen, wie Tiere asymptomatische Träger sein (Kator und Rhodes, 2003). *Campylobacter* spp. können in einer Anzahl von bis zu 10^6 – 10^9 pro Gramm im Fäzes ausgeschieden werden (WHO, 2018).

Die Infektionsdosis liegt bei *Campylobacter* spp. bei ca. 500 Bakterien, die ausreichen um eine Gastroenteritis oder Campylobacteriose beim Menschen zu verursachen (Bitton, 2005; Schroeder und Wuertz, 2003). Infektionsquellen sind häufig kontaminierte Lebensmittel, insbesondere Fleisch und nicht-pasteurisierte Milchprodukte sowie kontaminiertes Wasser (World Health Organization, 2017). Die Inkubationszeit beträgt 2 bis 4 Tage. Die meisten symptomatischen Infektionen treten bei Kindern auf (World Health Organization, 2017). Zu den Symptomen gehören Bauchschmerzen, Diarrhoe, die auch blutig sein kann, Erbrechen, Fieber und Schüttelfrost. Typischerweise ist die Infektion selbst limitierend und klingt nach 3–7 Tagen ab. Bei 5–10 % der unbehandelten Patienten kommt es zu Rückfällen (World Health Organization, 2017). Eine Infektion mit *C. jejuni* kann auch eine reaktive Arthritis oder Meningitis zur Folge haben (World Health Organization, 2017). Bei etwa einem von 1000 Patienten führt die Infektion zum Guillain-Barré-Syndrom (GBS), einer neurologischen Erkrankung der peripheren Nervenbahnen, die mit Lähmungserscheinungen einhergeht. Bei etwa einem Drittel aller GBS-Fälle liegt eine Campylobacterinfektion zugrunde (Matt et al., 2021).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Im Vergleich zu anderen in Abwässern vorkommenden Pathogenen ist die Überlebensfähigkeit von *Campylobacter spp.* mit wenigen Tagen eher gering (Shuval und Fattal, 2003). Es ist nicht davon auszugehen, dass sich diese Bakterien außerhalb warmblütiger Tiere oder Vögel vermehren können. Werden *Campylobacter spp.* daher aus Umweltproben isoliert, so stammen diese mit großer Wahrscheinlichkeit aus frischen Fäkalien (Pitkanen und Hanninen, 2017). *C. jejuni* kann bei 4°C in einer feuchten, vor Sonneneinstrahlung geschützten Umgebung überleben. Temperaturen, wie sie bei Pasteurisierung, Kochen, oder Braten erreicht werden, töten *C. jejuni* zuverlässig ab. In Feldversuchen konnte gezeigt werden, dass *Campylobacter spp.* in feuchtem Viehdung bis zu 32 Tage lebensfähig bleiben. In festem Dung mit Temperaturen über 55°C verringerte sich die Überlebensfähigkeit auf 2–4 Tage (Pitkanen und Hanninen, 2017). In Flusswasser hat *C. jejuni* eine T90, d. h. jene Zeit, die vergeht bis 90 % der Bakterien inaktiv sind, von 3,4 Tagen bei 14°C (Pitkanen und Hanninen, 2017).

Situation in Österreich und Europa

Campylobacteriose ist die am häufigsten gemeldete Ursache für Gastroenteritis in der EU. Im Jahr 2017 gab es 250.161 bestätigte Fälle in der EU. Österreich lag mit 67,8 Fällen pro 100.000 Einwohner nahe dem EU-Durchschnitt von 64,9 (ECDC, 2019).

Für das Jahr 2020 wurden in Österreich 5.407 Infektionen mit *Campylobacter* gemeldet (BMSGPK, Juli 2021). Da nicht alle Erkrankten einen Arzt aufsuchen und oft keine mikrobiologische Untersuchung des Stuhls vorliegt, ist die Dunkelziffer jedenfalls höher. Die Anzahl aller *Campylobacteriosen* in Österreich wird auf 44.000 geschätzt (Matt et al., 2021).

3.2.2.1.3 Pathogene *Escherichia coli* (Referenzpathogen)

Generelle Beschreibung

Für eine allgemeine Beschreibung von *E. coli* siehe Kapitel 3.2.2.1.4. Enteropathogene *E. coli* Stämme lassen sich nach phänotypischen Merkmalen, den Krankheitsbildern, die sie verursachen können, oder spezifischen Virulenzfaktoren, die sie besitzen, in sechs verschiedene Gruppen einteilen: Enteropathogene (EPEC), enterotoxigene (ETEC), enteroaggregative (EAggEC), enteroinvasive (EIEC), enterohämorrhagische (EHEC) und diffus adherierende (DAEC) (Garcia-Aljaro et al., 2019).

Von besonderer Bedeutung sind jene *E. coli* Stämme, die Shigatoxine bzw. Verotoxine bilden können (Shiga- bzw. Verotoxin sind synonym verwendete Begriffe). Diese werden als Shigatoxin bildende (STEC) oder Verotoxin bildende (VTEC) *E. coli* bezeichnet. Shigatoxine werden in zwei Hauptgruppen, Stx1 und Stx2, klassifiziert, wobei STEC/VTEC Stämme Stx1 und/oder Stx2 bilden können (AGES, 2019).

Enterohämorrhagische *E. coli* (EHEC) Stämme besitzen neben der Fähigkeit diese Toxine zu bilden meist noch weitere Pathogenitätsfaktoren (z. B. das *eae*-Gen) (AGES, 2019).

Vorkommen, Übertragung und Krankheitsbild

Infektionen mit EHEC-Stämmen können zu schweren Durchfallerkrankungen führen, die mit wässrigen, später in vielen Fällen, blutigen Durchfällen einhergehen. Zwar ist die Erkrankung im Normalfall mit einer durchschnittlichen Dauer von ca. acht Tagen selbst-limitierend. Allerdings kann es zu schwerwiegenden Komplikationen kommen (Gerba, 2015). Neben einer hämorrhagischen Colitis kann sich insbesondere bei Kindern ein hämolytisch-urämisches Syndrom (HUS) entwickeln, bei dem es zu Nierenversagen und hämolytischer Anämie kommt. Nicht selten kommt es dabei zum permanenten Verlust der Nierenfunktion (Gerba, 2015; Welinder-Olsson und Kaijser, 2005).

Einer der Hauptvirulenzfaktoren von EHEC-Stämmen ist die Fähigkeit eines oder beide Verotoxine zu bilden. Hat sich das Bakterium im Darm etabliert, blockiert dort das Toxin die Proteinsynthese in Darmzellen, was letztlich zu deren Absterben und infolgedessen zu blutigen Durchfällen führt. Gelangt das Toxin in die Blutbahn und kann an Endothelzellen binden. Dies führt insbesondere in der Niere oder im Gehirn zu Gefäßschädigungen, deren Folgen oft permanente Niereninsuffizienz, Nierenversagen, oder neurologische Ausfälle sind. Die Sterblichkeitsrate ist beim HUS mit 3–17 % relativ hoch (Welinder-Olsson und Kaijser, 2005).

Das bedeutendste und am häufigsten im Zusammenhang mit EHEC-Ausbrüchen beschriebene Serovar ist *E. coli* O157:H7 (AGES, 2019; Welinder-Olsson und Kaijser, 2005). VTEC-Stämme sind im Darm einer Vielzahl von Tieren vorhanden. Wiederkäuer, insbesondere Rinder, gelten als eines der Hauptreservoirs. Bei den meisten Tieren verläuft eine Infektion mit solchen Stämmen allerdings asymptomatisch (Welinder-Olsson und Kaijser, 2005). Aus Rindern und anderen Tieren wurden bisher VTEC unterschiedlichster Serotypen, darunter auch O157, isoliert, von denen einige in Zusammenhang mit EHEC-Ausbrüchen beim Menschen stehen (Garcia-Aljaro et al., 2019).

Die Hauptrouten für Infektionen mit EHEC sind die Konsumation von kontaminierten Lebensmitteln und der Kontakt mit oder der Konsum von kontaminiertem Wasser. Bei den Lebensmitteln stehen dabei tierische Produkte, wie nicht durchgegartes Fleisch oder Milchprodukte, im Vordergrund. Allerdings kam es in der Vergangenheit auch durch den Konsum von nicht-tierischen Produkten wie z. B. Gemüse immer wieder zu Infektionen mit STEC-Stämmen. Die Ursachen dafür waren häufig der Einsatz von tierischen Fäkalien als Düngemittel oder die Bewässerung mit kontaminiertem Wasser (Garcia-Aljaro et al., 2019). Die Konsumation von kontaminiertem Trinkwasser oder Schwimmen in kontaminiertem Wasser sind ebenfalls wichtige Infektionswege (Garcia-Aljaro et al., 2019).

Die Infektionsdosis für den Menschen liegt bei EHEC im Vergleich zu anderen bakteriellen Pathogenen mit <100 Bakterien sehr niedrig (Bitton, 2005; Welinder-Olsson und Kaijser, 2005).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Es ist davon auszugehen, dass EHEC-Stämme eine ähnliche Überlebensfähigkeit in der Umwelt haben wie nicht-pathogene *E. coli* Stämme (Nwachuku und Gerba, 2008). Siehe dazu auch Kapitel 3.2.2.1.4 (*E. coli*). In einer Studie von Avery et al. wurde die Dauer für eine 99 %ige Reduktion (T99) von *E. coli* O157 in verschiedenen Matrices gemessen. Diese betrug bei einer Temperatur von 10°C in Abwasser 1–6 Tage. Bei behandeltem Abwasser waren es 3–29 Tage und bei Klärschlamm als Matrix 3–56 Tage (Avery et al., 2005).

Situation in Europa und Österreich

Laut dem Jahresbericht des Europäischen Zentrums für die Prävention und die Kontrolle von Krankheiten (ECDC) gab es im Jahr 2019 in der EU bzw. in den Ländern des europäischen Wirtschaftsraumes 8.313 bestätigte Infektionen mit STEC-Stämmen. Von 5.099 Fällen mit bekanntem Ausgang gab es 12 Todesfälle, was einer Fallsterblichkeit von 0,2 % entspricht. Insgesamt wurden 409 HUS-Fälle gemeldet, von denen 69 % bei Kindern im Alter von 0–4 Jahren auftraten. Die fünf häufigsten identifizierten Serogruppen waren O157, O26, O146, O103 und O91 (ECDC, 2021).

Aus Österreich wurden im gleichen Jahr 286 Fälle gemeldet. In 16 Fällen gab es als Komplikation ein HUS, wobei davon wiederum 12 Fälle in die Altersgruppe 0–4 Jahre entfielen (AGES, 2019). Ausbrüche beschränkten sich zumeist auf kleinere Familienaushäufungen mit 2–3 infizierten Personen. Die Ursache für einen bundesland-übergreifenden Ausbruch mit

zehn Erkrankungsfällen konnte nicht eindeutig geklärt werden (AGES, 2019). Für das Jahr 2020 wurden mit Stand Juli 2021 eine Anzahl von 288 Erkrankungsfällen mit Shigatoxin/Verotoxin bildenden *E. coli* und 88 Fälle mit Infektionen durch sonstige darmpathogene *E. coli* Stämme gemeldet.

3.2.2.1.4 *Escherichia coli* (Indikatorbakterium)

Generelle Beschreibung

E. coli ist ein Gram-negatives, begeißeltes Bakterium mit einer Länge von 1–2 µm und einem Durchmesser von ca. 0,5 µm. Coliforme Bakterien, die in der Lage sind, Laktose bei 44–45°C zu fermentieren, werden als thermotolerante coliforme Bakterien oder fäkalcoliforme Bakterien bezeichnet, von denen *E. coli* die häufigste Spezies ist. *E. coli* kann durch die Produktion von Indol aus Tryptophan und durch das Vorhandensein des Enzyms β-Glucuronidase von anderen thermotoleranten coliformen Bakterien unterschieden werden (World Health Organization, 2017).

Viele der allgemein akzeptierten Anforderungen an Indikatororganismen werden durch *E. coli* erfüllt. Dieses Bakterium gilt als guter Indikator für fäkale Verunreinigungen in Wasser (Farnleitner et al., 2010; Momba et al., 2019; World Health Organization, 2017).

Vorkommen

E. coli zählt zu den am häufigsten isoliert vorkommenden Bakterien im Darm von Menschen und Tieren. Häufig sind 90–100 % der aus Fäkalien isolierten coliformen Bakterien der Spezies *E. coli* zuzuordnen (Momba et al., 2019). Aus diesem Grund ist *E. coli* im Abwasser in hoher Zahl (10^6 – 10^9 KBE/100 ml) zu finden (Momba et al., 2019). Umgekehrt ist bei Abwesenheit von Fäkalien *E. coli* nur sehr selten zu finden (World Health Organization, 2017). Als Teil der normalen Darmflora sind die meisten *E. coli* Stämme für den Menschen harmlos. Einige pathogene Stämme können jedoch gravierende Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben (siehe Kapitel 3.2.2.1.3 pathogene *E. coli*).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Aufgrund seines ausschließlich fäkalen Ursprungs wird *E. coli* als hoch-spezifischer Indikator für fäkale Verunreinigungen genutzt (Momba et al., 2019). Es sollte allerdings beachtet werden, dass *E. coli* unter Umständen ein anderes Inaktivierungsverhalten aufweisen kann als

pathogene Bakterien. In einer Studie von Wery et al. konnte beispielsweise gezeigt werden, dass sowohl *Salmonella* spp., als auch *C. jejuni* im Vergleich zu *E. coli* eine höhere Überlebensrate während der biologischen Abwasserbehandlung haben (Wéry et al., 2008).

Situation in Europa und Österreich

E. coli gilt als einer der etabliertesten Indikatoren für fäkale Verunreinigungen und wird weltweit zur Kontrolle der Wasserqualität eingesetzt. Dies spiegelt sich auch in der nationalen, sowie internationalen Legislative wider. So sieht z. B. die kürzlich veröffentlichte EU Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (2020/2184) *E. coli*, neben intestinalen Enterokokken, als zwingend vorgeschriebenen Parameterwert vor. Die diesbezügliche Anforderung lautet, dass *E. coli* pro 100 ml den Wert 0 nicht überschreiten darf.

3.2.2.1.5 Enterokokken (Indikatorbakterium)

Generelle Beschreibung

Enterokokken sind Gram-positive Bakterien und mit Streptokokken nahe verwandt. Wegen ihrer Reaktion mit Lancefield-Antiseren der Gruppe D, wurden sie ursprünglich den Gruppe-D Streptokokken zugeordnet, später aber wegen ihres primären Vorkommens in Fäzes aus dieser Gruppe ausgegliedert (Lebreton et al., 2014; World Health Organization, 2017).

Vorkommen

Enterokokken kommen in hoher Zahl in menschlichen und tierischen Fäzes vor. In menschlichen Fäzes liegt ihre Anzahl im Allgemeinen eine log-Stufe unter jener von *E. coli* (World Health Organization, 2017). Mit einer Konzentration von 10^4 – 10^6 /g Fäzes machen Enterokokken typischerweise weniger als 1 % der Darmflora eines Erwachsenen aus (Boehm und Sassoubre, 2014). Aus diesem Grund sind sie auch in hoher Zahl in Abwasser oder in mit Fäkalien verunreinigten Gewässern zu finden (World Health Organization, 2017). Wegen ihres ubiquitären Vorkommens in Fäzes und ihrer Widerstandsfähigkeit werden sie allgemein als Indikator für fäkale Verunreinigungen im Wasser eingesetzt (Farnleitner et al., 2010). Enterokokken kommen allerdings natürlicherweise auch im Boden und auf Pflanzen vor und weisen daher nicht immer auf eine fäkale Verunreinigung menschlichen Ursprungs hin (Boehm und Sassoubre, 2014; World Health Organization, 2017).

Enterokokken aus dem Darmmikrobiom gesunder Menschen sind im Allgemeinen nicht pathogen. Enterokokken können jedoch leicht Antibiotikaresistenzen erwerben und spielen als multiresistente Bakterien bei nosokomialen Infektionen eine entscheidende Rolle (Boehm und Sassoubre, 2014).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Enterokokken sind sehr widerstandsfähig und können in einem breiten pH- und Temperaturbereich, sowie unter hypo- als auch hypertonen Bedingungen überleben (Lebreton et al., 2014). Dadurch haben sie als Indikatororganismen gegenüber *E. coli* einerseits den Vorteil, dass sie länger im Wasser detektiert werden können. Andererseits sind sie auch weniger anfällig gegenüber Austrocknung und Chlorung (World Health Organization, 2017).

Situation in Österreich und Europa

Enterokokken werden vielfach als Indikatoren für fäkale Verunreinigungen in Wasser und Gewässern eingesetzt und in der österreichischen Verordnung für die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch als Untersuchungsparameter verankert. Mit der Neufassung der EU Richtlinie 2020/184 wurden intestinale Enterokokken nun EU-weit verpflichtend als Parameterwert zur Bewertung der mikrobiologischen Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vorgeschrieben.

3.2.2.1.6 *Clostridium perfringens* Sporen (Indikatorbakterium für Dauerformen)

Generelle Beschreibung

Clostridien sind Gram-positive, obligat anaerobe, stäbchenförmige Bakterien, die Sporen bilden können (Harwood et al., 2019). Sie kommen ubiquitär vor und in ihre Gruppe gehören Erreger, die beim Menschen zum Teil schwere Erkrankungen auslösen können, wie Gasbrand (*C. perfringens*), Tetanus (*C. tetani*), Botulismus (*C. botulinum*), oder eine akute Colitis (*C. difficile*) (Bitton, 2005).

C. perfringens gehört zu den sulfitreduzierenden Clostridien und ist im Gegensatz zu den meisten anderen Clostridienarten nicht beweglich.

Vorkommen, Krankheitsbild und Übertragung

Als Teil der normalen Darmflora bei 13–35 % aller Menschen bzw. warmblütigen Tiere erreicht *C. perfringens* in Fäzes eine durchschnittliche Zellzahl von 1580 Bakterien pro Gramm Feuchtgewicht und kommt daher praktisch in jedem Abwasser vor (Ashbolt et al., 2001; World Health Organization, 2017).

Mit *C. perfringens* kontaminierte Nahrungsmittel können Lebensmittelvergiftungen verursachen. Die Sporen sind relativ hitzetolerant und überleben nicht ausreichend heiße Hitzebehandlungen. Die Erwärmung von Nahrungsmitteln fördert die Umwandlung von Sporen in vegetative Zellen, die sich anschließend sehr rasch vermehren können (Wells und Wilkins, 1996). Daher stellen insbesondere Nahrungsmittel, die unzureichend gegart, mehrmals erwärmt oder warmgehalten wurden, eine potenzielle Infektionsquelle dar (Rodloff, 1994; Schallehn, 1994). Mit Clostridien kontaminierte Nahrungsmittel, die Lebensmittelvergiftungen hervorrufen, enthalten typischerweise 10^6 – 10^7 Clostridien/Gramm Nahrungsmittel (Schallehn, 1994; Wells und Wilkins, 1996). Dabei ist die eigentliche Ursache für die Vergiftungssymptomatik das Enterotoxin A, welches in bestimmten *C. perfringens* Stämmen vom Typ A vorkommt und bei der Sporulation gebildet wird. Das Enterotoxin verursacht Übelkeit, Krämpfe, und wässrige Diarrhoen, seltener Fieber und Erbrechen (Rodloff, 1994). Eine Therapie ist in den meisten Fällen jedoch nicht notwendig (Schallehn, 1994).

C. perfringens ist zudem der häufigste Erreger des Gasbrandes, einer schweren Wundinfektion, die sich nach Verletzungen entwickeln kann (Rodloff, 1994).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Wie *E. coli* kann sich *C. perfringens* in den meisten aquatischen Umgebungen nicht vermehren, was eine essentielle Eigenschaft für einen geeigneten Fäkalindikatororganismus ist (World Health Organization, 2017). Sporen von Clostridien können eine Temperatur von 75°C für 15 min tolerieren, wodurch sie im Wasser üblicherweise viel länger überleben können als coliforme Bakterien (Harwood et al., 2019). Ganz allgemein sind Clostridien sporen außergewöhnlich widerstandsfähig gegenüber ungünstigen Umwelteinflüssen, wie Temperatur oder pH-Extremen, sowie UV-Strahlung, Ozon oder Chlor (World Health Organization, 2017). Aus diesem Grund sind die Sporen von *C. perfringens* als Indikatoren und Modelle für Dauerformen von Krankheitserregern (Cysten und Oocysten von Protozoen) sehr gut geeignet (World Health Organization, 2018).

Situation in Österreich und Europa

C. perfringens wird als Indikatororganismus für fäkale Verunreinigungen genutzt. Durch die hohe Persistenz und Resistenz eignen sich die Sporen als geeignete Surrogate für widerstandsfähige Krankheitserreger und vor allem Dauerformen von Protozoen, wie Zysten von *Giardia lamblia* und Oozysten von Cryptosporidien (WHO, 2018). Die hohe Widerstandsfähigkeit und Langlebigkeit der Sporen im Vergleich zu anderen (enteropathogenen) Krankheitserregern ist dabei ein wesentliches Charakteristikum (Ashbolt et al., 2001). Mit Hilfe des Parameters *C. perfringens* können fäkale Verunreinigungen über einen langen Zeitraum detektiert werden (Bitton, 2005; World Health Organization, 2017). Dabei übersteigen die Überlebensraten meist diejenigen von Enteropathogenen, was bei der Beurteilung berücksichtigt werden muss (World Health Organization, 2017).

3.2.2.2 Viren

Viren sind einfach aufgebaute Strukturen, die nur aus genetischem Material (DNA oder RNA) bestehen, das von einem Proteinkapsid umgeben ist. Ihre Größe beträgt zumeist 20 bis 100 nm. Manche Viren, wie das Corona Virus besitzen zudem eine Lipidhülle, die sehr leicht durch Umweltfaktoren, Detergentien oder Biozide zerstört wird. Die fäkal-oral übertragbaren viralen Krankheitserreger, wie sie im kommunalen Abwasser vorkommen, sind unbehüllt und viel widerstandsfähiger. Viren können sich nur vermehren, wenn sie sich innerhalb einer empfänglichen Wirtszelle befinden.

Fäkalbürtige Viren (Krankheitserreger und Bakteriophagen) können in sehr großer Zahl ausgeschieden werden und über weite Strecken im Wasser transportiert werden. Viren können in der Umwelt nicht verstoffwechselt werden, so dass ihre Persistenz in der Regel davon abhängt, inwieweit das Proteinkapsid unter ungünstigen Umweltbedingungen intakt bleibt. Die fäkal-oral übertragbaren viralen Krankheitserreger führen in erster Linie zu Gastroenteritis, einige Virustypen verursachen Erkrankungen wie Hepatitis oder virale Meningitis.

Im Folgenden werden folgende ausgewählte Viren beschrieben, die als relevant identifiziert wurden, siehe Kapitel 3.1.2 Enteroviren, Noroviren, Rotaviren, Adenoviren.

Der allgemeinen Beschreibung der einzelnen Viren folgt ein Absatz mit Bezug auf deren gesundheitliche Relevanz inklusive Fokus auf den Raum Österreich. Abschließend wird deren Verhalten in Wasser diskutiert.

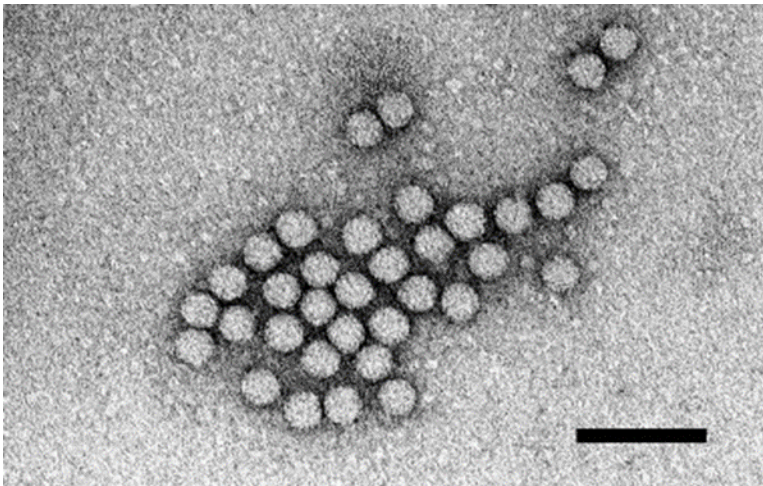
Die Basis für die Verfassung des Kapitels Charakteristika der ausgewählten Viren waren die Berichte vom Global Water Pathogen Projekt, des Robert Koch-Instituts Deutschland und der AGES Österreich. Zu finden auf waterpathogens.org / rki.de / ages.at / .

3.2.2.2.1 Noroviren (Referenzpathogen)

Generelle Beschreibung

Humane Noroviren (NoV) zählen zu den Hauptverursachern von viral-assoziierten gastrointestinalen Krankheiten weltweit (Eftim et al., 2017). NoV sind unbehüllte, einsträngige RNA Viren mit ikosaedrischer Symmetrie und einem Durchmesser von 30–35 nm und werden der Familie *Caliciviridae* zugeordnet (Katayama, 2016) (siehe Abbildung 11).

Abbildung 11: Norovirus Elektronenmikroskopie, Negativkontrastierung. Maßstab = 100 nm.



Quelle: Robert Koch-Institut, 2013.

Noroviren weisen eine ausgeprägte Genomvariabilität aus und werden in fünf Genogruppen (GI bis GV) und in weiterer Folge in Genotypen eingeteilt werden. Die Genogruppen GI, GII und GIV Verursachen Infektionen in Menschen, wobei vor allem Genotyp GII.4 für die meisten Norovirusinfektionen weltweit verantwortlich ist (Katayama, 2016). Die Detektion von humanen Noroviren beschränkt sich auf den Nachweis der RNA (molekularbiologischer Nachweis via PCR), da keine robuste Methode für deren Vermehrung in Zellkultur vorhanden ist. Somit kann durch eine Detektion von Noroviren in Wasserressourcen keine Aussage bezüglich deren Infektiosität getroffen werden.

Vorkommen, Übertragung und Krankheitsbild

Noroviren sind ubiquitär in allen Regionen der Welt vorhanden und neben Rotaviren die häufigste Ursache für nicht bakteriell bedingte Gastroenteritiden bei Kindern und Erwachsenen. Zu den vulnerablen Gruppen zählen vor allem unter 5-Jährige und ältere Personen über 70 Jahren, wodurch die rasche Infektionsausbreitung in Kindergärten oder Altenheimen erklärt werden kann. In einer Studie von Atmar et al. wurden Personen unter kontrollierten Bedingungen mit definierten NoV-Dosen infiziert und deren Krankheitsverlauf dokumentiert (Atmar et al., 2014). Aus der Studie geht eine Inkubationszeit von 29 bis 40 h und eine Krankheitsdauer von 15 bis 24 h hervor (selbstlimitierender Krankheitsverlauf). Als häufigste Symptome wurden Erbrechen, Bauchkrämpfe, Kopfschmerzen und wässrige Durchfälle beschrieben, wobei nur ca. ein Drittel der Probanden eine erhöhte Körpertemperatur ($>37,5^{\circ}\text{C}$) aufwies (Atmar et al., 2014).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Noroviren weisen eine extrem hohe Persistenz in verschiedenen Wasserartenmatrizen auf. Seitz et al. untersuchten in einem Laborversuch die Infektiosität von mit Noroviren gespikten (versetzten) Grundwasserproben, welche für eine definierte Zeit bei Raumtemperatur im Dunklen gelagert wurden. Der Nachweis auf Infektiosität wurde mittels freiwilligen Proband:innen, welche das Wasser zu sich nahmen, durchgeführt. Der Versuch mit Proband:innen ist notwendig, da keine Möglichkeit zur Testung der Methode mittels Zellkultur zur Verfügung steht. Weiters wurden auch RT-qPCR Messungen durchgeführt, um die Konzentration an NoV zu ermitteln. Nach oraler Aufnahme des Wassers, das bis zu 61 Tage gelagert war, erkrankten 10 von 13 Proband:innen. Die mittels molekularbiologischer Methode gemessene \log_{10} Reduktion nach 622 Tagen war nicht signifikant und selbst nach 3 Jahren (1.266 Tagen) wurde eine Reduktion von lediglich $1,79\text{-}\log_{10}$ detektiert. Dies verdeutlicht die hohe Persistenz der Noroviren in Wasserressourcen und bestärkt deren Relevanz als durch Wasser übertragbare Krankheitserreger.

Situation in Österreich und Europa

Eine Infektion mit Noroviren ist in Österreich, Deutschland, jedoch nicht in der Schweiz meldepflichtig. Im Jahr 2019 wurden in Österreich laut Statistik Austria 1.901 und in Deutschland 90.936 Norovirusinfektionen angezeigt. In Relation zur Gesamtbevölkerung war in diesem Jahr die Inzidenz in Deutschland 5-mal höher als in Österreich. Im Jahr 2020 war dieser

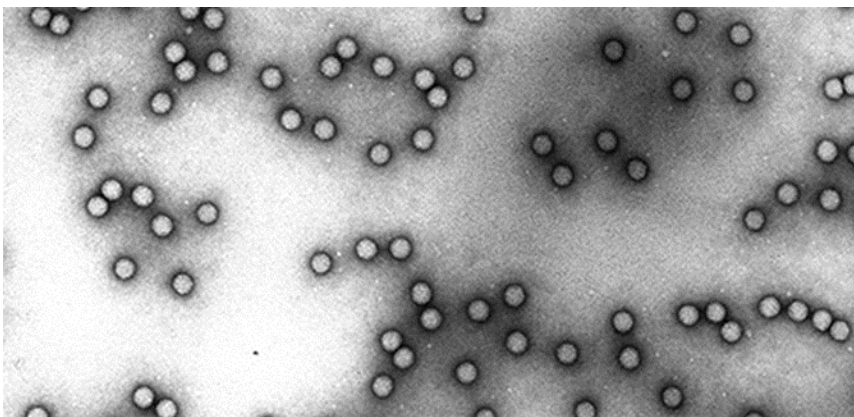
Unterschied wesentlich geringer. In Österreich betrug die Anzahl der Fälle 868 (BMSGPK, 2021), in Deutschland 28.511.

3.2.2.2 Enteroviren (Referenzpathogen)

Generelle Beschreibung

Die Gattung Enterovirus (EV) gehört der Familie der *Picornaviridae* an, die unbehüllte, einsträngige RNA-Partikel (Virionen) mit ikosaedrischer Symmetrie und einem Durchmesser von zirka 30 nm sind (Walter Betancourt, 2016) (siehe Abbildung 12).

Abbildung 12: Enterovirus; Poliovirus, Vergrößerung 180.000-fach; Transmissionselektronenmikroskop, Negativkontrastierung.



Quelle: Robert-Koch-Institut, 2013.

Zu den Picornaviren zählen Polioviren und Nicht-Polio Enteroviren. Sie sind für eine Vielzahl verschiedener Krankheiten bei Menschen und Tieren verantwortlich (z. B. Poliomyelitis, Hand-Fuß-Mund-Krankheit, respiratorische Erkrankungen, Hepatitis A). Die weitere Einteilung der nicht-Polio-Enteroviren basiert auf Basis von biologischen, biophysikalischen und genetischen Charakteristika. So wird die Gattung Enteroviren in die humanen Enteroviren (A bis D) mit den Vertretern z. B. Coxsackie-Viren, Echoviren, Rhinoviren und weiters in die Subtypen wie z. B. Humanes Enterovirus 70 und 71 eingeteilt. Humane Enteroviren zeichnen sich durch eine vergleichsweise hohe Säurestabilität (Infektiosität bei niedrigen pH) und ihre Resistenz gegenüber gängigen Desinfektionsmitteln wie Ethanol (70 %), Isopropanol oder einigen nichtionischen Tensiden aus. Eine Inaktivierung der Virionen kann z. B. durch freies Chlor, Formaldehyd oder starke Säuren erzielt werden (Betancourt, 2016).

Vorkommen, Übertragung und Krankheitsbild

Die Mehrzahl der durch Enteroviren ausgelösten Infektionen, tritt in der klimatisch gemäßigten Zone im Sommer und Herbst (Nordhalbkugel) auf. Die Detektion von Enteroviren in Oberflächengewässern wird weltweit berichtet und ihr Nachweis wurde bis zum Jahr 2006 als viraler Wasserqualitätsparameter für Oberflächenbadegewässer herangezogen (EU Badegewässerrichtlinie, 1976). Da humane Enteroviren über den menschlichen Stuhl ausgeschieden werden, lässt deren Detektion einen Rückschluss auf fäkale Kontaminationen zu. Da auf diesem Weg auch infektiöse Viren ausgeschieden werden, kann eine Übertragung des Virus über den Wasserweg erfolgen (fäkal-orale Übertragung). Das Krankheitsbild, ausgelöst durch humane Enteroviren ist sehr divers und reicht von symptomlos über leichtere Symptomatik (z. B. respiratorische Erkrankungen, Hautausschlag) bis zu schweren Krankheitsverläufen (z. B. Meningitis, Encephalitis, Hand-Fuß-Mund-Krankheit) (Betancourt, 2016).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Die Überlebensfähigkeit der Virionen kann unter günstigen Bedingungen, wie z. B. neutraler pH-Wert, geringe Temperaturen und hoher Reinheitsgrad des Wassers, bis zu einigen Monaten reichen. Verantwortlich für ihre Widerstandsfähigkeit ist die unbehüllte Capsid Struktur und die kleine Größe des Virions. Die Zeiten für ein Absterben T_{90} und T_{99} (jene Zeit, bei der die Konzentration an Viren um $1 \log_{10}$ oder $2 \log_{10}$ Stufen abnimmt) bzw. die Inaktivierungsrate $L \log_{10}/\text{Tag}$ zeigen Trends zu einer rascheren Inaktivierung bei erhöhter mikrobieller Aktivität begünstigt durch erhöhte Temperaturen und komplexere Zusammensetzung des Wasservorkommens. Die höchste Überlebensdauer erfolgt in kaltem Grundwasser, die höchste Inaktivierungsrate in Abwasser. In einem Review über die Überlebenszeit von verschiedenen Picornaviren (Polioviren, Echovirus, Hepatitis A und Coxsackieviren) in Grundwasser wurde eine Absterberate von $0,02-0,1 \log_{10}$ pro Tag (geometrisches Mittel) angegeben (John und Rose, 2005).

Situation in Österreich und Europa

Die genaue Anzahl an durch Enteroviren ausgelösten Krankheitsfällen ist schwer abzuschätzen, da das Krankheitsbild sehr divers ist und keine Anzeigepflicht in Österreich, Deutschland oder der Schweiz besteht. Weiters wird im Allgemeinen nur bei gravierenderen Krankheitsverläufen eine Laboranalyse bezüglich des auslösenden Mikroorganismus durchge-

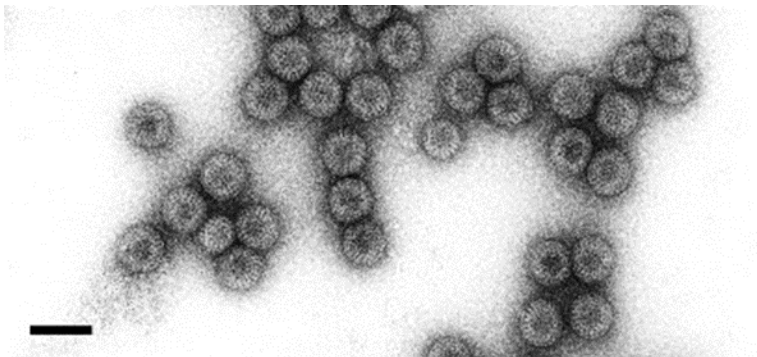
führt und die Daten über ein zentrales Register gesammelt. Generell sind jedoch Enteroviren sehr weit verbreitet und Infektionen treten vermehrt in den Sommer- und Herbstmonaten auf. Charakteristische Krankheiten ausgelöst von Enteroviren sind die Hand-Fuß-Mund-Krankheit oder die sogenannte „Sommergrippe“. Bezüglich der zu den Enteroviren zählenden Polioviren ist aufgrund der weltweiten hohen Durchimpfungsrate die Inzidenz sehr niedrig und in Österreich wurden Polio-Wildviren das letzte Mal 1980 detektiert ([AGES ages.at/themen/krankheitserreger/kinderlaehmung/](https://ages.at/themen/krankheitserreger/kinderlaehmung/)).

3.2.2.2.3 Rotaviren (Referenzpathogen)

Generelle Beschreibung

Rotaviren gehören der Familie *Reoviridae* an und bestehen aus elf doppelsträngigen RNA Gensegmenten, die je sechs strukturelle und nicht-strukturelle Proteine kodieren. Die nicht-umhüllten Viruspartikel weisen einen Durchmesser von etwa 75 nm auf (siehe Abbildung 13).

Abbildung 13: Humanes Rotavirus (Rotaviren). Transmissions-Elektronenmikroskopie, Negativkontrastierung. Maßstab=100 nm.



Quelle: Hans R. Gelderblom, Robert Koch-Institut, 2013

Vorkommen, Übertragung und Krankheitsbild

Rotaviren sind neben Noroviren Hauptverursacher von gastrointestinalen (GI) Krankheiten bei Menschen, wobei hier vor allem Kinder zu den Betroffenen zählen. Weltweit sind GI Erkrankungen die vierthäufigste Ursache von Kindersterblichkeit (Silva, 2016). In westlichen Industrieländern erkranken Kinder in den ersten Lebensjahren, wodurch eine Rotavirus-

spezifische Immunität aufgebaut werden kann (Robert-Koch-Institut, 2013). Rotavirus A (RVA) ist jener Genotyp mit der größten Relevanz für humane Infektionen und ist weltweit verbreitet. Rotaviren können fäkal-oral (Schmierinfektion) und/oder über kontaminiertes Wasser oder Lebensmittel übertragen werden. Modelle zeigen, dass RVA eines der höchst infektiösen Viren ist, mit einem ID50 Wert von zirka 6 Partikeln. Die Inkubationsdauer beträgt 1 bis 3 Tage, wobei auch asymptomatische Infektionen beobachtet werden können (Silva, 2016). Symptome reichen von Durchfall, Erbrechen und abdominale Schmerzen und in manchen Fällen Fieber. Der Krankheitsverlauf ist selbstlimitierend und hat üblicherweise eine Dauer von 3 bis 7 Tagen.

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Es wird geschätzt, dass 87 % der weltweit auftretenden Rotavirus A (RVA) Emissionen von urbanen Quellen ausgehen, wobei hier vor allem Exkremente infizierter Personen zu den Hauptemissionsquellen zählen. Einen Tag vor bis zu 10 Tagen nach Krankheitsausbruch können bis zu 10^{10} – 10^{12} virale Partikel pro Gramm Fäzes ausgeschieden werden (Sabbahi, 2016). Rotaviren können in der Umwelt bei 4°C bis 20°C über Tage, aber auch über Monate persistent und somit lebensfähig bzw. potenziell infektiös sein (Silva, 2016).

Situation in Österreich und Europa

Eine durch Rotaviren ausgelöste Erkrankung ist in Österreich und Deutschland, jedoch nicht in der Schweiz meldepflichtig. Im Jahr 2019 wurden laut Statistik Austria 284 Rotavirusinfektionen und 2 Todesfälle in Österreich gemeldet. In Deutschland waren es im selben Jahr 36.817 Rotavirusinfektionen, was in Relation zur jeweiligen Bevölkerung eine 10-mal höhere Infektionsrate als in Österreich darstellt. Bedingt durch den selbstlimitierenden und oft eher milden Krankheitsverlauf ist jedoch anzunehmen, dass die Dunkelziffer um ein Vielfaches höher ist, da unter anderem meist nur bei schwerem Krankheitsverlauf ein Arzt aufgesucht bzw. ein Nachweis auf den Erreger durchgeführt wird.

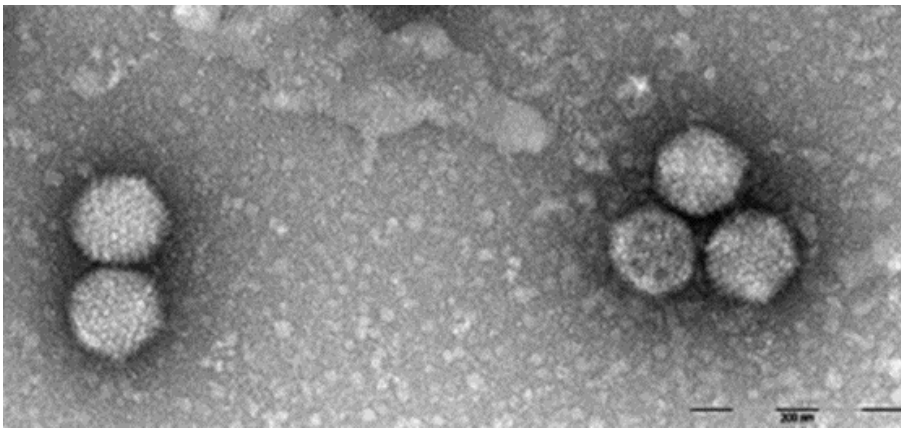
3.2.2.2.4 Adenoviren (Referenzpathogen)

Generelle Beschreibung

Adenoviren (AdV) sind unbehüllte Doppelstrang-DNA Viren der Familie *Adenoviridae* mit einem Durchmesser von 70 bis 90 nm (siehe Abbildung 14). Das lineare, doppelsträngige

Genom ist umhüllt von einem ikosaedrischen Proteinkapsid, das gruppen- und typspezifische Antigene aufweist. Aufgrund des Aufbaus (doppelsträngige DNA) zeichnen sich Adenoviren durch eine durchaus hohe Stabilität gegenüber Chemikalien (z. B. Desinfektionsmittel auf Alkoholbasis) oder physikalischen Einwirkungen (z. B. UV Bestrahlung) aus. Eine Inaktivierung der Virionen kann unter anderen auch durch erhöhte Temperaturen ($>70^{\circ}\text{C}$) für eine ausreichende Zeitdauer (>20 min) durchgeführt werden (Maheshwari et al., 2004).

Abbildung 14: Adenovirus Elektronenmikroskopie, Negativkontrastierung.
Maßstab=200 nm.



Quelle: Robert Koch Institut, 2013

Humane Adenoviren (HAdV) werden dem Genus *Mastadenovirus* zugeordnet und können weiters in sieben Spezies HAdV-A bis HAdV-G eingeteilt werden. Eine weitere Einteilung in die einzelnen Typen wird auf Basis von Sequenzdaten und Bioinformatischer Analyse vorgenommen, wobei zirka 68 verschiedene HAdV Typen genannt werden können (z. B. HAdV Typ 40).

Vorkommen, Übertragung und Krankheitsbild

Adenoviren sind mit verschiedenen Krankheitsbildern wie u. a. Gastroenteritis, respiratorische Infekte, Augentzündungen (Konjunktivitis), Blasenentzündungen (hämorrhagische Zystitis) sowie Gehirnhautentzündungen (Meningoenzephalitis) assoziiert, wobei ca. zwei Drittel der Infektionen asymptomatisch verlaufen. Das Vorkommen ist unabhängig von der Region sowie Jahreszeit. Eine Übertragung der Krankheit kann durch Inhalation, Kontakt (vor allem Augeninfektionen) oder Ingestion von infektiösem Material erfolgen. Auslöser für gastrointestinale Symptome beim Menschen sind vor allem die humanen Adenoviren

Typ 40, 41 und 52, die sich im Darm vermehren und mit einer Konzentration von ca. 10^{11} Virionen pro Gramm Stuhl ausgeschieden werden (Allard, 2017). Durch die Ausscheidung von infektiösen Partikeln im Stuhl spielt auch der Übertragungsweg durch fäkal kontaminierte Wasserressourcen eine Rolle.

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

Adenoviren können in Abwasser sowie in durch Abwasser kontaminierten Wasserressourcen, z. B. in Grundwasserressourcen, nachgewiesen werden (Allard, 2017). Die Überlebensdauer von Adenoviren in Grundwasser bei verschiedenen Wassertemperaturen wurde in einer Studie von Ogorzaly et al. untersucht. In der Studie wurden Grundwasserproben mit einer definierten Menge an Adenovirus sowie F-spezifischen Bakteriophagen versetzt und bei 4°C oder 20°C für bis zu 400 Tage im Dunkeln gelagert. In definierten Abständen wurden die Viren in den gelagerten Wasserproben auf ihre Infektiosität untersucht und die Konzentrationen an HAdV und Phagen mittels molekularbiologischer Methodik (RT-PCR) analysiert. Die Resultate zeigen, dass die Überlebensdauer (bzw. Infektiosität) von Adenoviren die jener der F-spezifischen Bakteriophagen überschreitet.

Situation in Österreich und Europa

Eine durch eine Infektion mit Adenoviren ausgelöste Entzündung der Augen (Adenovirus-Konjunktivitis) ist in Deutschland anzeigepflichtig. In Österreich und der Schweiz ist keine Meldung von Adenovirus-assoziierten Krankheiten vorgesehen. Eine genaue Aussage über die Prävalenz von Adenoviren in der österreichischen Bevölkerung ist somit nur schwer zu treffen. Neue Ansätze im Rahmen der abwasserbasierten Epidemiologie könnten zukünftig Daten bezüglich der Prävalenz von nicht-anzeigepflichtigen Krankheitserregern wie z. B. Adenoviren liefern.

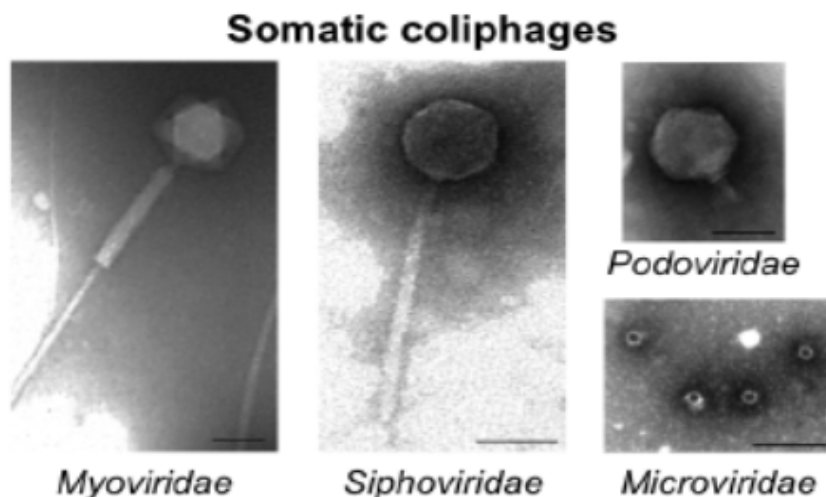
3.2.2.2.5 Somatische Coliphagen (Indikatorviren)

Generelle Beschreibung

Zu den somatischen Coliphagen werden jene Bakteriophagen gezählt, die ausgewählte Wirtsstämme über Adsorption an der bakteriellen Zellwand infizieren (Walter, 2000). Der Begriff beinhaltet ein weites Spektrum von Vertretern der Familien Myoviridae, Siphoviridae, Podoviridae und Microviridae, die *E. coli* und verwandte Vertreter der Familie

Enterobacteriaceae infizieren (Grabow, 2001). Vertreter der Familien Myoviridae, Siphoviridae und Podoviridae bestehen aus einer linearen doppelsträngigen DNA umhüllt von einer kubischen (ikosaedrischen) Proteinhülle (Kapsid) mit einem Durchmesser von ca. 75–100 nm. Zusätzlich verfügen sie über einen „Schwanz“ über den das Genom in die Wirtszelle eingeschleust wird. Vertreter der Familie Microviridae haben eine zirkuläre einzelsträngige DNA, umhüllt von einem ikosaedrischen Kapsid, und keinen Schwanz. Ihr Durchmesser beträgt 25 bis 27 nm (Grabow, 2001) (siehe Abbildung 15).

Abbildung 15: Elektronenmikroskopie von somatischen Coliphagen mit den Vertretern Myoviridae, Siphoviridae, Podoviridae, Microviridae. Balken=50 nm.



Quelle: Jebri et al., 2019.

Phagen als Indikatoren für virale Krankheitserreger

Definierte Phagen können als Modellorganismen bzw. als Indikatoren für fäkalbürtige Viren herangezogen werden, da Eigenschaften wie Struktur, Zusammensetzung, Morphologie, Größe und Ort der Replikation sehr ähnlich und damit vergleichbar sind. Ein großer Vorteil von Phagen als Indikatororganismen ist deren konstant hohe Konzentration in humanen Fäzes und deren einfache und rasche Detektion (Grabow, 2001). Neben standardisierten Nachweismethoden für vermehrungsfähige Phagen (Plaque-Assays) wie z. B. für F-spezifische RNA-Bakteriophagen (ISO 10705-1) oder für somatische Coliphagen (ISO 10705-2), werden auch molekularbiologische Methoden angewendet und weiterentwickelt. Ein direkter Zusammenhang zwischen der Konzentration von somatischen Coliphagen und dem Vorhandensein von viralen Pathogenen in Wasserressourcen ist nicht gegeben, da dies von der

Prävalenz der Krankheitserreger bzw. vom Infektionsstatus der Bevölkerung abhängt (Momba et al., 2019). Dennoch ist durch die Detektion von z. B. somatischen Coliphagen eine Aussage über das Ausmaß der fäkalen, viralen Kontamination in den untersuchten Wasserressourcen möglich. In den Fäkalien von Menschen wurden somatische Coliphagen in mittleren Konzentrationen von $4,3 \times 10^3$ PFU pro g menschlichem Stuhl (Gantzer et al., 2002) bzw. $2,5 \times 10^2$ PFU pro g menschlichem Stuhl und $6,7 \times 10^3$ PFU pro g tierischer Exkremente festgestellt (Diston und Wicki, 2015).

3.2.2.3 Protozoen

Protozoen sind einzellige Parasiten. Sie benötigen eine spezifische Wirtszelle um sich zu vermehren.

3.2.2.3.1 Cryptosporidien

Generelle Beschreibung

Cryptosporidien sind obligat intrazelluläre Parasiten aus der Gruppe der Kokzidien mit einem komplexen Lebenszyklus, der sexuelle sowie asexuelle Vermehrung beinhaltet. Die dickwandigen Oozysten mit einem Durchmesser von 4–6 μm werden über die Fäzes ausgeschieden. Der Genus *Cryptosporidia* umfasst ca. 13 Spezies von denen *C. hominis* und *C. parvum* primär für Infektionen beim Menschen verantwortlich sind (World Health Organization, 2017).

Vorkommen, Krankheitsbild und Übertragung

Eine Vielzahl an Tieren können als Reservoir für *C. hominis* und *C. parvum* dienen. Die hinsichtlich menschlicher Infektionen wichtigsten Reservoirs sind allerdings Viehbestände sowie der Mensch selbst. Vor allem Jungtiere spielen hier eine signifikante Rolle. Beispielsweise können Kälber bis zu 10^{10} Oozysten pro Tag ausscheiden. Im Abwasser wurden Konzentrationen von bis zu 14.000 Cryptosporidien pro Liter gemessen (World Health Organization, 2017).

Die Infektion mit Cryptosporidien erfolgt über den fäkal-oralen Übertragungsweg, wobei der Hauptinfektionsweg die Übertragung von Mensch zu Mensch ist. Dabei kann schon die Aufnahme von weniger als zehn Oozysten zur Infektion beim Menschen führen. Weitere

Infektionsmöglichkeiten bestehen durch den Konsum von kontaminiertem Wasser und Lebensmitteln oder dem direkten Kontakt mit infizierten Tieren (World Health Organization 2017).

Bei sonst gesunden, immunkompetenten Menschen ist eine Infektion mit Cryptosporidien üblicherweise selbstlimitierend. Symptome wie Durchfall, Übelkeit, Erbrechen und Fieber klingen typischerweise nach etwa einer Woche ab, sie können aber manchmal auch länger als einen Monat andauern. Die Stärke der Symptome hängt dabei vom jeweiligen Immunstatus ab. Bei stark immungeschwächten Menschen kann eine Cryptosporidieninfektion lebensbedrohlich sein (World Health Organization, 2017).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

In Fäzes dauert es im Durchschnitt 70 (± 20) Tage bis 90 % der Cryptosporidien inaktiviert (nicht mehr infektiös) sind. Dies ist in mehr als doppelt so lange wie bei Giardien (27,5 \pm 9 Tage) und vergleichbar mit Rotaviren (60 \pm 16 Tage) (World Health Organization, 2006).

Situation in Österreich und Europa

Für das Jahr 2017 wurden dem European Centre for Disease Prevention and Control 11.418 bestätigte Cryptosporidiosen gemeldet. Davon entfielen 1.693 (14,8 %) auf Deutschland (ECDC, 2019). Für Österreich liegen keine Zahlen vor, da keine Meldepflicht für die Erkrankung besteht.

3.2.2.3.2 *Giardia lamblia*

Generelle Beschreibung

Giardien sind begeißelte Protozoen, die den Magen-Darm-Trakt von Menschen und Tieren parasitieren. Der Genus *Giardia* besteht aus mehreren Spezies. Infektionen beim Menschen werden typischerweise von *G. intestinalis* (syn. *G. lamblia*, *G. duodenalis*) verursacht. Giardien haben einen relativ einfachen Lebenszyklus. Dabei vermehren sich die begeißelten Trophozoiten im Magen-Darm-Trakt und es kommt vorübergehend zur Ausscheidung einer hohen Anzahl von dickwandigen Zysten über die Fäzes. Die Trophozoiten haben eine ellipsoide, bilateral symmetrische Form, während die Zysten eiförmig sind, mit einem Durchmesser von 8–12 μm (World Health Organization, 2017).

Vorkommen, Krankheitsbild und Übertragung

Zu einer Infektion kommt es hauptsächlich über die Aufnahme von mit Zysten kontaminiertem Wasser. Bei mangelnder Hygiene sind aber auch Mensch-zu-Mensch Übertragungen über die fäkal-orale Route nicht ungewöhnlich (Ali und Hill 2003). Die Passage durch den Magen stimuliert Freisetzung von Trophozoiten, die sich im oberen Teil des Darms vermehren. Während des weiteren Durchgangs durch den Darm kommt es dann wiederum zur Zystenbildung, die dann ausgeschieden werden (Bitton, 2005). Dabei können pro Tag 10^8 bis 10^9 Zysten mit dem Stuhl ausgeschieden werden (Nasser et al., 2012).

Die Bandbreite an Symptomen bei einer Giardiose reicht von asymptomatisch, über chronischen Durchfall, bis hin zu Problemen bei der Aufnahme von Nährstoffen im Darm und damit verbundenem Gewichtsverlust (Ali und Hill 2003). Giardia-Infektionen können zu einer wässrigen Diarrhoe in Verbindung mit Bauchkrämpfen, Blähungen, Übelkeit und Erbrechen führen (Boarato-David et al., 2019). In vielen Fällen ist die Infektion selbst-limitierend. Jedoch kann es bei einigen, ansonsten gesunden Personen zu langwierigen Durchfallerkrankungen kommen, die auch länger als ein Jahr anhalten können (World Health Organization, 2017).

Überlebensfähigkeit in der Umwelt

In Fäzes dauert es im Durchschnitt 27,5 (± 9) Tage bis 90 % der Giardien inaktiv (nicht mehr infektiös) sind. Dies ist in etwa vergleichbar mit *Salmonella* (30 ± 8 Tage) oder EHEC (20 ± 4 Tage), jedoch wesentlich kürzer als bei Rotaviren (60 ± 16 Tage) oder *Cryptosporidia* (70 ± 20 Tage) (World Health Organization, 2006). Die dickwandigen Zysten sind widerstandsfähig und können im Wasser Wochen bis Monate überleben (World Health Organization, 2017).

Situation in Österreich und Europa

Für das Jahr 2017 wurden EU-weit 19.437 bestätigte Giardiosen gemeldet. Die meisten Fälle stammen aus dem Vereinigten Königreich, gefolgt von Deutschland. Bezogen auf 100.000 Einwohner lagen Belgien, Estland und Schweden an der Spitze. Insgesamt lässt sich in der EU im Zeitraum von 2013 bis 2017 ein leichter, aber stetiger, Anstieg an Giardia-Infektionen beobachten (ECDC, 2019). In Österreich besteht für Infektionen mit Giardien keine Meldepflicht, weswegen keine Fallzahlen verfügbar sind.

3.2.2.4 Helminthen

3.2.2.4.1 *Ascaris* spp.

Generelle Beschreibung

Ascaris spp (Spulwurm) ist ein Parasit, der vor allem Menschen befällt. Die Eier des 10 bis 40 cm langen weißen Wurms gelangen über verunreinigte Nahrung in den Körper. Die Larven wandern zunächst durch verschiedene Organe des Körpers und nisten sich dann im Darm ein. Dort entwickeln sie sich zu erwachsenen Würmern und ernähren sich vom Nahrungsbrei. Spulwurmbefall ist weltweit die häufigste Wurmerkrankung.

Vorkommen

Weltweit sind etwa eine Milliarde Menschen mit Spulwürmern infiziert. In Mitteleuropa kommt die Infektion selten vor, aber in Entwicklungsländern sind bis zu 90 % der Bevölkerung von Spulwürmern befallen. Kinder sind besonders häufig betroffen. Ein niedriger Lebensstandard und schlechte hygienische Verhältnisse begünstigen die Ausbreitung von Spulwürmern.

Die Wurmeier gelangen über verunreinigte Nahrungsmittel in den Körper. Mit Fäkalien gedüngtes Obst, rohes Gemüse oder Salat und mit Abwässern kontaminiertes Wasser sind die häufigsten Infektionsquellen. Die Eier sind sehr widerstandsfähig und können sich bei feucht-warmem Klima jahrelang im Boden halten. Deshalb infizieren sich z. B. Kinder leicht, wenn sie beim Spielen im Freien mit Wurmeiern in Berührung kommen (Global Water Pathogen Project; doi.org/10.14321/waterpathogens.41).

3.2.2.4.2 *Taenia* spp.

Generelle Beschreibung

Die Bandwürmer der Gattung *Taenia* umfassen über 100 Arten. Besonders bekannt sind Schweine- (*T. solium*) und Rinderbandwurm (*T. saginata*). Die Mitglieder der Gattung zeichnen sich durch ein bandförmiges Aussehen aus, das aus mehreren eierhaltigen Segmenten besteht. Der Lebenszyklus von *Taenia* spp. beruht auf einem Wirbeltier-Zwischenwirt, in dem sich die infektiösen Larven entwickeln, und einem Endwirt, der das ungekochte Fleisch

des Zwischenwirts aufnimmt, das die Larven enthält, die sich im Dünndarm zum erwachsenen Bandwurm entwickeln. Die eierhaltigen Segmente des Bandwurms werden vom Endwirt freigesetzt, und die Zwischenwirte infizieren sich, indem sie die Bandwurmeier aufnehmen.

Vorkommen

Eier von *Taenia* spp. können in Rohabwasser und Klärschlamm von kommunalen Kläranlagen auftreten, in Gegenden, in denen die Helminthen endemisch sind. Die Datenlage über das Vorkommen ist sehr spärlich. In einer Studie in Tunesien im Jahr 2009 wurden 51 Eier von *Taenia* spp. pro Liter Rohabwasser ermittelt (WHO, 2018). Die Eier von *Taenia* spp. überleben nachweislich Monate oder Jahre auf der Weide, wobei niedrige bis mittlere Temperaturen und hohe Luftfeuchtigkeit mit einer langen Überlebensdauer verbunden sind. (Global Water Pathogen Project; waterpathogens.org/book/taenia)

3.2.3 Mikrokunststoffe

Mikrokunststoffe sind unter anderem durch folgende Eigenschaften charakterisiert:

- unlöslich in Wasser,
- biologisch nicht abbaubar,
- Größe <5 mm.

Diese Eigenschaften gelten pauschal für alle Arten von Mikrokunststoff. In vielen Studien zeigte sich aber, dass vor allem die „Massenkunststoffe“ Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS), Polyethylenterephthalat (PET), Polyurethan (PU), Polyester etc. aufgrund der hohen eingesetzten Tonnagen auch in der Umwelt verbreitet zu finden sind. Im Weiteren wird aufgrund der gemeinsamen Eigenschaften nicht zwischen den Kunststoffarten, aber aufgrund ihrer Anwendungsbereiche unterschieden:

- Mikrokunststoffe aus Produkten im Haushalt inkl. Abwässer der Textilreinigung. Sie werden überwiegend durch über Schmutzwasser in die Siedlungswasserwirtschaft eingebracht. Aufgrund der chemisch/physikalischen Eigenschaften der Kunststoffe adsorbieren sie gut an Klärschlamm und sind schlecht abbaubar.
- Mikrokunststoffe aus umweltoffenen Anwendungen. Sie entstehen durch Verwitterung von Baumaterialien, landwirtschaftlichen Anwendungen, Abfällen etc. und wer-

den vorwiegend durch Abschwemmung über Niederschlagswasser in die Siedlungswasserwirtschaft eingetragen. Sie adsorbieren gut an Klärschlamm und sind schlecht abbaubar.

- Mikrokunststoff im Sinne von Reifenabrieb. Er entsteht unvermeidbar durch den Abrieb der Reifen auf der Straßenoberfläche und wird überwiegend über Niederschlagswasser in die Siedlungswasserwirtschaft eingetragen. Auch diese Form von Mikrokunststoff adsorbiert gut am Klärschlamm und ist schlecht abbaubar.

Tabelle 13: Kategorisierung von Mikrokunststoffen aus primären und sekundären Quellen.

Kategorie	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
gut in KA abbaubar, gut adsorbierbar			
gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar			
gut in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar			
mittel in KA abbaubar, gut adsorbierbar			
mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar			
mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar			
schlecht in KA abbaubar, gut adsorbierbar	Mikrokunststoffe aus Produkten sowie Textilreinigung		Mikrokunststoffe aus umweltoffenen Anwendungen Reifenabrieb
schlecht in KA abbaubar, mittel adsorbierbar			
schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar			

3.2.4 Synthetische Nanopartikel

Synthetische Nanopartikel (engineered nanoparticles, ENP) wurden im Vergleich zu Spurenstoffen einer vereinfachten Kategorisierung nach Substanzeigenschaften und nach Eintragspfad unterzogen.

Reinsubstanzen von ENP in ihrer formulierten frei dispergierten Form sind hochreaktiv, neigen jedoch rasch zur Bildung von Agglomeraten und Aggregaten. Durch die Bildung größerer Aggregate/Agglomerate verändern sich die Oberflächeneigenschaften (Funktionalisierung) und die reaktive Oberfläche verringert sich. Aufgrund ihrer Eigenschaften und Verwendungszwecke können ENP als schwer abbaubar eingestuft werden, zumal sie (mit Ausnahme der kohlenstoffbasierten ENP) aus wenigen anorganischen Atomen bestehen bzw. als Reinsubstanz vorliegen. Untersuchungen zum Verhalten auf Kläranlagen ergaben, dass sie als gut adsorbierbar eingestuft werden können und eine >90 %-ige Einbindung in die Schlammmatrix aufweisen, sodass der Klärschlamm die dominante Senke darstellt (Clara et al., 2014b).

Im Hinblick auf die für die Freisetzung verantwortliche „Phase“ ist zu unterscheiden, ob sie während der Produktion, der Verwendung oder der Entsorgung am Produktlebensende („end-of-life“) freigesetzt werden (Giese et al., 2018). Weit häufiger als beim Produktionsprozess erfolgt die Freisetzung von ENP in die Siedlungswasserwirtschaft jedoch bei ihrer Verwendung bzw. der Verwendung von Produkten, die auf vielfältige Weise ENP zur Beeinflussung der Produkteigenschaften beinhalten, und deren Entsorgung (DWA, 2016).

Der Einsatz von ENP ist vielfältig und reicht von Farben und Anstrichen (z. B. TiO_2 -NP in Fassadenanstrichen), Konsumprodukten, Haushaltsartikeln, Kosmetika oder Textilien (z. B. Ag-NP in Textilien, SiO_2 -NP als Rieselhilfe in Salz oder TiO_2 -NP in Sonnencremen) bis hin zu medizinischen Produkten (Ag-NP). Andere Anwendungsgebiete sind die Planartechnik (z. B. CeO_2 -NP für die Elektronikindustrie) oder die Automobil- (z. B. CeO_2 -NP in Abgaskatalysatoren oder als Kraftstoffzusatz für Dieselfahrzeuge) bzw. die Reifenindustrie (SiO_2 -NP).

Diese unterschiedlichen Einsatzgebiete lassen bereits darauf schließen, dass nicht ein einzelner Eintragspfad für den ENP-Eintrag in die Siedlungswasserwirtschaft dominant ist, sondern dass es sich um einen gemischten, mannigfachen Eintrag handelt. Abhängig von den ENP sowie ihren Einsatzgebieten reicht das Spektrum der Eintragspfade von einer Auswaschung aus Fassadenanstrichen über Oberflächenabschwemmung von Reifenabrieb hin zum Eintrag aus Konsumprodukten über das Schmutzwasser.

3.2.5 Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene

Die Kategorisierung von antibiotikaresistenten Bakterien (ARBs) und Antibiotikaresistenzgenen (ARGs) wurde auf den Eintragspfad beschränkt. Antibiotikaresistenzen werden überwiegend über das Schmutzwasser eingetragen und es gelten dieselben Kriterien wie für die

Eintragungspfade bakterieller Indikatoren. Die Einträge stammen aus Siedlungsgebieten und je nach Einzugsgebiet können auch erhebliche Mengen aus Schlachtbetrieben und aus Krankenhäusern oder anderen medizinischen Einrichtungen herrühren. Auch wenn Niederschlagswasser aufgrund von Fehlschlüssen und Abschwemmungen von versiegelten Flächen nicht unbelastet ist (Exner et al., 2020), können ARB und ARGs der Kategorie „überwiegender Eintrag aus Schmutzwasser“ zugeordnet werden.

Ergebnisse der im Projekt HyReKA durchgeführten Frachtmodellierung zur Identifikation relevanter Einträge in das Kanalnetz ergaben Unterschiede je nach ARG. Grundsätzlich sind aus Krankenhäusern höhere Teilfrachten zu erwarten, die Abwassermengen sind im Vergleich zu Siedlungsgebieten jedoch deutlich geringer, was sich relativierend auf die Gesamtfrachten im Zulauf der Kläranlagen auswirkt. Gemittelt über die 14 im Projekt untersuchten ARGs stammen etwa 90 % der Fracht aus Siedlungsgebieten (exklusive Krankenhäuser). ARG-spezifisch treten jedoch deutliche Schwankungen auf. So stammen >90 % des Eintrags von *bla_{TEM}* aus Krankenhäusern, während >90 % von *su1* und *ermB* aus dem Siedlungsgebiet kommt. Bei den betrachteten sieben ARB, die im Zusammenhang mit mehr als 50 % aller gemeldeten bakteriellen Infekte stehen, gibt es nur ein ARB (ESBL *Pseudomonas aeruginosa*), welches zu knapp 90 % aus Krankenhäusern in das Kanalnetz eingetragen wird, alle anderen stammen überwiegend aus kommunalen Einträgen.

3.2.6 Wirkmechanismen

Wirkmechanismen wurden keiner Kategorisierung analog zu den chemischen Substanzen unterzogen, da es sich um eine biologische Summenwirkung bekannter und unbekannter Substanzen handelt, deren Herkunft i.d.R. nicht zuordenbar ist. Für zwei der drei priorisierten Wirkungen (Östrogenität und PAK-ähnliche Wirkung) kann jedoch eine Orientierung an den Spurenstoffen erfolgen.

Bei dem PAH CALUX für PAK-ähnliche Wirkung stellt die Orientierung an Polyzyklischen Aromatische Kohlenwasserstoffen (PAK) eine Option dar, da dieser Test spezifisch auf PAK zur Aktivierung des Aryl-Hydrocarbon-Rezeptors abzielt. Bei den PAK war die Datenlage zu den chemischen Parametern ausreichend, um eine Zuordnung zu den 27 Kategorien durchzuführen. Daraus ergibt sich eine Zuordnung zu folgenden Kategorien: gemischter Eintrag aus Schmutz- und Niederschlagswasser, gut bis mittel adsorbierbar und schlecht in KA abbaubar (vgl. Kapitel 3.2.1).

Für die östrogene Wirkung kann aufgrund des Beitrags weniger potenter Östrogene, die auf menschliche Ausscheidungen zurückzuführen sind, eine Zuordnung zur Kategorie „überwiegender Eintrag aus Schmutzwasser“ erfolgen. Bezüglich chemisch/physikalischer Eigenschaften der zwei für die östrogene Wirkung dominanten Östrogene 17 α -Ethinylestradiol und 17 β -Estradiol, die im Rahmen der Datensammlung für organische Spurenstoffe erfasst wurden, können sie als mittel adsorbierbar und schlecht abbaubar eingestuft werden, auch wenn aktuelle Untersuchungen eine gute Entfernung (>80 %) der östrogenen Wirkung auf österreichischen Kläranlagen belegen (Braun et al., 2020). Da sie nicht zu den 61 Stoffen gehören, die hinsichtlich ihrer Hauptaustragspfade detaillierter ausgewertet werden konnten, wurde als Surrogatparameter Ibuprofen herangezogen. Auch Ibuprofen wäre basierend auf Angaben zur Halbwertszeit schlecht abbaubar, wohingegen Literaturdaten eine gute Entfernung belegen (vgl. Kap. 3.3.1). Damit ist Ibuprofen in Kläranlagen als gut biologisch abbaubar und mittel adsorbierbar eingestuft, wird überwiegend aus Schmutzwasser eingetragen und ist damit derselben Kategorie zugeordnet.

3.3 Hauptaustragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft

3.3.1 Organische und anorganische Spurenstoffe

Von den 259 für eine detaillierte Datenrecherche ausgewählten Stoffen konnten für 188 Stoffe Daten zu Stoffeigenschaften zusammengetragen werden, die es ermöglichten, diese Stoffe den 27 Kategorien zuzuordnen (Kapitel 3.2.1). Von 61 dieser Stoffe konnten ausreichend Daten zusammengetragen werden, sodass nach den Vorgaben von Kapitel 2.4 eine Frachtberechnung in allen vier Austragspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft möglich war. Dies waren jene Stoffe, für die eine detaillierte Auswertung zu den Austragspfaden und eine Überprüfung der Hypothesen aus Kapitel 2.4 durchgeführt wurde. Für alle diese Stoffe waren Daten zu den Konzentrationen im Schmutzwasser bei Trockenwetterabfluss vorhanden, sodass auch Abschätzungen zum Anteil von Schmutz- und Niederschlagswasser am Eintrag in die Siedlungswasserwirtschaft und zum Abbauverhalten gemacht werden konnten. Die Ergebnisse der Konzentrationsauswertung sind als Mittelwerte aus unterschiedlichen Studien sowie eine abgeschätzte Schwankungsbreite in Anhang 6.2 zusammengefasst. Über die Konzentrationsauswertungen zu den Pfaden der Siedlungswasserwirtschaft wurde mit Hilfe der in Kapitel 2.4 dargestellten Wasserbilanzen Frachten für ein siedlungswasserwirtschaftliches System mit überwiegend Mischkanal (Beispiel ARA Tulln) und eines mit überwiegend Trennsystem (Beispiel ARA Klosterneuburg) berechnet.

Die Frachtauswertung mit einer Zuordnung aller 61 auswertbaren Stoffe zu Kategorien, mit Angabe der Schwankungsbreite der Anteile der Stoffe, die über Schmutz- bzw. Niederschlagswasser in die Siedlungswasserwirtschaft eingetragen sind in Anhang 6.3 dargestellt. Die Auswertung zeigt auch, über welche unterschiedlichen Pfade die Frachten aus der Siedlungswasserwirtschaft ausgetragen werden, sowie eine Abschätzung, welche Rolle der Abbau der Stoffe auf der Kläranlage spielt. Eine volle Bilanzierung der Stoffe in der Siedlungswasserwirtschaft war in vielen Fällen aufgrund der unterschiedlichen Herkunft der Daten zu Einträgen und Austrägen aus der Siedlungswasserwirtschaft nicht umsetzbar. So zeigt eine Gegenüberstellung von Einträgen in die und Austrägen aus der Siedlungswasserwirtschaft für eine Reihe von Parametern einen deutlichen Bilanzfehler. Bei Stoffen, wo ein Abbau auf Kläranlagen plausibel ist, wurde dieser Bilanzfehler als „Abbau“ angenommen. Bei Stoffen, wo ein Abbau in der Kläranlage nicht plausibel ist, oder die Summe der Austräge jene der Einträge übersteigt, blieb dieser Bilanzfehler bestehen und für den Abbau wurde 0 angegeben.

In Hinblick auf eine Charakterisierung der Stoffe über ihre Herkunft zeigt sich, dass die PAK sowie die Pestizide/Biozide Diuron und Carbendazim (insgesamt 18 Stoffe mit Detailauswertung) überwiegend über Niederschlagswasser in die Kanalisation gelangen. Die Kategorie der Stoffe mit der Einschätzung der Herkunft über Schmutz- und Niederschlagswasser beinhalten einen breiten Mix unterschiedlicher Parameter. Bei einigen ergibt eine Quantifizierung auf Basis vorhandener Konzentrationsmessungen eher einen Überhang des Eintrags aus Niederschlagswasser (z. B. Mecoprop, Tributylzinn) und eine Umschichtung zur Kategorie „überwiegender Eintrag über Niederschlagswasser“ wäre zu überlegen. Bei anderen deutet die Frachtberechnung eher auf einen Überhang des Eintrags über das Schmutzwasser hin (z. B. die Flammenschutzmittel Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate und Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphate, das Frostschutzmittel 5-Methyl-1H-benzotriazol oder Quecksilber). Für den Großteil dieser Gruppe weisen jedoch auch die Frachtabschätzungen auf einen gemeinsamen Eintrag von Oberflächen und über Abwässer aus Haushalten und Gewerbe hin. Die Zuordnung zur Kategorie „Eintrag überwiegend über das Schmutzwasser“ wird mit Ausnahme des Biozids 1,2-benzisothiazol-3(2H)-one durchwegs durch die Frachtberechnung bestätigt. Dieses Biozid wurde aufgrund der Datenlage schlussendlich der Kategorie mit einem Eintrag überwiegend über das Schmutzwasser zugeordnet.

Bei fünf der 61 ausgewerteten Stoffe zeigt sich in Hinblick auf die Zuordnung zu den unterschiedlichen Kategorien auf Basis der Abbaubarkeit, dass das aus den Frachtdaten abgeleitete Verhalten in der Siedlungswasserwirtschaft nicht den Erwartungen aus der Zuordnung aufgrund von Literaturangaben zu Halbwertszeiten entspricht. Alle diese Parameter zeigen

aufgrund der Daten zu den Pfaden einen deutlichen Überhang der Einträge in die Siedlungswasserwirtschaft gegenüber den Austrägen, was als Abbau in der Kläranlage interpretiert werden kann, obwohl die Zuordnung zu den Kategorien einen schlechten Abbau (bei vier der fünf identifizierten Parameter) oder einen mittleren Abbau (bei einem der fünf identifizierten Parameter) erwarten lässt. So wurden aufgrund der Angaben zur Halbwertszeit Erythromycin (15 d, biologische Abbaubarkeit), Ibuprofen (20 d, Abbau in Oberflächengewässer), Bisphenol A (2 d, Abbau in Oberflächengewässer, 15 d biologische Abbaubarkeit, 18–102 d, Abbau im Boden) und Triphenyl Phosphat (6 d, biologische Abbaubarkeit, 3–24 d Abbau in nicht näher spezifizierten Medien) der Kategorie „schlecht abbaubar“ zugeordnet. Tatsächlich weisen die Frachten in den Pfaden jedoch auf eine gute (Erythromycin, Ibuprofen und Bisphenol A) oder zumindest mittlere Abbaubarkeit (Triphenyl Phosphat) in Kläranlagen hin. Eine mittlere bis gute Entfernung für Erythromycin, Ibuprofen und Bisphenol A auf Kläranlagen mit hohem Schlammalter bei gleichzeitiger schlechter Adsorbierbarkeit wird auch von Clara et al. (2005), Rößler und Launay (2019) bzw. Krzeminski et al. (2019) bestätigt. Tris(2-butoxyethyl)phosphat (3,7 d, biologische Abbaubarkeit) wurde als „mittel abbaubar“ kategorisiert. Tatsächlich weisen die Auswertungen zu den Pfaden jedoch auf einen guten Abbau in Kläranlagen hin. Für die weiteren Auswertungen sowie in der Darstellung in Anhang 6.3 wurden daher Erythromycin, Ibuprofen, Bisphenol A und Tris(2-butoxyethyl)phosphat der Kategorie „gut abbaubar“ bzw. Triphenyl Phosphat der Kategorie „mittel abbaubar“ zugeordnet. Insgesamt konnte mit der durchgeführten Kategorisierung in den meisten Fällen eine plausible Einschätzung getroffen werden. In einigen Fällen zeigt sich jedoch ein besserer Abbau auf den Kläranlagen als es der gewählte Ansatz vermuten lässt. Diesbezüglich wäre daher für eine Anwendung eine weitere Nachschärfung des gewählten Modellansatzes erforderlich. Grundsätzlich zeigt diese Auswertung, dass die Nutzung von Informationen, die sich direkt auf den Abbau von Stoffen auf Kläranlagen beziehen, deutlich von Vorteil wäre. Allerdings fehlt die breite Verfügbarkeit entsprechender Daten für die große Menge der allenfalls relevanten Parameter.

In Hinblick auf die Adsorbierbarkeit wurden mit dem gewählten Ansatz fünf Stoffe der Gruppe „schlecht adsorbierbar“ zugeordnet, bei denen jedoch die Frachtdaten zeigen, dass ein Eintrag in den Klärschlamm eindeutig stattfindet und damit der Austragspfad Klärschlamm eine relevante Rolle spielt. Dies gilt zum einen für die Schwermetalle Blei, Kupfer und Cadmium. Für diese Stoffe wurden folgende Werte in der Datenbank gesammelt: Cadmium, Löslichkeit 2,3 mg/L, LogKoc 1,16–3,58, LogKow -0,07–3,87; Kupfer, Löslichkeit 1,3 mg/L, LogKoc 3,55, LogKow -0,57–3,84; Blei Löslichkeit 185 mg/L, LogKoc 1,16–3,63, LogKow 0,73–4,02, womit eine Zuordnung als „schlecht adsorbierbar“ gegeben ist. Es zeigt sich deutlich, dass die Nutzung von LogKd (Cadmium: 3,6–33,28, Kupfer: 3,7–4,1 und Blei:

43,75) eine realistischere Abbildung der Adsorption an den Schlamm geliefert hätte. Da LogKd allerdings nur bei wenigen Parametern erhoben werden konnte, wurde in einem ersten Ansatz auf dessen Nutzung verzichtet. Dies sollte jedoch bei einer Überarbeitung des gewählten Ansatzes überdacht werden. Zudem können bei Schwermetallen neben Adsorptionsvorgängen auch andere Prozesse (z. B. Fällungsreaktionen) zum Eintrag in den Klärschlamm führen. Im Weiteren wurden die Schwermetalle bis auf Nickel daher der Kategorie „gut adsorbierbar“ zugeordnet. Ganz ähnlich wie bei den Schwermetallen ist die Situation bei Tributylzinn und Dibutylzinn. Über LogKow und LogKoc wurden sie der Kategorie „schlecht adsorbierbar“ zugeordnet. Werte zum LogKd weisen zumindest auf eine mittlere Adsorbierbarkeit hin. Bei der Frachtauswertung zeigt sich jedoch ein starker Eintrag in den Schlamm. So wurden auch diese Parameter für weitere Auswertungen der Kategorie „gut adsorbierbar“ zugeordnet.

In Abbildung 16 bis Abbildung 21 sind die Hypothesen zum Verbleib von Stoffen in der Siedlungswasserwirtschaft für unterschiedliche Stoffkategorien und unterschiedliche siedlungswasserwirtschaftliche Systeme (Mischsystem, Trennsystem) aus Kapitel 2.4 im Vergleich mit der Frachtauswertung dargestellt. Dabei wiederholt die Tabelle jeweils die Hypothese aus Kapitel 2.4, Tabelle 4, um einen Vergleich mit den Ergebnisdarstellungen in den Abbildungen zu ermöglichen. So sind in Abbildung 16 und Abbildung 17 die Ergebnisse jener Stoffe dargestellt, die der Kategorie eines „Eintrages (in die Siedlungswasserwirtschaft) überwiegend über das Schmutzwasser“ zugeordnet wurden. Für die Frachtberechnung wurde in Abbildung 16 die Wasserbilanz eines urbanen Systems, welches durch ein Mischkanalsystem dominiert wird (Fallbeispiel Tulln), verwendet, für Abbildung 17 die Wasserbilanz eines urbanen Systems, welches durch ein Trennsystem dominiert wird (Fallbeispiel Klosterneuburg). In der Stoff-Kategorie „Eintrag überwiegend über Schmutzwasser, gut abbaubar, gut adsorbierbar“ wurde z. B. ein Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft überwiegend über den Mischwasserüberlauf vermutet. Hier gibt es keinen auswertbaren Stoff, um diese Annahme zu testen. Die Kategorie ist in den Abbildungen daher leer. In der Kategorie „Eintrag überwiegend über Schmutzwasser, gut abbaubar, mittel adsorbierbar“ wurde ein überwiegender Austrag über Klärschlamm und Kläranlagenablauf angenommen. In dieser Kategorie gibt es einen Stoff (Ibuprofen) mit auswertbaren Daten. Dieser zeigt allerdings einen dominanten Austrag über den Mischwasserüberlauf. Klärschlamm und Kläranlagenablauf kommen erst an zweiter bzw. dritter Stelle. Offensichtlich ist auch in dieser Kategorie die Entfernung/der Abbau auf der Kläranlage so umfassend, dass die Frachten in Ablauf und Klärschlamm gering sind und somit von den verbleibenden Emissionen der Mischwasserüberlauf den Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft dominiert. Eine Neuanschätzung dieser Kategorie ist daher zu überlegen, müsste aber durch einen größeren

Datenpool bestätigt werden. Für alle anderen Kategorien passt die Einschätzung der Hauptaustragspfade in den Hypothesen gut zu den Ergebnissen: bei der Kategorie „gut abbaubar, schlecht adsorbierbar“, sind Kläranlagenablauf und Mischwasserüberlauf dominant, bei den Kategorien „mittel und schlecht abbaubar aber gut adsorbierbar“ überwiegt der Austrag über den Klärschlamm, bei der Kategorie „mittel abbaubar und mittel adsorbierbar“ ist neben dem Klärschlamm auch der Austrag über den Kläranlagenablauf zu beachten und bei den Kategorien „mittel abbaubar und schlecht adsorbierbar“ und „schlecht abbaubar und schlecht adsorbierbar“ dominiert der Austrag über den Kläranlagenablauf deutlich. Vergleicht man Abbildung 17 mit Abbildung 16, sieht man, dass die Ergebnisse der Frachtberechnung ähnlich sind, allerdings nimmt aufgrund der geringeren über den Mischwasserüberlauf entlasteten Wassermengen die Relevanz des Pfades Mischwasserüberlauf ab. Die Relevanz des Pfades Regenwasserkanal nimmt dagegen dort zu, wo (entgegen den Annahmen dieser Kategorie) auch ein gewisser Anteil des Eintrags über die Oberfläche mit dem Niederschlagswasser erfolgt. Zu beachten ist dabei vor allem die Kategorie „mittel abbaubar und mittel adsorbierbar“. In dieser Kategorie wurde lediglich ein Stoff (das Biozid 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-one) zugeordnet. Schon bei der Betrachtung der Herkunft fiel auf, dass hier auch Einträge über das Niederschlagswasser – entgegen der Zuordnung zu den Stoffen mit überwiegendem Eintrag aus dem Schmutzwasser – eine relevante Rolle spielen. Das führt dazu, dass, bei den Austrägen dieser Kategorie im Fallbeispiel mit hohem Anteil an Trennsystem, der Niederschlagskanal zum dominanten Austrag wird.

In Abbildung 18 und Abbildung 19 sind die Ergebnisse jener Stoffe dargestellt, die der Kategorie eines „Eintrages (in die Siedlungswasserwirtschaft) über Schmutz- und Niederschlagswasser“ zugeordnet wurden. Es wird deutlich, dass die Bedeutung des Mischwasserüberlaufs (bei urbanem System mit Mischkanalsystem, Abbildung 18) bzw. des Regenwasserkanals (bei urbanem System mit überwiegend Trennsystem, Abbildung 19) deutlich zunimmt. Zumeist werden die Hypothesen zum Hauptaustragspfad in jenen Kategorien, für die es einen auswertbaren Datensatz gibt, durch die Datenauswertung bestätigt. Der Austragspfad Kläranlagenablauf dominiert bei schlecht adsorbierbaren (und mittel oder schlecht abbaubaren) Stoffen, der Austragspfad Klärschlamm bei gut adsorbierbaren (und schlecht oder mittel abbaubaren) Stoffen. Die Relevanz der Austragspfade Mischwasserüberlauf und Regenwasserkanal nimmt dort zu, wo der Abbau auf der Kläranlage gut ist. So weisen in der Kategorie „gut abbaubar und mittel adsorbierbar“ Mischwasserüberlauf und vor allem der Regenwasserkanal die höchsten Anteile der Austragspfade auf. Der Regenwasserkanal weist im Trennsystem auch bei anderen Kategorien eine hohe Relevanz auf und ist zumeist relevanter als der Mischwasserüberlauf bei Betrachtung einer Region mit Mischsystem. Vor allem bei der Kategorie mit mittel abbaubaren und mittel adsorbierbaren

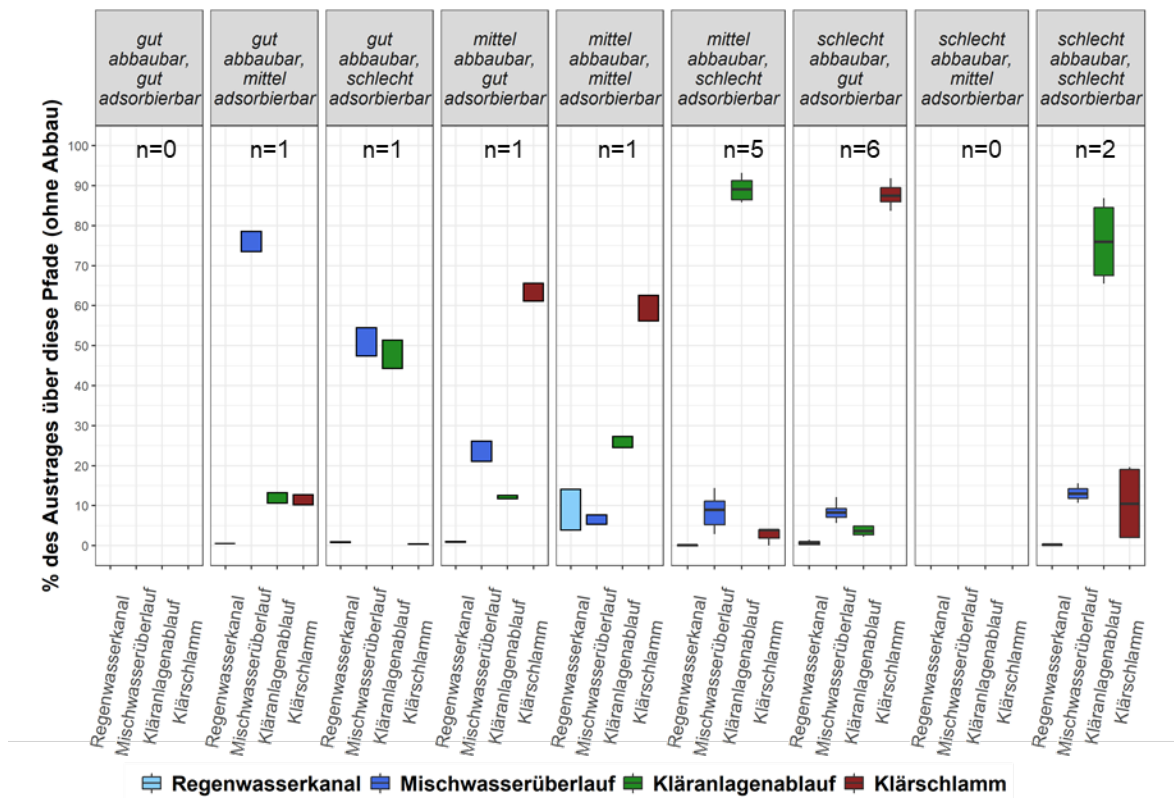
Stoffen wird aber auch klar, dass die Annahmen bereits so unspezifisch sind, dass die Spannweite der Ergebnisse so groß wird, dass praktisch jedes Ergebnis vorkommt und in dieser Kategorie eine a priori Einschätzung des Hauptaustragspfades nicht möglich ist.

In Abbildung 20 und Abbildung 21 sind die Ergebnisse jener Stoffe dargestellt, die der Kategorie eines „Eintrages (in die Siedlungswasserwirtschaft) überwiegend über Niederschlagswasser“ zugeordnet wurden. Hier lagen lediglich für drei Unterkategorien vollauswertbare Stoffdaten vor. Es zeigt sich, dass im urbanen Gebiet mit einer Dominanz des Trennkansystems (Abbildung 21) die Annahme eines Austrags überwiegend über den Regenwasserkanal bestätigt wurde. Im Falle des urbanen Systems mit einer Dominanz des Mischsystems (Abbildung 20) bleibt der Mischwasserüberlauf etwas hinter den Erwartungen zurück. Bei mittel abbaubaren und schlecht adsorbierbaren Stoffen liegt der Austrag über den Kläranlagenablauf deutlich über dem Mischwasserüberlauf. Bei schlecht abbaubaren und gut adsorbierbaren Stoffen liegt der Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft mit dem Klärschlamm über jenem von Mischwasserüberlauf. Eine Neubewertung dieser Kategorien in Hinblick auf die Bedeutung der Emissionen über den Mischwasserüberlauf wäre daher im Zuge einer Weiterentwicklung des vorgestellten Ansatzes angebracht.

Die folgende Abbildung 16 stellt die Hypothesen über den erwarteten Hauptaustragspfad jeder Kategorie in Abhängigkeit der Abbaubarkeit und der Adsorbierbarkeit der Stoffe dar (s. auch Tabelle 4). Die Abbildung zeigt im Vergleich dazu Boxplots bzw. bei Kategorien mit nur einem Stoff von/bis-Angaben zu den Anteilen von Stoffen in den unterschiedlichen Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft für ein durch Mischsystem geprägtes urbanes Gebiet (Beispiel Tulln). n ist die Anzahl der Stoffe mit auswertbaren Daten in jeder Kategorie.

Abbildung 16: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit überwiegender Herkunft aus dem Schmutzwasser.

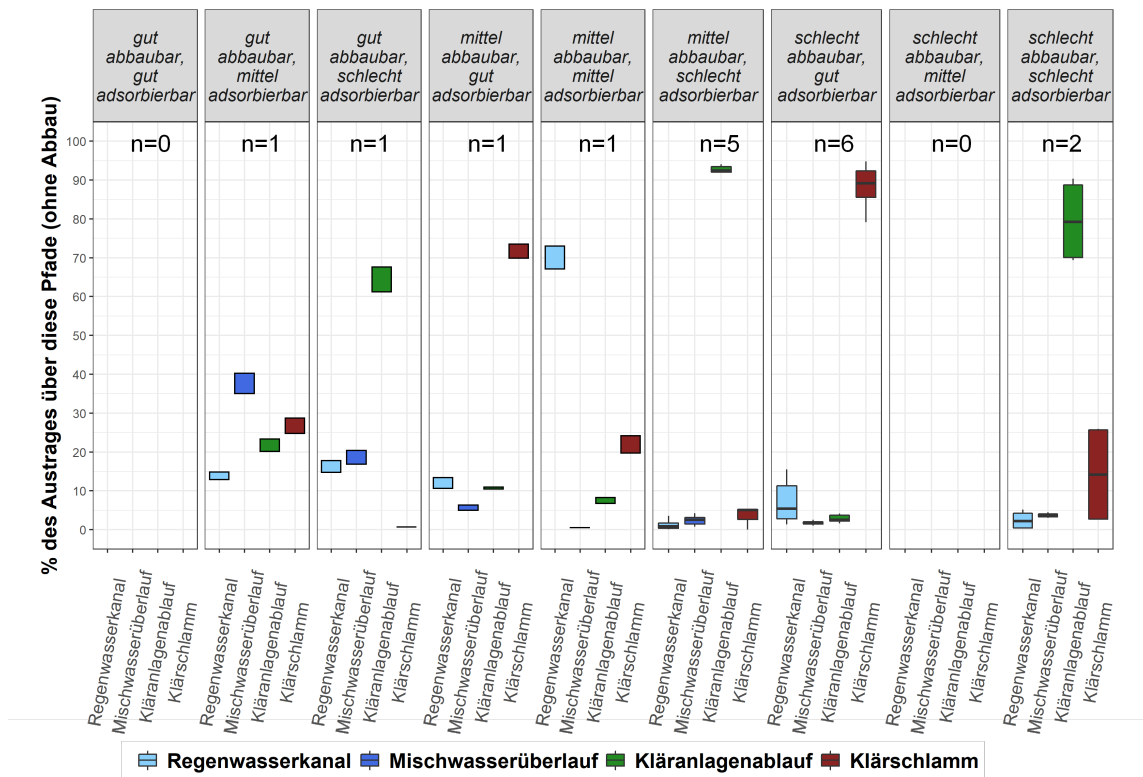
	gut abbaubar	mittel abbaubar	schlecht abbaubar
gut adsorbierbar	Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf, Regenw.	Klärschlamm > Mischw., KA-Ablauf > Regenw.	Klärschlamm > KA-Ablauf, Mischw. > Regenw.
mittel adsorbierbar	Klärschlamm, KA-Ablauf > Mischw. > Regenw.	Klärschlamm, KA Ablauf > Mischw. > Regenw.	Klärschlamm und KA-Ablauf > Mischw. > Regenw.
schlecht adsorbierbar	KA Ablauf > Mischw. > Klärschlamm > Regenw.	KA-Ablauf > Mischw. > Klärschlamm > Regenw.	KA-Ablauf > Mischw. > Klärschlamm, Regenw.



Die folgende Abbildung 17 stellt die Hypothesen über den erwarteten Hauptaustragspfad jeder Kategorie in Abhängigkeit der Abbaubarkeit und der Adsorbierbarkeit der Stoffe dar (s.auch Tabelle 4). Die Abbildung zeigt im Vergleich dazu Boxplots bzw. bei Kategorien mit nur einem Stoff von/bis-Angaben zu den Anteilen von Stoffen in den unterschiedlichen Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft für ein durch Trennsystem geprägtes urbanes Gebiet (Beispiel Klosterneuburg). n ist die Anzahl der Stoffe mit auswertbaren Daten in jeder Kategorie.

Abbildung 17: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit überwiegender Herkunft aus dem Schmutzwasser.

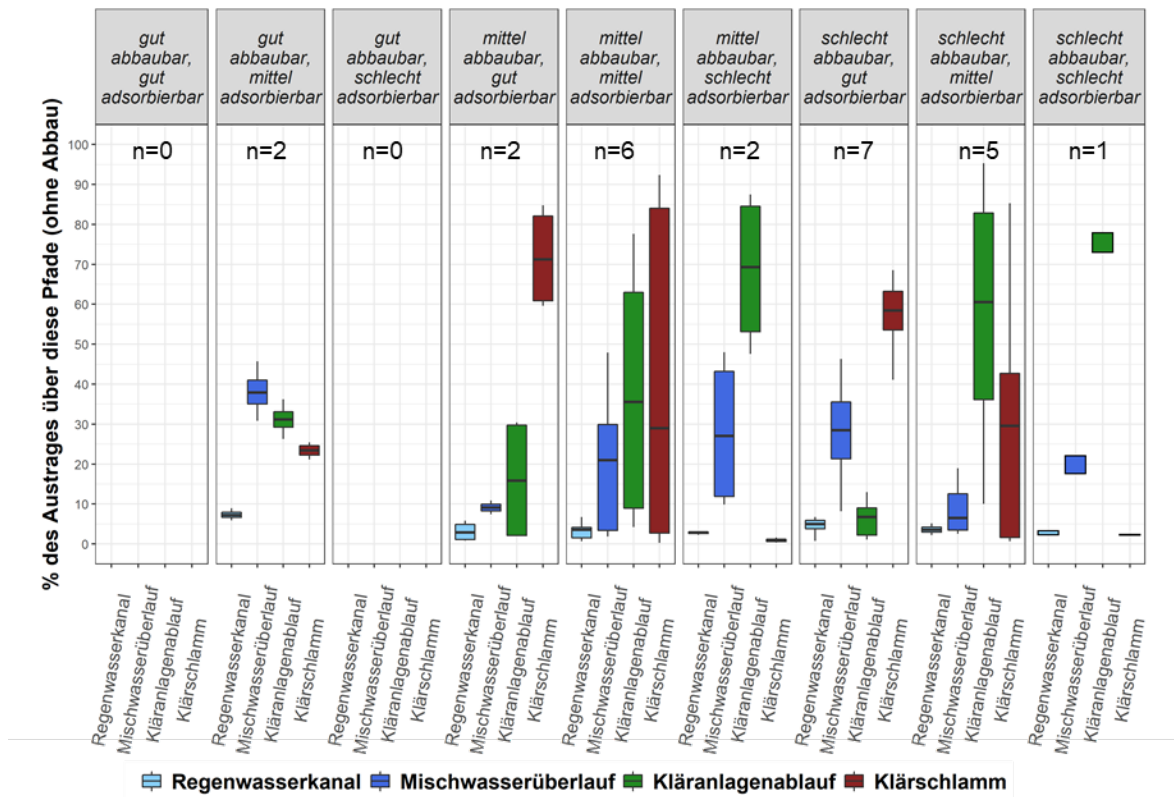
	gut abbaubar	mittel abbaubar	schlecht abbaubar
gut adsorbierbar	Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf, Regenw.	Klärschlamm > Mischw., KA-Ablauf > Regenw.	Klärschlamm > KA-Ablauf, Mischw. > Regenw.
mittel adsorbierbar	Klärschlamm, KA-Ablauf > Mischw. > Regenw.	Klärschlamm, KA Ablauf > Mischw. > Regenw.	Klärschlamm und KA-Ablauf > Mischw. > Regenw.
schlecht adsorbierbar	KA Ablauf > Mischw. > Klärschlamm > Regenw.	KA-Ablauf > Mischw. > Klärschlamm > Regenw.	KA-Ablauf > Mischw. > Klärschlamm, Regenw.



Die folgende Abbildung 18 stellt die Hypothesen über den erwarteten Hauptaustragspfad jeder Kategorie in Abhängigkeit der Abbaubarkeit und der Adsorbierbarkeit der Stoffe dar (s. auch Tabelle 4). Die Abbildung zeigt im Vergleich dazu Boxplots bzw. bei Kategorien mit nur einem Stoff von/bis-Angaben zu den Anteilen von Stoffen in den unterschiedlichen Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft für ein durch Mischsystem geprägtes urbanes Gebiet (Beispiel Tulln). n ist die Anzahl der Stoffe mit auswertbaren Daten in jeder Kategorie.

Abbildung 18: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit Herkunft aus dem Schmutzwasser und Niederschlagswasser.

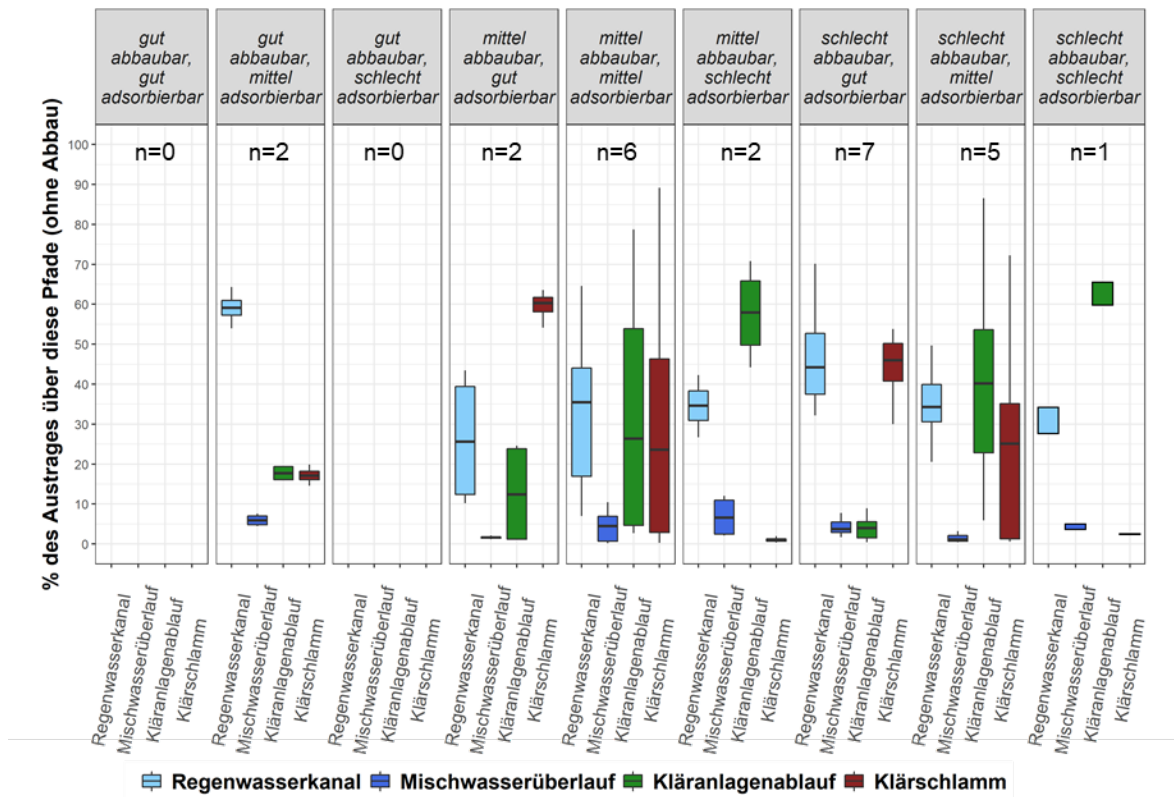
	gut abbaubar	mittel abbaubar	schlecht abbaubar
gut adsorbierbar	Mischw. und Regenw. > Klärschlamm > KA Ablauf	Klärschlamm > Mischw., Regenw. > KA Ablauf	Klärschlamm > Mischw., Regenw. > KA-Ablauf
mittel adsorbierbar	Mischw. und Regenw. > Klärschlamm > KA Ablauf	Mischw., Regenw., Klärschlamm, KA Ablauf	Klärschlamm und KA Ablauf > Misch- und Regenw.
schlecht adsorbierbar	Mischw. und Regenw. > KA Ablauf > Klärschlamm	KA-Ablauf > Mischw., Regenw. > Klärschlamm	KA-Ablauf > Mischw., Regenw. > Klärschlamm



Die folgende Abbildung 19 stellt die Hypothesen über den erwarteten Hauptaustragspfad jeder Kategorie in Abhängigkeit der Abbaubarkeit und der Adsorbierbarkeit der Stoffe dar (s. auch Tabelle 4). Die Abbildung zeigt im Vergleich dazu Boxplots bzw. bei Kategorien mit nur einem Stoff von/bis-Angaben zu den Anteilen von Stoffen in den unterschiedlichen Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft für ein durch Trennsystem geprägtes urbanes Gebiet (Beispiel Klosterneuburg). n ist die Anzahl der Stoffe mit auswertbaren Daten in jeder Kategorie.

Abbildung 19: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit Herkunft aus dem Schmutzwasser und Niederschlagswasser.

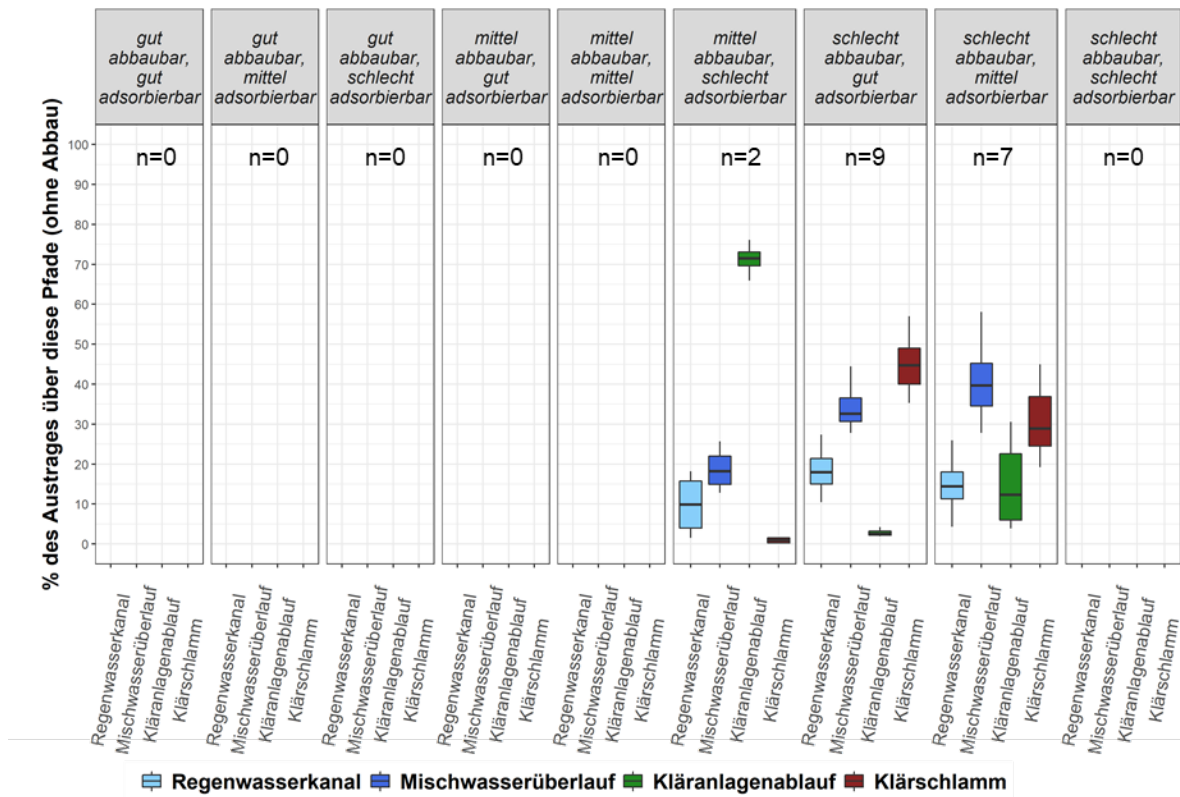
	gut abbaubar	mittel abbaubar	schlecht abbaubar
gut adsorbierbar	Mischw. und Regenw. > Klärschlamm > KA Ablauf	Klärschlamm > Mischw., Regenw. > KA Ablauf	Klärschlamm > Mischw., Regenw. > KA-Ablauf
mittel adsorbierbar	Mischw. und Regenw. > Klärschlamm > KA Ablauf	Mischw., Regenw., Klärschlamm, KA Ablauf	Klärschlamm und KA Ablauf > Misch- und Regenw.
schlecht adsorbierbar	Mischw. und Regenw. > KA Ablauf > Klärschlamm	KA-Ablauf > Mischw., Regenw. > Klärschlamm	KA-Ablauf > Mischw., Regenw. > Klärschlamm



Die folgende Abbildung 20 stellt die Hypothesen über den erwarteten Hauptaustragspfad jeder Kategorie in Abhängigkeit der Abbaubarkeit und der Adsorbierbarkeit der Stoffe dar (s auch Tabelle 4). Die Abbildung zeigt im Vergleich dazu Boxplots bzw. bei Kategorien mit nur einem Stoff von/bis-Angaben zu den Anteilen von Stoffen in den unterschiedlichen Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft für ein durch Mischsystem geprägtes urbanes Gebiet (Beispiel Tulln). n ist die Anzahl der Stoffe mit auswertbaren Daten in jeder Kategorie.

Abbildung 20: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit Herkunft überwiegend aus dem Niederschlagswasser.

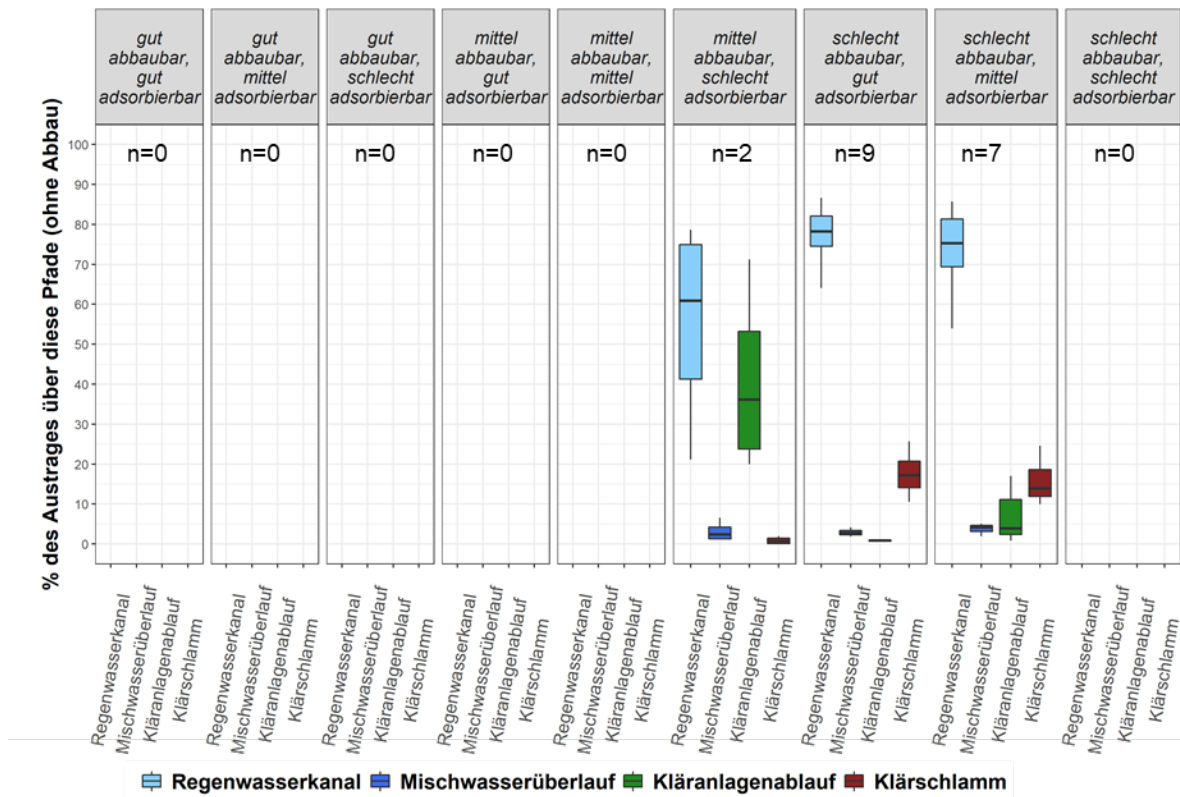
	gut abbaubar	mittel abbaubar	schlecht abbaubar
gut adsorbierbar	Regenw. > Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf	Regenw. > Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf	Regenw. > Mischw., Klärschlamm > KA-Ablauf
mittel adsorbierbar	Regenw. > Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf	Regenw. > Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf	Regenw. > Mischw. > KA-Ablauf und Klärschlamm
schlecht adsorbierbar	Regenw. > Mischw. > KA-Ablauf > Klärschlamm	Regenw. > Mischw. > KA-Ablauf > Klärschlamm	Regenw. > KA Ablauf, Mischw. > Klärschlamm



Die folgende Abbildung 21 stellt die Hypothesen über den erwarteten Hauptaustragspfad jeder Kategorie in Abhängigkeit der Abbaubarkeit und der Adsorbierbarkeit der Stoffe dar (s. auch Tabelle 4). Die Abbildung zeigt im Vergleich dazu Boxplots bzw. bei Kategorien mit nur einem Stoff von/bis-Angaben zu den Anteilen von Stoffen in den unterschiedlichen Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft für ein durch Mischsystem geprägtes urbanes Gebiet (Beispiel Tulln). n ist die Anzahl der Stoffe mit auswertbaren Daten in jeder Kategorie.

Abbildung 21: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit Herkunft überwiegend aus dem Niederschlagswasser.

	gut abbaubar	mittel abbaubar	schlecht abbaubar
gut adsorbierbar	Regenw. > Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf	Regenw. > Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf	Regenw. > Mischw., Klärschlamm > KA-Ablauf
mittel adsorbierbar	Regenw. > Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf	Regenw. > Mischw. > Klärschlamm > KA-Ablauf	Regenw. > Mischw. > KA-Ablauf und Klärschlamm
schlecht adsorbierbar	Regenw. > Mischw. > KA-Ablauf > Klärschlamm	Regenw. > Mischw. > KA-Ablauf > Klärschlamm	Regenw. > KA Ablauf, Mischw. > Klärschlamm



Insgesamt zeigen die Darstellungen, dass derzeit ein Nachteil für die Aussagekraft der Auswertungen darin besteht, dass für einige Kategorien keine Stoffe mit auswertbarer Datengrundlage vorlagen und für andere, speziell im Bereich der Stoffe mit überwiegender Herkunft aus dem Schmutzwasser, lediglich ein Parameter (diese werden nicht als Boxplots, sondern lediglich als Kästen dargestellt, der die von-bis Spannweite des jeweiligen Parameters angibt). Davon abgesehen werden für die meisten Kategorien die Hypothesen zu den Hauptaustragspfaden durch die Datenauswertung bestätigt. Diese Bestätigung ist vor allem dort eindeutig, wo Abbaubarkeit und Adsorbierbarkeit entweder gut oder schlecht sind. Kategorien, bei denen eine mittlere Abbaubarkeit oder eine mittlere Adsorbierbarkeit angegeben wurde, weisen vielfach eine breite Spannweite der Ergebnisse auf.

Im folgenden Abschnitt werden beispielhaft die mittleren Ergebnisse der Stoffbilanzierung der Siedlungswasserwirtschaft für ausgewählte Parameter dargestellt. Hier geht es nicht um eine exakte Darstellung der möglichen Schwankungsbreiten, sondern um eine größenordnungsmäßige Darstellung zur Unterstützung eines verbesserten Systemverständnisses. Im Anhang 6.3 sind relative Anteil der Einträge und Austräge in und aus der Siedlungswasserwirtschaft für unterschiedliche Stoffe dargestellt.

Abbildung 22 zeigt das Beispiel des Arzneimittelwirkstoffes Diclofenac. Er wird überwiegend durch Nutzung in den Haushalten, Arztpraxen und Kliniken und damit über das Schmutzwasser in das Kanalsystem eingetragen und wurde aufgrund des gewählten Ansatzes (Kapitel 2.3.1) der Kategorie „mittel abbaubar und schlecht adsorbierbar“ zugeordnet. Für Diclofenac ist das Verhalten in einem urbanen System mit überwiegend Mischkanalisation dargestellt. Entsprechend der in Kapitel 2.4 aufgestellten Hypothese wird ein Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft überwiegend über den Kläranlagenablauf vermutet. Austräge über Mischwasserüberlauf und Klärschlamm haben dagegen eine vergleichsweise geringe Bedeutung und mit relevanten Einträgen über Niederschlagswasser ist nicht zu rechnen. Die Beispieldarstellung zeigt, dass diese Hypothesen durch die Datenauswertung bestätigt werden. Zudem weisen die Daten auf einen begrenzten Abbau auf der Kläranlage hin.

Abbildung 23 zeigt die mittlere Stoffbilanz der Siedlungswasserwirtschaft für Cadmium in einem urbanen System mit überwiegend Mischkanalisation. Cadmium gelangt über Schmutz- und Niederschlagswasser in die Kanalisation, ist nicht abbaubar und wird gut im Schlamm zurückgehalten (Kategorie „schlecht abbaubar, gut adsorbierbar“). Auch hier wird die ursprünglich aufgestellte Hypothese im Wesentlichen bestätigt. Es überwiegt der Rückhalt im Klärschlamm gegenüber dem Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft. Daneben spielt der Austrag über das Mischwasser eine Rolle. Der Regenwasserkanal ist hier aufgrund der Betrachtung einer Region mit überwiegend Mischkanalisation unwesentlich. Für Cadmium konnte die Bilanz für die Siedlungswasserwirtschaft mit Mischsystem weitgehend geschlossen werden und der Bilanzfehler der mittleren Bilanz fällt äußerst gering aus.

Abbildung 22: Mittlere Stoffbilanz für Diclofenac in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Mischkanalisation.

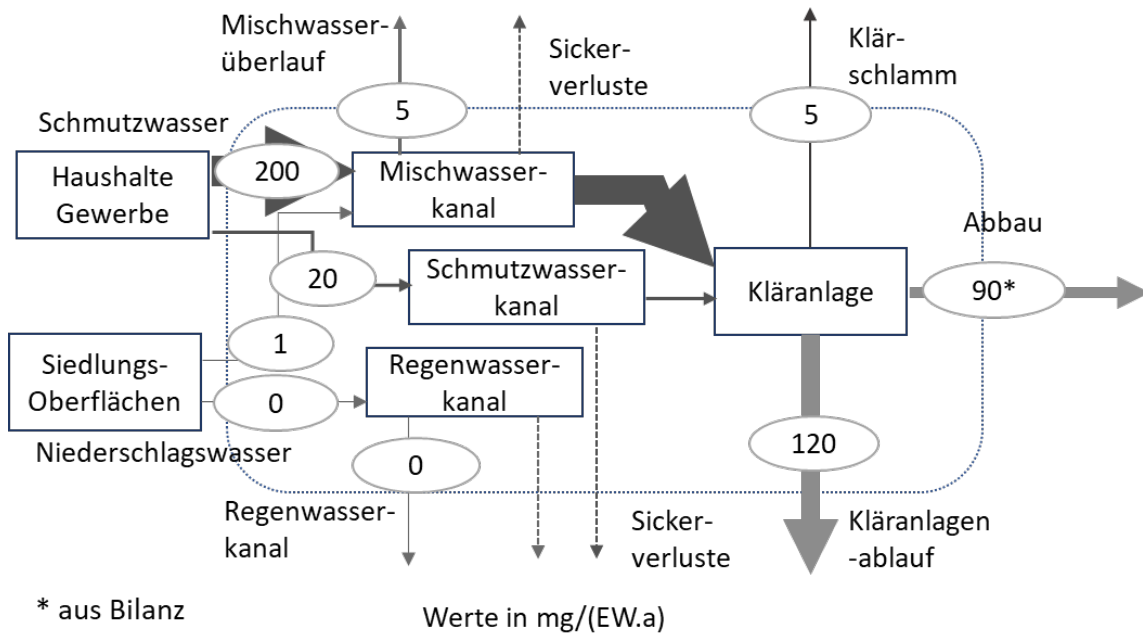


Abbildung 23: Mittlere Stoffbilanz für Cadmium in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Mischkanalisation.

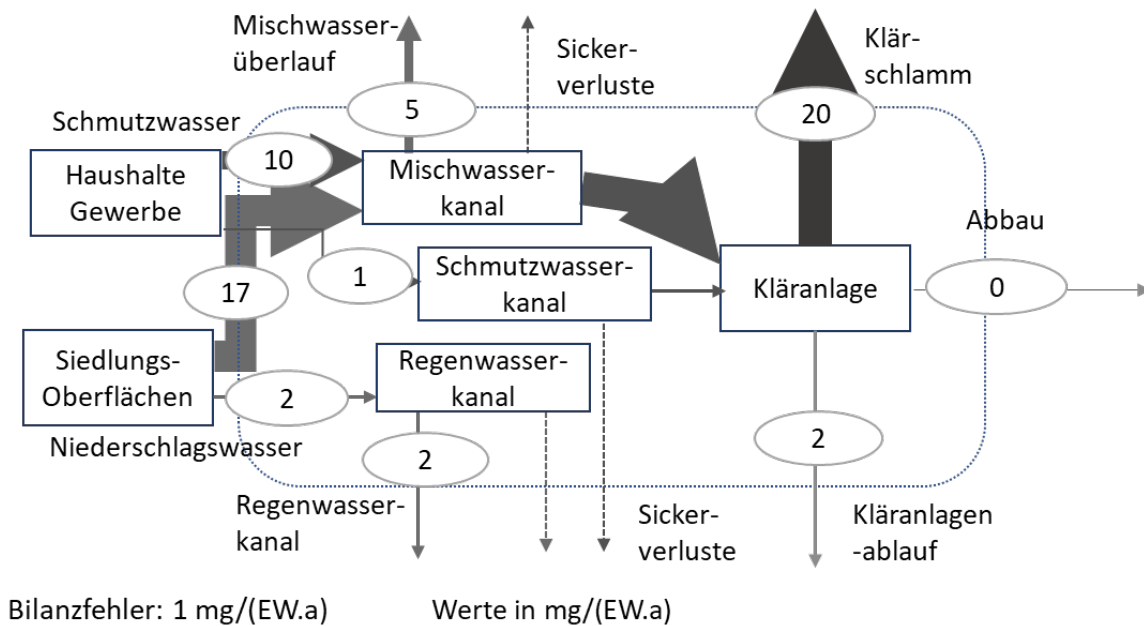


Abbildung 24: Mittlere Stoffbilanz für Bisphenol A in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Trennkanalisation.

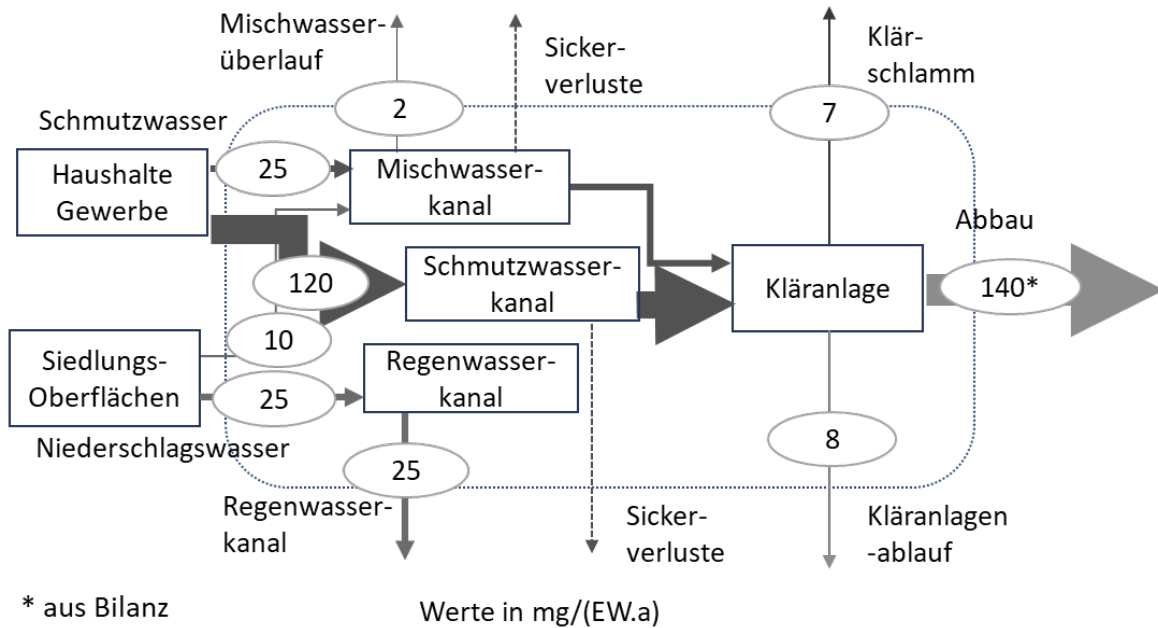


Abbildung 25: Mittlere Stoffbilanz für Benzo(a)pyren in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Mischkanalisation.

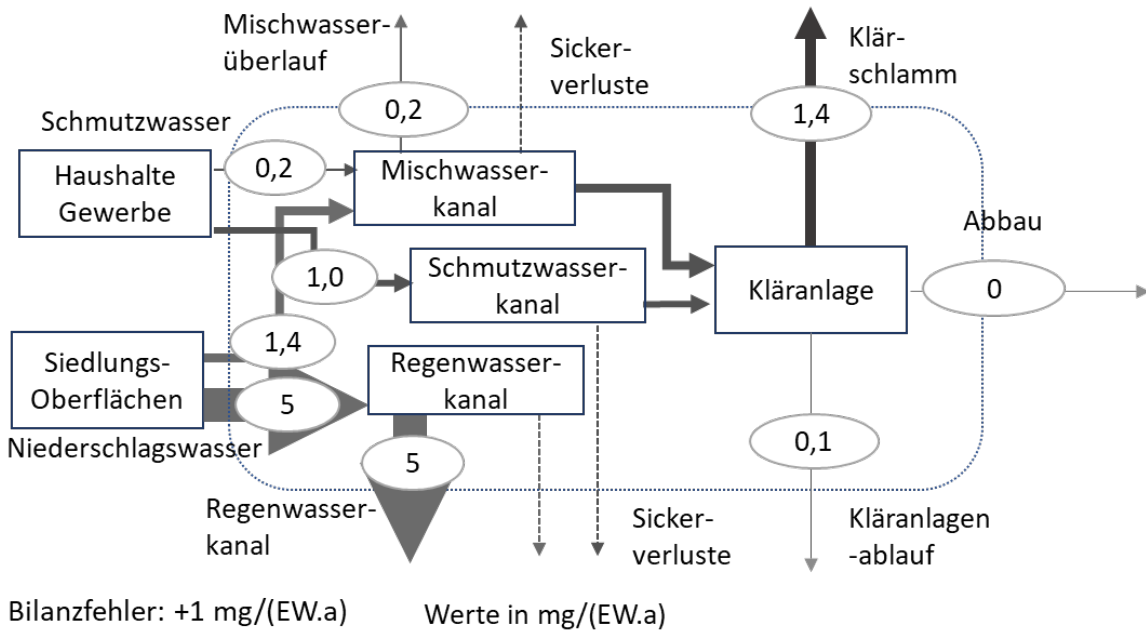


Abbildung 24 zeigt ein Beispiel für Bisphenol A. Es ist das Verhalten in einem urbanen System mit überwiegend Trennkanalisation dargestellt. Es zeigt sich, dass die Annahme eines Eintrages über Schmutz- und Niederschlagswasser durch die Daten bestätigt wird. Allerdings deuten die Daten auch auf einen deutlichen Abbau auf der Kläranlage hin, welcher im Widerspruch zur ursprünglichen Zuordnung zu einer schlechten Abbaubarkeit steht, die sich aufgrund der Bewertung über die vorliegenden Halbwertszeiten ergeben hatte. Dass in Kläranlagen auch Stoffe abgebaut werden, die ursprünglich aufgrund von Halbwertszeiten aus Laboruntersuchungen in unterschiedlichen Medien als schlecht abbaubar eingestuft wurden, zeigt sich auch bei anderen Stoffen, wie bereits weiter oben diskutiert wurde. Wird nun Bisphenol A der Kategorie „gut abbaubar und mittel adsorbierbar“ zugeordnet, zeigt sich wieder das vermutete Verhalten, wonach der Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft dominant über Regenwasserkanal (bzw. Mischwasserüberlauf in Mischkanalsystemen) erfolgt und der Austrag über Klärschlamm bzw. Kläranlagenablauf vergleichsweise gering ist.

Abbildung 25 zeigt das Beispiel des polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffs (PAK) Benzo(a)pyren. Benzo(a)pyren wurde von den Bearbeiter:innen als Stoff eingeschätzt der überwiegend über Oberflächen mit dem Niederschlagswasser in die Kanalisation eingetragen wird und aufgrund des gewählten Ansatzes (Kapitel 2.3.1) als schlecht abbaubar und gut adsorbierbar bewertet. Für Benzo(a)pyren ist das Verhalten in einem urbanen System mit überwiegend Trennkanalisation dargestellt. Eintragsseitig fällt auf, dass neben dem Eintrag mit dem Niederschlagswasser von Oberflächen sich aus den Daten auch ein Eintrag über Haushalt und Gewerbe mit dem Schmutzwasser zeigt. Trotzdem wird die Annahme eines dominanten Eintrags über Niederschlagswasser im Wesentlichen bestätigt. Auch die Hypothese, dass für einen Stoff dieser Kategorie der Austrag über den Regenwasserkanal dominiert und daneben der Klärschlamm ein weiterer wichtiger Austragspfad ist wurde bestätigt. Für Benzo(a)pyren fällt jedoch auch auf, dass die mittlere Bilanz für die Kläranlage auf Basis der verwendeten Daten nicht geschlossen werden kann. Da für diesen Stoff davon ausgegangen wird, dass er nicht auf der Kläranlage abgebaut wird, verbleibt ein Bilanzfehler, dessen Verbleib durch die Auswertungen nicht geklärt wird und rund 1/3 des Inputs in die Kläranlage ausmacht.

Zusammenfassend zeigen die im Zuge dieses Projektes erreichten Ergebnisse die Berechtigung des gewählten Ansatzes. Sie weisen jedoch auch auf erforderliche Nachschärfungen im quantitativen Bereich hin. Diese ergeben sich zum einen durch die geringe Anzahl der auswertbaren Parameter in einigen Kategorien, für einige Parameter durch Unsicherheiten aufgrund eines hohen Anteils an Messergebnissen unter der Bestimmungsgrenze, aber

auch in der Auswahl und der Definition der Kennzahlen zu Abbau und Adsorption für die Zuordnung zu den unterschiedlichen Kategorien vor allem im Bereich der derzeit als „mittel“ charakterisierten Stoffeigenschaften. Aufgrund der intensiven Bearbeitung auf sehr breiter Basis im Zuge des vorliegenden Projektes, können erforderliche Nachschärfung zukünftig viel gezielter bei den identifizierten Problemen ansetzen.

3.3.2 Fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen

Die im Zuge der Recherche erarbeiteten Daten sind im Folgenden nach den einzelnen Mikroorganismen dargestellt. Um die Vielzahl der sehr heterogenen Daten in ein System zu fassen und um einen Überblick zu ermöglichen, wurde ein stark vereinfachter Ansatz gewählt.

Die in den wissenschaftlichen Publikationen vorhandenen Daten über das Vorkommen von Krankheitserregern und Fäkalindikatororganismen unterscheiden sich in folgenden Kriterien:

- bei Krankheitserregern das unregelmäßige Auftreten im kommunalen Abwasser, je nach Infektionsstatus der Bevölkerung, die der kommunalen Kläranlage zugehörig ist, dieses kann z. B. jahreszeitliche Verläufe aufweisen,
- Trockenperiode oder Starkregenereignis,
- welche Analysenmethode in der Studie verwendet wurde (Kultivierungsverfahren, molekularbiologische Verfahren, mikroskopische Verfahren),
- welches Probenvolumen für die Untersuchung eingesetzt wurde,
- ob quantitative oder qualitative Daten erarbeitet wurden,
- wie viele Proben untersucht wurden,
- welcher statistische Deskriptor verwendet wurde, Mittelwert, Median, Minimum- und Maximumwerte,
- Angabe oder Fehlen der statistischen Variabilität (z. B. Standardabweichung, Variationskoeffizient).

Zur Vergleichbarkeit der Daten in den Abbildungen wurden die Konzentrationen jeweils auf ein Nominalvolumen berechnet. Es sei nochmals ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Daten einzelner Studien nicht direkt vergleichbar sind, da z. T. sehr unterschiedliche Methoden verwendet wurden. Aus diesem Grund sind die einzelnen Daten in den folgenden Abbildungen als Balken dargestellt. Die Originaldaten aus den Publikationen mit den wichtigsten Informationen sind sehr umfangreich und würden den Rahmen dieses Berichtes

sprengen. Sie liegen aber aggregiert vor und können bei Bedarf über die Projektleitung angefordert werden.

3.3.2.1 Bakterien

Wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, wurden folgende Bakterien als Referenz- bzw. Indikatorbakterien für die Studie ausgewählt, deren Vorkommen entlang des Abwasserpfades beschrieben wird:

- Referenzpathogene: Salmonellen, *Campylobacter*, pathogene *Escherichia coli* (*E. coli*),
- Indikatorbakterien: *Escherichia coli*, Enterokokken, *Clostridium perfringens*.

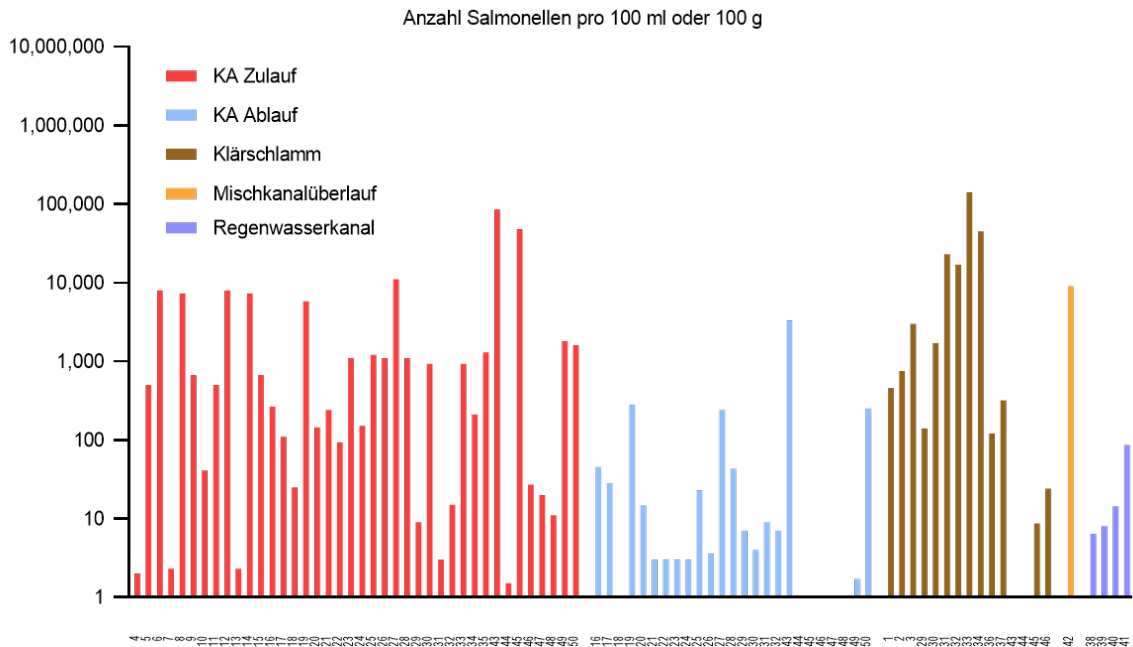
3.3.2.1.1 Salmonellen (Referenzpathogen)

Die Zusammenstellung der Konzentrationen von Salmonellen entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 26 ersichtlich. In Abbildung 27 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Die Originaldaten finden sich in Anhang 6.9.

Kläranlage

Es zeigt sich, dass die Konzentrationen im Zulauf zur Kläranlage stark schwanken, im Ablauf der Kläranlage abnehmen und im Klärschlamm am höchsten sind. Das Mischwasser weist eine mittlere Konzentration auf, wohingegen die Proben des Mischkanalüberlaufs eine sehr hohe Konzentration an Salmonellen aufweisen können, die im Bereich des Rohabwassers (= Zulauf zur Kläranlage) liegen.

Abbildung 26: Konzentrationen an Salmonellen entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1-3 (Farrah und Bitton, 1984); 4-15 etl al., 1983); 16 (Howard et al., 2004); 17-20 (Kacprzak et al., 2015); 21-28 (Koivunen et al., 2003); 29-34 (Langeland, 1982); 35 (Paluszak et al., 2003); 36-37 (Pourcher et al., 2005); 38-41 (Steele et al., 2018); 42 (Tondera et al., 2015); 43-46 (Wéry et al., 2008); 47-50 (Yaziz und Lloyd, 1979)

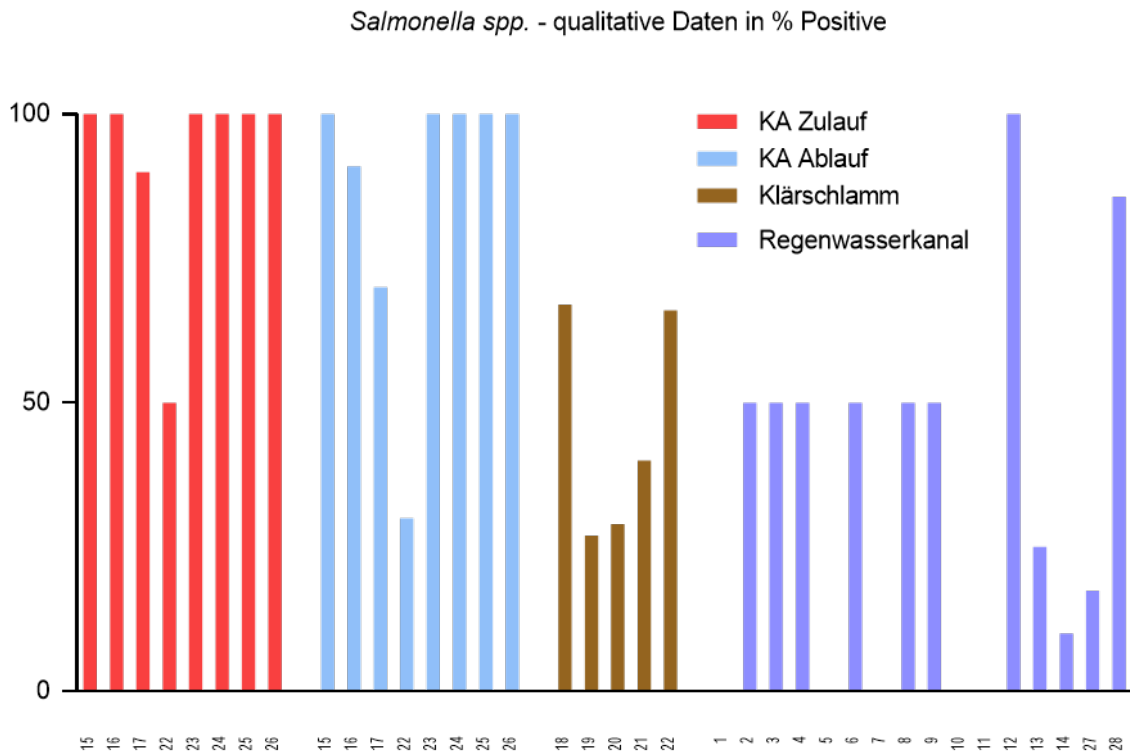
In einer italienischen Studie wurden in allen Proben aus Zu- und Abläufen von drei verschiedenen Kläranlagen Salmonellen mittels PCR nachgewiesen (Bonetta et al., 2016). Eine Studie aus den Niederlanden kommt zu ähnlichen Ergebnissen (Kampelmacher et al., 1977). In einer österreichischen Untersuchung waren Salmonellen im Zulauf einer steirischen Kläranlage immerhin noch in der Hälfte aller Proben qualitativ nachweisbar (Mascher et al., 2017). Betrachtet man die quantitativen Daten, so ergibt sich eine große Bandbreite von wenigen einzelnen bis hin zu 10.000 Salmonellen pro 100 ml Abwasser. Diese große Bandbreite ist auf mehrere Faktoren zurückzuführen, wie saisonale Schwankungen, lokale Ausbruchsgeschehen oder der Situation vor Ort (z. B. Abwasser aus Schlachthöfen). Auch die Nachweismethode hat Auswirkungen auf die Daten. Die mittels PCR erhobenen quantitativen Daten sind teilweise um einen Faktor 10 höher, dies liegt insbesondere daran, dass diese Methode die DNA aller, auch inaktivierter, Bakterien, erfasst.

Quantitativ lässt sich über die Reinigungsstufen der Abwasserbehandlung hinweg eine Abnahme der Salmonellenkonzentrationen in einer Größenordnung von 2–3 log Stufen beobachten. Die Reduktion ergibt sich durch Inaktivierung der Bakterien durch Fressfeinde (Protozoen) oder durch Adsorption an Schlammpartikel und -flocken mit anschließender Sedimentation (Bitton, 2005). Die Reduktion ist jedoch bei weitem nicht vollständig. Daher sind Salmonellen häufig auch in Proben aus Abläufen von Kläranlagen nachzuweisen. So wurden beispielsweise in einer italienischen Studie Salmonellen während des Verlaufes eines Jahres bei drei verschiedenen Kläranlagen in allen Proben der Abläufe nachgewiesen (Bonetta et al., 2016). Die Daten können jedoch nicht verallgemeinert werden und können auch eine räumlich oder zeitlich begrenzte epidemiologische Situation widerspiegeln (Bonetta et al., 2016). In Österreich wurden Salmonellen im Ablauf einer steirischen Kläranlage in 30 % der Proben nachgewiesen. Im Zulauf traten Salmonellen in 50 % der Proben auf (Mascher et al., 2017).

In einer finnischen Studie wurde eine Korrelation von $R^2=0,48$ bzw. $R^2=0,59$ der Anzahl an coliformen Bakterien (fäkale und gesamtcoliforme Bakterien) mit der Anzahl der Salmonellen im Ablauf von Kläranlagen festgestellt (Koivunen et al., 2003). Auch andere Studien zeigten diesbezüglich keinen eindeutigen Zusammenhang (Bonetta et al., 2016; Wéry et al., 2008). Jedenfalls kann auch bei niedrigen Konzentrationen von fäkal-coliformen Bakterien das Vorhandensein von Salmonellen im Wasser nicht ausgeschlossen werden (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2020a). Da Salmonellen häufig noch im Ablauf von Kläranlagen mit konventioneller Abwasserbehandlung nachweisbar sind, stellen sie ein potenzielles Risiko für die öffentliche Gesundheit dar (Koivunen et al., 2003).

Aus den qualitativen Daten ist zu erkennen, dass die Proben von Zulauf und auch Ablauf überwiegend Salmonellen aufweisen. Da Salmonellen im Klärschlamm nicht gut überleben, sind diese darin in einer geringeren Konzentration vorhanden. Bemerkenswert ist, dass Salmonellen häufig auch in Proben des Regenwasserkanals auftreten. Hier ist die Frage zu stellen, ob diese aus der Siedlungswasserwirtschaft stammen oder aus der Umwelt, insbesondere durch Vögel eingebracht wurden.

Abbildung 27: Auftreten von Salmonellen entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1-12 (Sidhu et al., 2012); 13-14 (Steele et al., 2018); 15-17 (Kampelmacher et al., 1977); 18 (Sahlström et al., 2004); 19-21 (Farrah and Bitton, 1984); 22 (Mascher et al., 2017); 23-27 (Bonetta et al., 2016)

Klärschlamm

Auch im Klärschlamm zeigt sich eine große Bandbreite der Konzentrationen an Salmonellen. Hier muss zwischen primärem und behandeltem Klärschlamm unterschieden werden, wo sich z. T. große qualitative und quantitative Unterschiede zeigen. Für primären Klärschlamm sind die Daten aus der Literatur in Abbildung 27 zusammengefasst.

Qualitativ sind Salmonellen in Klärschlammproben häufig nachzuweisen. Aus verschiedenen Studien, zusammengefasst in einer Risikoanalyse des deutschen Umweltbundesamtes, geht hervor, dass in bis zu 100 % der untersuchten Klärschlammproben Salmonellen qualitativ nachweisbar sind (Pietsch et al., 2015). Eine US-Studie aus dem Jahr 1984 fand in 27–40 % der Proben aus primärem und in 14–100 % behandeltem Klärschlamm Salmonellen (Farrah und Bitton, 1984). In einer jüngeren, österreichischen Studie wurden in 66 % der

Proben aus primären und 26 % der Proben aus stabilisiertem Klärschlamm Salmonellen nachgewiesen (Mascher et al., 2017).

Quantitativ liegt einem Bericht der Europäischen Kommission zufolge die typische Konzentration in primärem Klärschlamm bei 100–1.000 Salmonellen pro Gramm (Carrington, 2001). Allerdings deuten die verfügbaren quantitativen Daten auf eine sehr große Schwankungsbreite von wenigen hundert bis >100.000 Salmonellen pro 100 Gramm Trockengewicht hin (Farrah und Bitton, 1984; Langeland, 1982; Wéry et al., 2008). In einer französischen Studie wurde die Zahl der Salmonellen sowohl mittels Kulturverfahren, als auch mittels qPCR bestimmt. Während in der Kultur nur 1,3 CFU/g gemessen wurden, ergab die qPCR $4,2 \times 10^4$ Genomkopien/g. Hier gibt es daher durch die Messmethode bedingt erhebliche Unterschiede (Wéry et al., 2008).

Mischwasserüberlauf

Die Datenlage zu Salmonellenkonzentrationen in Mischwasserüberläufen ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt sehr gering. Es wurden bisher nur wenige detaillierte Untersuchungen zu diesem Thema durchgeführt. Einer Studie aus Nordrhein-Westfalen zufolge waren die Salmonellenkonzentrationen in Mischwasserüberläufen im Vergleich zu anderen Bakterien mit einem Medianwert von ca. 90 MPN/100 ml vergleichsweise niedrig (Tondera et al., 2015).

Regenwasserkanal

Aus Daten aus Deutschland geht hervor, dass Salmonellen bei Trennkanalsystemen auch im Regenwasserkanal vorkommen können. Schreiber et al. detektierten dabei in zwei verschiedenen Trennkanalsystemen in 17,4 % bzw. 85,7 % aller getesteten Proben Salmonellen (Schreiber et al., 2019).

3.3.2.1.2 *Campylobacter* (Referenzpathogen)

Die Zusammenstellung der Konzentrationen an *Campylobacter* entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 28 ersichtlich. In Abbildung 29 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Kläranlage

Qualitativ ist *C. jejuni* im Kläranlagenzulauf häufig zu finden. Es gibt jedoch eine große Konzentrationsbandbreite. Die Daten aus der Literatur zeigen Konzentrationen von wenigen einzelnen Zellen/100 ml bis hin zu 2×10^5 Genomkopien/100 ml. Letztere Daten stammen aus einer französischen Studie und wurden mittels PCR ermittelt (Wéry et al., 2008).

Qualitativ findet sich *C. jejuni* etwas weniger häufig im Kläranlagenablauf als im Zulauf. Auch hier gibt es eine relativ große Konzentrationsbandbreite. In der französischen Studie werden zum Beispiel in keinem der untersuchten Abläufe bei drei verschiedenen Zeitpunkten mehr *C. jejuni* mittels PCR nachgewiesen (Wéry et al., 2008). Auch bei Jones (2001) wird im Kulturverfahren eine große Bandbreite ersichtlich, der in Abhängigkeit von der Jahreszeit die Konzentration im Kläranlagenablauf mit 262 bis 79.000 *C. jejuni* Bakterien/100 ml angibt (Jones, 2001).

Klärschlamm

In Klärschlammproben ist *C. jejuni* zum Teil sehr häufig zu finden. Bei Koenraad et al. sind etwa 88 % der untersuchten Proben positiv für *C. jejuni* (Koenraad et al., 1994). Hier liegen zum Teil ebenfalls sehr hohe Konzentrationen an *C. jejuni* Bakterien vor. Die mittels PCR erhobenen Daten von Wéry et al. zeigen hier ein uneinheitliches Bild. So sind beispielsweise bei der Beprobung aus dem Jahr 2004 *C. jejuni* Bakterien im Klärschlamm nicht mehr nachweisbar, obwohl diese im Zulauf vorhanden waren. Im darauffolgenden Jahr weisen die Klärschlammproben zum Teil höhere Konzentrationen auf als die Zulaufproben (Wéry et al., 2008). Bei Höller et al., sowie Koenraad et al. liegen die Konzentrationen im Klärschlamm hingegen mit $0,1-10^3$ bzw. $2,5 \times 10^2$ zwei bis drei log-Stufen niedriger (Höller und Schomakers-Revaka, 1994; Koenraad et al., 1994).

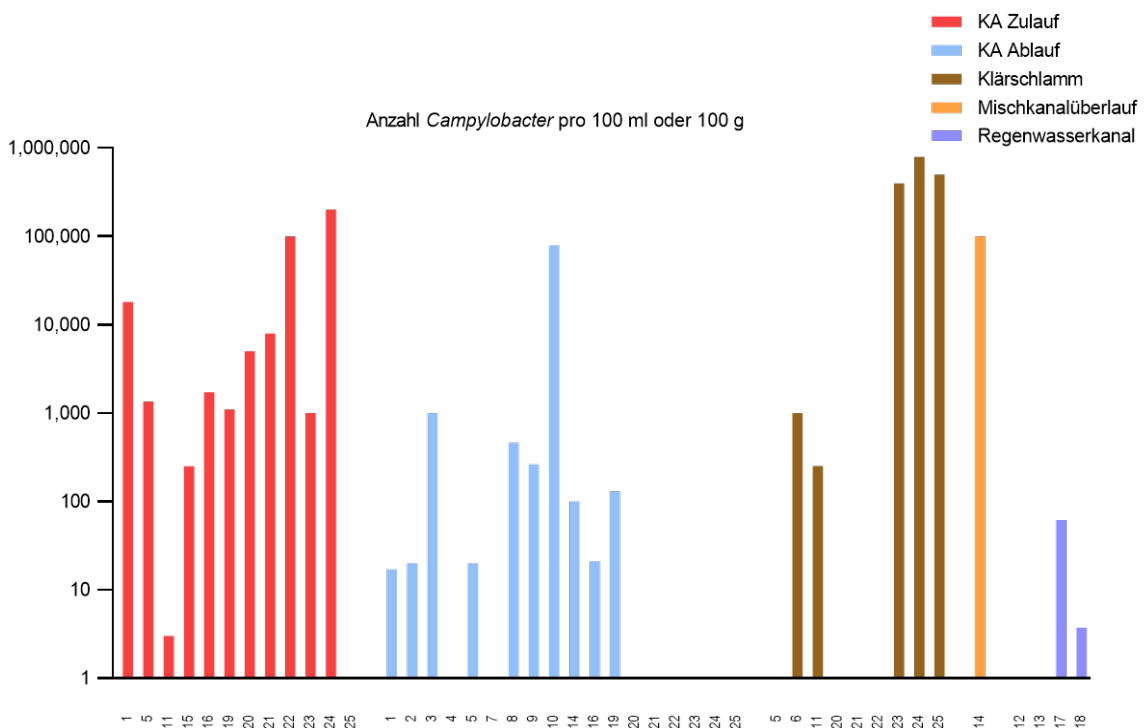
Mischkanalüberlauf

Die Daten zu einem Mischkanalüberlauf stammen aus einer deutschen Studie von Rechenburg und Kistemann, 2009. Hier wurde eine mittlere Konzentration von $1,1 \times 10^5$ KBE/100 ml ermittelt (Rechenburg und Kistemann, 2009).

Regenwasserkanal

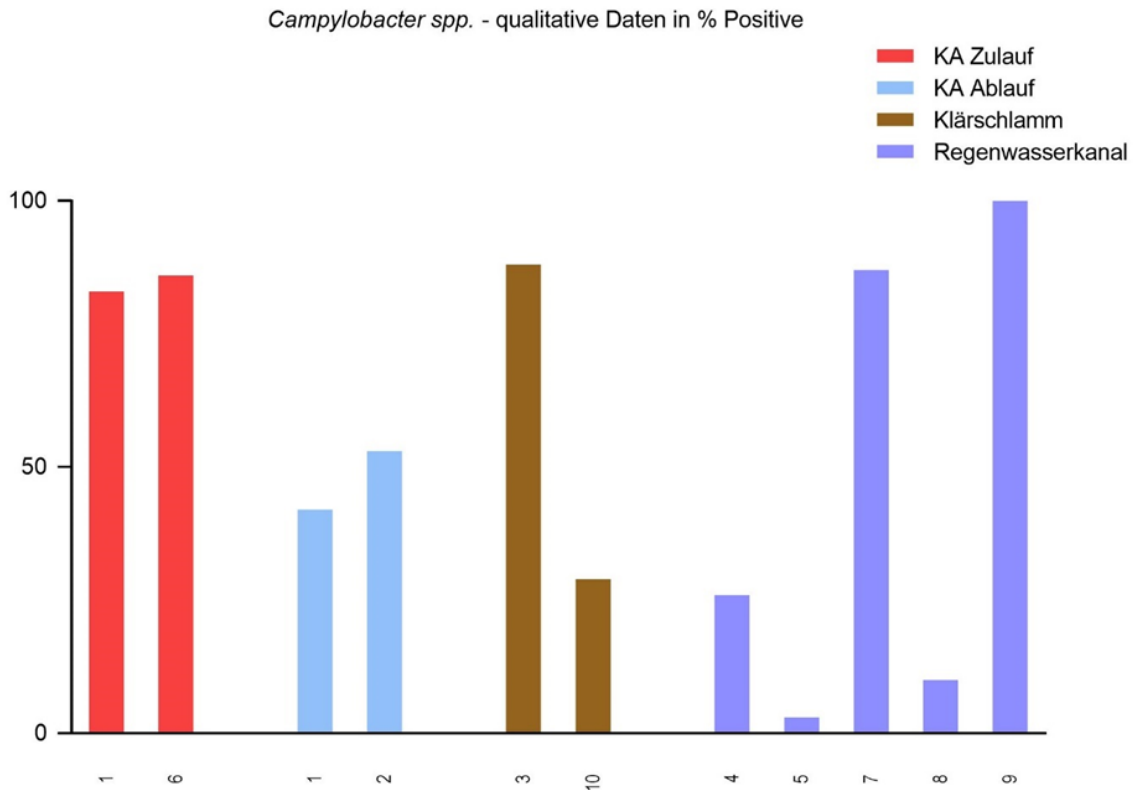
Auch hier ergeben Daten aus zwei unterschiedlichen Studien sehr unterschiedliche Ergebnisse. In einer australischen Studie wurden etwa Konzentrationen von lediglich zwei *C. jejuni* Zellen/L gefunden, während eine US-Studie 3,7–61,4 Zellen/100 ml findet (Page et al., 2016; Steele et al., 2018).

Abbildung 28: Konzentrationen an *Campylobacter* entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1 (Arimi et al., 1988); 2-3 (Farhadkhani et al., 2020) ;4 (Hokajärvi et al., 2013); 5-6 (Höller und Schomakers-Revaka, 1994); 7-8 (Popp et al., 2005); 9-10 (Jones, 2001); 11 (Koenraad et al., 1994); 12-13 (Page et al., 2016); 14 (Rechenburg und Kistemann, 2009); 15 (Rodríguez und Araujo, 2010); 16 (Stampi et al., 1993); 17-18 (Steele et al., 2018); 19 (Stelzer et al., 1991); 20-25 (Wéry et al., 2008)

Abbildung 29: Auftreten von *Campylobacter* entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1 (Bonetta et al, 2016); 2 (Hokajärvi et al., 2013); 3 (Koenraad et al., 1994); 4-5 (Page et al., 2016); 6 (Rodríguez und Araujo, 2010); 7-9 (Steele et al., 2018); 10 (Stelzer et al., 1991)

3.3.2.1.3 Pathogene *Escherichia coli* (Referenzpathogen)

Die Zusammenstellung der Konzentrationen an pathogenen *E. coli* entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 30 ersichtlich. In Abbildung 31 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Die Daten zu Konzentrationen pathogener *E. coli* (darunter EHEC) im Abwasserpfad, insbesondere quantitative Daten, sind spärlich. Es ist jedoch zu erwarten, dass pathogene *E. coli*, wie die nicht-pathogenen *E. coli* überall im Abwasserpfad der Siedlungswasserwirtschaft vorkommen können. Der Nachweis verschiedener pathogener *E. coli* Gruppen ist jedoch vergleichsweise aufwendig, da sie von den nicht-pathogenen *E. coli*, welche reichlich im Ab-

wasser vorhanden sind, unterschieden werden müssen. Hierzu werden entweder aufwendige Kulturtechniken zur Differenzierung oder molekularbiologische Methoden benötigt. Andererseits stellt auch die Einteilung in die Gruppen selbst eine Schwierigkeit dar. *E. coli* Stämme werden erst als EHEC kategorisiert, nachdem sie eine hämorrhagische Colitis verursacht haben (z. B. O157:H7). Daher stellt sich für das Studiendesign die Frage, ob nach potenziellen EHEC-Stämmen (STEC/VTEC) gesucht werden soll, oder direkt nach EHEC-Serotypen, die bereits einmal einen Ausbruch verursacht haben.

Kläranlage

In einer frühen Studie aus den USA konnten Grant et al. aus einer einzigen Probe im Zulauf einer Kläranlage die DNA eines pathogenen *E. coli*-Stamms (Stx2 DNA) nachweisen (Grant et al., 1996). In einer Studie mit Proben aus Nord-Deutschland wurden STEC Stämme mittels PCR in 93 % aller Proben (Zu- und Ablauf) detektiert und erstmals ein EHEC-Stamm aus kommunalem Abwasser isoliert (Höller et al., 1999). Eine ähnlich hohe Detektionsrate hat auch eine französische Studie, die in 53 % der Proben aus Klärbecken von 20 verschiedenen Kläranlagen STEC-DNA nachweist (Vernozy-Rozand et al., 2002). Bei der Untersuchung von acht bayerischen Kläranlagen in den Jahren 2003 und 2004 wurde in 15/94 (16 %) bzw. 46/92 (50 %) Zulaufproben DNA von Stx1/Stx2 positiven Stämmen gefunden (Burckhardt et al., 2005). Bonetta et al. fanden in drei verschiedenen italienischen Kläranlagen in insgesamt 12 Zulaufproben keinen Stamm mit dem Serotyp O157. Allerdings konnte in 4/12 (33,3 %) der Proben Stx1 DNA und in 3/12 Proben (25 %) Stx2 DNA nachgewiesen werden (Bonetta et al., 2016). Aus den qualitativen Daten lässt sich daher schließen, dass STEC-Stämme immer wieder in kommunalem Abwasser vorkommen.

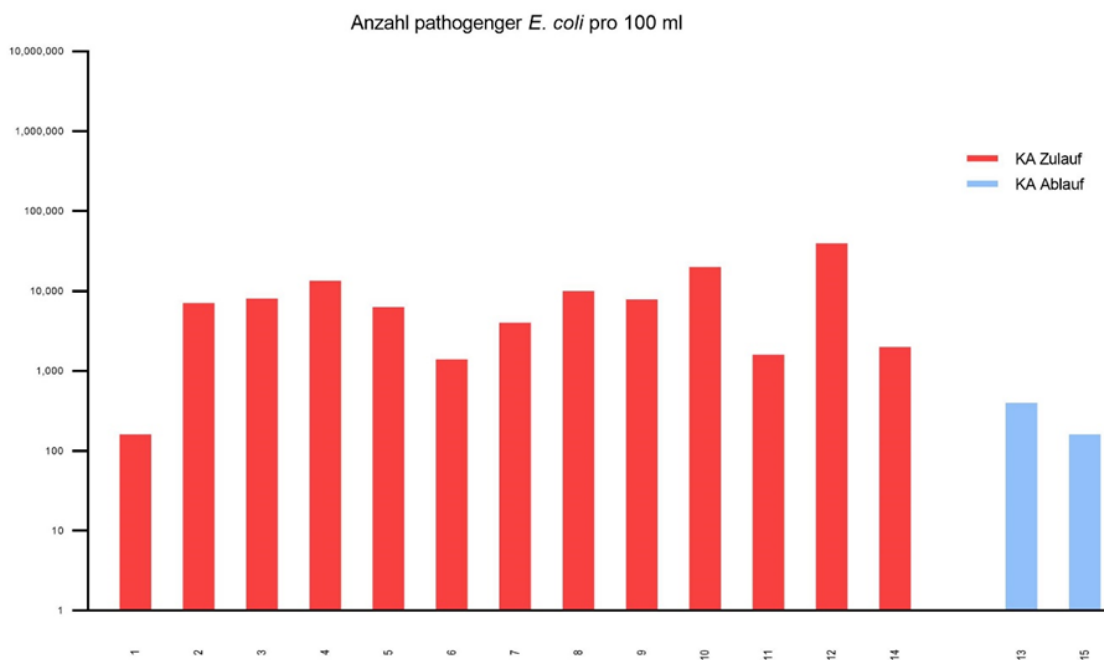
Hinweise auf die Anzahl an STEC-Stämmen im Abwasser liefern drei Studien derselben Autorengruppe, die mehrere spanische Kläranlagen untersuchten. García-Aljaro et al. fanden pathogene *E. coli* des Serotyps O157 in kommunalem Abwasser in einer Konzentration von 20 KBE/ml (García-Aljaro et al., 2005). Betrachtet man die DNA von Stx2 positiven Stämmen, so wurde eine Konzentration von ca. 14–200 KBE/ml festgestellt (Blanch et al., 2003; García-Aljaro et al., 2004). Interessant dabei ist, dass die Konzentration innerhalb eines Jahres relativ konstant blieb (García-Aljaro et al., 2004).

Die Daten von Burckhardt et al. (2005) belegen eine Positivrate für Stx1/Stx2 bei den Zulaufproben von 61/186 und bei den Ablaufproben von 34/186. Das entspricht einer Reduktion der Anzahl positiver Proben im Ablauf um 44 %. Unterteilt man die Daten nochmals in Daten aus zwei- bzw. dreistufigen Kläranlagen so ergibt sich für zwei-stufige Kläranlagen

eine Reduktion von 13,6 % (von 22/94 auf 19/94 positive Proben) und für drei-stufige Kläranlagen eine Reduktion von 38,5 % (von 39/92 auf 15/92 positive Proben) (Burckhardt et al., 2005). Im Gegensatz dazu ergeben sich bei Bonetta et al. kaum Reduktionen und Stx1 kann noch in 4/12, Stx2 in 1/12 Ablaufproben nachgewiesen werden (Bonetta et al., 2016).

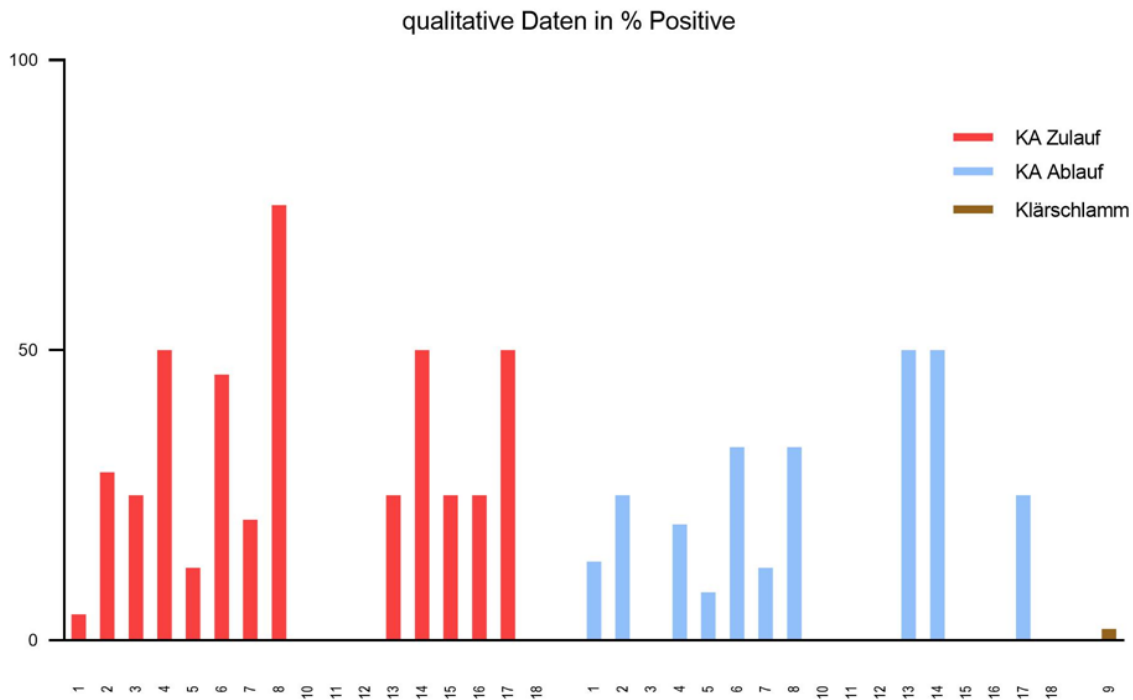
Quantitativ wurden in einer spanischen Studie Reduktionen von 1–2 log₁₀ Stufen durch die biologische Reinigungsstufe ermittelt (García-Aljaro et al., 2004).

Abbildung 30: Konzentrationen an pathogenen *E. coli* entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1 (García-Aljaro et al., 2005); 2-6 (Blanch et al., 2003); 7-15 (García-Aljaro et al., 2004)

Abbildung 31: Auftreten von pathogenen *E. coli* entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



Eräuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1-8 (Burckhardt et al., 2005); 9 (Sahlström et al., 2004); 10-18 (Bonetta et al., 2016)

Klärschlamm

EHEC-Stämme kommen auch in Klärschlamm vor. In einer schwedischen Studie wurden in 2 % der Proben STEC mit dem Serotyp O157 nachgewiesen (Sahlström et al., 2004).

3.3.2.1.4 *Escherichia coli* (Indikatorbakterium)

Die Zusammenstellung der Konzentrationen an *E. coli* entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 32 ersichtlich. Eine Zusammenstellung der qualitativen Daten wurde nicht vorgenommen, da in nahezu allen Proben *E. coli* nachgewiesen wurden. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

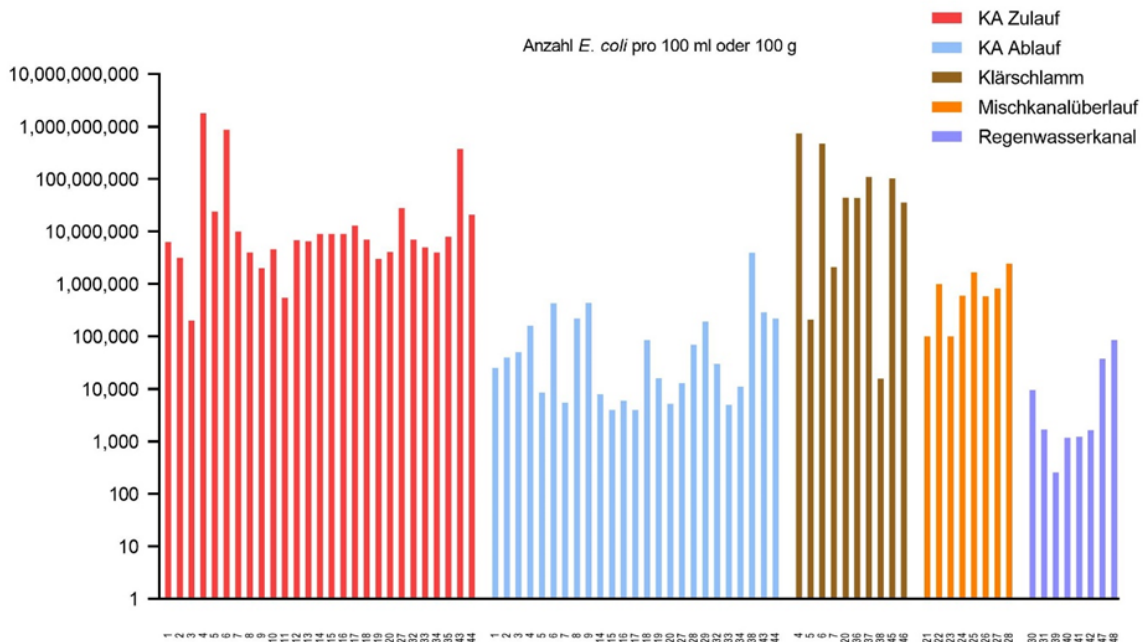
Kläranlage

Als Teil der normalen Darmflora ist *E. coli* in hoher Zahl in Abwasser vorhanden. Im Allgemeinen bewegt sich die Anzahl von *E. coli* Bakterien im Zulauf von Kläranlagen in der Größenordnung von 10^6 – 10^7 KBE/100 ml. In der Literatur sind Werte zwischen 10^5 und 10^9 KBE/100 ml zu finden. In einer Studie, die sechs Kläranlagen in Südwest-Deutschland im Einzugsgebiet der Swist untersuchte, lagen die *E. coli* Konzentrationen in den Kläranlagenzulaufen zwischen 3×10^6 und $1,3 \times 10^7$ KBE/100 ml (Kistemann et al., 2008). Daten einer österreichischen Kläranlage in der Steiermark liegen mit $4,1 \times 10^6$ KBE/100 ml in derselben Größenordnung (Mascher et al., 2017).

In einer französischen Studie von Wery et al., die sowohl Kulturverfahren als auch PCR zur Bestimmung der *E. coli* Konzentrationen verwendeten ergibt sich ein Unterschied von bis zu zwei Zehnerpotenzen zwischen den unterschiedlichen Methoden. Mittels Kulturnachweis ergeben sich dabei Konzentrationen im Bereich von 10^7 KBE/100 ml, während mittels PCR Konzentrationen von bis zu 10^9 CFU/100 ml ermittelt wurden (Wéry et al., 2008).

Im Ablauf von Kläranlagen liegen die Konzentrationen an *E. coli* im Allgemeinen im Bereich von 10^3 – 10^5 KBE/100 ml und sind damit meist deutlich geringer als im Zulauf. Bei Kistemann et al. lagen die Konzentrationen im Ablauf mit 4×10^3 – $8,5 \times 10^4$ KBE/100 ml etwa 1,9–3,5 log-Stufen unter jenen der Kläranlagenzulaufe (Kistemann et al., 2008). Sehr ähnlich sind die Daten bei Mascher et al. mit $5,21 \times 10^3$ KBE/100 ml im Ablauf und einer Reduktion um 2,90 log-Stufen (Mascher et al., 2017). In einer Studie des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus konnte bei den untersuchten burgenländischen Kläranlagen eine Reduktion von *E. coli* um 2–3 log-Stufen festgestellt werden (Blaschke et al., 2018).

Abbildung 32: Konzentrationen an *E. coli* entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1-3 (Bonetta et al., 2016); 4-7 (Wéry et al., 2008); 8-13 (Grøndahl-Rosado et al., 2014); 14-19 (Kistemann et al., 2008); 20 (Mascher et al., 2017); 21-23 (Rechenburg und Kistemann, 2009); 24-26 (Schreiber et al., 2016); 27 (Güde et al., 2001); 28 (Tondera et al., 2017); 29 (Krampe, 2020); 30-31 (Page et al., 2016); 32-35 (Blaschke et al., 2018); 36-37 (Pourcher et al., 2005); 38 (Mayer et al., 2016); 39-42 (Berndtsson and Paul, 2015); 43 (Paluszak et al., 2003); 44 (La Rosa et al., 2010); 45-46 (Sahlström et al., 2004); 47-48 (Schreiber et al., 2019)

3.3.2.1.5 Enterokokken (Indikatorbakterium)

Die Zusammenstellung der Konzentrationen an Enterokokken entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 33 ersichtlich. Eine Zusammenstellung der qualitativen Daten wurde nicht vorgenommen, da in nahezu allen Proben Enterokokken nachgewiesen wurde. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Kläranlage

Enterokokken kommen, wie *E. coli*, in hoher Zahl in Abwasser vor. Die in der Literatur angegebenen Werte bewegen sich im Bereich $4 \times 10^4 - 3 \times 10^6$ KBE/ml. Damit liegen sie in etwa eine log-Stufe unter den Konzentrationen an *E. coli*. Dies deckt sich gut mit der Tatsache, dass Enterokokken auch im Darm zahlenmäßig um eine log-Stufe im Vergleich zu *E. coli* reduziert sind. In einer österreichischen Studie waren im Kläranlagenzulauf mit

$7,26 \times 10^5$ MPN/100 ml ebenfalls um eine log-Stufe weniger Enterokokken nachzuweisen als *E. coli* ($4,1 \times 10^6$ MPN/100 ml) (Mascher et al., 2017).

In einer Studie des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus konnte bei den untersuchten Kläranlagen eine Reduktion von Enterokokken um 2–3 log-Stufen festgestellt werden (Blaschke et al., 2018).

Mascher et al. konnten in einer österreichischen Kläranlage eine Reduktion der Enterokokkenzahlen um ca. 3 log-Stufen messen. Die Reduktion von *E. coli* lag ebenfalls bei ca. 3 log-Stufen, obwohl *E. coli* zahlenmäßig im Zulauf der Kläranlage um etwa eine log-Stufe höher lag (Mascher et al., 2017).

Klärschlamm

Wie bei *E. coli* sind die Konzentrationen von Enterokokken im Klärschlamm ähnlich hoch wie in den Zuläufen der Kläranlagen. Pourcher et al. stellten dabei sogar sehr hohe Konzentrationen von 10^5 – 10^6 Enterokokken pro Gramm Trockenmasse fest (Pourcher et al., 2005).

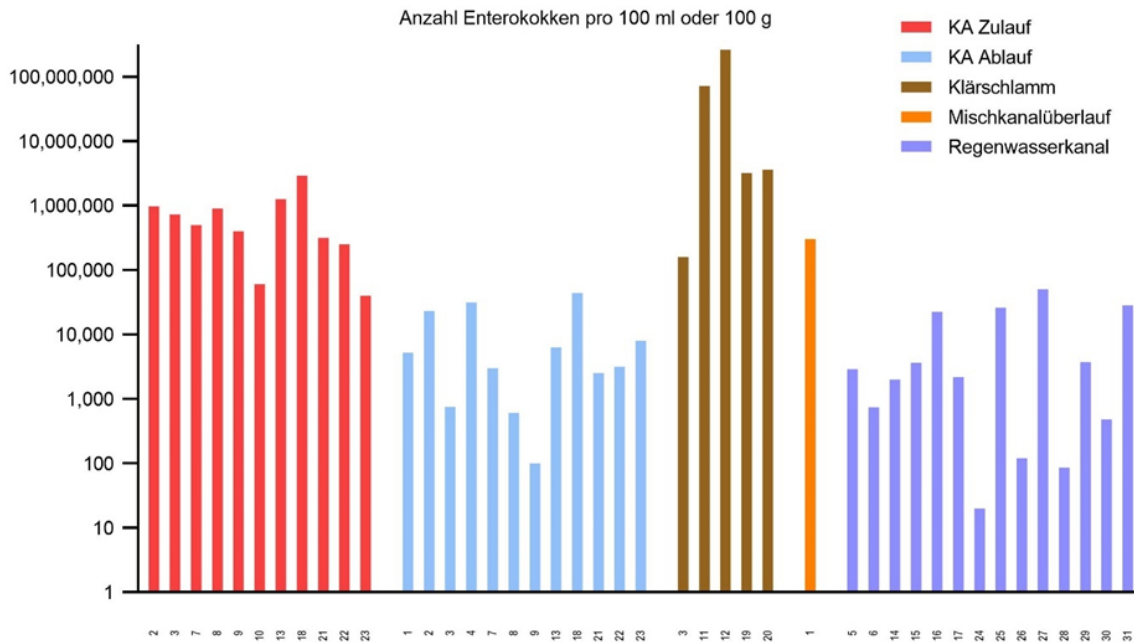
Mischkanalüberlauf

In einer einzigen Studie, die dezidiert Mischkanalüberläufe untersuchte, wurden Konzentrationen an Enterokokken festgestellt, die in der gleichen Größenordnung lag, wie bei Kläranlagenzuläufen (Tondera et al., 2017).

Regenwasserkanal

Aus den Daten zu Konzentrationen an Enterokokken im Regenwasserkanal ist ersichtlich, dass sich diese im gleichen Bereich bewegen, wie bei den Abläufen von Kläranlagen.

Abbildung 33: Konzentrationen an Enterokokken entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1 (Tondera et al., 2017); 2 (Carducci et al., 2009); 3 (Mascher et al., 2017); 4 (Krampe, 2020); 5-6 (Page et al., 2016); 7-10 (Blaschke et al., 2018); 11-12 (Pourcher et al., 2005); 13 (Mayer et al., 2016); 14-17 (Berndtsson and Paul, 2015); 18 (La Rosa et al., 2010); 19-20 (Sahlström et al., 2004); 21-23 (Bonetta et al., 2016); 24-31 (Steele et al., 2018);

3.3.2.1.6 *Clostridium perfringens* (Indikatorbakterium, Modell für Dauerformen)

Die Zusammenstellung der Konzentrationen an *C. perfringens* entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 34 ersichtlich. Eine Zusammenstellung der qualitativen Daten wurde nicht vorgenommen, da in nahezu allen Proben Enterokokken nachgewiesen wurde. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Kläranlage

Wie aus den Daten ersichtlich ist, ist *Clostridium* überall im Zulauf von Kläranlagen zu finden. In der Studie von Wery et al. lagen bei einer Beprobung die Konzentrationen unterhalb des Detektionslimits unter Verwendung der Kultivierungsmethode. Allerdings wurde lediglich ein Probenvolumen von 1 ml untersucht, die Nachweisgrenze war somit 100 Clostridien/100 ml. Mittels PCR wurde *C. perfringens* nachgewiesen und quantifiziert (Wéry et al.,

2008). In der Literatur werden Clostridien in einem Konzentrationsbereich von 8×10^3 bis $7,5 \times 10^5$ Bakterien/100 ml beschrieben.

Im Ablauf von Kläranlagen sind die Konzentrationen von Clostridien mit einem Bereich von ca. 10^2 bis 5×10^3 KBE/100 ml etwa 2–3 log Stufen niedriger als im Zulauf. Eine Ausnahme bildet hier die Studie von Howard et al., bei der zwischen Zulauf und Ablauf weniger als eine log Stufe Unterschied besteht und auch im Ablauf die Konzentration an Clostridien bei etwa 1×10^5 KBE/100 ml liegt (Howard et al., 2004). Letzteres stimmt mit den Ergebnissen einer österreichischen Studie überein (Blaschke et al., 2018).

Klärschlamm

Im Klärschlamm sind aufgrund der höheren Aufkonzentration die Konzentrationen an Clostridien oft höher als im Zulauf der Kläranlagen. Bei Wery et al. ist die Anzahl der Clostridien im Klärschlamm beispielsweise um etwa eine log-Stufe höher, als im Kläranlagenzulauf (Wéry et al., 2008). Hohe bis sehr hohe Konzentrationen weisen die Studien von Sahlström et al. bzw. Pourcher et al. auf. Sahlström et al. finden hier beispielsweise, unabhängig von der Behandlung des Klärschlammes (mesophil oder thermophil) eine Konzentration von ca. $1,7 \times 10^7$ Clostridien/100 g (Sahlström et al., 2004). Bei Pourcher et al. finden sich sogar sehr hohe Konzentrationen von $4,5 \times 10^8$ – $1,9 \times 10^9$ MPN/100 g (Pourcher et al., 2005).

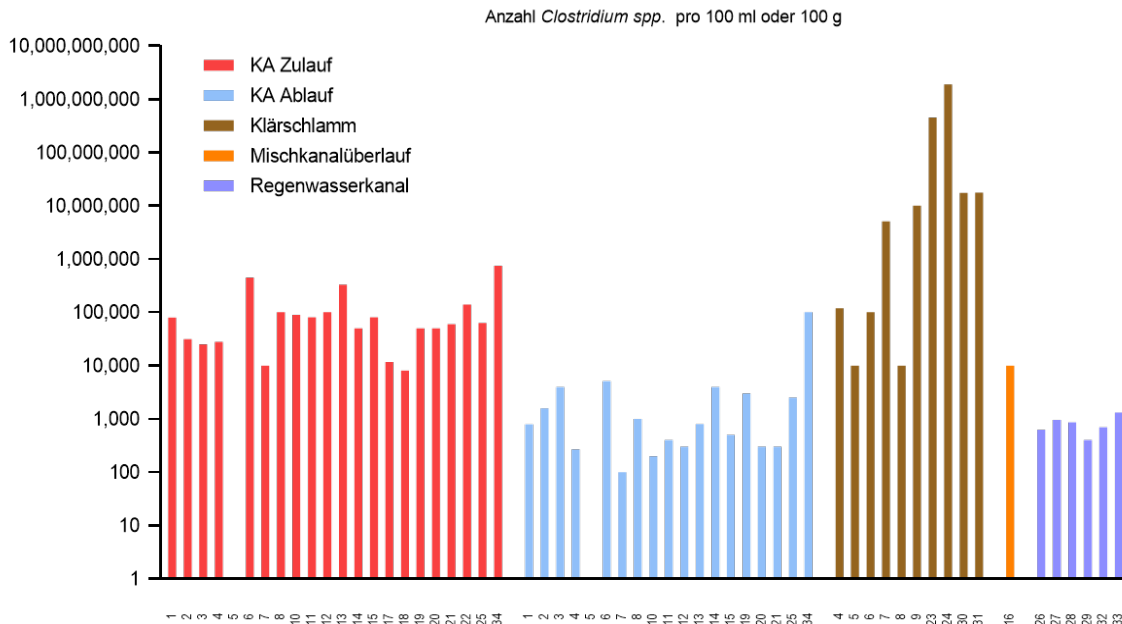
Mischkanalüberlauf

Daten über das Vorhandensein von Clostridien sporen in einem Mischkanalüberlauf finden sich in einer deutschen Studie von Rechenburg und Kistemann, die eine Konzentration von 10^4 Sporen/100 ml ermittelt haben (Rechenburg und Kistemann, 2009).

Regenwasserkanal

Im Regenwasserkanal kommen Clostridien in einem Bereich von etwa 10^3 Bakterien/100 ml vor, wie Daten von zwei Studien aus Schweden bzw. Deutschland belegen (Berndtsson und Paul, 2015; Schreiber et al., 2019).

Abbildung 34: Konzentrationen an *Clostridium perfringens* entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1-3 (Bonetta et al, 2016); 4-9 (Wéry et al., 2008); 10-15 (Kistemann et al., 2008); 16 (Rechenburg und Kistemann, 2009); 17-18 (Krampe, 2020); 19-22 (Blaschke et al., 2018); 23-24 (Pourcher et al., 2005); 25 (Mayer et al., 2018); 26-29 (Berndtsson und Paul, 2015); 30-31 (Sahlström et al., 2004); 32-33 (Schreiber et al., 2019); 34 (Howard et al., 2004)

3.3.2.2 Viren

Wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, wurden folgende Viren als Referenz- bzw. Indikatorviren für die Studie ausgewählt, deren Vorkommen entlang des Abwasserpfades beschrieben wird:

- Referenzviren: Noroviren, Enteroviren, Rotaviren, Adenoviren,
- Indikatorviren: somatische Coliphagen.
-

Im Folgenden wird das Vorkommen der Viren als zusammengefasste „Stoffgruppe“ im Abwasserpfad der Siedlungswasserwirtschaft beschrieben. Die ausgewählten Viren werden hier gemeinsam in einem Kapitel beschrieben, da in vielen Studien eine Analyse auf mehrere relevante Virenspezies durchgeführt wurden. Auf diese Weise können die Unterschiede bezüglich Vorkommen und Verhalten einzelner Virenspezies besser dargestellt werden.

Die bei der Recherche ermittelten Daten wurden für jedes Virus individuell grafisch zusammenstellt, einerseits die quantitativen Daten und andererseits die qualitativen Daten nach dem jeweiligen Ort der Messung. Die Beschreibung der Ergebnisse erfolgt für alle Viren gemeinsam.

Kläranlage

Katayama et al. haben über einen Jahresverlauf Zu- und Ablaufproben, sowie Ablaufproben nach einer zusätzlichen Behandlung mit Chlor auf die DNA von Adenoviren, Enteroviren und Noroviren (GI und GII) untersucht (Katayama et al., 2008a). Die Proben stammten von sechs verschiedenen Kläranlagen in Japan. Adenoviren und Enteroviren kommen in annähernd konstanter Konzentration über das Jahr verteilt vor. Die Konzentration an Noroviren nimmt im Sommer für beide Genotypen ab und hängt mit dem saisonalen Infektionsgeschehen zusammen. Durch die Abwasserbehandlung erfolgt eine Abnahme der Konzentration an Viren. Allerdings ist hervorzuheben, dass die Daten keine Aussage hinsichtlich der Infektiosität der Viren erlauben, da eine molekularbiologische Methode (qPCR) eingesetzt wurde. Dies erklärt auch die nur geringen Konzentrationsunterschiede zwischen dem Abwasser vor und nach Chlorung. Nur wenige Studien liefern Datensätze mit Konzentrationen zu infektiösen Viren (Zellkultur Assay). In einer Studie publiziert von Hewitt et. al. wurde das Vorkommen (Prävalenz) von Adenoviren (AdV), Enteroviren (EV) und Noroviren (NoV GI & GII) in Proben von Zu- und Abläufen von 10 verschiedenen Kläranlagen mit biologischer Abwasserreinigung ermittelt. Alle Proben wurden auf das Vorhandensein von viraler DNA/RNA mittels molekularbiologischer Methoden (qPCR) untersucht. Zusätzlich wurden die Proben mittels zellkulturbasierter Methoden auf vermehrungsfähige Enteroviren und Adenoviren analysiert (Infektiosität).

Es wurde erwartungsgemäß festgestellt, dass der Anteil an positiven Proben mit infektiösen Viren geringer ist als jener auf Basis positiver Proben, die mit molekularbiologischen Methoden untersucht wurden. In der Studie wurden in 40 % der Proben des Kläranlagenablaufs kultivierbare Viren, Adenoviren und Enteroviren detektiert. Dies bestätigt, dass Wasser aus Kläranlagenabläufen auch in Bezug auf virale Krankheitserreger als infektiös anzusehen ist. Bezüglich Noroviren kann aufgrund von fehlender Methodik für Zellkulturen derzeit keine Aussage bezüglich der Infektiosität getroffen werden. Die zum Teil höheren Konzentrationen an Noroviren im Ablauf sind laut Autor:innen auf eine geringere Prävalenz der Noroviren in der Bevölkerung zurückzuführen, wobei auf Basis von vergleichenden Studien eine ähnliche Infektiosität wie bei Enteroviren angenommen werden kann (Hewitt et al., 2011a).

Zu Untersuchungen auf Rotaviren in Abwasser sind wenige Studien verfügbar. Ein Beispiel für die Bestimmung der Konzentrationen an Rotaviren in Proben des Kläranlagenzulaufs liefert die Studie von Silva-Sales et al. (2020), in der Rotaviren und Adenoviren in drei Kläranlagen in Spanien detektiert wurden. Mittels quantitativer PCR wurden Konzentrationen zwischen $3,96 \times 10^4$ und $3,3 \times 10^8$ RT-PCR Units/L und $9,51 \times 10^4$ und $1,16 \times 10^6$ GU/Liter für Rotaviren bzw. Adenoviren gemessen (Silva-Sales et al., 2020a). Schlindwein et al. untersuchten den Ablauf von Kläranlagen und Klärschlamm auf das Vorkommen und die Vermehrungsfähigkeit von Adenoviren und Rotaviren (Schlindwein et al., 2010a). In den Proben des Kläranlagenablaufs und nach einer Behandlung mit Chlor waren 5 von 12 Proben (41,6 %) hinsichtlich des Vorkommens von Rotaviren positiv (molekularbiologische Analyse, qPCR). Es wurden keine vermehrungsfähigen Rotaviren nachgewiesen (Schlindwein et al., 2010a). Die in derselben Studie im gechlorten Kläranlagenablauf auf Adenoviren untersuchten Proben (molekularbiologische Analyse, qPCR) wiesen Konzentrationen von $4,6 \times 10^4$ bis $1,2 \times 10^6$ GU pro mL mit einem Anteil von 75 % positiver Proben auf. Bei der Untersuchung auf die Vermehrungsfähigkeit der Adenoviren ergaben 8 von 12 Proben (66.6 %) ein positives Ergebnis.

Klärschlamm

In der Studie von Schlindwein et al. ergaben alle Klärschlammproben ein positives Ergebnis hinsichtlich Adenoviren. Mittels zellkulturbasierten Assays wurden Konzentrationen von 70 bis 330 FFU/mL und mittels molekularbiologischem Nachweis (qPCR) Konzentrationen von 50 bis 1.3×10^4 GC/ml detektiert (Schlindwein et al., 2010a). Guzman et al. untersuchten Klärschlamm auf Enteroviren und somatische Coliphagen mittels kultivierungsbasierter Methoden (Guzmán et al., 2007a). Alle Proben waren positiv für Enteroviren und somatische Coliphagen (n=6). Die gemessenen Konzentrationen reichten von $4,8 \times 10^2$ bis $2,1 \times 10^3$ PFU pro 10 Trockengewicht mit einem geometrischen Mittel von $2,1 \times 10^3$ PFU/10 g für Enteroviren und $2,8 \times 10^8$ bis $3,9 \times 10^8$ PFU pro 10 g Trockengewicht mit einem geometrischen Mittel von $3,5 \times 10^8$ PFU/10 g für somatische Coliphagen.

Mischwasserüberlauf

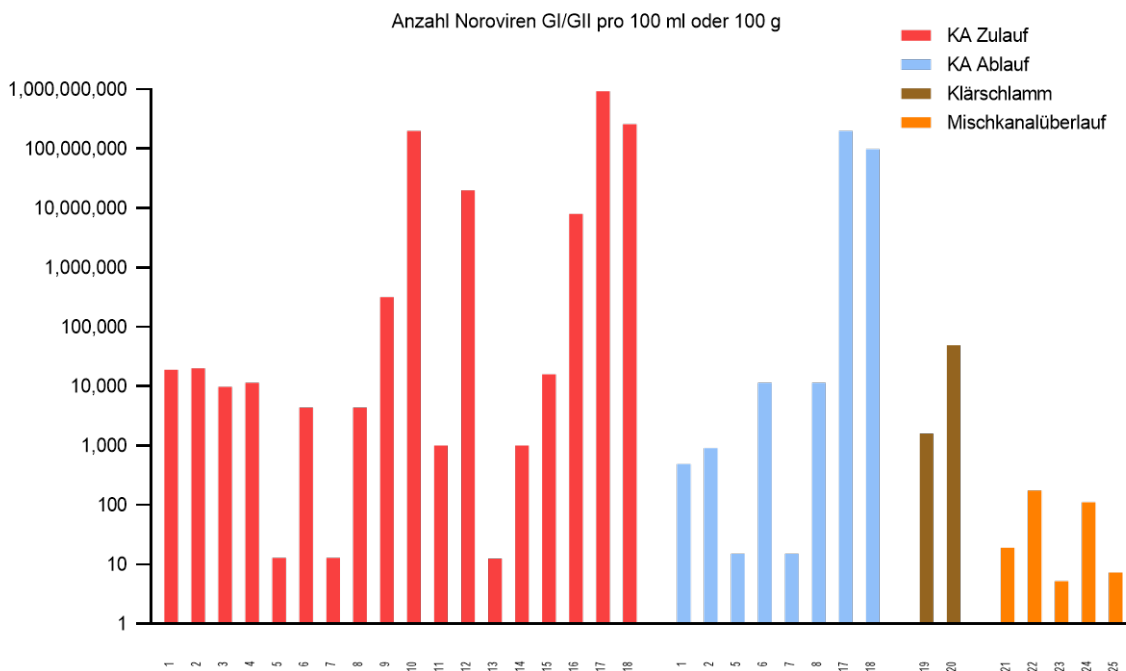
Es sind wenige Studien bezüglich Viren in Mischwasserüberläufen vorhanden. In zwei Studien wurden Vorfluter nach potenziellen Regenüberläufen auf Noroviren, Enteroviren und Adenoviren untersucht (Steele et al., 2018; McGinnis et al., 2018). Das Ziel dieser Studien war es, den Einfluss von Mischwasserüberläufen auf die als Vorfluter verwendeten Flüsse und Bäche zu ermitteln. Dazu wurden, ab einer definierten Durchflussmenge der Flüsse,

Proben gezogen und auf verschiedene Parameter analysiert. Es ist hier anzumerken, dass aufgrund der geringen Konzentration an Viren ein großes Probenvolumen vonnöten ist und die Aufkonzentrierung der Viren-Partikel aus großen Wassermengen eine allgemeine Herausforderung in der Analytik von Viren in Wasserressourcen darstellt. In der Studie wurden je 7 Proben pro untersuchten Fluss (n=2) gezogen und lediglich in einer Probe Adenoviren der Gruppe A mit einer Konzentration von > 0.01 GU/L und in einer Probe Norovirus GI mit einer Konzentration von 73 GU/L nachgewiesen (McGinnis et al., 2018). In einer anderen Studie von Steele et al. wurden zwei Bäche an Stellen nach möglichen Mischwasserüberläufen analysiert. Von insgesamt 44 Proben waren 15,9 % positiv für Adenoviren, 0 % positiv für Enteroviren und 84 % positiv für Norovirus GI/II mit Konzentrationen von 14,4 bis 16 GC/100 mL für Adenoviren und 5,2 bis 175,9 GC/100 mL für Noroviren (Steele et al., 2018).

3.3.2.2.1 Noroviren (Referenzpathogen)

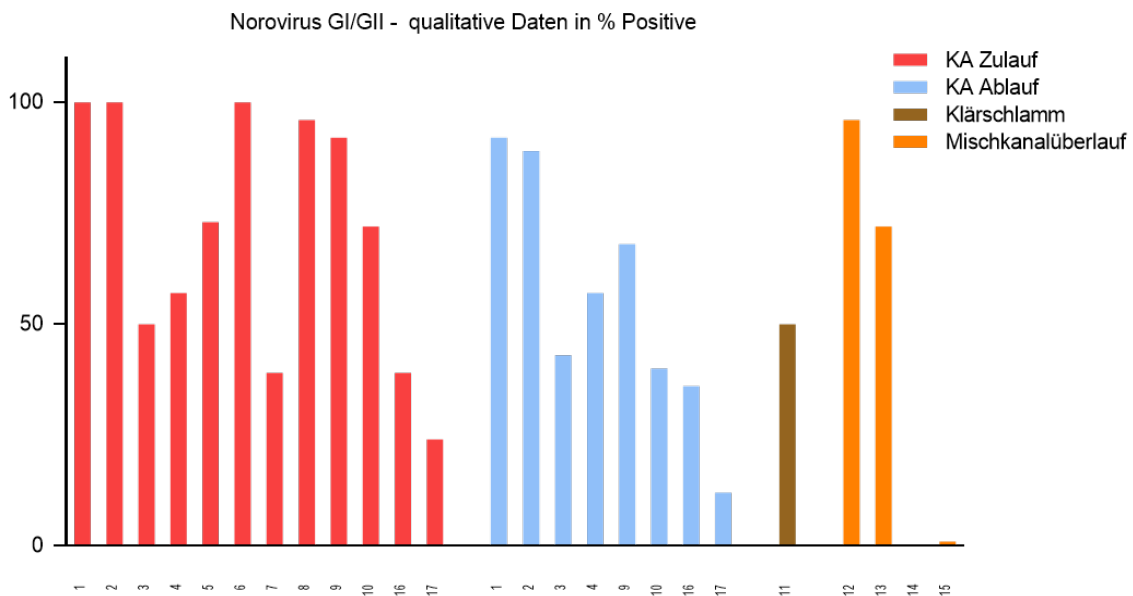
Die Zusammenstellung der Konzentrationen an Noroviren entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 35 ersichtlich. In Abbildung 36 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Abbildung 35: Konzentrationen an Noroviren entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1-2 (Katayama et al., 2008b); 3-4 (Eftim et al., 2017); 5-8 (Hewitt et al., 2011b); 9-12 (Wang et al., 2020); 13-16 (Jahne et al., 2020); 17-18 (La Rosa et al., 2011); 19-20 (Prado et al., 2014); 21-24 (Steele et al., 2018); 25 (McGinnis et al., 2018);

Abbildung 36: Auftreten von Noroviren entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



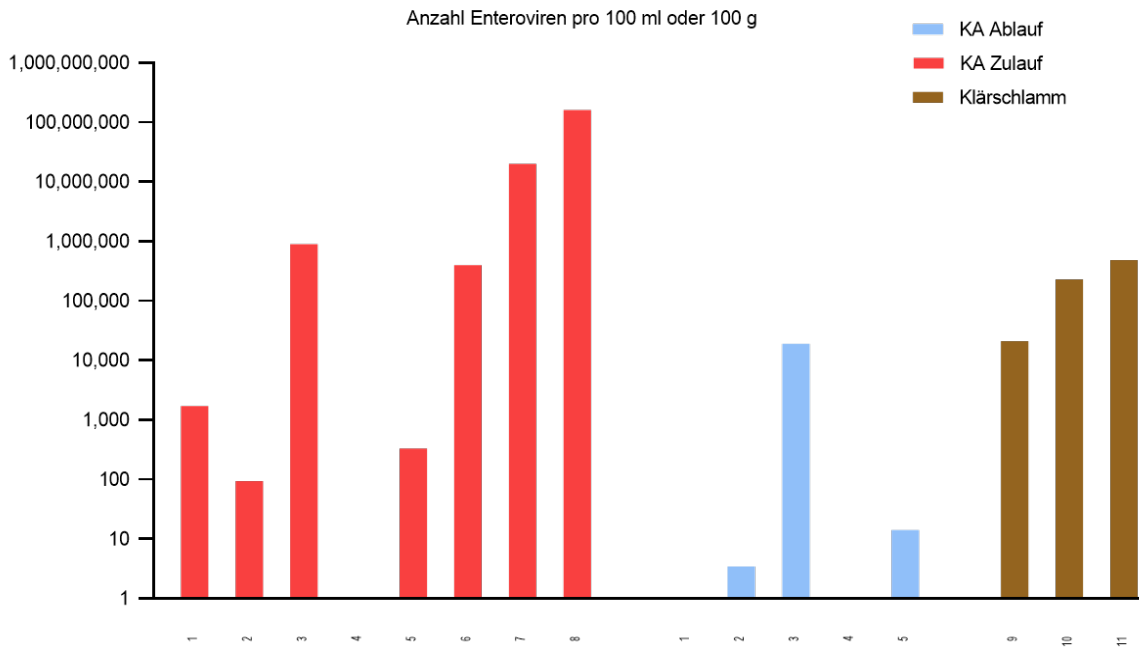
Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1-2 (Katayama et al., 2008b); 3-4 (Hewitt et al., 2011b); 5-6 (Wang et al., 2020); 7-8 (Jahne et al., 2020); 9-10 (La Rosa et al., 2010); 11 (Prado et al., 2014); 12-13 (Steele et al., 2018); 14-15 (McGinnis et al., 2018); 16-17 (Chacón et al., 2020);

3.3.2.2.2 Enteroviren (Referenzpathogen)

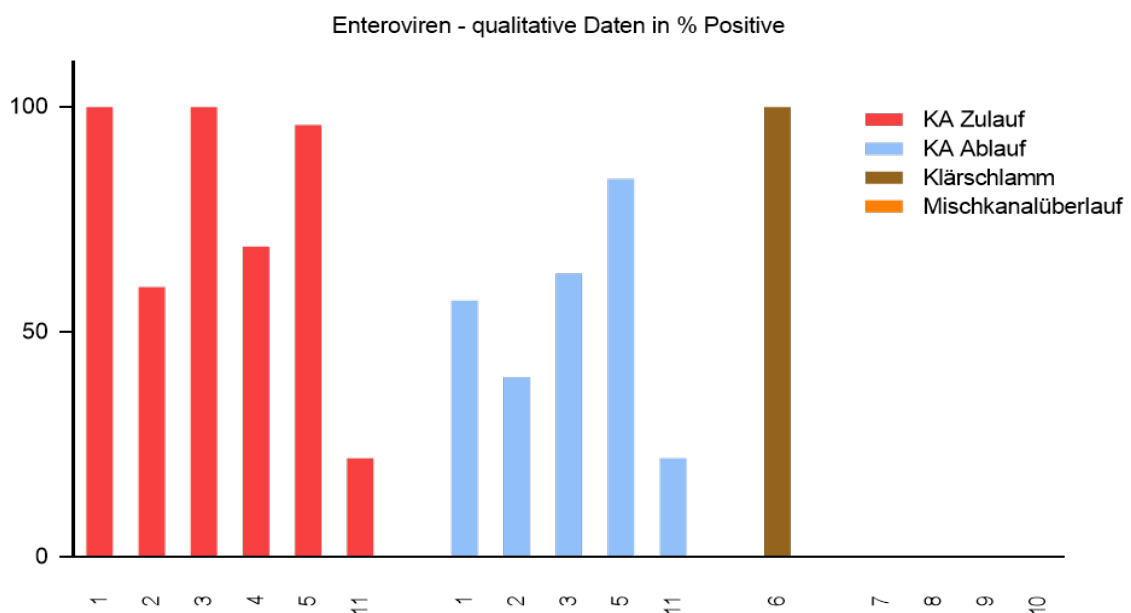
Die Zusammenstellung der Konzentrationen an Enteroviren entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 37 ersichtlich. In Abbildung 38 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Abbildung 37: Konzentrationen an Enteroviren entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1 (Katayama et al., 2008b); 2-5 (Hewitt et al., 2011b); 6-7 (Wang et al., 2020); 8 (La Rosa et al., 2020); 9 (Guzmán et al., 2007b); 10-11 (Pourcher et al., 2005)

Abbildung 38: Auftreten von Enteroviren entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



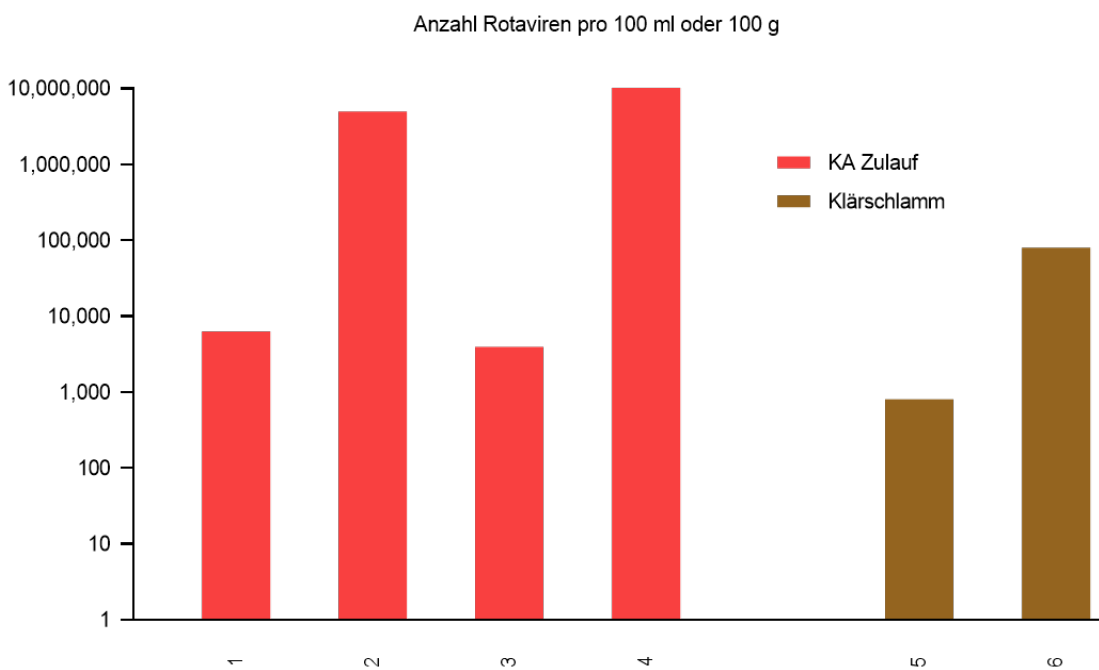
Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1 (Katayama et al., 2008b); 2-3 (Hewitt et al., 2011b); 4 (Wang et al., 2020); 5 (La Rosa et al., 2020); 6 (Guzmán et al., 2007b); 7-8 (McGinnis et al., 2018); 9-10 (Steele et al., 2018); 11 (Chacón et al., 2020)

3.3.2.2.3 Rotaviren (Referenzpathogen)

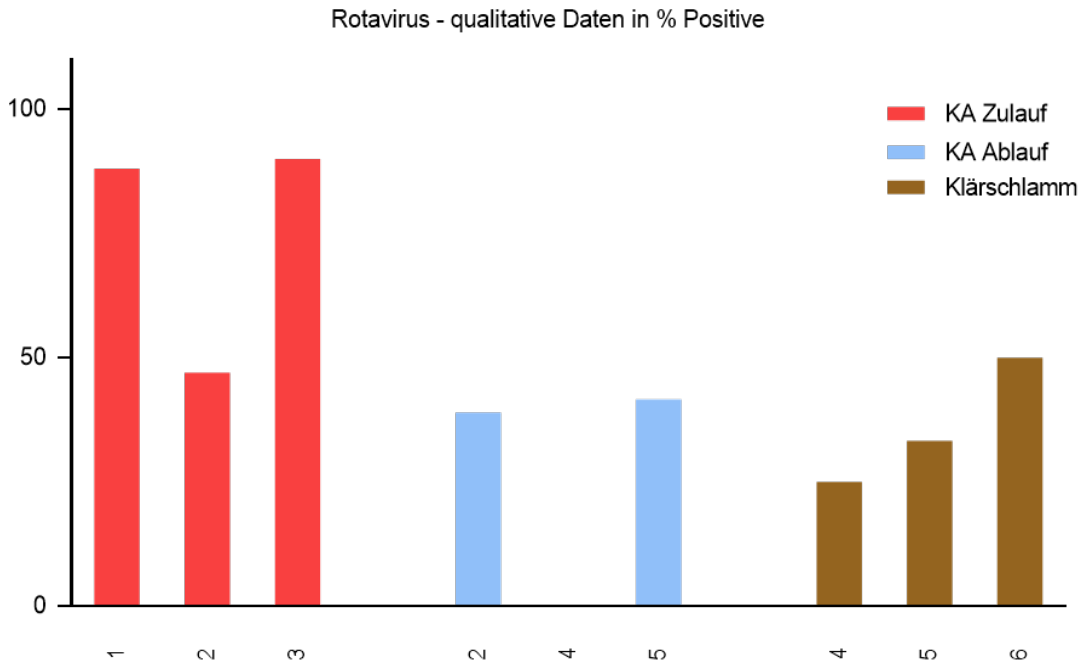
Die Zusammenstellung der Konzentrationen an Rotaviren entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 39 ersichtlich. In Abbildung 40 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Abbildung 39: Konzentrationen an Rotaviren entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1-2 (Wang et al., 2020); 3-4 (Silva-Sales et al., 2020b); 5-6 (Prado et al., 2014)

Abbildung 40: Auftreten von Rotaviren entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



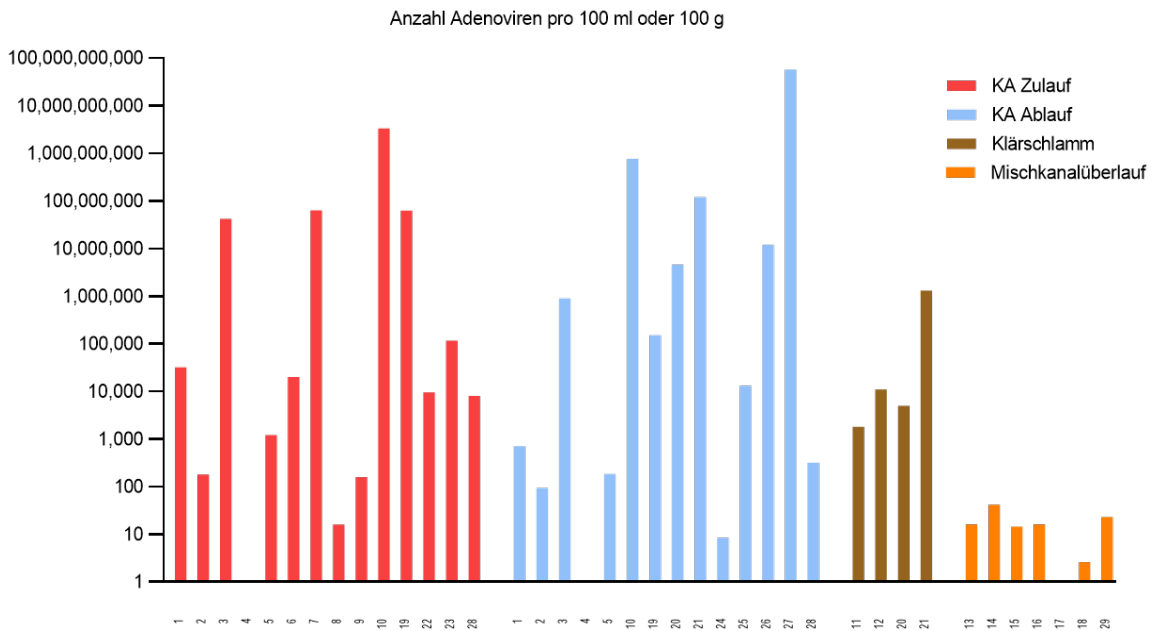
Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1 (Wang et al., 2020); 2 (Chacón et al., 2020); 3 (Silva-Sales et al., 2020b); 4-5 (Schlindwein et al., 2010b); 6 (Prado et al., 2014)

3.3.2.2.4 Adenoviren (Referenzpathogene)

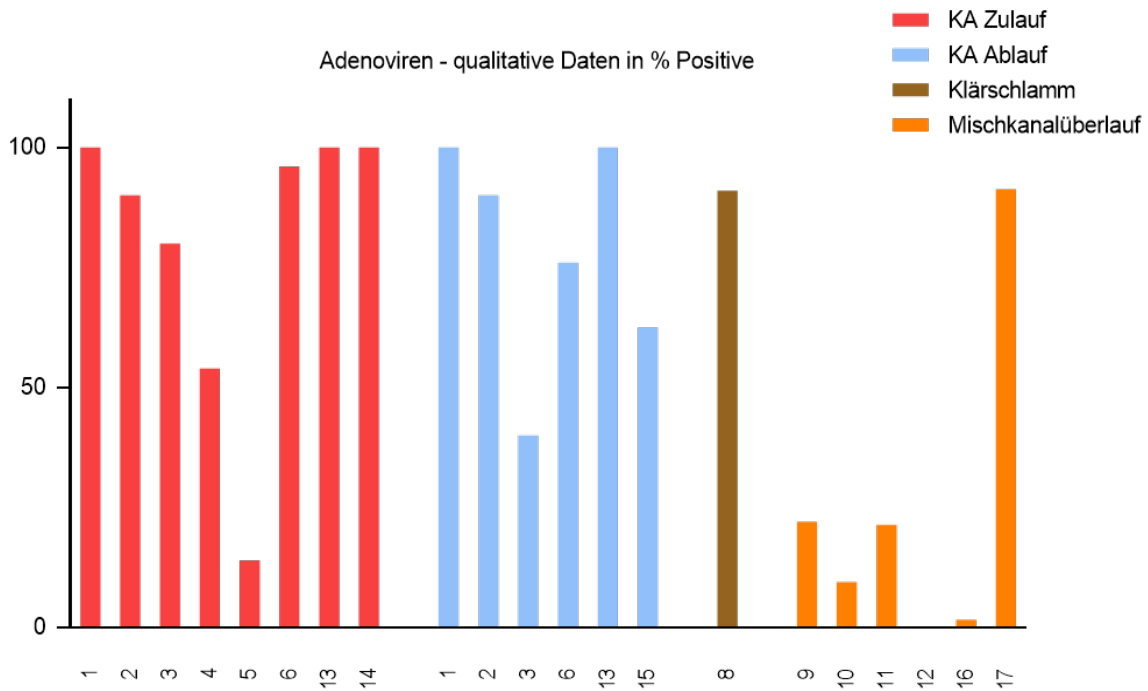
Die Zusammenstellung der Konzentrationen an Adenoviren entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 41 ersichtlich. In Abbildung 42 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Abbildung 41: Konzentrationen an Adenoviren entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1 (Katayama et al., 2008b); 2-5 (Hewitt et al., 2011b); 6-7 (Wang et al., 2020); 8-9 (Jahne et al., 2020); 10 (La Rosa et al., 2010); 11-12 (Prado et al., 2014); 13-16 (Steele et al., 2018); 17-18 (McGinnis et al., 2018); 19 (Carducci et al., 2009); 20-21 (Schlindwein et al., 2010b); 22-23 (Silva-Sales et al., 2020b); 24-25 (Adefisoye et al., 2016); 26-27 (Hokajärvi et al., 2013); 28 (Mayer et al., 2016); 29 (Rajal et al., 2007)

Abbildung 42: Auftreten von Adenoviren entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



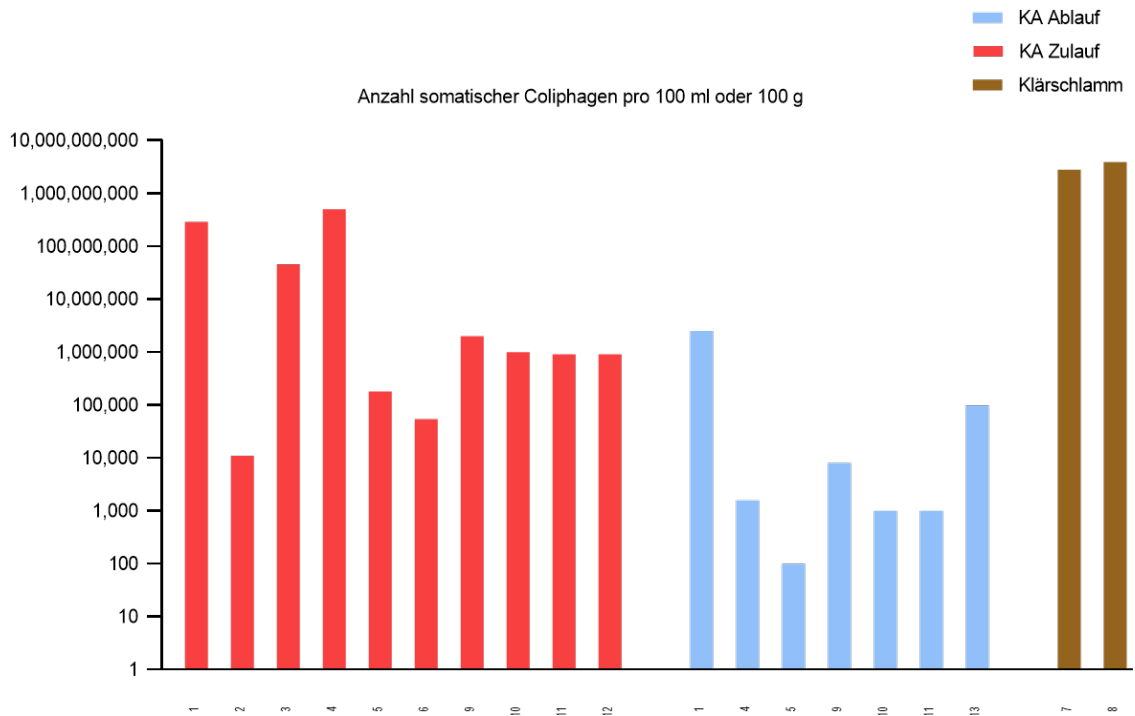
Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1 (Katayama et al., 2008b); 2-3 (Hewitt et al., 2011b); 4 (Wang et al., 2020); 5 (Jahne et al., 2020); 6-7 (La Rosa et al., 2010); 8 (Prado et al., 2014); 9-10 (Steele et al., 2018); 11-12 (McGinnis et al., 2018); 13 (Carducci et al., 2009); 14 (Silva-Sales et al., 2020b); 15 (Adefisoye et al., 2016); 16 (Rajal et al., 2007); 17 (Sidhu et al., 2013)

3.3.2.2.5 Somatische Coliphagen (Indikatorviren)

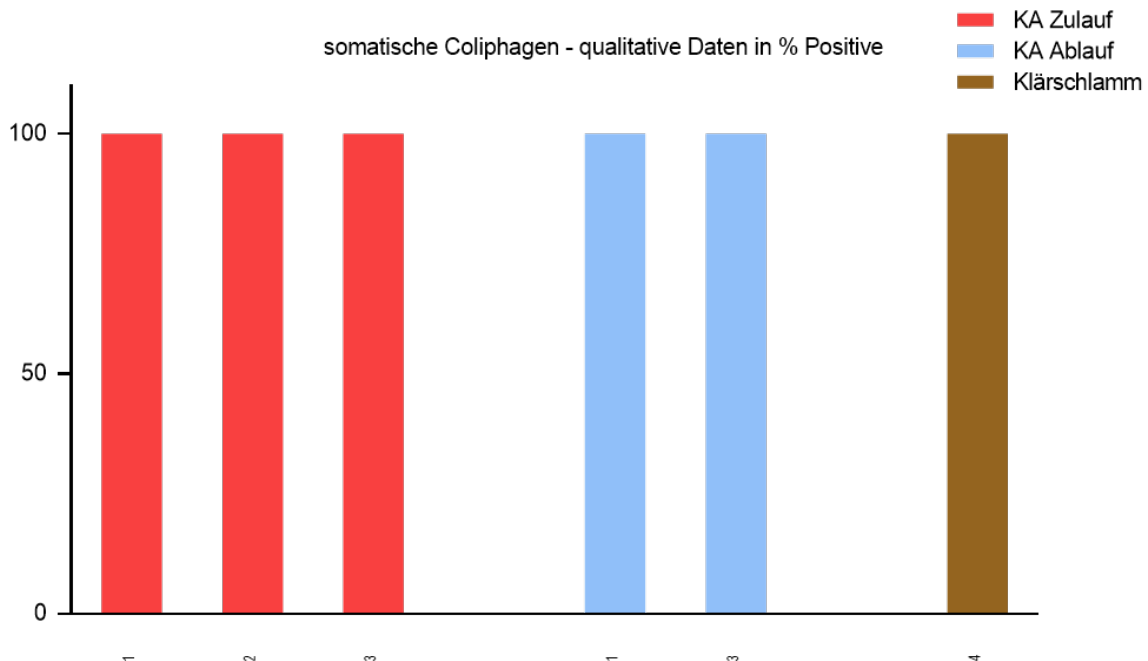
Die Zusammenstellung der Konzentrationen an Coliphagen entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 43 ersichtlich. In Abbildung 44 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Abbildung 43: Konzentrationen an Coliphagen entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1 (Carducci et al., 2009), 2-3 (Blanch et al., 2006), 4 (Chacón et al., 2020); 5 (Aw und Gin, 2010); 6 (Nappier et al., 2019); 7-8 (Guzmán et al., 2007b); 9-12 (Blaschke et al., 2018); 13 (Krampe, 2020)

Abbildung 44: Auftreten von Coliphagen entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1 (Carducci et al., 2009), 2 (Blanch et al., 2006), 3 (Chacón et al., 2020); 4 (Guzmán et al., 2007b)

3.3.2.3 Protozoen

Wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, wurden folgende Protozoen als Referenzpathogene ausgewählt, deren Vorkommen entlang des Abwasserpfades beschrieben wird:

- Referenzprotozoen: Cryptosporidien, *Giardia lamblia*
- Indikatororganismus: Sporen von *Clostridium perfringens*

Sporen von *Clostridium perfringens* werden im Kapitel Bakterien unter 3.3.2.1.6 beschrieben.

3.3.2.3.1 Cryptosporidien (Referenzpathogen)

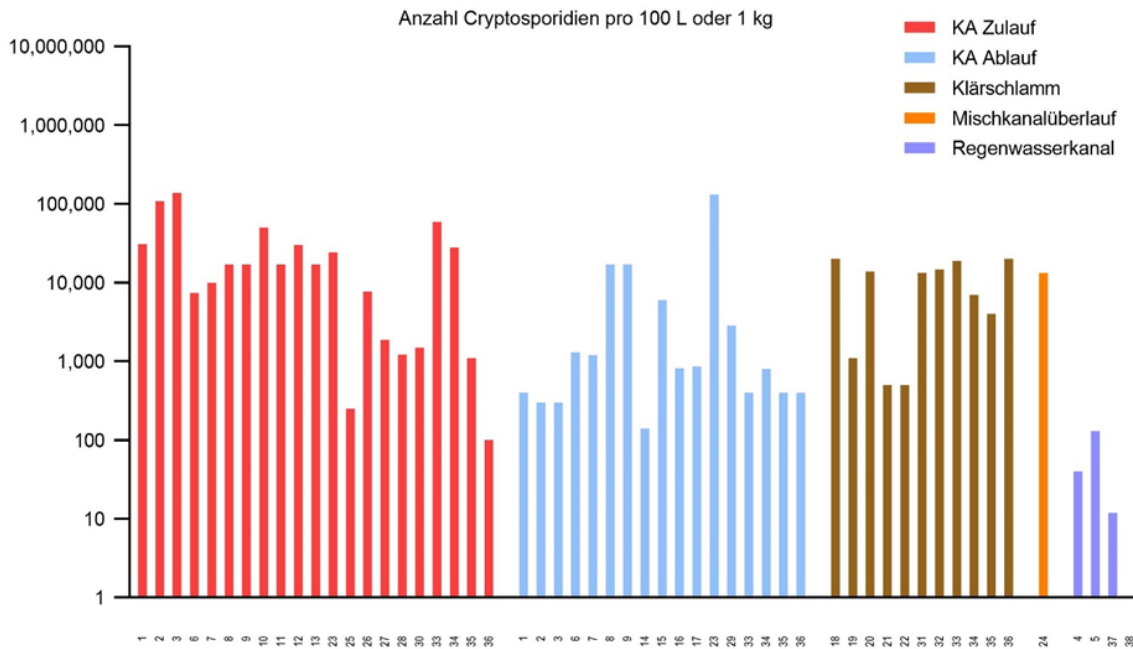
Die Zusammenstellung der Konzentrationen an Cryptosporidien entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 45 ersichtlich. In Abbildung 46 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Kläranlage

Cryptosporidien kommen, wie Giardien regelmäßig im Zulauf von Kläranlagen vor. Auffällig ist dabei, dass sowohl bei Berglund et al. als auch bei Kitajima et al. Cryptosporidien mittels PCR qualitativ nicht nachweisbar waren (Berglund et al., 2017; Kitajima et al., 2014). Bei Verwendung eines mikroskopischen Nachweises konnten Kitajima et al. in 100 % bzw. 83 % der untersuchten Proben Cryptosporidien feststellen (Kitajima et al., 2014). Quantitativ kommen Cryptosporidien im Kläranlagenzulauf im Bereich von 10^2 – $1,4 \times 10^5$ Oozysten/100 L vor. Hier stammt der höchste Wert aus einer österreichischen Studie (Krampe, 2020). In einer Studie, in der vier irische Kläranlagen beprobt wurden, kamen Oozysten über fast die gesamte Bandbreite von etwa 100 bis knapp 60.000 Oozysten/100 L in den Zuläufen vor (Cheng et al., 2009). Eine umfangreiche norwegische Studie, in der die Zulaufproben von 40 verschiedenen Kläranlagen untersucht wurden, ergab Konzentrationen zwischen 10^4 und $1,1 \times 10^5$ (Durchschnitt $2,4 \times 10^4$) Oozysten/100 L (Robertson et al., 2006).

Die Konzentration an Cryptosporidien in Kläranlagenabläufen bewegt sich zwischen 140 und $1,3 \times 10^5$ Oozysten/100 L. Bei Robertson et al. liegt die Anzahl der Oozysten/100 L durchschnittlich bei $1,3 \times 10^5$ (Bereich 10^4 – $4,5 \times 10^6$). Ähnlich wie bei Giardien ist in dieser Studie die durchschnittliche Anzahl der Oozysten im Kläranlagenablauf, gemittelt über alle Proben der vier Kläranlagen, höher als im Zulauf. Die Reduktionen, die für zwei Kläranlagen erhoben wurden liegen zwischen 0–50 % und damit niedriger als für Giardien (0–95 %) (Robertson et al., 2006). Bei Cheng et al. lagen die Reduktionen für Oozysten zwischen 64 und 99,3 %. Im Vergleich dazu bewegten sich die Reduktionen für Giardien zwischen 98 und 100 % (Cheng et al., 2009).

Abbildung 45: Konzentrationen an Cryptosporidien entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.



Referenzen: 1-3 (Krampe, 2020)(Krampe, 2020); 4-5 (Page et al., 2016); 6-7 (Kitajima et al., 2014); 8-13 (Grøndahl-Rosado et al., 2014); 14-17 (Popp und Huber, 2005); 18-22 (Amorós et al., 2016); 23 (Robertson et al., 2006); 24 (Gibson et al., 1998); 25-26 (Cacciò et al., 2003); 27-28 (Castro-Hermida et al., 2010); 29 (Sroka et al., 2013); 30 (Reinoso et al., 2011); 31-32 (Graczyk et al., 2008); 33-36 (Cheng et al., 2009);

Klärschlamm

Wie Giardien sind auch Cryptosporidien in Klärschlamm regelmäßig zu finden. Amorós et al. fanden in 26 von 30 Proben aus fünf verschiedenen Kläranlagen und einer Kompostieranlage Oozysten von Cryptosporidien. Dabei lagen die Konzentrationen zwischen 0 und 354 Zysten/g Klärschlamm (Amorós et al., 2016).

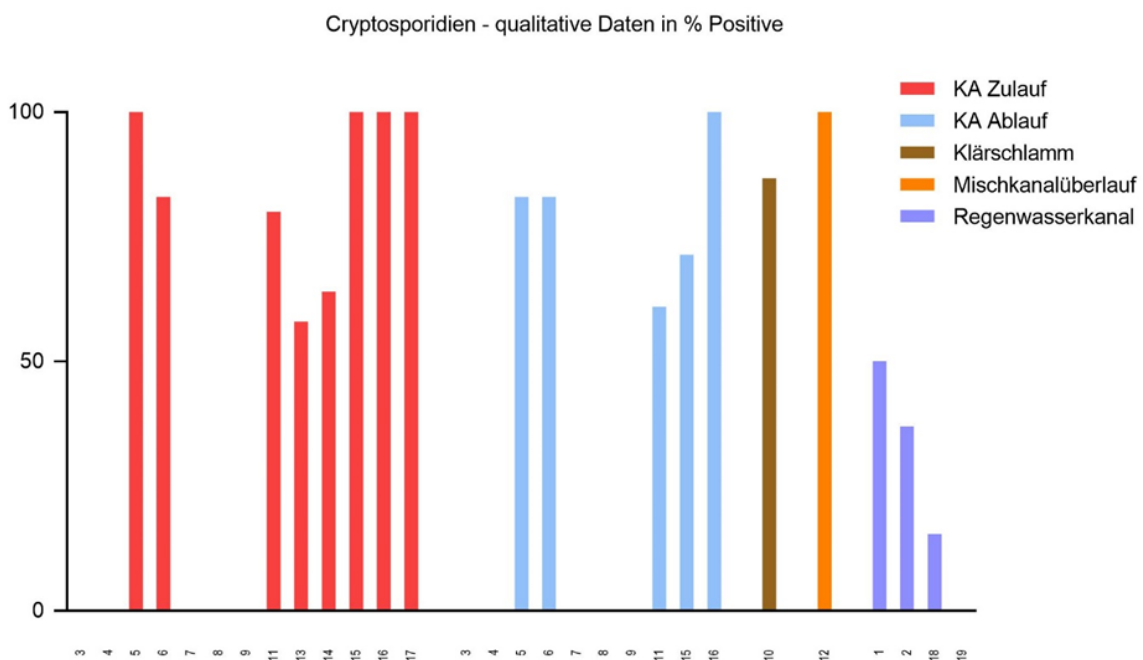
Mischkanalüberlauf

In einer US-Studie aus dem Jahr 1998 wurden in allen untersuchten Proben eines Mischkanalüberlaufes bei Regenwetter im Zeitraum Mitte Mai bis Anfang Juli Oozysten gefunden, die im Konzentrationsbereich von 250–40.000 Oozysten/100L lagen. Im Mittel ergab sich eine Konzentration von 13.250 Zysten/100 L über diesen Zeitraum (Gibson et al., 1998).

Regenwasserkanal

Daten aus zwei getrennten Regenwasserkanalsystemen gibt es von Schreiber et al. Hier wurden in System A 10,3–22,47 (Median 11,88) Oozysten/100L und in System B gar keine Oozysten/100 L gefunden. Insgesamt waren in 10,5 % aller untersuchten Proben Cryptosporidien zu finden (Schreiber et al., 2019).

Abbildung 46: Auftreten von Cryptosporidien entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1-2 (Page et al., 2016); 3-6 (Kitajima et al., 2014); 7-9 (Berglund et al., 2017); 10 (Amorós et al., 2016); 11 (Robertson et al., 2006); 12 (Gibson et al., 1998); 13-14 (Castro-Hermida et al., 2010); 15-16 (Rodriguez-Manzano et al., 2012); 17 (Reinoso et al., 2011); 18-19 (Schreiber et al., 2019)

3.3.2.3.2 *Giardia* spp. (Referenzpathogen)

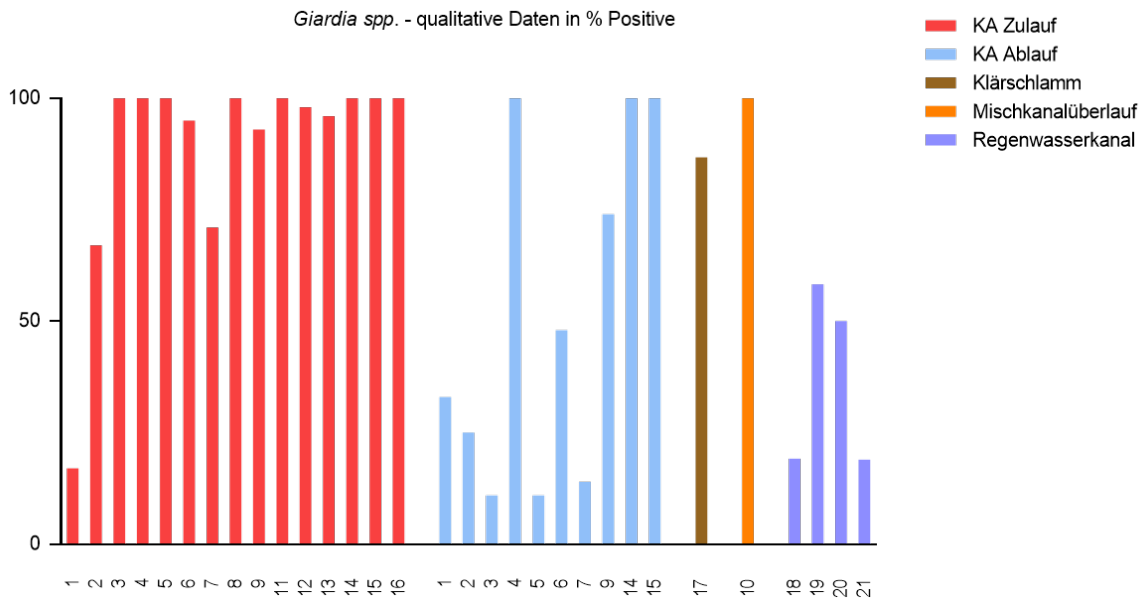
Die Zusammenstellung der Konzentrationen an *Giardia* spp. entlang des Abwasserpfades ist in Abbildung 47 ersichtlich. In Abbildung 48 sind die qualitativen Daten zusammengestellt. Zu den Originaldaten siehe bitte den Hinweis im Anhang 6.9.

Kläranlage

Giardien kommen im Zulauf von Kläranlagen regelmäßig vor. Dies geht aus qualitativen Studien aus den USA, Frankreich, Italien, Spanien, Norwegen und Schweden hervor, bei denen oftmals in allen getesteten Zulaufproben Giardien gefunden wurden (Cacciò et al., 2003; Castro-Hermida et al., 2010; Gassmann und Schwartzbrod, 1991; Grøndahl-Rosado et al., 2014; Kitajima et al., 2014; Robertson et al., 2006). In der Literatur finden sich Konzentrationen an Giardien zwischen 2×10^4 und $4,2 \times 10^6/100$ L wobei der höchste Wert aus einer italienischen Studie stammt (Cacciò et al., 2003). In einer Studie mit sechs deutschen Kläranlagen konnten im Zulauf im Durchschnitt 2×10^4 bis 5×10^4 Zysten/100 L gefunden werden (Kistemann et al., 2008). Eine umfangreiche norwegische Studie, die Zulaufproben von 40 verschiedenen Kläranlagen untersuchte fand zwischen 10^4 und $1,4 \times 10^6$ (Durchschnitt $1,9 \times 10^5$) Zysten/100 L (Robertson et al., 2006).

Die Konzentration an Giardien in Kläranlagenabläufen ist sehr unterschiedlich und bewegt sich zwischen <10 und 3×10^5 Zysten/100 L. Bei Kistemann et al. wurden dabei Werte mit durchschnittlich 22–450 Zysten/100 L festgestellt, was einer Reduktion von 1,7–3,4 log Stufen im Vergleich zum Zulauf entspricht (Kistemann et al., 2008). Auch andere Studien bewegen sich in diesem Bereich (Abbildung 47) Bei Robertson et al. ist die Anzahl der Zysten/100 L im Vergleich dazu mit durchschnittlich 3×10^5 (Bereich 10^4 bis 5×10^6) relativ hoch. Die Reduktionen, die für zwei Kläranlagen erhoben wurden sind im Vergleich zu Kistemann et al. mit >80 % vergleichsweise niedrig (Robertson et al., 2006). Bei Caccio et al. lagen die Reduktionen im Bereich 87–98,4 % und sind damit im Vergleich zu Kistemann et al. ebenfalls niedriger. Erwähnenswert ist dabei auch, dass in zwei von vier untersuchten Kläranlagen als Nachbehandlung noch eine Chlorung stattfand, die Reduktionen aber dennoch nur 87 bzw. 98 % betrug (Cacciò et al., 2003).

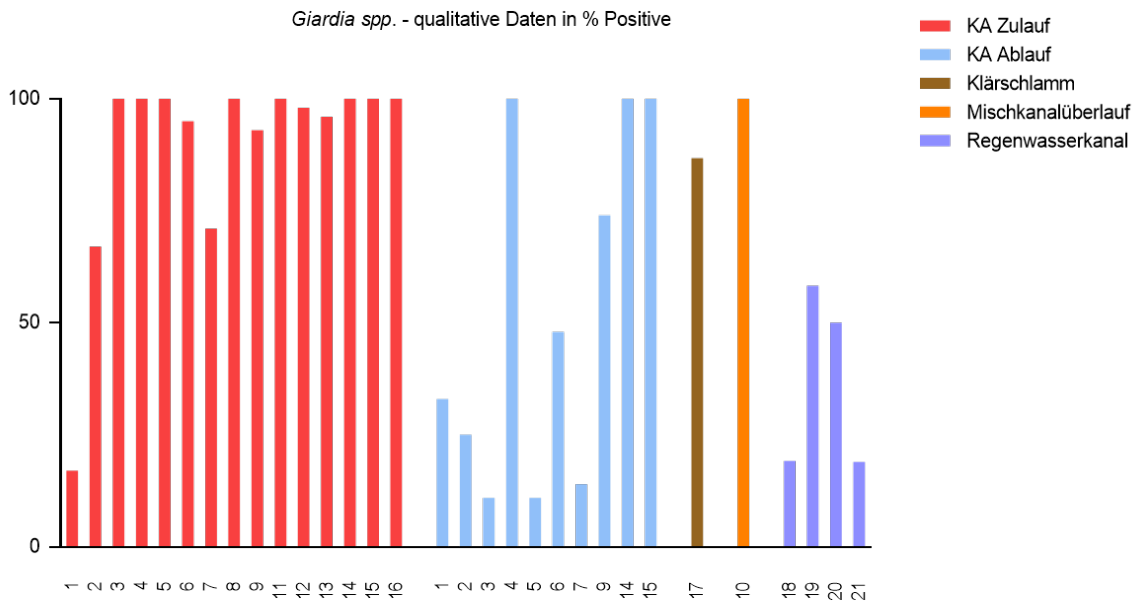
Abbildung 47: Konzentrationen an *Giardia* spp. entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



Angaben in % positiver Proben je Probenahmeestelle bezogen auf die Gesamtzahl.

Referenzen: 1-2 (Kitajima et al., 2014); 3-8 (Grøndahl-Rosado et al., 2014); 9 (Ajonina et al., 2013); 10-11 (Berglund et al., 2017); 12-13 (Gassmann und Schwartzbrod, 1991); 14 (Robertson et al., 2006); 15-16 (Cacciò et al., 2003); 17 (Castro-Hermida et al., 2010); 18-23 (Kistemann et al., 2008); 24-27 (Popp, Wolfgang, Huber, 2005); 28 (Sroka et al., 2013); 29-33 (Amorós et al., 2016); 34 (Gibson et al., 1998); 35-36 (Graczyk et al., 2008); 37-40 (Cheng et al., 2009); 41-42 (Schreiber et al., 2019); 43-45 (Krampe, 2020); 46-47 (Page et al., 2016)

Abbildung 48: Auftreten von *Giardia* spp. entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.



Erläuterungen zur Abbildung: Angaben in % positiver Proben je Probenahmestelle bezogen auf die Gesamtprobenanzahl.

Referenzen: 1-4 (Kitajima et al., 2014); 5-7 (Berglund et al., 2017); 8 (Gassmann und Schwartzbrod, 1991); 9 (Robertson et al., 2006); 10 (Gibson et al., 1998); 11 (Cacciò et al., 2003); 12-13 (Castro-Hermida et al., 2010); 14-15 (Rodriguez-Manzano et al., 2012); 16 (Reinoso et al., 2011); 17 (Amorós et al., 2016); 18-19 (Schreiber et al., 2019); 20-21 (Page et al., 2016)

Klärschlamm

Giardien sind in Klärschlamm regelmäßig zu finden. Amorós et al. fanden in 26 von 30 Proben aus fünf verschiedenen Kläranlagen und einer Kompostieranlage Zysten von Giardien. Dabei lagen die Konzentrationen zwischen 0 und 213 Zysten/g Klärschlamm (Amorós et al., 2016). Ähnliche Werte sind auch bei anderen Autoren zu finden (siehe Abbildung 47).

Mischkanalüberlauf

In einer US-Studie aus dem Jahr 1998 wurden in allen untersuchten Proben eines Mischkanalüberlaufes bei Regenwetter im Zeitraum Mitte Mai bis Anfang Juli relativ hohe Konzentrationen von Zysten von Giardien gemessen, die im Bereich von 9.000–283.000 Zysten/100 L lagen. Im Mittel ergab sich eine Konzentration von 60.818 Zysten/100 L über diesen Zeitraum (Gibson et al., 1998).

Regenwasserkanal

Daten aus zwei getrennten Regenwasserkanalsystemen wurden von Schreiber et al. erarbeitet. In dieser Studie wurden in System A 10, 1 bis 3.666 (Median 39,2) Zysten/100 L und in System B 2,3 bis 880 (Median 37,5) Zysten/100 L gemessen. Insgesamt waren in 31,6 % aller untersuchten Proben Giardien zu finden (Schreiber et al., 2019).

3.3.2.4 Überblick über die Konzentrationen der einbezogenen Mikroorganismen und ihrer Austragspfade

Ein Überblick über die an den unterschiedlichen Stellen der Siedlungswasserwirtschaft erhobenen Konzentrationen der einbezogenen Mikroorganismen gibt Tabelle 14 und Abbildung 49, Abbildung 50 und Abbildung 51. Hierbei wurden die Daten aller Literaturstellen, die in Kapitel 3.3.2 beschrieben wurden, zusammengestellt. Eine ergänzende, zusammenfassende Grafik über die Konzentrationsbereiche im Zulauf und Ablauf der Kläranlage, Mischkanalüberlauf und Regenwasserkanal befindet sich in Anhang 6.9.

Tabelle 14: Zusammenstellung der Konzentrationsbereiche (Minimum- und Maximumwerte) der einbezogenen Mikroorganismen an den unterschiedlichen Stellen der Siedlungswasserwirtschaft.

	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Viren*										
somatische Coliphagen	1,10E+04	5,01E+08	1,00E+02	2,50E+06	2,80E+09	3,90E+09	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Enteroviren	5,01E-01	1,60E+08	0,00E+00	1,91E+04	2,10E+04	4,80E+05	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Noroviren	1,26E+01	9,30E+08	1,51E+01	2,00E+08	1,60E+03	4,90E+04	5,20E+00	1,76E+02	k.A.	k.A.
Rotavirus	3,96E+03	3,30E+07	k.A.	k.A.	8,00E+02	8,00E+04	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Adenovirus	1,00E+00	3,30E+09	5,01E-01	5,70E+10	1,80E+03	1,30E+06	1,00E-01	4,16E+01	k.A.	k.A.
Bakterien**										
<i>E. coli</i>	2,00E+05	1,80E+09	4,00E+03	4,40E+05	2,10E+05	7,50E+08	1,00E+05	2,46E+06	2,57E+02	8,59E+04
<i>C. perfringens</i>	0,00E+00	7,50E+05	0,00E+00	1,00E+05	1,00E+04	1,90E+09	1,00E+04	1,00E+04	4,01E+02	1,32E+03
Enterokokken	3,98E+04	2,90E+06	1,00E+02	4,40E+04	1,60E+05	2,60E+08	3,02E+05	3,02E+05	2,00E+01	2,25E+04
<i>Salmonella</i> spp.	1,50E+00	8,50E+04	0,00E+00	3,30E+03	0,00E+00	4,50E+04	9,00E+03	9,00E+03	6,40E+00	8,64E+01
<i>Campylobacter</i>	0,00E+00	2,00E+05	1,00E-01	7,90E+04	0,00E+00	7,94E+05	1,00E+05	1,00E+05	2,00E-01	6,14E+01
Pathogene <i>E. coli</i>	1,60E+02	3,98E+04	1,60E+02	4,00E+02	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Protozoen***										
Cryptosporidien (Oocysten)	1,00E+02	1,38E+05	1,40E+02	1,32E+05	5,00E+02	2,01E+04	1,33E+04	1,33E+04	0,00E+00	1,30E+02
<i>Giardia lamblia</i> (Cysten)	0,00E+00	4,20E+06	0,00E+00	3,03E+05	9,00E+02	1,37E+05	6,08E+04	6,08E+04	3,75E+01	2,50E+02

k.A. ... keine Angabe

*Angaben in GC/100 ml oder 100 g;

**Angaben in Zellen oder GC/100 ml oder 100 g;

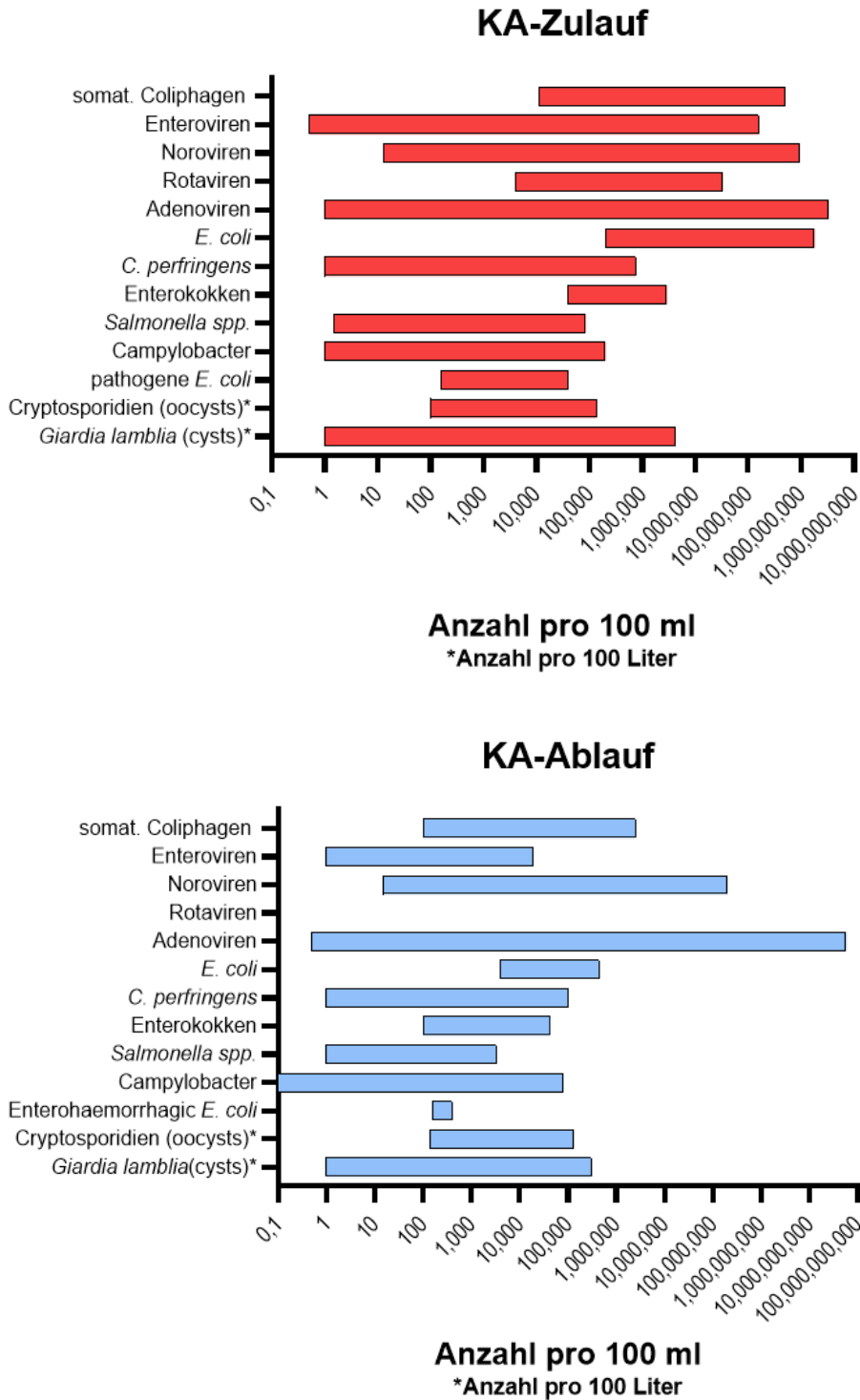
***Angaben in Zysten/Oozysten pro 100 L oder 100 kg

Wie aus den Darstellungen ersichtlich, weisen die pathogenen Mikroorganismen sehr breite Konzentrationsbereiche auf, da sie nur vorhanden sind, wenn es eine entsprechende infizierte Bevölkerung (Ausscheider) gibt. Im Gegensatz dazu sind die Fäkalindikator-Organismen *E. coli*, Enterokokken und somatische Coliphagen in wesentlich konstanteren Konzentrationsbereichen vorhanden, weil sie ständig mit den Fäkalien ausgeschieden werden. Betrachtet man z. B. das Fäkalindikator-Bakterium *E. coli*, kommt dieses im Zulauf der Kläranlage in einem Bereich zwischen 5 und 9 log-Stufen (100 ml) vor, im Ablauf der Kläranlage zwischen 3 und 5 log-Stufen (100 ml). Die Konzentration im Mischkanalüberlauf liegt mit 5 bis 6 log-Stufen (100 ml) in einem vergleichbaren Bereich. Dieser ist somit als ein bedeutender Austragspfad für fäkale Belastung zu sehen. Die Konzentration im Regenwasserkanal liegt zwischen 2 und 4 log-Stufen (100 ml), hierbei wäre jedoch abzuklären, welche Fäkalquelle (menschlich, tierisch) die Ursache für das Auftreten von *E. coli* ist.

Bei den viralen Krankheitserregern sind im Zulauf und Ablauf der Kläranlage ebenfalls große Konzentrationsunterschiede festzustellen. Diese können z. B. bei Adenoviren von 0 bis 9 log-Stufen (100 ml) reichen. Somatische Coliphagen können mit einer Konzentration zwischen 4 und 8 log-Stufen (100 ml) im Zulauf und 2 bis 6 log (100 ml) im Ablauf der Kläranlage als zuverlässiger fäkaler, viraler Indikator angesehen werden. Im Klärschlamm wiesen somatische Coliphagen von allen Viren die höchste Konzentration auf.

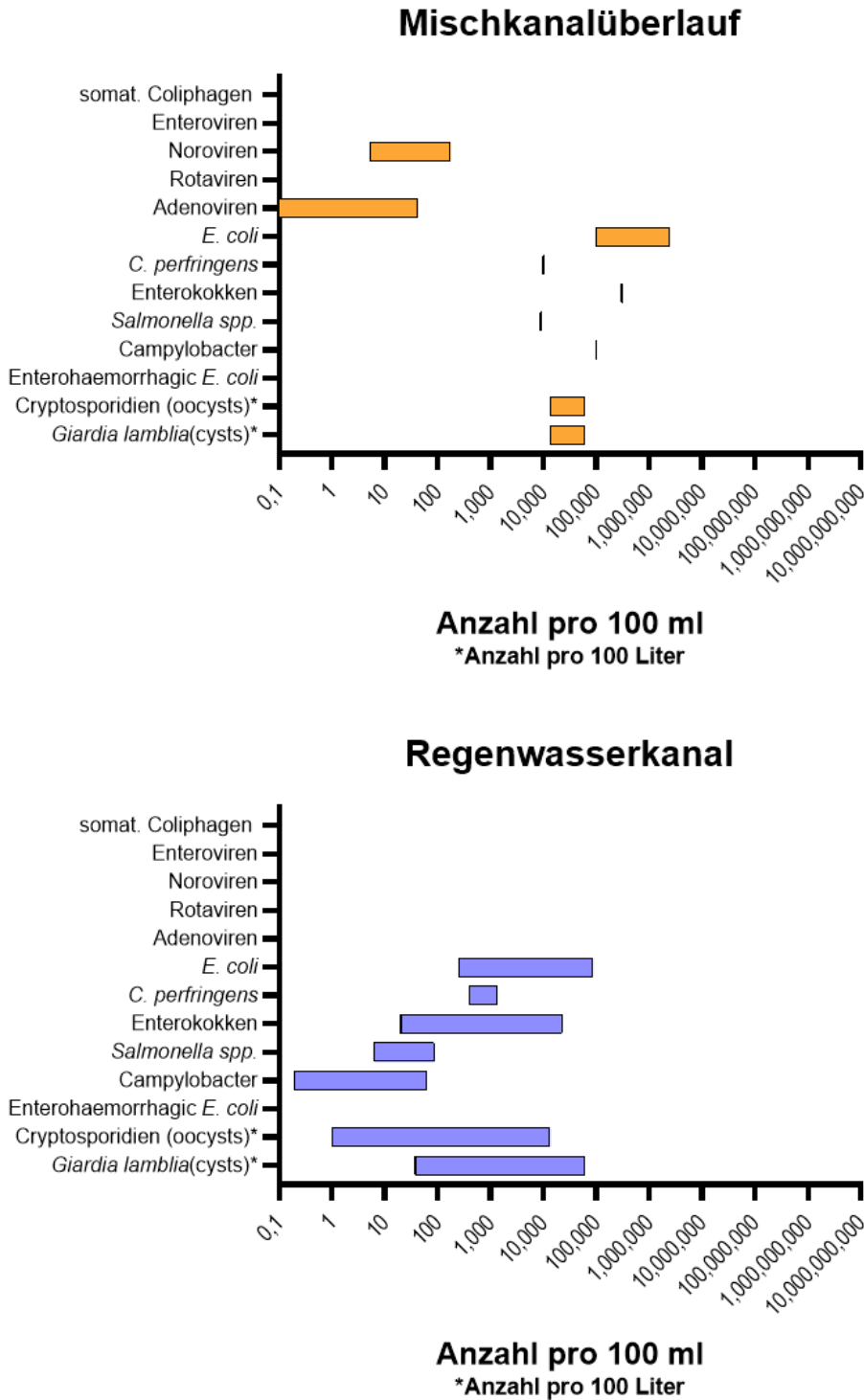
Bei den Protozoen, deren Zysten und Oozysten mikroskopisch untersucht werden, waren zwischen Zulauf und Ablauf (Maximalwert 5–6 log-Stufen/100 Liter) nur geringfügige Unterschiede feststellbar. Die Maximalwerte im Mischkanalüberlauf betragen 4–5 log-Stufen (100 Liter) und im Regenkanal 2–3 log-Stufen (100 Liter).

Abbildung 49: Konzentrationsbereiche der ausgewählten Mikroorganismen in Zulauf (Bild oben) und Ablauf (Bild unten) der Kläranlage.



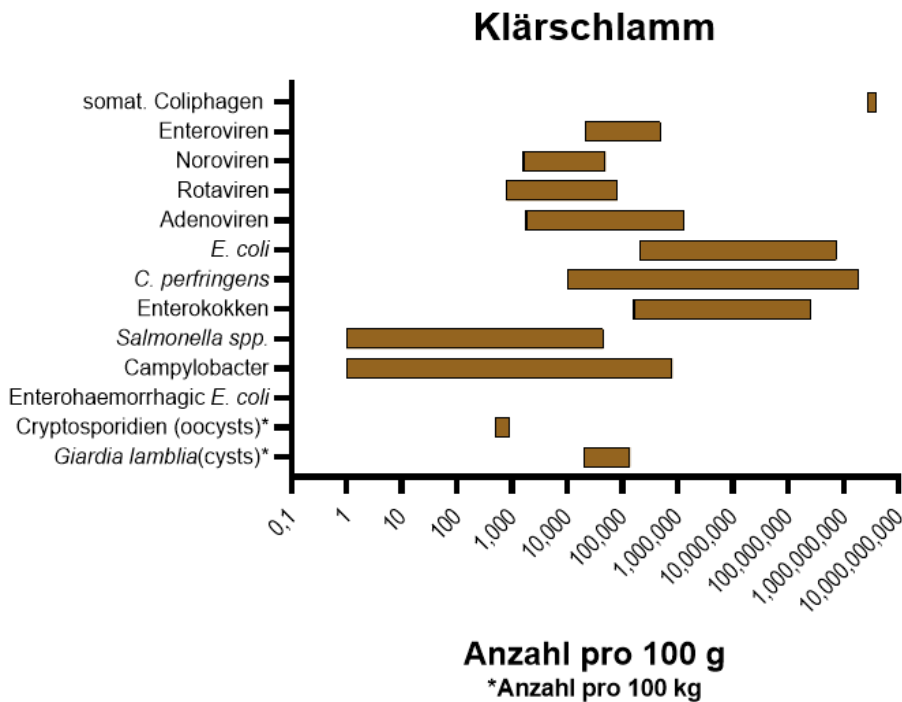
Quelle: Daten aus Kapitel 3.3.2

Abbildung 50: Konzentrationsbereiche der ausgewählten Mikroorganismen im Mischkanalüberlauf (Bild oben) und im Regenkanal (Bild unten).



Quelle: Daten aus Kapitel 3.3.2

Abbildung 51: Konzentrationsbereiche der ausgewählten Mikroorganismen im Klärschlamm (roher Klärschlamm).



Quelle: Daten aus Kapitel 3.3.2

3.3.3 Mikrokunststoffe

Die weltweite Kunststoffproduktion betrug im Jahr 2019 rund 368 Mio. t. Europaweit wurden knapp 58 Mio. t produziert (PlasticsEurope, 2020). Aufgrund dieser produzierten Mengen haben Kunststoffe eine hohe allgemein gesellschaftliche Relevanz und Umweltrelevanz.

Wie unter 2.3.3 beschrieben sind hinsichtlich der Mikrokunststoffe vor allem in folgenden drei Bereiche zu unterscheiden:

- Mikrokunststoffe aus Produkten (Kosmetika, Reinigungsmittel) und Textilreinigung,
- Mikrokunststoffe aus umweltoffenen Anwendungen,
- Reifenabrieb.

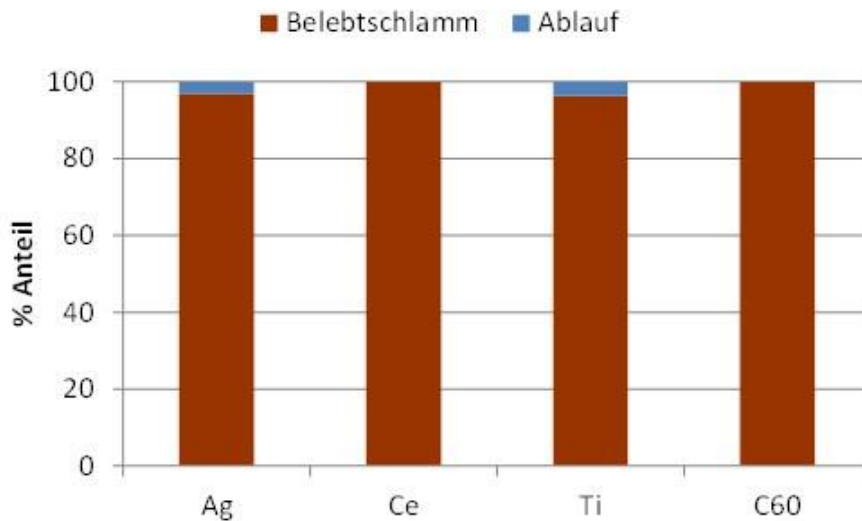
Für die Kategorisierung bedeutet dies, dass Mikrokunststoffe wie in Tabelle 13 dargestellt eingeordnet werden können. Kunststoffe gelten grundsätzlich als schwer bis gar nicht ab-

baubar und selbst bio-abbaubare Kunststoffe werden ausschließlich unter genau definierten Bedingungen in industriellen Kompostrotten abgebaut. Somit werden Mikrokunststoffe, die aus Kosmetika, Reinigungsmitteln und Textilien stammen über Schmutzwasser in die Kläranlagen eingetragen. Aufgrund ihrer guten Adsorptionsfähigkeit werden sie in sehr hohem Ausmaß mit dem Klärschlamm effektiv aus dem Abwasser entfernt (Joss und Kägi, 2020), sodass Kläranlagen nur einen geringen Austragspfad aus der Siedlungswasserwirtschaft für Mikrokunststoffe darstellen. Technisch gesehen verteilen sich die Mikrokunststoffe auf die vier ausgehenden Ströme Rechengut, Sandfanggut, Klärschlamm und Kläranlagenablauf. Je nach Größe werden die Partikel bereits im Einlaufrechen und Sandfang abgeschieden, leichtere Partikel im Fettabscheider. Diese werden dann im Faulturm mit dem Klärschlamm behandelt. Klärschlamm wirkt als Senke für Mikrokunststoffe in der Abwasserbehandlung. Es werden Reinigungsleistungen von bis zu 95 % erzielt (Bertling et al., 2018). Bei landwirtschaftlicher Ausbringung (außerhalb der Siedlungswasserwirtschaft) stellt dieser eine Eintragsquelle in die Umwelt dar. Untersuchungen an österreichischen Klärschlämmen verdeutlichen diese Aussage: in 35 Proben wurden Gehalte von 2.300 bis 633.000 Partikel pro kg Trockensubstanz (0,05–1 mm) ermittelt. In zehn ausgewählten Proben wurde auch Reifenabrieb zwischen 2,6–45 µg/g Klärschlamm ermittelt (Umweltbundesamt, 2021). Weiters ist zu beachten, dass Mischwasserüberläufe entsprechende Eintragsquellen für Mikrokunststoffe sind.

3.3.4 Synthetische Nanopartikel

Für ENP, die über die Kanalisation auf die Kläranlage gelangen, stellt Klärschlamm mit einem Anteil an der Entfernung von >95 % die dominante Senke dar (Clara et al., 2014b), siehe Abbildung 52.

Abbildung 52: Anteil der in Laborversuchen untersuchten ENP, adsorbiert an die Schlammatrix (Belebtschlamm) und im Kläranlagenablauf.



Quelle: Clara et al., 2014b

Über die Relevanz des ENP-Austrags mit dem Niederschlagswasser kann basierend auf der Datenlage (Giese et al., 2018) keine Aussage getroffen werden.

3.3.5 Antibiotikaresistente Bakterien und Gene

Da Einträge antibiotikaresistenter Bakterien und Gene überwiegend über das Schmutzwasser erfolgen, können sowohl der Kläranlagenablauf als auch Mischwasserüberläufe als Hauptaustragspfade fungieren.

Im Rahmen des Projektes HyReKA wurden mittels Frachtmodellierung relevante Hauptaustragspfade für ARB und ARGs identifiziert. Diese Frachtmodellierung wurde für ein Mischsystem durchgeführt, wobei die Entlastungsrate e_0 mit 35 % angesetzt wurde und die entlastete Schmutzwassermenge ungefähr 3 % betrug.

Betrachtet man die Relevanz von Kläranlagenablauf, kann auch die Entfernung von ARB bei der konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung einen Einfluss haben. Diese liegt, ähnlich wie bei anderen Fäkalindikatoren (z. B. *E. coli*), bei 2–4 Logstufen (Median = 3 Logstufen).

In reinen Mischsystemen stellen sowohl für ARB als auch ARGs die Mischwasserüberläufe den dominanten Austragspfad dar. Die Konzentrationen im Mischwasser lagen in den untersuchten Gebieten zwar im Bereich von Kläranlagenabläufen und durch die Verdünnung teilweise sogar darunter, aber die entlasteten Frachten sind ausschlaggebend. Für Trennsysteme sind Kläranlagenabläufe die Hauptemittenten. Bei einer hohen Fehlanschlussquote (>2 %) sollten jedoch auch Niederschlagswassereinleitungen in Gewässer berücksichtigt werden (Exner et al., 2020).

3.3.6 Wirkmechanismen

Analog zur Kategorisierung stellt auch die Zuordnung von Wirkmechanismen zu Hauptaustragspfaden eine Herausforderung dar. Frachtbetrachtungen für unterschiedliche Austragspfade wurden für Wirkmechanismen bislang noch nicht angestellt, da der Fokus auf den Wirkschwellen und damit auf den Konzentrationen liegt.

Für zwei der drei ausgewählten Wirkmechanismen, nämlich der östrogenen Wirkung sowie der PAK-ähnlichen Wirkung, ist eine Orientierung an chemischen Verbindungen möglich. Da der Haupteintrag von PAK über den Regenwasserkanal erfolgt, stellen bei Mischsystemen die Mischwasserüberläufe neben dem Klärschlamm den Hauptaustragspfad für gut adsorbierbare PAK dar. Für mittel adsorbierbare PAK gewinnt der Kläranlagenablauf für einzelne PAK-Vertreter an Bedeutung (siehe Anhang 6.3). In Einzugsgebieten mit vorwiegend Trennsystemen stellt der Regenwasserkanal mit 50 bzw. 60 % den dominanten Hauptaustragspfad in die Gewässer dar.

In Mischsystemen können für die östrogene Aktivität – wie auch für Ibuprofen, das überwiegend über Schmutzwasser eingetragen wird – Mischwasserüberläufe als Hauptaustragspfad angesehen werden. Aktuelle Veröffentlichungen bestätigen den dominanten Einfluss von Mischwasserüberläufe für endokrine Effekte (östrogene und anti-androgene Effekte) (Wolf et al., 2022, Shuliakovich et al., 2022). Diesbezügliche Untersuchungen fanden in Deutschland an der Wurm, dem empfangenden Gewässer der Kläranlage Aachen-Soers, statt. Die Beprobungen wurden vor und nach Ausbau der Kläranlage mit einer Ozonung zur weitergehenden Abwasserreinigung durchgeführt. Ein Vergleich zweier Kampagnen mit unterschiedlichen Entlastungsraten (Trockenwetter- vs. Regenwetterperiode) zeigte, dass Mischwasserüberläufe zu einer stark erhöhten endokrinen Aktivität (Östrogenität und Antiandrogenität in der Wassersäule sowie den Sedimentproben) führten, während in der Trockenwetterperiode, vor Ausbau der Kläranlage der Kläranlagenablauf die dominante Rolle

spielte. Daraus resultiert, dass in Trennsystemen bei konventioneller mechanisch-biologischer Abwasserreinigung trotz guter Entfernung östrogenen Substanzen in Kläranlagen der EBT für die östrogene Aktivität überschritten wird. Die Ozonung in Aachen Soers führte zu einer Unterschreitung des EBT im Ablauf der Kläranlage und die Werte lagen i.d.R. unter der Bestimmungsgrenze (vgl. Kapitel 3.4.3). Auch für die anti-androgene Wirkung als zweiten endokrinen und priorisierten toxikologischen Parameter wurde der deutliche Effekt von Mischwasserüberläufen demonstriert. Dies zeigte sich vermehrt für partikelgebundene anti-androgene Aktivität, die v. a. in Sedimenten in der Nähe der Mischwasserüberlauf nach einer Periode mit starken Regenereignissen höher lag als an anderen Messstellen.

Wie auch für Ibuprofen bleiben Mischwasserüberlauf auch im Fall von Trennsystemen dominant, aber der Beitrag von Kläranlagenablauf und Klärschlamm zu den Emissionen steigt merklich an (siehe Anhang 6.3).

3.4 Techniken zur Emissionsreduktion, Rückhalt und Kosten

3.4.1 Ergebnisse für Austragspfad Regenwasserkanalisation (RWK)

Eine allgemeine Recherche wurde durchgeführt, um Behandlungsmethoden/technische Anlagen zur Behandlung von Mikroverunreinigungen/neuen Schadstoffen in Niederschlagswasserabflüssen zu finden. Die Suche wurde über verschiedene Online-Plattformen wie ScienceDirect, ResearchGate, Google Scholar und PubMed durchgeführt. Für eine gezielte Recherche nach den Behandlungsmethoden wurden bestimmte Schlüsselwörter in englischer Sprache verwendet: „stormwater treatments“, „treatments/removal of micropollutants/emerging contaminants in stormwater“, „stormwater treatment removal“. Eine weitere Selektion der gefundenen Publikationen wurde vorgenommen, indem nur solche ausgewählt wurden, die Entfernungsmethoden für Schwermetalle, PAK, Pharmazeutika, Industrie-/Haushaltschemikalien, Körperpflegeprodukte, Pestizide/Biozide und Mikroorganismen enthielten.

Insgesamt wurden 33 wissenschaftliche Publikationen gefunden (Ahmadi et al. 2018; Blecken et al. 2011; Boller und Steiner 2002; Chandrasena et al. 2016; Davis 2007; DiBlasi et al. 2009; Flanagan et al. 2018; Fürhacker et al. 2011; Hernández-Crespo et al. 2019; Istenič et al. 2011; Janzen et al. 2009; Jensen et al. 2011; LaBarre et al. 2016; Lau et al. 2017; Lim et al. 2015; Mohanty et al. 2014; Ostrom und Davis 2019; Rahman et al. 2020; Ray et al. 2019; Schmitt et al. 2015; Scholes et al. 1999; Selbig und Buer 2018; Selbig et al. 2019; Shimabuku

et al. 2016; Sountharajah et al. 2017; Trowsdale und Simcock 2011; Ulrich et al. 2017; Vollertsen et al. 2009; Vu und Wu 2019; Wang et al. 2017; Wium-Andersen et al. 2012; Yang et al. 2013; Zhang et al. 2014). Diese zeigten die Leistungsfähigkeit von 46 verschiedenen Methoden zur Behandlung von Niederschlagswasserabfluss und organischen Schadstoffen, die in 16 Gruppen zusammengefasst werden können, teilweise nach der Nomenklatur von Langergraber et al. (2021), COST Action Circular City (in Klammern die Vorschläge für deutschsprachige Übersetzungen):

- Filter strip (Filterstreifen),
- Bioswale (bepflanzte Versickerungsmulde oder Rigol),
- Infiltration trench (Versickerungsgraben),
- Advanced wet detention pond (weitergehender Retentionsteich mit Einstau),
- Wet detention pond (Retentionsteich mit Einstau),
- Advanced infiltration system (weitergehendes Infiltrationssystem),
- Bioretention cell (bepflanztes Mulden-Rigolen-System, Raingarden),
- Advanced sand infiltration (weitergehender Sandfilter),
- Sand infiltration (Sandfilter),
- Advanced bioretention cell (weitergehendes bepflanztes Mulden-Rigolen-System),
- Permeable pavement (durchlässiger Belag),
- Advanced permeable pavement (weitergehender durchlässiger Belag),
- Sorption media (Sorptionenmedien (Laborversuche)),
- Filtration system (Filtersystem),
- Treatment wetland (bepflanzter Bodenfilter),
- Stormwater sedimentation basin (Regenrückhaltebecken).

Die 46 Methoden unterscheiden sich in Bezug auf das verwendete Material, den Aufbau und die Bedingungen der Testmethoden. Von den 33 konsultierten Arbeiten testeten sieben die Behandlungsmethoden im Feldmaßstab unter Verwendung von echtem Niederschlagswasser; acht testeten die Behandlungsmethoden im Pilotmaßstab unter Verwendung von echtem Niederschlagswasser; fünf testeten die Behandlungsmethoden im Pilotmaßstab unter Verwendung von synthetischem Niederschlagswasser; acht testeten die Behandlungsmethoden mit Säulenexperimenten unter Verwendung von synthetischem Niederschlagswasser; vier testeten die Behandlungsmethoden mit Batch-Experimenten unter Verwendung von synthetischem Niederschlagswasser; eine testete die Behandlungsmethoden mit Batch-Experimenten unter Verwendung von echtem Niederschlagswasser; und eine testete die Behandlungsmethoden mit Mesokosmen-Experimenten unter Verwendung von synthetischem Niederschlagswasser.

3.4.1.1 Rückhalt und Reduktion von anorganischen und organischen Spurenstoffen

Die gesammelten Behandlungsmethoden wurden anhand der Ergebnisse von Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 weiter gefiltert. Dort sind die Hauptaustragspfade ausgewählter prioritärer Parameter anhand der relativen Aufteilung zu erkennen. Unter Berücksichtigung des Maximums der Bandbreite jedes Austragspfades (Regenwasserwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm) wurden die in Tabelle 15 angeführten Parameter hauptsächlich über Niederschlagswasserabfluss in Trennsysteme eingeleitet.

Für 24 dieser 29 ausgewählten Parameter, wurden Behandlungsmethoden zur Niederschlagswasserbehandlung in 20 der 33 konsultierten wissenschaftlichen Publikationen, gefunden (in Tabelle 15, Teil B) (Flanagan et al. 2018; Fürhacker et al. 2011; Istenič et al. 2011; Vollertsen et al. 2009; Wium-Andersen et al. 2012; Ray et al. 2019; Wang et al. 2017; Sountharajah et al. 2017; Lim et al. 2015; Blecken et al. 2011; Scholes et al. 1999; Selbig et al. 2019; Jensen et al. 2011; Ulrich et al. 2017; Trowsdale und Simcock 2011; Zhang et al. 2014; Vu und Wu 2019; Ostrom und Davis 2019; Davis 2007; Schmitt et al. 2015). Die Behandlungsmethoden, die für diese Parameter gefunden wurden, können zu den folgenden 14 naturbasierten Lösungen („nature based solutions“ nach Langergraber et al., 2021) zugeordnet werden (dt. Bezeichnungen siehe oben):

- Filter strip,
- Bioswale,
- Wet detention pond,
- Filtration system,
- Stormwater sedimentation basin,
- Advanced wet detention pond,
- Sorption media,
- Advanced infiltration system,
- Bioretention cell,
- Permeable pavement,
- Advanced permeable pavement,
- Treatment wetland,
- Advanced bioretention cell,
- Advanced sand infiltration.

Diese Methoden sind in Tabelle 53 im Anhang im Einzelnen aufgeführt. Für alle diese 24 Parameter wurden auch Niederschlagswasserbehandlungsmethoden mit einer Reduktion $\geq 80\%$ gefunden (Tabelle 15, Teil B).

Erläuterungen zur nachfolgenden Tabelle 15: Teil A enthält Parameter, für die keine Behandlungsmethoden gefunden wurden; Teil B enthält Parameter, für die Methoden gefunden wurden und deren Reduktion $\geq 80\%$ betrug.

Tabelle 15: Liste der aus den Ergebnissen von Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 ausgewählten Parameter, deren Hauptaustragspfad der Niederschlagswasserabfluss aus Trennsystemen ist.

Parameter – Teil A	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbaubarkeit_Adsorption
Di-"isodecyl" phthalate	Industrie Chemikalien	gemischt_schlecht_gut
Tributyltin	Industrie Chemikalien	gemischt_schlecht_gut
2-(4-chloro-2-methylphenoxy) propionic acid (Mecoprop)	Pestizide	gemischt_mittel_mittel
Carbendazim	Biozide	
Di-"isononyl" phthalate	Industrie Chemikalien	gemischt_schlecht_gut

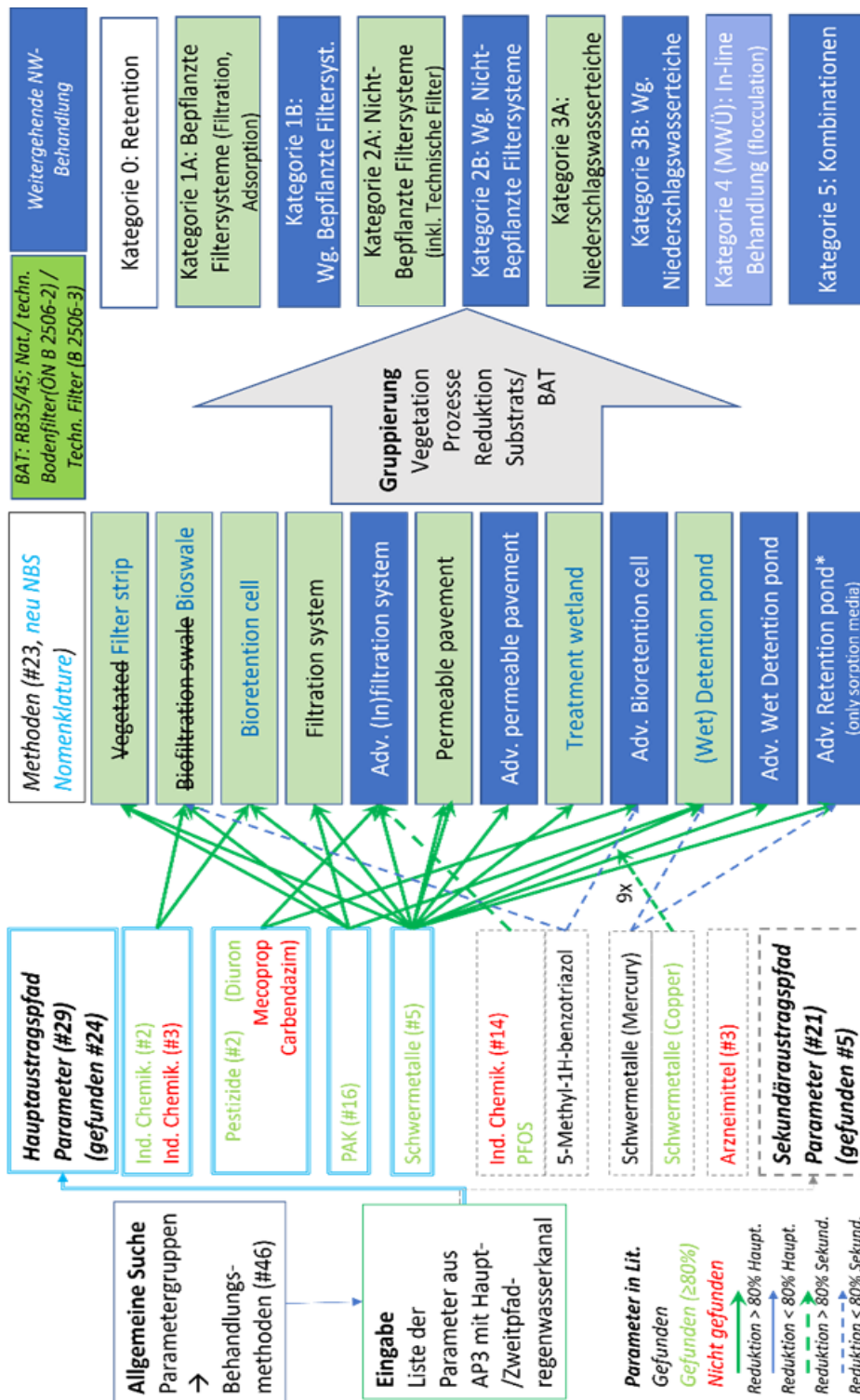
Parameter – Teil B	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbaubarkeit_Adsorption
Benzo[b]fluoranthene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Pyrene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Fluoranthene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Benzo[k]fluoranthene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Benz[a]anthracene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Chrysene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Dibenz[a,h]anthracene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Benzo[a]pyrene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Acenaphthylene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Chromium	Schwermetalle	gemischt_schlecht_gut
Anthracene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel

Parameter – Teil B	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbaubarkeit_Adsorption
Benzo[ghi]perylene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Lead	Schwermetalle	gemischt_schlecht_gut
Phenanthrene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Perfluorooctanoic acid	Industrie Chemikalien	gemischt_schlecht_mittel
Diuron	Pestizide	niederschlag_mittel_schlecht
Cadmium	Schwermetalle	gemischt_schlecht_gut
Acenaphthene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol (4-tert-Octylphenol)	Industrie Chemikalien	gemischt_mittel_mittel
Fluorene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Nickel	Schwermetalle	gemischt_schlecht_mittel
Zinc	Schwermetalle	gemischt_schlecht_gut
Naphthalene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel

Abbildung 53 gibt einen Überblick über die Ergebnisse für den Austragspfad Regenwasserkanal. Auf der linken Seite sind die Parameter oder gruppierten Parameter aufgelistet, bei denen als Austragspfad der Regenwasserkanal angenommen wird. Die grüne Schrift wird für Parameter verwendet, für die Behandlungsmethoden mit einer Reduktion von >80 % gefunden wurden; die schwarze Schrift für Parameter, für die Behandlungsmethoden gefunden wurden, aber mit einer Reduktion von <80 %; und schließlich rote Schrift für Parameter, für die in der Literatur keine Behandlungsmethoden gefunden wurden.

Zur Unterscheidung zwischen Parametern, die als „Hauptaustragspfad“ und als „Nebenaus-tragspfad“ ausgewählt wurden, werden farbcodierte Kästchen verwendet: mit blauen Doppellinien eingerahmte Kästchen bzw. gepunktete Kästchen. Jedes Kästchen, das Gruppen von Parametern enthält, ist dann mit den verschiedenen Behandlungsmethoden verknüpft, die in der konsultierten und erwähnten Literatur gefunden wurden.

Abbildung 53: Schema der Ergebnisse für den Austragspfad Regenwasserkanal: eingeleitete Parameter, gefundene Behandlungsmethoden, Einstufung der Methoden.



Erläuterungen zur Abbildung: Die Parameter, deren Hauptaustragspfad als Niederschlagswasserabfluss angenommen wurde, sind in den blauen Kästchen enthalten; die Parameter, deren sekundärer Austragspfad als Niederschlagswasserabfluss angenommen wurde, sind in den gestrichelten Kästchen enthalten.

Die grünen Pfeile verbinden die Parameter des Hauptaustragspfades mit den Methoden, mit denen sie um mehr als 80 % reduziert werden konnten. Die blauen Pfeile verbinden die Parameter im Hauptaustragspfad mit den Methoden, deren Reduktion <80 % betrug. Die gestrichelten Pfeile schließlich verbinden die Parameter im sekundären Eintragspfad mit den gefundenen Behandlungsmethoden.

Die Nomenklatur für diese aufgelisteten Behandlungsmethoden bezieht sich auf die allgemein vereinbarte Nomenklatur für naturbasierte Systeme (nature based solutions, NBS) von Langergraber et al., 2021. Grüne Kästchen beziehen sich auf eine Methode, die als State-of-the-art angesehen werden kann (Beste Verfügbare Technologien, BVT: ÖWAV-RB 35; Natürlicher & techn. Bodenfilter lt. ÖN B 2506-2 und Techn. Filter lt. ÖN B 2506-3), blaue Kästchen beziehen sich auf Methoden, die sich durch weitergehende oder besondere Merkmale auszeichnen, die über den Stand der Technik hinausgehen.

Alle diese Methoden wurden nach den folgenden Kriterien weiter kategorisiert: Vorhandensein von Vegetation, potenziell eingeschlossene Prozesse, Substratzusammensetzung und ob sie den BVT entsprechen oder darüber hinausgehen. Daraus ergaben sich sechs Kategorien:

- Kategorie 0 umfasst die Methoden, die nur durch Retention als grundlegendes Verfahren gekennzeichnet sind.
- Das wichtigste Auswahlkriterium für die Kategorien 1A und 1B ist das Vorhandensein von Vegetation auf den Filtersystemen. Der Unterschied zwischen den beiden Kategorien ist das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein einer Besonderheit innerhalb des Systems (z. B. fortschrittliche Filtermedien, fortschrittliches Material) und somit die Frage, ob die Behandlungsmethode als BVT eingestuft werden kann oder nicht. Diese Unterscheidung erfolgt nach den österreichischen Normen für die Niederschlagswasserversickerung, ÖNORM B 2506.
- Das wichtigste Auswahlkriterium für die Kategorien 2A und 2B ist das Fehlen von Vegetation in den Filtersystemen. Das Unterscheidungskriterium ist das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein einer besonderen Eigenschaft des Systems (z. B. fortschrittliche Filtermedien, fortschrittliches Material). Darüber hinaus basiert die Kategorisierung auf der österreichischen Norm ÖNORM B 2506.
- Die Kategorien 3A und 3B umfassen Niederschlagswasserteiche bzw. weitergehende Niederschlagswasserteiche.
- Kategorie 4 wurde aufgenommen, da in der Literatur eine spezielle Behandlungsmethode für Mischwasserüberläufe gefunden wurde.

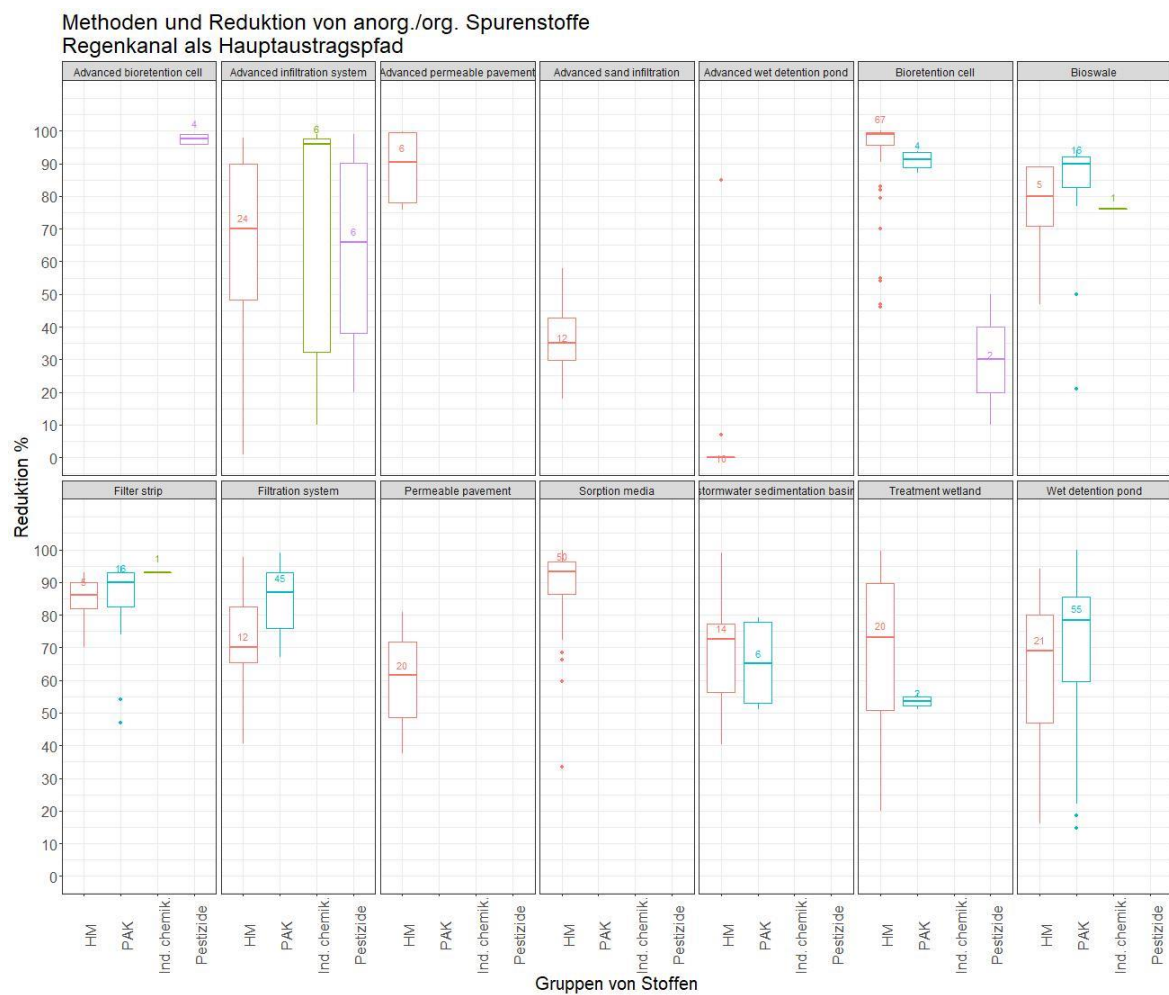
- Kategorie 5 umfasst alle Methoden, die eine Kombination verschiedener Methoden beinhalten, meist um eine bessere Reduktionsrate zu erreichen.

Für das Pestizid Diuron wurden in der Literatur nur drei Behandlungsmethoden gefunden: bioretention cell, advanced bioretention cell and advanced infiltration system (dt. Bezeichnungen s. oben). Nur die beiden Methoden advanced bioretention cell and advanced infiltration system wiesen gute Reduktionsraten von über 80 % auf. Für die beiden anderen Pestizide und Biozide, Mecoprop und Carbendazim wurden in der konsultierten Literatur keine Behandlungsmethoden gefunden. Für die beiden Industriechemikalien 4-tert-Octylphenol und Perfluorooctansäure wurden drei Behandlungsmethoden gefunden, nämlich bioswale, filter strip and advanced infiltration system (dt. Bezeichnungen s. oben). 4-tert-Octylphenol wurde jedoch nur in einer Literaturquelle gefunden, so dass nicht viele Schlussfolgerungen zu diesem Stoff gezogen werden konnten. Die Ergebnisse für Perfluorooctansäure zeigen einen breiten Reduktionsbereich, der vermuten lässt, dass unterschiedliche Designbedingungen die Reduktion beeinflussen könnten.

Aus dem Boxplot in Abbildung 54 ist die Bandbreite der Reduktionsraten ersichtlich, die für jede Parametergruppe und für jede Methode gefunden wurde, wenn man den Regenwasserkanal als Hauptaustragspfad in Trennsystemen betrachtet. Diese Bandbreite der Reduktionsraten umfasst Werte verschiedener Parameter innerhalb der gleichen Gruppe und beinhaltet Reduktionsraten verschiedener Behandlungsmethoden (die durch unterschiedliche Konstruktionsdetails gekennzeichnet sind, aber zur gleichen allgemeinen Methode gehören). Dies führt dazu, dass die Bandbreite der Reduktionsrate in bestimmten Fällen recht groß ist, z. B. bei den Reduktionsraten in weitergehenden Versickerungsanlagen. Tabelle 52 und Tabelle 53 im Anhang enthalten alle Einzelheiten zu den spezifischen Parametern, ihrer jeweiligen Reduktionsrate und der entsprechenden Methode. Aus Abbildung 53 und Abbildung 54 ist ersichtlich, dass mehrere Methoden zur Behandlung von Schwermetallen im Niederschlagswasserabfluss in der Literatur gefunden wurden, insbesondere für Cadmium, Chrom, Blei, Nickel und Zink. Darüber hinaus zeigten fast alle diese Behandlungsmethoden gute Reduktionsraten von mehr als 80 %. Aus der konsultierten Literatur geht hervor, dass advanced permeable pavement, bioretention cell, bioswale filter strip, sorption media (dt. Bezeichnungen s. oben) die besten Reduktionswerte aufweisen, gefolgt von filtration system, stormwater sedimentation basin, treatment wetland wet detention pond and permeable pavements (dt. Bezeichnungen s. oben). Für alle PAK, von denen angenommen wird, dass sie hauptsächlich durch Niederschlagswasserabfluss abgeleitet werden, wurden mehrere Behandlungsmethoden gefunden (siehe Abbildung 53 und Abbildung 54). Außerdem wurden für alle PAK Behandlungsmethoden mit guten Reduktionsraten (>80 %) gefunden.

Dabei handelte es sich um bioretention cell, bioswale, filter strip, filtration system, stormwater sedimentation basin, treatment wetland and wet detention pond (dt. Bezeichnungen s. oben).

Abbildung 54: Boxplot der Reduktionsraten, die für verschiedene Methoden gefunden wurden und für Parametergruppen dargestellt sind. Regenwasserabfluss als Hauptaustragspfad.



HM... Schwermetalle, PAK ... Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Ind.chem... Industriechemikalien

Quelle: Flanagan et al. 2018; Fürhacker et al. 2011; Istenič et al. 2011; Vollertsen et al. 2009; Wium-Andersen et al. 2012; Ray et al. 2019; Wang et al. 2017; Sountharajah et al. 2017; Lim et al. 2015; Blecken et al. 2011; Scholes et al. 1999; Selbig et al. 2019; Jensen et al. 2011; Ulrich et al. 2017; Trowsdale und Simcock 2011; Zhang et al. 2014; Vu und Wu 2019; Ostrom und Davis 2019; Davis 2007; Schmitt et al. 2015

Für die Parameter, für die in der konsultierten Literatur keine Methode gefunden wurde, konnten einige Hypothesen aufgestellt werden. Diese Hypothesen beruhen auf Parametern mit gleicher Kategorisierung gemäß Tabelle 2: Die Methoden für die in der konsultierten Literatur gefundenen Parameter (auch mit Reduktionsraten $\geq 80\%$) werden als potenzielle Methoden für jene Parameter betrachtet, für die in der Literatur nichts gefunden wurde und die die gleiche Kategorisierung aufweisen. So werden beispielsweise Di-"isodecyl"phthalat, Di-"isononyl"phthalat und Tributylzinn wie die Schwermetalle (ausgenommen Nickel) als "gemischt_schlecht_gut" eingestuft. Daher könnten für die drei Parameter hypothetisch die gleichen Methoden in Betracht gezogen werden (siehe Abbildung 54 und Tabelle 52 im Anhang). Die Kategorisierung der Substanz 2-(4-Chlor-2-methylphenoxy)propionsäure (Mecoprop) ist "mix_inter_inter" wie die von 4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl)phenol (4-tert-Octylphenol), daher könnte eine Reduktionsmethode als Filterstreifen auch für Mecoprop in Frage kommen. Was schließlich Carbendazim betrifft, so wurde kein anderer Stoff als "gemischt_mittel_schlecht" eingestuft, so dass keine wirkliche Hypothese aufgestellt werden konnte.

Bei Betrachtung der Trennsysteme wurde das abfließende Niederschlagswasser auch als sekundärer Austragspfad über den Regenwasserkanal eingestuft und deshalb ebenfalls berücksichtigt, da es ein Risiko für Oberflächengewässer darstellen könnte. Ähnlich wie beim Haupteintragspfad lieferten die Ergebnisse von Kapitel 2.4 die sekundären Ausleitungs-pfade ausgewählter prioritärer Parameter mit ihren relativen Anteilen am Gesamtaustrag. Unter Berücksichtigung des Maximums des Bereichs jedes Pfades (Niederschlagswasserabfluss, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenabfluss und Klärschlamm) wurde der zweithöchste Wert in % betrachtet und, wenn dieser dem Niederschlagswasserabfluss entsprach, wurde der entsprechende Parameter berücksichtigt.

Die in Tabelle 16 aufgeführten Parameter wurden nur sekundär durch Niederschlagswasserabfluss in Trennsysteme eingeleitet (Ahmadi et al. 2018; Blecken et al. 2011; Boller and Steiner 2002; Davis 2007; Flanagan et al. 2018; Fürhacker et al. 2011; Jensen et al. 2011; LaBarre et al. 2016; Lim et al. 2015; Ostrom und Davis 2019; Ray et al. 2019; Schmitt et al. 2015; Scholes et al. 1999; Selbig und Buer 2018; Selbig et al. 2019; Sounthararajah et al. 2017; Trowsdale und Simcock 2011; Ulrich et al. 2017; Vollertsen et al. 2009; Wang et al. 2017; Wium-Andersen et al. 2012). Die Einzelheiten zu ihren Reduktionen und Methoden sind in Tabelle 53 und Tabelle 56/Tabelle 57 im Anhang enthalten. So wurden beispielsweise die Schwermetalle Kupfer und Quecksilber als nur sekundär über den Regenwasserkanal in Gewässer eingeleitet eingestuft. Für Kupfer wurden mehrere Behandlungsmethoden gefunden, die auch eine gute Reduzierung bewirken (Tabelle 53 im Anhang, Abbildung 53 und

Abbildung 55). Für Quecksilber wurden jedoch nur wenige Behandlungsmethoden mit einer geringen Reduktionsrate gefunden, nämlich eingestaute Retentionsbecken und weitergehende Verfahren (s. Tabelle 57 im Anhang). Die Industriechemikalien 5-Methyl-Benzotriazol und Perfluoro-Octan-Sulfonsäure wurden durch bioretention cell, advanced bioretention cell, advanced infiltration system (dt. Bezeichnungen s. oben) reduziert.

Erläuterungen zur nachfolgenden Tabelle 16: Teil A enthält Parameter, für die keine Behandlungsmethoden gefunden wurden; Teil B enthält Parameter, für die Methoden gefunden wurden, deren Reduktion aber <80 % betrug; Teil C enthält Parameter, für die Methoden gefunden wurden und deren Reduktion ≥80 % betrug.

Tabelle 16: Liste der aus den Ergebnissen von Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 ausgewählten Parameter, deren sekundärer Hauptaustragspfad der Regenwasserkanal aus Trennsystemen ist.

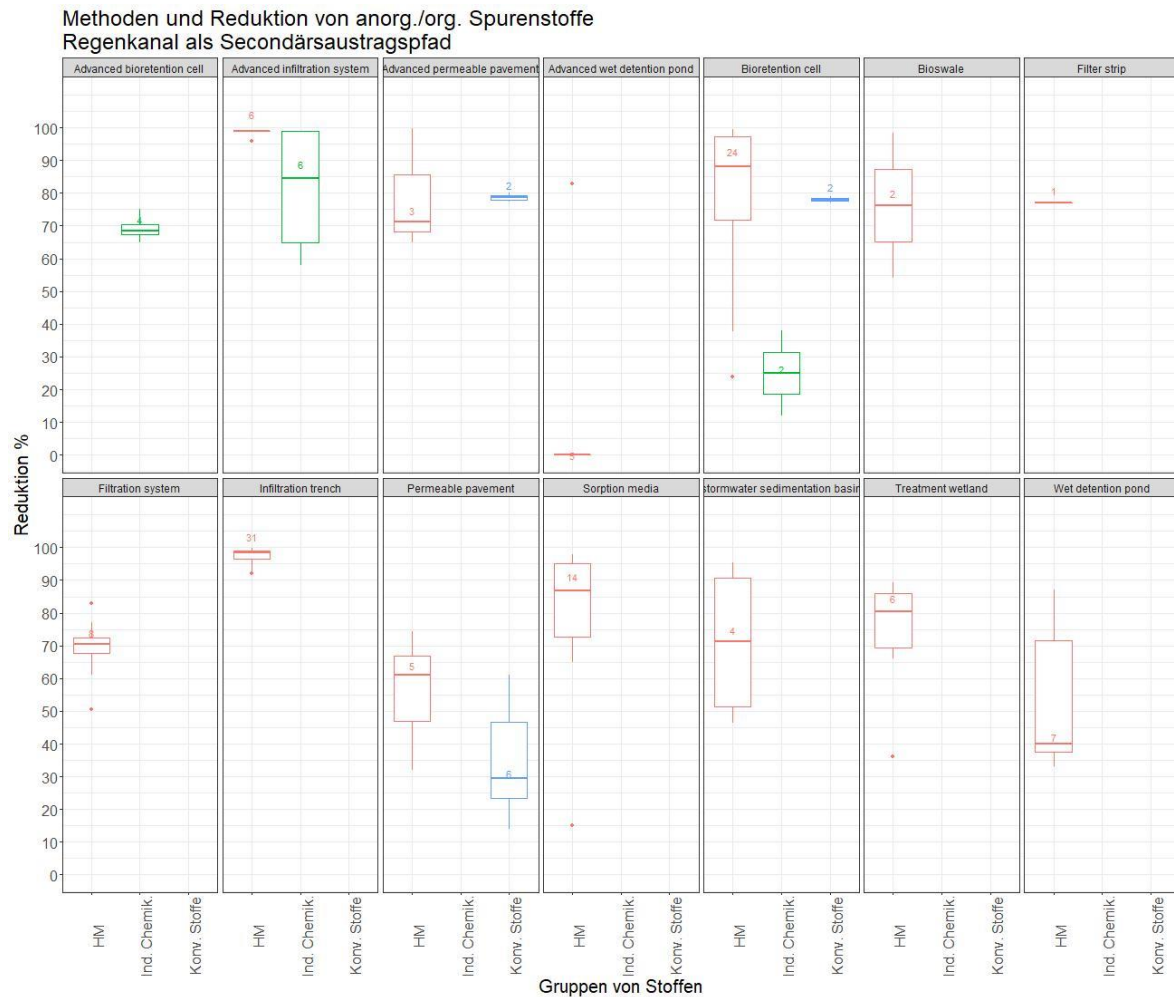
Parameter – Teil A	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsorbierbkt.	Hauptaustragspfad
BDE-99	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
BDE-100	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
BDE-154	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
Triclosan	Industrie Chemikalien	gemischt_mittel_mittel	Klärschlamm
BDE-47	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
BDE-153	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
Phenol, 4-nonyl-, branched	Industrie Chemikalien	gemischt_schlecht_mittel	Klärschlamm
Dibutyltin	Industrie Chemikalien	gemischt_mittel_gut	Klärschlamm
1,2-benzisothiazol-3(2H)- one	Industrie Chemikalien	schmutz_mittel_mittel	Klärschlamm
Benzotriazole	Industrie Chemikalien	schmutz_mittel_schlecht	Ablauf

Parameter – Teil A	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsorbierbkt.	Hauptaustragspfad
Bisopropol	Arzneimittel	schmutz_mittel_schlecht	Ablauf
Clarithromycin	Arzneimittel	schmutz_schlecht_schlecht	Ablauf
Erythromycin	Arzneimittel	schmutz_gut_schlecht	Ablauf
Triisobutyl phosphate	Industrie Chemikalien	gemischt_mittel_mittel	Ablauf
Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate	Industrie Chemikalien	gemischt_mittel_schlecht	Ablauf
Perfluorohexanoic acid	Industrie Chemikalien	gemischt_schlecht_mittel	Ablauf
Triphenyl phosphate	Industrie Chemikalien	gemischt_mittel_mittel	Ablauf
N,N'-Dimethylsulfamid	Pestizide	gemischt_schlecht_schlecht	Ablauf

Parameter – Teil B	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsor	Hauptaustragspfad
Mercury	Schwermetalle	gemischt_schlecht_gut	Klärschlamm

Parameter – Teil C	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsor	Hauptaustragspfad
Phosphorous total as P	Konventioneller Parameter	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
Copper	Schwermetalle	gemischt_schlecht_gut	Klärschlamm
5-Methyl-1H-benzotriazol	Industrie Chemikalien	gemischt_mittel_schlecht	Ablauf
Perfluorooctane sulfonic acid	Industrie Chemikalien	gemischt_schlecht_mittel	Ablauf

Abbildung 55: Boxplot der Reduktionsraten für verschiedene Methoden und für Parametergruppen. Regenwasserkanal als sekundärer Austragspfad.



Erläuterung zur Abbildung: Die Zahl über jeder Medianlinie gibt die Anzahl der gefundenen Werte an.

Quelle: Ahmadi et al. 2018; Blecken et al. 2011; Boller and Steiner 2002; Davis 2007; Flanagan et al. 2018; Fürhacker et al. 2011; Jensen et al. 2011; LaBarre et al. 2016; Lim et al. 2015; Ostrom und Davis 2019; Ray et al. 2019; Schmitt et al. 2015; Scholes et al. 1999; Selbig and Buer 2018; Selbig et al. 2019; Sounthararajah et al. 2017; Trowsdale und Simcock 2011; Ulrich et al. 2017; Vollertsen et al. 2009; Wang et al. 2017; Wium-Andersen et al. 2012

Für die Parameter, für die in der konsultierten Literatur keine Methode gefunden wurde, konnten einige Hypothesen aufgestellt werden, auch für den Regenwasserkanal als sekundären Austragspfad. Diese Hypothesen basieren auf Parametern mit gleicher Kategorisierung: Die Methoden für die in der konsultierten Literatur gefundenen Parameter (auch mit Reduktionsraten $\geq 80\%$) werden als potenzielle Methoden für jene Parameter betrachtet, für die in der Literatur nichts gefunden wurde, und die die gleiche Kategorisierung aufweisen. Zum Beispiel könnten alle Parameter mit der Kategorisierung "schmutz_schlecht_gut"

(BDE-99, BDE-100, BDE-154, BDE-47, BDE-153) mit denselben Methoden, die für Phosphor gesamt gefunden wurden, gut reduziert werden, also (advanced) permeable pavements und bioretention cells. Der Parameter Tris(1-Chlor-2-propyl)phosphat könnte mit denselben Methoden, die für 5-Methyl-1H-benzotriazol gefunden wurden, gut reduziert werden, daher (advanced) bioretention cell (Abbildung 55 bzw. Tabelle 53 im Anhang). Der Parameter Perfluorhexansäure könnte mit denselben Methoden wie Perfluoroctansulfonsäure gut reduziert werden, daher Advanced infiltration system (Abbildung 55 und Tabelle 53 im Anhang). Die übrigen Parameter lassen sich keinen anderen Parametern zuordnen, so dass für diese keine Hypothese aufgestellt werden kann.

3.4.1.1.1 Diskussion der Abbaubarkeit und Adsorbierbarkeit bei Behandlungsmethoden beim Pfad Regenwasserkanal (RWK)

Für fünf der sieben prioritären Schwermetalle (Cadmium, Chrom, Blei, Nickel und Zink) wurde der Regenwasserkanal als Hauptaustragspfad berechnet. Bei den meisten Behandlungsmethoden, die bei ausgewählten Schwermetallen (Zink, Blei, Kupfer, Chrom, Cadmium und Nickel) eine Reduktion von $\geq 80\%$ erreichen, sind hauptsächlich die Prozesse Adsorption und Filtration maßgebend. Die Einstufung in „gute“ oder „mittlere“ Adsorptionsfähigkeit könnte daher plausibel sein, da Schwermetalle potenziell an Filtermedien (bei Methoden mit Adsorptionsverfahren) oder an Partikel adsorbiert werden, die dann filtriert oder zurückgehalten (oder sedimentiert) werden können. Viele der Methoden umfassen auch pflanzliche Aufnahmeprozesse (vegetative Methoden) und den biologischen Abbau. Letzterer ist ein Prozess, der bei Schwermetallrückhalt keine Rolle spielt.

Als Hauptaustragspfad von 16 polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) wurde der Regenwasserkanal berechnet. Die 16 PAK weisen alle schlechte biologische Abbaubarkeit auf. Diese Parameter weisen eine hohe Tendenz zur Sorption an Partikel/Plättchen/Partikelfractionen im Niederschlagswasserabfluss auf, die durch Filtrations-, Sedimentations- und Sorptionsprozesse gestoppt/zurückgehalten werden können. Die ersten beiden Prozesse (Filtration und Sedimentation) sind die Hauptprozesse der meisten Verfahren/technischen Anlagen, während die Adsorption etwas seltener vorkommt. Aus diesem Grund erscheint die Einstufung der PAK als gut oder mittelmäßig adsorbierbar plausibel. Das zweithäufigste Verfahren unter den aufgeführten Methoden ist der biologische Abbau, obwohl bekannt ist, dass die PAK schlecht biologisch abbaubar sind.

Dies könnte jedoch dadurch erklärt werden, dass die Prozesse der Filtration, Sedimentation und Adsorption diese Substanzen über einen langen Zeitraum in der Anlage zurückhalten

und somit einen biologischen Abbau ermöglichen, der bei kurzer Aufenthaltszeit nicht stattfinden würde (schlechte biologische Abbaubarkeit bedeutet sehr lange Halbwertszeiten = DT50-Werte von mehreren Tagen).

Zwei der drei Reduktionsmethoden beim Pestizid Diuron schließen den biologischen Abbau ein. Alle drei gefundenen Methoden beinhalten die Adsorption als Hauptprozess.

Der Hauptprozess der gefundenen Methode, die den Parameter Perfluorooctansäure gut reduzierte, war die Adsorption, so dass von einer guten bis mittleren Adsorbierbarkeit ausgegangen werden kann. Um eine sichere Aussage treffen zu können, sollten jedoch weitere Methoden herangezogen werden.

3.4.1.2 Rückhalt von Mikroplastik beim Pfad Regenwasserkanal

Die Modellierung der Übergänge von Kunststoffemissionen in verschiedene aquatische Kompartimente steht derzeit am Anfang und Prognosen sind daher kaum möglich. Rund 0,1 % der in Deutschland niedergehenden Regenmengen werden in der Siedlungswasserwirtschaft behandelt, daher spielt der Transport außerhalb der Siedlungsgebiete eine wesentliche Rolle (Bertling et al., 2018). Die Autor:innen empfehlen, dass vor allem unbehandelte Niederschlagswassereinleitungen, Mischwasserüberläufe und die Verwendung von Klärschlamm durch die Siedlungswasserwirtschaft neu bewertet werden. Es besteht dazu dringender Forschungsbedarf. Wird Reifenabrieb als bedeutender Anteil an Mikrokunststoffen über Regenwasserkanäle von Straßen abtransportiert, so gelangt er direkt in die Oberflächengewässer. Grundsätzlich bieten Filtrationsmethoden gute Möglichkeiten, Reifenabrieb aus dem Niederschlagswasser zu entfernen. Die Datenlage dazu ist allerdings schlecht und konkrete Untersuchungen sind erforderlich.

3.4.1.3 Erhebungen zu den Kosten der Behandlungssysteme für den Austragspfad Regenwasserkanal

3.4.1.3.1 Kostenanalyse Regenbecken Österreich

Die Kommunalkredit Public Consulting hat Daten von 290 geförderten Regenbecken aus den Jahren 2000–2021 zur Verfügung gestellt. Nach Beseitigung von Ausreißern wurden 258 Daten für die Auswertung verwendet. Die Regenbecken wurden in sechs Größenklassen gegliedert und in Tabelle 17 werden jeweils die Median-Werte der spezifischen Kosten pro m³ Beckenvolumen und die Bandbreite der Volumina dargestellt.

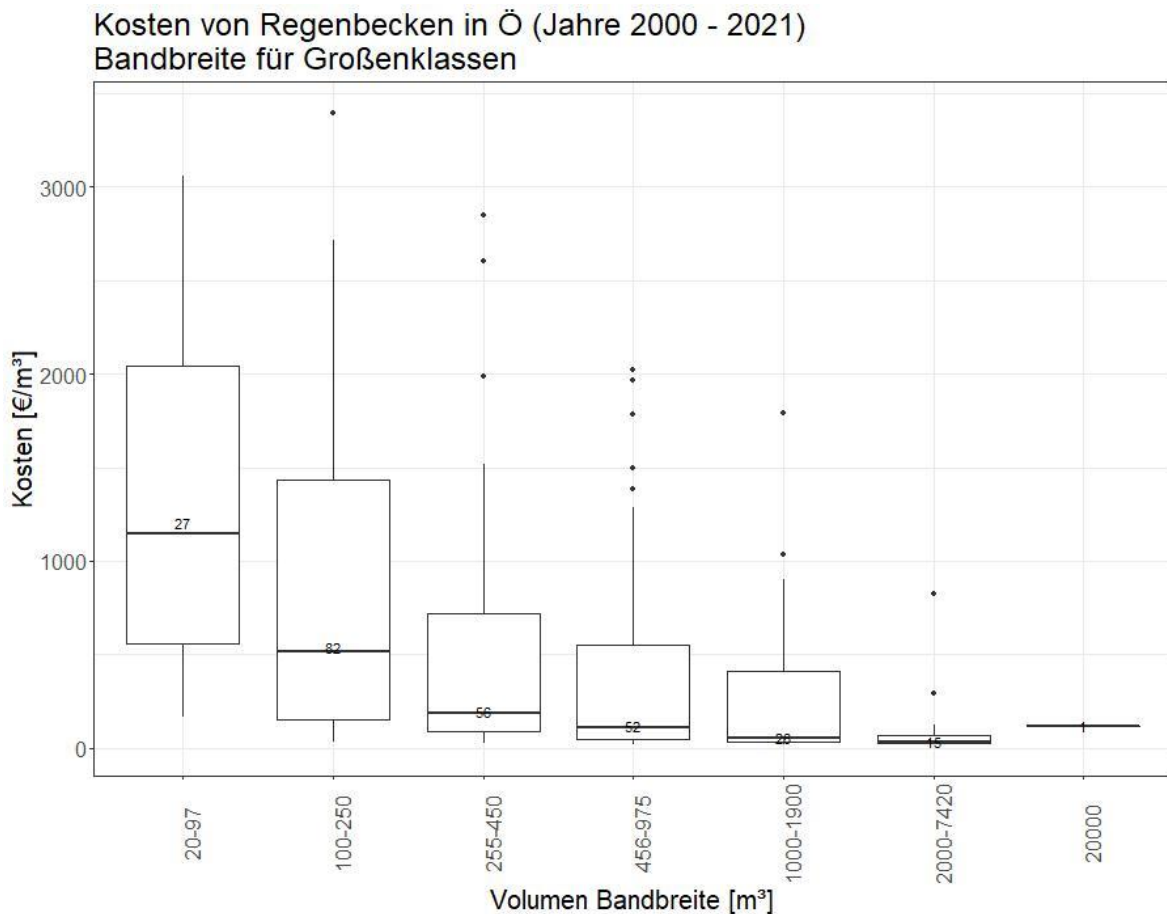
Tabelle 17: Kosten (€/m³) von Regenbecken in Österreich im Zeitraum von 2000–2021 für jede Größenklasse (m³).

Kosten median €/m ³	Beckenvolumen (Bandbreite m ³)	n
1.150	20–97	27
516	100–250	82
187	255–450	56
113	456–975	52
53	1.000–1.900	26
35	2.000–7.420	15

Quelle: Kommunalkredit Public Consulting

In Abbildung 56 werden anhand einer Boxplot Darstellung die Bandbreiten der spezifischen Kosten pro Größenklasse dargestellt.

Abbildung 56: Boxplots mit Kosten (€/m³) von Regenbecken in Österreich für den Zeitraum 2000–2021 für jede Größenklasse (m³).



Erläuterung zur Abbildung: Die Zahl über jeder Medianlinie gibt die Anzahl der gefundenen Werte an.

Quelle: Kommunalkredit Public Consulting

Es ist eine deutliche Abminderung der spezifischen Kosten bei steigenden Volumina zu erkennen. Die Schwankungsbreiten bei den relativ kleinen Becken sind jedoch beträchtlich. Da es keine genaueren Beschreibungen der Anlagentypen gibt, muss davon ausgegangen werden, dass die Regenbecken vorwiegend nur eine Retentionswirkung besitzen. Die spezifischen Kosten können daher für die Abschätzung von Retentionskosten herangezogen werden.

3.4.1.3.2 (Weitergehende) Bepflanzte Filtersysteme

Viele in der Literatur gefundene Behandlungsmethoden, die organische Verunreinigungen gut reduzieren könnten, gehören zur Kategorie der bepflanzten Filtersysteme und der weitergehenden bepflanzten Filtersysteme.

Bei fünf verschiedenen Projekten von Versickerungsanlagen für Straßenabwässer entlang von Gemeindestrassen in Niederösterreich (Firma anonymisiert) betragen die Kosten für die verwendeten Substrate zwischen 115–165 €/m³. Dieser Preis beinhaltet nicht nur den Materialpreis selbst, sondern auch die Qualitätssicherungsverfahren. Die Planungs- und Aushubkosten für diese Projekte sind nicht bekannt. Das Verhältnis zwischen Versickerungsfläche und Abflussfläche schwankte zwischen 1:6 und 1:8.

Tabelle 18: Kosten für das Substrat und das Filtersystem (inkl. Qualitätskontrolle) , sowie das Verhältnis von Versickerungsfläche und Abflussfläche.

Substrat + Qualitätssicherungskosten €/m ³	Verhältnis Versickerungsfläche/Abflussfläche
157	1:6 (450/2.500)
165	1:8 (150/1.250)
139	1:8 (300/2.400)
152	1:8 (200/1.500)
115	1:6 (135:800)

Quelle: Firmeninformation, anonymisiert

Um eine weitere allgemeine Vorstellung von den Kapitalkosten für diese bepflanzten Filtersysteme zu erhalten, wurden die Preisspannen der „Mulden-Rigolen-Versickerung“ berücksichtigt, da sie ähnlich aufgebaut sind. Die Preise sind in der Literatur unterschiedlich. Nach (Matzinger et al., 2002) kann eine Mulde-Rigolen Versickerung" beispielsweise ca. 40 Jahre halten, und der auf die Jahre verteilte Kapitalpreis beträgt 0,15–1,19 €/(m²*a), so dass sich Gesamtanschaffungskosten zwischen 6 und 47,6 €/m² ergeben. "Mulden-Rigolen Versickerung" sollte laut (Muschalla et al. 2014) Investitionskosten von 12,5–27,5 €/m² bzw. 211–250 €/m³ unter Berücksichtigung des gesamten Anlagenvolumens und Betriebskosten von 0,5 €/(m*a) aufweisen. Der Preis kann je nach Größe der Anlage (m²) variieren, laut (Leimbach et al. 2018): 0,69–15,62 €/m², wenn die Anlagenfläche <5.000 m² ist; 0,24–2,44 €/m², wenn die Anlagenfläche 5.000–20.000 m² ist; und schließlich 0,02–4,61 €/m², wenn die Anlagenfläche >20.000 m² ist. Im Durchschnitt können die Preise für diese Methode zwischen 3,7 und 17,6 €/m² liegen. Darüber hinaus sollten die Kosten für die Vegetation zusätzlich berücksichtigt werden.

Nach (Weiss et al., 2005) schwanken die derzeitigen Gesamtkosten (Kapital plus 20 Jahre Betriebs- und Wartungskosten) von Bioinfiltrationsgräben zwischen 7–15 \$/cf (1.000–30.000 cf) oder ~210–450 €/m³ (30–850 m³). Die gegenwärtigen Gesamtkosten für Bioswales liegen nach Weiss et al. (2005) bei 10–30 \$/ft oder ~25–80 €/m (Breite des Swales).

3.4.1.3.3 (Weitergehende) Nicht bepflanzte Filtersysteme

Die Behandlungsmethoden, die zu den nicht-begrüntem Filtersystemen und den weitergehenden nicht-begrüntem Filtersystemen gehören, sind filtration and advanced filtration systems, advanced permeable pavements and infiltration and advanced infiltration systems.

Die allgemeinen Preise für durchlässige Beläge lassen sich mit jenen für „Flächenversickerung“ vergleichen, die laut Gantner (2002) zwischen 15–25 €/m² bzw. laut Muschalla et al. (2014) zwischen 0,25–1,75 €/m² liegen. Die Lebenserwartung liegt zwischen 20 und 80 Jahren. Die Kosten für eine Oberflächenversickerung mit Pflaster liegen zwischen 50–60 €/m² Preisreferenz für (Selbig et al. 2019), wobei jedoch bei durchlässigen Pflasterungen, die mit speziellem Medienmaterial angereichert sind, zusätzliche oder andere Kosten zu berücksichtigen sind (z. B. (Ostrom and Davis 2019) und (Sountharajah et al. 2017)).

Was die Kosten von Versickerungsanlagen (z. B. Ray et al. 2019) betrifft, so können die derzeitigen Gesamtkosten (Kapital- + Betriebs- + Wartungskosten) der Sandversickerung von Weiss et al. (2005) als Grundlage dienen: 1-10 \$/cf (10.000–200.000 cf), ~30–350 €/m³ (280–5.660 m³), und 3–12 \$/cf (10.000–1.000 cf), ~90–360 €/m³ (283–28 m³) (steigende Preise bei abnehmendem Volumen). Zu diesen Kosten müssen die Kosten für das spezielle Material, das für die weitergehende Behandlung verwendet wird, hinzugerechnet und berücksichtigt werden.

3.4.1.3.4 (Weitergehende) Niederschlagswasserteiche

Die Kosten für Niederschlagswasserteiche sind mit denen von Regenrückhaltebecken vergleichbar: für Volumina zwischen 1–1.000 m³ liegen die Kapitalkosten zwischen 1–75 €/m³, und für Volumina größer als 1.000 m³ sinken die Kosten auf 1–12 €/m³ (Leimbach et al. 2018).

Nach Weiss et al. (2005) liegen die Kosten für Nassbecken (Kapital- + Betriebs- + Wartungskosten) zwischen 1–5 \$/cf (200.000–20.000 cf), ~30–150 €/m³ (5.660–566 m³), und 0,2–

0,5\$/cf (5.000.000–1.000.000 cf), ~6–15 €/m³ (140.000–28.000 m³) (wiederum niedrigere Kosten für größere Volumina).

3.4.1.3.5 Kombination von Methoden

Eine der gefundenen Behandlungsmethoden, (Vollertsen et al. 2009), ist die Kombination aus einem Niederschlagswasserteich und einem weitergehenden Pflanzenfiltersystem. Plausible Kosten könnten daher die Kombinationen der Kosten der beiden separaten Methoden sein, wobei die Aushubkosten nur einmal gezählt werden, die Kosten für die verschiedenen Materialien aber mitgerechnet werden müssen.

3.4.2 Ergebnisse für Hauptaustragspfad Mischwasserüberlauf (MWÜ)

Es wurde eine allgemeine Recherchenach Methoden/technischen Anlagen zur Behandlung von Mikroverunreinigungen/neuen Schadstoffen im Mischwasserüberlauf durchgeführt. Die Suche wurde über verschiedene Online-Plattformen wie ScienceDirect, ResearchGate, Google Scholar und PubMed durchgeführt. Für eine gezielte Suche nach den Behandlungsmethoden wurden spezifische Schlüsselwörter in englischer Sprache verwendet: „CSO treatments“, „treatments/removal of micropollutants/emerging contaminants in CSO“, „CSO treatment removal“. Eine weitere Selektion der gefundenen Arbeiten wurde vorgenommen, indem nur solche ausgewählt wurden, die Methoden zur Entfernung von Schwermetallen, PAK, Arzneimitteln, Industriechemikalien, Pestiziden/Bioziden und Mikroorganismen enthielten.

Insgesamt wurden 14 wissenschaftliche Publikationen gefunden, die die Leistungsfähigkeit von 18 verschiedenen Methoden zur Behandlung von MWÜ von organischen Schadstoffen aufzeigen (Ávila et al. 2013; Bester und Schäfer 2009; Botturi et al. 2020; Brunsch et al. 2020; Crocetti et al. 2021; Gasperi et al. 2012; López-Vinent et al. 2021; Masi et al. 2017; Piseiro et al. 2016; Ruppelt et al. 2018; Ruppelt et al. 2020; Scheurer et al. 2015; Tondera et al. 2015; Tondera et al. 2019). Diese 18 Verfahren können in 10 Methoden gruppiert werden, teilweise nach der Nomenklatur von Langergraber et al. (2021), COST Action Circular Cities:

- Treatment wetland (Retentionsbodenfilter),
- Advanced bioretention cell (weitergehendes bepflanztes Mulden-Rigolen-System),
- Sorption media (Sorptionsmedien (Laborversuche)),
- Advanced ozonation (weitergehende Ozonierung),

- Advanced filtration system (weitergehendes Filtersystem),
- Chemical disinfection (chemische Desinfektion),
- Filtration system (Filtersystem),
- In-line treatment (In-line Behandlung),
- Ozonation (Ozonierung),
- UV-radiation (UV-Strahlung).

Von den 14 konsultierten Publikationen testeten fünf die Behandlungsmethoden im Feldmaßstab, vier mit echtem Mischwasser und eine mit synthetischem Mischwasser; zwei testeten die Behandlungsmethoden im Pilotmaßstab mit echtem Mischwasser; sechs testeten die Behandlungsmethoden im Pilotmaßstab mit synthetischem Mischwasser; zwei testeten die Behandlungsmethoden im Labormaßstab mit synthetischem Mischwasser. Es wurde festgestellt, dass jede Untersuchung die getesteten Methoden etwas anders bezeichnete.

3.4.2.1 Rückhalt und Reduktion von anorganischen und organischen Spurenstoffen

Die gesammelten Methoden wurden anhand der Relevanz der Austragspfade weiter gefiltert. Daraus ergaben sich die Hauptaustragspfade für ausgewählte prioritäre Parameter anhand ihrer relativen Anteile am Gesamtaustrag. Unter Berücksichtigung des Maximums der Bandbreite jedes Austragspfades (Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm) werden die in Tabelle 19 angeführten Parameter als hauptsächlich über den Austragspfad Mischwasserüberlauf aus dem System Siedlungswasserwirtschaft ausgeleitet. Für zehn der elf ausgewählten Parametern wurden in der konsultierten Literatur MWÜ-Behandlungsmethoden gefunden (Tabelle 19, Teile B+C), und zwar in fünf von 14 Veröffentlichungen (Bester und Schäfer 2009; Gasperi et al. 2012; Ruppelt et al. 2020; Scheurer et al. 2015; Tondera et al. 2019). Die einzigen Behandlungsmethoden, die für diese Parameter gefunden wurden, sind die folgenden drei Methoden:

- In-line treatment,
- Treatment wetland,
- Advanced bioretention cell.

Von den zehn Parametern wurden nur für sechs Parameter (Tabelle 19, Teil C) Behandlungsmethoden mit einer Reduktion $\geq 80\%$ gefunden, und zwar in drei Literaturstellen.

Erläuterungen zur nachfolgenden Tabelle 19: Teil A enthält Parameter, für die keine Methoden gefunden wurden; Teil B enthält Parameter, für die Methoden gefunden wurden, aber deren Reduktion <80 % war; Teil C enthält Parameter, für die Methoden gefunden wurden und deren Reduktion ≥80 % war.

Tabelle 19: Liste der aus der Analyse der Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 ausgewählten Parameter, deren Verursacher der Mischwasserüberlauf in Mischwasserkanalisationen ist.

Parameter – Teil A	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbaubarkeit_Adsorbierbarkeit
Erythromycin	Arzneimittel	schmutz_gut_schlecht

Parameter – Teil B	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbaubarkeit_Adsorbierbarkeit
Naphthalene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Acenaphthylene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Phenanthrene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Fluorene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Acenaphthene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel

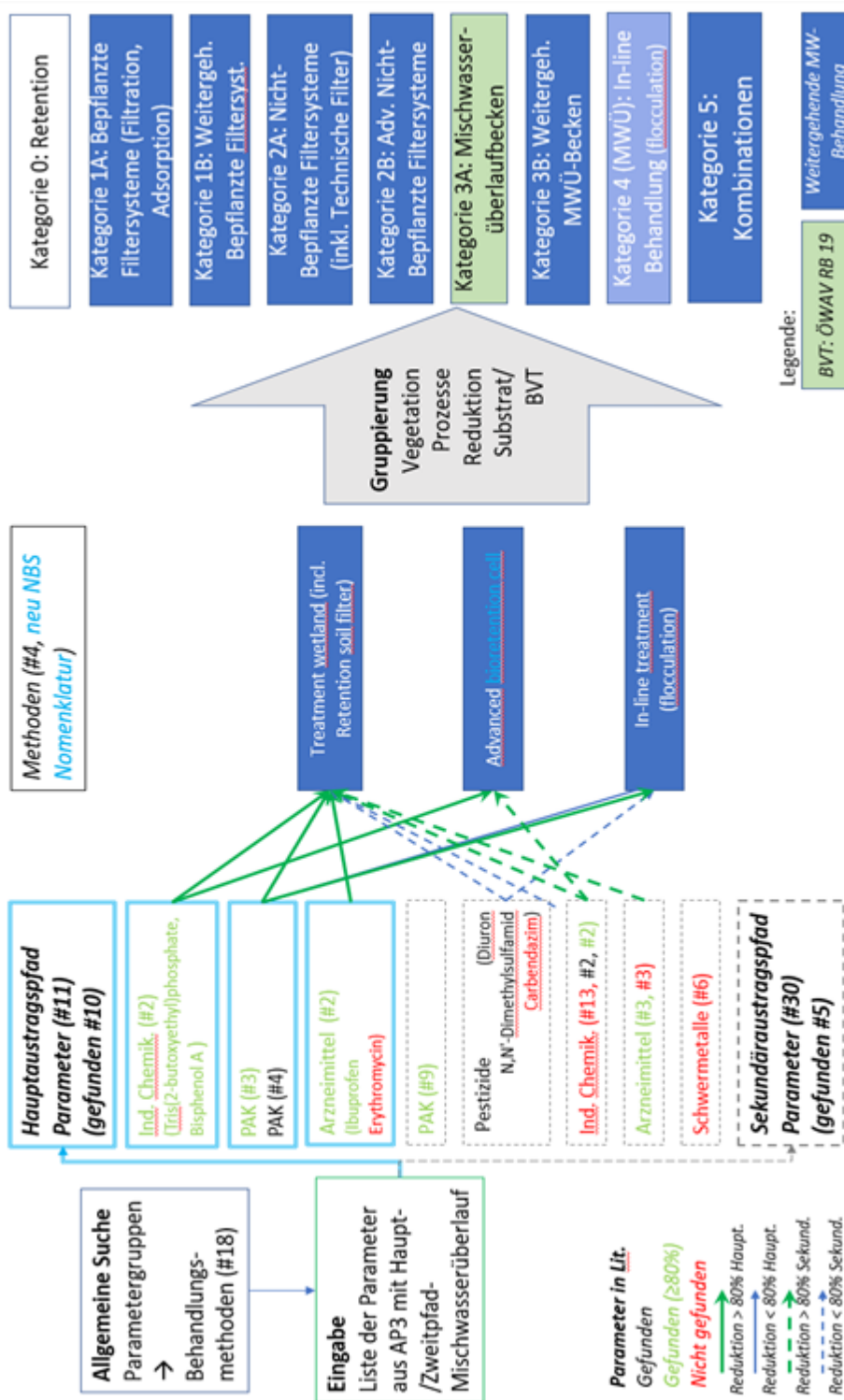
Parameter – Teil C	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbaubarkeit_Adsorbierbarkeit
Ibuprofen	Arzneimittel	schmutz_gut_mittel
Anthracene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel
Benzo[k]fluoranthene	PAK	niederschlag_schlecht_gut
Tris(2-butoxyethyl)phosphate	Industrie Chemikalien	mischt_gut_mittel
4,4'-isopropylidenediphenol (Bisphenol A)	Industrie Chemikalien	mischt_gut_mittel

Die Methoden/technischen Anlagen zur Behandlung der sechs Parameter Anthracen, Bisphenol A (4,4'-Isopropylidendiphenol), Benzo[k]fluoranthren, Ibuprofen, Phenanthren und Tris-(butoxyethyl)phosphat sowie deren Reduktionen sind in Tabelle 54 und Tabelle 58 im Anhang detailliert aufgeführt. Sie gehören zu verschiedenen Stoffgruppen (PAK, Industriechemikalien und Arzneimittel) und weisen unterschiedliche physikalische/chemische Eigenschaften auf.

Abbildung 57 gibt einen Überblick über die Ergebnisse für den Austragspfad Mischwasserüberlauf. Die Struktur ist dieselbe wie in Abbildung 53: links die Parameter oder gruppierten Parameter, als deren Einleitungspfad der Mischwasserüberlauf angenommen wird, sowohl als Haupt- als auch als Nebenpfad; in der Mitte die gefundenen Behandlungsmethoden, die mit farbcodierten Pfeilen mit den behandelten/reduzierten Parametern verbunden sind; rechts die Liste der Methodenkategorien. Eine ausführliche Beschreibung findet sich in Abbildung 53 und der Beschreibung unter 3.4.1.1.

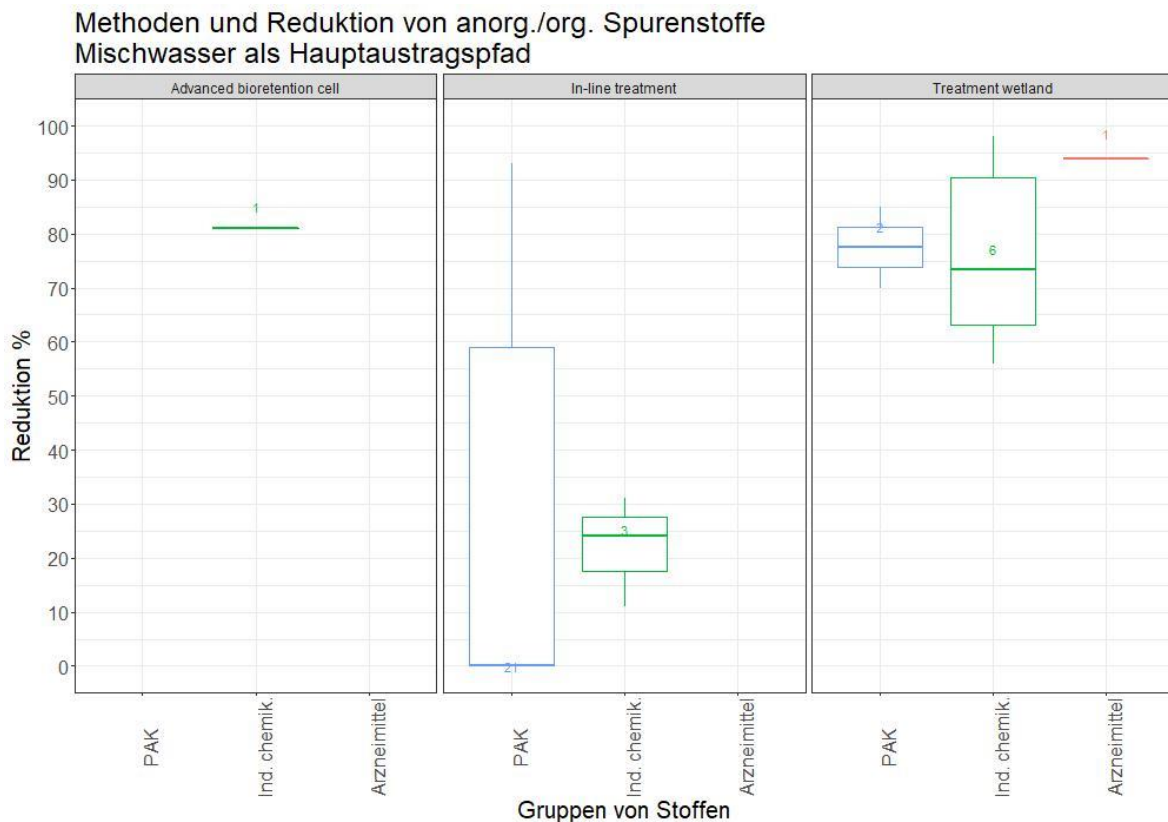
Aus Abbildung 57 und Abbildung 58 ist ersichtlich, dass für den Mischwasserüberlauf viel weniger Behandlungsmethoden gefunden wurden als für den Austragspfad Regenwasserkanal. Es wurden Behandlungsmethoden für alle 7 ausgewählten PAK gefunden (siehe Tabelle 19), aber nur drei davon (Anthracen, Benzo[k]fluoranthren, Phenanthren) wurden durch die Methoden der Inline-Behandlung (im Überlaufkanal) und der Behandlung in bepflanzten Bodenfiltern gut reduziert. Die beiden Industriechemikalien, Tris(2-butoxyethyl)phosphat und Bisphenol A, wurden durch ein weitergehendes Mulden-Rigolen-System gut reduziert. Für Ibuprofen wurde nur ein Wert und eine Behandlungsmethode (bepflanzter Bodenfilter) gefunden.

Abbildung 57: Schema der Ergebnisse für den Austragspfad Mischwasserüberlauf: eingeleitete Parameter, gefundene Behandlungsmethoden, Einstufung der Methoden.



Erläuterungen zur Abbildung: Die Parameter, deren Hauptaustragspfad als Mischwasserüberlauf angenommen wurde, sind in den blauen Kästchen enthalten; die Parameter, deren sekundärer Austragspfad als Mischwasserüberlauf angenommen wurde, sind in den gestrichelten Kästchen enthalten.

Abbildung 58: Boxplots der Reduktionsraten der Methoden, die für Gruppen von Parametern im Hauptaustragspfad Mischwasserüberlauf gefunden wurden.



Erläuterung zur Abbildung: Die Zahl über jeder Medianlinie gibt die Anzahl der gefundenen Werte an.

Quelle: Bester und Schäfer 2009; Gasperi et al. 2012; Ruppelt et al. 2020; Scheurer et al. 2015; Tondera et al. 2019

Für die Parameter, für die in der konsultierten Literatur keine Methode gefunden wurde, konnten einige Hypothesen aufgestellt werden. Diese Hypothesen beruhen auf Parametern mit gleicher Einstufung: Die Methoden für die in der konsultierten Literatur gefundenen Parameter (auch mit Reduktionsraten $\geq 80\%$) werden als potenzielle Methoden für die Parameter betrachtet, für die in der Literatur nichts gefunden wurde und die die gleiche Kategorisierung aufweisen. In diesem speziellen Fall wurden nur für den Parameter Erythromycin keine Methoden gefunden. Allerdings wurden keine anderen Parameter wie Erythromycin kategorisiert, so dass keine Hypothese anhand ähnlicher Parameter aufgestellt werden kann.

Bei Betrachtung der Mischsysteme wurde der MWÜ für einige Parameter auch als sekundärer Austragspfad berechnet. Der MWÜ als sekundärer Austragspfad wurde ebenfalls be-

rücksichtigt, da er ein Risiko für Oberflächengewässer darstellen kann. Neben dem Hauptaustragspfad lieferten die Ergebnisse von Kapitel 2.4 die sekundären Austragspfade ausgewählter prioritärer Parameter anhand ihrer relativen Anteile am Gesamtaustrag. In Tabelle 20 sind diese Parameter angeführt (Brunsch et al. 2020; Scheurer et al. 2015; Gasperi et al. 2012; Ruppelt et al. 2020; Tondera et al. 2019; Ávila et al. 2013; Botturi et al. 2020; Bester und Schäfer 2009). Die Einzelheiten zu ihren Reduktionen und Methoden sind in Tabelle 55 und Tabelle 58/Tabelle 59 im Anhang enthalten.

Erläuterungen zur nachfolgenden Tabelle 20: Teil A enthält Parameter, für die keine Methoden gefunden wurden; Teil B enthält Parameter, für die Methoden gefunden wurden, deren Reduktion aber <80 % betrug; Teil C enthält Parameter, für die Methoden gefunden wurden und deren Reduktion ≥80 % betrug.

Tabelle 20: Liste der in Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 ausgewählten Parameter, deren sekundärer Austragspfad der Mischwasserüberlauf ist.

Parameter – Teil A	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsor	Hauptaustrags- pfad
Zinc	Schwermetalle	mischt_schlecht_gut	Klärschlamm
Lead	Schwermetalle	mischt_schlecht_gut	Klärschlamm
Tributyltin	Industrie Chemikalien	mischt_schlecht_gut	Klärschlamm
Copper	Schwermetalle	mischt_schlecht_gut	Klärschlamm
Permethrin	Arzneimittel	schmutz_mittel_gut	Klärschlamm
Chromium	Schwermetalle	mischt_schlecht_gut	Klärschlamm
Cadmium	Schwermetalle	mischt_schlecht_gut	Klärschlamm
BDE-99	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
Dibutyltin	Industrie Chemikalien	mischt_mittel_gut	Klärschlamm
BDE-47	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
Mercury	Schwermetalle	mischt_schlecht_gut	Klärschlamm
BDE-100	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm

Parameter – Teil A	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsor	Hauptaustrags- pfad
BDE-153	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
BDE-154	Industrie Chemikalien	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
Di-"isononyl" phthalate	Industrie Chemikalien	mischt_schlecht_gut	Klärschlamm
Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate	Industrie Chemikalien	mischt_mittel_schlecht	Ablauf
Triphenyl phosphate	Industrie Chemikalien	mischt_mittel_mittel	Ablauf
Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphate	Industrie Chemikalien	mittel_mittel	Ablauf
Carbendazim	Biozide		Ablauf
Clarithromycin	Arzneimittel	schmutz_schlecht_schlecht	Ablauf
Perfluorooctanoic acid	Industrie Chemikalien	mischt_schlecht_mittel	Ablauf
Perfluorohexanoic acid	Industrie Chemikalien	mischt_schlecht_mittel	Ablauf

Parameter – Teil B	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsor	Hauptaustrags- pfad
Phosphorous total as P	Konventioneller Parameter	schmutz_schlecht_gut	Klärschlamm
Diuron	Pestizide	niederschlag_mittel_schlecht	Ablauf
N,N'-Dimethylsulfamid	Pestizide	mischt_schlecht_schlecht	Ablauf
5-Methyl-1H-benzotriazol	Industrie Chemikalien	mischt_mittel_schlecht	Ablauf

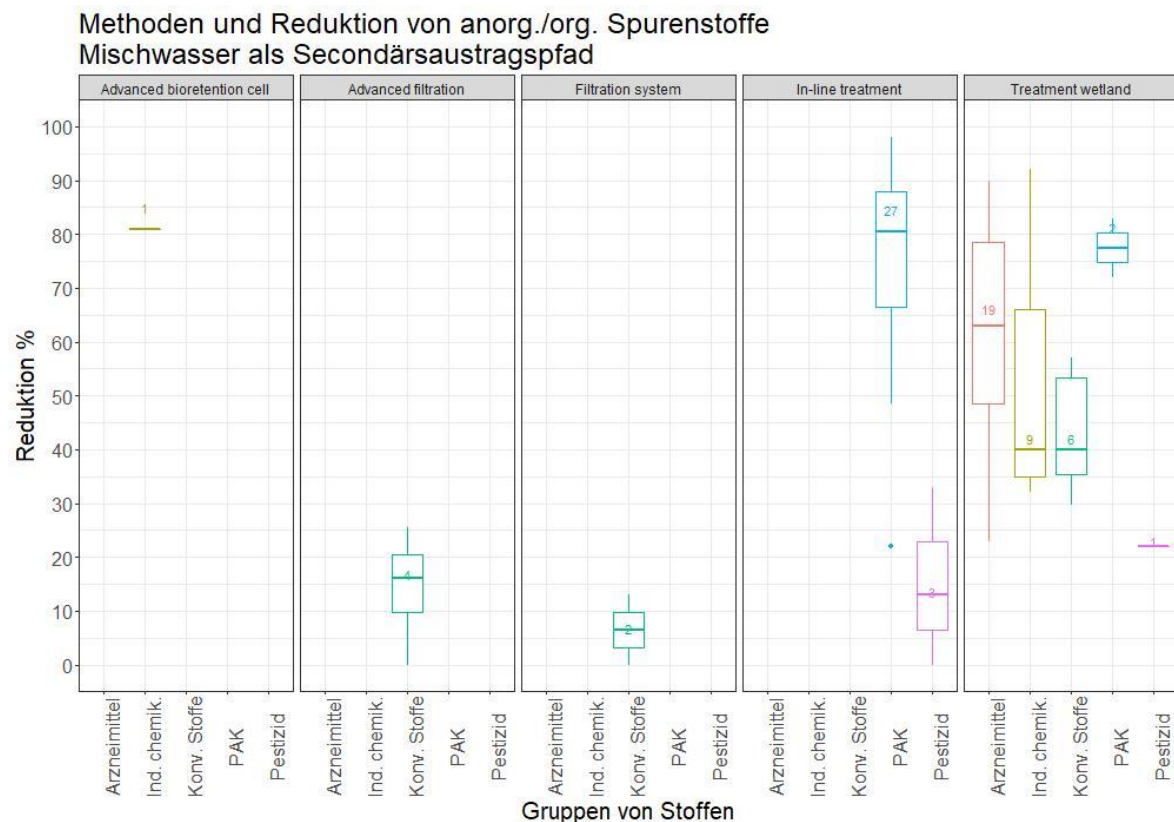
Parameter – Teil C	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsor	Hauptaustrags- pfad
Benzo[b]fluoranthene	PAK	niederschlag_schlecht_gut	Klärschlamm
Dibenz[a,h]anthracene	PAK	niederschlag_schlecht_gut	Klärschlamm

Parameter – Teil C	Gruppe	Kategorie Herkunft_Abbau_Adsor	Hauptaustrags- pfad
Benz[a]anthracene	PAK	niederschlag_schlecht_gut	Klärschlamm
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	PAK	niederschlag_schlecht_gut	Klärschlamm
Fluoranthene	PAK	niederschlag_schlecht_gut	Klärschlamm
Pyrene	PAK	niederschlag_schlecht_mittel	Klärschlamm
Chrysene	PAK	niederschlag_schlecht_gut	Klärschlamm
Benzo[a]pyrene	PAK	niederschlag_schlecht_gut	Klärschlamm
Benzo[ghi]perylene	PAK	niederschlag_schlecht_gut	Klärschlamm
Triisobutyl phosphate	Industrie Chemikalien	mischt_mittel_mittel	Ablauf
Metoprolol	Arzneimittel	schmutz_mittel_schlecht	Ablauf
Bisopropol	Arzneimittel	schmutz_mittel_schlecht	Ablauf
Benzotriazole	Industrie Chemikalien	schmutz_mittel_schlecht	Ablauf
Diclofenac	Arzneimittel	schmutz_mittel_mittel	Ablauf

Es wird davon ausgegangen, dass die Parameter Schwermetalle auch über MWÜ als Sekundärpfad ausgeleitet werden. In der Literatur wurden jedoch keine Methoden zu ihrer Behandlung in MWÜ gefunden. Ebenso wurden für viele Industriechemikalien keine Behandlungsmethoden gefunden (siehe Tabelle 20, Teil A). Andererseits wurden Methoden zur Behandlung aller 9 PAK in MWÜ als Sekundärpfad gefunden (siehe PAK-Parameter in Tabelle 20, Teil C). Dabei handelt es sich um die Inline-Behandlung (im Überlaufkanal) und die Behandlung mit bepflanzten Bodenfiltern (siehe Abbildung 59). Für drei Industriechemikalien wurden ebenfalls Behandlungsmethoden gefunden. Einige von ihnen wiesen eine Verringerung um mehr als 80 % auf, wie z. B. bei Triisobutylphosphat mit einem weitergehenden Mulden-Rigolen-System und bei Benzotriazol mit einem bepflanzten Bodenfilter (Abbildung 59 und Tabelle 55). Auch für 5-Methyl-1H-benzotriazol wurde nur eine Behandlungsmethode (bepflanzter Bodenfilter) gefunden, allerdings mit einer Reduktion von <80 %. Für die drei Pestizide/Biozide wurden nur zwei Methoden gefunden, um sie beim MWÜ als Sekundärpfad zu behandeln. Dabei handelte es sich um die Inline-Behandlung von Diuron und die Behandlung in bepflanzten Bodenfiltern für N,N'-Dimethylsulfamid, die beide nur geringfügig reduziert wurden (Abbildung 59). Von den fünf Arzneimitteln wurden für drei, nämlich

Metoprolol, Bisoprolol und Diclofenac, Behandlungsmethoden (bepflanzte Bodenfilter) gefunden, die ebenfalls gute Entfernungsraten aufwiesen (Abbildung 59).

Abbildung 59: Boxplots der Reduktionsraten der Methoden, die für Gruppen von Parametern im sekundären Pfad Mischwasserüberlauf gefunden wurden.



Erläuterung zur Abbildung: Die Zahl über jeder Medianlinie gibt die Anzahl der gefundenen Werte an.

Quelle: Brunsch et al. 2020; Scheurer et al. 2015; Gasperi et al. 2012; Ruppelt et al. 2020; Tondera et al. 2019; Ávila et al. 2013; Botturi et al. 2020; Bester und Schäfer 2009

Für die Parameter, für die in der konsultierten Literatur keine Methode gefunden wurde, konnten einige Hypothesen aufgestellt werden, auch für das Szenario Regenwasserkanal als sekundärer Austragspfad. Diese Hypothesen basieren auf Parametern mit gleicher Kategorisierung: Die Methoden der in der konsultierten Literatur gefundenen Parameter (auch mit Reduktionsraten $\geq 80\%$) werden als potenzielle Methoden für jene Parameter betrachtet, für die in der Literatur nichts gefunden wurde und die die gleiche Kategorisierung aufweisen. Die Kategorisierung der Parameter Triphenylphosphat und Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphat entspricht der Einstufung des Parameters Triisobutylphosphat, so dass auch für diese das bepflanzte Mulden-Rigolen-System eine plausible Reduktionsmethode sein

kann. Die Zuordnungen der übrigen Parameter sind nicht ähnlich, so dass keine Hypothese aufgestellt werden kann.

3.4.2.1.1 Diskussion der Abbaubarkeit und Adsorbierbarkeit in Behandlungsmethoden für den Pfad Mischwasserüberlauf

Die gute Reduktionseffizienz des Arzneimittels Ibuprofen bei der Behandlungsmethode Retentionsbodenfilter mit den Prozessen Filtration, Sorption und biologischer Abbau erscheint plausibel und lässt an eine mittel bis gute Adsorbierbarkeit und biologische Abbaubarkeit denken. Da jedoch nur eine Methode für beide Parameter gefunden wurde, sollte diese Hypothese weiter bestätigt werden. Die Reduktionsmethode von Tris(2-butoxyethyl)phosphat (aktivierter Bodenfilter) umfasst den biologischen Abbau und die Adsorption. In beiden Fällen wurde jedoch nur ein Wert ermittelt, so dass keine zuverlässigen/ sicheren Schlussfolgerungen gezogen werden können. Die Behandlungsmethode von Bisphenol A vertikal beschickter bepflanzter Bodenfilter, mit Filtration; biologischen Abbauprozessen, und die Behandlungsmethode Retentionsbodenfilter, mit Filtration; Sorption und biologischen Abbauprozessen, zeigten eine bessere Reduktionsrate als die Behandlung nach der Flockungsmethode, was auf eine mittlere bis gute Adsorptionsfähigkeit und biologischen Abbau hinweist.

Fluoren zeigte eine mittlere/gute Reduktionsrate (70 %) mit der Retentionsbodenfilter-Behandlungsmethode, gekennzeichnet durch Filtrations-, Sorptions- und biologische Abbauprozesse, aber eine sehr geringe Reduktion (0 %) mit der Behandlungsmethode Flockung. Die Reduktionsrate von Acenaphthen, Acenaphthylen und Naphthalin lag bei 0 % mit der einzigen gefundenen Methode (Inline-Flockung). Daher kann keine spezifische Annahme über die schlechte biologische Abbaubarkeit und das mittlere Adsorptionsvermögen gemacht werden. Anthracen zeigte mit der gleichen Behandlungsmethode eine mittlere bis gute Reduktion (41–80 %), was auf eine mittlere Adsorptionsfähigkeit schließen lässt.

3.4.2.2 fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen

Hinsichtlich der Desinfektion von Mischwasserüberläufen gibt es nur wenige aussagekräftige Studien. Im Folgenden werden Ergebnisse, die bei der Literaturrecherche gefunden wurden, erörtert.

UV-Bestrahlung und Ozonung

Studie: Reducing pathogens in combined sewer overflows using ozonation or UV irradiation (Tondera et al., 2015)

Da im Untersuchungszeitraum wenige Niederschlagsereignisse auftraten, wurde für diese Studie das Wasser des Mischwasserüberlaufs aus Abwasser und Grundwasser gemischt, ein Teil Rohabwasser (Zulauf Kläranlage) und sieben bzw. drei Teile Grundwasser. Es wurden fünf Untersuchungsserien mit jeweils zwei Betriebsbedingungen für die UV-Bestrahlung und zwei Betriebsbedingungen für die Ozonung untersucht.

Die Autor:innen nennen die jeweiligen Bedingungen UV 1, UV 2 und Ozon 1 und Ozon 2, obwohl die UV-Fluenzen und die Ozon-Konzentrationen an den einzelnen Untersuchungstagen sehr unterschiedlich waren:

UV-Bestrahlung berechnet: UV 1: 124,9–419,1 mJ/cm^2 und UV 2: 248,6–838,2 mJ/cm^2
Ozonung: Ozon 1: 8,4–12,1 gm^{-3} Wasser und Ozon 2: 11,4–18,1 gm^{-3} Wasser

Da für die Desinfektion von Wasser üblicherweise Fluenzen von 400 bis 600 J/m^2 angewendet werden, liegen die berechneten UV-Fluenzen mit bis zu 8382 J/m^2 in einem außergewöhnlich hohen Bereich.

Die Ergebnisse der log Reduktionen ausgewählter Mikroorganismen sind in Tabelle 21 und Tabelle 22 zusammengestellt. Da die viralen Referenzpathogene, Adenoviren, Noroviren, Enteroviren und Rotaviren ausschließlich mit molekularbiologischen Methoden untersucht wurden, die nicht auf die Infektiosität schließen lassen, wurde in den Tabellen ausschließlich der virale Fäkalindikator somatische Coliphagen inkludiert. Aufgrund der großen Unterschiede bei den Desinfektionsbedingungen wiesen die Ergebnisse sehr große Spannbreiten auf, die eine Interpretation schwierig machen. Die Reduktionen lagen bei der UV-Bestrahlung für alle unterschiedlich UV-resistenten Mikroorganismen bei etwa 2 log mit einer Standardabweichung ebenfalls von etwa 2 log. Bei der Ozonung betrugen die Reduktionen mit Ausnahme von Sporen von *C. perfringens* und Salmonellen, deren Konzentration um 1,5–1,8 log-Stufen vermindert wurden, bei 3,1–3,4 log-Stufen.

Tabelle 21: Mischwasserüberlauf – UV-Bestrahlung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen und bakteriellen Referenz-Pathogenen (Tondera et al., 2015).

Mikroorganismus	Deskriptor	Anzahl Proben	Verfahren	log Reduktion	Verfahren	log Reduktion
<i>E. coli</i>	Mittelwert ± s	5	UV 1	2,2 ± 2,0	UV 2	2,2 ± 2,0
Enterokokken	Mittelwert ± s	5	UV 1	2,0 ± 1,7	UV 2	2,1 ± 1,5
<i>Clostridium perfringes</i>	Mittelwert ± s	5	UV 1	1,8 ± 1,6	UV 2	2,2 ± 2,0
<i>Campylobacter</i> spp.	Mittelwert ± s	5	UV 1	*	UV 2	*
<i>Salmonella</i> spp.	Mittelwert ± s	5	UV 1	1,5 ± 1,7	UV 2	1,6 ± 1,7
Somatische Coliphagen	Mittelwert ± s	5	UV 1	2,0 ± 1,7	UV 2	2,1 ± 1,7

s ... Standardabweichung

*... Konzentration im Zulauf unter der Bestimmungsgrenze der Methode

Quelle: Tondera et al., 2015

Tabelle 22: Mischwasserüberlauf – Ozonung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen und bakteriellen Referenz-Pathogenen (Tondera et al., 2015).

Mikroorganismus	Deskriptor	Anzahl Proben	Verfahren	log Reduktion	Verfahren	log Reduktion
<i>E. coli</i>	Mittelwert ± s	5	Ozon 1	3,4 ± 2,1	Ozon 2	3,4 ± 2,1
Enterokokken	Mittelwert ± s	5	Ozon 1	3,1 ± 1,7	Ozon 2	3,1 ± 1,7
<i>Clostridium perfringes</i>	Mittelwert ± s	5	Ozon 1	1,7 ± 1,8	Ozon 2	1,8 ± 1,8
<i>Campylobacter</i> spp.	Mittelwert ± s	5	Ozon 1	*	Ozon 2	*
<i>Salmonella</i> spp.	Mittelwert ± s	5	Ozon 1	1,6 ± 1,7	Ozon 2	1,5 ± 1,8

Mikroorganismus	Deskriptor	Anzahl Proben	Verfahren	log Reduktion	Verfahren	log Reduktion
Somatische Coliphagen	Mittelwert ± s	5	Ozon 1	3,1 ± 2,1	Ozon 2	3,4 ± 2,0

s ... Standardabweichung

*... Konzentration im Zulauf unter der Bestimmungsgrenze der Methode

Quelle: Tondera et al., 2015

Einer Studie aus Deutschland zufolge erzielte die Behandlung von Wasser aus Mischwasserüberläufen mit UV oder Ozon sehr gute Erfolge bei der Reduktion von Salmonellen. Zwar war die Salmonellenkonzentration im Wasser vor der Behandlung im Vergleich zu anderen gemessenen Bakterienkonzentrationen niedrig (Median ca. $0,9 \times 10^2$ MPN/100 ml). Nach der Behandlung mit UV in zwei verschiedenen Bestrahlungsbedingungen (150 W UVC bei einem Durchfluss von 20 m³/h bzw. 40 m³/h) oder Ozon in zwei verschiedenen Konzentrationen (10 mg/l bzw. 15 mg/l bei einer Einwirkzeit von ca. 15 min) konnten Salmonellen nur noch in 5 von 20 Proben überhaupt nachgewiesen werden. Rechnerisch ergab sich eine Reduktion von 1,5–1,6 log-Stufen für beide Behandlungsarten (Tondera et al., 2015).

3.4.2.3 Mikrokunststoffe

Mischwasserüberläufe führen bei Erreichen der hydraulischen Kapazitäten des Abwassersystems Schmutz- und Niederschlagswasser direkt dem Gewässer zu. Wenn Sedimentationsstrecken und Retentionsbodenfilter in Mischsystemen installiert sind, sind Vorteile für die Abscheidung von Mikrokunststoffen zu erwarten. Allerdings ist die Abscheideeffizienz für Mikro- und Makrokunststoffe bislang nicht ausreichend untersucht und es besteht dringender Forschungsbedarf (Bertling et al., 2018).

3.4.2.4 Antibiotikaresistente Bakterien und Gene

Mischwasserüberläufe stellen in reinen Mischsystemen den dominanten Austragspfad dar, während bei Trennsystemen der Kläranlagenablauf dominiert. In Retentionsbodenfiltern kann lt. Zacharias et al. (2020) eine Reduktion von ARB um 1 bis 2 Logstufen erreicht werden. Retentionsbodenfilter wurden daher als geeignete weitergehende Behandlungsverfahren aus Punktquellen der Misch- und Trennkanalisation eingestuft, sofern die notwendigen Flächen vorhanden sind (Exner et al., 2020).

3.4.2.5 Erhebungen von Kosten für Verfahren für den Austragspfad Mischwasserüberlauf

3.4.2.5.1 (Weitergehende) Bepflanzte Filtersysteme

Viele Behandlungsmethoden zur Verringerung organischer Parameter aus Abwassereinleitungen (kombinierte Systeme) waren Pflanzenkläranlagen oder Retentionsbodenfilter.

Die Preise variieren je nachdem, ob das Retentionsvolumen betrachtet wird von 100 €/m³ für 10.000 m³ bis 250/300 für 1.000 m³ nach NRW [MUNLV-NRW, 2003], oder von 300 €/m³ für 1.000 m³ bis 200 für 2,50 m³, nach NRW [LFU BW, 2002], (Sieker und Sommer 2020). Andererseits werden unterschiedliche Preise veranschlagt, wenn z. B. die Filterfläche betrachtet wird (150 bis 300 €/m², für 6.000 bzw. 1.000 m²); oder wenn die zu behandelnde Einzugsfläche (Au ... undurchlässige Fläche) betrachtet wird (10.000 €/(ha*A_u) bis 30.000 €/(ha*A_u), für 100 bzw. 10 ha), nach NRW [MUNLV-NRW, 2003], (Sieker and Sommer 2020).

Nach Brunner, 2002) sind die Investitionskosten für Retentionsbodenfilter etwas höher und hängen auch vom Volumen ab: für ein 0–500 m³ System liegen die Preise zwischen 511–640 €/m³; für größere Volumina, 500–2.500m³, sinken die Preise auf 180–410 €/m³.

In (MKULNV des Landes Nordrhein-Westfalen 2015) werden Kostengleichungen für Pflanzenkläranlagen sowohl für kombinierte als auch für getrennte Systeme angegeben, und zwar für beide in Abhängigkeit vom Speichervolumen (Trennsystem: $y = 29.824 x - 0,627 \text{ €/m}^3$; Mischsystem: $y = 79.578 x - 0,681 \text{ €/m}^3$) oder von der Filterfläche (Trennsystem: $y = 15.905 x - 0,533 \text{ €/m}^2$; Mischsystem: $y = 91.791 x - 0,685 \text{ €/m}^2$). Sie liefern auch eine Schätzung der verschiedenen Kostenanteile: Die Kosten für den Aushub sollten mit 35–70 % der Gesamtkosten angesetzt werden, die Kosten für den Zu- und Abfluss mit 10–35 %, die Kosten für die Abdichtung mit 10–20 % und die Kosten für die MRS-Technik, die Vegetation und sonstige Kosten mit jeweils 10 %.

3.4.2.5.2 Weitergehende Verfahren – In-line Behandlung

Die einzige weitergehende Behandlung, die zur Verringerung der organischen Parameter in MWÜ gefunden wurde, war die Flockung in einer In-line-Behandlung in einer Kläranlage. Die Preise/Kosten waren nicht verfügbar, jedoch wurden allgemeine Marktkosten für zwei

der drei Reagenzien gefunden: Eisenchlorid (FeCl₃) wird von SigmaAldrich zu 51,8 €/kg verkauft, und Mikrosand wird von FerryChem global zu 0,024 €/kg verkauft.

3.4.3 Ergebnisse für Hauptaustragspfad Kläranlagenablauf

3.4.3.1 Rückhalt und Reduktion von anorganischen und organischen Spurenstoffen

Dieses Kapitel umfasst den Rückhalt bzw. die Reduktion von Spurenstoffen, jener Kategorien, für die in Kapitel 3.3 der Kläranlagenablauf als Hauptaustragspfad aus der Siedlungswasserwirtschaft identifiziert wurde. Weiters finden auch jene Kategorien Beachtung, für die der Kläranlagenablauf einen der dominanten Austragspfade darstellt. Dabei wurde pro Kategorie je eine Indikatorsubstanz betrachtet (vgl. Tabelle 23) und Ergebnissen aus großtechnischen Pilotversuchen bzw. Untersuchungen von Kläranlagen, die kürzlich mit einer weitergehenden Abwasserreinigung erweitert wurden, betrachtet. Für jene Vertreter der Gruppen, für die keine Ergebnisse in diesen Studien gefunden wurden, kann das Entfernungspotential basierend auf Angaben zur Ozonung und zur Adsorbierbarkeit aus der Literatur abgeschätzt werden (Tabelle 23). Dabei wurde in Anlehnung an Rizzo et al. (2019) folgende Klassifizierung für die Einteilung der Entfernbarekeit in gut, mittel (moderat) und schlecht (gering) angewendet:

- 80 %: gut entfernbar,
- 50–80 %: moderat entfernbar,
- <50 %: schlecht entfernbar.

Tabelle 23: Betrachtete Vertreter der Kategorien, für die der Kläranlagenablauf einer der dominanten Austragspfade bzw. der Hauptaustragspfad ist.

Substanz	Kategorie	Austragspfad		Entfernungspotential	
		Trennkanal	Mischkanal	Ozonung	Aktivkohle-adsorption
Ibuprofen	SW: gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	CSO>AB	CSO	Gering	Mittel
Erythromycin	SW: gut in KA abbaubar,	AB>CSO	AB≈CSO	Gut	Gut

Substanz	Kategorie	Austragspfad		Entfernungspotential	
		Trennkanal	Mischkanal	Ozonung	Aktivkohle-adsorption
	schlecht adsorbierbar				
BIT	SW: mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	RW≈KS	KS>AB	Gering	Gering
Benzotriazol	SW: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	AB	AB	Mittel	Gut
Diclofenac	SW: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	AB	AB	Gut	Gut
Carbamazepin	SW: schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	AB	AB	Gut	Gut
Bisphenol A	MIX: gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	AB≈KS	AB≈CSO>KS	Gut	Gut
DEHP	MIX: mittel in KA abbaubar, gut adsorbierbar	KS>AB	KS>AB	Gering	Gut
Mecoprop	MIX: mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	KS	KS	Mittel	Mittel
TCPP	MIX: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	AB	AB≈CSO	Gering	Mittel
PFOA und PFOS	MIX: schlecht in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	AB≈RW	AB AB>KS	Gering	Mittel
DMS	MIX: schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	AB>RW	AB>CSO	Gering	Gering
Diuron	OF: mittel in KA abbaubar,	AB≈RW	AB>CSO	Gering	Gut

Substanz	Kategorie	Austragspfad		Entfernungspotential	
		Trennkanal	Mischkanal	Ozonung	Aktivkohle-adsorption
	schlecht adsorbierbar				
Naphthalin	OF: schlecht in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	AB≈KS	CSO>AB≈KS	Mittel	Gut

SW: überwiegender Eintrag über Schmutzwasser; MIX: gemischter Eintrag; OF: überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser; BIT...1,2-benzisothiazol-3(2H)-one (Benzisothiazolinon); DEHP...Bis(2-ethylhexyl)phthalat; TCPP...Tris(1-chloro-2-propyl)phosphat; PFOA...Perfluorooctansäure; PFOS... Perfluorooctansulfonsäure; DMS...Dimethylsulfamid

Generell kann festgehalten werden, dass Stoffe, die unabhängig vom Eintragspfad und vom Entwässerungs-/Kanalsystem gut adsorbierbar sind, für den Pfad Kläranlagenablauf als Austragspfad keine Relevanz aufweisen, weil sie zum einen über den Klärschlamm ausgetragen werden und der Mischwasserüberlauf bzw. der Regenwasserkanal einen weiteren dominanten Austragspfad darstellen können. Diese Stoffe weisen in den Tabellen in Anhang 6.3 eine grüne Schattierung auf. Eine Ausnahme von diesen gut adsorbierbaren Substanzen bildet nur DEHP (Bis(2-ethylhexyl)phthalat), das neben dem Klärschlamm im Mittel zu etwa 24 bzw. 30 % (Trenn- bzw. Mischsystem) über den Kläranlagenablauf ausgetragen wird.

Kategorien, für die nur Kläranlagenablauf als dominanter Austragspfad ausgewiesen wurde (grüne Schattierung der restlichen Austragspfade, siehe Anhang 6.3), gehören der Kategorie mittel bzw. schlecht abbaubar und schlecht adsorbierbar an und werden überwiegend über das Schmutzwasser eingetragen. Unter den Vertretern dieser Kategorien finden sich vorwiegend, aber nicht ausschließlich, Arzneimittelwirkstoffe und ein weiterer bekannter Vertreter ist die Industriechemikalie Benzotriazol.

In Tabelle 24 ist die Entfernung für Substanzen dargestellt, für die in großtechnischen Anlagen und Pilotuntersuchungen zur Ozonung oder Aktivkohleadsorption mit kommunaler Abwassermatrix Ergebnisse erzielt wurden.

Obwohl Ibuprofen und Bisphenol A in Kläranlagen gut (>95 %) entfernt werden (Jekel und Dott, 2013), stellt für sie, je nach Entwässerungssystem, der Kläranlagenablauf teilweise trotzdem einen Hauptaustragspfad dar (Tabelle 23). Die Spurenstoffe sind in der Reihen-

folge der Kategorien und nicht nach Entfernungspotential gereiht. Prinzipiell liegt die Entfernung von Substanzen mit hohem (gutem) Entfernungspotential in der Ozonung entsprechend der Kategorisierung „gut entfernbar“ bei >80 bzw. >90 %. Bei moderat entfernbaren Substanzen gibt es eine deutlichere Streuung. Dies liegt daran, dass der indirekte Reaktionsmechanismus (über OH-Radikale) einen stärkeren Beitrag zur Oxidation leistet und die Abwassermatrix mehr Einfluss auf die OH-Radikalexposition hat als es bei der Ozonexposition der Fall ist. Dadurch ergeben sich sowohl zwischen den Beprobungen auf einer Kläranlage (Matrixfluktuationen) als auch zwischen den Kläranlagen deutlichere Unterschiede in den ermittelten Entfernungen. Am deutlichsten wird dies anhand der Indikatorsubstanz Benzotriazol, deren Entfernung bei spezifischen Ozondosen von 0,4–0,6 mg O₃/mg DOC zwischen 19 und 65 % schwankt.

Substanzen, die anhand ihrer Reaktivität mit Ozon als schlecht entfernbar klassifiziert wurden, hingegen, weisen teilweise eine Entfernung > 50 % auf. Diese Stoffe reagieren nur über die indirekte Reaktion mit OH-Radikalen und Unterschiede in der OH-Radikalexposition wirken sich in diesem Fall noch deutlicher aus. Substanzen wie PFOA oder PFOS hingegen reagieren auch nicht mit OH-Radikalen und werden damit während der Ozonung nicht entfernt (vgl. Kaiser et al., 2021). Für Dimethylsulfamid (DMS) und Naphthalin wurden in den Studien keine Ergebnisse gefunden. Anhand der Angaben zur Reaktivität aus der Literatur kann für DMS jedoch eine geringe Entfernung und für Naphthalin eine moderate Entfernung angenommen werden.

Tabelle 24: Mittlere Entfernung einzelner Parameter, für die der Kläranlagenablauf der dominante Austragspfad ist, mittels Ozonung.

Substanzen	Kategorie	Entfernungspotential Ozonung	O ₃ -Dosis mg O ₃ /mg DOC	eta %	Quelle
Ibuprofen	SW: gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Gering	0,5	40	[1]
			0,4-0,6	41	[2]
			0,7	85	[3]
Erythromycin	SW: gut in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gut	0,64	93	[4]
BIT	SW: mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Gering	0,55	53	[5]

Substanzen	Kategorie	Entfernungspotential Ozonung	O ₃ -Dosis mg O ₃ /mg DOC	eta %	Quelle
Benzotriazol	SW: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Mittel	0,49	62	[6]
			0,4-0,6	19-65	[2,5,7]
			0,61	68	[4]
Diclofenac	SW: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gut	0,39	98	[4]
			0,49	99	[6]
			0,4-0,6	99	[3,6,7]
			0,61	99	[4]
Carbamazepin	SW: schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gut	0,39	98	[4]
			0,49	96	[6]
			0,4-0,6	98	[2,5,7]
			0,61	99	[4]
			0,75	96	[5]
Bisphenol A	MIX: gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Gut	0,28-0,4	91	[4]
			0,5	98	
			0,5-0,6	98	
			0,58	99	
			0,62	65	
DEHP	MIX: mittel in KA abbaubar, gut adsorbierbar	Gering	0,77	26	[8]
Mecoprop	MIX: mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Mittel	0,5	72	[4]
			0,4-0,6	66	[5]
			0,75	64	[9]
TCPP	MIX: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gering	0,26-0,48	0	[10]
PFOA und PFOS	MIX: schlecht in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Gering	k.A.	0	[11]
Diuron	OF: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gering	0,39	38	[13]
			0,56	52	[13]
			0,4-0,6	74	[5]
			0,62	74	[12]
			0,75	72	[5]

BIT...1,2-benzisothiazol-3(2H)-one (Benzisothiazolinon); DEHP...Bis(2-ethylhexyl)phthalat; TCPP...Tris(1-chloro-2-propyl)phosphat; PFOA...Perfluorooctansäure; PFOS... Perfluorooctansulfonsäure; k.A. ...keine Angabe;

Quelle: [1] Bahr et al. (2007); [2] Krampe et al. (2020); [3] Stapf et al. (2017); [4] Rizzo et al. (2019); [5] Bourgin et al. (2018); [6] Brückner et al. (2020); [7] Kreuzinger et al. (November 2015); [8] Schaar (2016); [9] Götz et al. (2010); [10] ARGE (März 2014); [11] Thompson et al. (2011); [12] Abegglen et al. (16. Juni 2009); [13] Mc Ardell et al. (Oktober 2020)

Prinzipiell stimmen die Ergebnisse der prozentuellen Entfernung relativ gut mit dem Entfernungspotential in der Tabelle überein, wobei es bei ozonrefraktären Substanzen, z. B. Ibuprofen oder Diuron, zu Abweichungen kommt. Dies rührt daher, dass diese Substanzen gut mit OH-Radikalen, die bei der Reaktion von Ozon mit bestimmten organischen Gruppen, z. B. Phenolen, gebildet werden, reagieren. Für ozonrefraktäre Stoffe kann dieser indirekte Reaktionspfad einen wesentlichen Beitrag zur Entfernung darstellen.

Bei der Aktivkohleentfernung kann in Abhängigkeit der Korngröße zwischen der Anwendung als Pulveraktivkohle (PAK) und jener als granuliert Aktivkohle (GAK) unterschieden werden. Zwischen den unterschiedlichen Arten der PAK-Anwendung (kontinuierliche Dosierung in die biologische Stufe oder nachgeschaltet, mit und ohne PAK-Rückführung in die Biologie) wird hier nicht weiter differenziert. Bei der GAK-Anwendung hängt der Rückhalt stark von der zunehmenden Beladung der Kohle mit fortschreitendem durchgesetzten Bettvolumen (m^3 behandeltes Abwasser pro m^3 GAK) ab. In Tabelle 24 wurden daher fast ausschließlich Ergebnisse ab einem durchgesetzten Bettvolumen von ca. 20.000 dargestellt. Auch wenn es mit zunehmenden Bettvolumen (BV) wieder zu einer Verdrängung (Desorption) von Substanzen mit einer geringeren Adsorbierbarkeit kommt, werden für gut adsorbierbare Substanzen noch Entfernungen von teilweise über 80 % erreicht. Unterschiede sind auch hier auf die konkurrierende Abwassermatrix auf den Kläranlagen und auf Matrixschwankungen im Zulauf zur Aktivkohlestufe (v. a. für GAK bedeutend) zurückzuführen. Aufgrund der kontinuierlichen PAK-Dosierung im Gegensatz zur kontinuierlichen Beladung eines GAK-Filters sind die erreichten Entfernungen bei PAK-Anlagen i.d.R. höher als bei GAK mit >20.000 BV.

Tabelle 25: Mittlere Entfernung einzelner Parameter durch die Aktivkohleadsorption.

Substanzen	Kategorie	Aktivkohle-adsorption	PAK mg/L	eta PAK %	Quelle	GAK BV m ³ Abwasser/ m ³ GAK	eta GAK %	Quelle
Ibuprofen	SW: gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Mittel	9	96	[1]			
			12	83	[2]			
Erythromycin	SW: gut in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gut	7,5	70	[3]	21.063	67	[4]
			9	64	[1]	25.000	99	[3]
BIT	SW: mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Gering				16.935	23	[5]
						35.280	0	[5]
Benzotriazol	SW: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gut	9	88	[1]	23.406	84	[5]
			10	92	[6]	24.413	49	[7]
			12	90	[2]			
Diclofenac	SW: mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gut	7,5	70	[1]	21.069	79	[4]
			9	79	[3]	23.406	72	[5]
			10	88	[6]	24.413	31	[7]
			12	69	[2]			
			15	69	[3]			
Carbamazepin	SW: schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Gut	9	87	[1]	21.069	86	[4]
			10	85	[6]	23.406	72	[5]
			10	91	[8]			
			12	90	[2]			
			15	91	[3]			
Bisphenol A	MIX: gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Gut	10	85	[9]			
			12	83	[2]			
			20	89	[9]			
Mecoprop	MIX: mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Mittel	9	58	[1]	23.406	53	[5]
			10	63	[8]			
			12	48	[2]			
TCPP	MIX: mittel in KA abbaubar,	Mittel	20	49	[4]	17.770	21	[4]
			20	70	[4]	21.063	64	

Substanzen	Kategorie	Aktivkohle-adsorption	PAK mg/L	eta PAK %	Quelle	GAK BV m ³ Abwasser/ m ³ GAK	eta GAK %	Quelle
	schlecht adsorbierbar							
PFOA	MIX: schlecht in KA	Mittel	9	31	[1]			
	abbaubar, mittel		10	16	[9]			
	adsorbierbar		20	38	[9]			
PFOS	MIX: schlecht in KA	Mittel	7,5	28	[3]			
	abbaubar, mittel		9	13	[1]			
	adsorbierbar		10	26	[9]			
			20	53	[9]			
Diuron	OF: mittel in KA	Gut	10	99	[8]	23.406	92	[5]
	abbaubar, schlecht adsorbierbar		12	> 82	[2]			

BV... Bettvolumina; BIT...1,2-benzisothiazol-3(2H)-one (Benzisothiazolinon); DEHP...Bis(2-ethylhexyl) phthalate; TCPP...Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate; PFOA...Perfluorooctansäure; PFOS... Perfluorooctansulfonsäure; DMS...Dimethylsulfamid

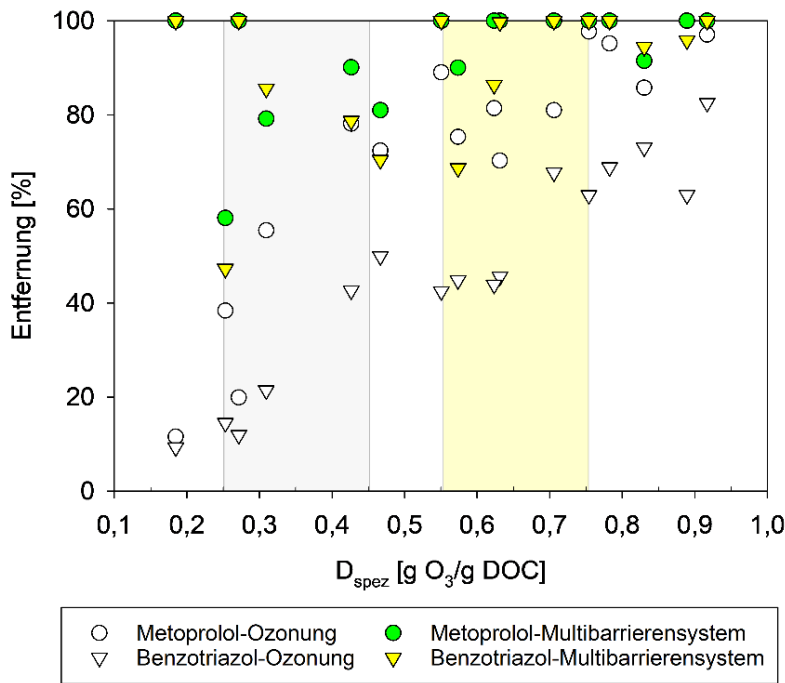
Quelle: ; [1] Launay und Rößler (2019); [2] Margot et al. (2013); [3] Rizzo et al. (2019); [4] BORNEMANN et al. (2015); [5] Bourgin et al. (2018); [6] Bangerter (2019) ; [7] Kreuzinger et al. (November 2015); [8] Götz, Otto und Singer (2015); [9] Metzger, Rößler und Kapp (2012)

Für DEHP, DMS und Naphthalin wurden keine Ergebnisse in großtechnischen oder Pilotstudien gefunden und hier muss auf die Abschätzung anhand der Adsorbierbarkeit zurückgegriffen werden (vgl. Tabelle 23).

In einigen Studien wurde die Kombination von Ozon und Aktivkohle (zumeist granuliert Aktivkohle) im Sinne eines Multibarriersystems untersucht (Krampe et al., 2020, Müller et al., 2021). Dies birgt den Vorteil, dass adsorbierbare Stoffe, die in der Ozonung nur moderat entfernt werden, in der nachgeschalteten Aktivkohlestufe eine weitere Entfernung erfahren. Beispielhaft ist dies für die moderat mit Ozon reagierenden Spurenstoffe Benzotriazol und Metoprolol in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (Dspez) in Abbildung 60 dargestellt. Während Benzotriazol bei einer Ozondosis von 0,55–0,75 mg O₃/mg DOC zwischen 40 und 70 % entfernt wurde, führte die Kombination mit der nachgeschalteten

GAK-Stufe – hier als Multibarrierensystem bezeichnet – i.d.R. zu einer Erhöhung auf > 80 % Entfernung.

Abbildung 60: Entfernung von Metoprolol und Benzotriazol in der Ozonung, sowie in der Kombination aus Ozonung und GAK-Filtration (=Multibarrierensystem)



Quelle: Krampe et al., 2020

Weiters kann im GAK-Filter, der durch den Betrieb mit Abwasser biologisch aktiviert wird (BAK: biologisch aktivierte Aktivkohle), die durch die Teiloxidation von refraktärem Kohlenstoff gebildete, besser biologisch verfügbare organische Matrix abgebaut werden. Dies schließt auch in der Ozonung möglicherweise gebildete biologisch abbaubare Oxidationsnebenprodukte, wie z. B. NDMA oder Transformationsprodukte aus Spurenstoffen mit ein. Bromat als eines der relevanten Oxidationsnebenprodukte wird nicht verringert und es ist in Voruntersuchungen zu klären, ob durch bestimmte Indirekteinleiter erhöhte Bromidkonzentrationen (> 150 mg/L) auftreten und ob es zu einer erhöhten Bromatbildung kommt (DWA-AG KA-8.5 "Ozonung", 2021). Dabei stehen zwei Konzentrationen im Raum: zum einen gibt es einen Trinkwassergrenzwert von 10 µg/L und zum anderen gibt es eine Schweizer Umweltqualitätsnorm als akutes und chronisches Qualitätskriterium für Gewässer von 50 µg Bromat/L.

3.4.3.2 Rückhalt und Reduktion von fäkalbürtigen Krankheitserregern und Fäkalindikatororganismen

Abwassermanagement und Abwasserreinigung zur sicheren Entsorgung menschlicher Ausscheidungen zählen zu den wichtigsten Maßnahmen, um einer Übertragung von Infektionskrankungen in der Bevölkerung entgegenzuwirken. Die Übertragungswege sowie der Zusammenhang zwischen Infektionen und unzureichenden sanitären Einrichtungen und deren Auswirkung auf die menschliche Gesundheit sind in der Richtlinie „Sanitation und Health“ beschrieben (World Health Organization, 2018). Da das gegenständliche Projekt die österreichische Situation behandelt, werden, falls vorhanden, nationale Studien einbezogen.

Dieses Kapitel befasst sich mit den Desinfektionsverfahren, die in der Wasser- und Abwasseraufbereitungswirtschaft am häufigsten verwendet werden. In einem weiteren Kapitel wird die physikalische Entfernung von Krankheitserregern und FIO durch Filter und Membranen in Kläranlagen beschrieben. Es wird auf die Wirksamkeit zur Reduktion fäkalbürtiger Mikroorganismen durch folgende technische Maßnahmen eingegangen:

- mechanisch-biologische Abwasserreinigung
- Verfahren zur Desinfektion
 - Chlorung
 - Ozonung
 - UV-Bestrahlung
- Verfahren zur Retention
 - Filtration
 - Membrantechnologie

Im Gegensatz zum Kapitel 3.3, Hauptaustragspfade, in dem die Recherche auf das Vorkommen der einzelnen, in Kapitel 2.1.2 ausgewählten fäkalbürtigen Mikroorganismen in den Hauptaustragspfaden abzielt, werden zur Darstellung der Effizienz der genannten Verfahren spezifische Fallstudien herangezogen. Voraussetzungen für die Einbeziehung einer solchen Fallstudie waren, dass

- einer oder mehrere der in Kapitel 2.1.2 beschriebenen Mikroorganismen inkludiert sind;
- die verwendeten Methoden Rückschlüsse auf die Wirksamkeit des Verfahrens geben;
- die Betriebsbedingungen, unter denen die Untersuchungen durchgeführt wurden, nachvollziehbar beschrieben werden.

Für den Fall, dass eine Studie nicht alle genannten Kriterien erfüllt, wird in der Beschreibung darauf eingegangen.

Das Ausmaß der Wirkung eines Verfahrens im Hinblick auf eine Verminderung der Konzentration an Mikroorganismen wird üblicherweise in log-Stufen angegeben. Hierbei wird z. B. bei einer 1 log eine Verminderung um 90 % verstanden. Als Beispiel für eine ausreichende mikrobizide Wirkung bei Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren werden in der Europäischen Verordnung über die Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung Reduktionen von mindestens log 4 log-Stufen (Sporen von *Clostridium perfringens*), 5 log-Stufen (*E. coli*) bis 6 log-Stufen (somatische Coliphagen) vorgegeben, welche in Prozent ausgedrückt 99,99 % bis 99,9999 % entsprechen (Europäische Union, 2020).

3.4.3.2.1 Mechanisch-biologische Abwasserreinigung

Bei der konventionellen Abwasserreinigung werden durch Absetz- und Adsorptionsvorgänge sowie antagonistische Effekte im Zuge der biologischen Reinigung Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen und Krankheitserregern erzielt. Das Ausmaß der Reduktion ist jedoch nicht ausreichend, sodass die Abläufe von kommunalen Kläranlagen als infektiös einzustufen sind. Die in Abläufen von Kläranlagen auftretenden Konzentrationen von Referenzpathogenen und FIO sind in Kapitel 2.1.2 dargestellt.

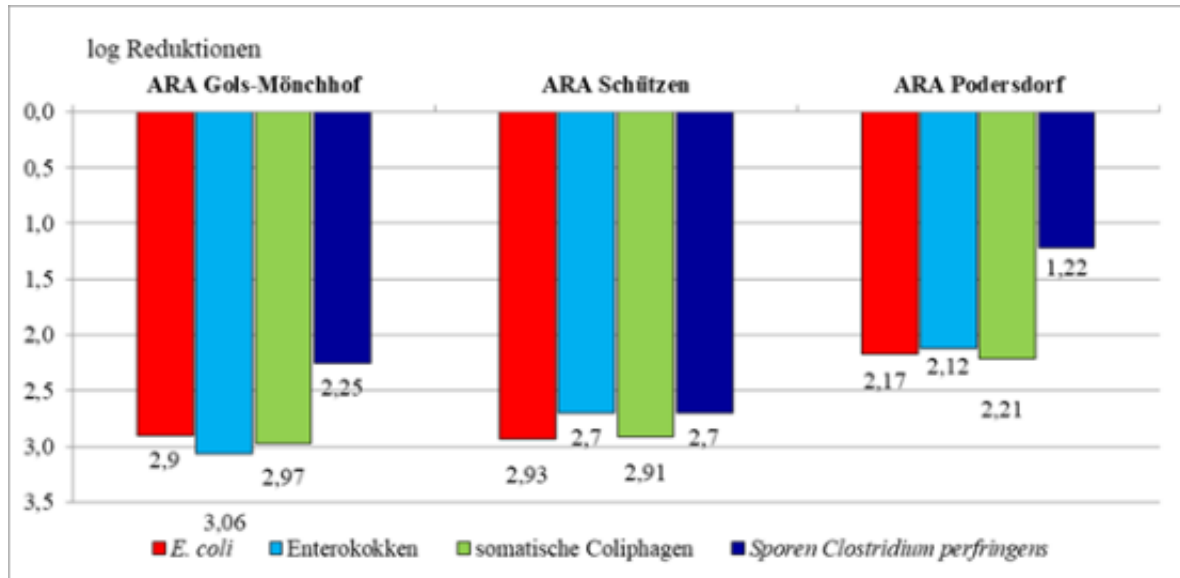
Folgende Studien wurden als repräsentativ für die Effizienz der Reduktion von FIO und Krankheitserregern herangezogen.

Konventionelle Abwasserreinigung

Studie: Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees (Blaschke et al., 2018).

In dieser für das BMLRT durchgeführten Studie wurden drei Abwasserreinigungsanlagen über einen mehrjährigen Zeitraum hinsichtlich der Reduktion von FIO untersucht. Die Reduktionen für *E. coli*, Enterokokken und somatische Coliphagen lagen im Bereich von 3 log-Stufen, jene der Sporen von *C. perfringens* im Bereich von 1,2 bis 2,2 log-Stufen. Die Wirkung der UV-Bestrahlung wird in Kapitel 3.4.3.2.2 behandelt.

Abbildung 61: Kläranlagenabläufe – Reinigungsleistung von drei konventionellen Kläranlagen ARA Gols-Mönchhof (n=13), ARA Schützen (n=5) und ARA Podersdorf (n=25) im Hinblick auf die log Reduktionen an Fäkalindikator-Organismen.



Quelle: Blaschke et al., 2018

Konventionelle Abwasserreinigung

Studie: Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters (Francy et al., 2012).

In dieser Studie wurde während drei Badesaisonen die Reinigungsleistung von zwei konventionellen Kläranlagen bestimmt. Die untersuchten Mikroorganismen und die jeweils erzielten log-Reduktionen sind in Tabelle 26 zusammengestellt. Die Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und Enterokokken wurden um jeweils 3 log-Stufen reduziert, somatische Coliphagen und Adenovirus um log 2,5 bzw. log 2,6. Die Konzentration an kultivierbaren Enteroviren lag nach der Abwasserreinigung unter der Bestimmungsgrenze der Methode.

Tabelle 26: Kläranlagenablauf – konventionelle Abwasserreinigung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen und einem viralen Referenzpathogen.

Mikroorganismus	Einheit/ Deskriptor	Anzahl Proben	Verfahren	Betriebs- bedingungen	log Reduktion
<i>E. coli</i>	KBE/l Median	8	Sekundäre Reinigung	-	3,04
Enterokokken	KBE/l Median	8	Sekundäre Reinigung	-	3,07
Somatische Coliphagen	PFU/l Median	8	Sekundäre Reinigung	-	2,51
Kultivierbare Enteroviren	MPN/l Median	4	Sekundäre Reinigung	-	>1,77*

*Konzentration im behandelten Wasser unter der Bestimmungsgrenze der Methode

Quelle: Francy et al., 2012

3.4.3.2.2 Desinfektion

Unter Desinfektion versteht man die Inaktivierung von Mikroorganismen in einem Ausmaß, dass das Risiko minimiert ist, Infektionserkrankungen verursachen zu können. Die Desinfektion ist neben der Vermeidung einer Exposition mit Krankheitserregern die wichtigste Barriere zum Schutz gegenüber pathogenen Mikroorganismen, einschließlich Viren, Bakterien und Protozoen und Helminthen.

Von allen Desinfektionsverfahren für Wasser ist die Chlorung, das weltweit am meisten eingesetzte Verfahren. Sie wurde zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts eingeführt, um einen Schutz gegen durch Wasser übertragbare Krankheitserreger zu bieten. Die Chlorung trug erheblich zur Verringerung von Infektionserkrankungen bei. In den letzten Jahren hat jedoch die Erkenntnis, dass die Chlorung zur Bildung von Nebenprodukten führen kann, die für Mensch und Tier toxisch oder genotoxisch sein können, zur Suche nach alternativen Desinfektionsverfahren geführt. Es hat sich auch gezeigt, dass einige Krankheitserreger, insbesondere die Dauerformen von Protozoen (Cryptosporidien, Giardien) sehr widerstandsfähig gegenüber chemischen Desinfektionsmitteln (Chlorung, Ozonung) sind. Daraus folgt, dass die fäkalen bakteriellen Standardbakterien nicht in jedem Fall ausreichen, um die Wirksamkeit eines Desinfektionsverfahrens beurteilen und einwandfreies Wasser gewährleisten zu können.

Eine umfassende Beschreibung der Grundlagen der Verfahren zur Abwasserreinigung und -desinfektion findet sich in Bitton (Bitton, 2005).

Folgende Studien wurden als repräsentativ für Desinfektionsverfahren für Abläufe konventioneller Kläranlagen ausgewählt.

Chlorungsverfahren und UV-Bestrahlung

Studie: Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters (Francy et al., 2012).

In dieser Studie wurde während drei Badesaisonen die mikrobizide Effizienz der Chlorung und der UV-Bestrahlung bei jeweils einer konventionellen Kläranlage bestimmt. Die untersuchten Mikroorganismen und die jeweils erzielten log-Reduktionen sind in Tabelle 27 (Chlorung) und Tabelle 28 (UV-Bestrahlung) zusammengestellt. Die UV-Bestrahlung ergab höhere Reduktionen als das Chlorungsverfahren. Allerdings muss betont werden, dass in der Publikation keine Informationen über die Desinfektionsbedingungen enthalten sind, so dass die Wirksamkeit der Verfahren nicht objektiv verglichen werden können. Es wird lediglich die tägliche Abwassermenge angegeben, woraus ersichtlich ist, dass die Kläranlage mit dem Chlorungsverfahren um den Faktor 20 größer ist als die mit der UV-Bestrahlung.

Tabelle 27: Kläranlagenablauf – Chlorung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen.

Mikroorganismus	Einheit/ Deskriptor	Anzahl Proben	Verfahren	Betriebs- bedingungen*	log Reduktion
<i>E. coli</i>	KBE/l, Median	4	Chlorung	18.900 m ³ /d	2,59
Enterokokken	KBE/l, Median	4	Chlorung	18.900 m ³ /d	1,18
F-spezifische Coliphagen	KBE/l, Median	4	Chlorung	18.900 m ³ /d	0,71
Somatische Coliphagen	PFU/l, Median	4	Chlorung	18.900 m ³ /d	1,68

*Angaben zu Chlorkonzentration/Reaktionszeit und UV-Bestrahlung fehlen.

Quelle: Francy et al., 2012

Tabelle 28: Kläranlagenablauf – UV-Bestrahlung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen.

Mikroorganismus	Einheit/ Deskriptor	Anzahl Proben	Verfahren	Bedingungen	log Reduktion
<i>E. coli</i>	KBE/l, Median	4	UV-Bestrahlung	950 m ³ /d	3,82
Enterokokken	KBE/l, Median	4	UV-Bestrahlung	950 m ³ /d	3,38
F-spezifische Coliphagen	KBE/l, Median	4	UV-Bestrahlung	950 m ³ /d	> 1,17
Somatische Coliphagen	PFU/l, Median	4	UV-Bestrahlung	950 m ³ /d	> 2,98

Quelle: Francy et al., 2012

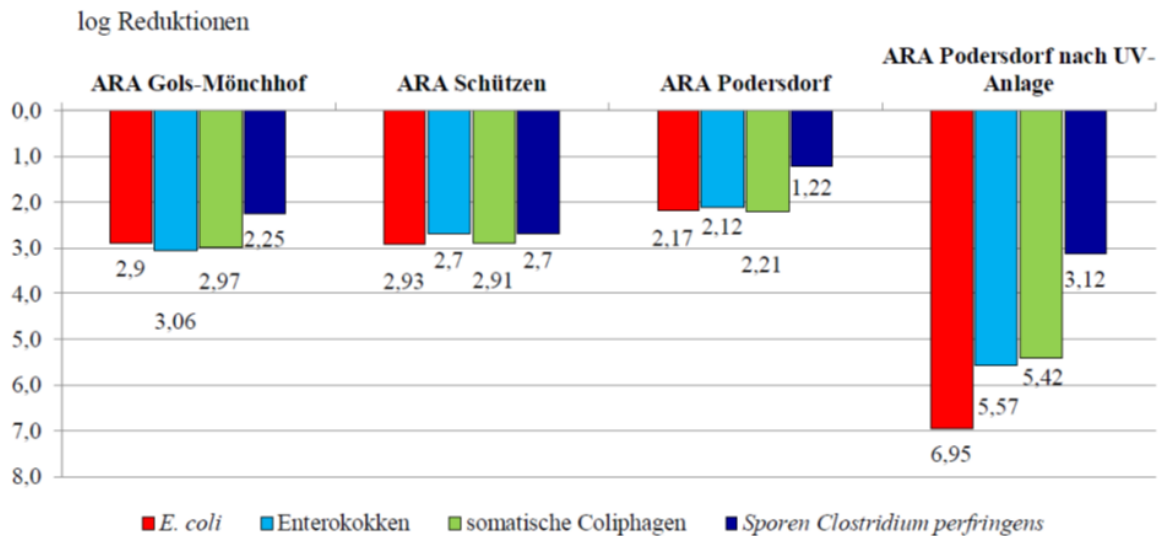
Die in der Studie einbezogenen Krankheitserreger Adenovirus, Enterovirus, Norovirus und kultivierbare Enteroviren ergaben hinsichtlich der erzielten log-Reduktionen keine konklusiven Ergebnisse. Ihre Konzentrationen in den Proben nach Behandlung waren sehr niedrig und lagen im Bereich oder unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Darüber hinaus war die Anzahl der untersuchten Proben gering (1–3) oder fehlten ganz. Zudem wurden bis auf den Parameter kultivierbare Viren molekularbiologische Verfahren verwendet, die keine Aussage bezüglich der Infektiosität ermöglichen.

UV-Bestrahlung

Studie: Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees (Blaschke et al., 2018).

Die Reinigungsleistung der drei Kläranlagen, die in der für das BMLRT durchgeführten Studie einbezogen waren, wird in Kapitel 3.4.3.2.1 beschrieben. Eine der Kläranlagen verfügt über eine UV-Anlage zur Desinfektion des Kläranlagenablaufs. Wie Tabelle 29 zu entnehmen ist, werden durch die UV-Bestrahlung bei korrekten Betriebsbedingungen Reduktionen (Median) von 3–4 log-Stufen für *E. coli* und Enterokokken erzielt, über 2,9 log für somatische Coliphagen und 1,7 log für Sporen von *C. perfringens*. Die Gesamtreaktionen über den ganzen Abwasserreinigungs- und desinfektionsverlauf entsprechen im Wesentlichen den Anforderungen der EU Verordnung an wiederverwendetes Wasser (Europäische Union, 2020).

Abbildung 62: Zusätzliche Reduktion der Fäkalindikator-Organismen durch eine UV-Bestrahlung des Kläranlagenablaufs der ARA Podersdorf (n=25).



Quelle: Blaschke et al., 2018

Tabelle 29: Kläranlagenablauf – UV-Bestrahlung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen.

	ARA, Reduktion UV-Anlage				ARA, Gesamtreduktion			
	log Reduktion				log Reduktion			
nicht korrekte Bedingungen	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	3,40	2,73	2,68	1,18	5,32	4,47	3,98	2,17
Median	3,65	2,68	2,73	1,19	5,56	4,59	4,07	2,30
Zielwerte	4	4	3	1	6	6	4	3
Anzahl Proben	19	19	8	19	9	9	4	9
korrekte Bedingungen	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	4,29	3,26	> 2,80*	1,75	6,89	5,64	> 5,33*	3,16
Median	4,30	3,34	> 2,91*	1,68	6,95	5,57	> 5,42*	3,12
Zielwerte	4	4	3	1	6	6	4	3
Anzahl Proben	17	17	17	17	12	12	12	12

*Konzentration im UV-bestrahlten Abwasser liegen unter der Bestimmungsgrenze der Methode

Quelle: Blaschke et al., 2018

UV-Bestrahlung

Studie: Bayerisches Landesamt für Umwelt Schlussbericht Desinfektionsanlagen und Huber, 2005)

In dieser Studie wurde die Effizienz der UV-Bestrahlung von Kläranlagenabläufen im Bereich der Isar untersucht (Kläranlagen Bad Tölz, Benediktbeuern-Bichl, Schäftlarn und Starnberg). Durch die UV-Bestrahlung wurden die Konzentrationen an Fäkalindikatorbakterien (fäkal-coliforme Bakterien als Surrogat für *E. coli* und Enterokokken) um 3 bis 5 log-Stufen reduziert. Salmonellen und *Campylobacter spp.* wurden um 3 log-Stufen reduziert. Somatische Coliphagen als Surrogate für (z. B. Noro- und Enteroviren) zeigten eine Reduktion um 4 log-Stufen, die F-spezifischen RNA-Bakteriophagen um 2 log-Stufen. Da die Protozoen Cryptosporidien und Giardien mittels mikroskopischem Verfahren analysiert wurden, kann keine Aussage im Hinblick auf deren Infektiosität getroffen werden. Wie bereits in anderen Studien gezeigt erwies sich der Parameter Sporen von *C. perfringens* als sehr UV resistent, es wurden Reduktionen im Bereich von nur 1 log-Stufe oder sogar weniger erzielt.

Ozonung

Studie: KomOzAk II Weitergehende Reinigung kommunaler Abwässer mit Ozon sowie Aktivkohle (Krampe, 2020)

In dieser für das BMLRT durchgeführten Studie wurde die Wirksamkeit der Ozonung eines Kläranlagenablaufs auf die Reduktion von FIO untersucht. Weiters wurde die Reduktion der Protozoen *Cryptosporidium* und *Giardia lamblia* ermittelt. Die Ergebnisse sind in den Tabelle 30 und Tabelle 31 zusammengestellt. Es hat sich gezeigt, dass durch die Ozonung bei einer spezifischen Ozondosis von 0,25 bis 0,89 g O₃/g DOC eine Reduktion von *E. coli*, Enterokokken und somatischen Coliphagen im Median um etwa 2,3 log-Stufen erreicht wurde. Die Konzentrationen dieser FIO lagen nach Filtration über granulierte Aktivkohle (GAC) unverändert in derselben Größenordnung.

Die Konzentrationen der Referenzpathogenen Oozysten von Cryptosporidien und Zysten von *Giardia spp.* wurden durch die konventionelle Abwasserreinigung um etwa 2,5 log-Stufen reduziert, die Behandlung mit Ozon erbrachte keine weitergehende Reduktion. Es ist allerdings festzuhalten, dass die Konzentrationen an Protozoen im Ablauf der Kläranlage sehr niedrig waren und im Bereich der Bestimmungsgrenze lagen, dass es sich nur um drei Untersuchungsserien handelte und dass eine mikroskopische Analysenmethode eingesetzt

wurde. Nach der Filtration über GAC lagen die Konzentrationen beider Protozoen in allen drei Proben unter der Bestimmungsgrenze der Methode.

Sehr klar ist aus dem Untersuchungsergebnissen zu sehen, dass die Sporen von *C. perfringens* das Verhalten der als Referenzpathogenen eingesetzten Protozoen sehr gut widerspiegeln. Die Inaktivierung durch Ozon im Ausmaß von nur 0,16 log-Stufen (Median) kann als vernachlässigbar eingestuft werden, die GAC Filtration bewirkte eine Retention im Ausmaß von etwa 1 log-Stufe.

Tabelle 30: ARA Frauenkirchen, log Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen durch Ozonung und GAC-Filter.

	Reduktionen log Konzentration (Ablauf vor Ozonung) - (Ablauf nach Ozonung)				Reduktionen log Konzentration (Ablauf vor Ozon) - (Ablauf/nach Ozonung und GAC-Filter)			
	ARA, Ozonung				ARA, KomOzAK Gesamtreduktion			
	<i>E. coli</i>	Enterokokken	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	somatische Coliphagen	<i>E. coli</i>	Enterokokken	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	somatische Coliphagen
Mittelwert	2,21	1,93	0,04	2,23	2,37	2,30	0,92	2,27
Median	2,38	2,24	0,16	2,33	2,50	2,77	1,06	2,34
Stabw	0,63	0,73	0,38	0,83	0,20	0,37	0,75	0,39
Anzahl Proben	12	12	12	12	8	8	8	8

Quelle: Krampe, 2020

Tabelle 31: ARA Frauenkirchen, Konzentrationen an Oozysten von *Cryptosporidien* und Zysten von *Giardia* spp. vor und nach Behandlung mit Ozon bzw. einer zusätzlichen GAC Filtration.

		<i>Cryptosporidium</i> spp. Oozysten/Liter			
Datum	ARA Zulauf	ARA Ablauf	nach Ozon	nach GAC	
13.06.2018	< 308	4	8	< 8	
21.08.2018	1.077	3	1	< 1	
16.10.2018	1.384	< 3	< 1	< 1	
		<i>Giardia</i> spp. Zysten/Liter			
Datum	ARA Zulauf	ARA Ablauf	nach Ozon	nach GAC	
13.06.2018	923	9	< 8	< 8	
21.08.2018	4.923	4	1	< 1	
16.10.2018	769	3	< 1	< 1	

Quelle: Krampe, 2020

3.4.3.3 Rückhalt und Reduktion von Mikroplaststoffen und synthetischen Nanopartikeln

Mikroplaststoffe und synthetische Nanopartikel werden in Kläranlagen mit > 90 % gut zurückgehalten bzw. aus der Wasserphase entfernt; Emissionen aus Kläranlagen über den Kläranlagenablauf stellen damit keine bedeutende Belastungsquelle für Gewässer dar (Joss und Kaegi, 2020), weshalb ENP nicht als Herausforderung im Sinne der Fragestellung bzw. als Aufgabe für die weitergehende Abwasserreinigung betrachtet werden (GDCh und DWA-AG KA-8.1, 2021). Sollte aufgrund von Industrieemissionen eine erhöhte Belastung an Mikroplaststoffen oder Nanopartikeln vorliegen, eignen sich Filtrationsverfahren für die Entfernung, wobei hier Synergien zur Entfernung anderer Parameter, wie z. B. der Antibiotikaresistenzen gegeben wären (GDCh und DWA-AG KA-8.1, 2021).

3.4.3.4 Rückhalt und Reduktion von antibiotikaresistenten Bakterien und Antibiotikaresistenzgenen

Für den Rückhalt der „Antibiotikaresistenz“ (ARB und ARGs) wurden sowohl die im Kapitel Spurenstoffe beschriebenen Technologien der Ozonung und Aktivkohleadsorption untersucht, als auch Filtrationsverfahren bzw. UV-Behandlung im Sinne eines Desinfektionsverfahrens für Rückhalt und Reduktion von fäkalbürtigen Krankheitserregern und Fäkalindikatororganismen. Die dargestellten Ergebnisse beruhen vorwiegend auf den Erkenntnissen des deutschen Projektes HyReKA und sowie der Projekte ANSWER und MARGINS.

Im Projekt HyReKA wurden folgende Verfahren untersucht:

- Ultrafiltration (20 nm Porengröße), UF
- Ozonung (1 g O₃/g DOC), O₃
- UV-Behandlung (400 J/m²), UV
- Ozon/UV-Kombination
- Sand- und GAK-Filtration, SF und GAK

In den Projekten ANSWER und MARGINS wurde die Ozonung kombiniert mit GAK-Filtration untersucht. Dabei wurden v. a. Ozonkonzentrationen, wie sie für die Spurenstoffentfernung üblich sind, betrachtet, um Synergien zwischen Spurenstoffentfernung und Entfernung von Resistenzen (ARB und ARGs) zu eruieren. Die im Projekt HyReKA getestete Konzentration von 1 g O₃/g DOC liegt dagegen über dem für die Spurenstoffentfernung aus kommunalem Abwasser angewendeten Dosisbereich zwischen ca. 0,4 und 0,6–0,7 g O₃/g DOC.

Das höchste Reduktionspotential wurde bei der Ultrafiltration ermittelt (6 Logstufen), wobei die Behandlung und Risikobewertung des aufkonzentrierten Retentats hier nicht berücksichtigt wurden. Gefolgt wird das Membranverfahren von der Ozonung und der Kombination aus Ozon und UV (unter Berücksichtigung einer Lebend-Tot-Diskriminierung). Keinerlei Effekt erzielten die Sand- bzw. die GAK-Filtration. Das aus den Projekten abgeleitete Potential für die Inaktivierung von ARB bzw. die Reduktion von ARGs ist in Tabelle 32 dargestellt. Basierend darauf und unter Berücksichtigung der einzelnen Verfahren für die Spurenstoffentfernung wird eine Kombination einzelner Verfahren als notwendig erachtet.

Tabelle 32: Rückhaltepotential unterschiedlicher Verfahren für ARB und ARGs (HyReKa, ANSWER).

Verfahren	ARB	ARGs
O₃	o	o
PAK	-	-
SF, GAK	-	-
UF	+	o/+
UV	o	-/o

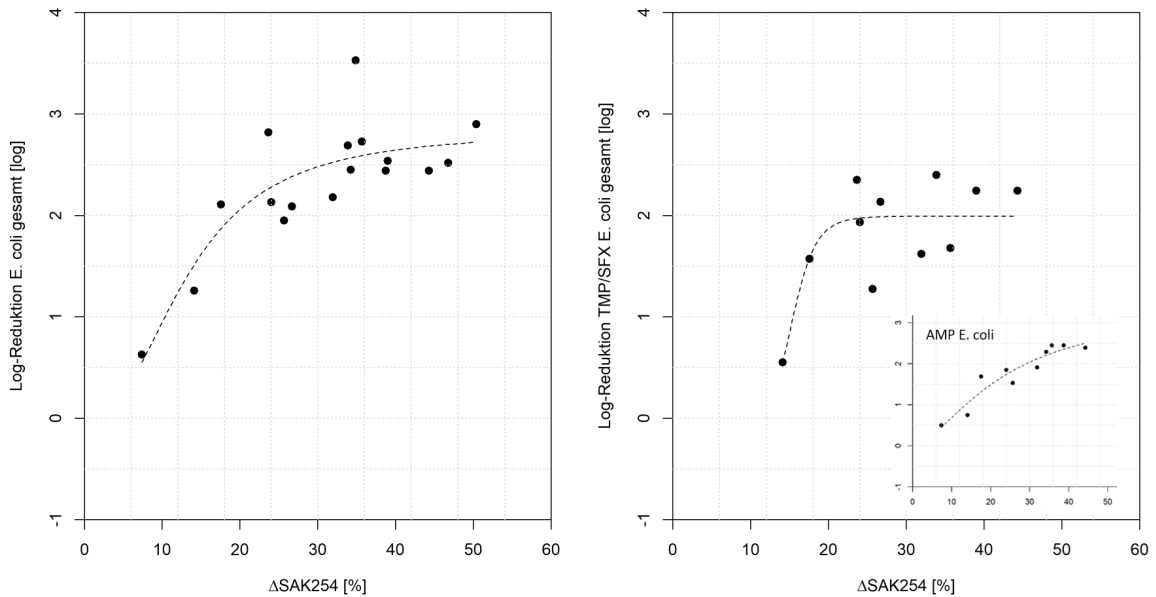
- kein, o mäßiger, + weitgehender Rückhalt

Quelle: Exner, 2020

Das Reduktionspotential der Ozonung sowie die geringe Wirksamkeit der GAK-Filtration mit teilweise einem Zuwachs resistenter Bakterien wurden im Wesentlichen durch das Projekt ANSWER bestätigt.

Die Ozonung stellt über die inaktivierende Wirkung von Bakterien eine Barriere für ARB dar, wobei Schwebstoffpartikel (kleine Belebtschlammflocken) hier wie ein Schutzschild für Bakterien gegenüber einem oxidativen Angriff wirken, was bereits in Studien zur Inaktivierung von fäkalen Indikatorbakterien nachgewiesen wurde (Krampe et al., 2020). Ergebnisse aus dem ANSWER-Projekt zeigten folgendes Verhalten für untersuchte ARB (*E. coli*): Die Inaktivierung stieg mit höherer spezifischer Ozondosis und erreichte bei den gesamten und SMX/TMP-resistenten *E. coli* auf Basis kulturabhängiger Methoden zwischen 2 und 3 Log-Stufen ein maximales Plateau (Abbildung 63). Dasselbe Verhalten wurde bei nicht resistenten *E. coli* beobachtet. Bei einer effektiven (nitritkompensierten) Ozondosis von $\geq 0,5$ g O₃/g DOC, die für die Spurenstoffentfernung eine übliche Dosis darstellt (entspricht Δ SAK254 von 30 % in Abbildung 63), wurde eine Inaktivierung zwischen 2 und 2,5 Logstufen erreicht.

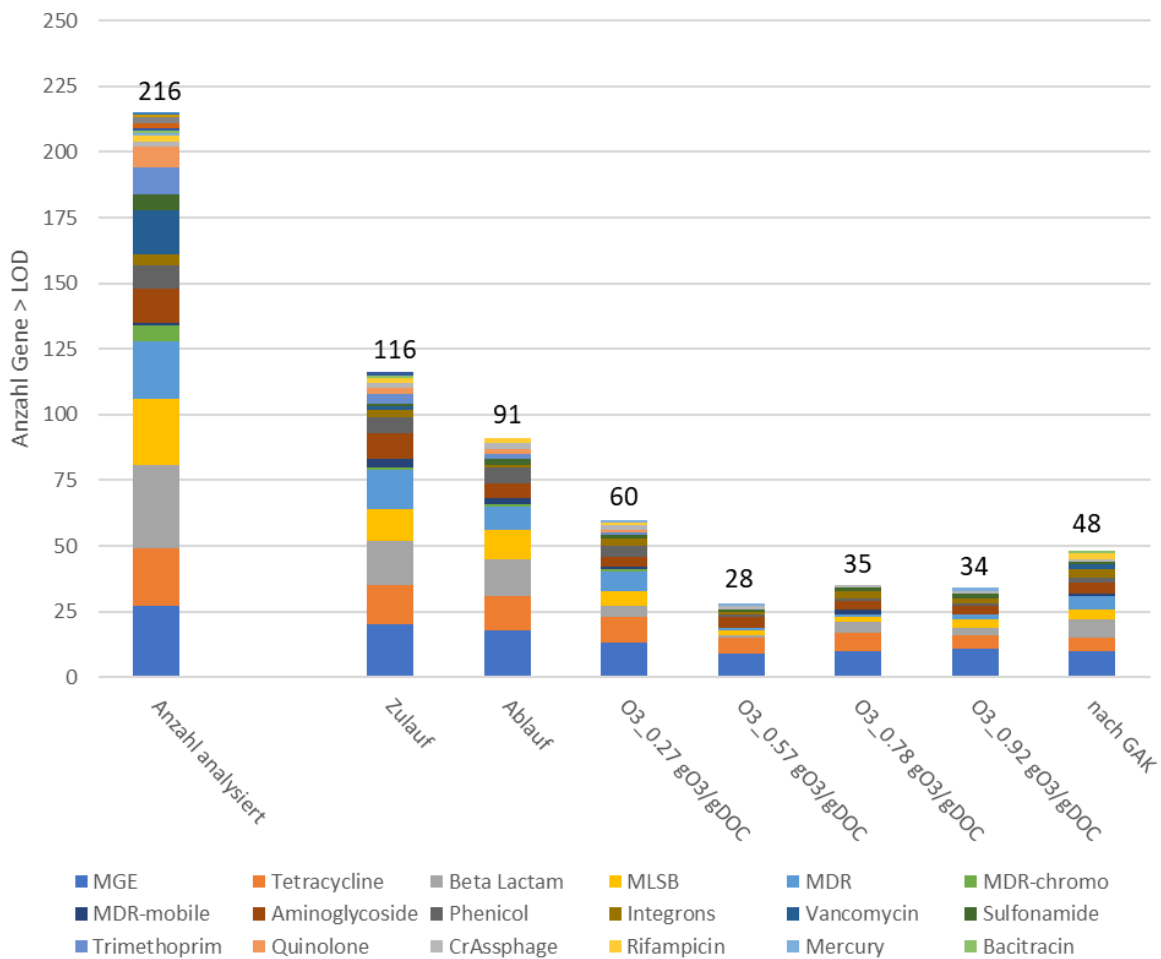
Abbildung 63: links: Log-Reduktion für *E. coli* gesamt; rechts: für *E. coli* resistent gegenüber Trimethoprim (TMP) und Sulfamethoxazol (SMX) sowie für *E. coli* resistent gegenüber Ampicillin (AMP).



Quelle: Slipko et al., 2021

Ergebnisse, die mittels PCR-Chip Technologie (SmartChip™, Resistomap) und der Analyse zu insgesamt 216 ARGs erhalten wurden, sind in Abbildung 64 dargestellt. Die Abbildung zeigt die Anzahl an nach Wirkgruppen kombinierten detektierten ARGs >LOD an den unterschiedlichen Probestellen vor (Zulauf, Ablauf) und nach der Ozonung bei unterschiedlichen spezifischen Ozondosen bzw. im Ablauf der der Ozonung nachgeschalteten GAK-Filtration.

Abbildung 64: Untersuchte Antibiotikaresistenzgruppen und deren Auftreten an den einzelnen Probestellen bzw. bei unterschiedlichen Ozondosen.



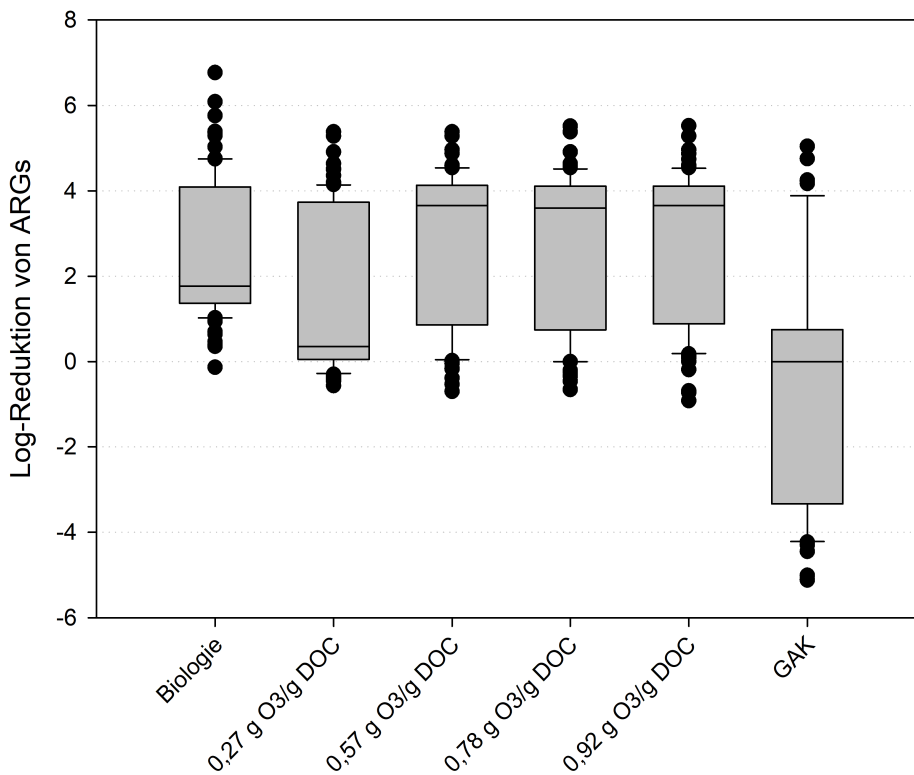
Quelle: Krampe et al., 2020

Erläuterung zu Abbildung 64: Zulauf und Ablauf entsprechen dem Zulauf und dem Ablauf der konventionellen Kläranlage. O₃ entspricht dem ozonierten Kläranlagenablauf und GAK der nachgeschalteten GAK-Filtration

Die zugehörige Log-Reduktion in der Biologie (konventionelle Abwasserreinigung) sowie bei den untersuchten Ozondosen und GAK im Median über alle untersuchten ARGs ist in Abbildung 65 dargestellt. Daraus lässt sich ableiten, dass ab 0,6 g O₃/g DOC im Median eine Log-Reduktion von etwa 4 Logstufen erreicht wird und dass eine Steigerung der Ozondosis ab einer spezifischen Ozondosis von 0,6 g O₃/g DOC keine Erhöhung der ARG-Reduktion mehr bewirkt, was gut mit den kultivierungsbasierten Ergebnissen übereinstimmt. Betrachtet man einzelne ARGs kann die Logreduktion jedoch im spezifischen Einzelfall geringer ausfallen. Generell werden ARB durch die Ozonung besser entfernt als ARGs (Slipko et al., 2021),

da mit molekularbiologischen Methoden auch die Resistenzgene in inaktivierten/toten Bakterien nachgewiesen werden. Die Zulaufprobe der GAK-Probe entspricht der Ozondosis von 0,57 g O₃/g DOC. Für den GAK-Filter werden keine weitere Reduktion detektiert und aufgrund der biologischen Aktivität im Filter kam es teilweise sogar zu einem Anstieg (negative log-Reduktion im Boxplot in Abbildung 65).

Abbildung 65: Log-Reduktion für ARGs im Verlauf der Abwasserreinigung (konventionelle und weitergehende Abwasserreinigung).



Quelle: Slipko et al., 2021

3.4.3.5 Rückhalt und Reduktion von Wirkmechanismen

Die prozentuelle Reduktion der priorisierten Wirkmechanismen ist in Tabelle 33 dargestellt. Die Entfernung der östrogenen Wirkung über Ozonung bzw. Ozon-GAK-Kombination liegt bei > 80 %, während für die AK-Behandlung in einem GAK-Filter alleine knapp 80 % erreicht werden. Bei der anti-androgenen Wirkung liegt die Entfernung in der gleichen Größenordnung, wobei die genaue Quantifizierung bei KomOzAk II dadurch erschwert war, dass die

Wirkung in den meisten Fällen bis unter die BG entfernt wurde und dadurch nur eine Mindestentfernung von 72 % berechnet werden konnte. Bei der alleinigen AK-Behandlung lag die Entfernung aus demselben Grund ebenso etwas unter den Ergebnissen für die Östrogenität. Für die PAK-ähnliche Wirkung mittels CALUX liegen in der Literatur keine Ergebnisse vor. Untersuchungen in KomOzAk II zeigten im Vergleich zur anti-androgenen Wirkung einen geringeren Rückhalt. Damit ergab sich eine prozentuelle Entfernung in der Reihenfolge ER > anti-AR > PAH, vgl. Tabelle 33. Ergebnisse Ergebnisse eines Langzeitmonitorings des Routinebetriebs einer weitergehenden Abwasserreinigung über Ozon und GAK sind in Abbildung 66 dargestellt.

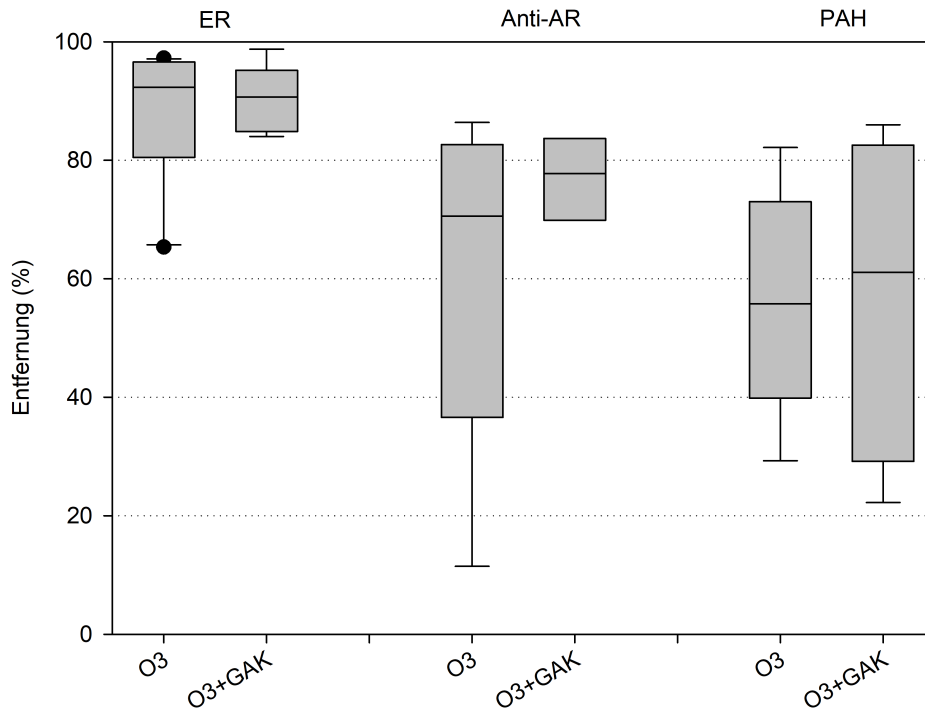
Tabelle 33: Elimination der Wirkmechanismen in %. In Klammer ist die Anzahl n der Messwerte dargestellt.

Elimination – Median [%]	O₃ *	O₃ TU	O₃+AK*	O₃+AKTU	AK**
Östrogene Wirkung (ER)	83 (45)	92 (13)	80 (6)	91 (7)	75 (24)
Antiandrogene Wirkung (anti-AR)	82 (16)	>72 (6) ^a	n.a.	78 (3)	62,4 (9)
PAK-ähnliche Wirkung (PAH)	n.a.	56 (8)	n.a.	61 (4)	n.a.

*Auszug aus „Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon“ (Stapf et al., 2017). a 100 % der Ergebnisse < BG. n.a.: nicht analysiert; AK Aktivkohle; TU Messungen der TU Wien.

Quelle: Literaturwerte und Werte des Projektes KomOzAk II der TU Wien

Abbildung 66: Prozentuelle Entfernung unterschiedlicher Wirkmechanismen in der Ozonung und bei der Kombination von Ozonung und granulierter Aktivkohle.



Quelle: Krampe et al., 2020

Zusätzlich zur prozentuellen Entfernung wurde ein Vergleich mit derzeit diskutierten EBT angestellt (Tabelle 34).

Tabelle 34: x-fache Überschreitung des EBT (Werte >1) bzw. Unterschreitung (Werte <1) im Ablauf unterschiedlicher Verfahrensschritte der weitergehenden Abwasserreinigung.

x-fache Überschreitung EBT (KomOzAk II)					
Wirk-mechanismus	BEQ	EBT	ARA-AB	O ₃	GAK
ER	ng Estradiol-EQ/L	0,1	4	0,4	0,6
anti-AR	ng Flutamid-EQ/L	14	0,1	0,2	0,2
PAH	ng Benz[a]pyren-EQ/L	6,2	23	9	14

Quelle: Phan et al., 2021

3.4.3.6 Kosten der weitergehenden Abwasserreinigung

Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen werden basierend auf Erfahrungen aus abgeschlossenen und laufenden Projekten und Anlagen zur Spurenstoffentfernung angestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die geforderte Reinigungsleistung maßgeblich auf den Betriebsmitteleinsatz und damit die Kosten auswirkt. Weitere Einflussfaktoren sind die Auslegung auf Voll- bzw. Teilstrom sowie Redundanzen.

Die Betriebskosten gliedern sich in variable und fixe Kosten. Variable Kosten sind Kosten für Betriebsmittel, Energiekosten und Reststoffkosten, während fixe Kosten Wartungs-, Personal- und Analysekosten umfassen. Hinsichtlich Personalkosten werden hier nur ungefähr notwendige Stunden angegeben, da die tatsächlichen Kosten stark von den Stundensätzen abhängen. Bei den Wartungskosten gibt es etablierte %-Werte in Abhängigkeit der Investitionskosten. Diese liegen für die Bautechnik, die Maschinenteknik und die Elektrotechnik bei 0,5 %/a, 2,0 %/a und 2,5 %/a.

Für eine Kostenabschätzung können folgende Kennwerte in Anlehnung an die Literatur angesetzt werden (Tabelle 35).

Tabelle 35: Spezifische Kennwerte und Betriebsmittelkosten für die Ozonung und die Aktivkohlebehandlung.

Parameter	Kennwerte	Einheit	Quelle
Spez. Energiebedarf Ozonerzeugung	8–10	kWh/kg O ₃	[1]
Spez. Energiebedarf Ozonung (Ozonerzeugung und weitere Aggregate der Ozonung, ohne Abwasserbeschickung)	(10–)13	kWh/kg O ₃	[3] +
Sauerstoffbedarf	10	kg O ₂ /kg O ₃	[3]
Sauerstoffkosten (inkl. Tankmiete und Anlieferung)	0.18	€/kg	[1]
Strompreis	0,15–0,20 (0,10*)	€/kWh	[1] *
GAK	ca. 1.600	€/t GAK	[2]
PAK	ca. 1.800	€/t PAK	[2]
Spez. Energiebedarf PAK-Dosierung	0,19	kWh/kg PAK	[3]
Flockungshilfsmittel	ca. 4.000–8.000	€/t Wirksubstanz	[2]

Parameter	Kennwerte	Einheit	Quelle
Fällmittel	180	€/t	[2]
Reststoffkosten (PAK-Schlamm-Gemisch)	150	€/t	[2]
Analysekosten	5.000–12.000	€/a	[1,2]
Personalbedarf Ozonung	3	h/d	[3]
Personalbedarf Filter	8	h/d	[3]
Personalbedarf PAK	3	h/d	[3]

* langjähriges Mittel aus dem österreichischen Kläranlagenbenchmarking;

+ Abschätzung der Schwankungsbreite

Quelle: 1 DWA-AG KA-8.5 "Ozonung", 2021; [2]... DWA, 2019b ; [3]... Jekel et al., 2016;

Für die Ozonung variieren Jahreskosten (netto) von ausgewählten Großanlagen (Deutschland und Schweiz) zwischen 3 und 14 Cent/m³ bzw. zwischen 1,8 und 14,9 €/EW pro Jahr (DWA-AG KA-8.5 "Ozonung", 2021).

Für die Aktivkohlebehandlung basieren die Jahreskosten (netto) auf großtechnischen Erfahrungen aus Deutschland und schwanken ungefähr zwischen 5 und 30 Cent/m³ bzw. zwischen 2,0 und 12,0 €/EW pro Jahr (DWA, 2019b).

Kosten für die Reduktion von ARB und ARGs sind in Anlehnung an das Projekt HyReKA aus dem DWA-Merkblatt 205 (Desinfektion von ARA-Ablauf) entnommen und in Tabelle 36 dargestellt.

Tabelle 36: Kosten für die Reduktion von ARB und ARGs.

	UV-Desinfektion	Ozonung ohne Filter	Ultrafiltration
Einwohnerspezifische Kosten (€/E/a)	3,4–6,9 (4,48*)	1,1–5,7 (6,65*)	22,9–45,7 (17,98*/21,41**)
Abwassermengen-spezifische Kosten (€/m³/a)	0,03–0,06	0,01–0,05	0,2–0,4

* Ergebnisse HyReKA (Exner et al., 2020; UF: * ohne und ** mit Retentataufbereitung)

Quelle: DWA-Merkblatt 205; Exner et al., 2020

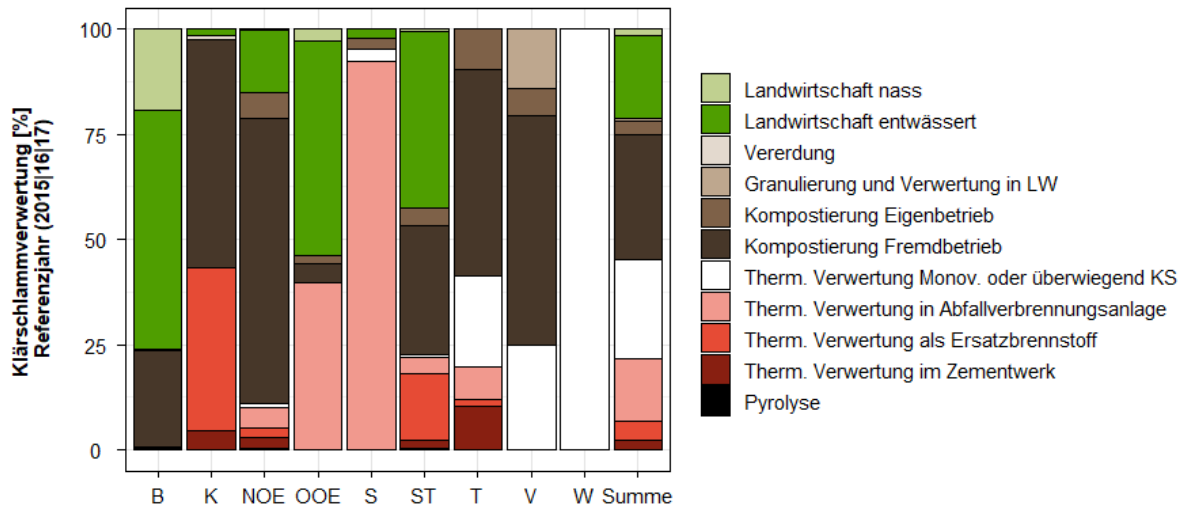
3.4.4 Ergebnisse für Hauptaustragspfad Klärschlamm

3.4.4.1 Rückhalt und Reduktion von anorganischen und organischen Spurenstoffen, Mikrokunststoffen und Antibiotikaresistenten Bakterien und Genen

Zu den anorganischen und organischen Stoffen, für die in Kapitel 3.3 der Klärschlamm als wesentlichen Austragspfad aus der Siedlungswasserwirtschaft identifiziert wurde, gehören vor allem die Metalle, die PAK, PBDE, 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-one, das Insektizid Permethrin, Tributyl- und Dibutylzinn, Phthalate, Nonylphenol und das Biozid Triclosan. Überwiegend handelt es sich dabei um die Stoffe, die den Kategorien mit einer guten (eventuell mittleren) Adsorption und einem schlechten (eventuell mittleren Abbau) zugeordnet wurden. Als für den Klärschlamm vor allem wertgebender Stoff, wird auch Phosphor durch gezielte Maßnahmen auf der Kläranlage (Fällung, Bio-P) im Schlamm zurückgehalten und verlässt damit die Siedlungswasserwirtschaft überwiegend über diesen Pfad. Auch Mikrokunststoffe und Nanopartikel werden überwiegend und Bakterien in relevantem Umfang im Klärschlamm zurückgehalten. In der Folge werden einige Ergebnisse des Projektes StraPhos (Amann et al., 2021) zusammengefasst, welches sich mit der Frage von Kosten und Umweltauswirkungen unterschiedlicher Szenarien zur Rückgewinnung von Phosphor aus dem Klärschlamm auseinandergesetzt hat.

Der Verbleib der Stoffe, die im Klärschlamm zurückgehalten und so aus dem Abwasser entfernt werden, hängt in weiterer Folge von der Art der Klärschlammverwertung und -entsorgung ab. Abbildung 67 zeigt die Verwertungs- und Entsorgungswege für Klärschlamm in Österreich aufgegliedert nach Bundesland. Bei allen Verfahren mit bodenbezogener Verwertung werden die nicht oder schwer abbaubaren organischen und anorganischen Spurenstoffe aber auch Mikrokunststoffe und antibiotikaresistenten Bakterien und Genen in die Umwelt, das heißt bei einer landwirtschaftlichen Verwertung auf landwirtschaftliche Böden und bei Verwertung im Landschaftsbau auf Böden außerhalb der Landwirtschaft, abgeben. Phosphor kann bei landwirtschaftlicher Verwertung, in Abhängigkeit von seiner Verfügbarkeit, einer Nutzung zugeführt werden.

Abbildung 67: Anteil der Entsorgungsart je Bundesland



Quelle: © TU Wien; Amann et al., 2021

Erfolgt im Zuge der Klärschlammbehandlung ein Verbrennungsschritt (thermische Verwertung) geht damit eine Zerstörung eines großen Anteils der organischen Spurenstoffe, Mikroplastikstoffe sowie Bakterien, Viren und Genen einher. Anorganische Spurenstoffe (Metalle) werden dagegen überwiegend in die Asche bzw. die Produkte bei Einsatz in der Zementindustrie transferiert. Eine Ausnahme ist Quecksilber, das bei der Verbrennung überwiegend in das Rauchgas gelangt und im Fall einer angemessenen Rauchgasreinigung in den Restprodukten der Rauchgasreinigung (z. B. Aktivkohle) verbleibt. Erfolgt im Anschluss der thermischen Verwertung eine Ablagerung der Asche in einer gesicherten Deponie, werden in der Asche enthaltene Spurenstoffe in die letzte Senke Deponie ausgeschleust. Wird eine Nutzung des Phosphors über Produkte einer P-Rückgewinnung aus Klärschlamm oder Klärschlammaschen vorgesehen, wie das in Österreich angedacht ist, ist der weitere Verbleib der Spurenstoffe in den Rückgewinnungsprodukten zu beachten.

Tabelle 37 zeigt eine Zusammenstellung typischer Konzentrationen organischer Spurenstoffe in Klärschlämmen, Rückgewinnungsprodukten aus dem Klärschlamm, Klärschlammaschen und Rückgewinnungsprodukten aus Klärschlammaschen. Die Werte sind dabei zur besseren Vergleichbarkeit auf den Phosphorgehalt bezogen. Für ΣPAK_{16} zeigt sich eine Reduktion der Belastung im Vergleich zwischen Klärschlamm und Rückgewinnungsprodukten aus der Klärschlammasche um einen Faktor 4-6. Bei Benzo(a)pyren ist eine noch wesentlich deutlichere Reduktion bereits in der Klärschlammasche zu erkennen. Auch PCDD/PCDF, PCB, PFT und die Arzneimittel Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol werden werden

in Klärschlammasche und Rückgewinnungsprodukten gegenüber dem Klärschlamm noch weit deutlicher reduziert. Eine weitere Gruppe mit relevantem Rückhalt im Klärschlamm, die in dieser Aufstellung nicht enthalten ist, sind die PBDE. Daten für einen Vergleich zwischen Klärschlamm und Klärschlammaschen aus kommunalen Kläranlagen lagen im Zuge der Bearbeitung dieses Projektes nicht vor. Von Chang et al. (2013) konnte allerdings bei industriellen Schlämmen eine Zerstörung der PBDE bei der Klärschlammverbrennung um 98–99 % (Faktor 50–100) nachgewiesen werden. Alle diese Daten zeigen, dass ein Verbrennungsschritt eine wesentliche Entfrachtung des Austragspfades Klärschlamm für organische Spurenstoffe darstellt. Auch bei fäkalbürtigen Mikroorganismen, Mikroplaststoffen und antibiotikaresistenten Bakterien und Genen ist von einer weitgehenden Zerstörung bei der Verbrennung auszugehen.

Tabelle 37: Zusammenfassung der typischen Konzentrationen von organischen Spurenstoffen in Klärschlamm, Klärschlammasche und P-Rezyklaten bezogen auf den Phosphorgehalt.

Art	Einheit	Klärschlamm	Produkte aus Klärschlamm	Klärschlamm- asche KSA	Produkte aus KSA4,9
Σ PAK (EPA 16)	mg/kg P	60–330	60–150	<9–170	17–60
Benzo(a)pyren	mg/kg P	3–23	<0,5	<1	–
Σ PCDD/PCDF & dl-PCB	ng WHO-TEQ/kg P	170–1300	3–40	1–3	2–15
Σ PCB	mg/kg P	2–5	0,01	<BG	–
PFT	mg/kg P	0,03–13	<1	<BG	–
AOX	mg/kg P	2000–11000	130	80	–
Carbamazepin	µg/kg P	4300–37000	<5–2300	<6	<4
Diclofenac	µg/kg P	2800–70000	<5–380	<6	<4
Sulfamethoxazol	µg/kg P	<800–<1700	<5–<50	<11	<8

Quelle: Amann et al., 2021, Zusammenstellung aus unterschiedlichen Quellen

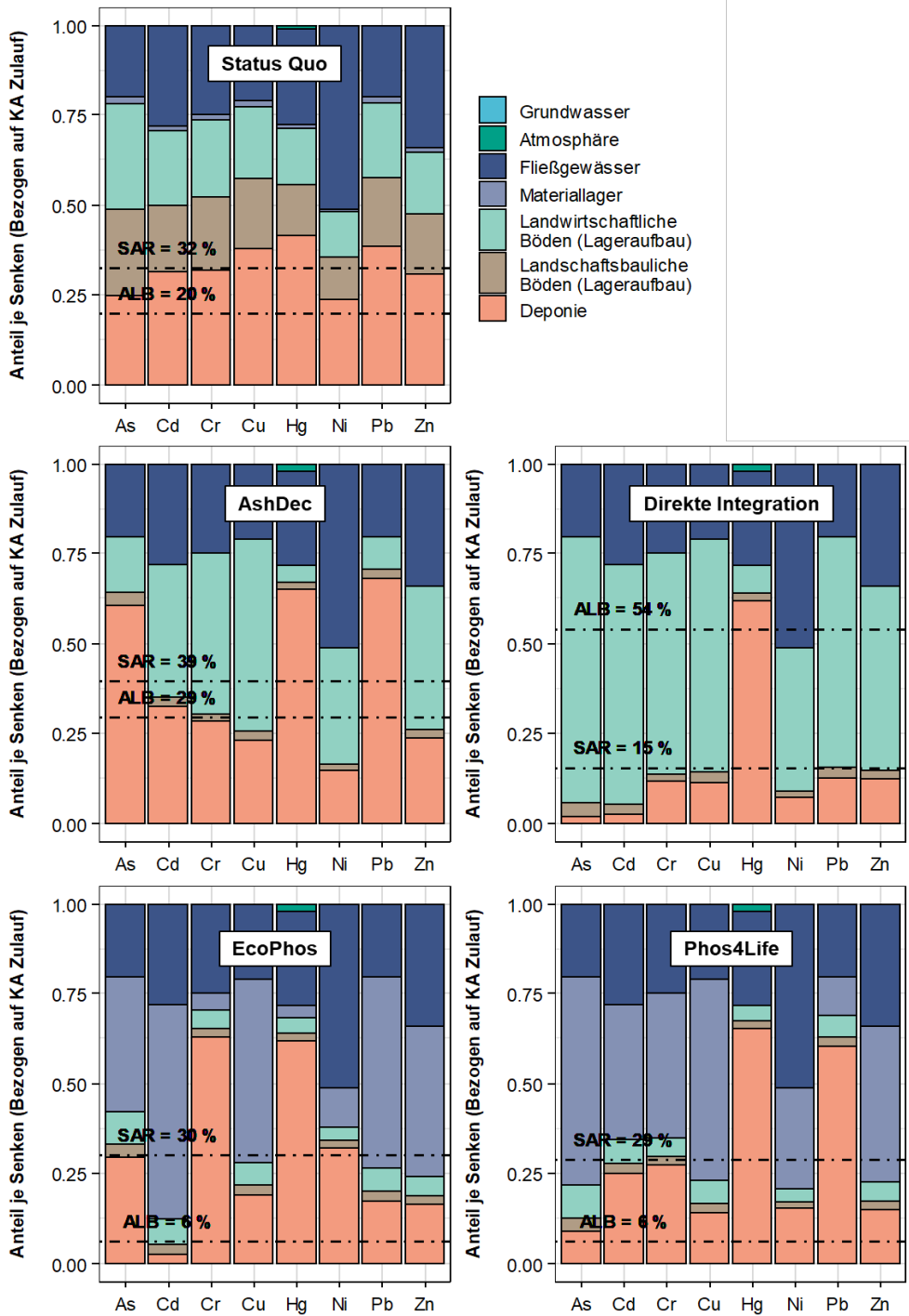
Metalle/Schwermetalle werden bei einer Verbrennung mit anschließender Deponierung in ein Endlager ausgeschleust. Die Frage des Verbleibes stellt sich dann, wenn in der Zukunft

vermehrt Phosphor aus dem Klärschlamm bzw. dessen Asche über Rückgewinnungsverfahren genutzt werden soll. Grundsätzlich ist eine Vielzahl von Verfahren auf dem Weg zur großtechnischen Umsetzung (Egle et al., 2016), die sich jedoch in Hinblick auf den Verbleib von Schwermetallen stark unterscheiden.

Abbildung 68 zeigt beispielhaft den Verbleib von Schwermetallen aus dem Zulauf der Kläranlagen in Österreich für die derzeitige Situation der Abwasserentsorgung und Klärschlammverwertung (Status Quo) sowie für Szenarien unter dem Einsatz unterschiedlicher Rückgewinnungstechnologien (AshDec) als Verfahren mit Schwermetallabreicherung der Asche, direkte Integration der Klärschlammasche ohne Abreicherungsschritt für Schwermetalle, EcoPhos und Phos4Life zwei Verfahren mit Abtrennung des Phosphor aus der Asche). Die Grundannahme dieses Szenarios ist, dass der Klärschlamm aller Kläranlagen Österreichs mit einer Ausbaugröße von mehr als 20.000 EW in einer Klärschlammverbrennung verbrannt und Phosphor anschließend über die angegebenen Verfahren rückgewonnen wird. „SAR“ in der Abbildung bedeutet eine Schwermetallausschleusungsrate (in %). Es handelt sich um jenen Anteil der Schwermetalle im Zulauf zu den Kläranlagen österreichweit, der in eine Deponie ausgeschleust wird. „ALB“ ist der Anteil der Schwermetalle (in %) der in landwirtschaftlichen Böden gelangt.

Während im Status Quo eine Phosphornutzung (unter Berücksichtigung der Phosphorverfügbarkeit im Schlamm) bei rund 15 % liegt, kann durch eine dem Szenario entsprechende Rückgewinnungsstrategie die Nutzungsrate auf 60–80 % erhöht werden. Für ein Szenario ohne Abreicherungsschritt bei der Phosphorrückgewinnung (direkte Integration) würde durch die Erhöhung der Phosphornutzung auch die Aufbringung auf landwirtschaftliche Böden (ALB) von etwa 20 auf über 50 % steigen und die Schadstoffausschleusung (SAR) von etwa 32 % auf etwa 15 % verschlechtert werden. Bei Einsatz von Verfahren mit Entfrachtung kann ALB auf 6 % (EcoPhos und Phos4Life) gesenkt und die SAR auf 30 % gehalten (EcoPhos und Phos4Life) oder auf bis zu knapp 40 % (AshDec) gesteigert werden.

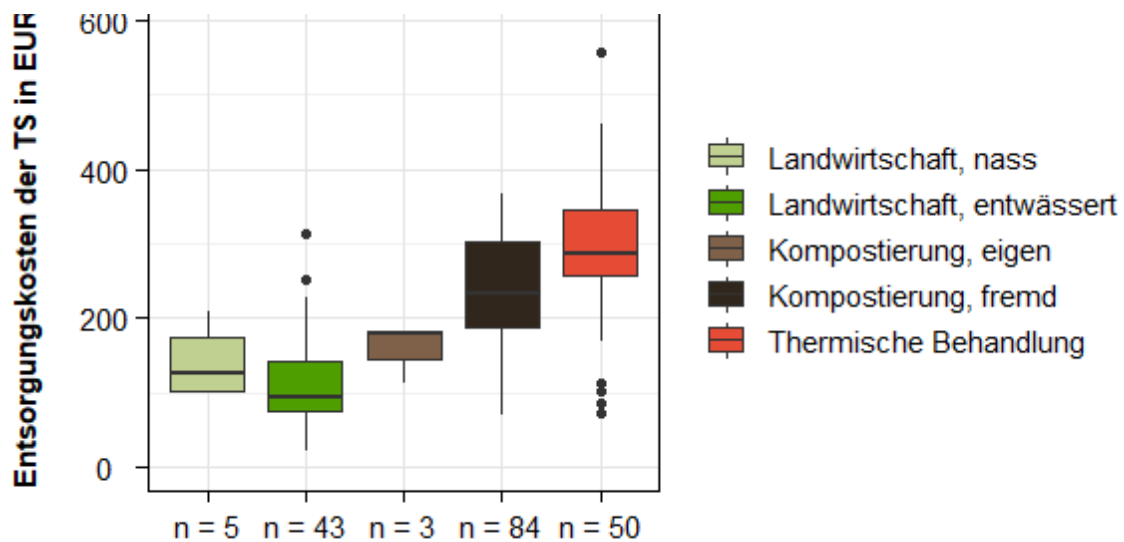
Abbildung 68: Verbleib der Schwermetalle aus dem Zulauf der Kläranlage im Status Quo, sowie für die Szenarien einer Verbrennung des Klärschlamms aller Kläranlagen Österreichs mit einer Ausbaugröße von mehr als 20.000 EW und einer P-Rückgewinnung über die angegebenen Verfahren mit anschließender Verwertung in der Landwirtschaft.



Quelle: Amann et al., 2021

Die Kosten unterschiedlicher Klärschlammverwertungs- und entsorgungsoptionen sind in Abbildung 69 dargestellt. Kosten für eine landwirtschaftliche Verwertung oder eine Eigenkompostierung liegen bei etwa 90 bis 180 €/tTS, jene für eine Verbrennung bei etwa 260 bis 350 €/tTS, wobei in Einzelfällen auch deutlich höhere oder geringere Kosten anfallen. Die Kosten im Falle einer Fremdkompostierung liegen dazwischen. Die Mehrkosten bei einem Umstieg von landwirtschaftlicher Verwertung können damit mit etwa 170 €/tTS oder unter Annahme eines mittleren Klärschlammanfalls von 20 kgTS/(EW.a) mit etwa 3,6 €/(EW.a) bzw. bei einem Anfall von 1,55 Einwohnerwerten (EW) pro Einwohner (E) mit 5,5 €/(E.a) angegeben werden.

Abbildung 69: Klärschlammverwertungs- und -entsorgungskosten der Kläranlagen bezogen auf die Trockensubstanz (TS; n=185) gruppiert nach Verwertungs- bzw. Entsorgungsart.

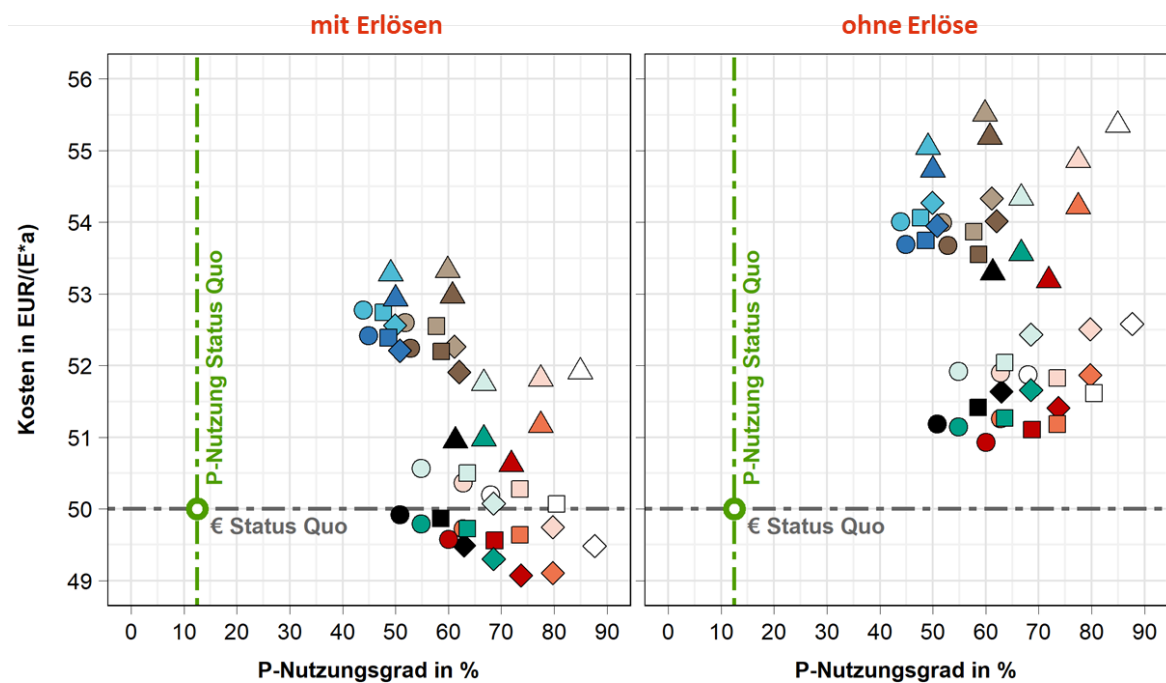


Quelle: © TU Wien; Amann et al., 2021

Bei Amann et al. (2021) wurde auch für umfassende Szenarien betrachtet, mit welchen Kosten aufbauend auf der derzeitigen siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastruktur zu rechnen sein wird, wenn ein Umstieg auf eine Rückgewinnung von Phosphor aus dem Klärschlamm bzw. der Klärschlammasche und der damit verbundenen Erweiterung der Infrastruktur um Verbrennungskapazitäten und Anlagen zur Phosphorrückgewinnung bzw. Aufwendungen an Betriebsmitteln, Personalkosten oder Transport usw. berücksichtigt wird. Ergebnisse sind in Abbildung 70 dargestellt. Betrachtet man die mittleren Kosten für die Umsetzung einer Strategie zur P-Rückgewinnung im Kontext der Abwasserentsorgung, so kann im

günstigsten Fall eine Senkung volkswirtschaftlicher Jahreskosten von bis zu etwa 1 €/E·a) erreicht werden. Im ungünstigen Fall kommt es zu volkswirtschaftlichen Zusatzkosten von bis zu 5,5 €/E·a). Dies bei den derzeitigen Kosten der Abwasserentsorgung von rund 50 €/E·a). Wesentliche Kostenfaktoren sind die Wahl des Rückgewinnungsverfahrens, die Möglichkeit aus den Produkten (Phosphorsäure, P-Dünger) Erlöse zu erzielen, der vorherrschende Zinssatz und das Ausmaß, indem bestehende Verbrennungskapazität ausgenutzt wird.

Abbildung 70: Kosten von unterschiedlichen Szenarien der Phosphorrückgewinnung in Österreich in €/E · a) in Abhängigkeit des P-Nutzungsgrades mit Berücksichtigung von Erlösen aus Produkten der Rückgewinnung (links) und ohne entsprechender Erlöse (rechts).



Quelle: Amann et al., 2021

3.4.4.2 Rückhalt und Reduktion von fäkalbürtigen Krankheitserregern und Fäkalindikatororganismen

Daten zur Reduktion von Krankheitserregern im Zuge der Klärschlammbehandlung sind spärlich. Eine Übersicht über wesentliche Daten wurde von Romdhana et al. (2009) erstellt (Romdhana et al., 2009).

In Tabelle 38 ist ein Auszug der Daten jener Mikroorganismen dargestellt, die für das vorliegende Projekt ausgewählt wurden. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Darstellung ist eine Vergleichbarkeit nur eingeschränkt gegeben. Generell kann festgestellt werden, dass unbehandelter Klärschlamm hohe Konzentrationen an Krankheitserregern enthält und deshalb als infektiös anzusehen ist. Durch die Behandlung lagen im Faulschlamm deutlich niedrigere Konzentrationen an *E. coli*, Salmonellen und Enteroviren vor. Clostridien und Nematoden-Eier wurden nur in einem geringen Ausmaß reduziert. In beiden Fälle können die beiden Fäkalindikator-Systeme im Zuge von Aufbereitungsmaßnahmen als bestätigt angesehen werden: *E. coli* als Surrogat für Salmonellen und *Clostridium* für die Cysten und Oocysten der Protozoen *Giardia lamblia* und *Cryptosporidium* spp.

Tabelle 38: Konzentrationen von ausgewählten Mikroorganismen im Zuge der Klärschlammbehandlung, Auszug.

Mikroorganismus	Einheit	Behandlungsstufe	Konzentration
<i>E. coli</i>	KBE/g	roher Klärschlamm	360.000 bis 1.000.000
	KBE/100 ml	Faulschlamm	2 bis 8.400
<i>Clostridium</i>	KBE/100 ml	Faulschlamm	61.000 bis 110.000
	KBE/g	nach Zentrifugierung	38.000 bis 440.000
<i>Salmonella</i>	KBE/100 ml	roher Klärschlamm	8.000
	KBE/100 ml	Faulschlamm	3 bis 62
<i>Campylobacter jejuni</i>	GU/ml	entwässerter Schlamm	1.000.000
Kultivierbare Enteroviren	PFU/100 ml	roher Klärschlamm	2.500 bis 10.000
	PFU/100 ml	Faulschlamm	100 bis 1.000
Rotavirus	PFU/Liter	roher Klärschlamm	30 bis 260.000
Adenovirus	PFU/Liter	roher Klärschlamm	5.88 bis 33.000
<i>Cryptosporidium</i>	Anzahl/g	roher Klärschlamm	22 bis 32
Oozysten	Anzahl/10 g TS	Faulschlamm	360

Mikroorganismus	Einheit	Behandlungsstufe	Konzentration
<i>Giardia lamblia</i>	Anzahl/g	roher Klärschlamm	22 bis 32
Cysten	Anzahl /g	getrockneter Schlamm	nicht nachweisbar
Helminthen Eier	Anzahl/10 g TS	Faulschlamm	1,7
Nematoden Eier	Anzahl/10 g TS	roher Klärschlamm	2 bis 53
	Anzahl/10 g TS	Faulschlamm (anaerob)	17 ± 10

Quelle: Romdhana et al., 2009

3.4.4.3 Rückhalt und Reduktion von Mikrokunststoffen

Klärschlamm gilt als Senke für Mikrokunststoffe, sodass die überwiegende Mehrheit der Partikel über den Klärschlamm aus dem Schmutzwasser entzogen wird. Die Nutzung des Klärschlammes bei der Kompostierung oder in der direkten landwirtschaftlichen Ausbringung muss daher neu bewertet werden (Bertling et al., 2018).

4 Schlussfolgerungen

Zur Darstellung der Belastungen, die gegenwärtig und zukünftig aus der kommunalen Siedlungswasserwirtschaft zu erwarten sind, und der Maßnahmen, die es zur Reduktion der Belastungen gibt, wurden verschiedene Gruppen von Belastungen identifiziert (organische und anorganische Spurenstoffe, fäkalbürtige Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen, Mikrokunststoffe, synthetische Nanopartikel, antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene, Wirkmechanismen) und gesondert betrachtet.

In der Gruppe der organischen und anorganischen Spurenstoffe konnten von 259 Stoffen, die aufgrund ihres Vorkommens in Gewässern und in den Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft priorisiert wurden, 188 einem Schema von 27 Kategorien zugeordnet werden. Mit diesen Kategorien wird deren Verhalten in der Siedlungswasserwirtschaft beschrieben. Das Kategorisierungsschema soll in weiterer Folge dazu dienen, Stoffe, die neu für die Siedlungswasserwirtschaft betrachtet werden sollen, anhand chemisch/physikalischer Größen und anhand ihres Einsatz- bzw. Eintragsbereichs zu bewerten, ihr Verhalten in den Grenzen der Siedlungswasserwirtschaft zu beschreiben und den hauptsächlichen Austragspfad aus der Siedlungswasserwirtschaft vorherzusagen. Als maßgebliche Größen wurden die Adsorbierbarkeit (an Partikel, Klärschlamm) über den log KOW und log KOC, die Wasserlöslichkeit und die Abbaubarkeit eines Stoffes in Kläranlagen verwendet. Diese Hypothesen wurden mittels Datenanalyse überprüft.

Aufgrund einer ausreichenden Datenlage konnten für 61 organische und anorganische Spurenstoffe alle Ein- und Austragspfade der Siedlungswasserwirtschaft quantifiziert werden. Da sich die gewählten Kategorien in den dominierenden Austragspfaden deutlich unterscheiden, konnten für die meisten Kategorien die Hypothesen zu den Hauptaustragspfaden bestätigt werden. So werden Stoffe, die überwiegend über Haushalte und Industrie in das Schmutzwasser eingetragen werden und eine schlechte Adsorbierbarkeit und eine schlechte bis mittlere Abbaubarkeit aufweisen, überwiegend über den Kläranlagenablauf aus der Siedlungswasserwirtschaft ausgetragen. Stoffe mit mittlerer bis guter Adsorbierbarkeit und schlechter bis mittlerer Abbaubarkeit landen zu einem guten Teil im Klärschlamm. Ist sowohl die Abbaubarkeit als auch die Adsorbierbarkeit gut, kann in einem Mischkanalsystem auch die Mischwasserentlastung zum Hauptaustragspfad eines Stoffes aus der Siedlungswasserwirtschaft werden. Ein entgegengesetztes Extrem stellen Stoffe dar, die überwiegend über Niederschlagswasser in die Kanalisation eingetragen werden. Im Fall eines

Trennsystems überwiegen hier durchwegs die Austräge über den Regenwasserkanal. Bei Mischkanalsystemen kann bei schlechter oder mittlerer Abbaubarkeit und schlechter Adsorbierbarkeit auch der Kläranlagenablauf als Austragspfad dominant werden, oder bei guter Adsorbierbarkeit und schlechter Abbaubarkeit der Klärschlamm. Kommt es zu einem relevanten Abbau oder einer relevanten Adsorption auf der Kläranlage, wird der Mischwasserüberlauf die Emissionen aus der Siedlungswasserwirtschaft dominieren. Bei einzelnen Kategorien ist aufgrund der quantitativen Ergebnisse eine Neubewertung notwendig. Auf Basis der für die Kategorisierung gewählten Parameter (Halbwertszeit, Verteilungskoeffizienten, Einschätzung der Herkunftsbereiche) kam es bei einigen Stoffen zu einer falschen Zuordnung. Eine weitere Auswertung sowie eine Optimierung der Kategorisierung aufgrund der Eingangsparameter ist daher erforderlich. Vor allem für jene Kategorien, wo Stoffe als „mittel abbaubar“ bzw. „mittel adsorbierbar“ eingestuft wurden und sowohl über das Schmutzwasser als auch über das Niederschlagswasser kommen, zeigen die Ergebnisse der Austragspfade große Spannweiten. Eine a priori Aussage zum Verbleib dieser Stoffe ist daher noch schwer möglich und weitere Auswertungen zu einer verbesserten Zuordnung zu den Kategorien sind erforderlich. Andererseits konnte für eine Reihe von Kategorien kein bzw. nur ein Stoff mit ausreichender Datenbasis zugeordnet werden. Hier sind weitere Anstrengungen zur Erweiterung der Datenbasis notwendig, um die Belastbarkeit des Ansatzes zu stärken.

Über die organischen und anorganischen Spurenstoffe hinaus ließ sich der gewählte Ansatz der Kategorien leicht adaptiert auch für Mikrokunststoffe und synthetische Nanopartikel anwenden. Relevante Gruppen von Mikrokunststoffen sind dabei primäre Mikrokunststoffe, die entweder Produkten direkt zugesetzt werden (Typ A) oder während der Nutzung von Produkten entstehen (Typ B). Fäkalbürtige Krankheitserreger und Indikatoren wurden nach deren Charakteristika, Gesundheitsrelevanz, geographischem Vorkommen, Persistenz und Resistenz priorisiert. Die ausgewählten relevanten fäkal ausgeschiedenen Krankheitserreger umfassen pathogene Viren, Bakterien, Protozoen sowie Helminthen und sind detailliert in Kapitel 3.2.2 beschrieben. Daraus ergab sich eine Auswahl an Referenzpathogenen und Fäkalindikatororganismen. Referenzpathogene bieten die Möglichkeit für einen risikobasierten Ansatz im Hinblick auf das Infektionsrisiko, wohingegen Fäkalindikatororganismen ein Monitoring der Fäkalbelastung und die Effizienzprüfung von Aufbereitungsmaßnahmen ermöglichen.

Die auf diese Weise ermittelten Referenzpathogene und Fäkalindikatororganismen wurden sodann im Detail beschrieben und in Bezug auf Vorkommen, Überlebensfähigkeit in der Umwelt, Krankheitsbild und Übertragungswege erörtert. Weiters wurde das Auftreten und

die Anzahl der Erkrankungen, die durch die ausgewählten Krankheitserreger hervorgerufen werden, in Österreich und Europa (Zahl der Inzidenzen), soweit bekannt, beschrieben. Es wurde eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt und aus den wissenschaftlichen Publikationen die Daten zum Vorkommen von Krankheitserregern und Fäkalindikatororganismen in den Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft zusammengestellt und ausgewertet. Die Konzentrationen der Mikroorganismen wurden entlang des Abwasserpfades (Zu- und Ablauf von Kläranlagen, Klärschlamm, Mischkanalüberlauf und Regenwasserkanal) dargestellt, um Rückschlüsse auf das Auftreten einzelner Krankheitserreger und Fäkalindikatororganismen zu ziehen. Dabei zeigte sich, dass das vorhandene Datenmaterial in Bezug auf die hygienisch-mikrobiologische Qualität in der Siedlungswasserwirtschaft sehr inhomogen ist. Dies hat verschiedene Gründe, zum einen werden in den Studien unterschiedliche, nicht direkt vergleichbare Methoden angewendet (basierend auf Kultivierung oder Molekularbiologie), zum anderen ist das Auftreten von pathogenen Mikroorganismen immer auch von der entsprechenden epidemiologischen Situation der Bevölkerung im Einzugsbereich der Kläranlage abhängig.

Darüber hinaus fehlen weitgehend rechtliche Vorgaben hinsichtlich hygienisch-mikrobiologischer Anforderungen für Abwasser. Somit ist keine standardisierte Datenlage vorhanden. Aufgrund der sehr individuellen Gegebenheiten bei kommunalem Abwassermanagement und Abwasserreinigung ist für eine weiterführende Aufbereitung durch Desinfektionsmaßnahmen eine auf die spezielle Fragestellung abgestimmte Vorgehensweise zu wählen. Mikrobiologisch-hygienische Qualitätsziele sind vom Nutzungszweck des gereinigten Abwassers bzw. des als Vorfluter verwendeten Gewässers abhängig (z. B. Badegewässer oder Wiedernutzung zur Bewässerung oder Trinkwasseraufbereitung).

Pathogene Mikroorganismen treten im kommunalen Abwasser in Abhängigkeit von der epidemiologischen Situation in der Bevölkerung im Einzugsbereich in breiten Konzentrationsbereichen auf. Fäkalindikatororganismen werden jedoch ständig ausgeschieden und sind daher in konstanten Konzentrationsbereichen vorhanden. Daher kann der Effekt der Abwasserreinigung mittels dieser Fäkalindikatororganismen bewertet werden.

Der Mischwasserüberlauf ist aufgrund der hohen Konzentrationen an Mikroorganismen ein bedeutender Austragspfad für fäkale Belastungen. Im Regenwasserkanal liegen die Konzentrationen in einem geringeren Bereich. Dabei können die Belastungen menschlichen oder tierischen Ursprungs sein, was durch die Methode der mikrobiellen Herkunftsbestimmung ermittelt werden kann.

Nach Darstellung der Belastungssituation und Kategorisierung wurde erhoben, welche technischen Möglichkeiten zur Reduktion der Belastungen für die vier Hauptaustragspfade Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm verfügbar sind.

Bei den Austragspfaden Regenwasserkanal und Mischwasserüberlauf ist der Stand der Forschung zur Behandlung der relevanten Parameter dieser Studie gegenüber dem Austragspfad Kläranlagenablauf relativ eingeschränkt. Einerseits ist das Augenmerk der Forschung schon viel länger auf die Abläufe von Kläranlagen gerichtet und andererseits stehen aufgrund der relativ erhöhten hydraulischen Anforderungen bei unregelmäßigen Ereignissen nicht die gleichen Behandlungsmethoden zur Verfügung.

Weiters finden sich deutlich mehr Publikationen und Behandlungsmethoden für Niederschlagswasserabflüsse als für Mischwasserüberläufe. Das mag einerseits an der komplexeren Matrix von Mischwasser liegen und andererseits an der grundsätzlichen Rückhaltewirkung der Mischwasserbehandlung an sich.

Von den 29 ausgewählten Parametern, die hauptsächlich über Niederschlagswasserabflüsse aus Trennsystemen ausgeleitet werden, wurden für 24 Parameter (hauptsächlich PAK und Schwermetalle) Behandlungsmethoden gefunden. Für die elf ausgewählten Parameter, die hauptsächlich über Mischwasserüberläufe ausgeleitet werden, wurden für zehn (einige PAK, Arzneimittel und Industriechemikalien) Behandlungsmethoden gefunden. Besonderes Augenmerk wurde auf Behandlungsmethoden gelegt, die eine Reduktionsrate von >80 % aufweisen.

Die in der Literatur verwendeten Bezeichnungen für die Behandlungsmethoden sind je nach Autor:innen sehr unterschiedlich. Wissenschaftler:innen der COST Action Circular Cities (Langergraber et al. 2021) haben eine Standardisierung von naturbasierten Verfahren veröffentlicht, nach dieser wurden die verschiedenen Methoden gruppiert. Die Reduktionsraten waren aufgrund der unterschiedlichen Test- und Konstruktionsbedingungen breit gefächert. Die in der Literatur gefundenen Behandlungsmethoden ermöglichten die Bildung von sechs Gruppen von Behandlungsmethoden: nur Retention, (weitergehende) bepflanzte Filtersysteme, (weitergehende) nicht bepflanzte Filtersysteme, (weitergehende) Niederschlagswasserteiche, Inline-Behandlung und Kombinationen der Verfahren.

Bei der weiterführenden Emissionsreduktion durch Desinfektionsmaßnahmen ist zu beachten, dass das Ausmaß der notwendigen Reduktion auf die angestrebte Qualität abzustimmen ist und stark von den betrieblichen Gegebenheiten abhängt. Bei den Literaturdaten mangelt es häufig an einer einheitlichen Beschreibung der technischen Anlagen und der Betriebsparameter bei Desinfektionsmaßnahmen. Für eine wirksame Umsetzung von Maßnahmen zur Emissionsreduktion ist eine strukturierte Vorgangsweise, die aus mehreren Teilschritten besteht, essentiell. In einem ersten Schritt ist das mikrobiologische Qualitätsziel zu definieren, wobei zweckmäßige Parameter auszuwählen sind. Weitere Schritte umfassen ein Monitoring, um eine ausreichende Datengrundlage, die alle relevanten Szenarien miteinschließt, zu schaffen. Erst danach können geeignete Aufbereitungs- und Desinfektionsmaßnahmen ausgewählt werden. Deren Wirksamkeit ist durch Validierung zu bestätigen. Die Überprüfbarkeit wird durch Festlegung geeigneter Betriebsparameter ermöglicht.

Sowohl für Mikroplastikstoffe als auch synthetische Nanopartikel stehen noch keine ausgereiften Verfahren für eine Routineanalytik zur Verfügung, welche ein breit angelegtes Monitoring erlauben würde. Sie lassen sich jedoch hinsichtlich ihrer Eintrags- und Austragspfade gut kategorisieren. Erkenntnisse aus der Literatur verdeutlichen, dass Mikroplastikstoffe und synthetische Nanopartikel auf Kläranlagen grundsätzlich gut entfernt werden, wobei in beiden Fällen Klärschlamm als Senke fungiert. Die Entfernungsraten liegen dabei i.d.R. bei über 95 %.

Im Hinblick auf die Belastung von Gewässern mit Mikroplastikstoffen und synthetischen Nanopartikeln werden Kläranlagen daher nicht als bedeutende Herausforderung angesehen. Filtrationsverfahren (z. B. Tuchfilter, Sand-/Aktivkohlefilter, Membranverfahren) können jedoch zur Steigerung der Entfernung beitragen.

Antibiotikaresistenzen stellen noch ein relativ junges Forschungsfeld dar, das von starken Fluktuationen, methodischen Herausforderungen und komplexen Zusammenhängen geprägt ist. Die Thematik ist dennoch als eine der zukünftigen Herausforderungen zu adressieren. Zugleich wird eine Priorisierung und Einengung auf ausgewählte ARGs gegenwärtig als nicht zielführend betrachtet, da metagenomik-basierte Ansätze zur Risikobeurteilung darauf hindeuten, dass einerseits nicht alle ARGs mit einem Risiko für Mensch oder Umwelt verbunden sind und es andererseits immer wieder zur Bildung von neuen, möglicherweise problematischeren Resistenzgenen kommen kann. Einzig für die Evaluierung von Technologien zur Emissionsreduktion ist die Betrachtung einzelner, für den „One-Health-Approach“ repräsentativer ARGs sinnvoll.

Wirkmechanismen im Sinne der Anwendung von effektbasierten Methoden (EBM) haben in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen, wobei hier v. a. sogenannte in vitro Biotests (zellbasierte bioanalytische Verfahren) in den Vordergrund gerückt sind. Dabei wird die summarische Wirkung unterschiedlicher Substanzen mit demselben Wirkspektrum erfasst und in Relation zur Wirkung einer bekannten, für den untersuchten Wirkmechanismus gut charakterisierten chemischen Einzelsubstanz gesetzt (bioanalytische Äquivalenzkonzentration). Im Gegensatz zur Einzelstoffbetrachtung können mit den Wirkmechanismen auch sogenannte Mischtoxizitäten sowie die Wirkungen unbekannter Substanzen erfasst werden. Daher gibt es Überlegungen zur Implementierung von EBM in die Überwachung und Beurteilung im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Die östrogene Aktivität stellt den wichtigsten hormonellen Endpunkt dar und ist in mehrerer Hinsicht von Bedeutung. Die damit verbundene Analytik ist ISO-standardisiert und stellt ein robustes bioanalytisches Tool mit niedrigen Bestimmungsgrenzen dar. Ohne Berücksichtigung einer Verdünnung im empfangenden Gewässer liegen die prioritär betrachteten Endpunkte, nämlich die östrogene Aktivität (als wichtigster hormoneller Endpunkt) und die PAK-ähnliche Wirkung, im Kläranlagenablauf im Mittel über den derzeit diskutierten effektbasierten Triggerwerten. Wirktests werden zukünftig für die Bewertung der Reinigungseffizienz eine vermehrte Rolle spielen und stellen damit ein relevantes Thema für die Siedlungswasserwirtschaft dar. Die Emissionsreduktion im Kläranlagenablauf wurde für jene Belastungen dargestellt, für die der Kläranlagenablauf einen relevanten Hauptaustragspfad darstellt. Dabei wurden Daten für die zwei etablierten und bereits großtechnisch umgesetzten Verfahren der Ozonung und der Aktivkohlebehandlung erhoben.

Von den 61 quantifizierten organischen Spurenstoffen wurde für einzelne Vertreter der KA-relevanten Kategorien das theoretische Entfernungspotential und die in der Praxis erhobene prozentuelle Entfernung dargestellt. Es zeigte sich, dass die bereits großtechnisch angewendeten Verfahren generell eine gute Barriere für organische Spurenstoffe darstellen, wobei die Entfernung je nach betrachteter Substanz variieren kann. Durch die Implementierung eines Multibarrierensystems, bestehend aus Ozonung mit nachgeschaltetem Aktivkohlefilter (vgl. KomOzAk), können die substanzspezifischen Unterschiede beider Verfahren als Synergien genutzt werden. Dies birgt den Vorteil, dass eine gute Entfernung (> 80 %) für eine höhere Anzahl an Spurenstoffen erreicht werden kann als bei der Implementierung einzelner Verfahren.

Bei der Entfernung von Antibiotikaresistenzen erzielt die Ultrafiltration bessere Ergebnisse als die Ozonung, die jedoch zumindest zu einer moderaten Entfernung von ARB und ARGs

führt. Dahingegen hat die Aktivkohleanwendung keine Bedeutung für die Emissionsminderung von Antibiotikaresistenzen. Analog zu den Spurenstoffen wird somit auch für die Antibiotikaresistenz eine Kombination einzelner Verfahren als sinnvoll erachtet.

Auch für die betrachteten Wirkmechanismen ließ sich eine deutliche Emissionsminderung durch die Ozonung und die Aktivkohleanwendung feststellen.

Zusammenfassend lässt sich der Schluss folgern, dass die derzeit etablierten Verfahren zur Spurenstoffentfernung für die Emissionsminderung der betrachteten Belastungen geeignet sind und Kombinationen unterschiedlicher Verfahren im Sinne des Multibarrierenprinzips Synergien ergeben und daher als sinnvoll erachtet werden.

Die in diesem Bericht dargestellten Ergebnisse sind eine gute Grundlage für die weitere Ausarbeitung der Wirkung unterschiedlicher Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen auf die Reduktion der Emission von Belastungen anhand von ausgewählten Siedlungsgebieten. Die Reduktion der Belastungen kann dann in Relation zur Gesamtbelastung der Gewässer gesetzt werden und der Nutzen anhand eines Kosten/Nutzenvergleichs unter Berücksichtigung der Verbesserung der Ökosystemfunktionen und Ökosystemdienstleistungen bewertet werden.

5 Referenzen

Abegglen, C.; Escher, Beate I.; Hollender, J.; Koepke, S.; Ort, C.; Peter, A. et al., 2009. Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. EAWAG.

Abegglen, Christian; Siegrist, Hansruedi, 2012. Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Unter Mitarbeit von Michael Schärer. Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Umwelt-Wissen, 1214). Online verfügbar unter bafu.admin.ch/uw-1214-d, zuletzt geprüft am 15.01.2020.

Adefisoye, M.A., Nwodo, U.U., Green, E., Okoh, A.I., 2016. Quantitative PCR Detection and Characterisation of Human Adenovirus, Rotavirus and Hepatitis A Virus in Discharged Effluents of Two Wastewater Treatment Facilities in the Eastern Cape, South Africa. *Food Environ. Virol.* 8, 262–274. DOI: [10.1007/s12560-016-9246-4](https://doi.org/10.1007/s12560-016-9246-4).

Aemig, Quentin; Hélias, Arnaud; Patureau, Dominique, 2021. Impact assessment of a large panel of organic and inorganic micropollutants released by wastewater treatment plants at the scale of France. In: *Water Research* 188, S. 116524. DOI: [10.1016/j.watres.2020.116524](https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116524).

AGES, 2019. Nationale Referenzzentrale für Salmonellen. Jahresbericht 2019, Österreich. ed, 2019. Bundesministerium für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz, Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) Humanmedizin Graz, Zentrum für lebensmittelbedingte Infektionskrankheiten.

Ahmadi, Amir; Yang, Wenwen; Jones, Spencer; Wu, Tingting, 2018. Separation-free Al-Mg/graphene oxide composites for enhancement of urban stormwater runoff quality. In *Advanced Composites and Hybrid Materials* 1 (3), pp. 591–601. DOI: [10.1007/s42114-018-0042-5](https://doi.org/10.1007/s42114-018-0042-5).

Ahmed, W., Tschärke, B., Bertsch, P.M., Bibby, K., Bivins, A., Choi, P., Clarke, L., Dwyer, J., Edson, J., Minh, T., Nguyen, H., Brien, J.W.O., Simpson, S.L., Sherman, P., Thomas, K. V., Verhagen, R., Zaugg, J., Mueller, J.F., 2021. SARS-CoV-2 RNA monitoring in wastewater as a potential early warning system for COVID-19 transmission in the community : A temporal case study. *Sci. Total Environ.* 761, 144216. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.144216](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144216).

Ajonina, C., Buzie, C., Otterpohl, R., 2013. The detection of Giardia cysts in a large-scale wastewater treatment plant in Hamburg, Germany. J. Toxicol. Environ. Health. A 76, 509–14. DOI: [10.1080/15287394.2013.785208](https://doi.org/10.1080/15287394.2013.785208)

AKUT Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner; Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 2018. Leistungsfähigkeit von praxiserprobten Formen der dezentralen und zentralen Regenwasserbewirtschaftung im urbanen Kontext. Berlin.

Alfa Aesar by Thermo Fisher Scientific, 2020. 2-Butyn-1,4-diol, +98 %. Online verfügbar unter fishersci.de/shop/products/2-butyne-1-4-diol-98/p-7021979#?keyword=110-65-6, zuletzt aktualisiert am 29.09.2020.

Alfa Aesar by Thermo Fisher Scientific, 2020. 4-tert-Butylbenzaldehyd, 97 %. Online verfügbar unter fishersci.de/shop/products/4-tert-butylbenzaldehyde-97/p-7022818, zuletzt aktualisiert am 29.09.2020.

Ali, S.A., Hill, D.R., 2003. Giardia intestinalis. Curr. Opin. Infect. Dis. 16, 453–460. <https://doi.org/10.1097/00001432-200310000-00012> Aemig, Q., A. Hélias und D. Patureau, 2021. Impact assessment of a large panel of organic and inorganic micropollutants released by wastewater treatment plants at the scale of France [online]. Water Research, 188, 116524. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.watres.2020.116524](https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116524).

Allard, A., Vantarakis, A., 2017. Adenoviruses. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project). (J.S Meschke, and R. Girones (eds), Part 3: Specific Excreted Pathogens: Environmental and Epidemiology Aspects - Section 1: Viruses), Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. DOI: [10.14321/waterpathogens.11](https://doi.org/10.14321/waterpathogens.11).

Alygizakis, N.A., H. Besselink, G.K. Paulus, P. Oswald, L.M. Hornstra, M. Oswaldova, G. Medema, N.S. Thomaidis, P.A. Behnisch und J. Slobodnik, 2019. Characterization of wastewater effluents in the Danube River Basin with chemical screening, in vitro bioassays and antibiotic resistant genes analysis [online]. Environment international, 127, 420-429. Environment international. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.envint.2019.03.060](https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.060).

Amann, A., M. Clara, O. Gabriel, G. Hochedlinger, M. Humer, F. Humer, S. Kittlaus, S. Kulcsar, C. Scheffknecht, H. Trautvetter, M. Zessner und O. Zoboli, 2019: STOBIMO Spurenstoffe. Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene. Wien.

Amann, A., M. Damm, S. Peer, H. Rechberger, N. Weber, M. Zessner und O. Zoboli, 2021. StraPhos – Zukunftsfähige Strategien für ein österreichisches Phosphormanagement [online]. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. Wien [Zugriff am: 8. September 2021]. Verfügbar unter: dafne.at/prod/dafne_plus_common/attachment_download/6c3a1002578315fe6cc7512c9c0f1aba/Endbericht_StraPhos_Barrierefrei.pdf.

Amorós, I., Moreno, Y., Reyes, M., Moreno-Mesonero, L., Alonso, J.L., 2016. Prevalence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw and treated sewage sludges. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 37, 2898–2904. doi.org/10.1080/09593330.2016.1168486.

ARGE, 2014. Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein- Westfalen (MKULNV) (Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren).

Arimi, S.M., Fricker, C.R., Park, R.W.A., 1988. Occurrence of ‘thermophilic’ campylobacters in sewage and their removal by treatment processes. *Epidemiol. Infect.* 101, 279–286. doi.org/10.1017/S0950268800054194.

Arp, H. P. H.; Hale, S. E., 2019. REACH: Improvement of guidance methods for the identification and assessment of PMT/vPvM substances. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau (UBA-Texte, 126/2019). Online verfügbar unter umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-29_texte_126-2019_reach-pmt.pdf, zuletzt geprüft am 08.10.2020.

Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K., Snozzi, M., 2001. Indicators of microbial water quality, in: Fewtrell, L., Bartram, J. (Eds.), *Water Quality - Guidelines, Standards and Health. Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*. IWA Publishing, London, pp. 289–316. researchgate.net/publication/252756462 Indicators of microbial water quality

Atmar, R.L., Opekun, A.R., Gilger, M.A., Estes, M.K., Crawford, S.E., Neill, F.H., Ramani, S., Hill, H., Ferreira, J., Graham, D.Y., 2014. Determination of the 50 % human infectious dose for norwalk virus. *J. Infect. Dis.* 209, 1016–1022. [DOI: 10.1093/infdis/jit620](https://doi.org/10.1093/infdis/jit620).

Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority, 2020. Azinphos-ethyl chemical review. Online verfügbar unter apvma.gov.au/node/12381, zuletzt aktualisiert am 08.09.2020.

Avery, L.M., Killham, K., Jones, D.L., 2005. Survival of *E. coli* O157:H7 in organic wastes destined for land application. *J. Appl. Microbiol.* 98, 814–822. [DOI: 10.1111/j.1365-2672.2004.02524.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02524.x)

Ávila, Cristina; Salas, Juan José; Martín, Isabel; Aragón, Carlos; García, Joan, 2013. Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. In *Ecological Engineering* 50, pp. 13–20. [DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.08.009](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.009).

Aw, T.G., Gin, K.Y.H., 2010. Environmental surveillance and molecular characterization of human enteric viruses in tropical urban wastewaters. *J. Appl. Microbiol.* 109, 716–730. [DOI: 10.1111/j.1365-2672.2010.04701.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2010.04701.x)

Bahr, C.; Ernst, M.; Jekel, M.; Heinzmann, B.; Luck, F.; Ried, A., 2007. Pilotox - Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion. Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Bd. 5. Berlin.

Bangerter, Bruno, 2019. Elimination von organischen Spurenstoffen. Ergebnisse zum 1. Betriebsjahr ARA Thunersee.

Beckers, Liza-Marie; Busch, Wibke; Krauss, Martin; Schulze, Tobias; Brack, Werner, 2018. Characterization and risk assessment of seasonal and weather dynamics in organic pollutant mixtures from discharge of a separate sewer system. In: *Water Research* 135, S. 122–133. [DOI: 10.1016/j.watres.2018.02.002](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.002)

Becouze-Lareure, C., A. Dembélé, M. Coquery, C. Cren-Olivé und J.-L. Bertrand-Krajewski, 2019: Assessment of 34 dissolved and particulate organic and metallic micropollutants discharged at the outlet of two contrasted urban catchments [online]. *Science of The Total*

Environment, 651, 1810-1818. ISSN 0048-9697. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.042](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.042)

Belmont, Marco; Metcalfe, Chris, 2003. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants - A laboratory-scale study. In: Ecological Engineering 21, S. 233–247. [DOI: 10.1016/j.ecoleng.2003.10.003](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.10.003)

Berglund, B., Dienus, O., Sokolova, E., Berglind, E., Matussek, A., Pettersson, T., Lindgren, P.-E., 2017. Occurrence and removal efficiency of parasitic protozoa in Swedish wastewater treatment plants. Sci. Total Environ. 598, 821–827. [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.015](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.015)

Berndtsson, J., Paul, C.J., 2015. Microbiological pollution of the southern baltic sea from small urban catchments following rain events of different intensities. J. Water Manag. Res. 27–36. [\[PDF\] Microbiological pollution of the southern baltic sea from small urban catchments following rain events of different intensities | Semantic Scholar](#)

Bertling, J., Bertling, R., Hamann, L., 2018. Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT (Hrsg.), Oberhausen, Juni 2018.

Bester, K., 2004. Retention characteristics and balance assessment for two polycyclic musk fragrances (HHCB and AHTN) in a typical German sewage treatment plant. In: Chemosphere 57 (8), S. 863–870. [DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.08.032](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.032)

Bester, K.; Schäfer, D., 2009. Activated soil filters (bio filters) for the elimination of xenobiotics (micro-pollutants) from storm- and waste waters. In Water Research 43 (10), pp. 2639–2646. [DOI: 10.1016/j.watres.2009.03.026](https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.026).

Betancourt, W.Q., and Shulman, L.M. 2016. Polioviruses and other Enteroviruses. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) Global Water Pathogens Project. <http://www.waterpathogens.org> (J.S Meschke, and R. Girones (eds) Part 3 Viruses) Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO; waterpathogens.org/poliovirusesandotherenteroviruses.

Birch, H., P.S. Mikkelsen, J.K. Jensen und H.-C.H. Lützhøft, 2011. Micropollutants in storm-water runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark [online]. Water Science and Technology, 64(2), 485-493. ISSN 0273-1223. Verfügbar unter: [DOI: 10.2166/wst.2011.687](https://doi.org/10.2166/wst.2011.687)

Bitton, G., 2005. Wastewater Microbiology, 3rd ed. ed. John Wiley & Sons, Inc.

Bivins, A., Greaves, J., Fischer, R., Yinda, K.C., Ahmed, W., Kitajima, M., Munster, V.J., Bibby, K., 2020. Persistence of SARS-CoV-2 in Water and Wastewater. Environ Sci Technol Lett. [acs.estlett.0c00730](https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00730). DOI: [10.1021/acs.estlett.0c00730](https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00730)

Blanch, A.R., García-Aljaro, C., Muniesa, M., Jofre, J., 2003. Detection, enumeration and isolation of strains carrying the stx2 gene from urban sewage. Water Sci. Technol. 47, 109–116. DOI: [10.2166/wst.2003.0175](https://doi.org/10.2166/wst.2003.0175)

Blanch, A.R., Belanche-Muñoz, L., Bonjoch, X., Ebdon, J., Gantzer, C., Lucena, F., Ottoson, J., Kourtis, C., Iversen, A., Kühn, I., Mocé, L., Muniesa, M., Schwartzbrod, J., Skraber, S., Papageorgiou, G.T., Taylor, H., Wallis, J., Jofre, J., 2006. Integrated Analysis of Established and Novel Microbial and Chemical Methods for Microbial Source Tracking. Appl. Environ. Microbiol. 72, 5915–5926. DOI: [10.1128/AEM.02453-05](https://doi.org/10.1128/AEM.02453-05)

Blaschke, A., Farnleitner, A., Kirschner, A., Sommer, R., 2018. Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Siedlungswasser-Wirtschaft der Umlandgemeinden. Phase 1: "Pilotstudie". Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. [umweltfoerderung.at/fileadmin/user_upload/media/umweltfoerderung/Dokumente Betriebe/Wasser Betriebe/Studien Wasserwirtschaft/B401184_Endbericht.pdf](https://umweltfoerderung.at/fileadmin/user_upload/media/umweltfoerderung/Dokumente_Betriebe/Wasser_Betriebe/Studien_Wasserwirtschaft/B401184_Endbericht.pdf).

Blatny, J.M., Reif, B.A.P., Skogan, G., Andreassen, O., Høiby, E.A., Ask, E., Waagen, V., Aanonsen, D., Aaberge, I.S., Caugant, D.A., 2008. Tracking airborne Legionella and Legionella pneumophila at a biological treatment plant. Environ. Sci. Technol. DOI: [10.1021/es800306m](https://doi.org/10.1021/es800306m).

Blecken, Godecke-Tobias; Marsalek, J.; Viklander, M., 2011. Laboratory Study of Storm-water Biofiltration in Low Temperatures: Total and Dissolved Metal Removals and Fates. In Water, Air, & Soil Pollution 219 (1), pp. 303–317. DOI: [10.1007/s11270-010-0708-2](https://doi.org/10.1007/s11270-010-0708-2)

Boarato-David, É., Guimarães, S., Cacciò, S., 2019. *Giardia duodenalis*, in: Fayer, R., Jakubowski, W. (Eds.), *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. Michigan State University, pp. 1–50. DOI: [10.14321/waterpathogens.35](https://doi.org/10.14321/waterpathogens.35)

Boehm, A.B., Sassoubre, L.M., 2014. Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination, Enterococci: From Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection [Review]. Boston: Massachusetts Eye and Ear Infirmary. pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24649503/.

Boller, M. A.; Steiner, M., 2002. Diffuse emission and control of copper in urban surface runoff. In *Water Sci Technol* 46 (6-7), pp. 173–181.

Bollmann, Ulla E.; Vollertsen, Jes; Carmeliet, Jan; Bester, Kai, 2014. Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment – Concentrations, mass loads and emission processes. In: *Water Research* 56, S. 66–76. DOI: [10.1016/j.watres.2014.02.033](https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.033)

Bornemann, C.; Alt, K.; Böhm, F.; Hachenbert, M.; Kolisch, G.; Nahrstedt, A.; Taudien, Y., 2015. Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen "Filter AK+". Abschlussbericht.

Bonetta, S., Pignata, C., Lorenzi, E., De Ceglia, M., Meucci, L., Bonetta, Sa, Gilli, G., Carraro, E., 2016. Detection of pathogenic *Campylobacter*, *E. coli* O157:H7 and *Salmonella* spp. in wastewater by PCR assay. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 15302–15309. DOI: [10.1007/s11356-016-6682-5](https://doi.org/10.1007/s11356-016-6682-5)

Botturi, A.; Daneshgar, S.; Cordioli, A.; Foglia, A.; Eusebi, A.L.; Fatone, F., 2020. An innovative compact system for advanced treatment of combined sewer overflows (CSOs) discharged into large lakes: Pilot-scale validation. In *Journal of environmental management* 256, p. 109937. DOI: [10.1016/j.jenvman.2019.109937](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109937)

Bourgin, M.; Beck, B.; Boehler, M.; Borowska, E.; Fleiner, J.; Salhi, E. et al., 2018. Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. In: *Water Research* 129 (Supplement C), S. 486–498. DOI: [10.1016/j.watres.2017.10.036](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.036)

Boyd, G.R., D.A. Grimm, J.M. Palmeri und S. Zhang, 2004: Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and endocrine disrupting chemicals (EDCs) in stormwater canals and Bayou St. John in New Orleans, Louisiana, USA [online]. *Science of The Total Environment*, 333(1), 137-148. ISSN 0048-9697. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.03.018](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.03.018)

Brack, W.; Dulio, V.; Ågerstrand, M.; Allan, I.; Altenburger, R.; Brinkmann, M. et al., 2017. Towards the review of the European Union Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. In: *Science of The Total Environment* 576, S. 720–737. [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.104](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.104)

Braswell, Al. S.; Anderson, A. R.; Hunt, W. F., 2018. Hydrologic and Water Quality Evaluation of a Permeable Pavement and Biofiltration Device in Series. In: *Water* 10 (1). [DOI: 10.3390/w10010033](https://doi.org/10.3390/w10010033)

Braun, R., C. Hartmann, N. Kreuzinger, K. Lenz, H. Schaar und C. Scheffknecht, 2020: Untersuchung von Abwässern und Gewässern auf unterschiedliche toxikologische Endpunkte. Biologische Wirkttests mittels in-vitro-Verfahren. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT). Wien.

Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux C., Saad M., Leroy F. und Chebbo G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment [online]. *Water Research*, 46(20), 6799-6810. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.watres.2011.12.017](https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017)

Brückner, I.; Classen, S.; Hammers-Wirtz, M.; Klaer, K.; Reichert, J.; Pinnekamp, J., 2020. Tool for selecting indicator substances to evaluate the impact of wastewater treatment plants on receiving water bodies. In: *Science of The Total Environment* 745, S. 140746. [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140746](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140746)

Brunner, P. G., 2002. Bodenfilter zur Niederschlagswasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. 2nd ed. Edited by Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe.

Brunsch, A. F.; Florez, P. Z.; Langenhoff, A. A.M.; ter Laak, T. L.; Rijnaarts, H. H.M., 2020. Retention soil filters for the treatment of sewage treatment plant effluent and combined sewer overflow. In *Science of The Total Environment* 699, p. 134426. [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134426](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134426)

Bundesinstitut für Risikobewertung, 2020. Reclaimed waste water: preventing bacterial pathogens on fresh fruit and vegetables., BfROpinion. DOI: [10.17590/20200624-073439](https://doi.org/10.17590/20200624-073439).

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2018. H2O Fachdatenbank [online]. 2018 [Zugriff am: 17. Juli 2021]. Verfügbar unter: wasser.umweltbundesamt.at/h2odb/index.xhtml.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), 6. Februar 2020. 2. Sitzung des Expertengremiums zur Bewertung der Relevanz von Spurenstoffen - Kurzprotokoll [online]. Bonn.

Burant, A., W. Selbig, E.T. Furlong und C.P. Higgins, 2018. Trace organic contaminants in urban runoff: Associations with urban land-use [online]. Environmental Pollution, 242, 2068-2077. ISSN 0269-7491. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.envpol.2018.06.066](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.066)

Burckhardt, F., M., Heißenhuber, A., Morlock, G., Busch, U., Schindler, P., Fruth, A., Ammon, A., Wildner, M., 2005. [Risk factors for abundance of shiga toxin producing *Escherichia coli* in sewage water]. Gesundheitswesen 67, 858–61. DOI: [10.1055/s-2005-858900](https://doi.org/10.1055/s-2005-858900)

Cabrita, L.D., Chow, M.K.M., Bottomley, S.P., 2004. A Practical Guide To Protein Expression and Refolding From Inclusion Bodies. Biotechnology 10, 1–15. DOI: [10.1134/S1063783408090278](https://doi.org/10.1134/S1063783408090278).

Cacciò, S.M., De Giacomo, M., Aulicino, F.A., Pozio, E., 2003. Giardia Cysts in Wastewater Treatment Plants in Italy. Appl. Environ. Microbiol. 69, 3393–3398. DOI: [10.1128/AEM.69.6.3393-3398.2003](https://doi.org/10.1128/AEM.69.6.3393-3398.2003)

Caicedo, C., Beutel, S., Scheper, T., Rosenwinkel, K.H., Nogueira, R., 2016. Occurrence of Legionella in wastewater treatment plants linked to wastewater characteristics. Environ. Sci. Pollut. Res. 23, 16873–16881. DOI: [10.1007/s11356-016-7090-6](https://doi.org/10.1007/s11356-016-7090-6)

Caicedo, C., Rosenwinkel, K.H., Exner, M., Verstraete, W., Suchenwirth, R., Hartemann, P., Nogueira, R., 2019. Legionella occurrence in municipal and industrial wastewater treatment plants and risks of reclaimed wastewater reuse: Review. Water Res. 149, 21–34. DOI: [10.1016/j.watres.2018.10.080](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.080)

Campo, J.; Masiá, A.; Blasco, C.; Picó, Y., 2013. Occurrence and removal efficiency of pesticides in sewage treatment plants of four Mediterranean River Basins. In: Journal of hazardous materials 263 Pt 1, S. 146–157. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2013.09.061](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.09.061).

Carl Roth GmbH + Co. KG, 2020. Sicherheitsdatenblatt. Coffein ≥98,5 %, wasserfrei, für die Biochemie. Online verfügbar unter [carlroth.com/medias/SDB-N815-AT-DE.pdf?context=bWFzdGVyfHNIY3VyaXR5RGF0YXNoZWV0c3wyNTIwNzZ8YXBwb-GljYXRpb24vcGRmfHNIY3VyaXR5RGF0YXNoZWV0cy9oZjM-vaDk5LzkwNTcxODkxNjcxMzQucGRmfDg3NzdiMm-RiZDBiMDQ5ZTY1ZDM2NjFmNjcyY2RiNTY4NTc0MDc1NmJjNmE1OTBhNTcwNTU1YTFiO-DAyMTVmYjM](https://www.carlroth.com/medias/SDB-N815-AT-DE.pdf?context=bWFzdGVyfHNIY3VyaXR5RGF0YXNoZWV0c3wyNTIwNzZ8YXBwb-GljYXRpb24vcGRmfHNIY3VyaXR5RGF0YXNoZWV0cy9oZjM-vaDk5LzkwNTcxODkxNjcxMzQucGRmfDg3NzdiMm-RiZDBiMDQ5ZTY1ZDM2NjFmNjcyY2RiNTY4NTc0MDc1NmJjNmE1OTBhNTcwNTU1YTFiO-DAyMTVmYjM)

Carducci, A., Battistini, R., Rovini, E., Verani, M., 2009. Viral removal by wastewater treatment: Monitoring of indicators and pathogens. Food Environ. Virol. 1, 85–91. doi.org/10.1007/s12560-009-9013-x.

Carrington, E.-G., 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/sludge_eval.pdf.

Carvahlo, R., D. Marinov, R. Loos, D. Napierska, N. Chirico und T. Lettieri, 2016. Monitoring-based Exercise: Second Review of the Priority Substances List under the Water Framework Directive. JRC Science Hub.

Castro-Hermida, J.A., García-Presedo, I., González-Warleta, M., Mezo, M., 2010. Cryptosporidium and Giardia detection in water bodies of Galicia, Spain. Water Res. 44, 5887–5896. DOI: [10.1016/j.watres.2010.07.010](https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.010)

Cervero-Aragó, S., Rodríguez-Martínez, S., Puertas-Bennasar, A., Araujo, R.M., 2015. Effect of common drinking water disinfectants, chlorine and heat, on free Legionella and amoebae-associated Legionella. PLoS One 10. DOI: [10.1371/journal.pone.0134726](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134726)

Céspedes, R.; Lacorte, S.; Ginebreda, A.; Barceló, D., 2008. Occurrence and fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates in sewage treatment plants and impact on receiving waters along the Ter River (Catalonia, NE Spain). In: Environmental Pollution 153 (2), S. 384–392. DOI: [10.1016/j.envpol.2007.08.026](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.026)

Chacón, L., Barrantes, K., Santamaría-Ulloa, C., Solano, M., Reyes, L., Taylor, L., Valiente, C., Symonds, E.M., Achí, R., 2020. A somatic coliphage threshold approach to improve the management of activated sludge wastewater treatment plant effluents in resource-limited regions. *Appl. Environ. Microbiol.* 86, 1–16. DOI: [10.1128/AEM.00616-20](https://doi.org/10.1128/AEM.00616-20)

Chang, S.-S.C., W.-J.L. Lee, L.-C.W. Wang, G.-P.C.-C. Chang-Chien und C.-Y. Wu, 2013. Energy recovery and emissions of PBDD/Fs and PBDEs from cocombustion of woodchip and wastewater sludge in an industrial boiler [online]. *Environmental science & technology*, 47(21), 12600-12606. ISSN 0013-936X [Zugriff am: 17. September 2021]. Verfügbar unter: DOI: [10.1021/es402910p](https://doi.org/10.1021/es402910p)

Cheng, H.-W.A., Lucy, F.E., Graczyk, T.K., Broaders, M.A., Tamang, L., Connolly, M., 2009. Fate of *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis* oocysts and *Giardia duodenalis* cysts during secondary wastewater treatments. *Parasitol. Res.* 105, 689–96. DOI: [10.1007/s00436-009-1440-y](https://doi.org/10.1007/s00436-009-1440-y)

Cheung, K.S., Hung, I.F.N., Chan, P.P.Y., Lung, K.C., Tso, E., Liu, R., Ng, Y.Y., Chu, M.Y., Chung, T.W.H., Tam, A.R., Yip, C.C.Y., Leung, K.H., Fung, A.Y.F., Zhang, R.R., Lin, Y., Cheng, H.M., Zhang, A.J.X., To, K.K.W., Chan, K.H., Yuen, K.Y., Leung, W.K., 2020. Gastrointestinal Manifestations of SARS-CoV-2 Infection and Virus Load in Fecal Samples from a Hong Kong Cohort: Systematic Review and Meta-analysis. *Gastroenterology* 159, 81–95. DOI: [10.1053/j.gastro.2020.03.065](https://doi.org/10.1053/j.gastro.2020.03.065)

Hartmann (2015): PHTHALAT- UND BISPHENOL A - BELASTUNG IN ÖSTERREICH. Ergebnisse einer Human-Biomonitoring-Studie. Hg. v. Umweltbundesamt Wien. Report REP-0532. Wien.

Cincinelli, A., T. Martellini, L. Misuri, E. Lanciotti, A. Sweetman, S. Laschi und I. Palchetti, 2012: PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of using sewage sludge for land application [online]. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 161, 229-234. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.envpol.2011.11.001](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.11.001)

Cladière, M.; Gasperi, J.; Lorgeoux, C.; Tassin, B., 2011. Discharges of endocrine disrupting chemicals by combined sewer overflows into receiving water: case-study of the Paris conurbation. In: Daniel Thevenot (Hg.): 11th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2011) – Urban Waters: resource or risks?, WWW-YES-

2011. Arcueil, France (WWW-YES). Online verfügbar unter hal.archives-ouvertes.fr/hal-00607950

Clara, M., N. Kreuzinger, B. Strenn, O. Gans und H. Kroiss, 2005. The solids retention time- a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants [online]. Water Research, 39(1), 97-106. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.watres.2004.08.036](https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.08.036)

Clara, M., M. Denner, O. Gans, S. Scharf, G. Windhofer und M. Zessner, 2009. Emissionen organischer und anorganischer Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. [online]. Umweltbundesamt Wien. Wien. Report REP-0247. Verfügbar unter: umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0247.pdf.

Clara, M., C. Scheffknecht und S. Weiß, 2013. Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in die Umwelt. Amt der Vorarlberger Landesregierung. Bericht UBA/UI-02/2013.

Clara, M., G. Gruber, F. Humer, T. Hofer, F. Kretschmer, T. Ertl, C. Scheffknecht und S. Weiß, 2014a. Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen [online]. SCHRUM. Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMFLUW). Wien. Verfügbar unter: info.bmlrt.gv.at/service/publikationen/wasser/Spurenstoffemissionen-aus-Siedlungsgebieten-und-von-Verkehrsflaechen.html

Clara, M., N. Kreuzinger, S. Kulcsar, B. Liebmann, S. Mühlegger, H. Schaar, B. Vallant und S. Weiß, 2014b. NANODESTINARA. Verhalten von ausgewählten Nanopartikeln bei der kommunalen Abwasserreinigung. Umweltbundesamt GmbH; Technische Universität Wien - Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft.

Clara, M., C. Hartmann und C. Scheffknecht, 2016. Klärschlamm und Boden: Eintrag von Spurenstoffen auf landwirtschaftlich genützte Böden [online]. Amt der Vorarlberger Landesregierung. Bregenz und Wien. Verfügbar unter: vorarlberg.at/web/land-vorarlberg/contentdetailseite/-/asset_publisher/qA6AJ38txu0k/content/eintrag-von-spurenstoffen-auf-landwirtschaftlich-genutzte-boeden?article_id=190396.

Clara, M., K. Lenz, Y. Spira, S. Weiß, B. Piberhofer und G. Minniberger, 2017a. Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen [online]. Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMFLUW).

Wien. Verfügbar unter: info.bmlrt.gv.at/themen/wasser/wasserqualitaet/abwasserreinigung/emissionen-ausgew-hter-priorit-rer-und-sonstiger-stoffe.html

Clara, M., W. Hanefeld und C. Scheffknecht, 2017b. Untersuchung ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe in kommunalen Kläranlagen und Fließgewässern in Vorarlberg Fließgewässern in Vorarlberg [online]. Amt der Vorarlberger Landesregierung; Umweltbundesamt GmbH. Verfügbar unter: vorarlberg.at/web/land-vorarlberg/contentdetailseite/-/asset_publisher/qA6AJ38txu0k/content/prioritaere-stoffe-in-kommunalen-kl-aeranlagen-und-fliessgewaessern?article_id=117972.

Clara, M., C. Hartmann und Deutsch Karin, 2019: Arzneimittelwirkstoffe und Hormone in Fließgewässern – GZÜV Sondermessprogramm 2017/2018. Wien.

Clara, M., G. Gruber, P. Hohenblum, T. Hofer, S. Kittlaus, K. Lenz, B. Liebmann, M. Liedermann, R. Maier, O. Mallow, M. Pessenlehner, M. Pichler, B. Polgar, H. Rechberger, C. Scheffknecht, S. Spacek, C. Steidl und M. Zessner, 2020. TEMPEST. Erfassung von Emissionen ausgewählter Spurenstoffe aus Kanalsystemen, Handlungsoptionen zu deren Minderung und Optimierung einer alternativen Nachweismethode für Kunststoffpartikel in Wasserproben. BMLRT Wien. [TEMPEST \(umweltfoerderung.at\)](https://www.tempest.at)

Comber, Sean; Gardner, Mike; Jones, Vera; Ellor, Brian, 2015. Source apportionment of trace contaminants in urban sewer catchments. In: Environmental Technology 36 (5-8), S. 573–587. DOI: [10.1080/09593330.2014.953599](https://doi.org/10.1080/09593330.2014.953599)

COST Action ES1403, 2017. New and emerging challenges and opportunities in wastewater reuse (NEREUS), Working Group 1 - Microbiome and mobile antibiotic resistome in treated wastewater and in downstream environments. Deliverable D.1.2: List of the top most prevalent and persistent, and the top 5 most hazardous ARB&ARGs in treated wastewater and surrounding environment, specifically focusing on antibiotic resistance genes associated with mobile genetic elements. April 2017. nereus-cost.eu/wp-content/uploads/2020/06/D2.pdf. 10 S.

COWI, IOM Consulting and AMEC, 2012. Evaluation of new scientific evidence concerning the restrictions on DINP and DIDP contained in Entry 52 of Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 (REACH). Final report. Volumes of DINP and DIDP.

Cristale, J., S. Lacorte, 2015. PBDEs versus NBFR in wastewater treatment plants: occurrence and partitioning in water and sludge. *AIMS Environmental Science*, (2(3)), 533-546. *AIMS Environmental Science*.

Crocetti, Paolo; Eusebi, Anna Laura; Bruni, Cecilia; Marinelli, Enrico; Darvini, Giovanna; Carini, Claudio Bernardo et al., 2021. Catchment-wide validated assessment of combined sewer overflows (CSOs) in a mediterranean coastal area and possible disinfection methods to mitigate microbial contamination. In: *Environmental Research* 196, S. 110367. DOI: [10.1016/j.envres.2020.110367](https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110367)

Thevenot D. (Hg.), 2011. 11th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2011) – Urban Waters: resource or risks? Arcueil, France (WWW-YES).

Davis, A. P., 2007. Field Performance of Bioretention: Water Quality. In *Environmental Engineering Science* 24 (8), pp. 1048–1064. DOI: [10.1089/ees.2006.0190](https://doi.org/10.1089/ees.2006.0190)

Deffontis, S., A. Breton, C. Vialle, M. Montréjaud-Vignoles, C. Vignoles und C. Sablayrolles, 2013: Impact of dry weather discharges on annual pollution from a separate storm sewer in Toulouse, France [online]. *Science of The Total Environment*, 452-453, 394-403. ISSN 0048-9697. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.03.014](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.014)

DHSS Delaware Health and Social Services, 2013a. ACETOCHLOR. Online verfügbar unter dhss.delaware.gov/dhss/dph/files/acetochlorfaq.pdf.

DHSS Delaware Health and Social Services, 2013b. METOLACHLOR. Online verfügbar unter dhss.delaware.gov/dph/files/metofaq.pdf.

DHSS Delaware Health and Social Services, 2015. FIPRONIL. Online verfügbar unter dhss.delaware.gov/dhss/dph/files/fipronilfaq.pdf.

DiBlasi, Catherine J.; Li, Houg; Davis, Allen P.; Ghosh, Upal, 2009. Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. In: *Environmental science & technology* 43 (2), S. 494–502. DOI: [10.1021/es802090g](https://doi.org/10.1021/es802090g)

Diston, D., Wicki, M., 2015. Occurrence of bacteriophages infecting Bacteroides host strains (ARABA 84 and GB-124) in fecal samples of human and animal origin. J. Water Health 13, 654–661. DOI: [10.2166/wh.2014.199](https://doi.org/10.2166/wh.2014.199)

Dulio V. und von der Ohe, C., 2013. NORMAN Prioritisation framework for emerging substances. NORMAN Association. France. norman-network.net/sites/default/files/files/Publications/NORMAN_prioritisation_Manual_15%20April2013_final%20for%20website-f.pdf

DWA, 2016. Nanomaterialien - Verhalten in der kommunalen Kläranlage. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall 63 (2), S. 114–118.

DWA, 2019a. Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung - Verfahrensvarianten, Reinigungsleistung und betriebliche Aspekte -: DWA (DWA-Themen).

DWA, 2019b. 32. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen.

DWA-AG KA-8.5 "Ozonung", 2021. Einsatz der Ozonung zur Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen - Erfahrungen, verfahrenstechnische Aspekte und offene Fragen: DWA-Themen (Entwurf).

ECDC, 2019a. European Centre for Disease Prevention and Control. Campylobacteriosis. In: ECDC. Annual epidemiological report for 2017. Stockholm: ECDC.

ECDC, 2019b. European Centre for Disease Prevention and Control. Cryptosporidiosis. In: ECDC. Annual epidemiological report for 2017. Eur. Cent. Dis. Prev. Control.

ECDC, 2019c. European Centre for Disease Prevention and Control. Giardiasis (lambliasis). In: ECDC. Annual epidemiological report for 2017. Stockholm: ECDC; 2019. Stockholm.

ECDC, 2021. European Centre for Disease Prevention and Control. Shiga toxin-producing *Escherichia coli* (STEC) infection. In: ECDC. Annual epidemiological report for 2019. Stockholm: ECDC.

ECHA European chemicals Agency, 2003a. European Union Risk Assessment Report - 1,2-benzenedicarboxylic acid, di-C8-10- branched alkyl esters, C9-rich and di-“isononyl” phthalate (DINP).

ECHA European chemicals Agency, 2003b. European Union Risk Assessment Report - 1,2-benzenedicarboxylic acid, di-C9-11- branched alkyl esters, C10-rich and di-“isodecyl” phthalate (DIDP).

ECHA European chemicals Agency, 2019a. Annex XV Restriction Report. Proposal for a restriction. SUBSTANCE NAMES: Undecafluorohexanoic acid (PFHxA), its salts and related substances.

ECHA European Chemicals Agency, 2019b. ANNEX to the ANNEX XV RESTRICTION REPORT, PROPOSAL FOR A RESTRICTION. Intentionally added microplastics. echa.europa.eu/documents/10162/db081bde-ea3e-ab53-3135-8aaffe66d0cb

ECHA European chemicals Agency, 2020a. Information on chemicals. Online verfügbar unter echa.europa.eu/de/information-on-chemicals.

ECHA European chemicals Agency, 2020b. Registrierte Stoffe. Online verfügbar unter echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/registered-substances.

Eftim, S.E., Hong, T., Soller, J., Boehm, A., Warren, I., Ichida, A., Nappier, S.P., 2017. Occurrence of norovirus in raw sewage – A systematic literature review and meta-analysis. Water Res. 111, 366–374. DOI: [10.1016/j.watres.2017.01.017](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.017)

Egle, L., H. Rechberger, J. Krampe und M. Zessner, 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies [online]. The Science of the total environment, 571, 522-542. The Science of the total environment [Zugriff am: 8. September 2021]. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.scitotenv.2016.07.019](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019)

EMA European Medicines Agency, 2021. Medicines. Online verfügbar unter ema.europa.eu/en/medicines, zuletzt aktualisiert am 24.02.2021.

Ensminger, Michael P.; Budd, Robert; Kelley, Kevin C.; Goh, Kean S., 2013. Pesticide occurrence and aquatic benchmark exceedances in urban surface waters and sediments in three urban areas of California, USA, 2008-2011. In: Environmental monitoring and assessment 185 (5), S. 3697–3710. DOI: [10.1007/s10661-012-2821-8](https://doi.org/10.1007/s10661-012-2821-8)

EPA United States Environmental Protection Agency, 1981. Dialifor. Pesticide Registration Standard. Online verfügbar unter <https://nepis.epa.gov/>, zuletzt geprüft am 09.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 1992. R.E.D FACTS. Heptachlor. Online verfügbar unter www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-044801_1-Mar-92.pdf.

EPA United States Environmental Protection Agency, 1996. R.E.D. FACTS. Bromacil. Online verfügbar unter www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-012301_1-Aug-96.pdf.

EPA United States Environmental Protection Agency, 1998. R.E.D. FACTS. DEET. Online verfügbar unter www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-080301_1-Apr-98.pdf, zuletzt aktualisiert am 08.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 1999. Reregistration Eligibility Decision (RED). Chlorothalonil. Online verfügbar unter archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/pdf/0097red.pdf.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2000. Chlorpyrifos-Methyl Facts. Online verfügbar unter www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-059102_1-Oct-00.pdf.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2000. R.E.D. FACTS. Ethyl Parathion. Online verfügbar unter www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-057501_1-Sep-00.pdf.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2002. Methidathion Facts. Online verfügbar unter archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/methidathion_fs.html, zuletzt aktualisiert am 08.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2004. R.E.D. FACTS. Thiram. Online verfügbar unter www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-079801_1-Sep-04.pdf.

Environment Agency, 2019. Cypermethrin: Sources, pathways and environmental data. Environment Agency U.K., Bristol; zuletzt aktualisiert am 23.02.2021, zuletzt geprüft am 23.02.2021.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2020. Chlorpyrifos. Online verfügbar unter [epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/chlorpyrifos](https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/chlorpyrifos), zuletzt aktualisiert am 08.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2020. Diazinon IRED Facts. Online verfügbar unter archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/diazinon_ired_fs.html, zuletzt aktualisiert am 08.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2020. Heptachlor Epoxide. Online verfügbar unter archive.epa.gov/epawaste/hazard/wastemin/web/pdf/hepchlep.pdf, zuletzt aktualisiert am 08.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2020. Propargite RED Facts. Online verfügbar unter archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/propargite_fs.html, zuletzt aktualisiert am 08.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2020. Trichlorfon Facts. Online verfügbar unter archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/trichlorfon_fs.html, zuletzt aktualisiert am 08.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2020. Pesticide Fact Sheet. Online verfügbar unter nepis.epa.gov/, zuletzt aktualisiert am 09.09.2020.

EPA United States Environmental Protection Agency, 2021. Cobalt(II) acetate. comp-tox.epa.gov/dashboard.

Escher, B. I.; Aït-Aïssa, S.; Behnisch, P. A.; Brack, W.; Brion, F.; Brouwer, A. et al. (2018): Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. In: Science of The Total Environment 628-629, S. 748–765. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.01.340](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.340)

Escher, B. I.; Stapleton, H. M.; Schymanski, L. (2020): Tracking complex mixtures of chemicals in our changing environment. In: Science 367 (6476), S. 388–392. [DOI: 10.1126/science.aay6636](https://doi.org/10.1126/science.aay6636)

EU, 2003. European Union Risk Assessment Report - Naphthalene.

EU, 2008. European Union Risk Assessment Report - BisphenolA.

EU, 2010. European Union Risk Assessment Report - Anthracene.

EU, 2016. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH article 57. Substance Name(s): Benzo[def]chrysene (Benzo[a]pyrene).

EU, 2017. Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Substance Name: Chrysene. Substance Name: Chrysene.

EU, 2017. Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Substance Name: Benz[a]anthracene. Substance Name: Benz[a]anthracene.

EU, 2018. Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Substance Name: Benzo[ghi]perylene. Substance Name: Benzo[ghi]perylene.

EU, 2018. Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Substance Name: Benzo[k]fluoranthene. Substance Name: Benzo[k]fluoranthene.

EU, 2018. Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Substance Name: Fluoranthene. Substance Name: Fluoranthene.

EU, 2018. Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Substance Name: Phenanthrene.

EU, 2018. Substance evaluation conclusion as required by REACH article 48 and evaluation report for Naphthalene. Substance: Naphthalene.

EU, 2018. Substance evaluation conclusion as required by REACH article 48 and evaluation report for Pyrene. Substance Name: Pyrene.

Europäische Union, 2020. VERORDNUNG (EU) 2020/741 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 25. Mai 2020 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung 2019, 32–55.

Exner, M.; Schwartz, T.; Schmithausen, R.; Rapp, B.; et al., 2020. Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern. Synthese- und Abschlussbericht. Bonn, Karlsruhe, Dresden, Aachen, Bad Elster.

EXTOXNET Extension Toxicology Network, 1993. Pesticide Information Profile Fenthion. Online verfügbar unter pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/dienochlor-glyphosate/fenthion-ext.html, zuletzt aktualisiert am 09.09.2020.

EXTOXNET Extension Toxicology Network, 1997. Pesticide Information Profile Propiconazole. Online verfügbar unter pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/metiram-propoxur/propiconazole-ext.html, zuletzt aktualisiert am 09.09.2020.

Fairbairn, D.J., S.M. Elliott, R.L. Kiesling, H.L. Schoenfuss, M.L. Ferrey und B.M. Westhoff, 2018. Contaminants of emerging concern in urban stormwater: Spatiotemporal patterns and removal by iron-enhanced sand filters (IESFs) [online]. *Water Research*, 145, 332–345. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.watres.2018.08.020](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.020)

Farhadkhani, M., Nikaeen, M., Hadi, M., Gholipour, S., Yadegarfar, G., 2020. Campylobacter risk for the consumers of wastewater-irrigated vegetables based on field experiments. *Chemosphere* 251, 126408. [DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126408](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126408)

Farnleitner, A.H., Ryzinska-Paier, G., Reischer, G.H., Burtscher, M.M., Knetsch, S., Kirschner, A.K.T., Dirnböck, T., Kuschnig, G., Mach, R.L., Sommer, R., 2010. *Escherichia coli* and enterococci are sensitive and reliable indicators for human, livestock and wildlife faecal pollution in alpine mountainous water resources. *J. Appl. Microbiol.* 109, 1599–1608. [DOI: 10.1111/j.1365-2672.2010.04788.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2010.04788.x)

Farrah, S.R., Bitton, G., 1984. Enteric bacteria in aerobically digested sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 47, 831–4. [DOI: 10.1128/AEM.47.4.831-834.1984](https://doi.org/10.1128/AEM.47.4.831-834.1984)

Feachem, R. G., Bradley, D. J., Garelick, H. and Mara, D.D., 1983. Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management. World Bank studies in water supply and sanitation 3.

Fent, K. und M.D. Mueller, 1991. Occurrence of organotins in municipal wastewater and sewage sludge and behavior in a treatment plant [online]. *Environmental science & technology*, 25(3), 489-493. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: [DOI: 10.1021/es00015a017](https://doi.org/10.1021/es00015a017)

Fernandez-Cassi, X., Silvera, C., Cervero-Aragó, S., Rusiñol, M., Latif-Eugeni, F., Bruguera-Casamada, C., Civit, S., Araujo, R.M., Figueras, M.J., Girones, R., Bofill-Mas, S., 2016. Evaluation of the microbiological quality of reclaimed water produced from a lagooning system. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23. [DOI: 10.1007/s11356-016-6812-0](https://doi.org/10.1007/s11356-016-6812-0)

Fields, B.S., Benson, R.F., Besser, R.E., 2002. Legionella and legionnaires' disease: 25 Years of investigation. *Clin. Microbiol. Rev.* [DOI: 10.1128/CMR.15.3.506-526.2002](https://doi.org/10.1128/CMR.15.3.506-526.2002)

Flanagan, Kelsey; Branchu, Philippe; Boudahmane, Lila; Caupos, Emilie; Demare, Dominique; Deshayes, Steven et al., 2018. Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff. In *Water Research* 145, pp. 562–578. [DOI: 10.1016/j.watres.2018.08.064](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.064)

Food, E., Authority, S., 2021. The European Union One Health 2019 Zoonoses Report. *EFSA J.* 19. [DOI: 10.2903/j.efsa.2021.6406](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6406)

Francy, D.S., Stelzer, E.A., Bushon, R.N., Brady, A.M.G., Williston, A.G., Riddell, K.R., Borchardt, M.A., Spencer, S.K., Gellner, T.M., 2012. Suppl. to Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. *Water Res.* 46, 4164–4178. [DOI: 10.1016/j.watres.2012.04.044](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.044)

Frischmuh, J., Hennig, S., Karbaum, C., Steinert, A., 2012. Schlussbericht Untersuchungen zur Eliminierung bestimmter gefährlicher Stoffe in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen. Hg. v. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden.

Fu, L.; Du, B.; Wang, F.; Lam, J. C. W.; Zeng, L.; Zeng, E. Y., 2017. Organophosphate Triesters and Diester Degradation Products in Municipal Sludge from Wastewater Treatment Plants in China: Spatial Patterns and Ecological Implications. In: Environmental science & technology 51 (23), S. 13614–13623. DOI: [10.1021/acs.est.7b04106](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04106)

Fuchs, S., F. Sacher, A. Thoma, S. Toshovski und M. Kaiser, 2019. Monitoringprogramm für prioritäre Stoffe und Biozide zur Ableitung deutschlandweiter differenzierter Emissionsfaktoren zur Bilanzierung der Stoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen. unveröffentlicht.

Fuchs, S., S. Toshovski, M. Kaiser, F. Sacher und A. Thoma, 2020. Belastung der Umwelt mit Bioziden realistischer erfassen - Schwerpunkt Einträge über Kläranlagen [online]. Umweltbundesamt (Deutschland). Dessau-Roßlau. UBA-Texte. 169/2020 [Zugriff am: 9. Februar 2021]. Verfügbar unter: [umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_169-2020_belastung_der_umwelt_mit_bioziden_realistischer_erfassen_-_schwerpunkt_eintraege_ueber_klaeranlagen.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_169-2020_belastung_der_umwelt_mit_bioziden_realistischer_erfassen_-_schwerpunkt_eintraege_ueber_klaeranlagen.pdf).

Fürhacker, M.; Measho Haile, T.; Monai, B.; Mentler, A., 2011. Performance of a filtration system equipped with filter media for parking lot runoff treatment. In Desalination 275, pp. 118–125. DOI: [10.1016/j.desal.2011.02.041](https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.02.041)

Gangl, M.; Sattelberger, R.; Scharf, S.; Kreuzinger, N., 2001. Hormonell wirksame Substanzen in Klärschlämmen: Umweltbundesamt Monografien M-136, 2001.

Gantner, K. (2002): Nachhaltigkeit urbaner Niederschlagswasserbewirtschaftungsmethoden. Dissertation Technische Universität Berlin. d-nb.info/967682495/34. Berlin.

Gantzer, C., Henny, J., Schwartzbrod, L., 2002. Bacteroides fragilis and Escherichia coli bacteriophages in human faeces. Int. J. Hyg. Environ. Health 205, 325–328. doi.org/10.1078/1438-4639-00152.

García-Aljaro, C., Muniesa, M., Jofre, J., Blanch, A.R., 2004. Prevalence of the stx2 gene in coliform populations from aquatic environments. Appl. Environ. Microbiol. 70, 3535–40. DOI: [10.1128/AEM.70.6.3535-3540.2004](https://doi.org/10.1128/AEM.70.6.3535-3540.2004)

García-Aljaro, C., Bonjoch, X., Blanch, A.R., 2005. Combined use of an immunomagnetic separation method and immunoblotting for the enumeration and isolation of Escherichia

coli O157 in waste waters. *J. Appl. Microbiol.* 98, 589–597. DOI: [10.1111/j.1365-2672.2004.02497.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02497.x)

Garcia-Aljaro, C., Momba, M., Muniesa, M., 2019. Pathogenic members of *Escherichia coli* & *Shigella* spp. Shigellosis, in: Pruden, A., Ashbolt, N., Miller, J. (Eds.), *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management* (Global Water Pathogen Project). Michigan State University, pp. 3–10. DOI: [10.14321/waterpathogens.24](https://doi.org/10.14321/waterpathogens.24)

Gardner, M.; Comber, S.; Scrimshaw, M. D.; Cartmell, E.; Lester, J.; Ellor, B., 2012. The significance of hazardous chemicals in wastewater treatment works effluents. In: *The Science of the total environment* 437, S. 363–372. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2012.07.086](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.086)

Gardner, M.; Jones, V.; Comber, S.; Scrimshaw, M. D.; Coello-Garcia, T.; Cartmell, E. et al., 2013. Performance of UK wastewater treatment works with respect to trace contaminants. In: *The Science of the total environment* 456-457, S. 359–369. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.03.088](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.088)

Gasperi, J., C. Sebastian, V. Ruban, M. Delamain, S. Percot, L. Wiest, C. Mirande, E. Caupos, D. Demare, M.D.K. Kessoo, M. Saad, J.J. Schwartz, P. Dubois, C. Fratta, H. Wolff, R. Moilleron, G. Chebbo, C. Cren, M. Millet, S. Barraud und M.C. Gromaire, 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments [online]. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(8), 5267-5281. ISSN 1614-7499. Verfügbar unter: DOI: [10.1007/s11356-013-2396-0](https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0)

Gasperi, J., S. Garnaud, V. Rocher und R. Moilleron, 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow [online]. *Science of The Total Environment*, 407(1), 263-272. ISSN 0048-9697. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.scitotenv.2008.08.015](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.015)

Gasperi, J., S. Garnaud, V. Rocher und R. Moilleron, 2011: Priority substances in combined sewer overflows: case study of the Paris sewer network [online]. *Water Science and Technology*, 63(5), 853-858. ISSN 0273-1223. Verfügbar unter: DOI: [10.2166/wst.2011.122](https://doi.org/10.2166/wst.2011.122)

Gasperi, Johnny; Laborie, Bastien; Rocher, Vincent, 2012. Treatment of combined sewer overflows by ballasted flocculation: Removal study of a large broad spectrum of pollutants. In *Chemical Engineering Journal* 211-212, pp. 293–301. DOI: [10.1016/j.cej.2012.09.025](https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.09.025)

Gassmann, L., Schwartzbrod, J., 1991. Wastewater and Giardia Cysts. *Water Sci. Technol.* 24, 183–186. DOI: [10.2166/wst.1991.0054](https://doi.org/10.2166/wst.1991.0054)

Gerba, C.P., 2015. Environmentally Transmitted Pathogens, in: *Environmental Microbiology*. Elsevier, pp. 509–550. DOI: [10.1016/B978-0-12-394626-3.00022-3](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394626-3.00022-3)

George A. Burdock, 1995. *Fenaroli's Handbook of Flavor Ingredients*. Third Edition: CRC Press.

George A. Burdock, 2010. *Fenaroli's Handbook of Flavor Ingredients*. Sixth Edition: CRC Press.

Gibson, C.J., Stadterman, K.L., States, S., Sykora, J., 1998. Combined sewer overflows: A source of CRYPTOSPORIDIUM AND GIARDIA? *Water Sci. Technol.* 38, 67–72. DOI: [10.1016/S0273-1223\(98\)00802-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00802-6)

Giese, B.; Klaessig, F.; Park, B.; Kaegi, R.; Steinfeldt, M.; Wigger, H. et al., 2018. Risks, Release and Concentrations of Engineered Nanomaterial in the Environment. In: *Scientific Reports* 8 (1), S. 1565. DOI: [10.1038/s41598-018-19275-4](https://doi.org/10.1038/s41598-018-19275-4)

González, M.M.; Martín, J.; Santos, J.L.; Aparicio, I.; Alonso, E., 2010. Occurrence and risk assessment of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in sewage sludge from different conventional treatment processes. In: *Science of The Total Environment* 408 (3), S. 563–570. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2009.10.027](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.027)

Götz, Christian, 2015. Mikroverunreinigungen im Zuger- und Ägerisee. Standortbestimmung, Bilanzierung der Stoffeinträge und Beurteilung des Handlungsbedarfs. Unter Mitarbeit von Heinz Singer, Johanna Otto, Bernd Kobler, Bruno Mathis, Mattias Fricker, Christina Vogelsang et al. Hg. v. Gewässerschutzverband der Region Zugersee-Küssnachtsee-Ägerisee (GVRZ). Zofingen. Online verfügbar unter zg.ch/behoerden/gesundheitsdirektion/amt-fuer-verbraucherschutz/lebensmittelkontrolle/wasser/trinkwasser/mikroverunreinigungen.

Götz, C., J. Otto und H. Singer, 2015: Überprüfung des Reeinigungseffekts. Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffe. *Aqua & Gas*, 95(2), 34-40, 2015.

Götz, C.; Kase, R.; Ort, C.; Singer, H.; Bergmann, S., 2012. MIKROSCHADSTOFFE AUS KOMMUNALEM ABWASSER. Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. ABSCHLUSSBERICHT. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV). Online verfügbar unter lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/wasser/klaeranlage_abwasser/Abschlussbericht%20Mikroschadstoffe_komprimiert.pdf, zuletzt geprüft am 06.05.2020.

Gujer W., 2002. Einleitung. In: Siedlungswasserwirtschaft. Springer, Berlin, Heidelberg. DOI: [10.1007/978-3-662-09885-1_1](https://doi.org/10.1007/978-3-662-09885-1_1)

Grabow, W.O.K., 2001. Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. Water SA 27, 251–268. DOI: [10.4314/wsa.v27i2.4999](https://doi.org/10.4314/wsa.v27i2.4999)

Graczyk, T.K., Kacprzak, M., Neczaj, E., Tamang, L., Graczyk, H., Lucy, F.E., Girouard, A.S., 2008. Occurrence of Cryptosporidium and Giardia in sewage sludge and solid waste landfill leachate and quantitative comparative analysis of sanitization treatments on pathogen inactivation. Environ. Res. 106, 27–33. DOI: [10.1016/j.envres.2007.05.005](https://doi.org/10.1016/j.envres.2007.05.005)

Grant, S.B., Pendroy, C.P., Mayer, C.L., Bellin, J.K., Palmer, C.J., 1996. Prevalence of enterohemorrhagic Escherichia coli in raw and treated municipal sewage. Appl. Environ. Microbiol. 62, 3466–3469. DOI: [10.1128/aem.62.9.3466-3469.1996](https://doi.org/10.1128/aem.62.9.3466-3469.1996)

Grøndahl-Rosado, R.C., Tryland, I., Myrmel, M., Aanes, K.J., Robertson, L.J., 2014. Detection of Microbial Pathogens and Indicators in Sewage Effluent and River Water During the Temporary Interruption of a Wastewater Treatment Plant. Water Qual. Expo. Heal. 6, 155–159. DOI: [10.1007/s12403-014-0121-y](https://doi.org/10.1007/s12403-014-0121-y)

Grümping, R.; Michalke, K.; Hirner, A. V.; Hensel, R., 1999. Microbial Degradation of Octamethylcyclotetrasiloxane. In: APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY 65 (5), S. 2276–2278. Online verfügbar unter DOI: [10.1128/AEM.65.5.2276-2278.1999](https://doi.org/10.1128/AEM.65.5.2276-2278.1999), zuletzt geprüft am 19.01.2021.

Güde, H., Eckenfels, A., Palmer, S., Fitz, J., Pietruske, J., Mc Taggart, K., Haibel, B., Setzer, T., 2001. Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für Belastungen mit Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Bodenseekreis). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Inst. für Seenforschung, Langenargen. 1–58.

Gundy, P.M., Gerba, C.P., Pepper, I.L., 2009. Survival of Coronaviruses in Water and Wastewater. *Food Environ. Virol.* 1, 10–14. DOI: [10.1007/s12560-008-9001-6](https://doi.org/10.1007/s12560-008-9001-6)

Guzmán, C., Jofre, J., Montemayor, M., Lucena, F., 2007. Occurrence and levels of indicators and selected pathogens in different sludges and biosolids. *J. Appl. Microbiol.* 103, 2420–2429. DOI: [10.1111/j.1365-2672.2007.03487.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2007.03487.x)

Harwood, V., Shanks, O., Korajkic, A., Verbyla, M., Ahmed, W., Iriarte, M., 2019. General and host-associated bacterial indicators of faecal pollution, in: Farnleitner, A., Blanch, A. (Eds.), *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. Michigan State University. DOI: [10.14321/waterpathogens.6](https://doi.org/10.14321/waterpathogens.6)

Hartmann, E.; Bischoff, W.-A.; Kaupenjohann, M., 2004. Untersuchung von Klärschlamm auf ausgewählte Schadstoffe und ihr Verhalten bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. Hg. v. Umweltbundesamt (Deutschland). Berlin.

Hasan, R., Nordin, A., Shakoob, S., Keenum, I., Vinneras, B., 2019. Salmonella, Enteric Fevers, and Salmonellosis, in: Pruden, A., Ashbolt, N., Miller, J. (Eds.), *Global Water Pathogen Project*. Michigan State University, p. 36. DOI: [10.14321/waterpathogens.27](https://doi.org/10.14321/waterpathogens.27)

Hernández-Crespo, C.; Fernández-Gonzalvo, M.; Martín, M.; Andrés-Doménech, I., 2019. Influence of rainfall intensity and pollution build-up levels on water quality and quantity response of permeable pavements. In: *Science of the Total Environment* 684, S. 303–313. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.05.271](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.271)

Herrero, P., F. Borrull, R. Marcé und E. Pocurull, 2014. A pressurised hot water extraction and liquid chromatography–high resolution mass spectrometry method to determine polar benzotriazole, benzothiazole and benzenesulfonamide derivatives in sewage sludge [online]. *Journal of Chromatography A*, 1355, 53-60. ISSN 0021-9673. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.chroma.2014.05.086](https://doi.org/10.1016/j.chroma.2014.05.086)

Hewitt, J., Leonard, M., Greening, G.E., Lewis, G.D., 2011. Influence of wastewater treatment process and the population size on human virus profiles in wastewater. *Water Res.* 45, 6267–6276. DOI: [10.1016/j.watres.2011.09.029](https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.029)

Hohenblum, P., R. Sattelberger und S. Scharf, 2000. ABWASSER- UND KLÄRSCHLAMMUNTERSUCHUNGEN IN DER PILOTKLÄRANLAGEENTSORGUNGSBETRIEBE SIMMERING (EbS) [online]. Wien: Umweltbundesamt GmbH. M-121. ISBN 3-85457-537-8. Verfügbar unter: umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M121.pdf

Hokajärvi, A.M., Pitkänen, T., Siljanen, H.M.P., Nakari, U.M., Torvinen, E., Siitonen, A., Miettinen, I.T., 2013. Occurrence of thermotolerant *Campylobacter* spp. and adenoviruses in Finnish bathing waters and purified sewage effluents. *J. Water Health* 11, 120–134. DOI: [10.2166/wh.2012.192](https://doi.org/10.2166/wh.2012.192)

Höller, C., Koschinsky, S., Witthuhn, D., 1999. Isolation of enterohaemorrhagic *Escherichia coli* from municipal sewage. *Lancet (London, England)* 353, 2039. DOI: [10.1016/S0140-6736\(99\)01332-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(99)01332-X)

Höller, C., Schomakers-Revaka, U., 1994. A Note: Comparison of different homogenization procedures for detecting *Campylobacter* spp. in sewage sludge. *J. Appl. Bacteriol.* 77, 591–596. DOI: [10.1111/j.1365-2672.1994.tb04406.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1994.tb04406.x)

Hou, F.; Tian, Z.; Peter, K. T.; Wu, C.; Gipe, A. D.; Zhao, H. et al., 2019. Quantification of organic contaminants in urban stormwater by isotope dilution and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. In: *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 411 (29), S. 7791–7806. DOI: [10.1007/s00216-019-02177-3](https://doi.org/10.1007/s00216-019-02177-3)

Howard, I., Espigares, E., Lardelli, P., Martín, J.L., Espigares, M., 2004. Evaluation of microbiological and physicochemical indicators for wastewater treatment. *Environ. Toxicol.* 19, 241–249. DOI: [10.1002/tox.20016](https://doi.org/10.1002/tox.20016)

Huang, S.W., Hsu, B.M., Ma, P.H., Chien, K.T., 2009. Legionella prevalence in wastewater treatment plants of Taiwan. *Water Sci. Technol.* 60, 1303–1310. DOI: [10.2166/wst.2009.410](https://doi.org/10.2166/wst.2009.410)

Hung, L.S., Gardens, A., 2003. The SARS epidemic in Hong Kong: what lessons have we learned? *J R Soc Med* 96, 374–378.

Istenič, D.; Arias, C.; Matamoros, V.; Vollertsen, J.; Brix, H., 2011. Elimination and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater wet detention ponds. In *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 64, pp. 818–825. DOI: [10.2166/wst.2011.525](https://doi.org/10.2166/wst.2011.525)

Janzen, N.; Banzhaf, S.; Scheytt, T.; Bester, K., 2009. Vertical flow soil filter for the elimination of micro pollutants from storm and waste water. In: *Chemosphere* 77, S. 1358–1365. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2009.09.024](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.024)

Jahne, M.A., Brinkman, N.E., Keely, S.P., Zimmerman, B.D., Wheaton, E.A., Garland, J.L., 2020. Droplet digital PCR quantification of norovirus and adenovirus in decentralized wastewater and graywater collections: Implications for onsite reuse. *Water Res.* 169. DOI: [10.1016/j.watres.2019.115213](https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115213)

Jebri, S., Muniesa, M., & Jofre, J. (2019). General and host-associated bacteriophage indicators of faecal pollution. *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project).*

Jekel, M.; Altmann, J.; Ruhl, A. S.; Sperlich, A.; Schaller, J.; Gnirß, R. et al., 2016. Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken. Abschlussbericht IST4R. Berlin (Abschlussbericht zum Projekt: Vergleich verschiedener Verfahrensvarianten der weitergehenden Abwasserreinigung zur Entlastung der Berliner Gewässer – Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken).

Jekel, Martin; Dott, Wolfgang, 2013. Leitfaden Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf, Ergebnisse des Querschnittsthemas "Indikatorsubstanzen".

Jekel, Martin; Klopfer, Achim; Schuhmacher, Jochen, 2006. Weitergehende Entfernung organischer Stoffe aus kommunalen Abwässern und deren Eignung zur Grundwasseranreicherung. BMBF; TU Berlin.

Jensen, M.; Cederkvist, K.; Bjerager, P.; Holm, P., 2011. Dual Porosity Filtration for treatment of stormwater runoff: first proof of concept from Copenhagen pilot plant. In *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 64, pp. 1547–1557. DOI: [10.2166/wst.2011.186](https://doi.org/10.2166/wst.2011.186)

Jeong, H.W., Kim, S.M., Kim, H.S., Kim, Y. Il, Kim, J.H., Cho, J.Y., Kim, S. hyung, Kang, H., Kim, S.G., Park, S.J., Kim, E.H., Choi, Y.K., 2020. Viable SARS-CoV-2 in various specimens from COVID-19 patients. *Clin. Microbiol. Infect.* 0–4. DOI: [10.1016/j.cmi.2020.07.020](https://doi.org/10.1016/j.cmi.2020.07.020)

John, D.E., Rose, J.B., 2005. Review of factors affecting microbial survival in groundwater. Environ. Sci. Technol. 39, 7345–7356. [DOI: 10.1021/es047995w](https://doi.org/10.1021/es047995w)

Jones, K., 2001. Campylobacters in water, sewage and the environment. J. Appl. Microbiol. 90, 68–79.

Jones, V., M. Gardner und B. Ellor, 2014: Concentrations of trace substances in sewage sludge from 28 wastewater treatment works in the UK [online]. Chemosphere, 111, 478-484. ISSN 0045-6535. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.04.025](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.025)

Kacprzak, M., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Rosikoń, K., Rorat, A., 2015. Escherichia coli and Salmonella spp. Early diagnosis and seasonal monitoring in the sewage treatment process by EMA-qPCR method. Polish J. Microbiol. 64, 143–148. [DOI: 10.33073/pjm-2015-021](https://doi.org/10.33073/pjm-2015-021)

Kaiser, A.-M.; Saracevic, E.; Schaar, H. P.; Weiss, S.; Hornek-Gausterer, R., 2021. Ozone as oxidizing agent for the total oxidizable precursor (TOP) assay and as a preceding step for activated carbon treatments concerning per- and polyfluoroalkyl substance removal. In: Journal of environmental management 300, S. 113692. [DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113692](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113692)

Kampelmacher, E.H., Fonds, A.W., van Noorle Jansen, L.M., 1977. Reduction of Salmonella, E. Coli, coliforms and fecal streptococci by chlorination of sewage treatment plant effluents. Water Res. 11, 545–550. [DOI: 10.1016/0043-1354\(77\)90162-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(77)90162-2)

Kang, M., Wei, J., Yuan, J., Guo, J., Zhang, Y., Hang, J., Qu, Y., Qian, H., Zhuang, Y., Chen, X., Peng, X., Shi, T., Wang, J., Wu, J., Song, T., He, J., Li, Y., Zhong, N., 2020. Probable Evidence of Fecal Aerosol Transmission of SARS-CoV-2 in a High-Rise Building. Ann. Intern. Med. 173, 974–980. [DOI: 10.7326/M20-0928](https://doi.org/10.7326/M20-0928)

Kase, R.; Javurkova, B.; Simon, E.; Swart, K.; Buchinger, S.; Könemann, S. et al., 2018. Screening and risk management solutions for steroidal estrogens in surface and wastewater. In: TrAC Trends in Analytical Chemistry 102, S. 343–358. [DOI: 10.1016/j.trac.2018.02.013](https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.02.013)

Katayama, H., Haramoto, E., Oguma, K., Yamashita, H., Tajima, A., Nakajima, H., Ohgaki, S., 2008. One-year monthly quantitative survey of noroviruses, enteroviruses, and adenoviruses in wastewater collected from six plants in Japan. *Water Res.* 42, 1441–1448. DOI: [10.1016/j.watres.2007.10.029](https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.029)

Kator, H., Rhodes, M., 2003. Detection, enumeration and identification of environmental microorganisms of public health significance, in: *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier, pp. 113–144. DOI: [10.1016/B978-012470100-7/50009-1](https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50009-1)

Kay, P., S.R. Hughes, J.R. Ault, A.E. Ashcroft und L.E. Brown, 2017. Widespread, routine occurrence of pharmaceuticals in sewage effluent, combined sewer overflows and receiving waters [online]. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.envpol.2016.10.087](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.087).

Kloepfer, A.; Jekel, M.; Reemtsma, T., 2005. Occurrence, sources, and fate of benzothiazoles in municipal wastewater treatment plants. In: *Environmental science & technology* 39 (10), S. 3792–3798. DOI: [10.1021/es048141e](https://doi.org/10.1021/es048141e)

Kim, Young Il, Kim, S.G., Kim, S.M., Kim, E.H., Park, S.J., Yu, K.M., Chang, J.H., Kim, E.J., Lee, S., Casel, M.A.B., Um, J., Song, M.S., Jeong, H.W., Lai, V.D., Kim, Yeonjae, Chin, B.S., Park, J.S., Chung, K.H., Foo, S.S., Poo, H., Mo, I.P., Lee, O.J., Webby, R.J., Jung, J.U., Choi, Y.K., 2020. Infection and Rapid Transmission of SARS-CoV-2 in Ferrets. *Cell Host Microbe* 27, 704-709.e2. DOI: [10.1016/j.chom.2020.03.023](https://doi.org/10.1016/j.chom.2020.03.023).

Kistemann, T., Rind, E., Rechenburg, A., Koch, C., Claßen, T., Herbst, S., Wienand, I., Exner, M., 2008. A comparison of efficiencies of microbiological pollution removal in six sewage treatment plants with different treatment systems. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 211, 534–545. DOI: [10.1016/j.ijheh.2008.04.003](https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2008.04.003).

Kitajima, M., Ahmed, W., Bibby, K., Gerba, C.P., Hamilton, K.A., Haramoto, E., Rose, J.B., 2020. SARS-CoV-2 in wastewater: State of the knowledge and research needs. *Sci Total Environ.* 2020 Oct 15;739:139076. pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32758929/.

Kitajima, M., Haramoto, E., Iker, B.C., Gerba, C.P., 2014. Occurrence of *Cryptosporidium*, *Giardia*, and *Cyclospora* in influent and effluent water at wastewater treatment plants in Arizona. *Sci. Total Environ.* 484, 129–136. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2014.03.036](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.036)

Koenraad, P.M.F.J., Hazeleger, W.C., van der Laan, T., Beumer, R.R., Rombouts, F.M., 1994. Survey of *Campylobacter* spp. in sewage plants in the Netherlands. *Food Microbiol.* DOI: [10.1006/fmic.1994.1009](https://doi.org/10.1006/fmic.1994.1009)

Koivunen, J., Siitonen, A., Heinonen-Tanski, H., 2003. Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Res.* 37, 690–698. DOI: [10.1016/S0043-1354\(02\)00305-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00305-6)

Koppe, Paul; Stozek, Alfred, 2016. Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Kläranlagenprozess einschließlich Klärschlämme. 4. Auflage: Vulkan Verlag.

Krampe, J. et al., 2020. KomOzAk II Weitergehende Reinigung kommunaler Abwässer mit Ozon sowie Aktivkohle für die Entfernung organischer Spurenstoffe – Toxikologie und allgemeine Anwendbarkeit. Bundesministerium für Landwirtschaft, Reg. und Tour. Spurenstoffe – Toxikologie und Allg. Anwendbarkeit 180.

Kreuzinger, N.; Haslinger, J.; Kornfeind, L.; Schaar, H.; Saracevic, E.; Winkelbauer, A., 2015. KomOzAk I Endbericht - weitergehende Reinigung kommunaler Abwässer mit Ozon sowie Aktivkohle für die Entfernung organischer Spurenstoffe.

Krzeminski, P., M.C. Tomei, P. Karaolia, A. Langenhoff, C.M.R. Almeida, E. Felis, F. Gritten, H.R. Andersen, T. Fernandes, C.M. Manaia, L. Rizzo und D. Fatta-Kassinou, 2019. Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review [online]. *The Science of the total environment*, 648, 1052-1081. *The Science of the total environment*. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.130](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.130)

Kulkarni, P., Olson, N.D., Paulson, J.N., Pop, M., Maddox, C., Claye, E., Rosenberg Goldstein, R.E., Sharma, M., Gibbs, S.G., Mongodin, E.F., Sapkota, A.R., 2018. Conventional wastewater treatment and reuse site practices modify bacterial community structure but do not eliminate some opportunistic pathogens in reclaimed water. *Sci. Total Environ.* 639, 1126–1137. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.05.178](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.178)

LaBarre, W. J.; Ownby, D. R.; Lev, S. M.; Rader, K. J.; Casey, R. E., 2016. Attenuation of copper in runoff from copper roofing materials by two stormwater control measures. In *Water Research* 88, pp. 207–215. DOI: [10.1016/j.watres.2015.10.009](https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.009)

Lambert, B., S. Fuchs, S. Toshovski, F. Sacher und A. Thoma, 2014. Entwicklung eines Bilanzierungsinstrumentes für den Eintrag von Schadstoffen aus kommunalen Kläranlagen in Gewässer [online]. Abschlussbericht gefördert unter dem Az: 29630 von der Deutschen. BI-OPLAN Landeskulturgesellschaft; Karlsruher Institut für Technologie (KIT); DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) [Zugriff am: 6. Mai 2020]. Verfügbar unter: dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-29630.pdf.

Langdon, K.A.; Warne, M.St.J.; Smernik, R.J.; Shareef, A.; Kookana, R.S., 2011. Degradation of 4-nonylphenol, 4-t-octylphenol, bisphenol A and triclosan following biosolids addition to soil under laboratory conditions. In: *Chemosphere* 84 (11), S. 1556–1562. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2011.05.053](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.053)

Langergraber, G.; Castellar, J. A. C.; Pucher, B.; Baganz, G. F. M.; Milosevic, D.; Andreucci, M.-B., 2021. A Framework for Addressing Circularity Challenges in Cities with Nature-Based Solutions. In: *Water* 13 (17). DOI: [10.3390/w13172355](https://doi.org/10.3390/w13172355)

La Rosa, G., Pourshaban, M., Iaconelli, M., Muscillo, M., 2010. Quantitative real-time PCR of enteric viruses in influent and effluent samples from wastewater treatment plants in Italy. *Ann. Ist. Super. Sanita* 46, 266–73. DOI: [10.4415/ANN_10_03_07](https://doi.org/10.4415/ANN_10_03_07)

La Rosa, G., Manoochehr Pourshaban, M.I. and M.M., 2011. Quantitative real-time PCR of enteric viruses in influent and effluent samples from wastewater treatment plants in Italy. *Ann Ist Super Sanità* 47, 363–372. DOI: [10.4415/ANN](https://doi.org/10.4415/ANN).

La Rosa, G., Bonadonna, L., Lucentini, L., Kenmoe, S., Suffredini, E., 2020. Coronavirus in water environments: Occurrence, persistence and concentration methods - A scoping review. *Water Res.* 179, 115899. DOI: [10.1016/j.watres.2020.115899](https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115899)

Langeland, G., 1982. Salmonella spp. in the working environment of sewage treatment plants in Oslo, Norway. *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 1111–1115. DOI: [10.1128/aem.43.5.1111-1115.1982](https://doi.org/10.1128/aem.43.5.1111-1115.1982)

Launay, M.A., 2017. Organic micropollutants in urban wastewater systems during dry and wet weather - Occurrence, spatio-temporal distribution and emissions to surface waters. Dissertation. Germany.

Launay, M.A., U. Dittmer und H. Steinmetz, 2016. Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows ÔÇô Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes [online]. *Water Research*, 104, 82-92. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.068](https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.068)

Lebreton, F., Willems, R.J.L., Gilmore, M.S., 2014. Enterococcus Diversity, Origins in Nature, and Gut Colonization, in: MS, G., DB, C., Y, I., N, S. (Eds.), *Enterococci: From Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection*. Boston: Massachusetts Eye and Ear Infirmary. ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK190427/.

Lee, H.-B., T.E. Peart, J. Chan und G. Gris, 2004. Occurrence of Endocrine-Disrupting Chemicals in Sewage and Sludge Samples in Toronto, Canada [online]. *Water Quality Research Journal*, 39(1), 57-63. ISSN 1201-3080. Verfügbar unter: [DOI: 10.2166/wqrj.2004.009](https://doi.org/10.2166/wqrj.2004.009)

Leimbach, S.; Brendt, T.; Ebert, G.; Jackisch, N.; Zieger, F.; Kramer, S., 2018. Niederschlagswasserbewirtschaftungsanlagen in der Praxis: Betriebssicherheit, Kosten und Unterhaltung.

Leisewitz, A., S. Fengler und P. Seel, 2009. Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen. Zusammenfassender Abschlußbericht 1991-2003. Wiesbaden.

Lesnik, R., Brettar, I., Höfle, M.G., 2016. Legionella species diversity and dynamics from surface reservoir to tap water: From cold adaptation to thermophily. *ISME J.* 10, 1064–1080. [DOI: 10.1038/ismej.2015.199](https://doi.org/10.1038/ismej.2015.199).

Lettieri, T., N. Chirico, R. Carvahlo, D. Napierska, R. Loos, I. Sanseverino, D. Marinov, L. Ceriani und G. Umlauf, 2016. Modelling-based strategy for the Prioritisation Exercise under the Water Framework Directive. JRC Science Hub.

Lewis, K. A.; Tzilivakis, J.; Warner, D.; Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. Online verfügbar unter [sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/1533.htm](https://www.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/1533.htm), zuletzt aktualisiert am 09.09.2020.

Lim, H.S.; Lim, W.; Hu, J.Y.; Ziegler, A.; Ong, S.L., 2015. Comparison of filter media materials for heavy metal removal from urban stormwater runoff using biofiltration systems. In *Journal of environmental management* 147, pp. 24–33. DOI: [10.1016/j.jenvman.2014.04.042](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.042)

Liu, H., Whitehouse, C.A., Li, B., 2018. Presence and Persistence of Salmonella in Water: The Impact on Microbial Quality of Water and Food Safety. *Front. Public Heal.* 6, 1–13. DOI: [10.3389/fpubh.2018.00159](https://doi.org/10.3389/fpubh.2018.00159)

Loenenbach, A.D., Beulens, C., Euser, S.M., van Leuken, J.P.G., Bom, B., van der Hoek, W., de Roda Husman, A.M., Ruijs, W.L.M., Bartels, A.A., Rietveld, A., Den Boer, J.W., Brandsema, P.S., 2018. Two community clusters of legionnaires' disease directly linked to a biologic wastewater treatment plant, the Netherlands. *Emerg. Infect. Dis.* 24, 1914–1918. DOI: [10.3201/eid2410.180906](https://doi.org/10.3201/eid2410.180906)

Loos, R., G. Locoro, S. Comero, S. Contini, D. Schwesig, F. Werres, P. Balsaa, O. Gans, S. Weiss, L. Blaha, M. Bolchi und B.M. Gawlik, 2010. Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water [online]. *Water Research*, 44(14), 4115-4126. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.watres.2010.05.032](https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.032)

Loos, R., R. Carvalho, D.C. António, S. Comero, G. Locoro, S. Tavazzi, B. Paracchini, M. Ghiani, T. Lettieri, L. Blaha, B. Jarosova, S. Voorspoels, K. Servaes, P. Haglund, J. Fick, R.H. Lindberg, D. Schwesig und B.M. Gawlik, 2013: EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents [online]. *Water Research*, 47(17), 6475-6487. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.watres.2013.08.024](https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.024)

López-Vinent, Núria; Cruz-Alcalde, Alberto; Ganiyu, Soliu O.; Sable, Shailesh; Ashagre Messele, Selamawit; Lillico, Dustin et al., 2021. Coagulation-flocculation followed by catalytic ozonation processes for enhanced primary treatment during wet weather conditions. In: *Journal of environmental management* 283, S. 111975. DOI: [10.1016/j.jenvman.2021.111975](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111975)

Maheshwari, G., Jannat, R., McCormick, L., Hsu, D., 2004. Thermal inactivation of adenovirus type 5. *J. Virol. Methods* 118, 141–146. DOI: [10.1016/j.jviromet.2004.02.003](https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2004.02.003)

Mailler, R., J. Gasperi, G. Chebbo und V. Rocher, 2014. Priority and emerging pollutants in sewage sludge and fate during sludge treatment [online]. *Waste Management*, 34(7), 1217-1226. ISSN 0956-053X. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.wasman.2014.03.028](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.028)

Maisa, A., Brockmann, A., Renken, F., Lück, C., Pleischl, S., Exner, M., Daniels-Haardt, I., Jurke, A., 2015. Epidemiological investigation and case–control study: A legionnaires' disease outbreak associated with cooling towers in Warstein, Germany, august–september 2013. *Eurosurveillance* 20, 1–9. DOI: [10.2807/1560-7917.ES.2015.20.46.30064](https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES.2015.20.46.30064)

Margot, Jonas, 2015. Micropollutant removal from municipal wastewater -from conventional treatments to advanced biological processes. Doctoral Thesis. ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE, Lausanne. À LA FACULTÉ DE L'ENVIRONNEMENT NATUREL, ARCHITECTURAL ET CONSTRUIT LABORATOIRE DE TECHNOLOGIE ÉCOLOGIQUE PROGRAMME DOCTORAL EN GÉNIE CIVIL ET ENVIRONNEMENT. Online verfügbar unter infoscience.epfl.ch/record/205044.

Margot, J.; Kienle, C.; Magnet, A.; Weil, M.; Rossi, L.; Alencastro, L. F. de et al., 2013. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? In: *Science of the Total Environment* 461-462, S. 480–498. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.05.034](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.034)

Martín, J.; Camacho-Munoz, D.; Santos, J.L.; Aparicio, I.; Alonso, E., 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: Removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. In: *Journal of hazardous materials*, 2012 (239-240), S. 40–47.

Martín-Pozo, L.; Alarcón-Gómez, B.a de; Rodríguez-Gómez, R.; García-Córcoles, M. T.; Çipa, M.; Zafra-Gómez, A., 2019. Analytical methods for the determination of emerging contaminants in sewage sludge samples. A review. In: *Talanta* 192, S. 508–533. DOI: [10.1016/j.talanta.2018.09.056](https://doi.org/10.1016/j.talanta.2018.09.056)

Masi, F.; Rizzo, A.; Bresciani, R.; Conte, G., 2017. Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. In: *Ecological Engineering* 98, S. 427–438. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2016.03.043](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.043)

Masiá, A.; Campo, J.; Vázquez-Roig, P.; Blasco, C.; Picó, Y., 2013. Screening of currently used pesticides in water, sediments and biota of the Guadalquivir River Basin (Spain). In: *Journal of hazardous materials* 263 Pt 1, S. 95–104. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2013.09.035](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.09.035)

Mascher, F., Mascher, W., Pichler-Semmelrock, F., Reinthaler, F.F., Zarfel, G.E., Kittinger, C., 2017. Impact of Combined Sewer Overflow on Wastewater Treatment and Microbiological Quality of Rivers for Recreation. *Water* 9, 906. DOI: [10.3390/w9110906](https://doi.org/10.3390/w9110906).

Masoner, J.R., D.W. Kolpin, I.M. Cozzarelli, L.B. Barber, D.S. Burden, W.T. Foreman, K.J. Forshay, E.T. Furlong, J.F. Groves, M.L. Hladik, M.E. Hopton, J.B. Jaeschke, S.H. Keefe, D.P. Krabbenhoft, R. Lowrance, K.M. Romanok, D.L. Rus, W.R. Selbig, B.H. Williams und P.M. Bradley, 2019. Urban Stormwater: An Overlooked Pathway of Extensive Mixed Contaminants to Surface and Groundwaters in the United States [online]. *Environmental science & technology*, 53(17), 10070-10081. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: DOI: [10.1021/acs.est.9b02867](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02867)

Matt, M., Köberl-Jelovcan, S., Ladstätter, J., Much, P., Pözlner, T., Polster, S., Weyrmair, K., 2021. Themenbericht Campylobacter 2021, Zahlen, Daten, Fakten zu Campylobacter in Österreich, 2016-2020. AGES. wissenaktuell.ages.at/download/0/0/887133e2f4c7ff37bbe-dae30dc953b94c512dbc2/fileadmin/AGES2015/Wissen-Aktuell/Wissen_aktuell_2021/Campylobacter_2021_Wissen_aktuell.pdf

Matzinger, A.; Riechel, M.; Remy, C.; Schwarzmüller, H.; Rouault, P.; Schmidt, M. et al., 2002. Zielorientierte Planung von Maßnahmen der Niederschlagswasserbewirtschaftung - Ergebnisse des Projektes KURAS. Berlin.

Mayer, R.E., Bofill-Mas, S., Egle, L., Reischer, G.H., Schade, M., Fernandez-Cassi, X., Fuchs, W., Mach, R.L., Lindner, G., Kirschner, A., Gaisbauer, M., Piringer, H., Blaschke, A.P., Giro-nes, R., Zessner, M., Sommer, R., Farnleitner, A.H., 2016. Occurrence of human-associated Bacteroidetes genetic source tracking markers in raw and treated wastewater of municipal and domestic origin and comparison to standard and alternative indicators of faecal pollution. *Water Res.* 90, 265–276. DOI: [10.1016/j.watres.2015.12.031](https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.031)

Mayer, R.E., Reischer, G.H., Ixenmaier, S.K., Derx, J., Blaschke, A.P., Ebdon, J.E., Linke, R., Egle, L., Ahmed, W., Blanch, A.R., Byamukama, D., Savill, M., Mushi, D., Cristóbal, H.A., Edge, T.A., Schade, M.A., Aslan, A., Brooks, Y.M., Sommer, R., Masago, Y., Sato, M.I., Taylor, H.D., Rose, J.B., Wuertz, S., Shanks, O.C., Piringer, H., Mach, R.L., Savio, D., Zessner, M., Farnleitner, A.H., 2018. Global Distribution of Human-Associated Fecal Genetic Markers in Reference Samples from Six Continents. *Environ. Sci. Technol.* 52, 5076–5084. DOI: [10.1021/acs.est.7b04438](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04438)

McGinnis, S., Spencer, S., Firnstahl, A., Stokdyk, J., Borchardt, M., McCarthy, D.T., Murphy, H.M., 2018. Human Bacteroides and total coliforms as indicators of recent combined sewer overflows and rain events in urban creeks. *Sci. Total Environ.* 630, 967–976. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.02.108](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.108)

Medema, G., Wuilings, B., Roeleveld, P., Van Der Kooij, D., 2004. Risk assessment of Legionella and enteric pathogens in sewage treatment works. *Water Sci. Technol. Water Supply* 4, 125–132. DOI: [10.2166/ws.2004.0037](https://doi.org/10.2166/ws.2004.0037)

Metzger, S.; Rößler, A.; Kapp, H., 2012. Erweiterung des Klärwärks Mannheim um eine Adsorptionsstufe zur Verbesserung der Abwasserreinigung. Spurenstoffbericht. Hochschule Biberach.

Ministry for Environment Agriculture Conservation and Consumer Protection, S. of the N.R.-W., 2016. Self-Monitoring Ordinance on Waste Water (SüwVO Abw). FAOLEX Database. fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC141406/.

MKULNV des Landes Nordrhein-Westfalen, 2015. Retentionsbodenfilter - Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Mohapatra, D.P., S.K. Brar, R.D. Tyagi und R.Y. Surampalli, 2011. Occurrence of bisphenol A in wastewater and wastewater sludge of CUQ treatment plant [online]. *Journal of Xenobiotics*, 1(1), e3. *Journal of Xenobiotics*. Verfügbar unter: DOI: [10.4081/xeno.2011.e3](https://doi.org/10.4081/xeno.2011.e3)

Momba, M., Ebdon, J., Kamika, I., Verbyla, M., 2019. Using indicators to assess microbial treatment and disinfection efficacy, in: Farnleitner, A., Blanch, A. (Eds.), *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. Michigan State University. DOI: [10.14321/waterpathogens.9](https://doi.org/10.14321/waterpathogens.9).

Müller, J.; Knoop, O.; Hübner, U.; Metzger, S.; Keyzers, C.; Daub, B., 2021. Schlussbericht Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg, Erfahrungen im Regelbetrieb. München (Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft).

Munz, N. A.; Burdon, F. J.; Zwart, D. de; Junghans, M.; Melo, L.; Reyes, M., 2017. Pesticides drive risk of micropollutants in wastewater-impacted streams during low flow conditions. In: *Water Research* 110, S. 366–377. DOI: [10.1016/j.watres.2016.11.001](https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.001)

Muschalla, D.; Gruber, G.; Scheucher, R., 2014. ECOSTORMA. ÖKOLOGISCHE UND ÖKONOMISCHE MASSNAHMEN DER NIEDERSCHLAGSWASSER-BEWIRTSCHAFTUNG. Wien.

Mutzner, L., C. Bohren, S. Mangold, S. Bloem und C. Ort, 2020. Spatial Differences among Micropollutants in Sewer Overflows: A Multisite Analysis Using Passive Samplers [online]. *Environmental science & technology*, 54(11), 6584-6593. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: DOI: [10.1021/acs.est.9b05148](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05148)

Mutzner, L., E.L.M. Vermeirssen, S. Mangold, M. Maurer, A. Scheidegger, H. Singer, K. Booij und C. Ort, 2019. Passive samplers to quantify micropollutants in sewer overflows: accumulation behaviour and field validation for short pollution events [online]. *Water Research*, 160, 350-360. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.watres.2019.04.012](https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.012)

Nappier, S.P., Hong, T., Ichida, A., Goldstone, A., Eftim, S.E., 2019. Occurrence of coliphage in raw wastewater and in ambient water: A meta-analysis. *Water Res.* 153, 263–273. DOI: [10.1016/j.watres.2018.12.058](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.058)

Nasser, A.M., Vaizel-Ohayon, D., Aharoni, A., Revhun, M., 2012. Prevalence and fate of giardia cysts in wastewater treatment plants. *J. Appl. Microbiol.* 113, 477–484. DOI: [10.1111/j.1365-2672.2012.05335.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05335.x)

Nhu Nguyen, T.M., Ilef, D., Jarraud, S., Rouil, L., Campese, C., Che, D., Haeghebaert, S., Ganiayre, F., Marcel, F., Etienne, J., Desenclos, J., 2006. A Community-Wide Outbreak of Legionnaires Disease Linked to Industrial Cooling Towers—How Far Can Contaminated Aerosols Spread? *J. Infect. Dis.* 193, 102–111. DOI: [10.1086/498575](https://doi.org/10.1086/498575)

Neale, Peta A.; Munz, Nicole A.; Aït-Aïssa, Selim; Altenburger, Rolf; Brion, François; Busch, Wibke, 2017. Integrating chemical analysis and bioanalysis to evaluate the contribution of wastewater effluent on the micropollutant burden in small streams. In: *Science of The Total Environment* 576, S. 785–795. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2016.10.141](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.141)

Neale, Peta A.; O'Brien, Jake W.; Glauch, Lisa; König, Maria; Krauss, Martin; Mueller, Jochen F., 2020. Wastewater treatment efficacy evaluated with in vitro bioassays. In: Water Research X 9, S. 100072. DOI: [10.1016/j.wroa.2020.100072](https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100072)

NORMAN Network, 2020. NORMAN Substance Database. Online verfügbar unter norman-network.com/nds/factsheets/, zuletzt aktualisiert am 07.12.2020.

NORMAN; Water Europe, 2019. Contaminants of Emerging Concern in Urban Wastewater. In: Joint NORMAN and Water Europe Position Paper.

NPIC National Pesticide Information Center, 2000. Hexaflumuron. Online verfügbar unter npic.orst.edu/factsheets/hexgen.pdf.

No, B.O., Assessment, R., 2020. Bundesinstitut für Risikobewertung: Reclaimed waste water: preventing bacterial pathogens on fresh fruit and vegetables. 1–61. DOI: [10.17590/20200624-073439](https://doi.org/10.17590/20200624-073439)

Nwachuku, N., Gerba, C.P., 2008. Occurrence and persistence of Escherichia coli O157:H7 in water. Rev. Environ. Sci. Bio/Technology 7, 267–273. DOI: [10.1007/s11157-008-9132-0](https://doi.org/10.1007/s11157-008-9132-0)

Nygaard, K., Werner-Johansen, O., Ronsen, S., Caugant, D.A., Simonsen, O., Kanestrom, A., Ask, E., Ringstad, J., Odegard, R., Jensen, T., Krogh, T., Hoiby, E.A., Ragnhildstveit, E., Aaberge, I.S., Aavitsland, P., 2008. An Outbreak of Legionnaires Disease Caused by Long-Distance Spread from an Industrial Air Scrubber in Sarpsborg, Norway. Clin. Infect. Dis. 46, 61–69. DOI: [10.1086/524016](https://doi.org/10.1086/524016)

Oliva, J., 2009. Klärschlamm. Materialien zur Abfallwirtschaft. Klagenfurt (Report / Umweltbundesamt, REP-0221).

Olofsson, U., A. Bignert und P. Haglund, 2012. Time-trends of metals and organic contaminants in sewage sludge [online]. Water Research, 46(15), 4841-4851. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.watres.2012.05.048](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.048)

Olofsson, U.; Brorström-Lundén, E.; Kylin, H.; Haglund, P., 2013. Comprehensive mass flow analysis of Swedish sludge contaminants. In: Chemosphere 90 (1), S. 28–35. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2012.07.002](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.07.002)

Ömeroğlu, S.; Murdoch, F. K.; Sanin, F. D., 2015. Investigation of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in sewage sludge samples from a metropolitan wastewater treatment plant in Turkey. In: *Talanta* 131, S. 650–655. DOI: [10.1016/j.talanta.2014.08.014](https://doi.org/10.1016/j.talanta.2014.08.014)

Olsen, J.S., Aarskaug, T., Thrane, I., Pourcel, C., Ask, E., Johansen, G., Waagen, V., Blatny, J.M., 2010. Alternative routes for dissemination of legionella pneumophila causing three outbreaks in Norway. *Environ. Sci. Technol.* DOI: [10.1021/es1007774](https://doi.org/10.1021/es1007774)

Ostrom, T. K.; Davis, A. P., 2019. Evaluation of an enhanced treatment media and permeable pavement base to remove stormwater nitrogen, phosphorus, and metals under simulated rainfall. In *Water Research* 166, p. 115071. DOI: [10.1016/j.watres.2019.115071](https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115071)

Page, D.W., Barry, K., Gonzalez, D., Keegan, A., Dillon, P., 2016. Reference pathogen numbers in urban stormwater for drinking water risk assessment. *J. Water Reuse Desalin.* 6, 30–39. DOI: [10.2166/wrd.2015.024](https://doi.org/10.2166/wrd.2015.024)

Paluszak, Z., Ligocka, A., Breza-Boruta, B., 2003. Effectiveness of sewage treatment based on selected faecal bacteria elimination in municipal wastewater treatment plant in Toruń. *Polish J. Environ. Stud.* 12, 345–349

Pal, R.; Megharaj, M.; Kirkbride, K. P.; Naidu, R., 2013. Illicit drugs and the environment--a review. In: *The Science of the total environment* 463-464, S. 1079–1092. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2012.05.086](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.086)

Petrie, B., 2021. A review of combined sewer overflows as a source of wastewater-derived emerging contaminants in the environment and their management. In: *Environmental Science and Pollution Research*. DOI: [10.1007/s11356-021-14103-1](https://doi.org/10.1007/s11356-021-14103-1)

Phan, L.T.; Schaar, H.; Reif, D.; Weilguni, S.; Saracevic, E.; Krampe, J.; Behnisch, P.A.; Kreuzinger, N. Long-Term Toxicological Monitoring of a Multibarrier Advanced Wastewater Treatment Plant Comprising Ozonation and Granular Activated Carbon with In Vitro Bioassays. *Water* 2021, 13, 3245.

Phillips, P.J., A.T. Chalmers, J.L. Gray, D.W. Kolpin, W.T. Foreman und G.R. Wall, 2012. Combined Sewer Overflows: An Environmental Source of Hormones and Wastewater Micropollutants [online]. *Environmental science & technology*, 46(10), 5336-5343. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: DOI: [10.1021/es3001294](https://doi.org/10.1021/es3001294)

Phin, N., Parry-Ford, F., Harrison, T., Stagg, H.R., Zhang, N., Kumar, K., Lortholary, O., Zumla, A., Abubakar, I., 2014. Epidemiology and clinical management of Legionnaires' disease. *Lancet Infect. Dis.* 14, 1011–1021. DOI: [10.1016/S1473-3099\(14\)70713-3](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(14)70713-3)

Pietsch, M., Schleusner, Y., Müller, P., Eling, R., Philipp, W., Hoelzle, L.E., 2015. Risikoanalyse der bodenbezogenen Verwertung kommunaler Klärschlämme unter Hygieneaspekten. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Pinnekamp, J. (Hg.), 2020. Elimination von Antibiotikaresistenzen - weitergehende Verfahren für kommunale Kläranlagen. 53. ESSENER TAGUNG für Wasser- und Abfallwirtschaft "Wasserwirtschaft 4.0". Aachen, 2020: GWA - Gewässerschutz, Wasser & Abwasser 252.

Pisoeiro, J.; Galvão, A.; Ferreira, F.; Matos, J., 2016. Potential for CSO treatment with horizontal flow constructed wetlands: influence of hydraulic load, plant presence and loading frequency. In: *Environmental Science and Pollution Research* 23 (20), S. 20591–20599. DOI: [10.1007/s11356-016-7212-1](https://doi.org/10.1007/s11356-016-7212-1)

Pitkanen, T., Hanninen, M.-L., 2017. Members of the family Campylobacteraceae: *Campylobacter jejuni*, *Campylobacter coli*, in: Pruden, A., Ashbolt, N., Miller, J. (Eds.), *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)* (A. Pruden, N. Ashbolt and J. Miller (Eds), Part 3: Specific Excreted Pathogens: Environmental and Epidemio. Michigan State University. DOI: [10.14321/waterpathogens.23](https://doi.org/10.14321/waterpathogens.23)

Popoff, M.Y., Le Minor, L.E., 2015. Salmonella, in: *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria*. Wiley, pp. 1–1. DOI: [10.1002/9781118960608.gbm01166](https://doi.org/10.1002/9781118960608.gbm01166)

Popp, W., Huber, S., 2005. Bayerisches Landesamt für Umwelt Schlussbericht Desinfektionsanlagen. Bayer. Landesamt für Umwelt.

Pourcher, A.-M., Morand, P., Picard-Bonnaud, F., Billaudel, S., Monpoeho, S., Federighi, M., Ferré, V., Moguedet, G., 2005. Decrease of enteric micro-organisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture. *J. Appl. Microbiol.* 99, 528–39. DOI: [10.1111/j.1365-2672.2005.02642.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02642.x)

Prado, T., Gaspar, A.M.C., Miagostovich, M.P., 2014. Detection of enteric viruses in activated sludge by feasible concentration methods. *Brazilian J. Microbiol.* 45, 343–349. DOI: [10.1590/S1517-83822014000100049](https://doi.org/10.1590/S1517-83822014000100049)

Qu, X.; Alvarez, P. J.J.; Li, Q. (2013): Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment. In: *Water Research* 47 (12), S. 3931–3946. DOI: [10.1016/j.watres.2012.09.058](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.058)

Rahman, Md Yeasir A.; Nachabe, Mahmood H.; Ergas, Sarina J., 2020. Biochar amendment of stormwater bioretention systems for nitrogen and *Escherichia coli* removal: Effect of hydraulic loading rates and antecedent dry periods. In: *Bioresource Technology* 310, S. 123428. DOI: [10.1016/j.biortech.2020.123428](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123428)

Rajal, V.B., McSwain, B.S., Thompson, D.E., Leutenegger, C.M., Wuertz, S., 2007. Molecular quantitative analysis of human viruses in California stormwater. *Water Res.* 41, 4287–4298. DOI: [10.1016/j.watres.2007.06.002](https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.002)

Rau, W. und S. M., 2017. Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation von Kläranlagen in Baden-Württemberg. Teil 1 [online]. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. 367/2014. Verfügbar unter: koms-bw.de/cms/content/media/BA_n_Bericht-Teil1_veroeffentl_final.pdf.

Ray, J. R.; Shabtai, I. A.; Teixidó, M.; Mishael, Y. G.; Sedlak, D. L., 2019. Polymer-clay composite geomedia for sorptive removal of trace organic compounds and metals in urban stormwater. In *Water Research* 157, pp. 454–462. DOI: [10.1016/j.watres.2019.03.097](https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.097)

Rechenburg, A., Kistemann, T., 2009. Sewage effluent as a source of *Campylobacter* sp. in a surface water catchment. *Int. J. Environ. Health Res.* 19, 239–249. DOI: [10.1080/09603120802460376](https://doi.org/10.1080/09603120802460376)

Reemtsma, T.; Alder, L.; Banasiak, U., 2013. Emerging pesticide metabolites in groundwater and surface water as determined by the application of a multimethod for 150 pesticide metabolites. In: *Water Research* 47 (15), S. 5535–5545. DOI: [10.1016/j.watres.2013.06.031](https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.031)

Regnery, J. und W. Püttmann, 2010. Seasonal fluctuations of organophosphate concentrations in precipitation and storm water runoff [online]. *Chemosphere*, 78(8), 958–964. ISSN 0045-6535. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.chemosphere.2009.12.027](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.027)

Reinoso, R., Blanco, S., Torres-Villamizar, L.A., Bécares, E., 2011. Mechanisms for Parasites Removal in a Waste Stabilisation Pond. *Microb. Ecol.* 61, 684–692. DOI: [10.1007/s00248-010-9791-6](https://doi.org/10.1007/s00248-010-9791-6).

Rimoldi, S.G., Stefani, F., Gigantiello, A., Polesello, S., Comandatore, F., Mileto, D., Maresca, M., Longobardi, C., Mancon, A., Romeri, F., Pagani, C., Cappelli, F., Roscioli, C., Moja, L., Gismondo, M.R., Salerno, F., 2020. Presence and infectivity of SARS-CoV-2 virus in wastewaters and rivers. *Sci. Total Environ.* 744. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.140911](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140911)

Rippy, Megan A.; Deletic, Ana; Black, Jeff; Aryal, Rupak; Lampard, Jane-Louise; Tang, Janet Yat-Man, 2017. Pesticide occurrence and spatio-temporal variability in urban run-off across Australia. In: *Water Research* 115, S. 245–255. DOI: [10.1016/j.watres.2017.03.010](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.010)

Rizzo, L.; Malato, S.; Antakyali, D.; Beretsou, V. G.; Đolić, M. B.; Gernjak, W., 2019. Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. In: *Science of The Total Environment* 655, S. 986–1008. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.11.265](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.265)

Robert-Koch-Institut, 2013. Rotaviren. *Epidemiologisches Bulletin*. [rki.de/DE/Content/Infekt/EpidBull/Merkblaetter/Ratgeber_Rotaviren.html](https://www.rki.de/DE/Content/Infekt/EpidBull/Merkblaetter/Ratgeber_Rotaviren.html).

Robertson, L.J., Hermansen, L., Gjerde, B.K., 2006. Occurrence of *Cryptosporidium* Oocysts and *Giardia* Cysts in Sewage in Norway. *Appl. Environ. Microbiol.* 72, 5297–5303. DOI: [10.1128/AEM.00464-06](https://doi.org/10.1128/AEM.00464-06)

Rodloff, A.C., 1994. Obligat anaerobe sporenbildende Stäbchen (Clostridien), in: Hahn, H. (Ed.), *Medizinische Mikrobiologie*. Springer Berlin Heidelberg.

Rodríguez-Manzano, J., Alonso, J.L., Ferrús, M.A., Moreno, Y., Amorós, I., Calgua, B., Hundeda, A., Guerrero-Latorre, L., Carratala, A., Rusiñol, M., Girones, R., 2012. Standard and new faecal indicators and pathogens in sewage treatment plants, microbiological parameters for improving the control of reclaimed water. *Water Sci. Technol.* 66, 2517–2523. DOI: [10.2166/wst.2012.233](https://doi.org/10.2166/wst.2012.233)

Rodríguez, S., Araujo, R., 2010. Occurrence of thermotolerant *Campylobacter* species in surface waters of a Mediterranean area and in its prevailing pollution sources. *J. Appl. Microbiol.* 109, 1027–1034. DOI: [10.1111/j.1365-2672.2010.04725.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2010.04725.x)

Romdhana, M.H., Lecomte, D., Ladevie, B., Sablayrolles, C., 2009. Monitoring of pathogenic microorganisms contamination during heat drying process of sewage sludge. *Process Saf. Environ. Prot.* 87, 377–386. [DOI: 10.1016/j.psep.2009.08.003](https://doi.org/10.1016/j.psep.2009.08.003)

Rößler, A. und M.A. Launay, 2019. Durchführung von Vergleichsmessungen zur Spurenstoffelimination beim Ausbau von Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe [online]. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Stuttgart [Zugriff am: 8. September 2021]. Verfügbar unter: koms-bw.de/cms/content/media/2019_07_Abschlussbericht%20KomS_Vergleichsmessungen%20zur%20Spurenstoffelimination.pdf.

Ruppelt, J. P.; Tondera, K.; Wallace, S. J.; Button, M.; Pinnekamp, J.; Weber, K. P., 2020. Assessing the role of microbial communities in the performance of constructed wetlands used to treat combined sewer overflows. In *Science of The Total Environment* 736, p. 139519. [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139519](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139519)

Ryan, M.P., O'Dwyer, J., Adley, C.C., 2017. Evaluation of the Complex Nomenclature of the Clinically and Veterinary Significant Pathogen Salmonella. *Biomed Res. Int.* 2017, 1–6. [DOI: 10.1155/2017/3782182](https://doi.org/10.1155/2017/3782182)

Ryu, J., J. Oh, S.A. Snyder und Y. Yoon, 2014. Determination of micropollutants in combined sewer overflows and their removal in a wastewater treatment plant (Seoul, South Korea) [online]. *Environmental monitoring and assessment*, 186(5), 3239–3251. ISSN 0167-6369. Verfügbar unter: [DOI: 10.1007/s10661-013-3613-5](https://doi.org/10.1007/s10661-013-3613-5)

Sabbahi, S., 2016. Rotavirus and Astrovirus. *Glob. Water Pathog. Proj.*

Sacher, F., A. Thoma, M. Lehmann, I. Scherer und K. Stier, 2014. Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. Stand: August 2014. Karlsruhe: LUBW. ISBN 978-3-88251-379-0.

Samaras, V.G., A.S. Stasinakis, D. Mamais, N.S. Thomaidis und T.D. Lekkas, 2013. Fate of selected pharmaceuticals and synthetic endocrine disrupting compounds during wastewater treatment and sludge anaerobic digestion [online]. *Journal of hazardous materials*, 244–245, 259–267. *Journal of hazardous materials*. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.11.039](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.039)

Schaar, H., 2016. Ozonung von Kläranlagenablauf zur weitergehenden Abwasserreinigung. Doktorarbeit. Wien, Technische Universität. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft (E226), Fakultät für Bauingenieurwesen.

Schallehn, G., 1994. Die Sporenbildner, in: Brandis, H., Eggers, H.J., Köhler, W., Pulverer, G. (Eds.), Lehrbuch Der Medizinischen Mikrobiologie. Gustav Fischer Verlag, New York.

Scharf, S., R. Sattelberger und G. Lorbeer, 1999. Hormonell wirksame Substanzen im Zu- und Ablauf von Kläranlagen. Datenbericht. Umweltsbundesamt. Wien. BE-151.

Scharf, S.; Gans, O.; Sattelberger, R., 2002. Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen. Umweltbundesamt GmbH. Wien.

Scheurer, M.; Heß, St.; Lüddeke, F.; Sacher, F.; Güde, H.; Löffler, H.; Gallert, C., 2015. Removal of micropollutants, facultative pathogenic and antibiotic resistant bacteria in a full-scale retention soil filter receiving combined sewer overflow. In Environ. Sci.: Processes Impacts 17 (1), pp. 186–196. DOI: [10.1039/C4EM00494A](https://doi.org/10.1039/C4EM00494A)

Schier, W.; Telgmann, U.; Felmeden, J. (Hg.), 2019. Mehrstufige RBF-Technologie zur Phosphor-, Schwermetall- und Spurenstoffadsorption von RWÜ/MWÜ. Unter Mitarbeit von HSR Hochschule für Technik Rapperswil. Tagungsband - Aqua Urbanica 2019. Rigi Kaltbad, 9.-10. September (REGENWASSER WEITERDENKEN – BEMESSEN TRIFFT GESTALTEN). Online verfügbar unter [tugraz.at/fileadmin/user_upload/tugrazExternal/1c5cfd48-e045-4a49-a610-d623bcd53916/PDFs/AU2019_Tagungsband DIN A4.pdf](https://tugraz.at/fileadmin/user_upload/tugrazExternal/1c5cfd48-e045-4a49-a610-d623bcd53916/PDFs/AU2019_Tagungsband_DIN_A4.pdf).

Schlindwein, A.D., Rigotto, C., Simões, C.M.O., Barardi, C.R.M., 2010. Detection of enteric viruses in sewage sludge and treated wastewater effluent. Water Sci. Technol. 61, 537–544. DOI: [10.2166/wst.2010.845](https://doi.org/10.2166/wst.2010.845)

Schmitt, N.; Wanko, A.; Laurent, J.; Bois, P.; Molle, P.; Mosé, R., 2015. Constructed wetlands treating stormwater from separate sewer networks in a residential Strasbourg urban catchment area: Micropollutant removal and fate. In Journal of Environmental Chemical Engineering 3 (4, Part A), pp. 2816–2824. DOI: [10.1016/j.jece.2015.10.008](https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.10.008)

Schneider, P., Günther, T., Gottschalk, N., Zänder, D., 2010. Untersuchungen zu Vorkommen, Quellen und Eliminationsmöglichkeiten bestimmter gefährlicher Stoffe in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in Sachsen. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Gefährliche Stoffe in Kläranlagen, Schriftenreihe, Heft 5/2010).

Scholes, L. N. L.; Shutes, R. B. E.; Revitt, D. M.; Purchase, D.; Forshaw, M., 1999. The Removal of Urban Pollutants by Constructed Wetlands During Wet Weather. In *Water Sci Technol* 40 (3), pp. 333–340. DOI: [10.2166/wst.1999.0179](https://doi.org/10.2166/wst.1999.0179)

Schreiber, C., Heinkel, S.-B., Zacharias, N., Mertens, F.-M., Christoffels, E., Gayer, U., Koch, C., Kistemann, T., 2019. Infectious rain? Evaluation of human pathogen concentrations in stormwater in separate sewer systems. *Water Sci. Technol.* 80, 1022–1030. DOI: [10.2166/wst.2019.340](https://doi.org/10.2166/wst.2019.340)

Schreiber, C., Rechenburg, A., Koch, C., Christoffels, E., Claßen, T., Willkomm, M., Mertens, F.M., Brunsch, A., Herbst, S., Rind, E., Kistemann, T., 2016. Two decades of system-based hygienic–microbiological research in Swist river catchment (Germany). *Environ. Earth Sci.* 75, 1393. DOI: [10.1007/s12665-016-6100-9](https://doi.org/10.1007/s12665-016-6100-9)

Schroeder, E., Wuertz, S., 2003. Bacteria, in: *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier, pp. 57–68. DOI: [10.1016/B978-012470100-7/50004-2](https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50004-2)

Selbig, W. R.; Buer, N., 2018. Hydraulic, water-quality, and temperature performance of three types of permeable pavement under high sediment loading conditions. With assistance of U.S. Geological Survey. Reston, VA (Scientific Investigations Report, 2018-5037). Available online at pubs.er.usgs.gov/publication/sir20185037

Selbig, W. R.; Buer, N.; Danz, M. E., 2019. Stormwater-quality performance of lined permeable pavement systems. In *Journal of environmental management* 251, p. 109510. DOI: [10.1016/j.jenvman.2019.109510](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109510)

Shuval, H., Fattal, B., 2003. Control of pathogenic microorganisms in wastewater recycling and reuse in agriculture, in: *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier, pp. 241–262. DOI: [10.1016/B978-012470100-7/50016-9](https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50016-9).

Sidhu, J.P.S., Ahmed, W., Gernjak, W., Aryal, R., McCarthy, D., Palmer, A., Kolotelo, P., Toze, S., 2013. Sewage pollution in urban stormwater runoff as evident from the widespread presence of multiple microbial and chemical source tracking markers. *Sci. Total Environ.* 463–464, 488–496. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.06.020](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.020)

Sidhu, J.P.S., Hodgers, L., Ahmed, W., Chong, M.N., Toze, S., 2012. Prevalence of human pathogens and indicators in stormwater runoff in Brisbane, Australia. *Water Res.* 46, 6652–6660. DOI: [10.1016/j.watres.2012.03.012](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.012)

Sieker, H.; Sommer, H., 2020. Retentionsbodenfilter. Edited by Sieker - Die Niederschlagswasserexperten. Available online at [sieker.de/fachinformationen/Niederschlagswasserbehandlung/dezentrale-rw-behandlung/article/retentionsbodenfilter-206.html](https://www.sieker.de/fachinformationen/Niederschlagswasserbehandlung/dezentrale-rw-behandlung/article/retentionsbodenfilter-206.html), updated on 11/13/2020.

Silva-Sales, M., Martínez-Puchol, S., Gonzales-Gustavson, E., Hundesa, A., Gironès, R., 2020. High prevalence of rotavirus A in raw sewage samples from northeast Spain. *Viruses* 12, 1–10. DOI: [10.3390/v12030318](https://doi.org/10.3390/v12030318)

Silva, D., Victoria, M. and Miagostovich, M. 2016. Rotavirus and Astrovirus. *Glob. Water Pathogen Project. Part Three. Specific Excreted Pathogens: Environmental and Epidemiology Aspects.* [waterpathogens.org/sites/default/files/Rotavirus%20and%20Astrovirus_3.pdf](https://www.waterpathogens.org/sites/default/files/Rotavirus%20and%20Astrovirus_3.pdf).

Slipko, K.; Schaar, H.; Reif, D.; Saracevic, E.; Krampe, J.; Kreuzinger, N. (2021): Entfernung von antibiotikaresistenten Bakterien und Antibiotikaresistenzgenen beim Routinebetrieb eines Multibarrierensystems zur weitergehenden Abwasserbehandlung mit Ozonung und granulierter Aktivkohle. In: *Proceedings Aachener Tagung für Wassertechnologie.*

Slobodnik, J., W. Brack, J. van Gils, V. Dulio und I. Liska, 2018: Guidance for identification of RBSPs and list of Danube RBSPs including quantification of their ecological impact and modelling-based exposure and risk predictions validated with case-study data. *EU SOLUTIONS Project. External Deliverable 19.4.*

Sountharajah, Danious Pratheep; Loganathan, Paripurnanda; Kandasamy, Jayakumar; Vigneswaran, Saravanamuthu, 2017. Removing heavy metals using permeable pavement system with a titanate nano-fibrous adsorbent column as a post treatment. In *Chemosphere* 168, pp. 467–473. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2016.11.045](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.045)

Sroka, J., Stojecki, K., Zdybel, J., Karamon, J., Cencek, T., Dutkiewicz, J., 2013. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in effluent from sewage treatment plant from eastern Poland. *Ann. Agric. Environ. Med.* . 1, 57–62.

Stampi, S., Varoli, O., Zanetti, F., de Luca, G., 1993. *Arcobacter cryaerophilus* and thermophilic campylobacters in a sewage treatment plant in Italy: Two secondary treatments compared. *Epidemiol. Infect.* 110, 633–639. DOI: [10.1017/S0950268800051050](https://doi.org/10.1017/S0950268800051050).

Stapf, M.; Schumann, P.; Völker, J.; Miehe, U., 2017. Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon. GmbH, Kompetenzzentrum Wasser Berlin.

Stasinakis, A.S., N.S. Thomaidis, O.S. Arvaniti, A.G. Asimakopoulos, V.G. Samaras, A. Ajibola, D. Mamais und T.D. Lekkas, 2013: Contribution of primary and secondary treatment on the removal of benzothiazoles, benzotriazoles, endocrine disruptors, pharmaceuticals and perfluorinated compounds in a sewage treatment plant [online]. *Science of The Total Environment*, 463-464, 1067-1075. ISSN 0048-9697. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.06.087](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.087)

Steele, J.A., Blackwood, A.D., Griffith, J.F., Noble, R.T., Schiff, K.C., 2018. Quantification of pathogens and markers of fecal contamination during storm events along popular surfing beaches in San Diego, California. *Water Res.* 136, 137–149. DOI: [10.1016/j.watres.2018.01.056](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.056)

Steinert, M., Hentschel, U., Hacker, J., 2002. *Legionella pneumophila*: An aquatic microbe goes astray. *FEMS Microbiol. Rev.* 26, 149–162. DOI: [10.1016/S0168-6445\(02\)00093-1](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(02)00093-1)

Stelzer, W., Jacob, J., Schulze, E., Mochmann, H., 1991. The occurrence and survival of *Campylobacter* in sewage sludge. *Zentralbl. Mikrobiol.* 146, 17–23. DOI: [10.1016/s0232-4393\(11\)80253-2](https://doi.org/10.1016/s0232-4393(11)80253-2)

Stenzel, F., S. Wiesgickl, K. Dexheimer, M. Eißing und M. Mundt, 2019: Arzneimittelrückstände in Rezyklaten der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen. Dessau-Roßlau.

Stapf, M.; Schumann, P.; Völker, J.; Miehe, U. (2017): Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon. gGmbH, Kompetenzzentrum WasserBerlin.

Stasinakis, Athanasios S.; Thomaidis, Nikolaos S.; Arvaniti, Olga S.; Asimakopoulos, Alexandros G.; Samaras, Vasilios G.; Ajibola, Akinranti et al. (2013): Contribution of primary and secondary treatment on the removal of benzothiazoles, benzotriazoles, endocrine disruptors, pharmaceuticals and perfluorinated compounds in a sewage treatment plant. In: *Science of The Total Environment* 463-464, S. 1067–1075. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.06.087](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.087)

Stenzel, Fabian; Wiesgickl, Sonja; Dexheimer, Kai; Eißing, Michael; Mundt, Matthias (2019): Arzneimittelrückstände in Rezyklaten der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen. Hg. v. Umweltbundesamt (Deutschland). Dessau-Roßlau.

Tan, Benjamin L.L.; Hawker, Darryl W.; Müller, Jochen F.; Leusch, Frédéric D.L.; Tremblay, Louis A.; Chapman, Heather F., 2007. Comprehensive study of endocrine disrupting compounds using grab and passive sampling at selected wastewater treatment plants in South East Queensland, Australia. In: *Environment international* 33 (5), S. 654–669. DOI: [10.1016/j.envint.2007.01.008](https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.01.008)

Tanii, H.; Hashimoto, K., 1985. Structure-acute toxicity relationship of dinitriles in mice. In: *Archives of toxicology* 57 (2), S. 88–93. DOI: [10.1007/BF00343116](https://doi.org/10.1007/BF00343116)

Temmerman, R., Vervaeren, H., Nosedá, B., Boon, N., Verstraete, W., 2006. Necrotrophic growth of *Legionella pneumophila*. *Appl. Environ. Microbiol.* DOI: [10.1128/AEM.00070-06](https://doi.org/10.1128/AEM.00070-06)

Thompson, Jack; Eaglesham, Geoff; Reungoat, Julien; Poussade, Yvan; Bartkow, Michael; Lawrence, Michael; Mueller, Jochen F., 2011. Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia. In: *Chemosphere* 82 (1), S. 9–17. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2010.10.040](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.040)

Tondera, K., Klaer, K., Gebhardt, J., Wingender, J., Koch, C., Horstkott, M., Strathmann, M., Jurzik, L., Hamza, I.A., Pinnekamp, J., 2015. Reducing pathogens in combined sewer overflows using ozonation or UV irradiation. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 218, 731–741. DOI: [10.1016/j.ijheh.2015.09.002](https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.09.002).

Tondera, K., Klaer, K., Roder, S., Brueckner, I., Pinnekamp, J., 2017. Improving the microbiological quality of the Ruhr River near Essen: comparing costs and effects for the reduction of *Escherichia coli* and intestinal enterococci. *Water Sci. Technol.* 75, 2659–2668. DOI: [10.2166/wst.2017.141](https://doi.org/10.2166/wst.2017.141)

Tondera, K.; Ruppelt, J. P.; Pinnekamp, J.; Kistemann, T.; Schreiber, C., 2019. Reduction of micropollutants and bacteria in a constructed wetland for combined sewer overflow treatment after 7 and 10 years of operation. In *Science of The Total Environment* 651, pp. 917–927. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.09.174](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.174)

Toshovski, S., M. Kaiser, S. Fuchs, F. Sacher, A. Thoma, V. Kümmel und B. Lambert, 2020. Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen. Ein deutschlandweit harmonisiertes Vorgehen [online]. Dessau-Roßlau. 173. Verfügbar unter: umweltbundesamt.de/publikationen/prioritaere-stoffe-in-kommunalen-klaeeranlagen.

Tran, N.H., M. Reinhard, E. Khan, H. Chen, V.T. Nguyen, Y. Li, S.G. Goh, Q. Nguyen, N. Saeidi und K.Y.-H. Gin, 2019. Emerging contaminants in wastewater, stormwater runoff, and surface water: Application as chemical markers for diffuse sources [online]. *Science of The Total Environment*, 676, 252–267. ISSN 0048-9697. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.04.160](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.160)

Trowsdale, S. A.; Simcock, R., 2011. Urban stormwater treatment using bioretention. In *Journal of Hydrology* 397 (3), pp. 167–174. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2010.11.023](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.023)

Ulrich, B. A.; Vignola, M.; Edgehouse, K.; Werner, D.; Higgins, C. P., 2017. Organic Carbon Amendments for Enhanced Biological Attenuation of Trace Organic Contaminants in Biochar-Amended Stormwater Biofilters. In *Environmental science & technology* 51 (16), pp. 9184–9193. DOI: [10.1021/acs.est.7b01164](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01164)

Umweltbundesamt, 2015. Plastik in der Donau. Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich. REPORT REP-0547. 2015. Wien.

Umweltbundesamt, 2021. Mikroplastik in Klärschlämmen. REPORT REP-0773. Wien.

van der Oost, Ron; Sileno, Giulia; Suárez-Muñoz, Maria; Nguyen, Mai Thao; Besselink, Harrie; Brouwer, Abraham (2017): SIMONI (smart integrated monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part i-model design and effect-based trigger values. In: *Environ Toxicol Chem* 36 (9), S. 2385–2399. DOI: [10.1002/etc.3836](https://doi.org/10.1002/etc.3836)

Van Doorn, A.S., Meijer, B., Frampton, C.M.A., Barclay, M.L., de Boer, N.K.H., 2020. Systematic review with meta-analysis: SARS-CoV-2 stool testing and the potential for faecal-oral transmission. *Aliment. Pharmacol. Ther.* 1–13. DOI: [10.1111/apt.16036](https://doi.org/10.1111/apt.16036)

Van Gils, J., L. Posthuma, M. Zijp, A. van Wezel, R. Sjerps, D. Bunke, D. de Zwart, D. van de Meent, I. Cousins, C. Lindim, S. Kutsarova, O. Mekenyan, J. Hollender, J. Slobodnik, R. Kühne und A. Kortenkamp, 2018. Solutions for present and future emerging pollutants in land and water resources management. EU SOLUTIONS Project. Deliverable D14.2 Europe wide modelling and simulations of emerging pollutants risk including think tank scenarios.

Velisek, J.; Koutnik, D.; Zuskova, E.; Stara, A., 2016. Effects of the terbuthylazine metabolite terbuthylazine-desethyl on common carp embryos and larvae. In: Science of The Total Environment (539). Online verfügbar unter [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.152](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.152)

Venkatesan, Arjun K.; Halden, Rolf U., 2013. National inventory of alkylphenol ethoxylate compounds in U.S. sewage sludges and chemical fate in outdoor soil mesocosms. In: Environmental Pollution 174, S. 189–193. [DOI: 10.1016/j.envpol.2012.11.012](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.11.012)

Vietoris, Friederike; Eberle, Mathias; Jung, Thomas; Lehmann, Markus; Mertsch, Viktor; Mohaupt, Volker et al., 2016. Mikroschadstoffe in Gewässern. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Magdeburg. Online verfügbar unter lawa.de/documents/20160126_lawa_bericht_mikroschadstoffe_in-gewaessern_final_1555580704.pdf, zuletzt geprüft am 06.05.2020.

Vollertsen, Jes; Lange, Kenn; Pedersen, Jan; Hallager, Per; Brink-Kjaer, Annette; Laustsen, Anne et al., 2009. Advanced stormwater treatment – comparison of technologies. Proceedings of the 11th Nordic waste conference – Odense, Denmark.

Vu, Chi Thanh; Wu, Tingting, 2019. Engineered multifunctional sand for enhanced removal of stormwater runoff contaminants in fixed-bed column systems. In Chemosphere 224, pp. 852–861. [DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.02.145](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.145)

Walter, R., 2000. Umweltvirologie - Viren in Wasser und Boden. Springer Wien. ISBN: 978-3-7091-6318-4.

Wang, Jianlong; Zhao, Yuanling; Yang, Liqiong; Tu, Nannan; Xi, Guangpeng; Fang, Xing, 2017. Removal of Heavy Metals from Urban Stormwater Runoff Using Bioretention Media Mix. In Water 9 (11). [DOI: 10.3390/w9110854](https://doi.org/10.3390/w9110854)

Wang, X.W., Li, J.S., Jin, M., Zhen, B., Kong, Q.X., Song, N., Xiao, W.J., Yin, J., Wei, W., Wang, G.J., Si, B.Y., Guo, B.Z., Liu, C., Ou, G.R., Wang, M.N., Fang, T.Y., Chao, F.H., Li, J.W.,

2005. Study on the resistance of severe acute respiratory syndrome-associated coronavirus. *J. Virol. Methods* 126, 171–177. DOI: [10.1016/j.jviromet.2005.02.005](https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2005.02.005).

Wang, Y., P. Kannan, R.U. Halden und K. Kannan, 2019. A nationwide survey of 31 organophosphate esters in sewage sludge from the United States [online]. *Science of The Total Environment*, 655, 446-453. ISSN 0048-9697. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.11.224](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.224)

Wechner, S., 2014. Arzneimittelwirkstoffe im Abwasser. Vorkommen und Rückhalt bei der Abwasserreinigung. Technische Universität Wien - Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. Wien.

Weiss, P. T.; Gulliver, J. S.; Erickson, A. J., 2005. The cost and effectiveness of stormwater management practices. Department of Civil Engineering, University of Minnesota; Minnesota Department of Transportation, Research Services Section (MN/RC – 2005-23). Available online at lrrb.org/pdf/200523.pdf.

Welinder-Olsson, C., Kaijser, B., 2005. Enterohemorrhagic *Escherichia coli* (EHEC). *Scand. J. Infect. Dis.* 37, 405–416. DOI: [10.1080/00365540510038523](https://doi.org/10.1080/00365540510038523).

Wells, C.L., Wilkins, T.D., 1996. Clostridia: Sporeforming Anaerobic Bacilli, in: Baron, S. (Ed.), *Medical Microbiology*. University of Texas Medical Branch at Galveston, Galveston (TX).

Wéry, N., Lhoutellier, C., Ducray, F., Delgenès, J.P., Godon, J.J., 2008. Behaviour of pathogenic and indicator bacteria during urban wastewater treatment and sludge composting, as revealed by quantitative PCR. *Water Res.* 42, 53–62. DOI: [10.1016/j.watres.2007.06.048](https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.048)

Westhaus, S., Weber, F.-A., Schiwy, S., Linnemann, V., Brinkmann, M., Widera, M., Greve, C., Janke, A., Hollert, H., Wintgens, T., Ciesek, S., 2020. Detection of SARS-CoV-2 in raw and treated wastewater in Germany – Suitability for COVID-19 surveillance and potential transmission risks. *Sci. Total Environ.* 51, 141750. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.141750](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141750)

Wick, A., G. Fink und T.A. Ternes, 2010. Comparison of electrospray ionization and atmospheric pressure chemical ionization for multi-residue analysis of biocides, UV-filters and benzothiazoles in aqueous matrices and activated sludge by liquid chromatography–tandem mass spectrometry [online]. *Journal of Chromatography A*, 1217(14), 2088-2103. ISSN 0021-9673. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.chroma.2010.01.079](https://doi.org/10.1016/j.chroma.2010.01.079)

Wicke, D., A. Matzinger und P. Rouault, 2015. Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. Kompetenzzentrum Wasser Berlin GmbH.

Wirth O. und Bunke D., 2017. REACH in der Praxis IV, Fachworkshop 5 - REACH und Rohwasserschutz: PMT-Stoffe erkennen und ihre Emissionen vermeiden.

Wium-Andersen, T.; Nielsen, A.; Hvitved-Jacobsen, T.; Kristensen, N.; Brix, H.; Arias, C.; Vollertsen, J., 2012. Sorption Media for Stormwater Treatment—A Laboratory Evaluation of Five Low-Cost Media for Their Ability to Remove Metals and Phosphorus from Artificial Stormwater. In Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation 84, pp. 605–616. [DOI: 10.2175/106143012X13373550426832](https://doi.org/10.2175/106143012X13373550426832)

WHO, 2018. Guidelines on sanitation and health, World Health Organization. ISBN 978 92 4 151470 5.

World Health Organization, 2017. Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum. Geneva.

World Health Organization, 2006. WHO guideline for the safe use of wastewater, excreta and greywater. World Heal. Organ. 1, 204.

Xu, L., Q. Hu, J. Liu, S. Liu, C. Liu, Q. Deng, X. Zeng und Z. Yu, 2019. Occurrence of organophosphate esters and their diesters degradation products in industrial wastewater treatment plants in China: Implication for the usage and potential degradation during production processing [online]. Environmental Pollution, 250, 559-566. ISSN 0269-7491. Verfügbar unter: [DOI: 10.1016/j.envpol.2019.04.058](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.058)

Yaziz, M.I., Lloyd, B.J., 1979. The Removal of Salmonellas in Conventional Sewage Treatment Processes. J. Appl. Bacteriol. 46, 131–142. doi.org/10.1111/j.1365-2672.1979.tb02590.x.

Yang, Hanbae; Dick, Warren A.; McCoy, Edward L.; Phelan, P. Larry; Grewal, Parwinder S., 2013. Field evaluation of a new biphasic rain garden for stormwater flow management and pollutant removal. In: Ecological Engineering 54, S. 22–31. [DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.01.005](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.005)

Yu, Xiaohua; Xue, Jingchuan; Yao, Hong; Wu, Qian; Venkatesan, Arjun K.; Halden, Rolf U.; Kannan, Kurunthachalam, 2015. Occurrence and estrogenic potency of eight bisphenol analogs in sewage sludge from the U.S. EPA targeted national sewage sludge survey. In: Journal of hazardous materials 299, S. 733–739. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2015.07.012](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.012)

Zang, R., Castro, M.F.G., McCune, B.T., Zeng, Q., Rothlauf, P.W., Sonnek, N.M., Liu, Z., Brulois, K.F., Wang, X., Greenberg, H.B., Diamond, M.S., Ciorba, M.A., Whelan, S.P.J., Ding, S., 2020. TMPRSS2 and TMPRSS4 promote SARS-CoV-2 infection of human small intestinal enterocytes. Sci. Immunol. 5. DOI: [10.1126/sciimmunol.abc3582](https://doi.org/10.1126/sciimmunol.abc3582)

Zessner, M., O. Zoboli, D. Reif, A. Amann, E. Sigmund, G. Kum, Z. Saracevic, E. Saracevic, S. Kittlaus, J. Krampe und G. Wolfram, 2019. Belastung des Neusiedler Sees mit anthropogenen Spurenstoffen: Überlegungen zu Herkunft und Verhalten [online]. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 71(11-12), 522-536. ISSN 0945-358X. Verfügbar unter: DOI: [10.1007/s00506-019-00623-1](https://doi.org/10.1007/s00506-019-00623-1)

Zgheib, S., R. Moilleron, M. Saad und G. Chebbo, 2011. Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments? [online]. Water Research, 45(2), 913-925. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.watres.2010.09.032](https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.032)

Zgheib, S., R. Moilleron und G. Chebbo, 2012. Priority pollutants in urban stormwater: part 1 - case of separate storm sewers [online]. Water Research, 46(20), 6683-6692. ISSN 0043-1354. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.watres.2011.12.012](https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012)

Zhang, Z., N. Ren, Y.-F. Li, T. Kunisue, D. Gao und K. Kannan, 2011. Determination of Benzotriazole and Benzophenone UV Filters in Sediment and Sewage Sludge [online]. Environmental science & technology, 45(9), 3909-3916. ISSN 0013-936X. Verfügbar unter: DOI: [10.1021/es2004057](https://doi.org/10.1021/es2004057)

Zhang, Kefeng; Randelovic, Anja; Page, Declan; McCarthy, David T.; Deletic, Ana, 2014. The validation of stormwater biofilters for micropollutant removal using in situ challenge tests. In Ecological Engineering 67, pp. 1–10. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2014.03.004](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.004)

Zhang, A.-N., Gaston, J.M., Dai, C.L., Zhao, S., Poyet, M., Groussin, M., Yin, X., Li, L.-G., van Loosdrecht, M.C.M., Topp, E., Gillings, M.R., Hanage, W.P., Tiedje, J.M., Moniz, K., Alm,

E.J. und Zhang, T., 2021. An omics-based framework for assessing the health risk of antimicrobial resistance genes. Nature Communications 12(1), 4765. DOI: [10.1038/s41467-021-25096-3](https://doi.org/10.1038/s41467-021-25096-3)

Zhou, S., C. Di Paolo, X. Wu, Y. Shao, T.-B. Seiler und H. Hollert, 2019. Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants - The case of pharmaceuticals in European surface waters [online]. Environment international, 128, 1-10. Environment international [Zugriff am: 18. November 2019]. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.envint.2019.04.034](https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.034)

Zoboli, O., M. Clara, O. Gabriel, C. Scheffknecht, M. Humer, H. Brielmann, S. Kulcsar, H. Trautvetter, S. Kittlaus, A. Amann, E. Saracevic, J. Krampe und M. Zessner, 2019. Occurrence and levels of micropollutants across environmental and engineered compartments in Austria [online]. Journal of environmental management, 232, 636-653. Journal of environmental management. Verfügbar unter: DOI: [10.1016/j.jenvman.2018.10.074](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.074)

6 Anhang

6.1 Stoffauswahl für weitergehende Auswertungen

Tabelle 39: Ausgewählte Parameter für die weitergehenden Auswertungen, Zuordnung in Stoffgruppen sowie eindeutige Identifizierung durch CAS und EC Nummer.

Parameter	Groups in which the parameter was prioritized	CAS_number	EC_number
1,2,4-triazole	biocides	288-88-0	
1,2-benzisothiazol-3(2H)-one	biocides	2634-33-5	220-120-9
Carbendazim	biocides	10605-21-7	
Cypermethrin Zeta-cypermethrin	biocides	52315-07-8	
Diflufenican	biocides	83164-33-4	
diuron	biocides	330-54-1	
Mecoprop	biocides	93-65-2	
Methiocarb	biocides	2032-65-7	217-991-2
N,N'-Dimethylsulfamid	biocides	3984-14-3	
Permethrin	biocides	52645-53-1	
Terbutryn sulfoxid	biocides		
Triphenyltin	biocides	892-20-6	212-967-8
2-ethylhexyl 4-methoxycinnamate	cosmetics and body care products	5466-77-3	
Avobenzon	cosmetics and body care products	70356-09-1	274-581-6
Decamethylcyclopentasiloxane	cosmetics and body care products	541-02-6	208-764-9
N-(4-aminophenyl)aniline	cosmetics and body care products	101-54-2	202-951-9
1,2-dichloro-4-nitrobenzene	desinfection agents	99-54-7	

1,3-dichloro-4-nitrobenzene	desinfection agents	611-06-3	
Chlorhexidine	desinfection agents	55-56-1	
Chlorophene	desinfection agents	120-32-1	204-385-8
Cyanuric acid	desinfection agents	108-80-5	
Diclosan	desinfection agents	3380-30-1	429-290-0
Formaldehyde	desinfection agents	50-00-0	200-001-8
Triclosan	desinfection agents	3380-34-5	222-182-2
Tricresylphosphate	desinfection agents	78-32-0	215-548-8
2,3,6-trimethylphenol	foodstuffs and legal drugs	2416-94-6	
3,5,5-trimethylhexan-1-ol	foodstuffs and legal drugs	3452-97-9	
4-tert-butylbenzaldehyde	foodstuffs and legal drugs	939-97-9	
Acesulfame	foodstuffs and legal drugs	33665-90-6	251-622-6
But-2-yne-1,4-diol	foodstuffs and legal drugs	110-65-6	
Caffeine	foodstuffs and legal drugs	58-08-2	200-362-1
Dodecan-1-ol	foodstuffs and legal drugs	112-53-8	203-982-0
Nicotine	foodstuffs and legal drugs	54-11-5	
Sucralose	foodstuffs and legal drugs	56038-13-2	259-952-2
alpha-Estradiol	hormons	57-91-0	
Bis(hydrogenated tallow alkyl)dimethylammonium with montmorillonite (Dialkyl chain quaternary ammonium compound)	household chemicals	68911-87-5	
Cyclododecane	household chemicals	294-62-2	
Diphenylamine	household chemicals	122-39-4	204-539-4
Linear alkylbenzene sulfonate	household chemicals	85536-14-7	287-494-3
Phenol	household chemicals	108-95-2	203-632-7
Quaternary ammonium compounds (benzylalkyldimethyl (alkyl from C8-C22, saturated and unsaturated, tallow alkyl, coco alkyl, and soya alkyl) chlorides, bromides, or hydroxides)	household chemicals	8001-54-5	

Quaternary ammonium compounds, bis(hydrogenated tallow alkyl)dimethyl, salt with bentonite	household chemicals	68953-58-2	
Butane-1,4-diol	illicit drugs	110-63-4	
1,5-dimethyl-3,3-diphenyl-2-ethylidenepyrrolidine	illicit drugs, metabolites	30223-73-5	
(1,3-Benzothiazol-2-ylsulfanyl)methyl thiocyanate	industrial chemicals	21564-17-0	
(4-nonylphenoxy)acetic acid	industrial chemicals	3115-49-9	
1,5-naphthylenediamine	industrial chemicals	2243-62-1	218-817-8
2-(phenylmethoxy)naphthalene	industrial chemicals	613-62-7	405-490-3
2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphenyl	industrial chemicals	35065-29-3	621-378-9
Parameter	Groups in which the parameter was prioritized	CAS_number	EC_number
2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl	industrial chemicals	35065-27-1	621-381-5
2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether	industrial chemicals	207122-15-4	
2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether	industrial chemicals	60348-60-9	
2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether	industrial chemicals	189084-64-8	
2,2',4,4'-Tetrabromodiphenylether	industrial chemicals	5436-43-1	
2,4,5-trichloroaniline	industrial chemicals	636-30-6	
2,4,6-tri-tert-butylphenol	industrial chemicals	732-26-3	
2,4-di-tert-butylphenol	industrial chemicals	96-76-4	202-532-0
2,6-di-tert-butyl-p-cresol	industrial chemicals	128-37-0	204-881-4
2-chloroaniline	industrial chemicals	95-51-2	202-426-4
2-Ethylhexyldiphenyl-phosphate	industrial chemicals	109925-03-3	
2-Hydroxybenzothiazole	industrial chemicals	934-34-9	213-281-1
2-methylthiobenzothiazole	industrial chemicals	615-22-5	210-417-1
2-nitro-p-anisidine	industrial chemicals	96-96-8	
2-Phenylphenol	industrial chemicals	90-43-7	201-993-5
4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol	industrial chemicals	140-66-9	205-426-2
4,4'-methylenebis[2-chloroaniline]	industrial chemicals	101-14-4	

4-nitrotoluene	industrial chemicals	99-99-0	
4-tert-butylphenol	industrial chemicals	98-54-4	202-679-0
5-Methyl-1H-benzotriazole	industrial chemicals	136-85-6	205-265-8
a,a-dimethylbenzyl hydroperoxide	industrial chemicals	80-15-9	201-254-7
Acrylamide	industrial chemicals	79-06-1	
Aromatic hydrocarbons, C6-8, naphtha- raffinate pyrolyzate-derived	industrial chemicals	68475-70-7	
Benzotriazole	industrial chemicals	95-14-7	202-394-1
Bisphenol A	industrial chemicals	80-05-7	201-245-8
Chrysene	industrial chemicals	218-01-9	205-923-4
Cobalt(II) diacetate	industrial chemicals	71-48-7	
Cyclododeca-1,5,9-triene	industrial chemicals	4904-61-4	
Decabromodiphenyl ether	industrial chemicals	1163-19-5	214-604-9
Di(2-ethylhexyl)phthalate	industrial chemicals	117-81-7	204-211-0
Dibutyl phthalate	industrial chemicals	84-74-2	201-557-4
Dibutyltin	industrial chemicals	1002-53-5	
Diisobutyl phthalate	industrial chemicals	84-69-5	201-553-2
Di-"isodecyl" phthalate	industrial chemicals	26761-40-0	247-977-1
Di-"isononyl" phthalate	industrial chemicals	28553-12-0	
Dimethyl phthalate	industrial chemicals	131-11-3	205-011-6
Diphenyl carbonate	industrial chemicals	102-09-0	203-005-8
Diphenyltin	industrial chemicals	1011-95-6	NA
Dodec-1-ene	industrial chemicals	112-41-4	203-968-4
Edetic acid	industrial chemicals	60-00-4	
Graphite, Multi-Wall Carbon Nanotubes, synthetic graphite in tubular shape	industrial chemicals	7782-42-5	231-955-3
Hydroquinone	industrial chemicals	123-31-9	204-617-8
Lactonitrile	industrial chemicals	78-97-7	
Methyl-1H-benzotriazole	industrial chemicals	29385-43-1	249-596-6
Methyloxirane (Propylene oxide)	industrial chemicals	75-56-9	

N-1,3-dimethylbutyl-N'-phenyl-p-phenylenediamine	industrial chemicals	793-24-8	212-344-0
Nitrilotriacetic acid	industrial chemicals	139-13-9	
Nonylphenol monoethoxylate	industrial chemicals	200-662-2	
Octamethylcyclotetrasiloxane	industrial chemicals	556-67-2	
Octane-1-thiol	industrial chemicals	111-88-6	203-918-1
O-toluidine	industrial chemicals	95-53-4	202-429-0
Perfluorohexanoic acid	industrial chemicals	307-24-4	206-196-6
Perfluorooctane sulfonic acid	industrial chemicals	1763-23-1	217-179-8
Perfluorooctanoic acid	industrial chemicals	335-67-1	206-397-9
Parameter	Groups in which the parameter was prioritized	CAS_number	EC_number
Phenol, 4-nonyl-, branched	industrial chemicals	84852-15-3	284-325-5
P-octylphenol	industrial chemicals	1806-26-4	217-302-5
Polybrominated diphenyl ethers (sum of 6 congeners)	industrial chemicals	32534-81-9	
P-phenetidine	industrial chemicals	156-43-4	
P-phenylenediamine	industrial chemicals	106-50-3	203-404-7
Tetrabutyltin	industrial chemicals	1461-25-2	215-960-8
Tetradecanol	industrial chemicals	112-72-1	204-000-3
Tributyl phosphate	industrial chemicals	126-73-8	
Tributyltin	industrial chemicals	20763-88-6	
Triisobutyl phosphate	industrial chemicals	126-71-6	204-798-3
trimethoxyphenylsilane	industrial chemicals	2996-92-1	221-066-9
Triphenyl phosphate	industrial chemicals	115-86-6	204-112-2
Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphate	industrial chemicals	13674-87-8	237-159-2
Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate	industrial chemicals	13674-84-5	237-158-7
Tris(2-butoxyethyl)phosphate	industrial chemicals	78-51-3	201-122-9
Diatrizoate	medical products	117-96-4	204-223-6
Dodecyl methacrylate	medical products	142-90-5	205-570-6
Gadolinium	medical products	7440-54-2	231-162-2

Iomeprol	medical products	78649-41-9	
Iopamidol	medical products	60166-93-0	262-093-6
Mica (nanoparticles)	medical products	12001-26-2	
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepine	metabolites	58955-93-4	
Canrenone	metabolites	976-71-6	
Chloridazon-desphenyl	metabolites	6339-19-1	
Chloridazonmethyl-desphenyl	metabolites	17254-80-7	
Metolachlor-ESA	metabolites	171118-09-5	
Metolachlor-OA	metabolites	152019-73-3	
Paraxanthine	metabolites	611-59-6	
Barium	metals	7440-39-3	
Cadmium	metals	7440-43-9	231-152-8
Chromium	metals	7440-47-3	231-157-5
Cobalt	metals	7440-48-4	
Copper	metals	7440-50-8	231-159-6
Lead	metals	7439-92-1	231-100-4
Mercury	metals	7439-97-6	231-106-7
Nickel	metals	7440-02-0	231-111-4
Silver	metals	7440-22-4	
Titanium	metals	7440-32-6	
Uranium	metals	7440-61-1	
Vanadium	metals	7440-62-2	
Zinc	metals	7440-66-6	231-175-3
Phosphorous total as P	nonmetallic ions		
2,4-dichlorophenoxyacetic acid	pesticides	94-75-7	202-361-1
4-chloro-o-cresol	pesticides	1570-64-5	216-381-3
Acetochlor	pesticides	34256-82-1	251-899-3
Azinphos-ethyl	pesticides	2642-71-9	220-147-6
Bromacil	pesticides	314-40-9	206-245-1

Chlorothalonil	pesticides	1897-45-6	217-588-1
Chlorpyrifos	pesticides	2921-88-2	220-864-4
Chlorpyrifos-Methyl	pesticides	5598-13-0	227-011-5
Cybutryne	pesticides	28159-98-0	248-872-3
Desethylterbutylazine	pesticides	30125-63-4	
Dialifos	pesticides	10311-84-9	233-689-3
Parameter	Groups in which the parameter was prioritized	CAS_number	EC_number
Fenthion	pesticides	55-38-9	
Fipronil	pesticides	120068-37-3	424-610-5
Heptachlor	pesticides	76-44-8	200-962-3
Heptachlor epoxide	pesticides	1024-57-3	213-831-0
Hexaflumuron	pesticides	86479-06-3	617-865-0
Imidacloprid	pesticides	138261-41-3	
Isoproturon	pesticides	34123-59-6	251-835-4
Metazachlor	pesticides	67129-08-2	266-583-0
Metconazole	pesticides	125116-23-6	
Methidathion	pesticides	950-37-8	213-449-4
Metolachlor	pesticides	51218-45-2	257-060-8
N-N-diethyl-m-toluamide	pesticides	134-62-3	205-149-7
Parathion	pesticides	56-38-2	200-271-7
Propargite	pesticides	2312-35-8	
Propiconazole	pesticides	60207-90-1	262-104-4
Sebuthylazine	pesticides	7286-69-3	230-710-8
Sulfotep	pesticides	3689-24-5	222-995-2
Tebuconazole	pesticides	107534-96-3	403-640-2
Tefluthrin	pesticides	79538-32-2	616-699-6
Terbuthylazine	pesticides	5915-41-3	
Terbutryn	pesticides	886-50-0	212-950-5
Thiacloprid	pesticides	111988-49-9	

Thiram	pesticides	137-26-8	
Trichlorfon	pesticides	52-68-6	200-149-3
Atrazine-2-hydroxy	pesticides, metabolites	2163-68-0	
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	pharmaceuticals	35079-97-1	
17-beta-estradiol	pharmaceuticals	50-28-2	
4-Acetamidoantipyrine	pharmaceuticals	83-15-8	
4-aminophenol	pharmaceuticals	123-30-8	204-616-2
4-Formylaminoantipyrine	pharmaceuticals	1672-58-8	
Acenaphthylene	pharmaceuticals	208-96-8	205-917-1
Alfuzosin	pharmaceuticals	81403-80-7	617-230-8
Aliskiren	pharmaceuticals	173334-57-1	
Amisulprid	pharmaceuticals	71675-85-9	
Amoxicillin	pharmaceuticals	26787-78-0	248-003-8
Arsenic	pharmaceuticals	7440-38-2	231-148-6
Atorvastatin	pharmaceuticals	134523-00-5	
Bisoprolol	pharmaceuticals	66722-44-9	
Carbamazepine	pharmaceuticals	298-46-4	206-062-7
Ciprofloxacin	pharmaceuticals	85721-33-1	
Citalopram	pharmaceuticals	59729-33-8	
Clarithromycin	pharmaceuticals	81103-11-9	
Clozapine	pharmaceuticals	5786-21-0	227-313-7
Codeine	pharmaceuticals	76-57-3	200-969-1
Dec-1-ene	pharmaceuticals	872-05-9	212-819-2
Diclofenac	pharmaceuticals	15307-86-5	239-348-5
Diphenhydramine	pharmaceuticals	58-73-1	200-396-7
dodecamethylcyclohexasiloxane	pharmaceuticals	540-97-6	208-762-8
Duloxetine	pharmaceuticals	116539-59-4	
Erythromycin	pharmaceuticals	114-07-8	
Estriol	pharmaceuticals	50-27-1	

Estrone	pharmaceuticals	53-16-7	
Ethinylestradiol	pharmaceuticals	57-63-6	
Furosemid	pharmaceuticals	54-31-9	
Parameter	Groups in which the parameter was prioritized	CAS_number	EC_number
Gliclazid	pharmaceuticals	21187-98-4	
Guaifenesin	pharmaceuticals	93-14-1	
Guanylurea	pharmaceuticals	141-83-3	205-504-6
Hydrochlorothiazid	pharmaceuticals	58-93-5	
Ibuprofen	pharmaceuticals	15687-27-1	
Irbesartan	pharmaceuticals	138402-11-6	
Kandesartan	pharmaceuticals	139481-59-7	
Metformin	pharmaceuticals	657-24-9	
Metoprolol	pharmaceuticals	37350-58-6	
Oxacarbazepin	pharmaceuticals	28721-07-5	
Oxazepam	pharmaceuticals	604-75-1	210-076-9
Penicilline G (benzylpenicillin)	pharmaceuticals	113-98-4	204-038-0
Penicilline V	pharmaceuticals	87-08-1	205-086-5
Pentoxifylline	pharmaceuticals	6493-05-6	
Primidon	pharmaceuticals	125-33-7	
Prothipendyl	pharmaceuticals	303-69-5	
Quetiapin	pharmaceuticals	111974-69-7	
Repaglinide	pharmaceuticals	135062-02-1	
Risperidone	pharmaceuticals	106266-06-2	600-733-1
Sitagliptin	pharmaceuticals	486460-32-6	
Sotalol	pharmaceuticals	3930-20-9	
Temazepam	pharmaceuticals	846-50-4	212-688-1
Terbutaline	pharmaceuticals	23031-25-6	245-385-8
Valaciclovir	pharmaceuticals	124832-27-5	
Venlafaxine	pharmaceuticals	99300-78-4	

Verapamil	pharmaceuticals	52-53-9	200-145-1
Zidovudine	pharmaceuticals	30516-87-1	
Acenaphthene	products of combustion	83-32-9	
Anthracene	products of combustion	120-12-7	204-371-1
Benzo[a]anthracene	products of combustion	56-55-3	200-280-6
Benzo[a]pyrene	products of combustion	50-32-8	200-028-5
Benzo[b]fluoranthene	products of combustion	205-99-2	205-911-9
Benzo[ghi]perylene	products of combustion	191-24-2	205-883-8
Benzo[j]fluoranthene	products of combustion	205-82-3	
Benzo[k]fluoranthene	products of combustion	207-08-9	205-916-6
Dibenz(a,h)anthracene	products of combustion	53-70-3	200-181-8
Dioxins and dioxin-like compounds	products of combustion		
Fluoranthene	products of combustion	206-44-0	205-912-4
Fluorene	products of combustion	86-73-7	
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	products of combustion	193-39-5	205-893-2
Naphthalene	products of combustion	91-20-3	202-049-5
polycyclic aromatic hydrocarbons	products of combustion		
Pyrene	products of combustion	129-00-0	204-927-3
Cerdioxide nanoparticle	synthetic nano particles		
Fullerene nanoparticle	synthetic nano particles		
Fused silica (nanoparticles)	synthetic nano particles	60676-86-0	
Silver nanoparticle	synthetic nano particles		

Quelle: TU Wien

6.2 Konzentrationen in Austragspfaden

Tabelle 40: Konzentrationen in Pfaden – Niederschlagswasser = Regenwasserkanal.

Niederschlagswasser = Regenwasserkanal	Proben- anzahl	Mittel	Min	Max	Datenquellen
Parameter	n		µg/L		
1,2-benzisothiazol-3(2H)- one	144	0,177	0,133	0,266	[9], [15]
4-(1,1,3,3- tetramethylbutyl)phenol	212	0,0964	0,0723	0,1446	[3], [8], [11], [13], [15], [16], [17]
5-Methyl-1H-benzotriazol	62	0,534	0,401	0,801	[8], [11]
Acenaphthene	121	0,0209	0,0157	0,0314	[5], [6], [13], [15]
Acenaphthylene	121	0,0201	0,0151	0,0302	[5], [6], [13], [15]
Anthracene	121	0,0249	0,0187	0,0374	[5], [6], [13], [15]
BDE-100	7	0,000020	0,000015	0,000030	[5], [6]
BDE-153	7	0,000028	0,000021	0,000042	[5], [6]
BDE-154	7	0,000015	0,000011	0,000022	[5], [6]
BDE-47	7	0,000191	0,000143	0,000287	[5], [6]
BDE-99	7	0,000085	0,000064	0,000128	[5], [6]
Benz[a]anthracene	121	0,113	0,085	0,170	[5], [6], [13], [15]
Benzo[a]pyrene	121	0,075	0,056	0,113	[5], [6], [13], [15]
Benzo[b]fluoranthene	121	0,131	0,098	0,197	[5], [6], [13], [15]
Benzo[ghi]perylene	121	0,052	0,039	0,078	[5], [6], [13], [15]
Benzo[k]fluoranthene	121	0,049	0,037	0,074	[5], [6], [13], [15]
Benzotriazole	94	0,448	0,336	0,672	[4], [15]
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	119	1,64	1,23	2,46	[5], [6], [13], [15]
Bisopropol	1	0,00137	0,00103	0,00206	[6]
Bisphenol A	198	0,404	0,303	0,606	[2], [5], [8], [10], [11], [14], [15]
Cadmium	123	0,273	0,205	0,410	[1], [5], [6], [13], [15]

Niederschlagswasser = Regenwasserkanal	Proben- anzahl	Mittel	Min	Max	Datenquellen
Parameter	n		µg/L		
Carbamazepine	1	0,00117	0,000878	0,001755	[6]
Carbendazim	235	0,147	0,110	0,221	[5], [6], [9], [15]
Chromium	136	13,7	10,3	20,6	[1], [5], [6], [15], [16], [17]
Chrysene	121	0,140	0,105	0,210	[5], [6], [13], [15]
Clarithromycin	1	0,0153	0,0115	0,0230	[6]
Copper	56	44	33	65	[1], [5], [6], [16], [17]
Dibenz[a,h]anthracene	121	0,0166	0,0125	0,0249	[5], [6], [13], [15]
Dibutyltin	46	0,0148	0,0111	0,0222	[1], [5], [6], [16], [17]
Diclofenac	1	0,0125	0,009375	0,01875	[6]
Diuron	7	0,0220	0,0165	0,0330	[5], [6]
Erythromycin	1	0,0713	0,0535	0,1070	[6]
Fluoranthene	121	0,324	0,243	0,486	[5], [6], [13], [15]
Fluorene	121	0,0168	0,0126	0,0252	[5], [6], [13], [15]
Ibuprofen	1	0,0417	0,0313	0,0626	[6]
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	121	0,0591	0,0443	0,0007	[5], [6], [13], [15]
Lead	76	12,9	9,7	19,4	[1], [5], [6], [13], [16], [17]
Mecoprop	189	0,899	0,674	1,349	[6], [15]
Mercury	34	0,0218	0,0164	0,0327	[5], [6], [13]
Metoprolol	1	0,000567	0,000425	0,000851	[6]
N,N'-Dimethylsulfamid	15	0,0451	0,0338	0,0677	[5]
Naphthalene	121	0,0390	0,0293	0,0585	[5], [6], [13], [15]
Nickel	134	9,0	6,7	13,4	[1], [5], [6], [13], [15]
Perfluorohexanoic acid	21	0,00288	0,00216	0,00432	[6], [13]
Perfluorooctane sulfonic acid	74	0,00725	0,005438	0,010875	[5], [6], [13], [15]
Perfluorooctanoic acid	74	0,00810	0,006075	0,01215	[5], [6], [13], [15]

Niederschlagswasser = Regenwasserkanal	Proben- anzahl	Mittel	Min	Max	Datenquellen
Parameter	n		$\mu\text{g/L}$		
Permethrin	20	0,0060	0,0045	0,0090	[9]
Phenanthrene	121	0,132	0,099	0,198	[5], [6], [13], [15]
Phenol, 4-nonyl-, branched	44	0,420	0,315	0,630	[3], [13], [17]
Phosphorous total as P	141	450	338	675	[15]
Pyrene	121	0,277	0,2078	0,4155	[5], [6], [13], [15]
Sotalol	1	0,00025	0,000188	0,000375	[6]
Tributyl phosphate	158	0,335	0,2513	0,5025	[8], [11], [12], [15]
Tributyltin	38	0,0138	0,0104	0,0207	[1], [5], [16], [17]
Triclosan	127	0,073	0,0548	0,1095	[2], [8], [11], [14]
Triisobutyl phosphate	96	0,0991	0,0743	0,1487	[12], [15]
Triphenyl phosphate	14	0,0646	0,0485	0,0969	[4], [8]
Tris(1,3- dichlorisopropyl)phosphate	88	0,0308	0,0231	0,0462	[4], [12], [15]
Tris(1-chloro-2- propyl)phosphate	81	0,402	0,302	0,603	[4], [15]
Tris(2- butoxyethyl)phosphate	150	1,68	1,26	2,52	[4], [8], [11], [12], [15]
Zinc	46	134	101	201	[1], [5], [6], [16], [17]

[1]: Birch et al., 2011, [2]: Boyd et al., 2004, [3]: Bressy et al., 2012, [4]: Burant et al., 2018, [5]: Clara et al., 2014a, [6]: Clara et al., 2020, [7]: Deffontis et al., 2013, [8]: Fairbairn et al., 2018, [9]: Fuchs et al., 2020, [10]: Gasperi et al., 2014, [11]: Masoner et al., 2019, [12]: Regnery und Püttmann, 2010, [13]: Toshovski et al., 2020, [14]: Tran et al., 2019, [15]: Wicke, Matzinger und Rouault, 2015, [16]: Zgheib et al., 2011, [17]: Zgheib, Moilleron und Chebbo, 2012

Tabelle 41: Konzentrationen in Pfaden – Mischwasserüberlauf.

Mischwasserüberlauf Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min µg/L	Max	Datenquellen
1,2-benzisothiazol-3(2H)- one	27	0,013	0,010	0,020	[5]
4-(1,1,3,3- tetramethylbutyl)phenol	60	0,090	0,067	0,135	[6], [7], [10], [15]
5-Methyl-1H-benzotriazol	7	0,442	0,332	0,663	[10]
Acenaphthene	42	0,00929	0,00697	0,01394	[3], [4], [10], [15]
Acenaphthylene	42	0,0143	0,0107	0,0215	[3], [4], [10], [15]
Anthracene	42	0,0130	0,0098	0,0195	[3], [4], [10], [15]
BDE-100	8	0,00025	0,00019	0,00038	[3], [4]
BDE-153	8	0,00013	0,00010	0,00019	[3], [4]
BDE-154	8	0,00009	0,00007	0,00014	[3], [4]
BDE-47	8	0,00132	0,00099	0,00198	[3], [4]
BDE-99	8	0,00134	0,001005	0,00201	[3], [4]
Benz[a]anthracene	42	0,0292	0,0219	0,0438	[3], [4], [10], [15]
Benzo[a]pyrene	42	0,0288	0,0216	0,0432	[3], [4], [10], [15]
Benzo[b]fluoranthene	42	0,0443	0,0332	0,0665	[3], [4], [10], [15]
Benzo[ghi]perylene	42	0,0297	0,0223	0,0446	[3], [4], [10], [15]
Benzo[k]fluoranthene	42	0,0269	0,0202	0,0404	[3], [4], [10], [15]
Benzotriazole	11	3,1	2,3	4,6	[4], [10], [14]
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	42	2,7	2,0	4,0	[3], [4], [10], [15]
Bisopropol	1	0,028	0,021	0,042	[4]
Bisphenol A	14	0,32	0,24	0,48	[3], [10]
Cadmium	54	0,214	0,161	0,321	[1], [2], [3], [4], [15]
Carbamazepine	49	0,454	0,341	0,681	[4], [9], [11], [12]
Carbendazim	39	0,0246	0,0185	0,0369	[3], [4], [5], [10]
Chromium	17	10,0	7,5	15,0	[1], [3], [4]

Mischwasserüberlauf Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min µg/L	Max	Datenquellen
Chrysene	42	0,0418	0,0314	0,0627	[3], [4], [10], [15]
Clarithromycin	4	0,0852	0,0639	0,1278	[4], [11]
Copper	44	62	47	94	[1], [2], [3], [6], [7]
Dibenz[a,h]anthracene	42	0,00612	0,00459	0,00918	[3], [4], [10], [15]
Dibutyltin	32	0,00537	0,004028	0,008055	[2], [3], [4], [6]
Diclofenac	50	0,245	0,184	0,368	[4], [8], [9], [11], [12]
Diuron	34	0,0598	0,0449	0,0897	[3], [4], [5]
Erythromycin	2	0,838	0,629	1,257	[4], [8]
Fluoranthene	42	0,073	0,0548	0,1095	[3], [4], [10], [15]
Fluorene	42	0,0106	0,0080	0,0159	[3], [4], [10], [15]
Ibuprofen	27	1,16	0,87	1,74	[4], [8], [9]
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	42	0,0279	0,0209	0,0419	[3], [4], [10], [15]
Lead	80	17,2	12,9	25,8	[1], [2], [3], [4], [6], [7], [15]
Mecoprop	8	0,0852	0,0639	0,1278	[4], [10]
Mercury	41	0,0488	0,0366	0,0732	[3], [4], [15]
Metoprolol	26	0,154	0,116	0,231	[4], [9]
N,N'-Dimethylsulfamid	4	0,0718	0,0539	0,1077	[3]
Naphthalene	35	0,0922	0,0692	0,1383	[3], [4], [15]
Nickel	80	7,1	5,3	10,6	[1], [2], [3], [4], [6], [7], [15]
Perfluorohexanoic acid	28	0,00205	0,001538	0,003075	[4], [15]
Perfluorooctane sulfonic acid	35	0,00264	0,00198	0,00396	[3], [4], [15]
Perfluorooctanoic acid	35	0,00407	0,003053	0,006105	[3], [4], [15]
Permethrin	27	0,0290	0,0218	0,0435	[5]
Phenanthrene	42	0,0534	0,0401	0,0801	[3], [4], [10], [15]
Phenol, 4-nonyl-, branched	27	0,100	0,075	0,150	[15]

Mischwasserüberlauf Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min µg/L	Max	Datenquellen
Phosphorous total as P	7	1830	1373	2745	[3]
Pyrene	42	0,066	0,050	0,099	[3], [4], [10], [15]
Sotalol	1	0,0060	0,0045	0,0090	[4]
Tributyl phosphate	7	0,0250	0,0188	0,0375	[10]
Tributyltin	37	0,0078	0,0059	0,0117	[2], [3], [6]
Triclosan	36	0,0636	0,0477	0,0954	[5], [10], [14]
Triisobutyl phosphate	7	0,20	0,15	0,30	[10]
Triphenyl phosphate	7	0,139	0,104	0,209	[10]
Tris(1,3- dichlorisopropyl)phosphate	7	0,122	0,092	0,183	[10]
Tris(1-chloro-2- propyl)phosphate	9	1,18	0,89	1,77	[10], [14]
Tris(2- butoxyethyl)phosphate	8	2,18	1,64	3,27	[10], [13]
Zinc	36	403	302	605	[1], [3], [4], [6], [7]

[1]: Becouze-Lareure et al., 2019, [2]: Birch et al., 2011, [3]: Clara et al., 2014a, [4]: Clara et al., 2020, [5]: Fuchs et al., 2020, [6]: Gasperi et al., 2008, [7]: Gasperi et al., 2011, [8]: Kay et al., 2017, [9]: Launay, Dittmer und Steinmetz, 2016, [10]: Launay, 2017, [11]: Mutzner et al., 2019, [12]: Mutzner et al., 2020, [13]: Phillips et al., 2012, [14]: Ryu et al., 2014, [15]: Toshovski et al., 2020

Tabelle 42: Konzentrationen in Pfaden – Kläranlagenablauf.

Kläranlagenablauf Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min µg/L	Max	Datenquellen
1,2-benzisothiazol-3(2H)- one	314	0,017	0,0136	0,020	[10]
4-(1,1,3,3- tetramethylbutyl)phenol	1024	0,0398	0,0318	0,0478	[12], [13], [15], [16], [17]
5-Methyl-1H-benzotriazol	24	1,11	0,888	1,332	[8], [13], [15]

Kläranlagenablauf	Proben- anzahl	Mittel	Min	Max	Datenquellen
Parameter	n		µg/L		
Acenaphthene	1055	0,00264	0,00211	0,00317	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Acenaphthylene	1023	0,00054	0,000432	0,000648	[3], [6], [13], [17]
Anthracene	1057	0,000781	0,000624	0,000937	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
BDE-100	41	0,000028	0,000023	0,000034	[2], [6], [8]
BDE-153	41	0,000026	0,000021	0,000031	[2], [6], [8]
BDE-154	41	0,000011	0,000008	0,000013	[2], [6], [8]
BDE-47	41	0,000220	0,000176	0,000264	[2], [6], [8]
BDE-99	41	0,000119	0,000095	0,000143	[2], [6], [8]
Benz[a]anthracene	1057	0,000912	0,000729	0,001094	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Benzo[a]pyrene	1057	0,000698	0,000558	0,000837	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Benzo[b]fluoranthene	1055	0,000988	0,000790	0,001185	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Benzo[ghi]perylene	1057	0,000605	0,000484	0,000726	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Benzo[k]fluoranthene	1057	0,000501	0,000401	0,000601	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Benzotriazole	24	9,35	7,48	11,2	[8], [13], [15]
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	1014	3,09	2,47	3,71	[6], [13], [17]
Bisopropol	102	0,0743	0,0594	0,0892	[3], [5], [9], [14], [18]
Bisphenol A	68	0,106	0,085	0,127	[3], [4], [6], [8], [13], [15]
Cadmium	1097	0,0224	0,0179	0,0269	[3], [4], [6], [7], [8], [11], [12], [17], [19]
Carbamazepine	102	0,718	0,574	0,862	[3], [5], [9], [14], [18]
Carbendazim	399	0,0391	0,0313	0,0469	[6], [10], [13], [15]
Chromium	34	1,78	1,42	2,14	[3], [4], [6], [11]

Kläranlagenablauf Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min µg/L	Max	Datenquellen
Chrysene	1055	0,00127	0,00102	0,00152	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Clarithromycin	12	0,195	0,156	0,234	[3], [5], [9], [18]
Copper	141	5,0	4,0	6,0	[3], [4], [6], [7], [8], [11], [19]
Dibenz[a,h]anthracene	1057	0,000516	0,000413	0,000619	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Dibutyltin	91	0,000387	0,000310	0,000464	[4], [6], [7], [8], [19]
Diclofenac	144	1,3	1,04	1,56	[3], [5], [7], [9], [14], [18]
Diuron	134	0,062	0,050	0,074	[6], [10], [14]
Erythromycin	12	0,256	0,205	0,307	[3], [5], [9], [18]
Fluoranthene	1057	0,00368	0,00294	0,00442	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Fluorene	1055	0,0023	0,0018	0,0028	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Ibuprofen	134	0,059	0,0472	0,0708	[3], [5], [7], [9], [14], [18]
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	1055	0,000598	0,000478	0,000717	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Lead	1097	0,213	0,170	0,256	[3], [4], [7], [8], [11], [12], [17], [19]
Mecoprop	81	0,115	0,092	0,138	[13], [15]
Mercury	1105	0,00758	0,00606	0,00910	[3], [4], [6], [7], [8], [11], [12], [17], [19]
Metoprolol	12	0,304	0,243	0,365	[3], [5], [9], [18]
N,N'-Dimethylsulfamid	4	0,0895	0,0716	0,1074	[6]
Naphthalene	1046	0,0107	0,0086	0,0128	[2], [3], [6], [8], [17]
Nickel	1111	4,97	3,98	5,96	[3], [4], [6], [7], [8], [11], [12], [17], [19]
Perfluorohexanoic acid	1001	0,0176	0,0141	0,0211	[8], [17]

Kläranlagenablauf	Proben- anzahl	Mittel	Min	Max	Datenquellen
Parameter	n		µg/L		
Perfluorooctane sulfonic acid	1041	0,00813	0,00650	0,00976	[2], [6], [8], [17]
Perfluorooctanoic acid	1041	0,00922	0,00738	0,01106	[2], [6], [8], [17]
Permethrin	314	0,00487	0,00390	0,00584	[10]
Phenanthrene	1056	0,00576	0,00461	0,00691	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Phenol, 4-nonyl-, branched	1002	0,115	0,092	0,138	[12], [17]
Phosphorous total as P	115	364	291	437	[3], [6], [10]
Pyrene	1055	0,00301	0,00241	0,00361	[2], [3], [6], [8], [13], [17]
Sotalol	11	0,0557	0,0446	0,0668	[3], [5], [18]
Tributyl phosphate	9	0,021	0,017	0,025	[13]
Tributyltin	128	0,000089	0,000071	0,000107	[4], [6], [7], [8], [12], [19]
Triclosan	335	0,0281	0,0225	0,0337	[10], [13], [15]
Triisobutyl phosphate	9	0,136	0,109	0,163	[13]
Triphenyl phosphate	21	0,0466	0,0373	0,0559	[13], [15]
Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphate	21	0,128	0,102	0,154	[13], [15]
Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate	9	0,44	0,35	0,53	[13]
Tris(2-butoxyethyl)phosphate	21	0,471	0,377	0,565	[13], [15]
Zinc	104	31,1	24,9	37,3	[3], [4], [6], [7], [8], [11], [19]

[1]: Aemig, Hélias und Patureau, 2021, [2]: Amann et al., 2019, [3]: Braun et al., 2020, [4]: Clara et al., 2009, [5]: Clara, Scheffknecht und Weiß, 2013, [6]: Clara et al., 2014a, [7]: Clara et al., 2017, [8]: Clara, Hanefeld und Scheffknecht, 2017, [9]: Clara, Hartmann und Deutsch Karin, 2019, [10]: Fuchs et al., 2020, [11]: Hohenblum, Sattelberger und Scharf, 2000, [12]: Lambert et al., 2014, [13]: Launay, 2017, [14]: Loos et al., 2013, [15]: Sacher et al., 2014, [16]: Scharf, Sattelberger und Lorbeer, 1999, [17]: Toshovski et al., 2020, [18]: Wechner, 2014, [19]: Zoboli et al., 2019

Tabelle 43: Konzentrationen in Pfaden – Klärschlamm.

Klärschlamm Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min	Max	Datenquellen
		mg/ (kg TS)			
1,2-benzisothiazol-3(2H)- one	4	0,179	0,143	0,215	[25]
4-(1,1,3,3- tetramethylbutyl)phenol	19	0,321	0,257	0,385	[13]
5-Methyl-1H-benzotriazol	6	0,0622	0,0498	0,0746	[10], [27]
Acenaphthene	123	0,0102	0,0082	0,0122	[6], [22]
Acenaphthylene	123	0,0203	0,0162	0,0244	[6], [22]
Anthracene	123	0,0111	0,0089	0,0133	[6], [22]
BDE-100	44	0,00433	0,00346	0,00520	[3], [6], [18]
BDE-153	44	0,00244	0,001952	0,002928	[3], [6], [18]
BDE-154	44	0,00195	0,00156	0,00234	[3], [6], [18]
BDE-47	46	0,0172	0,0138	0,0206	[3], [6], [7], [18]
BDE-99	46	0,0162	0,0130	0,0194	[3], [6], [7], [18]
Benz[a]anthracene	123	0,0584	0,0467	0,0701	[6], [22]
Benzo[a]pyrene	123	0,0680	0,0544	0,0816	[6], [22]
Benzo[b]fluoranthene	123	0,0821	0,0657	0,0985	[6], [22]
Benzo[ghi]perylene	124	0,0721	0,0577	0,0865	[6], [22]
Benzo[k]fluoranthene	123	0,0390	0,0312	0,0468	[6], [22]
Benzotriazole	20	0,116	0,093	0,139	[10], [20], [27]
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	158	28,6	22,9	34,3	[6], [18], [22]
Bisopropol	4	0,0075	0,0060	0,0090	[5], [24]
Bisphenol A	439	0,342	0,274	0,410	[6], [11], [14], [17]
Cadmium	542	0,976	0,781	1,171	[1], [4], [11], [13]
Carbamazepine	6	0,949	0,759	1,139	[5], [21], [24]
Carbendazim	58	0,000667	0,000534	0,00080	[9]
Chromium	280	38,5	30,8	46,2	[1]

Klärschlamm	Proben- anzahl	Mittel	Min	Max	Datenquellen
Parameter	n	mg/ (kg TS)			
Chrysene	124	0,0946	0,0757	0,1135	[6], [22]
Clarithromycin	5	0,0211	0,0169	0,0253	[5], [21], [24]
Copper	539	194	155	232	[1], [4], [11]
Dibenz[a,h]anthracene	124	0,0101	0,0081	0,0121	[6], [22]
Dibutyltin	38	0,0693	0,0554	0,0832	[8], [16]
Diclofenac	6	0,262	0,210	0,314	[5], [21], [24]
Diuron	157	0,00617	0,004936	0,00740	[9], [13]
Erythromycin	4	0,00975	0,0078	0,01170	[5], [24]
Fluoranthene	123	0,147	0,118	0,176	[6], [22]
Fluorene	123	0,0113	0,0090	0,0136	[6], [22]
Ibuprofen	4	0,260	0,208	0,312	[5], [24]
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	123	0,0588	0,0470	0,0706	[6], [22]
Lead	532	38,94	31,152	46,728	[1], [11], [13]
Mecoprop	4	5,00	4,00	6,00	[25]
Mercury	507	0,667	0,534	0,801	[1], [4], [11], [13]
Metoprolol	6	0,185	0,148	0,222	[5], [21], [24]
N,N'-Dimethylsulfamid	4	0,0125	0,0100	0,0150	[25]
Naphthalene	123	0,0525	0,0420	0,0630	[6], [22]
Nickel	542	26,1	20,9	31,3	[1], [4], [11], [13]
Perfluorohexanoic acid	123	0,000569	0,000455	0,000683	[6], [22]
Perfluorooctane sulfonic acid	158	0,0182	0,0146	0,0218	[6], [18], [22]
Perfluorooctanoic acid	158	0,00083	0,000664	0,00100	[6], [18], [22]
Permethrin	58	0,117	0,0936	0,1404	[9]
Phenanthrene	123	0,0702	0,0562	0,0842	[6], [22]
Phenol, 4-nonyl-, branched	2	4,4	3,5	5,3	[13]
Phosphorous total as P	119	29000	23200	34800	[9]

Klärschlamm	Proben- anzahl	Mittel	Min	Max	Datenquellen
Parameter	n		mg/ (kg TS)		
Pyrene	123	0,138	0,110	0,166	[6], [22]
Sotalol	4	0,0107	0,0086	0,0128	[5], [24]
Tributyl phosphate	176	0,122	0,098	0,146	[16], [23], [26]
Tributyltin	287	0,0188	0,0150	0,0226	[4], [6], [11]
Triclosan	331	2,8	2,2	3,3	[9], [12], [19], [20]
Triisobutyl phosphate	139	0,0034	0,002704	0,0041	[23]
Triphenyl phosphate	140	0,0302	0,0242	0,0362	[23], [26]
Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphate	140	0,0997	0,0798	0,1196	[23], [26]
Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate	140	0,0611	0,0489	0,0733	[23], [26]
Tris(2-butoxyethyl)phosphate	144	1,74	1,39	2,09	[23], [26]
Zinc	538	617	493	740	[1], [4], [11]

[1]: Amann et al., 2021, [2]: Céspedes et al., 2008, [3]: Cincinelli et al., 2012, [4]: Clara et al., 2009, [5]: Clara, Scheffknecht und Weiß, 2013, [6]: Clara, Hartmann und Scheffknecht, 2016, [7]: Cristale und Lacorte, 2015, [8]: Fent und Mueller, 1991, [9]: Fuchs et al., 2020, [10]: Herrero et al., 2014, [11]: Hohenblum, Sattelberger und Scharf, 2000, [12]: Jones, Gardner und Ellor, 2014, [13]: Lambert et al., 2014, [14]: Lee et al., 2004, [15]: Leisewitz, Fengler und Seel, 2009, [16]: Mailler et al., 2014, [17]: Mohapatra et al., 2011, [18]: Olofsson, Bignert und Haglund, 2012, [19]: Samaras et al., 2013, [20]: Stasinakis et al., 2013, [21]: Stenzel et al., 2019, [22]: Toshovski et al., 2020, [23]: Wang et al., 2019, [24]: Wechner, 2014, [25]: Wick, Fink und Ternes, 2010, [26]: Xu et al., 2019, [27]: Zhang et al., 2011

Tabelle 44: Konzentrationen in Pfaden – Schmutzwasser.

Schmutzwasser Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min µg/L	Max	Datenquellen
1,2-benzisothiazol-3(2H)- one	65	0,22	0,176	0,264	[8]
4-(1,1,3,3- tetramethylbutyl)phenol	24	0,0898	0,0718	0,1078	[10], [11], [13], [14]
5-Methyl-1H-benzotriazol	21	3,72	2,98	4,46	[11], [13]
Acenaphthene	112	0,0170	0,0136	0,0204	[4], [5], [11], [15]
Acenaphthylene	111	0,00694	0,005552	0,008328	[4], [11], [15]
Anthracene	114	0,0101	0,0081	0,0121	[4], [5], [11], [15]
BDE-100	7	0,000183	0,000146	0,000220	[4], [5]
BDE-153	7	0,000073	0,000058	0,000088	[4], [5]
BDE-154	7	0,000077	0,000062	0,000093	[4], [5]
BDE-47	7	0,000991	0,000793	0,001189	[4], [5]
BDE-99	7	0,001040	0,000832	0,001248	[4], [5]
Benz[a]anthracene	112	0,0297	0,0238	0,0356	[4], [5], [11], [15]
Benzo[a]pyrene	112	0,0257	0,0206	0,0308	[4], [5], [11], [15]
Benzo[b]fluoranthene	112	0,0286	0,0229	0,0343	[4], [5], [11], [15]
Benzo[ghi]perylene	112	0,0226	0,0181	0,0271	[4], [5], [11], [15]
Benzo[k]fluoranthene	112	0,0127	0,0102	0,0152	[4], [5], [11], [15]
Benzotriazole	21	25	20	30	[11], [13]
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	111	15,6	12,5	18,7	[4], [11], [15]
Bisopropol	12	0,198	0,158	0,238	[1], [3], [6], [16]
Bisphenol A	42	2,71	2,17	3,25	[2], [4], [11], [13]
Cadmium	35	0,211	0,169	0,253	[1], [2], [4], [9], [10]
Carbamazepine	12	0,324	0,259	0,389	[1], [3], [6], [16]
Carbendazim	201	0,0342	0,0274	0,0410	[4], [8], [11], [12], [13]
Chromium	34	5,42	4,34	6,50	[1], [2], [4], [9]

Schmutzwasser Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min µg/L	Max	Datenquellen
Chrysene	112	0,0414	0,0331	0,0497	[4], [5], [11], [15]
Clarithromycin	12	0,376	0,301	0,451	[1], [3], [6], [16]
Copper	29	45	36	54	[1], [2], [4], [9]
Dibenz[a,h]anthracene	114	0,00498	0,003984	0,005976	[4], [5], [11], [15]
Dibutyltin	17	0,0140	0,0112	0,0168	[2], [4]
Diclofenac	22	3,89	3,11	4,67	[1], [3], [6], [16]
Diuron	103	0,0159	0,0127	0,0191	[4], [6], [8]
Erythromycin	12	2,13	1,7040	2,5560	[1], [3], [6], [16]
Fluoranthene	112	0,0805	0,0644	0,0966	[4], [5], [11], [15]
Fluorene	112	0,0167	0,0134	0,0200	[4], [5], [11], [15]
Ibuprofen	12	5,62	4,50	6,74	[1], [3], [6], [16]
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	114	0,0199	0,0159	0,0239	[4], [5], [11], [15]
Lead	31	6,05	4,84	7,26	[1], [2], [4], [10]
Mecoprop	132	0,156	0,125	0,187	[11], [12], [13]
Mercury	31	0,231	0,185	0,277	[1], [2], [4], [10]
Metoprolol	12	0,298	0,238	0,358	[1], [3], [6], [16]
N,N'-Dimethylsulfamid	4	0,0715	0,0572	0,0858	[4]
Naphthalene	103	0,0422	0,0338	0,0506	[4], [5], [15]
Nickel	41	9,4	7,5	11,3	[1], [2], [4], [10]
Perfluorohexanoic acid	97	0,00499	0,003992	0,005988	[5], [15]
Perfluorooctane sulfonic acid	103	0,0118	0,0094	0,0142	[4], [5], [15]
Perfluorooctanoic acid	103	0,00528	0,004224	0,006336	[4], [5], [15]
Permethrin	65	0,15	0,12	0,18	[8]
Phenanthrene	112	0,0770	0,0616	0,0924	[4], [5], [11], [15]
Phenol, 4-nonyl-, branched	1	0,823	0,658	0,988	[10]
Phosphorous total as P	988	6330	5064	7596	[1], [4], [7], [8]

Schmutzwasser Parameter	Proben- anzahl n	Mittel	Min µg/L	Max	Datenquellen
Pyrene	112	0,0670	0,0536	0,0804	[4], [5], [11], [15]
Sotalol	12	0,0616	0,04928	0,07392	[1], [3], [6], [16]
Tributyl phosphate	9	0,14	0,112	0,168	[11]
Tributyltin	17	0,00160	0,00128	0,00192	[2], [4]
Triclosan	86	0,333	0,266	0,400	[8], [11], [13]
Triisobutyl phosphate	9	0,412	0,330	0,494	[11]
Triphenyl phosphate	21	0,221	0,1768	0,2652	[11], [13]
Tris(1,3- dichlorisopropyl)phosphate	21	0,31	0,248	0,372	[11], [13]
Tris(1-chloro-2- propyl)phosphate	9	2,77	2,22	3,32	[11]
Tris(2- butoxyethyl)phosphate	21	13,7	11,0	16,4	[11], [13]
Zinc	25	144	115	173	[1], [2], [4]

[1]: Braun et al., 2020, [2]: Clara et al., 2009, [3]: Clara, Scheffknecht und Weiß, 2013, [4]: Clara et al., 2014a, [5]: Clara, Hanefeld und Scheffknecht, 2017, [6]: Clara et al., 2020, [7]: DWA, 2019, [8]: Fuchs et al., 2020, [9]: Hohenblum, Sattelberger und Scharf, 2000, [10]: Lambert et al., 2014, [11]: Launay, 2017, [12]: Rößler und Launay, 2019, [13]: Sacher et al., 2014, [14]: Scharf, Sattelberger und Lorbeer, 1999, [15]: Toshovski et al., 2020, [16]: Wechner, 2014

6.3 Pfade der Siedlungswasserwirtschaft nach Kategorien

Tabelle 45: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln).

Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln)	Eintragspfade (% des Eintrags)				Austragspfade (% des Austrages über diese Pfade - ohne Abbau)								Abbau (% des Eintrags)	
	Niederschlagsw.		Schmutzwasser		Regenwasser		Mischwasser		KA-Ablauf		Klärschlamm		Abbau	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, gut abbaubar, mittel adsorbierbar													
Ibuprofen	0,9	1,2	98,8	99,1	0,5	0,6	73,5	78,6	10,6	13,3	10,2	12,7	83,7	86,8
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, gut abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Erythromycin	3,9	5,1	94,9	96,1	0,8	0,9	47,4	54,5	44,3	51,4	0,4	0,4	56,8	62,3
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, mittel abbaubar, gut adsorbierbar													
Permethrin	4,6	6,0	94,0	95,4	0,8	1,1	21,0	26,1	11,7	12,5	61,1	65,6	56,2	58,5
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, mittel abbaubar, mittel adsorbierbar													
1,2-benzisothiazol-3(2H)-one	49,1	56,2	43,8	50,9	3,9	14,0	5,3	7,7	24,5	27,3	56,2	62,6	73,1	75,4
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, mittel abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Benzotriazole	2,1	2,8	97,2	97,9	0,2	0,3	8,4	10,9	88,6	91,3	0,0	0,2	31,2	32,8
Bisopropol	0,8	1,1	98,9	99,2	0,1	0,1	9,4	12,2	85,8	88,6	1,9	1,9	27,6	29,6
Metoprolol	0,2	0,3	99,7	99,8	0,0	0,0	11,2	14,4	75,6	78,4	10,0	10,4	0,0	0,0
Sotalol	0,5	0,6	99,4	99,5	0,0	0,0	2,8	3,7	92,4	93,2	3,9	3,9	0,0	0,0
Diclofenac	0,4	0,5	99,5	99,6	0,0	0,1	4,8	6,4	89,6	91,1	3,9	4,0	37,9	38,8
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, schlecht abbaubar, gut adsorbierbar													
Phosphorous total as P	7,8	10,2	89,8	92,2	0,4	0,6	7,1	9,3	4,9	5,0	85,4	87,5	0,0	0,0
BDE-47	18,8	23,5	76,5	81,2	0,3	1,4	8,6	11,1	4,9	5,1	83,7	86,2	0,0	0,0
BDE-99	8,9	11,5	88,5	91,1	0,1	0,7	9,4	12,1	2,9	3,0	84,9	87,6	0,0	0,0
BDE-100	11,7	15,1	84,9	88,3	0,1	0,9	6,8	8,8	2,7	2,7	88,4	90,4	0,0	0,0
BDE-153	31,5	38,0	62,0	68,5	0,3	2,4	6,1	8,0	4,3	4,3	87,4	89,3	0,0	0,0
BDE-154	18,7	23,5	76,5	81,3	0,2	1,4	5,7	7,4	2,2	2,3	90,1	91,9	0,0	0,0
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, schlecht abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Carbamazepine	0,4	0,6	99,4	99,6	0,0	0,0	12,2	15,6	65,5	68,2	18,9	19,6	0,0	0,0
Clarithromycin	4,6	6,1	93,9	95,4	0,4	0,5	10,7	13,8	83,8	86,9	2,0	2,0	0,0	0,0

Tabelle 46: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Trennkanal (Klosterneuburg).

Region mit überwiegend Trennkanal (Klosterneuburg)	Eintragspfad (% des Eintrags)				Austragspfad (% des Austrages über diese Pfade - ohne Abbau)								Abbau (% des Eintrags)	
	Niederschlagsw.		Schmutzwasser		Regenwasser		Mischwasser		KA-Ablauf		Klärschlamm		Abbau	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, gut abbaubar, mittel adsorbierbar													
Ibuprofen	1,0	1,4	98,6	99,0	12,9	14,9	35,0	40,2	20,1	23,3	24,8	28,7	93,3	94,2
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, gut abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Erythromycin	4,5	5,9	94,1	95,5	14,8	17,8	16,9	20,4	61,2	67,6	0,7	0,7	75,8	77,8
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, mittel abbaubar, gut adsorbierbar													
Permethrin	5,3	7,0	93,0	94,7	10,6	13,4	5,0	6,3	10,4	10,9	69,9	73,5	62,1	63,3
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, mittel abbaubar, mittel adsorbierbar													
1,2-benzisothiazol-3(2H)-one	53,2	60,2	39,8	46,8	67,1	73,0	0,5	0,5	6,7	8,2	19,7	24,2	40,1	42,5
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, mittel abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Benzotriazole	2,5	3,3	96,7	97,5	3,5	4,6	2,3	3,1	92,0	94,1	0,0	0,3	48,6	49,3
Bisopropol	1,0	1,3	98,7	99,0	1,3	1,8	2,7	3,5	92,1	93,3	2,6	2,6	47,4	47,9
Metoprolol	0,3	0,4	99,6	99,7	0,1	0,2	3,2	4,2	81,7	82,6	13,9	14,0	0,0	0,0
Sotalol	0,6	0,8	99,2	99,4	0,4	0,4	0,8	1,0	93,5	93,8	5,0	5,0	0,0	0,0
Diclofenac	0,5	0,6	99,4	99,5	0,7	0,9	1,3	1,8	92,1	92,7	5,2	5,2	52,9	53,1
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, schlecht abbaubar, gut adsorbierbar													
Phosphorous total as P	9,1	11,8	88,2	90,9	4,2	6,6	1,5	2,0	3,9	4,0	87,9	90,1	0,0	0,0
BDE-47	21,4	26,6	73,4	78,6	3,0	15,5	1,7	2,5	3,6	4,2	79,2	90,8	0,0	0,0
BDE-99	10,4	13,3	86,7	89,6	1,5	7,5	2,0	2,8	2,3	2,5	88,2	93,8	0,0	0,0
BDE-100	13,5	17,3	82,7	86,5	1,3	9,8	1,4	2,0	2,0	2,2	86,8	94,8	0,0	0,0
BDE-153	35,2	42,0	58,0	64,8	3,2	25,5	1,0	1,7	2,7	3,5	70,8	91,9	0,0	0,0
BDE-154	21,4	26,6	73,4	78,6	2,2	15,5	1,1	1,6	1,6	1,8	81,8	94,7	0,0	0,0
	Eintrag überwiegend aus Schmutzwasser, schlecht abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Carbamazepine	0,5	0,7	99,3	99,5	0,4	0,5	3,4	4,5	69,4	70,3	25,6	26,0	0,0	0,0
Clarithromycin	5,4	7,1	92,9	94,6	3,9	5,2	3,0	3,9	88,2	90,3	2,7	2,7	0,0	0,0

Tabelle 47: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln) – Teil 1.

Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln)	Eintragspfad (% des Eintrags)				Austragspfad (% des Austrages über diese Pfade - ohne Abbau)								Abbau (% des Eintrags)	
	Niederschlagsw.		Schmutzwasser		Regenwasser		Mischwasser		KA-Ablauf		Klärschlamm		Abbau	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, gut abbaubar, mittel adsorbierbar													
Tris(2-butoxyethyl)phosphate	12,8	16,4	83,6	87,2	5,9	6,9	39,5	45,7	26,3	30,2	21,2	24,4	81,7	83,4
Bisphenol A	15,2	19,2	80,8	84,8	7,6	9,0	30,8	36,4	32,1	36,2	22,6	25,4	83,5	84,6
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, mittel abbaubar, gut adsorbierbar													
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	11,2	14,4	85,6	88,8	0,9	1,2	7,5	9,7	29,5	30,4	59,6	61,3	2,9	3,8
Dibutyltin	55,9	62,8	37,2	44,1	4,6	5,8	8,5	10,9	2,1	2,2	81,2	84,8	5,9	17,2
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, mittel abbaubar, mittel adsorbierbar													
Triclosan	20,8	25,9	74,1	79,2	0,7	1,6	2,7	3,6	4,2	4,3	91,4	92,4	0,0	0,0
Triisobutyl phosphate	22,4	27,8	72,2	77,6	2,7	3,3	28,4	34,3	62,1	68,4	0,3	0,5	35,6	37,2
Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphate	30,6	37,7	66,3	81,3	1,0	1,2	19,5	23,6	65,8	77,6	0,5	11,6	9,3	20,3
4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol	61,3	63,2	36,8	43,7	4,0	4,7	18,0	22,4	26,4	28,3	46,5	49,8	0,0	0,0
Triphenyl phosphate	25,9	31,8	68,2	74,1	3,8	4,3	42,3	47,9	42,7	50,4	3,4	6,7	43,6	48,0
Mecoprop	87,3	90,2	9,8	12,7	4,1	6,7	1,9	2,5	8,8	9,0	83,7	85,3	0,0	0,0
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, mittel abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate	44,8	48,8	51,2	55,2	2,8	3,2	41,6	48,0	47,6	55,0	0,6	1,6	54,6	58,8
5-Methyl-1H-benzotriazol	14,7	18,7	81,3	85,3	2,3	2,9	9,8	12,5	83,6	87,5	0,3	1,1	51,0	51,3
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, schlecht abbaubar, gut adsorbierbar													
Lead	71,9	77,3	22,7	28,1	5,2	5,9	34,0	40,1	1,3	1,5	52,7	59,5	0,0	0,0
Copper	53,7	60,7	39,3	46,3	3,7	4,3	26,2	31,8	6,8	7,4	57,1	62,8	0,0	0,0
Cadmium	60,8	67,4	32,6	39,2	4,8	6,0	19,4	24,0	6,7	7,2	63,4	68,5	0,0	0,0
Mercury	10,2	13,1	86,9	89,8	0,8	0,9	8,2	10,6	4,4	4,5	84,1	86,6	0,0	0,0
Zinc	52,7	59,8	40,2	47,3	2,7	4,1	39,7	46,4	9,5	10,9	41,1	46,9	0,0	0,0
Chromium	75,2	80,1	19,9	24,8	5,8	6,7	20,5	25,1	11,9	13,0	56,2	61,1	0,0	0,0
Tributyltin	91,2	93,2	6,8	8,8	10,6	12,4	30,8	36,1	1,1	1,2	50,4	57,4	0,0	0,0
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, schlecht abbaubar, mittel adsorbierbar													
Phenol, 4-nonyl-, branched	37,9	44,9	55,1	62,1	2,2	2,9	2,5	3,3	10,0	10,2	84,0	85,3	0,0	0,0
Nickel	53,2	60,3	39,7	46,8	3,9	4,7	15,1	19,0	35,6	37,8	40,7	43,3	0,0	0,0
Perfluorooctane sulfonic acid	42,4	49,5	50,5	57,6	3,2	3,9	5,6	7,3	59,7	61,4	29,1	30,0	0,0	0,0
Perfluorooctanoic acid	64,8	71,0	29,0	35,2	4,3	5,2	10,4	13,3	80,0	83,9	1,6	1,6	0,0	0,0
Perfluorohexanoic acid	40,9	48,0	52,0	59,1	0,9	3,1	3,1	4,1	94,1	95,3	0,7	0,7	0,0	0,0
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, schlecht abbaubar, schlecht adsorbierbar													
N,N'-Dimethylsulfamid	43,0	50,2	49,8	57,0	2,3	3,3	17,6	22,0	73,0	77,9	2,2	2,4	0,0	0,0

Tabelle 48: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln) – Teil 2.

Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln)	Eintragspfad (% des Eintrags)				Austragspfad (% des Austrages über diese Pfade - ohne Abbau)								Abbau (% des Eintrags)	
	Niederschlagsw.		Schmutzwasser		Regenwasser		Mischwasser		KA-Ablauf		Klärschlamm		Abbau	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
	Eintrag überwiegt aus Regenwasser, mittel abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Diuron	62,4	68,8	31,2	37,6	1,6	4,8	20,7	25,7	70,9	76,1	1,5	1,7	0,0	0,0
Carbendazim	83,7	87,3	12,7	16,3	14,9	18,2	12,8	15,6	66,0	72,0	0,2	0,3	56,8	63,1
	Eintrag überwiegt aus Regenwasser, schlecht abbaubar, gut adsorbierbar													
Benzo[b]fluoranthene	84,6	88,0	12,0	15,4	18,7	21,3	32,4	36,9	2,2	2,6	39,6	46,4	0,0	0,0
Benzo[a]anthracene	82,0	85,9	14,1	18,0	22,1	25,2	29,3	33,4	2,8	3,2	38,7	45,3	0,0	0,0
Benzo[a]pyrene	77,8	82,4	17,6	22,2	14,9	17,3	29,2	34,0	2,2	2,5	46,5	53,4	0,0	0,0
Benzo[ghi]perylene	73,5	78,7	21,3	26,5	10,4	12,2	30,4	35,6	1,9	2,2	50,2	57,0	0,0	0,0
Benzo[k]fluoranthene	82,3	86,1	13,9	17,7	14,1	15,9	39,3	44,5	2,2	2,6	37,4	44,1	0,0	0,0
Chrysene	80,2	84,4	15,6	19,8	18,6	21,5	28,5	32,8	2,7	3,1	43,1	49,8	0,0	0,0
Dibenz[a,h]anthracene	80,0	84,2	15,8	20,0	17,1	19,5	32,2	36,9	8,3	9,6	35,3	41,1	0,0	0,0
Fluoranthene	82,8	86,5	13,5	17,2	24,0	27,3	27,8	31,6	4,2	5,0	36,9	43,2	0,0	0,0
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	78,1	82,6	17,4	21,9	13,3	15,4	32,1	37,1	2,1	2,4	45,4	52,2	0,0	0,0
	Eintrag überwiegt aus Regenwasser, schlecht abbaubar, mittel adsorbierbar													
Acenaphthene	59,6	66,3	33,7	40,4	13,3	15,5	30,3	35,3	26,7	30,6	22,5	25,8	0,0	0,0
Acenaphthylene	77,6	82,2	17,8	22,4	10,9	12,5	39,9	45,5	4,6	5,3	37,5	43,8	0,0	0,0
Anthracene	74,7	79,7	20,3	25,3	16,6	18,4	44,5	49,3	7,9	9,5	24,4	29,4	0,0	0,0
Fluorene	54,7	61,6	38,4	45,3	10,7	12,3	34,4	39,9	23,0	26,5	24,7	28,4	0,0	0,0
Naphthalene	52,5	59,6	40,4	47,5	4,3	4,8	51,7	58,1	17,9	21,3	19,2	22,8	0,0	0,0
Phenanthrene	67,3	73,2	26,8	32,7	16,7	19,1	34,7	39,5	11,3	13,3	30,1	35,3	0,0	0,0
Pyrene	83,2	86,8	13,2	16,8	22,8	26,0	27,8	31,7	3,8	4,5	38,5	44,9	0,0	0,0

Tabelle 49: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Trennkanal (Klosterneuburg) – Teil 1.

Parameter	Eintragspfad (% des Eintrags)				Austragspfad (% des Austrages über diese Pfade - ohne Abbau)								Abbau (% des Eintrags)	
	Niederschlagsw.		Schmutzwasser		Regenwasser		Mischwasser		KA-Ablauf		Klärschlamm		Abbau	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, gut abbaubar, mittel adsorbierbar													
Tris(2-butoxyethyl)phosphate	14,8	18,8	81,2	85,2	54,0	59,8	6,8	7,6	16,0	19,3	16,6	19,9	77,2	80,1
Bisphenol A	17,4	21,9	78,1	82,6	58,4	64,3	4,5	5,0	16,1	19,5	14,6	17,6	75,3	78,4
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, mittel abbaubar, gut adsorbierbar													
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	12,9	16,5	83,5	87,1	10,2	13,1	1,6	2,1	23,6	24,6	61,1	63,6	8,3	8,6
Dibutyltin	59,9	66,6	33,4	40,1	38,0	43,5	1,1	1,5	1,1	1,2	54,1	59,5	0,0	0,0
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, mittel abbaubar, mittel adsorbierbar													
Triclosan	23,6	29,2	70,8	76,4	7,0	17,2	0,5	0,7	2,9	3,2	79,5	89,2	0,0	0,0
Triisobutyl phosphate	25,4	31,2	68,8	74,6	33,8	39,7	6,6	7,8	52,2	59,1	0,3	0,5	43,1	45,5
Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphat	17,8	15,8	84,2	87,7	13,4	16,4	5,2	6,3	65,3	78,8	0,6	14,5	29,7	39,9
4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol	60,3	66,9	33,1	39,7	37,1	43,7	2,8	3,8	16,4	18,3	37,0	41,3	0,0	0,0
Triphenyl phosphate	29,2	35,5	64,5	70,8	44,9	49,9	9,4	10,4	34,4	41,6	3,6	7,0	48,4	53,1
Mecoprop	89,1	91,6	8,4	10,9	33,1	64,6	0,2	0,4	2,7	5,1	32,6	61,5	0,0	0,0
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, mittel abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Tris(1-chloro-2-propyl)phosphat	47,0	21,5	78,5	83,0	37,0	42,3	10,6	12,1	44,2	51,7	0,8	1,9	63,1	66,6
5-Methyl-1H-benzotriazol	16,9	21,3	78,7	83,1	26,7	32,3	2,1	2,6	64,2	70,8	0,3	1,1	52,1	54,2
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, schlecht abbaubar, gut adsorbierbar													
Lead	75,1	80,1	19,9	24,9	46,3	54,5	4,8	6,6	0,8	0,9	39,9	46,7	0,0	0,0
Copper	57,7	64,6	35,4	42,3	36,2	41,9	4,3	5,7	4,5	5,0	48,8	53,8	0,0	0,0
Cadmium	64,6	70,9	29,1	35,4	42,2	47,4	2,8	3,6	3,7	4,1	45,3	50,4	0,0	0,0
Mercury	11,8	15,1	84,9	88,2	8,4	10,3	1,7	2,2	3,4	3,5	84,1	86,2	0,0	0,0
Zinc	56,8	63,7	36,3	43,2	32,2	41,2	7,7	10,7	7,8	8,9	43,3	49,5	0,0	0,0
Chromium	78,1	82,6	17,4	21,9	46,2	56,7	2,5	3,6	5,8	7,2	35,0	43,4	0,0	0,0
Tributyltin	92,4	94,2	5,8	7,6	65,9	70,2	3,3	3,9	0,4	0,5	25,5	30,0	0,0	0,0
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, schlecht abbaubar, mittel adsorbierbar													
Phenol, 4-nonyl-, branched	41,9	49,0	51,0	58,1	20,5	30,4	0,4	0,6	5,9	6,7	63,3	72,2	0,0	0,0
Nickel	57,3	64,1	35,9	42,7	36,8	41,9	2,5	3,2	22,3	24,5	32,7	35,9	0,0	0,0
Perfluorooctane sulfonic acid	46,5	53,6	46,4	53,5	31,1	36,0	1,0	1,3	38,6	41,7	24,1	26,1	0,0	0,0
Perfluorooctanoic acid	68,4	74,3	25,7	31,6	40,9	49,6	1,6	2,3	47,6	55,7	1,2	1,4	0,0	0,0
Perfluorohexanoic acid	44,9	52,1	47,9	55,1	11,8	32,6	0,6	1,0	66,2	86,6	0,6	0,8	0,0	0,0
	Eintrag aus Schmutz- und Regenwasser, schlecht abbaubar, schlecht adsorbierbar													
N,N'-Dimethylsulfamid	47,1	54,3	45,7	52,9	27,6	34,2	3,7	5,0	59,8	65,5	2,3	2,6	0,0	0,0

Tabelle 50: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Trennkanal (Klosterneuburg) – Teil 2.

Parameter	Eintragspfad (% des Eintrags)				Austragspfad (% des Austrages über diese Pfade - ohne Abbau)								Abbau (% des Eintrags)	
	Niederschlagsw.		Schmutzwasser		Regenwasser		Mischwasser		KA-Ablauf		Klärschlamm		Abbau	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
	Eintrag überwiegend aus Regenwasser, mittel abbaubar, schlecht adsorbierbar													
Diuron	66,2	72,3	27,7	33,8	21,2	48,0	3,5	6,6	47,2	71,3	1,3	2,0	0,0	0,0
Carbendazim	85,9	89,0	11,0	14,1	73,7	78,6	1,2	1,3	20,0	25,0	0,1	0,1	15,5	17,9
	Eintrag überwiegend aus Regenwasser, schlecht abbaubar, gut adsorbierbar													
Benzo[b]fluoranthene	86,6	89,6	10,4	13,4	79,0	82,8	2,6	2,7	0,6	0,8	13,9	17,6	0,0	0,0
Benz[a]anthracene	84,3	87,8	12,2	15,7	82,0	85,4	2,1	2,1	0,7	0,8	11,8	15,1	0,0	0,0
Benzo[a]pyrene	80,5	84,6	15,4	19,5	72,9	77,6	2,7	2,9	0,7	0,9	18,8	23,5	0,0	0,0
Benzo[ghi]perylene	76,6	81,3	18,7	23,4	64,0	69,7	3,5	3,8	0,8	0,9	25,7	31,5	0,0	0,0
Benzo[k]fluoranthene	84,6	88,0	12,0	15,4	74,2	78,5	3,9	4,2	0,8	1,0	16,6	20,9	0,0	0,0
Chrysene	82,7	86,4	13,6	17,3	78,0	82,1	2,3	2,4	0,7	0,9	14,8	18,8	0,0	0,0
Dibenz[a,h]anthracene	82,5	86,3	13,7	17,5	77,4	81,4	2,8	2,9	2,4	3,1	13,2	16,8	0,0	0,0
Fluoranthene	85,0	88,3	11,7	15,0	83,5	86,7	1,8	1,9	0,9	1,2	10,5	13,5	0,0	0,0
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	80,8	84,8	15,2	19,2	70,8	75,7	3,2	3,5	0,7	0,9	20,1	25,1	0,0	0,0
	Eintrag überwiegend aus Regenwasser, schlecht abbaubar, mittel adsorbierbar													
Acenaphthene	63,5	69,8	30,2	36,5	72,6	77,2	3,1	3,3	9,3	11,7	10,1	12,6	0,0	0,0
Acenaphthylene	80,4	84,5	15,5	19,6	68,3	73,3	4,7	5,1	1,9	2,3	19,8	24,6	0,0	0,0
Anthracene	77,7	82,3	17,7	22,3	80,0	83,3	4,1	4,2	2,5	3,2	9,9	12,7	0,0	0,0
Fluorene	58,7	65,5	34,5	41,3	67,8	72,9	4,2	4,5	9,5	11,8	13,1	16,2	0,0	0,0
Naphthalene	56,6	63,5	36,5	43,4	48,6	54,0	11,2	12,4	14,2	17,0	19,4	23,3	0,0	0,0
Phenanthrene	70,8	76,4	23,6	29,2	77,8	81,8	3,1	3,2	3,4	4,3	11,6	14,8	0,0	0,0
Pyrene	85,4	88,6	11,4	14,6	82,3	85,7	1,9	2,0	0,9	1,1	11,4	14,6	0,0	0,0

Tabelle 51: Zuordnung der 188 priorisierten Stoffe zu den 27 Kategorien.

Kategorie	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
gut in KA abbaubar, gut adsorbierbar			
gut in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Ibuprofen	Bisphenol A Tris(2-butoxyethyl)-phosphat	Chlorothalonil
gut in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Trimethoxyphenylsilane Erythromycin	Phosphor gesamt als P	
mittel in KA abbaubar, gut adsorbierbar	Permethrin	Bis(2-ethylhexyl) phthalat (DEHP) Dibutyltin	

Kategorie	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
mittel in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Diclofenac	Dibutylphthalat	Parathion
	Octane-1-thiol	Diisobutylphthalat	Chlorpyrifos-Methyl
	2-ethylhexyl 4-methoxycinnamat	Triclosan	Hexaflumuron
	Tri-p-tolyl phosphat	Mecoprop	Cybutryn
	Citalopram	Triisobutylphosphat	Fenthion
	Clozapine	Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphat	Diazinon
	Repaglinide	p-Octylphenol	Chlorpyrifos
	Risperidone	4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol	Tributyl phosphat
	Venlafaxine	2-(4-Nonylphenoxy)-ethanol	
	1,2-benzisothiazol-3(2H)-on	Triphenyl phosphate	
mittel in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Benzotriazol	Koffein	Sebuthylazin
	Azesulfam	Nikotin	4-chloro-o-cresol
	Sucralose	Dimethylphthalat	Trichlorfon
	Cobalt(II) diacetat	Tris(1-chloro-2-propyl)phosphat	N,N-diethyl-m-toluamid
	4-nitrotoluene	5-Methyl-1H-benzotriazol	2-Hydroxyatrazine
	4-Acetamidoantipyrine		Bromacil
	Alfuzosin		Thiram
	Aliskiren		Diuron
	Amisulprid		Chloridazonmethyl-desphenyl
	Bisopropol		Carbendazim
	Ciprofloxacin		
	Furosemide		
	Gabapentin		
	Gliclazide		
	Guaifenesin		
	Amidinourea		
	Metformin		
	Metoprolol		
	Oxcarbazepine		
	Oxazepam		
Primidone			
Sitagliptin			
Temazepam			
Terbutaline			

Kategorie	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
	Zidovudine		
	Sotalol		
schlecht in KA abbaubar, gut adsorbierbar	BDE-47	Di-isononylphthalat	Benzo[b]fluoranthene
	BDE-99	Di-isodecylphthalat	2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphenyl
	BDE-100	Blei	2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphenyl
	BDE-153	Kupfer	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl
	BDE-154	Cadmium	Benz[a]anthracene
	Octamethylcyclotetra-siloxane	Tributylzinn	Benzo[a]pyrene
	Atorvastatin	Quecksilber	Benzo[ghi]perylene
	Bis(pentabromophenyl)-ether	Zink	Benzo[j]fluoranthene
		Chrom	Benzo[k]fluoranthene
			Chrysene
			Dibenz[a,h]anthracene
			Fluoranthene
			Indeno[1,2,3-cd]pyrene
			Polycyclic aromatic hydrocarbons
schlecht in KA abbaubar, mittel adsorbierbar	Clarithromycin	(1,3-Benzothiazol-2-ylsulfanyl)-methylthiocyanate	Azinphos-ethyl
	2-(Phenylmethoxy)naphthalin	2-Methylthiobenzothiazole	Tefluthrin
	Diphenyl carbonate	Clorofene	Heptachlor epoxide
	4,4'-Methylenebis[2-chloroaniline]	Methyl-1H-benzotriazole	Dialifos
	Cyclododeca-1,5,9-triene	4-Nonylphenol branched	Heptachlor
	5-chloro-2-(4-chlorophenoxy)phenol	Uran	Terbutylazine
	2,6-di-tert-butyl-p-cresol	Nickel	Fipronil
	Aluminium	Barium	Propiconazole
	Estradiol	Silber	Metholachlor
	Diphenhydramine	Perfluorooctane sulfonic acid	Sulfotep
	Dodecamethylcyclohexa-siloxane	Perfluorooctanoic acid	Terbutryn
	Estrone	Perfluorohexanoic acid	Tebuconazol
	Ethinylestradiol		Azetochlor
			Metconazole
			Propargite
			Biphenyl-2-ol

Kategorie	überwiegend Eintrag über Schmutzwasser	gemischter Eintrag	überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
	Irbesartan		Titanium
	Kandesartan		Acenaphthene
	Prothipendyl		Acenaphthylene
	Verapamil		Anthracene
	Duloxetine		Fluorene
			Naphthalene
			Phenanthrene
			Pyrene
schlecht in KA abbaubar, schlecht adsorbierbar	Carbamazepin	N,N'-Dimethylsulfamid	Metazachlor
	1,5-naphthylendiamine		Thiacloprid
	Phenol		Methidathion
	4-Aminophenol		2,4-dichlorophenoxyacetic acid
	4-Formylaminoantipyrin		Isoproturon
	Amoxicillin		N-tert-Butyl-6-chloro-[1,3,5]triazine-2,4-diamine
	Codein		Imidacloprid
	Diatrizoate		2-Hydroxybenzothiazole
	Oestriol		Vanadium
	Hydrochlorothiazide		
	Phenoxyethylpenicillin		
	Pentoxifylline		
	lomeprol		
	Quetiapine		

6.4 Datenbank

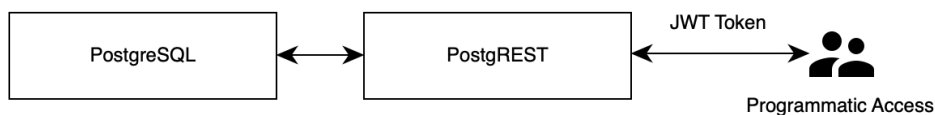
Ausgehend von einer Mindmap, die einen groben Überblick über die in diesem Projekt behandelten Dateneinheiten gab, wurden ERDs (Entity-Relationship-Diagramme) erstellt, welche die Beziehungen zwischen den verschiedenen Entitäten im Detail widerspiegeln, und alle zu erfassenden Attribute beinhalten.

Mit Hilfe des objektrelationalen Datenbanksystems PostgreSQL wurde nun ein relationales Datenbankmodell entwickelt, welches die im ERD zur Erfassung vorgesehenen Informationen bestmöglich abbildete.

Dieses Datenbanksystem wurde von der TU Graz hochverfügbar auf einer virtuellen Maschine des zentralen Informatikdienstes gehostet und ein tägliches Backup der Datenbank wurde eingerichtet.

Um eine automatisierte Auswertung der Daten mittels Programmiersprachen wie Python und R zu ermöglichen, wurde mit Hilfe von Postgrest eine REST-API Schnittstelle zur Verfügung gestellt, die mittels personalisiertem JWT (Json Web Token) abgesichert wurde (Abbildung 71). Den Benutzern wurde es dadurch ermöglicht, in einer beliebigen Programmiersprache auf die für sie autorisiert zugänglichen Daten zuzugreifen.

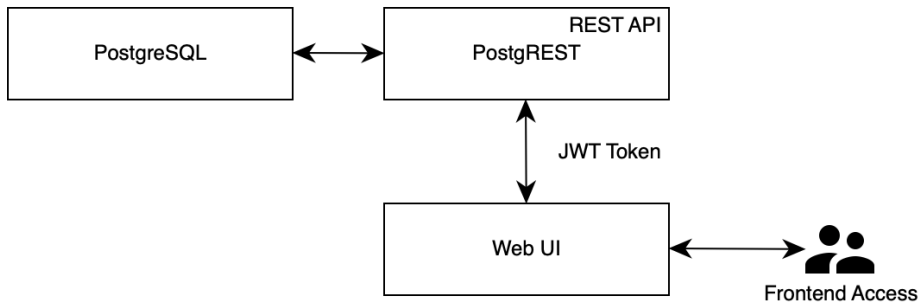
Abbildung 71: Zugriff auf Postgrest mittels JWT Token.



Benutzeraccounts für die einzelnen User:innen wurden erstellt und diese wurden je nach Zugehörigkeit einer bestimmten Institution und somit einer bestimmten Autorisierungsgruppe zugeordnet, so dass alle Projektmitglieder automatisierten Zugriff auf die Datenbank erhielten.

Um eine einfache Dateneingabe zu ermöglichen, wurde mittels des Open-Source B2B Frameworks React Admin (<https://marmelab.com/react-admin/>) eine übers Web zugängliche graphische Benutzeroberfläche entwickelt. Mittels eines Co-Creation Prozesses, der mehrere Workshops mit den User:innen beinhaltete wurden Eingabemasken entworfen, um den Datenerfassungsprozess so einfach wie möglich zu gestalten. Die Benutzeroberfläche verwendete hierbei auch die über PostgREST zur Verfügung gestellte API Schnittstelle. Nach einem Login der Nutzer:innen bekamen diese ihr persönliches JWT Token, welches die React-Anwendung zur Kommunikation mit der REST API verwendete (Abbildung 72).

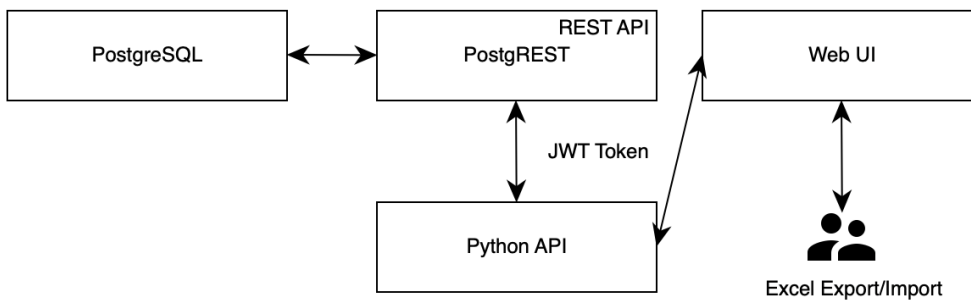
Abbildung 72: Web UI Kommunikation mit REST API durch Benutzung des userspezifischen JWT Tokens.



Somit bekamen die Benutzer:innen die Möglichkeit, in ihrem Browser Daten zu erfassen und einfache Abfragen auszuführen.

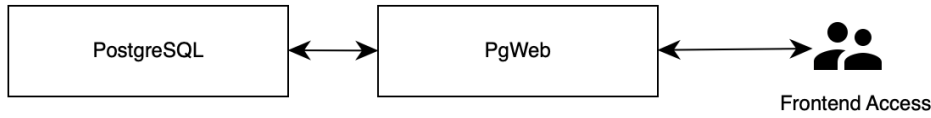
Anschließend wurde eine Export-/Importschnittstelle mittels Python entwickelt, die es ermöglichte, Informationen mittels Excel-Datasheets zu importieren und exportieren (Abbildung 73):

Abbildung 73: Export API.



Um eine einfache Möglichkeit zu schaffen, komplexere Abfragen mittels SQL direkt über den Webbrowser durchzuführen, wurde den Benutzer:innen die Möglichkeit gegeben, mittels des web-basierten Tools PgWEB <https://github.com/sosedoff/pgweb> direkt SQL Queries abzusetzen und diese zur weiteren Verwendung abzuspeichern (Abbildung 74).

Abbildung 74: PgWEB Datenbank Zugriff.



Die einzelnen Komponenten der Anwendung wurden auf einem von der TU Graz zur Verfügung gestellten Kubernetes Cluster hochverfügbar gehostet und mittels einer öffentlichen Domain nach außen freigegeben.

6.5 Abfluss von Niederschlagswasser – Methoden und Reduktionen im Detail

6.5.1 Methoden/Technische Anlagen zur Behandlung ausgewählter Parameter im Niederschlagswasserabfluss als Haupteintragspfad und deren Reduktionsraten $\geq 80\%$

Tabelle 52: Methoden/Technische Anlagen zur Behandlung ausgewählter Parameter im Niederschlagswasserabfluss als Haupteintragspfad und deren Reduktionsraten $\geq 80\%$.

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
4-tert-octylphenol	93.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Acenaphthene	98.6	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond D
Acenaphthene	93.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 2
Acenaphthene	91.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 3

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Acenaphthylene	81.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Acenaphthylene	83.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Acenaphthylene	81.8	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond A
Acenaphthylene	95.0	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond C
Acenaphthylene	99.6	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond D
Anthracene	88.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Anthracene	86.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Anthracene	86.4	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond A
Anthracene	94.4	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond B
Anthracene	99.9	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond D
Anthracene	81.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 2

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Benz[a]anthracene	91.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Benz[a]anthracene	92.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Benz[a]anthracene	84.9	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond D
Benz[a]anthracene	80.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 1
Benz[a]anthracene	95.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 2
Benz[a]anthracene	83.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 3
Benzo[a]pyrene	90.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Benzo[a]pyrene	90.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Benzo[a]pyrene	82.2	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond A
Benzo[a]pyrene	80.7	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond B
Benzo[a]pyrene	93.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 2
Benzo[a]pyrene	92.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 3

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Benzo[b]fluoranthene	93.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Benzo[b]fluoranthene	92.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan et al. 2018)	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Benzo[b]fluoranthene	87.2	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Istenič et al. 2011)	Wet detention pond C
Benzo[b]fluoranthene	94.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 2
Benzo[b]fluoranthene	89.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	(Fürhacker et al. 2011)	Filtration 3
Benzo[ghi]perylene	92.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	(Flanagan.2018)	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Benzo[ghi]perylene	92.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Benzo[ghi]perylene	97.7	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011.	Wet detention pond C
Benzo[ghi]perylene	96.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 2
Benzo[ghi]perylene	95.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 3
Benzo[k]fluoranthene	90.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Benzo[k]fluoranthene	90.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Benzo[k]fluoranthene	93.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 2
Benzo[k]fluoranthene	88.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 3
Cadmium	96.0	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine I (3% portland cement) 1min
Cadmium	97.2	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine II (10% portland cement) 1min
Cadmium	93.2	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media shell-sand mussels crabs snails 1min
Cadmium	99.3	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine I (3% portland cement) 10min
Cadmium	99.2	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine II (10% portland cement) 10min
Cadmium	99.1	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media limestone Faxekalk 10min

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Cadmium	98.8	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media shell-sand mussels crabs snails 10min
Cadmium	87.8	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media zeolite 10min
Cadmium	97.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019	Infiltration PVPcoS clay as geomedia
Cadmium	98.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration PVPcoS clay as geomedia + NOM
Cadmium	90.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration biochar as geomedia
Cadmium	90.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration biochar as geomedia + NOM
Cadmium	98.4	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media sand- lignine
Cadmium	100.0	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media zeolite- lignine
Cadmium	99.8	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017.	Bioretention media sandy- loam- lignine
Cadmium	100.0	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017.	Bioretention media quartz- sand- lignine
Cadmium	99.8	Advanced permeable pavement	adsorption; retention; biological degradation	Pilot scale + Synthetic stormwater	Sountharajah.2017	Permeable pavement zeolite + sodium titanate

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
						nano fibrous + GAC
Cadmium	98.6	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration potting soil low dose
Cadmium	99.7	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration potting soil high dose
Cadmium	92.1	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration coconut low dose
Cadmium	91.3	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration coconut high dose
Cadmium	99.0	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration compost low dose
Cadmium	99.6	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration compost high dose
Cadmium	97.3	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.	Biofiltration sludge from DW low dose
Cadmium	99.6	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparison of	Biofiltration sludge from DW high dose
Cadmium	98.5	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparison of	Biofiltration commercial mix low dose
Cadmium	99.3	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake;	Column experiment +	Lim.2015	Biofiltration commercial

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
			biological degradation	synthetic stormwater		al mix high dose
Cadmium	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.	Biofiltration 2°C, total
Cadmium	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.	Biofiltration 8°C, total
Cadmium	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 20°C, total
Cadmium	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 2°C, dissolved
Cadmium	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 8°C, dissolved
Cadmium	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 20°C, dissolved
Chromium	86.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Chromium	80.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 2 (Biofiltration on swale)
Chromium	86.0	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009	Wet detention pond Arhus
Chromium	94.2	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine I (3% portland cement) 1min

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Chromium	96.4	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine II (10% portland cement) 1min
Chromium	99.6	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media shell-sand mussels crabs snails 1min
Chromium	94.1	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media zeolite 1min
Chromium	92.4	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine I (3% portland cement) 10min
Chromium	93.5	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine II (10% portland cement) 10min
Chromium	82.4	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media limestone FaxeKalk 10min
Chromium	99.6	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media shell-sand mussels crabs snails 10min
Chromium	99.2	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media zeolite 10min
Chromium	81.0	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Scholes.1999.	CW + settl tank

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Chromium	93.2	stormwater sedimentation basin	sedimentation	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.	CW event 5
Chrysene	93.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Chrysene	93.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Chrysene	82.5	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011	Wet detention pond D
Chrysene	92.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 2
Dibenz[a,h]-anthracene	83.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Dibenz[a,h]-anthracene	82.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Dibenz[a,h]-anthracene	98.0	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011.	Wet detention pond A
Dibenz[a,h]-anthracene	96.4	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011	Wet detention pond D
Dibenz[a,h]-anthracene	94.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 2
Dibenz[a,h]-anthracene	97.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 3
Diuron	99.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment +	Ray.2019.	Infiltration biochar as geomeedia

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
				synthetic stormwater		
Diuron	97.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration biochar as geomedia + NOM
Diuron	96.0	Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017	Biofilter biochar + straw DOC
Diuron	96.0	Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017	Biofilter biochar + compost DOC
Diuron	99.0	Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017	Biofilter biochar inhibited + straw DOC
Diuron	99.0	Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017.	Biofilter biochar inhibited + compost DOC
Fluoranthene	95.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Fluoranthene	94.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Fluoranthene	84.2	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011.	Wet detention pond D
Fluoranthene	95.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 1
Fluoranthene	99.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 2
Fluoranthene	98.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 3
Fluorene	97.5	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011	Wet detention pond D

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Fluorene	91.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 2
Fluorene	82.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 3
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	90.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	90.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 2 (Biofiltration on swale)
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	82.7	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011.	Wet detention pond B
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	99.7	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011.	Wet detention pond C
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	88.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 1
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	97.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 2
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	97.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 3
Lead	93.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Lead	89.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 2 (Biofiltration on swale)
Lead	90.0	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.	Wet detention pond Aarhus

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Lead	94.0	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.	Wet detention pond Odense sand filter
Lead	89.9	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine I (3% portland cement) 1min
Lead	86.3	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media Olivine II (10% portland cement) 1min
Lead	88.0	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media shell-sand mussels crabs snails 1min
Lead	81.9	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media zeolite 1min
Lead	92.4	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media Olivine I (3% portland cement) 10min
Lead	91.9	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media Olivine II (10% portland cement) 10min
Lead	95.8	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media limestone FaxeKalk 10min
Lead	89.6	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment +	WiumAndersen.2012.	sorption media shell-sand mussels

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
				synthetic stormwater		crabs snails 10min
Lead	86.3	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media zeolite 10min
Lead	100.0	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media sand- lignine
Lead	99.8	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media zeolite- lignine
Lead	100.0	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017.	Bioretention media sandy- loam- lignine
Lead	100.0	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media quartz- sand- lignine
Lead	99.8	Advanced permeable pavement	adsorption; retention; biological degradation	Pilot scale + Synthetic stormwater	Sounthararajah.2017.	Permeable pavement zeolite + sodium titanate nano fibrous + GAC
Lead	99.3	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration potting soil low dose
Lead	99.8	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration potting soil high dose
Lead	81.9	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration coconut high dose
Lead	98.2	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake;	Column experiment +	Lim.2015	Biofiltration compost low dose

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
			biological degradation	synthetic stormwater		
Lead	99.4	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration compost high dose
Lead	97.7	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration sludge from DW low dose
Lead	99.8	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration sludge from DW high dose
Lead	99.3	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration commercial mix low dose
Lead	99.7	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration commercial mix high dose
Lead	90.9	Bioretention cell	filtration	Field pilot + real stormwater	Trowsdale.2011	Bioretention total
Lead	88.1	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Jensen.2011	DPF-6-layers
Lead	97.7	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Jensen.2011	DPF-18-layers
Lead	95.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 2°C, total
Lead	96.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 8°C, total
Lead	96.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 20°C, total
Lead	83.0	Bioretention cell	filtration; retention	Field pilot + real stormwater	Davis.2007.	Bioretention cell A

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Lead	83.0	Bioretention cell	filtration; retention	Field pilot + real stormwater	Davis.2007	Bioretention cell B
Lead	88.6	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.	CW event 1
Lead	92.4	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.	CW event 3
Lead	95.1	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.	CW event 4
Lead	97.4	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.	CW event 6
Lead	88.0	stormwater sedimentation basin	sedimentation	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.	CW sedimentation pond event 6
Naphthalene	89.3	Bioretention cell	adsorption; biological degradation	Field pilot + Synthetic stormwater	Zhang.2014.	Biofiltration LS-noSZ
Naphthalene	87.1	Bioretention cell	adsorption; biological degradation	Field pilot + Synthetic stormwater	Zhang.2014	Biofiltration S-SZ
Nickel	82.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Nickel	80.0	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009	Wet detention pond Silkeborg
Nickel	95.0	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media Olivine II (10% portland cement) 1min
Nickel	98.8	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment +	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine I (3%)

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
				synthetic stormwater		portland cement) 10min
Nickel	99.7	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine II (10% portland cement) 10min
Nickel	95.4	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media shell-sand mussels crabs snails 10min
Nickel	90.7	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media zeolite 10min
Nickel	97.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration PVPcoS clay as geomedia
Nickel	98.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration PVPcoS clay as geomedia + NOM
Nickel	80.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019	Infiltration biochar as geomedia
Nickel	81.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration biochar as geomedia + NOM
Perfluorooctanoic acid	96.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration PDADMAC clay as geomedia
Perfluorooctanoic acid	96.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019	Infiltration PVPcoS clay as geomedia
Perfluorooctanoic acid	99.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.	Infiltration biochar as geomedia

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Perfluorooctanoic acid	98.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019	Infiltration biochar as geomedia + NOM
Phenanthrene	93.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Phenanthrene	92.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Phenanthrene	91.9	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011	Wet detention pond B
Phenanthrene	99.7	Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Field scale + real stormwater	Istenic.2011.	Wet detention pond D
Phenanthrene	87.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 2
Pyrene	95.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Pyrene	94.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Pyrene	93.3	Bioretention cell	adsorption; biological degradation	Field pilot + Synthetic stormwater	Zhang.2014.	Biofiltration LS-noSZ
Pyrene	93.9	Bioretention cell	adsorption; biological degradation	Field pilot + Synthetic stormwater	Zhang.2014.	Biofiltration S-SZ
Pyrene	93.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 2

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Pyrene	81.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.	Filtration 3
Zinc	90.0	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Zinc	89.0	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.	Biofilter method 2 (Biofiltration swale)
Zinc	90.0	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.	Wet detention pond Odense sand filter
Zinc	81.0	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.	Wet detention pond Silkeborg sand filter
Zinc	85.0	Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.	Wet detention pond Odense fixed sorption filter
Zinc	94.6	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media Olivine I (3% portland cement) 1min
Zinc	98.5	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media Olivine II (10% portland cement) 1min
Zinc	87.2	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media limestone Faxekalk 1min

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Zinc	92.9	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media shell-sand mussels crabs snails 1min
Zinc	83.1	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media zeolite 1min
Zinc	95.6	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media Olivine I (3% portland cement) 10min
Zinc	99.8	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.S	sorption media Olivine II (10% portland cement) 10min
Zinc	96.4	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media limestone FaxeKalk 10min
Zinc	95.8	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.	sorption media shell-sand mussels crabs snails 10min
Zinc	95.3	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012	sorption media zeolite 10min
Zinc	83.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019	Infiltration biochar as geomedia
Zinc	90.0	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019	Infiltration biochar as geomedia + NOM

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Zinc	98.5	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media sand-lignine
Zinc	98.6	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media zeolite-lignine
Zinc	99.5	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media sandy-loam-lignine
Zinc	100.0	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017	Bioretention media quartz-sand-lignine
Zinc	81.0	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2019	Permeable pavement pervious concrete drainage 5:1
Zinc	82.0	Advanced permeable pavement	retention	Mesocosm experiment + synthetic stormwater	Ostrom.2019	Pavement HPMM-AA
Zinc	99.1	Advanced permeable pavement	adsorption; retention; biological degradation	Pilot scale + Synthetic stormwater	Sountharajah.2017	Permeable pavement zeolite + sodium titanate nano fibrous + GAC
Zinc	99.7	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration potting soil low dose
Zinc	99.9	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.	Biofiltration potting soil high dose
Zinc	92.1	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration coconut low dose

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Zinc	90.5	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration coconut high dose
Zinc	98.8	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration compost low dose
Zinc	99.5	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration compost high dose
Zinc	99.1	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration sludge from DW low dose
Zinc	99.8	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration sludge from DW high dose
Zinc	99.5	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration commercial mix low dose
Zinc	99.5	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015	Biofiltration commercial mix high dose
Zinc	95.6	Bioretention cell	filtration	Field pilot + real stormwater	Trowsdale.2011	Bioretention total
Zinc	93.2	Bioretention cell	filtration	Field pilot + real stormwater	Trowsdale.2011	Bioretention dissolved
Zinc	87.3	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Jensen.2011	DPF-18-layers
Zinc	81.0	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011	Filtration 2
Zinc	98.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 2°C, total

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Zinc	98.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 8°C, total
Zinc	98.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 20°C, total
Zinc	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 2°C, dissolved
Zinc	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.	Biofiltration 8°C, dissolved
Zinc	99.0	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011	Biofiltration 20°C, dissolved
Zinc	98.8	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015	CW event 3
Zinc	99.5	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.	CW event 4
Zinc	99.2	stormwater sedimentation basin	sedimentation	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.	CW event 5

Quelle: TU Wien.

6.5.2 Methoden und technische Maßnahmen zur Behandlung von ausgewählten Parametern im Regenwasserabfluss als sekundäre Emissionspfade sowie Reduktionsraten

Tabelle 53: Methoden und technische Maßnahmen zur Behandlung von ausgewählten Parametern im Regenwasserabfluss als sekundäre Emissionspfade sowie Reduktionsraten.

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
5-Methylbenzotriazole	12	Bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017.Organic Carbon	Biofilter + straw DOC
5-Methylbenzotriazole	38	Bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017.Organic Carbon	Biofilter + compost DOC
5-Methylbenzotriazole	68	Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017.Organic Carbon	Biofilter biochar + straw DOC
5-Methylbenzotriazole	65	Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017.Organic Carbon	Biofilter biochar + compost DOC
5-Methylbenzotriazole	75	Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017.Organic Carbon	Biofilter biochar inhibited + straw DOC
5-Methylbenzotriazole	69	Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Ulrich.2017.Organic Carbon	Biofilter biochar inhibited + compost DOC
Copper	77	Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.Field performance	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)
Copper	54	Bioswale	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation; volatilization; plant uptake	Field scale + real stormwater	Flanagan.2018.Field performance	Biofilter method 2 (Biofiltration on swale)

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Copper	92	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	99.7	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	57	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Odense
Copper	86	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Arhus
Copper	40	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Silkeborg
Copper	87	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Odense sand filter
Copper	33	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Arhus sand filter
Copper	38	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Silkeborg sand filter
Copper	83	Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Odense fixed sorption filter
Copper	0	Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Arhus; iron enrichment
Copper	0	Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Silkeborg; aluminum

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
						enrichment
Copper	96.7	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine I (3% portland cement) 1min
Copper	95.9	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine II (10% portland cement) 1min
Copper	74.3	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media limestone Faxekalk 1min
Copper	87.5	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media shell-sand mussels crabs snails 1min
Copper	84.3	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media zeolite 1min
Copper	97.8	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine I (3% portland cement) 10min
Copper	96.6	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine II (10% portland cement) 10min
Copper	86	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media limestone Faxekalk 10min

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Copper	88.8	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media shell-sand mussels crabs snails 10min
Copper	92.5	Sorption media	sorption; filtration	Column experiment + synthetic stormwater	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media zeolite 10min
Copper	99	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PDADMAC clay as geomedia
Copper	99	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PDADMAC clay as geomedia + NOM
Copper	99	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PVPcoS clay as geomedia
Copper	96	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PVPcoS clay as geomedia + NOM
Copper	99	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration biochar as geomedia
Copper	99	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration biochar as geomedia + NOM
Copper	99.5	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017.Removal	Bioretention media sand- lignine
Copper	99.1	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017.Removal	Bioretention media zeolite- lignine
Copper	97.6	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017.Removal	Bioretention media sandy- loam- lignine

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Copper	97.1	Bioretention cell	filtration	Pilot scale + synthetic stormwater	Wang.2017.Removal	Bioretention media quartz-sand-lignine
Copper	47	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2019.Stormwaterqualityperformance	Permeable pavement interlocking drainage 5:1
Copper	61	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2019.Stormwaterqualityperformance	Permeable pavement pervious concrete drainage 5:1
Copper	32	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2019.Stormwaterqualityperformance	Permeable pavement porous asphalt drainage 5:1
Copper	71.2	Advanced permeable pavement	retention	Mesocosm experiment + synthetic stormwater	Ostrom.2019.Evaluationof	Pavement HPMM-AA
Copper	65.0	Advanced permeable pavement	retention	Mesocosm experiment + synthetic stormwater	Ostrom.2019.Evaluationof	Pavement HPMM-D
Copper	65	Sorption media	adsorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ahmadi.2018.SeparationfreeAIMg	Media GO
Copper	72	Sorption media	adsorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ahmadi.2018.SeparationfreeAIMg	Media rGO
Copper	65	Sorption media	adsorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ahmadi.2018.SeparationfreeAIMg	Media mGO
Copper	15	Sorption media	adsorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ahmadi.2018.SeparationfreeAIMg	Media AC
Copper	66.8	Permeable pavement	adsorption; retention; biological degradation	Pilot scale + Synthetic stormwater	Sountharajah.2017.Removingheavy	Permeable Pavement basalt

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Copper	74.3	Permeable pavement	adsorption; retention; biological degradation	Pilot scale + Synthetic stormwater	Sounthararajah.2017.Removingheavy	Permeable pavement zeolite
Copper	99.8	Advanced permeable pavement	adsorption; retention; biological degradation	Pilot scale + Synthetic stormwater	Sounthararajah.2017.Removingheavy	Permeable pavement zeolite + sodium titanate nano fibrous + GAC
Copper	82.7	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration potting soil low dose
Copper	98.2	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration potting soil high dose
Copper	54.2	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration coconut low dose
Copper	73.8	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration coconut high dose
Copper	73.6	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration compost low dose
Copper	95.8	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration compost high dose
Copper	66.4	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration sludge from DW low dose
Copper	97.8	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake;	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration sludge from DW high dose

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
			biological degradation			
Copper	87.4	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration commercial mix low dose
Copper	97.4	Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Column experiment + synthetic stormwater	Lim.2015.Comparisonof	Biofiltration commercial mix high dose
Copper	37.8	Bioretention cell	filtration	Field pilot + real stormwater	Trowsdale.2011.Urbanstormwater	Bioretention total
Copper	-50.0	Bioretention cell	filtration	Field pilot + real stormwater	Trowsdale.2011.Urbanstormwater	Bioretention dissolved
Copper	50.6	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Jensen.2011.DualPorosity	DPF-6-layers
Copper	61.1	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Jensen.2011.DualPorosity	DPF-18-layers
Copper	71	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.Performanceof	Filtration 1
Copper	77	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.Performanceof	Filtration 2
Copper	71	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.Performanceof	Filtration 3
Copper	70	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.Performanceof	Filtration 1
Copper	83	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.Performanceof	Filtration 2
Copper	70	Filtration system	filtration	Field pilot + real stormwater	Furhacker.2011.Performanceof	Filtration 3
Copper	93	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.LaboratoryStudy	Biofiltration 2°C, total
Copper	93	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.LaboratoryStudy	Biofiltration 8°C, total
Copper	89	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.LaboratoryStudy	Biofiltration 20°C, total

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Copper	64	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.LaboratoryStudy	Biofiltration 2°C, dissolved
Copper	66	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.LaboratoryStudy	Biofiltration 8°C, dissolved
Copper	24	Bioretention cell	sorption; plant uptake	Column experiment + synthetic stormwater	Blecken.2011.LaboratoryStudy	Biofiltration 20°C, dissolved
Copper	83	Bioretention cell	filtration; retention	Field pilot + real stormwater	Davis.2007.FieldPerformance	Bioretention cell A
Copper	77	Bioretention cell	filtration; retention	Field pilot + real stormwater	Davis.2007.FieldPerformance	Bioretention cell B
Copper	99.8	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	99.3	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	99.3	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.8	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.2	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.8	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	99.1	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	99.3	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	99.5	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	96.1	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	96.2	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.1	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	92.7	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Copper	95	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	96.3	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	97.8	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.7	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.9	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	99.6	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.9	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	96.7	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	96.2	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.4	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.5	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.3	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	94.6	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	99.1	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	98.1	Infiltration trench	filtration; adsorption	Field full-scale + real stormwater	Boller.2002.Diffuse emission	Infiltration
Copper	66	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Scholes.1999.TheRemoval	CW + settl tank
Copper	36	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Scholes.1999.TheRemoval	CW (Brentwood) + NW
Copper	98.5	Bioswale	retention	Field pilot + real stormwater	LaBarre.2016.Attenuationof	Bioretention swale

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Copper	93.5	Bioretention cell	retention	Field pilot + real stormwater	LaBarre.2016.Attenuationof	Bioretention planter boxer
Copper	79.5	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW event 1
Copper	-36.1	stormwater sedimentation basin	sedimentation	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW sedimentation pond event 1
Copper	81.2	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW event 3
Copper	46.5	stormwater sedimentation basin	sedimentation	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW sedimentation pond event 3
Copper	87.5	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW event 4
Copper	53.1	stormwater sedimentation basin	sedimentation	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW sedimentation pond event 4
Copper	95.3	stormwater sedimentation basin	sedimentation	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW event 5
Copper	89.3	Treatment wetland	biological degradation; retention; filtration;	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW event 6
Copper	89.3	stormwater sedimentation basin	sedimentation	Field full-scale + real stormwater	Schmitt.2015.Constructedwetlands	CW sedimentation pond event 6
Mercury	37	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Odense
Mercury	-3	Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Odense sand filter

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Mercury	0	Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Arhus; iron enrichment
Mercury	0	Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Field scale + real stormwater	Vollertsen.2009.Advancedstormwater	Wet detention pond Silkeborg; aluminum enrichment
perfluorooctanesulfonic acid	99	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PDADMAC clay as geomedia
perfluorooctanesulfonic acid	58	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PDADMAC clay as geomedia + NOM
perfluorooctanesulfonic acid	99	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PVPcoS clay as geomedia
perfluorooctanesulfonic acid	63	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PVPcoS clay as geomedia + NOM
perfluorooctanesulfonic acid	99	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration biochar as geomedia
perfluorooctanesulfonic acid	70	Advanced infiltration system	sorption	Batch experiment + synthetic stormwater	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration biochar as geomedia + NOM
Total dissolved phosphorus	80.0	Advanced permeable pavement	retention	Mesocosm experiment + synthetic stormwater	Ostrom.2019.Evaluationof	Pavement HPMM-AA
Total dissolved phosphorus	77.3	Advanced permeable pavement	retention	Mesocosm experiment + synthetic stormwater	Ostrom.2019.Evaluationof	Pavement HPMM-D
Total phosphorus	25	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2019.Stormwaterqualityperformance	Permeable pavement interlockin

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
						g drainage 5:1
Total phosphorus	61	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2019.Stormwaterqualityperformance	Permeable pavement pervious concrete drainage 5:1
Total phosphorus	34	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2019.Stormwaterqualityperformance	Permeable pavement porous asphalt drainage 5:1
Total phosphorus	23	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2018.Hydraulicwaterquality	Pavement porous asphalt drainage 9:1
Total phosphorus	51	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2018.Hydraulicwaterquality	Pavement pervious concrete drainage 9:1
Total phosphorus	14	Permeable pavement	filtration	Pilot scale + Real stormwater	Selbig.2018.Hydraulicwaterquality	Pavement permeable interlocking drainage 9:1
Total phosphorus	79	Bioretention cell	filtration; retention	Field pilot + real stormwater	Davis.2007.FieldPerformance	Bioretention cell A
Total phosphorus	77	Bioretention cell	filtration; retention	Field pilot + real stormwater	Davis.2007.FieldPerformance	Bioretention cell B

6.6 CSO – Methods and reductions details

6.6.1 Methods/Technical plants to treat selected parameters with reduction $\geq 80\%$, for CSO as main discharge pathway

Tabelle 54: Methods/Technical plants to treat selected parameters with reduction $\geq 80\%$, for CSO as main discharge pathway.

Parameter	Reduction %	Method/ Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Anthracene	88	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Benzo[k]fluoranthene	93	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Benzo[k]fluoranthene	83	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Bisphenol A	96	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF front 6h event 10years life
Bisphenol A	98	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF back 6h event 10years life
Ibuprofen	94	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Re movalof	Retention soil filter
Phenanthrene	85	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Re movalof	Retention soil filter
Tris-(butoxyethyl) phosphate	81	Advanced bioretention cell	biological degradation; adsorption; plant uptake	Field pilot + real stormwater	Bester.2009.Activatedsoil	Biologically activated soil filter (Biofilter)

6.6.2 Methods/Technical plants to treat selected parameters in CSO as secondary discharge pathways and reduction rates (all)

Tabelle 55: Methods/Technical plants to treat selected parameters in CSO as secondary discharge pathways and reduction rates (all).

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
1H-benzotriazole	92	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Brunsch.2020.Retentionsoil	Retention soil filter
1H-benzotriazole	66	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Removalof	RSF
5-methylbenzotriazole	70	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Removalof	RSF
Benz[a]anthracene	96.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Benz[a]anthracene	76.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Benz[a]anthracene	76	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Benzo[a]pyrene	98	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Benzo[a]pyrene	84.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Benzo[a]pyrene	69.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Benzo[b]fluoranthene	98	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Benzo[b]fluoranthene	81	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Benzo[b]fluoranthene	63	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Benzo[ghi]perylene	98	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Benzo[ghi]perylene	86	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Benzo[ghi]perylene	63.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Benzotriazole	40	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessmentof	RSF filter layer 0.75
Benzotriazole	35	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessmentof	RSF filter layer 0.50
Benzotriazole	32	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessmentof	RSF filter layer 0.75
Benzotriazole	33	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 3h event 7years life
Benzotriazole	-7	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 3h event 10years life
Benzotriazole	40	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 6h event 10years life
Benzotriazole	53	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF back 6h event 10years life
Bisoprolol	81	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Brunsch.2020.Retentionsoil	Retention soil filter
Chrysene	96.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Chrysene	80.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Chrysene	63	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Dibenz[a,h]-anthracene	71	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Dibenz[a,h]-anthracene	82.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Dibenz[a,h]-anthracene	59	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Diclofenac	85	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Brunsch.2020.Retentionsoil	Retention soil filter
Diclofenac	30	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessingthe	RSF filter layer 0.50
Diclofenac	23	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessingthe	RSF filter layer 0.75
Diclofenac	28	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessingthe	RSF filter layer 0.50
Diclofenac	80	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Removalof	RSF
Diclofenac	74	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 3h event 7years life
Diclofenac	47	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 3h event 10years life
Diclofenac	51	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 6h event 10years life
Diclofenac	47	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF back 6h event 10years life
Diuron	13	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Diuron	0	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Diuron	33	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Fluoranthene	89	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Fluoranthene	74	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Fluoranthene	48.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Fluoranthene	83	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Removalof	RSF
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	87	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	84.5	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	60	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Metoprolol	90	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Brunsch.2020.Retentionsoil	Retention soil filter
Metoprolol	77	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessment	RSF filter layer 0.75
Metoprolol	74	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessment	RSF filter layer 0.50
Metoprolol	77	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Pilot scale + synthetic CSO water	Ruppelt.2020.Assessment	RSF filter layer 0.75
Metoprolol	82	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Removalof	RSF
Metoprolol	63	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 3h event 7years life
Metoprolol	50	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 3h event 10years life
Metoprolol	58	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF 6h event 10years life
Metoprolol	59	Treatment wetland	filtration; biological degradation	Field scale + real CSO water	Tondera.2019.Reductionof	RSF back 6h event 10years life

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
N,N-dimethyl-sulfamide	22	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Rem ovalof	RSF
Pyrene	91	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 1
Pyrene	77	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 2
Pyrene	22	In-line treatment	flocculation	Full scale + real CSO water	Gasperi.2012.Treatmentof	Flocculation 3
Pyrene	72	Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Field scale + real CSO water	Scheurer.2015.Rem ovalof	RSF
Total phosphorus	34.57	Treatment wetland	sedimentation; filtration; retention	Pilot scale	Avila.2013.Integratedtreatment	VSF + HSF +FWS CW dry
Total phosphorus	29.63	Treatment wetland	sedimentation; filtration; retention	Pilot scale	Avila.2013.Integratedtreatment	VSF CW dry period
Total phosphorus	41.98	Treatment wetland	sedimentation; filtration; retention	Pilot scale	Avila.2013.Integratedtreatment	VSF + HSF CW dry
Total phosphorus	57.14	Treatment wetland	sedimentation; filtration; retention	Pilot scale	Avila.2013.Integratedtreatment	VSF + HSF +FWS CW wet
Total phosphorus	38.1	Treatment wetland	sedimentation; filtration; retention	Pilot scale	Avila.2013.Integratedtreatment	VSF CW wet
Total phosphorus	57.14	Treatment wetland	sedimentation; filtration; retention	Pilot scale	Avila.2013.Integratedtreatment	VSF + HSF CW wet
Total phosphorus	0	Filtration system	filtration	Pilot scale	Botturi.2020.Aninnovative	RBF
Total phosphorus	13.1	Filtration system	filtration	Pilot scale	Botturi.2020.Aninnovative	RBF + sand
Total phosphorus	25.61	Advanced filtration	filtration; adsorption	Pilot scale	Botturi.2020.Aninnovative	RBF + sand + GAC
Total phosphorus	13.1	Advanced filtration	filtration; inactivation	Pilot scale	Botturi.2020.Aninnovative	RBF + sand + UV
Total phosphorus	18.9	Advanced filtration	filtration; adsorption; inactivation	Pilot scale	Botturi.2020.Aninnovative	RBF + sand + GAC + UV

Parameter	Reduction %	Method/Technical plant	Reduction description	Type	Reference	Method code
Total phosphorus	0	Advanced filtration	filtration; inactivation	Pilot scale	Botturi.2020.Aninn ovative	RBF + UV
Triisobutyl phosphate	81	Advanced bioretention cell	biological degradation; adsorption; plant uptake	Field pilot + real stormwater	Bester.2009.Activat edsoil	Biofilter activated

6.7 List of methods/technical plants to treat selected parameters in stormwater as main discharge pathway (all reduction rates included)

Tabelle 56: List of methods/technical plants to treat selected parameters in stormwater runoff as main discharge pathway and design details (all reduction rates included).

Method/Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
Bioretention cell	sorption; plant uptake	Blecken.2011. LaboratoryStudy	Biofiltration 2°C, total	Biofiltration, total meas., column experiment + synthetic stormwater; inner diameter; 37.7, area, 0.11m ² ; height, 90cm ; vegetation, Carex rostrata Stokes; extended height, 40cm; top filter media sand (<4% silt <0.063mm, 14% fine gravel 2-4mm), 40cm + topsoil (sandy loam + organic matter), 10cm; bottom filter media fine to medium sand, 40cm; transition layer gravel (2-4mm), 7cm; bottom drainage layer (4-8mm), 7cm; TSS removal 98%; 2°C	Category 1a
Bioretention cell	sorption; plant uptake	Blecken.2011. LaboratoryStudy	Biofiltration 8°C, total	Biofiltration, total meas., column experiment + synthetic stormwater; inner diameter; 37.7, area, 0.11m ² ; height, 90cm ; vegetation, Carex rostrata Stokes; extended height, 40cm; top filter media sand (<4% silt <0.063mm, 14% fine gravel 2-4mm), 40cm + topsoil (sandy loam + organic matter), 10cm; bottom filter media fine to medium sand, 40cm; transition layer gravel (2-4mm), 7cm; bottom drainage layer (4-8mm), 7cm; TSS removal 98%; 8°C	Category 1a
Bioretention cell	sorption; plant uptake	Blecken.2011. LaboratoryStudy	Biofiltration 2°C, dissolved	Biofiltration, dissolved meas., column experiment + synthetic stormwater; inner diameter; 37.7, area, 0.11m ² ; height, 90cm ; vegetation, Carex rostrata Stokes; extended height, 40cm; top filter media sand (<4% silt <0.063mm, 14% fine gravel 2-4mm), 40cm + topsoil (sandy loam + organic matter), 10cm; bottom filter media fine to medium sand, 40cm; transition layer gravel (2-4mm), 7cm;	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
				bottom drainage layer (4-8mm), 7cm; TSS removal 98%; 2°C	
Bioretention cell	sorption; plant uptake	Blecken.2011. LaboratoryStudy	Biofiltration 8°C, dissolved	Biofiltration, dissolved meas., column experiment + synthetic stormwater; inner diameter; 37.7, area, 0.11m ² ; height, 90cm ; vegetation, Carex rostrata Stokes; extended height, 40cm; top filter media sand (<4% silt <0.063mm, 14% fine gravel 2-4mm), 40cm + topsoil (sandy loam + organic matter), 10cm; bottom filter media fine to medium sand, 40cm; transition layer gravel (2-4mm), 7cm; bottom drainage layer (4-8mm), 7cm; TSS removal 98%; 8°C	Category 1a
Bioretention cell	sorption; plant uptake	Blecken.2011. LaboratoryStudy	Biofiltration 20°C, dissolved	Biofiltration, dissolved meas., column experiment + synthetic stormwater; inner diameter; 37.7, area, 0.11m ² ; height, 90cm ; vegetation, Carex rostrata Stokes; extended height, 40cm; top filter media sand (<4% silt <0.063mm, 14% fine gravel 2-4mm), 40cm + topsoil (sandy loam + organic matter), 10cm; bottom filter media fine to medium sand, 40cm; transition layer gravel (2-4mm), 7cm; bottom drainage layer (4-8mm), 7cm; TSS removal 98%; 20°C	Category 1a
Bioretention cell	filtration; retention	Davis.2007.FieldPerformance	Bioretention cell A	Bioretention cell A; 0.24ha asphalt parking lot; Ratio drainage/bioretention surface area, 45; width, 11m; length, 2.4m; surface, 26.4m ² ; rough sgraded hardwood mulch on top, 8cm; engineered mix; construction sand (50%) + topsoil (30%) + twice shredded hardwood mulch (20%), 0.9m; bottom anaerobic sump, mix of sand-newspaper (mass ratio 1:0.017), 0.3m; lined with propylene liner; drainage pipe, 15cm D; TSS removal 43%	Category 1a
Bioretention cell	filtration; retention	Davis.2007.FieldPerformance	Bioretention cell B	Bioretention cell B; 0.24ha asphalt parking lot; Ratio drainage/bioretention surface area, 45; width, 11m; length, 2.4m; surface, 26.4m ² ; rough sgraded hardwood mulch on top, 8cm; engineered mix; construction sand (50%) + topsoil (30%) + twice shredded hardwood mulch (20%), 0.9m; lined with propylene liner; drainage pipe, 15cm D; TSS removal 47%	Category 1a
Filter strip	sedimentation; filtration; sorption; biological degradation ; volatilization; plant uptake	Flanagan.2018.Fieldperformance	Biofilter method 1 (Vegetated filter strip)	Vegetated filter strip; treated impermeable surface 504m ² asphalt sealed with bitumen; width 1.8m, length 48m, 86.4m ² ; filter media by volume 40% silt loam topsoil + 60% limestone sand 0-4mm (2.4% organic carbon content); filter media depth 15cm, sandy loam; Floral prairie seed mixture; hydr.cond. 24mm/h; TSS reduction 93.8%	Category 1a
Bioswale	sedimentation; filtration;	Flanagan.2018.Fieldperformance	Biofilter method 2	Biofiltration swale; treated impermeable surface 352m ² , asphalt sealed with bitumen; width 0.5m length 32m, 16m ² ; Carex gracilis;	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
	sorption; biological degradation ; volatilization; plant uptake		(Biofiltration swale)	filter media depth 50cm, sandy loam; filter media by volume 40% silt loam topsoil + 60% limestone sand 0-4mm; ponding layer depth 17cm; geomembrane; agricultural drain wrapped in synthetic fabric at 50cm depth; TSS reduction 93.8%	
Filtration system	filtration	Furhacker.2011.Performance of	Filtration 1	Filtration system, dissolved, chamber 1 (composite - vermiculite+zeolite); 45m ² ; sedimentation and oil separator tanks, towards filtration system; top geotextile Ökotext; gravel/sand 4/8 5cm; polyethylene; chamber 1&2: composite (1-4mm) 12cm, vermiculite (1.4-4mm) + zeolite (2-5mm) OR chamber 3: composite (1-4mm) 12cm, vermiculite (1.4-4mm) + zeolite (2-5mm) + granulated active carbon 24cm; polyethylene; gravel/sand 8/16 20cm; discharge treated runoff; real runoff from parking lot along side highway 4.22ha of which 1.22ha (30%) paved parking lot; TSS removal chamber 1 and 3 81%, chamber 2 92%	Category 2a
Filtration system	filtration	Furhacker.2011.Performance of	Filtration 2	Filtration system, dissolved, chamber 2 (composite - vermiculite+zeolite); 45m ² ; sedimentation and oil separator tanks, towards filtration system; top geotextile Ökotext; gravel/sand 4/8 5cm; polyethylene; chamber 1&2: composite (1-4mm) 12cm, vermiculite (1.4-4mm) + zeolite (2-5mm) OR chamber 3: composite (1-4mm) 12cm, vermiculite (1.4-4mm) + zeolite (2-5mm) + granulated active carbon 24cm; polyethylene; gravel/sand 8/16 20cm; discharge treated runoff; real runoff from parking lot along side highway 4.22ha of which 1.22ha (30%) paved parking lot; TSS removal chamber 1 and 3 81%, chamber 2 92%	Category 2a
Filtration system	filtration	Furhacker.2011.Performance of	Filtration 3	Filtration system, dissolved, chamber 3 (composite - vermiculite+zeolite+GAC); 45m ² ; sedimentation and oil separator tanks, towards filtration system; top geotextile Ökotext; gravel/sand 4/8 5cm; polyethylene; chamber 1&2: composite (1-4mm) 12cm, vermiculite (1.4-4mm) + zeolite (2-5mm) OR chamber 3: composite (1-4mm) 12cm, vermiculite (1.4-4mm) + zeolite (2-5mm) + granulated active carbon 24cm; polyethylene; gravel/sand 8/16 20cm; discharge treated runoff; real runoff from parking lot along side highway 4.22ha of which 1.22ha (30%) paved parking lot; TSS removal chamber 1 and 3 81%, chamber 2 92%	Category 2b
Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Istencic.2011.Elimination and	Wet detention pond A	Wet detention pond, A; tot catchment area 28.3ha; impervious catchment area 20.7ha (73%); permanent water depth max 1.4m; Pond volume, 7720m ³ ; Pond volume / catchment area 273m ³ /ha; natural wetland vegetation along the edges; inflow-outflow structures; pond A	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Istencic.2011.E liminationand	Wet detention pond B	Wet detention pond, B; tot catchment area 109.4ha; impervious catchment area 42.6ha (39%); permanent water depth max 1.4m; Pond volume, 14330m ³ ; Pond volume / catchment area 131m ³ /ha; natural wetland vegetation along the edges; inflow-outflow structures; pond B	Category 1a
Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Istencic.2011.E liminationand	Wet detention pond C	Wet detention pond, C; tot catchment area 6.4ha; impervious catchment area 4.5ha (70%); permanent water depth max 1.4m; Pond volume, 1630m ³ ; Pond volume / catchment area 255m ³ /ha; natural wetland vegetation along the edges; inflow-outflow structures; pond C	Category 1a
Wet detention pond	sedimentation; biodegradation; plant uptake	Istencic.2011.E liminationand	Wet detention pond D	Wet detention pond, D; tot catchment area 74ha; impervious catchment area 46.6ha (63%); permanent water depth max 1.4m; Pond volume, 16400m ³ ; Pond volume / catchment area 222m ³ /ha; natural wetland vegetation along the edges; inflow-outflow structures; pond D	Category 1a
Filtration system	filtration	Jensen.2011. DualPorosity	DPF-6-layers	Dual porosity filtration DPF-6-layers; runoff from roads and parking 1.3ha; flow rate max, 18m ³ /h; width, 3.44m; length, 50m; tot layer depth, 0.096m; flow rate 9m ³ /h; 6 pairs of high (6mm, 0.12m ² , PE net, Tensar®) and low porosity (10mm, Danish limestoneBryozoan, 51% bulk porosity, grain size 1-3mm, top geotextile mesh, 1x1mm, bottom geotextile, 0.3x0.3m) layers; limestone between two geotextiles top 1x1mm pores (SS pass through), bottom 0.3x0.3mm; residence time min, 0.7h; porous volume, 5.3m ³ ; hydraulic gradient max, 1.3m; SS removal 91.5%	Category 2b
Filtration system	filtration	Jensen.2011. DualPorosity	DPF-18-layers	Dual porosity filtration DPF-18-layers; runoff from roads and parking 1.3ha; flow rate max, 18m ³ /h; width, 3.44m; length, 50m; tot layer depth, 0.252m; flow rate 9m ³ /h; 18 pairs of high (4mm, 0.25m ² , PE net, Tensar®) and low porosity (10mm, Danish limestoneBryozoan, 51% bulk porosity, grain size 1-3mm, top geotextile mesh, 1x1mm, bottom geotextile, 0.3x0.3m) layers; limestone between two geotextiles top 1x1mm pores (SS pass through), bottom 0.3x0.3mm; residence time min, 1.4h; porous volume, 15.8m ³ ; hydraulic gradient max, 1.2m; SS removal 98.9%	Category 2b
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration potting soil low dose	Biofiltration, filter media Potting soil, sandy loam; synthetic stormwater low-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan >1year; estimated costs, 0.12\$/kg	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration potting soil high dose	Biofiltration, filter media Potting soil, sandy loam; synthetic stormwater high-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan >1year; estimated costs, 0.12\$/kg	Category 1a
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration coconut low dose	Biofiltration, filter media Coconut coir, chopped coconut husk and hairy fibre; synthetic stormwater low-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan 0.5-1year; estimated costs, 0.4-0.79\$/kg	Category 1a
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration coconut high dose	Biofiltration, filter media Coconut coir, chopped coconut husk and hairy fibre; synthetic stormwater high-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan 0.5-1year; estimated costs, 0.4-0.79\$/kg	Category 1a
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration compost low dose	Biofiltration, filter media compost, leaves and bark material; synthetic stormwater low-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan 0.5-1year; estimated costs, 0.16\$/kg	Category 1a
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration compost high dose	Biofiltration, filter media compost, leaves and bark material; synthetic stormwater high-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan 0.5-1year; estimated costs, 0.16\$/kg	Category 1a
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration sludge from DW low dose	Biofiltration, filter media sludge, dry cake from drinking water treatment using aluminium sulphate for coagulation; synthetic stormwater low-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan longer than vegetation lifespan; estimated costs, 0.79\$/kg	Category 1a
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration sludge from DW high dose	Biofiltration, filter media sludge, dry cake from drinking water treatment using aluminium sulphate for coagulation; synthetic stormwater high-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan longer than vegetation lifespan; estimated costs, 0.79\$/kg	Category 1a
Bioreten- tion cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration commercial mix low dose	Biofiltration, filter media commercial mix, EnviroMix light granular particles; synthetic stormwater low-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan n/n; estimated costs, n/n\$/kg	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
Bioretention cell	filtration; adsorption; plant uptake; biological degradation	Lim.2015.Com parisonof	Biofiltration commercial mix high dose	Biofiltration, filter media commercial mix, EnviroMix light granular particules; synthetic stormwater high-dose HM; column experiment, depth 300mm 600mm; inner diameter 103mm; expected lifespan n/n; estimated costs, n/n\$/kg	Category 1a
Advanced permeable pavement	retention	Ostrom.2019. Evaluationof	Pavement HPMM-AA	Permeable pavement, High permeability media mixture (HPMM); 90.5% shale, 8.5% water treatment residual, 1% psyllium; mesocosm experiment: 0.31m ² ; water-tight box, width, 51cm; water-tight box, length, 61cm; PaverGuide™ grid (proprietary geosynthetic product); HPMM-AA (with WTR-AA from Aqua America drinking water treatment plant, 3.51 g wet/g dry, From coagulation, flocculation, settling process, using alum addition + activated carbon as coagulatn + organic polymer as flocculant), 5cm, 0.015m ³ , 11.1kg; water-washed pea gravel around and over 3 drainage pipes, 1.5cm; synthetic rainfall	Category 2b
Advanced permeable pavement	retention	Ostrom.2019. Evaluationof	Pavement HPMM-D	Permeable pavement, High permeability media mixture (HPMM); 90.5% shale, 8.5% water treatment residual, 1% psyllium; mesocosm experiment: 0.31m ² ; water-tight box, width, 51cm; water-tight box, length, 61cm; PaverGuide™ grid (proprietary geosynthetic product); HPMM-AA (with WTR-D from Dalecarlia drinking water treatment plant Washington DC USA, 3.22 g wet/g dry, From coagulation, flocculation, settling process, using alum addition), 5cm, 0.015m ³ , 11.1kg; water-washed pea gravel around and over 3 drainage pipes, 1.5cm; synthetic rainfall	Category 2b
Advanced infiltration system	sorption	Ray.2019.Poly merclaycomp osite	Infiltration PDADMAC clay as geomedia	Sand + Poly(diallyldimethylammonium) chloride clay (PDADMAC) as geomedia in infiltration systems; batch experiment; PVC column, height, 12cm; D inner, 2.54cm; surface, 5.1cm ² ; top barrier sand (2.4-3.4mm); filter media ottawa sand (0.6-0.85mm) + geomedia PDADMAC 3wz%; bottom barrier sand (2.4-3.4mm); infiltration rate, 0.12m/h; hydraulic residence time, 1.6h; 50ug/L initial concentration contaminant	Category 2b
Advanced infiltration system	sorption	Ray.2019.Poly merclaycomp osite	Infiltration PDADMAC clay as geomedia + NOM	Sand + Poly(diallyldimethylammonium) chloride clay (PDADMAC) as geomedia in infiltration systems; batch experiment; PVC column, height, 12cm; D inner, 2.54cm; surface, 5.1cm ² ; top barrier sand (2.4-3.4mm); filter media ottawa sand (0.6-0.85mm) + geomedia PDADMAC 3wz%; bottom barrier sand (2.4-3.4mm); infiltration rate, 0.12m/h; hydraulic residence time, 1.6h; 50ug/L initial concentration contaminant; + 5mg/L NOM	Category 2b

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
Advanced infiltration system	sorption	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PVPcoS clay as geomedia	Protonated poly(4-vinylpyridine-co-styrene) (PVPcoS) clay composite as geomedia in infiltration systems; batch experiment; PVC column, height, 12cm; D inner, 2.54cm; surface, 5.1cm ² ; top barrier sand (2.4-3.4mm); filter media ottawa sand (0.6-0.85mm) + geomedia PVPcoS 3wt%; bottom barrier sand (2.4-3.4mm); infiltration rate, 0.12m/h; hydraulic residence time, 1.85h; 50ug/L initial concentration contaminant	Category 2b
Advanced infiltration system	sorption	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration PVPcoS clay as geomedia + NOM	Protonated poly(4-vinylpyridine-co-styrene) (PVPcoS) clay composite as geomedia in infiltration systems; batch experiment; PVC column, height, 12cm; D inner, 2.54cm; surface, 5.1cm ² ; top barrier sand (2.4-3.4mm); filter media ottawa sand (0.6-0.85mm) + geomedia PVPcoS 3wt%; bottom barrier sand (2.4-3.4mm); infiltration rate, 0.12m/h; hydraulic residence time, 1.85h; 50ug/L initial concentration contaminant; + 5mg/L NOM	Category 2b
Advanced infiltration system	sorption	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration biochar as geomedia	Biochar as geomedia in infiltration systems; batch experiment; PVC column, height, 12cm; D inner, 2.54cm; surface, 5.1cm ² ; top barrier sand (2.4-3.4mm); filter media ottawa sand (0.6-0.85mm) + geomedia biochar 3wt%; bottom barrier sand (2.4-3.4mm); infiltration rate, 0.12m/h; hydraulic residence time, 1.51h; 50ug/L initial concentration contaminant	Category 2b
Advanced infiltration system	sorption	Ray.2019.Polymerclaycomposite	Infiltration biochar as geomedia + NOM	Biochar as geomedia in infiltration systems; batch experiment; PVC column, height, 12cm; D inner, 2.54cm; surface, 5.1cm ² ; top barrier sand (2.4-3.4mm); filter media ottawa sand (0.6-0.85mm) + geomedia biochar 3wt%; bottom barrier sand (2.4-3.4mm); infiltration rate, 0.12m/h; hydraulic residence time, 1.51h; 50ug/L initial concentration contaminant; + 5mg/L NOM	Category 2b
Treatment wetland	biological degradation ; retention; filtration;	Schmitt.2015. Constructed wetlands	CW event 1	Constructed wetland, event 1; total catchment area, 18000m ² ; runoff coefficient, 0.29; Sedimentation pond surface @ standing water level, 18m ² ; Sedimentation pond surface @ freeboard level, 27.5m ² ; Sedimentation pond, no vegetation; to vertical subsurface flow constructed wetland (VSSF CW), width, 5m, length, 25m, area from filter freeboard, 125m ² (100m ²); vegetation, phragmites australis; top sand layer, 30cm; transient layer fine gravel (4-8mm), 25cm; drainage layer coarse gravel and stone (16-22.4mm), 20-30cm; VSSF CW hydraulic load, 30m ³ /(m ² *year); VSSF CW hydraulic conductivity, 0.000196m/s; TSS removal >90%	Category 1a
Storm-water	sedimentation	Schmitt.2015. Constructed wetlands	CW sedimentation	Constructed wetland, event 1, after sedimentation pond; total catchment area, 18000m ² ; runoff coefficient, 0.29; Sedimentation pond surface @ standing water	Category 3a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
sedimentation basin			n pond event 1	level, 18m ² ; Sedimentation pond surface @ freeboard level, 27.5m ² ; Sedimentation pond, no vegetation; TSS removal >90%	
Treatment wetland	biological degradation ; retention; filtration;	Schmitt.2015. Constructedwetlands	CW event 3	Constructed wetland, event 3; total catchment area, 18000m ² ; runoff coefficient, 0.29; Sedimentation pond surface @ standing water level, 18m ² ; Sedimentation pond surface @ freeboard level, 27.5m ² ; Sedimentation pond, no vegetation;to vertical subsurface flow constructed wetland (VSSF CW), width, 5m, length, 25m, area from filter freeboard, 125m ² (100m ²); vegetation, phragmites australis; top sand layer, 30cm ; transient layer fine gravel (4-8mm), 25cm; drainage layer coarse gravel and stone (16-22.4mm), 20-30cm; VSSF CW hydraulic load, 30m ³ /(m ² *year); VSSF CW hydraulic conductivity, 0.000196m/s; TSS removal >90%	Category 1a
Storm-water sedimentation basin	sedimentation	Schmitt.2015. Constructedwetlands	CW sedimentation pond event 3	Constructed wetland, event 3, after sedimentation pond; total catchment area, 18000m ² ; runoff coefficient, 0.29; Sedimentation pond surface @ standing water level, 18m ² ; Sedimentation pond surface @ freeboard level, 27.5m ² ; Sedimentation pond, no vegetation; TSS removal >90%	Category 3a
Treatment wetland	biological degradation ; retention; filtration;	Schmitt.2015. Constructedwetlands	CW event 4	Constructed wetland, event 4; total catchment area, 18000m ² ; runoff coefficient, 0.29; Sedimentation pond surface @ standing water level, 18m ² ; Sedimentation pond surface @ freeboard level, 27.5m ² ; Sedimentation pond, no vegetation;to vertical subsurface flow constructed wetland (VSSF CW), width, 5m, length, 25m, area from filter freeboard, 125m ² (100m ²); vegetation, phragmites australis; top sand layer, 30cm ; transient layer fine gravel (4-8mm), 25cm; drainage layer coarse gravel and stone (16-22.4mm), 20-30cm; VSSF CW hydraulic load, 30m ³ /(m ² *year); VSSF CW hydraulic conductivity, 0.000196m/s; TSS removal >90%	Category 1a
Storm-water sedimentation basin	sedimentation	Schmitt.2015. Constructedwetlands	CW sedimentation pond event 4	Constructed wetland, event 4, after sedimentation pond; total catchment area, 18000m ² ; runoff coefficient, 0.29; Sedimentation pond surface @ standing water level, 18m ² ; Sedimentation pond surface @ freeboard level, 27.5m ² ; Sedimentation pond, no vegetation; TSS removal >90%	Category 3a
Storm-water sedimentation basin	sedimentation	Schmitt.2015. Constructedwetlands	CW event 5	Constructed wetland, event 5; stormwater to sedimentation pond (18->27m ²); then to subsurface flow constructed wetland (100m ²) planted with phragmites australis, top 30cm sand layer, 25cm transient layer fine gravel (4-8mm); 20-30cm drainage layer coarse gravel and stone 16-24mm; TSS removal >90%	Category 3a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
Treat- ment wetland	biological degradation ; retention; filtration;	Schmitt.2015. Constructedw etlands	CW event 6	Constructed wetland, event 6; total catchment area, 18000m ² ; runoff coefficient, 0.29; Sedimentation pond surface @ standing water level, 18m ² ; Sedimentation pond surface @ freeboard level, 27.5m ² ; Sedimentation pond, no vegetation;to vertical subsurface flow constructed wetland (VSSF CW), width, 5m, length, 25m, area from filter freeboard, 125m ² (100m ²); vegetation, phragmites australis; top sand layer, 30cm ; transient layer fine gravel (4- 8mm), 25cm; drainage layer coarse gravel and stone (16-22.4mm), 20-30cm; VSSF CW hydraulic load, 30m ³ /(m ² *year); VSSF CW hydraulic conductivity, 0.000196m/s; TSS removal >90%	Category 1a
Storm- water sedimen- tation basin	sedimentati on	Schmitt.2015. Constructedw etlands	CW sedimentatio n pond event 6	Constructed wetland, event 6, after sedimentation pond; total catchment area, 18000m ² ; runoff coefficient, 0.29; Sedimentation pond surface @ standing water level, 18m ² ; Sedimentation pond surface @ freeboard level, 27.5m ² ; Sedimentation pond, no vegetation; TSS removal >90%	Category 3a
Treat- ment wetland	biological degradation ; retention; filtration;	Scholes.1999. TheRemoval	CW + settl tank	Constructed wetland Dagenham; field scale + real stormwater; 250m long, 7m wide; settlement tank; vegetation wetland 1, Typha latifolia; vegetation wetland 2&3, Phragmites australis; SS removal 35% dry weather	Category 1a
Treat- ment wetland	biological degradation ; retention; filtration;	Scholes.1999. TheRemoval	CW (Brentwood) + NW	Construced wetland Brentwood; fieald scale + real stormwater 360m ² ; settlement tank, 1; vegetation constructed wetland 1, Phragmites australis; vegetation natural wetland, 2, Typha latifolia; post treatment settlement tank, 4; SS removal 18% dry weather	Category 1a
Perme- able pavemen t	filtration	Selbig.2019.St ormwaterqual ityperformanc e	Permeable pavement interlocking drainage 5:1	Permeable interlocking concrete pavers (PICP); tot depth, 53cm; tot surface, 46.5m ² ; washed stones no. 2 (0.75-3cm) 30.5cm, no.57 (0.254- 3.81cm) 10cm, no.9 (0.254-0.508cm) 5cm, PICP, 8cm; underdrain bottom, impermeable membrane; (concrete walls to prevent exafiltration); TSS removal 34.2%; drainage ratio 5:1	Category 2a
Perme- able pavemen t	filtration	Selbig.2019.St ormwaterqual ityperformanc e	Permeable pavement pervious concrete drainage 5:1	Pervious concrete (PC); tot depth, 53cm; surface tot 46.5m ² surface; pervious concrete (PC), 15cm; washed stones no. 57 (0.254- 3.81cm), 38cm; underdrain bottom; liner impermeable membrane; drainage ration 5:1; (concrete walls to prevent exafiltration); TSS removal 76.3%; drainage ratio 5:1	Category 2a
Perme- able pavemen t	filtration	Selbig.2019.St ormwaterqual ityperformanc e	Permeable pavement porous asphalt drainage 5:1	Porous asphalt pavement (PA); tot depth, 53cm; tot surface, 46.5m ² ; porous asphlt (PA), 7.6cm; washed stones no. 57 (0.254-3.81cm), 46cm; underdrain bottom, impermeable membrane; (concrete walls to prevent	Category 2a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
				exafiltration); TSS removal 65.8%; drainage ratio 5:1	
Perme- able pavemen t	adsorption; retention; biological degradation	Sounthararaja h.2017.Remov ingheavy	Permeable Pavement basalt	Permeable pavement basalt; pilot scale; tot height, 0.5m; tot length, 0.4m; tot width, 0.195m; top hydroston 80 pavers, 21x14x8cm (LxWxH); basalt bedding layer, depth, 3cm, 4.5kg; crushed stones as base course, 2.7kg, depth, 20cm	Category 2a
Perme- able pavemen t	adsorption; retention; biological degradation	Sounthararaja h.2017.Remov ingheavy	Permeable pavement zeolite	Permeable pavement zeolite + sodium titanate nano fibrous (TNF) mixed with granulated activated carbon (GAC); tot height, 0.5m; tot length, 0.4m; tot width, 0.195m; hydroston 80 pavers 21x14x8cm (LxWxH); zeolite bedding layer 3cm, 2.4kg (2-3mm); crushed stones as base course, 2.7kg, 7mm; + additional horizontal filter column with TNF (75-150µm) and GAC (0.3-0.6mm), weight ratio GAC:TNF 25:1; Empty bed contact time (EBCT) 10min	Category 2a
Advance d perme- able pavemen t	adsorption; retention; biological degradation	Sounthararaja h.2017.Remov ingheavy	Permeable pavement zeolite + sodium titanate nano fibrous + GAC	Permeable pavement zeolite + sodium titanate nano fibrous mixed with granulated activated carbon; 0.5m h, 0.4m l, 0.195m w; crushed stones as base course, 2.7kg, 7mm; zeolite bedding layer 3cm, 2.4kg (2-3mm); hydroston 80 pavers 21*14*8cm; + additional horizontal filter column with TNF (75-150um) and GAC (0.3-0.6mm)	Category 2b
Bioreten- tion cell	filtration	Trowsdale.20 11.Urbanstor mwater	Bioretention total	Bioretention system (Paul Matthews); field scale; meas. total; treated area trafficked road; volume, 200m ³ ; drainage layer, coarse sand 55% (>2mm), depth, 15cm; subsoil layer (Mix of free-draining, well-structured subsoil with clay content, underlying weathered limestone), depth, 60-70cm; subsoil infiltration rate, 103-405mm/h (reduced of 30%); topsoil layer (landscaping depot lawn mix, mix of pumice sand and fertile horticultural soils), depth, 30-40cm; topsoil infiltration rate, 12-212mm/h; long-fibre, sterile, closed-vessel, composted mulch (from city greenwaste), depth, 8cm (to suppress weeds, protect soil from erosion and clogging, cushion soil against compaction, remove metals); vegetation, <i>Apodasmia similis</i> ; TSS removal 96%	Category 1a
Bioretent ion cell	filtration	Trowsdale.20 11.Urbanstor mwater	Bioretention dissolved	Bioretention system (Paul Matthews); field scale; meas. dissolved; treated area trafficked road; volume, 200m ³ ; drainage layer, coarse sand 55% (>2mm), depth, 15cm; subsoil layer (Mix of free-draining, well-structured subsoil with clay content, underlying weathered limestone), depth, 60-70cm; subsoil infiltration rate, 103-405mm/h (reduced of 30%); topsoil layer (landscaping depot lawn mix, mix of pumice sand and fertile horticultural soils), depth, 30-40cm; topsoil infiltration rate, 12-212mm/h; long-fibre, sterile, closed-vessel, composted mulch (from city greenwaste), depth, 8cm (to suppress weeds, protect soil	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
				from erosion and clogging, cushion soil against compaction, remove metals); vegetation, <i>Apodasmia similis</i> ; TSS removal 96%	
Bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Ulrich.2017.O rganicCarbon	Biofilter + straw DOC	Biofilter; column experiment + synthetic stormwater; height, 6cm; Inner diameter, 2.5cm; area, 4.91cm ² ; dry packed with sand (210-297 um); with straw DOC 10mg/L + 10µg/L TORCs	Category 1a
Bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Ulrich.2017.O rganicCarbon	Biofilter + compost DOC	Biofilter; column experiment + synthetic stormwater; height, 6cm; Inner diameter, 2.5cm; area, 4.91cm ² ; dry packed with sand (210-297 um); with compost DOC 10mg/L + 10µg/L TORCs	Category 1a
Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Ulrich.2017.O rganicCarbon	Biofilter biochar + straw DOC	Biochar amended biofilter; column experiment + synthetic stormwater; height, 6cm; Inner diameter, 2.5cm; area, 4.91cm ² ; dry packed with sand (0.053-0.25mm) + biochar 5 wt % (mountain crest gardens, by gasification of pinewood by Gropro Inc., Etna, CA); with straw DOC 10mg/L + 10µg/L TORCs	Category 1b
Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Ulrich.2017.O rganicCarbon	Biofilter biochar + compost DOC	Biochar amended biofilter; column experiment + synthetic stormwater; height, 6cm; Inner diameter, 2.5cm; area, 4.91cm ² ; dry packed with sand (0.053-0.25mm) + biochar 5 wt % (mountain crest gardens, by gasification of pinewood by Gropro Inc., Etna, CA); with compost DOC 10mg/L + 10µg/L TORCs	Category 1b
Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Ulrich.2017.O rganicCarbon	Biofilter biochar inhibited + straw DOC	Biochar amended biofilter; column experiment + synthetic stormwater; height, 6cm; Inner diameter, 2.5cm; area, 4.91cm ² ; dry packed with sand (0.053-0.25mm) + biochar 5 wt % (mountain crest gardens, by gasification of pinewood by Gropro Inc., Etna, CA), inhibited; with straw DOC 10mg/L + 10µg/L TORCs	Category 1b
Advanced bioretention cell	adsorption; retention; biological degradation	Ulrich.2017.O rganicCarbon	Biofilter biochar inhibited + compost DOC	Biochar amended biofilter; column experiment + synthetic stormwater; height, 6cm; Inner diameter, 2.5cm; area, 4.91cm ² ; dry packed with sand (0.053-0.25mm) + biochar 5 wt % (mountain crest gardens, by gasification of pinewood by Gropro Inc., Etna, CA), inhibited; with compost DOC 10mg/L + 10µg/L TORCs	Category 1b
Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.20 09.Advanceds tormwater	Wet detention pond Odense	Wet detention pond; (Odense); total catchment area, 27.4ha; impervious catchment area, 11.4ha (42%); pond volume, 1990m ³ ; pond volume/catchment area, 73m ³ /ha (0.007m ³ /m ²); retention pond volume, 1300m ³ ; permanent water depth, max, 1.45m; horizontal sand filter, area, 100m ² ; slope sand filter, length, 30m, slope 1:5; vertical sand filter, length, 6.3m; vegetation banks, large small littoral helophytes; vegetation sand filter, <i>Phragmites australis</i> (common reed); TSS removal 65%	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.2009.Advanced stormwater	Wet detention pond Arhus	Wet detention pond; (Arhus); total catchment area, 57.4ha; impervious catchment area, 25.8ha (45%); permanent pond volume, 6900m ³ ; permanent pond volume/catchment, 120m ³ /ha (0.012m ³ /m ²); retention pond volume, 1400m ³ ; permanent water depth, 1.25m; sloping sand filter, length, 65m, slope, 1:5; vertical sand filter, length, 12.6m; fixed media sorption filter: iron chloride/sulfate solution mixed with pond water (PIX 118 from Kemira Water, Denmark A/S), initial addition, 3000kg; vegetation banks, unplanted; vegetation sand filter, common reed (<i>Phragmites australis</i>); vegetation high grounds, <i>Schoenoplectus lacustris</i> ; TSS removal 88%	Category 1a
Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.2009.Advanced stormwater	Wet detention pond Silkeborg	Wet pond; (Silkeborg); total catchment area, 21.5ha; impervious catchment 8.8ha (41%); pond volume, 2680m ³ ; pond volume/catchment area, 125m ³ /ha; retention pond volume, 3230m ³ ; permanent water depth, max, 1m; horizontal sand filter, area, 180m ² ; sloping sand filter, length, 30m; slope, 1:5; vertical sand filter, length, 6.3m; fixed media sorption filter: aluminum hydroxides/oxides added to incoming water (total of 17kg Al/total of 370m ³ stormwater, concentration 46g Al/m ³ then reduced to 5.2g Al/m ³ , flow proportional dosing); vegetation banks, unvegetated; vegetation sand filters, common reed (<i>Phragmites australis</i>); TSS removal 82%	Category 1a
Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.2009.Advanced stormwater	Wet detention pond Odense sand filter	Wet detention pond; (Odense); Sand filter; total catchment area, 27.4ha; impervious catchment area, 11.4ha (42%); pond volume, 1990m ³ ; pond volume/catchment area, 73m ³ /ha (0.007m ³ /m ²); retention pond volume, 1300m ³ ; permanent water depth, max, 1.45m; horizontal sand filter, area, 100m ² ; slope sand filter, length, 30m, slope 1:5; vertical sand filter, length, 6.3m; vegetation banks, large small littoral helophytes; vegetation sand filter, <i>Phragmites australis</i> (common reed); TSS removal 18%	Category 1a
Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.2009.Advanced stormwater	Wet detention pond Arhus sand filter	Wet detention pond; (Arhus); sand filter; total catchment area, 57.4ha; impervious catchment area, 25.8ha (45%); permanent pond volume, 6900m ³ ; permanent pond volume/catchment, 120m ³ /ha (0.012m ³ /m ²); retention pond volume, 1400m ³ ; permanent water depth, 1.25m; sloping sand filter, length, 65m, slope, 1:5; vertical sand filter, length, 12.6m; fixed media sorption filter: iron chloride/sulfate solution mixed with pond water (PIX 118 from Kemira Water, Denmark A/S), initial addition, 3000kg; vegetation banks, unplanted; vegetation sand filter, common reed (<i>Phragmites australis</i>); vegetation high	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
				grounds, <i>Schoenoplectus lacustris</i> ; TSS removal -6%	
Wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.2009.Advanced stormwater	Wet detention pond Silkeborg sand filter	Wet pond; (Silkeborg); sand filter; total catchment area, 21.5ha; impervious catchment 8.8ha (41%); pond volume, 2680m ³ ; pond volume/catchment area, 125m ³ /ha; retention pond volume, 3230m ³ ; permanent water depth, max, 1m; horizontal sand filter, area, 180m ² ; sloping sand filter, length, 30m; slope, 1:5; vertical sand filter, length, 6.3m; fixed media sorption filter: aluminum hydroxides/oxides added to incoming water (total of 17kg Al/total of 370m ³ stormwater, concentration 46g Al/m ³ then reduced to 5.2g Al/m ³ , flow proportional dosing); vegetation banks, unvegetated; vegetation sand filters, common reed (<i>Phragmites australis</i>); TSS removal 18%	Category 1a
Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.2009.Advanced stormwater	Wet detention pond Odense fixed sorption filter	Wet detention pond; (Odense); total catchment area, 27.4ha; impervious catchment area, 11.4ha (42%); pond volume, 1990m ³ ; pond volume/catchment area, 73m ³ /ha (0.007m ³ /m ²); retention pond volume, 1300m ³ ; permanent water depth, max, 1.45m; horizontal sand filter, area, 100m ² ; slope sand filter, length, 30m, slope 1:5; vertical sand filter, length, 6.3m; vegetation banks, large small littoral helophytes; vegetation sand filter, <i>Phragmites australis</i> (common reed); fixed Oyta shells, 55m ³ ; TSS removal 72%	Category 1b
Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.2009.Advanced stormwater	Wet detention pond Arhus; iron enrichment	Wet detention pond; (Arhus); total catchment area, 57.4ha; impervious catchment area, 25.8ha (45%); permanent pond volume, 6900m ³ ; permanent pond volume/catchment, 120m ³ /ha (0.012m ³ /m ²); retention pond volume, 1400m ³ ; permanent water depth, 1.25m; sloping sand filter, length, 65m, slope, 1:5; vertical sand filter, length, 12.6m; fixed media sorption filter: iron chloride/sulfate solution mixed with pond water (PIX 118nfrom Kemira Water, Denmark A/S), initial addition, 3000kg; vegetation banks, unplanted; vegetation sand filter, common reed (<i>Phragmites australis</i>); vegetation high grounds, <i>Schoenoplectus lacustris</i>	Category 1b
Advanced wet detention pond	sedimentation; adsorption; bioaccumulation	Vollertsen.2009.Advanced stormwater	Wet detention pond Silkeborg; aluminum enrichment	Wet pond; (Silkeborg); total catchment area, 21.5ha; impervious catchment 8.8ha (41%); pond volume, 2680m ³ ; pond volume/catchment area, 125m ³ /ha; retention pond volume, 3230m ³ ; permanent water depth, max, 1m; horizontal sand filter, area, 180m ² ; sloping sand filter, length, 30m; slope, 1:5; vertical sand filter, length, 6.3m; fixed media sorption filter: aluminum hydroxides/oxides added to incoming water (total of 17kg Al/total of 370m ³ stormwater, concentration 46g Al/m ³ then reduced to 5.2g Al/m ³ , flow proportional dosing); vegetation	Category 1b

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
				banks, unvegetated; vegetation sand filters, common reed (<i>Phragmites australis</i>)	
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineered multifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) synthetic storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; synthetic runoff single contaminant 5mg/L	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineered multifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + phosphate synthetic storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; synthetic runoff multiple contaminant (+phosphate) 5mg/L	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineered multifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + caffeine synthetic storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; synthetic runoff multiple contaminant (+caffeine) 5mg/L	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineered multifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) real storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; real surface runoff single contaminant 5mg/L	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineered multifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + phosphate real storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; real surface runoff multiple contaminant (+phosphate) 5mg/L	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineered multifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + caffeine real storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; real surface runoff multiple contaminant (+caffeine) 5mg/L	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineered multifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + phosphate + caffeine synthetic storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; synthetic runoff single contaminant 5mg/L phosphate 2mg/L zinc caffeine	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineered multifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + caffeine	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; real surface runoff single contaminant 5mg/L phosphate 2mg/L zinc caffeine	Category 2b

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
			synthetic storm w		
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineeredmultifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + phosphate + caffeine synthetic storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; real surface runoff multiple contaminant (+phosphate) 5mg/L phosphate 2mg/L zinc caffeine	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineeredmultifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + phosphate + caffeine real storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; synthetic runoff single contaminant 5mg/L phosphate 2mg/L zinc caffeine	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineeredmultifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + caffeine real storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; real surface runoff single contaminant 5mg/L phosphate 2mg/L zinc caffeine	Category 2b
Advanced sand infiltration	adsorption; filtration	Vu.2019.Engineeredmultifunctional	Sand infiltration engineered (Al-Mg/GO) + phosphate + caffeine real storm w	Engineered sand infiltration; raw sand (0.425-0.850mm) coated with Al-Mg/GO (thermal treatment); batch experiment: 100mL 0.4g eng. Sand + 40mL solution; real surface runoff multiple contaminant (+phosphate) 5mg/L phosphate 2mg/L zinc caffeine	Category 2b
Bioretention cell	filtration	Wang.2017.Removalof	Bioretention media sand-lignine	Bioretention system; pilot scale; media Sand-lignine; planting soil layer (humus + sandy loam 1:1), 20cm; media layer Sand-lignine, 60cm (36.6% CO ₂ , 42.6% SiO ₂ , 9.73% Al ₂ O ₃ , 3.02% CaO, 1.29 MgO, 1.64% Fe ₂ O ₃ , 2.06% K ₂ O); geotextile liner; gravel layer (8-15mm), 20cm; perforated drainage pipe; hydraulic conductivity 2.1*10 ⁻⁴ m/s	Category 1a
Bioretention cell	filtration	Wang.2017.Removalof	Bioretention media zeolite-lignine	Bioretention system; pilot scale; media Zeolite-lignine; vegetation, perennial Malian (Iris ensata Thunb) planting soil layer (humus + sandy loam 1:1), 20cm; media layer Zeolite-lignine, lignine 10%, 60cm (36.6% CO ₂ , 42.6% SiO ₂ , 9.73% Al ₂ O ₃ , 3.02% CaO, 1.29 MgO, 1.64% Fe ₂ O ₃ , 2.06% K ₂ O); geotextile liner; gravel layer (8-15mm), 20cm; perforated drainage pipe; hydraulic conductivity 3.4*10 ⁻⁴ m/s	Category 1a
Bioretention cell	filtration	Wang.2017.Removalof	Bioretention media sandy-loam-lignine	Bioretention system; pilot scale; media Sandy-Loam-lignine; vegetation, perennial Malian (Iris ensata Thunb) planting soil layer (humus + sandy loam 1:1), 20cm; media layer Sandy-Loam-lignine, lignine 10%, 60cm (36.6% CO ₂ , 42.6% SiO ₂ , 9.73% Al ₂ O ₃ , 3.02% CaO, 1.29	Category 1a

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
				MgO, 1.64% Fe ₂ O ₃ , 2.06% K ₂ O); geotextile liner; gravel layer (8-15mm), 20cm; perforated drainage pipe; hydraulic conductivity 5*10 ⁻⁶ m/s	
Bioretention cell	filtration	Wang.2017.R emovalof	Bioretention media quartz-sand-lignine	Bioretention system; pilot scale; media Quartz-sand-lignine; vegetation, perennial Malian (Iris ensata Thunb) planting soil layer (humus + sandy loam 1:1), 20cm; media layer Quartz-sand-lignine, lignine 10%, 60cm (36.6% CO ₂ , 42.6%SiO ₂ , 9.73% Al ₂ O ₃ , 3.02% CaO, 1.29 MgO, 1.64% Fe ₂ O ₃ , 2.06% K ₂ O); geotextile liner; gravel layer (8-15mm), 20cm; perforated drainage pipe; hydraulic conductivity 2.7*10 ⁻⁴ m/s	Category 1a
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine I (3% portland cement) 1min	Sorption media Olivine I granular North Cape Minerals AS (Sibelco Nordic), Norway; bulk density 2.81 g/cm ³ ; specific BET surface 12.13 m ² /g; crushed olivine to powder then packed into granulates with binder (Portland cement, 10%); after 1 minute; batch experiments + synthetic stormwater	Category 2b
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine II (10% portland cement) 1min	Sorption media Olivine II granular North Cape Minerals AS (Sibelco Nordic), Norway; bulk density 2.81 g/cm ³ ; specific BET surface 12.13 m ² /g; crushed olivine to powder then packed into granulates with binder (Portland cement, 3%); after 1 minutes; batch experiments + synthetic stormwater	Category 2b
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media limestone Faxekalk 1min	Sorption media limestone Faxekalk Denmark (coral lime + bryozo lime); bulk density 1.25 g/cm ³ ; specific BET surface 0.59 m ² /g; 96.8% calcium carbonate (CaCO ₃), 1% magnesium carbonate (MgCO ₃), 0.15% traces of aluminum oxide (Al ₂ O ₃); after 1 minutes; batch experiments + synthetic stormwater	Category 2b
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media shell-sand mussels crabs snails 1min	Sorption media shell-sand mussels crabs snails Einar Ogrey AS, Norway; bulk density 0.8 g/cm ³ ; specific BET surface 3.82 m ² /g; 33% Calcium, 1% magnesium, traces of arsenic (<2mg/kg) lead (5 mg/kg) cadmium (0.05 - 0.1 mg/kg); after 1 minutes	Category 2b
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media zeolite 1min	Sorption media zeolite Clinoptilolite Rota Mining, Turkey; bulk density 0.65-0.85 g/cm ³ ; specific BET surface 60.30 m ² /g; 88-95% Clinoptilolite [Ca, K ₂ , Na ₂ , Mg]4Al ₈ Si ₄₀ O ₉₆ *24H ₂ O having 65-72% silicon dioxide (SiO ₂), 10-12% aluminum oxide (Al ₂ O ₃); after 1 minutes; batch experiments + synthetic stormwater	Category 2b
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine I (3% portland cement) 10min	Sorption media Olivine I granular North Cape Minerals AS (Sibelco Nordic), Norway; bulk density 2.81 g/cm ³ ; specific BET surface 12.13 m ² /g; crushed olivine to powder then packed into granulates with binder (Portland cement,	Category 2b

Method/ Technical plant	Processes	Reference	Method abbreviation	Additional information method/technical plant	Category
				10%); after 10 minute; batch experiments + synthetic stormwater	
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media Olivine II (10% portland cement) 10min	Sorption media Olivine II granular North Cape Minerals AS (Sibelco Nordic), Norway; bulk density 2.81 g/cm ³ ; specific BET surface 12.13 m ² /g; crushed olivine to powder then packed into granulates with binder (Portland cement, 3%); after 10 minutes; batch experiments + synthetic stormwater	Category 2b
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media limestone FaxeKalk 10min	Sorption media limestone FaxeKalk Denmark (coral lime + bryozo lime); bulk density 1.25 g/cm ³ ; specific BET surface 0.59 m ² /g; 96.8% calcium carbonate (CaCO ₃), 1% magnesium carbonate (MgCO ₃), 0.15% traces of aluminum oxide (Al ₂ O ₃); after 10 minutes; batch experiments + synthetic stormwater	Category 2b
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media shell- sand mussels crabs snails 10min	Sorption media shell-sand mussels crabs snails Einar Ogrey AS, Norway; bulk density 0.8 g/cm ³ ; specific BET surface 3.82 m ² /g; 33% Calcium, 1% magnesium, traces of arsenic (<2mg/kg) lead (5 mg/kg) cadmium (0.05 - 0.1 mg/kg); after 10 minutes	Category 2b
Sorption media	sorption; filtration	WiumAndersen.2012.SorptionMedia	sorption media zeolite 10min	Sorption media zeolite Clinoptilolite Rota Mining, Turkey; bulk density 0.65-0.85 g/cm ³ ; specific BET surface 60.30 m ² /g; 88-95% Clinoptilolite [Ca, K ₂ , Na ₂ , Mg]4Al ₈ Si ₄₀ O ₉₆ *24H ₂ O having 65-72% silicon dioxide (SiO ₂), 10-12% aluminum oxide (Al ₂ O ₃); after 10 minutes; batch experiments + synthetic stormwater	Category 2b
Bioretention cell	adsorption; biological degradation	Zhang.2014.T hevalidation	Biofiltration LS-noSZ	Biofiltration; semi-synthetic runoff: stormwater runoff from a multicar park storey + micropollutants + raw sewage; two consequent wet weather events 3 PV; loamy sand no submerge zone LS-noSZ; distribution tank and inflow mixing; vegetation, Carex appressa; 9.65x9.65m; max ponding depth, 48cm; filter media, 50cm, sand 84.2%, silt 3%, clay 12.8%, Soil Organic Matter 4.6%; drainage layer, 20cm, sand/fine gravel; no submerged zone (SZ)	Category 1a
Bioretention cell	adsorption; biological degradation	Zhang.2014.T hevalidation	Biofiltration S- SZ	Biofiltration; semi-synthetic runoff: stormwater runoff from a multicar park storey + micropollutants + raw sewage; two consequent wet weather events 3 PV; sand submerged zone S-SZ; distribution tank and inflow mixing; vegetation, Malaleuca ericifolia, Carex appressa; filter media 500mm sand 96%, silt 0.8%, clay 3.2%, Soil Organic Matter, 0.4%; no drainage layer; submerged zone, 20cm	Category 1a

Quelle: BOKU Wien (Einzelzitate in Tabelle)

Tabelle 57: Methoden und technische Maßnahmen zur Behandlung von ausgewählten Parametern im Regenwasserabfluss als sekundäre Emissionspfade sowie Reduktionsraten.

Method/ Technical plant	Reduction description	Reference	Method code	Additional information method/technical plant	Category method
Sorption media	adsorption	Ahmadi.2018. Separationfre eAlMg	Media GO	Graphene oxide	Category 2b
Sorption media	adsorption	Ahmadi.2018. Separationfre eAlMg	Media rGO	reduced Graphene oxide	Category 2b
Sorption media	adsorption	Ahmadi.2018. Separationfre eAlMg	Media mGO	Al-Mg/Graphene oxide separation- free	Category 2b
Sorption media	adsorption	Ahmadi.2018. Separationfre eAlMg	Media AC	Active carbon	Category 2b
Infiltra- tion trench	filtration; adsorption	Boller.2002.Di ffusemission	Infiltration	Infiltration trench; granulated iron hydroxide (GEH) + calcium carbonate (CaCO ₃); width, 25cm; depth, 60cm; gravel top; adsorber bed thickness, 30cm, GEH + CaCO ₃ (geotextile around the adsorber bed); gravel bottom; real roof runoff single event	Category 2b
Bioswale	retention	LaBarre.2016. Attenuationof	Bioretention swale	Bioretention swales 2x; length, 6.1m; width, 0.9m; depth, 15cm; top compost amended native soil (Glenville silt loam), 15cm; limestone pea-gravel drainage layer, 25cm; limestone drainage layer, 5cm; perforated subdrain PVC; impermeable liner; vegetation, red top and tall fescue bland <i>Agrostis gigantea</i> , <i>Festuca arundinacea</i>	Category 1a
Bioreten- tion cell	retention	LaBarre.2016. Attenuationof	Bioretention planter boxer	Bioretention planter boxers 2x; length, 0.9; width, 0.9m; height, 1m; top mulch over jute netting; bioretention soil media made of sand, topsoil, composted leaf and litter, 46cm; limestone layer, 10cm; limestone pea-gravel, 15cm; impermeable liner; subdrain perforated PVC; vegetation, <i>Cornus sericea</i> (Dwarf Red Dogwood), <i>Polystichum acrostichoides</i> (Christmas fern), <i>Pennisetum alopecuroides</i> ((Dwarf Fountain Grass)	Category 1a
Perme- able pavemen t	filtration	Selbig.2018.H ydraulicwater quality	Pavement porous asphalt drainage 9:1	Porous asphalt pavement (PA); tot depth, 53cm; tot surface, 46.5m ² ; porous asphalt (PA), 7.6cm; washed stones no. 57 (0.254-3.81cm), 46cm; underdrain bottom, PVC, 15cm;	Category 2a

Method/ Technical plant	Reduction description	Reference	Method code	Additional information method/technical plant	Category method
				impermeable membrane; (concrete walls to prevent exfiltration); TSS removal 65%; drainage ratio 9:1	
Perme- able pavemen t	filtration	Selbig.2018.H ydraulicwater quality	Pavement pervious concrete drainage 9:1	Pervious concrete (PC); tot depth, 53cm; surface tot 46.5m ² surface; pervious concrete (PC), 15cm; washed stones no. 57 (0.254-3.81cm), 38cm; underdrain bottom, PVC, 15cm; liner impermeable membrane; drainage ration 9:1; (concrete walls to prevent exafiltration); TSS removal 80%; drainage ratio 9:1	Category 2a
Perme- able pavemen t	filtration	Selbig.2018.H ydraulicwater quality	Pavement permeable interlocking drainage 9:1	Permeable interlocking concrete pavers (PICP); tot depth, 53cm; tot surface, 46.5m ² ; washed stones no. 2 (0.75-3cm) 30.5cm, no.57 (0.254-3.81cm) 10cm, no.9 (0.254-0.508cm) 5cm, PICP, 8cm; underdrain bottom, PVC, 15cm; impermeable membrane; (concrete walls to prevent exafiltration); TSS removal 69%; drainage ratio 9:1	Category 2a

6.8 List of methods/technical plants to treat selected parameters in CSO as main discharge pathway (all reduction rates included)

Tabelle 58: List of methods/technical plants to treat selected parameters in CSO as main discharge pathway and design details (all reduction rates included).

Method/ Technical plant	Reduction description	Reference	Method code	Additional information method/technical plant	Category
Advanced bioretention cell	biological degradation; adsorption; plant uptake	Bester.2009 .Activated oil	Biologically activated soil filter (Biofilter)	Activated soil filter (=biofilter); 0.196m ² ; from top: vegetation reed planted into peat + 1000mL activated sludge from WWTP; peat 20cm; fine sand (0-2mm) 20cm; coarse sand (gravel, 2-8mm) 20cm; 24L/h (20cm water standing on top, to simulate stormwater); feed water wastewater from >500000PE WWTP	Category 1b
In-line treatment	flocculation	Gasperi.201 2.Treatmen tof	Flocculation 1	Ballasted flocculation wet weather overflow in WWTP campaign 1; 1. ferric chloride FeCl ₃ as coagulant 90g/m ³ + 2. anionic polymer as flocculent 1mg/m ³ + 3. microsand 3.5mg/m ³ as flocculation enhancer flock formation assistant	Category 4

Method/ Technical plant	Reduction description	Reference	Method code	Additional information method/technical plant	Category
				as ballast for rapid settlement; 4. lamellar settling tank for sludge and micro sand extraction; WWTP 1.7*10 ⁶ m ³ /day, PE, 6.5*10 ⁶ ; BFU max flow, 30-35m ³ /s; TSS removal 86.7%	
In-line treatment	flocculation	Gasperi.201 2.Treatmen tof	Flocculation 2	Ballasted flocculation wet weather overflow in WWTP campaign 2; 1. ferric chloride FeCl ₃ as coagulant 90g/m ³ + 2. anionic polymer as flocculent 1mg/m ³ + 3. microsand 3.5mg/m ³ as flocculation enhancer flock formation assistant as ballast for rapid settlement; 4. lamellar settling tank for sludge and micro sand extraction; WWTP 1.7*10 ⁶ m ³ /day, PE, 6.5*10 ⁶ ; BFU max flow, 30-35m ³ /s; TSS removal 80.2%	Category 4
In-line treatment	flocculation	Gasperi.201 2.Treatmen tof	Flocculation 3	Ballasted flocculation wet weather overflow in WWTP campaign 3; 1. ferric chloride FeCl ₃ as coagulant 90g/m ³ + 2. anionic polymer as flocculent 1mg/m ³ + 3. microsand 3.5mg/m ³ as flocculation enhancer flock formation assistant as ballast for rapid settlement; 4. lamellar settling tank for sludge and micro sand extraction; WWTP 1.7*10 ⁶ m ³ /day, PE, 6.5*10 ⁶ ; BFU max flow, 30-35m ³ /s; TSS removal 34.1%	Category 4
Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Ruppelt.202 0.Assessingt he	RSF filter layer 1	RSF 1; diameter, 2.2m; surface, 4m ² ; height, 1m; volume, 4m ³ ; outlet or primary settling + drinking water (1:4), CSO simulation; filter layer, 0.75m; filter material gravel grain size 0-2mm; deep layer drainage gravel diam 2/8mm, 0.25m; vegetation, Phragmites australis; outflow 0.03L/s; drainage ~10h after each feeding	Category 1a
Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Ruppelt.202 0.Assessingt he	RSF filter layer 2	RSF 2; diameter, 2.2m; surface, 4m ² ; height, 0.75m; volume, 3m ³ ; outlet or primary settling + drinking water (1:4), CSO simulation; filter layer, 0.5m; filter material gravel grain size 0-2mm; deep layer drainage gravel diam 2/8mm, 0.25m; vegetation, Phragmites australis; outflow 0.03L/s; drainage ~10h after each feeding	Category 1a
Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Ruppelt.202 0.Assessingt he	RSF filter layer 3	RSF 3; diameter, 2.2m; surface, 4m ² ; height, 1m; volume, 4m ³ ; outlet or primary settling + drinking water (1:4), CSO simulation; filter layer, 0.75m; filter material gravel grain size 0-2mm; deep layer drainage gravel diam 2/8mm, 0.25m; vegetation, Phragmites australis; outflow 0.03L/s; drainage ~10h after each feeding	Category 1a
Treatment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Scheurer.20 15.Removal of	Retention soil filter	RSF; effluent of Stormwater Overflow Basin (SOB) through cross-flow screen, 5mm; PE catchment 1, 500; effluent catchment 1, 835L/s; Stormwater Overflow Basin (SOB) catchment 1, 450m ³ ; SOB catchment 1 effluent to RSF (wet weather), 831L/s; PE catchment 2,	Category 1a

Method/ Technical plant	Reduction description	Reference	Method code	Additional information method/technical plant	Category
				1950; effluent catchment 2, 3706L/s; Stormwater Overflow Basin (SOB) catchment 2, 750m ³ ; SOB catchment 2 effluent to RSF (wet weather), 3671L/s; SOB catchment 1+2 overflow, 4502L/s; Cross-flow screen, effluent of SOB, 5mm; RSF surface, 2000m ² ; RSF capacity, 2000m ³ ; vegetation, common reed (<i>Phragmites communis</i>); rooting+intermittent flooding = oxygen penetration = stimulation of microbial activity; RSF filter layer, 80cm; RSF gravel drainage system, 40-60cm; RSF bottom non-permeable lining, 2mm; RSF outflow, 10L/s; RSF drainage in 60h; Turbidity removal 83%	
Treatment wetland	filtration; biological degradation	Tondera.2019.Reductionof	RSF front 3h event 7years life	Retention soil filter RSF or vertical flow constructed wetland; overflow storage tank; RSF height, 1.9m; RSF front filter surface, 110m ² ; RSF back filter surface, 1100m ² ; RSF front volume, 2100m ³ ; RSF back volume, 2100m ³ ; vegetation, reed plants; sand layer, carbonated technical filter sand (0-2mm), 0.75m; bottom drainage layer gravel (2-8mm), 0.3m; complete drainage, 48h; filtration velocity (outflow), 0.1m/h; filtration velocity (outflow), 0.025L/(s*m ²); front part drainage, sample after 3h event; 7years after construction of RSF; TSS removal 94%	Category 1a
Treatment wetland	filtration; biological degradation	Tondera.2019.Reductionof	RSF front 6h event 10years life	Retention soil filter RSF or vertical flow constructed wetland; overflow storage tank; RSF height, 1.9m; RSF front filter surface, 110m ² ; RSF back filter surface, 1100m ² ; RSF front volume, 2100m ³ ; RSF back volume, 2100m ³ ; vegetation, reed plants; sand layer, carbonated technical filter sand (0-2mm), 0.75m; bottom drainage layer gravel (2-8mm), 0.3m; complete drainage, 48h; filtration velocity (outflow), 0.1m/h; filtration velocity (outflow), 0.025L/(s*m ²); front part drainage, sample after 6h event; 10 years after construction of RSF; TSS removal 86%	Category 1a
Treatment wetland	filtration; biological degradation	Tondera.2019.Reductionof	RSF back 6h event 10years life	Retention soil filter RSF or vertical flow constructed wetland; overflow storage tank; RSF height, 1.9m; RSF front filter surface, 110m ² ; RSF back filter surface, 1100m ² ; RSF front volume, 2100m ³ ; RSF back volume, 2100m ³ ; vegetation, reed plants; sand layer, carbonated technical filter sand (0-2mm), 0.75m; bottom drainage layer gravel (2-8mm), 0.3m; complete drainage, 48h; filtration velocity (outflow), 0.1m/h; filtration velocity (outflow), 0.025L/(s*m ²); back part drainage, sample after 6h event; 10 years after construction of RSF; TSS removal 87%	Category 1a

Tabelle 59: Methoden und technische Maßnahmen zur Behandlung von ausgewählten Parametern im Mischwasserüberläufen sowie Designdetails.

Method/ Technical plant	Reduction description	Reference	Method code	Additional information method/technical plant	Category
Treat- ment wetland	filtration; sorption; biological degradation	Brunsch.2020. Retentionsoil	Retention soil filter	RSF; filter surface, 1.5m ² ; filter volume, 1.4m ³ ; filter depth, 90cm; filter material sand + calcium carbonate; drainage layer gravel, 30cm; organic matter, 10cm; vegetation, common reed (<i>Phragmites australis</i>); feeding 30mL/s/m ² ; dry phase 18h	Category 1a
Inte- grated construct ed wetlands	sedimentati on; filtration; retention	Avila.2013.Int egratedtreat ment	VSF + HSF +FWS CW dry	CWs integrated; pilot scale; PE, 2500; combined; surface, 41000m ² ; 2x sieves 3cm and 3mm wide; sand and grease removal; Imhoff tank, 40m ³ /day; vertical subsurface flow constructed wetland (VF), 317m ² , 23.5x13.5m; flow, 14m ³ /day; top layer 0.05m sand (1-2mm), 0.6m gravel (4-12mm), 0.15m stone (25- 40mm), 15cm gravel drainage layer; then horizontal subsurface flow constructed wetland (HF), 229m ² , 26x8.8m, gravel bed 0.4m (4-12mm), inlet-outlet of stones (40- 80mm); to free water surface wetland (FWS), 240m ² , 24x10m, water depth 10-50cm; <i>Typha</i> spp., <i>Scirpus</i> spp., <i>Iris pseudacorus</i> , <i>Carex</i> <i>flacca</i> , <i>Cyperus rutundus</i> , <i>Juncus</i> spp planted on 0.2m gravel bed (4-12mm); dry period; TSS removal 97.9%	Category 1a
Inte- grated construct ed wetlands	sedimentati on; filtration; retention	Avila.2013.Int egratedtreat ment	VSF CW dry period	CWs integrated; pilot scale; PE, 2500; combined; surface, 41000m ² ; 2x sieves 3cm and 3mm wide; sand and grease removal; Imhoff tank, 40m ³ /day; vertical subsurface flow constructed wetland (VF) 317m ² , , 23.5x13.5m; flow, 14m ³ /day; top layer 0.05m sand (1-2mm), 0.6m gravel (4-12mm), 0.15m stone (25- 40mm), 15cm gravel drainage layer; dry period; TSS removal 97.2%	Category 1a
Inte- grated construct ed wetlands	sedimentati on; filtration; retention	Avila.2013.Int egratedtreat ment	VSF + HSF CW dry	CWs integrated; pilot scale; PE, 2500; combined; surface, 41000m ² ; 2x sieves 3cm and 3mm wide; sand and grease removal; Imhoff tank, 40m ³ /day; vertical subsurface flow constructed wetland (VF) 317m ² , 23.5x13.5m; flow, 14m ³ /day; top layer 0.05m sand (1-2mm), 0.6m gravel (4-12mm), 0.15m stone (25- 40mm), 15cm gravel drainage layer; then horizontal subsurface flow constructed wetland (HF), 229m ² , 26x8.8m, gravel bed 0.4m (4-12mm), inlet-outlet of stones (40- 80mm); dry period; TSS removal 97.2%	Category 1a
Inte- grated construct ed wetlands	sedimentati on; filtration; retention	Avila.2013.Int egratedtreat ment	VSF + HSF +FWS CW wet	CWs integrated; pilot scale; PE, 2500; combined; surface, 41000m ² ; 2x sieves 3cm and 3mm wide; sand and grease removal; Imhoff tank, 40m ³ /day; vertical subsurface flow constructed wetland (VF) 317m ² , 23.5x13.5m; flow, 14m ³ /day; top layer 0.05m sand (1-2mm), 0.6m gravel (4-12mm), 0.15m stone (25- 40mm), 15cm gravel drainage layer; then	Category 1a

Method/ Technical plant	Reduction description	Reference	Method code	Additional information method/technical plant	Category
				horizontal subsurface flow constructed wetland (HF), 229m ² , 26x8.8m, gravel bed 0.4m (4-12mm), inlet-outlet of stones (40-80mm); to free water surface wetland (FWS), 240m ² , 24x10m, water depth 10-50cm; Typha spp., Scirpus spp., Iris pseudacorus, Carex flacca, Cyperus rotundus, Juncus spp planted on 0.2m gravel bed (4-12mm); wet period; TSS removal 95.8%	
Inte- grated construct ed wetlands	sedimentati on; filtration; retention	Avila.2013.Int egratedtreat ment	VSF CW wet	CWs integrated; pilot scale; PE, 2500; combined; surface, 41000m ² ; 2x sieves 3cm and 3mm wide; sand and grease removal; Imhoff tank, 40m ³ /day; vertical subsurface flow constructed wetland (VF) 317m ² , 23.5x13.5m; flow, 14m ³ /day; top layer 0.05m sand (1-2mm), 0.6m gravel (4-12mm), 0.15m stone (25-40mm), 15cm gravel drainage layer; wet period TSS removal 99.5%	Category 1a
Inte- grated construct ed wetlands	sedimentati on; filtration; retention	Avila.2013.Int egratedtreat ment	VSF + HSF CW wet	CWs integrated; pilot scale; PE, 2500; combined; surface, 41000m ² ; 2x sieves 3cm and 3mm wide; sand and grease removal; Imhoff tank, 40m ³ /day; vertical subsurface flow constructed wetland (VF) 317m ² , 23.5x13.5m; flow, 14m ³ /day; top layer 0.05m sand (1-2mm), 0.6m gravel (4-12mm), 0.15m stone (25-40mm), 15cm gravel drainage layer; then horizontal subsurface flow constructed wetland (HF), 229m ² , 26x8.8m, gravel bed 0.4m (4-12mm), inlet-outlet of stones (40-80mm); wet period TSS removal 33.3%	Category 1a
Filtration system	filtration	Botturi.2020. Aninnovative	RBF	Dynamic rotating belt filtration RBF (Trojan technologies, Salsnes Filter, SF1000) mesh size 90µm	Category 2b
Filtration system	filtration	Botturi.2020. Aninnovative	RBF + sand	Dynamic rotating belt filtration RBF (Trojan technologies, Salsnes Filter, SF1000) mesh size 90µm; sand filter 3.6m ³ /h, contact time, 5min	Category 2b
Advance d treatmen t (filtration + GAC)	filtration; adsorption	Botturi.2020. Aninnovative	RBF + sand + GAC	Dynamic rotating belt filtration RBF (Trojan technologies, Salsnes Filter, SF1000) mesh size 90µm; 4 filters, each 3.6m ³ /h, contact time, 5min: sand filter 1x 3.6m ³ /h; granulated activated carbon GAC adsorption: 1x GAC ST100, 2x GAC ST300;	Category 2b
Advance d treatmen t (filtration + UV- radiation)	filtration; inactivation	Botturi.2020. Aninnovative	RBF + sand + UV	Dynamic rotating belt filtration RBF (Trojan technologies, Salsnes Filter, SF1000) mesh size 90µm; sand filter 3.6m ³ /h; UV disinfection 4 modules with 4 lamps each	Category 2b
Advance d treatmen t	filtration; adsorption; inactivation	Botturi.2020. Aninnovative	RBF + sand + GAC + UV	Dynamic rotating belt filtration RBF (Trojan technologies, Salsnes Filter, SF1000) mesh size 90µm; 4 filters, each 3.6m ³ /h, contact time, 5min: sand filter 1x 3.6m ³ /h; granulated	Category 2b

Method/ Technical plant	Reduction description	Reference	Method code	Additional information method/technical plant	Category
(filtration + GAC+ UV- radiation)				activated carbon GAC adsorption: 1x GAC ST100, 2x GAC ST300; UV disinfection 4 modules with 4 lamps each	
Advanced treatment (filtration + UV- radiation)	filtration; inactivation	Botturi.2020. Aninnovative	RBF + UV	Dynamic rotating belt filtration RBF (Trojan technologies, Salsnes Filter, SF1000) mesh size 90µm; UV disinfection 4 modules with 4 lamps each	Category 2b

6.9 Fäkalbürtige Mikroorganismen und Krankheitserreger

Beispielhaft sind in diesem Anhang die Originaldaten für Salmonellen angeführt. Zu allen anderen Mikroorganismen und Krankheitserregern liegen die Originaldaten bei den Projektpartnern der Medizinischen Universität Wien sowie der Karl Landsteiner Universität Krems auf und können bei Bedarf dort angefordert werden.

6.9.1 Bakterien – Salmonellen

Tabelle 60: Bakterien – Salmonellen.

pathogen	place of measur ement	Metho d used: cultiva tion PCR	No of samples tested (positive samples) (% positive)	unit /vol ume	concentrati on	statis tic descr iptor mean +/- SD	country/reg ion	reference
salmonella spp.	influent	cultiva tion	21	MP N/1 00 mL	266,7 +/- 475,4	mean	Spain	Howard, Evaluation of Microbiological and Physicochemical Indicators for Wastewater Treatment, 2004 (244)
salmonella spp.	effluent	cultiva tion	21	MP N/1 00 mL	45,0 +/- 120,6	mean	Spain	Howard, Evaluation of Microbiological and Physicochemical Indicators for Wastewater Treatment, 2004 (244)

pathogen	place of measurement	Method used: cultivation PCR	No of samples tested (positive samples) (% positive)	unit /volume	concentration	statistic descriptor mean +/- SD	country/region	reference
salmonella spp.	influent	cultivation		MP N/100 mL	(240-1200)	(range)	Finland/Helsinki	Koivunen, Elimination of enteric bacteria in biological- chemical wastewater treatment and tertiary filtration units, 2003 (693)
salmonella spp.	effluent	cultivation		MP N/100 mL	(3-23)	(range)	Finland/Helsinki	Koivunen, Elimination of enteric bacteria in biological- chemical wastewater treatment and tertiary filtration units, 2003 (693)
salmonella spp.	influent	cultivation		MP N/100 mL	(93 ->1100)	(range)	Finland/Turku	Koivunen, Elimination of enteric bacteria in biological- chemical wastewater treatment and tertiary filtration units, 2003 (693)
salmonella spp.	effluent	cultivation		MP N/100 mL	(<3-3,6)	(range)	Finland/Turku	Koivunen, Elimination of enteric bacteria in biological- chemical wastewater treatment and tertiary filtration units, 2003 (693)
salmonella spp.	influent	cultivation		MP N/100 mL	(110-11000)	(range)	Finland/Kuopio	Koivunen, Elimination of enteric bacteria in biological- chemical wastewater treatment and tertiary filtration units, 2003 (693)
salmonella spp.	effluent	cultivation		MP N/100 mL	(<3-240)	(range)	Finland/Kuopio	Koivunen, Elimination of enteric bacteria in biological- chemical wastewater treatment and tertiary filtration units, 2003 (693)
salmonella spp.	influent	cultivation		MP N/100 mL	(150-1100)	(range)	Finland/Espoo	Koivunen, Elimination of enteric bacteria in biological- chemical wastewater treatment and tertiary filtration units, 2003 (693)
salmonella spp.	influent			cells /100 L?	(2-41)	(range)	Finland, Espoo	Koivunen, Elimination of enteric bacteria in biological- chemical wastewater treatment and tertiary filtration units, 2003 (693)

pathogen	place of measurement	Method used: cultivation PCR	No of samples tested (positive samples) (% positive)	unit /volume	concentration	statistic descriptor mean +/- SD	country/region	reference
salmonella spp.	influent			cells /100 L?	500		South Africa	Feacham, Sanitation and Disease, Health Aspects of Excreta and Wastewater Management, 1983 (267)
salmonella spp.	influent			cells /100 L?	8000		USA, Baltimore	Feacham, Sanitation and Disease, Health Aspects of Excreta and Wastewater Management, 1983 (267)
salmonella spp.	influent			cells /100 L?	up to 2,3		USA, Houston	Feacham, Sanitation and Disease, Health Aspects of Excreta and Wastewater Management, 1983 (267)
salmonella spp.	influent			cells /100 L?	up to 7240		Finland	Feacham, Sanitation and Disease, Health Aspects of Excreta and Wastewater Management, 1983 (267)
salmonella spp.	influent			cells /100 L?	670		NW Engalnd	Feacham, Sanitation and Disease, Health Aspects of Excreta and Wastewater Management, 1983 (267)
salmonella spp.	influent	cultivation		MP N/100 mL	(9-15)	range	Holland	Feacham, Sanitation and Disease, Health Aspects of Excreta and Wastewater Management, 1983 (267)
salmonella spp.	sludge	cultivation		MP N/100 g	(140-1700)	(range)	Norway, Bekkelaget	Langeland, Salmonella spp. In the working environment of sewage tratment plants in Oslo, Norway, 1982, (1113)
salmonella spp.	influent	cultivation		MP N/100 mL	930		Norway, Bekkelaget	Langeland, Salmonella spp. In the working environment of sewage tratment plants in Oslo, Norway, 1982, (1113)
salmonella spp.	effluent	cultivation		MP N/100 mL	(7-9)	(range)	Norway, Festningen	Langeland, Salmonella spp. In the working environment of sewage tratment plants in Oslo, Norway, 1982, (1113)
salmonella spp.	sludge	cultivation		MP N/100 g	(1700-140000)	(range)	Norway, Festningen	Langeland, Salmonella spp. In the working environment of sewage tratment plants in Oslo, Norway, 1982, (1113)

pathogen	place of measurement	Method used: cultivation PCR	No of samples tested (positive samples) (% positive)	unit /volume	concentration	statistic descriptor mean +/- SD	country/region	reference
salmonella spp.	influent	cultivation		MP N/100 mL	(3-210)	(range)	Norway, Festningen	Langeland, Salmonella spp. In the working environment of sewage treatment plants in Oslo, Norway, 1982, (1113)
salmonella spp.	effluent	cultivation		MP N/100 mL	(4-7)	(range)	Norway, Skarpsno	Langeland, Salmonella spp. In the working environment of sewage treatment plants in Oslo, Norway, 1982, (1113)
salmonella spp.	sludge	cultivation		MP N/100 g	(23000-45000)	(range)	Norway, Skarpsno	Langeland, Salmonella spp. In the working environment of sewage treatment plants in Oslo, Norway, 1982, (1113)
salmonella spp.	influent	cultivation		salmonellas/L	(200 - >18000) 1300 141	(range) median coeff.	UK, Guildford	Yaziz, The Removal of Salmonellas in conventional Sewage Treatment Processes, 1979, (137)
salmonella spp.	effluent	cultivation		salmonellas/L	(0-17)	(range)	UK, Guildford	Yaziz, The Removal of Salmonellas in conventional Sewage Treatment Processes, 1979, (137)
salmonella spp.	influent	cultivation		salmonellas/L	(110-16000) 1700 128	(range) median coeff.	UK, Woking	Yaziz, The Removal of Salmonellas in conventional Sewage Treatment Processes, 1979, (137)

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Priorisierungskriterien, Gewichtungen und Häufigkeit, mit der ein Kriterium angewendet wurde.	16
Tabelle 2: Schematische Darstellung der Matrix für 27 Kategorien für Schadstoffe aus den relevanten Pfaden der Siedlungswasserwirtschaft mit den Bezeichnungen der Kategorien.	27
Tabelle 3: Kriterien zur Kategorisierung der Parameter Adsorbierbarkeit und Abbaubarkeit.	29
Tabelle 4: Hypothesen zu den dominanten Austragspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft für Stoffe in Abhängigkeit der Zuordnung zu Stoffkategorien (KA-Ablauf = Kläranlagenablauf, Mischwasserü. = Mischwasserüberlauf).	39
Tabelle 5: Literaturquellen, die für die Priorisierung von Parametern herangezogen wurden, Anzahl der Parameter aus der jeweiligen Quelle und mittlere Priorisierung der bewerteten Parameter, die aus der jeweiligen Studie entnommen wurden (mittlerer Priorisierungs-Score).	45
Tabelle 6: Räumliche Zuordnung der für die Priorisierung genutzten Informationen und mittlerer Score der betrachteten Parameter.	46
Tabelle 7: Humanrelevante fäkal ausgeschiedene Krankheitserreger.	49
Tabelle 8: Darstellung der in der Priorität höchst gereihten, fäkal ausgeschiedenen Krankheitserreger nach Gesundheitsrelevanz und Verfügbarkeit einer Methode zur Prüfung der Infektiosität, (1) = hohe Bewertung, (2) = moderate Bewertung.	50
Tabelle 9: Synthetische Nanopartikel in der Datenbank (vor Priorisierung).	60
Tabelle 10: Ergebnistabelle aus COST Action 1403 – NEREUS WG1-Deliverable D.1.2 für relevante ARB und ihre assoziierten ARGs.	62
Tabelle 11: Ergebnistabelle aus COST Action 1403 – NEREUS WG1-Deliverable D.1.2 für ARGs.	62
Tabelle 12: Zuordnung von 188 priorisierten Stoffen in die 27 Kategorien. Die Zahlen entsprechen der Anzahl der dieser Kategorie zugeordneten Stoffe.	65
Tabelle 13: Kategorisierung von Mikrokunststoffen aus primären und sekundären Quellen.	94
Tabelle 14: Zusammenstellung der Konzentrationsbereiche (Minimum- und Maximumwerte) der einbezogenen Mikroorganismen an den unterschiedlichen Stellen der Siedlungswasserwirtschaft.	148

Tabelle 15: Liste der aus den Ergebnissen von Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 ausgewählten Parameter, deren Hauptaustragspfad der Niederschlagswasserabfluss aus Trennsystemen ist.	159
Tabelle 16: Liste der aus den Ergebnissen von Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 ausgewählten Parameter, deren sekundärer Hauptaustragspfad der Regenwasserkanal aus Trennsystemen ist.	166
Tabelle 17: Kosten (€/m ³) von Regenbecken in Österreich im Zeitraum von 2000–2021 für jede Größenklasse (m ³).	171
Tabelle 18: Kosten für das Substrat und das Filtersystem (inkl. Qualitätskontrolle) , sowie das Verhältnis von Versickerungsfläche und Abflussfläche.	173
Tabelle 19: Liste der aus der Analyse der Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 ausgewählten Parameter, deren Verursacher der Mischwasserüberlauf in Mischwasserkanalisationen ist.	177
Tabelle 20: Liste der in Kapitel 3.3 und Anhang 6.3 ausgewählten Parameter, deren sekundärer Austragspfad der Mischwasserüberlauf ist.	181
Tabelle 21: Mischwasserüberlauf – UV-Bestrahlung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen und bakteriellen Referenz-Pathogenen (Tondera et al., 2015).	187
Tabelle 22: Mischwasserüberlauf – Ozonung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen und bakteriellen Referenz-Pathogenen (Tondera et al., 2015)..	187
Tabelle 23: Betrachtete Vertreter der Kategorien, für die der Kläranlagenablauf einer der dominanten Austragspfade bzw. der Hauptaustragspfad ist.	190
Tabelle 24: Mittlere Entfernung einzelner Parameter, für die der Kläranlagenablauf der dominante Austragspfad ist, mittels Ozonung.	193
Tabelle 25: Mittlere Entfernung einzelner Parameter durch die Aktivkohleadsorption...	196
Tabelle 26: Kläranlagenablauf – konventionelle Abwasserreinigung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen und einem viralen Referenzpathogen.	202
Tabelle 27: Kläranlagenablauf – Chlorung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen.	203
Tabelle 28: Kläranlagenablauf – UV-Bestrahlung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen.	204
Tabelle 29: Kläranlagenablauf – UV-Bestrahlung: erzielte log-Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen.	205
Tabelle 30: ARA Frauenkirchen, log Reduktionen von Fäkalindikator-Organismen durch Ozonung und GAC-Filter.	207

Tabelle 31: ARA Frauenkirchen, Konzentrationen an Oozysten von Cryptosporidien und Zysten von <i>Giardia</i> spp. vor und nach Behandlung mit Ozon bzw. einer zusätzlichen GAC Filtration.....	208
Tabelle 32: Rückhaltepotential unterschiedlicher Verfahren für ARB und ARGs (HyReKa, ANSWER).	210
Tabelle 33: Elimination der Wirkmechanismen in %. In Klammer ist die Anzahl n der Messwerte dargestellt.....	214
Tabelle 34: x-fache Überschreitung des EBT (Werte >1) bzw. Unterschreitung (Werte <1) im Ablauf unterschiedlicher Verfahrensschritte der weitergehenden Abwasserreinigung.	215
Tabelle 35: Spezifische Kennwerte und Betriebsmittelkosten für die Ozonung und die Aktivkohlebehandlung.....	216
Tabelle 36: Kosten für die Reduktion von ARB und ARGs.....	217
Tabelle 37: Zusammenfassung der typischen Konzentrationen von organischen Spurenstoffen in Klärschlamm, Klärschlammasche und P-Rezyklaten bezogen auf den Phosphorgehalt.	220
Tabelle 38: Konzentrationen von ausgewählten Mikroorganismen im Zuge der Klärschlammbehandlung, Auszug.	225
Tabelle 39: Ausgewählte Parameter für die weitergehenden Auswertungen, Zuordnung in Stoffgruppen sowie eindeutige Identifizierung durch CAS und EC Nummer..	289
Tabelle 40: Konzentrationen in Pfaden – Niederschlagswasser = Regenwasserkanal.	299
Tabelle 41: Konzentrationen in Pfaden – Mischwasserüberlauf.	302
Tabelle 42: Konzentrationen in Pfaden – Kläranlagenablauf.....	304
Tabelle 43: Konzentrationen in Pfaden – Klärschlamm.	308
Tabelle 44: Konzentrationen in Pfaden – Schmutzwasser.....	311
Tabelle 45: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln).....	314
Tabelle 46: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Trennkanal (Klosterneuburg).....	315
Tabelle 47: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln) – Teil 1.....	316
Tabelle 48: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Mischkanal (Tulln) – Teil 2.....	317

Tabelle 49: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Trennkanal (Klosterneuburg) – Teil 1.	318
Tabelle 50: Prozentuale Gegenüberstellung Anteile von Stoffen an den Eintrags- und Austragspfaden am Beispiel einer Region mit überwiegend Trennkanal (Klosterneuburg) – Teil 2.	319
Tabelle 51: Zuordnung der 188 priorisierten Stoffe zu den 27 Kategorien.	319
Tabelle 52: Methoden/Technische Anlagen zur Behandlung ausgewählter Parameter im Niederschlagswasserabfluss als Haupteintragspfad und deren Reduktionsraten $\geq 80\%$	325
Tabelle 53: Methoden und technische Maßnahmen zur Behandlung von ausgewählten Parametern im Regenwasserabfluss als sekundäre Emissionspfade sowie Reduktionsraten.	348
Tabelle 54: Methods/Technical plants to treat selected parameters with reduction $\geq 80\%$, for CSO as main discharge pathway.	360
Tabelle 55: Methods/Technical plants to treat selected parameters in CSO as secondary discharge pathways and reduction rates (all).	361
Tabelle 56: List of methods/technical plants to treat selected parameters in stormwater runoff as main discharge pathway and design details (all reduction rates included).	366
Tabelle 57: Methoden und technische Maßnahmen zur Behandlung von ausgewählten Parametern im Regenwasserabfluss als sekundäre Emissionspfade sowie Reduktionsraten.	383
Tabelle 58: List of methods/technical plants to treat selected parameters in CSO as main discharge pathway and design details (all reduction rates included).	384
Tabelle 59: Methoden und technische Maßnahmen zur Behandlung von ausgewählten Parametern im Mischwasserüberläufen sowie Designdetails.	387
Tabelle 60: Bakterien – Salmonellen.	389

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Einsatz von Biotests (CALUX) entlang des zellulären Toxizitätspfad.	23
Abbildung 2: Arbeitsausdruck der „Mind Map“ zur Festlegung benötigter Daten.	24
Abbildung 3: Darstellung der Beziehungen für die Parameterseite für die Erhebung und Auswertung der Kategorisierung und der Analyse der Haupteintragspfade in die Gewässer.....	25
Abbildung 4: Darstellung der Beziehungen für die Maßnahmensseite für die Erhebung und Auswertung der potenziellen Techniken und Verfahren.	26
Abbildung 5: Konzeptionelles Stoffflussmodel von Stoffeinträgen in die Siedlungswasserwirtschaft und der Austragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft.	34
Abbildung 6: Mittlere Jahreswasserbilanz des Einzugsgebietes der ARA Tulln (städtisches Gebiet mit überwiegend Mischkanalisation) bezogen auf EW.	36
Abbildung 7: Mittlere Jahreswasserbilanz des Einzugsgebietes der ARA Klosterneuburg (städtisches Gebiet mit überwiegend Trennkanalisation) bezogen auf EW.	37
Abbildung 8: Grafische Darstellung der Methodik anhand der Hauptaustragspfade, ausgewählter Parameter(gruppen)/Substanzen und ihrer potenzieller Behandlungsmethoden nach Stand der Technik und beispielhafte potenzielle weitergehende Verfahren.....	41
Abbildung 9: Darstellung der 50 Parameter mit der höchsten Gesamtbewertung sowie der Anzahl der zugrundeliegenden Studien.	47
Abbildung 10: SARS-Coronavirus-2 (SARS-CoV-2, Isolat SARS-CoV-2/Italy-INMI1). Elektronenmikroskopie, Negativkontrastierung (PTA). Maßstab: 100 nm. .	52
Abbildung 11: Norovirus Elektronenmikroskopie, Negativkontrastierung. Maßstab = 100 nm.	80
Abbildung 12: Enterovirus; Poliovirus, Vergrößerung 180.000-fach; Transmissionselektronenmikroskop, Negativkontrastierung.	82
Abbildung 13: Humanes Rotavirus (Rotaviren). Transmissions-Elektronenmikroskopie, Negativkontrastierung. Maßstab=100 nm.	84
Abbildung 14: Adenovirus Elektronenmikroskopie, Negativkontrastierung. Maßstab=200 nm.....	86
Abbildung 15: Elektronenmikroskopie von somatischen Coliphagen mit den Vertretern Myoviridae, Siphoviridae, Podoviridae, Microviridae. Balken=50 nm.	88
Abbildung 16: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit überwiegender Herkunft aus dem Schmutzwasser.....	103

Abbildung 17: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit überwiegender Herkunft aus dem Schmutzwasser.....	104
Abbildung 18: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit Herkunft aus dem Schmutzwasser und Niederschlagswasser.	105
Abbildung 19: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit Herkunft aus dem Schmutzwasser und Niederschlagswasser.	106
Abbildung 20: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit Herkunft überwiegend aus dem Niederschlagswasser.....	107
Abbildung 21: Hypothesentest für die Kategorien von Stoffen mit Herkunft überwiegend aus dem Niederschlagswasser.....	108
Abbildung 22: Mittlere Stoffbilanz für Diclofenac in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Mischkanalisation.	110
Abbildung 23: Mittlere Stoffbilanz für Cadmium in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Mischkanalisation.	110
Abbildung 24: Mittlere Stoffbilanz für Bisphenol A in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Trennkanalisation.	111
Abbildung 25: Mittlere Stoffbilanz für Benzo(a)pyren in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Mischkanalisation.	111
Abbildung 26: Konzentrationen an Salmonellen entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	115
Abbildung 27: Auftreten von Salmonellen entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	117
Abbildung 28: Konzentrationen an <i>Campylobacter</i> entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	120
Abbildung 29: Auftreten von <i>Campylobacter</i> entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	121
Abbildung 30: Konzentrationen an pathogenen <i>E. coli</i> entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	123
Abbildung 31: Auftreten von pathogenen <i>E. coli</i> entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	124
Abbildung 32: Konzentrationen an <i>E. coli</i> entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	126

Abbildung 33: Konzentrationen an Enterokokken entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	128
Abbildung 34: Konzentrationen an <i>Clostridium perfringens</i> entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	130
Abbildung 35: Konzentrationen an Noroviren entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	133
Abbildung 36: Auftreten von Noroviren entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	134
Abbildung 37: Konzentrationen an Enteroviren entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	135
Abbildung 38: Auftreten von Enteroviren entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	135
Abbildung 39: Konzentrationen an Rotaviren entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	136
Abbildung 40: Auftreten von Rotaviren entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	137
Abbildung 41: Konzentrationen an Adenoviren entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	138
Abbildung 42: Auftreten von Adenoviren entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	139
Abbildung 43: Konzentrationen an Coliphagen entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	140
Abbildung 44: Auftreten von Coliphagen entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	141
Abbildung 45: Konzentrationen an Cryptosporidien entlang des Abwasserpfades, quantitative Daten.....	143
Abbildung 46: Auftreten von Cryptosporidien entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	144
Abbildung 47: Konzentrationen an <i>Giardia</i> spp. entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	146
Abbildung 48: Auftreten von <i>Giardia</i> spp. entlang des Abwasserpfades, qualitative Daten.....	147
Abbildung 49: Konzentrationsbereiche der ausgewählten Mikroorganismen in Zulauf (Bild oben) und Ablauf (Bild unten) der Kläranlage.....	150
Abbildung 50: Konzentrationsbereiche der ausgewählten Mikroorganismen im Mischkanalüberlauf (Bild oben) und im Regenkanal (Bild unten).....	151
Abbildung 51: Konzentrationsbereiche der ausgewählten Mikroorganismen im Klärschlamm (roher Klärschlamm).	152

Abbildung 52: Anteil der in Laborversuchen untersuchten ENP, adsorbiert an die Schlammmatrix (Belebtschlamm) und im Kläranlagenablauf.	154
Abbildung 53: Schema der Ergebnisse für den Austragspfad Regenwasserkanal: eingeleitete Parameter, gefundene Behandlungsmethoden, Einstufung der Methoden.	161
Abbildung 54: Boxplot der Reduktionsraten, die für verschiedene Methoden gefunden wurden und für Parametergruppen dargestellt sind. Regenwasserabfluss als Hauptaustragspfad.	164
Abbildung 55: Boxplot der Reduktionsraten für verschiedene Methoden und für Parametergruppen. Regenwasserkanal als sekundärer Austragspfad.....	168
Abbildung 56: Boxplots mit Kosten (€/m ³) von Regenbecken in Österreich für den Zeitraum 2000–2021 für jede Größenklasse (m ³).	172
Abbildung 57: Schema der Ergebnisse für den Austragspfad Mischwasserüberlauf: eingeleitete Parameter, gefundene Behandlungsmethoden, Einstufung der Methoden.	179
Abbildung 58: Boxplots der Reduktionsraten der Methoden, die für Gruppen von Parametern im Hauptaustragspfad Mischwasserüberlauf gefunden wurden.	180
Abbildung 59: Boxplots der Reduktionsraten der Methoden, die für Gruppen von Parametern im sekundären Pfad Mischwasserüberlauf gefunden wurden.	184
Abbildung 60: Entfernung von Metoprolol und Benzotriazol in der Ozonung, sowie in der Kombination aus Ozonung und GAK-Filtration (=Multibarrierensystem)..	198
Abbildung 61: Kläranlagenabläufe – Reinigungsleistung von drei konventionellen Kläranlagen ARA Gols-Mönchhof (n=13), ARA Schützen (n=5) und ARA Podersdorf (n=25) im Hinblick auf die log Reduktionen an Fäkalindikator-Organismen.	201
Abbildung 62: Zusätzliche Reduktion der Fäkalindikator-Organismen durch eine UV-Bestrahlung des Kläranlagenablaufs der ARA Podersdorf (n=25).	205
Abbildung 63: links: Log-Reduktion für <i>E. coli</i> gesamt; rechts: für <i>E. coli</i> resistent gegenüber Trimethoprim (TMP) und Sulfamethoxazol (SMX) sowie für <i>E. coli</i> resistent gegenüber Ampicillin (AMP).	211
Abbildung 64: Untersuchte Antibiotikaresistenzgruppen und deren Auftreten an den einzelnen Probestellen bzw. bei unterschiedlichen Ozondosen.	212
Abbildung 65: Log-Reduktion für ARGs im Verlauf der Abwasserreinigung (konventionelle und weitergehende Abwasserreinigung).	213

Abbildung 66: Prozentuelle Entfernung unterschiedlicher Wirkmechanismen in der Ozonung und bei der Kombination von Ozonung und granulierter Aktivkohle.	215
Abbildung 67: Anteil der Entsorgungsart je Bundesland	219
Abbildung 68: Verbleib der Schwermetalle aus dem Zulauf der Kläranlage im Status Quo, sowie für die Szenarien einer Verbrennung des Klärschlammes aller Kläranlagen Österreichs mit einer Ausbaugröße von mehr als 20.000 EW und einer P-Rückgewinnung über die angegebenen Verfahren mit anschließender Verwertung in der Landwirtschaft.....	222
Abbildung 69: Klärschlammverwertungs- und -entsorgungskosten der Kläranlagen bezogen auf die Trockensubstanz (TS; n=185) gruppiert nach Verwertungs- bzw. Entsorgungsart.	223
Abbildung 70: Kosten von unterschiedlichen Szenarien der Phosphorrückgewinnung in Österreich in $\text{€}/(\text{E} \cdot \text{a})$ in Abhängigkeit des P-Nutzungsgrades mit Berücksichtigung von Erlösen aus Produkten der Rückgewinnung (links) und ohne entsprechender Erlöse (rechts).	224
Abbildung 71: Zugriff auf Postgrest mittels JWT Token.....	323
Abbildung 72: Web UI Kommunikation mit REST API durch Benutzung des userspezifischen JWT Tokens.	324
Abbildung 73: Export API.....	324
Abbildung 74: PgWEB Datenbank Zugriff.....	325

Abkürzungen

Abkürzung	Begriff
AB	Kläranlagenablauf
Abk.	Abkürzung
AdV	Adenovirus
AGES	Österreichische Agentur für Ernährungssicherheit
AMP	Ampicillin
anti-AR	Anti-androgene Wirkung (anti androgen receptor)
ARA	Abwasserreinigungsanlage
ARB	Antibiotikaresistente Bakterien
ARGs	Antibiotikaresistenzgene
Art.	Artikel
BAK-Filter	biologisch aktivierter granulierter Aktivkohlefilter
begeißelt	Mikroorganismen, die eine oder mehrere Geißel(n) haben
BEQ	bioanalytische Äquivalenzkonzentration
BG	Bestimmungsgrenze
BGBI.	Bundesgesetzblatt
CALUX	Chemical Activated LUciferase gene eXpression
CFU	Colony forming unit, Synonym KBE
COST	European cooperation in science and technology
CSO	Mischwasserüberlauf (combined sewer overflow)
DALY	Disability Adjusted Life Years, statistische Größe, um die Gesundheitsbelastung zu quantifizieren
DNA	Desoxyribonukleinsäure
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
EBT	effektbasierte Triggerwerte
EEQ	17 β -Estradioläquivalent
EHEC	Enterohämorrhagische E. coli
ENP	synthetische Nanopartikel (engineered nanoparticles)

Abkürzung	Begriff
ER	östrogene Wirkung (estrogen receptor)
EV	Enterovirus
Fäzes	Darmausscheidungen, Kot, Stuhl
FIO	Fäkalindikatororganismen
Flagellum	Synonym für Geißel
GAK-Filter	granulierte Aktivkohlefilter
GC	Genome Copies, Genomkopien; in der qPCR verwendeter Begriff, um die Anzahl der Mikroorganismen mit der Anzahl der vorhandenen Genome abzuschätzen
Geißel	fadenförmiger Fortsatz bei Mikroorganismen, der der Fortbewegung dient
Gram-negativ	ein bestimmter Zellwandtyp bei Bakterien, der mittels „Gram-Färbung“ bestimmt werden kann
Gram-positiv	ein bestimmter Zellwandtyp bei Bakterien, der mittels „Gram-Färbung“ bestimmt werden kann
GU	Genomic Unit Synonym GC
hAdV	Humanes Adenovirus
KA	Kläranlage
KBE	koloniebildende Einheit, auf einem festen Nährmedium durch Anzucht eines Bakteriums oder Pilzes entstehende Zellanhäufung (= Kolonie); dient zur Quantifizierung vermehrungsfähiger Bakterien und Pilze; Synonym CFU
Kommensale	lebt mit/im Wirtsorganismus ohne ihn zu schädigen
KS	Klärschlamm
LOD	Nachweisgrenze (limit of detection)
Log-Stufe	Zehnerpotenz
mikroaerophil	Mikroorganismen, die eine geringe Konzentration an Sauerstoff benötigen
MIX	gemischter Eintrag über Schmutz- und Niederschlagswasser
MPN	Most Probable Number; Verfahren zur Abschätzung der Anzahl von Mikroorganismen
MST	Microbial source tracking
NDMA	N-Nitrosodimethylamin
NoV	Norovirus
NP	Nanopartikel

Abkürzung	Begriff
O ₃	Ozon
OF	Oberflächenabfluss bzw. überwiegend Eintrag über Niederschlagswasser
ÖWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
PAK	Pulveraktivkohle
PAK/PAH	Polyaromatische Kohlenwasserstoffe / polyaromatic hydrocarbons
PCR	polymerase Kettenreaktion (polymerase chain reaction)
PFU	Plaque forming Unit; auf einer Schichte von Wirtszellen entstehende Löcher (Plaques), die durch ein Virus hervorgerufen werden; dient zur Quantifizierung infektiöser Viren in einer Probe
QMRA	Quantitative Mikrobielle Risikoabschätzung
qPCR	Quantitative PCR; PCR-Methode mit der DNA quantifiziert werden kann
RNA	Ribonukleinsäure
RT-qPCR	Reverse Transkriptase quantitative PCR; Methode zur Vervielfältigung und Quantifizierung von RNA
RV	Rotavirus
RW	Regenwasserkanal
Serovare/Serotypen	Subtypen von Bakterien, die serologisch, d. h. mittels Antikörpern unterschieden werden
SF	Sandfiltration
SMX	Sulfamethoxazol
STEC	Shigatoxin bildende E. coli syn. VTEC
SW	Schmutzwasser bzw. überwiegender Eintrag über Schmutzwasser
T90	Zeit für eine Reduktion um 90 %
TMP	Trimethoprim
UF	Ultrafiltration
UQN	Umweltqualitätsnorm
UV	ultraviolett für ultraviolettes Licht bzw. Strahlung
VTEC	Verotoxin bildende E. coli syn. STEC
WHO	World Health Organization
zoonotisch	von Tier zu Mensch

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft
Stubenring 1, 1010 Wien
bml.gv.at