

**Technische Hochschule Lübeck**

Labor für Siedlungswasserwirtschaft



in Kooperation mit:

**Universitätsklinikum Hamburg-Eppendorf (UKE)**



Universitätsklinikum  
Hamburg-Eppendorf

Institut für Medizinische Mikrobiologie, Virologie und Hygiene

Arbeitsbereich Krankenhaushygiene

**Limbach Analytics GmbH**

Chemisches Laboratorium Lübeck (CLL)



*Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft,  
Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein*

## **Spurenstoffe und Multiresistente Bakterien in den Entwässerungssystemen Schleswig-Holsteins**

Ableitung von Kennwerten zur Quantifizierung der Herkunft,  
der Ausbreitung und des Rückhaltes

**Abschlussbericht**

November 2019



**Projektbericht erarbeitet von:**

Kai Wellbrock<sup>1,\*</sup>, Johannes K.-M. Knobloch<sup>2</sup>, Malika Heim<sup>1</sup>, Matthias Grottker<sup>1</sup>

**Unter Mitarbeit von:**

Volker Brockmann<sup>3</sup>, Christine Lindner<sup>3</sup>, Frank Blöcker<sup>1</sup>, Sebastian Schlauß<sup>1</sup>, Crista Villatoro<sup>1</sup>

**Beauftragt vom:**

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein

<sup>1</sup> Technische Hochschule Lübeck, Fachbereich Bauwesen, Labor für Siedlungswasserwirtschaft, Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck

<sup>2</sup> Universitätsklinikum Hamburg-Eppendorf (UKE), Institut für Medizinische Mikrobiologie, Virologie und Hygiene, Arbeitsbereich Krankenhaushygiene, Martinistraße 52, 20246 Hamburg

<sup>3</sup> Limbach Analytics GmbH, Chemisches Laboratorium Lübeck, Hochofenstraße 23-25, 23569 Lübeck

\* korrespondierender Autor: kai.wellbrock@th-luebeck.de

**Vorgeschlagene Zitierweise:**

Wellbrock, K.; Knobloch, J. K.-M.; Heim, M.; Grottker, M. (2019): Spurenstoffe und Multiresistente Bakterien in den Entwässerungssystemen Schleswig-Holsteins - Ableitung von Kennwerten zur Quantifizierung der Herkunft, der Ausbreitung und des Rückhaltes. Abschlussbericht eines Forschungsvorhabens, gerichtet an das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Lübeck/Kiel, 2019.



## Kurzzusammenfassung

Das Ziel der vorliegenden Studie ist die Ableitung von Kennwerten, die die Prognose von Spurenstoff-Frachten im urbanen Wasserkreislauf ermöglichen. Hierzu zählen insbesondere spezifische Zu- und Abflafrachten. Darüber hinaus wird die Belastung des Rohabwassers sowie die spezifische Eliminationsleistung einzelner Verfahrensstufen bestimmt. Berücksichtigung finden Kläranlagen, wie sie derzeit typisch für Schleswig-Holstein sind. Diese Kläranlagen sind dem Stand der Technik entsprechend für eine Nährstoffelimination (C, N, P) mit einer Belebungsstufe und ggf. weitergehender biologischer oder physikalischer Stufen (z. B. Tropfkörper, Filtration) ausgestattet. Nicht untersucht wurden Verfahrensstufen, die als sog. Vierte Reinigungsstufe (z. B. Ozonung, Aktivkohlefiltration) dem gezielten Rückhalt von Spurenstoffen dienen. Die Untersuchung ergänzt zahlreiche vorherige deutsche und internationale Studien um eine schleswig-holsteinische Perspektive. Insgesamt werden 50 Spurenstoffe berücksichtigt, die aus verschiedene Quellen stammen (Schwermetalle, Arzneistoffe, Pflanzenschutzmittel, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe [PAK] sowie weitere Industrie- und Haushaltschemikalien). Die in dieser Studie berücksichtigten Stoffe orientieren sich an zuvor in Schleswig-Holstein in Kläranlagenabläufen und in Oberflächengewässern nachgewiesenen Substanzen.

Die Studie berücksichtigt hierbei gemeinsam das Vorkommen von Spurenstoffen und multiresistenten Keimen in einem integrierten Messprogramm. Die Abwasserproben wurden quantitativ auf 3. Generations Cephalosporin resistente *E. coli* (3GCREC) als Markerorganismus untersucht. Repräsentative Isolate der isolierten 3GCREC wurden mittels Gesamtgenomsequenzierung weitergehend charakterisiert. Diese Methode erlaubt auch die Identifikation von 4-fach multiresistenten Gram-negativen Erregern (4MRGN), die auch resistent gegenüber den als Reserveantibiotika geltenden Carbapenemen sind. Insbesondere als 4MRGN klassifizierte Erreger stellen eine besondere Herausforderung in der Medizin dar.

Anhand von zwei separaten Messkampagnen wurden unterschiedliche Aspekte in den Fokus genommen. In einem Intensiv-Messprogramm wurden im Besonderen einzelne Verfahrensstufen sowie deren Eliminationsleistung untersucht. Dieses Messprogramm dient zur verfahrensspezifischen Beurteilung des Spurenstoffrückhalts und für eine Massenbilanzierung, die die Identifikation relevanter Senken erlaubt. In einem anschließenden Routine-Messprogramm wurde auf Basis monatlicher 7-Tages-Mischproben des Rohabwassers und des Kläranlagenablaufs die saisonale Varianz der Zulaufkraft und der Eliminationsleistung untersucht.

Hinsichtlich des Rückhaltes von Spurenstoffen erweisen sich in den untersuchten Kläranlagen der biologische Abbau und die Sorption als relevante Mechanismen. Weitere abiotische Prozesse (Hydrolyse, Photolyse) oder Strippung kommen bei diesen Verfahren nur im Einzelfall zum Tragen und sind meist nicht relevant. Anhand bekannter Stoffkennwerte (Sorptionkoeffizient  $k_d$  und Biodegradationskonstante  $k_{bio}$ ) können Spurenstoffe in Gruppen eingeteilt werden. Diese Stoffgruppen fassen Einzelstoffe mit ähnlichen Eigenschaften bezüglich der vorgenannten Mechanismen zusammen. Sie erlauben somit bei Kenntnis der Stoffeigenschaften auch die Prognose des Verhaltens von Stoffen, die nicht in dieser Studie berücksichtigt wurden.

Die Ergebnisse zeigen, dass gut biologisch abbaubare Stoffe (z. B. einige Arzneistoffe) und sorptionsaffine Stoffe (v. A. Schwermetalle und PAK) in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung gut zurückgehalten werden können. Als relevante Verfahrensstufe ist hierbei die Belebungsstufe anzusehen, in der einerseits der größte Anteil des biologischen Abbaus stattfindet. Für sorptionsaffine Stoffe stellt der aus der Nachklärung abgezogene Überschussschlamm die relevante Senke dar. Diese Stoffe akkumulieren sich nach der Schlammbehandlung im Klärschlamm. Im Rahmen üblicher und in der Praxis umsetzbarer Betriebsparameter (Schlammalter, Schlammbelastung, Trockensubstanzgehalt) kann nur ein marginal verbesserter Spurenstoffrückhalt in der Belebungsstufe erfolgen.

Stoffe, die nicht sorptionsaffin sind und die nicht oder nur mäßig biologisch abbaubar sind, werden nicht oder nicht vollständig in der konventionellen biologischen Abwasserreinigung zurückgehalten. Zu diesen Stoffgruppen zählen aufgrund der erforderlichen Stoffeigenschaften u. a. viele Arzneistoffe und Pflanzenschutzmittel. Zudem ist zu vermuten, dass weitere als Industrie- oder Haushaltschemikalien eingesetzte Substanzen nicht vollständig zurückgehalten werden.

Es zeigt sich, dass bei der konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung eine deutliche Reduzierung der multiresistenten Keime im Wasserpfad (2,46 bis 4,31 log-Stufen) erfolgt. Dieses ist in erster Linie auf den Rückhalt suspendierter Stoffe v. A. in der Nachklärung zurückzuführen, da die Keime i. d. R. feststoffgebunden sind. Dennoch verbleiben im Kläranlagenablauf im Mittel rund  $10^3$  3GCREC Erreger pro Liter. Durch eine UV-Desinfektion lässt sich die Anzahl deutlich reduzieren. Als relevante Senke für Keime ist hingegen der Klärschlamm anzusprechen, der im Rahmen dieser Studie nicht auf das Vorhandensein von multiresistenten Keimen untersucht werden konnte.

Vorliegende Studie umfasst nicht die Beurteilung einer ökotoxikologischen Bewertung bezüglich der in die Gewässer eingetragenen Stofffrachten. Kommt eine entsprechende Betrachtung zu dem Ergebnis, dass einzelne Stoffe der nicht vollständig zurückgehaltenen Stoffgruppen ein ökotoxikologisches Risiko darstellen, ist zwangsläufig die Implementierung einer weiteren Verfahrensstufe erforderlich. Die Betrachtung dieser sog. Vierten Reinigungsstufe ist ebenfalls nicht Gegenstand dieser Studie.

## Abstract

The aim of the present study was to derive parameters that enable the prediction of micropollutants in the urban water cycle. In addition, micropollutant's load in raw sewage and the specific elimination performance of individual process stages were determined. Consideration was given to sewage treatment plants that are currently typical for Schleswig-Holstein. According to the state of the art, these sewage treatment plants are equipped with an activated sludge tank and possibly further biological or physical stages (e. g. trickling filter, filtration) for an enhanced nutrient removal (C, N, P). Process steps which serve for the targeted elimination of micropollutants have not been investigated. This study is based on a series of previous international and German studies and supplements those by a specific perspective from Schleswig-Holstein. A total of 50 pollutants were taken into account, suggesting various sources (heavy metals, pharmaceuticals, pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons [PAH] and other chemicals used in industry or households). The substances considered in this study are based on substances previously detected in Schleswig-Holstein in the effluent of wastewater treatment plants and in surface waters.

The study considered the occurrence of pollutants and multi-resistant germs together in an integrated measurement program. The wastewater samples were quantitatively investigated for 3<sup>rd</sup> generation cephalosporin-resistant *E. coli* (3GCREC) as a marker organism. Representative isolates of the isolated 3GCREC were further characterized by total genome sequencing.

Two separate measurement campaigns focused on different aspects. In an intensive measuring program, in particular, individual procedural steps and their elimination performance were examined. This measurement program is therefore used for the process-specific assessment of micropollutant's removal and for setting up a mass balance, which allows the identification of relevant sinks. In a subsequent routine measurement program, the seasonal variance of the infeed load and the elimination performance was examined on the basis of 7-day monthly mixed samples of the raw sewage and the wastewater treatment process.

With regard to the removal of micropollutants, biodegradation and sorption prove to be the most relevant mechanisms during mechanical-biological wastewater treatment. Further abiotic processes (hydrolysis, photolysis) or stripping are only taking place for individual substances in these processes and are usually neglectable. On the basis of well-known substance characteristics (sorption coefficient  $k_d$  and biodegradation constant  $k_{bio}$ ) micropollutants can be classified into groups. These groups of substances group together individual substances with similar properties with regard to the aforementioned mechanisms. With knowledge of the properties of the substance, they also allow predicting the behaviour of substances that were not considered in this study.

The results show that well biodegradable substances (some pharmaceuticals) and sorptive substances (especially heavy metals and PAHs) can be well retained in the mechanical-biological wastewater treatment. In this case, the relevant stage of the process is the activated sludge tank in which, on the one hand, the largest proportion of biodegradation takes place. For sorption-affine substances, the surplus sludge extracted from the secondary clarifier provides the relevant sink. These substances accumulate in the sewage sludge after sludge treatment. In the context of common and practicable operating parameters (sludge age, sludge load, dry matter content), only marginally improved removal of micropollutants in the activated sludge system can occur.

Substances which do not tend to sorption and which are not or only moderately biodegradable are not or not completely retained in conventional biological wastewater treatment. These groups of substances include, for instance, many pharmaceuticals and pesticides. In addition, it can be assumed that other substances used as industrial or household chemicals are not completely removed.



It turns out that in the conventional mechanical-biological wastewater treatment, a significant reduction of multi-resistant bacteria in the water path (log 2.46 to 4.31) takes place. This is primarily due to the retention of suspended substances mainly in the final clarifier, since the germs usually are bound to solids. Nevertheless, an average of around  $10^3$  3GCREC pathogens per litre remain in the sewage treatment plant's effluent. The number can be significantly reduced by UV disinfection. As a relevant sink for germs, however, the sewage sludge is addressed, which could not be examined in the context of this study.

The present study does not include the assessment of an ecotoxicological assessment of the substance loads emitted to surface waters. If a corresponding consideration comes to the conclusion that individual substances of the not completely retained substance groups represent an ecotoxicological risk, the implementation of a further process step is inevitably necessary. The consideration of this so-called fourth purification stage is not the subject of this study.



## Inhaltsverzeichnis

<b>KURZZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>VI</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>VIII</b>
<b>INHALTSVERZEICHNIS .....</b>	<b>XI</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>XVI</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>XX</b>
<b>ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....</b>	<b>XXIV</b>

### TEIL I - EINFÜHRUNG

<b>1 VERANLASSUNG UND ZIELE .....</b>	<b>1</b>
1.1 Vorwort.....	1
1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen .....	2
1.3 Ziel der Studie .....	4
<b>2 STAND DES WISSENS.....</b>	<b>7</b>
2.1 Vorherige Projekte in Deutschland mit Fokus auf Spurenstoffe und Antibiotika-Resistenzen im Wasserkreislauf.....	8
2.1.1 Die RiSKWa-Förderlinie des BMBF .....	8
2.1.2 Weitere Projekte .....	10
2.1.3 Bisherige Untersuchungen in Schleswig-Holstein .....	11
2.1.4 Bundesweiter Ansatz: Die Mikroschadstoffstrategie.....	13
2.2 Zum Rückhalt von Spurenstoffen.....	14
2.2.1 Biologischer Abbau .....	14
2.2.2 Sorption .....	16
2.2.3 Verflüchtigung/ Strippung.....	17
2.2.4 Abiotischer Abbau .....	18
2.2.5 Referenzwerte.....	19
2.2.6 Technische Verfahren zum gezielten Rückhalt von Spurenstoffen .....	20
2.2.7 Stoffkennwerte .....	21
2.3 Zum Rückhalt von Keimen in Kläranlagen.....	21
2.3.1 Vorkommen im Abwasser und Elimination während der konventionellen Abwasserreinigung.....	21
2.3.2 Technische Verfahren zum gezielten Rückhalt von Keimen.....	23
2.4 Wechselwirkungen zwischen Spurenstoffen und Antibiotikaresistenzen .....	24

**TEIL II – MATERIAL UND METHODEN**

<b>3</b>	<b>METHODEN.....</b>	<b>27</b>
3.1	Intensiv-und Sonder-Messprogramm.....	28
3.1.1	Probenahme und -transport.....	28
3.1.2	Probenbezeichnung .....	30
3.2	Routine-Messprogramm.....	30
3.2.1	Probennahme und -transport.....	30
3.2.2	Probenbezeichnung .....	31
3.3	Bestimmung von Begleitparametern .....	31
3.4	Bestimmung von Spurenstoff-Konzentrationen.....	32
3.4.1	Methoden zur Bestimmung von Spurenstoffen.....	35
3.4.2	Analytische Probleme bei der Analyse von Abwasser.....	36
3.5	Bestimmung multiresistenter Bakterien .....	38
3.6	Erfassung des Betriebszustandes und Ableitung abwassertechnischer Parameter..	40
3.7	Datenaufbereitung und statistische Auswertung.....	41
3.7.1	Substitution von Analyseergebnissen unterhalb der Bestimmungsgrenze.....	42
3.7.2	Statistische Auswertung.....	42
<b>4</b>	<b>UNTERSUCHTE KLÄRANLAGEN .....</b>	<b>43</b>
4.1	Kenndaten.....	44
4.2	Zusammenstellung verfahrenstechnischer Basisdaten.....	45
4.3	Kurzbeschreibung der einzelnen Kläranlagen .....	45
4.3.1	KA Ahrensburg.....	45
4.3.2	KA Bad Segeberg .....	47
4.3.3	KA Cismar .....	48
4.3.4	KA Flensburg.....	49
4.3.5	KA Kropp .....	50
4.3.6	KA Ratzeburg.....	50
4.3.7	KA Rendsburg.....	51
4.3.8	KA Süderbrarup.....	52

**TEIL III – ERGEBNISSE UND DISKUSSION ZUM SPURENSTOFFRÜCKHALT**

<b>5</b>	<b>STOFFSPEZIFISCHE BETRACHTUNG .....</b>	<b>55</b>
5.1	Einteilung in Stoffgruppen.....	55
5.2	Schwermetalle.....	58
5.2.1	Stoffeigenschaften und Eintragspfade.....	58
5.2.2	Eliminationsmechanismen.....	60
5.2.3	Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse .....	60
5.2.4	Bewertung der Ergebnisse.....	64

5.3	Arzneistoffe.....	66
5.3.1	Carbamazepin.....	66
5.3.2	Ciprofloxacin.....	68
5.3.3	Coffein.....	69
5.3.4	Diclofenac.....	71
5.3.5	Gabapentin.....	72
5.3.6	Ibuprofen.....	74
5.3.7	Iopamidol.....	75
5.3.8	Metformin.....	77
5.3.9	Metoprolol.....	78
5.3.10	Oxytetracyclin.....	80
5.3.11	Sulfamethoxazol.....	81
5.3.12	Trimethoprim.....	83
5.3.13	Bewertung der Ergebnisse.....	84
5.4	Pflanzenschutzmittel.....	86
5.4.1	Aclonifen.....	86
5.4.2	Bifenox.....	87
5.4.3	Cybutryn.....	88
5.4.4	Cypermethrin.....	89
5.4.5	Dichlorvos.....	91
5.4.6	Dicofol.....	92
5.4.7	Diuron.....	93
5.4.8	Glyphosat.....	94
5.4.9	Imidaclopid.....	96
5.4.10	Isoproturon.....	98
5.4.11	Quinoxyfen.....	99
5.4.12	Terbutylazin.....	100
5.4.13	Terbutryn.....	101
5.4.14	Triclosan.....	103
5.4.15	Bewertung der Ergebnisse.....	104
5.5	PAKs.....	108
5.5.1	Stoffeigenschaften und Eintragspfade.....	108
5.5.2	Eliminationsmechanismen.....	110
5.5.3	Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse.....	111
5.5.4	Bewertung der Ergebnisse.....	127
5.6	Sonstige.....	131
5.6.1	Acesulfam-K.....	131
5.6.2	Benzotriazol.....	132
5.6.3	Bisphenol A.....	134

5.6.4	PFOS.....	137
5.6.5	Bewertung der Ergebnisse.....	138
<b>6</b>	<b>VERFAHRENSSPEZIFISCHE ELIMINATION VON SPURENSTOFFEN .....</b>	<b>141</b>
6.1	Biologische Behandlungsstufen.....	141
6.1.1	Belebtschlammanlagen.....	141
6.1.2	Tropfkörper.....	149
6.1.3	Festbettreaktoren.....	152
6.2	Physikalische Behandlungsstufen.....	155
6.2.1	Mechanische Reinigung.....	155
6.2.2	Filtration.....	158
6.3	UV-Desinfektion.....	161
6.4	Schönungsteiche.....	164
6.5	Eliminationsleistung gesamter Kläranlagen.....	167
6.6	Abgleich mit Ergebnissen aus dem Bundesmonitoring.....	172
<b>7</b>	<b>MASSENBIANZIERUNG DER SPURENSTOFFE.....</b>	<b>179</b>
7.1	Allgemeines.....	179
7.2	Gesamt-Bilanzierung KA Ratzeburg.....	180
7.2.1	Nicht sorptive und nicht abbaubare Stoffe (Stoffgruppe I).....	181
7.2.2	Sorptive, nicht abbaubare Stoffe (Stoffgruppe II).....	181
7.2.3	Nicht-sorptive, mäßig abbaubare Stoffe (Stoffgruppe III).....	182
7.2.4	Sorptive, mäßig abbaubare Stoffe (Stoffgruppe IV).....	183
7.2.5	Biologisch gut abbaubare Stoffe (Stoffgruppe V).....	183
7.2.6	Zusammenstellung der Ergebnisse.....	184
7.3	Vergleich von Teilsystemen.....	185
7.3.1	Mechanische Vorreinigung (Rechen und Sandfang).....	185
7.3.2	Grobentschlammung/ Vorklärung.....	188
7.3.3	Belebtschlammanlagen.....	191
7.3.4	Schlammbehandlung.....	193
7.4	Zusammenfassung der Massenbilanzierung.....	195
<b>8</b>	<b>SAISONALER EINFLUSS AUF EMITTIERTE STOFFFRACHTEN .....</b>	<b>197</b>
8.1	Saisonale Variation der Zulaufbelastung.....	197
8.1.1	Schwermetalle.....	197
8.1.2	Arzneistoffe.....	198
8.1.3	Pflanzenschutzmittel.....	204
8.1.4	PAKs.....	207
8.1.5	Sonstige.....	209
8.2	Saisonaler Einfluss auf den Rückhalt von Spurenstoffen.....	211
8.2.1	Sorptive, nicht abbaubare Stoffe (Stoffgruppe II).....	211
8.2.2	Biologisch mäßig abbaubare und sorptive Stoffe (Stoffgruppe IV).....	213

8.2.3	Biologisch abbaubare, nicht sorptive Stoffe (Stoffgruppe III).....	214
8.3	Saisonale Variation der emittierten Stofffrachten.....	219
8.3.1	Ablauf.....	219
8.3.2	Klärschlamm.....	220
8.4	Einfluss von Niederschlagsereignissen.....	221
8.4.1	Daten des Routine-Messprogramms.....	221
8.4.2	Daten des Intensiv-Messprogramms.....	223
<b>9</b>	<b>ABLEITUNG VON ZULAUF- UND EMISSIONSFRACHTEN.....</b>	<b>229</b>

## **TEIL IV – ELIMINATION UND DIVERSITÄT VON 3GCREC**

<b>10</b>	<b>ERGEBNISSE .....</b>	<b>233</b>
<b>11</b>	<b>DISKUSSION.....</b>	<b>243</b>

## **TEIL V – ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN**

<b>12</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>247</b>
<b>13</b>	<b>EMPFEHLUNGEN UND AUSBLICK.....</b>	<b>255</b>
13.1	Risikoanalyse.....	255
13.2	Empfehlungen für den Gewässerschutz hinsichtlich des Rückhaltes von Spurenstoffen .....	257

## **TEIL VI - ANHANG**

Literaturverzeichnis	263
Anhang 1 – Stoffkennwerte und Eliminationsmechanismen	285
Anhang 2 – Auswertung der Daten aus der Eigenüberwachung	289
Anhang 3 – Fließschemata	303
Anhang 4 – Zusammenstellung der Probenahmepunkte	313
Anhang 5 – Basisdaten	319
Anhang 6 - Niederschläge und Abflüsse	323
Anhang 7 –Ergebnisse aus dem Intensiv- und Sonder-Messprogramm	327
Anhang 8 – Ergebnisse der Massenbilanzierung von Spurenstoffen	363
Anhang 9 – Verfahrensspezifische Eliminationsraten von Spurenstoffen	411
Anhang 10 –Ergebnisse aus dem Routine-Messprogramm	421
Anhang 11 – Saisonale Eliminationsraten	447
Anhang 12 - Konzentrationen und Reduktionsfaktoren von Multiresistenten Erregern	453
Projektbeteiligte	476

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Hauptmechanismen für die Entfernung von Spurenstoffen aus Abwasser in konventionellen Belebungsanlagen am Beispiel von Moschus-Galaxolid.....	15
Abbildung 2: Darstellung der zeitlichen Auflösung der durchgeführten Messprogramme.....	27
Abbildung 3: Arbeitsablauf und Probenhandling für das Intensiv- und Sonder-Messprogramm .....	29
Abbildung 4: Arbeitsablauf und Probenhandling für das Routine-Messprogramm. ....	31
Abbildung 5: Schematische Darstellung der reversiblen Adsorption, die rechnerisch zu einer negativen Eliminationsrate führen kann (modifiziert und ergänzt nach Margot 2015 ).....	37
Abbildung 6: Schematische Darstellung der Datenauswertung und statistischer Analyse. ....	41
Abbildung 7: Topografische Karte von Schleswig-Holstein mit Eintragung der untersuchten Kläranlagen.....	43
Abbildung 8: Struktur der untersuchten PAK <sub>16</sub> (aus Lundstedt 2003).....	108
Abbildung 9: Abhängigkeit des im Klärschlamm gebundenen Anteils der PAK vom Oktanol-Wasser-Verteilungsgleichgewicht $\log K_{OW}$ und der Wasserlöslichkeit basierend auf Daten des Routine-Messprogramms (Medianwerte über alle Kläranlagen). ....	129
Abbildung 10: Eliminationsraten ausgewählter Spurenstoffe in der Belebungsstufe in Abhängigkeit von Schlammalter, Trockensubstanzgehalt und Schlammbelastung .....	144
Abbildung 11: Leistung von Belebungsanlagen bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen.....	146
Abbildung 12: Gegenüberstellung der Zu- und Abflurruchten $[mg/(EW*d)]$ der untersuchten Belebungsstufen. ....	148
Abbildung 13: Leistung von Tropfkörpern bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen. ....	150
Abbildung 14: Gegenüberstellung der Zu- und Abflurruchten $[mg/(EW*d)]$ der untersuchten Tropfkörper.....	151
Abbildung 15: Leistung von Festbettreaktoren bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen. ....	153
Abbildung 16: Gegenüberstellung der Zu- und Abflurruchten $[mg/(EW*d)]$ der untersuchten Festbettreaktoren. ....	154
Abbildung 17: Leistung der mechanischen Reinigung bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen. ....	156
Abbildung 18: Gegenüberstellung der Zu- und Abflurruchten $[mg/(EW*d)]$ der mechanischen Reinigungsstufen. ....	157
Abbildung 19: Leistung von Filtrationsstufen bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen. ....	159
Abbildung 20: Gegenüberstellung der Zu- und Abflurruchten $[mg/(EW*d)]$ der untersuchten Filtrationsstufen. ....	160
Abbildung 21: Leistung einer UV-Behandlung bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen. ....	162
Abbildung 22: Gegenüberstellung der Zu- und Abflurruchten $[mg/(EW*d)]$ der untersuchten UV-Behandlungsstufen. ....	163
Abbildung 23: Leistung von Schönungsteichen bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen. ....	165
Abbildung 24: Gegenüberstellung der Zu- und Abflurruchten $[mg/(EW*d)]$ der untersuchten Schönungsteiche.....	166
Abbildung 25: Zusammenhang zwischen den Gesamt-Eliminationsraten von Metoprolol und CSB basierend auf Daten des Routine-Messprogramms.....	167
Abbildung 26: Zusammenhang zwischen den Gesamt-Eliminationsraten von Metoprolol und Sulfamethoxazol basierend auf Daten des Routine-Messprogramms. ....	168



Abbildung 27: Zusammenhang zwischen den Gesamt-Eliminationsraten von Benzotriazol und Trimethoprim basierend auf Daten des Routine-Messprogramms.....	168
Abbildung 28: Gegenüberstellung der Zu- und Abauffrachten [mg/(EW*d)] der untersuchten Kläranlagen.....	170
Abbildung 29: Gegenüberstellung der Frachten und Eliminationsraten im Verlauf der Abwasserreinigung.....	171
Abbildung 30: Gegenüberstellung der Ablaufkonzentrationen der KA Hetlingen unterschieden nach Trocken- und Regenwetter.....	173
Abbildung 31: Gegenüberstellung der Zulaufkonzentrationen (Medianwerte) für die Daten dieser Studie und des Bundesmonitorings (Eutin).....	173
Abbildung 32: Gegenüberstellung der Ablaufkonzentrationen (Medianwerte) für die Daten dieser Studie und des Bundesmonitorings.....	175
Abbildung 33: Gegenüberstellung der Eliminationsraten (Medianwerte) für die Daten dieser Studie und des Bundesmonitorings (Eutin). ....	176
Abbildung 34: Abgleich der verfahrensspezifisch modellierten und gemessenen Ablaufkonzentrationen für die Kläranlage Eutin.....	177
Abbildung 35: Abgleich modellierter und gemessener Ablaufkonzentrationen auf Basis ganzjährig gemittelter Gesamt-Eliminationsraten.....	177
Abbildung 36: Abgleich modellierter und gemessener Ablaufkonzentrationen auf Basis ganzjährig Gesamt-Eliminationsraten für einzelne Kläranlagen. ....	178
Abbildung 37: Massenbilanz für die Stoffgruppe I (hier: Carbamazepin) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.....	181
Abbildung 38: Massenbilanz für die Stoffgruppe II (hier: Blei) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.....	182
Abbildung 39: Massenbilanz für die Stoffgruppe III (hier: Gabapentin) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.....	182
Abbildung 40: Massenbilanz für die Stoffgruppe IV (hier: Flouren) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.....	183
Abbildung 41: Massenbilanz für die Stoffgruppe V (hier: Metformin) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.....	184
Abbildung 42: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RA-1a (mechanische Vorreinigung).....	186
Abbildung 43: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem AB-1 (mechanische Vorreinigung).....	186
Abbildung 44: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RA-1b (Vorklärung).....	189
Abbildung 45: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RD-1 (Vorklärung).....	189
Abbildung 46: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RA-II (Belebungsbecken).....	191
Abbildung 47: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem BS-I (Belebungsbecken).....	191
Abbildung 48: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RA-III (Schlammbehandlung).....	193
Abbildung 49: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RD-II (Schlammbehandlung).....	193
Abbildung 50: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Schwermetall Nickel.....	197
Abbildung 51: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Schwermetall Blei.....	198

Abbildung 52: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antibiotikum Sulfamethoxazol. ....	199
Abbildung 53: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antibiotikum Trimethoprim. ....	199
Abbildung 54: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antibiotikum Ciprofloxacin. ....	200
Abbildung 55: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antirheumatikum Ibuprofen. ....	200
Abbildung 56: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antirheumatikum Diclofenac. ....	201
Abbildung 57: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Stimulans Coffein. ....	201
Abbildung 58: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antidiabetikum Metformin. ....	202
Abbildung 59: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Betablockers Metoprolol. ....	203
Abbildung 60: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antiepileptikum Carbamazepin. ....	203
Abbildung 61: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antikonvulsivum Gabapentin. ....	204
Abbildung 62: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Breitbandherbizid Glyphosat. ....	205
Abbildung 63: Zusammenstellung der festgestellten Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln im Zulauf zu den im Routine-Messprogramm untersuchten Kläranlagen. ....	206
Abbildung 64: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Desinfektionsmittel Triclosan. ....	207
Abbildung 65: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) für die Summe der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe ( $\Sigma$ PAK <sub>16</sub> ). ....	207
Abbildung 66: Monatliche Frachten der einzelnen PAK im Kläranlagenzulauf (exemplarisch für Bad Segeberg). ....	208
Abbildung 67: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) des Komplexbildners Benzotriazol. ....	209
Abbildung 68: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) des Weichmachers Bisphenol A. ....	210
Abbildung 69: Saisonaler Verlauf der Trockensubstanzgehalte in der Belebung. ....	211
Abbildung 70: Saisonale Eliminationsraten (A) und einwohnerspezifische Frachten im Klärschlamm (B) von Nickel (Stoffgruppe II). ....	212
Abbildung 71: Saisonale Eliminationsraten (A) und einwohnerspezifische Frachten im Klärschlamm (B) von Triclosan (Stoffgruppe II). ....	213
Abbildung 72: Saisonale Eliminationsraten von Acenaphthylen (Stoffgruppe IV). ....	214
Abbildung 73: Saisonale Eliminationsraten des Antibiotikums Sulfamethoxazol. ....	215
Abbildung 74: Saisonale Eliminationsraten des CSB. ....	215
Abbildung 75: Zusammenhang zwischen den Gesamt-Eliminationsraten von Sulfamethoxazol und CSB basierend auf Daten des Routine-Messprogramms. ....	216
Abbildung 76: Saisonale Eliminationsraten (A) und einwohnerspezifische Frachten im Klärschlamm (B) des Antirheumatikums Diclofenac. ....	217
Abbildung 77: Saisonale Eliminationsraten (durchgezogene Linien) und Konzentrationen im Klärschlamm (gestrichelte Linien) von Glyphosat. ....	218

Abbildung 78: Emissionsfrachten (Ablauf in die Vorflut) der Arzneistoffe Sulfamethoxazol (A) und Diclofenac (B).....	220
Abbildung 79: Zusammenhang zwischen der Niederschlagshöhe und dem Zulauf-Volumenstrom (Routine-Messprogramm).....	221
Abbildung 80: Zusammenhang zwischen dem Niederschlag und den Zulauffrachten der ΣPAK <sub>16</sub> (A) und Glyphosat (B). ....	222
Abbildung 81: Zusammenhang zwischen der Niederschlagshöhe und dem Zulauf-Volumenstrom (Intensiv-Messprogramm). ....	224
Abbildung 82: Zusammenhang zwischen der einwohnerspezifischen der Fracht der ΣPAK <sub>16</sub> im Zulauf und der täglichen Niederschlagshöhe.....	225
Abbildung 83: Zusammenhang zwischen der einwohnerspezifischen der Glyphosat-Fracht Zulauf und der täglichen Niederschlagshöhe. ....	226
Abbildung 84: Streubreite der Mengen von 3CGREC an unterschiedlichen Probenahmestellen im Intensiv-Messprogramm (A) und vergleichend zwischen Intensiv- und Routine-Messprogramm (B).....	234
Abbildung 85: Resistenztypen der 3GCREC im Zulauf aller Kläranlagen im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).....	237
Abbildung 86: <i>Minimal spanning tree</i> (MST) der mittels cgMLST typisierten 3GCREC Isolate ( $n = 199$ ). ....	238
Abbildung 87: Nachweis von Resistenzgenen für Resistenzen gegenüber β-Lactamantibiotika. ....	240
Abbildung 88: Nachweis von Resistenzgenen für Resistenzen gegenüber Aminoglycoside. ....	240
Abbildung 89: Nachweis von Resistenzgenen und Resistenzmutationen für Resistenzen gegenüber Fluorchinolonen. ....	241
Abbildung 90: Nachweis von Resistenzgenen für Resistenzen gegenüber Trimethoprim.....	241
Abbildung 91: Nachweis von Resistenzgenen für Resistenzen gegenüber Sulfonamiden, MLS, Tetracyclinen und Phenicolen. ....	242

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bewertung von Verfahren zur gezielten Entfernung von Spurenstoffen (nach Abegglen und Siegrist 2012). .....	21
Tabelle 2: Klassifizierung von <i>Enterobacteriales</i> und <i>Acinetobacter baumannii</i> auf Basis ihrer phänotypischen Resistenzeigenschaften entsprechend der KRINKO Empfehlungen (KRINKO 2012, 2013). .....	22
Tabelle 3: Messzeiträume der durchgeführten Messprogramme.....	28
Tabelle 4: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen der untersuchten Schwermetalle...32	
Tabelle 5: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen der untersuchten Arzneistoffe. ....32	
Tabelle 6: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen der untersuchten Pflanzenschutzmittel. ....33	
Tabelle 7: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen der untersuchten Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK). ....34	
Tabelle 8: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen sonstiger untersuchter Stoffe.....34	
Tabelle 9: Einteilung der Resistenztypen von 3GCREC.....39	
Tabelle 10: Auswertung der Eigenüberwachung (aus 2016) und der Kenndaten der untersuchten Kläranlagen. ....44	
Tabelle 11: Zusammenstellung der Reinigungsverfahren sowie der Anschlussgrößen der untersuchten Kläranlagen. ....45	
Tabelle 12: Gruppeneinteilung der untersuchten Spurenstoffe nach Eliminationsmechanismen in Belebtschlammanlagen.....56	
Tabelle 13: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Blei (Stoffgruppe II). ....61	
Tabelle 14: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Cadmium (Stoffgruppe II). ....62	
Tabelle 15: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Nickel (Stoffgruppe II). ....63	
Tabelle 16: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Quecksilber (Stoffgruppe II). ....64	
Tabelle 17: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die Gruppe der Schwermetalle. ....65	
Tabelle 18: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Carbamazepin (Stoffgruppe I). ....67	
Tabelle 19: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Ciprofloxacin (Stoffgruppe III). ....69	
Tabelle 20: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Coffein (Stoffgruppe V).....70	
Tabelle 21: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Diclofenac (Stoffgruppe III).....72	
Tabelle 22: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Gabapentin (Stoffgruppe III). ....73	
Tabelle 23: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Ibuprofen (Stoffgruppe V).....74	
Tabelle 24: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Iopamidol (Stoffgruppe I).....76	
Tabelle 25: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Metformin (Stoffgruppe V).....78	

Tabelle 26: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Metoprolol (Stoffgruppe III).....	79
Tabelle 27: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Oxytetracyclin (keine Stoffgruppe).....	81
Tabelle 28: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Sulfamethoxazol (Stoffgruppe III).....	82
Tabelle 29: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Trimethoprim (Stoffgruppe III).....	84
Tabelle 30: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die Gruppe der Arzneistoffe im Vergleich zur gesamtdeutschen Situation. ....	85
Tabelle 31: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Acclonifen (keine Stoffgruppe).....	87
Tabelle 32: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Bifenox (keine Stoffgruppe).....	88
Tabelle 33: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Cybutryn (keine Stoffgruppe).....	89
Tabelle 34: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Cypermethrin (keine Stoffgruppe).....	90
Tabelle 35: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Dichlorvos (keine Stoffgruppe).....	91
Tabelle 36: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Dicofol (keine Stoffgruppe).....	92
Tabelle 37: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Diuron (Stoffgruppe I).....	94
Tabelle 38: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Glyphosat (Stoffgruppe III).....	96
Tabelle 39: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Imidacloprid (Stoffgruppe I).....	97
Tabelle 40: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Isoproturon (Stoffgruppe I).....	99
Tabelle 41: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Quinoxifen (keine Stoffgruppe).....	100
Tabelle 42: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Terbutylazin (keine Stoffgruppe).....	101
Tabelle 43: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Terbutryn (Stoffgruppe I).....	102
Tabelle 44: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Triclosan (Stoffgruppe II).....	104
Tabelle 45: Zusammenstellung der Ergebnisse für die untersuchten Pflanzenschutzmittel.	105
Tabelle 46: Nachweisbarkeit von Pflanzenschutzmittel in Abhängigkeit des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und Wasserlöslichkeit (WL).....	106
Tabelle 47: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die Gruppe der Pflanzenschutzmittel im Vergleich zur gesamtdeutschen Situation. ....	107
Tabelle 48: Zusammenstellung der wichtigsten Eigenschaften der untersuchten PAK <sub>16</sub> (ergänzt aus Mackay und Shiu 1992).....	109
Tabelle 49: Zusammenstellung der Luft-Wasser-Verteilungskoeffizienten $k_{aw}$ für die PAK <sub>16</sub> . ....	111

Tabelle 50: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Acenaphthen (Stoffgruppe IV).....	112
Tabelle 51: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Acenaphthylen (Stoffgruppe IV).....	113
Tabelle 52: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Anthracen (Stoffgruppe IV).....	114
Tabelle 53: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[a]anthracen (Stoffgruppe II).....	115
Tabelle 54: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[a]pyren (Stoffgruppe II).....	116
Tabelle 55: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[b]fluoranthen (Stoffgruppe II).....	117
Tabelle 56: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[ghi]perylen (Stoffgruppe II).....	118
Tabelle 57: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[k]fluoranthen (Stoffgruppe II).....	119
Tabelle 58: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Chrysen (Stoffgruppe II).....	120
Tabelle 59: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Dibenzo[ah]anthracen (Stoffgruppe II).....	121
Tabelle 60: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Flouranthen (Stoffgruppe II).....	122
Tabelle 61: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Fluoren (Stoffgruppe IV).....	123
Tabelle 62: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Indeno[1,2,3-cd]pyren (Stoffgruppe II).....	124
Tabelle 63: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Naphthalin (Stoffgruppe III).....	125
Tabelle 64: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Phenanthren (Stoffgruppe III).....	126
Tabelle 65: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Pyren (Stoffgruppe II).....	127
Tabelle 66: Zusammenstellung der Ergebnisse für die PAK <sub>16</sub> (geordnet nach Stoffeigenschaften, vgl. Tabelle 48).....	128
Tabelle 67: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die Gruppe der PAK <sub>16</sub> (geordnet nach Stoffeigenschaften) im Vergleich zur gesamtdutschen Situation.....	129
Tabelle 68: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Acesulfam- K (Stoffgruppe V).....	132
Tabelle 69: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzotriazol (Stoffgruppe III).....	133
Tabelle 70: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Bisphenol- A (Stoffgruppe III).....	136
Tabelle 71: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: PFOS (Stoffgruppe III).....	138
Tabelle 72: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die sonstigen Stoffe im Vergleich zur gesamtdutschen Situation.....	139
Tabelle 73: Basisdaten der untersuchten Belebungsstufen.....	142

Tabelle 74: Auswahl von Eliminationsraten in der Belebungsstufe.....	149
Tabelle 75: Basisdaten der untersuchten Tropfkörper. ....	150
Tabelle 76: Auswahl von Eliminationsraten in Tropfkörper.....	152
Tabelle 77: Basisdaten der untersuchten Festbettreaktoren.....	153
Tabelle 78: Auswahl von Eliminationsraten in Festbettreaktoren. ....	155
Tabelle 79: Basisdaten der untersuchten mechanischen Reinigungsstufen.....	155
Tabelle 80: Auswahl von Eliminationsraten in der mechanischen Reinigungsstufe.....	158
Tabelle 81: Basisdaten der untersuchten Filtrationsstufen.....	159
Tabelle 82: Auswahl von Eliminationsraten in den Filtrationsstufen. ....	161
Tabelle 83: Basisdaten der untersuchten UV-Behandlungsstufen.....	161
Tabelle 84: Auswahl von Eliminationsraten in der UV-Behandlung.....	164
Tabelle 85: Basisdaten der untersuchten Schönungsteiche. ....	164
Tabelle 86: Auswahl von Eliminationsraten in Schönungsteichen. ....	165
Tabelle 87: Gegenüberstellung der Analyseergebnisse dieser Studie mit den Ergebnissen aus dem sog. Bundesmonitoring.....	174
Tabelle 88: Zusammenstellung der untersuchten Teil-Systeme.....	180
Tabelle 89: Zusammenstellung einwohnerspezifischer Frachten und prozentualer Anteile für die Bilanzierung des Gesamtsystems der KA Ratzeburg.....	185
Tabelle 90: Zusammenstellung der Massenbilanzen für die Teilsysteme der mechanischen Vorreinigung.....	187
Tabelle 91: Zusammenstellung der Massenbilanzen für die Teilsysteme der Grobentschlammung/ Vorklärung.....	190
Tabelle 92: Zusammenstellung der Massenbilanzen für die Teilsysteme der Belebtschlammanlagen. ....	192
Tabelle 93: Zusammenstellung der Massenbilanzen für die Teilsysteme der Schlammbehandlung. ....	194
Tabelle 94: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der Schwermetalle.....	229
Tabelle 95: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der Arzneistoffe. ....	230
Tabelle 96: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der Pflanzenschutzmittel.....	231
Tabelle 97: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der PAK <sub>16</sub> . ....	231
Tabelle 98: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der sonstigen Stoffe.....	232
Tabelle 99: Reduktionsfaktor (log <sub>10</sub> ) von 3GCREC zwischen Zulauf und Ablauf in den Kläranlagen.....	235
Tabelle 100: Anteil 3MRGN an repräsentativen 3GCREC. ....	236
Tabelle 101: Anzahl der Isolate mit Resistenzdeterminaten gegenüber verschiedenen Substanzklassen. ....	239
Tabelle 102: Nachweis von Carbapenemasen im Zulauf von Kläranlagen. ....	242

## Abkürzungsverzeichnis

3GCREC	3. Generations Cephalosporin resistente <i>Escherichia coli</i>
3MRGN/ 4MRGN	3-fach bzw. 4-fach multiresistente Gram-negative Erreger
BS	Bad Segeberg
BSB <sub>5</sub>	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
BG	Bestimmungsgrenze
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CM	Cismar
FBR	Festbettreaktor
FF	Flockungsfiltration
FL	Flensburg
GC MS	Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
KR	Kropp
KBE	Koloniebildende Einheiten
LC MS	Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
n.d.	keine Daten/ Auswertung nicht möglich
n.g.	nicht gemessen
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure
PNS	Probenahmestelle
PSM	Pflanzenschutzmittel
RA	Ratzeburg
RD	Rendsburg
SB	Süderbrarup
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i> (Belebungsverfahren im Aufstaubetrieb)
TF	Tuchfiltration
TK	Tropfkörper
TS	Trockensubstanzgehalt
UQN	Umweltqualitätsnorm

## Formelzeichen

$B_{d,BSB5}$	BSB <sub>5</sub> -Tagesfracht [kg O <sub>2</sub> / d]
$B_{TS}$	Schlammbelastung [kg O <sub>2</sub> / (kg TS × d)]
$B_{d,TS,ÜS}$	tägliche Schlammproduktion [kg TS / d]
$B_{R,BSB5}$	tägliche BSB <sub>5</sub> -Raumbelastung [kg O <sub>2</sub> / (m <sup>3</sup> × d)]
$E$	Eliminationsrate [%]
$h_N$	Niederschlagshöhe [mm]
$k_{bio}$	Biodegradationskonstante [L / (g TS × d)]
$k_d$	Sorptionskoeffizient [L / (g TS)]
$k_{OW}$	Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient [-]
$k_{aw}$	Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient [-]
$m_{TS}$	Schlammmasse (in der Belebung) [kg]
$Q$	Volumenstrom [m <sup>3</sup> / d]
$q_A$	Flächenbeschickung [m/h]
$t_H$	Aufenthaltszeit [h]
$t_{TS}$	Schlammalter (in der Belebung) [d]
$V_{BB}$	Volumen der Belebung [m <sup>3</sup> ]
$X_{TS}$	Konzentration des TS in der Belebung [kg TS / m <sup>3</sup> ]







## TEIL I - EINFÜHRUNG

### 1 Veranlassung und Ziele

#### 1.1 Vorwort<sup>1</sup>

In den vergangenen Jahren ist zunehmend der Eintrag von Spurenstoffen in die Oberflächen- und Grundwasserkörper in den Fokus der öffentlichen Wahrnehmung gerückt. Neben diffusen Spurenstoffeinträgen (z. B. Pflanzenschutzmittel aus der Landwirtschaft) gelangen auch über Punktquellen wie urbane Entwässerungssysteme neben den häufig betrachteten Wasserinhaltsstoffen (leicht abbaubare organische Verbindungen, Stickstoff- und Phosphorverbindungen) Spurenstoffe in die Gewässer. Hierzu zählen u. a. Arzneimittel (Antibiotika, Schmerzmittel etc.), Pflanzenschutzmittel und Biozide sowie Industrie- und Haushaltschemikalien (Weichmacher, Reinigungsmittel etc.).

Da die üblichen technischen Abwasserreinigungsverfahren nicht speziell auf die Entfernung von Spurenstoffen abzielen, können diese in Kläranlagen, die dem Stand der Technik entsprechen, oft nicht oder nicht vollständig entfernt werden und können so über das eingeleitete Abwasser in die aquatische Umwelt gelangen. Dort werden sie teilweise nur sehr langsam bzw. gar nicht abgebaut (Persistenz) und können darüber hinaus bioakkumulierende und/ oder human- bzw. ökotoxische Eigenschaften aufweisen. Die Auswirkungen von Spurenstoffen auf aquatische Ökosysteme und Organismen sowie den Menschen sind derzeit nicht hinreichend untersucht. Auch bestehen Wissensdefizite bezüglich synergetischer Wirkungen und Wechselwirkungen von Spurenstoffen. Aufbauend auf dem Vorsorgegedanken kommt der Verringerung/ Vermeidung eines Eintrags von Spurenstoffen in die Gewässer vor dem genannten Hintergrund eine zentrale Bedeutung zu.

Darüber hinaus ist durch die europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRRL 2000, Richtlinie 2000/60/EG) mit ihrer Tochter-Richtlinie zu prioritären Stoffen (EU-Richtlinie 2013/39/EU) ein indirekter Handlungsdruck auf die Kläranlagen vorhanden (vgl. Kapitel 1.2). In der genannten Richtlinie, die mittlerweile mit der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) in deutsches Recht umgesetzt wurde, werden maximale Stoffkonzentrationen für verschiedene (Spuren-)Stoffe vorgegeben, die in den Oberflächengewässern nicht überschritten werden dürfen. Diese sogenannten Umweltqualitätsnormen (UQN) erfassen diverse Industriechemikalien und Pflanzenschutzmittel. Arzneistoffe werden bisher lediglich auf einer Beobachtungsliste geführt.

Neben dem Thema Spurenstoffe waren in den vergangenen Jahren vermehrt das Vorhandensein von multiresistenten Keimen in (Abwässern aus) Krankenhäusern, in Oberflächengewässern und in den Entwässerungssystemen sowie der Eintrag von multiresistenten (Fäkal-) Keimen durch Kläranlagen in Oberflächengewässer Gegenstand des öffentlichen und wissenschaftlichen Diskurses. Eine gezielte Elimination dieser Keime in Kläranlagen (z. B. mittels UV-Desinfektion) entspricht derzeit in Deutschland nicht dem Stand der Technik und erfolgt nur anlassbezogen, z. B. wenn sich Badestellen/ Badegewässer im Umfeld der Einleitungsstelle befinden. Dieser Aspekt hat für Schleswig-Holstein aufgrund der großen Bedeutung des Tourismus besondere Relevanz.

Auch in Bezug auf die Ausbreitung von multiresistenten Keimen im aquatischen Ökosystem bestehen aktuell Forschungsbedarfe. Zudem sind die Wechselwirkungen zwischen Spurenstoffen und der Ausbildung von Resistenzen im Kanalnetz und in den Kläranlagen bislang nicht

---

<sup>1</sup> Die Autoren danken für die Unterstützung durch das MELUND (A. Steffens, S. Wöbse, S. Schwarz) und dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) des Landes Schleswig-Holstein (M. Beraktschjan). Die Autoren danken ebenfalls dem Betriebspersonal der teilnehmenden Kläranlagen für die tatkräftige Unterstützung.

hinreichend erforscht. Insbesondere das Vorhandensein von erhöhten Antibiotikakonzentrationen im Abwasser steht im Verdacht, zur verstärkten Resistenzbildung beizutragen.

Im Land Schleswig-Holstein wurde vor den genannten Hintergründen im Zeitraum von April 2017 bis Juni 2019 ein Forschungsprojekt durchgeführt, mit dem Ziel, eine belastbare, wissenschaftlich fundierte Datengrundlage für politische Entscheidungen zu schaffen. In einem kombinierten Untersuchungs- und Monitoring-Programm, das vom schleswig-holsteinischen Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) finanziert wurde, erfolgte neben der Bestimmung von Spurenstoff-Frachten auch die quantitative Bestimmung multiresistenter Keime im Zu- und Ablauf sowie in ausgewählten Reinigungsstufen von für Schleswig-Holstein repräsentativen Kläranlagen. Eine integrierte Auswertung der Ergebnisse sollte helfen, mögliche Wechselwirkungen zwischen (anthropogenen) Spurenstoffen und multiresistenten Keimen aufzuzeigen (vgl. Abs. 1.3).

Das Projekt wurde durchgeführt in Kooperation zwischen dem Labor für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Lübeck (THL, Leadpartner), dem Institut für Medizinische Mikrobiologie, Virologie und Hygiene, Arbeitsbereich Krankenhaushygiene des Universitätsklinikums Hamburg-Eppendorf (UKE) und Limbach Analytics, Chemischen Laboratorium Lübeck (CLL).

## 1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Mit dem Erlass der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) im Jahr 2000 hat die EU einen gemeinsamen Ordnungsrahmen für Maßnahmen im Bereich der Wasserpolitik geschaffen. Ziel bzw. verpflichtende Vorgabe der Richtlinie ist die Erreichung eines guten ökologischen und chemischen Zustandes der Gewässer aller EU-Mitgliedsstaaten (Richtlinie 2000/60/EG, Art. 4) bis 2015 (in Ausnahmefällen bis 2027). Die WRRL wurde mit einer Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) in Deutschland in nationales Recht umgesetzt, auf dessen Basis im Jahr 2011 die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) verabschiedet wurde.

Mit der OGewV werden zudem Vorgaben zu den folgenden Punkten definiert:

- Umweltqualitätsnormen (UQN) für prioritäre Stoffe zur Einhaltung des guten chemischen Zustandes (OGewV, Anlage 8) gem. EU-Richtlinie 2008/105/EG (Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik).
- UQN für flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Einhaltung des guten ökologischen Zustandes (OGewV, Anlage 6).
- Qualitätsanforderungen an die Analytik, basierend auf der EU-Richtlinie 2009/90/EG (Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG).

Mit den UQN werden Grenzwerte für bestimmte Stoffe und Stoffgruppen in Oberflächengewässern vorgegeben, die in Wasser, Sedimenten und/ oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden dürfen. In der Richtlinie 2008/105/EG wurden 33 prioritäre Stoffe genannt, von denen 13 als prioritär gefährliche Stoffe eingestuft wurden, da sie toxische oder/ und bioakkumulierende Eigenschaften aufweisen.

Die Liste der prioritären Stoffe wurde durch die EU-Richtlinie 2013/39/EU um zwölf Stoffe ergänzt. 21 prioritäre Stoffe werden nunmehr als prioritär gefährlich eingestuft. Die mit der Richtlinie neu erfassten prioritären Schadstoffe sollen bei zusätzlichen Überwachungsprogrammen und Maßnahmenprogrammen, die bis Ende 2018 zu erstellen waren, Berücksichtigung finden (WRRL). Ziel ist ein guter chemischer Zustand bis Ende 2027 hinsichtlich dieser prioritären Stoffe. Hierbei handelt es sich um:

- Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln:
  - Aclonifen

- Bifenox
- Cypermethrin
- Dicofol
- Heptachlor und Heptachlorepoxyd
- Quinoxifen
- Biozid-Wirkstoffe
  - Cybutryn
  - Dichlorvos
  - Terbutryn
- Industriechemikalien
  - Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)
  - Hexabromcyclododecan (HBCDD)
  - Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen (PCB)

Ferner wurden in der Richtlinie die UQN für sieben prioritäre Stoffe anhand der neuesten wissenschaftlichen und technischen Erkenntnisse überarbeitet. Diese überarbeiteten UQN müssen in den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebietseinheiten (WRRL) ab dem 22. Dezember 2015 berücksichtigt werden, um einen guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer bis spätestens zum 22. Dezember 2021 zu erreichen. Bei diesen prioritären Stoffen handelt es sich um:

- Anthracen
- Bromierte Diphenylether
- Fluoranthren
- Blei und Bleiverbindungen
- Naphthalin
- Nickel und Nickelverbindungen
- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die OGewV aus dem Jahr 2011 kannte diese Unterscheidung nicht, sondern setzte lediglich für alle 33 prioritären Stoffe der Richtlinie 2008/105/EG eine UQN fest (OGewV, Anlage 7). Die Novellierung der OGewV (gültig ab Juni 2016) zur Umsetzung der Richtlinie 2013/39/EU berücksichtigt daher eine angepasste Liste prioritärer Stoffe. Die zwölf neuen Stoffe (gem. Richtlinie 2013/39/EU – in der OGewV unter Nummer 34 bis 45 in Anlage 8 verankert) werden seit 2018 bei der Ermittlung des guten chemischen Zustandes berücksichtigt.

Pharmazeutische Stoffe (das Schmerzmittel Diclofenac, vier Antibiotika und die Verhütungsmittel Ethinylestradiol und Estradiol) wurden nach Richtlinie 2013/39/EU in eine neu einzuführende „Beobachtungsliste“ aufgenommen, um Überwachungsdaten zur Vereinfachung der Festlegung geeigneter Maßnahmen gegen die Risiken der betreffenden Stoffe zu sammeln. Gemäß Durchführungsbeschluss 2015/495/EU befinden sich nunmehr zehn Stoffe bzw. Stoffgruppen auf dieser Beobachtungsliste (darunter vier makrolide Antibiotika). Bei der jüngsten Novellierung der Oberflächengewässerverordnung im Jahr 2016 fanden pharmazeutische Stoffe weiterhin keine Beachtung. Die derzeit gemäß Beschluss 2015/495/EU auf der Beobachtungsliste befindlichen Stoffe sind:

- 17-alpha-Ethinylöstradiol (EE2)
- 17-beta-Östradiol (E2), Östron (E1)
- Diclofenac
- 2,6-Ditert-butyl-4-methylphenol
- 2-Ethylhexyl-4-methoxycinnamat
- Makrolid-Antibiotika (Erythromycin, Clarithromycin, Azithromycin, Methiocarb)
- Neonicotinoide (Imidacloprid, Thiacloprid, Thiamethoxam, Clothianidin, Acetamiprid)
- Oxadiazon
- Triallat

Bisher gibt es keine rechtliche Vorschrift, die maximale Konzentrationen oder Frachten von Spurenstoffen im Ablauf einer kommunalen Kläranlage begrenzt. Die vorgenannten Regelungen hinsichtlich maximaler Konzentrationen einiger Spurenstoffe in den Oberflächengewässern üben allerdings einen indirekten Handlungsdruck auch auf den Rückhalt von Spurenstoffen in den Kläranlagen aus.

### 1.3 Ziel der Studie

Eine gezielte Reduzierung von Spurenstoffen kann auch in Schleswig-Holstein langfristig anlass- bzw. gewässerbezogen erforderlich sein, d. h. dort, wo eine Spurenstoffelimination nachweislich zum Schutz der Gewässer erforderlich ist. Grundsätzlich sind hierfür zwei unterschiedliche Herangehensweisen bzw. eine Kombination davon denkbar:

- Reduzierung der Spurenstofffrachten im Kläranlagenablauf (sog. *End-of-Pipe*-Lösung): Mit diesem Ansatz wird durch den Ausbau der Kläranlage (sog. 4. Reinigungsstufe, vgl. Abs. 2.2.6) eine verbesserte Eliminationsleistung in Hinblick auf Spurenstoffe angestrebt. Dies kann vor allem Anlagen in kleinen und mittelgroßen Gewässereinzugsgebieten mit relativ großer Bevölkerungsdichte und Anlagen mit Einleitungen in Gewässer mit Trinkwasser- oder Badegewässernutzung betreffen.
- Reduzierung der Spurenstofffrachten im Kläranlagenzulauf: Dieser Ansatz zielt auf eine weitgehende Reduzierung oder Vermeidung des Eintrags von Spurenstoffen durch quellen- oder anwendungsbezogene Maßnahmen ab. Hierzu zählen u.a. Behandlungsmaßnahmen an relevanten Indirekteinleitern (z. B. Krankenhäuser, Industriebetriebe), Substitution/ Verbot von relevanten Spurenstoffen oder Informationskampagnen zur Aufklärung der Bevölkerung bzw. weiterer relevanter Personengruppen zum Umgang mit/ zur Entsorgung von relevanten Spurenstoffen.

Den Kläranlagen als Schnittstellen zwischen sowie industriellem Abwasser und den Oberflächengewässern kommt vor diesem Hintergrund eine zentrale Bedeutung zu. Aus diesem Grund thematisiert das Forschungsprojekt schwerpunktmäßig

- die Erfassung und Bewertung der Eliminationsleistung (einzelner Verfahrensstufen) ausgewählter landestypischer Kläranlagen in Schleswig-Holstein in Bezug auf Spurenstoffe,
- die Bewertung der am Rückhalt der Spurenstoffe beteiligten Mechanismen und Prozesse und
- die Identifizierung und soweit möglich die Quantifizierung der Quellen, Senken und Ausbreitungspfade der Spurenstoffe im kanalisiertem Einzugsgebiet der Kläranlagen.

Darüber hinaus erfolgt eine Untersuchung von Abwasser auf multiresistente Keime, der Bestimmung von deren Rückhalt, Quellen und Ausbreitungspfaden sowie der Identifizierung möglicher Wechselwirkungen mit Spurenstoffen.

Die im Verlauf der Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse sollen der Diskussion zum bisherigen Stand und zur technischen Weiterentwicklung von Reinigungsstufen bzw. -leistungen und ggf. auch zukünftig zu erweiternden rechtlichen Anforderungen dienen.

Folgende wissenschaftliche Fragestellungen sollen mit der Durchführung des Forschungsvorhabens beantwortet werden:

- Aus den Analysedaten sollen Kennwerte abgeleitet werden, die eine Prognose von Schadstoff-Frachten im urbanen Wasserkreislauf erlauben (z. B. einwohnerspezifische Frachten). Auf die siedlungsspezifischen und demographischen Besonderheiten soll hierbei eingegangen werden, soweit es möglich ist. Nur für sehr wenige Spurenstoffe liegen entspre-

chende Kennwerte bisher vor. Auf landestypische Merkmale (z. B. geringe Bevölkerungsdichte im ländlichen Bereich und damit einhergehende lange Fließzeiten im Kanalnetz) wird hierbei eingegangen.

- Es sollen die Belastung des nicht behandelten Rohabwassers sowie die Eliminationsleistung einzelner Verfahrensstufen untersucht und bewertet werden. Hieraus soll auf Basis einer empirischen Datenbasis eine verfahrensspezifische Spurenstoff-Elimination abgeleitet werden. Schließlich soll geprüft werden, wie in den Kläranlagen als Endpunkt des siedlungswasserwirtschaftlichen Systems Spurenstoffe und multiresistente Keime abgebaut, eliminiert oder gar akkumuliert werden. Hierbei soll – nach Möglichkeit – eine Unterscheidung nach einzelnen Verfahrensstufen erfolgen.
- Darüber hinaus stellt das Forschungsvorhaben erstmalig das Vorkommen von Spurenstoffen (z. B. Antibiotika) und multiresistenten Keimen im urbanen Wasserkreislauf in den Fokus einer integrierten Betrachtung. So ist die Hypothese zu prüfen, ob der verstärkte Einsatz von Antibiotika in der Humanmedizin (etwa in Kliniken oder Pflegeheimen) zu einem erhöhten Vorkommen von multiresistenten Keimen auch im urbanen Entwässerungssystem führt.





## 2 Stand des Wissens

Als Spurenstoffe gelten chemische Stoffe und Verbindungen, die bereits in sehr geringen Konzentrationen eine ökotoxikologische Wirkung in den Vorflutgewässern verursachen können. Neben Arzneistoffen zählen beispielsweise alle Arten von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide, Algizide etc.), Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die häufig aus Verbrennungen resultieren, sowie eine Vielzahl an Industriechemikalien (z. B. Flammschutzmittel oder Weichmacher) zu den Spurenstoffen. In der EU sind derzeit rund 30.000 chemische Verbindungen zugelassen. Neben einem direkten Eintrag dieser Spurenstoffe mit dem häuslichen Abwasser (etwa Arzneistoffe über Toiletten) ist je nach Anwendung auch mit einem diffusen Eintrag (beispielsweise mit dem Fremdwasser) zu rechnen.

In Kläranlagen, die nach dem Stand der Technik ausgebaut worden sind (i. d. R. mechanische Vorreinigung und biologische Reinigung mit weitergehender Stickstoff- und Phosphorelimination), wird nur ein Teil der Spurenstoffe zurückgehalten. Eine gezielte Elimination der Spurenstoffe kann durch die Einführung der sog. *Vierten Reinigungsstufe* erreicht werden. Darüber hinaus müssen auch quellenbezogene Maßnahmen zur Verringerung der Gewässerbelastung diskutiert werden (Kerber et al. 2014).

Spurenstoffe können u. a. mutagen, karzinogen oder reproduktionstoxisch wirken. Ob ein Spurenstoff eine unmittelbare ökotoxikologische Wirkung im Gewässer verursacht, hängt davon ab, ob eine spezifische Wirkkonzentration überschritten wird. Für die Beurteilung wird meist die letale Konzentration, bei der 50 % der Population einer bestimmten Spezies sterben ( $LC_{50}$ ), herangezogen. Aus diesen Wirkkonzentrationen, werden die Umweltqualitätsnormen (UQN) abgeleitet, welche Grenzwerte für Stoffe und Stoffgruppen in Oberflächengewässern darstellen (gem. OGWV 2016, vgl. Abs 1.2). Darüber hinaus wird häufig zur Einschätzung einer Umweltwirkung ein Schwellenwert (PNEC = *predicted no effect concentration*) angegeben, der prognostiziert, dass Spurenstoffe unterhalb dieser Konzentration keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigen. Diese Wirkschwelle wird auf Grundlage des niedrigsten Wertes ökotoxikologischer Wirkungen auf Testorganismen verschiedener trophischer Ebenen bestimmt. Die genannten Größen können im Vergleich zu den im Kläranlagenablauf festgestellten Konzentrationen helfen, das tatsächliche ökotoxikologische Risiko einzuordnen.

Da diese Werte stets nur für eine bestimmte Spezies bezogen auf einen Spurenstoff gelten können, kann derzeit die tatsächliche Wirkung von Spurenstoffen auf das Ökosystem kaum abgeschätzt werden. Überdies gibt es bisher kaum belastbare Untersuchungen, die eine Wechselwirkung oder synergetische Wirkung mehrerer Spurenstoffe und deren Auswirkung auf das Ökosystem abschätzen könnten. Ausgehend vom Vorsorgegedanken wird deshalb zunehmend über einen gezielten Rückhalt dieser Spurenstoffe in den Kläranlagen diskutiert. Damit verbunden ist die Diskussion über die Einführung einer Vierten Reinigungsstufe, die derzeit noch nicht dem Stand der Technik entspricht (vgl. hierzu Abs. 2.2.6).

Die Ausbreitung von Antibiotika-resistenten Keimen gilt als eine der größten Herausforderungen des 21. Jahrhunderts. Relevante Quellen für den Eintrag von Antibiotika-Resistenzen in die Gewässer können landwirtschaftliche Quellen (mit dem Wirtschaftsdünger) oder Kläranlagenabläufe sein.

Durch den Eintrag humaner und tierischer Fäkalien werden zunehmend multiresistente Bakterien in den Wasserkreislauf eingebracht und können durch die Verunreinigung des Wassers mit Antibiotika innerhalb der Bakterienpopulationen im Wasser zusätzlich selektioniert werden. Dass es eine Wechselwirkung von Antibiotika und der Ausbildung von Resistenzen im aquatischen Ökosystem zu geben scheint, belegen verschiedene Studien (Baquero et al. 2008; Küster et al. 2013; Bürgmann 2014; Schwartz und Alexander 2014; Ternes et al. 2016; Westphal-Settele et al. 2018). Ein vom Umweltbundesamt erstelltes Hintergrundpapier fasst den aktuellen Kenntnisstand zusammen, der die zuvor skizzierte Problematik verdeutlicht (Adler et al. 2018).

## 2.1 Vorherige Projekte in Deutschland mit Fokus auf Spurenstoffe und Antibiotika-Resistenzen im Wasserkreislauf

In den vergangenen Jahren ist die Problematik der Spurenstoffe bzw. der Eintrag von Spurenstoffen in die Oberflächengewässer verstärkt in den Fokus der Wissenschaft (Engelmann und Rohde 2009) getreten. Auch das Vorhandensein multiresistenter Keime, die vor allem als sogenannten „Krankenhauskeime“ eine breite mediale Aufmerksamkeit erlangten, wird aktuell in der Fachwelt und bei politischen Entscheidungsträgern diskutiert. In den folgenden Abschnitten werden (aktuelle) Forschungsprojekte und Untersuchungsprogramme zu den Themen Spurenstoffe und/ oder multiresistente Keime erläutert.

### 2.1.1 Die RiSKWa-Förderlinie des BMBF

Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) hat im Zeitraum von 2011 bis 2015 unter der Förderlinie „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“ (RiSKWa) verschiedene wissenschaftliche Projekte gefördert, um für die politischen Entscheidungsträger und die Fachverbände eine belastbare Datenbasis zu generieren (Huckele und Track 2013). Die in diesem Bericht verwendeten Begrifflichkeiten orientieren sich am RiSKWa-Leitfaden „Abwassertechnik“ (Pinnekamp et al. 2015).

Es zeigte sich, dass durch eine Kombination von Ozonung und/ oder Aktivkohleadsorption eine Vielzahl organischer Spurenstoffe, (antibiotikaresistente) Krankheitserreger sowie ökotoxikologische Wirkungen eliminieren lässt. Es wurde jedoch auch festgestellt, dass keine Technologie alle Verunreinigungen vollständig mit einem vertretbaren Aufwand zurückhält. Eine Kombination von Ozonung und Aktivkohle kann unter Umständen sinnvoll sein, um Transformationsprodukte zurückzuhalten (Jekel et al. 2016c).

#### *Das Projekt ASKURIS*

Generell konnte festgestellt werden, dass viele Spurenstoffe, Krankheitserreger und klinisch-relevante Antibiotika-Resistenzen im gesamten urbanen Wasserkreislauf, d. h. im Abwasser, Trinkwasser, Grundwasser und im Gewässer, nachweisbar sind. Abwassersysteme, d. h. Kläranlageneinleitungen und ggf. Mischwasserüberläufe, sind als relevante Punktquelle für diese Wasserinhaltsstoffe anzusehen (Ternes et al. 2016). Die Einführung der sog. Vierten Reinigungsstufe und die Ertüchtigung der Mischwasserbehandlung wird somit als wirkungsvolle Barriere für den Schutz der Gewässer insbesondere mit hohem Abwasseranteil gesehen. Abwässer aus landwirtschaftlichen Betrieben sollten nachträglich behandelt werden. Für Abwässer aus Einrichtungen des Gesundheitswesens ist eine separate Behandlung hingegen nicht sinnvoll (Merkel und Scheytt 2016; zur separaten Behandlung von Krankenhausabwässern: s. a. Beier 2010, der zu dem gleichen Ergebnis kommt).

Das Verbundprojekt ASKURIS (Anthropogene Spurenstoffe und Krankheitserreger im urbanen Wasserkreislauf - Bewertung, Barrieren und Risikokommunikation, Jekel et al. 2016b) hatte diesen Themenkomplex im Fokus. So wurde u.a. die Wirkung adsorptiver und oxidativer Verfahren für Kläranlagenabläufe untersucht. Verschiedene Verfahren wurden im Labor- und Pilotmaßstab hinsichtlich des Rückhaltes von Spurenstoffen untersucht. Darüber hinaus wurde mit toxikologischen Methoden die Wirkung auf Mensch und Umwelt analysiert. Mögliche Wechselwirkungen mit dem Trinkwasser wurden ebenfalls untersucht. Die Autoren dieser Studie favorisieren eine Kombination aus Aktivkohle und Ozonung, um einen weitgehenden Rückhalt von Spurenstoffen zu ermöglichen. Es wird von spezifischen Kosten für Spurenstoff-Barrieren in Höhe von 2 bis 12 Ct/m<sup>3</sup> ausgegangen. Es wird jedoch darauf hingewiesen, dass insbesondere bei der Ozonung mit Transformationsprodukten zu rechnen ist, die ihrerseits eine nachteilige ökotoxikologische Wirkung haben können.

### ***Das Projekt IST4R***

Deutlich wurde die Notwendigkeit einer Vierten Reinigungsstufe, die im Folgeprojekt IST4R (Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken, Jekel et al. 2016a) mit besonderer Beachtung einer Kombination von Ozonung und Aktivkohle untersucht wurde. Es zeigt sich, dass der Rückhalt von Spurenstoffen stoffspezifisch ist. Zudem ist der Rückhalt von der Konzentration des im Wasser gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) sowie der Dosis von Aktivkohle bzw. Ozon abhängig. Die Ausgangskonzentration der Spurenstoffe ist für den Rückhalt hingegen irrelevant. Es wurde überdies festgestellt, dass der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK<sub>254</sub>), durch den die gelösten organischen Verbindungen festgestellt werden können, eine geeignete Größe zur Steuerung zu sein scheint.

### ***Das Projekt AntiResist***

Am Beispiel der Stadt Dresden wurde der Eintrag von Antibiotika in das urbane Abwasser untersucht (Timpel et al. 2016; Rossmann et al. 2014). Für eine Abschätzung des Eintrages dieser Stoffe in das urbane Entwässerungssystem müssten einerseits Verbrauchsmengen bekannt sein. Andererseits müssten die substanzspezifischen Exkretionsraten bekannt sein, die für viele Arzneistoffe unbekannt sind (Marx et al. 2015; Gurke et al. 2015). Die Autoren der Studie heben hervor, dass insbesondere auch ein Augenmerk auf mögliche Metabolite zu richten sei. Die Untersuchungen in Dresden waren eingebunden in das RiSKWa-Verbundprojekt ANTI-Resist (Untersuchung zu Einträgen von Antibiotika und der Bildung von Antibiotikaresistenz im urbanen Abwasser sowie Entwicklung geeigneter Strategien, Monitoring- und Frühwarnsysteme am Beispiel Dresden).

### ***Das Projekt SchussenAktivPlus***

Im Rahmen des Projektes SchussenAktivPlus (Reduktion von Mikroverunreinigungen und Keimen zur weiteren Verbesserung der Gewässerqualität des Bodensee-Zuflusses Schussen) wurde die Effizienz unterschiedlicher Technologien zur Reduzierung von Spurenstofffrachten und der Keimbelastung, die über Kläranlagen und Mischwasserentlastungen in die Oberflächengewässer eingetragen werden, untersucht (Triebskorn 2017). Am Beispiel des betrachteten Einzugsgebietes wurde darüber hinaus auch eine Kosten-Nutzenabschätzung für eine weitergehende Abwasserreinigung vorgenommen. Triebskorn (2017) stellt fest, dass Spurenstoffe abhängig von den stoffspezifischen Eigenschaften um 80 bis 90 Prozent und Keime um 2 bis 3-log-Stufen in den einzelnen Technologien reduziert werden. Geeignet hierfür sei eine Ozonung mit nachgeschalteter Filtration (granulierte Aktivkohle, GAK). Ferner verweisen die Autoren ebenfalls auf Transformationsprodukte (Metabolite), die infolge der Ozonung entstehen können, und die im Anschluss durch eine biologische Behandlung entfernt werden könnten. Retentionsbodenfilter haben demnach eine vergleichbare Eliminationsleistung wie eine konventionelle Belebungsanlage. Die Kosten für eine vierte Reinigungsstufe zur Entfernung von Spurenstoffe werden mit jährlich 11 bis 14 € pro Bürger als moderat eingestuft.

### ***Das Projekt TransRisk***

Das Projekt TransRisk (Charakterisierung, Kommunikation und Minimierung von Risiken durch neue Schadstoffe und Krankheitserreger im Wasserkreislauf) fokussierte auf anthropogene Spurenstoffe und Krankheitserreger im Wasserkreislauf in einem gesamtheitlichen Ansatz, der auch Kommunikations- und Bildungsmaßnahmen einschloss (Ternes und Thaler 2012; Ternes et al. 2016). Die Ergebnisse dieses RiSKWa-Verbundprojektes belegen, dass eine zusätzliche physikalisch-chemische Reinigungsstufe für kommunale Kläranlagen insbesondere dann notwendig ist, wenn der Abwasseranfall im Verhältnis zum Abfluss der Vorflutgewässer groß ist und wenn die Gewässer im Zusammenhang mit der Trinkwassergewinnung stehen. Ebenso stellen Alexander und Schwartz (2016) fest, dass als Vierte Reinigungsstufe eine Ozonung mit anschließender Aktivkohlefiltration eine geeignete Variante

ist, um den Eintrag von Spurenstoffen sowie möglichen Metaboliten zu reduzieren und die Ausbreitung pathogener (auch Antibiotika-resistenter) Keime zu minimieren und damit die ökotoxikologische Wirkung zu verringern.

### ***Das Projekt Sauber+***

Da insbesondere Abwässer aus Einrichtungen des Gesundheitswesens deutlich erhöhte Spurenstofffrachten und vermehrt Krankheitserreger enthalten können, wird seit vielen Jahren über eine separate Behandlung diskutiert. Wie Beier (2010) gezeigt hat, ist eine dezentrale Behandlung dieser Abwässer zur Reduzierung der Arzneistofffrachten hingegen nicht zielführend. Das Projekt Sauber+ (Innovative Konzepte und Technologien für die separate Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens), welches ebenfalls als Verbundprojekts in der RiSKWa-Förderinitiative gefördert wurde, betrachtete die separate Behandlung von Abwässern aus Gesundheitseinrichtungen mit dem Ziel der Reduktion von Arzneistofffrachten und Krankheitserregern (Pinnekamp 2015). Die Ergebnisse legen nahe, dass eine dezentrale Behandlung nur in Einzelfällen sinnvoll ist. Dennoch sei der Einsatz einer Verfahrenskombination bestehend aus einem Membranbioreaktor (MBR), einer Ozonung und einer Aktivkohlefiltration zweckmäßig, um ein Arzneistoffe und (antibiotikaresistente) Keime aus dem Abwasser medizinischer Einrichtungen zu entfernen. Zur Reduzierung des Eintrages von Arzneistoffe wird indes eine verbesserte Kommunikations- und Bildungspolitik (mit dem Ziel eines verringerten Einsatzes und besser Entsorgung der Arzneistoffe) gefordert. Ebenso würden Arzneimittel, die besser biologisch abbaubar wären, zu einer Reduzierung beitragen.

## **2.1.2 Weitere Projekte**

### ***Das Projekt MoRe***

Weitere Projekte und Untersuchungen stehen nicht im Zusammenhang mit der RiSKWa-Förderinitiative des BMBF. So wird im Zusammenhang mit dem Eintrag von Spurenstoffen in Oberflächengewässer ebenfalls über Maßnahmen an der Quelle, etwa durch die Vermeidung des Einsatzes oder einen produktionsintegrierten Umweltschutz (z.B. biologisch abbaubare Arzneistoffe) diskutiert. Hillenbrand et al. (2014) untersuchen solche Ansätze vor dem Hintergrund der Wirksamkeit und den damit verbundenen Kosten. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass es einer langfristig orientierten Ausgestaltung möglicher Maßnahmen auf Bundesebene bedarf. Hierfür seien drei Ebenen (quellenorientierte Maßnahmen, dezentrale Maßnahmen und *end-of-pipe* Maßnahmen) zu berücksichtigen, da nur durch die Bündelung dieser unterschiedlichen Ansätze ein Rückgang der Emissionen erreichbar sei. Basierend auf diesen Überlegungen wurde das Modellsystem MoRE (*Modelling of Regionalized Emissions*) weiterentwickelt, das regionalisierte Modellierung von Stoffeinträgen berücksichtigt (Fuchs et al. 2017b; Fuchs et al. 2017a). Mit diesem Modell ist die Emissionsabschätzung von Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor), Schwermetallen und einigen PAKs möglich. Eine Übertragung auf weitere Spurenstoffe steht aus, da entsprechende Referenzwerte fehlen.

### ***Das Projekt HyReKa***

In einem derzeit laufenden, breit angelegten Verbundprojekt (HyReKa -Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern) sollen Eintragspfade von antibiotikaresistenten Bakterien, Antibiotikaresistenzgenen und Antibiotikarückständen in die Umwelt qualitativ und quantitativ beschrieben werden (Exner et al. 2018). Es wurde festgestellt, dass (konventionelle) Kläranlagen zu einer Reduktion der resistenten Bakterien um 2 bis 3-log-Stufen beitragen. Müller et al. (2018) stellen jedoch auch fest, dass trotz dieser Reduzierung gram-negative, multiresistente Keime über Kläranlagen in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Sie sehen überdies weiteren Forschungsbedarf mit Hinblick auf die dann zu erwartende Wirkung im Ökosystem. Grummt et al. (2016) kommen ebenfalls zu dem Ergebnis, dass Abwassersysteme eine wesentliche Punktquelle für den

Eintrag von fakultativ-pathogenen Keimen und klinisch-relevanten Antibiotikaresistenzen darstellen.

### ***Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen***

Nordrhein-Westfalen hat aufgrund einer relativen hohen Bevölkerungsdichte und der Notwendigkeit, Trinkwasser in vielen Fällen aus Uferfiltrat zu gewinnen, einen verhältnismäßig hohen Handlungsdruck (Mertsch 2017). So erfolgte eine Bestandsaufnahme und Bewertung der Kläranlagen mit Blick auf die Elimination von Arzneimittelrückständen bereits vor rund 10 Jahren (Grünebaum 2011; Götz et al. 2012). Mittlerweile wurden in zahlreichen Machbarkeitsstudien und im Pilotbetrieb eine Vierte Reinigungsstufe getestet<sup>2</sup>.

### ***Untersuchungen in Rheinland-Pfalz***

Für das Gewässereinzugsgebiet der Nahe in Rheinland-Pfalz erfolgte exemplarisch eine frachtbasierte Bewertung der Emissionen für einige Spurenstoffe (Knerr et al. 2017). Die Ergebnisse zeigen, dass die Charakteristik des (urbanen oder ländlichen) Einzugsgebietes einer Kläranlage einen wesentlichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Spurenstoffe im Rohabwasser hat (z. B. Verhältnis von Arzneistoffen zu Pflanzenschutzmitteln). Es zeigte sich zudem, dass urbane Einzugsgebiete erheblich zum (einem kontinuierlichen) Eintrag von Pflanzenschutzmitteln und Bioziden in ansonsten überwiegend ländlich geprägte Gewässereinzugsgebiete beitragen können. Ländliche Einzugsgebiete tragen hinsichtlich dieser Stoffgruppe zu einer deutlich dynamischeren Belastung der Gewässer über den Kläranlagenablauf bei, was problematisch bei einer Bilanzierung sein kann.

Darüber hinaus wurden in den Vorflutgewässern unterhalb einiger Kläranlagenabläufe bei mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) Überschreitungen der PNEC von Benzotriazol (Zusatzstoff in Geschirrspülmitteln), Carbamazepin (Antiepileptikum), Diclofenac (Schmerzmittel), Metoprolol (Betablocker), Clarithromycin und Sulfamethoxazol (beides Antibiotika) festgestellt (Bergmann und Götz 2013). Weiter gehen die Autoren darauf ein, dass aufgrund einer höheren Verdünnung bei Abflüssen größer als MNQ das Qualitätskriterium nicht zwangsläufig überschritten wird. Der MNQ (95. Perzentilwert) wird statistisch gesehen an 18 Tagen im Jahr unterschritten. Vergleichbare Überschreitungen der UQN für Diclofenac sind auch in der Schweiz unterhalb einiger Kläranlagen festgestellt worden (Ort et al. 2009).

## **2.1.3 Bisherige Untersuchungen in Schleswig-Holstein**

Generell ist Schleswig-Holstein als Flächenland mit einer geringen Besiedlungsdichte und einer ausgeprägten agrarischen Struktur wenig gefährdet hinsichtlich einer Überschreitung der angestrebten UQN für Stoffe, die ausschließlich aus häuslichem Abwasser stammen. Eine Überschreitung der UQN wäre allerdings auch in Schleswig-Holstein in Gewässerabschnitten zu erwarten, in denen viele Kläranlagen einleiten und somit die eingetragenen Schadstofffrachten im Verhältnis zum Abfluss auf einem höheren Niveau liegen. Neben dem Eintrag pharmazeutischer Stoffe aus der Humanmedizin erfolgen aber auch Gaben von z. B. Antibiotika in der Tiermedizin. Rückstände dieser Substanzen gelangen über das Ausbringen von Wirtschaftsdüngern in die aquatische Umwelt. Gerade im agrarisch geprägten Schleswig-Holstein wäre hier von einer relativen hohen Belastung auszugehen. Eine valide Datenbasis hierzu liegt nicht vor.

Die Bestimmung von Arzneimittelrückständen in Fließgewässern erfolgt sporadisch seit 2005. Die Ergebnisse, die das Vorhandensein der entsprechenden Stoffe in der aquatischen Umwelt belegen, sind Grundlage der in dieser Studie berücksichtigten Stoffe (vgl. Abs. 3.4). Die quantitative Bestimmung bestimmter Arzneistoffe in den Zu- und -abläufen ausgewählter Kläran-

<sup>2</sup> Eine Zusammenstellung der von rheinland-westfälischen Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz beauftragten Projekte findet sich unter: <https://www.lanuv.nrw.de/landesamt/forschungsvorhaben/klaeranlage-abwasserbeseitigung> (zuletzt geprüft am 26.10.2018).

lagen erfolgte in Schleswig-Holstein in den Jahren 2007 und 2013. Folgende Wirkstoffe waren in den Kläranlagenabläufen durch die Höhe der Konzentration und die Häufigkeit von Befunden besonders auffällig:

- Ibuprofen (Schmerzmittel)
- Diclofenac (Schmerzmittel)
- Carbamazepin (Antiepilepticum)
- Benzafibrat (Lipidsenker)
- Metoprolol (Betablocker)
- Iopamidol (Röntgenkontrastmittel)
- Amidotrizoesäure (Röntgenkontrastmittel)

Im Jahr 2006 wurde in Schleswig-Holstein ein Klärschlamm-Untersuchungsprogramm an ausgewählten Kläranlagen durchgeführt. In der statistischen Auswertung der Analyseergebnisse wurden in den untersuchten Klärschlämmen für folgende Stoffgruppen auffällige Konzentrationen bestimmt:

- Schwermetalle (Kupfer)
- Moschusverbindungen (Galaxolid)
- Tenside (iso-Nonylphenol, LAS)
- PCCD/F
- Polybromierte Diphenylether
- Pharmaka

Eine Reihe weiterer Schadstoffe wurde in einer kleineren Anzahl von Klärschlämmen als auffällig nachgewiesen:

- Schwermetalle (Chrom)
- PCB
- PAK

Die gemäß Art. 13 der WRRL zu erstellenden Bewirtschaftungspläne für die Flussgebietseinheiten (FGE) geben hinsichtlich des chemischen Zustandes der Gewässer in SH einen aktuellen Überblick (Stand: Dezember 2015). In einigen Oberflächenwasserkörpern (FGE Elbe, Eider, Schlei/ Trave) werden die UQN für Nitrat (v.a. aus der Landwirtschaft) und Quecksilber (atmosphärische Deposition, ubiquitär) überschritten. Abgesehen von diesen Überschreitungen kommen andere Schadstoffe vor, die nur in sehr wenigen Fällen auf punktuelle Quellen (z. B. Kläranlagen oder Mischwasserüberläufe) zurückzuführen sind.

Pflanzenschutzmittel (PSM) sind aktuell in den Oberflächen- und Grundwasserkörpern aller drei FGE (Schlei/ Trave, Eider und Elbe) nachweisbar und teilweise mit Überschreitungen der UQN verbunden. Ebenso wie für PAKs sind für die PSM vermutlich diffuse Eintragspfade maßgeblich. Punktquellen sind nicht zu identifizieren. Industrielle Schadstoffe (PFOS, BDE, HCB) treten vor allem in der Elbe, vereinzelt auch in der FGE Eider auf. Ob hier diffuse oder punktuelle Verschmutzungsquellen maßgebend sind, ist unklar. Antifouling-Mittel für Schiffsanstriche (TBT und Irgarol bzw. Cybutryn) treten vorwiegend in der FGE Elbe auf. Konzentrationen des seit 2008 verbotenen TBT werden vermutlich sukzessive sinken. Die Verwendung des Algizids Terbutryn ist rückläufig, da der Einsatz in der Landwirtschaft bereits seit 2003 verboten ist. Für Fassadenanstriche etc. stehen Alternativen zur Verfügung. Punktuelle Verschmutzungsquellen wurden in keiner FGE hinsichtlich der untersuchten Stoffe als relevant eingestuft. Hingegen werden diffuse Quellen als relevant eingeordnet. Landwirtschaftlich genutzte Flächen sind als wesentliche diffuse Quelle hinsichtlich der untersuchten Parameter zu nennen. Urbane Flächennutzung, als weitere potentielle diffuse Verschmutzungsquelle, hat in Schleswig-Holstein ausschließlich lokale Bedeutung.

Die Beurteilung einer Belastung der Oberflächengewässer und der Grundwasserkörper in Schleswig-Holstein mit pharmazeutischen Stoffen ist auf Basis der Bewirtschaftungspläne

nicht möglich, da entsprechende Daten nicht vorliegen. Tatsächliche Belastungen und die Verteilung pharmazeutischer Stoffe in der aquatischen Umwelt sind nicht bekannt.

Bezüglich multiresistenter Keime sind vom Ministerium für Soziales, Gesundheit, Jugend, Familie und Senioren des Landes Schleswig-Holstein Untersuchungen durchgeführt worden, um der Frage nachzugehen, ob die Qualität von Badegewässern, die unter bestimmten Umständen durch Ablaufwasser von Kläranlagen beeinflusst werden kann, durch multiresistente Keime beeinträchtigt ist. Hierfür wurden zusätzlich zu den gemäß Badegewässerverordnung vorgeschriebenen Untersuchungen der Fäkalindikatorkeime *E. coli* und Intestinale Enterokokken Untersuchungen auf multiresistenten Gram-negativen Bakterien durchgeführt. Multiresistente Gram-negative Bakterien können mittlerweile in verschiedenen Umweltkompartimenten nachgewiesen werden, so auch in Seen und anderen Oberflächengewässern. Im Einzelfall können auch in einem Badegewässer einzelne multiresistenten Gram-negativen Bakterien vorkommen. Untersuchungsergebnisse aus Schleswig-Holstein zum Vorkommen von multiresistenten Keimen im Abwasser und deren Rückhalt in Kläranlagen liegen bislang nicht vor.

#### 2.1.4 Bundesweiter Ansatz: Die Mikroschadstoffstrategie

Da sich mittlerweile Arzneimittelwirkstoffe bereits in vielen Kompartimenten des Wasserkreislaufes nachweisen lassen (Walz und Götz 2014) und das damit verbundene Risiko langfristig die Wasserversorgung erschweren dürfte (Grummt et al. 2016; Huckele und Track 2013; Merkel und Scheytt 2016; Ternes und Thaler 2012) wird vom Bundesumweltministerium (BMU) eine nationale Mikroschadstoffstrategie verfolgt (sog. Spurenstoff-Stakeholder-Dialog, vgl. Wagner 2017; Fuchs et al. 2018). In einem mehrstufigen Ansatz sollen zunächst die vorhandenen Daten zu Spurenstoffen zusammengefasst und gebündelt werden. Basierend darauf soll ein gesetzlicher Rahmen auf Bundesebene geeignete Maßnahmen für einen reduzierten Eintrag von Spurenstoffen regeln. Darüber hinaus sollen übergeordnete Maßnahmen zur Vermeidung von Spurenstoffen angeregt werden.

##### *Das Bundesmonitoring*

Im Jahr 2011 wurde von der Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe „Koordinierung der Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG (prioritäre Stoffe)“ ein Konzept für eine erste Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste prioritärer Stoffe und bestimmter anderer Stoffe skizziert. Dieses Konzept hatte zum Ziel, die vorhandene Datenbasis hinsichtlich des Eintrages von Spurenstoff-Frachten aus kommunalen Kläranlagen zu verbessern. Basierend auf diesem Gedanken wurde zunächst in einer Pilotstudie für drei kommunale Kläranlagen ein Bilanzierungsinstrument für den Eintrag von Spurenstoffen in die Vorflutgewässer entwickelt (Lambert et al. 2014). Aus dieser Studie ist u. a. eine Handlungsempfehlung zur Beprobung und zur Analyse von prioritären Stoffen im urbanen Entwässerungssystem (*ibid*, Anhang) hervorgegangen, die auch Grundlage vorliegender Studie ist (vgl. Abs. 3).

Die Bund/Länder ad-hoc-Arbeitsgruppe hat für künftige Bestandsaufnahmen weiteren Handlungsbedarf identifiziert, der drei relevante Punkte umfasst:

- Prüfung, Bewertung und Absicherung der bisher noch als unsicher einzuordnenden Datenbasis zur Ableitung von Emissionsfaktoren, v. a. für den Eintrag aus urbanen Systeme,
- Erarbeitung differenzierter Emissionsfaktoren und
- Beachtung der nach Richtlinie 2013/39/EU verschärften UQN.

Zur Erreichung dieser drei Punkte wird seit Mai 2017 bis Ende 2019 ein bundesweit einheitliches Monitoringprogramm durchgeführt (Fuchs et al. 2018). In dem Vorhaben sollen repräsentativ über Deutschland verteilt 49 Kläranlagen unterschiedlicher Ausbaugröße, Entwässerungssysteme und technischer Standards untersucht werden. In Schleswig-Holstein werden Eutin und Hetlingen in dem Monitoring berücksichtigt. Darüber hinaus soll das Monitoring fünf Regenüberlaufbecken (RÜB) und fünf Regenklärbecken (RKB) einschließen. Die Proben aus

den Kläranlagen sollen auf insgesamt 38 relevante prioritäre Stoffe und einige Begleitparameter analysiert werden.

Auf Grundlage der Monitoringergebnisse sollen stoffspezifisch plausible und differenzierte Emissionsfaktoren bzw. mittlere Ablaufkonzentrationen, als Grundlage für eine valide Abschätzung der Stoffeinträge abgeleitet werden (Fuchs et al. 2018). Die Ergebnisse dieser Studie sollen die Basis für die Auswahl von Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge in die Gewässer sein.

## 2.2 Zum Rückhalt von Spurenstoffen

Um das Verhalten von Spurenstoffen während der Abwasserreinigung zu charakterisieren, ist die Kenntnis verschiedener chemisch-physikalischer Eigenschaften notwendig. Hierzu zählen die Molekülstruktur, die Polarität bzw. die Hydrophobie, die Sorptionsfähigkeit, die Abbaubarkeit bzw. die Persistenz und die Flüchtigkeit. Relevant für die dem Stand der Technik entsprechende Abwasserreinigung (1. bis 3. Reinigungsstufe) sind die Sorption von Spurenstoffen (z. B. im Klärschlamm oder anderen Feststoffen wie Rechengut) und der biologische Abbau (Abbildung 1). Die Verflüchtigung sowie die Photolyse spielen nur für wenige Stoffe eine nennenswerte Rolle (Wick et al. 2009)

Anhand geeigneter Modelle können die Sorption und der biologische Abbau abgeschätzt werden. Dafür müssen allerdings die spezifischen Sorptionskoeffizienten und die Biodegradationskonstanten für jeden der analysierten Spurenstoffe bekannt sein.

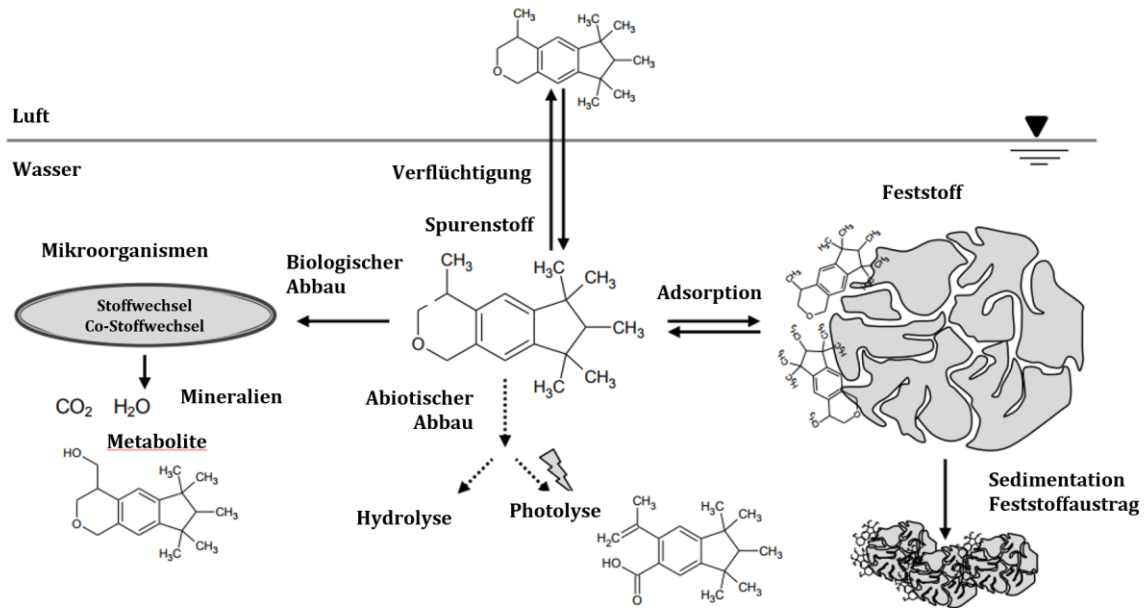
### 2.2.1 Biologischer Abbau

Beim biologischen Abbau (oder der biotischen Transformation) erfolgt die Umwandlung der Substanzen durch enzymatisch gesteuerte Reaktionen, die auf mikrobielle Prozesse zurückzuführen sind. Als Persistenz wird die Langlebigkeit einer Substanz in der (aquatischen) Umwelt bezeichnet. Spurenstoffe liegen im Abwasser in vergleichsweise geringen Konzentrationen vor. Das führt dazu, dass diese Stoffe von den Mikroorganismen nicht als primäres Substrat angesprochen werden. Wie Schwarzenbach et al. (2017) ausführen, handelt es sich um eine Reaktion pseudo-erster Ordnung, die von einer weiteren veränderlichen Größe abhängt. Das bedeutet, dass die Umsetzungsrate proportional zur im Abwasser vorhandenen Konzentration eines Stoffes ist. Wie Beier (2010) ausführt, ist die Transformationsrate aber auch vom Trockensubstanzgehalt TS abhängig und lässt sich nach Gleichung 1 beschreiben (s. hierzu auch: Joss et al. 2006; Schwarzenbach et al. 2017).

$$\frac{dc_w}{dt} = -k_{bio} \times TS \times c_w \quad (1)$$

mit:  $c_w$  = Anfangskonzentration in der gelösten Phase [ $\mu\text{g} / \text{L}$ ]  
 $t$  = hydraulische Aufenthaltszeit bzw. Dauer [d]  
 $k_{bio}$  = Biologische Transformationskonstante/ Biodegradationskonstante  
 [L / (g TS  $\times$  d)]  
 $TS$  = Trockensubstanzgehalt [g TS / L]





**Abbildung 1: Hauptmechanismen für die Entfernung von Spurenstoffen aus Abwasser in konventionellen Belebungsanlagen am Beispiel von Moschus-Galaxolid.**  
(verändert nach Margot 2015, Fig. 2.2).

Ist also die Biodegradationskonstante  $k_{\text{bio}}$  bekannt, so kann mit Kenntnis des TS-Gehaltes der durch biologischen Abbau umgesetzte Anteil eines Spurenstoffes abgeschätzt werden. Der biologische Abbau von Arzneistoffen und weiteren organischen Verbindungen in der biologischen Abwasserreinigung ist gelegentlich untersucht worden (Wick et al. 2009; Joss et al. 2006). Joss et al. (2006) unterscheiden dabei wie folgt:

- *nicht relevanter biologischer Abbau* (< 20 %) für  $k_{\text{bio}} < 0,1 \text{ L} / (\text{g TS} \times \text{d})$
- *moderater biologischer Abbau* (20 bis 90 %) für  $0,1 < k_{\text{bio}} < 10 \text{ L} / (\text{g TS} \times \text{d})$
- *guter biologischer Abbau* (> 90 %) für  $k_{\text{bio}} > 10 \text{ L} / (\text{g TS} \times \text{d})$ .

Suarez et al. (2010) nennen hiervon abweichende Grenzen:

- *kaum oder nicht biologisch abbaubar* für  $k_{\text{bio}} < 0,5 \text{ L} / (\text{g TS} \times \text{d})$ .
- *mäßig biologisch abbaubar* für  $0,5 < k_{\text{bio}} < 1 \text{ L} / (\text{g TS} \times \text{d})$
- *gut biologisch abbaubar* für  $1 < k_{\text{bio}} < 5 \text{ L} / (\text{g TS} \times \text{d})$
- *sehr gut biologisch abbaubar* für  $k_{\text{bio}} > 5 \text{ L} / (\text{g TS} \times \text{d})$

Der biologische Abbau von Spurenstoffen hängt dabei von weiteren Faktoren ab. Generell kann eine Erhöhung des Schlammalters eine verbesserte Elimination von Spurenstoffen bedingen (Kreuzinger et al. 2004, Clara et al. 2005; Joss et al. 2006; Stasinakis et al. 2010). Dieses wird darauf zurückgeführt, dass sich entsprechende Mikroorganismen anreichern, die Enzyme für den biologischen Abbau benötigen (Jones et al. 2007). Des Weiteren spielen die Temperatur (Castiglioni et al. 2006; Vieno et al. 2005) sowie eine Verdünnung des Abwassers durch Regen- oder Fremdwasser eine Rolle (Ternes 1998; Tauxe-Wuersch et al. 2005; Joss et al. 2006). Schließlich haben Tauxe-Wuersch et al. (2005) gezeigt, dass auch die hydraulische Aufenthaltszeit einen Einfluss auf den biologischen Abbau von Spurenstoffen hat (vgl. hierzu auch Gleichung 1).

Weitere Hinweise zur Verbesserung des biologischen Abbaus beim Belebtschlammverfahren (z. B. durch Einstellung des pH-Wertes oder eine Temperierung) werden in der Literatur genannt (u. a. Kasprzyk-Hordern et al. 2009; Margot 2015; Völker 2017), sind aber im Rahmen der in dieser Studie untersuchten Betriebsparameter irrelevant.

Wie Gleichung 1 zeigt, ist der biologische Abbau proportional zur Anzahl der Mikroorganismen (indirekt angegeben über den Trockensubstanzgehalt  $TS$ ) und der Konzentration der gelösten Stoffe  $c_w$ . Wird von einem konstanter  $TS$  ausgegangen, kann die verbleibende Konzentration  $c(t)$  nach einer Reaktionszeit  $t$  aus Gleichung 1 abgeleitet werden zu (vgl. Joss et al. 2006):

$$c(t) = c_w \times e^{(-k_{bio} \times TS \times t)} \quad (2)$$

Wird Sorption oder Verflüchtigung ausgeschlossen, kann dann der durch biologischen Abbau reduzierte Anteil  $y_{bio}$  bestimmt werden mit:

$$y_{bio} = 1 - \frac{c(t)}{c_w} = 1 - e^{(-k_{bio} \times TS \times t)} \quad (3)$$

Wie Kruglova et al. (2014) ausführen, ist die Transformationsrate  $k_{bio}$  für jeden Spurenstoff empirisch zu bestimmen. Hierbei würden sich die Umsetzungsraten für jeden Verfahrenstyp (z.B. Durchlaufbelebung, SBR-Anlage etc.) unterscheiden.

### 2.2.2 Sorption

Die Sorptionsfähigkeit eines Stoffes wird unter anderem durch seine Polarität beschrieben, die die Elektronenverteilung innerhalb einer Verbindung beschreibt. Liegt eine polare Verbindung vor, weist diese eine ungleichmäßige Elektronenverteilung auf. Diese Stoffe zeichnen sich durch eine hohe Wasserlöslichkeit aus. Im Gegensatz dazu beschreibt die Hydrophobie die Fähigkeit von Molekülen, Wechselwirkungen mit anderen hydrophoben Molekülen einzugehen. Sie sind daher schlecht wasserlöslich. Zur Abschätzung der Hydrophobie wird der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient  $K_{OW}$  herangezogen (in der Literatur häufig als dekadischer Logarithmus  $\log K_{OW}$  angegeben). In der Abwasserreinigung wird der  $K_{OW}$ -Wert häufig zur Abschätzung des Verhaltens eines Stoffes verwendet: Hohe  $K_{OW}$ -Werte zeigen an, dass ein Stoff lipophil ist und zur Adsorption an organischem Material (z. B. auch Belebtschlamm) neigt. Letzterer als Bioakkumulation bezeichneter Prozess wird bei  $\log K_{OW} > 4,5$  erwartet (vgl. Beier 2010: 17).

Wie Ternes et al. (2003) gezeigt haben, ist der  $K_{OW}$ -Wert allerdings nur bedingt geeignet, um das Verhalten von Arzneistoffen in der biologischen Abwasserreinigung zu charakterisieren, da diese häufig eine polare, funktionelle Gruppe aufweisen und somit – abhängig vom pH-Wert – sowohl ionisiert als auch nicht-ionisiert vorliegen können.

Generell wird die Sorption einer Substanz durch chemische oder physikalische Bindung an einen Feststoff bedingt. Die vorgenannten Eigenschaften eines Stoffes sind dabei maßgebend. Ebenso sind die Eigenschaften der festen Phase (Belebtschlamm, Aktivkohle, Rechengut o. ä.) relevant. Hierbei ist zwischen der Absorption, bei der eine Molekül in eine dreidimensionale Matrix eindringt, und der Adsorption, bei der die Moleküle an der zweidimensionalen Oberfläche gebunden werden, zu unterscheiden. Es gilt, dass unpolare Verbindungen besonders gut absorbiert werden. Polare und ionisierbare Stoffe, die sehr gut wasserlöslich sind, absorbieren hingegen nicht. Lediglich Moleküle mit positiv geladenen funktionellen Gruppen neigen zur Adsorption und können mit dem negativ geladenen Belebtschlamm oder der Aktivkohle aus dem Abwasser entfernt werden.

Die Sorption hängt somit nicht nur von den Eigenschaften des Spurenstoffes ab, sondern auch von der Eignung des Belebtschlamm (z. B. Oberflächenladung, spezifische Oberfläche, Anteil der extrazellulären polymeren Substanzen (EPS), Oxidationszahl der organischen Materie, Anteil mineralischer Masse). Es wurden daher unterschiedliche Adsorptionskoeffizienten am Belebtschlamm festgestellt, die abhängig sind von der Zusammensetzung des Abwassers und den Betriebsparametern (z. B. Schlammbelastung, Schlammalter, Trockensubstanzgehalt) der biologischen Stufe bzw. des Belebtschlammes (Barret et al. 2010a; Mailler et al. 2014; Margot 2015; Hyland et al. 2012; Stasinakis et al. 2010).

Sorption ist generell umkehrbar. Dabei stehen Adsorption und Desorption für gewöhnlich in einem Gleichgewicht und finden parallel statt. Die Sorptionskinetik am Belebtschlamm ist ein schneller Prozess, der für hydrophobe PAKs und hydrophile Substanzen (wie polare Arzneistoffe und Pestizide) nach etwa 0,5 bis 2,0 Stunden einen Gleichgewichtszustand erreicht (Barret et al. 2010b, 2010b; Ternes et al. 2004b; Wick et al. 2011). Da die hydraulische Aufenthaltszeit in der biologischen Abwasserreinigung in der Regel deutlich größer ist, kann von einem quasi-statischen Gleichgewichtszustand ausgegangen werden.

Betrachtet man eine Verbindung unter Sorptionsgleichgewichtsbedingungen (Sorptions-Desorptions-Gleichgewicht oder Verteilungsgleichgewicht), so kann man annehmen, dass die sorbierte Konzentration an Schlamm  $c_{xs}$  proportional zur gelösten Konzentration  $c_w$  ist (Ternes et al. 2004b; Pomiès et al. 2013).

$$(c_{xs}) = k_d \times TS c_w \quad (4)$$

Daher ist es möglich, den Sorptionskoeffizienten  $k_d$  unter Gleichgewichtsbedingungen zu definieren:

$$k_d = \frac{c_{xs}}{TS c_w} \quad [\text{L} / (\text{g TS})] \quad (5)$$

Außerdem kann der durch Sorption entfernte Anteil der Spurenstoffe,  $\gamma_s$  [-], definiert werden als (vgl. Margot 2015):

$$\gamma_s = \frac{c_{xs} \times TS}{c_t} = \frac{k_d \times TS}{1 + k_d \times TS} \quad (6)$$

Hierbei ist  $c_{xs}$  die am Belebtschlamm sorbierte Konzentration des Spurenstoffes [ $\mu\text{g/l}$ ],  $c_w$  ist die gelöste Konzentration und  $c_t$  ist die gesamte Konzentration ( $c_t = c_w + c_{xs} \times TS$ ) (Margot 2015; Ternes et al. 2004b). Somit kann allein mit Kenntnis des TS-Gehaltes und der spezifischen Sorptionskoeffizienten der Anteil der Sorption abgeschätzt werden. Die aus der Literatur bekannten  $k_d$ -Werte beziehen sich in der Regel auf feste Oberflächen. Bisher liegen diese Sorptionskoeffizienten für die Sorption an Belebtschlamm nur für sehr wenige Spurenstoffe vor (Stevens-Garmon et al. 2011; Hyland et al. 2012; Berthod et al. 2017; Ternes et al. 2004b; Pappageorgiou et al. 2016; Wick et al. 2009; Pomiès et al. 2013). Anhang 1 fasst die aus der Literatur bekannten  $k_d$ -Werte für die in diesem Projekt untersuchten Spurenstoffe zusammen. Wie Berthod et al. (2014; 2017) berichten, hängt die tatsächliche Sorptionsrate im Wesentlichen von der Ladung, der Molekülstruktur und von den Eigenschaften des Schlammes ab. Des Weiteren zeigen Berthod et al. (2016), dass für Primär-, Belebt-, Überschuss- und anaerob stabilisierten Klärschlamm spezifische Sorptionskoeffizienten anzuwenden sind.

Nach Sipma et al. (2010) ist die Sorption an Belebtschlamm für Stoffe mit einem Sorptionskoeffizienten von  $k_d < 500 \text{ L/kg TS}$  vernachlässigbar (weniger als 10 %), wenn die spezifische Schlammproduktion im Mittel  $200 \text{ g/m}^3$  beträgt. Da Arzneistoffe aufgrund der häufig polaren funktionellen Gruppe hydrophil sind und nicht sehr gut sorbieren, sind auch die Eliminationsraten in der mechanischen Vorreinigung (Rechengut, Sand, Primärschlamm) gering (Göbel et al. 2007).

### 2.2.3 Verflüchtigung/ Strippung

Die Diffusion einer Substanz aus Wasser in die Luft wird als Flüchtigkeit (auch: Verflüchtigung oder Volatilität) bezeichnet. Die Verflüchtigung während der Belüftung (z. B. in der Nitrifikationszone eines Belebungsbeckens) wird auch als Strippung bezeichnet. Die Verteilung eines Stoffes zwischen Gas- und Wasserphase kann mithilfe der Henry-Konstanten  $k_H$  [ $\text{Pa} \times \text{m}^3 / \text{mol}$ ] abgeschätzt werden. Pomiès et al. (2013) nennen außerdem einige Betriebsbedingungen (Belüftung, Umwälzung, Temperatur und atmosphärischen Druck) als weitere Randbedingungen, die einen Einfluss auf die Volatilität haben können.

Der Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient  $k_{aw}$  ist eine dimensionslose Darstellung der Henry-Konstante. Sie ist definiert als:

$$k_{aw} = \frac{c_L}{c_w} = \frac{k_H}{R \times T} = \frac{M \times p_p}{c_w \times R \times T} \quad (7)$$

mit:  $c_w$  = Anfangskonzentration in der gelösten Phase [ $\mu\text{g} / \text{L}$ ]  
 $c_L$  = Konzentration in der Luft [ $\mu\text{g} / \text{L}$ ]  
 $R = 8,314 \times 10^3 \text{ L} \times \text{Pa} / (\text{mol} \times \text{K})$  – Gaskonstante  
 $T$  = Temperatur [K]  
 $M$  = molare Masse des Spurenstoffes [ $\mu\text{g} / \text{mol}$ ]  
 $p_p$  = Partialdruck des Spurenstoffes [Pa]

Joss et al. (2006) geben einen Zusammenhang zwischen dem mittels Strippung während der Belüftung entfernten Anteils ( $y_{\text{stripp}}$ ) und der spezifischen Belüftungsrate  $q_{\text{Luft}}$  [ $\text{m}^3 \text{Luft} / \text{m}^3 \text{Abwasser}$ ] an:

$$y_{\text{stripp}} = 1 - e^{(-k_{aw} \times q_{\text{Luft}})} \quad (8)$$

Die spezifische Belüftungsrate  $q_{\text{Luft}}$  gibt dabei die benötigte Luftmenge pro Abwassermenge an. In konventionelle Belebtschlammanlagen beträgt dieser Wert in der Regel  $q_{\text{Luft}} = 5$  bis  $15 \text{ m}^3 \text{Luft pro m}^3 \text{Abwasser}$ .

Nach Margot (2015, S. 26) kann die Strippung bei mittlerem Luftvolumenstrom und Temperaturen von  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  wie folgt abgeschätzt werden:

- *Vernachlässigbare Strippung* (< 5 %) für  $k_{aw} < 3 \times 10^{-3}$  oder  $k_H < 8 \text{ Pa} \times \text{m}^3 / \text{mol}$  – trifft auf hydrophile Stoffe wie Arzneistoffe zu.
- *Geringe oder moderate Strippung* (5 bis 50 %) für  $3 \times 10^{-3} < k_{aw} < 5 \times 10^{-2}$  oder  $8 < k_H < 20 \text{ Pa} \times \text{m}^3 / \text{mol}$  – trifft u.a. auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) zu.
- *Hohe Strippung* (> 50 %) für  $k_{aw} > 5 \times 10^{-2}$  oder  $k_H > 20 \text{ Pa} \times \text{m}^3 / \text{mol}$  – hierzu zählen flüchtige organische Verbindungen, die in der Regel hydrophob sind. Hierzu zählen z.B. Stoffgruppen der Alkane, Terpene, Ester oder Aldehyde. Im Projekt der vorliegenden Studie wurden diese Stoffgruppen nicht berücksichtigt (vgl. Abs. 3.4).

Nach Margot (2015), kann die Eliminierung durch Verflüchtigung für die Liste der Spurenstoffe des aktuellen Projektes vernachlässigt werden, da überwiegend hydrophile Stoffe untersucht werden. Bei der Abwasserreinigung ist die Verflüchtigung in erster Linie für leicht flüchtige Stoffe (z. B. Benzol) relevant. Auch Beier (2010) geht davon aus, dass die Strippung gut wasserlöslicher Arzneistoffe, die nicht flüchtig sind ( $k_H < 1 \text{ Pa} \times \text{m}^3 / \text{mol}$ ), eine untergeordnete Rolle spielt. Allein für einige PAKs kann die Strippung einen nennenswerten Beitrag zur Elimination leisten (Byrns 2001; Lee et al. 1998).

## 2.2.4 Abiotischer Abbau

Während der (biologischen) Abwasserreinigung können Spurenstoffe auch mittels abiotischer Prozesse eliminiert werden. Hierzu zählen die Photolyse und die Hydrolyse sowie die Reaktion mit anderen Stoffen. Diese Transformationsprozesse werden z. T. auch in den technischen Verfahren der sogenannten Vierten Reinigungsstufe (vgl. Abs. 2.2.6) genutzt.

### a) Photolyse

Eine direkte Photolyse tritt auf, wenn ein Photon von einer Verbindung aufgenommen wird und eine neue gebildet wird (Margot 2015). Daneben kann eine indirekte Photolyse erfolgen, bei der reaktive Sauerstoffspezies, die infolge der Sonneneinstrahlung auf gelöste organische Materie entstehen können (Wang und Lin 2014). Die mit dem Spurenstoff reagierenden reaktiven Sauerstoffspezies (z.B. Ozon  $\text{O}_3$  oder Wasserstoffperoxid  $\text{H}_2\text{O}_2$ , das Hydroxyl-Radikal  $\text{OH}$ )

oder andere Radikale) spielen somit z. T. eine Rolle bei der technischen Elimination von Spurenstoffen (z. B. Ozonung). Die direkte Photolyse kommt hingegen bei der UV-Behandlung von (Ab-) Wasser zum Tragen, obschon diese Behandlungsstufe in erster Linie der Reduzierung einer möglichen Keimbelastung dienen soll. Bei konventionellen Belebungsanlagen spielt die Photolyse infolge der Sonnenstrahlung aufgrund des geringen Oberflächen-Volumen-Verhältnisses und der hohen Trübung eine geringe Rolle. Allenfalls in der Nachklärung oder in Schönungsteichen könnte daher direkte Photolyse erfolgen.

Ryan et al. (2011) haben eine Eliminierung der Antibiotika Sulfamethoxazol und Trimethoprim im Klarwasser des Kläranlagenablaufs festgestellt, die sie auf eine indirekte Photolyse zurückführen. Sie schlagen daher Schönungsteiche oder Pflanzenkläranlagen für eine weitergehende Reduzierung solcher Substanzen vor. Eine gute (bei Diclofenac) und mäßige (bei Sulfamethoxazol) Elimination infolge Photolyse wurde von Poirier-Larabie et al. (2016) festgestellt. Ähnliches haben Verlicchi und Zambello (2014) für weitere Arzneistoffe festgestellt. Andererseits berücksichtigen viele Studien zur Eliminationsleistung der Photolyse keine Arzneistoffe (Urase und Kikuta 2005; Plósz et al. 2010) oder Schwermetalle (Wang et al. 2003), da erwartet wird, dass keine nennenswerte Eliminationsrate vorliegt.

#### *b) Hydrolyse*

Bei der Hydrolyse wird eine chemische Verbindung aufgespalten, bei der ein Atom oder eine Atomgruppe durch ein Wasser- oder Hydroxid-Ion ersetzt wird. In der aquatischen Umwelt kann die Hydrolyse für den Abbau einiger organischer Verbindungen eine relevante Rolle spielen. Generell hängt die Hydrolyserate von der Temperatur und dem pH-Wert ab. Stoffe mit einer sehr kurzen Hydrolyse-Halbwertszeit werden bereits in der Kanalisation umgesetzt. Im Vergleich zur Sorption oder zu dem biologischen Abbau nimmt jedoch die Hydrolyse für Stoffe im kommunalen Abwasser eine untergeordnete Stellung ein (Schwarzenbach et al. 2017).

Durch Hydrolyse abgebaut werden können u. a. Ester, Amide sowie verschiedene Antibiotika (Sulfonamide, Tetracycline, Makrolide und  $\beta$ -Lactame mit einer Hydrolyse-Halbwertszeit von etwa zwei Tagen, Ying et al. 2013). Aus der Liste der in der vorliegenden Studie berücksichtigten Spurenstoffe (vgl. Abs. 3.4) könnten daher das Sulfonamid Sulfamethoxazol und das Tetracyclin Oxytetracyclin durch Hydrolyse eliminiert werden.

### **2.2.5 Referenzwerte**

Zur Einordnung der mit vorliegender Projektstudie erhobenen Daten erfolgte eine Literaturstudie. Die maßgebenden Referenzwerte sind im Ergebnisteil (Abs. 5) für die einzelnen Spurenstoffe zusammengefasst.

Grundsätzlich muss bei einem Abgleich mit Referenzwerten beachtet werden, ob Probenahmestrategie und Analyse vergleichbar sind, andernfalls kann es ggf. zu Abweichungen kommen. Weitere Ursachen für mögliche Abweichungen können landestypische Besonderheiten (Klima, Verbraucherverhalten etc.) sein. Der Fokus der Literaturstudie lag daher auf Untersuchungen, die in Deutschland oder dem benachbarten Ausland durchgeführt wurden. Nur in Fällen, in denen solche Referenzwerte nicht vorlagen, wurde ein erweiterter geographischer Raum berücksichtigt.

Prinzipiell besteht die Möglichkeit, Zulaufmengen von Medikamenten anhand von Verschreibungszahlen abzuschätzen. Für die Makrolide Sulfamethoxazol und Trimethoprim konnte eine gute Übereinstimmung zwischen den theoretischen Zulaufmengen und den durchschnittlich gemessenen Konzentrationen festgestellt werden (Marx et al. 2015; Timpel et al. 2016). Generell ist aber davon auszugehen, dass die Verschreibungszahlen nicht unmittelbar mit Konzentrationen im Rohabwasser korrelieren. Die Gründe hierfür sind, dass a) nicht alle verschriebenen bzw. verkauften Arzneistoffe tatsächlich konsumiert werden, b) jedes Medika-

ment unterschiedlich vom menschlichen Körper metabolisiert wird und es c) bereits in der Kanalisation zu einem biologischen Abbau kommen kann.

## 2.2.6 Technische Verfahren zum gezielten Rückhalt von Spurenstoffen

Eine verbesserte Elimination der im Kläranlagenablauf verbleibenden Spurenstoffe ist nur durch weitergehende Verfahren möglich (sog. Vierte Reinigungsstufe). Von Abegglen und Siegrist (2012) wurden folgenden Anforderungen definiert, die zur Beurteilung eines Verfahrens genutzt werden können:

- *Breitbandwirkung*: Inwieweit wirkt ein Verfahren auf den Rückhalt vieler verschiedener Spurenstoffe mit unterschiedlichen Stoffkennwerte (vgl. Abs. 2.2.7 und Anhang 1).
- *Nebenprodukte*: Die Bildung möglicher Metabolite (Transformationsprodukte) sollte vermieden werden, da diese ebenso schädlich wie die Ausgangssubstanz sein können.
- *Anwendbarkeit*: Es ist zu berücksichtigen, dass die Verfahren sich möglichst ohne großen Aufwand in bestehende Anlagen integrieren lassen müssen und die Reinigungsleistung nicht negativ beeinflussen und vom vorhandenen Personal betrieben werden muss.
- *Kosten-Nutzen-Verhältnis*: Der Aufwand (Kosten, Energie, Personal- und Materialeinsatz) müssen in einem angemessenen Verhältnis zum Nutzen stehen.

Die diskutierten Verfahren zum gezielten bzw. verbesserten Rückhalt von Spurenstoffen werden hinsichtlich ihrer Wirkungsweise in die vier folgenden Gruppen eingeteilt.

### a) Biologische Verfahren

Wie beim Belebtschlammverfahren werden die organischen Spurenstoffe durch Mikroorganismen biochemisch umgesetzt. Es gelten daher sinngemäß die Ausführungen unter Abs. 2.2.1 dieser Studie. Als Verfahren kommen hierfür z. B. anaerobe Verfahren (Völker et al. 2016), Abwasserteiche, Pflanzenkläranlagen, technische Feuchtgebiete (Rühmland 2015), Sandfilter (Miehe 2010; Hollender et al. 2009), Festbettreaktoren oder Tropfkörper infrage.

### b) Adsorptive Verfahren

Auf einem Adsorbens mit großer spezifischer Oberfläche lagern sich Wasserinhaltsstoffe an. Der Adsorbens muss regelmäßig erneuert und weiterbehandelt werden. Es gelten sinngemäß die Ausführungen in Abs. 2.2.2 dieser Studie. Als technische Verfahren kommen für adsorptive Prozesse die Anwendung granulierter oder Pulveraktivkohle (Altmann et al. 2014a; Altmann et al. 2015a; Altmann et al. 2015b), Ferrat (Eisen IV) oder Ionentauscher infrage. Auch die Fällung/ Flockung ist den adsorptiven Prozessen zuzuordnen.

### c) Oxidative Verfahren

Durch Zugabe eines Oxidationsmittels werden die im Abwasser enthaltenen Spurenstoffe oxidiert. Die Ausgangssubstanz zerfällt dabei in (häufig unbekannte) Transformationsprodukte, die möglicherweise durch einen folgenden biologischen Abbau eliminiert werden können. Auch die Photolyse (UV-Behandlung) führt in der Folge zur Oxidation von Wasserinhaltsstoffen (vgl. hierzu Abs. 2.2.4). Weitere oxidative Verfahren sind z. B. die Ozonung (Hollender et al. 2009; Bundschuh 2011; Altmann et al. 2014b), die Chlorung (etwa mittels Chlor oder Chlordioxid) sowie Verfahren, die als *Advanced Oxidation Processes* (AOP) eine erweiterte Oxidation einschließen (Miklos et al. 2018).

### d) Physikalische Verfahren

Zu den physikalischen Prozessen ist vor Allem die Filtration zu zählen. Für den Rückhalt von Spurenstoffen ist hierfür eine Membran mit einem Porendurchmesser von höchstens 0,01 µm erforderlich (Nanofiltration oder Umkehrosmose). Der dafür erforderliche Druck beträgt 40 bis 100 bar (Rautenberg et al. 2014, S. 318). Es ist zu beachten, dass das anfallende Zentrat weiterbehandelt werden muss (Pinnekamp und Friedrich 2006; Ribeiro et al. 2015). Eine Filtration hätte indes den Vorteil, dass zugleich (multiresistente) Keime zurückgehalten werden

könnten (vgl. Abs. 2.3). Tabelle 1 fasst unterschiedliche Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination zusammen und bewertet diese anhand der eingangs erläuterten Kriterien.

**Tabelle 1: Bewertung von Verfahren zur gezielten Entfernung von Spurenstoffen (nach Abegglen und Siegrist 2012).**

Verfahren	Eignung	Breitbandwirkung	Nebenprodukte	Anwendbarkeit	Kosten/Nutzen
nachgeschaltete biologische Verfahren	-	-	○	-	○ / +
Pulveraktivkohle	+	+	○	+	+
Granulierte Aktivkohle	+ / F	+	○	+	F
Fällung/ Flockung	-	-	○	-	-
Ozonung	+	+	○	+	+
Chlorung (Chlor, Chlordioxid)	-	-	-	-	-
AOP	- / F	+	○	?	-
Photolyse	-	-	○ / -	+ / -	○
Membran (Nanofiltration oder Umkehrosmose)	- / F	+	-	?	-

+ : gut geeignet, möglich; 0: neutral; - problematisch, schwierig; F: Forschungsbedarf

### 2.2.7 Stoffkennwerte

Für die in der vorliegenden Studie untersuchten Spurenstoffe (vgl. Abs. 3.4) werden im Anhang 1 die relevanten Stoffkennwerte (Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient  $\log K_{ow}$ , Sorptionskoeffizient  $k_d$ , Biodegradationskonstante  $k_{bio}$ ) zusammengefasst, soweit sie aus der Literatur bekannt sind. Hieraus lässt sich ableiten, nach welchem Mechanismus die einzelnen Stoffe zurückgehalten oder eliminiert werden können. Zentral ist dabei die Einordnung nach Margot (2015), die angibt zu welchem Anteil welcher Eliminationsmechanismus zur Reduzierung der einzelnen chemischen Substanzen beiträgt.

## 2.3 Zum Rückhalt von Keimen in Kläranlagen

### 2.3.1 Vorkommen im Abwasser und Elimination während der konventionellen Abwasserreinigung

Die Ausbreitung pathogener Keime über Kläranlagen rückt angesichts der Diskussion um das Auftreten multiresistenter Keime verstärkt in den Fokus der öffentlichen und fachlichen Diskussion. Durch Verschlucken, Einatmen oder Hautkontakt können diese Keime Erkrankungen hervorrufen. Generell ist festzustellen, dass die Datenlage bezüglich des Vorhandenseins von Keimen im Abwasser und deren Rückhalt in Kläranlagen deutlich schlechter im Vergleich zur gut untersuchten Spurenstoff-Problematik ist. In Deutschland wird die Multiresistenz von

Gram-negativen Organismen durch Prüfung der Empfindlichkeit gegenüber vier Substanzgruppen definiert (Breitspektrumpenicilline, 3. Generations-Cephalosporine, Fluorchinolone und Carbapeneme). Bei Resistenz gegenüber den ersten drei Substanzgruppen werden die Erreger als 3MRGN klassifiziert (KRINKO 2012, 2013). Bei Resistenz auch gegenüber den als Reserveantibiotika geltenden Carbapenemen werden die Erreger als 4MRGN klassifiziert (Tabelle 2). Insbesondere als 4MRGN klassifizierte Erreger stellen eine besondere Herausforderung in der Medizin dar.

**Tabelle 2: Klassifizierung von *Enterobacterales* und *Acinetobacter baumannii* auf Basis ihrer phänotypischen Resistenzeigenschaften entsprechend der KRINKO Empfehlungen (KRINKO 2012, 2013).**

Die grau hinterlegte Klassifizierung als 2MRGN NeoPäd gilt nur für die medizinische Versorgung von Kleinstkinder, da bei diesen Patienten keine Fluorchinolone in der Therapie eingesetzt werden dürfen.

Antibiotikagruppe	Leitsubstanz	2MRGN NeoPäd	3MRGN	4MRGN
Acylureidopenicilline	Piperacillin	R <sup>(c)</sup>	R	R
3./4. Generations-Cephalosporine	Cefotaxim oder Ceftazidim	R	R	R
Carbapeneme	Imipenem oder Meropenem	S	S	R
Fluorchinolone	Ciprofloxacin	S	R	R

Die Einleitung von (gereinigtem) Abwasser zählt zu den wichtigsten Eintragungspfadern pathogener Keime in die Oberflächengewässer (Blatchley 2005). So ist die gezielte Desinfektion von behandeltem Abwasser bereits heute gelegentlich Teil der Abwasserbehandlung, insbesondere wenn die Kläranlage ihre Vorflut im Bereich eines Badegewässers hat. Bei der Desinfektion spielt es indes keine Rolle, ob es sich um einen multiresistenten Erreger handelt oder nicht. Exner et al. (2018) stellen fest, dass der Anteil an 4MRGN an 3. GenerationsCephalosporin resistenten Gram-negativen Isolaten bei kommunalen Abwasser bei 0,5 % liegt. Bei urbanen Abwasser inkl. Kliniken steigt dieser Anteil auf 28,4 %.

Als einer der wichtigsten Indikatorkeime wird häufig der wasserassoziierte *E. coli* genutzt, der als Fäkalkeim natürlicherweise in den Verdauungstrakten der meisten Säuger vorkommt. Bischoff (2013, S. 10) gibt eine Konzentration dieser Erreger im Rohabwasser in einer Größenordnung von  $10^6$  bis  $10^9$  MPN/100 mL an. Im Zuge der Abwasserreinigung reduziert sich die Anzahl der Keime sukzessive in Abhängigkeit der Art der eingesetzten Behandlungsverfahren. Nach WHO (2006) sind folgende Reduktionen ( $\log_{10}$ -Stufen) zu erwarten:

- Sedimentation: 0-1
- Belebtschlammverfahren einschl. Nachklärung: 1-2
- Fällung/ Flockung: 0-1
- Langsamfiltration: 0-3
- Zweischichtfiltration: 0-1
- Membranfiltration: 3,5-6
- Chlorung: 2-6
- Ozonung: 2-6
- UV-Behandlung: 2-4



Demnach weist der Ablauf einer Belebungsanlage ohne weitere Behandlungsstufe eine Konzentration der *E. coli* von mindestens  $10^4$  MPN/100 mL auf. Wie Rose et al. (2004) berichten, lässt sich durch eine Steigerung des Trockensubstanzgehaltes (TS) in der Belebung (um  $\Delta TS = 1$  bis  $4$  g TS/L) und einer Erhöhung des Schlammalters (um  $\Delta t_{TS} = 2$  bis  $16$  d) eine Reduzierung der *E. coli* im Ablauf um bis zu zwei  $\log_{10}$ -Stufen erreichen. Ursächlich hierfür sei vermutlich die Tatsache, dass die wasserassoziierten *E. coli* bei höherem TS-Gehalt vermehrt an den Belebtschlammflocken gehalten werden.

Bezogen auf den Wasserpfad lässt sich feststellen, dass eine Reduzierung der Keimbelastung mit dem Restgehalt an suspendierten Stoffen einhergeht. Daher ist zu vermuten, dass sich ein Großteil der Keime – die offenbar feststoffgebunden sind – im Klärschlamm aufkonzentrieren (Adler et al. 2018, S. 12). Als wesentliche Senke ist somit der Klärschlamm auch Träger von multiresistenten Geninformationen, die sich allein durch die Klärschlammverbrennung eliminieren lassen.

Obschon die absolute Anzahl von Keimen während der konventionellen Abwasserreinigung basierend auf den genannten Mechanismen abnimmt, gibt es Hinweise dafür, dass der Anteil und die Diversität der multiresistenten Keime insbesondere in der Belebungsstufe zunimmt (Czekalski et al. 2012; Manaia et al. 2012; Rizzo et al. 2013; Manaia 2014). Die Gründe hierfür sind offenbar in der guten Nährstoffversorgung und der hohen Bakteriendichte zu finden, die den horizontalen Gentransfer begünstigen (Adler et al. 2018). Schreiber (2011) stellt hingegen fest, dass die Abwasserbehandlung auf die von ihr untersuchten Spezies (*Campylobacter* sp. und *P. aeruginosa*) keinen signifikanten Einfluss hat.

Weitere Untersuchungen zur Bildung neuer Resistenzen während der Abwasserreinigung (oder bereits im Kanalnetz) liegen bisher nicht vor.

### 2.3.2 Technische Verfahren zum gezielten Rückhalt von Keimen

Als technische Verfahren zur Desinfektion (bzw. zur Reduzierung der Keimbelastung) kommen neben der UV-Bestrahlung (vgl. Abs. 2.2.4, Photolyse) eine Behandlung mit Chlor oder Chlordioxid sowie die Ozonung infrage (Tondera et al. 2015). Darüber hinaus können Bakterien mit Hilfe von Membranen zurückgehalten werden. Alle Verfahren sind technisch erprobt und kommen in der Trinkwasseraufbereitung zum Einsatz.

Bei der UV-Behandlung hängt die Elimination linear von der Bestrahlungsintensität  $I$  und der Bestrahlungsdauer  $t$  ab. Nach Masschelein und Rice (2002) gilt folgender Zusammenhang:

$$\log\left(\frac{N_t}{N_0}\right) = -k \times I \times t \quad (9)$$

mit:  $N_t$  = Anzahl der Keime zum Zeitpunkt  $t$

$N_0$  = Anzahl der Keime zum Zeitpunkt  $t = 0$

$k$  = empirische Geschwindigkeitskonstante

$I$  = UV-Bestrahlungsintensität oder -stärke [ $\text{mW}/\text{cm}^2$ ]

$t_h$  = Bestrahlungsdauer [s]

Die Bestrahlungsdosis  $H$  [ $\text{J}/\text{m}^2$ ] ergibt sich rechnerisch als Produkt aus der Bestrahlungsintensität  $I$  und der Bestrahlungsdauer  $t_h$ . Ein ebenfalls linearer Zusammenhang zwischen der Eliminationsrate und der Konzentration eines Desinfektionsmittels kann für die Verfahren der Chlorung oder der Ozonung angenommen werden. Wie Bischoff (2013) ausführt, hängt die tatsächliche Eliminationsrate darüber hinaus von der Geometrie des Reaktors und damit den Strömungsverhältnissen sowie von der Wasserqualität (z. B. Trübung oder pH-Wert) ab. Membranverfahren eignen sich zum Rückhalt von Bakterien, wenn Sie einen maximalen Porendurchmesser von etwa  $1 \mu\text{m}$  aufweisen (Rautenberg et al. 2014, S. 317). Für diesen Bereich der Mikrofiltration ist ein Transmembrandruck von bis zu 5 bar erforderlich.

## 2.4 Wechselwirkungen zwischen Spurenstoffen und Antibiotikaresistenzen

Wie Adler et al. (2018, S. 7) ausführen, ist die Ko-Selektion ein wesentlicher Mechanismus, der dazu beiträgt, dass sich antibiotika-resistente Keime ausbilden können. Das Vorhandensein von z. B. Bioziden oder Schwermetallen (in Abwasser oder Klärschlamm) begünstigt diese Ko-Selektion, die ein selektives Wachstum von resistenten Keimen zur Folge hat. Überdies sei das gute Nährstoffangebot, die hohe Bakteriendichte und das Vorkommen von unterschiedlichen Spurenstoffen in diesen Medien ideal für einen horizontalen Gentransfer zwischen den Bakterien.

Ebenso verweisen auch Baquero et al. (2008) auf eine Wechselwirkung zwischen Antibiotika und Antibiotika-Resistenzen in der aquatischen Umwelt. Zwar weist Bürgmann (2014) darauf hin, dass die festgestellten Antibiotika-Konzentrationen im Abwasser und in den Gewässern meist unterhalb der minimalen Hemmkonzentration liegt. Für einzelne Antibiotika ist allerdings nachgewiesen, dass sie bereits ab einer Konzentration von 100 ng/L (Ciprofloxacin) die Resistenzbildung fördern können (Gullberg et al. 2011; Knapp et al. 2008).

Schließlich stellt Bürgmann (2014) fest, dass die zeitgleiche Wirkung von unterschiedlichen Spurenstoffen (Substanzgemisch) bisher nicht hinreichend untersucht sei. In einem der wenigen Untersuchungen zu diesem Fragenkomplex haben Kurenbach et al. (2018) gezeigt, dass Bakterien Mutationen mit einem höheren Anteil von Resistenzen entwickeln, wenn sie zeitgleich Herbiziden und Antibiotika ausgesetzt sind. Diese Resistenzbildung erfolgte in einigen Fällen um das 100.000-fache schneller.





## TEIL II – MATERIAL UND METHODEN

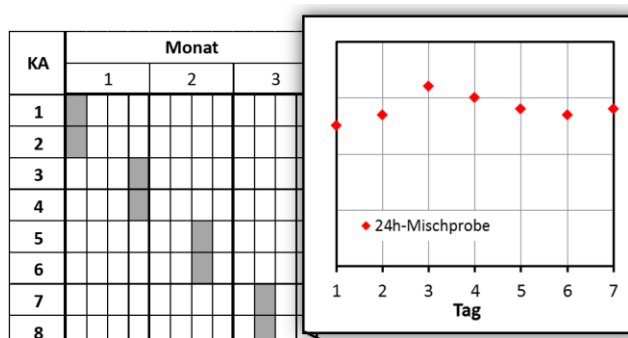
### 3 Methoden

Maßgebliche Einflussgröße auf die Qualität der Ergebnisse bzw. der Aussagen zu Spurenstoffen und deren Rückhalt in Kläranlagen ist die zeitliche Auflösung der Probenahme. Diese muss deutlich kleiner sein, als das Zeitintervall, in dem sich signifikanten Änderungen der Messgröße einstellen. Bei einem zu großen zeitlichen Abstand der Probenahme würden die Analysenergebnisse sonst eher einen zufälligen Zustand, als den zu beobachtenden Prozess beschreiben. Die Prozesse der Freisetzung und des Transportes im Einzugsgebiet und des Rückhaltes von Spurenstoffen in Reinigungsstufen von Kläranlagen sind sehr dynamisch, so dass die Probenahme mit kleiner zeitlicher Auflösung erfolgen muss. Auf der anderen Seite erfolgt in Behandlungsbecken der Kläranlage mit langen Aufenthaltsdauern/ großen Wasservolumina ein Konzentrationsausgleich, so dass Schwankungen abgeschwächt, aber auch verzögert werden.

#### Intensiv-Messprogramm

##### Wochenganglinie:

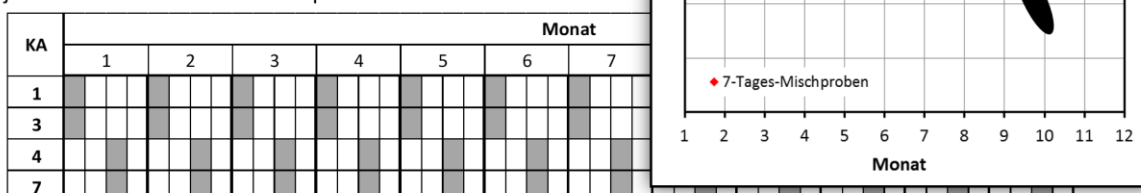
24h-Mischproben über den Zeitraum von jeweils 1 Woche je 2 benachbarte KA parallel



#### Routine-Messprogramm

##### Jahresganglinie:

Monatliche Aufnahme von 7-Tages-Mischproben je zwei örtlich benachbarte KA parallel



**Abbildung 2: Darstellung der zeitlichen Auflösung der durchgeführten Messprogramme.**

Die Durchführung des Projektes erfolgte in zwei Stufen. Art und Zeitpunkt der Probenahmen sind in Abbildung 2 dargestellt und in Tabelle 3 sind die Zeiträume der durchgeführten Messkampagnen aufgezeigt.

In einem Intensiv-Programm wurde zunächst der Rückhalt von Spurenstoffen und multiresistenten Keimen in den einzelnen Verfahrensstufen einer Kläranlage quantifiziert. Das Messprogramm wurde im weiteren Projektverlauf um ein Sonder-Messprogramm ergänzt. Im Intensiv- und Sonder-Messprogramm wurden täglich 24-h-Mischproben genommen, um die Dynamik des Spurenstoffeintrages und der Elimination innerhalb von Kläranlagen nachvollziehen zu können. Im Intensiv-Messprogramm betrug der Messzeitraum auf der jeweiligen Anlage sieben Tage, im Sonder-Messprogramm wurde er auf drei Tage reduziert.

Saisonale Einflüsse wurden schließlich in einem Routine-Messprogramm erfasst. Mit Hilfe von 7-Tages-Mischproben, die im monatlichen Abstand genommen wurden, können die Veränderungen von Spurenstofffrachten in Kläranlagen im Jahresverlauf beurteilt werden.

**Tabelle 3: Messzeiträume der durchgeführten Messprogramme.**

	Intensiv-Messprogramm	Sonder-Messprogramm	Routine-Messprogramm
Ratzeburg	20.07. bis 26.07.2017	01.08. bis 03.08.2018	Dez. 2017 bis Dez. 2018  Beprobung einmal monatlich
Bad Segeberg	20.07. bis 26.07.2017	08.08. bis 10.08.2018	
Ahrensburg	10.08. bis 16.08.2017	25.07. bis 27.07.2018	
Cismar	24.08. bis 30.08.2017		
Kropp	07.09. bis 13.09.2017		
Rendsburg	07.09. bis 13.09.2017	22.08. bis 24.08.2018	
Flensburg	21.09. bis 27.09.2017		
Süderbrarup	21.09. bis 27.09.2017		

### 3.1 Intensiv-und Sonder-Messprogramm

Zur Beurteilung der Freisetzung und des Transportes von Spurenstoffen im urbanen Einzugsgebiet der untersuchten Kläranlagen sowie des Rückhaltes von Spurenstoffen und multi-resistenten Keimen in den einzelnen Reinigungsstufen der untersuchten Kläranlagen wurde zunächst ein Intensiv-Messprogramm durchgeführt. Im Rahmen dieses Programms wurden an sieben aufeinanderfolgenden Tagen 24-Stunden-Mischproben des Kläranlagenzulaufs (Rohabwasser), des Zulaufs zur biologischen Stufe (nach mechanischer Vorreinigung), des Ablaufs der biologischen Stufe (Klarwasser aus der Nachklärung) sowie des in die Vorflut eingeleiteten Abwassers (nach möglicher dritter Reinigungsstufe, z. B. Flockungsfiltration) gezogen. Hinzu kamen qualifizierte Stichproben des Klärschlammes. Auf Basis der im Rahmen des Messprogramms erhobenen Daten sollte die spezifische Eliminationsleistung jeder Verfahrensstufe bestimmt und mögliche Schadstoffquellen im Einzugsgebiet identifiziert werden.

Die zeitliche Variation der Spurenstoffkonzentrationen lässt sich auf Basis der im Intensiv-Messprogramm (s. u.) erhobenen Daten für jeden Messpunkt ermitteln. Das Intensiv-Messprogramm wurde im Herbst 2017 abgeschlossen. Ergänzend hierzu wurde im Sommer 2018 ein Sonder-Messprogramm mit dem Ziel der Bestimmung einer weiteren verfahrensspezifischen Eliminationsleistung bestimmter Behandlungsschritte während der Abwasserreinigung durchgeführt (Tabelle 3). Zur Bewertung des Rückhaltes einzelner Verfahrensstufen und der Gesamtwirkung der Kläranlagen wurden insgesamt 320 Wasserproben und 41 Klärschlammproben untersucht.

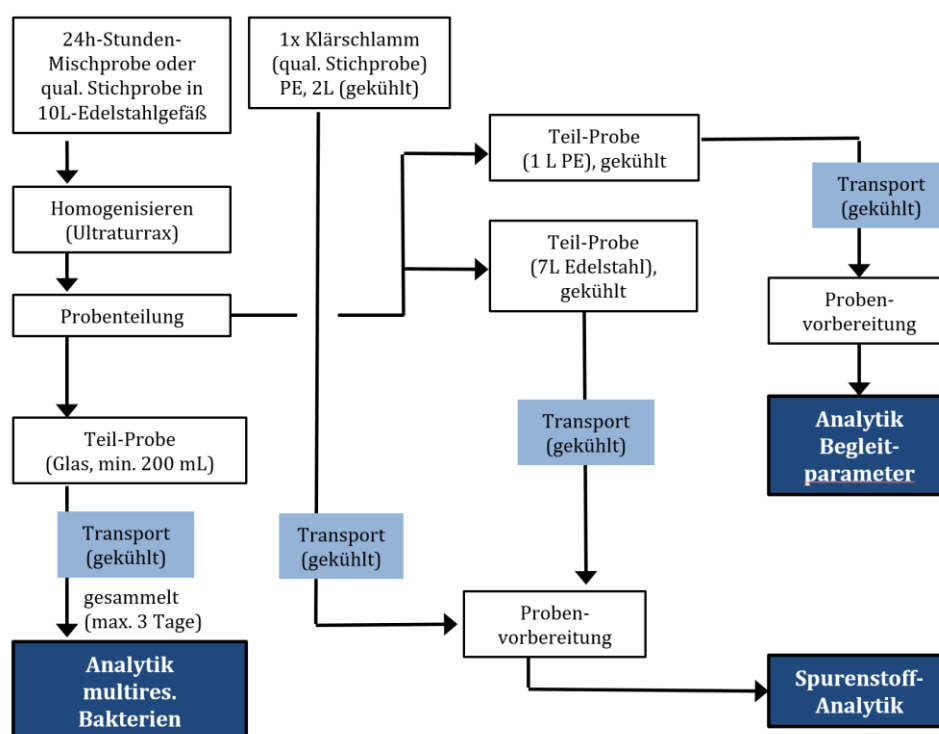
#### 3.1.1 Probenahme und -transport

Die Probenahme erfolgte für die Probenahmepunkte auf den Kläranlagen in der Regel mit Hilfe automatischer Probenehmer (Typ Bühler 3010). Diese wurden so programmiert, dass viertelstündlich eine Teilprobe entnommen wurde (jeweils etwa 70 bis 80 mL). Somit umfasste das Probenvolumen am Ende des 24-h-Probenintervalls etwa 6,5 bis 8,0 L. Für die Beprobung auf den SBR-Anlagen wurde die Programmierung entsprechend angepasst, so dass am Ablauf der SBR-Reaktoren eine Beprobung entsprechend des Behandlungszyklus parallel zur Dekantierzeit erfolgt. Generell erfolgte die Probenahme zeitproportional (nicht durchfluss- oder volumenproportional). Die Teilproben wurden bereits im Probenehmer auf 4 °C gekühlt. Die Probennahmeschläuche waren zur Vermeidung von Adsorption mit einer Teflon-Beschichtung versehen. Dennoch wurden die Schläuche zur Erreichung eines Verteilungsgleichgewichtes zwischen Probenahmematerial und Abwasser vor dem Beginn der Messreihe für zwei Wochen mit Rohabwasser vorbelastet.

Falls die Probenahme mittels Probenehmer nicht möglich war, erfolgt eine qualifizierte Stichprobe. Gleiches gilt für Klärschlammproben und andere Feststoffproben (Fett, Rechengut, Sand).

Die Durchführung der Probennahme und -vorbereitung erfolgte in Anlehnung an das sog. Bundesmonitoring und die daraus hervorgegangene Handlungsempfehlung (Lambert et al. 2014). Im Unterschied zum parallel laufenden Bundesmonitoring (Fuchs et al. 2018) erfolgte allerdings keine Unterscheidung zwischen Trocken- und Regenwetterabfluss.

Probennahme, -transport und -teilung sowie das weitere Probenhandling während des Intensiv- und Sondermessprogramms sind in Abbildung 3 dargestellt. Die Bestimmung der Begleitparameter (vgl. Abs. 3.3) erfolgte unmittelbar anschließend an die Probenteilung. Proben für die Spurenstoff-Analytik (vgl. Abs. 3.4) wurden noch am Tag der Probennahme ebenfalls gekühlt weiter transportiert. Proben zur Untersuchung multiresistenter Keime (vgl. Abs. 3.5) wurden über maximal drei Tage gesammelt. In jedem Fall konnte eine durchgehende Kühlung (4 °C) zwischen Probennahme und Eingang im Labor sichergestellt werden.



**Abbildung 3: Arbeitsablauf und Probenhandling für das Intensiv- und Sonder-Messprogramm.**

Die Probensammelgefäße für die Proben aus der Kläranlage und dem Einzugsgebiet bestanden aus Edelstahl (Gesamtvolumen: 10 L). Für jede Tagesmischprobe wurde ein mit Aceton gereinigtes Probenahmegefäß verwendet. Der Probentransport erfolgte gekühlt ebenfalls bei 4 °C. Probennahme und -transport wurden dokumentiert und protokolliert. Die Probenteilung erfolgte zentral im Labor der Versuchs- und Ausbildungskläranlage (VAK) der TH Lübeck. Alle Arbeitsmittel, Edelstahlgefäße und -werkzeuge wurden zur Vermeidung von Verunreinigung nach dem Gebrauch mit Aceton gereinigt. Zur Vermeidung systematischer Fehler wurden für alle Arbeitsschritte verbindliche Arbeitsanweisungen erarbeitet.

### 3.1.2 Probenbezeichnung

Die Probenbezeichnung erfolgte nach folgender Systematik:

*Herkunft – Messstellenummer – Datum*

(Beispiel: AB-1-170627 = Herkunft Ahrensburg, Messstelle 1, Probe vom 27.06.2017)

Folgende Herkunftskürzel wurden verwendet:

Ahrensburg	AB
Bad Segeberg	BS
Cismar	CM
Flensburg	FL
Kropp	KR
Ratzeburg	RA
Rendsburg	RD
Süderbrarup	SB

Die Lage der einzelnen Messstellen ist den einzelnen Fließschemata der jeweiligen Kläranlage (Anhang 3) zu entnehmen. Anhang 4 stellt alle Probenahmepunkte tabellarisch zusammen. In der Regel erfolgt die Nummerierung der Messstellen entsprechend der Fließrichtung des Abwassers in den Kläranlagen. Die Messstelle 1 entspricht somit i. d. R. den Kläranlagenzulauf (Rohabwasser).

## 3.2 Routine-Messprogramm

Zur Beurteilung der saisonalen Eliminationsleistung und zur Überprüfung möglicherweise jahreszeitlich abhängiger Zulauf- und Emissionsfrachten wurde ergänzend zum Intensiv-Messprogramm ein Routine-Messprogramm über den Zeitraum von zwölf Monaten durchgeführt. Die monatliche Probennahme und die Probenvorbereitung erfolgte in Anlehnung an die Handlungsempfehlung zum Bundesmonitoring (Lambert et al. 2014) und ist daher identisch mit dem Intensiv-Messprogramm. Für die Untersuchungen im Routine-Messprogramm wurden vier von acht Kläranlagen aus den im Intensiv-Messprogramm beprobten Anlagen ausgewählt (vgl. Abs. 4).

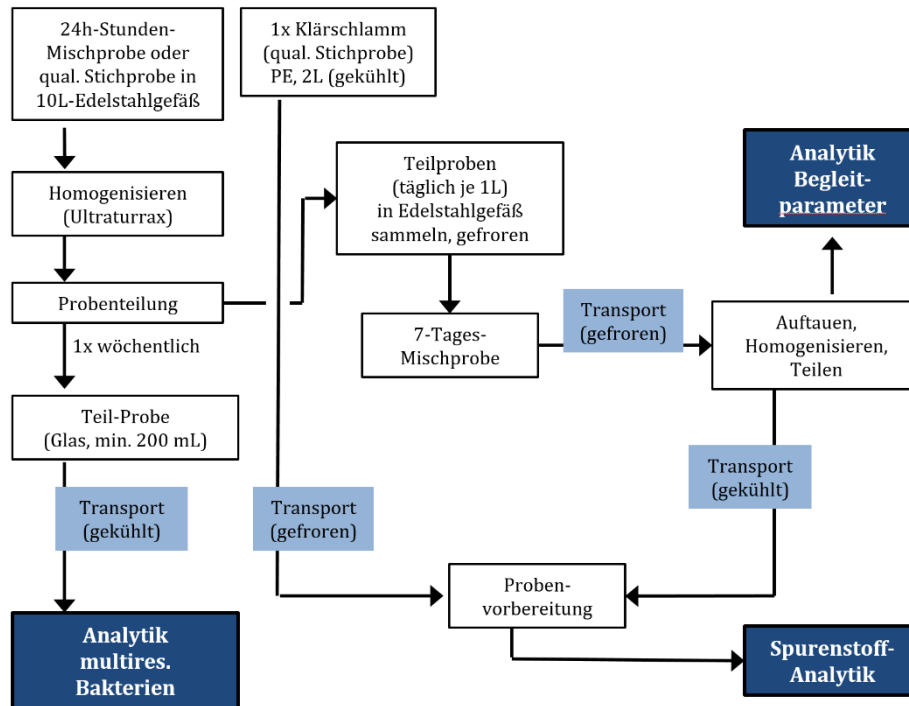
Um eine zeitliche Variation der einzelnen Stoffe, auch in Abhängigkeit von Jahreszeit und Witterungseinflüssen beurteilen zu können, war eine Probenahme an zwölf unabhängigen Probenterminen, gleichmäßig über ein Jahr verteilt, erforderlich. Abweichend zum Intensiv-Messprogramm wurden an jedem Probentermin je zwei Proben (Zulauf und Ablauf) auf den Kläranlagen als 7-Tages-Mischprobe und eine qualifizierte Stichprobe des entwässerten Klärschlammes genommen. Eine Beprobung einzelner Verfahrensstufen, wie im Intensiv-Messprogramm, erfolgte nicht.

### 3.2.1 Probennahme und -transport

Im Unterschied zum Intensiv-Messprogramm erfolgte die Entnahme von Wochenmischproben (oder: 7-Tages-Mischproben). Hierfür wurde zunächst an sieben aufeinanderfolgenden Tagen eine zeitproportionale 24-Stunden-Mischprobe erzeugt. Nach Homogenisieren wurde täglich eine exakt definierte Teilmenge (1 L) in einem Edelstahlgefäß eingefroren (Abbildung 4). Am Ende der Messwoche liegen dann in diesem Sammelgefäß die sieben Einzelproben in Schichten „übereinander“ eingefroren vor. Durch das Einfrieren werden biochemische Prozesse, die selbst bei Kühlung nach einer Woche nicht auszuschließen wären, unterbunden.

Die auf diese Weise gewonnene 7-Tages-Mischprobe wurde zunächst gefroren transportiert, dann unter kontrollierten Bedingungen aufgetaut, homogenisiert und schließlich für die Bestimmung der Begleitparameter und die Spurenstoff-Analytik geteilt.





**Abbildung 4: Arbeitsablauf und Probenhandling für das Routine-Messprogramm.**

Für die quantitative Bestimmung der multiresistenten Keime dürfen die Proben hingegen nicht gefroren sein. Daher wurde aus einer 24-Stunden-Mischprobe der Messwoche eine Teilprobe für die Analyse aufbereitet und gekühlt transportiert. Für die Analyse des Klärschlammes wurde während der Messwoche eine qualifizierte Stichprobe bestehend aus drei Einzelproben verschiedener Tage gezogen.

### 3.2.2 Probenbezeichnung

Um eine deutliche Unterscheidung zu den Proben des Intensiv-Messprogramms (24-Stunden-Mischproben) und den im Routine-Messprogramm gewonnenen 7-Tages-Mischproben zu erreichen, erfolgte die Probenbezeichnung nach folgendem Schema:

*Herkunft – Messstellennummer – Jahr – Kalenderwoche*

(Beispiel: BS-4-18-29 = Herkunft Bad Segeberg, Messstelle 4, Probe aus der 29. Kalenderwoche 2018.)

Maßgebend für die Festlegung der Kalenderwoche ist der letzte Messtag des 7-Tages-Intervalls. Folgende Herkunftskürzel wurden weiterhin verwendet:

Bad Segeberg	BS
Kropp	KR
Ratzeburg	RA
Rendsburg	RD

### 3.3 Bestimmung von Begleitparametern

Im Labor der Versuchs- und Ausbildungskläranlage (VAK) der TH Lübeck erfolgten die Probenvorbereitung und die Bestimmung der üblichen abwassertechnischen Parameter, um den Zustand des Abwassers entsprechend des Reinigungsfortschrittes innerhalb der Kläranlage bestimmen zu können. Für alle wässrigen Proben wurden der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die Temperatur sowie die Sauerstoff-Konzentration mittels Sondenmessung unmittel-

bar nach deren Eingang bestimmt. Geruch und Trübung/Farbe der Proben wurden qualitativ bestimmt und notiert.

Anhand standardisierter Küvettentests (Systemanbieter HachLange, photometrische Messung nach Reaktion) wurden die relevanten Zehr- und Nährstoffe bestimmt. Für die Analyse gelöster Inhaltsstoffe ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ) wurden die Proben vorab filtriert ( $0,45 \mu\text{m}$ ). Für die Bestimmung von CSB, TN und P wurden homogenisierte Proben verwendet (Ultraturrax, 20000 U/min, 2 bis 5 min je nach Feststoffgehalt der Probe). Zur Qualitätskontrolle wurden parallel die Addista-Tests (Standardlösungen) durchgeführt. Es stellten sich keine relevanten systematischen Probleme in der Analytik heraus. Die Bestimmung des  $\text{BSB}_5$  erfolgte für ausgewählte Zulaufproben im temperierten Standversuch nach dem respirometrischen Prinzip (System WTW Oxitop).

Ausgewählte Beleb- und Überschussschlammproben wurden hinsichtlich des Trockensubstanzgehaltes (TS) nach dem Standardverfahren (gem. DEV) untersucht. Sowohl  $\text{BSB}_5$  als auch TS dienen zur Berechnung von Schlammalter und Schlammbelastung in der biologischen Stufe (Belebtschlammverfahren).

### 3.4 Bestimmung von Spurenstoff-Konzentrationen

Die Auswahl der analysierten Stoffe orientiere sich u. a. an den in Schleswig-Holstein in vorangegangenen Untersuchungen festgestellten Substanzen in Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern (s. hierzu Abs. 2.1.3). Die Liste der PAK orientiert sich an der Aufstellung 16 prioritärer Stoffe der US *Environmental Protection Agency* (EPA)<sup>3</sup>.

Von allen Proben wurden die Konzentration der Spurenstoffe bestimmt. Zur Anwendung kamen hierfür LCMS- und GCMS-Verfahren. Bestimmt wurden alle 51 in Tabelle 4 bis Tabelle 8 aufgeführten Parameter mit dem angegebenen Prüfverfahren. Die Bestimmungsgrenze (BG) ist für einige Stoffe abhängig von der CSB-Konzentration.

**Tabelle 4: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen der untersuchten Schwermetalle.**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung	CAS-Nummer	Einheit	Prüfverfahren	BG (CSB ≤ 200 mg O <sub>2</sub> /L)	BG (CSB > 200 mg O <sub>2</sub> /L)
Blei (Pb)		7439-92-1	mg/l	DIN EN ISO 11885	< 0,005	< 0,005
Cadmium (Cd)		7440-43-9	mg/l	DIN EN ISO 11885	< 0,001	< 0,001
Nickel (Ni)		7440-02-0	mg/l	DIN EN ISO 11885	< 0,003	< 0,003
Quecksilber (Hg)		7439-97-6	mg/l	DIN EN 1483	< 0,0001	< 0,0001

**Tabelle 5: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen der untersuchten Arzneistoffe.**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung	CAS-Nummer	Einheit	Prüfverfahren	BG (CSB ≤ 200 mg O <sub>2</sub> /L)	BG (CSB > 200 mg O <sub>2</sub> /L)
Carbamazepin	Antiepileptikum	298-46-4	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10
Ciprofloxacin	Antibiotikum (Fluorchinolon)	85721-33-1	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10
Coffein	Stimulans	58-08-2	µg/l	LAM-MLC.M.0050	< 0,02	< 0,10

<sup>3</sup> Office of the Federal Registration (OFR) Appendix A: priority pollutants. Fed Reg. 1982;47:52309.

Parameter	Klassifikation/ Verwendung	CAS-Nummer	Einheit	Prüfverfahren	BG (CSB ≤ 200 mg O <sub>2</sub> /L)	BG (CSB > 200 mg O <sub>2</sub> /L)
Diclofenac	nichtsteroidales Antirheumatikum	15307-86-5	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10
Gabapentin	Antiepileptikum	60142-96-3	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10
Ibuprofen	nichtsteroidales Antirheumatikum	15687-27-1	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,05	< 0,10
Iopamidol	Kontrastmittel	60166-93-0	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,04	< 0,10
Metformin	Antidiabetikum	657-24-9	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10
Metoprolol	Betablocker	51384-51-1	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10
Oxytetracyclin	Antibiotikum (Tetracyclin)	79-57-2	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10
Sulfamethoxazol	Antibiotikum (Sulfonamid)	723-46-6	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10
Trimethoprim	Antibiotikum (Sulfonamid)	738-70-5	µg/l	LAM-MLC.M.0051	< 0,02	< 0,10

Tabelle 6: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen der untersuchten Pflanzenschutzmittel.

Parameter	Klassifikation/ Verwendung	CAS-Nummer	Einheit	Prüfverfahren	BG (CSB ≤ 200 mg O <sub>2</sub> /L)	BG (CSB > 200 mg O <sub>2</sub> /L)
Aclonifen	Herbizid (Pflanzenschutzmittel)	74070-46-5	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Bifenox	Herbizid (Pflanzenschutzmittel)	42576-02-3	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Cybutryn (Irgarol)	Herbizid/ Pestizid (Antifouling und Fassaden - verboten seit 2016/ 2011)	28159-98-0	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Cypermethrin	Insektizid (Anwendung als Pflanzenschutz- und Holzschutzmittel)	52315-07-8	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,04	< 0,20
Dichlorvos	Insektizid (Schädlingsbekämpfung)	62-73-7	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Dicofol	Akarizid (gegen Milbenbefall im Obst- und Gemüsebau)	115-32-2	µg/l	LAM-MGC.M.0003	< 0,02	< 0,05
Diuron	Herbizid (Pflanzenschutzmittel)	330-54-1	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Glyphosat	Herbizid (Pflanzenschutzmittel)	1071-83-6	µg/l	E DIN ISO 16308 F-45	< 0,05	< 0,05
Imidacloprid	Insektizid (Neonicotinoid)	138261-41-3	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Isoproturon	Herbizid (v.a. Getreideanbau) - verboten seit 2017	34123-59-6	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,05
Quinoxifen	Fungizid (gegen Mehltau)	124495-18-7	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Terbuthylazin	Herbizid (meist als Voraufbau-Herbizid im Maisanbau)	5915-41-3	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Terbutryn	Algizid (in Dispersionsfarben) - als PSM seit 2002 nicht mehr zugelassen	886-50-0	µg/l	LAM-MLC.M.0002	< 0,02	< 0,10
Triclosan	Biozid (Desinfektionsmitteln, Kosmetika etc.)	3380-34-5	µg/l	LAM-MGC.M.0003	< 0,02	< 0,02

**Tabelle 7: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen der untersuchten Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK).**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung	CAS-Nummer	Einheit	Prüfverfahren	BG (CSB ≤ 200 mg O <sub>2</sub> /L)	BG (CSB > 200 mg O <sub>2</sub> /L)
Acenaphthen	Verbrennungsrückstand; Herstellung von Insektiziden, Arzneimitteln u.a.	83-32-9	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Acenaphthylen	Verbrennungsrückstand	208-96-8	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Anthracen	Verbrennungsrückstand; Verwendung als Biozid	120-12-7	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Benzo[a]-anthracen	Verbrennungsrückstand	56-55-3	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Benzo[a]-pyren	Verbrennungsrückstand	50-32-8	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Benzo[b]-fluoranthen	Verbrennungsrückstand	205-99-2	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Benzo[ghi]-perylen	Verbrennungsrückstand; Herstellung von Farbstoffen, Kunststoffen, Pestiziden u.a.	191-24-2	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Benzo[k]-fluoranthen	Verbrennungsrückstand	207-08-9	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Chrysen	Verbrennungsrückstand; UV-Filter und Farbstoff	218-01-9	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Dibenzo[ah]-anthracen	Verbrennungsrückstand	53-70-3	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Fluoranthen	Verbrennungsrückstand; Herstellung von Arzneimitteln	206-44-0	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Fluoren	Verbrennungsrückstand; Herstellung von Farbstoffen, Kunststoffen u.a.	86-73-7	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Indeno[1,2,3-cd]-pyren	Verbrennungsrückstand	193-39-5	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Naphthalin	Verbrennungsrückstand; Verwendung als Insektizid	91-20-3	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Phenanthren	Verbrennungsrückstand; Farbstoffsynthese	85-01-8	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01
Pyren	Verbrennungsrückstand; Farbstoffsynthese	129-00-0	µg/l	DIN EN ISO 17993	< 0,01	< 0,01

**Tabelle 8: Zusammenstellung und Bestimmungsgrenzen sonstiger untersuchter Stoffe.**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung	CAS-Nummer	Einheit	Prüfverfahren	BG (CSB ≤ 200 mg O <sub>2</sub> /L)	BG (CSB > 200 mg O <sub>2</sub> /L)
Acesulfam-K	Süßstoff	55589-62-3	µg/l	LAM-MLC.M.0050	< 0,05	< 0,10
Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel und Frostschutzmittel	95-14-7	µg/l	LAM-MLC.M.0050	< 0,05	< 0,10
Bisphenol A	Weichmacher in Kunststoffprodukten	80-05-7	µg/l	LAM-MGC.M.0003	< 0,05	< 0,10
PFOS	Imprägniermittel (Papier, Textilien, Teppiche u.a.)	1763-23-1	µg/l	E DIN 38407 F-42	< 0,05	< 0,05

### 3.4.1 Methoden zur Bestimmung von Spurenstoffen

Folgende Methoden kamen für die einzelnen Stoffe bzw. Stoffgruppen zu Anwendung:

#### a) *Schwermetalle Blei, Cadmium und Nickel mit ICP-OES*

Wässrige Proben werden im offenen Aufschluss mit Salpetersäure und Wasserstoffperoxid aufgeschlossen. Feststoffproben werden mit Salzsäure und Salpetersäure in der Mikrowelle aufgeschlossen. Die aufgeschlossenen Proben werden gemäß DIN EN ISO 11885 vermessen, d. h. der wässrige Aufschluss wird zerstäubt, in eine Plasmafackel überführt und die spezifischen Emissionsspektren aufgenommen und ausgewertet. Die Messung erfolgt mit einer ICP-OES vom Typ ICAP -600 (Hersteller: Thermo).

#### b) *Schwermetall Quecksilber mit Fließinjektionssystem*

Wässrige Proben werden in einem oxidierenden Aufschluss mit Kaliumpermanganat und Kaliumperoxidisulfat aufgeschlossen. Feststoffproben werden mit Salzsäure und Salpetersäure in der Mikrowelle aufgeschlossen. Die aufgeschlossenen Proben werden gemäß DIN EN 1483 (Wässer) bzw. DIN EN 16175-1 (Feststoffe) vermessen, d. h. das Quecksilber wird mit Zinn-II-Chlorid zu elementarem Quecksilber reduziert, mittels eines Inertgasstroms aus der Probe ausgetrieben und anschließend die Extinktion mittels Kaltdampf-AAS ermittelt. Die Messung erfolgt mit einem Fließinjektionssystem vom Typ AULA – 254 Gold (Hersteller: Mercury Instruments).

#### c) *Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) mit LC-MS/MS*

Wässrige Proben werden mittels Festphasenextraktion (SPE; Material: Chromabond HR-X) angereichert und aufgereinigt. Feststoffproben werden nach der Gefriertrocknung mit Methanol extrahiert, mit Wasser verdünnt und anschließend analog der wässrigen Proben angereichert und aufgereinigt. Die vorbereiteten Proben werden gemäß DIN 38407 F-42 (Wässer) bzw. DIN 38414 Teil 14 (Feststoffe) vermessen, d. h. es folgt eine flüssig-chromatographische Trennung (Gerät: Shimadzu Prominence; Säule: Nucleodur Sphinx RP, 125 x 2 mm, 5 µm) mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: 2 mmol/l Ammoniumacetat in Wasser/Methanol 9:1; Eluent B: 2 mmol/l Ammoniumacetat in Methanol) und anschließende Messung im Tandem-Massenspektrometer (ABSciex 3200 QTrap) im negativen ESI-Modus.

#### d) *Glyphosat mit LC-MS/MS*

Wässrige Proben werden mit Boratpuffer auf pH 9 eingestellt und dann mit FMOC-chlorid unter Zugabe von Acetonitril derivatisiert. Feststoffproben werden mit Wasser eluiert und das Filtrat anschließend wie eine wässrige Probe aufgearbeitet. Die vorbereiteten Proben werden gemäß DIN ISO 16308- F45 vermessen, d. h. es folgt eine flüssig-chromatographische Trennung (Gerät: Shimadzu Prominence; Säule: Gravity Nucleodur C18, 125 x 2 mm, 5 µm) mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: 2 mmol/l Ammoniumcarbonat in Wasser; Eluent B: 2 mmol/l Ammoniumcarbonat in Methanol) und anschließende Messung im Tandem-Massenspektrometer (ABSciex 3200 QTrap) im negativen ESI-Modus.

#### e) *PAK's mit LC-FD und LC-DAD*

Wässrige Proben werden mit n-Hexan extrahiert, über Kieselgel aufgereinigt, am Rotationsverdampfer aufkonzentriert und auf Acetonitril umgelöst. Feststoffproben werden mit Aceton und n-Hexan extrahiert, das Aceton mit Wasser herausgefangen, über Kieselgel aufgereinigt, am Rotationsverdampfer aufkonzentriert und auf Acetonitril umgelöst. Die vorbereiteten Proben werden gemäß DIN EN ISO 17993 (Wässer) bzw. DIN CEN/TS 16181 (Feststoffe) vermessen, d. h. es folgt eine flüssig-chromatographische Trennung (Gerät: Shimadzu Prominence; Säule: Nucleodur C18-PAH C18, 125 x 4 mm, 3 µm) mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: Acetonitril; Eluent B: Reinstwasser/Methanol 8:2) und anschließende Messung im Fluoreszenz- und Diodenarraydetektor.

#### *f) Süßstoffe, Benzotriazole und Coffein in Wasser mit LC-MS/MS*

Wässrige Proben werden nach Filtration über einen Membranfilter (0,45 µm) direkt auf 2 LC-Trennsäulen (C18-modifiziertes Kieselgel, SunShell C18, 2,6 µm, 50 mm x 2,1 mm) injiziert und am Säulenansatz fokussiert. Bei der nachfolgenden flüssig-chromatographischen Trennung (Shimadzu Nexera X2) mit einem Lösemittelgradienten (Eluent A: 20 mM Ammoniumformiat, 0,5 % Ameisensäure; Eluent B: Methanol, 0,1 % Ameisensäure) eluieren die Analyten als schmale Peaks und werden mit dem Tandem-Massenspektrometer (Sciex Triple Quad 5500) im positiven und negativen ESI-Modus quantitativ gegen eine externe Kalibrierung mit der Hausmethode LAM-MLC-M.0050 gemessen. Die Feststoffproben werden nach der Gefrierdrying mit Methanol/Ethylacetat extrahiert, mit Wasser verdünnt und nach der o. g. Methode bearbeitet.

#### *g) Arzneimittel mit LC-MS/MS*

Wässrige Proben werden nach der Filtration über Membranfilter (0,45 µm) direkt auf zwei LC-Trennsäulen (SunShell C18, 2,6 µm, 50 mm x 2,1 mm) injiziert und flüssig-chromatographisch (Shimadzu Nexera X2) mit einem Lösemittelgradienten (Eluent A: 20 mM Ammoniumformiat, 0,5 % Ameisensäure; Eluent B: Methanol, 0,1 % Ameisensäure) aufgetrennt und mit dem Tandem-Massenspektrometer (Sciex Triple Quad 5500) im positiven und negativen ESI-Modus quantitativ gegen eine externe Kalibrierung mit der Hausmethode LAM-MLC-M.0051 gemessen. Metformin und Röntgenkontrastmittel (z.B. Iopamidol) werden auf einer Hypercarb-Säule getrennt. Die Feststoffproben werden nach der Gefrierdrying mit Methanol/Ethylacetat extrahiert, mit Wasser verdünnt und nach der o. g. Methode bearbeitet.

#### *h) Pestizide mit LC-MS/MS*

Wässrige Proben werden nach der Filtration über Membranfilter (0,45 µm) direkt auf C18-modifiziertes Kieselgel injiziert und flüssig-chromatographisch (Shimadzu Nexera X2) mit einem Lösemittelgradienten aufgetrennt und mit dem Tandem-Massenspektrometer (Sciex Triple Quad 5500) im positiven ESI-Modus quantitativ gegen eine externe Kalibrierung mit der Hausmethode LAM-MLC-M.0002 gemessen. Die Feststoffproben werden nach der Gefrierdrying mit Methanol/Ethylacetat extrahiert, mit Wasser verdünnt und nach der o. g. Methode bearbeitet.

#### *i) Unpolare Kontaminanten mit GC-MS/MS*

Die wässrigen, unfiltrierten Proben werden mit Schwefelsäure angesäuert und nach Zugabe eines internen Standards mit Hexan/Ethylacetat extrahiert und mittels GC-MS/MS (Agilent 7000) gegen eine externe Kalibrierung mit der Hausmethode LAM-MGC.M.003 (in Anlehnung an DIN 38407-37) quantifiziert. Die Feststoffproben werden nach der Gefrierdrying mit Methanol/Ethylacetat extrahiert, mit Wasser verdünnt und nach der o. g. Methode bearbeitet.

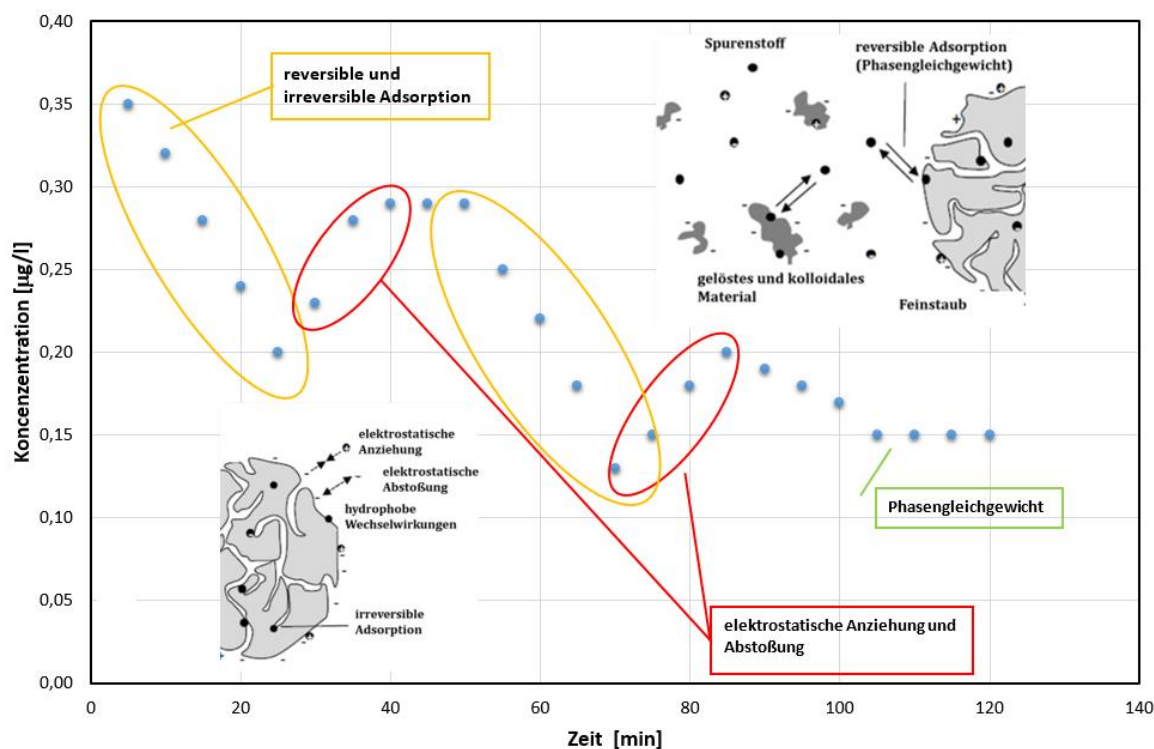
### **3.4.2 Analytische Probleme bei der Analyse von Abwasser**

Es zeigt sich, dass innerhalb des üblichen Betriebsbereiches einzelner Behandlungsstufen zum Teil erheblich abweichende Eliminationsraten zu erwarten sind. Es sind wenigstens zwei Mechanismen bekannt, die diese erklären können. Hierbei handelt es sich um die reversible Sorption und die Bildung konjugierter Moleküle. Bei der Spurenstoffanalytik sind grundsätzlich folgende Probleme bekannt, die bei der Interpretation der Daten zu berücksichtigen sind.

#### *a) Reversible Sorption*

Für einige Spurenstoffe (z.B. Quecksilber, Carbamazepin, Diclofenac und Iopamidol) lässt sich eine negative Eliminationsrate feststellen. Rechnerisch nehmen somit die Stofffrachten im Beobachtungszeitraum zu. Dieses ist darauf zurückzuführen, dass diese Stoffe überwiegend durch Sorption aus dem System entfernt werden. Da die Sorptionsraten von der absoluten

Konzentration der gelösten Stoffe in der wässrigen Phase und vom Vorhandensein suspendierter Stoffe abhängt, kann es bis zum Erreichen des Verteilungsgewichtes zu einer Rücklösung kommen, wenn suspendierte (bzw. partikuläre) Stoffe (Rechengut, Sand, Primärschlamm aus Vorklärung, Überschussschlamm aus Nachklärung oder mit dem Spülwasser in einer Filtration) entfernt werden. Insbesondere Quecksilber und Carbamazepin weisen hohe Sorptionsraten auf. Werden dann im Rechen oder Sandfang kolloidale Stoffe entfernt, erfolgt eine vorübergehende Verschiebung des Verteilungsgleichgewichtes mit der Folge einer Rücklösung (oder: reversiblen Sorption bzw. Desorption), die sich darin äußert, dass die Konzentration (und damit die Frachten) rechnerisch zunehmen. Überdies spielen der pH-Wert und die Temperatur eine Rolle in diesem Prozess. Andere Stoffe mit einer vergleichsweise niedrigen Sorptionsrate (z.B. Diclofenac oder Iopamidol) erreichen schneller die maximale Adsorption (= Verteilungsgleichgewicht) und elektrostatische Interaktionen nehmen daher an Bedeutung zu. Diese Zusammenhänge sind schematisch in Abbildung 5 dargestellt.



**Abbildung 5: Schematische Darstellung der reversiblen Adsorption, die rechnerisch zu einer negativen Eliminationsrate führen kann (modifiziert und ergänzt nach Margot 2015).**

Die korrekte Erfassung der genannten Phänomene ist nur bei einer Reduzierung des Probenzeitraums möglich (bisher 24-Stunden-Mischproben im Intensiv-Messprogramm und 7-Tages-Mischproben im Routine-Messprogramm).

Die genannten Prozesse haben einen Einfluss auf alle sorbierbaren Stoffe und müssen daher in allen Verfahrensstufen Berücksichtigung finden, in denen Adsorption vorkommen kann. Hierzu zählen u. U. auch Biofilmverfahren (z.B. Tropfkörper), bei denen ansonsten der biologische Abbau von Wasserinhaltsstoffen im Vordergrund steht.

#### *b) Konjugierte Systeme*

Niedrige oder negative Eliminationsraten von Spurenstoffen, die eigentlich als biologisch abbaubar gelten, können auf eine Umwandlung dieser Substanzen in der Abwasserbehandlung (und ggf. bereits im Kanalnetz oder während des menschlichen Metabolismus) zurückgeführt werden. Zunächst konjugierte Moleküle können infolge einer biologischen Spaltung wieder in ihre Ausgangssubstanz überführt werden. Analytisch würde das bedeuten, dass die untersuchten Spurenstoffe zwar im Kläranlagen-Zulauf vorhanden sind, aber aufgrund ihrer Konjugation

nicht erfasst werden. Während der biologischen Behandlung (z.B. im Belebungsbecken) werden die Konjugationen dann getrennt und in der Folge liegt die Ausgangssubstanz wieder vor und kann gemessen werden. Dieses kann die rechnerische Zunahme einiger Stofffrachten erklären. Das Phänomen wurde für Sulfamethoxazol, Ibuprofen, Diclofenac, Carbamazepin, Ciprofloxacin, Iopamidol und weitere Arzneistoffe beschrieben (Margot 2015). Vieno et al. (2007) stellen aufgrund gleicher Mechanismen eine Zunahme der Carbamazepin-Konzentrationen zwischen Zu- und Ablauf um den Faktor 2 fest. Auch von Jelic et al. (2011) wird dieses Phänomen beschrieben.

Co-Substrate (z. B. Methanol, Essigsäure) werden bei einem Mangel leicht abbaubarer organischer Verbindungen zur biologischen Stufe gegeben, um möglichst eine vollständige Denitrifikation zu erreichen. Es besteht die Möglichkeit, dass sich diese Co-Substrate mittels Wasserstoff-Brückenbindungen (temporär) an die Spurenstoff-Moleküle binden (Margot et al. 2015). Bei der Analyse mittels LCMS- oder GCMS-Verfahren werden diese Spurenstoffe dann möglicherweise nicht detektiert. Die Folge wäre eine Unterschätzung tatsächlicher Konzentrationen. Da die Wasserstoff-Brückenbindungen sich wieder lösen können und damit die Detektion folgerichtig wieder möglich ist, könnte dieser Prozess ursächlich für den Anstieg einiger Spurenstoff-Frachten im Verlauf der Abwasserreinigung sein.

### *c) Weitere Ursachen*

Schwermetalle werden üblicherweise gut adsorbiert und können daher über Rechengut, Sand oder Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt werden. Eine Ausnahme ist Nickel, das sich häufig in den Kläranlagen anzureichern scheint und daher geringe oder gar negative Eliminationsraten aufweist. Dieses kann ggf. auf Fällmittel zurückzuführen sein, die Nickel enthalten können. Üblicherweise zur Anwendung kommende Eisensalze können Nickelgehalte von bis zu 40 ppm aufweisen (Margot et al. 2015). Es ist zu prüfen, ob die hierdurch eingebrachten Stofffrachten ausreichend sind, um die festgestellten Nickelfrachten zu erklären.

Überdies können die internen Kreislaufströme einer Kläranlage (neben Rezirkulation und Rücklaufschlamm sind hier v.a. das Trübwasser aus der Schlammbehandlung und div. Spülabwässer zu nennen) zu einer vorübergehenden Verschiebung der Massenbilanz führen. Werden z. B. innerhalb eines Probenzeitraumes (hier 24 Stunden bzw. 7 Tage) vermehrt Spurenstoffe etwa infolge der Spülung einer Filtrationsstufe mobilisiert, führt dieses zu einer erhöhten Stofffracht an der Stelle der Kläranlage, in die der Stoffstrom zur Behandlung eingeleitet wird. Auf der anderen Seite verschiebt sich in der Folge der reversiblen Sorption ggf. das Verteilungsgleichgewicht und es kommt zu einer erhöhten Sorption.

Eine (rechnerische) Zunahme einer Stofffracht im Verlauf der Abwasserreinigung ist möglicherweise auch auf eine Gegenüberstellung paralleler Probenzeiträume ohne Berücksichtigung der hydraulischen Aufenthaltszeit zurückzuführen. Die Einflüsse dieser Mechanismen lassen sich durch eine Verlängerung des Probenzeitraumes minimieren (erfolgt im Routine-Messprogramm mit einer 7-Tages-Mischprobe).

## **3.5 Bestimmung multiresistenter Bakterien**

Von allen im Intensiv-Messprogramm eingeschlossenen Kläranlagen wurden Proben des Zulaufs sowie mindestens zwei Proben des in den Kläranlagen behandelten Wassers jeweils an sieben aufeinanderfolgenden Tagen quantitativ auf 3. Generations Cephalosporin resistente *E. coli* (3GCREC) als Markerorganismus untersucht. Von allen im Routine-Messprogramm untersuchten Kläranlagen wurden Proben von Zulauf und Ablauf eingeschlossen. In Abhängigkeit der Probenahmestelle wurden 100 µl (Direktausstrich) bis 50 ml (Membranfiltration) auf das Vorhandensein von 3GCREC untersucht. Die Anzucht erfolgte auf chromID® ESBL Agar (bioMérieux, Marcy l'Etoile, Frankreich) bei 42 °C für 24 h. Für die Membranfiltration wurden 0,45 µm Zellulosemischester Filter mit 47 mm Durchmesser (EZ-PAK 020, Merck Milipore, Darmstadt, Deutschland) eingesetzt. Von jeder untersuchten Probe wurden bis zu 10 Isolate



(rotes Koloniewachstum auf chromID® ESBL Agar) bis zum Erreichen von Reinkulturen von *E. coli* auf Columbia Agar mit 5 % Schafblut (COS, bioMérieux) oder Mac Conckey Agar (MCK, bioMérieux) kultiviert. Die Identifikation der Isolate erfolgte durch MALDI-TOF Massenspektroskopie mit einem Microflex LT Massenspektrometer (Bruker Daltonics, Bremen, Deutschland) und der BioTyper™ Datenbank (Bruker Daltonics). Zur Identifikation mittels MALDI-TOF wurden jeweils kleine Mengen der Reinkulturen auf Edelmetalltargets verbracht und mit  $\alpha$ -Cyano-4-Hydroxy-Zimtsäure (Bruker Daltonics) überschichtet. Nach dem Trocknen wurden die Massenspektren der Ganzzellen aufgenommen und zur Identifizierung mit der Datenbank abgeglichen. Alle eindeutig als *E. coli* identifizierten Reinkulturen wurden weitergehend phänotypisch untersucht. Mittels Agardiffusion erfolgte eine Prüfung auf Resistenz gegenüber Ciprofloxacin, Gentamycin, Tetracyclin und Trimethoprim (insgesamt 1865 getestete Isolate). Zur Testung der Empfindlichkeit wurde jeweils eine Suspension der Reinkulturen in 0,85 % NaCl-Lösung (McFarland 0,5) angelegt und mit einem Wattetupfer auf Muller Hinton Agar (bioMérieux) gleichmäßig aufgetragen. Mit einem Stempel wurden mit Antibiotika beschickte Oxoid™ Filterpapierblättchen (Oxoid Deutschland GmbH, Wesel, Deutschland) mit Ciprofloxacin (CIP, 5  $\mu$ g), Gentamycin (CN, 10  $\mu$ g), Tetracyclin (TE, 30  $\mu$ g) und Trimethoprim (W, 5  $\mu$ g) auf den beimpften Agar aufgebracht. Die beimpften Agarplatten wurden für 18-24 h bei 37 °C bebrütet und anschließend die entstandenen Hemmhofdurchmesser um die Filterblättchen vermessen und dokumentiert. Die Bewertung der Hemmhofdurchmesser erfolgte nach den Grenzwerten des *European Committee on Antimicrobial Susceptibility Testing* (EUCAST, [www.eucast.org/clinical\\_breakpoints](http://www.eucast.org/clinical_breakpoints)). Alle 3GCREC Isolate wurden an Hand der phänotypischen Ausprägung einem Resistenztyp (Tabelle 9) zugeordnet. Die Resistenztypen R01 bis R08 umfassen zusätzlich zur Resistenz gegenüber 3. Generations Cephalosporinen eine Resistenz gegenüber Ciprofloxacin und erfüllen deshalb die Definition als 3fach Multiresistente Gram-negative Erreger (3MRGN) entsprechend der aktuellen KRINKO (KRINKO 2012, vgl. auch Abs. 2.2.7 mit Tabelle 2).

**Tabelle 9: Einteilung der Resistenztypen von 3GCREC.**

Substanz <sup>§</sup>	R01	R02	R03	R04	R05	R06	R07	R08	R09	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
CIP	R <sup>§</sup>	R	R	R	R	R	R	R	S	S	S	S	S	S	S	S
GM	R	R	R	R	S	S	S	S	R	R	R	R	S	S	S	S
TET	R	R	S	S	R	R	S	S	R	R	S	S	R	R	S	S
TRI	R	S	R	S	R	S	R	S	R	S	R	S	R	S	R	S

<sup>§</sup>getestet Leitsubstanzen: Ciprofloxacin (CIP); Gentamicin (GM); Tetracyclin (TET); Trimethoprim (TRI)

<sup>§</sup>phänotypische Beurteilung: Resistent (R); Empfindlich/Sensibel (S)

Anhand der gefundenen Resistenzphänotypen wurden die Isolate Phänotypgruppen zugeordnet und für jede untersuchte Wasserprobe je ein Isolat pro nachgewiesener Phänotypgruppe bei -80 °C für weitergehende vergleichende Untersuchungen im Rahmen des Projektes kryokonserviert (ca. 750 Isolate). Neben der Prüfung auf 3. Generations Cephalosporin resistente *E. coli* wurde in 24 bis 96 h Sammelproben aus dem Zulauf der Kläranlagen das Vorkommen von Carbapenemase-Genen mittels isothermaler Amplifikation analysiert. Je 1 ml der Rohabwässermischproben wurden für 3 min bei 15.000 g pelletiert und das Pelet anschließend in 200  $\mu$ l physiologischer Kochsalzlösung resuspendiert. Vor der Suspension wurden 25  $\mu$ l in RALF-Puffer (AmplexDiagnostics GmbH, Gars Bahnhof, Deutschland) resuspendiert und für 2 Minuten bei 99 °C auf einem Heizblock lysiert. Je 25  $\mu$ l des Lysats wurden den Reagenzgefäßen des eazyplex® SuperBug complete B Kits (AmplexDiagnostics) pipetiert und mit einem Genie® II Gerät (AmplexDiagnostics) isothermal amplifiziert. Zu Beginn der Studie wurden wenige Proben mit dem eazyplex® SuperBug complete A Testkit analysiert, welches sich in einer Enzymgruppe der Oxa-Enzymfamilie unterscheidet (Oxa-58 anstatt Oxa-181).

Repräsentative Isolate der isolierten 3GCREC wurden mittels Gesamtgenomsequenzierung weitergehend charakterisiert. Hierzu wurden die bakterielle genomische DNA von Reinkulturen mittels des QIASymphony® DSP Virus/Pathogen Mini Kit (QIAGEN, Hilden, Deutschland)

und einem QIASymphony® (QIAGEN) Gerät aufgereinigt. Die Chromosomale DANN wurde mittels eines Bioruptor® Pico Geräts (diagenode, Seraing (Ougrée), Belgien) geschert. Die Erstellung der DNA library für die Sequenzierung erfolgte mit dem NEBNext Ultra DNA Library Prep Kit for Illumina (New England Biolabs GmbH, Frankfurt a. M., Deutschland) sowie den NEB Next Multiplex Oligos for Illumina. Die Sequenzierung erfolgte auf einem NextSeq Gerät (Illumina Inc., San Diego, CA, USA).

Die Assemblierung der sequenzierten Genome erfolgte mit einem in der SeqSphere Software (Ridom, Münster, Deutschland) integrierten VELVET Assembler. Die Analyse mittels klassischem *multilocus sequence typing* (MLST) und core genome *multilocus sequence typing* (cgMLST) erfolgte automatisiert nach der Assemblierung in der Software und konnte anschließend graphisch ausgewertet werden. Die Analyse der Resistenzdeterminaten und Virulenzmechanismen erfolgten mit den Online Tools ResFinder und PathoFinder (<https://cge.cbs.dtu.dk/>).

### 3.6 Erfassung des Betriebszustandes und Ableitung abwassertechnischer Parameter

Neben der Probenahme und der anschließenden Analytik wurde der aktuelle Betriebszustand auf allen untersuchten Kläranlagen dokumentiert. Dies umfasste im Wesentlichen die Erfassung aller Volumenströme (Zulauf, interne Kreislaufströme [Rezirkulation, Rücklaufschlamm], etc.) sowie alle betriebsrelevanten Prozessgrößen (z.B. Pumpenlaufzeiten). Diese konnten i. d. R. aus dem jeweiligen Prozessleitsystem der einzelnen Anlagen übernommen werden. Diese Datenbasis stellte die Grundlage für die spätere Auswertung dar. Zusätzlich wurden die vorhandenen Labordaten der Betriebsanalytik erfasst und zur Kontrolle den eigenen Ergebnissen gegenübergestellt.

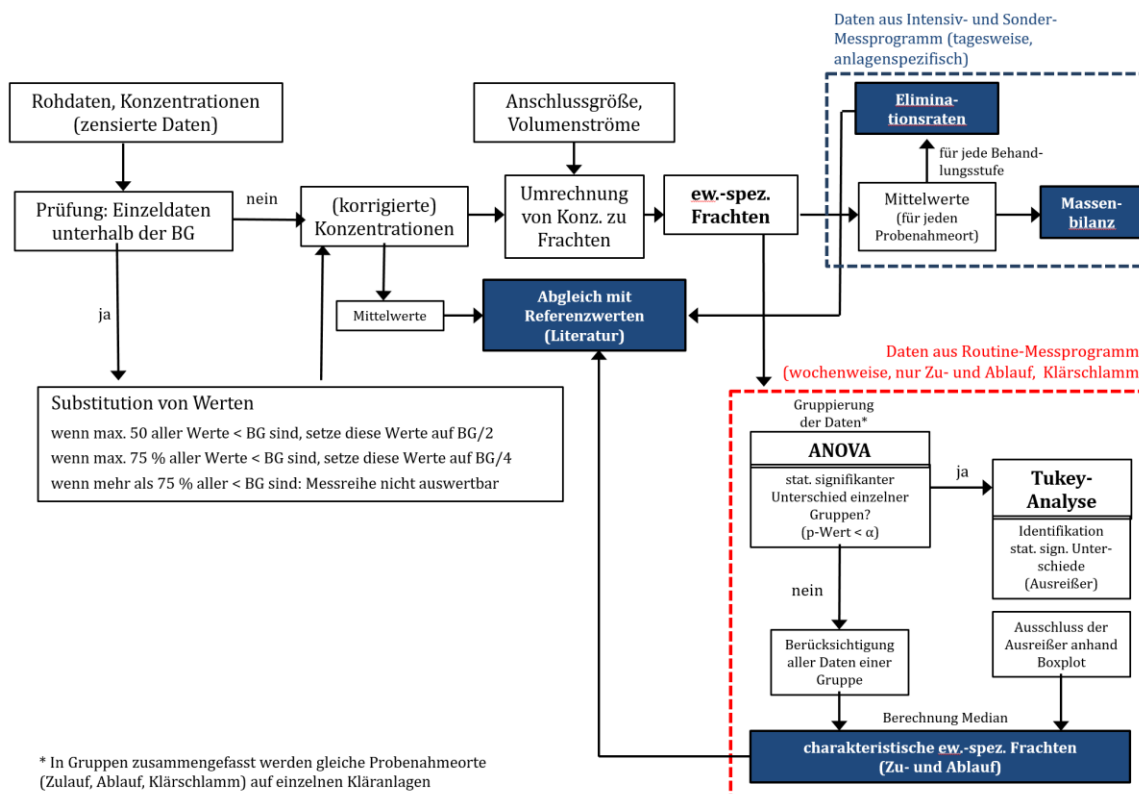
Anhand der ermittelten Volumenströme wurden Tagesfrachten bestimmt. Die dafür zugrundeliegenden Stoffströme entsprechen dem Zeitintervall der Probenahme. Es ist zu beachten, dass die Probenahme stets zeitproportional erfolgte (vgl. Abs. 3.1.1 und 3.2.1) und es daher bei der Frachtberechnung ggf. zu einem systematischen Fehler kommt. Bezogen auf die Anschlussgröße, die aus der CSB-Zulauffracht abgeleitet wurde (vgl. Abs. 4.1 mit Tabelle 10), ergibt sich schließlich die einwohnerspezifische Fracht, die maßgebend für einen Vergleich verschiedener Kläranlagen ist. Insbesondere für Arzneistoffe erlaubt diese Kennzahl eine deutlich bessere Vergleichbarkeit als es bei Konzentrationen möglich wäre, da einzugsgebietsbezogene Besonderheiten, die eine Verdünnung des Abwassers (Fremdwasser oder Anteil der Mischkanalisation) bedingen würden, ausgeschlossen werden.

Die Bestimmung von Schlammalter und -belastung ermöglicht einen Abgleich und eine Bewertung im Besonderen des biologischen Abbaus (vgl. Abs. 2.2.1). Die Bestimmung der hydraulischen Aufenthaltszeit (i. d. R. etwa 24 Stunden zwischen Zu- und Ablauf) dient dem Abgleich zeitlich versetzter 24-Stunden-Mischproben, wenn beispielsweise eine signifikante Änderung der Zulaufkonzentration eines Spurenstoffes beobachtet wurde.

Bei der Interpretation der gemessenen Konzentration ist jeweils auch die jeweilige Niederschlagshöhe zu berücksichtigen, da auch in einer Trennkanalisation eine Verdünnung des Abwassers zu erwarten ist. Dem gegenüber werden möglicherweise bei Niederschlag andere Stoffe (z. B. Pflanzenschutzmittel oder PAK) mobilisiert.

### 3.7 Datenaufbereitung und statistische Auswertung

Zur Interpretation und Analyse der erhobenen Daten im Projekt bedarf es einer Datenaufbereitung sowie einer statistischen Auswertung der Daten, die einerseits falsche Rückschlüsse ausschließt und andererseits die Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit der Aussagen ermöglichen bzw. garantieren soll. Ziel der Datenauswertung ist die Ableitung einwohnerspezifischer Frachten im Kläranlagenzu- und -ablauf, die Bestimmung von verfahrensspezifischen Eliminationsraten sowie die Erstellung von Massenbilanzen (vgl. Abbildung 6)



**Abbildung 6: Schematische Darstellung der Datenauswertung und statistischer Analyse.**

Die Ergebnisse der Laboranalysen (Konzentrationen) werden in Tagesfrachten umgerechnet. Dazu werden die jeweiligen Durchflüsse der Probenahmestellen und -intervalle berücksichtigt. Unter Berücksichtigung der Anschlussgröße werden schließlich einwohnerspezifischen Frachten bestimmt.

Für die Daten des Intensiv- und Sondermessprogrammes werden dann die jeweiligen Eliminationsraten einzelner Verfahrensstufen ermittelt, sowie die Massenbilanzen der gesamten Kläranlagen oder einzelner Teilsysteme aufgestellt (vgl. Abs. 7). Alle Ergebnisse werden abschließend mit Referenzwerte aus der Literatur verglichen, um landestypische Besonderheiten erkennen zu können.

Trotz einer hydraulischen Aufenthaltszeit von etwa 24 Stunden in den jeweiligen Kläranlagen erfolgt bei der Ermittlung von Eliminationsraten für die Daten des Intensiv- und Sonder-Messprogramms die Berechnung auf Basis tagesgleicher Frachten. Eine Modellierung basierend auf *in-situ* Tracer Ergebnissen hat ergeben, dass aufgrund der hohen Retention – v. A. in den großen Belebungs- und Nachklärbecken – eine Nivellierung von Konzentrationsspitzen aus dem Zulauf erfolgt. Die Folge sind vergleichsweise konstante Ablaufkonzentrationen auch bei stark variierenden Zulaufkonzentrationen (Heim 2019). Die Bestimmung von Eliminationsraten basierend auf um jeweils einen Tag versetzten Frachten ist daher nicht erforderlich.

### 3.7.1 Substitution von Analyseergebnissen unterhalb der Bestimmungsgrenze

Im Zuge der chemischen Analyse bestimmter Spurenstoffe kommt es immer wieder zur Unterschreitung der Bestimmungsgrenzen (BG) der Analysenverfahren (vgl. hierzu Abs. 3.4). Der Umgang mit solchen unspezifischen (zensierten) Daten bedarf einer besonderen Beachtung, da ansonsten beispielsweise die Mittelwertbildung fehlerhaft sein kann. Da trotz Unterschreitung der Bestimmungsgrenze eine geringe Konzentration eines Stoffes vorhanden sein kann und bei Vorliegen weiterer Ergebnisse einer Messreihe oberhalb der Bestimmungsgrenze sogar wahrscheinlich ist, bedarf es, angepasst an die Datenstruktur, einer Substitution entsprechender Analyseergebnisse. Andernfalls kann es bei einer Mittelwertbildung zu einer Unterschätzung der tatsächlichen mittleren Konzentration kommen.

Die EPA (2000) gibt zum Umgang mit solchen „Datenlücken“ (zensierten Daten) Hinweise zur Datenaufbereitung. Diese Hinweise sind hier nur bedingt anwendbar, da der Stichprobenumfang für jede Probenahmestelle mit maximal sieben (Intensiv-Messprogramm) oder zwölf (Routine-Messprogramm) Einzelwerten statistisch als gering einzustufen ist. Die in dieser Studie durchgeführte Substitution orientiert sich dennoch an den Empfehlungen der EPA. Es wird eine gestaffelte Substitution von Analyseergebnissen unterhalb der Bestimmungsgrenze vorgenommen, wie sie ähnlich auch von Helsel (2006) vorgeschlagen wird.

Es wurden folgende Substitutionen vorgenommen:

- wenn max. 50 % aller Werte < BG, dann setze diese Werte auf  $BG/2$
- wenn max. 75 % aller Werte < BG, dann setze diese Werte auf  $BG/4$
- wenn mehr als 75 % aller Werte < BG, dann ist die Messreihe nicht auswertbar.

### 3.7.2 Statistische Auswertung

Alle Einzeldaten werden für jeden Probenahmeort gruppiert. Für diese Gruppen (jeweils Zu- und Ablauf sowie Klärschlamm der einzelnen Kläranlagen) erfolgt schließlich eine statistische Auswertung (Abbildung 6) mit dem Ziel landestypische charakteristische Kennwerte abzuleiten, die eine Emissionsbetrachtung erlauben.

Die statistische Auswertung erfolgt anhand der Software Minitab, Version 11. Mithilfe der einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) werden die einzelnen Anlagen in Gruppen unterteilt und es wird geprüft, ob Ausreißer in den Proben vorhanden sind, die bei der Mittelwertbildung zur Ableitung charakteristischer Kennwerte nicht berücksichtigt werden sollten. Die ANOVA vergleicht dabei die Varianz der einzelnen Datenreihen. Unterschiedliche Median- oder Mittelwerte spielen hingegen keine Rolle. Sind solche Ausreißer in einzelnen Anlagen aufgetreten, werden diese nicht zur Bestimmung der einwohnerspezifischen Frachten herangezogen, sofern  $p < \alpha$  ist. Dabei liegt das Signifikanzniveau, üblicherweise bei  $\alpha = 0,05$ . Das bedeutet, dass mit einer Wahrscheinlichkeit von 5 % eine Signifikanz bzw. ein Unterschied zwischen den Gruppen dargestellt wird, obschon keiner vorhanden ist. Mittels der ANOVA kann lediglich geprüft werden, ob eine Gruppe aufgrund ihrer Inhomogenität als Ausreißer zu werten ist. Sie erlaubt keine Rückschlüsse darauf, welche Datenreihe (Gruppe) signifikant unterschiedlich und zu verwerfen ist.

Wird anhand der ANOVA festgestellt, dass ein Mitglied der Gruppe (die Werte einer Kläranlage) statistisch signifikant unterschiedlich ist, wird mit einer Tukey-Analyse festgestellt, welches als Ausreißer zu werten und auszuschließen ist.

## 4 Untersuchte Kläranlagen

Zu Beginn des Projektes wurden acht kommunale Kläranlagen ausgewählt: Ahrensburg, Bad Segeberg, Cismar, Flensburg, Kropp, Ratzeburg, Rendsburg und Süderbrarup (Abbildung 7, Tabelle 10), deren Reinigungsverfahren einen Großteil der in Schleswig-Holstein vorhandenen Abwasserreinigungsanlagen repräsentiert. Dadurch sollte sichergestellt werden, dass die im Projekt erzielten Ergebnisse prinzipiell auf weitere Kläranlagen übertragbar sind. Ausgehend von der biologischen Stufe (untersucht als vorgeschaltete oder intermittierende Denitrifikation, Kaskadendenitrifikation oder als SBR-Anlage) wurden weitere Verfahrensstufen (z. B. Tropfkörper, Festbettreaktoren, Tuchfilter, UV-Desinfektion, Schönungsteiche) untersucht, um den jeweils spezifischen Einfluss dieser für Schleswig-Holstein typischen Behandlungsstufen zu erfassen. Auf zwei Kläranlagen (Ahrensburg und Flensburg) wird der Abwasserstrom jeweils auf ein Hochlast- und Schwachlastmodul aufgeteilt. Dieses erlaubt die Beurteilung des spezifischen Einflusses unterschiedlicher Betriebsparameter (z.B. Schlammalter, Schlammbelastung). Grundsätzlich wurde zur Vergleichbarkeit jede Verfahrensstufe auf wenigstens zwei Kläranlagen untersucht.

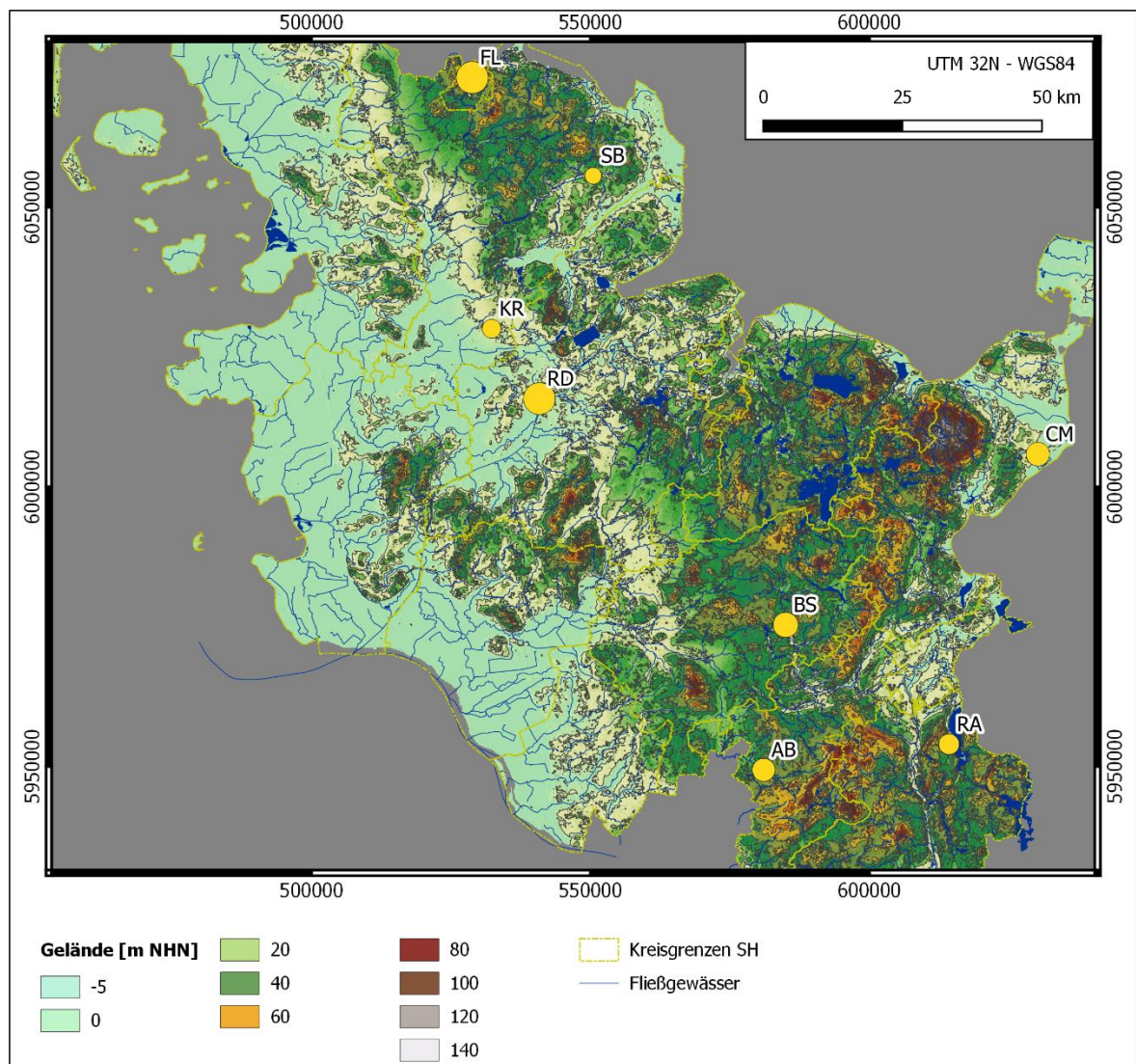


Abbildung 7: Topografische Karte von Schleswig-Holstein mit Eintragung der untersuchten Kläranlagen.

## 4.1 Kenndaten

Zur Beurteilung der jahreszeitlichen Dynamik sowie zur Bestimmung charakteristischer Kenngrößen wurden die Labordaten der Eigenüberwachung ausgewertet. Tabelle 10 zeigt die Auswertung der Labordaten eines Betriebsjahres (i. d. R. 2016) sowie die relevanten hydraulischen Kenndaten dieser Kläranlagen in der Zusammenstellung. Tabelle 11 stellt die Reinigungsverfahren sowie Ausbau- und Anschlussgrößen gegenüber. Die Jahresganglinie der Zulaufkonzentrationen sowie die Zulaufganglinien und die Abflussdauerlinien zur Ermittlung von Trocken- und Regenwetterabfluss sind in Anhang 2 hinterlegt.

**Tabelle 10: Auswertung der Eigenüberwachung (aus 2016) und der Kenndaten der untersuchten Kläranlagen.**

Kläranlage	Trennkanal [%]	Fremdwasser [%]	TW-Abfluss *1	MW-Abfluss *1	Quotient $Q_d / Q_m$ [-]	mittlere Zulaufkonzentration (Medianwerte) [mg/L]						
			$Q_d$ [m <sup>3</sup> /d]	$Q_m$ [m <sup>3</sup> /d]		BSB <sub>5</sub>	CSB	P <sub>ges</sub>	NH <sub>4</sub>	N <sub>org</sub>	TKN	TN
Ahrensburg	99	10	7920	11305	0,70	460	794	14	64			
Bad Segeberg	100	16	6459	9229	0,70	250	561	11	51	71	80	
Cismar	100	43	6246	8191	0,76	200	419	10	56			74
Flensburg	96	40	29611	45175	0,66	279	685	8				54
Kropp	100	25	1907	2480	0,77	340	663	11	54			81
Ratzeburg	100	10	2733	3516	0,78	220	490	7	62	53	117	
Rendsburg	nein	12	13755	21314	0,65	310	680	11	49			67
Süderbrarup	100	50	809	1571	0,51	351	925	12	65			

\*1 nach ATV-DVWK A 198 (April 2003, Anhang C) - TW = Trockenwetterabfluss - MW = Regenwetterabfluss

Parallel zum Messprogramm wurden alle internen (Spülwasser, Trübwasser etc.) und externen (Rechengut etc.) Stoffströme erfasst und in Verfahrensschema dargestellt. Dieses war die Grundlage für die Auswahl repräsentativer Probenahmepunkte, um sicherzustellen, dass die zu erstellende Massenbilanz möglichst nicht von diesen Stoffströmen beeinflusst wurde. Darüber hinaus wurden alle relevanten Durchflüsse sowie weitere Betriebsparameter erfasst, um einerseits die Berechnung korrekter Frachten zu ermöglichen, andererseits die Interpretation vor dem Hintergrund des aktuellen Betriebes zu gewährleisten. In Anhang 3 sind die Fließschemata der untersuchten Kläranlagen hinterlegt.

Es wurden bei allen Kläranlagen wenigstens Zu- und Ablauf beprobt. Im Weiteren wurde anhand weiterer Mischproben der spezifische Einfluss einzelner Behandlungsschritte auf den Rückhalt der Spurenstoffe analysiert. Eine vollständige Auflistung aller Probenahmepunkte ist in Anhang 4 hinterlegt.

**Tabelle 11: Zusammenstellung der Reinigungsverfahren sowie der Anschlussgrößen der untersuchten Kläranlagen.**

Kläranlage	biologische Stufe	weitere Reinigungsverfahren *1	Ausbau- größe [EW]	Anschlussgröße *2 [EW]				Zulauffrachten *3 [kg/d]	
				BSB <sub>5</sub>	CSB	P <sub>ges</sub>	TKN	B <sub>d,BSB5</sub>	B <sub>d,CSB</sub>
Ahrensburg	Hoch-/ Schachlastbiologie mit Bio-P; vorgeschaltete Deni.	TK, SBR, FBR, FF	50.000	58.188	51.170	57.711		3294	6414
Bad Segeberg	Kaskaden-Denitrifikation	FBR, FF	82.500	24.019	40.089	36.153		1441	4811
Cismar	intermittierende Denitrifikation	TF, UV	60.000	21.238	19.557	33.367		967	1884
Flensburg	Hoch-/ Schachlastbiologie vorgeschaltete Deni.	TK, SBR, FBR, FF	224.000	130.959	158.707	126.100		7870	19050
Kropp	SBR	Schönungsteich	12.600	6.251	6.660	7.036		375	663
Ratzeburg	Kaskaden-Denitrifikation	FBR, FF, UV	25.500	9.547	10.480	10.954	27.897	573	1253
Rendsburg	vorgeschaltete Deni. mit Bio-P	Nachfällung, FF	220.000	65.765	68.043	69.892		3946	8168
Süderbrarup	SBR	Schönungsteich	6.000	4.021	5.276	4.679		236	627

\*1 TK = Tropfkörper; SBR = Schlammbeckenreaktor; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfiltration; TF = Tuchfiltration; UV = UV-Desinfektion  
\*2 Anschlussgrößen berechnet aus Tagesfrachten und bezogen auf einwohnerspezifischen Frachten von: BSB<sub>5</sub>: 60 mg/(EW\*d) - CSB: 120 mg/(EW\*d) - P<sub>ges</sub>: 1,8 mg/(EW\*d) - TKN: 11 mg/(EW\*d).  
\*3 Als Medianwert aller Labordaten eines Kalenderjahres (i.d.R. 2016)

## 4.2 Zusammenstellung verfahrenstechnischer Basisdaten

Ziel ist es, u. A. zu prüfen, ob für einzelne Spurenstoffe in bestimmten Verfahrensstufen ähnliche Eliminationsmechanismen und -raten nachweisbar sind. Hierbei geht es in erster Linie um den Nachweis, dass Stoffe mit ähnlichen chemischen Eigenschaften eliminiert werden. Maßgebend dafür können beispielsweise betriebliche Parameter (Schlammalter, Flächenbelastung etc.) sein, die die Eliminationsrate eines Spurenstoffes beeinflussen. Diese Basisdaten mit allen relevanten Betriebsparametern sind in Anhang 5 zusammengefasst. Um Abhängigkeiten zwischen dem Niederschlag und einer möglichen Variation der Zulaufkonzentrationen und -frachten zu erkennen, wurden die Niederschlagshöhen während der Messzeiträume erfasst. Anhang 6 stellt die Niederschlagshöhen und Abflüsse während des Messzeitraumes zusammen.

## 4.3 Kurzbeschreibung der einzelnen Kläranlagen

Im Folgenden werden die untersuchten Kläranlagen, deren Verfahrensschemata sowie die jeweilige Probenstrategie kurz erläutert. Die Fließschemata sind in Anhang 3 hinterlegt. Alle relevanten Betriebsparameter und Basisdaten sind in Anhang 5 zusammengestellt.

### 4.3.1 KA Ahrensburg

Die Kläranlage Ahrensburg wurde im Jahr 1998 fertiggestellt. Auf der Anlage wird das Abwasser der Stadt Ahrensburg sowie der Gemeinde Ammersbek gereinigt. Weiterhin werden externe Fette und Fäkalschlamm sowie das Flotat (an aufsteigende Gas- oder Luftblasen anhaftende dispergierte oder suspendierte, meist hydrophobe Stoffe) einer Schlachtereie und Zuckerwasser angeliefert. Diese Fette und Schlämme werden direkt dem Faulbehälter zugeführt.

Wie üblich erfolgt zunächst die mechanische Vorreinigung des Abwassers durch den Rechen und einen belüfteten Sandfang. Anschließend gibt es durch das Tagesspeicherbecken mit einem Volumen von 3.400 m<sup>3</sup> die Möglichkeit den Zulauf über den Tagesverlauf zu vereinheitlichen. Eine Besonderheit der Kläranlage Ahrensburg ist die Aufteilung in eine Hoch- und eine Schwachlast-Biologie. Etwa 1/3 des Wassers wird in die Schwachlast geleitet. Nach der anaeroben biologischen Phosphorelimination erfolgt die biologische Reinigung des Wassers in den Belebungsbecken. Hierbei handelt es sich um eine vorgeschaltete Denitrifikation bestehend aus einem anoxischen und zwei anaeroben Becken. Die fest-flüssig Trennung erfolgt in der nachgeschalteten Zwischenklärung. Der Überschussschlamm der Schwachlast wird in die Zwischenklärung der Hochlast geleitet. Die Hochlast-Biologie dient primär dem Abbau des Kohlenstoffs. Durch die Zugabe von Eisen(III)-chloridsulfat (FeClSO<sub>4</sub>) kann bei der Trennung von Wasser und Schlamm im nachgeschalteten Zwischenklärbecken eine erste Phosphorelimination erfolgen. Für die Nitrifikation dienen zwei Tropfkörper. Diese werden täglich umgeschaltet, sodass an einem Tag zuerst Tropfkörper A durchflossen wird, am zweiten Tag zuerst Tropfkörper B. Zwischen den beiden Tropfkörpern sind zwei Schlammbettreaktoren angeordnet. Das Ablaufwasser des ersten Tropfkörpers durchfließt nur einen der beiden Reaktoren. Als Substrat wird ein Teil des Überschussschlammes der Zwischenklärungen genutzt. Ziel dieser Verfahrensstufe ist die Denitrifikation.

Hinter dem zweiten Tropfkörper fließen die beiden Ströme aus Hoch- und Schwachlast wieder zusammen. Vor der Rest-Denitrifikation in den Festbettreaktoren, passiert das Wasser erneut einen Rechen. Um die Denitrifikation zu ermöglichen, wird vor den Festbettreaktoren Methanol als Co-Substrat zugegeben. Für die Phosphorelimination erfolgt im Ablauf der Reaktoren die Zugabe eines Polymers sowie des Fällmittels FeClSO<sub>4</sub>. Die darauffolgenden Flockungsfiltration dient der Nachfällung. Vor der Einleitung in den Vorfluter wird das gereinigte Wasser durch ein Klarwasserbecken und einen Teich geleitet. Die Aufenthaltszeit des Wassers im Verlauf der Hochlast vom Zulauf bis zum Ablauf beträgt ca. 22 Stunden. Das durch die Schwachlast gereinigte Wasser verbleibt ca. 26 Stunden in der Kläranlage.

Das Waschwasser für Rechengut und Sand sowie jegliches Betriebswasser stammt aus dem Ablauf der Kläranlage, welches zuvor mit einer UV-Desinfektion behandelt wurde. Das Spülwasser der Festbettreaktoren und der Flockungsfiltre wird in ein Speicherbecken geleitet. Von dort aus wird es dem zweiten Schlammbettreaktor zugeführt. Auch in diesem Reaktor soll eine Denitrifikation erfolgen. Der Rücklaufschlamm aus beiden sogenannten „Öko-Denis“ wird in den Zulauf der Hochlast-Biologie gepumpt.

Der verbleibende Überschussschlamm aus den Zwischenklärungen wird zunächst durch ein Seihband eingedickt, wobei zur Unterstützung ein Polymer zugegeben wird. Anschließend erfolgt eine Ultraschall-Desintegration des Schlammes. Gemeinsam mit dem Fett aus dem Zulauf und extern angelieferten Fetten und Schlämmen wird der Schlamm anschließend in den Faulbehälter (mesophile anaerobe Schlammstabilisierung bei rund 37 °C) gepumpt. Nach einer mittleren Aufenthaltszeit von ca. 30 Tagen wird der Schlamm unter Zugabe von weiteren Polymeren durch eine Zentrifuge entwässert. Der Klärschlamm wird in einer Co-Verbrennungsanlage thermisch verwertet.

Die Kläranlage Ahrensburg wurde im Intensiv- und im Sonder-Messprogramm beprobt. Im Zulaufschacht vor der Rechenanlage werden die ammoniumreichen Trübwässer (Filtrat des Seihbandes und Zentrat der Schlammwässerung) und das Rohabwasser miteinander vermischt. Um eine Verfälschung der Messergebnisse zu vermeiden, wurden der Zulauf der Stadt Ahrensburg und der Gemeinde Ammersbek vor dem Zulaufschacht separat beprobt. Weiterhin erfolgte eine Beprobung des Ablaufes der beiden Zwischenklärungen. Um den Einfluss des Tropfkörpers auf den Rückhalt von Spurenstoffen quantifizieren zu können, wurden dieser im Zulauf (Ablauf der Zwischenklärung) und im Ablauf beprobt. Während der Messwoche wurde die Anordnung der beiden Tropfkörper nicht verändert. Ebenso erfolgte die Probennahme am Ablauf des zweiten Tropfkörpers, der Festbettreaktoren und der Flockungsfiltration. Für die Berechnung des Schlammalters der Hoch- und Schwachlast wurden qualifizierte Stichproben



des Belebt- und Überschussschlammes gezogen. Weiterhin wurden Stichproben des Klärschlammes analysiert.

Im Sonder-Messprogramm stand die mechanische Vorreinigung im Vordergrund. Vom Rohabwasser, welches sich bereits mit den Trübwässern vermischt hat und vom Ablauf des Sandfanges wurden 24-Stunden-Mischproben gezogen. Die Beprobung von Rechengut, Sand, Fett, Waschwasser und Waschabwasser erfolgt durch qualifizierte Stichproben. Zusätzlich wurde das Spülabwasser der Festbettreaktoren und der Flockungsfiltration mittels qualifizierter Stichproben beprobt.

#### 4.3.2 KA Bad Segeberg

Der Neubau der Kläranlage Bad Segeberg wurde 2001 fertiggestellt. Von Mitte Mai bis Mitte Juni 2018, mithin während des Routine-Messprogramms, wurden die drei gemauerten Zulaufschächte unmittelbar vor dem Gelände der Kläranlage durch PE-Schächte ersetzt. Die Verbindungsleitungen zwischen den Schächten wurden ebenfalls erneuert. Das Messprogramm wurde durch diese Maßnahme nicht beeinflusst.

Bereits ca. 200 m vor dem Kläranlagengelände wird das Fällmittel Eisen(III)-chloridsulfat dem Rohabwasser zugegeben. Durch diese Vorfällung soll die Geruchsbelästigung reduziert werden. Anschließend passiert das Abwasser den Rechen, den belüfteten Sandfang mit integriertem Fettfang. In der mechanischen Vorreinigung und der darauffolgenden Grobentschlammung werden die ausgefällten Stoffe aus dem Rohabwasser entfernt (Rechengut, Sand, Primärschlamm). Nach der ersten Grobentschlammung gibt es die Möglichkeit hydraulischen Spitzen durch ein Speicherbecken mit einem Volumen von 5.000 m<sup>3</sup> auszugleichen. Das abgeschlagene Abwasser wird dem Wasserkreislauf zeitlich versetzt (vornehmlich während der zulaufarmen Nachtstunden) vor dem Rechen wieder zugeführt. Die eigentliche Grobentschlammung findet erst im zweiten Becken (178 m<sup>3</sup>) statt.

Die zweistufige Kaskadenbelebung besteht aus insgesamt zehn Becken mit einem Gesamtvolumen von 6.077 m<sup>3</sup>. Das zweite Becken wurde zunächst für die biologische Phosphorelimination, heute für die Denitrifikation genutzt. Nach diesem Becken wird das Trübwasser der Schlammmentwässerung (Zentrifuge) sowie das Klarwasser der Trübwasser-Nachklärung der Belebung zugeführt. Vor der zweiten Stufe der Belebung erfolgt die Simultanfällung des Phosphors. Hierfür wird ebenso wie im Zulauf Eisen(III)-chloridsulfat eingesetzt. Bei Auftreten von Bläh- oder Schwimmschlamm kann vorübergehend ein aluminiumhaltiges Fällmittel anstelle des eisenhaltigen verwendet werden. Bei Bedarf kann eine zweite Simultanfällung mit Eisen(III)-chloridsulfat im Ablauf der zweiten Stufe der Belebung erfolgen. Eine Besonderheit stellt die Kaskadenbelebung insofern dar, als dass planmäßig keine vollständige Stickstoff-Elimination und kein ausreichender Kohlenstoffabbau erfolgt. Erkennbar wird das an den relativ hohen Nitrat- (bis zu 10 mgN/L) und CSB-Konzentrationen (bis zu 80 mg O<sub>2</sub>/L) im Klarwasser der Nachklärung (Messpunkt BS-2).

Im Anschluss an die Trennung von Wasser und Schlamm in den beiden Nachklärbecken wird mit Hilfe der Festbettreaktoren erneut nitrifiziert. Ferner findet ein aerober Abbau organischer Stoffe statt. Um mit einer letzten Denitrifikationsstufe eine weitgehende Stickstoff-Elimination in der Flockungsfiltration zu ermöglichen, wird im Zulauf (nach dem Festbettreaktor) Methanol als Co-Substrat ins Wasser gegeben. Die Festbettreaktoren und die Filtration werden mit Ablaufwasser gespült. Das dabei anfallende Schlammwasser wird vor den Sandfang in den Abwasserstrom eingeleitet. Nachdem das Wasser die Filtration passiert hat, wird es in die Trave eingeleitet. Die hydraulische Aufenthaltszeit zwischen Zu- und Ablauf beträgt etwa 20 Stunden. In der Belebung verbleibt das Wasser insgesamt ca. 15 Stunden.

Der Überschussschlamm wird in ein weiteres belüftetes Becken geführt. Dort findet eine Nitrifikation des bei der Kammerfilterpresse anfallende Trübwasser statt. In der nachgeschalteten Nachklärung erfolgt eine fest-flüssig Trennung. Das Wasser wird in die Belebung geführt, der

Schlamm nach der Zugabe eines Polymers durch eine Zentrifuge entwässert. Dem Schlamm wird nun ein Tensid zugegeben bevor er für ca. 21 Tage gemeinsam mit Primärschlamm und Fett im Faulturn anaerob stabilisiert wird. Vor der finalen Schlammentwässerung durch eine Kammerfilterpresse erfolgt eine erneute Zugabe eines Polymers und von Kalk, um die Entwässerbarkeit zu verbessern.

Die Kläranlage Bad Segeberg wurde in allen drei Messprogrammen beprobt. Aus technischen Gründen konnte der Zulauf vor dem Rechen nicht beprobt werden. Die Zulaufmessstelle wurde im Intensiv- sowie im Routine-Messprogramm nach dem Rechen angeordnet. Im Intensiv-Messprogramm wurden weiterhin die Festbetteaktoren und die Flockungsfiltration beprobt. Die Beprobung der beiden Verfahrensstufen erfolgte jeweils im Zu- und Ablauf. Der Ablauf der Flockungsfiltration entspricht dem Ablauf der gesamten Anlage. Dieser Messpunkt wurde ebenfalls im Routine-Messprogramm beprobt. Weiterhin wurden Stichproben des Klärschlammes gezogen. Für die Ermittlung des Schlammalters erfolgt die qualifizierte Stichprobennahme des Belebt- und Überschussschlammes.

Im Sonder-Messprogramm lag der Fokus auf der Belebungsstufe. Beprobt wurden der Zulauf zur Belebung (= Ablauf der zweiten Grobentschlammung) und der Ablauf der beiden Nachklärungen. Anhand von qualifizierten Stichproben wurden der Belebtschlamm im Ablauf der Kaskade, der Überschussschlamm, das Klarwasser der Trübwassernachklärung und das Zentrat beprobt.

### 4.3.3 KA Cismar

Die Kläranlage Cismar wurde im Jahr 1969 errichtet. 1988 wurde die Anlage durch eine zweite, parallel betriebene Belebungsstufe erweitert. Aufgrund saisonaler hydraulischer Schwankungen, bedingt durch den Tourismus in den angrenzenden Ostseebädern, werden die älteren Belebungsbecken lediglich von Mai bis Oktober betrieben (Sommerbetrieb). Da sich die hydraulische Belastung durch den Tourismus stetig erhöht ist eine Erneuerung der gesamten Anlage in Planung. Deutlich erkennbar sind aufgrund des saisonalen Tourismus erhöhte Zulauffrachten während der Sommermonate (vgl. Anhang 2).

Die mechanische Vorreinigung erfolgt in einer Kompaktanlage durch einen Rechen und einen Sandfang. Für den Ausgleich der Zulaufschwankungen wird das Wasser anschließend in zwei Ausgleichsbecken mit einem Gesamtvolumen von 1.800 m<sup>3</sup> geleitet. Die darauffolgende Vorklärung weist eine Aufenthaltszeit von ca. 80-160 Minuten auf. Der Phosphor wird zunächst in zwei anaeroben Becken zur biologischen Phosphor-Elimination entfernt.

Von Anfang Mai bis Ende Oktober erfolgt die biologische Reinigung in beiden Straßen der biologischen Reinigungsstufe (Sommerbetrieb). Der nur während der Sommermonate betriebene, ältere Anlagenteil verfügt über eine vorgeschaltete Denitrifikation. Der neuere, ganzjährig betriebene Teil der Belebungsstufe ist durch eine intermittierende Denitrifikation gekennzeichnet. Die anschließenden Nachklärbecken sind für alle Anlagenteile horizontal durchströmt und mit Kettenräumern ausgestattet. Für die Simultanfällung von Phosphor wird im Ablauf der Belebungsstufe das Fällmittel Eisen(III)-chloridsulfat zugegeben. Gefälltes Phosphor kann dann mit dem Überschussschlamm entfernt werden.

Durch die der Nachklärung folgende Tuchfiltration können die verbleibenden suspendierten Stoffe weitgehend zurückgehalten werden. Die mit einem Polstoff versehenen Trommelfilter stellen eine Besonderheit dar. Für die Einhaltung der Badegewässerqualität wird das Wasser vor der Einleitung in den Vorfluter, der unweit in die Ostsee mündet, von Anfang Mai bis Ende Oktober mit Hilfe einer UV-Desinfektion behandelt.

Der Überschussschlamm wird in einem Vorlagebehälter statisch eingedickt bevor die erste maschinelle Entwässerung durch einen Bandeindicker durchgeführt wird. Im Faulbehälter wird

der Schlamm gemeinsam mit externen Fetten anaerob stabilisiert. Nach einer weiteren Entwässerung (Zentrifuge) wird der Klärschlamm in einer Co-Verbrennungsanlage thermisch verwertet.

Diese Kläranlage wurde lediglich im Intensiv-Messprogramm beprobt. Wie bei allen Anlagen erfolgte eine Beprobung des Zulaufes. Die Besonderheiten dieser Anlage sind die Tuchfiltration und die UV-Desinfektion. Um den Einfluss dieser Verfahrensstufen auf den Rückhalt von Spurenstoffen zu ermitteln, wurden sie jeweils im Zu- und Ablauf beprobt.

#### 4.3.4 KA Flensburg

Die Kläranlage Flensburg besteht seit über 50 Jahren. Größere Umbau- und Erweiterungsmaßnahmen wurden zuletzt zwischen 1995 und 2005 umgesetzt. Im Laufe der Zeit ist ein sehr komplexes Verfahren zur Abwasserreinigung entstanden.

Ein Teil des Rohabwassers wird gemeinsam mit dem aufbereiteten Trübwasser der Zentrifuge und dem Spülabwasser der Festbettreaktoren und der Flockungsfiltration in einem Vorlagebehälter gespeichert. Von dort aus wird es in den Zulauf des Rechens gepumpt, wo es mit dem Rohabwasser anderer Zulaufleitungen und mit externen Fäkalschlämmen vermischt wird. Nach der 2-straßigen mechanischen Vorreinigung bestehend aus Rechen, belüfteten Langsandfang und Fettfang wird das Wasser in einen Verteilerschacht geführt. Hier wird es in die Schwach- und Hochlastbelebung aufgeteilt.

Etwa 2/3 des Abwassers fließen in die Hochlast-Biologie. Hier erfolgt zunächst eine Grobentschlammung mit einer Aufenthaltszeit von etwa 60 Minuten. Das darauffolgende Bio-P Becken ist nicht mehr in Betrieb und wird ohne weitere Behandlung durchströmt. Es bewirkt somit einen Konzentrationsausgleich. Ziel der Hochlast-Biologie ist primär der Abbau des Kohlenstoffs. Im Zulauf des Belebungsbeckens ( $2.700 \text{ m}^3$ ) werden Kalkhydrat und Eisen(III)-chloridsulfat in das Wasser gegeben. Nach der Trennung von Wasser und Schlamm in den Zwischenklärbecken werden die beiden Wasserströme von Hoch- und Schwachlast wieder zusammengeführt.

In der Schwachlast-Biologie wird lediglich ca. 1/3 des Abwassers biologisch behandelt. Nach einer Aufenthaltszeit von ca. 170 Minuten in der Grobentschlammung erfolgt die Stickstoffelimination in einer 2-straßigen vorgeschalteten Rücklaufschlamm-Denitrifikation. Hierfür wird das in der Nitrifikation gebildete Nitrat ausschließlich mittels Rücklaufschlamm zurück in die Denitrifikation geführt. Eine interne Rezirkulation gibt es nicht. Das Gesamtvolumen der Schwachlast-Biologie beträgt  $5.160 \text{ m}^3$ . Nach der Nachklärung erfolgt die Zusammenführung der Klarwässer aus Hoch- und Schwachlast-Biologie. In den parallel betriebenen Tropfkörpern erfolgt eine erneute Nitrifikation. Die Schlammbedreaktoren haben die Funktion einer nachgeschalteten Denitrifikation. Zur Erhöhung der Biomasse wird Überschussschlamm der Hochlast-Belebung zugeführt. Im Weiteren wird Methanol als Co-Substrat zudosiert.

Die beiden letzten Verfahrensstufen dienen ebenfalls der Nitrifikation (belüfteter Festbettreaktor) und Denitrifikation (Flockungsfiltration). Im Zulauf der Flockungsfiltration werden hierfür Eisen(III)-chloridsulfat und Methanol in das Klarwasser gegeben. Die Flockungsfiltration dient nicht nur der Denitrifikation, sondern auch der Nachfällung und damit dem Rückhalt suspendierter Stoffe. Die Festbettreaktoren und die Flockungsfiltration werden mit Klarwasser aus dem Ablauf gespült. Das Spülabwasser wird in den Zulauf der Anlage geführt. Um den Durchfluss in den Tropfkörpern zu erhöhen wird nach den Festbettreaktoren ein Teil des Wassers abgeschlagen und in den Zulauf der Tropfkörper gepumpt. Hierdurch soll eine weitere Nitrifikation (im Tropfkörper) mit anschließender Denitrifikation (im Schlammbedreaktor) zur weitgehenden Stickstoff-Elimination beitragen. Das gereinigte Abwasser wird in die Förde geleitet.

Der Primärschlamm aller Grobentschlammungen wird mit Abwasser aus Chemie- und Campingtoiletten und einem Polymer vermischt und in Voreindickern entwässert. Das dabei anfallende Trübwasser wird in den Verteilerschacht vor der Hoch- und Schwachlast geleitet. In einem Vorlagebehälter wird der Überschussschlamm der Schlammbettreaktoren, der Nachklärungen der Schwachlast-Biologie, der eingedickte Primärschlamm sowie weitere extern angelieferte Schlämme und Fette gespeichert. Die Schlämme werden dann in zwei Faulbehältern anaerob stabilisiert. Ein nachgeschalteter Faulbehälter dient der Nachgärung (mithin der weitergehenden Stabilisation). Vor der Abgabe in die Landwirtschaft wird der Schlamm mit einem Polymer und Kalk versetzt und in einer Zentrifuge entwässert.

Diese Kläranlage wurde lediglich im Intensiv-Messprogramm beprobt. Im Zulauf wurde das Wasser aus technischen Gründen erst nach dem Rechen beprobt. Die Probenahme erfolgte weiterhin vor und nach den Tropfkörpern. Auch der Zu- und Ablauf der Festbettreaktoren und der Flockungsfiltration wurde beprobt. Die Probenahme des Klärschlammes erfolgte anhand von qualifizierten Stichproben.

#### **4.3.5 KA Kropp**

Die Kläranlage Kropp wurde im Jahr 1998 gebaut. In dieser Anlage wird das Abwasser aus Kropp sowie vier umliegenden Gemeinden gereinigt. Das Wasser der anderen Gemeinden wird unmittelbar vor dem Rechen eingeleitet. Nach der mechanischen Vorreinigung in Rechen und Sandfang wird das Wasser in einem 900 m<sup>3</sup> großen Vorlagebehälter gespeichert. Anschließend wird es wechselweise in die zwei SBR-Behälter, mit einem Volumen von jeweils 3.500 m<sup>3</sup>, gegeben. Die biologische Reinigung erfolgt bei Trockenwetter innerhalb von 9,5 Stunden, bei Regenwetter werden die Zyklen auf 6,5 Stunden reduziert. Bevor das Wasser in den Vorfluter eingeleitet wird, fließt es durch einen ca. 2.500 m<sup>3</sup> großen Schönungsteich. Die hydraulische Aufenthaltszeit des Wassers vom Zulauf bis zum Ablauf beträgt insgesamt etwa 45 Stunden.

Die Phosphorelimination erfolgt in der dritten Phase des SBR-Zyklus (Belüftungsphase). Pro Zyklus und Behälter werden ca. 25 L Eisen(III)-chloridsulfat verwendet. Der gefällte Phosphor wird dann in der Abzugs- und Dekantierphase mit dem Überschussschlamm entfernt. Der Überschussschlamm wird auf einem Schlammstapel eingedickt, bevor er mittels einer Zentrifuge entwässert und gekalkt wird. Der Klärschlamm wird bisher in die Landwirtschaft abgegeben.

Diese Kläranlage wurde im Intensiv- und Routine-Messprogramm beprobt. In beiden Messprogrammen wurden das Zulaufpumpwerk sowie der Ablauf des Schönungsteiches beprobt (24-Stunden-Mischproben). Weiterhin wurden Stichproben des Klärschlammes gezogen. Während der Messwochen war die Schlamm entwässerung nicht in Betrieb, um eine Verfälschung der Messergebnisse durch das Zentrat zu vermeiden. Die Schlammproben wurden jeweils in der darauffolgenden Woche gezogen. Im Intensiv-Messprogramm wurden zusätzlich der Ablauf beider SBR-Reaktoren beprobt. Für die Ermittlung des Schlammalters wurden weiterhin Stichproben des Belebt- und Überschussschlammes gezogen.

#### **4.3.6 KA Ratzeburg**

Im Jahr 2005 wurde die Kläranlage Ratzeburg an ihrem heutigen Standpunkt neu erbaut. Dies ist eine Besonderheit, denn die meisten Kläranlagen in Schleswig-Holstein sind wesentlich älter und im Laufe der Jahre erweitert oder den aktuellen technischen Anforderungen angepasst worden. Durch den Neubau ist die Anlage auf dem aktuellen Stand der Technik und verfügt über moderne Elemente der Abwasserreinigung wie z.B. eine UV-Desinfektion.

In einer Kompaktanlage wird das Rohabwasser zunächst mechanisch gereinigt (Rechen, Sand- und Fettfang). Täglich werden 400 m<sup>3</sup> des vorgereinigten Abwassers an die benachbarte Kläranlage der Gemeinde Einhaus abgeschlagen, da das Abwasser der Gemeinde Einhaus z. T. in die zu der Kläranlage Ratzeburg führenden Kanäle eingeleitet wird.

In der Grobentschlammung erfolgt eine erste Trennung von Wasser und Schlamm. Beide Becken haben ein Volumen von 75 m<sup>3</sup>. Vorgesehen ist eine 75-minütige Aufenthaltszeit. Das Wasser wird anschließend ca. 20 Stunden in einer dreistufigen Kaskadendenitrifikation biologisch gereinigt. Um einen möglichst gleichmäßigen Zulauf zur Belebung zu gewährleisten, werden Mehr- bzw. Mindermengen durch zwei Speicherbecken mit einem Gesamtvolumen von 1.300 m<sup>3</sup> ausgeglichen. Nach der zweiten fest-flüssig-Trennung erfolgt eine Rest-Nitrifikation, sowie ein Rest-Abbau der organischen Verbindungen in belüfteten Festbettreaktoren. Abschließend dient eine Flockenfiltration der Nachfällung bzw. dem Rückhalt suspendierter Stoffe. Die Spülung der Festbettreaktoren und der Flockungsfiltration erfolgt durch einen Teilstrom des gereinigten Klarwassers der jeweiligen Verfahrensstufe. Von Anfang Mai bis Ende Oktober ist zusätzlich die UV-Desinfektion in Betrieb, um die Badegewässerqualität einzuhalten, da das Wasser in den Ratzeburger See eingeleitet wird.

Die Phosphorelimination erfolgt über eine Zweipunktfällung. Das Fällmittel Eisen(III)-chloridsulfat wird im Ablauf der Grobentschlammung (als Simultanfällung) und im Ablauf der Festbettreaktoren (als Nachfällung) zugegeben.

Der Überschussschlamm wird zunächst mittels Bandeindicker voreingedickt. Zur Unterstützung wird zuvor ein Tensid zugegeben. Anschließend durchläuft er die Ultraschall-Desintegration bevor er gemeinsam mit dem Primärschlamm in den Faulbehälter gegeben wird. Abschließend erfolgt eine erneute Entwässerung durch eine Siebbandpresse. Nach der Zugabe von Kalk wird der Klärschlamm derzeit einer landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt.

Die Kläranlage Ratzeburg wurde im Intensiv-, Routine- sowie im Sonder-Messprogramm beprobt. Im Sommer 2017 (Intensiv-Messprogramm) erfolgte die Probennahme im Zulauf vor dem Rechen, im Ablauf der beiden Nachklärungen, der Flockenfiltration sowie der UV-Desinfektion (jeweils 24-Stunden-Mischproben). Weiterhin wurden Stichproben des gekalkten Klärschlammes gezogen. Für die Bestimmung des Schlammalters war die Beprobung des Belebt- sowie des Überschussschlammes erforderlich. Im Routine-Messprogramm wurden der Zulauf der Grobentschlammung, der Ablauf sowie der Klärschlamm beprobt. Die Beprobung des Zulaufes (vor Rechen) war aus technischen Gründen nicht ganzjährig möglich und konnte daher nur im Intensiv- bzw. Sonder-Messprogramm erfolgen.

Für die Quantifizierung der Stoffströme innerhalb der Kläranlage wurden diese im Sonder-Messprogramm beprobt. Analog zu den anderen beiden Messprogrammen wurden der Zu- und Ablauf sowie der Klärschlamm beprobt. Weitere Probennahmepunkte waren der Zu- und Ablauf der Grobentschlammung und der Ablauf der Nachklärungen. Aus technischen Gründen war es nicht möglich an allen Messstellen Probenehmer aufzustellen, daher erfolgte die Beprobung vieler Ströme anhand qualitativer Stichproben. Zu diesem Strömen gehören das Rechengut, Sand, Fett, Primärschlamm, Trübwasser der beiden Schlammmentwässerungen, Belebtschlamm, Überschussschlamm, eingedickter ÜSS sowie die Spülabwässer der Festbettreaktoren und der Filtration.

#### **4.3.7 KA Rendsburg**

Das Klärwerk Rendsburg besteht in seiner heutigen Form seit dem Jahr 2000. Während des laufenden Routine-Messprogrammes wurde die Flockungsfiltration erneuert. Weiterhin ist eine Erneuerung der mechanischen Vorreinigung geplant, jedoch bisher noch nicht umgesetzt.

Die Vorreinigung besteht aus Rechen, belüftetem Sandfang und Fettfang. Die erste fest-flüssig Trennung geschieht in zwei Becken zur Grobentschlammung, welche wechselweise betrieben werden. Die Aufenthaltszeit in der Grobentschlammung beträgt zwischen 30 und 60 Minuten. Vor der biologischen Phosphorelimination besteht die Möglichkeit hydraulische Spitzenbelastungen durch drei Speicherbecken auszugleichen. Das Gesamtvolumen dieser Becken beträgt 3.000 m<sup>3</sup>. Die Belebung besteht aus einer 4-straßigen vorgeschalteten Denitrifikation. Während des gesamten Messzeitraums waren aus Revisionsgründen nur drei von vier Belebungsstraßen in Betrieb.

Nach der Nachklärung erfolgt die chemische Fällung des Phosphors. Hierfür wird in einem Flockungsbecken zunächst Eisen(III)-chlorid in das Wasser gemischt. Die darauffolgenden Nachfällungsbecken und die Flockungsfiltration dienen der Abtrennung der Flocken vom Wasser. Der Rücklaufschlamm der Nachfällung wird in den Zulauf zu dem Flockungsbecken geleitet. Die Filtration war in den Monaten August bis Dezember 2018 aus Revisionsgründen außer Betrieb. Als Spülwasser der Filtration wird Wasser aus dem Ablauf verwendet, das Waschabwasser wird anschließend ebenso wie das Trübwasser der Entwässerung und der Überschussschlamm der Nachfällung in den Zulauf zur Grobentschlammung geführt. Nach der Filtration wird das Wasser in die Eider eingeleitet.

Der Überschussschlamm wird vor dem Aufenthalt im Faulbehälter maschinell eingedickt. Der Primärschlamm wird ebenfalls dem Faulbehälter zugeführt und anaerob stabilisiert. Anschließend erfolgt eine statische Eindickung, bevor der Schlamm durch eine Kammerfilterpresse entwässert wird. Die Entwässerung wird unterstützt durch die Zugabe von Eisen(III)-Chlorid und Kalk.

Diese Anlage wurde in allen drei Messprogrammen beprobt. Im Intensiv-Messprogramm erfolgte die Beprobung des Zu- und Ablaufes. Weiterhin wurden der Ablauf der Nachklärung und der Ablauf der Absetzbecken der Nachfällung beprobt. Anhand qualifizierter Stichproben des Belebt- und Überschussschlammes konnte das Schlammalter der Belebung bestimmt werden. Ebenfalls erfolge eine Beprobung des Klärschlammes. Für das Routine-Messprogramm mussten zwei Probennahmepunkte verschoben werden. Durch die Beprobung nach dem Rechen sollte die Verunreinigung des Probenehmers verringert werden. Anstelle des Ablaufes der Filtration wurde der Ablauf der Absetzbecken beprobt. Auf diese Weise konnte über die gesamte Messdauer eine Veränderung des Probennahmepunktes, bedingt durch die Erneuerung der Filtration, vermieden werden. Im Sonder-Messprogramm wurde der Zu- und Ablauf der Grobentschlammung beprobt. Aufgrund der vorübergehend stillgelegten Flockungsfiltration konnte das Spülabwasser nicht beprobt werden. Die Beprobung des Überschussschlammes der Nachfällung, des Trübwassers, Primärschlammes und Trübwassers der Überschussschlamm-Eindickung erfolge anhand qualifizierter Stichproben.

#### **4.3.8 KA Süderbrarup**

Die Kläranlage Süderbrarup wurde im Jahr 2001 fertiggestellt. Die mechanische Vorreinigung erfolgt durch eine Siebtrommel sowie einen belüfteten Sandfang. Vor der biologischen Reinigung in den 1.500 m<sup>3</sup> großen SBR-Behältern wird das Wasser in einem Vorlagebehälter mit einem Volumen von 400 m<sup>3</sup> gespeichert. Bei Trockenwetter beträgt die Zyklusdauer der SBR-Reaktoren acht Stunden. Bei Regenwetter wird sie auf sechs Stunden reduziert. Anschließend durchfließt das gereinigte Wasser in zwei 600 m<sup>3</sup> fassende, aufeinanderfolgende Schönungsteiche, bevor es in den Vorfluter eingeleitet wird. Die Aufenthaltszeit des Wassers von Zu- bis Ablauf beträgt ca. 52 Stunden.

Die Phosphorfällung erfolgt in der fünften, bzw. bei Regenwetter in der vierten Phase des Reinigungsprozesses im SBR-Behälter. Pro Zyklus und Behälter werden ca. 24 L des Fällmittels Eisen(III)-chloridsulfat verwendet.

Der Überschussschlamm wird in einem Schlammstapel statisch eingedickt. Der Klärschlamm wird landwirtschaftlich verwertet. Das bei der Eindickung entstandene Trübwasser wird in den Mischbehälter geleitet.

Diese Kläranlage wurde lediglich im Zuge des Intensiv-Messprogrammes beprobt. Da eine Beprobung des Zulaufs vor dem Rechen nicht möglich ist, wurde die Zulaufprobe aus dem Mischbehälter gezogen. Weiterhin erfolgte eine Beprobung des Ablaufes der SBR-Behälter und des Schönungsteiches. Zur Ermittlung des Schlammalters wurden Stichproben des Belebt- und Überschussschlammes gezogen.





## TEIL III – ERGEBNISSE UND DISKUSSION ZUM SPURENSTOFFRÜCKHALT

Die in dieser Studie berücksichtigten Spurenstoffe (vgl. Abs. 3.4) können hinsichtlich ihrer Haupt-Eliminationsmechanismen in sechs Stoffgruppen eingeteilt werden (vgl. Abs. 5.1). Diese Stoffgruppen unterscheiden sich hinsichtlich der biologischen Abbaubarkeit sowie der Sorptionsaffinität der einzelnen Stoffe und stellen die Grundlage für die weitere Datenauswertung dar.

Zur Einordnung der Situation in Schleswig-Holstein erfolgt ein Vergleich der gemessenen Konzentrationen und berechneten Frachten mit Referenzwerten aus der Literatur. Dieser Abgleich dient dazu, Stoffe mit besonders hohen Werten zu identifizieren. Zugleich erfolgt eine Charakterisierung der betrachteten Spurenstoffe. Hierbei wird auch auf mögliche Eintragspfade und relevante Eliminationsmechanismen der Stoffe eingegangen (vgl. Abs. 5).

Das Intensiv- sowie das Sonder-Messprogramm sind die Basis für die Beurteilung des verfahrensspezifischen Rückhalts der Spurenstoffe (vgl. Abs. 6, Anhänge 7 und 9) und die Massenbilanzierung, die relevante Senken identifiziert (vgl. Abs. 7, Anhang 8). Basierend auf den Ergebnissen des Routine-Messprogramms erfolgt eine Betrachtung, inwieweit es saisonale Unterschiede hinsichtlich der Zulaufbelastung (Konzentration und Fracht), der Eliminationsleistung und der emittierten Stofffrachten gibt (vgl. Abs. 8, Anhänge 10 und 11). Schließlich werden ebenfalls aus den Daten des Routine-Messprogramm charakteristische Frachten (etwa für eine Emissionsbetrachtung) abgeleitet (vgl. Abs. 9). Auf die Elimination und die Diversität der multiresistenten Erreger wird in Abs. 10 und 11 (Anhang 12) im Detail eingegangen.

## 5 Stoffspezifische Betrachtung

Für eine stoffspezifische Betrachtung werden zunächst die relevanten Stoffeigenschaften (Anhang 1) und Eintragspfade sowie die bekannten Eliminationsmechanismen zusammengestellt. Um die Auswertung übersichtlich zu gestalten, werden die untersuchten Stoffe nach ihren Eigenschaften gruppiert. Für einzelne Kategorien (Schwermetalle und PAK) erfolgt eine gemeinsame Betrachtung, da die Einzelstoffe sehr ähnlich sind und folglich vergleichbaren Eliminationsmechanismen unterliegen. Für die sehr inhomogenen Kategorien (Arzneistoffe und Pflanzenschutzmittel) erfolgt eine Betrachtung der Stoffeigenschaften, Eintragspfade und Eliminationsmechanismen für jede einzelne Substanz. Schließlich werden die Ergebnisse dieser Studie für jeden Stoff zusammengestellt und im Vergleich mit Referenzwerten aus der Literatur diskutiert. Dieser Teil stellt die Basis für eine zusammenfassende Bewertung und eine Einschätzung der Situation in Schleswig-Holstein dar.

### 5.1 Einteilung in Stoffgruppen

Der Rückhalt von Spurenstoffen ist sehr divers und hängt von spezifischen Stoffeigenschaften ab. Prinzipiell sind der biologische Abbau und die Sorption die relevanten Mechanismen in der kommunalen Kläranlage (vgl. Abs. 2.2.1 und 2.2.2). Beide Mechanismen finden parallel statt und beeinflussen sich gegenseitig. Die untersuchten Spurenstoffe lassen sich daher in die in Tabelle 12 zusammengefassten sechs Gruppen einteilen.

Stoffe der Gruppen II, IV, V und VI werden größtenteils über Sorption oder biologischen Abbau zurückgehalten (Eliminationsrate meist > 90 %). Die Gruppe III schließt Stoffe ein, die häufig nur zum Teil aus dem Wasserpfad entfernt werden können. Besonders problematisch sind die Stoffe der Gruppe I, die weder durch Sorption noch durch Biodegradation zurückgehalten werden. Für Stoffe dieser Gruppe ist eine weitere Verfahrensstufe zusätzlich zur konventionellen Belebtschlammbehandlung notwendig, wenn sie zurückgehalten werden sollen. Schwermetalle sind aufgrund ihrer hohen Sorptionsneigung der Gruppe II zuzuordnen. Auch gehört

dieser Gruppe der Großteil der Substanzen der PAK<sub>16</sub> an. PAK mit maximal drei Benzol-Ringen (vgl. Abs. 5.5.1 mit Tabelle 48) werden z. T. biologisch abgebaut. Die Neigung zur Sorption nimmt mit der Anzahl der Benzol-Ringe zu.

Arzneistoffe sind aufgrund der erforderlichen Stoffeigenschaften i. d. R. nicht sorptionsaffin und sie gehören daher ausschließlich den Stoffgruppen I, III und V an. Daher hängt der Rückhalt der (hier berücksichtigten) Arzneistoffe ausschließlich von deren biologischer Abbaubarkeit ab. Die Unterschiede der beiden Stoffgruppen III und V, die einen mäßigen oder guten biologischen Abbau wiedergeben, äußern sich in unterschiedlichen Gesamt-Eliminationsraten. So werden Wirkstoffe der Stoffgruppe V nahezu vollständig biologisch abgebaut (Medianwert der rechnerischen Eliminationsrate > 99 %, vgl. Anhang 11). Die mäßig abbaubaren Substanzen der Stoffgruppen III unterliegen einer mittleren Eliminationsrate von 30 bis zu 94 %. Der wesentliche Unterschied ist, dass die Eliminationsraten saisonal sehr variieren können und in den kälteren Wintermonaten häufig deutlich geringer sind (vgl. Abs. 8.2). Dieses ist für Wirkstoffe der Stoffgruppe V nicht zu beobachten.

**Tabelle 12: Gruppeneinteilung der untersuchten Spurenstoffe nach Eliminationsmechanismen in Belebtschlammanlagen.**

	Sorption vernachlässigbar ( $k_d < 500 \text{ L/kg TS}$ )	Sorption relevant ( $k_d > 500 \text{ L/kg TS}$ )
nicht relevanter biolog. Abbau $k_{bio} < 0,1$ L / (g TS × d)	<b>I</b> Carbamazepin Iopamidol Diuron Imidacloprid Isoproturon Terbutryn	<b>II</b> Blei Cadmium Nickel Quecksilber Triclosan Benzo[a]anthracen Benzo[a]pyren Benzo[b]fluoranthen Benzo[ghi]perylen Benzo[k]fluor. Chrysen Dibenzo[ah]ant. Flouranthen Indeno[1,2,3-cd]p. Pyren PFOS <sup>1</sup>
mäßiger biologischer Abbau $0,1 < k_{bio} < 10$ L / (g TS × d)	<b>III</b> Ciprofloxacin Diclofenac Gabapentin Metoprolol Sulfameth. Trimethoprim Glyphosat Naphthalin Phenanthren Bisphenol A Benzotriazol	<b>IV</b> Fluoren Acenaphthen Acenaphthylen Anthracen <sup>1</sup>
guter biologischer Abbau $k_{bio} > 10,0$ L / (g TS × d)	<b>V</b> Coffein Ibuprofen Metformin Acesulfam-K	<b>VI</b> praktisch nicht nachweisbar <sup>1</sup>
Farbliche Codierung: <b>Schwermetalle, Arzneistoffe, Pflanzenschutzmittel, PAK, Sonstige.</b> Für die in dieser Studie berücksichtigten Stoffe Oxytetracyclin, Aclonifen, Bifenox, Cybutryn, Cypermethrin, Dichlorvos, Dicofol, Quinoxifen und Terbutylazin ist keine Einordnung möglich, da keine Stoffkennwerte vorliegen und sie nicht bzw. in nicht ausreichendem Maß nachgewiesen werden konnten. <sup>1</sup> Der Nachweis von Sorption erfolgt i. d. R. über den im Überschussschlamm gebundenen Anteil der Zulauffracht. Wird ein Stoff vollständig biologisch abgebaut, kann er nicht mehr im Schlamm gebunden sein. Eine mögliche Sorption wird somit unterbunden.		

Tabelle 12 stellt die wesentliche Grundlage für die weitere Datenauswertung dar. Insbesondere hinsichtlich der verfahrensspezifischen Elimination (Abs. 6), im Rahmen der Massenbilanzierung (Abs. 7) und bei der Betrachtung saisonaler Einflüsse (Abs. 8) erfolgt i. d. R. nur die Betrachtung eines Stoffes, der die jeweilige Stoffgruppe repräsentiert.

Die Einteilung erfolgt einerseits nach Sorptionsaffinität der Stoffe (vgl. Abs. 2.2.2). Die in Tabelle 12 angegebene Grenze zwischen vernachlässigbarer und relevanter Sorption (angegeben durch einen Sorptionskoeffizienten von  $k_d = 500 \text{ L/kg TS}$ ) basiert auf den Angaben von Sipma et al. (2010). Dieses Kriterium gilt zunächst für alle Stoffe, deren Sorptionskoeffizient aus der Literatur bekannt ist (vgl. Anhang 1). Für Stoffe mit unbekanntem Sorptionskoeffizienten dienen die Ergebnisse der vorliegenden Studie als Grundlage für eine Einteilung des Kriteriums. Die Sorption wurde als relevant eingestuft (Stoffgruppen II und IV), wenn die im Klärschlamm verbleibende Fracht mindestens 15 % der Zulauffracht beträgt (Anhaltswert). Einzelne Stoffe (z. B. das Desinfektionsmittel Triclosan) werden praktisch vollständig im Klärschlamm aufkonzentriert.

Ein weiteres Kriterium für die Einteilung in die Stoffgruppen ist die biologische Abbaubarkeit (vgl. Abs. 2.2.1). Die in Tabelle 12 angegebenen Grenzen für die Biodegradationskonstante  $k_{bio}$  zwischen einem nicht relevanten, einem mäßigen und einem guten biologischen Abbau orientieren sich an den Angaben von Joss et al. (2006). Diese Angaben stellen zunächst die Basis für die Einteilung dar, wenn entsprechende Daten aus der Literatur bekannt sind (Anhang 1). Liegen keine entsprechenden Informationen vor, so erfolgt eine Aufteilung auf Basis der Ergebnisse dieser Studie. Für alle Stoffe mit vernachlässigbarer Sorption (s. o.) wurde geprüft, wie der Anteil der Ablauffracht im Verhältnis zu Zulauffracht ist (Eliminationsraten). Als Anhaltswert dienten hierbei Eliminationsraten für die mäßig abbaubaren Stoffe von 30 bis 94 % (s. o.). In allen Fällen (Sorption und Abbaubarkeit) wurde geprüft, ob eine auf Basis von Literaturangaben erfolgte Einteilung, den Ergebnissen dieser Studie entspricht. Weicht die Einteilung voneinander ab, sind die Ergebnisse dieser Studie maßgebend für die Gruppeneinteilung.

## 5.2 Schwermetalle

Bei den Schwermetallen handelt es sich um die größte Gruppe der Metalle. Charakteristisch für sie ist eine Dichte oberhalb von  $4,5 \text{ g/cm}^3$ . Schwermetalle sind ubiquitär verbreitet und bei einigen von ihnen handelt es sich um umweltrelevante Schadstoffe, die geogenen und anthropogenen Quellen entstammen. Da sie prinzipiell nicht abbaubar sind, werden im Abwasser enthaltene Schwermetalle auf dem Weg Kanal/ Kläranlage/ Vorfluter insbesondere in den Feststoffphasen (Sielhaut, Klärschlamm, Sediment) angereichert. Das Verhalten der Schwermetalle in der Kläranlage ist stark von der vorliegenden Bindungsform, gelöst oder ungelöst (z. B. partikulär gebunden), abhängig. Die Verteilung der Metalle auf gelöste und feste Phasen ist sowohl für eine effektive Rückhaltung als auch für toxische Wirkungen auf die mikrobiellen Mischzönosen der Abwasser- und Schlammbehandlung entscheidend. Im gelösten Zustand ist die Toxizität der Metalle meist höher als im ungelösten; metallorganische Verbindungen wirken i. d. R. toxischer als Metallkationen. Das Ausmaß der Verteilung auf die gelöste und ungelöste Phase ist metallspezifisch und wird von der Metallkonzentration, der Abwassermatrix und den Milieubedingungen beeinflusst (Hamel 2001). Aufgrund der hohen Sorptionsaffinität werden die Schwermetalle der Stoffgruppe II zugeordnet.

### 5.2.1 Stoffeigenschaften und Eintragspfade

#### *Blei*

Blei ist ein Schwermetall der 4. Hauptgruppe. Bei Raumtemperatur ist es bläulich-weiß und fest. Es hat eine Dichte von  $11,34 \text{ g/cm}^3$  und weist einen Schmelzpunkt von  $327 \text{ °C}$  auf. An Sauerstoff oxidiert Blei schnell zu Bleioxid und es bildet sich eine Schutzschicht. Bei großer Wasserhärte bildet sich im inneren von Bleirohren eine Schicht aus Bleicarbonat oder Bleisulfat, was das Trinkwasser weitgehend vor Blei schützt.

Blei kann als Staub über die Lunge aufgenommen werden. Eine Resorption über die Haut erfolgt hingegen nicht. Blei kann karzinogen wirken. Bei einer chronischen Vergiftung führt Blei beim Menschen zu Kopfschmerzen, Müdigkeit sowie Defekten in der Blutbildung und im Nervensystem.

Blei wird vor allem für (Fahrzeug-) Batterien verwendet. Zudem kommt es zur Abschirmung von Strahlen, etwa in der Radiologie, zum Einsatz. Bleirohre in der Trinkwasserinstallationen kamen bis in die 1970er Jahre zum Einsatz. Ferner kommt es bei Dachdeckerarbeiten für die Ausführung von Anschlüssen zur Anwendung. Durch die Verbrennung bleihaltiger Kraftstoffe ist in den vergangenen Jahrzehnten eine wesentliche Menge Blei emittiert worden. Infolge von Niederschlag oder einer trockenen Deposition gelangte das Blei auf die Böden und wurde schließlich in die Gewässer transportiert. Gleiches gilt für den Eintrag mit Fremdwasser in die Kanalisation.

#### *Cadmium*

Cadmium ist ein weiches, silbrig-weißes Schwermetall mit einem Schmelzpunkt von  $320,9 \text{ °C}$ , einem Siedepunkt von  $767 \text{ °C}$  und einer Dichte von  $8,64 \text{ g/cm}^3$ . Es gehört zur 2. Nebengruppe des periodischen Systems der Elemente (sog. Zinkgruppe) und kommt in den meisten Verbindungen in der Oxidationsstufe +2 vor. Mit Ausnahme des Sulfids, Carbonats, Oxids und Hydroxids sind die meisten anorganischen Cadmiumverbindungen gut wasserlöslich. Elementares Cadmium ist hingegen (bei  $20 \text{ °C}$  und 1 bar) unlöslich in Wasser.

Die Einsatzbereiche von Cadmium und seinen Verbindungen sind vielfältiger kommerzieller Art. So findet Cadmium beispielsweise in der Galvanoindustrie Verwendung und kann ferner in gelben und roten Farbpigmenten enthalten sein, die für Farben, Keramikglasuren und Emaille verwendet werden. Ein weiterer sehr prominenter Verwendungszweck ist der Einsatz in Nickel-Cadmium-Batterien. Cadmium kann zudem Bestandteil von Solarzellen und anderer elektronischer Teile sein. In der Kunststoffherstellung dienen Cadmiumverbindungen als Stabilisator von PVC. Auch Kunststoffe, die für elektrische Geräte verwendet werden, enthalten

häufig Cadmium. Eine beträchtliche Menge an Cadmium wird zudem bei der Zinkgewinnung freigesetzt. Dies gilt im Wesentlichen ebenfalls für die Kupfer- und Bleigewinnung, wenn auch in kleinerem Umfang. Außerdem kann aus der Tatsache, dass Phosphaterze Cadmium enthalten, eine Cadmiumbelastung von Mineraldüngern resultieren.

Die Toxizität von Cadmium und seinen Verbindungen ist sehr hoch. Cadmiumverbindungen im Allgemeinen gelten ferner als stark wassergefährdend. Sie stellen nicht nur eine Gefahr für Wasserlebewesen, sondern auch für die Trinkwassergewinnung dar. Größere Mengen Cadmium können zudem eine teratogene, mutagene und wahrscheinlich karzinogene Wirkung haben.

### *Nickel*

Nickel ist ein silberweiß glänzendes Schwermetall mit einem Schmelzpunkt von 1.453 °C und hat seinen Siedepunkt bei 2.732 °C. Die Dichte des Metalls beträgt 8,91 g/cm<sup>3</sup>. Nickel ist der 8. Nebengruppe zugehörig. Es liegt im Wasser überwiegend in der Oxidationsstufe +2 gelöst bzw. komplexiert mit anorganischen Liganden, aber auch partikulär gebunden vor. Die allgemeine Wasserunlöslichkeit beschränkt sich auf elementares Nickel (bei 20 °C und 1 bar), da einige Verbindungen durchaus wasserlöslich sind. Dabei weist neben Nickelcarbonat (NiCO<sub>3</sub>) Nickelchlorid (NiCl<sub>2</sub>) die höchste Wasserlöslichkeit auf. Es lässt sich nur bei einem pH-Wert von mindestens 9,5 vollständig als unlösliches Hydroxid [Ni(OH)<sub>2</sub>] ausfällen.

Nickel ist für einige Organismen essentiell, wirkt in hohen Konzentrationen jedoch toxisch. Elementares Nickel und einige Nickelverbindungen zeigen eine teratogene und karzinogene Wirkung bei Säugetieren.

Nickel wird aus nickelhaltigen Erzen gewonnen und in der Stahlveredelung, als Antikorrosionsmittel sowie in Katalysatoren eingesetzt. Auch Akkus werden u. a. mit Nickel hergestellt.

### *Quecksilber*

Quecksilber ist ein silbrig-weißes und bei Zimmertemperatur flüssig vorliegendes Metall. Es hat eine Dichte von 13,53 g/cm<sup>3</sup> und gehört zur 10. Nebengruppe. Der Schmelzpunkt von Quecksilber liegt bei -38,87 °C und der Siedepunkt bei 356,72 °C. Es ist in elementarer Form (bei 20 °C und 1 bar) praktisch unlöslich in Wasser. Nur einige wenige Verbindungen des Quecksilbers erweisen sich als wasserlöslich. Quecksilberverbindungen kommen auch natürlich vor. Durch die Zersetzung von Mineralien in Gesteinen und im Boden aufgrund von Wasser- und Winderosion gelangt Quecksilber in die Natur. Quecksilber kann als Metall, als Quecksilbersalz oder als organische Quecksilberverbindung auftreten.

Metallisches Quecksilber hat im allgemeinen Hausgebrauch viele Anwendungsbereiche. Es ist u. a. Bestandteil von Barometern, Manometern und Neonlampen. Die Elektroindustrie ist einer der Hauptverbraucher und verwendet es u. a. in Gleichrichtern, in Tropfelektroden, als Amalgamen für Trockenbatterien und in Quecksilberdampflampen, aber auch für die Chloralkalielektrolyse und Infrarotdetektoren wird das Metall benötigt.

Einen immensen Beitrag zur anthropogenen Emission steuert die Verbrennung fossiler Brennstoffe sowie Schmelzprozesse im Bergbau und die Müllverbrennung bei, was zu einer starken Belastung der Luft führt. Den Weg in Böden und Oberflächengewässer findet das Quecksilber auch über die Verwendung von Kunstdünger und indirekt eingeleiteter Industrieabwässer. Dabei weisen besonders Oberflächengewässer mit einem pH-Wert zwischen 5 und 7 vergleichsweise hohe Quecksilberkonzentrationen auf. Dies ist in der Tatsache begründet, dass mit Abnahme des pH-Wertes eine zunehmende Mobilisierung des Quecksilbers aus dem Gewässersedimenten einhergeht. Zudem erfolgt eine Umwandlung zum hochgiftigen Methylquecksilber (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) durch Mikroorganismen im Boden des Gewässers, was wiederum zu einer Aufnahme durch andere Organismen führt, was dann eine Nervenschädigung hervorrufen kann. Eine hohe Bioakkumulation von Methylquecksilber wird beispielsweise bei Fischen beobachtet, wodurch es in die menschliche Nahrungskette eingeht.

Schwermetalle kommen meist ubiquitär vor und unterliegen somit prinzipiell keinem ausgeprägten Eintrag in die Entwässerungssysteme. Als Folge einer trockenen oder feuchten Deposition und eines Spülstoßeffektes nach eintretenden Niederschlägen wäre jedoch ggf. eine erhöhte Fracht zu vermuten (zur Abhängigkeit der Schwermetallbelastung infolge von Niederschlagsereignissen s. Abs. 8.4).

### 5.2.2 Eliminationsmechanismen

Schwermetalle liegen im Abwasser in gelöster oder ungelöster Form vor. Sie werden zumeist infolge einer Sorption am Belebtschlamm aus dem Abwasser entfernt. Hamel (2001, S. 9–18) gibt einen Überblick über die Wechselwirkungen zwischen Schwermetallen und Belebtschlamm. Sie nennt folgende Mechanismen, die zu einer Reduzierung der Schwermetallbelastung in der Abwasserreinigung beitragen: Sedimentation, Komplexbildung, Adsorption, sowie die Biosorption oder Bioakkumulation. Die exakte Beschreibung und Abgrenzung der einzelnen Mechanismen ist schwierig, da die unterschiedlichen Reaktionen zeitgleich auftreten und zum gleichen Effekt, der Metallabtrennung aus der gelösten Phase, führen. Parallel können Auflösungs-, Umkomplexierungs- und/ oder Desorptionsprozesse auftreten, die durch Änderungen der Abwassermatrix, des pH-Wertes, des Redoxpotentials, der Ionenkonzentration bedingt sind und die zur Rücklösung von Metallen aus der festen Phase führen. Diese Mechanismen können zu einem rechnerischen Anstieg der Schwermetallkonzentration im Verlauf der Abwasserreinigung führen, wenn sie analytisch nicht erfasst werden können (vgl. Abs. 3.4.2).

Als wesentlicher Mechanismus ist die Sorption (vgl. Abs. 2.2.2) aus der gelösten Phase an festen Oberflächen (z. B. Rechengut, Sand, Primär- oder Belebtschlamm) zu nennen. Schwermetalle sind im ungelösten Zustand adsorbiert an anorganische und organische Feststoffe. Die Abtrennung von Biomasse (z. B. Abzug des Überschussschlammes) erfasst hierbei stets auch die infolge von intrazellulärer Bioakkumulation im Schlamm gebundenen Bestandteile. Analytisch lassen sich beide Mechanismen kaum voneinander unterscheiden. Daher werden bei der Bestimmung von Sorptionskoeffizienten in der Regel beide Mechanismen zugleich erfasst. Die sehr hohen Sorptionskoeffizienten im Belebtschlamm (vgl. Anhang 1:  $k_{d,Pb} = 5650$  l/kg TS;  $k_{d,Cd} = 19900$  l/kg TS);  $k_{d,Ni} = 3940$  L/kg TS) deuten auch im Vergleich zu anderen Spurenstoffen darauf hin, dass die Sorption (einschließlich einer möglichen Bioakkumulation) der dominierende Eliminationsmechanismus ist.

### 5.2.3 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Die Analyseergebnisse der Zulaufproben für Cadmium liegen zumeist unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Beurteilung einer saisonalen Varianz ist daher für dieses Element nicht möglich. Im Kläranlagen-Ablauf ist nur Nickel regelmäßig nachweisbar. Der Nachweis von Blei, Nickel und Quecksilber in allen Klärschlamm-Proben verdeutlicht, dass es sich hierbei um die relevante Senke handelt.

#### *Blei*

Wie Tabelle 13 zeigt, sind die Bleibelastungen des Rohabwassers und des Klärschlammes im Vergleich zu Referenzwerten gering. Nur eine Ablaufprobe des Routine-Messprogramms (RD-3-18-30, 9,0 µg/L) weist eine deutlich erhöhte Konzentration auf.

Eine unverhältnismäßig hohe Konzentration im Rohabwasser wurde an einer Probe aus Süderbrarup (65 µg/L) bestimmt. Die im Klärschlamm festgestellten Konzentrationen scheinen vergleichsweise gering. Es werden alle Bleiverbindungen soweit aus dem Abwasser entfernt, dass die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Die deutlich höhere Spanne zwischen Minimal- und Maximalwerten für die Zulaufproben des Intensiv-Messprogramm deutet eine tägliche Variation an, die nicht im Routine-Messprogramm erfasst wird.

**Tabelle 13: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Blei (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	12,0 10,0 (6-23) 3,54 7,12	3,112 (1,38-8,54)	<b>I: 6,0</b> (3,0-65,0) <i>n</i> = 53/59  <b>R: 3,0</b> (1,0-15) <i>n</i> = 51/51	<b>0,729</b> (0,477-0,799)	Hope et al. 2012; Gardner et al. 2012; Gardner et al. 2013; Lambert et al. 2014; Yang et al. 2015; Margot et al. 2013; Carletti et al. 2008; Wang et al. 2005; Fuchs et al. 2018
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,26 (0,20-0,80) 0,39 0,45 (<1,10) 0,28 0,08	0,080 (0,033-0,224)	<b>I-NK: &lt; 5,0</b> <i>n</i> = 0/58  <b>I-VF: &lt; 5,0</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: 9,0</b> (9,0-9,0) <i>n</i> = 1/52	<b>n.d.</b> (< 0,771) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d)]	64,0 (55,0-73) 28,34 28,40		<b>I: 13,6</b> (6,9-50,3) <i>n</i> = 42/42  <b>R: 11,9</b> (6,6-34,8) <i>n</i> = 51/51	<b>0,505</b> (0,374-4,506)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	89		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Cadmium

Wie die Zusammenstellung in Tabelle 14 zeigt, scheinen die festgestellten Zulauf-Konzentrationen in einem vergleichsweise hohen Bereich. Der Medianwert bezieht allerdings nur die wenigen Positivbefunde ein und ist daher irreführend. Eine Beurteilung der Zulaufbelastung ist daher kaum möglich, da die Referenzwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (1,0 µg/L) dieser Studie liegen. Gleiches gilt für die Ablaufproben.

Die Zulaufproben waren bis auf wenige Ausnahmen negativ. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass sieben der zehn Positivbefunde aus dem Intensiv-Messprogramm in Süderbrarup zu verzeichnen sind (Median: 0,3 µg/L). Tatsächlich lag die Konzentration dort nur an drei Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze (1,0 µg/L). Alle weiteren Werte dieser Messreihe wurden substituiert zu  $BG/4 = 0,25 \mu\text{g/L}$  (vgl. Abs. 3.7.1).

Der Medianwert (*n* = 10) der einwohnerspezifischen Fracht im Zulauf liegt für das Intensiv- und Sonder-Messprogramm bei 0,113 mg/(EW\*d) und damit in der gleichen Größenordnung, wie die charakteristische Fracht im Klärschlamm, die aus dem Routine-Messprogramm abgeleitet wurde (0,110 mg/(EW\*d)). Der praktisch fehlende, ganzjährige Nachweis von Cadmium im Zulauf bei zeitgleichem Nachweis im Klärschlamm deutet auf ein analytisches Problem hin. Bereits der Nachweis von Cadmium auf dem Niveau der Bestimmungsgrenze (hier: 1,0 µg/L) würde zu einer der Klärschlamm-Fracht entsprechenden ew.-spezifischen Zulauf Fracht führen (z. B. Proben SB-1-170923 mit 0,137 mg/(EW\*d) oder KR-1-170908 mit 0,122 mg/(EW\*d)),

die für eine ausgeglichene Massenbilanz ausreichend wäre. Folglich müssten die Cadmium-Konzentrationen im Rohabwasser zumeist gerade unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 µg/L liegen.

Bezogen auf den Wasserpfad konnte im Ablauf kein Cadmium festgestellt werden. Es wird deutlich, dass Klärschlamm die relevante Senke für Cadmium zu sein scheint. Dieses ist der hohen Sorptionsfähigkeit des Schwermetalls ( $k_d = 19.900 \text{ L/kg TS}$ ) geschuldet.

Die nachgewiesenen Konzentrationen von Cadmium im Klärschlamm (Median: 0,340 bzw. 0,705 mg/kg TR) liegen deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze (hier: 0,05 mg/kg TR). Dass trotzdem nur in einem Teil der Proben Cadmium ( $n = 35/42$  bzw.  $30/51$ ) nachgewiesen werden konnte, kann in einem ausgeprägten saisonbedingten Eintrag liegen. Die saisonal mit dem Klärschlamm emittierten Cadmium-Frachten (vgl. Abs. 8.3.2) könnten auf eine höhere Cadmium-Belastung in den Wintermonaten (Oktober bis Februar) hinweisen. Die üblichen Eintragungspfade (vgl. Abs. 5.2.1) indizieren jedoch keine saisonale Varianz.

**Tabelle 14: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Cadmium (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration $c$	Ew.-spez. Fracht $B_d$	Konzentration $c^2$	Ew.-spez. Fracht $B_d^3$	
Zulauf (Rohabwasser)  $c$ [µg/L] $B_d$ [mg/(EW*d)]	0,21 (0,11-0,33)	0,056 (0,028-0,140)	<b>I: 1,0</b> (0,3-1,0) $n = 10/59$  <b>R: 1,0</b> $n = 1/51$	<b>n.d.</b> ( $< 0,160$ ) <sup>5</sup>	Carletti et al. 2008; Lambert et al. 2014; Gardner et al. 2012; Gardner et al. 2013; Wang et al. 2005; Fuchs et al. 2018
Ablauf  $c$ [µg/L] $B_d$ [mg/(EW*d)]	0,12 (0,07-0,30) 0,05 0,03 0,08	0,0036 (0,0014-0,011)	<b>I-NK: &lt; 1,0</b> $n = 0/58$  <b>I-VF: &lt; 1,0</b> $n = 0/59$  <b>R: &lt; 1,0</b> $n = 0/52$	<b>n.d.</b> ( $< 0,160$ ) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  $c$ [mg/kg TR] $B_d$ [mg/EW*d]	0,980 (0,870-1,20)		<b>I: 0,340</b> (0,013-2,730) $n = 35/42$  <b>R: 0,705</b> (0,025-1,760) $n = 30/51$	<b>0,110</b> (0,017-0,204)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	85		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10).  $n$  = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Nickel

Die festgestellten Konzentrationen und Frachten (Medianwerte) liegen in der gleichen Größenordnung, wie die Referenzwerte aus der Literatur. Auffällig sind jedoch einzelne Analyseergebnisse mit besonders hohen Konzentrationen (z. B. in Ahrensburg mit 141 µg/L), die weder mit hohen Ablaufkonzentrationen noch mit einem auffälligem Niederschlagsverhalten (hier:  $h_N = 5,2 \text{ mm/d}$ ) korrespondieren. Gleiches gilt für auffällig hohe Ablauf-Konzentrationen (z. B. Cismar mit 163 µg/L) in einer niederschlagsfreien Messwoche.



Möglicherweise wird während des Kläranlagenbetriebs im Zusammenhang mit der Schlammbehandlung Nickel mobilisiert und ist dann temporär im Ablauf in erhöhten Konzentrationen nachweisbar (vgl. Abs. 5.2.2). Generell wird Nickel im Wesentlichen an Belebtschlamm sorbiert ( $k_d = 3940 \text{ L/kg TS}$ , vgl. Parker et al. 1994). Aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit in gebundener Form (z. B. Nickelcarbonat  $[\text{NiCO}_3]$  oder Nickelchlorid  $[\text{NiCl}_2]$ ) wird aber nur ein Teil sorbiert. Im Vergleich zu den anderen Schwermetallen, die vollständig zurückgehalten werden, wird Nickel nur zu etwa 38 % aus dem Wasser entfernt. Der im Ablauf befindliche Anteil ist auf die wasserlöslichen Verbindungen ( $\text{NiCO}_3$  und  $\text{NiCl}_2$ ) zurückzuführen.

**Tabelle 15: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Nickel (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration $c$	Ew.-spez. Fracht $B_d$	Konzentration $c^2$	Ew.-spez. Fracht $B_d^3$	
Zulauf (Rohabwasser)  $c$ [ $\mu\text{g/L}$ ] $B_d$ [ $\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ ]	9,2 (5,4-19,0)	2,689 (1,073-7,930)	<b>I: 15,0</b> (5,0-141) $n = 59/59$  <b>R: 7,0</b> (3,0-58,0) $n = 51/51$	<b>1,645</b> (1,336-2,700)	Lambert et al. 2014; Carletti et al. 2008; Wang et al. 2005; Gardner et al. 2013; Gardner et al. 2012; Hope et al. 2012; Yang et al. 2015; Fuchs et al. 2018
Ablauf  $c$ [ $\mu\text{g/L}$ ] $B_d$ [ $\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ ]	3,5 (1,5-11,0) 3,1 (1,4-13,0) 4,9 3,15	0,925 (0,370-4,030)	<b>I-NK: 4,0</b> (1,0-40,0) $n = 58/58$  <b>I-VF: 7,0</b> (3,0-163) $n = 59/59$  <b>R: 5,0</b> (2,0-26,0) $n = 52/52$	<b>1,023</b> (0,900-1,300)	
Klärschlamm  $c$ [ $\text{mg}/\text{kg TR}$ ] $B_d$ [ $\text{mg}/\text{EW} \cdot \text{d}$ ]	30 (22-38)		<b>I: 11,45</b> (7,20-24,60) $n = 42/42$  <b>R: 10,20</b> (4,90-17,10) $n = 51/51$	<b>0,338</b> (0,337-0,513)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	31		38 (14-83))		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10).  $n$  = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### Quecksilber

Die Zulaufwerte sind im Vergleich zu Referenzwerten als niedrig einzuordnen. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass viele der Positivbefunde im Rohabwasser aus dem Routine-Messprogramm-Messprogramm ( $n = 41/51$ ) und dem Intensiv-Messprogramm ( $n = 18/59$ ) auf eine Substitution von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze basieren (vgl. Abs. 3.7.1). Tatsächlich liegen nur 18 bzw. 8 Einzelproben oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die Substitution der Einzelergebnisse (hier:  $BG/4 = 0,025 \mu\text{g/L}$ ) stellt somit zugleich den Medianwert dar.

Im Ablauf der Kläranlagen war Quecksilber nur sporadisch nachweisbar (Bestimmungsgrenze:  $0,0001 \mu\text{g/L}$ ). Nur in Einzelfällen wird eine geringe Quecksilberfracht über den Ablauf ausgetragen. Die Referenzwerte liegen z. T. oberhalb dieser Bestimmungsgrenze, so dass von einer

vergleichsweise geringen emittierten Stofffracht ausgegangen werden kann. Die im Klärschlamm gefundenen Konzentrationen von etwa 0,30 bis 0,31 mg/kg TR belegen überdies die hohe Sorptionsfähigkeit.

**Tabelle 16: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Quecksilber (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <sub>c</sub>	Ew.-spez. Fracht B <sub>d</sub>	Konzentration <sub>c</sub> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht B <sub>d</sub> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  c [µg/L] B <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	0,066 (0,029-0,040)	0,017 (0,010-0,122)	<b>I: 0,025</b> (0,025-0,050) n = 18/59  <b>R: 0,025</b> (0,025-0,30) n = 41/51	<b>0,014</b> (0,013-0,015)	Carletti et al. 2008; Gardner et al. 2012; Gardner et al. 2013; Lambert et al. 2014; Margot et al. 2015; Fuchs et al. 2018
Ablauf  c [µg/L] B <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	0,00001 0,002 0,004	0,0004	<b>I-NK: 0,20</b> n = 1/58  <b>I-VF: 0,10</b> n = 1/59  <b>R: 0,10</b> (0,10-0,20) n = 4/52	<b>n.d.</b> (< 0,016) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  c [mg/kg TR] B <sub>d</sub> [mg/EW*d]	0,500 (0,260-0,670) 3,820		<b>I: 0,310</b> (0,160-0,740) n = 42/42  <b>R: 0,300</b> (0,030-0,830) n = 51/51	<b>0,009</b>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	79		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). n = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.2.4 Bewertung der Ergebnisse

Die Schwermetalle werden gänzlich der Gruppe II (vgl. Abs .5.1) zugeordnet, da sie sehr gut an Belebtschlamm sorbieren und nicht biologisch abbaubar sind. Daher ist Klärschlamm die relevante Senke für die Schwermetalle (mit Ausnahme von Nickel). Der Rückhalt der Schwermetalle ist im Vergleich zu anderen Spurenstoffen verhältnismäßig gut (vgl. Tabelle 17). Eine effektive fest-flüssig-Trennung (Nachklärung) zum Rückhalt suspendierter Stoffe als letzte Verfahrensstufe ist daher wichtig für die Entfernung der Schwermetalle aus dem Wasser. Weitergehende Maßnahmen (Festbettreaktoren, Flockungsfiltration oder Tropfkörper) verbessern den Rückhalt nicht noch weiter (vgl. Abs. 6).

Die Zulaufbelastung ist weitestgehend unauffällig. Einzig die festgestellten Nickelfrachten im Zulauf sind z. T. gegenüber Vergleichswerten erhöht. Die Gründe hierfür sind unklar. Übliche Quellen sind industrielle Indirekteinleiter, die für die schleswig-holsteinische Infrastruktur nicht kennzeichnend sind. Der Rückhalt von Nickel ist im Vergleich gut. Dennoch wird ein relativ hoher Anteil mit dem Kläranlagenablauf emittiert, da Nickel gut wasserlöslich ist und eine reine fest-flüssig-Trennung daher nicht für einen sehr guten Rückhalt ausreichend ist. Eine Fällung mit Hilfe von Komplexbildnern würde die mit dem Ablauf emittierten Nickelfrachten

reduzieren. Diese Verfahren unterscheiden sich von üblichen Verfahren zur Phosphat-Nachfällung (etwa als Flockungsfiltration) in der Wahl der eingesetzten Chemikalien, ließen sich aber möglicherweise in bestehende Anlagen integrieren.

**Tabelle 17: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die Gruppe der Schwermetalle.**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung/ Eintragspfade	Zulaufbelastung <sup>1</sup>	emittierte Stofffracht <sup>1,2</sup>	Eliminationsleistung <sup>1</sup>	Stoffgruppe <sup>3</sup>
Blei (Pb)	trockene und feuchte Deposition; Trinkwasserinstallationen	gering	n.d.	n.d.	II
Cadmium (Cd)	Metallverarbeitung, Batteriezellen, Farbstoffe	n.d.	n.d.	n.d.	II
Nickel (Ni)	Metallverarbeitung, Batteriezellen	unauffällig	unauffällig	unauffällig	II
Quecksilber (Hg)	trockene und feuchte Deposition, elektronische Bauteile, Lampen	gering	gering	n.d.	II

<sup>1</sup> Die Bewertung erfolgt im Vergleich zu den bei den Einzelergebnissen angegeben Referenzwerten (Konzentrationen und Frachten). Maßgebend ist der Anteil der (für Deutschland relevanten) Referenzwerte, die über den Ergebnissen dieser Studie liegen. Es gilt bei 0 bis 10%: "sehr gering"; 11 bis 33 %: "gering"; 33 bis 66 %: "unauffällig"; 67-90%: "hoch"; 90 bis 100: "sehr hoch". Liegt nur ein Referenzwert vor, so erfolgt eine Bewertung analog auf Basis der prozentualen Abweichung der in dieser Studie ermittelten Werte. Da auf Basis dieser Einordnung keine Berücksichtigung der jeweiligen Probenanzahl und der Probennahmestrategie erfolgen kann, bleibt die Bewertung qualitativ.

<sup>2</sup> Im Kläranlagenablauf. <sup>3</sup> Gem. Abs. 5.1, Tabelle 12.

## 5.3 Arzneistoffe

Arzneistoffe werden nach Verabreichung entweder unverändert oder metabolisiert ausgeschieden. Diese Ausscheidungsprodukte gelangen teils mit dem Abwasserpfad (Mensch), teils direkt über die Gülleausbringung (Tier) in die Umwelt. Weitere Eintragspfade sind die unsachgemäße Entsorgung (Toilette, Spüle) sowie der Spezialfall der Aquakultur (Direktapplikationen im Gewässer). Aufgrund ihrer - aus therapeutischer Sicht - oftmals zwingend erforderlichen Eigenschaften, wie zum Beispiel der metabolischen Stabilität und Wasserlöslichkeit, sowie aufgrund ihrer teils hohen biologischen Aktivität können humantherapeutisch wirksame und ökotoxische Effekte dicht beieinanderliegen.

Hinsichtlich des Eintrages von Arzneistoffen ist zu beachten, dass diese in Gruppen unterschieden werden können. Einige Stoffe erfordern eine kontinuierliche Eingabe (z. B. Betablocker oder Antidiabetika). Andere Stoffe treten hingegen vermehrt auf, wenn sich z. B. bakterielle Infektionen epidemisch ausbreiten (z. B. Antibiotika). Letzteres kann in der Summe zu einem temporären Anstieg der Konzentrationen im Rohabwasser führen (s. hierzu Abs. 8.1.2).

### 5.3.1 Carbamazepin

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Carbamazepin zählt chemisch zur Klasse der Dibenzazepine und ist ein Antiepileptikum, das vorwiegend gegen fokale Epilepsien eingesetzt wird. Darüber hinaus wird es auch als Phasenprophylaktikum bei verschiedenen psychiatrischen Erkrankungen eingesetzt. Die ärztlich verordnete Tagesdosis liegt im Bereich von 600 bis 2400 mg. Nur ungefähr 1 bis 2 % des Wirkstoffs werden unverändert mit dem Urin ausgeschieden (Mutschler 2013). Über den Fäzes werden 10 bis 15 % unverändert ausgeschieden (vgl. Hembrock-Heger 2007, S. 69 mit weiteren Nachweisen). Es sind zahlreiche Metabolite bekannt, die mit Konzentrationen in der gleichen Größenordnung, wie die Ausgangssubstanz auftreten und die ihrerseits eine toxische Wirkung haben können (Miao et al. 2005).

#### *Eliminationsmechanismen*

Ivašečkin (2006) stellt Maximalwerte im Klärschlamm von bis zu 680 µg/kg TS fest. Ein auf Belebtschlamm bezogener  $k_d$ -Wert von 16 L/kg TS (Ternes et al. 2004b) bis maximal 135 L/kg TS (Radjenović et al. 2009) ist jedoch eher ein Indiz dafür, dass der Wirkstoff keine Tendenz zur Sorption aufweist. Auch ein vergleichsweise niedriger  $\log-K_{ow}$ -Wert von 2,25 sowie die geringe Elimination während der Abwasserreinigung untermauern diese Annahmen und weisen auf eine relativ hohe Mobilität des Stoffes hin (Ternes und Römbke 2005). Carbamazepin gilt als nicht biologisch abbaubar im Belebtschlammverfahren ( $k_{bio} < 0,6$  L/(g TS × d)), vgl. Kruglova et al. 2014; Wick et al. 2009; Papageorgiou et al. 2016) und wird auch im Boden nicht umgesetzt. Aufgrund der Persistenz wird daher die Verwendung als anthropogener Marker bei der Grundwasserinfiltration erwogen (Clara et al. 2004).

In konventionellen Belebtschlammverfahren findet praktisch kein Rückhalt statt (Strenn et al. 2004). Es wird auch im Oberflächen- und Grundwasser kaum biologisch abgebaut (Jjemba 2002). Andreozzi et al. (2002) sowie Doll et al. (2003) stellten fest, dass Carbamazepin vergleichsweise gut photochemisch abgebaut wird. Im Oberflächenwasser können Huminsäuren diesen Abbau allerdings hemmen (Hembrock-Heger 2007).

Es werden Eliminationsraten von 0 % nach der mechanisch-biologisch Behandlung des Abwassers angegeben (Ternes et al. 2004a). Für (nitrifizierende) Festbettreaktoren sind der Literatur hingegen Eliminationsraten von weniger als 20 % zu entnehmen (Gälli et al. 2009). Für die Flockungsfiltration werden Eliminierungsraten von 10 % angegeben (Fahlenkamp et al. 2004).

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Tatsächlich wird Carbamazepin im Belebtschlammverfahren mit nur 28% Rückhalt kaum eliminiert (Tabelle 18). Die Ablaufkonzentrationen und -frachten liegen in der gleichen Größen-

ordnung, wie im Zulauf zur Kläranlage (Rohabwasser). Dieses führt im Einzelfall zu zum Teil sehr geringen Eliminationsraten (9 %), was möglicherweise auf größere Schwankungen der Stoffkonzentration im Zulauf gegenüber denen im Ablauf oder auf analytische Probleme zurückzuführen ist (vgl. Abs. 3.4.2). Im Klärschlamm verbleibt eine sehr geringe Fracht, die möglicherweise den im Schlammwasser enthaltenen Anteil repräsentiert. Carbamazepin ist somit der Stoffgruppe I zuzuordnen.

Die für diese Studie erhobenen Konzentrationen und Frachten (Tabelle 18) liegen im oberen Bereich der Referenzwerte für die Proben im Kläranlagenzu- und-ablauf. Die Klärschlammproben weisen hingegen eine sehr geringe Belastung auf. Die hohe Belastung des Rohabwassers im Vergleich zu anderen Untersuchungen ist möglicherweise der konsequenten Trennung von Schmutz- und Niederschlagswasser in den untersuchten Entwässerungssystemen zurückzuführen.

**Tabelle 18: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Carbamazepin (Stoffgruppe I).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,536-1,330 0,482±0,580 1,600 0,400-1,800 0,650 0,860 0,660 0,356	0,178 0,130	<b>I: 0,924</b> (0,050-2,513) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 1,180</b> (0,530-10,0) <i>n</i> = 51/51	<b>0,161</b> (0,154-0,167)	Lubliner et al. 2010; Margot et al. 2013; Verlicchi et al. 2012; Kostich et al. 2014; Loos et al. 2013; Hope et al. 2012; Ternes et al. 2004b; Rohweder 2003; Hirsch et al. 1999; Sacher et al. 2014; Rößler et al. 2018; Rossmann et al. 2014; Ivašević 2006; Engelmann und Rohde 2007; Jekel et al. 2016b; Wick et al. 2009; Vieno et al. 2007; Miao et al. 2005; Radjenović et al. 2009
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,14 0,83 0,73 0,20 1,40 2,10 0,48 1,05 2,00 2,00-2,40 1,14-2,40 0,740 0,751 0,251	0,173 0,281	<b>I-NK: 1,104</b> (0,238-2,500) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 1,081</b> (0,238-2,540) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 1,035</b> (0,480-2,120) <i>n</i> = 52/52	<b>0,211</b> (0,159-0,250)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]	0,680 0,258	0,011	<b>I: 0,065</b> (0,025-0,065) <i>n</i> = 31/42  <b>R: 0,061</b> (0,025-0,968) <i>n</i> = 51/51	<b>0,003</b> (0,002-0,003)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	16		28 (9-88)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### 5.3.2 Ciprofloxacin

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Ciprofloxacin ist ein Antibiotikum mit breitem Wirkspektrum aus der Gruppe der Fluorchinolone. Antibiotika dieser Gruppe hemmen die Gyrase von Bakterien und damit ihre DNA-Replikation und ihre Zellteilung. Sie wirken dadurch bakterizid, und zwar vor allem gegen Gram-negative Keime. Nach oraler Gabe wird Ciprofloxacin rasch und praktisch vollständig resorbiert. Etwa 70 % der Einzeldosis wird unverändert ausgeschieden (im Urin 44,7 % und in den Fäzes 25 %). 18,8 % einer Einzeldosis werden in Form von drei Metaboliten ausgeschieden (Girardi et al. 2011). Ciprofloxacin wird v. A. bei infektiösen Darmerkrankungen oder der Infektion der oberen Atemwege eingesetzt.

Der Anteil der im Urin bzw. in den Fäzes gefundenen Metabolite beträgt 11,3 % bzw. 7,5 % (Desethylenciprofloxacin: 1,4 % bzw. 0,5 %, Sulfociprofloxacin: 3,7 % bzw. 5,9 %, Oxyciprofloxacin: 6,2 % bzw. 1,1 %). Der Anteil eines vierten Abbauproduktes (Formylciprofloxacin) beträgt weniger als 0,1 %. Drei der vier Ciprofloxacin-Metaboliten zeigen eine der Nalidixinsäure vergleichbare bzw. geringere antibakterielle Aktivität.

#### *Eliminationsmechanismen*

Ein  $\log\text{-}k_{\text{OW}}$ -Wert von 0,28 weist auf eine sehr geringe Tendenz zur Sorption an fettähnliche Matrices hin. Auch ein  $k_{\text{a}}$ -Wert von 416,9 L/kg TS (Stuer-Lauridsen et al. 2000) für Belebtschlamm liegt in einem mittleren Bereich (nach Sipma et al. 2010, vgl. Abs. 2.2.2), so dass Sorption an Belebtschlamm als effektiver Rückhaltmechanismus nicht ausreichend ist. Ein von Golet et al. (2003) im Batch-Versuch bestimmter  $k_{\text{a}}$ -Wert von 251 L/kg TS liegt in der gleichen Größenordnung. Wie Margot et al. (2015) ausführen, ist Ciprofloxacin mäßig biologisch abbaubar (ein  $k_{\text{bio}}$ -Wert liegt nicht vor). Der Wirkstoff wird der Stoffgruppe III zugeordnet.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Gartiser und Stiene (2000) kamen in Batch-Versuchen zu dem Ergebnis, dass das Antibiotikum schwer abbaubar ist. Hembrock-Heger (2007) geht jedoch von einer Eliminationsrate von 70 bis 90 % in der konventionellen Abwasserbehandlung aus. Püttmann et al. (2008) stellten zudem fest, dass aufgrund der hydrophoben Substanzeigenschaft sowie der positiv geladenen funktionellen Gruppen die Sorption von besonderer Bedeutung zu sein scheint, da der Stoff in der untersuchten Kläranlage mit einem Anteil von bis zu 67 % am Schlamm adsorbiert. Dieses Ergebnis entspricht nicht den Beobachtungen im Rahmen der vorliegenden Studie, in der eine mittlere Eliminationsrate von 94 % festgestellt wurde. Des Weiteren konnten Palmisano und Campanella (2015) gute Abbauraten des Ciprofloxacins durch Photolyse (bis zu 67,3 % nach 30 Minuten) nachweisen.

Die im Zulauf festgestellte Belastung des Rohabwasser ist vergleichbar mit Referenzwerten aus der Literatur. Die Ablaufkonzentrationen und -frachten liegen hingegen unter den Vergleichswerten. Dieses ist vermutlich einem vergleichsweise guten biologischen Abbau in den untersuchten Kläranlagen geschuldet. Zugleich wird ein im Verhältnis zu den Referenzwerten hoher Anteil im Klärschlamm gebunden.

**Tabelle 19: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Ciprofloxacin (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	2,291 0,390 0,090 0,410 0,152 0,422 1,500	0,203 0,259 0,055	<b>I: 0,830</b> (0,071-3,485) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,970</b> (0,360-2,350) <i>n</i> = 51/51	<b>0,180</b> (0,138-0,221)	Margot et al. 2013; Verlicchi et al. 2012; Kostich et al. 2014; Loos et al. 2013; Lubliner et al. 2010; Vieno et al. 2007; Golet et al. 2003; Lindberg et al. 2005; Castiglioni et al. 2006; Golovko et al. 2014; Papageorgiou et al. 2016; Andreozzi et al. 2003; Rohweder 2003; Rossmann et al. 2014; Rößler et al. 2018
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,067 0,096 0,179 0,070 0,060 0,065 0,199 0,060 < 0,144 0,146 0,082	0,025 0,097 0,075	<b>I-NK: 0,090</b> (0,024-1,634) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 0,054</b> (0,005-0,548) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,055</b> (0,010-0,140) <i>n</i> = 52/52	<b>0,013</b> (0,012-0,013)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0031 0,0009		<b>I: 0,073</b> (0,010-0,310) <i>n</i> = 37/42  <b>R: 0,061</b> (0,013-0,352) <i>n</i> = 51/51	<b>0,005</b> (0,003-0,019)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	69 - 88		<b>94</b> (85-99)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### 5.3.3 Coffein

#### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Das Purinalkaloid Coffein gehört zur Stoffgruppe der Xanthine. Es ist eine psychoaktive Substanz mit stimulierender Wirkung und ist Bestandteil von zahlreichen Konsumgütern (Kaffee, Tee, Cola oder Energy Drinks). Medizinisch kommt Coffein beispielsweise zur Verstärkung der Wirkung verschiedener Analgetika (Paracetamol oder Acetylsalicylsäure) – etwa bei Migräne - zum Einsatz.

Das Coffein-Molekül besteht aus einem Doppelring mit außen angeordneten Substituenten. Coffein ist unter Normalbedingungen (Temperatur 20 °C, 1 bar) gut wasserlöslich (21,74 g/L) und ein weißes, geruchsloses und kristallines Pulver. Die Resorption im Magen-Darm-Trakt erfolgt sehr zügig und nahezu vollständig.

#### Eliminationsmechanismen

Coffein gilt als gut biologisch abbaubar (Margot et al. 2015). Mit einem *k<sub>d</sub>*-Wert von 29,5 bzw. 200 L/kg TS (Papageorgiou et al. 2016; Stevens-Garmon et al. 2011) neigt es mäßig zur Sorption an Belebtschlamm. Vergleichswerte für Coffein-Gehalte im Klärschlamm liegen folglich nicht vor (Tabelle 20). Der Stoff wird daher der Stoffgruppe V zugeordnet.

Coffein wird sehr gut im Belebtschlammverfahren biologisch abgebaut. Bei einer oxidativen Demethylierung durch Mikroorganismen (*Pseudomonas* und *Serratia*) werden zunächst Theophylline, Paraxanthine und Theobromine gebildet. Dazu zählen z. B. die Metabolite 1-Methylxanthin, 3-Methylxanthin, 7-Methylxanthin und Xanthin. In der biologischen Abwasserreinigung werden in erster Linie Theobromine gebildet, die im Weiteren zu Harnsäure metabolisiert werden (He et al. 2018; Majewsky et al. 2011; Gokulakrishnan et al. 2005). Der Abbaugrad von Coffein hängt wesentlich vom Schlammalter ab (Clara et al. 2004). Der Nachweis von Sorption an Belebtschlamm ist aufgrund der hohen Biodegradationskonstante kaum möglich, obschon einige Untersuchungen einen Sorptionskoeffizienten angeben (s. o.).

In reinem Wasser weist Coffein unter Lichteinfluss eine Halbwertszeit von 30,5 d auf. In Seen verhält sich Coffein chemisch stabil. Es wird daher als ein Marker für die anthropogene Verschmutzung von Oberflächengewässern angesehen (Buerge et al. 2003). Im Boden wird Coffein zunächst adsorbiert und dann abgebaut. Wie Seiler et al. (1999) ausführen, ist im Untergrund allerdings der Abbau durch Mikroorganismen dominant.

**Tabelle 20: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Coffein (Stoffgruppe V).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	69-168 > 10 4,09	0,946	<b>I: 141</b> (11,6-215) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 189</b> (57-327) <i>n</i> = 51/51	<b>35,04</b> (26,29-43,79)	Margot et al. 2013; Oulton et al. 2010; Loos et al. 2013; Lubliner et al. 2010; Bendz et al. 2005; Papageorgiou et al. 2016; Jekel et al. 2016b; Engelmann und Rohde 2007; Loos et al. 2013
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,820 0,191 0,184 0,220 0,138 0,250 0,06-0,12 0,035	0,031	<b>I-NK: 0,069</b> (0,003-1,806) <i>n</i> = 32/58  <b>I-VF: 0,070</b> (0,005-0,865) <i>n</i> = 39/59  <b>R: 0,033</b> (0,005-0,800) <i>n</i> = 52/52	<b>0,013</b> (0,005-0,029)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: 0,007</b> (0,062-0,109) <i>n</i> = 4/51	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	95		<b>100</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

*Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Die Zulaufkonzentrationen und -frachten liegen z. T. deutlich über den Referenzwerten (Tabelle 20). Auffällig ist darüber hinaus die große Abweichung der Medianwerte im Intensiv- und Routine-Messprogramm. Dieses scheint auf eine ausgeprägte saisonale Varianz hinzudeuten (vgl. hierzu Abs. 8.1.2). Aufgrund des offenbar sehr guten biologischen Abbaus lassen sich



im Kläranlagenablauf nur noch geringe Restkonzentrationen feststellen, die im Wesentlichen unterhalb der Vergleichswerte liegen. Schließlich führt dieser Abbau zu Eliminationsraten von etwa 99,9 %.

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte Coffein nur vereinzelt im Klärschlamm nachgewiesen werden. Vermutlich wird der Stoff bereits biologisch abgebaut, bevor er mit dem Klärschlamm entsorgt wird und ist daher in diesem Stoffstrom kaum nachweisbar.

### 5.3.4 Diclofenac

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Diclofenac ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der nichtopioiden Analgetika, der bei leichten bis mittleren Schmerzen und Entzündungen eingesetzt wird (z. B. bei Rheuma, Prellungen, Zerrungen und Arthrose). Seine Wirkung beruht auf einer nichtselektiven Hemmung der Cyclooxygenasen (COX), die im Körper für die Bildung von Entzündungsmediatoren, den Prostaglandinen, verantwortlich sind. Chemisch gehört Diclofenac zu den Phenyllessigsäuren.

Diclofenac wird in der Leber relativ rasch hydroxyliert und anschließend konjugiert (Glucuronid und Sulfatkonjugate). Nur etwa 1 % der verabreichten Dosis bleibt unverändert. Die Metaboliten gelten als wenig bis nicht pharmakologisch aktiv. Die Ausscheidung der Metabolite erfolgt unabhängig von der Applikationsart zu 70 % renal und zu 30 % mit den Fäzes. Hauptmetaboliten sind die durch Hydroxylierung entstehenden Substanzen 4'-Hydroxydiclofenac (40 %), 5-Hydroxydiclofenac, 3'-Hydroxydiclofenac und 4',5-Dihydroxydiclofenac (jeweils 5 bis 10 %). Etwa 15 % der Dosis werden als Konjugat ausgeschieden (Todd und Sorokin 1988; Ongerth und Khan 2004).

#### *Eliminationsmechanismen*

Mit einem  $\log\text{-}k_{ow}$ -Wert von 4,02 bis 4,51 ist Diclofenac als lipophil einzustufen. Die Sorption an Belebtschlamm ist hingegen deutlich eingeschränkt ( $k_d = 15$  bis  $151$  L/kg TS, vgl. Hyland et al. 2012; Papageorgiou et al. 2016; Radjenović et al. 2009). Diclofenac gilt überdies als schlecht biologisch abbaubar ( $k_{bio} < 1,2$  L/(g TS × d)), vgl. Papageorgiou et al. 2016; Suarez et al. 2010). Wie Strenn et al. (2004) nachweisen, hat das Schlammalter keinen Einfluss auf den Abbau. Hingegen scheint die Photolyse eine wichtige Rolle beim Abbau der Substanz zu spielen (Tixier et al. 2003). Die lipophile Substanz sorbiert vergleichsweise gut an Sedimenten, wobei jedoch dieses Verhalten stark vom pH-Wert abhängt. Während im sauren Milieu eine starke Sorptionsneigung besteht, ist der Stoff in neutralen bis basischen Milieu sehr mobil und damit auch für den Abbau leichter verfügbar (Hembrock-Heger 2007). Für Flockungsfilter werden Eliminationsraten von 40 % angegeben. In Festbettreaktoren wird ein Rückhalt von 20 und 60 % erreicht (Gälli et al. 2009). Diclofenac wurde der Stoffgruppe III zugeordnet.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Die festgestellten Konzentrationen im Rohabwasser liegen im Mittel etwas über den Referenzwerten (Tabelle 21). Dieses kann dem Umstand geschuldet sein, dass den untersuchten Kläranlagen das Abwasser fast ausschließlich über Trennsysteme zugeleitet wird. Ein Verdünnungseffekt infolge des Zutritts von Fremdwasser ist daher weitgehend auszuschließen, wie es ggf. in den Vergleichsuntersuchungen ursächlich für die geringeren Konzentrationen ist. Im Umkehrschluß liegen die einwohnerspezifischen Frachten entsprechend etwas niedriger als die Referenzwerte. Ablaufkonzentrationen und –frachten sind hingegen unauffällig im Vergleich.

Aufgrund der schlechten Sorptionsneigung wird nur ein geringer Teil des Diclofenacs im Klärschlamm gebunden. Die geringe Reduzierung im Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) deutet auf eine schlechte biologische Abbaubarkeit hin. Dennoch werden im Mittel etwa 30 % zurückgehalten.

Ein relativer hoher Rückhalt von 40 % wird nur in Ratzeburg infolge der UV-Behandlung erreicht (vgl. Abs. 6.3), da Diclofenac durch Photolyse zerlegt wird (vgl. Abs. 2.2.4).

**Tabelle 21: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Diclofenac (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	1,62 0,70 1,20 1,60 2,80	0,555	<b>I: 2,912</b> (0,032-5,917) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 3,110</b> (0,860-5,670) <i>n</i> = 51/51	<b>0,488</b> (0,459-0,828)	Gardner et al. 2013; Margot et al. 2013; Verlicchi et al. 2012; Gardner et al. 2012; Rohweder 2003; Engelmann und Rohde 2007; Sacher et al. 2014; Rößler et al. 2018; Jekel et al. 2016b; Radjenović et al. 2009
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	1,70 2,30-3,10 2,40 0,260 1,00 3,50	0,376 0,168	<b>I-NK: 2,215</b> (0,414-3,921) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 1,672</b> (0,230-3,400) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 1,920</b> (0,290-4,140) <i>n</i> = 52/52	<b>0,361</b> (0,323-0,523)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]		0,023	<b>I: 0,074</b> (0,025-0,159) <i>n</i> = 35/42  <b>R: 0,051</b> (0,013-0,224) <i>n</i> = 51/51	<b>0,002</b> (0,001-0,023)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>		20		<b>30</b> (4-76)	

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### 5.3.5 Gabapentin

#### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Gabapentin ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der Antikonvulsiva, der zur Behandlung von Epilepsie und neuropathischen Schmerzen eingesetzt wird. Bei Gabapentin handelt es sich um ein Zyklohexan-Essigsäurederivat mit den Eigenschaften einer Aminosäure. Das Arzneimittel wird nach oraler Einnahme rasch resorbiert und nicht metabolisiert, sondern praktisch vollständig über die Nieren ausgeschieden.

#### Eliminationsmechanismen

Gabapentin ist ein Arzneistoff, für den insgesamt sehr wenige Analyseergebnisse aus anderen vergleichbaren Untersuchungen des Abwasser oder zum Rückhalt in Kläranlagen vorliegen. Ein log-*k<sub>ow</sub>*-Wert von -1,10 zeigt an, dass es sich hier um einen stark polaren Wirkstoff handelt, der hinsichtlich einer lipophilen Phase keine Sorptionstendenz aufweist.

Der Wirkstoff gilt als schwer bis mäßig biologisch abbaubar (Elimination von 7,9 % nach 28 Tagen im Batch-Versuch). Er kann durch Photolyse in Transformationsprodukte zerlegt werden, die jedoch ihrerseits nicht biologisch abbaubar sind (Herrmann et al. 2015). Zum

Sorptionsverhalten im Belebtschlamm liegen keine Untersuchungen vor. Im Allgemeinen ist nicht viel über das Eliminierungspotential von kommunalen Kläranlagen hinsichtlich der Substanz bekannt. Allein Verlicchi et al. (2012) geben eine Reinigungsleistung von 99,5 % an.

#### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Die festgestellten Zulaufkonzentrationen und -frachten liegen z. T. deutlich über den Vergleichswerten (Tabelle 22). Die Gründe hierfür sind unbekannt, denkbar wären höhere Verschreibungsraten dieses Arzneistoffes in Schleswig-Holstein. Daten hierzu liegen nicht vor. Die Ablaufwerte liegen hingegen im gleichen Wertebereich wie die Referenzwerte. Bei einer sehr geringen Aufkonzentration im Klärschlamm, die vermutlich auf schlechte Sorptionsneigung zurückzuführen ist ( $k_d$ -Wert ist unbekannt), weist dieses auf eine mäßige biologische Abbaubarkeit hin (Vergleichsuntersuchungen hierzu fehlen). Würde nur ein geringer Anteil biologisch abgebaut, müsste ein entsprechender Anteil im Klärschlamm (oberhalb der Bestimmungsgrenze) nachweisbar sein.

Die im Rahmen dieser Studie ermittelten Eliminationsraten von 86 % weichen deutlich von den in der Literatur genannten ab. Die Gründe hierfür sind unklar. Der Stoff wird mäßig biologisch abgebaut. Eine Anreicherung im Klärschlamm infolge Sorption erfolgt nicht. Folglich ist der Wirkstoff der Stoffgruppe III zuzuordnen.

**Tabelle 22: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Gabapentin (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	3,87 4,40 7,30	1,691	<b>I: 14,40</b> (5,41-30,54) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 21,00</b> (7,32-50,6) <i>n</i> = 51/51	<b>3,544</b> (2,878-4,210)	Margot et al. 2013; Gurke et al. 2015; Jekel et al. 2016a; Jekel et al. 2016b; Sacher et al. 2014; Rößler et al. 2018; Verlicchi et al. 2012
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	1,19 3,30-7,53 5,70 3,20	1,163	<b>I-NK: 2,910</b> (1,060-9,572) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 2,620</b> (0,720-5,860) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 3,790</b> (0,010-13,10) <i>n</i> = 52/52	<b>0,908</b> (0,729-1,384)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: 0,069</b> <i>n</i> = 1/51	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	15/ 99,5		<b>86</b> (23-100)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.3.6 Ibuprofen

#### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Ibuprofen ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der nichtsteroidalen Antirheumatika, der zur Behandlung von Schmerzen, Entzündungen und Fieber eingesetzt wird. Chemisch gehört es in die Gruppe der Arylpropionsäuren.

Von den relativ hohen therapeutischen Dosen von 200 bis 400 mg/Tag als Analgetikum und 400 bis 2400 mg/Tag als Antirheumatikum werden insgesamt ca. 70 bis 80 % in freier und konjugierter Form sowie in Form von Metaboliten wieder vom Menschen ausgeschieden (Mutschler 2013). Nur etwa 1 % des Ibuprofens wird unverändert mit dem Urin ausgeschieden (Sweetman 2011). Die pharmakologisch inaktiven Hauptmetaboliten sind Ibuprofen-OH [2,4'-(2-Hydroxy-2-methylpropyl)-phenylpropionsäure] und Ibuprofen-COOH [2,4'-(2-Carboxypropyl)-phenylpropion-säure].

**Tabelle 23: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Ibuprofen (Stoffgruppe V).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <sub>c</sub>	Ew.-spez. Fracht <sub>B<sub>d</sub></sub>	Konzentration <sub>c</sub> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <sub>B<sub>d</sub></sub> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	3,59 3,45 1,68 2,29 3,00 5,70 16,00	0,454 0,122 2,331	<b>I: 21,29</b> (8,60-34,80) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 22,00</b> (8,90-85,50) <i>n</i> = 51/51	<b>4,821</b> (3,985-5,144)	Gardner et al. 2013; Lubliner et al. 2010; Verlicchi et al. 2012; Oulton et al. 2010; Kostich et al. 2014; Loos et al. 2013; Gardner et al. 2012; Lubliner et al. 2010; Margot et al. 2013; Hope et al. 2012; Bendz et al. 2005; Pereira et al. 2015; Radjenović et al. 2009; Castiglioni et al. 2006; Kasprzyk-Hordern et al. 2009; Jekel et al. 2016b; Rohweder 2003; Engelmann und Rohde 2007; Sacher et al. 2014; Rößler et al. 2018
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,15 0,39 0,26 0,14 0,13 0,09 0,04-0,22 < 1,60 0,01	0,033 0,028 0,008	<b>I-NK: 0,120</b> (0,025-0,584) <i>n</i> = 9/58  <b>I-VF: 0,207</b> (0,0,028-0,398) <i>n</i> = 8/59  <b>R: 0,070</b> (0,050-1,110) <i>n</i> = 7/52	<b>0,029</b> (0,029-0,029)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]]		0,044	<b>I: 0,094</b> (0,013-0,184) <i>n</i> = 36/42  <b>R: 0,068</b> (0,025-0,170) <i>n</i> = 51/51	<b>0,004</b> (0,002-0,009)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	95-99		<b>100</b> (96-100)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

#### Eliminationsmechanismen

Log-*k*<sub>OW</sub>-Werte im Bereich von 3,5 bis 4,5 (Stuer-Lauridsen et al. 2000; Hanisch et al. 2004) weisen Ibuprofen als mäßig lipophil aus. Ein auf Belebtschlamm bezogener *k*<sub>d</sub>-Wert von 7,1 bis 446 L/kg TS (Stuer-Lauridsen et al. 2000; Hyland et al. 2012; Radjenović et al. 2009; Jones et al. 2002) deutet darauf hin, dass Sorption an Schlamm nicht im nennenswerten Umfang auftritt und überdies offenbar von den Betriebsbedingungen (u. a. Schlammalter, Trocken-

substanzgehalt, Schlammbelastung) der Belebungsanlage abzuhängen scheint (vgl. hierzu Abs. 6.1.1). Ibuprofen gilt hingegen als sehr gut biologisch abbaubar ( $k_{\text{bio}}$  bis zu 35 L/(g TS × d), vgl. Ternes et al. 2004b; Hanisch et al. 2002; Kruglova et al. 2014) und wird daher der Stoffgruppe V zugeordnet.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Die im Rahmen dieser Studie festgestellte Zulaufbelastung ist im Verhältnis zu den Referenzwerten sehr hoch (Tabelle 23). Ursächlich kann ein vergleichsweise hoher Verbrauch in Schleswig-Holstein sein. Da auch die entsprechenden einwohnerspezifischen Frachten deutlich erhöht sind, spricht das nicht für eine Verdünnung mit Fremdwasser bei anderen Untersuchungen.

Trotz der hohen Zulaufkonzentrationen und -frachten sind die Ablaufwerte in der gleichen Größenordnung wie bei Vergleichsuntersuchungen. Dieses große Verhältnis zwischen Zu- und Ablauffracht führt schließlich zu einer sehr hohen Eliminationsrate von 99,9 %. Dieser Rückhalt ist vor allem auf den biologischen Abbau in der Belebungsstufe zurückzuführen (vgl. Abs. 5.1 und Abs. 6.1.1). Die am Schlamm sorbierten und mit dem Klärschlamm entfernten Anteile sind aufgrund der geringen Sorptionsfähigkeit vernachlässigbar und repräsentieren möglicherweise den im Schlammwasser enthaltenen Anteil.

### **5.3.7 Iopamidol**

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Iopamidol ist eine organische Jodverbindung und wird als nichtionisches und wasserlösliches Kontrastmittel in der Radiologie verwendet. Iopamidol hindert Röntgenstrahlen am Durchgang durch den Körper, wodurch nicht jodhaltige Körperstrukturen visualisiert werden. Die intravenös applizierten Mengen von 200 bis 300 mg werden in etwa vier Tagen nahezu vollständig über den Urin ausgeschieden (McKinstry et al. 1984). Dieses entspricht einer täglichen Ausscheidung von etwa 71,4 mg/d pro Patient. Eine Bildung von Metaboliten im menschlichen Organismus ist nicht bekannt.

#### *Eliminationsmechanismen*

Der  $\log\text{-}k_{\text{ow}}$ -Wert von -2,42 legt die Vermutung nahe, dass es sich um eine hochpolare, sehr mobile und lipophobe Substanz handelt, die nahezu keine Tendenz zur Sorption aufweist. Empirische Werte zur Sorption ( $k_{\text{a}}$ ) oder zum biologischen Abbau ( $k_{\text{bio}}$ ) liegen für diesen Arzneistoff nicht vor. Margot et al. (2015) gehen jedoch davon aus, dass der Stoff mäßig (28 %) zurückgehalten wird. Der wesentliche Mechanismus hierfür sei der biologische Abbau im Belebungsbecken. Kreuzinger et al. (2004) gehen hingegen davon aus, dass Iopamidol in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung nicht eliminiert wird.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Die geringe Sorptionsneigung wird durch die vorliegenden Analyseergebnisse bestätigt (Tabelle 24), da nur im Einzelfall Iopamidol im Klärschlamm nachweisbar ist. Es ist daher von einer nicht nennenswerten Fracht im Klärschlamm auszugehen. Die Medianwerte der Zulaufkonzentrationen liegen unterhalb der Referenzwerte. Es ist jedoch auffällig, dass die Analyseergebnisse (Konzentrationen) eine sehr hohe Varianz aufweisen. Es ist daher von einer starken Stoßbelastung auszugehen, die abhängig von der Gabe des Iopamidols bei einzelnen Patienten zu sein scheint. Die tägliche Ausscheidung eines Patienten (s. o.) reicht aus, um die angegebenen Konzentrationen (0,868 bzw. 1,086 µg/L im Intensiv- bzw. Routine-Messprogramm) in 82

bzw. 66 m<sup>3</sup> Rohabwasser zu erreichen<sup>4</sup>. Die Ablaufkonzentrationen sind hingegen unauffällig und liegen in der gleichen Größenordnung wie die Referenzwerte.

Die Eliminationsraten variieren sehr stark (vgl. Anhang 11) und hängen offenbar mit der relativ hohen Varianz der Zulaufbelastung zusammen. Es ist zu vermuten, dass in der biologischen Stufe stets nur eine bestimmte Fracht umgesetzt werden kann. Bei Belastungsspitzen kann dann das Iopamidol nicht ausreichend abgebaut werden. Die Folge sind vergleichsweise hohe Ablaufkonzentrationen und geringe Eliminationsraten. Iopamidol wird daher der Stoffgruppe I zugeordnet.

**Tabelle 24: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Iopamidol (Stoffgruppe I).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <sub>c</sub>	Ew.-spez. Fracht B <sub>d</sub>	Konzentration <sub>c</sub> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht B <sub>d</sub> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  c [µg/L] B <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	< 9,00 0,96 1,80	2,570	<b>I: 0,868</b> (0,050-11,00) n = 36/59  <b>R: 0,730</b> (0,050-13,50) n = 28/51	<b>0,138</b>	Margot et al. 2015; Jekel et al. 2016b; Rohweder 2003; Engelmann und Rohde 2007; Sacher et al. 2014; Rößler et al. 2018
Ablauf  c [µg/L] B <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	2,00 1,20 0,49 0,69	0,597	<b>I-NK: 1,321</b> (0,020-8,260) n = 58/58  <b>I-VF: 0,956</b> (0,010-9,280) n = 59/59  <b>R: 0,710</b> (0,047-4,670) n = 30/52	<b>0,198</b> (0,128-0,269)	
Klärschlamm  c [mg/kg TR] B <sub>d</sub> [mg/EW*d]			<b>I: &lt; 0,05</b> n = 0/42  <b>R: &lt; 0,05</b> n = 0/51	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	28		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). n = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

<sup>4</sup> Bei einem mittleren Wasserverbrauch von 120 L/(EW\*d) müsste also unter 683 bzw. 550 Personen ein Patient sein, der innerhalb der vorherigen 4 Tage das Röntgenkontrastmittel verabreicht bekommen hat.

### 5.3.8 Metformin

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Metformin ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der Biguanide, der bei nicht-insulinabhängiger Zuckerkrankheit (Diabetes mellitus Typ 2) und insbesondere bei Übergewicht und Fettsucht eingesetzt wird. Es ist eines der am längsten eingesetzten Antidiabetika. Metformin verzögert die Glukoseaufnahme in den Darmzellen und vermindert die Freisetzung von Glukose aus der Leber. Letzteres führt zu einer Hemmung des Blutzuckeranstiegs im Nüchternzustand. Die Insulinwirkung wird verbessert, was zu einer Steigerung der Glukoseaufnahme und des Verbrauches durch Muskel und Fettzellen führt. Die tägliche Dosierung beträgt 0,5 bis 3,0 g. Der Arzneistoff wird im Körper nicht metabolisiert und annähernd in Gänze über die Nieren ausgeschieden (Sattelberger 1999). Während der Abwasserreinigung tritt gelegentlich das Metabolit Guanylurea auf, dass z. T. bereits im Trinkwasser nachgewiesen werden konnte (Scheurer et al. 2012)

#### *Eliminationsmechanismen*

Auf Grund des  $\log\text{-}k_{ow}$  -Wertes von -2,64 ist von einer geringen Sorptionsneigung und hohen Mobilität auszugehen. Empirische Werte zur Sorption an Belebtschlamm ( $k_d$ ) oder zum biologischen Abbau ( $k_{bio}$ ) liegen für diesen Arzneistoff nicht vor. Ein  $k_d$ -Wert an Boden von 8 bis 37 L/kg TS legt jedoch eine geringe Sorptionsneigung nahe (Scheurer et al. 2012). Es ist von einer mittleren bis hohen Elimination (57 bis 98 %) auszugehen, die ausschließlich auf einen biologischen Abbau zurückzuführen ist (Margot et al. 2015; Scheurer et al. 2009b). Dem entgegen stellt Hembrock-Heger (2007) einen sehr eingeschränkten biologischen Abbau (< 10 %) fest.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Die festgestellten Zulaufkonzentrationen liegen im Vergleich zu den Referenzwerten sehr hoch (Tabelle 25). Ursächlich hierfür könnte eine relativ häufige Anwendung in Schleswig-Holstein sein (hierzu liegen keine Daten vor) oder eine geringe Verdünnung infolge eines geringen Fremdwasseranteils (Trennsystem) sein. Auf letzteres deuten die relativ geringen einwohnerspezifischen Zulaufmengen hin. Auffällig ist auch die relativ hohe Varianz der Zulaufkonzentrationen, die entweder auf eine häufige Stoßbelastung hindeuten können oder auf regional sehr unterschiedliche Verbräuche in den einzelnen Einzugsgebieten. Eine Stoßbelastung ist bei Metformin auszuschließen, da es als Antidiabetikum eine konstante Gabe erfordert.

Erkennbar ist, dass nur ein sehr geringer Anteil im Schlamm sorbiert und schließlich mit dem Klärschlamm entsorgt wird. Die Eliminationsraten betragen rechnerisch fast 100 %, was auch in dem sehr großen Verhältnis zwischen Zulauf- und Ablaufkonzentration begründet ist. Die in dieser Studie festgestellten Eliminationsraten liegen im gleichen Bereich wie es aus der Literatur zu erwarten ist. Auffällig ist jedoch, dass die Eliminationsraten auf den einzelnen Kläranlagen deutlich voneinander abweichen (s. hierzu Anhang 11). Aufgrund der offenbar guten biologischen Abbaubarkeit wird der Arzneistoff der Stoffgruppe V zugerechnet.

**Tabelle 25: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Metformin (Stoffgruppe V).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	160 150 73,7 84,4 101-129 18-105	65,16	<b>I: 209</b> (81,9-428) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 234</b> (24,3-421) <i>n</i> = 51/51	<b>53,210</b>	Margot et al. 2015; Oosterhuis et al. 2013; Scheurer et al. 2009b; Scheurer et al. 2012
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	3,8 1,82 1,22 2,2-21,0 1,3-26	2,486	<b>I-NK: 0,849</b> (0,092-20,7) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 0,912</b> (0,118-5,310) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,820</b> (0,370-9,630) <i>n</i> = 52/52	<b>0,290</b> (0165-0,623)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I: 0,042</b> (0,025-0,068) <i>n</i> = 2/42  <b>R: 0,085</b> (0,061-0,088) <i>n</i> = 3/51	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	10 / 57 - 98		<b>100</b> (94-100)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.3.9 Metoprolol

#### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Metoprolol ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der selektiven  $\beta_1$ -Adrenorezeptorenblocker (Betablocker), der in der Behandlung des Bluthochdrucks, der koronaren Herzkrankheit, bei Herzrhythmusstörungen, zur Akutbehandlung des Herzinfarktes und zur Migräneprophylaxe eingesetzt wird.

Metoprolol wird in Form des Metoprololtartrats verordnet. Es wird nach oraler Gabe schnell und fast vollständig im Magen-Darm-Trakt resorbiert. Die Biotransformation erfolgt v. a. durch Hydroxylierung, Desalkylierung oder Demethylierung. Im Allgemeinen sind über 95 % einer oralen Dosis als Metoprolol und seine Metaboliten im Urin wiederzufinden. Nur etwa 3 bis 11 % werden unverändert renal ausgeschieden (Hirsch et al. 1999; Ongerth und Khan 2004). Der Hauptmetabolit ist die Carboxylsäure des O-Demethyl-metoprolol. Daneben wurden  $\alpha$ -Hydroxy-Metoprolol und O-Demethyl-Metoprolol im Urin nachgewiesen (Pfeifer und Borchert 1981). O-Demethyl-Metoprolol und  $\alpha$ -Hydroxy-Metoprolol haben ebenfalls  $\beta_1$ -blockierende Eigenschaften. Der Metabolit O-Demethyl-Metoprolol ist jedoch klinisch unbedeutend, da er schnell zu der korrespondierenden Carboxylsäure weiter metabolisiert.



### Eliminationsmechanismen

Bei log- $k_{OW}$ -Werten von 1,88 bis 2,04 (Hanisch et al. 2002) ist neben einem geringen Bioakkumulationspotenzial eine eher mäßige Sorptionstendenz zu erwarten. Im Batch-Versuch haben Wick et al. (2009) einen Sorptionskoeffizienten von  $k_d = 64,5$  l/kg TS (geringe Sorptionsneigung) und eine Biodegradationskonstante von  $k_{bio} = 0,35$  bis  $0,40$  L/(g TS × d) festgestellt, was auf einen geringen biologischen Abbau hindeutet (vgl. hierzu Abs. 2.2.1). Kosma et al. (2014) und Papageorgiou et al. (2016) haben einen  $k_{bio}$ -Wert in der gleichen Größenordnung bestimmt, was eine Zuordnung zur Stoffgruppe III erfordert. Die in der Literatur angegebenen Eliminationsraten liegen bei rund 24 % (Radjenović et al. 2009, Margot et al. 2015, Zusammenstellung bei Sipma et al. 2010). Vieno et al. (2007) gehen von einer Abbaurrate in der biologischen Abwasserreinigung von 77 % aus. Die Flockungsfiltration erreicht eine Eliminationsrate von etwa 10 % (Fahlenkamp et al. 2004; Boreen et al. 2004).

**Tabelle 26: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Metoprolol (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht $B_d$	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht $B_d$ <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,56 1,10 0,81 0,43 2,10	0,405 0,824	<b>I: 5,730</b> (1,100-10,55) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 7,570</b> (1,870-14,200) <i>n</i> = 51/51	<b>1,884</b>	Margot et al. 2015; Radjenović et al. 2009; Vieno et al. 2007; Sipma et al. 2010; Verlicchi et al. 2012; Kostich et al. 2014; Wick et al. 2009; Jekel et al. 2016b; Jekel et al. 2016a; Engelmann und Rohde 2007; Rohweder 2003; Sacher et al. 2014; Rößler et al. 2018
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,41 0,65 0,78 0,64 2,96-3,90 3,10 0,48 0,20 1,50	0,302 0,519	<b>I-NK: 2,603</b> (0,470-5,300) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 0,944</b> (5,100-0,500) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 1,730</b> (0,490-5,940) <i>n</i> = 52/52	<b>0,359</b> (0,259-0,681)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d)]			<b>I: 0,122</b> (0,025-0,412) <i>n</i> = 39/42  <b>R: 0,078</b> (0,025-0,768) <i>n</i> = 51/51	<b>0,002</b>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	24 (bis 77)		75 (11-94)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Die in vorliegender Studie festgestellten Zulaufkonzentrationen und –frachten sind im Vergleich mit Referenzwerten sehr hoch (Tabelle 26). Die Gründe hierfür könnten in verhältnismäßig hohen Verschreibungszahlen in Schleswig-Holstein liegen (Daten hierzu liegen nicht vor). Auffällig ist jedoch, dass die Minimalwerte (Konzentrationen) sowohl aus dem Intensiv- als auch dem Routine-Messprogramm i. d. R. oberhalb der Referenzwerte liegen. Festzustellen sind auch sehr hohe Spitzenbelastungen (repräsentiert durch einzelne Analyseergebnisse), die

wenigstens bei der Analyse des Routine-Messprogramms (7-Tages-Mischprobe) nicht zu erwarten wären, da der Stoff quasi-kontinuierlich in das Kanalnetz emittiert wird (vgl. Abs. 8.1.2 mit Abbildung 59). Dieses scheint auf regional sehr unterschiedliche Metoprolol-Gaben zurückzuführen sein, die lokal sehr hohe Frachten im Rohabwasser (v. A. in Ratzeburg) zur Folge haben.

Wie aufgrund des geringen Sorptionskoeffizienten zu erwarten, ist im Klärschlamm nur wenig Metoprolol nachweisbar. Die Eliminationsraten von 75 % werden daher fast ausschließlich über einen biologischen Abbau im Belebungsbecken erreicht. Aufgrund der hohen Zulaufbelastung und des mäßigen biologischen Abbaus liegen die Ablaufkonzentrationen meist über den Referenzwerten. Bezogen auf die Frachten im Ablauf sind die Ergebnisse jedoch unauffällig.

### 5.3.10 Oxytetracyclin

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Oxytetracyclin ist ein Antibiotikum aus der Gruppe der Tetracykline. Es wird bei bakteriellen Infektionskrankheiten eingesetzt. In der Humanmedizin erfolgt die Anwendung lokal oder kutan meist als Augen- oder Hautsalbe. In der Veterinärmedizin findet der Wirkstoff hingegen vielfach Anwendung. Die Wirkeffekte beruhen auf einer Hemmung der Proteinsynthese durch Bindung an die 30S-Untereinheit der Ribosomen. Im Arzneimittel liegt der Wirkstoff als Oxytetracyclinhydrochlorid vor, welches ein gelbes kristallines Pulver ist und leicht in Wasser löslich ist.

#### *Eliminationsmechanismen*

Ein  $\log\text{-}k_{\text{OW}}$ -Wert von -0,90 deutet auf einen stark polaren Wirkstoff, der hinsichtlich einer lipophilen Phase keine Sorptionstendenz aufweist. Der Sorptionskoeffizient am Belebtschlamm wurde lediglich von Jones et al. (2002) bestimmt ( $k_d = 0,02 \text{ L/kg TS}$ ), was auf eine sehr geringe Sorptionsneigung schließen lässt. Wie Li et al. (2008) ausführen ist diese Sorption unter bestimmten Umständen reversibel. Ferner führen sie aus, dass der biologische Abbau vom pH-Wert und dem Redox-Potential abhängt. Die Biodegradationskonstante  $k_{\text{bio}}$  ist nicht bekannt.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Der Wirkstoff Oxytetracyclin ist bisher kaum im Zusammenhang mit der kommunalen Abwasserreinigung untersucht worden. Folglich gibt es nur wenige Referenzwerte. So haben Karthikeyan und Meyer (2006) die Konzentrationen im Zulauf ( $47 \mu\text{g/L}$ ) bzw. im Ablauf ( $4,2 \mu\text{g/L}$ ) bei einer Kläranlage in Wisconsin, US, bestimmt. Diese Untersuchung legt eine Eliminationsrate von etwa 90 % nahe. In Deutschland hat Rohweder (2003) eine Ablaufkonzentration von maximal  $0,02 \mu\text{g/L}$  festgestellt. Li et al. (2008) geben für eine chinesische Kläranlage eine Eliminationsrate von  $38,0 \pm 10,5 \%$  an. Die Ablaufkonzentration liegt allerdings mit  $19,5 \pm 2,9 \text{ mg/l}$  in einer anderen Größenordnung.

Das Antibiotikum Oxytetracyclin wurde während des gesamten Messprogramms an keiner Probe nachgewiesen. Es lagen alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Die einzige Vergleichsstudie aus Deutschland (Rohweder 2003) stellt eine Ablaufkonzentration fest, die der hier zugrunde liegenden Bestimmungsgrenze ( $0,02 \mu\text{g/L}$ ) entspricht. Möglicherweise deutet dieses darauf hin, dass der Wirkstoff in einigen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze vorhanden ist. Weder auf Basis von Literaturwerten noch auf Basis der Ergebnisse dieser Studie ist eine Zuordnung zu einer Stoffgruppe möglich.

**Tabelle 27: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Oxytetracyclin (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)	47		<b>I: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/59	<b>n.d.</b> (< 0,023) <sup>5</sup>	Karthikeyan und Meyer 2006; Rohweder 2003; Jones et al. 2002; Li et al. 2008
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>R: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/51		
Ablauf	4,2 < 0,02		<b>I-NK: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/58	<b>n.d.</b> (< 0,004) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I-VF: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/59		
			<b>R: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/52		
Klärschlamm			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]			<b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51		
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	38,5 / (90)		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.3.11 Sulfamethoxazol

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Sulfamethoxazol ist ein Antibiotikum aus der Gruppe der Sulfonamide, das vor allem bei der Bekämpfung von Harnwegsinfekten und Lungenentzündungen verwendet wird. In Deutschland ist es nur in fester Kombination mit Trimethoprim erhältlich.

Die Resorption nach oraler Gabe der täglichen Dosis von 1600 bis 2400 mg bei der Sulfamethoxazol mit 80 bis 160 mg Trimethoprim kombiniert wird, erfolgt rasch und vollständig im oberen Magen-Darm-Trakt. Die überwiegend renale Ausscheidung erfolgt zu 61 % der Dosis als antibakteriell nicht wirksames N4-Acetyl-Sulfamethoxazol, zu 15 % als N1-Glucuronid und zu einem weiteren Teil als Konjugat mit aktiver Schwefelsäure. Die Acetylderivate sind zwar nicht mehr bakteriostatisch wirksam, aber schlechter löslich und toxischer als die unveränderten Sulfonamide (Mutschler 2013).

#### *Eliminationsmechanismen*

Mit einem niedrigen log-*k<sub>ow</sub>*-Wert von 0,89 ist Sulfamethoxazol als gut wasserlöslich mit geringer Sorptionsneigung an fettähnliche Matrices zu betrachten (Gunten 2005). Auch ein auf Belebtschlamm bezogener mittlerer *k<sub>d</sub>*-Wert von 256 L/kg TS (Göbel et al. 2005) lässt vermuten, dass Sorption kein relevanter Eliminationsmechanismus ist. Andere Untersuchungen belegen einen *k<sub>d</sub>*-Wert in einem weiten Wertebereich von 126 bis 500 L/kg TS (Hyland et al. 2012; Berthod et al. 2017; Papageorgiou et al. 2016; Karthikeyan und Meyer 2006), was auf eine betriebsabhängige Sorptionsrate (abhängig von Trockensubstanzgehalt, Schlammalter,

Flockenstruktur etc.) hinweisen könnte (vgl. hierzu Abs. 6.1.1). Die genannten Sorptionskoeffizienten liegen sämtlich in einem Wertebereich, der keine nennenswerte Sorption erwarten lässt. Radjenović et al. (2009) konnten im Klärschlamm kein Sulfamethoxazol nachweisen. Weitere Untersuchungen des Klärschlammes liegen nicht vor.

Sulfamethoxazol gilt im Allgemeinen als biologisch nicht abbaubar und persistent in der Umwelt (Halling-Sørensen et al. 2001; Jjemba 2002). Der biologische Abbau im Belebungsbecken wurde hingegen von Kosma et al. (2014) und Papageorgiou et al. (2016) zu etwa  $k_{bio} = 0,30 \text{ L}/(\text{g TS} \times \text{d})$  bestimmt, was auf einen mäßigen biologischen Abbau hindeutet. Die in der Literatur angegebenen Eliminationsraten variieren zwischen 33 % (Zusammenstellung nach Sipma et al. 2010) und 74 % (Radjenović et al. 2009; Golovko et al. 2014). Boreen et al. (2004) stellen fest, dass der Wirkstoff nicht durch Photolyse bei einer Bestrahlung mit UV-Licht zerlegt wird. In der Flockungsfiltration werden etwa 10 % des Wirkstoffes zurückgehalten (Fahlenkamp et al. 2004). Für den Rückhalt in Festbettreaktoren wird eine Eliminationsrate von bis zu 29 % angenommen (Göbel et al. 2007).

**Tabelle 28: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Sulfamethoxazol (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,39 0,24 0,61 0,52	0,167	<b>I: 0,825</b> (0,050-3,710) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 1,100</b> (0,050-2,050) <i>n</i> = 51/51	<b>0,193</b> (0,183-0,231)	Rohweder 2003; Jekel et al. 2016a; Jekel et al. 2016b; Engelmann und Rohde 2007; Sacher et al. 2014; Rößler et al. 2018; Rossmann et al. 2014; Radjenović et al. 2009; Golovko et al. 2014; Sipma et al. 2010
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,33 0,29 0,28-0,33 0,13 0,15 0,19	0,091	<b>I-NK: 0,266</b> (0,013-1,174) <i>n</i> = 52/58  <b>I-VF: 0,209</b> (0,005-0,971) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,270</b> (0,100-1,450) <i>n</i> = 52/52	<b>0,060</b> (0,047-0,086)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	33 - 74		72 (13-91)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse haben weder im Intensiv- noch im Routine-Messprogramm Sulfamethoxazol im Klärschlamm nachweisen können. Die festgestellte mittlere Eliminationsrate von etwa 72 % ist daher auf einen biologischen Abbau zurückzuführen. Der genannte Wertebereich liegt innerhalb der in der Literatur angegebenen Werte. Gleiches gilt für alle festgestellten Konzentrationen und Frachten im Zu- und Ablauf. Alle Werte liegen in

der gleichen Größenordnung wie die Ergebnisse vergleichbarer Untersuchungen in Deutschland. Auf Basis dieser Ergebnisse erfolgt die Zuordnung zur Stoffgruppe III.

### 5.3.12 Trimethoprim

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Trimethoprim ist ein Antibiotikum, das sich chemisch als Trimethoxybenzylpyrimidin klassifizieren lässt. Trimethoprim blockiert die Folsäure-Reduktase, wodurch die Folsäure-Synthese von grampositiven und -negativen Keimen gehemmt wird. Als Einzelsubstanz wird es im Wesentlichen zur Behandlung von unkomplizierten Harnwegsinfekten, aber auch gegen Infektionen der oberen Atemwege eingesetzt. Es kommt allerdings überwiegend in Kombination mit dem Antibiotikum Sulfamethoxazol zur Anwendung.

Nach oraler Gabe wird Trimethoprim rasch und nahezu vollständig im oberen Gastrointestinaltrakt absorbiert. Etwa 50 bis 80 % des Trimethoprims werden in unveränderter Form über den Urin ausgeschieden (Hirsch et al. 1999). Metaboliten sind hauptsächlich 1- und 3-Oxyde sowie die 3'- und 4'-Hydroxy-Derivate. Einige Metaboliten sind aktiv. Sowohl die Muttersubstanz als auch die Metaboliten werden vorwiegend durch die Nieren ausgeschieden.

#### *Eliminationsmechanismen*

Niedrige  $\log\text{-}k_{\text{OW}}$ -Werte von 0,79 bzw. 0,91 (Christian et al. 2003; Halling-Sørensen et al. 2001) deuten auf eine relative gute Wasserlöslichkeit hin und lassen vermuten, dass Trimethoprim nicht im Sedimentpartikeln angereichert wird. Ein auf Belebtschlamm bezogener  $k_d$ -Wert von 208 L/kg TS (Göbel et al. 2005) weist ebenfalls darauf hin, dass sorptive Prozesse von untergeordneter Bedeutung für die Eliminierung des Antibiotikums in der kommunalen Abwasserbehandlung sind. Weitere Untersuchungen geben für den Sorptionskoeffizienten einen Wertebereich von 120 bis 372 L/kg TS an (Hyland et al. 2012; Radjenović et al. 2009; Stevens-Garmon et al. 2011; Sipma et al. 2010). Auch Margot et al. (2015) geht von einer untergeordneten Bedeutung der Sorption für die Elimination von Trimethoprim aus. Der biologische Abbau im Belebungsbecken sei der maßgebende Mechanismus bei der Entfernung des Wirkstoffes aus dem Abwasser. Die in der Literatur angegebenen Eliminationsraten variieren zwischen 11 und 40 % (Sipma et al. 2010; Golovko et al. 2014; Radjenović et al. 2009). Es erfolgt daher eine Zuordnung zur Stoffgruppe III.

Für den Rückhalt in Festbettreaktoren wird eine Eliminationsrate von bis 12 % angenommen (Göbel et al. 2007). In der Flockungsfiltration ist ein Rückhalt von max. 60 % möglich (Fahlenkamp et al. 2004).

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Die festgestellten Zulauf-Konzentrationen und -frachten (Tabelle 29) liegen gänzlich im Wertebereich der Referenzuntersuchungen. Es fällt allerdings auf, dass die Ablaufkonzentrationen der vorliegenden Untersuchung etwas unterhalb der Referenzwerte zu liegen scheinen. Dieses äußert sich auch in den hohen Eliminationsraten (im Mittel 82 %). Im Klärschlamm konnte Trimethoprim an keiner Probe nachwiesen werden.

**Tabelle 29: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Trimethoprim (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,610-1,400 0,235 0,290 0,204 0,320 0,138 0,065 0,186	0,033	<b>I: 0,278</b> (0,050-0,471) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,350</b> (0,005-0,970) <i>n</i> = 51/51	<b>0,065</b> (0,061-0,070)	Lubliner et al. 2010; Margot et al. 2013; Oulton et al. 2010; Kostich et al. 2014; Loos et al. 2013; Göbel et al. 2005; Sipma et al. 2010; Golovko et al. 2014; Radjenović et al. 2009; Papageorgiou et al. 2016; Rohweder 2003; Engelmann und Rohde 2007; Rossmann et al. 2014; Loos et al. 2013
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,170 0,229 0,482 0,158 0,070 0,045 0,100 0,078 0,208 0,170	0,011 0,019	<b>I-NK: 0,137</b> (0,005-0,242) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 0,040</b> (0,005-0,155) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,060</b> (0,010-0,340) <i>n</i> = 52/52	<b>0,012</b> (0,011-0,028)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	11 - 40		<b>82</b> (11-97)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.3.13 Bewertung der Ergebnisse

Die im Kläranlagenzulauf festgestellten Konzentrationen sind für die meisten Arzneistoffe im Vergleich relativ hoch (vgl. Tabelle 30). Die einwohnerspezifischen Frachten liegen hingegen meist auf einem mit den Referenzwerten vergleichbaren Niveau. Dieser Befund trägt dem Umstand Rechnung, dass die untersuchten Kläranlagen im Trennsystem entwässern und daher keine (übermäßige) Verdünnung mit Regenwasser erfolgt.

Die mit dem Kläranlagenablauf emittierten Stoffkonzentrationen und -frachten sind hingegen insgesamt vergleichsweise moderat. Diese deutet auf eine insgesamt gute Eliminationsleistung hin. Im Vergleich zu Kläranlagen, die an einer Mischwasserkanalisation angeschlossen sind, haben Kläranlagen am Trennsystem eine sehr viel gleichmäßigere hydraulische und stoffliche Beschickung, was der Belebtschlamm-Biozönose in der Art zugutekommt, als dass sich die für den Abbau schwer abbaubarer Stoffe entsprechenden Bakterien ansiedeln bzw. etablieren können. Eine gleichmäßige hydraulische Beschickung führt aufgrund fehlender Belastungsschübe mittelfristig zu einem höheren Schlammalter und einer geringeren Schlammbelastung. Hydraulische Belastungsspitzen, wie sie im Mischwasserkanal zu erwarten sind, können indes zu einem Austrag der Biomasse aus der Belebung führen. Das hat formal zunächst eine Senkung des Trockensubstanzgehaltes und eine Erhöhung der Schlammbelastung zur Folge.

Zugleich müssen sich aber die für den Abbau schwererer biologisch abbaubarer Substanzen erforderlichen Mikroorganismen zunächst wieder durchsetzen.

Es lässt sich nicht feststellen, dass einer Stoffgruppe (vgl. Abs. 5.1) eine auffällige Eliminationsleistung zuzuordnen wäre. Da alle Arzneimittel aufgrund ihrer geringen Sorptionsaffinität den Gruppen I, III, V zugeordnet sind, unterliegt ihr Rückhalt fast ausschließlich dem biologischen Abbau. Die vergleichsweise gute Eliminationsleistung ist daher Beleg dafür, dass die untersuchten Belebungsstufen, in denen der Großteil des biologischen Abbaus erfolgt, einem guten technischen Standard entsprechen.

Auffällig hohe Stofffrachten im Kläranlagenablauf liegen für einzelne Stoffe (Carbamazepin, Gabapentin, Metoprolol) vor, die nicht oder nur mäßig biologisch abbaubar sind und nicht zur Sorption neigen. Im Rahmen üblicher Betriebsbedingungen (Schlammalter etc.) lässt sich für diese Stoffe kaum ein verbesserter Rückhalt erreichen (vgl. Abs. 6.1.1). Sollen die emittierten Stofffrachten für diese Stoffe aus gewässerökologischer oder umweltrechtlicher Sicht reduziert werden, kommt nur eine weitere Verfahrensstufe infrage (Membranfiltration, Ozonung o. dgl.).

**Tabelle 30: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die Gruppe der Arzneistoffe im Vergleich zur gesamtdeutschen Situation.**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung/ Eintragspfade	Zulaufbelastung <sup>1</sup>	emittierte Stofffracht <sup>1,2</sup>	Eliminationsleistung <sup>1</sup>	Stoffgruppe <sup>3</sup>
Carbamazepin	Antiepileptikum	unauffällig	unauffällig	hoch	I
Ciprofloxacin	Antibiotikum (Fluorchinolon)	unauffällig	gering	hoch	III
Coffein	Stimulans	hoch	sehr gering	hoch	V
Diclofenac	nichtsteroidales Antirheumatikum	sehr hoch	unauffällig	hoch	III
Gabapentin	Antiepileptikum	sehr hoch	hoch	n.d.	III
Ibuprofen	nichtsteroidales Antirheumatikum	sehr hoch	gering	hoch	V
Iopamidol	Kontrastmittel	sehr gering	unauffällig	n.d.	I
Metformin	Antidiabetikum	sehr hoch	sehr gering	hoch	V
Metoprolol	Betablocker	sehr hoch	hoch	unauffällig	III
Oxytetracyclin	Antibiotikum (Tetracyclin)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sulfamethoxazol	Antibiotikum (Sulfonamid)	sehr hoch	unauffällig	hoch	III
Trimethoprim	Antibiotikum (Sulfonamid)	sehr hoch	sehr gering	sehr hoch	III

<sup>1</sup> Die Bewertung erfolgt im Vergleich zu den bei den Einzelergebnissen angegebenen Referenzwerten (Konzentrationen und Frachten). Maßgebend ist der Anteil der (für Deutschland relevanten) Referenzwerte, die über den Ergebnissen dieser Studie liegen. Es gilt bei 0 bis 10%: "sehr gering"; 11 bis 33 %: "gering"; 33 bis 66 %: "unauffällig"; 67-90%: "hoch"; 90 bis 100: "sehr hoch". Liegt nur ein Referenzwert vor, so erfolgt eine Bewertung analog auf Basis der prozentualen Abweichung der in dieser Studie ermittelten Werte. Da auf Basis dieser Einordnung keine Berücksichtigung der jeweiligen Probenanzahl und der Probennahmestrategie erfolgen kann, bleibt die Bewertung qualitativ.

<sup>2</sup> Im Kläranlagenablauf. <sup>3</sup> Gem. Abs. 5.1, Tabelle 12.

## 5.4 Pflanzenschutzmittel

Chemische Pflanzenschutzmittel enthalten einen Wirkstoff und normalerweise weitere Zusatzstoffe. Der Wirkstoff ist für die zu bekämpfenden Organismen toxisch. Die Zusatzstoffe unterstützen die Wirkung des Mittels durch eine Verbesserung seiner Haftfähigkeit, Verteilung oder Löslichkeit. Je nachdem, zu welcher Gruppe die unerwünschten Organismen gehören, die bekämpft werden, unterscheidet man zwischen Fungiziden, Herbiziden, Algiziden, Insektiziden und weiteren.

Pflanzenschutzmittel sind Mittel mit chemischen oder biologischen Wirkstoffen, die z. B. gegen Schädlinge, Pflanzenkrankheiten oder Unkraut eingesetzt werden. Die Mittel sollen die angebauten Kulturpflanzen vor Schädigungen oder Beeinträchtigungen durch andere Lebewesen schützen. Die meisten Pflanzenschutzmittel werden in flüssiger Form durch Spritzen auf die Anbauflächen oder Kulturpflanzen gebracht. Im Rahmen eines präventiven Schutzes, kann Saatgut auch vor dem Aussäen mit Pflanzenschutzmitteln behandelt werden (Saatgutbehandlung). Einige Pflanzenschutzmittel werden auch zur urbanen Vegetationskontrolle eingesetzt und können auf diesem Weg in das kommunale Abwasser gelangen. Zu den Pflanzenschutzmitteln werden auch Wirkstoffe gezählt, die in Außenfassaden (Putzfassaden) zur Anwendung kommen (z. B. Algizide).

Die Befruchtung von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) kann über verschiedene Wege erfolgen. Bei indirekten Einträgen durch Oberflächenabfluss, Drainagen oder Grundwasser geht dem Eintragsvorgang ein mehr oder weniger intensiver Bodenkontakt voraus, bei Direkteinträgen gelangen die Wirkstoffe unmittelbar entweder bei der Ausbringung oder mit dem Niederschlagswasser über Kanalisation und Kläranlage ins Gewässer.

Ein weiterer relevanter Eintragspfad von Pflanzenschutzmitteln kann über Lebensmittel erfolgen (Margni et al. 2002). Bai und Ogbourne (2016) stellen exemplarisch die Konzentrationen von Glyphosat in verschiedenen Lebensmitteln dar. Demnach sind beispielsweise in Sojabohnen bis zu 3,3 mg/kg Glyphosat nachweisbar. Jansons et al. (2018) weisen Glyphosat in Bier (bis max. 150 µg/kg) nach, das vermutlich aus der Braugerste stammt. Ähnliche Belastungen sind für weitere Pflanzenschutzmittel zu vermuten.

Das Hauptproblem, das sich für die Behandlung von pestizidbelasteten Abwässern ergibt, ist in den Eigenschaften dieser Substanzen begründet. Da sie im Allgemeinen neben einer hohen Wasserlöslichkeit auch teilweise eine geringe Sorptionsaffinität an Sedimentpartikeln aufweisen. Außerdem sind sie toxisch, chemisch sehr stabil, kaum biologisch abbaubar und weisen eine Tendenz zur Bioakkumulation auf.

Die meisten Herbizide werden im Voraufbau, d. h. vor der Wachstumsphase der Kulturpflanzen, eingesetzt, um bereits in dieser frühen Phase im Frühjahr/ Frühsommer das Wachstum von Gräsern und Unkräutern zu unterbinden (Knerr et al. 2017). Die Voraufbau-Herbizide wirken meist als Bodenherbizide. Alternativ kommt die Anwendung als Nachaufbau-Herbizid infrage, die als Kontakt- bzw. Blattherbizide direkt auf die Pflanzen appliziert und von diesen aufgenommen werden.

### 5.4.1 Aclonifen

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Aclonifen ist ein Pflanzenschutzmittel aus der Gruppe der Diphenylether-Herbizide. Es ist ein selektives Voraufbauherbizid bei der Kultur von Kartoffeln, Sonnenblumen, Ackerbohnen, Erbsen etc., das infolge einer Hemmung der Protoporphyrinogen-Oxidase das Wachstum von Gräsern und Unkräutern behindert. Der Wirkstoff wird unter dem Handelsnamen Bandur vertrieben.



### Eliminationsmechanismen

Der log- $k_{ow}$ -Wert von 4,37 zeigt an, dass der Wirkstoff lipophil ist und zur Bioakkumulation neigt. Ein aus dem  $k_{ow}$ -Wert berechneter Sorptionskoeffizient liegt für Boden bei  $k_d = 892$  L/kg TS. Beides deutet eine relativ gute Sorptionsaffinität an. Aclonifen gilt als nicht biologisch abbaubar (E.C. 2006) und ist nahezu unlöslich in Wasser (1,4 mg/L bei 20 °C und 1 bar). Der Stoff wäre folglich der Stoffgruppe II zuzuordnen, wenn diese Ergebnisse auf die mechanisch-biologische Abwasserreinigung übertragbar wären.

### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Es liegen keine Untersuchungen hinsichtlich des Vorkommens von Aclonifen im kommunalen Abwasser bzw. der Elimination während der Abwasserreinigung vor. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte an nur einer Probe aus Kropp aus dem Routine-Messprogramm Aclonifen im Klärschlamm mit einer Konzentration von 0,05 mg/kg TR (entspricht der Bestimmungsgrenze) nachgewiesen werden.

**Tabelle 31: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Aclonifen (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration $c$	Ew.-spez. Fracht $B_d$	Konzentration $c$ <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht $B_d$ <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)			<b>I: &lt; 0,1</b> $n = 0/59$	<b>n.d.</b> ( $< 0,023$ ) <sup>5</sup>	
$c$ [µg/L] $B_d$ [mg/(EW*d)]			<b>R: &lt; 0,1</b> $n = 0/51$		
Ablauf			<b>I-NK: &lt; 0,02</b> $n = 0/58$	<b>n.d.</b> ( $< 0,005$ ) <sup>5</sup>	
$c$ [µg/L] $B_d$ [mg/(EW*d)]			<b>I-VF: &lt; 0,02</b> $n = 0/59$		
			<b>R: &lt; 0,02</b> $n = 0/52$		
Klärschlamm			<b>I: &lt; 0,05</b> $n = 0/42$	<b>n.d.</b> ( $< 0,005$ ) <sup>5</sup>	
$c$ [mg/kg TR] $B_d$ [mg/(EW*d)]			<b>R: 0,050</b> $n = 1/51$		
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10).  $n$  = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

## 5.4.2 Bifenox

### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Bifenox ist ein Pflanzenschutzmittel aus der Gruppe der Diphenylether-Herbizide. Es kommt als Kontaktherbizid im Nachauflauf zur Anwendung. Es wirkt als Protoporphyrinogen-Oxidasehemmer. Zur Anwendung kommt der Wirkstoff bei der Kultur von Getreide und Raps.

### Eliminationsmechanismen

Bifenox ist im Wasser praktisch unlöslich (0,35 mg/L bei 20 °C und 1 bar). Der log-*k*<sub>ow</sub>-Wert von 4,48 zeigt an, dass der Wirkstoff lipophil ist und zur Bioakkumulation neigt. Es liegen keine Untersuchungen aus der Literatur vor, die das Vorhandensein von Bifenox im Abwasser bzw. dessen Elimination in der kommunalen Abwasserreinigung quantifizieren. Es kann daher keine Zuordnung zu einer Stoffgruppe erfolgen.

### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte an nur einer Probe aus dem Routine-Messprogramm aus Kropp Bifenox im Klärschlamm mit einer Konzentration von 0,075 mg/kg TR (Bestimmungsgrenze: 0,050 mg/kg TR) nachgewiesen werden. Referenzwerte zum Vorkommen von Bifenox im Abwasser bzw. des Rückhalts in Kläranlagen liegen nicht vor.

**Tabelle 32: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Bifenox (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)			<b>I: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/59	<b>n.d.</b> (< 0,023) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>R: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/51		
Ablauf			<b>I-NK: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/58	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I-VF: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/59		
			<b>R: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/52		
Klärschlamm			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d)]			<b>R: 0,050</b> <i>n</i> = 1/51		
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

## 5.4.3 Cybutryn

### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Cybutryn ist ein Herbizid und Pestizid, das in Beschichtungen für Boote und Unterwasserbauten (Antifoulingbeschichtung) zur Anwendung kam. Diese Anwendung ist seit Februar 2016 verboten. Es wurde auch als Algizid in Beschichtungen von Außenfassaden verwendet, um Algenwachstum zu verhindern. Dieser Gebrauch ist bereits seit 2011 verboten. Cybutryn wurde unter dem Handelsnamen Igarol vertrieben. Trotz des Verbotes (bei Neubauten) ist es möglich, dass aus Bestandsgebäuden insbesondere infolge von Niederschlagsereignissen der Wirkstoff mobilisiert und mit dem Fremdwasser in die Kanalisation eingetragen wird.

Der Wirkstoff hemmt die Photosynthese von Pflanzen. Es gilt als persistent und toxisch für zahlreiche Arten in der aquatischen Umwelt.

#### *Eliminationsmechanismen*

Über den Rückhalt von Cybutryn in der kommunalen Abwasserreinigung ist wenig bekannt. Margot (2015) geht aufgrund der Stoffeigenschaften allerdings davon aus, dass der Stoff nicht zur Sorption neigt und auch nicht flüchtig ist. Cybutryn (Igarol) kann im Belebtschlamm zu Igraol-Sulfoxid metabolisiert werden (Luft et al. 2014). Die Zuordnung zu einer Stoffgruppe kann auf Basis dieser Angaben nicht erfolgen.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Cybutryn konnte in keiner Probe des Intensiv- oder Routine-Messprogramms nachgewiesen werden. Sacher et al. (2014) stellten bei Untersuchungen vom Kläranlagenzu- und -abläufen in Baden-Württemberg in den Jahren 2012-13 ebenfalls den Wirkstoff nicht fest. Luft et al. (2014) weisen den Wirkstoff in sehr geringen Konzentration an Kläranlagen in Hessen nach. Bei der Untersuchung von finnischen Kläranlagenabläufen stellten Vieno et al. (2007) eine Konzentration von 0,01 µg/L fest. Dieser Wert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze dieser Studie von 0,02 µg/L.

**Tabelle 33: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Cybutryn (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0023 – 0,016		<b>I: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> (< 0,023) <sup>5</sup>	Sacher et al. 2014; Vieno et al. 2007; Luft et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,01 0,0029-0,014		<b>I-NK: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/58  <b>I-VF: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/52	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d)]			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: &lt; ,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			<b>n.d.</b>		
<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). <i>n</i> = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.					

## 5.4.4 Cypermethrin

### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Cypermethrin ist ein Insektizid, das u. a. als Pflanzenschutz- und Holzschutzmittel eingesetzt wird. Im Wesentlichen wird es aber aufgrund der insektenabwehrenden Wirkung als Repellent

in der Tierzucht eingesetzt. Ferner wird der Wirkstoff als Pflanzenschutzmittel in der Land- und Forstwirtschaft genutzt. Für die häusliche Anwendung wird er als Insektizid gegen Ameisen und Schaben vertrieben.

*Eliminationsmechanismen*

Cypermethrin hat eine sehr geringe Wasserlöslichkeit (1 mg/L bei 20 °C und 1 bar). Der log-*k*<sub>ow</sub>-Wert von 6,0 zeigt an, dass der Stoff lipophil und bioakkumulierend ist. Über die Elimination in der mechanischen-biologischen Abwasserbehandlung ist nichts bekannt. Der Wirkstoff kann daher keiner Stoffgruppe zugeordnet werden.

*Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Der Wirkstoff Cypermethrin konnte im Intensiv- und Routine-Messprogramm an nur zwei Proben nachgewiesen werden. Eine Ablaufprobe des Routine-Messprogramms aus Ratzeburg wies eine Konzentration von 0,040 µg/L auf. Während des Probenahmezeitraums wurde kein Regen verzeichnet, so dass eine (temporäre) Mobilisierung auszuschließen ist. Des Weiteren wurde Cypermethrin in nur einer Klärschlammprobe des Intensiv-Messprogramms aus Kropp festgestellt (0,179 mg/kg TR). Aus der entsprechenden Messwoche konnten keine weiteren Proben des Klärschlammes genommen werden.

Der Wirkstoff Cypermethrin wurde bisher selten in Abwasser analysiert. Die von Vieno et al. (2007) festgestellte Konzentration von 0,10 µg/L im Zulauf entspricht der Bestimmungsgrenze der vorliegenden Studie. Ferner stellen sie eine Ablaufkonzentration von 0,001 µg/L fest, was unterhalb der hier angewendeten Bestimmungsgrenze liegt (0,02 µg/L). Es ist daher nicht auszuschließen, dass der Stoff regelmäßig unterhalb der Bestimmungsgrenzen vorkommt.

**Tabelle 34: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Cypermethrin (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,10		<b>I: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: &lt; 0,2</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> ( < 0,040) <sup>5</sup>	
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,001		<b>I-NK: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/58  <b>I-VF: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: 0,040</b> <i>n</i> = 1/52	<b>n.d.</b> ( < 0,010) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]			<b>I: 0,179</b> <i>n</i> = 1/42  <b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> ( < 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.4.5 Dichlorvos

#### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Dichlorvos wurde als Insektizid gegen Schädlinge in der Landwirtschaft und im hygienischen Bereich eingesetzt. Seit 2007 ist die Anwendung des Wirkstoffes in Deutschland verboten. Auf europäischer Ebene hat Dichlorvos seit 2012 keine Zulassung mehr.

#### Eliminationsmechanismen

Dichlorvos ist mäßig wasserlöslich (8 mg/L bei 20 °C und 1 bar). Der Stoff ist nicht lipophil und neigt nicht zur Bioakkumulation ( $\log k_{ow} = 1,43$ ). Hinsichtlich der Sorptionsneigung oder der biologischen Abbaubarkeit liegen keine Ergebnisse vor. Der Stoff gilt jedoch als weitgehend persistent und nicht biologisch abbaubar (Ning et al. 2012). Der Wirkstoff kann keiner Stoffgruppe zugeordnet werden.

#### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Der Wirkstoff Dichlorvos konnte nur an zwei Ablaufproben des Routine-Messprogramms (je eine aus Kropp und aus Rendsburg) mit Konzentrationen von 0,040 bzw. 0,050 µg/L unweit oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,02 µg/L) nachgewiesen werden. Da die Bestimmungsgrenzen für die Zulaufproben aufgrund einer unterschiedlichen Wassermatrix höher ist (0,10 µg/L) wurden möglicherweise zugehende Stofffrachten nicht erfasst.

Es liegen wenige Referenzwerte für Dichlorvos im Abwasser vor. Gasperi et al. (2008) haben im Mischwassersystem von Paris eine maximale Konzentration von 0,07 µg/L bei Trockenwetter nachgewiesen. Dieser Wert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze dieser Studie.

**Tabelle 35: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Dichlorvos (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)	< 0,07		<b>I: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/59	<b>n.d.</b> (< 0,023) <sup>5</sup>	Gasperi et al. 2008
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>R: &lt; 0,1</b> <i>n</i> = 0/51		
Ablauf			<b>I-NK: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/58	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I-VF: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/59		
			<b>R: 0,045</b> (0,040-0,050) <i>n</i> = 2/52		
Klärschlamm			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]			<b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51		
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.4.6 Dicofol

#### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Dicofol ist ein Akarizid, das gegen Spinnenmilben wirkt und bis 2008 in Deutschland zugelassen war. Es wurde bei der Kultur im Ackerbau sowie bei Zierpflanzen eingesetzt.

#### Eliminationsmechanismen

Dicofol hat eine geringe Wasserlöslichkeit (0,8 mg/L bei 20 °C und 1 bar). Der Stoff ist nicht lipophil ( $\log k_{ow} = 4,28$ ) und neigt daher vermutlich auch nicht zur Sorption. Bezüglich des Rückhaltes in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung liegen keine Erkenntnisse vor. Der Wirkstoff kann daher keiner Stoffgruppe zugeordnet werden.

#### Zusammenfassung der Ergebnisse

Der Nachweis von Dicofol erfolgte an drei Zulaufproben des Intensiv-Messprogramms (alle weiteren Positivbefunde beruhen auf Messwert-Substitution, vgl. Abs. 3.7.1). Im Einzelnen wurden zwei Proben in Kropp (0,295 und 0,354 µg/L) und in Rendsburg (1,081 µg/L) positiv getestet.

Die einzige im Ablauf festgestellte Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,028 µg/L) korrespondiert taggenau mit der hohen Konzentration im Zulauf von Rendsburg. Dieses deutet auf einen hohen Rückhalt hin. Da die Klärschlammproben ohne Befund blieben, wäre von einem hohen biologischen Abbau auszugehen. Ferner stellen diese Ergebnisse heraus, dass der Eintrag des Spurenstoffes nur temporär und sehr dynamisch (bei Verbrauch von Restbeständen?) erfolgt. Möglicherweise werden solche zeitlich sehr begrenzten ggf. anwendungsbezogenen Einträge durch die 7-Tages-Mischproben nicht erfasst.

**Tabelle 36: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Dicofol (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I: 0,013</b> <b>(0,013-1,081)</b> <i>n</i> = 8/59  <b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,011) <sup>5</sup>	Gasperi et al. 2008
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I-NK: 0,028</b> <i>n</i> = 1/58  <b>I-VF: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/50  <b>R: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,005) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,002) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.4.7 Diuron

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Unter dem Handelsnamen Diuron wird der Wirkstoff 3-(3,4-Dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea (DCMU) vertrieben. Es wird als Totalherbizid zur vollständigen Beseitigung von Pflanzen (z. B. auf Gleisanlagen bis 1997) eingesetzt. Der Stoff wird über die Wurzel der Pflanze aufgenommen hemmt schließlich die Photosynthese.

In Deutschland sind seit 2000 keine Pflanzenschutzmittel mit diesem Wirkstoff mehr zugelassen. Als Herbizid in Außenfassaden (etwa in Dispersionsfarben) ist Diuron jedoch weiterhin zugelassen. Es kann daher mit Regenwasser ausgewaschen werden und in die Kanalisation eingetragen werden (Burkhardt et al. 2009). Wie Köck-Schulmeyer et al. (2013) zeigen, gibt es eine deutliche Niederschlagsabhängigkeit bezüglich des Eintrages von Diuron.

#### *Eliminationsmechanismen*

Diuron ist schwerlöslich in Wasser (42 mg/L bei 20 °C und 1 bar) und gilt als schlecht biologisch abbaubar. Ein  $\log\text{-}k_{ow}$ -Wert von 2,78 deutet darauf hin, dass Diuron nicht zur Sorption neigt. Die Eliminationsrate von Diuron in der mechanisch-biologischen Behandlung ist nach Köck-Schulmeyer et al. (2013) mit etwa 10 % gering. Margot (2015) geht davon aus, dass ein Anteil von 10 % der zurückgehaltenen Stofffracht im Klärschlamm gebunden ist.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Sacher et al. (2014) haben bei der Beprobung von Kläranlagen in Baden-Württemberg in den Jahren 2012 und 2013 maximale Konzentrationen von 0,17 bzw. 0,31 µg/L im Zu- bzw. Ablauf festgestellt. Für den gleichen Zeitraum weisen Lambert et al. (2014) mittlere Konzentrationen von 0,069 bzw. 0,059 µg/L nach. Sie bestimmten auch die Zulauf- und Ablauffracht zu 16,41 bzw. 15,68 mg/(EW\*d). Die Ablaufkonzentrationen verschiedener Kläranlagen in Hessen betragen in den Jahren 1999 bis 2003 maximal 0,64 µg/L (Ivašičkin 2006).

Diuron konnte während des Intensiv-Messprogramms im Zulauf an keiner Probe nachgewiesen werden (Bestimmungsgrenze 0,10 µg/L). Der Nachweis erfolgte im Routine-Messprogramm an nur vier von 51 Proben. Auffällig ist, dass die im Ablauf relativ häufigeren Positivbefunde einen Median-Wert (0,023 µg/L bzw. 0,025 µg/L im Intensiv-Messprogramm) aufweisen, der unterhalb der Bestimmungsgrenze der Zulaufproben liegt. Es ist daher prinzipiell davon auszugehen, dass die Zulaufkonzentrationen tatsächlich etwa in der gleichen Größenordnung wie die Ablaufproben liegen, wenn kein nennenswerter Rückhalt erfolgt, wie Köck-Schulmeyer et al. (2013) es annehmen. Die Zulaufkonzentrationen wären dann vergleichbar mit den Referenzwerten.

Die Daten der vorliegenden Studie deuten darauf hin, dass Sorption nicht relevant ist, da in keiner Klärschlammprobe der Wirkstoff nachgewiesen werden konnte. Inwieweit ein biologischer Abbau erfolgte, kann aufgrund der Datenbasis nicht beantwortet werden. Bezugnehmend auf die aus der Literatur bekannten Eliminationsmechanismen wird der Wirkstoff der Stoffgruppe I zugeordnet.

**Tabelle 37: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Diuron (Stoffgruppe I).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	< 0,170 0,069 0,093	16,41	<b>I: &lt; 0,10</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: 0,245</b> (0,160-2,750) <i>n</i> = 4/51	<b>n.d.</b> (< 0,023) <sup>5</sup>	Ivašević 2006; Sacher et al. 2014; Lambert et al. 2014; Köck-Schulmeyer et al. 2013; Loos et al. 2013; Fuchs et al. 2018
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	< 0,310 0,059 < 0,64 0,127 0,059 0,050	15,68	<b>I-NK: 0,023</b> (0,005-0,041) <i>n</i> = 22/58  <b>I-VF: 0,025</b> (0,005-0,055) <i>n</i> = 23/59  <b>R: 0,005</b> (0,005-1,190) <i>n</i> = 31/52	<b>0,003</b> (0,002-0,005)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]]	0,0125		<b>I: 0 &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  R: < 0,05 <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	10		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

## 5.4.8 Glyphosat

### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Glyphosat ist ein nicht-selektives Breitbandherbizid, welches die damit behandelten Pflanzen über die Blätter resorbieren. Von den Blättern wird der Wirkstoff über das Phloem (Siebteil des Leitgewebes) zu Wurzeln und Rhizomen (Erdspross) transportiert. Das Herbizid hemmt das Enzym 5-Enolpyruvylshikimat-3-phosphat-Synthase (EPSPS) und unterbricht damit den Shikimisäureweg, der bei Pflanzen einen Teil ihres Primärstoffwechsels darstellt (Della-Cioppa et al. 1986). Dabei wird die Produktion von Chorismat unterbunden. Chorismat ist notwendig für die Biosynthese essentieller aromatischer Aminosäuren, die für die Proteinsynthese und die Produktion von sekundären Pflanzenstoffen benötigt werden (Aparicio et al. 2013). Glyphosat wird nicht von den Pflanzen metabolisiert (Gottrup et al. 1976).

Glyphosathaltige Mittel, von denen Roundup wohl das bekannteste Handelsprodukt ist, werden in der Landwirtschaft vor Aussaat der Nutzpflanzen auf den Feldern (Vorauflaufenwendung) verwendet, und teilweise auch zur Abreifebeschleunigung (Sikkation) direkt auf die Nutzpflanzen gesprüht (Vereecken 2005). Der Gebrauch beschränkt sich jedoch nicht nur auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, sondern schließt auch die Vegetationskontrolle im urbanen Raum oder auf Bahnanlagen mit ein. Einige Kulturpflanzen wurde gentechnisch derart verändert, dass sie gegen Glyphosat resistent sind (z. B. Mais oder Raps). Die Anwendung kann dann auch während der Wachstumsphase gegen Unkräuter erfolgen.



Glyphosat und sein Hauptabbauprodukt Aminomethylphosphonsäure (AMPA), welches hauptsächlich durch mikrobiologische Prozesse gebildet wird, gehören zur Gruppe der Phosphonate, die allgemein sehr gute Komplexbildner sind. Beide sind sehr polare Verbindungen und damit gut wasserlöslich und praktisch unlöslich in organischen Lösungsmitteln, was auch die negativen  $\log k_{ow}$  -Werte von -3,5 für Glyphosat und -1,63 für AMPA nahelegen. Glyphosat ist eine amphotere Verbindung mit mehreren  $pK_s$  -Werten. Durch diese Eigenschaft ergibt sich ein relativ hoher  $K_d$  -Wert für die Adsorption an Bodenpartikeln (Giesy et al. 2000). Ein Sorptionskoeffizient für Belebtschlamm oder eine Biodegradationskonstante liegen nicht vor.

Ein weiterer Eintragungspfad in die Entwässerungssysteme erfolgt über kontaminierte Lebensmittel. Wie Bai und Ogbourne (2016) zeigen, führt das zu einer chronischen Exposition von Menschen. Wird Glyphosat nicht im menschlichen Körper umgesetzt, gelangt es mit dem Rohabwasser auf die Kläranlagen.

#### *Eliminationsmechanismen*

Ein abiotischer Abbau von Glyphosat findet nur in überaus geringen Ausmaß statt, was an der Tatsache liegt, dass das Vorhandensein von chemisch und thermisch stabilen C-P-Bindungen, ein charakteristisches Merkmal von Glyphosat ist. Das Vorliegen von C-P-Verbindungen hat sich zudem generell als Indiz für eine hohe Resistenz gegen biologischen Abbau erwiesen. Glyphosat ist stabil gegenüber Photolyse bei einem pH-Wert zwischen 5 und 9 in gepufferter Lösung unter natürlichem Sonnenlicht. Bronstad und Friestad (1985) weisen eine geringe Tendenz zur hydrolytischen Zersetzung nach. In geringem Umfang kann Glyphosat infolge von Sorption an Belebtschlamm gebunden werden. Über den tatsächlichen Rückhalt von Glyphosat in Kläranlagen liegen keine Untersuchungen vor.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Glyphosat wurde in allen Proben des Intensiv- und Routine-Messprogramms nachgewiesen. Zum Vorkommen von Glyphosat im Abwasser gibt es allerdings nur wenige Untersuchungen, die eine Einordnung der erhobenen Daten erlauben würden. Boll et al. (2017) haben auf Basis von drei 24-Stunden-Mischproben eine mittlere Ablaufkonzentration von etwa 0,8  $\mu\text{g/L}$  ermittelt. Dieser Wert liegt über den in dieser Studie ermittelten Konzentrationen. Knerr et al. (2017) geben für zwei Kläranlagen in Rheinland-Pfalz Ablauffrachten von 0,10 und 0,45  $\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$  an. Sie verweisen darauf, dass in ländlichen Region die emittierten Frachten deutlich höher seien. Diese Beobachtung trifft auf die Ergebnisse der vorliegenden Studie zu. Die charakteristische Ablauffracht beträgt 0,097  $\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ . Der Maximalwert wird in Bad Segeberg mit 0,732  $\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$  erreicht. Diese ist in der zugleich hohen Zulauffracht begründet. Tatsächlich sind die erreichten Eliminationsraten auf allen untersuchten Kläranlagen unterschiedlich (58 % in Bad Segeberg, 73 bis 77 % bei den anderen Kläranlagen). Daher scheint die Eliminationsrate von der absoluten Konzentration im Zulauf zusammenzuhängen. Auf Basis der Ergebnisse dieser Studie wird Glyphosat der Stoffgruppe III zugerechnet.

**Tabelle 38: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Glyphosat (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I: 1,600</b> (0,370-20,20) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 3,630</b> (0,430-17,80) <i>n</i> = 51/51	<b>0,555</b> (0,533-1,774)	Knerr et al. 2017
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,800	0,10 0,45	<b>I-NK: 0,605</b> (0,222-14,40) <i>n</i> = 58/58	<b>0,097</b> (0,096-0,732)	
			<b>I-VF: 0,500</b> (0,120-29,10) <i>n</i> = 59/59		
			<b>R: 0,660</b> (0,140-7,640) <i>n</i> = 52/52		
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I: 0,377</b> (0,117-10,50) <i>n</i> = 42/42  <b>R: 0,422</b> (0,025-2,750) <i>n</i> = 51/51	<b>0,025</b> (0,021-0,236)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			77 (2-91)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

## 5.4.9 Imidacloprid

### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Imidacloprid ist ein Insektizid aus der Gruppe der Neonicotinoide. Es ist auf Freilandkulturen (v. a. Rüben, Getreide, Kartoffeln, Mais) in Deutschland seit Ende 2018<sup>5</sup> verboten. Seither darf es noch in Gewächshäusern oder zur Behandlung von Saatgut verwendet werden.

### Eliminationsmechanismen

Ein log-*k<sub>ow</sub>*-Wert von 0,33 zeigt an, dass der Stoff hydrophil ist und nicht zur Sorption neigt. Die Wasserlöslichkeit ist sehr gering (0,51 g/L bei 20 °C und 1 bar). Es liegen keine Erkenntnisse über den Rückhalt in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung vor.

### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Sadaria et al. (2016) haben im Zulauf einer kommunalen Kläranlage in Arizona mittlere Konzentrationen von 0,055 µg/L (Zulauf) und 0,049 µg/L (Ablauf einer Belebtschlammanlage) an fünf aufeinanderfolgenden Tagen registriert. Daraus resultiert eine Eliminationsrate von rund 12 %. Der Wirkstoff wird somit der Stoffgruppe I zugerechnet.

<sup>5</sup> Das Ende der Zulassung fällt somit zeitlich zusammen mit dem Ende der letzten Messreihe der vorliegenden Studie.

Imidacloprid konnte in allen Ablaufproben (Bestimmungsgrenze 0,02 µg/L), aber nur in einem Teil der Zulaufproben (Bestimmungsgrenze 0,10 µg/L) nachgewiesen werden. Basierend auf Eliminationsraten von Sadaria et al (2016) würden dann die Zulaufkonzentrationen gerade unterhalb der Bestimmungsgrenze für diese Proben liegen. Die angegebenen Zulaufkonzentrationen (0,025 µg/L = BG/4) geben den Median-Wert nach Messwert-Substitution an (vgl. Abs. 3.7.1). Die wenigen tatsächlich gemessenen Konzentrationen liegen in einem Bereich von 0,10 bis 0,15 µg/L und damit gerade oberhalb der Bestimmungsgrenze. Generell liegen die festgestellten Konzentration in der gleichen Größenordnung wie der Referenzwert.

Auffällig ist, dass der Wirkstoff während des Routine-Messprogramms im Zulauf ganzjährig fast ausschließlich in Ratzeburg nachgewiesen wurde (vgl. Abs 8.1.3 mit Abbildung 63). Ursächlich hierfür könnte die aufgrund einer anderen Wassermatrix höhere Bestimmungsgrenze für die Zulaufproben sein, die zu häufigeren Negativbefunden führt.

**Tabelle 39: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Imidacloprid (Stoffgruppe I).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,055		<b>I: 0,025</b> (0,025-0,119) <i>n</i> = 28/59  <b>R: 0,025</b> (0,025-0,130) <i>n</i> = 13/51	<b>0,014</b>	Sadaria et al. 2016
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,049		<b>I-NK: 0,053</b> (0,023-0,108) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 0,051</b> (0,023-0,115) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,060</b> (0,010-0,120) <i>n</i> = 52/52	<b>0,011</b> (0,008-0,020)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]		0,011	<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	12		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.4.10 Isoproturon

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Isoproturon ist ein Herbizid, das v. A. beim Getreideanbau zum Einsatz kommt. Seit Ende 2017 ist der Einsatz in Deutschland nicht mehr zugelassen. Der Eintrag ins Abwasser erfolgt neben einer diffusen Immission (trockene und feuchte Deposition) auch über Lebensmittel. So konnten Tamayo et al. (2005) Rückstände des Wirkstoffes in Kartoffeln, Getreide, Erbsen und Karotten nachweisen. Werden diese im menschlichen Körper nicht metabolisiert tragen sie zur Belastung des Abwassers bei.

#### *Eliminationsmechanismen*

Über die Rückhaltemechanismen von Isoproturon in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung liegen keine Ergebnisse vor. Der Stoff ist in Wasser unlöslich (0,07 g/L bei 20 °C bei 1 bar). Ein  $\log\text{-}k_{ow}$ -Wert von 2,87 deutet zudem an, dass eine geringe Sorptionsaffinität vorliegt.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Das Ende der Zulassung für den Wirkstoff Isoproturon zum Jahresende 2017 liegt zeitlich zwischen den durchgeführten Intensiv- und Routine-Messprogramm. Die festgestellten Zulaufkonzentrationen zeigen dieses Verbot allerdings nicht an, da die Substanz ohnehin nur sporadisch nachgewiesen werden konnte.

An Kläranlagen in Baden-Württemberg haben Sacher et al. (2014) in den Jahren 2012 und 2013 Konzentrationen von bis 4,1 bzw. 13 µg/L im Zu- bzw. Ablauf festgestellt. Sie gehen davon aus, dass aufgrund einer höheren Bestimmungsgrenze für die Zulaufproben nicht alle Werte erfasst wurden. Die Ergebnisse von Lambert et al. (2014) (ebenfalls BW) liegen mit 0,053 bzw. 0,056 µg/L in einer anderen Größenordnung. Aus beiden Befunden lässt sich ableiten, dass kein Rückhalt in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung erfolgt. Ferner geben Lambert et al. (2014) Zu- und Ablauffrachten sowie eine Konzentration im Klärschlamm an. In den Jahren 1999 bis 2003 hat Ivašević (2006) an Kläranlagenabläufen in Hessen, Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen Konzentrationen von 0,320 bis 3,30 µg/L festgestellt. Gasperi et al. (2008) konnten im Pariser Mischkanal weder bei Trocken- noch bei Regenwetter Isoproturon nachweisen (< 0,06 µg/L).

Im Rahmen vorliegender Studie konnte der Stoff in den Ablaufproben nur gelegentlich nachgewiesen werden. Die festgestellten Ablaufkonzentrationen im Routine-Messprogramm lagen bei 0,05 µg/L. Während des Intensiv-Messprogramms lagen die Konzentrationen darunter.

Ausgehend von einer geringen Eliminationsrate, wie es auf Basis der Daten von Lambert et al. (2014) und Sacher et al. (2014) zu vermuten ist (s.o.), liegen die Konzentrationen der Zulaufproben wahrscheinlich zumeist im Bereich unmittelbar unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,05 µg/L) und werden daher häufig nicht erfasst. Tatsächlich konnte der Stoff im Zulauf nur sporadisch nachgewiesen werden (neun von 59 Proben im Intensiv- und drei von 51 Proben im Routine-Messprogramm). Die angegebenen Medianwerte aller Positivbefunde der Zulaufproben sind mithin nicht repräsentativ und eignen sich nicht zur Ermittlung einer ansonsten irreführenden Eliminationsrate. Auf Basis dieser Überlegungen erfolgt eine Zuordnung zur Stoffgruppe I.

Die niedrige Bestimmungsgrenze für die Ablaufproben (0,02 µg/L) erlaubt dann schließlich die Quantifizierung, was zu relativ mehr Positivbefunden führt. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie sind im Vergleich zu den von Lambert et al. (2014) in Baden-Württemberg erhobenen ähnlich und unauffällig.

**Tabelle 40: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Isoproturon (Stoffgruppe I).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	< 4,1 0,053 < 0,06	0,015-0,024	<b>I: 0,055</b> (0,013-0,589) <i>n</i> = 9/59  <b>R: 0,070</b> (0,070-0,130) <i>n</i> = 3/51	<b>n.d.</b> (< 0,011) <sup>5</sup>	Lambert et al. 2014; Sacher et al. 2014; Ivaščekin 2006; Gasperi et al. 2008; Fuchs et al. 2018
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	< 13 0,056 0,320 0,578 0,905 3,300 0,030	0,014-0,024	<b>I-NK: 0,031</b> (0,010-0,083) <i>n</i> = 22/58  <b>I-VF: 0,027</b> (0,010-0,082) <i>n</i> = 23/59  <b>R: 0,050</b> (0,003-0,090) <i>n</i> = 40/52	<b>0,002</b> (0,001-0,003)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]	0,033 (0,002-0,084)		<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> (< 0,002) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	0		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.4.11 Quinoxifen

#### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Quinoxifen ist ein Fungizid aus der Gruppe der Chinoline, das gegen Mehltau bei vielen Kulturpflanzen eingesetzt wird. Die Zulassung als Pflanzenschutzmittel in Deutschland endete im April 2019 und damit nach Beendigung der Messkampagnen, die für vorliegende Studie durchgeführt wurden (vgl. Abs. 3 mit Tabelle 3).

#### Eliminationsmechanismen

Es liegen keine Erkenntnisse zum Rückhalt des Wirkstoffes in der mechanisch-biologischen Abwassereinigung vor. Der Stoff ist in Wasser unlöslich (47 mg/L bei 20 °C bei 1 bar) und ist leicht lipophil ( $\log k_{ow} = 4,66$ ) und neigt daher zur Bioakkumulation und zur Sorption.

#### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Bezüglich des Vorkommens in Abwasser liegen keine Vergleichsuntersuchungen vor. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte der Wirkstoff an nur einer Ablaufprobe des Routine-Messprogramms aus Bad Segeberg im Juni 2018 mit einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze (0,02 µg/L) nachgewiesen werden. Es kann daher keine Zuordnung zu einer Stoffgruppe erfolgen.

**Tabelle 41: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Quinoxifen (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)		0	<b>I: &lt; 0,10</b> <i>n</i> = 0/59	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,023) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>R: &lt; 0,10</b> <i>n</i> = 0/51		
Ablauf			<b>I-NK: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/58	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I-VF: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/59		
			<b>R: 0,020</b> <i>n</i> = 1/52		
Klärschlamm			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51		
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

## 5.4.12 Terbutylazin

### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Terbutylazin aus der Gruppe der Chlor-Triazine ist ein Breitband-Herbizid, das v. A. im Voraufbau beim Anbau von Mais aber auch im Obstanbau (v. A. Wein, Apfel) sowie in der Forstwirtschaft angewendet wird.

Terbutylazin konnte in Weintraubensaft nachgewiesen werden, nachdem der Wirkstoff über die Pflanzen aufgenommen wurde (Baggiani et al. 2007). Wird der Wirkstoff nicht im menschlichen Körper metabolisiert, muss dieser Eintragspfad in das Abwasser berücksichtigt werden.

### Eliminationsmechanismen

Der Wirkstoff ist in Wasser schwer löslich (5,0 mg/L bei 20 °C und 1 bar). Er ist nicht lipophil ( $\log k_{ow} = 3,08$ ) und neigt daher nicht zur Bioakkumulation oder Sorption. Hinsichtlich der Elimination in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung liegen keine Untersuchungen vor.

### Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Bei der Untersuchung von drei Kläranlagen in Spanien haben Köck-Schulmeyer et al. (2013) Konzentrationen im Zu- bzw. Ablauf von 0,020 (bis max. 0,071) bzw. 0,020 (bis max. 0,115) µg/L nachgewiesen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass es keinen Rückhalt in den Kläranlagen gibt. Ivašević (2006) stellte bei einer Untersuchung von hessischen Kläranlagen im Jahr 2000 Ablaufkonzentration von maximal 0,034 µg/L fest. Auf Basis einer europaweiten

Analyse von 90 Kläranlagenabläufen nennen Loos et al. (2013) eine mittlere Konzentration von 0,0047 (max. 2,411) µg/L.

Der Wirkstoff Terbutylazin konnte in keiner Probe des Intensiv- oder Routine-Messprogramms oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Daher kann der Wirkstoff keiner Stoffgruppe zugeordnet werden. Es ist möglich, dass der Wirkstoff dennoch unterhalb der Bestimmungsgrenze vorkommt, wie die in der Literatur genannten Konzentrationen nahelegen. Diese Referenzwerte belegen aber einzelne Messwerte, die deutlich oberhalb der hier angewandten Bestimmungsgrenze liegen. Es wäre daher zu erwarten, dass der Stoff wenigstens sporadisch nachzuweisen wäre. Das Fehlen dieser Positivbefunde deutet darauf hin, dass es vergleichsweise geringe Ablaufkonzentrationen in Schleswig-Holstein gibt.

**Tabelle 42: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Terbutylazin (keine Stoffgruppe).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)	0,020 (- 0,071)		<b>I: &lt; 0,10</b> <i>n</i> = 0/59	<b>n.d.</b> (< 0,023) <sup>5</sup>	Loos et al. 2013; Ivašević 2006; Köck-Schulmeyer et al. 2013
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>R: &lt; 0,10</b> <i>n</i> = 0/51		
Ablauf	< 0,034 0,020 (- 0,115)		<b>I-NK: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/58	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0047 (. 2,411)		<b>I-VF: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/59		
			<b>R: &lt; 0,02</b> <i>n</i> = 0/52		
Klärschlamm			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42	<b>n.d.</b> (< 0,005) <sup>5</sup>	
<i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]			<b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51		
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	(0)		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.4.13 Terbutryn

#### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Terbutryn zählt zur Stoffklasse der Triazine und wird als Algizid in Dispersionsfarben und Putzen eingesetzt. Es wird außerdem als Herbizid zur Vorauflauf-Anwendung gegen Unkräuter und Ungräser im Wintergetreide-, Zuckerrohr- und Sonnenblumenanbau, zur Nachauflauf-Anwendung im Maisanbau und in Kombination mit Terbutylazin zur Anwendung im Erbsen- und Kartoffelanbau verwendet. Terbutryn wird auch gegen Algen und Wasserpflanzen in Wasserstraßen, Reservoirs und Fischteichen genutzt. Die Substanz hemmt die Photosynthese in dem sie störend am Photosystem II einwirkt.

Seit 1997 ist Terbutryn als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln in Deutschland verboten, seit 2003 in der gesamten EU. Als Biozid (etwa in Dispersionsfarben) ist Terbutryn jedoch weiterhin zugelassen (Kahle und Nöh 2009).

*Eliminationsmechanismen*

Terbutryn weist eine hohe Umweltpersistenz auf. Zudem deutet der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von  $\log k_{ow} = 3.65$  auf die mögliche Gefahr der Bioakkumulation hin. Demnach reichert sich die Substanz bevorzugt im Fettgewebe von Organismen oder im Sediment an. Der Wirkstoff ist in Wasser gut löslich sowie stabil gegenüber Hydrolyse. Der Abbau in Wasser erfolgt relativ langsam. Für Terbutryn konnte in aeroben Standversuchen mit Belebtschlamm vor allem das Transformationsprodukt Terbutryn-Sulfoxid beobachtet werden, das auch im Ablauf von Kläranlagen und in Gewässern nachgewiesen wurde (Luft et al. 2014).

**Tabelle 43: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Terbutryn (Stoffgruppe I).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	< 0,40 0,060 (0,026-2,00) < 0,16 0,055-0,271		<b>I: 0,050</b> (0,025-0,825) <i>n</i> = 27/59  <b>R: 0,043</b> (0,025-0,250) <i>n</i> = 18/51	<b>n.d.</b> (< 0,023) <sup>5</sup>	Sacher et al. 2014; Rößler et al. 2018; Luft et al. 2014; Mailler et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	< 0,26 0,040-0,119		<b>I-NK: 0,044</b> (0,010-0,169) <i>n</i> = 52/58  <b>I-VF: 0,043</b> (0,005-0,206) <i>n</i> = 53/59  <b>R: 0,010</b> (0,005-0,100) <i>n</i> = 52/52	<b>0,002</b>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]			<b>I: 0,062</b> (0,061-0,102) <i>n</i> = 3/42  <b>R: 0,013</b> (0,013-0,130) <i>n</i> = 16/51	<b>0,002</b>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	(0 bis 56)		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

*Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Die von Sacher et al. 2014 bei der Untersuchung von Kläranlagen in Baden-Württemberg (2012-2013) festgestellten maximalen Zu- und Ablaufkonzentrationen von 0,40 und 0,26 µg/L weisen darauf hin, dass der Stoff nicht in der mechanisch-biologischen Behandlung zurückgehalten wird. Auch die Ergebnisse dieser Studie legen nahe, dass kein (nennenswerter) biologischer Abbau und keine Sorption am Belebtschlamm stattfindet. Rößler et al. (2018) haben im Zulauf von ebenfalls baden-württembergischen Kläranlagen (2014 bis 2016) Konzen-



trationen von 0,06 (0,026 bis 2,00) µg/L nachgewiesen. Bei der Untersuchung von Rohabwasser aus vier Kläranlagen (Deutschland) stellen Luft et al. (2014) Konzentrationen von 0,055 bis 0,271 µg/L fest. Für den Ablauf der gleichen Kläranlagen weisen sie Konzentrationen von 0,040 bis 0,119 µg/L nach. Die Eliminationsrate variiert demnach zwischen 0 und 56 %. Gasperi et al. (2008) konnten im Mischwassersystem von Paris während Trockenwetter kein Terbutryn nachweisen (< 0,06 µg/L). Bei Regenwetter stellten sie maximale Konzentrationen von 0,16 µg/L fest.

Generell liegen die im Intensiv- und Routine-Messprogramm nachgewiesenen Zulaufkonzentrationen in der gleichen Größenordnung, wie die Referenzwerte. Im Rahmen des Routine-Messprogramms konnte Terbutryn im Rohabwasser allerdings lediglich in Kropp ganzjährig nachgewiesen werden. Unter Berücksichtigung der Ablaufkonzentrationen ergibt sich für diese Anlage eine mittlere Eliminationsrate von 44 %. Aufgrund fehlender Positivbefunde im Zulauf bei den anderen Kläranlagen kann für diese keine Eliminationsrate bestimmt werden.

Der Anteil der Positivbefunde liegt für die Ablaufproben deutlich höher als im Zulauf. Das ist vermutlich mit der unterschiedlichen Bestimmungsgrenze zu begründen (Zulauf: 0,10, Ablauf 0,02 µg/L). Dies lässt vermuten, dass auch im Zulauf höhere Stoffkonzentrationen vorhanden sein könnten, allerdings aufgrund der höheren Bestimmungsgrenze nicht nachgewiesen werden können. Sehr wahrscheinlich vorhandene Stoffkonzentration in dem Wertebereich zwischen beiden Bestimmungsgrenzen werden daher nicht im Zulauf, aber im Ablauf erfasst. Auf Basis dieser Betrachtung erfolgt die Zuordnung zur Stoffgruppe I.

#### 5.4.14 Triclosan

##### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Triclosan ist ein antibakterielles und antimykotisches Mittel und wird als Biozid im hygienischen Bereich zur Desinfektion (in Arztpraxen und Krankenhäusern) verwendet. Zugleich kommt es in Kosmetikartikeln (Zahnpasta, Deodorant u. dgl.) und Haushaltsreinigern zum Einsatz.

##### *Eliminationsmechanismen*

Triclosan ist sehr lipophil ( $\log k_{ow} = 4,76$ ) und neigt daher zur Sorption und zur Bioakkumulation. Die hohe Sorptionsaffinität wird auch durch den hohen Sorptionskoeffizienten ( $k_d = 3890$  bzw.  $19953 \text{ L/kg TS}$ , Papageorgiou et al. 2016; Hyland et al. 2012) bestätigt. Der Wirkstoff kann durch Photolyse, nicht aber durch Hydrolyse eliminiert werden (Singer et al. 2002).

Wie Singer et al. (2002) ausführen, werden 79 % der Zulauffracht zu einer mechanisch-biologischen Kläranlage im Belebungsbecken abgebaut, 15 % sorbieren am Belebtschlamm und werden mit dem Klärschlamm entfernt. 6 % der ursprünglichen Fracht gehen mit dem Ablauf an die Vorflut. Daraus resultiert eine Eliminationsrate von 94 %. Andere Untersuchungen gehen davon aus, dass der größte Anteil (64 %) infolge von Sorption (an Primär- und Überschussschlamm) eliminiert wird (Lozano et al. 2013). Sie verweisen auf die hohe Konzentration im Klärschlamm von 16,1 mg/kg TR.

##### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie belegen, dass die Sorption der wesentliche Mechanismus zur Entfernung von Triclosan ist. Diese Beobachtung deckt sich mit den Befunden von Lozano et al. (2013). Im Kläranlagenablauf von sechs Kläranlagen (Belebungsanlagen) der Schweiz haben Singer et al. (2002) Konzentrationen von 0,042 bis 0,213 µg/L (entsprechend einer Fracht von 0,030 bis 0,210 mg/(EW\*d)) bestimmt. Sacher et al. (2014) konnten in badenwürttembergischen Kläranlagenzu- (< 0,50 µg/L) und -abläufen (< 0,25 µg/L) kein Triclosan nachweisen. Die in vorliegender Studie festgestellten Zulauf-Konzentrationen sind vergleichsweise niedrig. Dieses ist vermutlich auf den hohen Anteil von Trennkanalisation der unter-

suchten Kläranlagen und der daraus folgenden Verdünnung mit Fremdwasser zurückzuführen. Ähnliches konnte für viele Arzneistoffe beobachtet werden (vgl. Abs. 5.3.13). Demzufolge sind auch die Ablaufkonzentrationen vergleichsweise gering, da die Eliminationsraten (im Mittel 93 %) ebenfalls vergleichbar sind.

Es wird praktisch die gesamte zugehende Stofffracht im Klärschlamm gebunden, was den hohen Sorptionskoeffizienten entspricht. Es erfolgt daher die Zuordnung zur Stoffgruppe II.

**Tabelle 44: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Triclosan (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	< 0,50		<b>I: 0,300</b> (0,025-0,823) <i>n</i> = 52/59  <b>R: 0,140</b> (0,033-1,206) <i>n</i> = 51/51	<b>0,027</b>	Lozano et al. 2013; Singer et al. 2002; Sacher et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,042-0,213 < 0,25	0,030-0,210	<b>I-NK: 0,026</b> (0,001-0,039) <i>n</i> = 44/58  <b>I-VF: 0,019</b> (0,005-0,026) <i>n</i> = 12/59  <b>R: 0,014</b> (0,0005-0,150) <i>n</i> = 52/52	<b>0,003</b> (0,002-0,003)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	16,1		<b>I: 0,668</b> (0,135-19,55) <i>n</i> = 42/42  <b>R: 0,525</b> (0,010-2,13) <i>n</i> = 51/51	<b>0,029</b> (0,014-0,044)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	94		93 (20-99)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### 5.4.15 Bewertung der Ergebnisse

Wie eine Zusammenstellung der Ergebnisse (Tabelle 45) zeigt, konnten die zur Anwendung zum Schutz von Außenfassaden zugelassenen Wirkstoffe (Diuron und Terbutryn) in einem großen Teil der Proben nachgewiesen werden. Sie werden permanent aus dem Einzugsgebiet in die Entwässerungssysteme eingetragen und führen daher zu einer quasi-ständigen Belastung der Kläranlagen. Beide Stoffe werden nicht vollständig zurückgehalten und auch nicht nennenswert im Klärschlamm aufkonzentriert.

Tabelle 45: Zusammenstellung der Ergebnisse für die untersuchten Pflanzenschutzmittel.

Name	Art	Applikation	Applikationszeit	Zulassung?	Anteil der Positivbefunde oberhalb BG [%] <sup>1</sup>						Eliminationsrate [%] <sup>2</sup>	
					Zulauf		Ablauf			Klärschlamm		
					I	R	I-NK	I-VF	R	I		R
<b>Aclonifen</b>	Diphenylether-Herbizide	Kartoffeln, Sonnenblumen, Ackerbohnen, Erbens	Vorauflauf (Frühjahr)	ja	0	0	0	0	0	0	2	n.d.
<b>Bifenox</b>	Diphenylether-Herbizide	Getreide und Raps	Nachauflauf (Herbst)	ja	0	0	0	0	0	0	2	n.d.
<b>Cybutryn</b>	Herbizid und Pestizid	Antifouling und Fassaden	ganzjährig	verboten seit 2016/2011	0	0	0	0	0	0	0	n.d.
<b>Cypermethrin</b>	Insektizid	Repellent in Tierzucht; Pflanzen- und Holzschutz	ganzjährig	ja	0	0	0	0	2	2	0	n.d.
<b>Dichlorvos</b>	Insektizid	Schädlingsbekämpfung	ganzjährig	verboten seit 2007	0	0	0	0	4	0	0	n.d.
<b>Dicofol</b>	Akarizid	Milbenbefall im Obst- und Gemüsebau	ganzjährig	verboten seit 2008	14	0	2	0	0	0	0	n.d.
<b>Diuron</b>	Totalherbizid	Gleisanlagen etc. (verboten) und Außenfassaden (zugelassen)	ganzjährig	verboten als PSM seit 2000	0	8	39	39	60	0	0	n.d.
<b>Glyphosat</b>	Breitbandherbizid	Ackerbau (v.A. Mais, Raps, Getreide), urbane Vegetation	Vorauflauf (Frühjahr) und Sikkation (Herbst)	ja	100	100	100	100	100	100	100	77
<b>Imidacloprid</b>	Insektizid (Neonicotinoid)	Rüben, Getreide, Kartoffeln, Mais	ganzjährig	verboten im Freiland seit Ende 2018	47	25	100	100	100	0	0	n.d.
<b>Isoproturon</b>	Herbizid	v.A. Getreide	Vorauflauf (Frühjahr) und Nachaufl. (Herbst)	verboten seit Ende 2017	15	6	38	39	77	0	0	n.d.
<b>Quinoxifen</b>	Fungizid	Mehltau	Wachstumsperiode	verboten seit April 2019	0	0	0	0	2	0	0	n.d.
<b>Terbuthylazin</b>	Herbizid	v.A. Mais	Vorauflauf (Frühjahr)	ja	0	0	0	0	0	0	0	n.d.
<b>Terbutryn</b>	Algizid	Dispersionsfarben (Außenfassaden); Pflanzenschutz	ganzjährig	als PSM verboten seit 1997	46	35	90	90	100	7	31	n.d.
<b>Triclosan</b>	Biozid	Desinfektionsmitteln, Kosmetika etc.	ganzjährig	ja	88	100	76	2	100	100	100	93

<sup>1</sup> Der Anteil der Positivbefunde der Zulaufproben ist häufig geringer als für den Ablauf, da unterschiedliche Bestimmungsgrenzen (BG) angewendet werden. Dieser Umstand führt zu einem systematischen Fehler, der insbesondere dann relevant ist, wenn die tatsächlichen Stoffkonzentrationen im Bereich zwischen beiden BG liegt. Der Anteil der Positivbefunde bezieht auf: I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm).

<sup>2</sup> Angegeben ist der Medianwert aller Ergebnisse aus dem Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 11).

Von den in der Landwirtschaft derzeit zugelassenen Pflanzenschutzmitteln ist nur ein Teil in einem Großteil der Proben nachweisbar (Glyphosat, Imidacloprid, Isoproturon). Dass die anderen Wirkstoffe, die ebenfalls überwiegend in der Landwirtschaft eingesetzt werden und im Zeitraum der Messkampagnen zugelassen waren (Aclonifen, Bifenox, Quinoxifen, Terbuthylazin) nicht nachweisbar sind, kann an den geringen Einsatzmengen, guter biochemischer Umsetzung im Boden, zu hohen Bestimmungsgrenzen oder einer geringen Mobilität dieser Stoffe liegen. Grundsätzlich sollte ein Eintrag von Pflanzenschutzmitteln ins Trennsystem nur indirekt über das Fremdwasser (Sickerwasser oder Niederschlagswasser infolge nasser oder trockener Deposition) möglich sein.

Die unterschiedlichen Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten sowie Wasserlöslichkeiten deuten darauf hin, dass im Rohabwasser überwiegend Stoffe mit geringer Sorptionsneigung und hoher Wasserlöslichkeit vorzufinden sind (Tabelle 46), die indes nicht zur Bioakkumulation und damit nicht zu einer Anreicherung in der Nahrungskette neigen. Letzteres wäre auch als

ein Indiz dafür zu werten, dass die nachgewiesenen Pflanzenschutzmittel nicht über Lebensmittel, sondern überwiegend mit Fremdwasser in die Entwässerungssysteme eingetragen werden.

**Tabelle 46: Nachweisbarkeit von Pflanzenschutzmittel in Abhängigkeit des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und Wasserlöslichkeit (WL).**

Nachweisbare Pflanzenschutzmittel	log $k_{ow}$ [-]	WL [g/L]
Glyphosat	-3,40	10,1
Imidacloprid	0,33	0,51
Isoproturon	2,87	0,07
Nicht nachweisbare Pflanzenschutzmittel		
Aclonifen	4,04	0,0014
Bifenox	4,48	0,00035
Quinoxifen	4,66	0,047
Terbuthylazin	3,06	0,005

Die im Untersuchungszeitraum nicht mehr zugelassenen Wirkstoffe (Cybutryn, Dichlorvos, Dicofol) konnten nur sporadisch nachgewiesen werden. Die Nachweise von Dicofol erfolgten fast ausschließlich in Kropp während des Intensiv-Messprogramms, als möglicherweise Restbestände des seit 2008 verbotenen Akarizids verbraucht oder entsorgt wurden.

Eine qualitative Bewertung der Frachten und der Eliminationsleistung der Kläranlagen (Tabelle 47) zeigt, dass nur wenige der untersuchten Pflanzenschutzmittel nachgewiesen werden konnte. Das kann einerseits daran liegen, dass die Bestimmungsgrenzen im Rahmen dieser Studie zu hoch waren oder das entsprechende Stoffe nicht vorhanden sind. Es fehlen für den Großteil der hier berücksichtigten Stoffe entsprechende Referenzuntersuchungen, die es erlauben würden, dieses zu prüfen. Generell ist davon auszugehen, dass bei einer Entwässerung im Mischsystem deutliche höhere Stofffrachten eingetragen werden. Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf Trennsysteme und sind vielleicht aus diesem Grund relativ moderat.

Es ist jedenfalls augenfällig, dass die emittierten Pflanzenschutzmittel (wenn sie nachweisbar sind) gänzlich den Gruppen I oder III (vgl. Abs. 5.1) zuzurechnen sind. Diese Gruppen zeichnen sich durch eine geringe biologische Abbaubarkeit und eine nicht relevante Sorption aus, werden also kaum in der konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung zurückgehalten. Ähnliches dürfte für das Abbau- und Verlagerungsverhalten bei landwirtschaftlicher Anwendung gelten.

Als einzige Substanz aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel konnte Glyphosat in allen Proben nachgewiesen werden. Dieses ist auf unterschiedliche Ursachen zurückzuführen. Einerseits gilt Glyphosat als das in Deutschland am meisten eingesetzte Herbizid. Aufgrund der hohen Persistenz und der hohen Mobilität gelangt es offenbar auch im urbanen Umfeld mit Niederschlagswasser in die Entwässerungssysteme. Deutliches Anzeichen für den Eintrag aus der landwirtschaftlichen Anwendung in die (urbanen) Entwässerungssysteme ist der Anstieg der Konzentrationen im Frühjahr, wenn Glyphosat in der Voraufanwendung zur Unterdrückung von Unkräutern ausgebracht wird (vgl. Abs. 8.1.3, Abbildung 62). Dennoch lässt sich ganzjährig eine Grundlast erkennen, die nicht unmittelbar mit einer landwirtschaftlichen Nutzung zur Deckung zu bringen ist. Es ist möglich, dass infolge einer atmosphärischen Deposition der Wirkstoff auch in urbane Einzugsgebiete eingetragen wird und auf diese Weise zu einer ganzjährigen Immission führt. Die Anwendung zur (ganzjährigen) urbanen Vegetationskontrolle trägt sicher ebenfalls dazu bei. Unklar ist, wie groß der Anteil ist, der mit Lebensmittel

aufgenommen und unverändert ausgeschieden wird. Überraschenderweise liegen zum Vorkommen von Glyphosat im Abwasser und zu dessen Rückhalt in Kläranlagen sehr wenige Vergleichsstudien vor. Hier wird dringender Forschungsbedarf gesehen.

**Tabelle 47: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die Gruppe der Pflanzenschutzmittel im Vergleich zur gesamtdeutschen Situation.**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung/ Eintragspfade	Zulaufbelastung <sup>1</sup>	emittierte Stofffracht <sup>1,2</sup>	Eliminationsleistung <sup>1</sup>	Stoffgruppe <sup>3</sup>
Aclonifen	Herbizid (Pflanzenschutzmittel)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Bifenox	Herbizid (Pflanzenschutzmittel)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cybutryn (Irgarol)	Herbizid/ Pestizid (Antifouling und Fassaden - verboten seit 2016/ 2011)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cypermethrin	Insektizid (Anwendung als Pflanzenschutz- und Holzschutzmittel)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dichlorvos	Insektizid (Schädlingsbekämpfung)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dicofol	Akarizid (gegen Milbenbefall im Obst- und Gemüsebau)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diuron	Herbizid (Pflanzenschutzmittel)	n.d.	gering	n.d.	I
Glyphosat	Herbizid (Pflanzenschutzmittel)	n.d.	gering	n.d.	III
Imidacloprid	Insektizid (Neonicotinoid)	gering	hoch	unauffällig	n.d.
Isoproturon	Herbizid (v.a. Getreideanbau) - verboten seit 2017	sehr gering	gering	n.d.	I
Quinoxifen	Fungizid (gegen Mehltau)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Terbuthylazin	Herbizid (meist als Voraufbau-Herbizid im Maisanbau)	n.d.	gering	n.d.	n.d.
Terbutryn	Algizid (in Dispersionsfarben) - als PSM seit 2002 nicht mehr zugelassen	sehr gering	gering	n.d.	I
Triclosan	Biozid (Desinfektionsmitteln, Kosmetika etc.)	n.d.	sehr gering	unauffällig	II

<sup>1</sup> Die Bewertung erfolgt im Vergleich zu den bei den Einzelergebnissen angegebenen Referenzwerten (Konzentrationen und Frachten). Maßgebend ist der Anteil der (für Deutschland relevanten) Referenzwerte, die über den Ergebnissen dieser Studie liegen. Es gilt bei 0 bis 10%: "sehr gering"; 11 bis 33 %: "gering"; 33 bis 66 %: "unauffällig"; 67-90%: "hoch"; 90 bis 100: "sehr hoch". Liegt nur ein Referenzwert vor, so erfolgt eine Bewertung analog auf Basis der prozentualen Abweichung der in dieser Studie ermittelten Werte. Da auf Basis dieser Einordnung keine Berücksichtigung der jeweiligen Probenanzahl und der Probennahmestrategie erfolgen kann, bleibt die Bewertung qualitativ.

<sup>2</sup> Im Kläranlagenablauf. <sup>3</sup> Gem. Abs. 5.1, Tabelle 12.

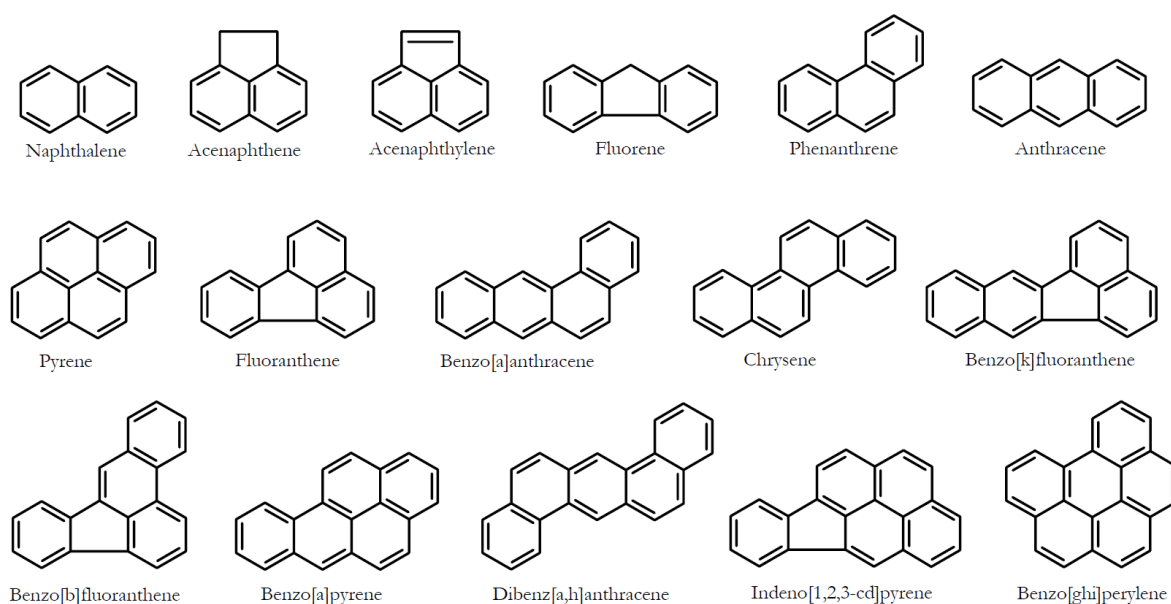
## 5.5 PAKs

### 5.5.1 Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind reine Kohlenwasserstoffverbindungen, die aus zwei oder mehr kondensierten Benzolringen bestehen. Die Gruppe umfasst mehrere hundert Einzelverbindungen. PAK treten i. d. R. als Gemisch mehrerer Einzelkomponenten auf.

Besonders die höhermolekularen PAK mit vier und mehr Benzol-Ringen sind in Wasser praktisch unlöslich. PAK haben hohe Feststoffaffinität und sind z. T. hochtoxisch, karzinogen, mutagen sowie reproduktionstoxisch. Der Siedepunkt der PAK liegt bei 300–500 °C und der Dampfdruck (bei 20 °C) zwischen  $10^{-2}$  bis  $10^{-8}$  Pa. PAK sind feste, meist farblose Verbindungen. Einige Vertreter zeigen eine ausgeprägte Fluoreszenz im UV-Licht. Sie sind lipophil, ihre Löslichkeit in Wasser ist zwar sehr gering (z. B. Benzo[a]pyren 3 µg/l, Benzo[ghi]perylene 0,26 µg/l), jedoch können sie durch Detergenzien solubilisiert werden. Typische Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten liegen im Bereich von  $\log k_{ow} = 10^3$  bis  $10^8$  (Tabelle 48). Mit zunehmender Anzahl der Benzol-Ringe, nimmt die Lipophilie zu. Folglich neigen PAK mit vielen Benzol-Ringen zur Bioakkumulation und zur Sorption an organischen Matrices.

Die Liste der *Environmental Protection Agency* (EPA) für *Priority Pollutants* führt 16 PAK (PAK<sub>16</sub>)<sup>6</sup>. Die Auswahl dieser 16 PAK erfolgte aufgrund ihrer Eigenschaften, da sie akut toxisch und chemisch leicht nachzuweisen sind, ein breites Spektrum der möglichen Strukturen umfassen und zudem häufig in Gewässern gefunden wurden. Zu diesen 16 PAK gehören sechs niedrigmolekulare 2- und 3-Ring-Verbindungen mit etwas höherer Wasserlöslichkeit sowie je vier 4- und 5-Ring- und zwei 6-Ring-Verbindungen (Abbildung 8, Tabelle 48).



**Abbildung 8: Struktur der untersuchten PAK<sub>16</sub> (verändert aus Lundstedt 2003, Fig. 1).**

<sup>6</sup> S. Fußnote 3.

**Tabelle 48: Zusammenstellung der wichtigsten Eigenschaften der untersuchten PAK<sub>16</sub> (ergänzt aus Mackay und Shiu 1992).**

PAK	n <sup>1</sup>	Mol- masse M [g/mol]	Wasserlös- lichkeit [mg/L]	Partial- druck $p_P$ [Pa]	log $K_{ow}$ [-]
<b>Naphtalin</b>	2	128	31	$1,0 \cdot 10^2$	3,37
<b>Acenaphthylen</b>	3	152	16	$9,0 \cdot 10^{-1}$	4,00
<b>Acenaphthen</b>	3	154	3,8	$3,0 \cdot 10^{-1}$	3,92
<b>Fluoren</b>	3	166	1,9	$9,0 \cdot 10^{-2}$	4,18
<b>Phenanthren</b>	3	178	1,1	$2,0 \cdot 10^{-2}$	4,57
<b>Anthracen</b>	3	178	0,045	$1,0 \cdot 10^{-3}$	4,54
<b>Pyren</b>	4	202	0,130	$6,0 \cdot 10^{-4}$	5,18
<b>Fluoranthen</b>	4	202	0,260	$1,2 \cdot 10^{-3}$	5,22
<b>Benzo[a]anthracen</b>	4	228	0,011	$2,8 \cdot 10^{-5}$	5,91
<b>Chrysen</b>	4	228	0,006	$5,7 \cdot 10^{-7}$	5,91
<b>Benzo[b]fluorathen</b>	5	252	0,0015		5,80
<b>Benzo[k]fluoranthen</b>	5	252	0,0008	$5,2 \cdot 10^{-8}$	6,00
<b>Benzo[a]pyren</b>	5	252	0,0038	$7,0 \cdot 10^{-7}$	5,91
<b>Dibenzo[ah]anthracen</b>	6	278	0,0006	$3,7 \cdot 10^{-10}$	6,75
<b>Indeno[1,2,3-cd]pyren</b>	6	276	0,00019		6,50
<b>Benzo[ghi]perylen</b>	6	276	0,00026	$1,4 \cdot 10^{-8}$	6,50

<sup>1</sup> n gibt die Anzahl der Benzol-Ringe an.

Neben natürlichen Quellen wie Pflanzen, Bakterien sowie Waldbränden, Vulkanismus etc., entstammt das größte Quantum an PAK anthropogenen Quellen. Als Hauptemittenten gelten die Hüttenindustrie, Müllverbrennung, Kleinf Feueranlagen des Hausgebrauchs (Öfen, Kamine) und insbesondere unvollständige Verbrennungsprozesse fossiler Energieträger in Kraftwerken, sowie Diesel- und Ottomotoren. Aber auch der Abrieb von Gummiprodukten, allen voran der Reifenabrieb, im Verkehr ist eine Quelle von PAK-Emissionen mit nennenswerter Relevanz, da bei der Herstellung der PKW- und LKW-Reifen häufig hocharomatische Extenderöle als Weichmacher zum Einsatz kommen, welche hohe PAK-Gehalte aufweisen. Die an Staub- oder Rußpartikel gebundenen PAK gelangen durch Selbige in die Atmosphäre, wo sie aufgrund ihrer Langlebigkeit über sehr große Strecken transportiert werden können. Folglich sind sowohl feuchte als auch trockene Deposition Ursachen für den Eintrag in die Oberflächengewässer und ggf. in die Abwasserkanäle. Die Kontamination von Böden und versiegelten urbanen Flächen führt insbesondere nach starken Regenereignissen zu Belastungen der Kläranlagenzuläufe (Spülstoßeffekt). Wie Fuchs et al. (2010) nachweisen, haben die atmosphärischen Einträge in die Gewässer die größte Bedeutung im Vergleich zu industriellen und gewerblichen Punktquellen sowie Kläranlageneinleitungen.

## 5.5.2 Eliminationsmechanismen

### *Biologischer Abbau und Sorption*

PAK werden aerob von Bakterien (*Pseudomonas* und *Basidiomyceten*), Hefen und höheren lignolytischen Pilzen (*Phanaerochaete* und *Pleurotus*) metabolisiert. Der Abbau von 2- bis 4-Ring-PAK wird, in den meisten Fällen durch Dioxygenasen, unter Bildung von toxikologisch unbedenklichen cis-Dihydrodiolen, eingeleitet. Nach der Ringspaltung werden unter Abspaltung von C1-, C2- und C3-Teilstücken Hydroxycarbonsäuren gebildet und nach Decarboxylierung kann der nächste Ring angegriffen werden. Auf diese Weise ist ein vollständiger Abbau von PAK möglich. Maßgeblich für den Abbau von PAK durch Bakterien in Wasser bzw. Abwasser sind die Anzahl der Benzol-Ringe, die Struktur der Moleküle und die durch ihre Wasserlöslichkeit bedingte Bioverfügbarkeit (vgl. Tabelle 48).

Durch Sorption an Sedimentpartikeln wird jedoch die Bioverfügbarkeit verringert. Je höher kondensiert die PAK sind, desto stärker neigen sie zur Sorption. Die Tendenz zur Sorption bei den PAK nimmt mit steigender Ringzahl zu. Nur Naphthalin zeigt ein hiervon abweichendes Verhalten. Naphthalin mit nur zwei Ringen und guter Wasserlöslichkeit wird schnell und vollständig abgebaut. Moleküle mit mehreren Ringen, wie Benzo[a]pyren oder Perylen mit fünf Ringen, sind nur langsam abbaubar, wohingegen für höher kondensierte PAK der Abbau bisher als nicht gesichert gilt. Die Stoffwechselprodukte der höhermolekularen PAK sind teilweise selbst toxisch. Die PAK werden daher je nach spezifischen Eigenschaften der Substanzen den Stoffgruppen II, III oder IV zugeordnet.

Eine Verbesserung der Bioverfügbarkeit kann häufig eine Solubilisierung durch Zusatz von Detergenzien herbeiführen. Hohe Temperaturen erhöhen zudem die Bioverfügbarkeit von hydrophoben Schadstoffen durch eine Erhöhung von Löslichkeit, Diffusion und Reaktionsrate.

### *Abiotische Prozesse*

Zu den wichtigsten abiotischen Abbauprozessen zählen Hydrolyse, Redoxreaktionen und Photolyse, die allerdings nur in den obersten Millimetern der Wasseroberfläche möglich ist. Für Pyren und Anthracen wird in Wasser bei vollem Sonnenlicht eine Lebensdauer von ca. 1 h angegeben. Besonders wichtig für den Abbau sind im Wasser die Hydroxyl-Radikale (OH). Für die Abwasserreinigung spielen allerdings diese abiotischen Prozesse keine nennenswerte Rolle (vgl. Abs. 2.2.4).

Einzig die Strippung in der Nitrifikationszone des Belebungsbeckens (vgl. Abs. 2.2.3) kann einen nennenswerten Beitrag zur Elimination einiger PAK leisten (Byrns 2001; Lee et al. 1998). Für die in dieser Studie festgestellten Konzentrationen (Medianwerte) wurden die Luft-Wasser-Verteilungskoeffizienten  $k_{aw}$  (Tabelle 49) ermittelt. Diese liegen allerdings für fast alle PAK in einem Bereich, für den Strippung vernachlässigbar ist ( $k_{aw} < 3 \times 10^{-3}$  nach Margot 2015). Einzig Naphtalin ( $k_{aw} = 2,1$ ) wird demnach im nennenswerten Umfang gestrippt. Für Acenaphthylen ( $k_{aw} = 1,4 \times 10^{-3}$ ) und Acenaphthen ( $k_{aw} = 3,8 \times 10^{-3}$ ) wäre Strippung in nennenswerten Umfang zu erwarten, wenn die Konzentration im Einzelfall moderat ist.



**Tabelle 49: Zusammenstellung der Luft-Wasser-Verteilungskoeffizienten  $k_{aw}$  für die PAK<sub>16</sub>.**

$c_w$  ist die im Routine-Messprogramm ermittelte Konzentration im Rohabwasser (Medianwerte, vgl. Anhang 10).  $k_{aw}$  ist der Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient für diese Konzentrationen (berechnet nach Formel 7, vgl. Abs. 2.2.3 für  $T = 293,15$  K, Stoffkennwerte in Tabelle 48);  $c_{w,max}$  gibt die maximale Konzentration an, bis zu der die Strippung nach Margot 2015 relevant ist (berechnet für  $k_{aw} = 3,0 \times 10^{-3}$ ).

PAK	$c_w$ [µg/L]	$k_{aw}$ [-]	$c_{w,max}$ [µg/L]
Naphtalin	0,150	$2,1 \cdot 10^0$	1,751
Acenaphthylen	0,040	$1,4 \cdot 10^{-3}$	0,019
Acenaphthen	0,005	$3,8 \cdot 10^{-3}$	0,006
Fluoren	0,010	$6,1 \cdot 10^{-4}$	0,002
Phenanthren	0,130	$1,1 \cdot 10^{-5}$	0,0005
Anthracen	0,010	$7,3 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$
Pyren	0,050	$9,9 \cdot 10^{-17}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
Fluoranthen	0,050	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-5}$
Benzo[a]anthracen	0,020	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$8,7 \cdot 10^{-7}$
Chrysen	0,030	$1,8 \cdot 10^{-9}$	$1,8 \cdot 10^{-8}$
Benzo[b]fluorathen	0,010		
Benzo[k]fluoranthen	0,003	$1,8 \cdot 10^{-9}$	$1,8 \cdot 10^{-9}$
Benzo[a]pyren	0,010	$7,2 \cdot 10^{-9}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$
Dibenzo[ah]anthracen	0,010	$4,2 \cdot 10^{-12}$	$1,4 \cdot 10^{-11}$
Indeno[1,2,3-cd]pyren	0,010		
Benzo[ghi]perylen	0,005	$3,2 \cdot 10^{-10}$	$5,3 \cdot 10^{-10}$

### 5.5.3 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie werden für die Gruppe der PAK ausschließlich mit den Ergebnissen von Lambert et al. (2014) verglichen, da diese mit einer identischen Probenahme-strategie insgesamt drei Kläranlagen in Baden-Württemberg beprobt, analysiert und daraus die einwohnerspezifischen Frachten ermitteln haben. Weitere Einzelergebnisse liegen von Fuchs et al. 2018 ebenfalls aus Baden-Württemberg vor.

#### *Acenaphthen*

Acenaphthen hat drei Benzol-Ringe und gilt daher als mäßig biologisch abbaubar und neigt mäßig zur Sorption. Die Zulaufwerte liegen im Bereich der Referenzwerte. Die vermutlich im Ablauf verbleibende Restkonzentration liegt meist unterhalb der Bestimmungsgrenze und damit ebenfalls im Bereich der Referenzwerte. Die Bestimmung einer Eliminationsrate ist bei fehlenden Positivbefunden im Ablauf nicht möglich (vgl. Anhang 11). Die im Klärschlamm nachgewiesenen Konzentrationen sind ebenfalls vergleichbar mit den Referenzwerten.

Es muss berücksichtigt werden, dass insbesondere bei geringen Konzentrationen ein nennenswerter Anteil der Substanz infolge von Strippung (vgl. Abs. 2.2.3) während der Nitrifikation eliminiert werden kann (vgl. Tabelle 49).

**Tabelle 50: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Acenaphthen (Stoffgruppe IV).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,015 (0,003 - 0,033)	0,00272- 0,00485	<b>I: 0,020</b> (0,005-0,350) <i>n</i> = 56/59  <b>R: 0,005</b> (0,003-0,090) <i>n</i> = 38/51	<b>0,0016</b> (0,0013- 0,0020)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0005 (0,0008 - 0,006)	0,00023- 0,00082	<b>I-NK: 0,010</b> <i>n</i> = 1/58  <b>I-VF: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: 0,020</b> (0,010-0,030) <i>n</i> = 5/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,045 (0,025-0,090)		<b>I: 0,020</b> (0,010-0,030) <i>n</i> = 12/42  <b>R: 0,003</b> (0,003-0,020) <i>n</i> = 36/51	<b>0,00026</b> (0,00015- 0,00038)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	96		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Acenaphthylen

Acenaphthylen hat drei Benzol-Ringe, gilt daher als gut biologisch abbaubar und neigt mäßig zur Sorption. Die Zulaufproben weisen vergleichsweise hohe Konzentration und Frachten auf. Viele Konzentrationen im Ablauf basieren auf Messwert-Substitution (vgl. Abs. 3.7.1), die hier in vielen Fällen zu BG/4 angesetzt wurde. Generell scheinen die Konzentrationen im Ablauf im Bereich der Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L) bzw. gerade unterhalb zu liegen. Bezogen auf den Zulauf ergibt sich rechnerisch eine Eliminationsrate von mehr als 80 %.

Damit liegen die Ablaufkonzentration in der gleichen Größenordnung, wie die Referenzwerte. Im Klärschlamm konnte Acenaphthylen nur sporadisch nachgewiesen werden (Bestimmungsgrenze 0,010 µg/L). Die Referenzwert liegen unterhalb dieser Bestimmungsgrenze.

**Tabelle 51: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Acenaphthylen (Stoffgruppe IV).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,00125 (0,00125 - 0,008)	0,00044- 0,00109	<b>I: 0,045</b> (0,005-0,330) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,040</b> (0,005-0,110) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0086</b> (0,0065- 0,0097)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0005 (0,0005 - 0,01)	0,00025- 0,00033	<b>I-NK: 0,003</b> (0,003-0,020) <i>n</i> = 14/58	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
<b>I-VF: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/59					
<b>R: 0,010</b> (0,010-0,010) <i>n</i> = 2/52					
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]	0,025 (0,025-0,083)		<b>I: 0,010</b> (0,003-0,080) <i>n</i> = 9/42	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0011) <sup>5</sup>	
<b>R: 0,035</b> (0,010-0,070) <i>n</i> = 6/51					
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	60		> 80 (17-91)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Anthracen

Die Zulaufbelastung von Anthracen ist vergleichbar mit den Referenzwerten. Im Ablauf konnte der Stoff nur sporadisch nachgewiesen werden. Die Referenzuntersuchung hat Maximalwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L) dieser Studie nachgewiesen. Es scheint vereinzelt zu deutlich erhöhten Emissionen zu kommen. Die im Klärschlamm verbleibende Konzentration ist vergleichsweise gering. Es konnte der Stoff allerdings nicht an allen Proben (Bestimmungsgrenze 0,010 mg/kg TR) nachgewiesen werden, was ebenso auf relativ kleine Frachten im Klärschlamm hinweist. Generell ist aufgrund der Struktur von Anthracen (drei Benzol-Ringe) davon auszugehen, dass ein Teil biologisch abgebaut wird und ein weiterer teils infolge Sorption am Schlamm gebunden wird. Der weitaus größere Teil wird jedoch sorbiert.

**Tabelle 52: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Anthracen (Stoffgruppe IV).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,016 (0,004-0,062)	0,00409- 0,00579	<b>I: 0,020</b> (0,003-0,460) <i>n</i> = 49/59  <b>I: 0,010</b> (0,003-0,120) <i>n</i> = 41/59	<b>0,0012</b> (0,0003- 0,0196)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	n.d. (- 0,001)	0,00010- 0,00023	<b>I-NK: 0,003</b> (0,003-0,010) <i>n</i> = 3/58  <b>I-VF: 0,005</b> (0,003-0,010= <i>n</i> = 3/59  <b>R: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/52	<b>n.d.</b> (< 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]]	0,074 (0,025- 0,210)		<b>I: 0,010</b> (0,003-0,30) <i>n</i> = 24/42  <b>R: 0,005</b> (0,003-0,030) <i>n</i> = 39/51	<b>0,0003</b> (0,0003- 0,0004)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	> 94		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Benzo[a]anthracen

Die Zulaufbelastung von Benzo[a]anthracen ist vergleichbar mit Vergleichsuntersuchungen. Im Ablauf konnte der Stoff nur sehr sporadisch in einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L) nachgewiesen werden. Dieser Befund deckt sich im Allgemeinen mit den Vergleichsergebnissen.

Für Benzo[a]anthracen (vier Benzol-Ringe) ist der Klärschlamm die relevante Senke. Ein biologischer Abbau ist nicht relevant. Bezogen auf die im Routine-Messprogramm bestimmten Frachten wurden fast 66 % des Stoffes im Klärschlamm gebunden. Auffällig ist, dass die Konzentrationen im Klärschlamm der Vergleichsuntersuchung um eine Größenordnung über den Ergebnissen dieser Studie liegen. Die ermittelte Eliminationsrate liegt bei mindestens 50 %. Eine genauere Bestimmung ist aufgrund fehlender Positivbefunden der Ablaufproben nicht möglich.

**Tabelle 53: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[a]anthracen (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,021 (0,0073-0,054)	0,00406- 0,00976	<b>I: 0,040</b> (0,005-0,360) <i>n</i> = 57/59  <b>R: 0,020</b> (0,005-0,070) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0035</b> (0,0033- 0,0040)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	n.d. ( - 0,001)	0,00010- 0,00023	<b>I-NK: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/58  <b>I-VF: 0,010</b> <i>n</i> = 1/59  <b>R: 0,015</b> (0,010-0,200) <i>n</i> = 2/52	<b>n.d.</b> ( < 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d)]	0,210 (0,150-0,297)		<b>I: 0,040</b> (0,003-0,120) <i>n</i> = 42/42  <b>R: 0,020</b> (0,005-0,070) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0023</b> (0,0009- 0,0036)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	> 95		> 50 (33-86)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Benzo[a]pyren

Im Zulauf konnten Konzentrationen und Frachten von Benzo[a]pyren nachgewiesen werden, die vergleichbar mit den Referenzwerten sind. Im Ablauf war der Stoff nur in einem Fall oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L) feststellbar. Die in den Vergleichsuntersuchungen festgestellte maximale Konzentration von 0,001 µg/L lag unterhalb dieser Bestimmungsgrenze.

Mit fünf Benzol-Ringen gilt Benzo[a]pyren als schwer biologisch abbaubar, hat aber eine hohe Sorptionsaffinität. Der Stoff ist daher in (fast) allen Klärschlammproben nachweisbar. Die in dieser Studie festgestellte Konzentration im Klärschlamm liegt deutlich unterhalb denen der Vergleichsuntersuchung. Die Gründe hierfür sind unklar.

**Tabelle 54: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[a]pyren (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,019 (0,006-0,041)	0,00359- 0,00924	<b>I: 0,010</b> (0,003-0,200) <i>n</i> = 50/59  <b>R: 0,010</b> (0,003-0,040) <i>n</i> = 42/51	<b>0,0018</b> (0,0013- 0,0025)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	n.d. ( - 0,001)	0,00010- 0,00023	<b>I-NK: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/58  <b>I-VF: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: 0,070</b> <i>n</i> = 1/52	<b>n.d.</b> ( < 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,210 (0,150-0,550)		<b>I: 0,030</b> (0,003-0,400) <i>n</i> = 37/42  <b>R: 0,020</b> (0,003-0,080) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0008</b> (0,0004- 0,0037)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	> 95		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Benzo[b]fluoranthen

Die festgestellte Zulaufbelastung von Benzo[b]fluoranthen liegt unterhalb der Referenzuntersuchung. Im Ablauf konnte der Stoff nur im Einzelfall nachgewiesen werden. Die Konzentrationen der Vergleichsuntersuchungen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze dieser Studie. Die regelmäßig im Klärschlamm festgestellten Konzentrationen liegen um eine Größenordnung unterhalb der Referenzwerte. Die Gründe hierfür sind unklar.

Als ein PAK mit fünf Benzol-Ringen ist Benzo[b]fluoranthen schwer biologisch abbaubar und neigt sehr stark zur Sorption. Dieses wird durch die vorliegenden Ergebnisse unterstrichen.

**Tabelle 55: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[b]fluoranthen (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,034 (0,013-0,07)	0,00614- 0,01652	<b>I: 0,020</b> (0,003-0,280) <i>n</i> = 56/59  <b>R: 0,010</b> (0,003-0,050) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0025</b> (0,0022- 0,0031)	Fuchs et al. 2018; Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0005 (0,0005-0,02) 0,001	0,00012- 0,00046	<b>I-NK: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/58  <b>I-VF: 0,010</b> <i>n</i> = 1/59  <b>R: 0,070</b> <i>n</i> = 1/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,455 (0,330-0,582)		<b>I: 0,040</b> (0,010-0,140) <i>n</i> = 36/42  <b>R: 0,020</b> (0,005-0,100) <i>n</i> = 49/51	<b>0,0007</b> (0,0007- 0,0047)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	98		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Benzo[ghi]perylen

Die festgestellte Zulaufbelastung ist vergleichsweise gering. Im Ablauf konnte Benzo[ghi]perylen nur vereinzelt nachgewiesen werden. Die Konzentration der Vergleichsuntersuchung liegt jedoch unterhalb der hier verwendeten Bestimmungsgrenze. Die festgestellten Konzentrationen im Klärschlamm liegen um eine Größenordnung unterhalb der Vergleichsuntersuchung. Die Gründe hierfür sind unklar.

Mit sechs Benzol-Ringe gilt Benzo[ghi]perylen als sehr schwer biologisch abbaubar, tendiert aber sehr stark zur Sorption. Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen jedoch an, dass nur etwa ein Viertel der zugehenden Stofffracht im Klärschlamm gebunden ist.

**Tabelle 56: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[ghi]perylen (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,018 (0,005-0,039)	0,00326- 0,00805	<b>I: 0,010</b> (0,003-0,170) <i>n</i> = 50/59  <b>R: 0,005</b> (0,003-0,030) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0016</b> (0,0014- 0,0019)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,00025 (0,00025- 0,0008)	0,00006- 0,00018	<b>I-NK: 0,020</b> <i>n</i> = 1/58	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
<b>I-VF: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/59					
<b>R: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/52					
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,260 (0,180-0,620)		<b>I: 0,040</b> (0,010-0,070) <i>n</i> = 29/42	<b>0,0004</b> (0,0003- 0,0005)	
<b>R: 0,010</b> (0,003-0,070) <i>n</i> = 51/51					
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	99		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Benzo[k]fluoranthen

Die festgestellte Zulaufbelastung ist vergleichsweise gering. Im Ablauf konnte Benzo[k]fluoranthen nur in einem Fall nachgewiesen werden. Die Konzentrationen im Klärschlamm liegen um wenigstens eine Größenordnung unterhalb den Referenzwerten. Die Gründe hierfür sind unklar.

Mit fünf Benzol-Ringen ist die Sorptionsaffinität von Benzo[k]fluoranthen hoch. Folglich findet sich ein Großteil der Zulauffracht im Klärschlamm. Ein biologischer Abbau findet für diese Substanz nicht in einem nennenswerten Umfang statt



**Tabelle 57: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzo[k]fluoranthen (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0105 (0,0043-0,022)	0,00183- 0,00551	<b>I: 0,005</b> (0,003-0,100) <i>n</i> = 49/59  <b>R: 0,003</b> (0,003-0,020) <i>n</i> = 26/51	<b>0,0011</b> (0,0010- 0,0011)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	n.d.	0,00009- 0,00023	<b>I-NK: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/58  <b>I-VF: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: 0,050</b> <i>n</i> = 1/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]	0,120 (0,072-0,159)		<b>I: 0,020</b> (0,010-0,060) <i>n</i> = 25/42  <b>R: 0,010</b> (0,003-0,040) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0009</b> (0,0002- 0,0017)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	95		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Chrysen

Die Zulaufbelastung von Chrysen war im Intensiv-Messprogramm (eine Messwoche) relativ hoch, im Routine-Messprogramm (ganzjährig) jedoch vergleichbar mit der Vergleichsuntersuchung. Im Ablauf konnten nur einzelne Nachweise oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L) erfolgen. Die Konzentrationen der Vergleichsuntersuchung legen nahe, dass Chrysen in Konzentrationen unterhalb der hier angewendeten Bestimmungsgrenze vorliegen.

Die im Klärschlamm in fast allen Proben nachzuweisenden Konzentrationen sind im Mittel etwas niedriger als die in der Literatur angegebenen Referenzwerte. Es wird etwa 30 % der zugehenden Stofffracht im Klärschlamm gebunden. Der überwiegende Rest wird offenbar biologisch umgesetzt, was aufgrund der Struktur von Chrysen mit vier Benzolringen denkbar ist. Die Eliminationsrate beträgt im Mittel mindestens 67 %.

**Tabelle 58: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Chrysen (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,029 (0,01-0,062)	0,00495- 0,01352	<b>I: 0,060</b> (0,005-0,740) <i>n</i> = 57/59  <b>R: 0,030</b> (0,005-0,120) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0056</b> (0,0053-0,066)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0005 (0,0005-0,002)	0,00012- 0,00025	<b>I-NK: 0,010</b> <i>n</i> = 1/58  <b>I-VF: 0,020</b> <i>n</i> = 1/59  <b>R: 0,035</b> (0,010-0,060) <i>n</i> = 2/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,280 (0,220-0,391)		<b>I: 0,095</b> (0,010-0,300) <i>n</i> = 38/42  <b>R: 0,040</b> (0,005-0,400) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0017</b> (0,0014- 0,0069)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	98		> 67 (33-92)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### *Dibenzo[ah]anthracen*

Im Zulauf konnte Dibenzo[ah]anthracen nur sporadisch nachgewiesen werden. Offenbar liegen die Konzentrationen unterhalb der hier zur Anwendung gekommenen Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L), wie es durch die Referenzwerte suggeriert wird. Der für das Intensiv-Messprogramm bestimmte Medianwert (0,006 µg/L) beruht im Wesentlichen auf einer Messwert-Substitution (vgl. Abs. 3.7.1). Es scheint daher wahrscheinlich, dass die tatsächlichen Konzentrationen vergleichbar mit den Referenzwerten sind.

Im Ablauf ist der Stoff bei gleicher Bestimmungsgrenze daher nicht nachweisbar. Auch im Klärschlamm konnte der Stoff nur selten nachgewiesen werden, obschon die Referenzwerte deutlich oberhalb der hier angewandten Bestimmungsgrenze von 0,01 mg/kg TR liegen. Da Dibenzo[ah]anthracen sechs Benzol-Ringe aufweist, erfolgt ein biologischer Abbau sehr langsam. Es wäre daher ein relevanter Anteil im Klärschlamm zu erwarten, der nicht nachgewiesen werden konnte.

**Tabelle 59: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Dibenzo[ah]anthracen (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,003 (0,00125-0,009)	0,00040-0,00173	<b>I: 0,006</b> (0,003-0,020 <i>n</i> = 17/59)  <b>R: 0,010</b> (0,010-0,010) <i>n</i> = 2/51	<b>0,0016</b> (0,0014-0,0018)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	n.d.	0,00009-0,00023	<b>I-NK: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/58  <b>I-VF: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,056 (0,025-0,075)		<b>I: 0,010</b> (0,010-0,010) <i>n</i> = 4/42  <b>R: 0,015</b> (0,010-0,020) <i>n</i> = 2/51	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0011) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	85		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Fluoranthen

Fluoranthen wurde in allen Zulaufproben (Bestimmungsgrenze 0,010 µg/L) nachgewiesen. Die festgestellte Zulaufbelastung ist vergleichbar mit der Referenzuntersuchung. Im Ablauf war bis auf wenige Ausnahmen kein Nachweis möglich. Die Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L) liegt hier oberhalb der in den Vergleichsuntersuchungen festgestellten Konzentrationen, was zu Negativbefunden führt. Die im Klärschlamm festgestellten Konzentrationen liegen um etwa eine Größenordnung unterhalb den Referenzwerten. Die Gründe hierfür sind unklar.

Fluoranthen ist aufgrund seiner Struktur (vier Benzol-Ringe) als mäßig biologisch abbaubar einzustufen. Es wäre daher anzunehmen, dass ein Teil der Differenz zwischen Zulauffracht und Klärschlammfracht durch biologischen Abbau eliminiert wurde. Die Eliminationsrate beträgt mindestens 84 %.

**Tabelle 60: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Flouranthen (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,076 (0,022-0,160)	0,01444- 0,03479	<b>I: 0,110</b> (0,030-0,990) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,050</b> (0,005-0,230) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0109</b> (0,0108- 0,0136)	Lambert et al. 2014; Fuchs et al. 2018
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,003 (0,002-0,005)  0,004	0,00054- 0,00167	<b>I-NK: 0,010</b> <i>n</i> = 1/58  <b>I-VF: 0,020</b> <i>n</i> = 1/59  <b>R: 0,005</b> (0,003-0,030) <i>n</i> = 17/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,585 (0,340-0,701)		<b>I: 0,090</b> (0,005-0,370) <i>n</i> = 42/42  <b>R: 0,060</b> (0,005-0,210) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0028</b> (0,0022- 0,0083)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	96		> <b>84</b> (50-97)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Fluoren

Die Zulaufbelastung ist vergleichbar mit den Referenzwerten. Der Nachweis von Fluoren erfolgte aufgrund der Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L) nur vereinzelt, wie die Konzentration der Vergleichsuntersuchung nahelegen. Der im Schlamm gebundene Anteil ist relativ gering.

Mit drei Benzol-Ringen ist Fluoren relativ gut biologisch abbaubar, neigt aber wenig zur Sorption. Folglich findet sich nur ein geringer Anteil im Klärschlamm. Der Großteil der zugehenden Fracht wird biologisch abgebaut.

**Tabelle 61: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Fluoren (Stoffgruppe IV).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,026 (0,005-0,1)	0,00600- 0,01027	<b>I: 0,030</b> (0,005-0,150) <i>n</i> = 57/59  <b>R: 0,010</b> (0,005-0,080) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0031</b> (0,0023- 0,0038)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,002 (0,001-0,014)	0,00039- 0,00179	<b>I-NK: 0,020</b> <i>n</i> = 1/58  <b>I-VF: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: 0,030</b> <i>n</i> = 1/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,084 (0,025-0,101)		<b>I: 0,020</b> (0,005-0,050) <i>n</i> = 24/42  <b>R: 0,010</b> (0,005-0,030) <i>n</i> = 18/51	<b>0,0005</b>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	92		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### *Indeno[1,2,3-cd]pyren*

Die im Zulauf festgestellten Konzentrationen liegen in der gleichen Größenordnung wie die Referenzuntersuchung. Es ist jedoch auffällig, dass im Intensiv-Messprogramm ein Großteil der Proben (*n* = 57/59) positiv sind; im Routine-Messprogramm lediglich wenige Positivbefunde vorliegen (*n* = 6/51). In beiden Messprogrammen wurde die gleiche Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L) angewendet. Etwa die Hälfte der im Intensiv-Messprogramm verzeichneten Positivbefunde beruhen allerdings auf einer Messwert-Substitution (vgl. Abs. 3.7.1). Aufgrund der sehr hohen Sorptionsaffinität von Indeno[1,2,3-de]pyren mit sechs Benzolringen wäre auch ein Problem mit der Probennahme und -vorbereitung (vgl. Abs. 3.1.1 und 3.2.1) nicht auszuschließen, da sich beide Messprogramme darin unterscheiden (24-Stunden Mischprobe vs. 7-Tages-Mischprobe). Das gleiche Phänomen ist bei Dibenzo[ah]anthracen zu beobachten, dass ebenfalls sechs Benzolringe aufweist. Die sehr hohe Sorptionsaffinität wird auch deutlich, wenn die Zulauffracht aus dem Intensiv-Messprogramm (0,0011 mg/(EW\*d)) mit der im Klärschlamm enthaltenen Fracht (ebenfalls 0,0011 mg/(EW\*d)) verglichen wird.

Die in vorliegender Studie festgestellten Konzentrationen im Klärschlamm liegen um eine Größenordnung unterhalb der Referenzwerte. Die Gründe hierfür sind unklar. Die Ergebnisse der Frachtbilanzierung (Zulauffracht vs. Klärschlammfracht, s.o.) zeigen jedoch, dass die Ergebnisse konsistent sind.

**Tabelle 62: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Indeno[1,2,3-cd]pyren (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,015 (0,005-0,032)	0,00260- 0,00695	<b>I: 0,005</b> (0,003-0,150) <i>n</i> = 57/59  <b>R: 0,010</b> (0,010-0,020) <i>n</i> = 6/51	<b>0,0011</b> (0,0002- 0,0360) <sup>5</sup>	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,00025 (0,00025- 0,0009)	0,00007- 0,00023	<b>I-NK: 0,020</b> <i>n</i> = 1/58  <b>I-VF: &lt; 0,010</b> <i>n</i> = 0/59  <b>R: 0,010</b> <i>n</i> = 1/52	<b>n.d.</b> ( <i>&lt;</i> 0,0022) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,210 (0,150-0,269)		<b>I: 0,020</b> (0,003-0,050) <i>n</i> = 32/42  <b>R: 0,010</b> (0,003-0,050) <i>n</i> = 40/51	<b>0,0011</b> (0,0004- 0,0019)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	98		<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### Naphthalin

Die festgestellten Zulaufkonzentrationen und -frachten sind vergleichsweise hoch. Die emittierte Stofffracht ist hingegen vergleichbar mit den Referenzwerten, was auf eine relativ gute Elimination hinweist. Die mittlere Eliminationsrate beträgt 93 % und liegt damit oberhalb der Referenzwerte.

Naphthalin als einziger Stoff der untersuchten PAK mit nur zwei Benzolringen zeigt ein deutlich anderes Verhalten, als die anderen Stoffe dieser Gruppe. Es neigt nicht zur Sorption, wie dem geringen Anteil des im Klärschlamm gebundenen Anteils zu entnehmen ist. Des Weiteren wird es offenbar nicht vollständig biologisch umgesetzt, wie die im Ablauf meist nachzuweisenden Konzentrationen andeuten. Es ist gerade bei Naphthalin aufgrund des hohen Partialdrucks und der daraus resultierenden geringen Luft-Wasser-Verteilungskoeffizienten  $k_{aw}$  (vgl. Tabelle 49) zu beachten, dass auch ein nennenswerter Anteil infolge Strippung während der Nitrifikation entweichen kann.

**Tabelle 63: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Naphthalin (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,08 (0,0125-0,16)	0,01345- 0,02106	<b>I: 0,170</b> (0,030-0,850) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,150</b> (0,040-2,250) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0331</b> (0,0218- 0,0530)	Fuchs et al. 2018; Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,011 (0,005-0,4)  0,003	0,00570- 0,01122	<b>I-NK: 0,010</b> (0,003-0,080) <i>n</i> = 48/58  <b>I-VF: 0,010</b> (0,003-0,030) <i>n</i> = 44/59  <b>R: 0,011</b> (0,003-0,110) <i>n</i> = 52/52	<b>0,0028</b> (0,0025- 0,0032)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d)]	< 0,200		<b>I: 0,030</b> (0,003-0,260) <i>n</i> = 36/42  <b>R: 0,020</b> (0,005-2,140) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0043</b> (0,0013- 0,0123)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	86		93 (38-100)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### Phenanthren

Phenanthren konnte in allen Proben des Intensiv- und Sonder-Messprogramms nachgewiesen werden. Die Zulaufbelastung ist vergleichsweise hoch. Entsprechend sind im Vergleich zu den Referenzwerten auch leicht erhöhte Ablaufkonzentrationen und -frachten festzustellen. Die Konzentrationen im Klärschlamm weichen deutlich von der Vergleichsuntersuchung ab.

Die Differenz aus Zulauf und der Summe aus Ablauf- und Klärschlammfracht stellt den Anteil dar, der durch biologischen Abbau eliminiert werden muss, da die Strippung für diesen Stoff ausgeschlossen werden kann (vgl. Tabelle 49). Insgesamt werden bis zu 98 % des Stoffes im Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) eliminiert. Die mittlere Eliminationsrate liegt mit 86 % unterhalb der Vergleichsuntersuchung. Als 3-Ring-Benzolring weist Phenanthren eine vergleichsweise hohe Wasserlöslichkeit sowie eine geringe Sorptionsaffinität auf und hat daher eine verhältnismäßig gute Bioverfügbarkeit.

**Tabelle 64: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Phenanthren (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,094 (0,022-0,21)	0,02111- 0,03685	<b>I: 0,240</b> (0,080-1,200) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,130</b> (0,030-0,800) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0310</b> (0,0300- 0,0380)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,006 (0,004-0,014)	0,00126- 0,00335	<b>I-NK: 0,020</b> (0,003-0,160) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 0,010</b> (0,003-0,040) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,020</b> (0,005-0,140) <i>n</i> = 52/52	<b>0,0057</b> (0,0044- 0,0060)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,470 (0,210-0,531)		<b>I: 0,090</b> (0,010-0,400) <i>n</i> = 42/42  <b>R: 0,060</b> (0,010-0,220) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0037</b> (0,0024- 0,0062)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	94		<b>86</b> (50-98)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### Pyren

Die Zulaufbelastung ist vergleichbar mit den Ergebnissen der Referenzwerte. Im Ablauf konnte Pyren nur im (ganzjährigen) Routine-Messprogramm sporadisch nachgewiesen werden, nicht aber im (temporären) Intensiv-Messprogramm. Dieses ist ggf. als ein Hinweis auf ein saisonales Vorkommen dieses Stoffes zu sehen. Die Referenzkonzentrationen im Ablauf liegen unterhalb der in dieser Studie erreichten Bestimmungsgrenze (0,010 µg/L), wodurch die fehlenden Positivbefunde erklärt werden können. Der Stoff wird zu mindestens 83 % aus dem Wasserpfad eliminiert. Dieses deckt sich mit den Ergebnissen der Vergleichsuntersuchung, in der eine Eliminationsrate von 94 % festgestellt wurde.

Pyren weist vier Benzolringe auf, neigt daher zur Sorption und weist eine eingeschränkte Bioverfügbarkeit auf. Eine Elimination infolge Strippung kann ausgeschlossen werden, so dass die Differenz aus Zulauffracht sowie der Summe aus Ablauf- und Klärschlammfracht dem Anteil des biologischen Abbaus entspricht.



**Tabelle 65: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Pyren (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,067 (0,019-0,15)	0,01407- 0,03059	<b>I: 0,090</b> (0,005-0,640) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,050</b> (0,010-0,190) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0113</b> (0,0107- 0,0118)	Lambert et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,004 (0,002-0,006)	0,00064- 0,00193	<b>I-NK: 0,010</b> <i>n</i> = 1/58  <b>I-VF: 0,010</b> <i>n</i> = 1/59  <b>R: 0,008</b> (0,003-0,050) <i>n</i> = 18/52	<b>0,0018</b>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]	0,480 (0,300-0,588)		<b>I: 0,070</b> (0,005-0,250) <i>n</i> = 42/42  <b>R: 0,050</b> (0,005-0,200) <i>n</i> = 51/51	<b>0,0023</b> (0,0019- 0,0061)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	94		> <b>83</b> (50-98)		
<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). <i>n</i> = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).					

### 5.5.4 Bewertung der Ergebnisse

Wie die Zusammenstellung der Ergebnisse zeigt, konnten die einzelnen PAK regelmäßig lediglich in den Proben des Zulaufs und im Klärschlamm nachgewiesen werden. Die im Rahmen dieser Studie für die Ablaufproben zugrunde gelegten Bestimmungsgrenzen führten regelmäßig zu Negativbefunden. Folglich konnten auch selten Eliminationsraten abgeleitet werden. Es ist dennoch eine Häufung der Positivbefunde im Klärschlamm zu erkennen (vgl. Tabelle 66, Anteil Positivbefunde). Das liegt einerseits an einer im Verhältnis zur bestimmenden Größe geeigneteren Bestimmungsgrenze. Andererseits wäre der Klärschlamm als eine relevante Senke für die meisten PAK zu vermuten (s. Abs. 5.5.1).

Der auf die ermittelten Zulauffrachten bezogene Anteil im Klärschlamm ist für die meisten PAK vergleichsweise gering (vgl. Tabelle 66, Anteil KS) und lässt vermuten, dass ein wesentlicher Teil biologisch umgesetzt wird oder in wenigen Fällen (Naphthalin) durch Strippung entfernt wird. Ausnahme ist das Indeno[1,2,3-cd]pyren mit sechs Benzol-Ringen, das rechnerisch zu 100 % im Klärschlamm gebunden wird. Überdies zeigt sich eine schwach ausgeprägte Tendenz, dass PAK mit zunehmender Ringzahl stärker zur Sorption neigen.

Es ist darauf hinzuweisen, dass der Abbau der PAK zunächst durch Dioxygenasen eine Ringspaltung hervorruft. Das Resultat ist ein PAK mit entsprechend weniger Benzol-Ringen.

Bis zur vollständigen Metabolisierung sind mehrere solcher Ringspaltungen nötig. Die Zwischenprodukte wurden in der Regel nicht im Rahmen dieser Studie erfasst und haben prinzipiell ähnliche Eigenschaften.

**Tabelle 66: Zusammenstellung der Ergebnisse für die PAK<sub>16</sub> (geordnet nach Stoffeigenschaften, vgl. Tabelle 48).**

PAK	n <sup>1</sup>	log k <sub>ow</sub> [-]	Anteil der Positivbefunde oberhalb BG [%] <sup>2</sup>							Anteil KS <sub>3</sub> [%]	Eliminationsrate <sup>4</sup>	
			Zulauf		Ablauf			Klärschlamm			Referenz	PrioSH
			I	R	I-NK	I-VF	R	I	R			
Naphtalin	2	3,37	100	100	83	75	100	86	100	13	86	93
Acenaphthylen	3	4,00	100	100	24	0	4	12	12	< 13	60	> 80
Acenaphthen	3	3,92	95	75	2	0	10	29	71	16	96	n.d.
Fluoren	3	4,18	97	100	2	0	2	57	35	16	92	n.d.
Phenanthren	3	4,57	100	100	100	100	100	100	100	12	94	86
Anthracen	3	4,54	83	80	5	5	0	57	76	25	> 94	n.d.
Pyren	4	5,18	100	100	2	2	35	100	100	20	94	> 83
Fluoranthren	4	5,22	100	100	2	2	33	100	100	26	96	> 84
Benzo[a]anthracen	4	5,91	97	100	0	2	4	100	100	66	> 95	> 50
Chrysen	4	5,91	97	100	2	2	4	90	100	30	98	> 67
Benzo[b]fluorathen	5	5,80	95	100	0	2	2	86	96	28	98	n.d.
Benzo[k]fluoranthren	5	6,00	83	51	0	0	2	60	100	8	95	n.d.
Benzo[a]pyren	5	5,91	85	82	0	0	2	88	100	44	> 95	n.d.
Dibenzo[ah]anthracen	6	6,75	29	4	0	0	0	10	4	< 63	85	n.d.
Indeno[1,2,3-cd]pyren	6	6,50	97	12	2	0	2	76	78	100	98	n.d.
Benzo[ghi]perylen	6	6,50	85	100	2	0	0	69	100	25	99	n.d.

<sup>1</sup> Anzahl der Benzol-Ringe.

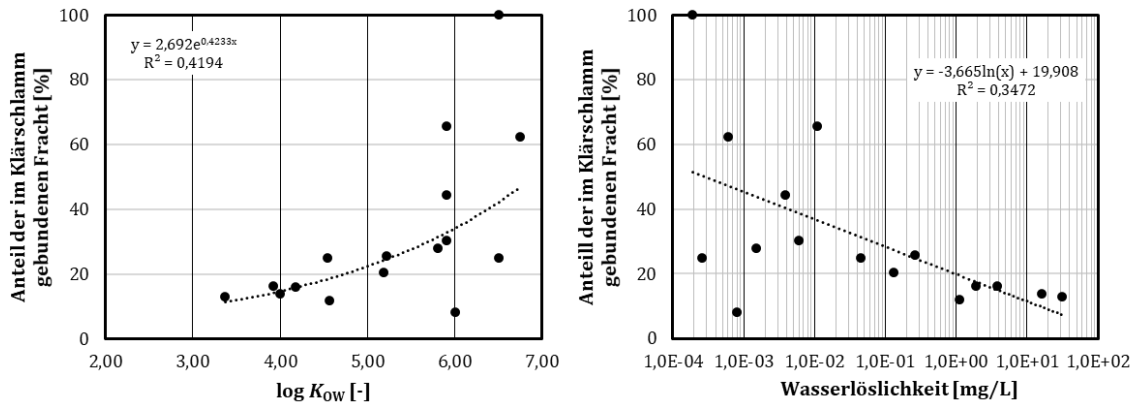
<sup>2</sup> Der Anteil der Positivbefunde hängt von der Bestimmungsgrenze (BG) ab, die für Zu- und Ablaufproben dieser Stoffgruppe identisch ist (vgl. Abs. 3.4 mit Tabelle 7). Dieser Umstand führt zu einem systematischen Fehler, der insbesondere dann relevant ist, wenn die tatsächlichen Stoffkonzentrationen im Bereich zwischen beiden BG liegt.

I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm,

<sup>3</sup> Anteil der Zulaufschlamm, der im Klärschlamm gebunden ist.

<sup>4</sup> Eliminationsrate bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) gem. Anhang 11. Referenzwerte nach Lambert et al. 2014 berechnet aus den dort angegebenen Konzentrationen.

Der Anteil der abgebauten PAK hängt von der Bioverfügbarkeit ab. Je höherkondensiert die PAK sind, umso stärker neigen sie zur Sorption, sind weniger bioverfügbar und somit schwerer biologisch abbaubar. Der Anteil der im Klärschlamm gebundenen Zulaufschlamm nimmt folglich mit Anzahl der Benzol-Ringe zu. Indirekt kann dieses über das Oktanol-Wasser-Verteilungsgleichgewicht und die Wasserlöslichkeit ausgedrückt werden (Abbildung 9): Mit zunehmender Lipophilie (hoher log k<sub>ow</sub>) nimmt der Anteil im Klärschlamm zu und mit steigender Wasserlöslichkeit nimmt der Anteil im Klärschlamm ab. Die Abweichungen von einem klaren Trend sind auf eine ggf. ungenaue Frachtbestimmung im Klärschlamm und auf die stofflichen Besonderheiten der einzelnen PAK zurückzuführen.



**Abbildung 9: Abhängigkeit des im Klärschlamm gebundenen Anteils der PAK-Zulaufkraft vom Oktanol-Wasser-Verteilungsgleichgewicht  $\log k_{ow}$  und der Wasserlöslichkeit basierend auf Daten des Routine-Messprogramms (Medianwerte über alle Kläranlagen).**

**Tabelle 67: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die Gruppe der PAK<sub>16</sub> (geordnet nach Stoffeigenschaften) im Vergleich zur gesamtdeutschen Situation.**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung/ Eintragspfade	Zulaufbelastung <sup>1</sup>	emittierte Stofffracht <sup>1,2</sup>	Eliminationsleistung <sup>1</sup>	Stoffgruppe <sup>3</sup>
Naphthalin	Verbrennungsrückstand; Verwendung als Insektizid	hoch	unauffällig	hoch	III
Acenaphthylen	Verbrennungsrückstand	sehr hoch	n.d.	hoch	IV
Acenaphthen	Verbrennungsrückstand; Herstellung von Insektiziden, Arzneimitteln u.a.	unauffällig	n.d.	n.d.	IV
Fluoren	Verbrennungsrückstand; Herstellung von Farbstoffen, Kunststoffen u.a.	gering	n.d.	n.d.	II
Phenanthren	Verbrennungsrückstand; Farbstoffsynthese	hoch	hoch	hoch	III
Anthracen	Verbrennungsrückstand; Verwendung als Biozid	gering	n.d.	n.d.	IV
Pyren	Verbrennungsrückstand; Farbstoffsynthese	unauffällig	unauffällig	unauffällig	II
Fluoranthren	Verbrennungsrückstand; Herstellung von Arzneimitteln	unauffällig	n.d.	unauffällig	II
Benzo[a]-anthracen	Verbrennungsrückstand	unauffällig	n.d.	unauffällig	II
Chrysen	Verbrennungsrückstand; UV-Filter und Farbstoff	hoch	n.d.	unauffällig	II
Benzo[b]-fluoranthren	Verbrennungsrückstand	gering	n.d.	n.d.	II
Benzo[k]-fluoranthren	Verbrennungsrückstand	gering	n.d.	n.d.	II
Benzo[a]-pyren	Verbrennungsrückstand	gering	n.d.	n.d.	II
Dibenzo[ah]-anthracen	Verbrennungsrückstand	unauffällig	n.d.	n.d.	II
Indeno[1,2,3-cd]-pyren	Verbrennungsrückstand	gering	n.d.	n.d.	II
Benzo[ghi]-perylen	Verbrennungsrückstand; Herstellung von Farbstoffen, Kunststoffen, Pestiziden u.a.	gering	n.d.	n.d.	II

<sup>1</sup> Die Bewertung erfolgt im Vergleich zu den bei den Einzelergebnissen angegebenen Referenzwerten (Konzentrationen und Frachten). Maßgebend ist der Anteil der (für Deutschland relevanten) Referenzwerte, die über den Ergebnissen dieser Studie liegen. Es gilt bei 0 bis 10%: "sehr gering"; 11 bis 33 %: "gering"; 33 bis 66 %: "unauffällig"; 67-90%: "hoch"; 90 bis 100: "sehr hoch". Liegt nur ein Referenzwert vor, so erfolgt eine Bewertung analog auf Basis der prozentualen Abweichung der in dieser Studie ermittelten Werte. Da auf Basis dieser Einordnung keine Berücksichtigung der jeweiligen Probenanzahl und der Probennahmestrategie erfolgen kann, bleibt die Bewertung qualitativ.

<sup>2</sup> Im Kläranlagenablauf. <sup>3</sup> Gem. Abs. 5.1, Tabelle 12.

Die Bewertung in Tabelle 67 erfolgt anhand eines Vergleichs mit Ergebnissen aus Baden-Württemberg (Lambert et al. 2014). Es wird deutlich, dass verhältnismäßig hohe Zulaufbelastungen vor Allem für geringkondensierten PAK (wenig Benzol-Ringe) vorkommen. Die Gründe hierfür sind unklar.

Im Vergleich lässt sich die Eliminationsleistung der untersuchten Kläranlagen nur dahingehend bewerten, als dass die festgestellten Ablaufkonzentrationen bzw. deren Bestimmungsgrenzen nur unweit von Werten in Vergleichsstudien verschieden sind.

Viele PAK gehören der Stoffgruppe II (vgl. Abs. 5.1) an und sind daher kaum biologisch abbaubar, neigen aber zur Sorption. Geringkondensierte PAK mit wenigen Benzol-Ringen sind eher biologisch abbaubar und werden daher den Gruppen III oder IV zugerechnet. Insgesamt werden die PAK in einem nennenswerten Umfang zurückgehalten (Tabelle 66), da einer der beiden Mechanismen dominant ist. Es wird darauf hingewiesen, dass in dieser Studie nur die genannten PAK erfasst wurden. Weitere Zwischenprodukte (ebenfalls PAK) auf dem Weg zur vollständigen Mineralisierung wurden nicht erfasst und werden daher ggf. weiterhin emittiert.

## 5.6 Sonstige

### 5.6.1 Acesulfam-K

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Der synthetische Süßstoff Acesulfam-K ist in seiner Reinform ein kristallines, weißes Pulver. Es kommt in Lebensmitteln und Getränken, aber auch Zahnpasten und anderen Körperpflegeprodukten zur Anwendung (Lange et al. 2012). Der Süßstoff kann Saccharose (Haushaltszucker) ersetzen. Aufgrund des geringen Energiegehalts ist es für zuckerreduzierte Nahrung für Diabetiker geeignet. Nach Kroger et al. (2006) gilt die tägliche Aufnahme von 9 mg pro kg Körpergewichts als unbedenklich. Der Süßstoff Acesulfam-K wird praktisch nicht im menschlichen Körper metabolisiert und wird daher mit dem Urin und den Fäzes ausgeschieden (Margot et al. 2015).

#### *Eliminationsmechanismen*

Der Stoff ist sehr hydrophil und besitzt eine geringe Sorptionsaffinität ( $\log k_{ow} = -0,31$ ). In der biologischen Abwasserreinigung wird er unvollständig zurückgehalten (Lange et al. 2012; Castronovo et al. 2017). Nach Scheurer et al. (2009a) werden in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung rund 41 % des Süßstoffes zurückgehalten. Longrée et al. (2011) stellen hingegen einen Rückhalt von 13 % fest. Wie Tran et al. (2014) ausführen, ist ein Rückhalt in einer Belebtschlammanlage nicht auf Sorption am Überschussschlamm zurückzuführen. Wie Castronovo et al. (2017) darlegen, wird Acesulfam-K sowohl im aeroben als auch im anoxischen Milieu biochemisch zu Amidosulfonsäure umgesetzt (Eliminationsraten bis 97 %). Sie gehen davon aus, dass ein tatsächlicher biologischer Abbau von sehr engen Randbedingungen abhängt (z. B. Redox-Potenzial, Nitrifikationsvermögen und weitere bisher nicht identifizierte Parameter). Dieses führe zu den z. T. sehr unterschiedlichen Eliminationsraten, die in der Literatur genannt werden. Eigene Untersuchungen auf insgesamt 13 kommunalen Kläranlagen von Castronovo et al. (2017) belegen Eliminationsraten von 59 bis 97 %. Einen Zusammenhang zwischen dem Abbau von Acesulfam-K und der Art oder Betriebsweise der biologischen Stufe sowie saisonalen Einflüssen (z. B. Temperatur) konnten sie nicht identifizieren.

Den Einfluss eines Tropfkörpers auf die festgestellte Konzentration konnten Scheurer et al. (2009a) nicht feststellen. Ein biologischer Abbau in Sandfiltern wurde von Castronovo et al. (2017) nachgewiesen.

Aufgrund der vermuteten Persistenz wurde der Süßstoff Acesulfam-K als anthropogener Marker bei der Untersuchung von Oberflächen- und Grundwasserkörpern in Betracht gezogen (Buerge et al. 2009; Tran et al. 2014). Wie Castronovo et al. (2017) gezeigt haben, ist der Stoff aufgrund einer bisher nicht vollständig verstandenen biologischen Abbaubarkeit nicht zwingend ein geeigneter Marker für diese Art der Untersuchung. Wie Kahl et al. (2018) darlegen, hat die weltweite Etablierung neuer Spezies dazu geführt, dass Acesulfam-K mittlerweile gut biologisch abgebaut wird.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Das Vorkommen von Acesulfam-K im Abwasser sowie der Rückhalt in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung in Deutschland wurde durch Scheurer et al. (2009a), Scheurer et al. (2011), Sacher et al. (2014), Castronovo et al. (2017) und Rößler et al. (2018) an Proben aus verschiedenen Kläranlagen in Baden-Württemberg untersucht. Ferner wurden von Jekel et al. (2016b) vier Kläranlagen in Berlin untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tabelle 68 zusammengefasst.

Die im Rahmen dieser Studie festgestellten Zulaufkonzentrationen sind gegenüber den Referenzwerten erhöht. Dieses liegt vermutlich an dem hohen Anteil der Trennkanalisation, was zu einer verringerten Verdünnung führt. Auffällig ist jedoch, dass auch die einwohnerspezifischen Frachten etwas höher sind, als die in der Vergleichsstudie (hier: Scheurer et al. 2009a) dargestellten Werte. Die Gründe hierfür sind unklar. Zu vermuten wäre ein insgesamt höherer

Verbrauch in der Lebensmittelindustrie in den vergangenen Jahren (hierzu liegen keine Daten vor).

Auffällig ist, dass die im Rahmen dieser Studie festgestellten Ablaufkonzentrationen deutlich unterhalb der Referenzwerte liegt. Dieses resultiert in den sehr hohen Eliminationsraten (91 bis 99 %, vgl. Abs. 6 mit Anhang 9), die im Wesentlichen auf einen Rückhalt im Belebungsbecken zurückzuführen sind. Da eine Sorption am Belebtschlamm praktisch ausgeschlossen werden kann (kein Nachweis im Klärschlamm sowie eine durch einen kleinen Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten indizierte geringe Sorptionsneigung), muss ein nennenswerter biologischer Abbau stattfinden. Anders als bei anderen Untersuchungen (z. B. Castronovo et al. 2017) liegen die ermittelten Eliminationsraten beständig auf diesem vergleichsweise hohen Niveau, was die Beobachtungen von Kahl et al. (2018) stützt. Die Substanz wird daher der Stoffgruppe V zugeordnet.

**Tabelle 68: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Acesulfam-K (Stoffgruppe V).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	34 - 50 8,2 - 37 38 (20-80) 18 (0,90-60) 24 (1,9-150)	8,00 - 9,46 7,24	<b>I: 56,4</b> (14,0-99,1) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 69,0</b> (16,5-87,2) <i>n</i> = 51/51	<b>10,644</b> (9,951-14,104)	Scheurer et al. 2009a; Scheurer et al. 2011; Sacher et al. 2014; Castronovo et al. 2017; Rößler et al.; Jekel et al. 2016b
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	> 20 11 - 39 1,80-9,05 14 (0,47-32) 14,3 (-2500)	4,67 - 6,91 4,72	<b>I-NK: 1,199</b> (0,080-34,75) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 1,098</b> (0,097-12,07) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,720</b> (0,160-18,10) <i>n</i> = 52/52	<b>0,815</b> (0,196-0,878)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]			<b>I: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/42  <b>R: &lt; 0,05</b> <i>n</i> = 0/51	<b>n.d.</b> (< 0,002) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	13 - 97		<b>99</b> (67-100)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

## 5.6.2 Benzotriazol

### Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Benzotriazol ist in seiner Reinform ein weißes, kristallines Pulver. Als Komplexbildner kommt es als Korrosionsschutzmittel und in Kühlflüssigkeiten, Frostschutzmitteln und Enteisungsmitteln zur Anwendung. Insbesondere zum Schutz von Silberbesteck ist es in vielen Geschirrspülmitteln vorhanden (Liu et al. 2012; Hart et al. 2004). Die Emission über Kläranlagenabläufe

wird als wichtigste Eintragsquelle gesehen. Des Weiteren können noch Mischwassereinleitungen sowie eine atmosphärischen Deposition relevant sein (Kiss und Fries 2009).

#### Eliminationsmechanismen

Benzotriazol wird wie viele polare Verbindungen schlecht oder nicht biologisch im Belebtschlammverfahren abgebaut. Reemtsma et al. (2006) sehen die nicht ausreichende hydraulische Aufenthaltszeit als ausschlaggebend für den schlechten Abbau. Sie vermuten, dass in den Oberflächengewässern ein weiterer Abbau stattfinden kann. Dieselben Autoren geben eine mittlere Eliminationsrate in der mechanisch-biologischen Behandlung von rund 32 % an. Von Reemtsma et al. (2010) wurde schließlich eine Spanne von 29 bis 58 % ermittelt.

Benzotriazol hat eine hohe Wasserlöslichkeit von 20 bis 28 g/L (Harris et al. 2007). Der Okta-nol-Wasser-Verteilungskoeffizient liegt bei  $\log k_{OW} = 1,23$  bis 1,44 (Zhang et al. 2011; Cornell et al. 2000) und deutet an, dass der Stoff nur mäßig zur Sorption an fettähnlichen oder organischen Matrices neigt. Auch aufgrund der Polarität kann eine Sorption am Belebtschlamm vernachlässigt werden (Careghini et al. 2015). Wie Andreozzi et al. (1998) ausführen, lässt sich Benzotriazol durch Photolyse zerlegen. Bei einer Bestrahlungsdosis von 320 J/cm<sup>2</sup> konnte eine Minderung um 65 % beobachtet werden (Hem et al. 2003).

**Tabelle 69: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Benzotriazol (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	17 - 44 15 - 73- 17 - 73 12 (0,33- 270) 16 (6,5 - 400)	9,832	<b>I: 14,90</b> (2,06-32,00) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 18,30</b> (4,35-42,80) <i>n</i> = 51/51	<b>4,077</b> (2,687-4,481)	Reemtsma et al. 2010; Reemtsma et al. 2006; Jekel et al. 2016b; Voutsas et al. 2006; Sacher et al. 2014
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	2,90 7,3 - 11,5 7 - 18 10 - 100 7,4 (1,0 - 83)	4,341	<b>I-NK: 5,874</b> (0,73-13,48) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 4,70</b> (0,76-12,50) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 6,67</b> (1,41-17,10) <i>n</i> = 52/52	<b>1,089</b> (0,784-1,541)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d)]	n.d.		<b>I: 0,204</b> (0,025-0,350) <i>n</i> = 35/42  <b>R: 0,138</b> (0,025-0,389) <i>n</i> = 40/51	<b>0,021</b> (0,008-0,034)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	29-58		<b>63</b> (35-92)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Im Ablauf von insgesamt 13 Kläranlagen (in Deutschland, Belgien und Österreich) wurde von Reemtsma et al. (2006) eine Konzentration von 2,9 µg/L (Mittelwert) festgestellt. Bei der Untersuchung von vier Berliner Kläranlagenlagen wurde eine Ablaufkonzentration von 7,3 bis 11,5 µg/L festgestellt (Jekel et al. 2016b). Bei der Untersuchung von vier Kläranlagen in Berlin haben Reemtsma et al. (2010) Zulaufkonzentrationen von 17 bis 44 µg/L nachgewiesen. Die von ihnen festgestellten Ablaufkonzentrationen variieren zwischen 7 und 18 µg/L. Bei der Untersuchung von zehn Kläranlagen in der Schweiz wurden Konzentrationen in einem Bereich von 17 bis 73 µg/L (Zulauf) bzw. 10 bis 100 µg/L (Ablauf) festgestellt (Voutsas et al. 2006). Letzteres deutet darauf hin, dass der ohnehin mäßige biologische Abbau zeitweise vollständig zum Erliegen kommt. Ähnlich lassen sich die Ergebnisse von Sacher et al. (2014) interpretieren, die bei der Untersuchung baden-württembergischer Kläranlagen Konzentrationen im Zulauf von 12,0 (0,33 bis 270) µg/L bzw. im Ablauf von 7,4 (1,0 bis 83) µg/L festgestellt haben. Eine ähnliche Streuung stellen Rößler et al. (2018) ebenfalls für die Zulaufkonzentrationen fest (Median: 16,0 µg/L, min: 6,5 µg/L, max: 400 µg/L – keine Ablaufwerte).

Einwohnerspezifische Frachten wurden lediglich von Sacher et al. (2014) bestimmt (Zulauf: 9,832 mg/(EW\*d); Ablauf: 4,341 mg/(EW\*d)). Für Konzentrationen im Klärschlamm liegen keine quantitativen Daten vor. Dieses ist der geringen Sorptionsneigung des Stoffes geschuldet.

Die Medianwerte der in dieser Studie festgestellten Zulaufkonzentrationen liegen im unteren Bereich der Referenzwerte. Gleiches gilt für die Zulauffracht. Auffällig ist dennoch, dass es eine vergleichsweise hohe Spanne zwischen Minimal- und Maximalwerten gibt, die auch in den Literaturwerten vorhanden ist. Diese könnte auf einen ausgeprägten saisonalen Eintrag hindeuten, der mit der Verwendung von Benzotriazol als Frostschutzmittel in den Wintermonaten in Verbindung stehen könnte (vgl. Abs. 8.1.5). Die Ablaufkonzentrationen und -frachten sind ebenfalls im Vergleich zu den Referenzwerten gering. Die in dieser Studie festgestellten Eliminationsraten liegen in einem Bereich von 35 bis 92 % (Median: 63 %). Der Stoff wird daher der Stoffgruppe III zugerechnet.

### **5.6.3 Bisphenol A**

#### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Bisphenol A (2,2-bis(4-hydroxyphenyl)propan) ist eine organische Verbindung, die aus zwei Phenol-Ringen besteht, die über eine Methyl-Gruppe (Aceton) verbunden sind. Das als Weichmacher bekannte Bisphenol A kommt weltweit bei der Produktion von Polymeren (Polykarbonaten oder Epoxidharzen) zur Anwendung. Die Polykarbonate zeichnen sich durch eine besonders hohe Festigkeit aus und sind nicht brennbar. Epoxidharze härten zu unlöslichen und beständigen Kunststoffen aus, die z. B. als Oberflächenbeschichtung genutzt werden. Als Zusatz zu Polyvinylchlorid-Kunststoff (PVC) verzögert Bisphenol A den Alterungsprozess. Ferner kommt es als Stabilisator und als Farbentwicklungskomponente zum Einsatz. Es ist somit Bestandteil von vielen alltäglichen Gebrauchsgegenständen (z. B. Plastikflaschen oder -spielzeug, Motorradhelme, Dachabdeckungen, Wasserkocher, Bodenbeschichtungen, CDs, Thermopapier [Kassenzettel, Kontoauszüge], Beschichtungen von Getränke- und Konservendosen etc.). Ein Hintergrundpapier des Umweltbundesamtes stellt die unterschiedlichen Verwendungen zusammen. Demnach werden rund 80 % des produzierten Bisphenol A in Polykarbonaten verwendet (UBA 2010).

Bisphenol A ist dem weiblichen Sexualhormon Östrogen ähnlich bzw. in der Lage dessen Wirkung nachzuahmen. Aufgrund seiner Wirkung als endokriner Disruptor (Voutsas et al. 2006) gilt der Stoff als Auslöser zahlreicher Krankheiten (Diabetes, kindliche Entwicklungsstörungen, Unfruchtbarkeit u. v. m.; s. Gore et al. 2015 mit weiteren Nachweisen).



Der Stoff kann sich infolge von Hydrolyse etwa aus Plastikflaschen (o. ä.) lösen und gelangt so in die Umwelt oder über Lebensmittel in den menschlichen Körper (s. UBA 2010 mit weiteren Beispielen und Nachweisen). Bisphenol A kann mittlerweile quasi-ubiquitär in praktisch allen Umweltkompartimenten und in vielen Lebensmitteln nachgewiesen werden (s. hierzu Careghini et al. 2015 mit einer Zusammenstellung und weiteren Nachweisen). Kläranlagen werden als wichtigste Eintragsquelle in Oberflächengewässern angesehen (Fent et al. 2003; Zenker et al. 2008; Rodil et al. 2012; Jeon et al. 2006). Gemeinhin gilt der Stoff als nicht persistent in der Umwelt (Michałowicz 2014).

#### *Eliminationsmechanismen*

Bisphenol A hat mit 120 bis 300 mg/L (bei 20 °C) eine moderate Wasserlöslichkeit (Kalmy 2013). Der Partialdruck ist gering. Daher neigt Bisphenol A nicht zur Verflüchtigung oder Stripung (Flint et al. 2012). Das Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von  $\log k_{ow} = 2,5$  bis 4,5 (Kalmykova et al. 2013; Margot 2015) zeigt an, dass der Stoff kaum zur Sorption an organischen Matrices und zur Bioakkumulation neigt. Careghini et al. (2015) geben an, dass Bisphenol A, wenn es nicht an anderen organischen Molekülen gebunden ist, bei Wellenlängen größer als 290 nm durch Photolyse zersetzt wird. Der Stoff wird unter aeroben Bedingungen im Boden mit einer Halbwertszeit von 3 bis 37,5 Tagen biologisch abgebaut. Kein Abbau wurde im anaeroben oder anoxischen Milieu festgestellt (Careghini et al. 2015, Flint et al. 2012; Fent et al. 2003).

Neben dem Abbau im Belebungsbecken konnte auch ein Rückhalt in (belüfteten) Abwasserteichen und Schönungsteichen (58,3 % [4,1 bis 100 %]), Tropfkörper und Festbettreaktoren (66,0 % [25,9 bis 82,8 %]) und in der mechanischen Vorreinigung (25,4 % [-19,7 bis 78,4]) nachgewiesen werden (Wang et al. 2019). Die Diversität der unterschiedlichen Verfahrensstufen, in denen Bisphenol A wenigstens teilweise zurückgehalten wird, indiziert, dass der biologische Abbau auf unterschiedlichen Eliminationspfaden erfolgen kann.

Die Sorption von Bisphenol A an Belebtschlamm (oder anderen organischen Stoffe) ist hingegen nicht relevant. Von Hyland et al. (2012) wurde im Batch-Versuch ein Sorptionskoeffizient von etwa  $k_d = 190$  L/kg TS bestimmt. Zhao et al. (2008) haben etwas höhere Sorptionskoeffizienten ( $k_d = 308$  bis 365 l/kg TS) ermittelt. Urase und Kikuta (2005) geben eine Spanne von  $k_d = 263$  bis 651 L/kg TS an. Alle Daten deuten darauf hin, dass die Sorption vernachlässigbar ist (vgl. Abs. 2.2.2). Steigende Trockensubstanzgehalte oder Temperaturen führen zu einer verringerten Sorption an Belebtschlamm (Zhao et al. 2008). Das Schlammalter hat hingegen keinen Einfluss auf die Sorptionsrate (Stasinakis et al. 2010). Schließlich stellen Seyhi et al. (2011) fest, dass Sorption am Belebtschlamm eine wesentliche Voraussetzung für den biologischen Abbau ist. Somit würden das Schlammalter und die Bioverfügbarkeit die im Klärschlamm nachzuweisenden Konzentrationen beeinflussen.

Schließlich wurden von Keskinan und Balci (2016) im Batch-Versuch Biodegradationskonstanten in einem Bereich von  $k_{bio} = 0,864$  bis 10,152 l/(g TS \* d) (bei 20 °C unter aeroben Bedingungen) festgestellt, die abhängig von der Zulaufkonzentration (hier 5 bis 50 mg/L) sind. Je höher die Konzentration im Zulauf ist, umso geringer ist die Abbaurate. Dieses deutet auf einen mäßigen biologischen Abbau hin (vgl. Abs. 2.2.1). Auf Basis dieser Angaben erfolgt die Zuordnung zur Stoffgruppe III.

#### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Bisphenol A wurde in allen Proben des Intensiv- und Routine-Messprogramms nachgewiesen. Alle während des Intensiv-Messprogramms festgestellten Konzentrationen liegen über den jeweiligen im Routine-Messprogramm bestimmten. Ursache hierfür ist eine ausgeprägt saisonale Verteilung der Bisphenol-Belastung im Rohabwasser, die ein Maximum etwa im August zeitlich mit der Durchführung des Intensiv-Messprogramm aufweist (vgl. Abs. 8.1.5).

Wang et al. (2019) geben Zulaufkonzentration (Rohabwasser) in einem Bereich von 0,003 bis 2,589 µg/L an. Ansonsten ist die Konzentration im Rohabwasser kaum bestimmt worden. Einzig Sacher et al. (2014) geben eine mittlere Konzentration von 0,78 µg/L (maximal: 7,5 µg/L) für einige Kläranlagen in Baden-Württemberg an. Damit liegen die Referenzwerte in der gleichen Größenordnung, wie die Ergebnisse dieser Studie.

Der Ablauf der Nachklärung (Klarwasser) hat nach Wang et al. (2019) eine Konzentration von bis zu 1,53 µg/L. Die Ablaufkonzentration von Kläranlagen in Baden-Württemberg lag bei einer Untersuchung von Sacher et al. (2014) in den Jahren 2012 und 2013 im Mittel bei 0,077 µg/L (maximal: 0,28 µg/L). Ivašičkin (2006) gibt für die Jahre 1999 und 2000 Ablaufkonzentrationen deutscher Kläranlage in einem Bereich von 0,08 bis 0,24 µg/L an. Die im Rahmen des Routine-Messprogramms ermittelten Konzentrationen sind damit vergleichbar mit den Referenzwerten und unauffällig. Im Klärschlamm wurde von Wang et al. (2019) eine mittlere Konzentration von 0,371 mg/kg TR angegeben, was vergleichbar mit den in vorliegender Studie ermittelten Konzentrationen ist.

Wang et al. (2019) geben im Belebtschlammverfahren eine mittlere Eliminationsrate von 74,7 % (-22,2 bis 100 %) an. Gehring (2004) ermittelt Eliminationsraten von 61 bis 98 % während der mechanisch-biologischen Abwasserbehandlung nach dem Belebtschlammverfahren, was vergleichbar mit den Werten von Wang et al. (2019) und den Ergebnissen dieser Studie (Median: 77 %) ist.

**Tabelle 70: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: Bisphenol-A (Stoffgruppe III).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,78 (- 7,5) 0,003-2,589		<b>I: 1,446</b> (0,235-16,30) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,643</b> (0,005-2,886) <i>n</i> = 51/51	<b>0,160</b>	Ivašičkin 2006; Gehring 2004; Sacher et al. 2014; Wang et al. 2019
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	< 1,53 0,077 (- 0,28) 0,08 – 0,24		<b>I-NK: 0,304</b> (0,025-0,698) <i>n</i> = 58/58  <b>I-VF: 0,259</b> (0,013-0,764) <i>n</i> = 59/59  <b>R: 0,196</b> (0,025-1,298) <i>n</i> = 52/52	<b>0,037</b> (0,027-0,075)	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,371		<b>I: 0,425</b> (0,071-92,0) <i>n</i> = 42/42  <b>R: 0,172</b> (0,025-2,078) <i>n</i> = 51/51	<b>0,011</b> (0,008-0,018)	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>	75 / 61-98		77 (7-98)		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert).

## 5.6.4 PFOS

### *Stoffeigenschaften und Eintragspfade*

Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) wurde vor allem von der Firma 3M unter dem Handelsnamen „Scotchgard“ vertrieben. Es wurde überwiegend zur Imprägnierung unterschiedlicher Materialien (z. B. Papier, Textilien oder Teppich) eingesetzt. Seit 2003 wird PFOS nicht mehr von 3M vertrieben. Gemäß des Stockholmer Abkommens über persistente organische Stoffe ist die Verwendung von PFOS seit 2009 nur noch als Insektizid gegen Blattschneiderameisen, zur Galvanisierung oder in Feuerlöschschäumen zugelassen.

### *Eliminationsmechanismen*

Ein Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von  $\log k_{ow} = 4,49$  zeigt an, dass der Stoff lipophil ist und zur Sorption an fettähnlichen Substanzen neigt. Generell scheint die Sorption der maßgebende Mechanismus in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung zu sein (Margot 2015). Der Sorptionskoeffizient wurde zu  $k_d = 1645$  bzw.  $6309 \text{ L/kg TS}$  bestimmt (Yu et al. 2009; Zareitalabad et al. 2013), was auf eine stark ausgeprägte Sorption schließen lässt (vgl. Abs. 2.2.2). Über den biologischen Abbau oder Eliminationspfade von PFOS liegen keine Studien vor.

### *Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse*

Es liegen nur vergleichsweise wenige Untersuchungen zum Vorkommen von PFOS im Abwasser und zum Rückhalt in der Abwasserreinigung vor. In einer europaweiten Studie haben Loos et al. (2013) eine mittlere Zulaufkonzentration von  $0,0122 \mu\text{g/L}$  (max:  $2,10 \mu\text{g/L}$ ) ermittelt. Mittlere Ablaufkonzentration werden von Zareitalabad et al. (2013) mit  $0,011 \mu\text{g/L}$  angegeben. Im Klärschlamm haben die gleichen Autoren Konzentration von  $0,069 \text{ mg/kg TR}$  festgestellt. Im Ablauf haben Boulanger et al. (2005) eine Konzentration von  $0,022 \mu\text{g/L}$  bestimmt.

In vorliegender Studie konnte PFOS nur sporadisch nachgewiesen werden (Bestimmungsgrenzen für Zu- und Ablauf:  $0,05 \mu\text{g/L}$ ; für Klärschlamm:  $0,01 \text{ mg/kg TR}$ ). Die wenigen Positivbefunde in den Zulaufproben liegen in Ahrensburg größtenteils weit oberhalb der Bestimmungsgrenzen und über den Referenzwerten. Die während des Intensiv-Messprogrammes durchgehend festgestellten hohen Konzentrationen zeigen eine permanente Emission von PFOS an, die zu einer Erhöhung des in Tabelle 71 für das Intensiv-Messprogramm angegebenen Medianwert von  $0,715 \mu\text{g/L}$  führen. Ohne die Proben aus Ahrensburg beträgt der Medianwert etwa  $0,019 \mu\text{g/L}$ , was vergleichbar mit dem Referenzwert ist. Im Routine-Messprogramm wurde Ahrensburg nicht berücksichtigt. Das führt zu relativ mehr Negativbefunden. Analog sind auch die Ablaufkonzentrationen in Ahrensburg erhöht. Da aber in weiteren Kläranlagen (hier: Bad Segeberg und Cismar) PFOS ebenfalls (auf einem Niveau entsprechend des Referenzwertes) nachweisbar sind, ist der Median-Wert der Ablaufkonzentrationen für das Intensiv-Messprogramm unauffällig.

Die Ergebnisse aus Ahrensburg zeigen jedenfalls, dass kein vollständiger Rückhalt von PFOS in der mechanisch-biologischen Reinigung erfolgt (Median der Zulaufkonzentrationen:  $3,250 \mu\text{g/L}$ ; Ablauf in die Vorflut:  $2,060 \mu\text{g/L}$ ). Eine Betrachtung der einwohnerspezifischen Frachten in Ahrensburg (Zulauf:  $0,340 \text{ mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ ; Ablauf Vorflut:  $0,264 \text{ mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ ; Klärschlamm:  $0,059 \text{ mg}/\text{EW} \cdot \text{d}$ ) führt einerseits zu einer Eliminationsrate von 22 %. Andererseits wird deutlich, dass lediglich 17 % der Zulaufcharge im Klärschlamm verbleiben. Dieser geringe Anteil widerspricht den durch Zareitalabad et al. (2013) und Yu et al. (2009) angegebenen sehr hohen Sorptionskoeffizienten. Schließlich wäre davon auszugehen, dass die Differenz von  $(0,340 - 0,264 - 0,059 =) 0,017 \text{ mg}/\text{EW} \cdot \text{d}$  biologisch abgebaut wird. Dieses entspricht einem Anteil von rund 5 % der Zulaufbelastung. Es ist daher von keinem nennenswerten biologischen Abbau auszugehen. Auf Basis dieser Überlegungen und unter Berücksichtigung der aus der Literatur bekannten Sorptionskoeffizienten erfolgt die Zuordnung zur Stoffgruppe II.

**Tabelle 71: Zusammenstellung der Ergebnisse und Vergleich mit Referenzwerten: PFOS (Stoffgruppe II).**

Stoff	Referenzwert		PrioSH <sup>1</sup>		Referenz
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i>	Konzentration <i>c</i> <sup>2</sup>	Ew.-spez. Fracht <i>B<sub>d</sub></i> <sup>3</sup>	
Zulauf (Rohabwasser)  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,0122		I: 0,715 (0,013-6,390) <i>n</i> = 17/59  R: 0,060 <i>n</i> = 1/51	<b>n.d.</b> ( $< 0,011$ ) <sup>5</sup>	Zareitalabad et al. 2013; Boulangier et al. 2005; Loos et al. 2013
Ablauf  <i>c</i> [µg/L] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/(EW*d)]	0,011 0,022		I-NK: 0,070 (0,013-2,60) <i>n</i> = 13/58  I-VF: 0,050 (0,013-2,370) <i>n</i> = 21/59  R: <b>&lt; 0,050</b> <i>n</i> = 0/52	<b>n.d.</b> ( $< 0,011$ ) <sup>5</sup>	
Klärschlamm  <i>c</i> [mg/kg TR] <i>B<sub>d</sub></i> [mg/EW*d]	0,069		I: 0,014 (0,003-1,840) <i>n</i> = 19/42  R: 0,022 (0,005-0,066) <i>n</i> = 12/51	<b>n.d.</b> ( $< 0,0011$ ) <sup>5</sup>	
Eliminationsrate [%] <sup>4</sup>			<b>n.d.</b>		

<sup>1</sup> Angegeben als Median der Positivbefunde (min-max). <sup>2</sup> Ergebnisse für Zulauf (Rohabwasser vor mechanischer Reinigung) beziehen sich auf I = Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Anhang 7) und R = Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). Ergebnisse für Ablauf beziehen sich auf I-NK = Klarwasser aus der Nachklärung und I-VF = in die Vorflut (nach möglicher weitergehender Behandlung) abgeleitetes Wasser (beide basierend auf Intensiv- und Sonder-Messprogramm, vgl. Anhang 7), R = Ablauf in die Vorflut aus Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 10). *n* = Anzahl der Positivbefunde/ Gesamtzahl der Proben. <sup>3</sup> Charakteristische Kennwerte aus Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 9). <sup>4</sup> Bezogen auf den Wasserpfad (Zu-/ Ablauf) basierend auf Ergebnissen des Routine-Messprogramm (vgl. Anhang 9 und 10) angegeben als Medianwert (Minimal- und Maximalwert). <sup>5</sup> Keine statistische Auswertung möglich. Angegeben ist die Fracht, die aus einer Konzentration entsprechend der Bestimmungsgrenze resultieren würde als Höchstgrenze.

### 5.6.5 Bewertung der Ergebnisse

Die mit dem Kläranlagenablauf emittierten Stofffracht sind im Vergleich mit Referenzwerten insgesamt gering bzw. unauffällig (vgl. Tabelle 72). Eine sehr geringe Ablaufkonzentration wird beim Süßstoff Acesulfam-K trotz einer vergleichsweise sehr hohen Zulaufbelastung erreicht. Dieses resultiert in einer sehr guten Eliminationsleistung. Ursächlich hierfür dürfte die Entwässerung im Trennsystem sein, die eine Verdünnung mit Niederschlagswasser reduziert und somit eine effiziente biologische Abwasserreinigung ermöglicht. Sinngemäß gilt dieser Zusammenhang genauso wie für Arzneistoffe, die quasi-kontinuierlich in das Abwasser gelangen (vgl. Abs. 5.3.13).

Eine Bewertung des PFOS ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich, da es nur in wenigen Fällen nachgewiesen werden konnte.

**Tabelle 72: Qualitative Bewertung der Kläranlagenleistung in Schleswig-Holstein für die sonstigen Stoffe im Vergleich zur gesamtdeutschen Situation.**

Parameter	Klassifikation/ Verwendung/ Eintragspfade	Zulaufbelastung <sup>1</sup>	emittierte Stofffracht <sup>1,2</sup>	Eliminationsleistung <sup>1</sup>	Stoffgruppe <sup>3</sup>
Acesulfam-K	Süßstoff	sehr hoch	sehr gering	sehr hoch	V
Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel und Frostschutzmittel	unauffällig	unauffällig	unauffällig	III
Bisphenol A	Weichmacher in Kunststoffprodukten	unauffällig	unauffällig	unauffällig	III
PFOS	Imprägniermittel (Papier, Textilien, Teppiche u.a.)	n.d.	n.d.	n.d.	II

<sup>1</sup> Die Bewertung erfolgt im Vergleich zu den bei den Einzelergebnissen angegebenen Referenzwerten (Konzentrationen und Frachten). Maßgebend ist der Anteil der (für Deutschland relevanten) Referenzwerte, die über den Ergebnissen dieser Studie liegen. Es gilt bei 0 bis 10%: "sehr gering"; 11 bis 33 %: "gering"; 33 bis 66 %: "unauffällig"; 67-90%: "hoch"; 90 bis 100: "sehr hoch". Liegt nur ein Referenzwert vor, so erfolgt eine Bewertung analog auf Basis der prozentualen Abweichung der in dieser Studie ermittelten Werte. Da auf Basis dieser Einordnung keine Berücksichtigung der jeweiligen Probenanzahl und der Probenahme-strategie erfolgen kann, bleibt die Bewertung qualitativ.

<sup>2</sup> Im Kläranlagenablauf. <sup>3</sup> Gem. Abs. 5.1, Tabelle 12.



## 6 Verfahrensspezifische Elimination von Spurenstoffen

Jede Verfahrensstufe weist spezifische Rückhalte Mechanismen auf. Je nach Art der Abwasserbehandlung (biologisch, physikalisch oder chemisch) werden einzelne Spurenstoffe abhängig von ihren stofflichen Eigenschaften zurückgehalten. Als wesentliche Mechanismen sind zunächst der biologische Abbau (Abs. 2.2.1) oder die Sorption (Abs. 2.2.2) zu nennen. Weitere Eliminationsmechanismen (z.B. die Photolyse, vgl. Abs. 2.2.4) kommen bei einzelnen Verfahren (hier: UV-Behandlung oder Schönungsteiche) zum Tragen.

Hinsichtlich des biologischen Abbaus findet in Belebtschlammanlagen prinzipiell die gleiche Stoffwechseltätigkeit statt, wie in anderen, biologisch wirksamen Verfahrensstufen (z. B. Festbettreaktor oder Tropfkörper). In Abhängigkeit der unterschiedlichen Betriebsweisen (z. B. Art der Beschickung und Spülung, Oberflächenbelastung), des konstruktiven Aufbaus (z.B. Filtermaterial) oder der Milieubedingungen (z. B. anaerob, anoxisch oder aerob) bildet sich eine spezifische Biozönose aus. Dieses führt dazu, dass u. U. in nachgeschalteten biologischen Stufen andere Spurenstoffe biochemisch umgesetzt werden können, als in einer vorgeschalteten Belebtschlammanlagen.

Die Sorption bezieht sich einerseits auf die mit dem Überschussschlamm aus der Belebtschlammanlage entfernten Spurenstoffanteil. Gleichmaßen ist aber auch die Sorption für weitere Stoffströme als relevant in Betracht zu ziehen, mit denen Feststoffe aus dem System entfernt werden. Hierzu zählen insbesondere alle Stoffströme der mechanischen Reinigungsstufe (Sand, Rechengut, Primärschlamm und ggf. flotierte Fette).

Grundlage der folgenden Betrachtung sind insbesondere die Daten aus dem Intensiv- und Sonder-Messprogramm (vgl. Abs. 3.1), bei dem der Fokus auf den Rückhalt in einzelnen Verfahrensstufen lag. Ergänzend zu den Ausführungen in diesem Abschnitt hilft auch die folgende Massenbilanzierung (Abs. 7) den Rückhalt der verschiedenen Spurenstoffe in den einzelnen Verfahrensstufen einzuordnen.

### 6.1 Biologische Behandlungsstufen

#### 6.1.1 Belebtschlammanlagen

Die Basisdaten der untersuchten Belebtschlammanlagen sind in Tabelle 73 zusammengefasst. Die Verfahren unterschieden sich insbesondere hinsichtlich der Anordnung der Denitrifikation (vorgeschaltete oder intermittierende Denitrifikation, Kaskadendenitrifikation), der Anwendung einer möglichen biologischen Phosphor-Elimination in einem vorgeschalteten Anaerobbecken und der Art der Phosphorfällung (Simultan-, Zweipunkt- oder Nachfällung). Auf zwei Kläranlagen (Ahrensburg und Flensburg) wird der Abwasserstrom auf jeweils ein Hochlast- und Schwachlastmodul aufgeteilt. Dieses erlaubt die konkurrierende Betrachtung unterschiedlicher Betriebsparameter (Trockensubstanzgehalt, Schlammalter, Schlammbelastung)<sup>7</sup>.

Wie in den Anhängen 8 und 9 ausführlich dargelegt, ist qualitativ die Elimination der einzelnen Spurenstoffe auf den untersuchten Kläranlagen weitgehend vergleichbar: Es werden in den meisten Fällen dieselben Spurenstoffe im Belebungsbecken zurückgehalten. Allein die Eliminationsraten können auf den einzelnen Anlagen voneinander abweichen.

<sup>7</sup> Eine Betrachtung beider Module war in Flensburg aufgrund der fehlenden Möglichkeit der Probenahme nach der mechanischen Reinigungsstufe (= Zulauf zur Belebung) ausgeschlossen.

**Tabelle 73: Basisdaten der untersuchten Belebungsstufen.**

Parameter	Ahrenburg		Bad Segeberg	Cismar	Kropp	Ratzeburg	Rendsburg	Süderbrarup
	(hoch, 1/3)	(schwach, 2/3)						
Tokensubstanzgehalt	TS [kg TS / m <sup>3</sup> ] <sup>2</sup>	1,76	4,67	6,56	4,34	3,08	3,21	3,22
Volumen Belebung	V <sub>BB</sub> [m <sup>3</sup> ]	550	2.300	6.840	7.000	3.360	19.800	3.000
ges. Biomasse	m <sub>TS</sub> [kg TS] <sup>2</sup>	968	10.736	44.870	30.380	10.334	63.650	9.660
BSB <sub>5</sub> -Tagesfracht	B <sub>d,BSB</sub> [kg O <sub>2</sub> / d] <sup>2</sup>	2.398	1.199	4.699	482	1.260	4.553	473
Schlammbelastung	B <sub>TS</sub> [kg O <sub>2</sub> /kg TS] <sup>2</sup>	2,48	0,11	0,10	0,02	0,12	0,07	0,05
Schlammproduktion	B <sub>d,TS,05</sub> [kg TS/d] <sup>2</sup>	3.429	981	5.537	n.d.	567	3.135	n.d.
Schlammalter	t <sub>TS</sub> [d] <sup>2</sup>	0,3	10,9	8,1	25-30	18,2	20,3	21-24
Belebungsstyp		vorgeschalt. Deni./ als Hoch- und Schwachlastbelebung	Kaskaden- deni.	intermitt. / vorg. Deni.	SBR	Kaskaden- deni.	vorgeschalt. Deni.	SBR
externe C-Quellen (für Denitrifikation)		Methanol, vor FBR	Methanol, nach FBR	nein	nein	Methanol, nach FBR	nein	nein
Biologische P-Elimination		nur im Schwachlastmodul	nein	ja	nein	nein	ja	nein
P-Fällung		nur im Hochlastmodul und als Nachfällung	Simultan- und fakult. Nachf.	Simultan- fällung	Simultan- fällung	Vor- und Nachfällung	Nachfällung	Simultan- fällung
Art des Fällmittels		Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> Cl	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> Cl	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>

<sup>1</sup> Ermittelt nach DWA A 198 aus den Betriebsdaten (i.d.R. 2016) für das 85%-Quantil der CSB-Tagesfrachten (in Cismar für Sommerhalbjahr), vgl. Anhang 2. <sup>2</sup> Ermittelt als Wochenmittelwerte für die jeweilige Messwoche (Intensivprogramm); FBR = Festbetraktor.



Einige Spurenstoffe werden im Belebungsbecken (einschl. Nachklärung) nahezu vollständig aus dem Abwasser entfernt (z. B. Blei, Coffein, Ibuprofen). Grundlage dafür sind die Sorption an Belebtschlamm sowie der biologische Abbau (vgl. hierzu Abs. 2.2.1 und 2.2.2) als wesentliche Mechanismen. Beide Prozesse laufen im Belebungsbecken parallel ab und beeinflussen sich gegenseitig: Durch Sorption an Belebtschlammflocken wird die Bioverfügbarkeit verringert. Andererseits kann eine Verbesserung der Bioverfügbarkeit durch Zusatz von Detergenzien für eine bessere Löslichkeit herbeigeführt werden. So erhöhen auch hohe Temperaturen die Bioverfügbarkeit von hydrophoben Stoffen durch eine Erhöhung der Löslichkeit.

#### *Einfluss Betriebsparameter*

Die wichtigsten Betriebsparameter einer Belebtschlammanlage sind das Schlammalter  $t_{TS}$ , der Trockensubstanzgehalt  $X_{TS}$  und die Schlammbelastung  $B_{TS}$ . Abbildung 10 zeigt für ausgewählte, nur unvollständig zurückgehaltene Spurenstoffe die Eliminationsraten für diese drei Betriebsparameter.

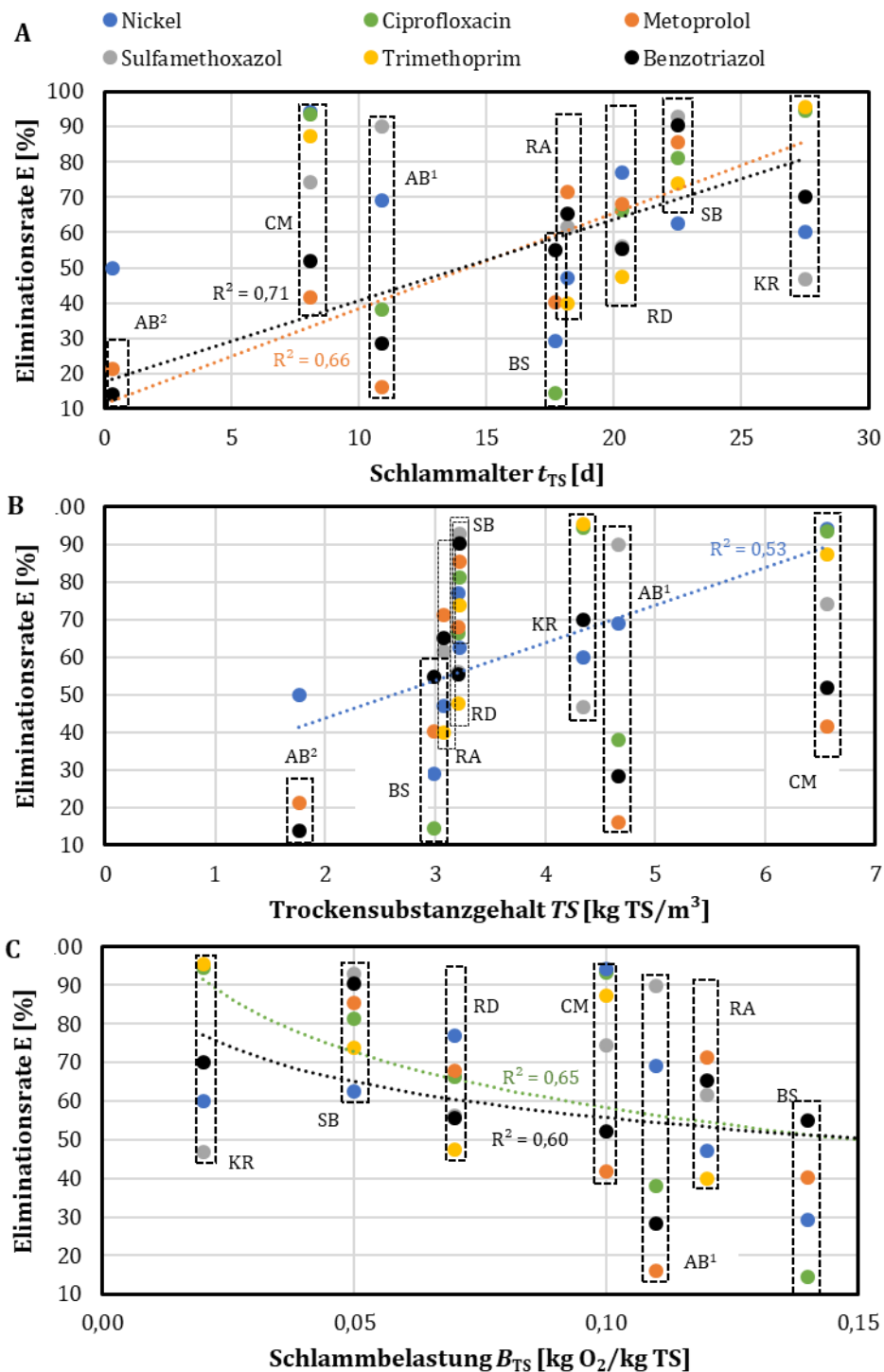
So ist zum Beispiel für die beiden ausschließlich biologisch abbaubaren, nicht sorbierbaren Stoffe Metoprolol und Benzotriazol (beide Stoffgruppe III, vgl. Abs. 5.1) eine höhere Eliminationsrate mit zunehmenden Schlammalter erkennbar (vgl. Abbildung 10A, s. a. Margot 2015). Für die Korrelation zwischen dem Schlammalter  $t_{TS}$  und der Eliminationsrate  $E$  von Metoprolol ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von  $r^2 = 0,66$  (für  $E = 2,71 * t_{TS} + 11,30$ ). Bei Benzotriazol liegt dieser bei  $r^2 = 0,71$  (für  $E = 2,29 * t_{TS} + 17,79$ ). Das heißt, dass bei der Erhöhung des Schlammalters um  $\Delta t_{TS} = 1$  d die Eliminationsrate für diese beiden Stoffe um etwa 2,5 % steigt. Da sich das Schlammalter (bei der Annahme konstanter Schlammproduktion) linear mit dem Trockensubstanzgehalt  $X_{TS}$  ändert, wäre beispielsweise bei Erhöhung des Schlammalters von 10 auf 12 Tage eine Steigerung des Trockenanzgehaltes von 3,0 auf 3,6 kg TS/m<sup>3</sup> erforderlich. Damit ließe sich die Eliminationsrate der beiden genannten Stoffe um etwa 5 % erhöhen. Zugleich sinkt die Schlammbelastung (s. u.). Es ist daher im Einzelfall zu prüfen, inwieweit eine entsprechende Änderung der Betriebsweise möglich und sinnvoll ist.

Für die anderen in Abbildung 10A dargestellten Stoffe ist keine Korrelation zwischen der Eliminationsrate und dem Schlammalter erkennbar. Gleiches gilt für die weiteren in dieser Studie untersuchten Stoffe. Dieser Zusammenhang wurde u. A. von Kreuzinger et al. (2004) für biologisch mäßig abbaubare Stoffe beschrieben. Die Begründung hierfür ist, dass sich entsprechende Mikroorganismen anreichern, die Enzyme für den biologischen Abbau dieser Spurenstoffe benötigen (Jones et al. 2007).

Der Rückhalt von ausschließlich sorbierbaren, nicht biologisch abbaubaren Stoffen (Stoffgruppe II, z. B. die gut wasserlöslichen Nickelverbindungen Nickelcarbonat (NiCO<sub>3</sub>) oder Nickelchlorid (NiCl<sub>2</sub>), werden nicht durch das Schlammalter oder die Schlammbelastung beeinflusst. Allerdings hat der Trockensubstanzgehalt einen Einfluss auf die Eliminationsrate von Nickel. Die Eliminationsrate von Nickel zeigt eine schwach positive Korrelation mit zunehmenden Trockensubstanzgehalt  $X_{TS}$  ( $r^2 = 0,53$  für  $E = 9,99 * X_{TS} + 23,88$ ). Daraus lässt sich schließen, dass der Anteil der mit dem Überschussschlamm infolge Sorption entfernten Spurenstofffracht mit steigendem Trockensubstanzgehalt zunimmt. So wird die höchste Eliminationsrate von Nickel (94 %) in Cismar bei einem Trockensubstanzgehalt von  $X_{TS} = 6,56$  kg TS/m<sup>3</sup> erreicht. Bei einer Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes um  $\Delta X_{TS} = 1$  kg TS/m<sup>3</sup> steigt die Eliminationsrate folglich um rund 10 %. Auch hier wäre im Einzelfall zu prüfen, inwieweit eine betriebliche Anpassung sinnvoll und möglich ist. Der Trockensubstanzgehalt hat hingegen keinen Einfluss auf den biologischen Abbau, wie Abbildung 10B anhand der Stoffe aus Stoffgruppe III zeigt.

Tendenziell hat eine hohe Schlammbelastung  $B_{TS}$  einen negativen Einfluss auf die Eliminationsrate einiger der untersuchten biologisch abbaubaren Stoffe (Abbildung 10C). Für die Eliminationsrate des Antibiotikums Ciprofloxacin lässt sich ein Korrelationskoeffizient von  $r^2 = 0,65$  für eine logarithmische Abhängigkeit ( $E = -20,63 * \ln(B_{TS}) + 10,49$ ) feststellen. Ein ähnlicher Zusammenhang ergibt sich für Benzotriazol ( $r^2 = 0,60$  für  $E = -13,33 * \ln(B_{TS}) + 25,05$ ). Für alle weiteren Spurenstoffe lässt sich dieser Zusammenhang

nicht feststellen (jeweils  $r^2 < 0,50$ ). Generell dürfte eine geringe Schlammbelastung insbesondere die Elimination mäßig bis gut biologisch abbaubarer Stoffe begünstigen, da das Verhältnis zwischen Substrat und Biomasse dann günstig ist.



**Abbildung 10: Eliminationsraten ausgewählter Spurenstoffe in der Belebungsstufe in Abhängigkeit von Schlammalter, Trockensubstanzgehalt und Schlammbelastung**

Auswertung basierend auf Daten des Intensiv- und Sonder-Messprogramms. Dargestellt sind nur die Trendlinien für Korrelationen mit  $r^2 > 0,50$ . Die Stoffe gehören mit Ausnahme von Nickel zur Stoffgruppe III (mäßig biologisch abbaubar, keine relevante Sorption). Die hier dargestellten Stoffe werden nicht vollständig im Belebungsbecken zurückgehalten. AB<sup>1</sup> = Hochlastmodul; AB<sup>2</sup> = Schwachlastmodul (Ergebnisse für Schlammbelastung nicht dargestellt).

Für die üblicherweise in Durchlauf-Belebungsanlagen zur Vermeidung von Schwimmschlamm angestrebten Schlammbelastungen ( $B_{TS} > 0,10 \text{ kg O}_2/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ ) lässt sich anhand der genannten logarithmischen Korrelationen nur eine geringe Verbesserung der Eliminationsrate erreichen. Zudem verhält sich die Erhöhung des Schlammalters (s. o.) umgekehrt proportional zur Schlammbelastung. Eine Erhöhung des Schlammalters erfordert indes einen höheren Trockenstoffgehalt, was wiederum zu einer verringerten Schlammbelastung führt.

Beide als zielführend für einen verbesserten Rückhalt biologisch abbaubarer Stoffe identifizierten Maßnahmen (Erhöhung Schlammalter und Reduzierung Schlammbelastung) stehen daher in einem Widerspruch zueinander. Ohnehin hat die Art der Betriebsweise nur einen Einfluss auf wenige Stoffe. So erfahren im Rahmen üblicher Betriebsparameter die gut biologisch abbaubaren und die sorptionsaffinen Stoffe eine hohe Elimination. Auf die anderen Stoffe (hier Stoffgruppen I und III) hat die Betriebsweise nur einen marginalen Einfluss.

#### *Art der Belebungsanlage*

Die Art der Belebung (vorgeschaltete Denitrifikation: Cismar und Rendsburg, Kaskadendenitrifikation: Bad Segeberg und Ratzeburg, SBR-Verfahren: Kropp und Süderbrarup, Aufteilung in ein Hoch- und Schwachlastmodul: Ahrensburg und Flensburg) hat keinen erkennbaren, systematischen Einfluss auf den biologischen Abbau und die Sorption von Spurenstoffen am Belebtschlamm, wie Abbildung 11 zeigt. Es kann daher nicht darauf geschlossen werden, dass ein bestimmter Anlagentyp einen relativ guten oder schlechten Spurenstoffrückhalt aufweist.

Die Integration der biologischen Phosphorelimination durch ein vorgeschaltetes Anaerobbecken hat offenbar keinen Einfluss auf den Rückhalt von Spurenstoffe (vgl. hierzu insbesondere Abbildung 11, Abbildung 12 und Tabelle 74 für die Kläranlagen Cismar und Rendsburg).

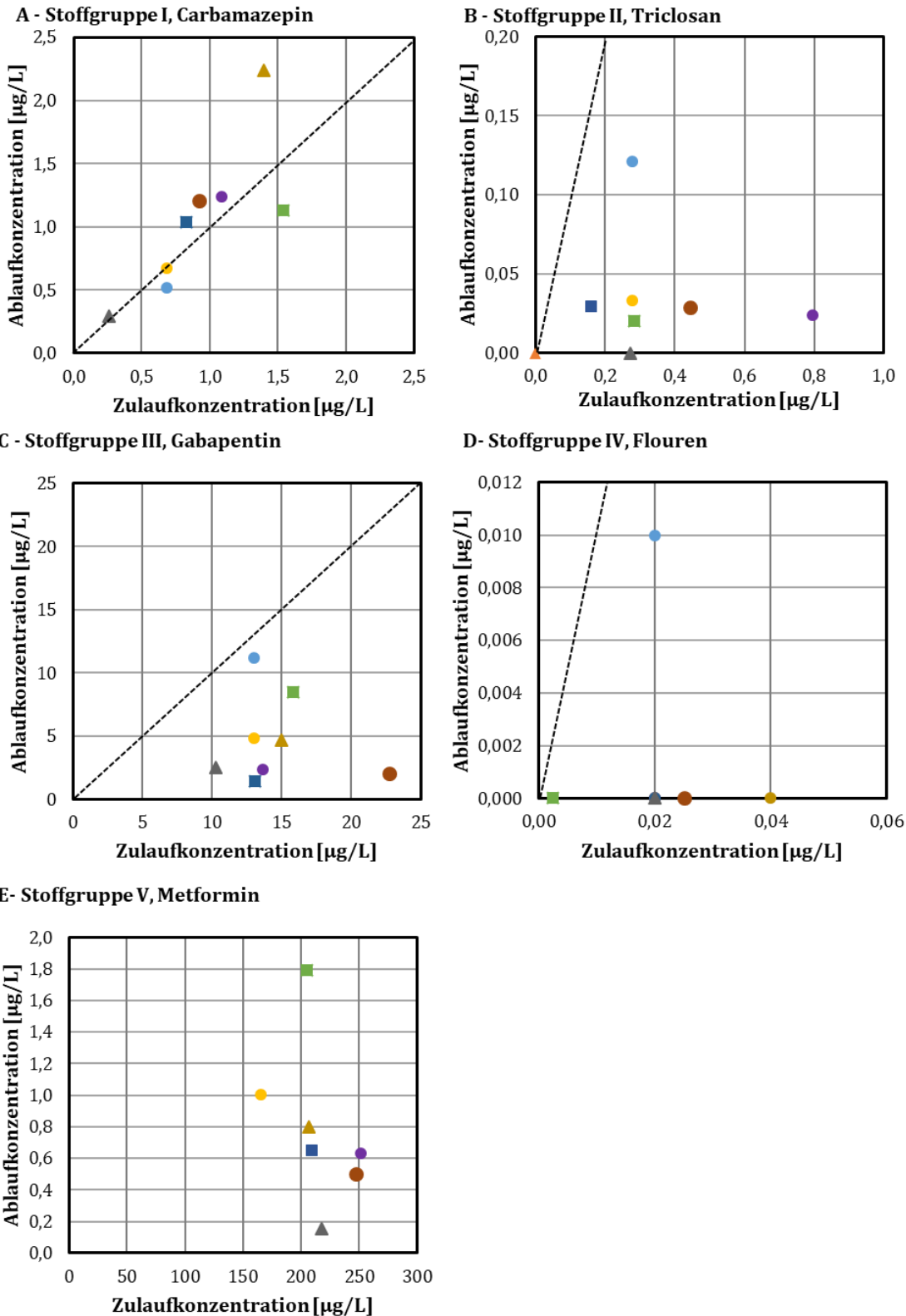
#### *Beurteilung der Stoffgruppen*

Deutlich wird, dass Spurenstoffe der Stoffgruppe I nicht in Belebungsanlagen zurückgehalten werden können (Abbildung 11A für Carbamazepin). Die von der Gerade gleicher Zu- und Ablaufkonzentrationen (schwarz gestrichelte Linie) abweichenden Wertepaare sind auf analytische Probleme bei der Quantifizierung des Stoffes (vgl. Abs. 3.4.2) oder auf systematische Probleme bei der Probenahme (qualifizierte Stichprobe vs. Mischprobe) zurückzuführen. Deutlich wird dieses Problem auch in Abbildung 12A, da die Frachten von Carbamazepin im Ablauf der Nachklärung regelmäßig oberhalb der Ablauffrachten liegt.

Stoffe, die biologisch abbaubar sind (Stoffgruppen III und V, vgl. Abbildung 11C und E), werden in Abhängigkeit ihrer Biodegradationskonstante (vgl. Abs. 2.2.1 und Anhang 1) eliminiert. Sehr gut biologisch abbaubare Stoffe werden zu fast 100 % auf diese Weise aus dem Abwasser entfernt (Spurenstoffe der Stoffgruppe V, z. B. Coffein, Metformin, Ibuprofen).

Der Einfluss der Sorption wird anhand der Stoffgruppe II deutlich, die durch eine relevante Sorption und keinen biologischen Abbau gekennzeichnet ist (vgl. Abbildung 11B für Triclosan). Im Einzelfall werden Eliminationsraten von bis zu 97 % erreicht. Zu dieser Stoffgruppe gehören auch die Schwermetalle, die sich mit Ausnahme von Nickel sehr gut mittels Sorption aus dem Abwasser entfernen lassen. Auch für Stoffe der Stoffgruppe IV (sorptionsaffin, mäßiger Abbau) wird deutlich, dass diese fast vollständig aus dem Abwasser entfernt werden können (Abbildung 11D).

● AB, Hochlast   ● AB, Schwachlast   ■ Bad Segeberg   ● Cismar   ▲ Kropp   ■ Ratzeburg   ● Rendsburg   ▲ Süderbrarup



**Abbildung 11: Leistung von Belebungsanlagen bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen.**

Dargestellt sind Vertreter der Stoffgruppen, die wesentliche Eliminationsmechanismen zusammenfassen (vgl. Abs. 5.1). **A:** Stoffgruppe I - keine Sorption, kein biologischer Abbau, Carbamazepin. **B:** Stoffgruppe II - relevante Sorption, kein biologischer Abbau, Triclosan. **C:** - Stoffgruppe III: keine relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau, Gabapentin. **D:** Stoffgruppe IV: relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau, Flouren. **E:** Stoffgruppe V - keine relevante Sorption, hoher biologischer Abbau, Metformin. ○ - vorgeschaltete Denitrifikation. □ - Kaskadendenitrifikation. △ - SBR-Reaktoren. Schwarz gestrichelt ist die Linie gleicher Zu- und Ablaufkonzentrationen.

### Weitere Einflussfaktoren

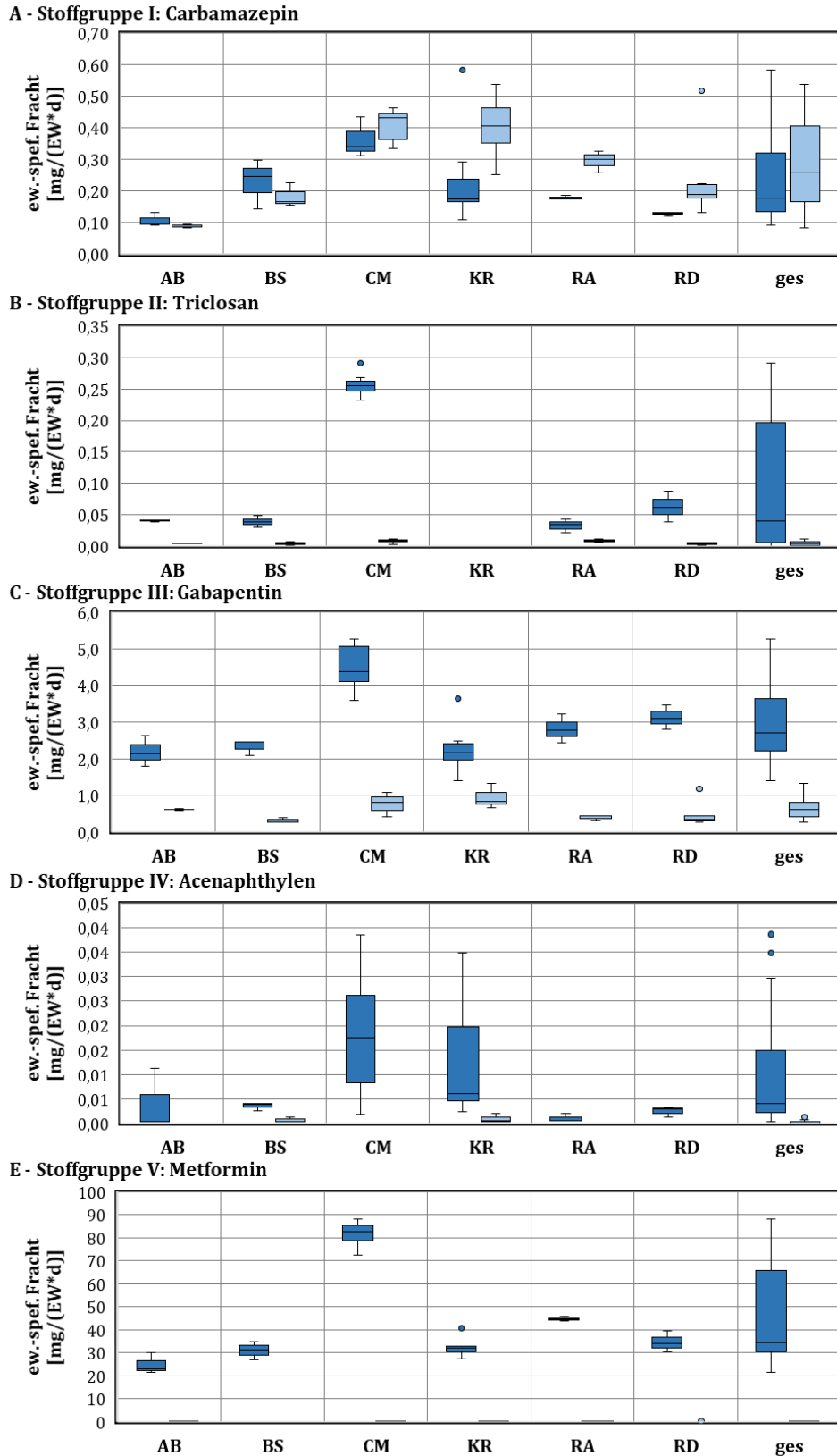
Abbildung 12 stellt die Zu- und Abauffrachten für einzelne Spurenstoffe jeder Stoffgruppe gegenüber. Es wird deutlich, dass insbesondere Stoffe der Gruppe I und III (keine Sorption, kein oder mäßiger biologischer Abbau) nicht vollständig in einer Belebungsstufe zurückgehalten werden. Bei den anderen Stoffgruppen (II, IV und V) führen entweder eine relevante Sorptionsaffinität oder ein mäßiger bis guter biologischer Abbau zu hohen Eliminationsraten.

Im Vergleich der Kläranlagen zeigt Abbildung 12, dass die absoluten Zulauffrachten (dunkelblau) deutlich voneinander abweichen können. Die festgestellten Abauffrachten (hellblau) sind hingegen meist auf einem vergleichbaren Niveau. Geringe Abauffrachten im Klarwasser (z. B. Triclosan, Abbildung 12B) sind möglicherweise auf eine Kurzschlussströmung zurückzuführen, wenn die hydraulische Aufenthaltszeit und damit die Reaktionszeit nicht ausreichend für eine Elimination sind.

Die daraus resultierenden Unterschiede der Zu- und Abauffrachten führt schließlich zu unterschiedlichen Eliminationsraten, die trotz fast identischer Ablaufkonzentrationen bzw. -frachten z. T. deutlich voneinander abweichen können. Tabelle 74 stellt für die in Abbildung 12 präsentierten Spurenstoffe die Eliminationsraten gegenüber (alle Eliminationsraten sind in Anhang 9 hinterlegt). So liegt nach Abbildung 12 die Abauffracht von Triclosan im Klarwasser bei allen Kläranlagen in einem sehr engen Bereich von 0,003 bis 0,008 mg/(EW\*d) (vgl. Anhang 7, Betrachtung ohne Hochlastmodul in Ahrensburg; im Klarwasser der Kläranlagen Kropp und Süderbrarup konnte kein Triclosan festgestellt werden). Aufgrund der unterschiedlichen Zulauffrachten/ -konzentrationen führt dieses zu Eliminationsraten in einem Bereich von 81 % Ratzeburg (mit einer Zulauffracht von 0,079 mg/(EW\*d)) und 97 % in Cismar (mit einer Zulauffracht von 0,256 mg/(EW\*d)). Für die Beurteilung der Eliminationsleistung einer Verfahrensstufe ist daher nicht ausschließlich die Eliminationsrate maßgebend. Vielmehr muss auch die absolute Zulaufbelastung (Konzentration oder Fracht) für einen Vergleich mehrerer Kläranlagen herangezogen werden. Gleiches gilt gleichermaßen sowohl für Belebungsstufen als auch für alle weiteren Verfahrensstufen.

Ferner wird in Abbildung 12 deutlich, dass die Streuung der Zulauffrachten sehr viel größer ist, als es für die Abauffrachten zu beobachten ist. Die Gründe hierfür sind in den dynamischen Veränderungen im Einzugsgebiet zu sehen, die durch nutzerbedingtes Verhalten (z. B. tageszeitlicher oder wochentäglicher Gebrauch), Niederschläge oder andere Faktoren determiniert werden. Aufgrund der Retentionswirkung in den verhältnismäßig großen Belebungs- und Nachklärbecken (ggf. in Kombination mit Ausgleichsbehältern im Kläranlagenzulauf) werden derart variierende stoffliche Belastungen nivelliert. Erkennbar ist das an den für die Abauffrachten in der Regel sehr viel kleineren Box-Plots in Abbildung 12, welche den Bereich zwischen den unteren und oberen Quartil wiedergeben. Eine Ausnahme hiervon stellt Carbamazepin dar, welches offenbar aufgrund analytischer Probleme (s. o.) häufig eine höhere Streuung für den Ablaufbereich wiedergibt.

Ebenso verdeutlicht Abbildung 12, dass die Berechnung eines Medianwertes einschließlich der Quartile gemeinsam für die Daten aller Kläranlagen (jeweils letzte Spalte, mit „ges.“ gekennzeichnet) dazu führt, dass eine sehr hohe Streuung indiziert wird. Damit wird suggeriert, dass der Eintrag bestimmter Stoffe generell einer hohen Streuung unterliegen. Vielmehr beruht diese Streuung aber auf charakteristischen Unterschieden der jeweiligen Einzugsgebiete. Für die Bestimmung charakteristischer Kennwerte (vgl. Abs. 9) wurde daher Ausreißer statistisch ermittelt und nicht für die Berechnung eines Medianwertes berücksichtigt (vgl. Abs. 3.7.2).



**Abbildung 12: Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufrachten [mg/(EW\*d)] der untersuchten Belebungsstufen.**

Dargestellt für die Stoffgruppen nach Abs. 5.1, Tabelle 12 als Box-Whisker-Plot. Angegeben sind jeweils der Median, die Quartile und die Whisker (1,5-facher Interquartilsabstand vom Mittelwert). Ausreißer außerhalb der Whisker sind mit einem Punkt markiert. Zulauf (Ablauf Grobentschlammung): dunkelblau, Ablauf Nachklärung (Klarwasser): hellblau. Nicht dargestellt sind die Daten des Hochlastmoduls in Ahrensburg.

**Tabelle 74: Auswahl von Eliminationsraten in der Belebungsstufe.**

Zusammengestellt sind die Eliminationsraten für die in Abbildung 12 dargestellten Stoffe, die jeweils eine Stoffgruppe repräsentieren. Eine Zusammenstellung aller Eliminationsraten ist in Anhang 9 hinterlegt.

Eliminationsraten [%]		Stoffgruppe				
		I	II	III	IV	V
		Carbamazepin	Triclosan	Gabapentin	Acenaphthylen	Metformin
AB	Hochlast	24	56	14	-900	18
AB	Schwachlast	1	88	63	n.d.	99
BS		25	93	48	> 88	99
CM	inkl. MR	-14	97	83	> 83	100
KR	SBR inkl. MR	-61	n.d.	69	95	100
RA		-25	81	89	n.d.	100
RD		-31	94	91	> 50	100
SB	SBR inkl. MR	-16	> 93	76	> 67	100

### 6.1.2 Tropfkörper

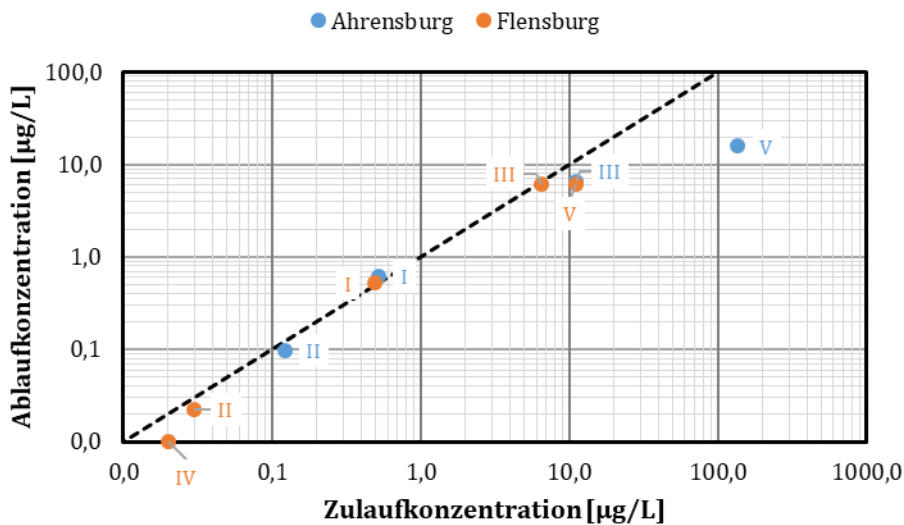
Die Basisdaten der untersuchten Tropfkörper sind Tabelle 75 zusammengestellt. Die beiden auf den Kläranlagen Ahrensburg (AB) und Flensburg (FL) untersuchten Tropfkörper werden mit bereits im Belebungsbecken (jeweils aufgeteilt in ein Hoch- und Schwachlastmodul) vorbehandelten Abwasser beschickt. Während der Tropfkörper in Ahrensburg ausschließlich mit im Hochlastmodul behandelten Abwasser beschickt wird, erfolgt in Flensburg eine Beschickung mit einer Mischung der Klarwasserströme aus beiden Module (vgl. Fließschemata, Anhang 3). Dieses führt zu einer höheren Zulaufbelastung in Ahrensburg (CSB = 271 mg/L) im Vergleich zu Flensburg (CSB = 66 mg/L, vgl. Anhang 7). Erkennbar ist das auch an den unterschiedlichen Zulauffrachten einiger Spurenstoffe (z. B. Triclosan, Acenaphthylen, Metformin, s. Abbildung 14).

Tendenziell sind daher die Eliminationsraten des hochbelasteten Tropfkörpers in Ahrensburg höher (Ausnahme das nicht im Tropfkörper beeinflusste Carbamazepin und das nicht biologisch abbaubare Triclosan, Stoffgruppen I und II). Insbesondere die mäßig und gut biologisch abbaubaren Stoffe (Stoffgruppen III bis V) werden deutlich im Tropfkörper umgesetzt. Die Eliminationsrate ist dabei reziprok zur Zulaufkonzentration. Ferner müssen für einen direkten Vergleich beider Tropfkörper noch weitere Betriebsparameter (etwa Oberflächenbeschickung und Material des Tropfkörpers) herangezogen werden, um die biologische Aktivität und eine mögliche Sorption im Biofilm besser beurteilen zu können. Insbesondere die Raumbelastung wäre hierfür ein geeigneter Parameter (unbekannt für Flensburg). Alle weiteren konstruktiven und betrieblichen Parameter sind vergleichbar.

Es zeigt sich, dass neben einem biologischen Abbau auch ein Rückhalt ausschließlich sorbierbarer Stoffe stattfindet (s. Daten für Triclosan). Die am Biofilm sorbierten Stoffe werden dann nach Ablösen desselben ausgetragen und können dann in einer nachgeschalteten fest-flüssig Trennung (z. B. Sedimentation, Filtration) entfernt werden.

**Tabelle 75: Basisdaten der untersuchten Tropfkörper.**

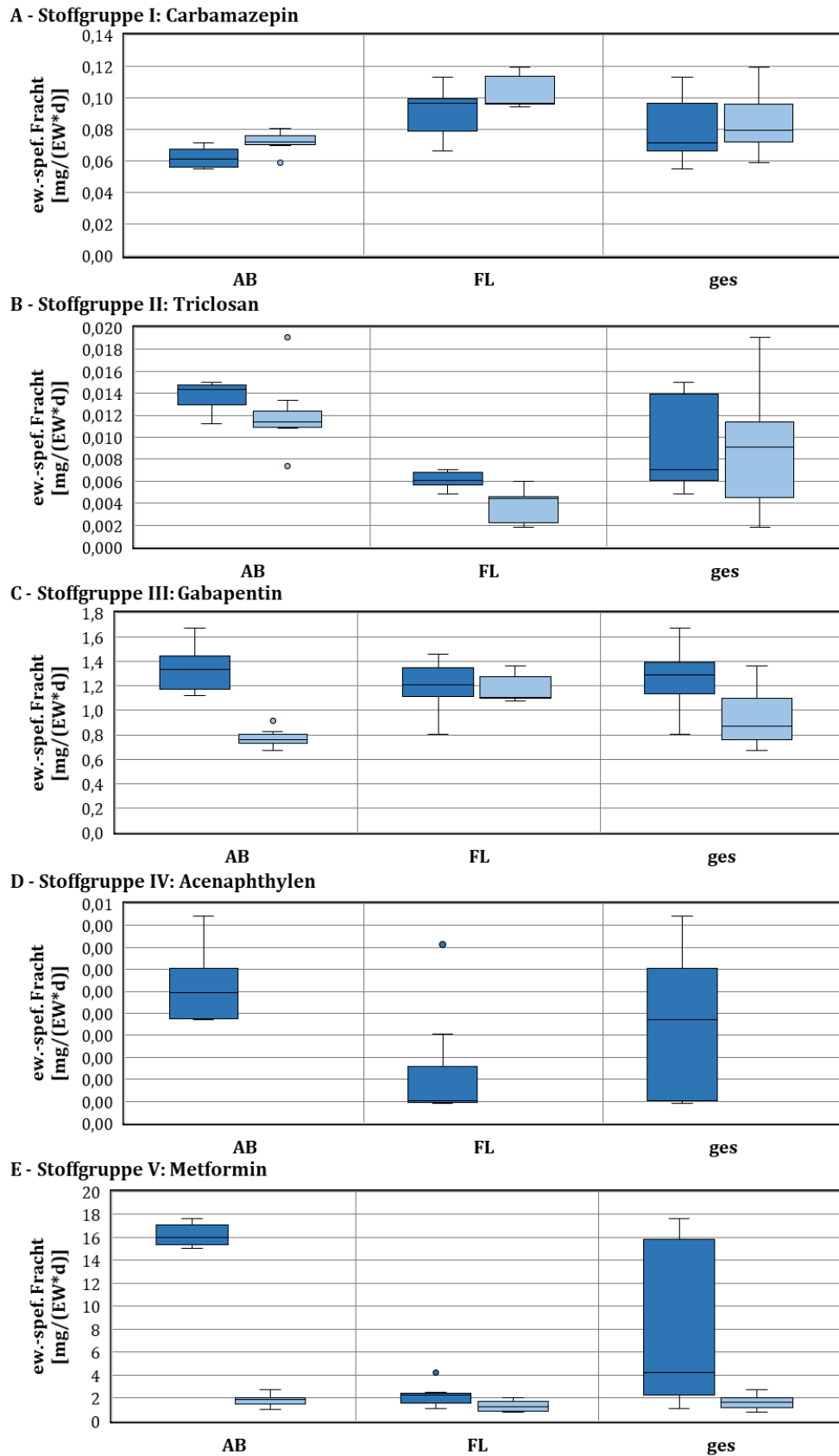
	Ahrenburg	Flensburg
Ziel der Behandlung	Nitrifikation (nur im Hochlastmodul)	Nitrifikation
Aufwuchskörper	Kunststoffblöcke	Kunststoffwaben
spez. Oberfläche [m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ]	200	240
Höhe Aufwuchskörper [m]	6,4	7,0
Strömungsrichtung	Abstrom	Abstrom
Durchlaufgeschwindigkeit [m/h]	1,1	nicht bekannt
Aufenthaltszeit t [h]	ca. 0,5	ca. 0,25-0,3
Oberfläche A <sub>TK</sub> [m <sup>2</sup> ]	346	n.d.
Raumbelastung B <sub>R</sub> [kg CSB/(m <sup>3</sup> × d)]	180	nicht bekannt
Flächenbeschickung q <sub>a</sub> [m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> *h]	0,68	1,29-2,0
Art der Spülung	keine	Drehsprenger verlangsamen
Spülintervalle	/	1x pro Woche



**Abbildung 13: Leistung von Tropfkörpern bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen.**

Dargestellt sind Vertreter der Stoffgruppen, die wesentliche Eliminationsmechanismen zusammenfassen (vgl. Abs. 5.1). Gruppe I (keine Sorption, kein biologischer Abbau): Carbamazepin. Gruppe II (relevante Sorption, kein biologischer Abbau): Triclosan. Gruppe III (keine relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau): Gabapentin. Gruppe IV (relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau): Flouren. Gruppe V (keine relevante Sorption, hoher biologischer Abbau): Metformin. Schwarz gestrichelt ist die Linie gleicher Zu- und Ablaufkonzentrationen.





**Abbildung 14: Gegenüberstellung der Zu- und Abauffrachten [mg/(EW\*d)] der untersuchten Tropfkörper.**

Dargestellt für die Stoffgruppen nach Abs. 5.1, Tabelle 12 als Box-Whisker-Plot. Angegeben sind jeweils der Median, die Quartile und die Whisker (1,5-facher Interquartilsabstand vom Mittelwert). Ausreißer außerhalb der Whisker sind mit einem Punkt markiert. Zulauf: dunkelblau, Ablauf: hellblau.

**Tabelle 76: Auswahl von Eliminationsraten in Tropfkörper.**

Zusammengestellt sind die Eliminationsraten für die in Abbildung 14 dargestellten Stoffe, die jeweils eine Stoffgruppe repräsentieren. Eine Zusammenstellung aller Eliminationsraten ist in Anhang 9 hinterlegt.

Eliminationsraten [%]	Stoffgruppe				
	I	II	III	IV	V
	Carbamazepin	Triclosan	Gabapentin	Acenaphthylen	Metformin
AB	-18	20	42	> 60	88
FL	-7	26	5	n.d.	44

### 6.1.3 Festbettreaktoren

Die Eliminationsleistung von Festbettreaktoren (FBR) wurde auf den Kläranlagen in Ahrensburg (AB), Bad Segeberg (BS), Flensburg (FL) und Ratzeburg (RA)<sup>8</sup> untersucht. In BS wird die Eliminationsleistung ggf. durch Spülabwasser aus der anschließenden Flockungsfiltration beeinflusst. In Flensburg wird die rechnerische Eliminationsrate durch das aus der Zentrifuge abgetrennte Schlammwasser, das ebenfalls dem FBR zugegeben wird und bisher nicht gesondert beprobt wurde, beeinflusst. Die Betriebsweisen und die Reinigungsziele der einzelnen Festbettreaktoren, in denen in erster Linie ein biologischer Abbau stattfinden soll, unterscheiden sich teilweise deutlich voneinander (Tabelle 77).

Die Eliminationsleistungen der untersuchten Festbettreaktoren sind nur bedingt vergleichbar. Wie Abbildung 15A zeigt, haben alle untersuchten Festbettreaktoren einen wesentlichen Einfluss auf den Rückhalt von ausschließlich sorbierbaren Stoffen (Stoffgruppe II). So wird Triclosan ausnahmslos zurückgehalten (Eliminationsraten bis zu 74 % in Flensburg). Hohe Sorptionsraten hängen hierbei offenbar mit hohen Zulaufkonzentrationen zusammen. Eine Abhängigkeit vom Filtermaterial (Blähton oder gebrochener Basalt) ist nicht erkennbar. Die zunächst auf dem Filtermaterial sorbierten Stoffe werden schließlich mit dem Spülwasser ausgelesen. Bei einer weiteren Behandlung in einer vorgeschalteten Belebungsanlage können diese Stofffrachten dann im Überschussschlamm fixiert und entfernt werden oder biologisch abgebaut werden. Es ist daher sinnvoll, diese Art der Spülabwässer möglichst weit zu Beginn der Abwasserreinigung zurückzuführen (weiteres hierzu s. Abs. 7).

Auf die Stoffgruppen I, III und V (keine relevante Sorption) haben die Reaktoren jedoch keinen charakteristischen Einfluss (Abbildung 15B). Hinsichtlich des biologischen Abbaus (Gruppen III bis V) gibt es keine deutliche Tendenz. So wird Gabapentin nur im Festbettreaktor in Bad Segeberg nennenswert zurückgehalten (66 %). Dieser zeichnet sich durch ein aerobes Milieu zur Nitrifikation aus. Im vergleichbaren Festbettreaktor von Flensburg konnte hingegen nur ein geringer Rückhalt (3 %) dieses Spurenstoffes beobachtet werden. Sinngemäß ist auch für das gut biologisch abbaubare Metformin kein einheitlicher Rückhalt feststellbar. Eine Abhängigkeit der Zulaufkonzentrationen (Abbildung 16) auf die Eliminationsraten (Tabelle 77), wie sie für Belebungsanlagen und Tropfkörper beobachten werden kann (s.o.), kann auf Basis der Daten für die Festbettreaktoren nicht festgestellt werden.

<sup>8</sup> Eine direkte Beprobung der Festbettreaktoren in Ratzeburg im Zu- und Ablauf war nicht möglich. Es erfolgt daher eine gemeinsame Beurteilung mit der anschließenden Flockungsfiltration.

Tabelle 77: Basisdaten der untersuchten Festbettreaktoren.

	Ahrenburg	Bad Segeberg	Ratzeburg	Flensburg
Ziel der Behandlung	Rest-Denitrifikation	Nitrifikation	Rest-Nitri, Rest-C-Abbau, Rückhalt susp. Stoffe	Nitrifikation
Belüftung	nein	ja	ja	ja
Aufwuchskörper/ Füllmaterial	Blähton	Blähton	gebr. Basalt	Blähton
Durchmesser Füllmaterial [mm]	4 - 8	3-8	2 - 3	4-8
Schichtstärke h [m]	2,35	3,80	8,00	4,00
Strömungsrichtung	Auftrom	Abstrom	Auftrom	Auftrom
Oberfläche [m <sup>2</sup> ] (je Reaktor)	28,1	21	5	40,2
Filtergeschwindigkeit [m/h]	1,62	4,13	15	13,3-14,9
Aufenthaltszeit t [h]	1,45	0,92	0,67	
Flächenbeschickung q <sub>a</sub> [m/h]		5,18	6,50	9,95
Raumbelastung B <sub>R</sub> [kg O <sub>2</sub> /(m <sup>3</sup> × d)]				
Art der Spülung	diskontinuierlich	diskontinuierlich	kontinuierlich	diskontinuierlich
Spülintervalle [h]	24	ca. 48	/	24
Zugabe von ... im Zulauf	Methanol	/	/	/

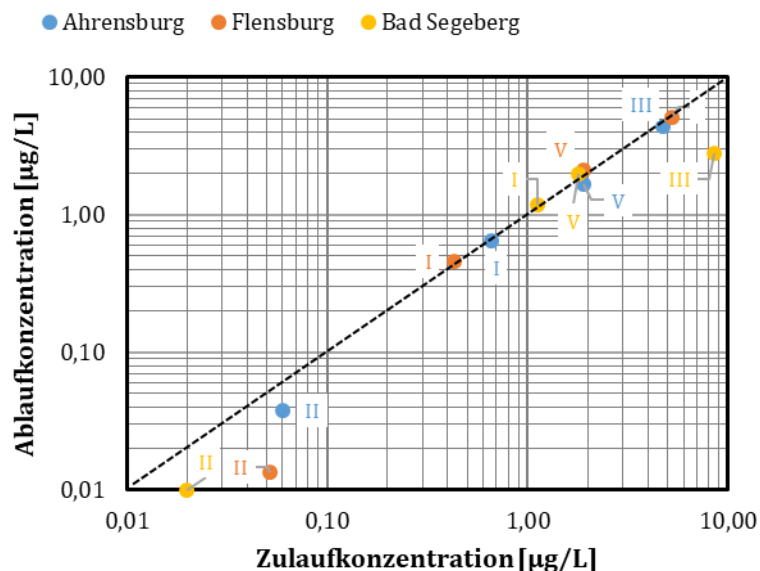
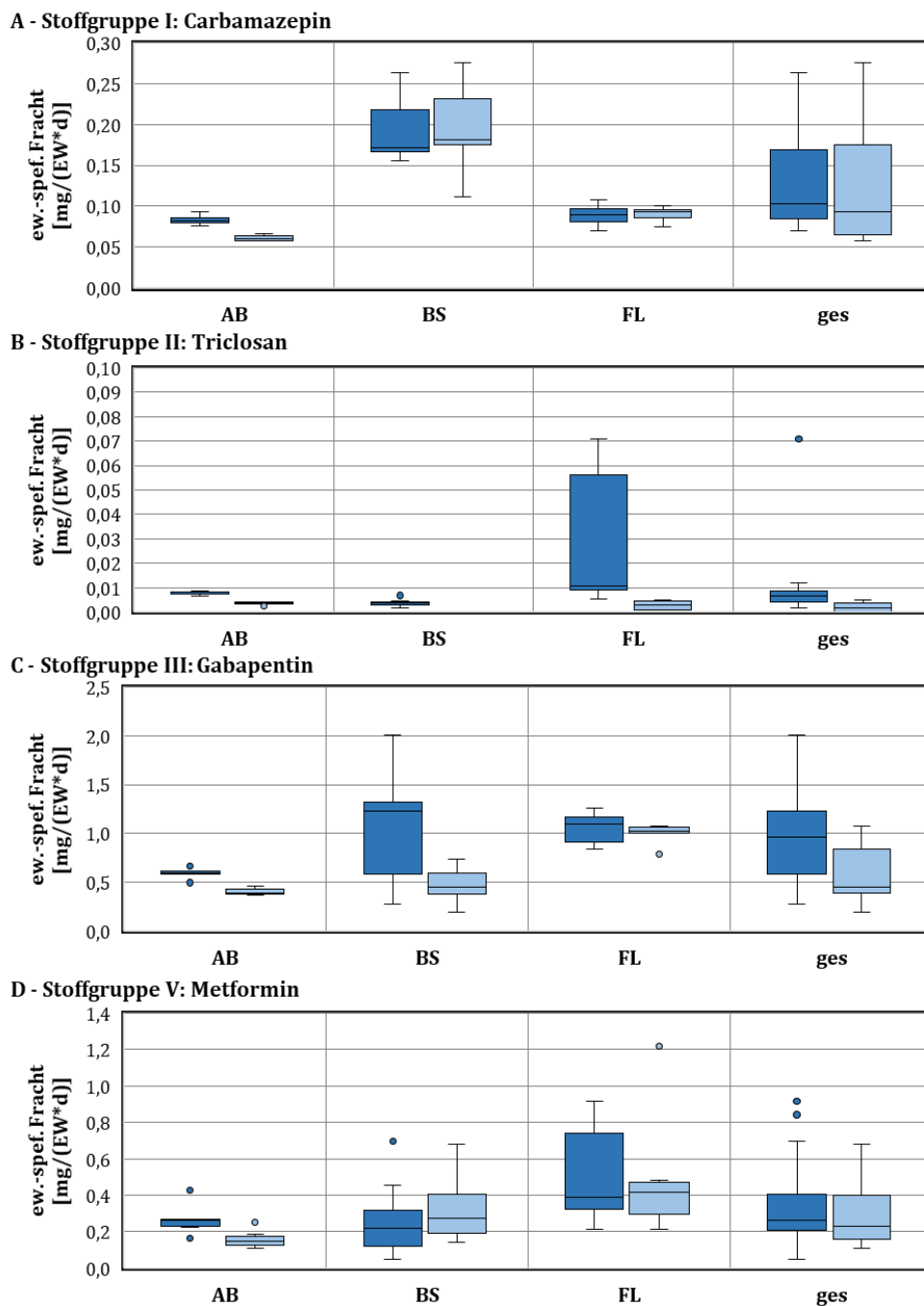


Abbildung 15: Leistung von Festbettreaktoren bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen.

Dargestellt sind Vertreter der Gruppen, die wesentliche Eliminationsmechanismen zusammenfassen (vgl. Abs. 5.1). Gruppe I (keine Sorption, kein biologischer Abbau): Carbamazepin. Gruppe II (relevante Sorption, kein biologischer Abbau): Triclosan. Gruppe III (keine relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau): Gabapentin. Gruppe V (keine relevante Sorption, hoher biologischer Abbau): Metformin. Aus Gruppe IV (relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau) liegen keine Daten vor. Schwarz gestrichelt ist die Linie gleicher Zu- und Ablaufkonzentrationen.



**Abbildung 16: Gegenüberstellung der Zu- und Ablauffrachten [mg/(EW\*d)] der untersuchten Festbettreaktoren.**

Dargestellt für die Stoffgruppen nach Abs. 5.1, Tabelle 12 als Box-Whisker-Plot. Angegeben sind jeweils der Median, die Quartile und die Whisker (1,5-facher Interquartilsabstand vom Mittelwert). Ausreißer außerhalb der Whisker sind mit einem Punkt markiert. Zulauf: dunkelblau, Ablauf: hellblau. Daten der Stoffgruppe IV liegen nicht vor.

**Tabelle 78: Auswahl von Eliminationsraten in Festbettreaktoren.**

Zusammengestellt sind die Eliminationsraten für die in Abbildung 16 dargestellten Stoffe, die jeweils eine Stoffgruppe repräsentieren. Eine Zusammenstellung aller Eliminationsraten ist in Anhang 9 hinterlegt.

Eliminationsraten [%]	Stoffgruppe				
	I	II	III	IV	V
	Carbamazepin	Triclosan	Gabapentin	Acenaphthylen	Metformin
AB	-1	56	5	n.d.	40
BS	-1	> 3	66	n.d.	-33
FL	-7	74	3	n.d.	-10

## 6.2 Physikalische Behandlungsstufen

### 6.2.1 Mechanische Reinigung

In Tabelle 79 sind die wesentlichen Kenndaten der mechanischen Vorreinigung zusammengestellt. Wie Abbildung 17A zeigt, hat diese Reinigungsstufe einen Einfluss auf alle sorptiven Stoffe (Stoffgruppen II und IV). Die zunächst im Rohabwasser gelösten Stoffe sorbieren an partikulären, suspendierten Stoffen. Mit der Abtrennung von Rechengut, Sand und Primärschlamm werden diese Stoffe dann aus dem Abwasser entfernt. Auf alle nicht sorptionsaffinen Stoffe hat die mechanische Reinigungsstufe hingegen keinen Einfluss (Stoffgruppen I, III und V, vgl. Abbildung 17B, C).

**Tabelle 79: Basisdaten der untersuchten mechanischen Reinigungsstufen.**

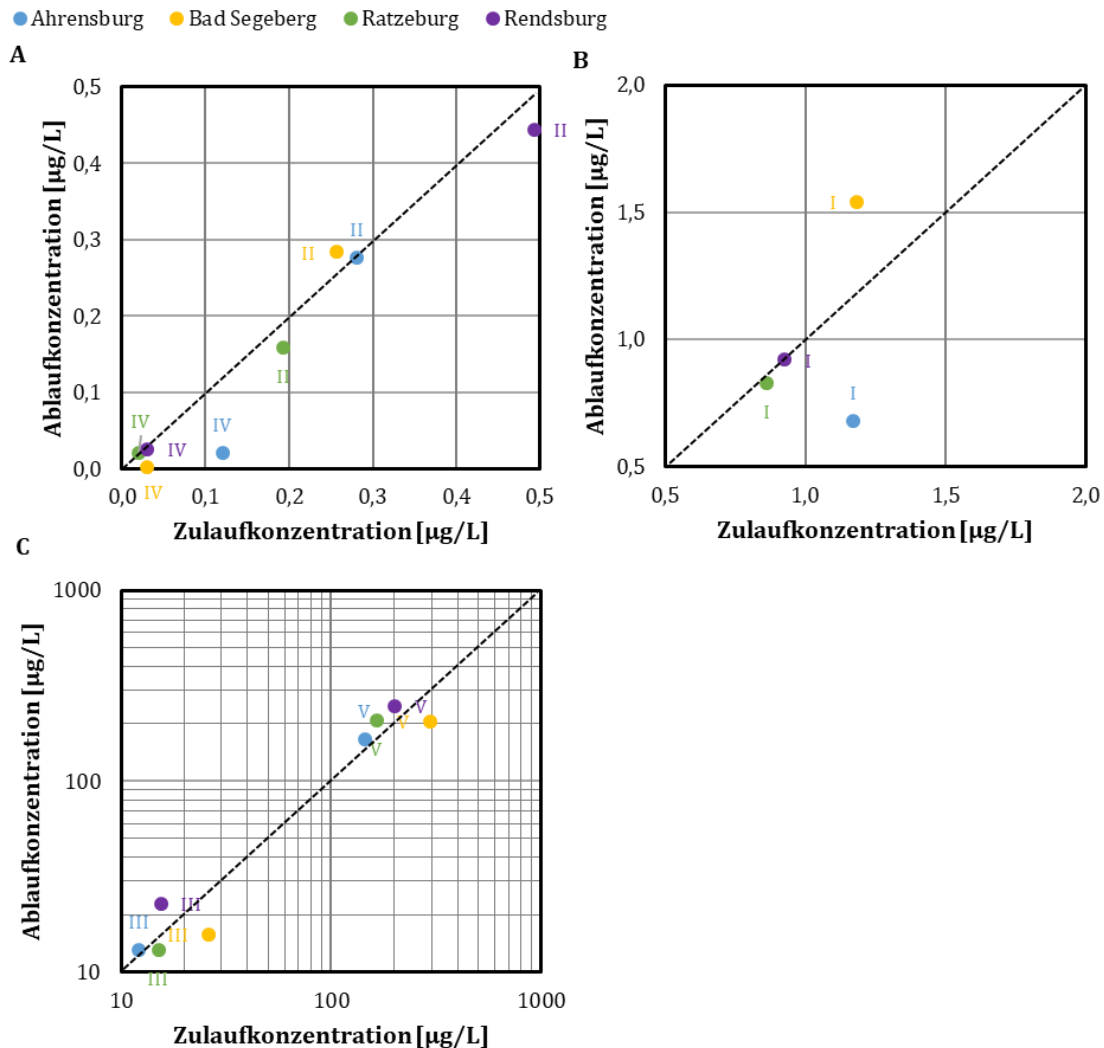
Parameter	Ahrenburg	Bad Segeberg	Ratzeburg	Rendsburg
Rechen (Spaltbreite) [mm]	Zulauf: 3,0 Feinrechen: 3,0	6,0	4,0	5,0
Vorklärung und Vorklärzeit [h]	keine VK	1,50	1,50	0,5 - 1,0

Überraschenderweise scheint die mechanische Reinigung einen Einfluss auf einige biologisch abbaubare Stoffe (Stoffgruppen III und V, vgl. Abbildung 18 und Tabelle 80) zu haben. Wie die Zusammenstellung aller Eliminationsraten (Anhang 9) aber zeigt, werden die Stoffe der genannten Stoffgruppen im Allgemeinen vergleichsweise schlecht bzw. nicht in der mechanischen Reinigungsstufe zurückgehalten.

Mit einer Verbesserung der fest-flüssig-Trennung kann daher ein verbesserter Rückhalt der zur Sorption neigenden Stoffe erfolgen. Als mögliche Maßnahmen wäre eine Reduzierung der Spaltbreite im Rechen oder eine Vergrößerung der Aufenthaltszeit im Sandfang oder der Vorklärung denkbar.

In der mechanischen Reinigung von Ratzeburg werden die höchsten Eliminationsraten der Stoffgruppen II und IV (relevante Sorption) erreicht (Triclosan: 40 %, Acenaphthylen: 88 %, vgl. Tabelle 80). Die Reinigungsstufe verfügt über einen Rechen mit vergleichsweise geringer Spaltbreite (4 mm) und wird mit einer Vorklärzeit von rund 1,5 h betrieben. Praktisch kein Rückhalt der sorptiven Stoffe ist in Bad Segeberg festzustellen (Triclosan: -11 %, Acenaphthylen: 0 %). Bei identischer Vorklärzeit und einer Spaltbreite des Rechens von 6 mm ist davon auszugehen, dass insbesondere letztere zum vergleichsweise schlechten Rückhalt von sorptiven Spurenstoffen beiträgt. Abbildung 18 zeigt überdies, dass offenbar bei kleiner Spaltbreite

des Rechens geringere Ablaufkonzentrationen sorptiver Stoffe nach der mechanischen Reinigung zu erreichen sind (s. Ablaufkonzentrationen von Triclosan und Acenaphthylen in Ratzeburg).



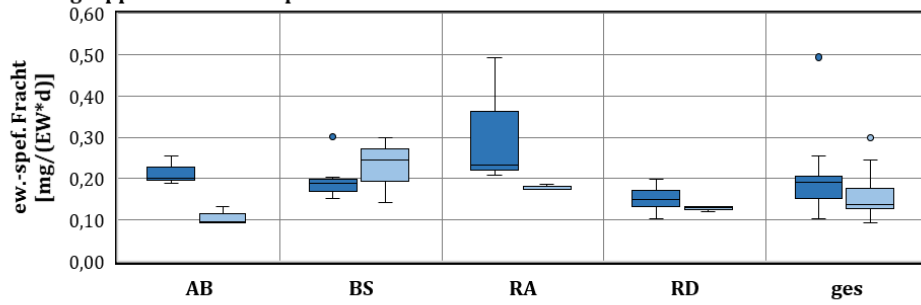
**Abbildung 17: Leistung der mechanischen Reinigung bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen.**

Dargestellt sind Vertreter der Gruppen, die wesentliche Eliminationsmechanismen zusammenfassen (vgl. Abs. 5.1). Gruppe I (keine Sorption, kein biologischer Abbau): Carbamazepin. Gruppe II (relevante Sorption, kein biologischer Abbau): Triclosan. Gruppe III (keine relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau): Gabapentin. Gruppe IV (relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau): Flouren. Gruppe V (keine relevante Sorption, hoher biologischer Abbau): Metformin. Schwarz gestrichelt ist die Linie gleicher Zu- und Ablaufkonzentrationen.

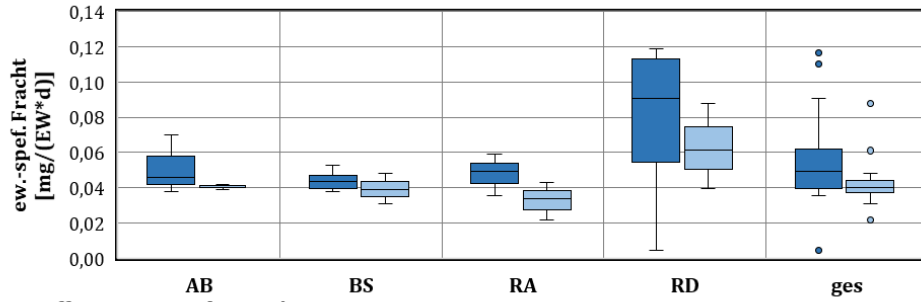
Ein verbesserter Rückhalt von Spurenstoffen im Rechen (durch geringere Spaltbreiten) oder im Sandfang (durch vergrößerte Aufenthaltszeiten) führt zu einem erhöhten Anfall von Rechengut und Sand. Beides muss aufwändig und kostenpflichtig entsorgt werden. Auf diese Weise kann allerdings nur ein verbesserter Rückhalt sorptionsaffiner Stoffe erreicht werden, die andernfalls mit dem Überschussschlamm aus dem Abwasser entfernt werden. Eine Verbesserung in Bezug auf die mit dem Kläranlagenablauf emittierten Stofffrachten ist also nicht zwangsläufig bei einer Verbesserung der fest-flüssig-Trennung in Rechen oder Sandfang zu erwarten.

Wird mittelfristig von einer vollständigen thermischen Verwertung aller Klärschlämme ausgegangen, wäre die Bindung der sorptive Spurenstoffen im Klärschlamm die wirtschaftlichere und sinnvollere Alternative. Dem stehen möglicherweise betriebliche Aspekte (Vermeidung von Verstopfungen etc.) gegenüber, die für eine geringe Spaltbreite sprechen.

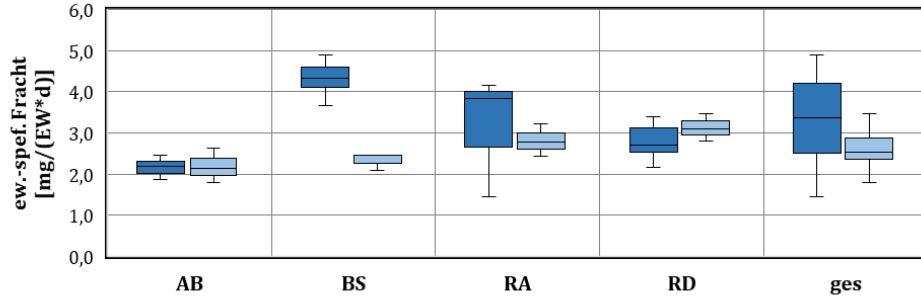
## A - Stoffgruppe I: Carbamazepin



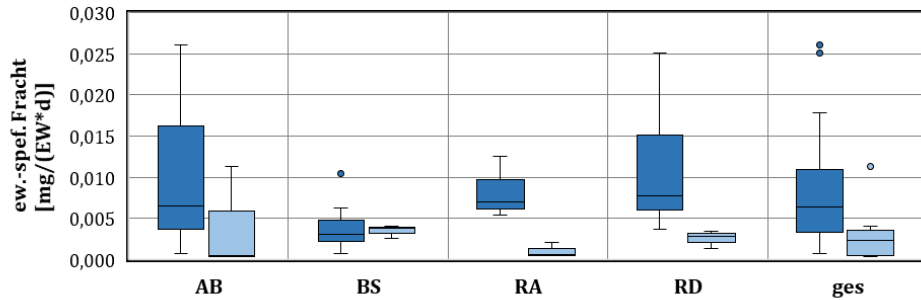
## B - Stoffgruppe II: Triclosan



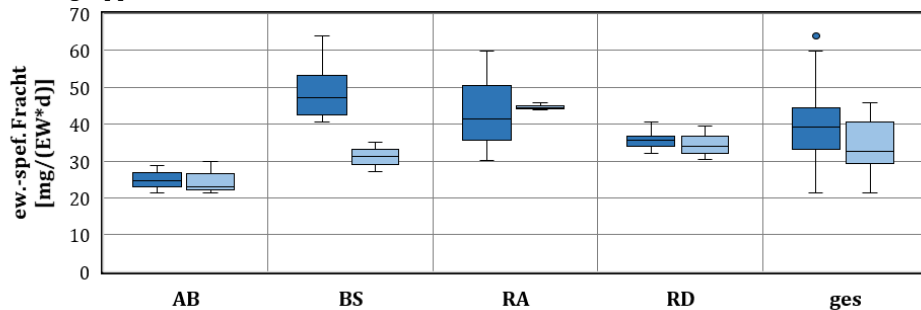
## C - Stoffgruppe III: Gabapentin



## D - Stoffgruppe IV: Acenaphthylen



## E - Stoffgruppe V: Metformin



**Abbildung 18: Gegenüberstellung der Zu- und Ablauffrachten [mg/(EW\*d)] der mechanischen Reinigungsstufen.**

Dargestellt für die Stoffgruppen nach Abs. 5.1, Tabelle 12 als Box-Whisker-Plot. Angegeben sind jeweils der Median, die Quartile und die Whisker (1,5-facher Interquartilsabstand vom Mittelwert). Ausreißer außerhalb der Whisker sind mit einem Punkt markiert. Zulauf: dunkelblau, Ablauf: hellblau.

Eine Vergrößerung der Aufenthaltszeit in der Vorklärung führt indes zu erhöhten Frachten im Primärschlamm. Nach der Schlammbehandlung akkumulieren sich die sorptiven Stoffe abermals im Klärschlamm. Wie zuvor ausgeführt, würden andernfalls die sorptiven Stoffe mit dem Überschussschlamm entfernt. Es ist daher nicht von einem verbesserten Rückhalt der sorptiven Spurenstoffe durch längere Aufenthaltszeiten in der Vorklärung auszugehen. Da zur Aufrechterhaltung der Denitrifikationskapazität die Vorklärzeit i. d. R. begrenzt ist, wäre dieses ohnehin nicht problemlos in den Betrieb zu integrieren. Zur Unterstützung der Denitrifikation wäre dann ggf. die Zugabe von Co-Substraten (Methanol, Essigsäure o. ä.) erforderlich.

**Tabelle 80: Auswahl von Eliminationsraten in der mechanischen Reinigungsstufe.**

Zusammengestellt sind die Eliminationsraten für die in Abbildung 18 dargestellten Stoffe, die jeweils eine Stoffgruppe repräsentieren. Eine Zusammenstellung aller Eliminationsraten ist in Anhang 9 hinterlegt.

Eliminationsraten [%]	Stoffgruppe				
	I	II	III	IV	V
	Carbamazepin	Triclosan	Gabapentin	Acenaphthylen	Metformin
AB	42	2	-7	94	-15
BS	-30	-11	40	0	31
RA	15	40	41	88	33
RD	0	10	-46	60	-23

### 6.2.2 Filtration

Sandfilter werden auf den Kläranlagen Bad Segeberg (BS) unter Zugabe von Methanol zur Rest-Denitrifikation und in Rendsburg (RD) sowie in Ahrensburg (AB) im Zusammenhang mit einer Nachfällung als Flockungsfiltration eingesetzt. In der Filtration der Kläranlagen Flensburg (FL) erfolgt eine Kombination beider vorgenannten Prozesse. Es können daher in den Filtrationsstufen physikalische (Filtration, Sorption), biologische (Denitrifikation) und chemische (Fällung) Prozesse stattfinden.

Der in Ratzeburg vorhandene Filter wurde nur in Kombination mit dem vorgeschalteten Festbettreaktor untersucht. In Cismar (CM) wurde ein Tuchfilter zum Rückhalt suspendierter Stoffe eingesetzt. Die eingesetzten Filter unterscheiden sich z. T. signifikant in ihren Basisdaten, wie Filteraufbau, Filtermaterialien oder Filtergeschwindigkeiten etc. (Tabelle 81).

In den untersuchten Filtrationsstufen werden die gut sorbierbaren Stoffe (Gruppe II) vergleichsweise gut zurückgehalten (Abbildung 19A). Auf die Stoffe der Gruppe I (kein Abbau, keine Sorption) hat die Filtration keinen Einfluss. Auf die mäßig bis gut biologisch abbaubaren Stoffe (Gruppen III und V, Abbildung 19B) zeigen die Filtrationsstufen häufig einen Einfluss. Es lässt sich jedoch kein deutliches Muster erkennen bzw. ein Filter mit besonders guter Eliminationsleistung identifizieren (vgl. Tabelle 81).

Eine Ausnahme bildet die Filtrationsstufe in Bad Segeberg, die zur Rest-Denitrifikation unter Zugabe von Methanol als Co-Substrat betrieben wird. Obschon dieser intentionell biologischen Betriebsweise lässt sich kein biologischer Abbau feststellen (Abbildung 20C und D). Tatsächlich findet in diesem Filter keine vollständige Denitrifikation statt (Nitrat-Stickstoff im Zulauf: 8,50 mg N/L, im Ablauf: 5,84 mg N/L, vgl. Anhang 8).



Tabelle 81: Basisdaten der untersuchten Filtrationsstufen.

	Ahrenburg	Bad Segeberg	Cismar	Flensburg	Ratzeburg	Rendsburg
Ziel der Behandlung	Flockungsfiltration zur Nachfällung	Rest-Deni./ Rückhalt susp. Stoffe	Rückhalt susp. Stoffe	Flockungsfiltr. zur Nachfäll. + Rest-Deni	Flockungsfiltration zur Nachfällung/ Rest-Deni	Flockungsfiltration zur Nachfällung
Filteraufbau	Dreischichtfilter	Einschichtfilter	Tuchfilter als Trommelfilter	Zweischichtfilter	Einschichtfilter	Vierschichtfilter
Strömungsrichtung	Abstrom	Aufstrom	Vertikal durchströmt	Abstrom	Aufstrom	Aufstrom
Filtermedium	Hydro-Anthrazit, Sand, Kies	Blähton gebrochen	Polstoff	Hydro-Anthrazit, Kies	Basalt	Quarz, Basalt, Anthrazit
Durchmesser des Filtermaterials [mm]	Kies: 2-3,15 Quarzsand: 0,7-1,2 Hydro-Anthrazit: 1,4-2,5	1,5 bis 2,5		Kies: 0,71-1,12 bzw. 1,0-1,6 Hydro-Anthrazit: 1,4-2,5	1,0 bis 1,6	Anthrazit: 1,4-2,5 Basalt: 1-1,6 Quarz: 3-5,6 Quarz: 5-8
Schichtstärke [m]	Kies: 0,2 Quarzsand: 0,5 Hydro-Anthrazit: 1,0	2		Kies: 0,8 Hydro-Anthrazit: 1,20	6	Anthrazit: 1,0 Basalt: 0,6 Quarz: 0,15 Quarz: 0,15
Oberfläche [m] (je Reaktor)		19,0		40,2	5,0	20,0
Filtergeschwindigkeit [m/h]	1,40	2,17		10	10	Trockenwetter: ca. 4-5 Regenwetter: ca. 16
Aufenthaltszeit t [h]	1,21	0,92			0,70	0,34
Flächenbeschickung $q_a$ [m/h]		5,72		9,95	5,20	0,34
Art der Spülung	diskontinuierlich	diskontinuierlich	diskontinuierlich	diskontinuierlich	kontinuierlich	diskontinuierlich
Spülintervalle	18-20 h	ca. alle 2 Tage	nicht bekannt, automatisch	max. 24h	/	ca. alle 2 Tage
Zugabe von ... im Zulauf	FeClSO <sub>4</sub> Polymer	Methanol	/	Methanol FeClSO <sub>4</sub>	Methanol FeClSO <sub>4</sub>	FeCl <sub>3</sub> (im Flockungsbecken)

Allgemeingültige Aussagen bezüglich der untersuchten Filtrationsstufen sind schwierig, da einerseits die einzelnen Verfahren sehr unterschiedlich sind. Andererseits führt die Anordnung hinter der Belebungsstufe zu geringen Stoffkonzentrationen und folglich zu relativ vielen Negativbefunden, was eine Interpretation der Daten erschwert. Die Stoffe der Stoffgruppe IV konnten hier beispielsweise gänzlich nicht mehr nachgewiesen werden.

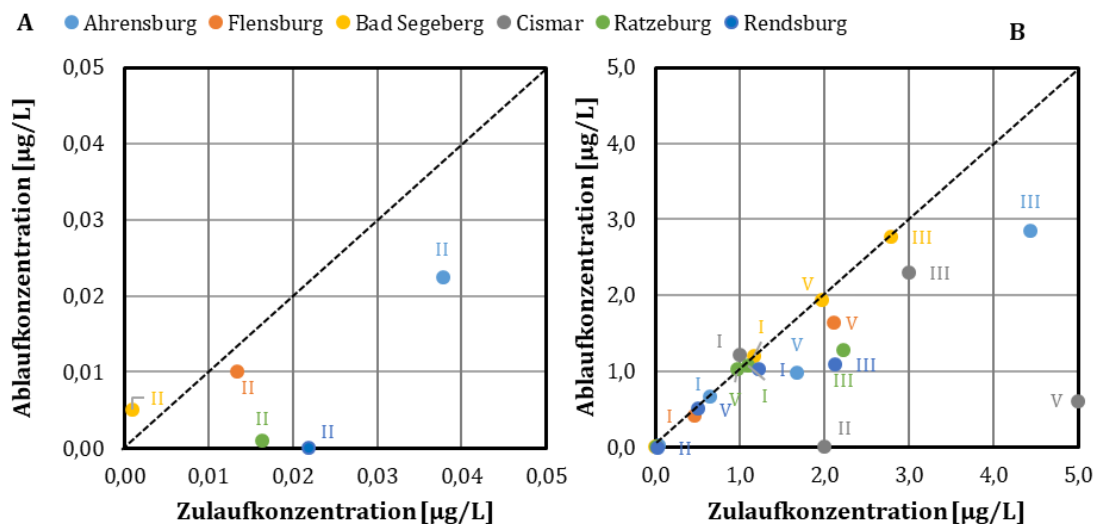
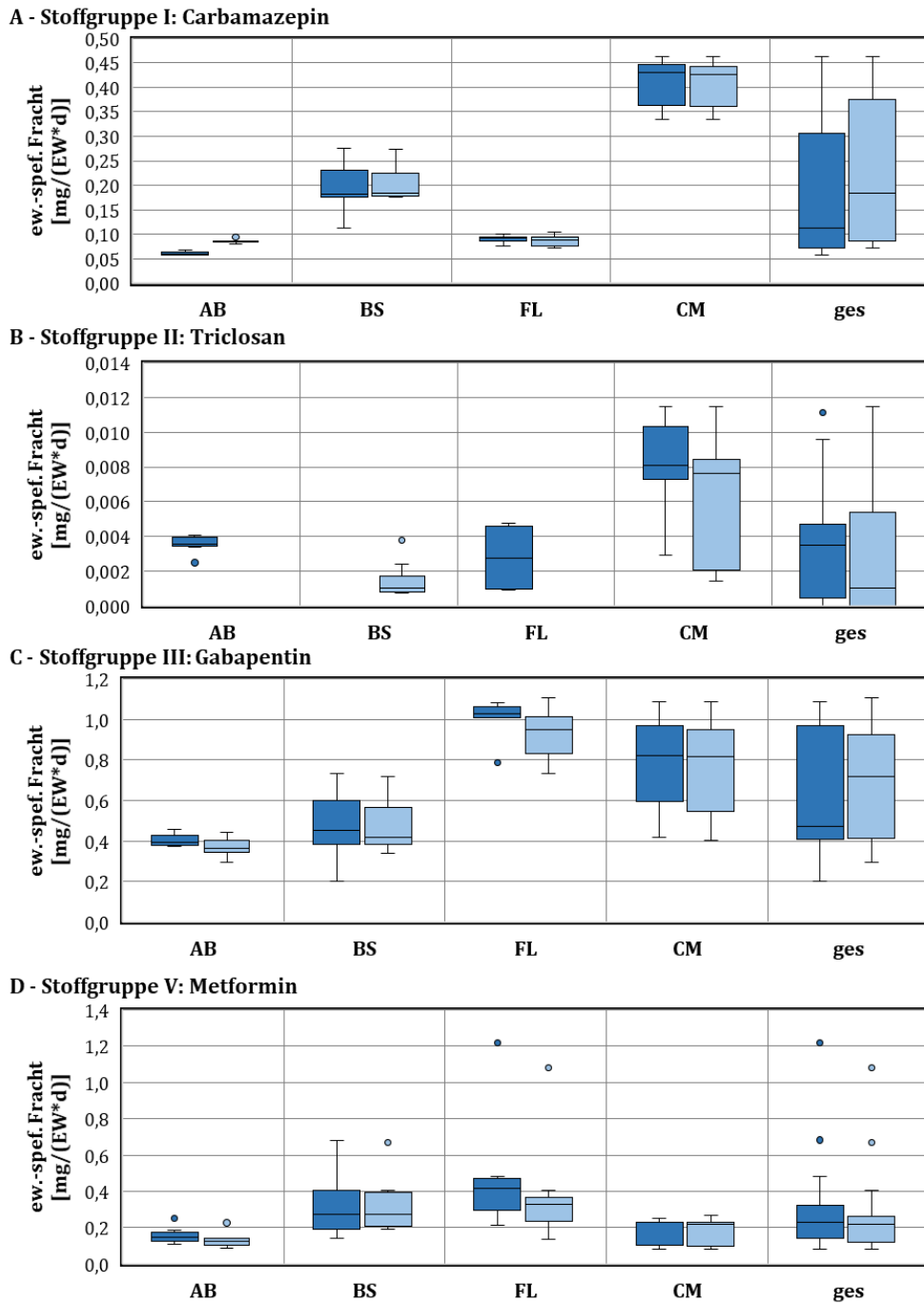


Abbildung 19: Leistung von Filtrationsstufen bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen.

Dargestellt sind Vertreter der Gruppen, die wesentliche Eliminationsmechanismen zusammenfassen (vgl. Abs. 5.1). Gruppe I (keine Sorption, kein biologischer Abbau): Carbamazepin. Gruppe II (relevante Sorption, kein biologischer Abbau): Triclosan. Gruppe III (keine relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau): Gabapentin. Gruppe V (keine relevante Sorption, hoher biologischer Abbau): Metformin. Aus Gruppe IV (relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau) liegen keine Daten vor. Schwarz gestrichelt ist die Linie gleicher Zu- und Ablaufkonzentrationen.



**Abbildung 20: Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufrachten [mg/(EW\*d)] der untersuchten Filtrationsstufen.**

Dargestellt für die Stoffgruppen nach Abs. 5.1, Tabelle 12 als Box-Whisker-Plot. Angegeben sind jeweils der Median, die Quartile und die Whisker (1,5-facher Interquartilsabstand vom Mittelwert). Ausreißer außerhalb der Whisker sind mit einem Punkt markiert. Zulauf: dunkelblau, Ablauf: hellblau. Daten der Stoffgruppe IV liegen nicht vor.

**Tabelle 82: Auswahl von Eliminationsraten in den Filtrationsstufen.**

Zusammengestellt sind die Eliminationsraten für die in Abbildung 20 dargestellten Stoffe, die jeweils eine Stoffgruppe repräsentieren. Eine Zusammenstellung aller Eliminationsraten ist in Anhang 9 hinterlegt.

Eliminationsraten [%]	Stoffgruppe					
	I	II	III	IV	V	
	Carbamazepin	Triclosan	Gabapentin	Acenaphthylen	Metformin	
AB	-3	> 47	36	n.d.	42	
BS	-3	n.d.	1	n.d.	2	
FL	7	n.d.	4	n.d.	22	
CM	Tuchfilter	2	79	2	n.d.	5
RA	FBR + FF	-3	> 33	11	n.d.	-58

### 6.3 UV-Desinfektion

Bei den Kläranlagen Cismar (CM) und Ratzeburg (RA) kommt als jeweils letzte Behandlungsstufe eine UV-Desinfektion zum Einsatz, die primär dazu dient, die Belastung mit pathogenen Keimen in den Vorflutgewässern (Ostsee bzw. Ratzeburger See) und an deren Badestellen zu reduzieren. Maßgebend hinsichtlich der Reduzierung der pathogenen Keime ist die Bestrahlungsdosis, die sich in beiden Anlagen unterscheidet (Tabelle 83). In Ratzeburg wird der Klarwasserstrom auf drei Reaktoren aufgeteilt, die eine unterschiedliche, volumenstromabhängige Bestrahlungsdosis erhalten. Bei einer gleichmäßigen Aufteilung beträgt die mittlere Bestrahlungsdosis  $421 \text{ J/m}^2$  und ist somit etwas niedriger als in Cismar ( $490 \text{ J/m}^2$ ).

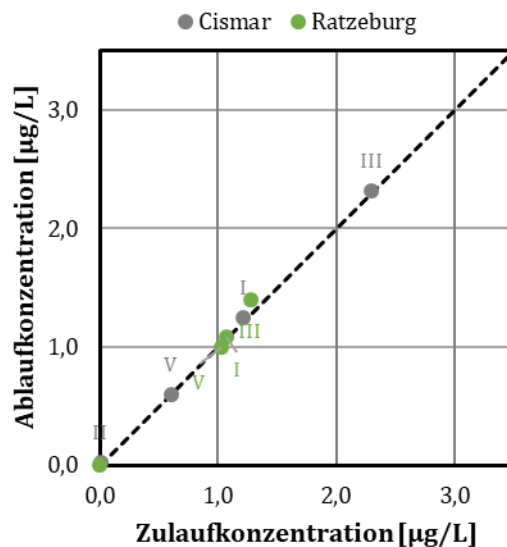
**Tabelle 83: Basisdaten der untersuchten UV-Behandlungsstufen.**

	Cismar	Ratzeburg
Ziel der Behandlung	Hygenisierung/ Desinfektion	Hygenisierung/ Desinfektion
Bestrahlungsstärke oder -intensität I [ $\text{W/m}^2$ ]		<sup>1</sup> Reaktor 1: 19,6 Reaktor 2: 15,2 Reaktor 3: 41,0
mittlere Verweilzeit/ Bestrahlungsdauer $t_h$ [s]		<sup>1</sup> Reaktor 1: 19,1 Reaktor 2: 18,0 Reaktor 3: 15,0
Bestrahlung (-dosis) H [ $\text{J/m}^2$ ]	490 <sup>2</sup>	Reaktor 1: 375 Reaktor 2: 275 Reaktor 3: 615
<sup>1</sup> abhängig vom Durchfluss; <sup>2</sup> konnte nicht abschließend geklärt werden.		

Die UV-Behandlung hat keinen Einfluss auf die üblichen Prozesse der Spurenstoff-Elimination (biologischer Abbau oder Sorption). Vielmehr können Moleküle infolge Photolyse (vgl. Abs. 2.2.4) in Transformationsprodukte zerlegt werden. Nur wenige der untersuchten Spurenstoffe können durch Photolyse beeinflusst werden, wie auch Abbildung 21 für Vertreter der untersuchten Stoffgruppen zeigt. Das Schmerzmittel Diclofenac kann hingegen durch Photolyse zerlegt werden, welches in beiden Anlagen zu einer signifikanten Reduzierung führt (Abbildung 21, Abbildung 22C). Für folgende im Rahmen dieser Studie untersuchten Spurenstoffe kommt die Photolyse als maßgeblicher Eliminationsmechanismus infrage: Carbama-

zepin, Ciprofloxacin, Gabapentin, Diclofenac, Triclosan, Benzotriazol, Bisphenol A – vgl. die entsprechenden Unterkapitel in Abs. 5 mit weiteren Nachweisen).

Im Rahmen dieser Studie konnte ein Rückhalt für Ciprofloxacin (Cismar: 6 %, Ratzeburg 17 % - Stoffgruppe III), Diclofenac (18 und 25 % - Stoffgruppe III), Imidacloprid (10 und 11 % - Stoffgruppe I) und Terbutryn (4 und 11 %) festgestellt werden. Der ausschließliche Nachweis einer Photolyse für Stoffe der beiden genannten Stoffgruppen ist vielmehr auf die Tatsache zurückzuführen, dass diese in der mechanisch-biologischen Abwasserbehandlung nicht oder nicht vollständig zurückgehalten werden. Die fehlende Nachweise einer stattfindenden Photolyse für Stoffe der Gruppen II, IV und V (mäßig bis gut abbaubar) liegen in den bereits unterhalb der Bestimmungsgrenze liegenden Konzentrationen beim Durchgang durch die UV-Behandlung und schließt nicht prinzipiell eine photolytische Reaktion auch für diese Stoffe aus.



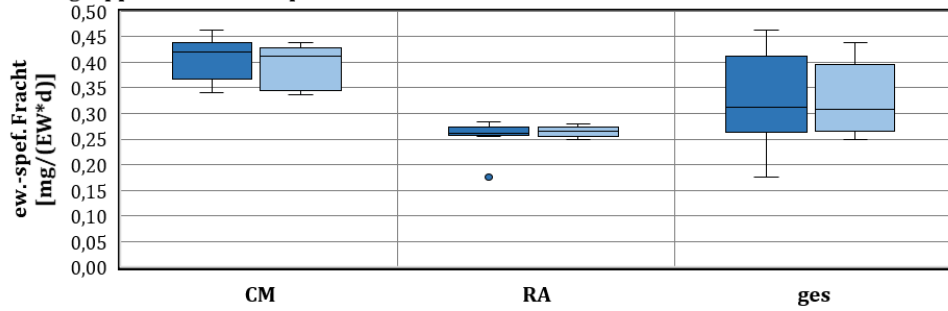
**Abbildung 21: Leistung einer UV-Behandlung bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen.**

Dargestellt sind Vertreter der Gruppen, die wesentliche Eliminationsmechanismen zusammenfassen (vgl. Abs. 5.1). Gruppe I (keine Sorption, kein biologischer Abbau): Carbamazepin. Gruppe II (relevante Sorption, kein biologischer Abbau): Triclosan. Gruppe III (keine relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau): Gabapentin. Gruppe V (keine relevante Sorption, hoher biologischer Abbau): Metformin. Aus Gruppe IV (relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau) liegen keine Daten vor. Schwarz gestrichelt ist die Linie gleicher Zu- und Ablaufkonzentrationen.

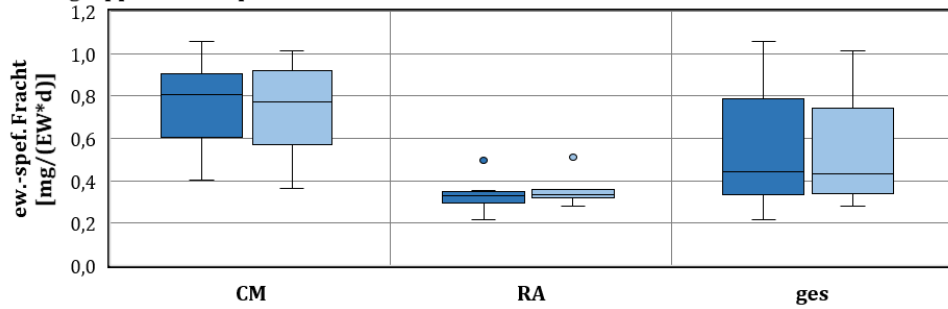
Die genannten Eliminationsraten sind in Ratzeburg durchgängig höher als in Cismar, obschon die Bestrahlungsdosen umgekehrt sind. Es scheinen also weitere Parameter (Geometrie etc.) einen Einfluss auf die tatsächliche Elimination zu haben. Die mit diesen Bestrahlungsdosen, die zur fast vollständigen Entkeimung ausreichend sind (vgl. Abs. 10), erreichten Eliminationsraten sind jedoch mit Blick auf die absolute Frachtreduktion gering (s. hierzu die Diskussion in Abs. 6.5). Um eine signifikante Frachtreduktion zu erreichen, wären deutlich höhere Bestrahlungsdosen mit entsprechendem Energieaufwand notwendig.

Hinzuweisen ist daher auch auf die infolge der Photolyse entstehenden Transformationsprodukte, die – wenn die UV-Behandlung als letzte Behandlungsstufe angeordnet wird – direkt in die Vorflut geleitet wird. Da einige Transformationsprodukte ggf. abbaubar oder sorbierbar sind, könnte eine weitere mechanisch-biologische Behandlung dazu beitragen, diese zu entfernen.

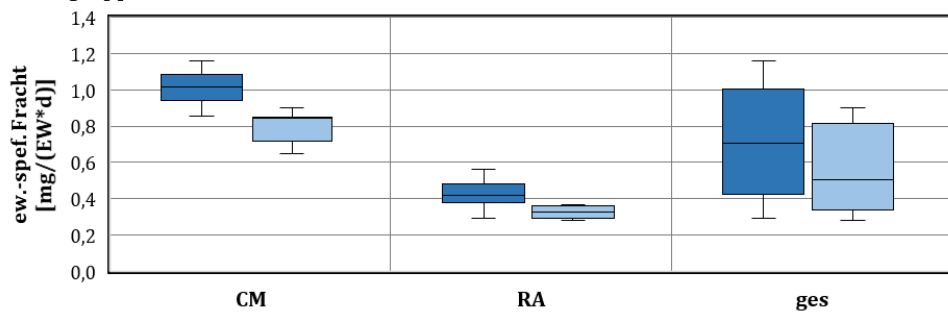
## A - Stoffgruppe I: Carbamazepin



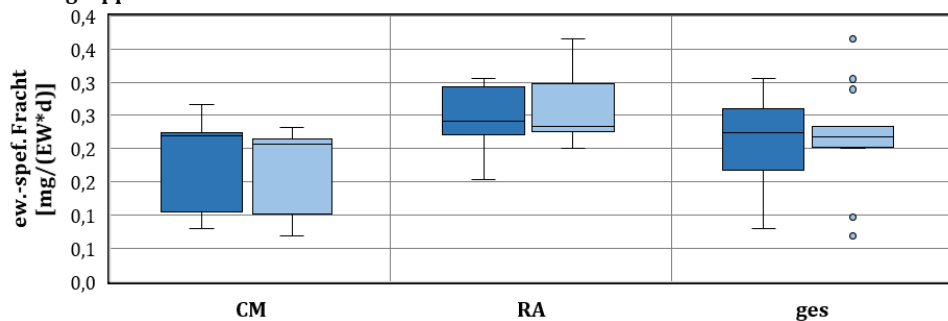
## B - Stoffgruppe III: Gabapentin



## C - Stoffgruppe III: Diclofenac



## D - Stoffgruppe V: Metformin



**Abbildung 22: Gegenüberstellung der Zu- und Ablauffrachten [mg/(EW\*d)] der untersuchten UV-Behandlungsstufen.**

Dargestellt für die Stoffgruppen nach Abs. 5.1, Tabelle 12 als Box-Whisker-Plot. Zusätzlich sind die Frachten von Diclofenac angegeben, das durch Photolyse zerlegt wird. Angegeben sind jeweils der Median, die Quartile und die Whisker (1,5-facher Interquartilsabstand vom Mittelwert). Ausreißer außerhalb der Whisker sind mit einem Punkt markiert. Zulauf: dunkelblau, Ablauf: hellblau. Daten der Stoffgruppen II und IV liegen nicht vor.

**Tabelle 84: Auswahl von Eliminationsraten in der UV-Behandlung.**

Zusammengestellt sind die Eliminationsraten für die in Abbildung 22 dargestellten Stoffe, die jeweils eine Stoffgruppe repräsentieren. Eine Zusammenstellung aller Eliminationsraten ist in Anhang 9 hinterlegt.

Eliminationsraten [%]	Stoffgruppe					
	I	II	III		IV	V
	Carbamazepin	Triclosan	Gabapentin	Diclofenac	Acenaphthylen	Metformin
CM	-2	n.d.	-1	18	n.d.	0
RA	4	n.d.	2	25	n.d.	9

## 6.4 Schönungsteiche

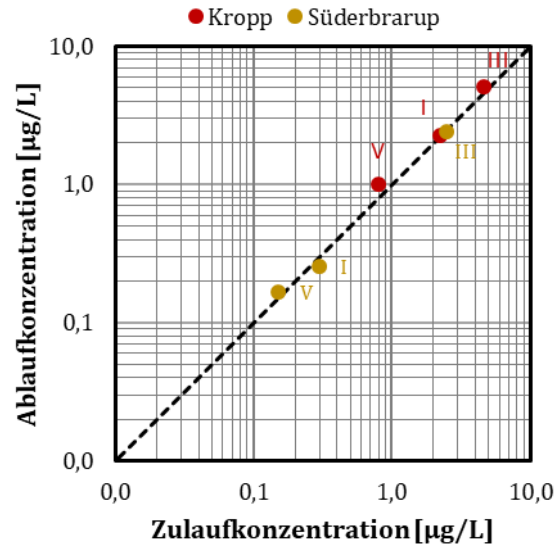
Beiden SBR-Anlagen (Kropp, KR und Süderbrarup, SB) sind Schönungsteiche nachgeschaltet, um einerseits die hydraulischen Abflussspitzen des diskontinuierlich dekantierten Klarwassers aus den SBR-Reaktoren zu minimieren. Ferner können die Schönungsteiche zum Rückhalt suspendierter Stoffe und einem weiteren mikrobiologischen Abbau der organischen Restbelastung dienen. Aufgrund der vergleichsweise großen Oberfläche und der hohen Aufenthaltszeit ist überdies die Elimination von Spurenstoffe und pathogener Keime mittels Photolyse (vgl. Abs. 2.2.4) denkbar. Tabelle 85 stellt die wesentlichen Daten beider Schönungsteiche zusammen.

**Tabelle 85: Basisdaten der untersuchten Schönungsteiche.**

	Kropp	Süderbrarup
Ziel der Behandlung	Rückhalt susp. Stoffe; Rest-C-Abbau	Rückhalt susp. Stoffe; Rest-C-Abbau
Oberfläche A [m <sup>2</sup> ]	1.690	400
Volumen V [m <sup>3</sup> ]	2.500	1.200
Flächenbelastung q <sub>A</sub> [m/h]	0,04	0,08
mittlere Verweilzeit t <sub>h</sub> [h]	40,3	39,3

Auf die biologisch abbaubaren Stoffe und die sorptiven Stoffe haben Schönungsteiche einen nur geringen Einfluss (vgl. Abbildung 23, Abbildung 24 und Tabelle 86). Wie die Zusammenstellung aller Eliminationsraten (Anhang 9) zeigt, werden im Wesentlichen Stoffe beeinflusst, die sich durch Photolyse zerlegen lassen (Ciprofloxacin in Kropp: 84 %, Süderbrarup: 85 % - Stoffgruppe III), Diclofenac (24 und 19 % - Stoffgruppe III), Imidacloprid (-9 und 16 % - Stoffgruppe I) und die ebenfalls in der UV-Behandlung eliminiert werden (vgl. Abs. 6.3). Es ist dabei nicht erkennbar, dass in einem der beiden untersuchten Schönungsteiche generell eine höhere Eliminationsleistung erreicht wird. Generell wäre in Kropp mit einer geringeren Flächenbelastung eine höhere photolytische Elimination zu erwarten<sup>9</sup>.

<sup>9</sup> Tatsächlich hängt die Eliminationsleistung neben der Flächenbelastung auch von der aktuellen Globalstrahlung ab. Für die Messzeitraum liegen diese Daten nicht vor.



**Abbildung 23: Leistung von Schönungsteichen bzgl. des Rückhaltes von Spurenstoffen.**

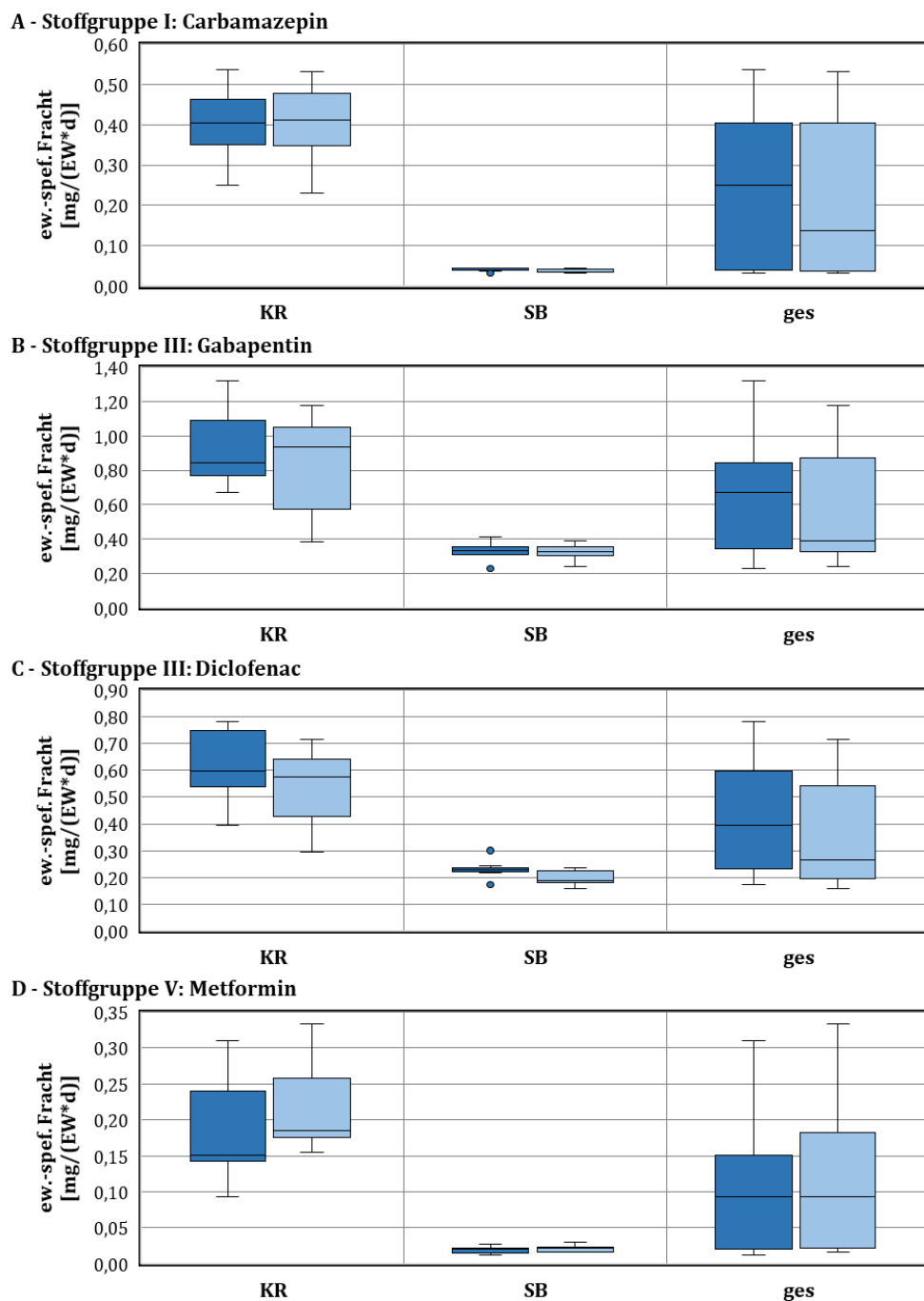
Dargestellt sind Vertreter der Gruppen, die wesentliche Eliminationsmechanismen zusammenfassen (vgl. Abs. 5.1). Gruppe I (keine Sorption, kein biologischer Abbau): Carbamazepin. Gruppe II (relevante Sorption, kein biologischer Abbau): Triclosan. Gruppe III (keine relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau): Gabapentin. Gruppe V (keine relevante Sorption, hoher biologischer Abbau): Metformin. Aus Gruppe IV (relevante Sorption, mäßiger biologischer Abbau) liegen keine Daten vor. Schwarz gestrichelt ist die Linie gleicher Zu- und Ablaufkonzentrationen.

Eliminationsraten von Stoffen, die nicht photolytisch zerlegt werden und die ausschließlich biologisch abbaubar, nicht aber sorptiv sind (Sulfamethoxazol in Kropp: 20 %, in Süderbrarup: 2 % und Glyphosat mit 18 bzw. 4 % - beide Stoffgruppe III) deuten an, dass Stoffe auch biologisch abgebaut werden können.

**Tabelle 86: Auswahl von Eliminationsraten in Schönungsteichen.**

Zusammengestellt sind die Eliminationsraten für die in Abbildung 23 dargestellten Stoffe, die jeweils eine Stoffgruppe repräsentieren. Eine Zusammenstellung aller Eliminationsraten ist in Anhang 9 hinterlegt.

Eliminationsraten [%]	Stoffgruppe					
	I	II	III		IV	V
	Carbamazepin	Triclosan	Gabapentin	Diclofenac	Acenaphthylen	Metformin
KR	-2	n.d.	-10	24	n.d.	-26
SB	13	n.d.	4	19	n.d.	-10



**Abbildung 24: Gegenüberstellung der Zu- und Ablauffrachten [mg/(EW\*d)] der untersuchten Schönungsteiche.**

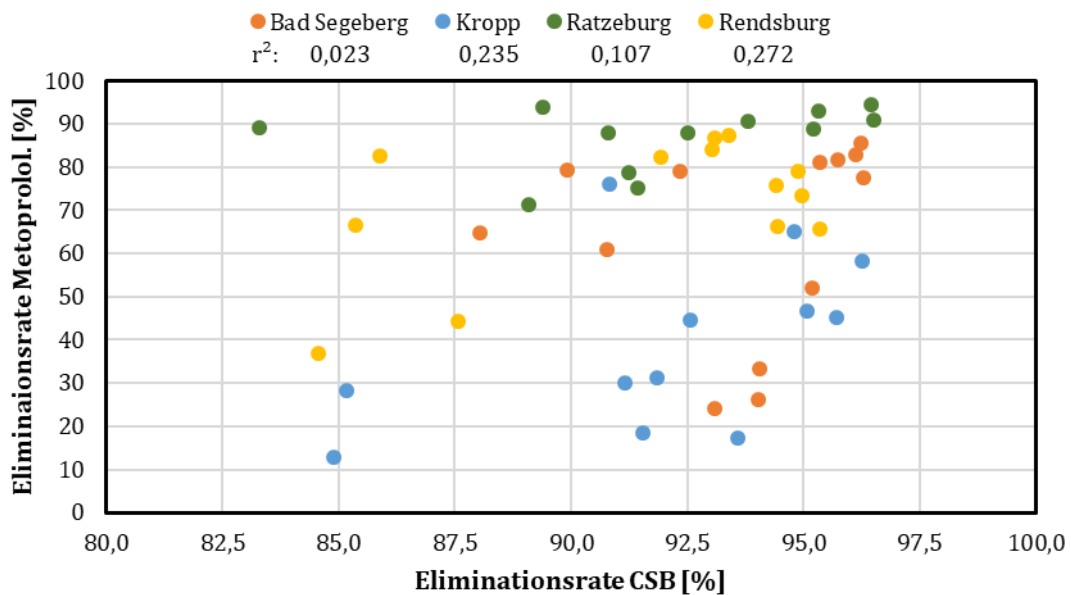
Dargestellt für die Stoffgruppen nach Abs. 5.1, Tabelle 12 als Box-Whisker-Plot. Angegeben sind jeweils der Median, die Quartile und die Whisker (1,5-facher Interquartilsabstand vom Mittelwert). Ausreißer außerhalb der Whisker sind mit einem Punkt markiert. Zulauf: dunkelblau, Ablauf: hellblau. Daten der Stoffgruppen II und IV liegen nicht vor.



## 6.5 Eliminationsleistung gesamter Kläranlagen

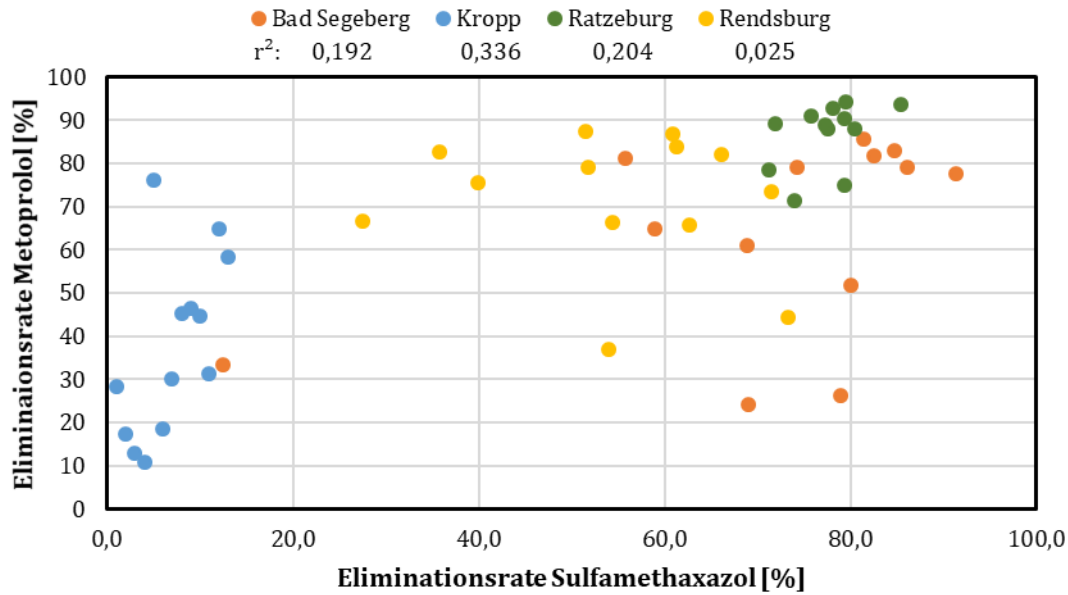
Schließlich erfolgt eine Betrachtung der Eliminationsraten für die gesamten Kläranlagen (berechnet als Differenzen der Stofffrachten im Kläranlagenzu- und -ablauf der Ergebnisse aus dem Routine-Messprogramm). Neben der biologischen Behandlung werden also die mechanische Reinigungsstufe sowie eine mögliche weitergehende Behandlung (Festbettreaktor, Filtration etc.) berücksichtigt. Ziel der Betrachtung ist die Prüfung, inwieweit die Eliminationsleistung der untersuchten Kläranlagen insgesamt vergleichbar ist.

Die biologisch abbaubaren Stoffe werden auch über den Summenparameter CSB erfasst. Dass es zwischen der Eliminationsrate des ganzjährig konstant verbrauchten Metoprolol (vgl. Abs. 8.1.2) und dem CSB keine Korrelation gibt, zeigt exemplarisch Abbildung 25. Vielmehr scheinen die einzelnen Kläranlagen entsprechend ihrer technischen Verfahrensstufen einen spezifischen Rückhalt der einzelnen Spurenstoffe zu haben. In Kropp und Rendsburg scheint dieser Zusammenhang am höchsten zu sein. Dieses ist in Kropp damit begründet, dass neben der biologischen Behandlung im SBR-Reaktor bis auf einen Schönungsteich keine weitergehende Behandlung erfolgt. In Rendsburg erfolgte die Beprobung im Routine-Messprogramm hinter der der Belebung folgenden Nachfällung, die einen geringen Einfluss auf den Rückhalt dieses Spurenstoffes hat (vgl. Anhang 9). Den biologischen Stufen in Bad Segeberg und Ratzeburg sind jeweils eine weitergehende Abwasserbehandlung (Festbettreaktor und Filtration) nachgeschaltet. Beide Stufen bewirken ihrerseits einen weiteren biologischen Abbau.



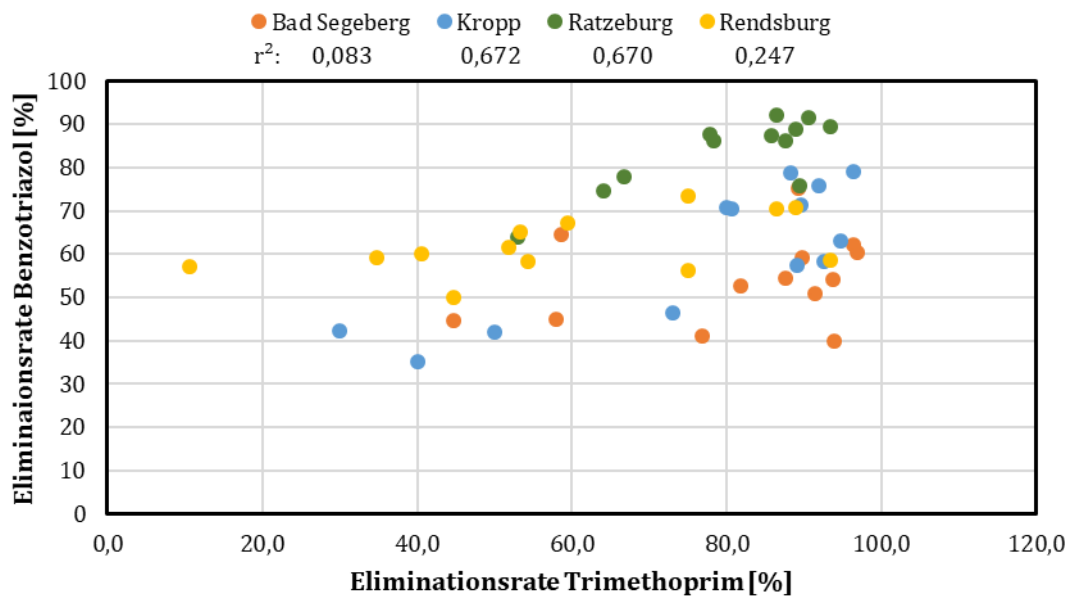
**Abbildung 25: Zusammenhang zwischen den Gesamt-Eliminationsraten von Metoprolol und CSB basierend auf Daten des Routine-Messprogramms.**

Das spezifische Verhalten der einzelnen Kläranlagen wird auch deutlich, wenn die Eliminationsraten von zwei unterschiedlichen Spurenstoffen gegeneinander geplottet werden (Abbildung 26). Die beiden Substanzen Metoprolol und Sulfamethoxazol sind mäßig biologisch abbaubar und kaum sorbierbar (Stoffgruppe III). Folglich ordnen sich die unterschiedlichen Kläranlagen in spezifischen Clustern. Für die beiden dargestellten Stoffe weist die KA Ratzeburg insgesamt die beste Eliminationsleistung aus. Dieses liegt an der weitergehenden Behandlung und ist nicht auf eine besonders effiziente Belebungsstufe zurückzuführen (vgl. Abs. 6.1.1).



**Abbildung 26: Zusammenhang zwischen den Gesamt-Eliminationsraten von Metoprolol und Sulfamethoxazol basierend auf Daten des Routine-Messprogramms.**

Ein gleiches Bild zeigt sich, beim Vergleich der Eliminationsraten des Antibiotikums Trimethoprim und des Korrosionsschutzmittels Benzotriazol (beide Stoffgruppe III), die ebenfalls biologisch abbaubar sind (Abbildung 27).



**Abbildung 27: Zusammenhang zwischen den Gesamt-Eliminationsraten von Benzotriazol und Trimethoprim basierend auf Daten des Routine-Messprogramms.**

Eine große Streuung der Werte (z. B. die Eliminationsrate von Trimethoprim in Rendsburg, Abbildung 27) weist darauf hin, dass es saisonal sehr starke Unterschiede gibt, die auf die saisonalen Temperaturänderungen zurückzuführen sind (vgl. hierzu Abs. 8.2). Erkennbar ist, dass andere Kläranlagen ganzjährig sehr viel besser in der Lage sind, diesen Spurenstoff zurückzuhalten. So wird in Ratzeburg noch 79 % des im Klarwasser der Nachklärung vorhandenen Trimethoprim im Festbettreaktor und der Filtration entfernt.

Der Rückhalt von Vertretern der einzelnen Stoffgruppen verhält sich auf den untersuchten Kläranlagen ähnlich (Abbildung 28). Stoffe der Gruppen II, IV und V sind praktisch nicht oder mit nur geringen Frachten im Kläranlagenablauf feststellbar. Die mäßig biologisch abbaubaren Stoffe der Gruppe III (hier: Diclofenac) konnten in den allen Kläranlagenabläufen festgestellt werden, obschon ein teilweiser Rückhalt erfolgt. Substanzen der Stoffgruppe I werden praktisch nicht zurückgehalten. In den meisten Fällen ist die Fracht im Ablauf gar höher als im Zulauf (s. hierzu die Ausführungen zu den analytischen Problemen, die für diese Stoffe relevant sein können in Abs. 3.4.2).

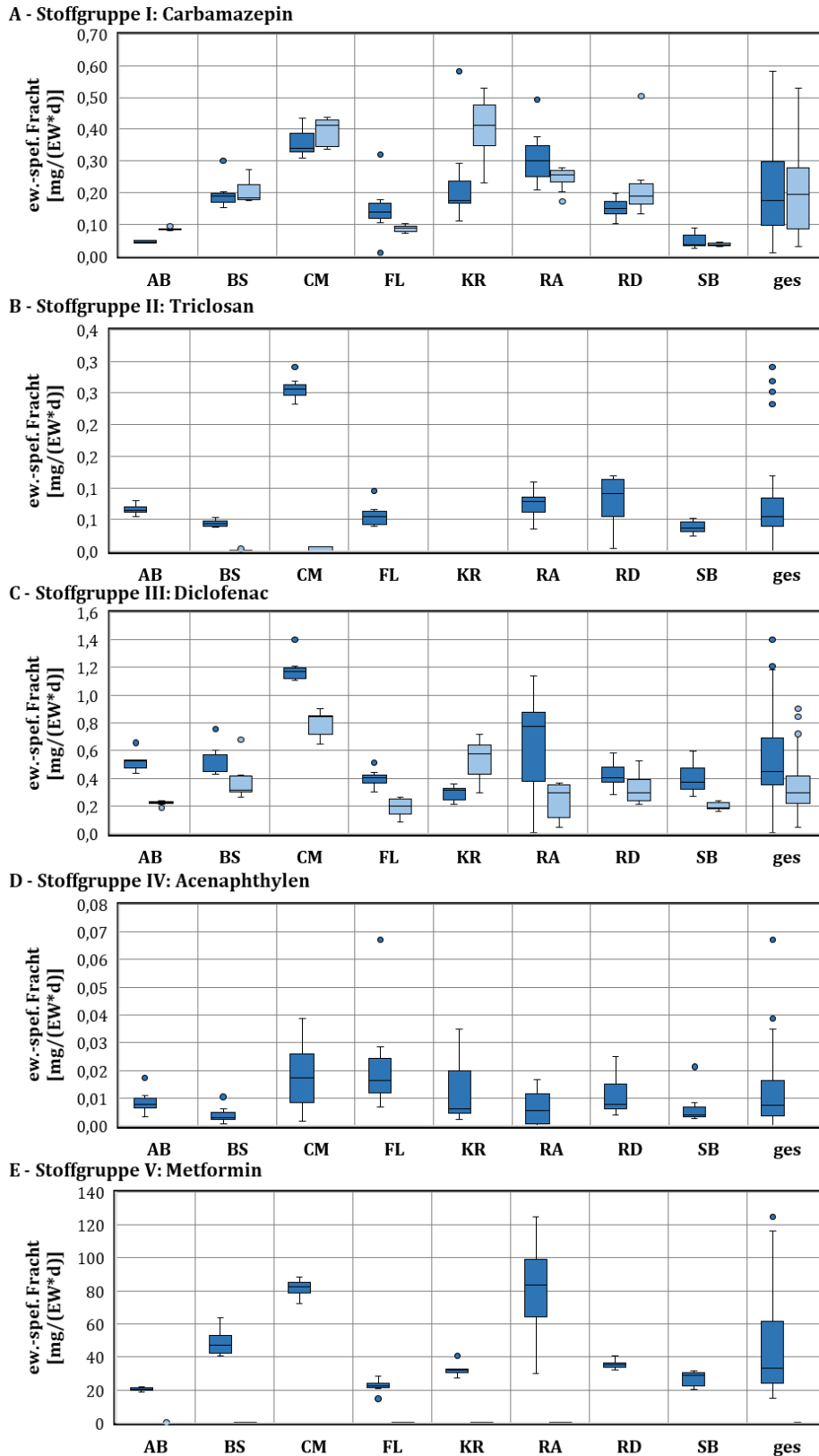
Es ist daher festzustellen, dass die Beurteilung der Eliminationsleistung einer Kläranlage stets eine differenzierte Betrachtung und Berücksichtigung der einzelnen Verfahrensstufen sowie saisonaler Einflüsse erfordert. Dabei ist den Eigenschaften der Spurenstoffe Rechnung zu tragen. Nur auf diese Weise können die tatsächlich emittierten Stofffrachten abgeschätzt werden.

Beim Belebtschlammverfahren kann die Anpassung der Betriebsparameter Schlammalter, TS-Gehalt und Schlammbelastung einen positiven Einfluss auf den Rückhalt einzelner Stoffe haben. So kann ein verbesserter Rückhalt einzelner Spurenstoffe durch einen höheren Trockenstoffgehalt, eine höhere Schlammalter oder eine geringe Schlammbelastung erreicht werden (vgl. Abs. 6.1.1). Die im Rahmen gängiger Betriebsparameter erreichbare Verbesserung der Eliminationsleistung ist jedoch marginal. Keineswegs werden hierdurch alle Spurenstoffe in einem nennenswerten Umfang beeinflusst. Problematisch beim Belebtschlammverfahren und allen weiteren untersuchten Verfahrensstufen sind vor allem alle nicht sorptiven Stoffe, die nicht oder nur mäßig biologisch abgebaut werden (hier Stoffgruppen I und III). Für diese Stoffe ist zwingend eine weitere Verfahrensstufe erforderlich, wenn diese aus dem Abwasser entfernt werden sollen.

Der Einfluss von nachgeschalteten Verfahrensstufen (Tropfkörpern, Festbettreaktoren etc.) auf den Rückhalt von Spurenstoffen ist nur marginal. Abbildung 29 zeigt den Verlauf der Frachten während der Abwasserreinigung exemplarisch am Beispiel der Kläranlage Ratzeburg. Es wird deutlich, dass die größte absolute Frachtreduktion der sorptionsaffinen Stoffe (Stoffgruppen II und IV in der mechanischen Reinigung erreicht wird. Für die biologisch abbaubaren Stoffe erfolgt die größte Reduktion in der Belebungsstufe. Alle weiteren Stufen (vgl. RA2 mit RA3 und RA4 in Abbildung 29) führen zu keiner nennenswerten Frachtreduktion und sind daher nicht relevant für einen Spurenstoffrückhalt. Gleiches gilt prinzipiell für alle anderen untersuchten Kläranlagen.

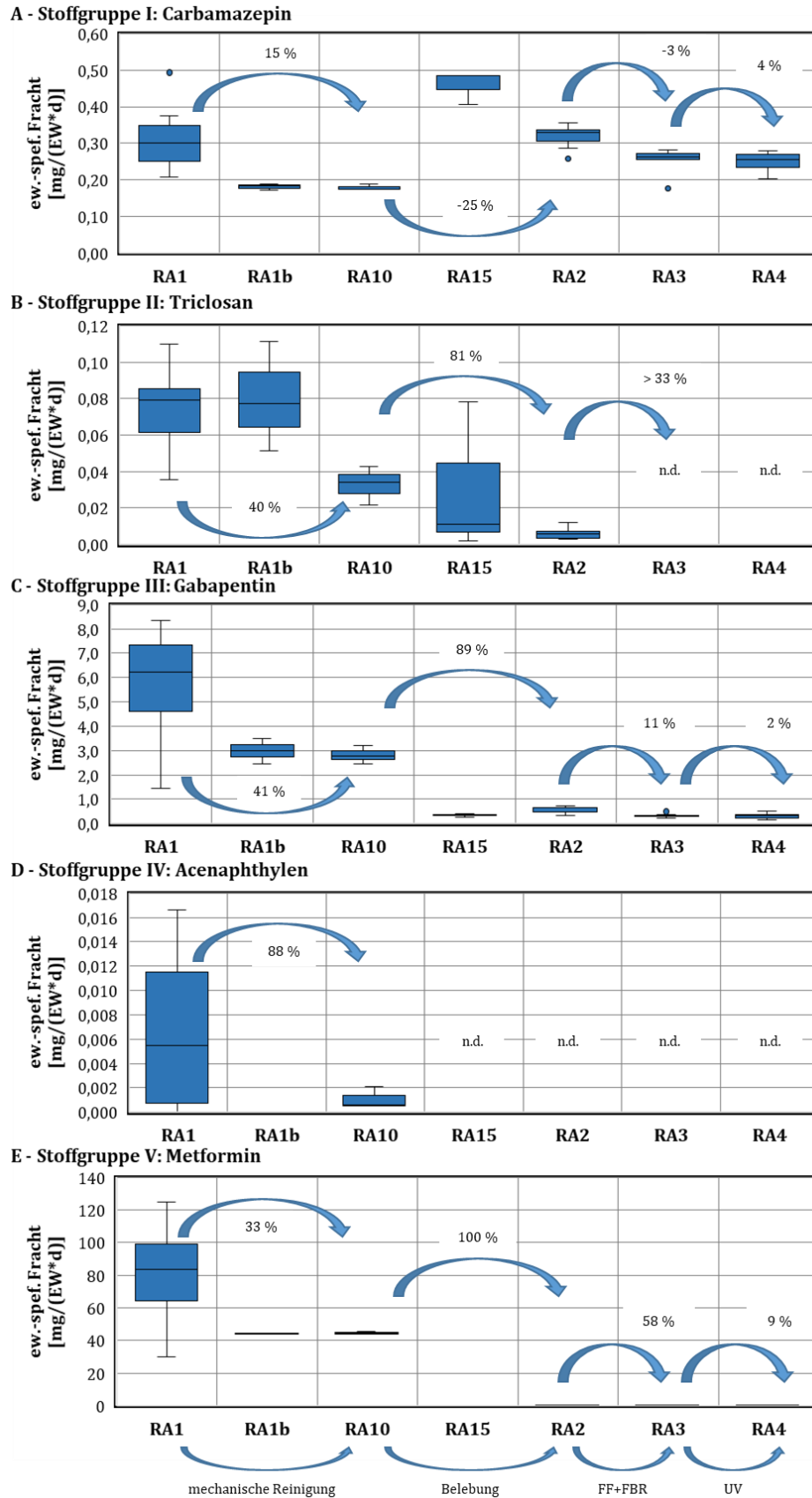
Zwar werden z. T. nominell erhebliche Eliminationsraten in den der Belebung folgenden Verfahrensstufen erreicht. Bezogen auf die absolute Frachtreduktion sind die Anteile jedoch vernachlässigbar. So wird z. B. Metformin in Schwachlastmodul von Ahrensburg um 99 % eliminiert. Die absolute Fracht verringert sich damit von 165 mg/(EW\*d) im Rohabwasser auf 1,006 mg/(EW\*d) im Klarwasser der Zwischenklärung (Reduktion um ca. 164 mg/(EW\*d)). Die im Festbettreaktor erreichte Eliminationsrate von 40 % entspricht einer absoluten Reduktion von lediglich 0,232 mg/(EW\*d), was auf niedrigere Zulaufkonzentrationen zurückzuführen ist. Bezogen auf die Fracht im Rohabwasser werden somit im Festbettreaktor 0,14 % dieses Spurenstoffes im Festbettreaktor zurückgehalten. Gleiches gilt sinngemäß auch für die anderen in Abbildung 29 angegebenen Eliminationsraten.

Nachgeschaltete biologische Stufen eignen sich daher nicht, für eine signifikante Verbesserung des Spurenstoffrückhaltes. Da die gleichen biologisch-physikalischen Prinzipien (Sorptions und ggf. Abbau) wie im Belebtschlammverfahren zum Tragen kommen, kann kein nennenswert verbesserter Rückhalt erreicht werden.



**Abbildung 28: Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufrachten [mg/(EW\*d)] der untersuchten Kläranlagen.**

Dargestellt für die Stoffgruppen nach Abs. 5.1, Tabelle 12 als Box-Whisker-Plot. Angegeben sind jeweils der Median, die Quartile und die Whisker (1,5-facher Interquartilsabstand vom Mittelwert). Ausreißer außerhalb der Whisker sind mit einem Punkt markiert. Zulauf: dunkelblau, Ablauf: hellblau. Daten der Stoffgruppen II und IV liegen nicht vor.



**Abbildung 29: Gegenüberstellung der Frachten und Eliminationsraten im Verlauf der Abwasserreinigung.**

Am Beispiel der Kläranlage Ratzeburg bezogen auf den Wasserpfad. Für Lokalisierung der Probenahmestellen s. Anhang 2. Eliminationsraten für jede einzelne Verfahrensstufe nach Abs. 6.2.1, 6.1.1, 6.2.2 und 6.3).

## 6.6 Abgleich mit Ergebnissen aus dem Bundesmonitoring

Parallel zum Messprogramm der vorliegenden Studie erfolgte ein bundesweites Monitoring mit einer Probenahmestrategie, die mit dem hier besprochenen Routine-Messprogramm (vgl. Abs. 3.2) identisch war. Details zum sog. Bundesmonitoring werden von Fuchs et al. (2018) erläutert (vgl. auch Abs. 2.1.4). Im bundesweiten Probenprogramm erfolgte jedoch eine Trennung zwischen Regen- und Trockenwetter. Wie die Auswertung der Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigt, haben Niederschlagsereignisse in den untersuchten Trennsystemen allerdings keinen nennenswerten Einfluss (vgl. Abs. 8.4). Zudem wurden im Bundesmonitoring keine Frachten bestimmt, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse einschränkt. Im Bundesmonitoring wurden auch die beiden schleswig-holsteinischen Kläranlagen Hetlingen und Eutin berücksichtigt<sup>10</sup>. Es erfolgt daher ein Vergleich der Ergebnisse mit denen der vorliegenden Studie für alle Stoffe, die in beiden Messprogrammen berücksichtigt wurden (Tabelle 87). Es handelt sich dabei ausschließlich um Arzneistoffe.

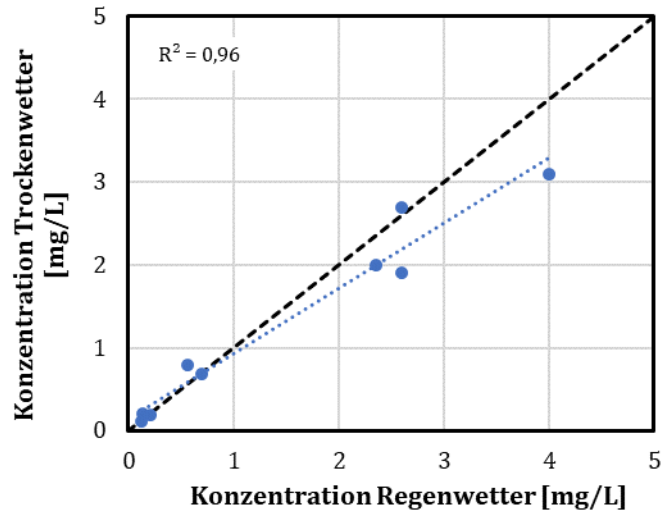
Mit einer Anschlussgröße von fast 900.000 EW zählt die KA Hetlingen zu den größten Kläranlagen in Schleswig-Holstein. Die Entwässerung der angeschlossenen Städte Elmshorn, Barmstedt, Henstedt-Ulzburg, Quickborn, Norderstedt, Tornesch, Pinneberg und Wedel (sowie umliegender Gemeinden) erfolgt fast ausschließlich im Trennsystem. Nach mechanischer Reinigung (Rechen, Sandfang, Vorklärung) erfolgt die biologische Reinigung (Bio-P mit vorgeschalteter Denitrifikation). Phosphor wird simultan gefällt. Eine weitergehende Behandlung (Filtration, Festbettreaktoren o. dgl.) erfolgt nicht. Primär- und Sekundärschlamm werden anaerob stabilisiert und anschließend entwässert. Die KA Hetlingen ist somit vergleichbar mit der KA Rendsburg<sup>11</sup>, die in dieser Studie untersucht wurde. Im Rahmen des Bundesmonitoring wurden in Hetlingen lediglich Ablaufproben untersucht. Diese wurden nach Trocken- und Regenwetter unterschieden.

Der Einfluss des Niederschlags auf die Ablaufkonzentrationen ist gering wie Abbildung 30 zeigt. Dieses ist prinzipiell darauf zurückzuführen, dass hier nur Arzneistoffe berücksichtigt werden, deren Zulaufkonzentration nicht durch Niederschlagsereignisse beeinflusst wird. Der während Regenwetter tendenziell höhere Fremdwasseranteil auch im Trennsystem (vgl. Abs. 8.4.2 mit Abbildung 81) führt zu einer verkürzten hydraulischen Aufenthaltszeit in der Belebung und zu einer Verringerung der Schlammbelastung infolge einer Verdünnung des Rohabwasser. Beide Faktoren sind ursächlich dafür, dass die Ablaufkonzentrationen einiger Spurenstoffe bei Trockenwetter geringer sind als bei Regenwetter. Diese Beobachtung deckt sich mit den im Rahmen dieser Studie erzielten Ergebnissen (vgl. Abs. 6.1.1 und 8.4).

Die KA Eutin gehört mit einer Anschlussgröße von etwa 20.000 EW zur Größenklasse 4. Die Gemeinde Eutin sowie umliegende Ortschaften werden im Trennsystem entwässert. Das Abwasser stammt zu 98 % aus häuslichen Abwasser. Zu den industriellen Einleitern gehören u. a. zwei Krankenhäuser. Das Einzugsgebiet der KA Eutin ist daher vergleichbar mit denen der in dieser Studie untersuchten KA Bad Segeberg und KA Ratzeburg. Nach der mechanischen Reinigung (Rechen, Sandfang, Vorklärung) erfolgt die biologische Abwasserreinigung in einer dreistufigen Kaskadendenitrifikation mit simultaner Phosphorfällung. Dem Nachklärbecken ist eine Filtration nachgeschaltet. Zur Schlammbehandlung gehört neben der Entwässerung v. A. eine anaerobe Stabilisierung. Verfahrenstechnisch ist die KA Eutin daher mit den Anlagen in Bad Segeberg und Ratzeburg vergleichbar. Das Bundesmonitoring erfasst in Eutin die Zulauf- und die Ablaufkonzentrationen (nicht getrennt nach Trocken- oder Regenwetter). Daraus lassen sich Eliminationsraten ableiten, die mit denen aus dieser Studie zu vergleichen sind.

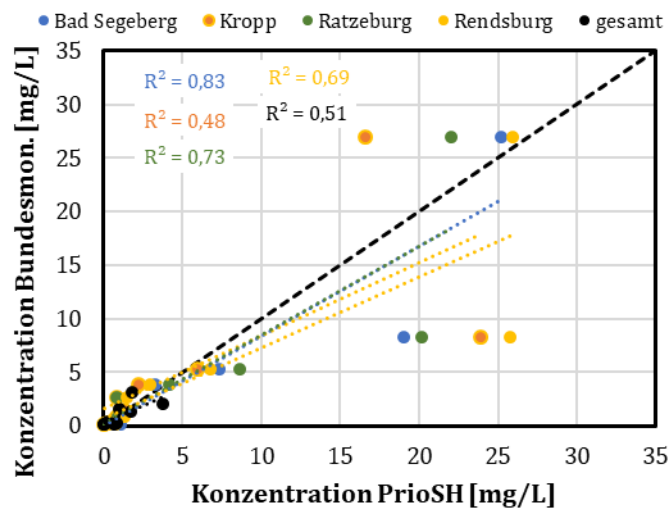
<sup>10</sup> Die Verfasser danken dem MELUND und dem LLUR für die Angaben, insbesondere für die Bereitstellung der Analyseergebnisse aus dem Bundesmonitoring.

<sup>11</sup> Im Rahmen des gesamten Routine-Messprogramms wurde auf der KA Rendsburg die Ablaufprobe vor der Filtration genommen (RD-3), da ansonsten aufgrund eines Umbaus der Filtrationsstufe eine Verlegung der Probenahmestelle während des Messprogramms hätte erfolgen müssen (vgl. Abs. 4.3.7).



**Abbildung 30: Gegenüberstellung der Ablaufkonzentrationen der KA Hetlingen unterschieden nach Trocken- und Regenwetter.**

Wie Tabelle 87 zeigt, weichen die Zulaufkonzentrationen z. T. erheblich voneinander ab (- 178 bis + 82 %), wenn die Medianwerte aller Zulaufproben dieser Studie mit den Ergebnisse aus Eutin miteinander verglichen werden. Es ist keine Systematik zu erkennen, die auf eine Verdünnung infolge unterschiedlicher Fremdwasseranteile zurückzuführen sei. Eine Gegenüberstellung der Zulaufkonzentrationen für die einzelnen Kläranlagen offenbart allerdings, dass die Zulaufkonzentrationen je nach Art des Einzugsgebietes durchaus vergleichbar sind (Abbildung 31). So lassen sich für die nach Größe und Art ähnlichen Einzugsgebiete Bad Segeberg ( $r^2 = 0,83$ ) und Ratzeburg ( $r^2 = 0,73$ ) hohe Korrelationen feststellen. Für die Medianwerte aller in dieser Studie analysierten Zulaufproben ergibt sich eine nur mäßige Korrelation ( $r^2 = 0,51$ ). Diese Betrachtung zeigt, dass bei der Übertragung der Zulaufkonzentrationen (und -frachten) auf andere Kläranlagen idealerweise ein ähnliches Einzugsgebiet berücksichtigt werden sollte. Zugleich sollten die in Abs. 9 ermittelten einwohnerspezifischen Frachten vor diesem Hintergrund bewertet werden.



**Abbildung 31: Gegenüberstellung der Zulaufkonzentrationen (Medianwerte) für die Daten dieser Studie und des Bundesmonitorings (Eutin).**

Daten aus dem Bundesmonitoring stammen aus der KA Eutin (gemeinsam für Trocken- und Regenwetter). Der Medianwert aller Zulaufproben dieser Studie werden als „gesamt“ zusammengefasst. Nicht dargestellt ist Metformin.

**Tabelle 87: Gegenüberstellung der Analyseergebnisse dieser Studie mit den Ergebnissen aus dem sog. Bundesmonitoring.**

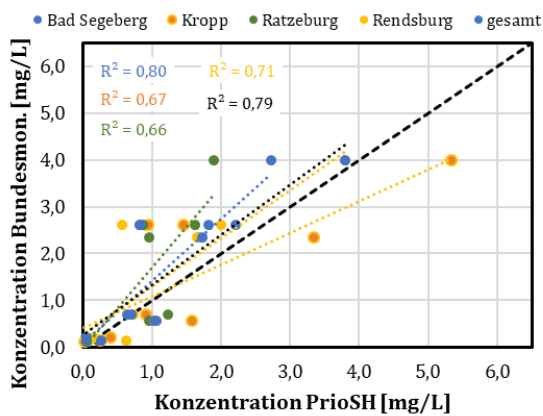
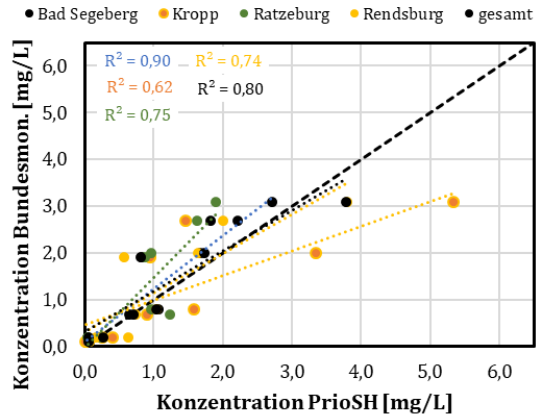
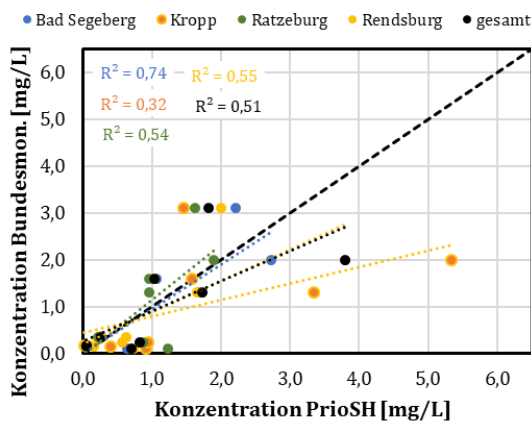
[mg/L]	Carbamazepin	Ciprofloxacin	Diclofenac	Gabapentin	Ibuprofen	Iopamidol	Metformin	Metoprolol	Sulfamethoxazol	Trimethoprim
<b>Zulauf</b>										
Ratzeburg	0,970	0,850	4,200	20,2	22,0	0,000	240	8,640	0,920	0,250
Bad Segeberg	1,200	0,910	3,280	19,0	25,2	1,060	218	7,340	1,150	0,380
Rendsburg	1,010	1,460	2,950	25,8	25,9	0,740	244	6,800	1,300	0,400
Kropp	1,360	0,830	2,200	23,9	16,6	0,063	206	5,990	0,860	0,260
<b>Median PrioSH</b>	<b>1,180</b>	<b>0,970</b>	<b>3,110</b>	<b>21,0</b>	<b>22,0</b>	<b>0,730</b>	<b>234</b>	<b>7,570</b>	<b>1,100</b>	<b>0,350</b>
Eutin	1,500	2,700	3,900	8,3	27,0	0,135	240	5,300	0,860	0,300
Differenz abs.	-0,320	-1,730	-0,790	12,7	-5,0	0,595	-6	2,270	0,240	0,050
<b>Abweichung [%]</b>	<b>-27%</b>	<b>-178%</b>	<b>-25%</b>	<b>60%</b>	<b>-23%</b>	<b>82%</b>	<b>-3%</b>	<b>30%</b>	<b>22%</b>	<b>14%</b>
<b>Ablauf</b>										
Ratzeburg	0,960	0,060	1,630	1,900	in fast allen Proben unterhalb Bestimmungsgrenze (< 0,05 mg/L)	1,230	0,870	0,960	0,230	0,050
Bad Segeberg	1,070	0,070	2,220	2,720		0,640	0,830	1,670	0,270	0,040
Rendsburg	1,040	0,070	2,000	3,800		0,740	0,570	1,650	0,630	0,160
Kropp	1,580	0,020	1,460	5,340		0,910	0,950	3,350	0,250	0,400
<b>Median PrioSH</b>	<b>1,035</b>	<b>0,055</b>	<b>1,828</b>	<b>3,790</b>		<b>0,710</b>	<b>0,820</b>	<b>1,730</b>	<b>0,270</b>	<b>0,060</b>
Eutin	1,600	0,180	3,100	2,000		0,097	0,250	1,300	0,360	0,146
Hetlingen Regenwetter	0,560	0,130	2,600	4,000		0,700	2,600	2,350	0,140	0,210
Hetlingen Trockenwetter	0,790	0,110	2,700	3,100		0,690	1,900	2,000	0,200	0,190
<b>Median Bundesmon.</b>	<b>0,950</b>	<b>0,160</b>	<b>2,800</b>	<b>3,100</b>		<b>0,690</b>	<b>1,400</b>	<b>1,750</b>	<b>0,230</b>	<b>0,200</b>
Differenz abs.	0,085	-0,105	-0,973	0,690		0,020	-0,580	-0,020	0,040	-0,140
<b>Abweichung [%]</b>	<b>8%</b>	<b>-191%</b>	<b>-53%</b>	<b>18%</b>	<b>3%</b>	<b>-71%</b>	<b>-1%</b>	<b>15%</b>	<b>-233%</b>	
<b>Eliminationsraten</b>										
Ratzeburg	46	94	40	78	100	n.d.	100	87	78	80
Bad Segeberg	20	91	30	74	100	n.d.	99	64	71	81
Rendsburg	17	95	32	81	100	30	99	72	55	59
Kropp	40	97	27	66	100	46	98	37	60	77
<b>Median PrioSH</b>	<b>28</b>	<b>94</b>	<b>30</b>	<b>86</b>	<b>100</b>	<b>n.d.</b>	<b>100</b>	<b>75</b>	<b>55</b>	<b>59</b>
Eutin	-7	93	21	76	100	28	100	75	58	52
<b>Abweichung [%-abs.]</b>	<b>35</b>	<b>1</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>n.d.</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>-3</b>	<b>8</b>

Ann.: Daten aus dem Projekt PrioSH aus Routine-Messprogramm, Medianwerte von Dezember 2017 bis Dezember 2018 gem. Anhang 10, Eliminationsraten gem. Anhang 11 - Daten aus Bundesmonitoring: Medianwerte von November 2017 bis Oktober 2018.

Für die Ablaufkonzentrationen vieler Spurenstoffe zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den Medianwerten aller Ablaufproben dieser Studie und den entsprechenden Werten aus dem Bundesmonitoring (vgl. Tabelle 87). So weichen die Ablaufkonzentrationen von Carbamazepin (8 %), Gabapentin (18 %), Iopamidol (3 %), Metoprolol (-1 %) und Sulfamethoxazol (15 %) nicht wesentlich voneinander ab. Die sehr hohen Abweichungen von Ciprofloxacin (-191 %) und Trimethoprim (-233 %) sind jeweils auf deutlich höhere Ablaufkonzentrationen der beiden im Bundesmonitoring berücksichtigten Kläranlagen zurückzuführen. Ursächlich hierfür sind vergleichsweise hohe Zulaufkonzentrationen (Ciprofloxacin in Eutin) oder ggf. abweichende Eliminationsraten (Trimethoprim).

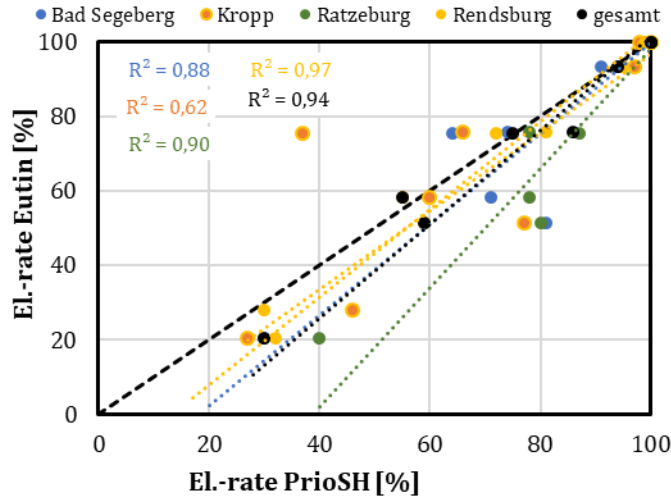
Wie Abbildung 32 zeigt, korrelieren die Ablaufkonzentrationen für einzelne Kläranlagen jedoch sehr gut. Insbesondere für die KA Bad Segeberg lässt sich in allen Fällen eine hohe Übereinstimmung erkennen ( $r^2 = 0,74$  bis  $0,90$ ). Dieses ist einerseits den vergleichbaren Zulaufkonzentrationen geschuldet (Abbildung 31). Andererseits führt eine vergleichbare Verfahrenstechnik zu ähnlichen Ablaufkonzentrationen (vgl. für Hetlingen: Rendsburg mit  $r^2 = 0,71$  bzw.  $0,74$  und für Eutin: Bad Segeberg mit  $r^2 = 0,74$  und Ratzeburg mit  $r^2 = 0,54$ ). Für die Prognose von Ablaufkonzentrationen sind daher einerseits Anlagen mit ähnlichen Zulaufkonzentrationen (vergleichbares Einzugsgebiet, s.o.) und ähnlicher Verfahrenstechnik zu berücksichtigen.



**A - Hetlingen Regenwetter****B - Hetlingen Trockenwetter****C - Eutin****Abbildung 32: Gegenüberstellung der Ablaufkonzentrationen (Medianwerte) für die Daten dieser Studie und des Bundesmonitorings.**

Daten aus dem Bundesmonitoring stammen (C) aus der KA Eutin (gemeinsam für Trocken- und Regenwetter) sowie (A und B) aus Hetlingen getrennt nach Regen- und Trockenwetter. Der Medianwert aller Zulaufproben dieser Studie werden als „gesamt“ zusammengefasst.

Deutlich wird dieser Zusammenhang auch in der Gegenüberstellung der Eliminationsraten (Abbildung 33). Hier weisen insbesondere die Durchlaufanlagen hohe Korrelationen auf (Bad Segeberg:  $r^2 = 0,88$ ; Ratzeburg:  $r^2 = 0,90$ ; Rendsburg:  $r^2 = 0,97$ ). Eine hiervon abweichende Charakteristik weist die SBR-Anlage in Kropp mit häufig kleineren Eliminationsraten (Medianwerte) auf. Dieses ist nicht zwingend dem verfahrenstechnischen Unterschied (Durchlaufanlage vs. Aufstaubetrieb) geschuldet, sondern vielmehr dem Zusammenbruch der Belebtschlamm-Biozönose in den kalten Monaten Februar und März 2018 (vgl. z. B. Abs. 8.2.3 mit Abbildung 73), was entsprechend verringerte Medianwerte zur Folge hat.

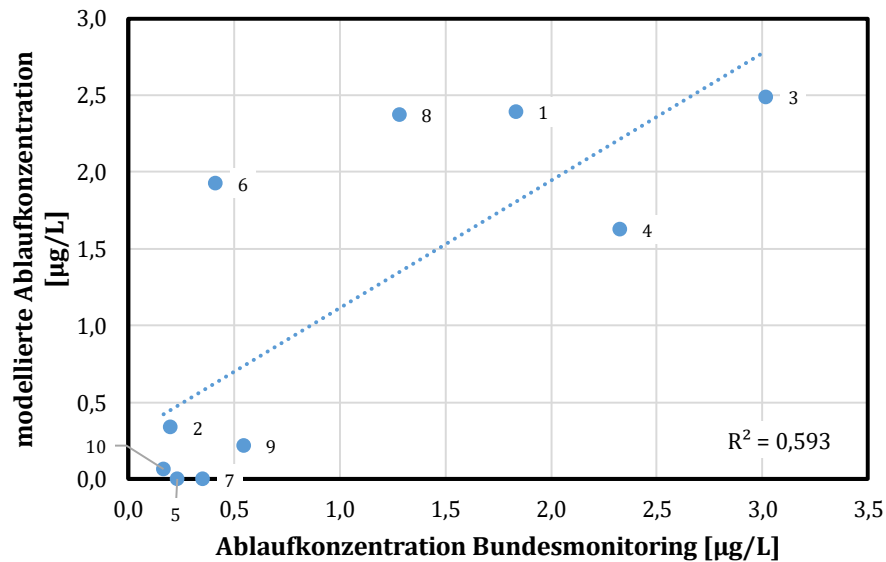


**Abbildung 33: Gegenüberstellung der Eliminationsraten (Medianwerte) für die Daten dieser Studie und des Bundesmonitorings (Eutin).**

Daten aus dem Bundesmonitoring stammen aus der KA Eutin (gemeinsam für Trocken- und Regenwetter). Der Medianwert aller Zulaufproben dieser Studie werden als „gesamt“ zusammengefasst.

Es ist daher naheliegend, die im Rahmen dieser Studie ermittelten Eliminationsraten bei bekannten Zulaufkonzentrationen für die Prognose von Ablaufkonzentrationen zu verwenden. Auf Basis der in dieser Studie ermittelten Eliminationsraten wird der Datensatz aus dem Bundesmonitoring zur Validierung eines einfachen Modells genutzt, um die emittierten Stofffrachten zu prognostizieren. Hierfür werden Zulaufkonzentrationen des Bundesmonitorings (hier: nur Eutin, aus Hetlingen liegen keine Zulaufkonzentrationen vor) um die jeweiligen Eliminationsraten dieser Studie (Tabelle 87) gemindert. Anschließend erfolgt ein Vergleich mit den auf der gleichen Kläranlage gemessenen Ablaufkonzentrationen.

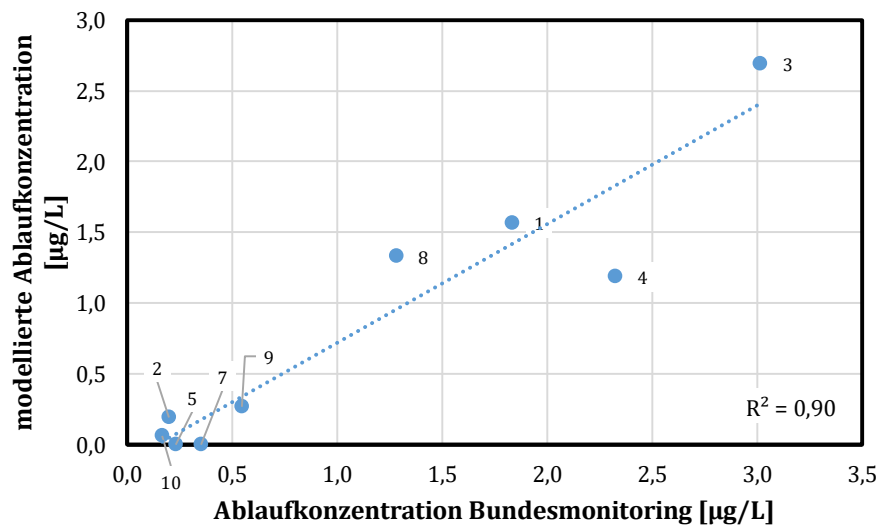
Abbildung 34 zeigt diesen Abgleich für die auf Basis der in Anhang 9 zusammengefassten Eliminationsraten. In Eutin folgt der mechanischen Reinigungsstufe die Belebungsstufe. Eine finale Reinigung erfolgt in einer Flockungsfiltration. Die zugrunde gelegten Eliminationsraten stellen den jeweiligen Medianwert der in Anhang 9 für alle im Intensiv- und Sondermessprogramm untersuchten Kläranlagen dar. Eingangsgröße sind die im Rahmen des Bundesmonitoring festgestellten Zulaufkonzentrationen (Tabelle 87). Es zeigt sich eine mäßige Übereinstimmung der modellierten und der gemessenen Konzentrationen ( $r^2 = 0,593$ ). Dieses ist in erster Linie dem Umstand geschuldet, dass die verfahrensspezifischen Eliminationsraten nur auf Basis des im Spätsommers stattgefundenen Intensiv-Messprogramms ermittelt wurden und daher nicht mit den ganzjährig ermittelten Ablaufkonzentrationen verglichen werden können. Deutlich besser fällt die Korrelation aus ( $r^2 = 0,899$ ), wenn die auf Basis des Routine-Messprogramms ermittelten Gesamt-Eliminationsraten zugrunde gelegt werden (Abbildung 35). Die prognostizierten Ablaufkonzentrationen weichen dann insgesamt sehr wenig von den modellierten ab.



1 Carbamazepin    2 Ciprofloxacin    3 Diclofenac    4 Gabapentin    5 Ibuprofen  
6 Iopamidol    7 Metformin    8 Metoprolol    9 Sulfameth.    10 Trimeth.

**Abbildung 34: Abgleich der verfahrensspezifisch modellierten und gemessenen Ablaufkonzentrationen für die Kläranlage Eutin.**

Basis sind die in Anhang 9 zusammengefassten Eliminationsraten für die mechanische Reinigung, Belebungsstufe sowie die Filtration (jeweils Medianwerte). Eingangswerte sind die im Bundesmonitoring ermittelten Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Eutin.



1 Carbamazepin    2 Ciprofloxacin    3 Diclofenac    4 Gabapentin    5 Ibuprofen  
6 Iopamidol    7 Metformin    8 Metoprolol    9 Sulfameth.    10 Trimeth.

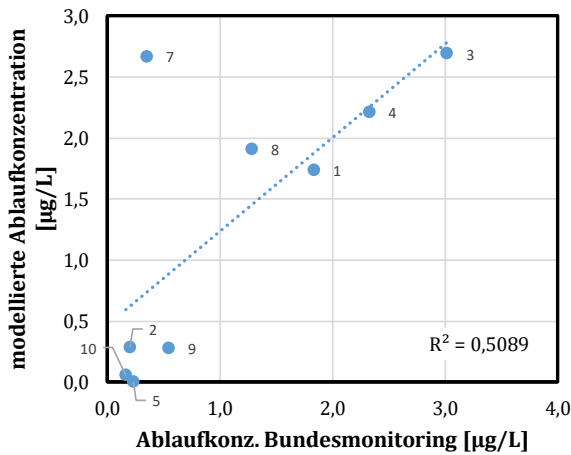
**Abbildung 35: Abgleich modellierter und gemessener Ablaufkonzentrationen auf Basis ganzjährig gemittelter Gesamt-Eliminationsraten.**

Grundlage sind die in Anhang 11 ermittelten Gesamt-Eliminationsraten des Routine-Messprogramms (jeweils Mittelwerte aus allen Kläranlagen). Eingangswerte sind die im Bundesmonitoring ermittelten Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Eutin.

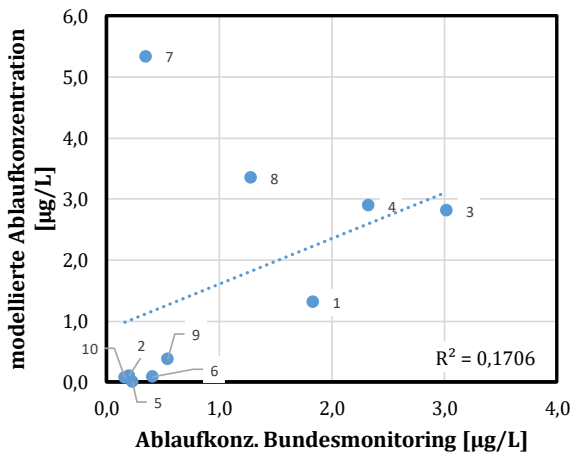
Die höchste Übereinstimmung für die Prognose der Ablaufkonzentrationen kann erzielt werden, wenn für die Modellierung die Eliminationsraten einer Kläranlage ausgewählt werden, die ähnliche Verfahrensstufen aufweist. Die Kläranlagen Ratzeburg ist von denen im Routine-Messprogramm untersuchten Anlagen diejenige, die der Kläranlage in Eutin am ähnlichsten ist (mechanische Reinigung, Belebung, Filtration). Der in Ratzeburg vorhandene Festbettreaktor hat einen nur geringen Einfluss auf den Rückhalt der Spurenstoffe (vgl. Abs. 6.1.3). Wie Abbildung 36C zeigt, gibt es für diese Wertepaare eine sehr hohe Korrelation ( $r^2 = 0,976$ ). Einzig der

Arzneistoff Diclofenac lässt sich mit dieser Methode schlecht prognostizieren, da er in Ratzeburg während der Sommermonate durch eine zusätzliche UV-Desinfektion infolge Photolyse eliminiert wird.

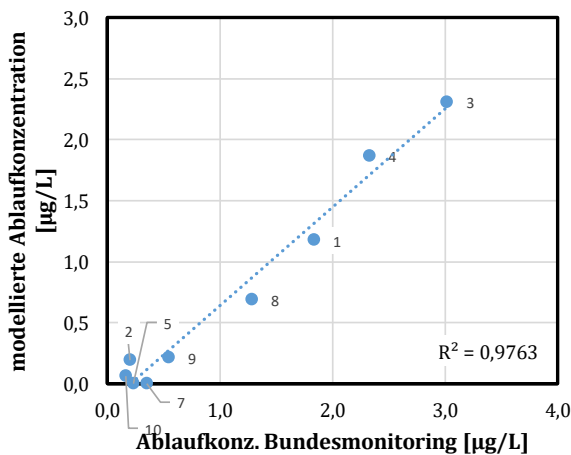
A - Bad Segeberg



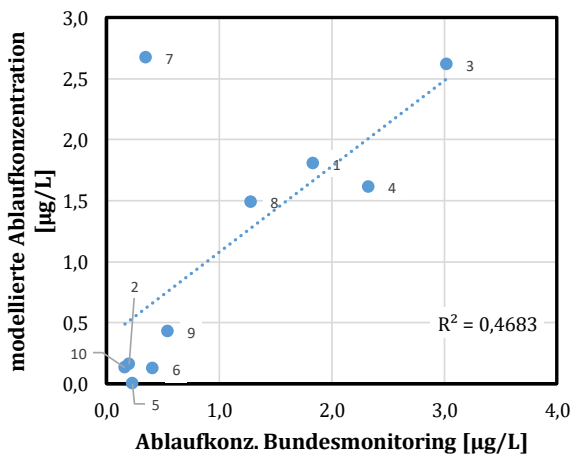
B - Kropp



C - Ratzeburg



D - Rendsburg



- |                |                 |              |              |             |
|----------------|-----------------|--------------|--------------|-------------|
| 1 Carbamazepin | 2 Ciprofloxacin | 3 Diclofenac | 4 Gabapentin | 5 Ibuprofen |
| 6 Iopamidol    | 7 Metformin     | 8 Metoprolol | 9 Sulfameth. | 10 Trimeth. |

**Abbildung 36: Abgleich modellierter und gemessener Ablaufkonzentrationen auf Basis ganzjährig Gesamt-Eliminationsraten für einzelne Kläranlagen.**

Grundlage sind die in Anhang 11 ermittelten Gesamt-Eliminationsraten des Routine-Messprogramms (jeweils Mittelwerte der einzelnen Kläranlagen). Eingangswerte sind die im Bundesmonitoring ermittelten Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Eutin.

Die Ergebnisse dieses Abgleichs mit den Daten aus dem Bundesmonitoring zeigen, dass auf Basis der in dieser Studie ermittelten Daten eine Prognose von Ablaufkonzentrationen auch anderer Kläranlagen möglich ist, wenn vergleichbare Verfahrensstufen vorhanden sind. Einzuschränken ist diese Validierung dahingehend, als dass im Bundesmonitoring ausschließlich Arzneistoffe berücksichtigt wurden, die im Rahmen dieser Studie gänzlich als nicht sorptionsaffin (Stoffgruppen I, III, V, vgl. Abs. 5.1) zugeordnet wurden. Es bleibt daher zu prüfen, ob die Anwendbarkeit auch bei Stoffen, die zur Sorption neigen, zulässig ist.

## 7 Massenbilanzierung der Spurenstoffe

Insbesondere im Sonder-Messprogramm, welches ergänzend zum Intensiv-Messprogramm (vgl. Abs. 3.1) durchgeführt wurde, erfolgte die Quantifizierung interner und externer Stoffströme. Hierzu wurden Teilsysteme einzelner Kläranlagen betrachtet, die ein vertieftes Verständnis zum Rückhalt der Spurenstoffe erlauben. Diese Teilsysteme erfassen jeweils bestimmte Verfahrenseinheiten (z. B. mechanische Reinigung, Schlammbehandlung, Belebungsbecken). Die Probenahmestellen wurden dahingehend definiert, als dass eine Massenbilanzierung für diese Teilsysteme möglich war. Auf diese Weise werden relevante Abbaupfade und Senken sichtbar.

### 7.1 Allgemeines

Zur Erfassung interner und externer Stoffströme zählen z. B. Spülwässer aus Filtrationsstufen, Waschwasser aus Rechengut- oder Sandwäsche sowie sonstiges Betriebswasser mit denen Spurenstoffe im Kreislauf geführt werden können und somit diese Stoffströme stets einen Einfluss auf die Bestimmung einer Konzentration oder einer Fracht innerhalb der Kläranlage haben. Im Weiteren beeinflusst abgefahrenes Rechengut und Sand aus der mechanischen Reinigung die Massenbilanz. Für die Berechnung und Validierung der Massenbilanzen ist es daher notwendig, den spezifischen Einfluss der einzelnen Stoffströme abzuschätzen.

Neben der Analyse der genannten Stoffströme wurden betriebliche Parameter während des Messzeitraumes (z. B. Häufigkeit von Spülintervallen) erfasst. Eine Ermittlung der Frachten wurde, soweit entsprechende Durchflussdaten vorliegen, Teil der frachtbezogenen Massenbilanzen. Die Teilsysteme wurden unter Berücksichtigung der verfügbaren Datengrundlage (Durchflussraten etc.) nach Rücksprache mit dem Betriebspersonal der einzelnen Kläranlagen definiert. Ein besonderes Augenmerk bei der Definition der Teilsysteme lag auf der Übertragbarkeit auf weitere Kläranlagen. Alle als Teilsystem untersuchten Verfahrensstufen wurden auf wenigstens zwei Kläranlagen analysiert. Die untersuchten Teilsysteme sind in Tabelle 88 zusammengefasst. Die Fließschemata sind zudem im Anhang 3 vollständig dargestellt.

Die Ergebnisse der Massenbilanzierung sind ein wesentliches Hilfsmittel bei der Quantifizierung von Stoffströmen und der Identifikation von Senken. Schließlich erlauben die Bilanzen ein z. T. sehr differenziertes Bild, wie Spurenstoffe sukzessive in den einzelnen Verfahrensstufen umgesetzt werden können. Zur Vereinheitlichung und Normierung wurden alle Stoffströme in einwohnerspezifische Frachten umgerechnet. Dieses erlaubt im weiteren die prozentuale Quantifizierung der Senken.

Zunächst erfolgt eine exemplarische Auswertung der Massenbilanzen am Beispiel des Gesamtsystems der Kläranlage Ratzeburg (Abs. 7.2). Hierbei wird jeweils ein Stoff aus jeder Stoffgruppe (vgl. Abs. 5.1) bilanziert. Anschließend erfolgt die Bilanzierung der Teilsysteme auch anderer Kläranlagen (Abs. 7.3), welche einen detaillierten Einblick und eine vergleichende Beurteilung in die jeweilige Verfahrensstufen bieten. Die Massenbilanzen aller untersuchten Spurenstoffe sind in Anhang 8 hinterlegt.

Fehlende Stoffströme, die nicht direkt beprobt werden konnten, werden ggf. durch Differenzbildung quantifiziert. So erfolgt etwa die Angabe des biologischen Abbaus als Differenz aller zu- und abgehenden Stofffrachten zu einer Belebungsstufe. Gleichsam kann ein biologischer Abbau etwa in einem Festbettreaktor oder einem Faulbehälter abgeschätzt werden. Auf Grundlage der bekannten Stoffeigenschaften (vgl. hierzu im Besonderen die Ausführungen zu jedem Stoff in Abs. 5) wurden die auf diese Weise ermittelten Werte auf Plausibilität geprüft.

Klär-anlage	Teil-System	Verfahrensstufen	Ziel
Ratzeburg	RA-I	mechanische Reinigungsstufe (Rechen, Sandfang, Grobentschlammung)	<ul style="list-style-type: none"> <li>insbesondere Bestimmung des an den Feststoffen (Rechengut, Sand, Primärschlamm) sorbierten Anteils von Spurenstoffen</li> </ul>
	RA-II	Belebungsbecken	<ul style="list-style-type: none"> <li>insbesondere Bestimmung des biologischen Abbaus von Spurenstoffen unter Betriebsbedingungen</li> <li>Bestimmung des spezifischen Einflusses des Spülwassers aus Flockungfiltration und Festbettreaktor</li> </ul>
	RA-III	Schlammbehandlung (Faulbehälter, Entwässerung)	<ul style="list-style-type: none"> <li>insbesondere Überprüfung eines möglichen biologischen Abbaus im Faulbehälter</li> <li>Bestimmung der Rückbelastung aus Zentrat/ Trübwasser</li> </ul>
Rendsburg	RD-I	mechanische Reinigungsstufe (nur Grobentschlammung)	<ul style="list-style-type: none"> <li>insbesondere Bestimmung des an Primärschlamm sorbierten Anteils von Spurenstoffen</li> <li>Bestimmung des spezifischen Einflusses des Spülwasser und Rückbelastung aus Nachfällung</li> </ul>
	RD-II	Schlammbehandlung (Faulbehälter, Entwässerung)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Abschätzung eines möglichen biologischen Abbaus im Faulbehälter</li> <li>Bestimmung der Rückbelastung aus Zentrat/ Trübwasser</li> </ul>
Ahrensburg	AB-I	mechanische Reinigungsstufe (Rechen, Sandfang)	<ul style="list-style-type: none"> <li>insbesondere Bestimmung des an den Feststoffen (Rechengut, Sand) sorbierten Anteils von Spurenstoffen</li> <li>Bestimmung der Rückbelastung aus Waschwasser, Filtrat und Zentrat</li> </ul>
Bad Segeberg	BS-I	Belebungsbecken	<ul style="list-style-type: none"> <li>insbesondere Bestimmung des biologischen Abbaus von Spurenstoffen unter Betriebsbedingungen</li> <li>Bestimmung des spezifischen Einflusses der Rückbelastung aus Schlammbehandlung</li> </ul>

**Tabelle 88: Zusammenstellung der untersuchten Teil-Systeme.**

Problematisch bei der Massenbilanzierung sind grundsätzlich alle diskontinuierlichen Stoffströme (z. B. Spülwasser), da die Probenahme diese Variation nicht erfasst (entweder zeitproportionale Mischprobe oder qualifizierte Stichprobe, vgl. Abs. 3.1.1). Ebenfalls sind Ungenauigkeiten bei feststoffreichen Stoffströmen (z. B. Rechengut, Klärschlamm) zu erwarten, da eine repräsentative Probenahme kaum möglich ist. In der Folge können hieraus nennenswerte Fehler (jeweils angegeben in Prozent) resultieren. Die Massenbilanzierung dienen daher nicht zu einer exakten Quantifizierung alle Stoffströme und Senken. Vielmehr werden diese abgeschätzt und qualitativ bewertet.

## 7.2 Gesamt-Bilanzierung KA Ratzeburg

Die Auswertung erfolgt exemplarisch anhand des Gesamtsystems der Kläranlage Ratzeburg, da nur auf dieser Kläranlage alle erforderlichen Stoffströme erfasst werden konnten. In den Abbildungen der folgenden Kapitel sind alle zu- und abgehenden Stoffströme sowie die eliminierten Frachten dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung der Kläranlage gibt Abs. 4.3.6. Es erfolgt jeweils die Betrachtung eines repräsentativen Stoffes jeder Stoffgruppe (I bis V). Die Ergebnisse werden schließlich vergleichend gegenübergestellt (vgl. Abs. 7.2.6).

### 7.2.1 Nicht sorptive und nicht abbaubare Stoffe (Stoffgruppe I)

Exemplarisch für Stoffgruppe I erfolgt die Auswertung des Stoffes Carbamazepin. Hierbei handelt es sich um einen nicht-sorptiven und zugleich nicht-abbaubaren Stoff. Durch die Bilanz wird ersichtlich, dass der Großteil des Stoffes (0,201 mg/EW\*d oder ca. 65 % der Zulauffracht, vgl. Tabelle 89, Abs. 7.2.6) die Anlage unverändert passiert (Abbildung 37, vgl. hierzu auch Abs. 6.5 mit Abbildung 28). Durch das Rechengut wird ein vernachlässigbarer Anteil des Stoffes ausgetragen (0,002 mg/(EW\*d) oder 0,6 %). Im Sand konnte Carbamazepin in keiner der drei gezogenen Proben nachgewiesen werden. Etwa 10 % des Zulaufes werden an die Nachbarkläranlage abgeschlagen. Die wesentlichen Senken für Carbamazepin stellen die Photolyse (9,1 %) und der Klärschlamm (6,5 %) dar. Der Fehler der gesamten Bilanzierung beträgt 8,9 %.

Es zeigt sich, dass für diese Stoffgruppe kein biologischer Abbau und keine Sorption nennenswert dazu beitragen, die Ablauffracht zu minimieren. Allein abiotische Prozesse (hier: Photolyse) können eine geringfügige Reduktion hervorrufen (vgl. hierzu Abs. 6.3).

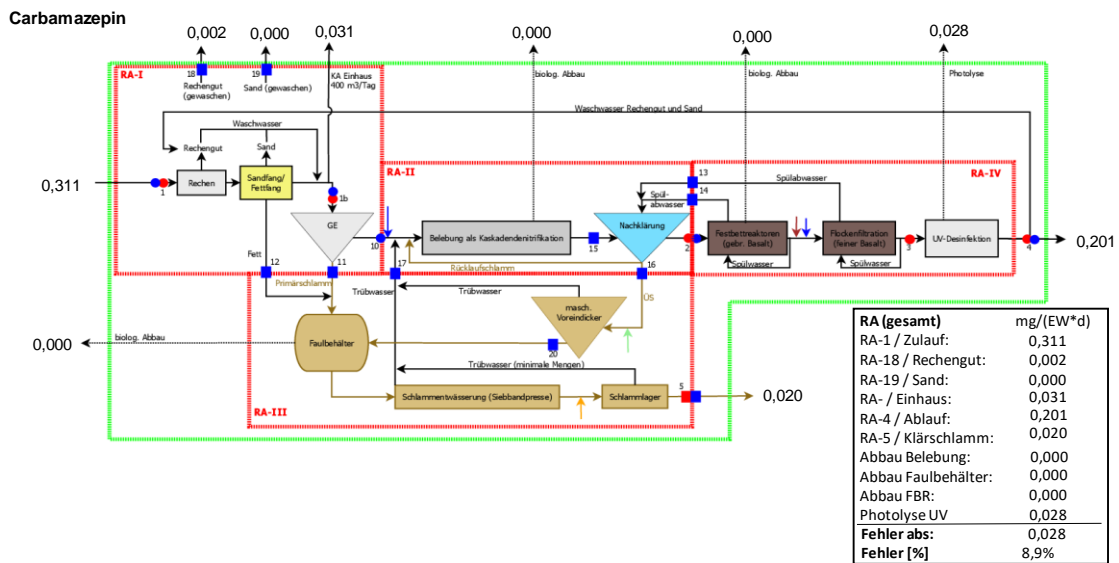


Abbildung 37: Massenbilanz für die Stoffgruppe I (hier: Carbamazepin) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.

### 7.2.2 Sorptive, nicht abbaubare Stoffe (Stoffgruppe II)

Anhand der Massenbilanz von Blei in Abbildung 38 kann das Verhalten der zweiten Stoffgruppe, die ausschließlich Sorption einschließt, dargestellt werden. Im Klärschlamm konnten rechnerisch 102 % (vgl. Tabelle 89, Abs. 7.2.6) der Zulauffracht nachgewiesen werden. Weiterhin werden geringe Anteile der Stoffmenge über das Rechengut (1,5 %) und den Sand (5,3 %) ausgetragen. Vor der Grobentschlammung werden 10 % der Fracht in die Kläranlage Einhaus abgeschlagen. Im Ablauf der Kläranlage konnte Blei nicht nachgewiesen werden. Aufgrund der Stoffeigenschaften kann der biologische Abbau und Photolyse ausgeschlossen werden. Durch Sorption kann der Stoff vollständig aus dem Wasser entfernt werden. Der Fehler dieser Massenbilanz beträgt -19,4 %.

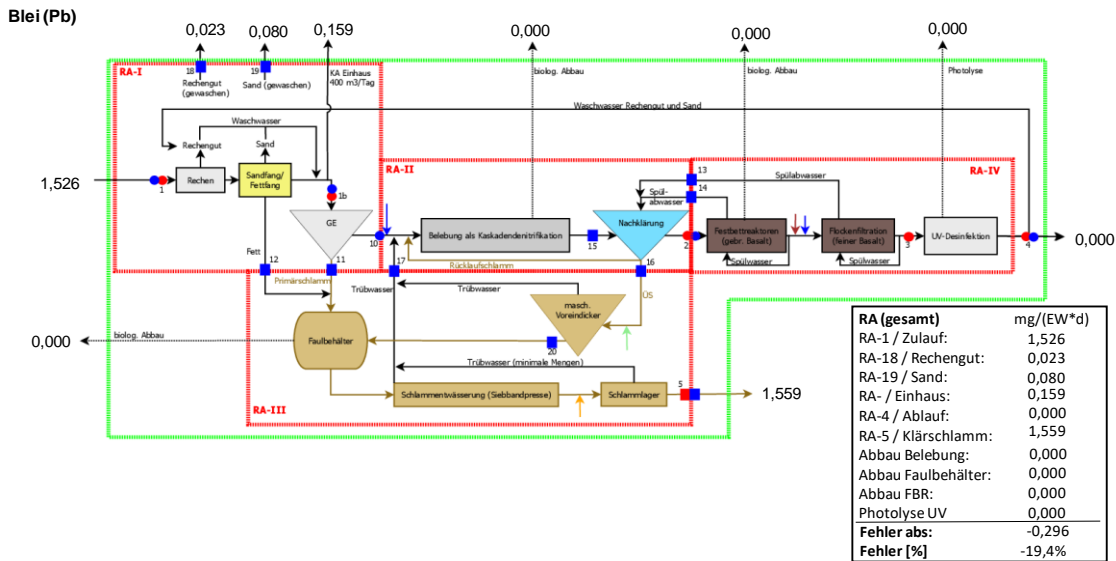


Abbildung 38: Massenbilanz für die Stoffgruppe II (hier: Blei) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.

### 7.2.3 Nicht-sorptive, mäßig abbaubare Stoffe (Stoffgruppe III)

Diese Stoffgruppe wird durch Gabapentin vertreten, das nicht sorptionsaffin ist und als mäßig biologisch abbaubar gilt. Etwa 63 % der zugehenden Stofffracht werden biologisch im Belebungsbecken umgesetzt (Abbildung 39). Im Festbettreaktor findet ein weiterer biologischer Abbau statt, der vergleichsweise gering ist (1 %). Obwohl der Stoff nicht sorptiv ist, wird ein minimaler Anteil (ggf. mit Haftwasser) über das Rechengut ausgetragen. Im Klärschlamm kann Gabapentin allerdings nicht nachgewiesen werden. Über den Abschlag nach Einhaus werden 0,522 mg/(EW\*d) ausgetragen, dies entspricht ca. 13 % der Zulauffracht. Da der Stoff lediglich mäßig abbaubar ist, passieren 4,7 % des Zulaufes die Anlage unverändert. Der Fehler im System beträgt rund 18,2 %.

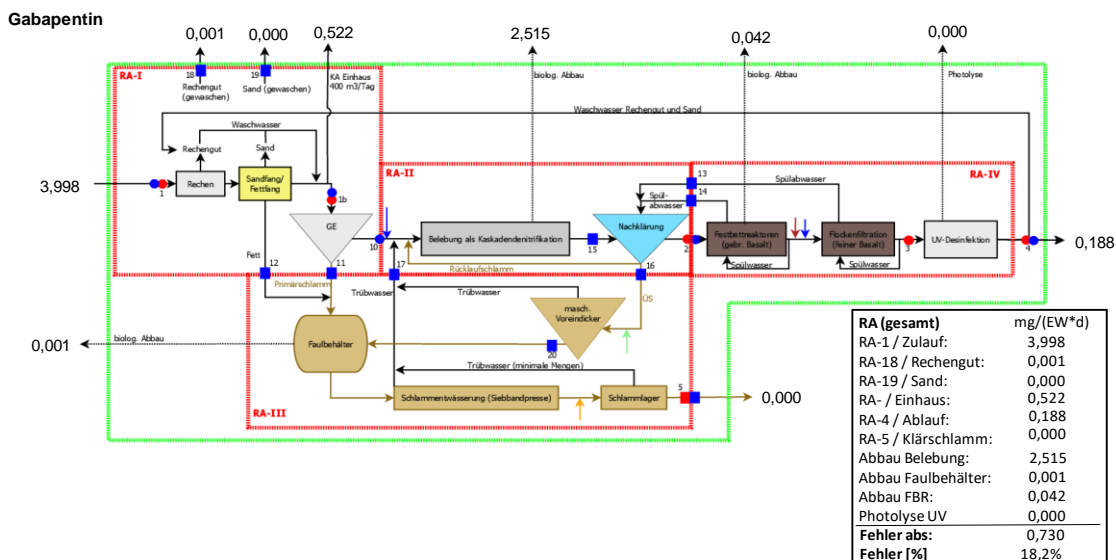


Abbildung 39: Massenbilanz für die Stoffgruppe III (hier: Gabapentin) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.

Für diese Stoffgruppe ist somit der biologische Abbau im Belebungsbecken als der weitaus wichtigste Eliminationsmechanismus zu nennen, wenngleich im Ablauf noch nennenswerte



Frachten vorhanden sein können. Die Höhe des Rückhaltes hängt hierbei von der Abbaubarkeit (angegeben durch die Biodegradationskonstante  $k_{\text{bio}}$ ) ab.

#### 7.2.4 Sorptive, mäßig abbaubare Stoffe (Stoffgruppe IV)

Fluoren repräsentiert die Stoffgruppe IV. Die Fracht im Zulauf ist im Verhältnis zu den anderen Stoffen sehr gering (s. Abbildung 40). Der Abschlag nach Einhaus beträgt ca. 11 %. Der Hauptteil des Stoffes wird in der Belebung biologisch abgebaut (ca. 63 %). Über den Klärschlamm werden ca. 32 % ausgetragen. Beides spiegelt die Eigenschaften des Stoffes wieder, sowohl biologisch abbaubar zu sein als auch zur Sorption zu neigen. In diesem System beträgt der Fehler 7 %. Im Ablauf ist Fluoren nicht mehr nachweisbar. Es zeigt sich, dass die jeweilige Kombination aus Sorptionsaffinität und Abbaubarkeit der Substanzen dieser Stoffgruppe die Gesamt-Eliminationsrate bestimmen.

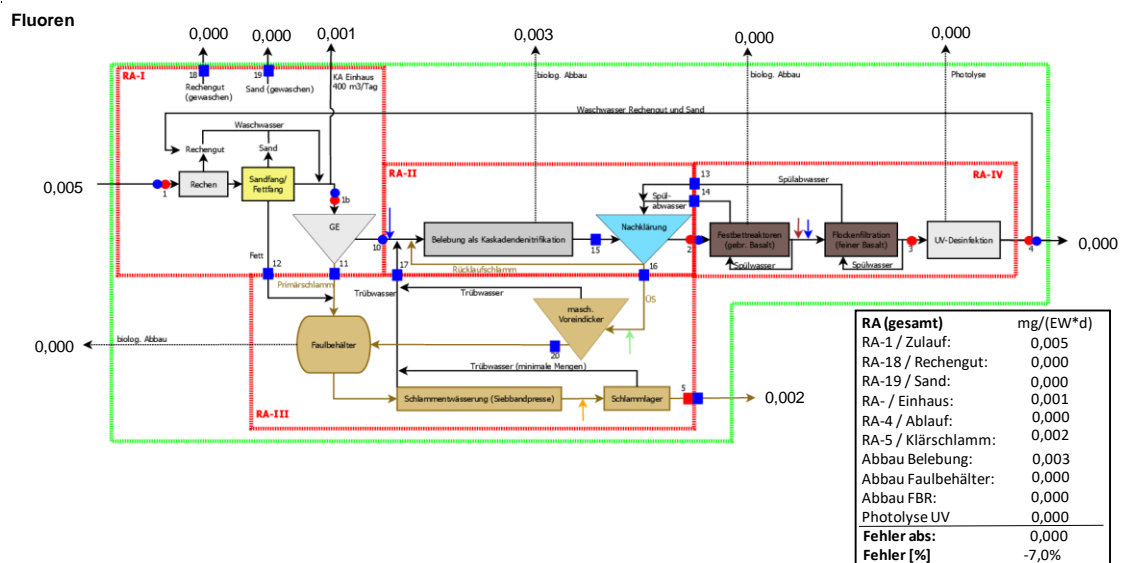
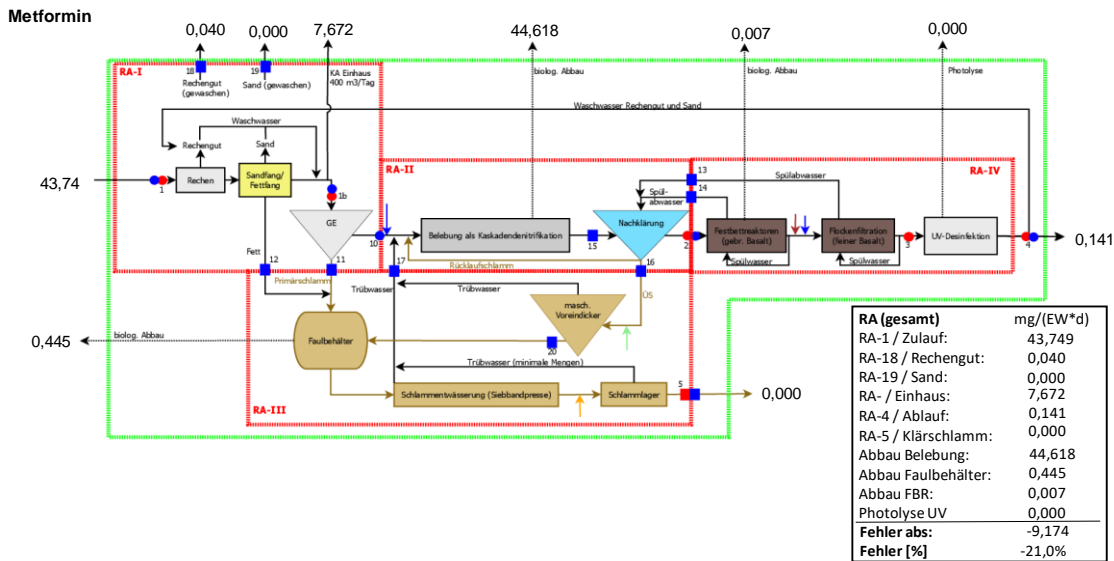


Abbildung 40: Massenbilanz für die Stoffgruppe IV (hier: Fluoren) am Gesamtsystem der KA Ratzeburg.

#### 7.2.5 Biologisch gut abbaubare Stoffe (Stoffgruppe V)

Bei Metformin handelt es sich um einen gut biologisch abbaubaren Stoff, der nicht zur Sorption neigt. Obwohl auch bei dieser Stoffgruppe der biologische Abbau im Vordergrund steht, wird ein minimaler Teil über der Rechengut (ggf. mit dem Haftwasser) ausgetragen (0,1 %, Abbildung 41). Weiterhin wird der Stoff nicht vollständig umgesetzt. Etwa 0,3 % der zugehenden Stofffracht können noch im Ablauf nachgewiesen werden. Der Abschlag nach Einhaus beträgt ca. 17,5 %. Der Hauptanteil des Stoffes wird in der Belebung abgebaut (rechnerisch 100 %). Ein minimaler Anteil wird in den darauffolgenden Festbettreaktoren biologisch umgesetzt und auch im Faulbehälter können noch 1,0 % des Zulaufes eliminiert werden.

Für Stoffe dieser Stoffgruppe stellt abermals der biologische Abbau im Belebungsbecken die wesentliche Senke dar. Alle weiteren biologischen Stufen (Festbettreaktor, Faulbehälter) tragen nur geringfügig zur Elimination bei.



**Abbildung 41: Massenbilanz für die Stoffgruppe V (hier: Metformin) am Gesamtsystem der KA Ratzburg.**

### 7.2.6 Zusammenstellung der Ergebnisse

Tabelle 89 fasst alle Stoffströme für das bilanzierte Gesamtsystem zusammen. Es wird deutlich, dass insbesondere Stoffe der Stoffgruppen I und III nicht vollständig zurückgehalten werden, da diese Substanzen einerseits nicht zur Sorption neigen und andererseits nicht oder nur mäßig abbaubar sind (s. hierzu Abs. 5.1). Die wesentlichen Senken für alle sorptionsaffinen Stoffe (Stoffgruppen II und IV) sind zunächst der Klärschlamm. Der Einfluss anderer feststoffreicher Stoffströme (Rechengut, Sand), an denen diese Stoffe fixiert sein könnten, hat prozentual einen vergleichsweise geringen Einfluss auf den Rückhalt (vgl. hierzu Abs. 6.2.1).

Hinsichtlich der biologisch abbaubaren Stoffe (Stoffgruppen III bis V) hat das Belebungsbecken den weitaus größten Einfluss auf die Elimination. Dieses hat wenigstens zwei Ursachen: Alle weiteren betrachteten biologisch wirksamen Verfahrensstufen (Festbettreaktor und Faulbehälter) sind der Belebungsstufe nachgeschaltet bzw. werden mit deutlich weniger belasteten, vorbehandeltem Abwasser bzw. Schlamm beschickt. Auch wenn ggf. ein biologischer Abbau stattfindet, kann die absolute Reduktion nur vergleichsweise gering sein. Diese nachgeschalteten biologischen Verfahren können also nur dann einen relevanten Beitrag zur Gesamt-Elimination leisten, wenn bestimmte Stoffe im Belebungsbecken nur mäßig abgebaut werden, dafür aber im Festbettreaktor (o. a.) aufgrund anderer Milieubedingungen oder Biozönosen einer hohen Abbaurrate unterliegen. Im Rahmen dieser Studie konnten keine solche Stoffe identifiziert werden.

**Tabelle 89: Zusammenstellung einwohnerspezifischer Frachten und prozentualer Anteile für die Bilanzierung des Gesamtsystems der KA Ratzeburg.**

Stoffgruppe	I		II		III		IV		V	
Exemplarischer Stoff	Carbamazepin		Blei		Gabapentin		Flouren		Metformin	
	[mg/(EW*d)]	% <sup>1</sup>	[mg/(EW*d)]	%	[mg/(EW*d)]	%	[mg/(EW*d)]	%	[mg/(EW*d)]	%
Zulauf vor Rechen	0,311	100,0	1,526	100,0	3,998	100,0	0,005	100,0	43,749	100,0
Übergabe Einhaus	0,031	10,1	0,159	10,4	0,522	13,0	0,001	11,2	7,672	17,5
Ablauf Nachklärung	0,295	94,8	0,000	0,0	0,399	10,0	0,000	0,0	0,185	0,4
Sand	0,000	0,0	0,080	5,3	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
Rechengut	0,002	0,6	0,023	1,5	0,001	0,0	0,000	1,0	0,040	0,1
Klärschlamm	0,020	6,5	1,559	102,2	0,000	0,0	0,002	32,2	0,000	0,0
Abbau Belebungsbecken	0,000	0,0	0,000	0,0	2,515	62,9	0,002	38,2	44,618	102,0
Abbau Festbettreaktor	0,000	0,0	0,000	0,0	0,042	1,0	0,000	0,0	0,007	0,0
Abbau Faulbehälter	0,000	0,0	0,000	0,0	0,001	0,0	0,001	24,3	0,445	1,0
Photolyse (UV-Desinfektion)	0,028	9,1	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
Fehler Gesamtsystem	0,028		-0,296		0,730		0,000		-9,174	
Fehler Gesamtsystem [%]	8,89%		-19,40%		18,25%		0,00%		-20,97%	

<sup>1</sup> Prozentualer Anteil bezogen auf den Zulauf

## 7.3 Vergleich von Teilsystemen

Im Folgenden werden Teilsysteme unterschiedlicher Kläranlagen miteinander verglichen. Tabelle 88 zeigt eine Zusammenstellung der untersuchten Teilsysteme. Diese Betrachtung erlaubt die Quantifizierung interner Stoffströme und ermöglicht auf diese Weise ggf. das Erkennen angepasster Verfahren für einen verbesserten Spurenstoffrückhalt. Durch einen Vergleich verschiedener Kläranlagen, können ggf. verfahrensspezifische Besonderheiten identifiziert werden.

### 7.3.1 Mechanische Vorreinigung (Rechen und Sandfang)

Zunächst erfolgt der Vergleich der beiden mechanischen Vorreinigungen (hier nur Rechen und Sandfang, ohne Grobentschlammung/ Vorklärung) in Ratzeburg (Teilsystem RA-1a) und Ahrensburg (AB-1). Die relevanten Betriebsparameter sind in Abs. 6.2.1 dargelegt. Eine grafische Darstellung der Teilsysteme mit einer Abschätzung eines für jede Stoffgruppe charakteristischen Stoffes ist für beide Teilsysteme in Anhang 8.2 zusammengestellt. Exemplarisch sind beide Teilsysteme in Abbildung 42 und Abbildung 43 für die Bilanzierung des Stoffes Gabapentin (Stoffgruppe III) dargestellt.

Tabelle 90 zeigt die Zusammenstellung der Ergebnisse für repräsentative Vertreter der fünf genannten Stoffgruppen. Bezüglich der zugehenden Stoffströme wird deutlich, dass mit Waschwasser aus Rechengut- oder Sandwäsche nur geringe Stofffrachten mobilisiert werden (max. 2,1 % für Carbamazepin in Ahrensburg). Dieses spiegelt auch die mit dem Rechengut und dem Sand entfernten vergleichsweise geringen Stofffrachten wieder (vgl. Tabelle 90). Entsprechend sind die Abläufe der Sandfänge (= Zulauf zur Grobentschlammung) in allen Fällen als relevante Austragspfade der mechanischen Reinigungsstufe anzusprechen. Diese Verfahrensstufe hat somit nur marginalen Einfluss auf den Rückhalt von Spurenstoffen.

Für die beiden nicht sorptionsaffinen Stoffgruppen II und V (hier: Gabapentin und Metformin), lässt sich feststellen, dass im Vergleich zu den anderen Stoffgruppen der größte Anteil der zugehenden Stofffracht im Ablauf des Sandfanges nachweisbar sind (74,6 % für Gabapentin in Ratzeburg bis 100,9 % für Metformin in Ratzeburg). Dieses kann als ein Hinweis darauf interpretiert werden, dass die Frachten der sorptiven Stoffgruppen II und IV (hier: Blei und Flouren) bereits infolge Sorption an Rechengut und Sand reduziert wurden.

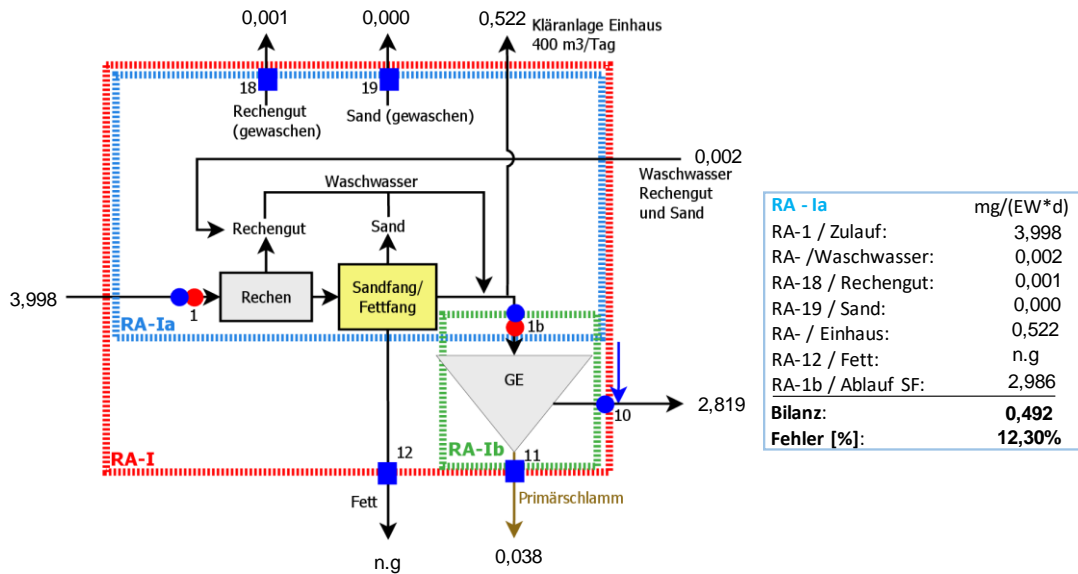


Abbildung 42: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RA-1a (mechanische Vorreinigung).

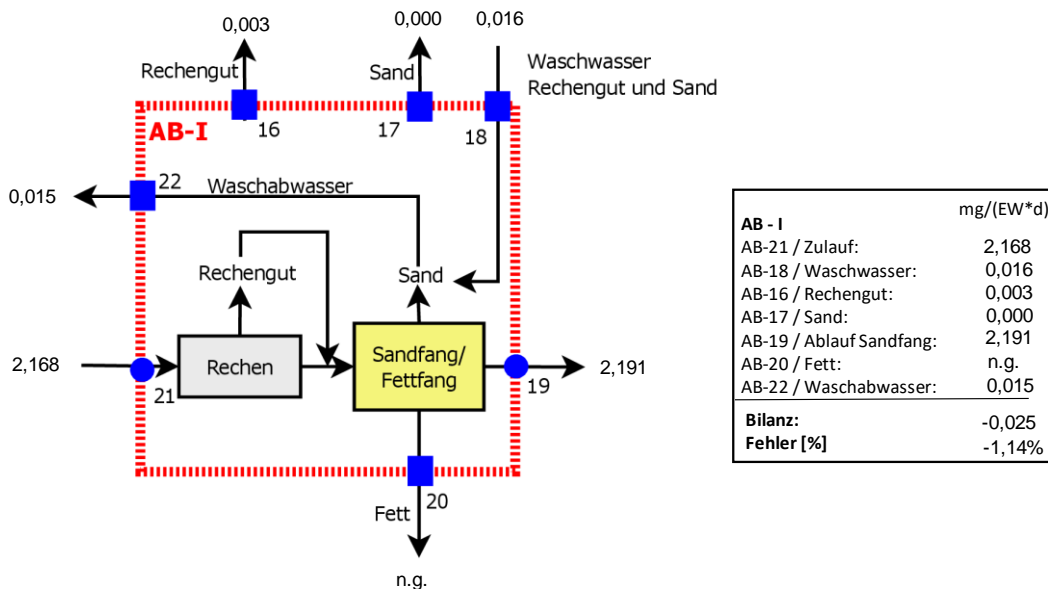


Abbildung 43: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem AB-1 (mechanische Vorreinigung).

Im Vergleich beider Teilsysteme stellen sich qualitativ keine relevanten Unterschiede dar. Beide Rechenanlagen haben einen ähnlichen Stababstand (Ahrensburg: 3 mm, Ratzeburg: 4 mm, vgl. Abs. 6.2.1). Im Rahmen üblicher Bemessungsparameter scheint daher die mechanische Reinigungsstufe einen geringen, aber systematischen Einfluss auf den Rückhalt von Spurenstoffen zu haben. Folglich sollte die Bemessung dieser Verfahrensstufe in erster Linie nach betrieblichen Aspekten erfolgen (z. B. Sandanfall).

Die an beiden Teilsystemen verbleibenden Fehler (hier berechnet aus Differenzbildung der zu- und abgehenden Stofffrachten) ist im Vergleich zu anderen Teilsystem (z. B. Belebung, Abs. 7.3.2) auf die in diesem Teil häufig problematische, nicht repräsentative Probenahme (Stichprobe, Feststoffprobe) und den Einfluss variierender Zulaufkonzentrationen bei synchroner Probenahme zurückzuführen. Die Ergebnisse können somit allenfalls eine qualitative Einordnung ermöglichen.

Tabelle 90: Zusammenstellung der Massenbilanzen für die Teilsysteme der mechanischen Vorreinigung.

Stoffgruppe Exemplarischer Stoff	I Carbamazepin			II Blei			III Gabapentin			IV Flouren			V Meformin		
	RA-1a [mg/ (EW*td)]	AB-1 [mg/ (EW*td)]	% <sup>1</sup>	RA-1a [mg/ (EW*td)]	AB-1 [mg/ (EW*td)]	% <sup>1</sup>	RA-1a [mg/ (EW*td)]	AB-1 [mg/ (EW*td)]	% <sup>1</sup>	RA-1a [mg/ (EW*td)]	AB-1 [mg/ (EW*td)]	% <sup>1</sup>	RA-1a [mg/ (EW*td)]	AB-1 [mg/ (EW*td)]	% <sup>1</sup>
<b>Zugehende Stoffströme</b>															
Zulauf vor Rechen	0,311	0,215	97,9	1,526	100,0	99,1	3,998	100,0	99,3	0,0051	100,0	100,0	43,749	100,0	100,0
Wasswasser Sand/Rechengut	0,002	0,7	0,005	2,1	0,000	0,0	0,002	0,0	0,016	0,7	0,0000	0,0	0,0001	0,0	0,003
<b>Summe zugehender Stoffströme</b>	<b>0,313</b>	<b>100,0</b>	<b>0,220</b>	<b>1,526</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>4,000</b>	<b>100,0</b>	<b>2,184</b>	<b>100,0</b>	<b>0,0051</b>	<b>100,0</b>	<b>43,750</b>	<b>100,0</b>	<b>24,929</b>
<b>Abgehende Stoffströme</b>															
Übergabe Einhaus	0,031	10,0	n.v.	0,159	10,4	n.v.	0,522	13,0	n.v.	n.v.	0,0006	11,2	n.v.	n.v.	n.v.
Zulauf GE (=Abf. SF)	0,181	57,7	0,107	48,8	0,922	60,5	2,986	74,6	2,191	100,3	0,0032	63,4	0,0035	19,1	44,137
Washabw. Sandfang	n.v.	n.v.	0,013	6,1	n.v.	0,309	5,8	n.v.	0,015	0,7	n.v.	n.v.	0,0012	6,3	n.v.
Sand	0,000	0,0	0,000	0,0	0,080	5,3	0,162	3,1	0,000	0,0	0,0000	0,0	0,0000	0,0	0,000
Rechengut	0,002	0,6	0,012	5,3	0,023	1,5	0,046	0,9	0,001	0,0	0,0001	1,0	0,0001	0,7	0,040
Fett	n.g.	n.g.	n.g.	0,007	0,5	0,004	0,1	n.g.	n.g.	n.g.	0,0000	0,5	0,0000	0,0	n.g.
<b>Summe abgehender Stoffströme</b>	<b>0,214</b>	<b>68,3</b>	<b>0,132</b>	<b>60,1</b>	<b>1,192</b>	<b>78,1</b>	<b>3,508</b>	<b>87,7</b>	<b>2,209</b>	<b>101,1</b>	<b>0,004</b>	<b>76,1</b>	<b>0,0048</b>	<b>26,1</b>	<b>51,849</b>
<b>Fehler</b>	<b>0,099</b>	<b>31,7</b>	<b>0,088</b>	<b>39,9</b>	<b>0,334</b>	<b>21,9</b>	<b>0,492</b>	<b>12,3</b>	<b>-0,025</b>	<b>-1,1</b>	<b>0,001</b>	<b>23,9</b>	<b>0,0137</b>	<b>73,9</b>	<b>-8,099</b>

<sup>1</sup> Prozentualer Anteil bezogen auf die Summe aller zugehenden Stoffströme; n.v. - Stoffstrom auf der untersuchten Anlage nicht vorhanden; n.g. - Stoff wurde im Medium nicht gemessen

### 7.3.2 Grobentschlammung/ Vorklärung

Eine Betrachtung der Grobentschlammung erfolgt anhand der Teilsysteme RA-Ib und RD-I. Beide betrachteten Verfahrenseinheiten haben deutlich voneinander abweichende Vorklärzeiten (Ratzeburg: 1,5 h; Rendsburg: 0,5 bis 1,0 h, vgl. Abs. 6.2.1 mit Tabelle 79)<sup>12</sup>. Abbildung 44 und Abbildung 45 zeigen exemplarisch für Gabapentin (Stoffgruppe III) die Massenbilanzen an den betrachteten Teilsystemen. Im Anhang 8.2 sind weitere Massenbilanzen für repräsentative Vertreter aller Stoffgruppen hinterlegt. Tabelle 91 fasst diese Ergebnisse zusammen.

Es wird deutlich, dass die nicht sorptionsaffinen Stoffe (Stoffgruppen I, III und V) kaum durch die Vorklärung beeinflusst werden. Vielmehr ist der Ablauf der Grobentschlammung (= Zulauf zur Belebungsstufe) in allen Fällen der mit Abstand größte abgehenden Stoffstrom. Für die zur Sorption neigenden Stoffströme (Stoffgruppen II und IV) wird ein zunehmender Anteil im Primärschlamm gebunden.

Auch wenn in den untersuchten Teilsystemen z. T. deutliche Fehler in der Massebilanzierung auftreten, die auf analytische Probleme und problematische Probenahmen zurückzuführen sind, wird deutlich, dass ein signifikanter Anteil der zugehenden Stofffracht mit dem Primärschlamm aus dem Abwasser entfernt werden kann, wenn die Stoffe zur Sorption neigen. Nach der Schlammbehandlung konzentrieren sich diese Stofffrachten im Klärschlamm, wenn sie nicht zuvor (in der Schlammbehandlung) biologisch abgebaut werden. Dieses betrifft daher zunächst alle Substanzen der Stoffgruppe II (hohe Sorptionsneigung, nicht biologisch abbaubar, z. B. Schwermetalle). Hinsichtlich der Gesamt-Eliminationsrate aus dem Wasserpfad ist es für diese Stoffe mithin irrelevant, an welcher Stelle sie entfernt werden.

Die betrachteten Teilsysteme lassen erkennen, dass interne Stoffströme (hier: Trübwasser aus der Schlammmentwässerung und Überschussschlamm aus der Nachfällung) keinen nennenswerten Einfluss auf die zugehenden Stofffrachten haben. Insbesondere für Trübwasser aus der Schlammbehandlung wäre ggf. die Rücklösung infolge Desorption von sorptionsaffinen Stoffen denkbar (vgl. Abs. 2.2.2). Auch aufgrund der geringen Volumenströme dieser internen Stoffströme sind die daraus resultierenden Stofffrachten allerdings vernachlässigbar (s. hierzu auch die Betrachtung der Schlammbehandlung in Abs. 7.3.4).

Stoffe, die sorptionsaffin und mäßig biologisch abbaubar sind (Stoffgruppe IV) bedürfen einer sehr viel differenzierteren Betrachtung. Der biologische Abbau kann prinzipiell im Belebungsbecken (nicht in der Vorklärung zurückgehalten) oder im Faulbehälter (in der Vorklärung zurückgehalten) erfolgen. Je nach Stoffeigenschaften, können bestimmte Stoffe ggf. im anaerob-mesophilen Milieu der Faulbehälter besser als im anoxisch-aeroben Milieu der Belebungsbecken abgebaut werden (und umgekehrt). Über eine Variation der Vorklärzeit und damit der Kontrolle, welcher Anteil der Zulauf fracht welcher Art der biologischen Behandlung zugeführt wird, wäre dann ein verbesserter Abbau dieser Stoffe denkbar. In der Praxis dürfte sich das nur auf wenig Stoffe im nennenswerten Umfang auswirken. Vielmehr stellen praktisch-betriebliche Aspekte (Aufrechterhaltung der Denitrifikationskapazität vs. Biogasertrag) die wesentliche Grundlage für die Wahl der Vorklärzeit dar.

---

<sup>12</sup> Auch wenn die Funktionsweise beider Stufen identisch ist, so wird diese bei einer Aufenthaltszeit von max. 0,5 h als Grobentschlammung, ansonsten als Vorklärung bezeichnet. In diesem Abschnitt werden beide Begriffe parallel genutzt.

Gabapentin

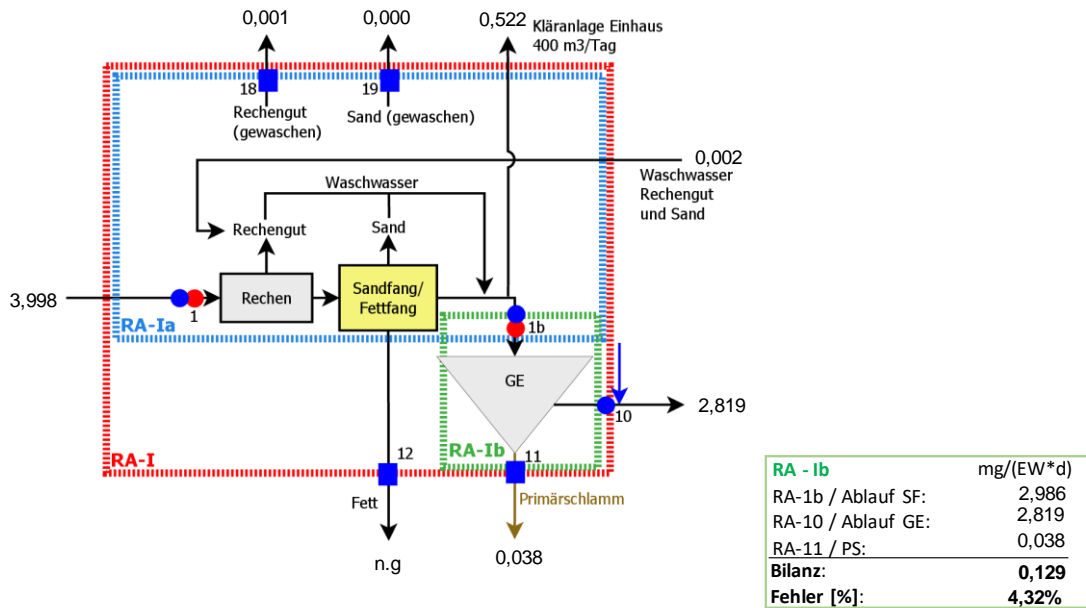


Abbildung 44: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RA-1b (Vorklärung).

Gabapentin

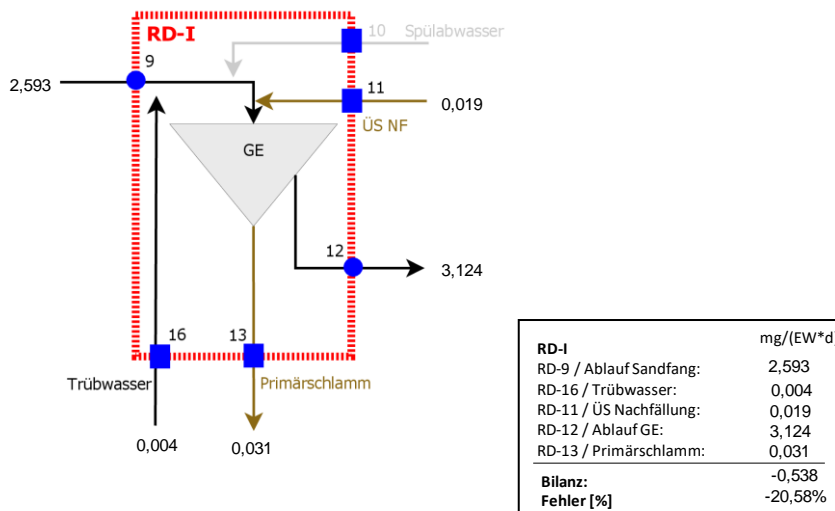


Abbildung 45: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RD-1 (Vorklärung).

**Tabelle 91: Zusammenstellung der Massenbilanzen für die Teilsysteme der Grobentschlammung/ Vorklärung.**

Stoffgruppe Exemplarischer Stoff	I Carbamazepin		II Blei		III Gabapentin		IV Flouren		V Metformin	
	RA-Ib [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	RA-Ib [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	RA-Ib [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	RA-Ib [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	RA-Ib [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]
<b>Zugehende Stoffströme</b>										
Zulauf GE (=Ablauf SF)	0,181	92,7	0,922	0,812	2,986	99,1	0,003	0,002	44,137	100,0
ÜSS Nachfällung	n.v.	6,1	n.v.	0,027	n.v.	0,019	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
Trübwasser-Schlammwässerung	n.v.	1,2	n.v.	0,000	n.v.	0,004	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
<b>Summe zugehender Stoffströme</b>	<b>0,181</b>	<b>100,0</b>	<b>0,922</b>	<b>0,839</b>	<b>2,986</b>	<b>100,0</b>	<b>0,003</b>	<b>0,002</b>	<b>44,137</b>	<b>100,0</b>
<b>Abgehende Stoffströme</b>										
Ablauf GE	0,178	98,7	0,128	0,000	2,819	94,4	0,003	98,6	44,638	101,1
Primärschlamm	0,047	26,1	0,018	0,132	0,038	1,3	0,002	50,1	0,441	1,0
<b>Summe abgehender Stoffströme</b>	<b>0,225</b>	<b>124,8</b>	<b>0,145</b>	<b>0,132</b>	<b>2,857</b>	<b>95,7</b>	<b>0,005</b>	<b>148,7</b>	<b>45,079</b>	<b>102,1</b>
<b>Fehler</b>	<b>-0,045</b>	<b>-24,8</b>	<b>0,044</b>	<b>0,707</b>	<b>0,129</b>	<b>4,3</b>	<b>-0,002</b>	<b>-48,7</b>	<b>-0,942</b>	<b>-2,1</b>

<sup>1</sup> Prozentualer Anteil bezogen auf die Summe aller zugehenden Stoffströme; n.v. = Stoffstrom auf der untersuchten Anlage nicht vorhanden



### 7.3.3 Belebtschlammanlagen

Die Belebungsstufe wurde in Ratzeburg (Teilsystem RA-II) und Bad Segeberg (BS-1) genauer betrachtet. Beide Stufen werden als Kaskadendenitrifikation betrieben. Trockensubstanzgehalt, Schlammalter und Schlammbelastung beider Anlagen sind vergleichbar (vgl. Abs. 6.1.1 mit Tabelle 73). Die jeweiligen Massenbilanzen für die Teilsysteme sind exemplarisch in Abbildung 46 und Abbildung 47 für Gabapentin als Vertreter eines mäßig abbaubaren, nicht sorptionsaffinen Stoffes (Stoffgruppe III) dargestellt. Die Massebilanzierungen für repräsentative Vertreter der übrigen Stoffgruppen fasst Anhang 8.2 zusammen. Tabelle 92 stellt diese Ergebnisse zusammen.

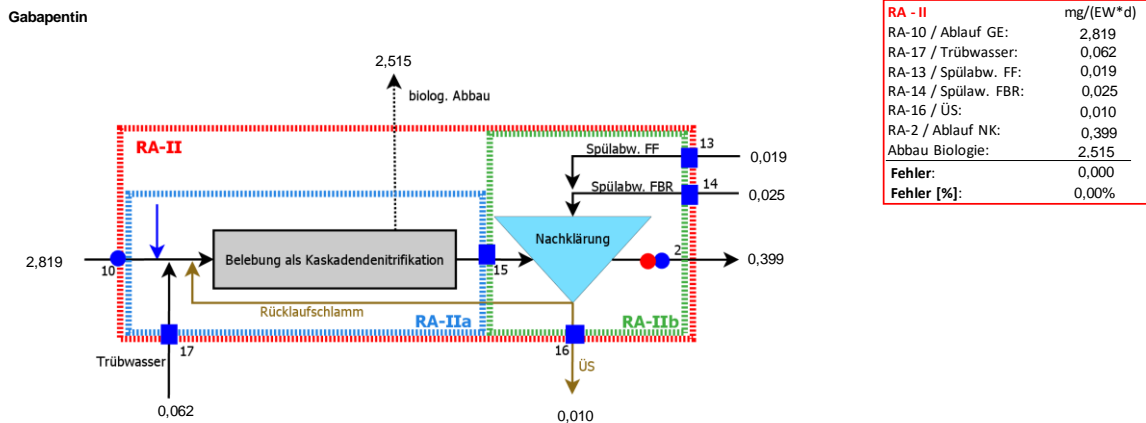


Abbildung 46: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RA-II (Belebungsbecken).

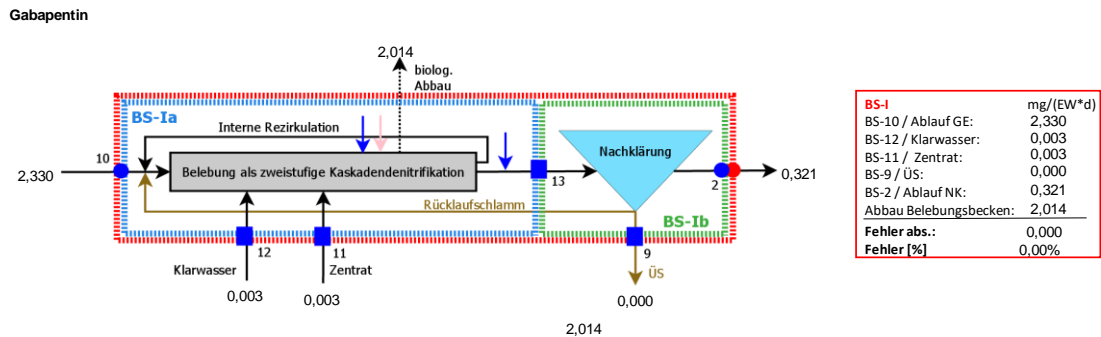


Abbildung 47: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem BS-I (Belebungsbecken).

Es wird deutlich, dass für die biologisch abbaubaren Stoffe (Stoffgruppen III bis V) das Belebungsbecken die wesentliche Senke ist. Für sorptionsaffine Stoffe (Stoffgruppen II und IV) lässt sich im Überschussschlamm der größte Anteil der zugehenden Stofffracht nachweisen. Stoffe, die nicht zur Sorption neigen und die nicht oder nur mäßig biologisch abbaubar sind (Stoffgruppen I und III) lassen sich im Klarwasserablauf der Nachklärung feststellen. Diese Stoffgruppen lassen sich mithin kaum vollständig in Belebtschlammanlagen aus dem Abwasser entfernen.

**Tabelle 92: Zusammenstellung der Massenbilanzen für die Teilsysteme der Belebtschlammanlagen.**

Stoffgruppe Exemplarischer Stoff Kläranlagen	I Carbamazepin		II Blei		III Gabapentin		IV Flouren		V Metformin									
	RA-II [mg/ (EW*d)]	BS-I [mg/ (EW*d)] %	RA-II [mg/ (EW*d)] %	BS-I [mg/ (EW*d)] %	RA-II [mg/ (EW*d)] %	BS-I [mg/ (EW*d)] %	RA-II [mg/ (EW*d)] %	BS-I [mg/ (EW*d)] %	RA-II [mg/ (EW*d)] %	BS-I [mg/ (EW*d)] %								
<b>Zugehende Stoffströme</b>																		
Ablauf GE	0,178	55,4	0,229	80,0	0,000	n.d.	2,819	96,4	2,330	99,8	0,0032	92,5	0,0009	100,0	44,638	99,9	31,083	100,0
Spülabw. Festbett	0,042	13,0	n.v.	n.v.	0,000	0,0	0,025	0,8	n.v.	n.v.	0,0000	0,0	n.v.	n.v.	0,023	0,1	n.v.	n.v.
Spülabw. Filtration	0,023	7,2	n.v.	n.v.	0,000	0,0	0,019	0,7	n.v.	n.v.	0,0000	0,0	n.v.	n.v.	0,015	0,0	n.v.	n.v.
Klarwasser TRW-Nachkl.	n.v.	n.v.	0,025	8,6	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	0,003	0,1	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	0,001	0,0
Trübwasser ÜS-Eindickung	0,079	24,5	n.v.	n.v.	n.v.	n.d.	0,062	2,1	n.v.	n.v.	0,0003	7,5	n.v.	n.v.	0,008	0,0	n.v.	n.v.
Trübwasser Schlammmentwässerung	0,032	14,2	0,032	14,2	0,000	n.d.	0,003	0,1	0,003	0,1	0,0003	0,0	0,0000	0,0	0,000	0,0	0,005	0,0
<b>Summe zugehender Stoffströme</b>	<b>0,322</b>	<b>100,0</b>	<b>0,286</b>	<b>102,8</b>	<b>0,534</b>	<b>100,0</b>	<b>2,924</b>	<b>100,0</b>	<b>2,336</b>	<b>100,0</b>	<b>0,0035</b>	<b>100,0</b>	<b>0,0009</b>	<b>100,0</b>	<b>44,684</b>	<b>100,0</b>	<b>31,088</b>	<b>100,0</b>
<b>Abgehende Stoffströme</b>																		
Ablauf Nachklärung	0,295	91,5	0,183	64,0	0,000	n.d.	0,399	13,6	0,321	13,8	0,0000	0,0	0,0000	0,0	0,185	0,4	0,071	0,2
Überschussschlamm (USS)	0,012	3,6	0,014	5,0	0,344	64,4	0,010	0,4	0,000	0,0	0,0015	43,4	0,0003	40,2	0,002	0,0	0,001	0,0
Abbau Belebungsbecken	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	2,515	86,0	2,014	86,2	0,0020	56,6	0,0000	0,0	44,618	99,9	31,016	99,8
<b>Summe abgehender Stoffströme</b>	<b>0,306</b>	<b>95,2</b>	<b>0,197</b>	<b>69,0</b>	<b>0,344</b>	<b>64,4</b>	<b>2,924</b>	<b>100,0</b>	<b>2,336</b>	<b>100,0</b>	<b>0,0035</b>	<b>100,0</b>	<b>0,0003</b>	<b>40,2</b>	<b>44,804</b>	<b>100,3</b>	<b>31,088</b>	<b>100,0</b>
<b>Fehler</b>	<b>0,016</b>	<b>4,8</b>	<b>0,089</b>	<b>31,0</b>	<b>0,190</b>	<b>35,6</b>	<b>-0,239</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,000</b>	<b>0,0</b>	<b>0,000</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0005</b>	<b>59,8</b>	<b>-0,121</b>	<b>-0,3</b>	<b>0,000</b>	<b>0,0</b>

<sup>1</sup> Prozentualer Anteil bezogen auf die Summe aller zugehenden Stoffströme; n.d. - nicht auswertbar; n.v. - Stoffstrom auf der untersuchten Anlage nicht vorhanden

Die zugehenden Stofffrachten, die aus internen Stoffströmen (Spülabwässer, Trübwasser) resultieren, sind in den meisten Fällen vernachlässigbar (Stoffgruppen III bis IV). Einzig für Stoffe mit sehr hoher Sorptionsneigung (z. B. Blei) kommt das Trübwasser aus der Schlammbehandlung als relevanter Stoffstrom hinsichtlich einer Belastung der Belebung infrage. Für diese Stoffe scheint eine vollständige Abtrennung bereits mit dem Primärschlamm möglich. Infolge einer Entwässerung in der Schlammbehandlung resultiert dann eine Belastung der Belebungsstufe. Aus dieser werden diese Stoffe abermals infolge Sorption mit dem Überschussschlamm entfernt und wiederum der Schlammbehandlung zugeführt. Sind diese Stoffe nicht biologisch abbaubar (Stoffgruppe II) reichern sie sich solange in den Verfahrensstufen der Schlammbehandlung an, bis das Gleichgewicht aus Adsorption und Desorption dazu beiträgt, dass ein bestimmter Anteil mit dem Klärschlamm ausgetragen wird.

### 7.3.4 Schlammbehandlung

Eine detaillierte Betrachtung der Schlammbehandlung erfolgte anhand der Teilsysteme RA-III und RD-II. In beiden Systemen wird der Überschussschlamm gemeinsam mit dem Primärschlamm in einem Faulbehälter aerob-mesophil zu Biogas umgesetzt. Exemplarisch für Gabapentin sind die Massenbilanzen beider Teilsysteme in Abbildung 48 und Abbildung 49 dargestellt (weitere Beispiele für alle Stoffgruppen in Anhang 8.2). Tabelle 93 zeigt die Zusammenstellung der Massenbilanzen dieser Teilsysteme für repräsentative Vertreter aller fünf Stoffgruppen.

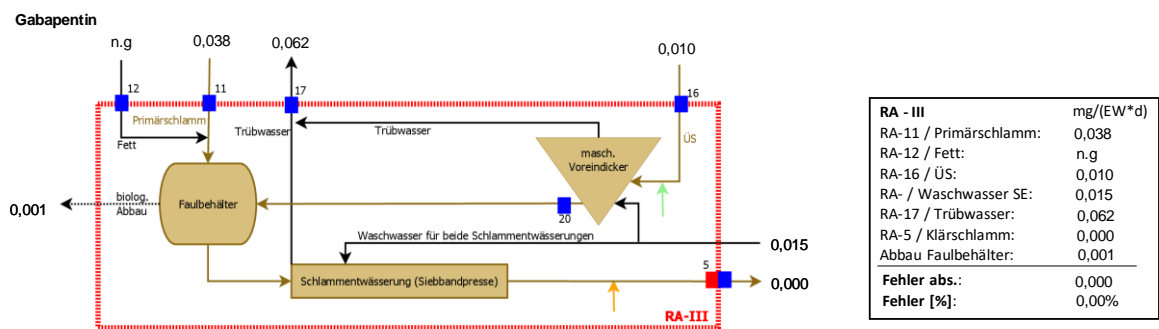


Abbildung 48: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RA-III (Schlammbehandlung).

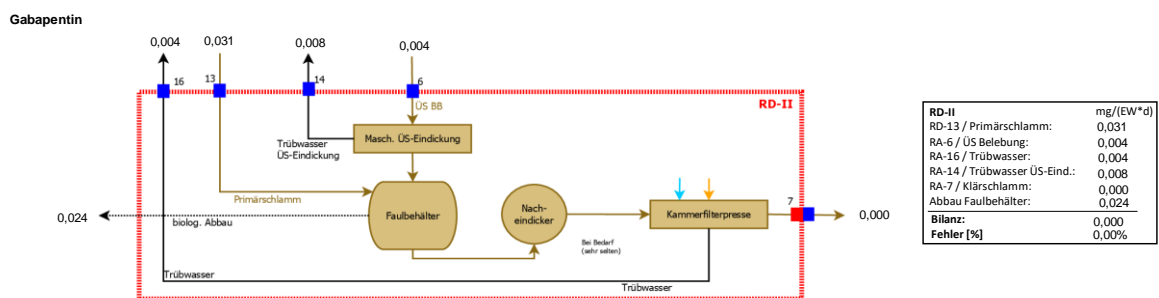


Abbildung 49: Massenbilanz für Gabapentin (Stoffgruppe III) am Teilsystem RD-II (Schlammbehandlung).

**Tabelle 93: Zusammenstellung der Massenbilanzen für die Teilsysteme der Schlammbehandlung.**

Stoffgruppe Exemplarischer Stoff Kläranlagen	I Carbamazepin			II Blei			III Gabapentin			IV Flouren			V Metformin		
	RA-III [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	%	RA-III [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	%	RA-III [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	%	RA-III [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	%	RA-III [mg/ (EW*d)]	RD-I [mg/ (EW*d)]	%
<b>Zugehende Stoffströme</b>															
Fett	n.g.	n.v.	n.v.	0,007	0,9	n.v.	n.g.	n.v.	n.v.	0,000	0,8	n.v.	n.g.	n.v.	n.v.
Primärschlamm	0,047	63,4	62,4	0,445	55,9	19,1	0,038	60,6	88,4	0,002	51,6	0,000	0,441	21,2	97,3
Überschussschlamm (ÜSS)	0,012	15,7	37,6	0,344	43,2	80,9	0,010	16,3	0,004	47,6	0,002	78,8	0,002	0,3	0,002
Wasserverschlamm	0,015	20,9	n.v.	0,000	0,0	n.v.	0,015	23,1	n.v.	0,000	0,0	n.v.	0,011	2,4	n.v.
<b>Summe zugehender Stoffströme</b>	<b>0,074</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>0,795</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>0,063</b>	<b>100,0</b>	<b>0,035</b>	<b>100,0</b>	<b>0,003</b>	<b>100,0</b>	<b>0,454</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>
<b>Abgehende Stoffströme</b>															
Klärschlamm	0,020	27,3	25,9	1,559	196,0	1,954	0,000	0,0	0,000	0,0	0,002	52,3	0,000	0,0	0,000
Triebwasser-ÜS-Eindickung	0,079	106,0	35,6	0,534	67,1	6,0	0,062	97,8	0,008	21,7	0,000	8,2	0,000	0,0	0,002
Triebwasser-Schlammwässerung			8,2			0,0			0,004	10,9			0,000	0,0	0,001
Abbau Faulbehälter	0,000	0,0	0,0	0,000	0,0	0,0	0,001	2,2	0,024	67,4	0,001	39,5	0,001	73,5	0,445
<b>Summe abgehender Stoffströme</b>	<b>0,099</b>	<b>133,3</b>	<b>69,7</b>	<b>2,093</b>	<b>263,1</b>	<b>1,995</b>	<b>0,063</b>	<b>100,0</b>	<b>0,035</b>	<b>100,0</b>	<b>0,003</b>	<b>100,0</b>	<b>0,001</b>	<b>73,5</b>	<b>0,454</b>
<b>Fehler</b>	<b>-0,025</b>	<b>-33,3</b>	<b>30,3</b>	<b>-1,298</b>	<b>-163,1</b>	<b>-1,304</b>	<b>0,000</b>	<b>0,0</b>	<b>0,000</b>	<b>0,0</b>	<b>0,000</b>	<b>0,0</b>	<b>0,000</b>	<b>0,0</b>	<b>0,000</b>

<sup>†</sup> Prozentualer Anteil bezogen auf die Summe aller zugehenden Stoffströme; n.d. - nicht auswertbar; n.v. - Stoffstrom auf der untersuchten Anlage nicht vorhanden; n.g. - Stoff wurde im Medium nicht gemessen

Je nach Stoffeigenschaften resultieren die dominanten zugehenden Stofffrachten aus dem Primär- oder dem Überschussschlamm. Für die sorptionsaffinen Stoffe (Stoffgruppen II und IV) stellt der Überschussschlamm in vielen Fällen die größte Zulaufkraft zur Schlammbehandlung dar. Bei den biologisch abbaubaren Stoffen (Stoffgruppen III und V) ist die mit dem Primärschlamm eingetragene Stofffracht größer, als diejenige über den Überschussschlamm. Dieses liegt darin begründet, dass ein Großteil dieser Stoffe in der Belebungsstufe abgebaut wird und daher nur noch eine relativ kleine Fracht im Überschussschlamm vorhanden sein kann. Deutlich wird diese Verschiebung am direkten Vergleich der Stoffgruppen III (mäßig biologisch abbaubar) und V (gut biologisch abbaubar).

Es wird deutlich, dass der Klärschlamm die relevante Senke für alle sorptionsaffinen Stoffe ist (Stoffgruppen II und IV). Mit dem Trübwässern aus der Schlammbehandlung werden ausschließlich alle nicht oder nur mäßig abbaubaren Stoffe (Stoffgruppen I und III) mobilisiert und führen somit zu einer erneuten Belastung der Belebungsstufe. Im Vergleich zu den mit dem Rohabwasser zugehenden Stofffrachten ist diese Belastung allerdings vergleichsweise gering und vernachlässigbar (vgl. Abs. 7.3.3).

Ein biologischer Abbau im Faulbehälter lässt sich für die entsprechenden Stoffgruppen (III bis V) feststellen. Im Einzelfall weichen die abgebauten Anteile auf beiden Anlagen jedoch deutlich voneinander ab (s. Abbau Faulbehälter für Gabapentin in RA-III und RD-II, Tabelle 93). Ob diese Abweichung analytisch begründet ist, auf fehlerhafte Probenahmen oder auf unterschiedliche Biozönosen in den Faulbehältern zurückzuführen ist, bleibt offen. Qualitativ finden in beiden betrachteten Teilsystemen die gleichen Prozesse statt. Insbesondere die Art der Schlammwässerung (Eindicker, Siebbandpresse, Kammerfilterpresse) hat somit keinen signifikanten Einfluss auf die Stoffströme.

## 7.4 Zusammenfassung der Massenbilanzierung

Anhand der in diesem Absatz betrachteten Massenbilanzierungen wurden die relevanten Senken identifiziert. Am Beispiel des Gesamtsystems Ratzeburg (vgl. Abs. 7.2) wird deutlich, dass es für Substanzen der Stoffgruppe I keine nennenswerte Senke gibt, da diese Stoffe nicht durch Sorption oder biologischen Abbau aus dem Abwasser entfernt werden können. Einzig eine weitergehende Behandlung (hier: UV-Desinfektion, alternativ eine Ozonung o. dgl.) könnte die Ablaufracht dieser Stoffe reduzieren.

Für Stoffe der Stoffgruppe II (relevante Sorption) ist der Klärschlamm die relevante Senke. Bei diesen Substanzen hängt die Eliminationsrate wesentlich von der Wasserlöslichkeit ab. So wäre das Element Nickel sehr sorptiv, ist in gebundener Form aber gut wasserlöslich und wird somit nicht zurückgehalten. Für diese Stoffe wäre zu prüfen, ob eine Aktivkohle-Sorption geeignet ist. Andere Feststoffpfade (Rechengut, Sand) reduziert die eingetragene Stofffracht nur marginal im Vergleich zum Klärschlammweg. Dieses ist auf die im Vergleich zum Überschussschlamm kleinen Stoffströme zurückzuführen.

Für die ausschließlich durch biologischen Abbau zurückgehaltenen Stoffe (Stoffgruppen III und V) ist die Belebungsstufe die relevante Senke. Die in nachgeschalteten biologischen Stufen (Festbettreaktoren, Tropfkörper) oder in der Schlammbehandlung (Faulbehälter) zurückgehaltenen Stofffrachten sind vergleichsweise gering. Dieses ist nicht zwangsläufig der nicht gegebenen Eignung dieser Verfahren für den biologischen Abbau der untersuchten Spurenstoffe geschuldet. Vielmehr führen die hohen Abbauraten in der Belebungsstufe dazu, dass andere Verfahrensstufen mit sehr viel geringeren Frachten beschickt werden. Folglich kann die im Rahmen dieser Studie beobachtete absolute Frachtreduktion nur sehr gering sein. Bezüglich der mit dem Kläranlagenablauf ausgetragenen Frachten sind jedenfalls die genannten nachgeschalteten Verfahren und die Schlammbehandlung irrelevant.

Für Stoffe, die gleichermaßen zur Sorption neigen und biologisch abbaubar sind (Stoffgruppe IV) hängt es im Wesentlichen von den spezifischen Stoffeigenschaften ab, welcher Mechanismus überwiegt. Wie in Abs. 6.1.1 gezeigt, lassen sich die Anteile nur geringfügig durch eine Anpassung der Betriebsweise beeinflussen. In jeden Fall sind aber auf für die Substanzen dieser Stoffgruppe der Klärschlamm als auch der Abbau in der Belebungsstufe als relevante Senken anzusprechen. Alle weiteren potentiellen Senken (Rechengut, Sand sowie Abbau in nachgeschalteten Verfahren oder in der Schlammbehandlung) sind aus vorgenannten Gründen vernachlässigbar.

Von den untersuchten Teilsystemen weist die Schlammbehandlung einige Besonderheiten auf. Sie wird im wesentlichen durch Primärschlamm (hoher Anteil von Substanzen der Stoffgruppen II, III, IV und V) und mit Überschussschlamm (hoher Anteil der Stoffgruppen II, ggf. IV) beschickt. Die mit dem Primärschlamm dem Faulbehälter zugeführten Substanzen der Stoffgruppen III, IV und V werden dort z. T. abgebaut. Alle nicht abbaubaren Stoffe (Stoffgruppe II) verbleiben im Faulschlamm und werden dann möglicherweise in einer Entwässerung (Dekanter, Siebandpresse, Eindicker o.dgl.) abgetrennt und dann mit dem Trübwasser der Belebungsstufe zugeleitet. Auf diese Weise werden einzelne Stoffe möglicherweise dauerhaft im System gehalten und angereichert, da sie beständig im Kreis geführt werden. In jedem Fall ist dieser Kreislauf für Stoffe der Stoffgruppe I zu vermuten. Dieses führt ggf. zu den z. T. festgestellten höheren Ablauffrachten im Vergleich zur Zulauffracht.

Mit den aus nachgeschalteten Behandlungsstufen (Tropfkörper, Festbettreaktoren, Flockungsfiltrationen) resultierenden Spülabwässer wird im Vergleich zur Zulauffracht eine nur geringe Stofffracht mobilisiert. Für einen verbesserten Rückhalt wäre es trotzdem sinnvoll, diese Stoffströme vor der Belebungsstufe, möglichst gar vor der Vorklärung, in das System zurückzuführen. Dieses könnte insbesondere für die Stoffgruppe III (mäßig abbaubar) eine weitere Reduktion der Ablauffracht bewirken.

## 8 Saisonaler Einfluss auf emittierte Stofffrachten

Es ist davon auszugehen, dass einige Spurenstoffe (z. B. bestimmte Arzneistoffe oder Pflanzenschutzmittel) saisonal häufiger eingesetzt werden und damit temporär erhöhte Zulauffrachten bedingen. Zugleich unterliegt der biologische Abbau in der Belebungsstufe einer saisonalen Variation, da die Abbaurate wesentlich von der Temperatur abhängt. Inwieweit es eine entsprechende Rückkopplung auf das Sorptionsverhalten gibt, ist zu prüfen. Schließlich können hieraus saisonal unterschiedliche Emissionsfrachten resultieren, die insbesondere dann kritisch mit Hinblick auf die in die Vorflutgewässer eingetragenen Stofffrachten sein können, wenn hohe Zulauffrachten mit einer geringen Eliminationsleistung zusammenfallen.

### 8.1 Saisonale Variation der Zulaufbelastung

#### 8.1.1 Schwermetalle

Wie Abbildung 50 exemplarisch für Nickel zeigt, sind für diesen Stoff keine ausgeprägten saisonalen Unterschiede der Zulauffrachten erkennbar (s. a. Anhang 10.2). Einzelne Messwerte sind als Ausreißer zu bewerten (z. B. Bad Segeberg im Mai, Ratzeburg im August und Dezember, Rendsburg im September). Die Gründe für die hier vereinzelt sehr hohen Konzentrationen (und daraus folgend Frachten) sind unklar. Eine Abhängigkeit von Niederschlag kann ausgeschlossen werden (vgl. Abs. 8.4). Das zeitgleiche Auftreten von Spitzenkonzentrationen und -frachten deutet jedenfalls darauf hin, dass es nicht zu einer Verdünnung infolge des Eintrittes von Fremdwasser kommt. Auch ein erhöhter Eintrag als Folge eines Spülstoßes kann ausgeschlossen werden. Ursächlich dürfte hierfür sein, dass ein sehr geringer Anteil der Stofffracht mit Fremdwasser in die untersuchten Trennsysteme (vgl. Tabelle 10) eingetragen wird. Es sind daher punktuelle, zeitlich begrenzte Einträge aus Industrie oder Gewerbe zu vermuten, die temporär erhöhte Zulaufkonzentrationen bedingen. Die Immissionsbelastung der anderen Schwermetalle verhält sich analog zu den hier genannten Ausführungen bzgl. Nickel.

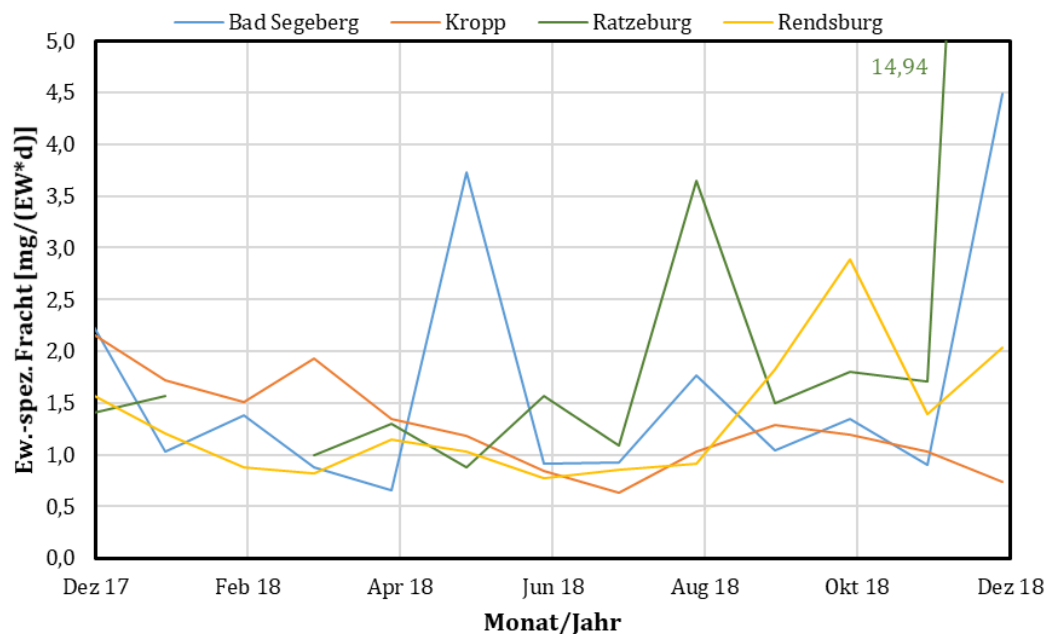


Abbildung 50: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Schwermetall Nickel.

Für das Schwermetall Blei sind hingegen ausgeprägt monatlich unterschiedlich Zulauffrachten (Winter vs. Sommer) nachweisbar (vgl. Anhang 10.2). Insbesondere die Zulauffrachten im Oktober und z. T. im Dezember unterscheiden sich signifikant von den Monaten im Frühjahr (Februar bis Mai). Eine deutliche Saisonalität ist hingegen nicht erkennbar (Abbildung 51).

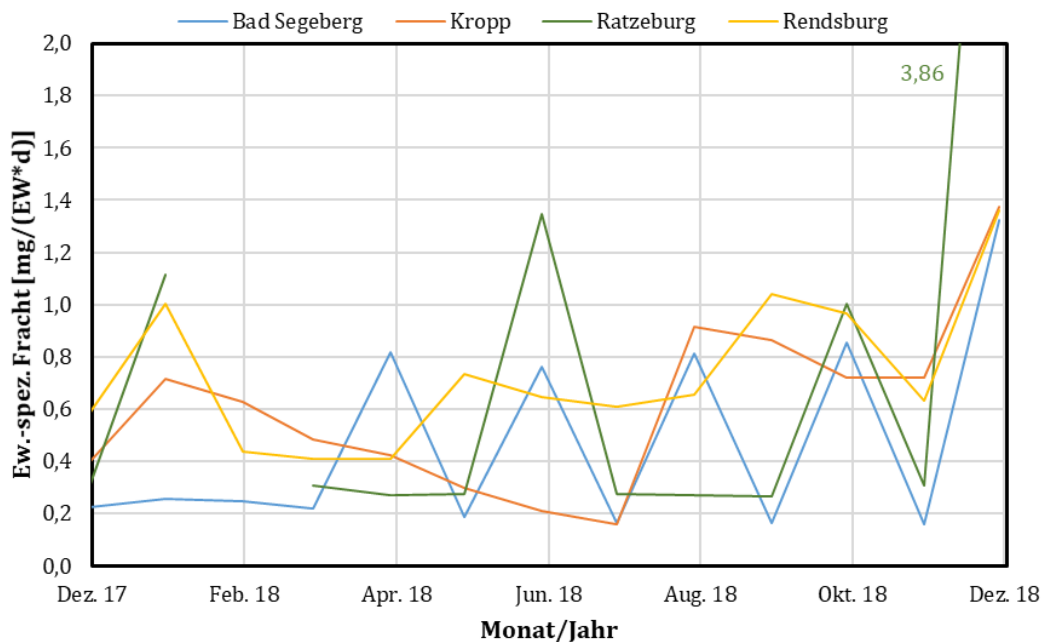


Abbildung 51: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Schwermetall Blei.

### 8.1.2 Arzneistoffe

Die Gruppe der Arzneistoffe lässt sich hinsichtlich ihres Verbrauches in unterschiedliche Kategorien unterteilen. Zur ersten Kategorie gehören Arzneistoffe, die aufgrund einer dauerhaften Erkrankung eine ganzjährige bzw. dauerhafte Gabe erfordern (z. B. der Betablocker Metoprolol oder das Antidiabetikum Metformin). Quasi-kontinuierlich erfolgt auch die Gabe bzw. die Ausscheidung von z. B. Röntgenkontrastmitteln (hier: Iopamidol) und vergleichbaren Substanzen. Andere Arzneistoffe stehen im Zusammenhang mit der Ausbreitung bakterieller Infektionskrankheiten, welches die Gabe von Antibiotika (z. B. Sulfamethoxazol oder Trimethoprim) erfordern. Die Anwendung dieser Arzneistoffe geht häufig mit der Gabe schmerz Lindender, entzündungshemmender und fiebersenkender Arzneistoffe (z. B. Ibuprofen oder Diclofenac) einher.

#### *Arzneistoffe mit ausgeprägter temporärer oder saisonaler Fracht*

Ein ausgeprägter Jahresgang lässt sich für das Antibiotikum Sulfamethoxazol feststellen (Abbildung 52). Die Zulauffrachten im Frühjahr 2018 (Februar, März) waren auf allen untersuchten Kläranlagen sehr gering im Vergleich zu deutlich höheren Konzentrationen und Frachten im Herbst 2018 (August bis Oktober, vgl. Anhang 10.2). Sulfamethoxazol wird v. A. bei Harnwegsinfekten und Lungenentzündungen angewendet. Bei einer epidemischen Ausbreitung dieser Infektionskrankheiten ist daher insgesamt ein Anstieg der Frachten im Rohabwasser zu erwarten. Die gleiche Charakteristik wurde von Golovko et al. (2014) bei der Untersuchung eines Kläranlagenzulaufes in Tschechien nachgewiesen. Die Ursache ist vermutlich, dass die genannten Infektionskrankheiten häufig während der kälteren Herbst- bzw. Wintermonate auftreten. Deutlich weniger ausgeprägt – obschon erkennbar – ist diese Charakteristik beim Antibiotikum Trimethoprim (Abbildung 53 und Anhang 10.2), das ebenfalls bei Harnwegsinfekten und Lungenentzündungen Anwendung findet.



Keine saisonale Abhängigkeit gibt es für das Antibiotikum Ciprofloxacin, das bei infektiösen Darmerkrankungen oder der Infektion der oberen Atemwege zum Einsatz gelangt (Abbildung 54 und Anhang 10.2). Gleiches wurde auch von Golovko et al. (2014) festgestellt. Infektiöse Darmerkrankungen treten i. d. R. unabhängig von der Jahreszeit auf. Die regional begrenzte, epidemische Ausbreitung führt jedoch vereinzelt zu einer temporär erhöhten Zulaufbelastung (z. B. Rendsburg in Mai und Juni oder Ratzeburg im Juli).

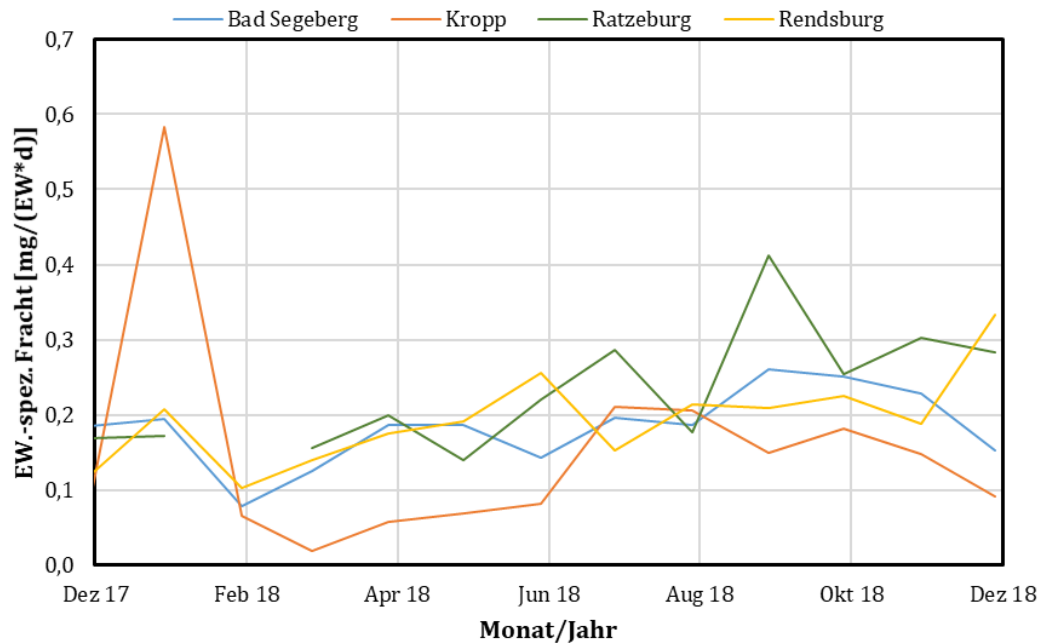


Abbildung 52: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antibiotikum Sulfamethoxazol.

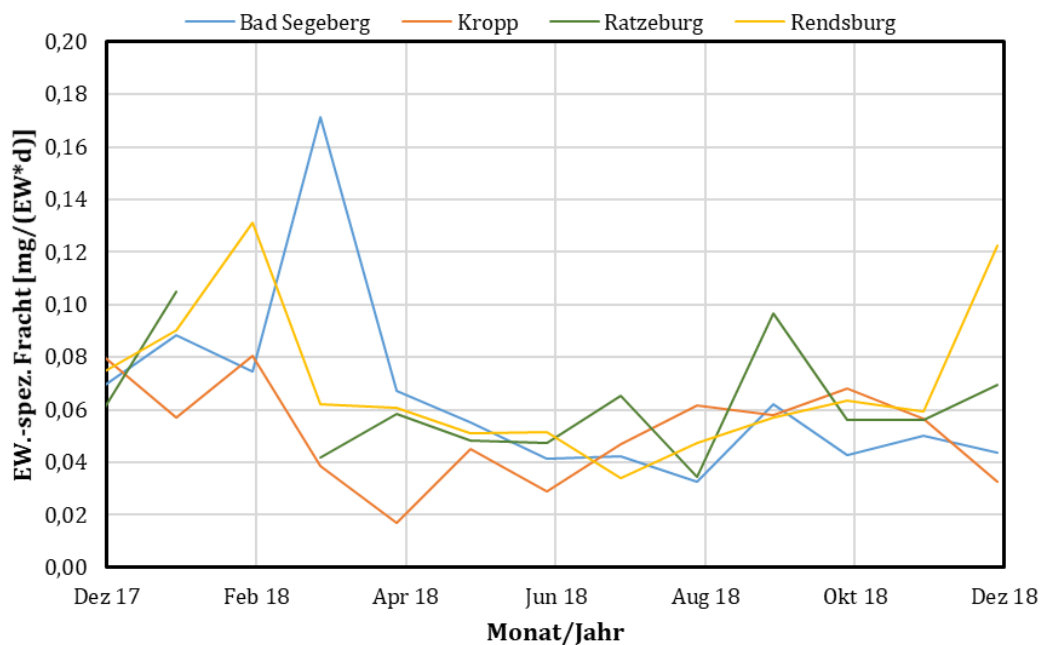
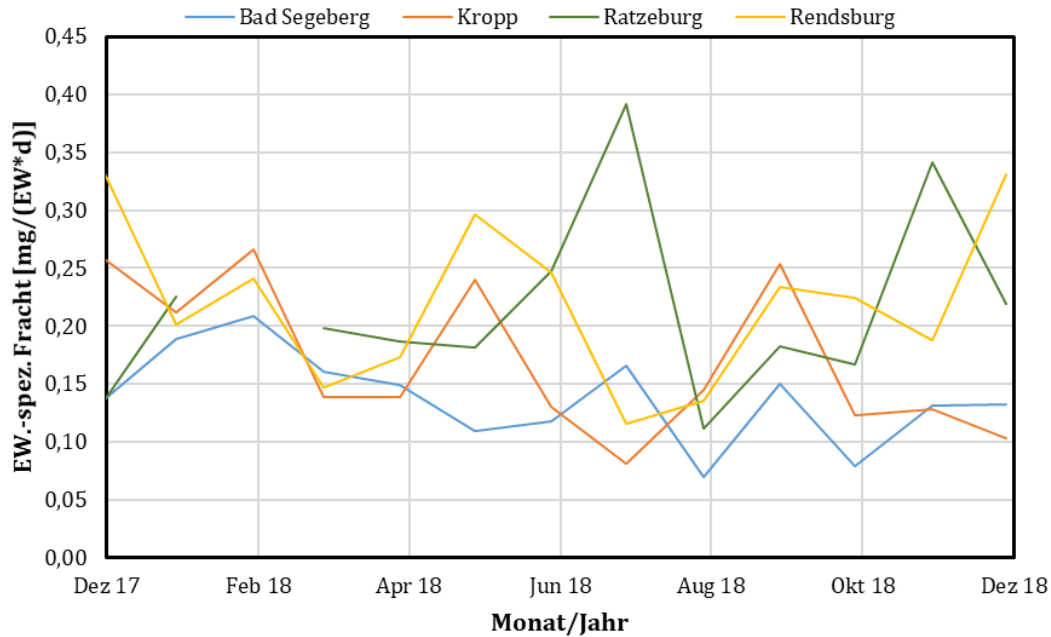
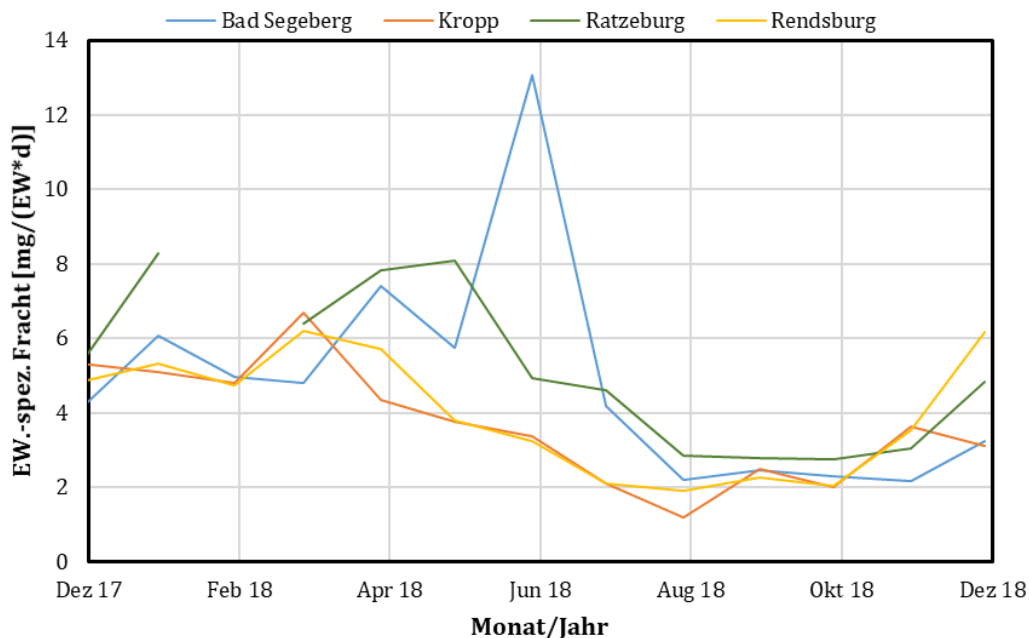


Abbildung 53: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antibiotikum Trimethoprim.

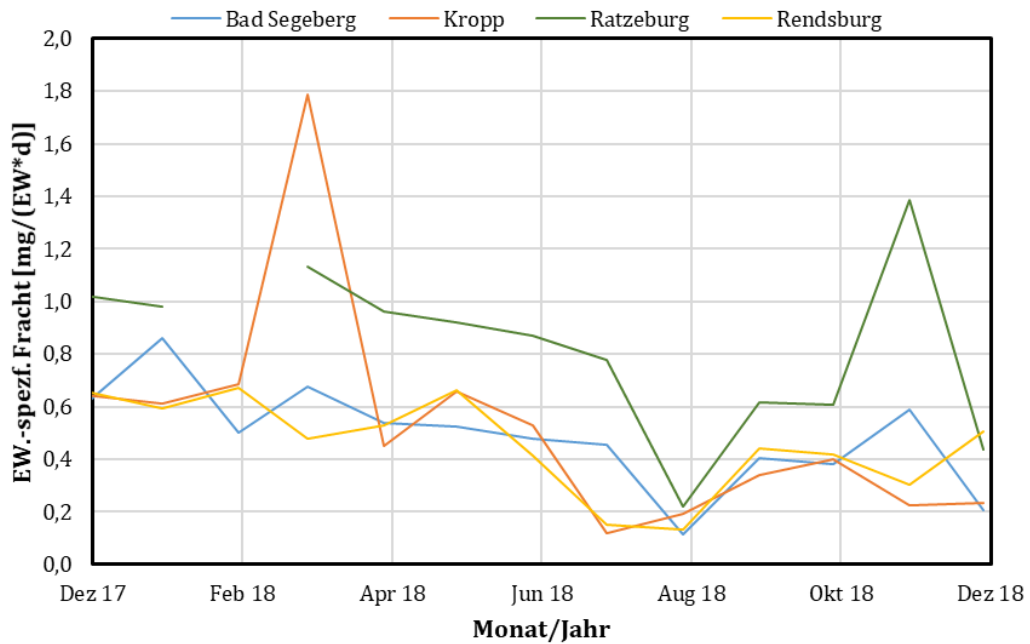


**Abbildung 54: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antibiotikum Ciprofloxacin.**

Eine saisonale Abhängigkeit lässt sich auch für das Antirheumatikum Ibuprofen erkennen (Abbildung 55). Hier weisen die Frachten ein Maximum im Frühjahr 2018 (Februar bis Mai) auf. Eine deutliche Reduzierung ist im Herbst (August bis Oktober) feststellbar. Die saisonalen Unterschiede sind statistisch signifikant (Anhang 10.2). Für das Schmerzmittel Diclofenac ist ebenso ein Eintragsminimum in den (warmen) Sommermonaten erkennbar (Abbildung 56). Dieses liegt offenbar am geringeren Verbrauch dieser Wirkstoffe während der Sommermonate. Es ist daher gegenläufig zum Vorkommen von z. B. Sulfamethoxazol. Die saisonalen Zulauffrachten unterscheiden sich statistisch signifikant (Anhang 10.2).

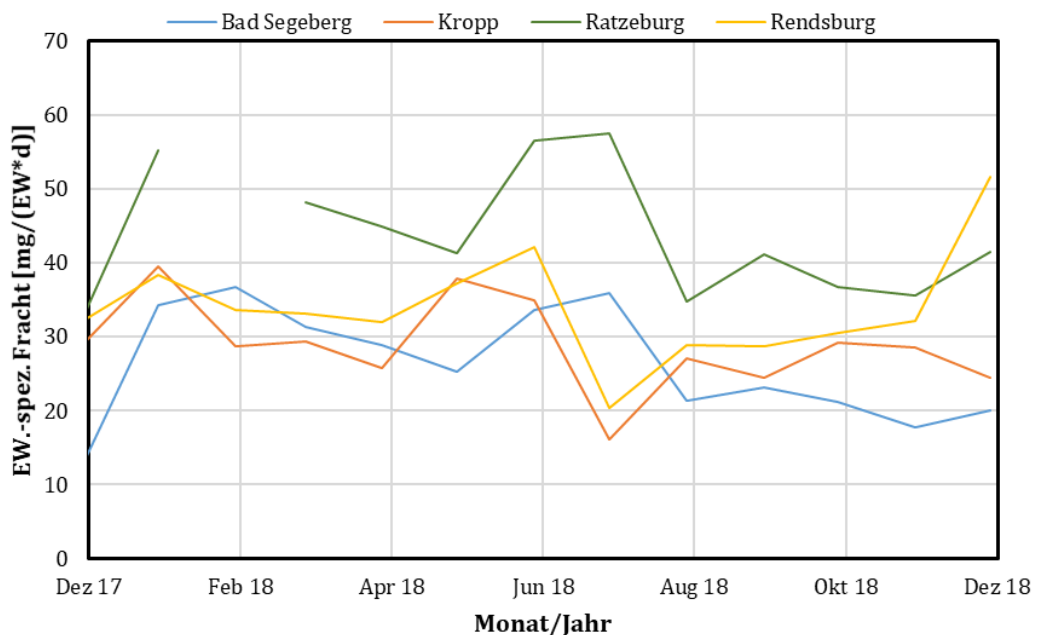


**Abbildung 55: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antirheumatikum Ibuprofen.**



**Abbildung 56: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antirheumatikum Diclofenac.**

Ein ähnliches Muster ist für die Zulauffrachten von Coffein zu verzeichnen (Abbildung 57). Während der (dunklen) Wintermonate (Dezember bis März) wird offenbar mehr Coffein (im Mittel etwa 35 mg/(EW\*d)) konsumiert, als in den (helleren) Sommer- und Herbstmonaten (Juli bis Oktober, im Mittel etwa 28 mg/(EW\*d)). Die monatlichen Differenzen sind allerdings nicht statistisch signifikant (Anhang 10.2).



**Abbildung 57: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Stimulans Coffein.**

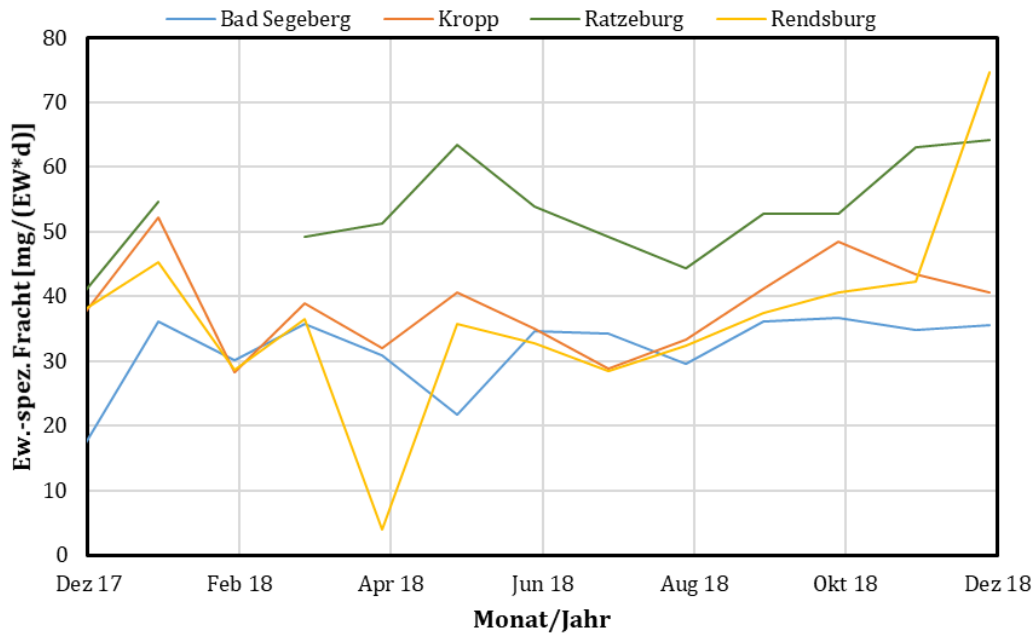
Da der Wirkstoff Coffein sehr gut biologisch abbaubar ist (vgl. Abs. 5.3.3), ist nicht auszuschließen, dass Coffein während der wärmeren Jahreszeit bereits z. T. in der Kanalisation, in den Speicherbecken der Pumpwerke oder durch den in der Sielhaut befindlichen Biofilm, umgesetzt wird. Dieser Mechanismus würde bei einer konstanten Emission durch die Einwohner zu der in Abbildung 57 gezeigten Charakteristik führen. Die Geometrie (Länge, Größe) des angeschlossenen Einzugsgebietes hätte dann einen Einfluss auf den in der Kanalisation stattfindenden biologischen Abbau. Da sich aber die einwohnerspezifischen Frachten des kleinsten

(Kropp) und des größten (Rendsburg) Einzugsgebietes kaum voneinander unterscheiden, scheint der biologische Abbau im Kanalnetz von untergeordneter Bedeutung.

Problematisch können saisonale Spitzenbelastungen sein, wenn sie in den Wintermonaten auftreten und der biologische Abbau aufgrund der geringeren Temperaturen ohnehin eingeschränkt ist (vgl. Abs 8.2.3). Für das Antibiotikum Sulfamethaxazol treten hohe Zulaufmengen mit zugleich hohen Eliminationsraten im Sommer und Herbst auf (vgl. Abbildung 52 mit Abbildung 73). Beim Antirheumatikum Diclofenac ist es gerade umgekehrt: Hier treten hohe Zulaufmengen im Winter zeitgleich mit geringen Eliminationsraten des mäßig biologisch abbaubaren Arzneistoffes auf (vgl. Abbildung 56 und Abs. 8.2.3 mit Abbildung 76). Dieses führt zu saisonal sehr stark unterschiedlichen Ablaufmengen (vgl. 8.3.1)

*Arzneistoffe mit konstanter Fracht*

Für Arzneistoffe, die medizinisch bedingt einer Dauergabe erfordern, ist eine ganzjährig fast konstante Zulaufmenge feststellbar, so dass keine statistisch signifikanten Differenzen der monatlichen Zulaufmengen nachweisbar sind (z. B. das Antidiabetikum Metformin, vgl. Abbildung 58, s. a. Anhang 10.2). Wichtig ist hierbei zu beachten, dass sich die Konzentrationen abhängig vom Fremdwasseranteil im Jahresgang deutlich ändern können. Allein die Umrechnung auf (einwohnerspezifische) Frachten ermöglicht die Identifikation einer konstanten Gabe. Ein gleiches Muster lässt sich für den Betablocker Metoprolol (Abbildung 59) und das Antiepileptikum Carbamazepin (Abbildung 60) feststellen. Insbesondere die Frachten in Bad Segeberg und Rendsburg sind ganzjährig sehr konstant. Die im Jahresgang erkennbaren Spitzenbelastungen sind möglicherweise auf die für diesen Spurenstoff bekannten, analytischen Probleme zurückzuführen (vgl. Abs. 3.4.2). Auch für das Antikonvulsivum Gabapentin (Abbildung 61) lassen sich ganzjährig sehr konstante Zulaufmengen feststellen.



**Abbildung 58: Jahresgang der Zulaufmengen (Rohabwasser) vom Antidiabetikum Metformin.**

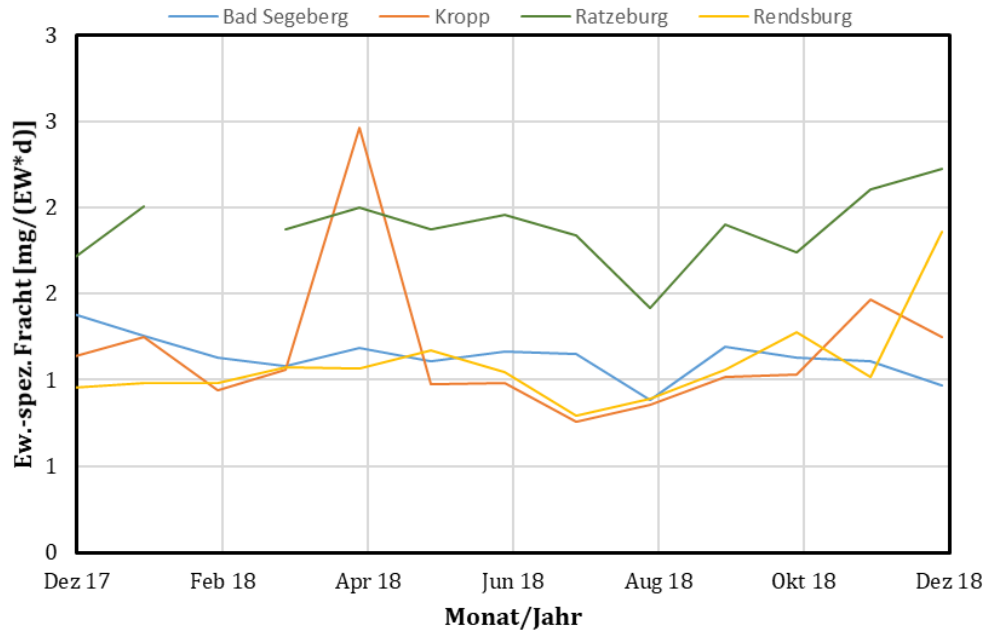


Abbildung 59: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Betablockers Metoprolol.

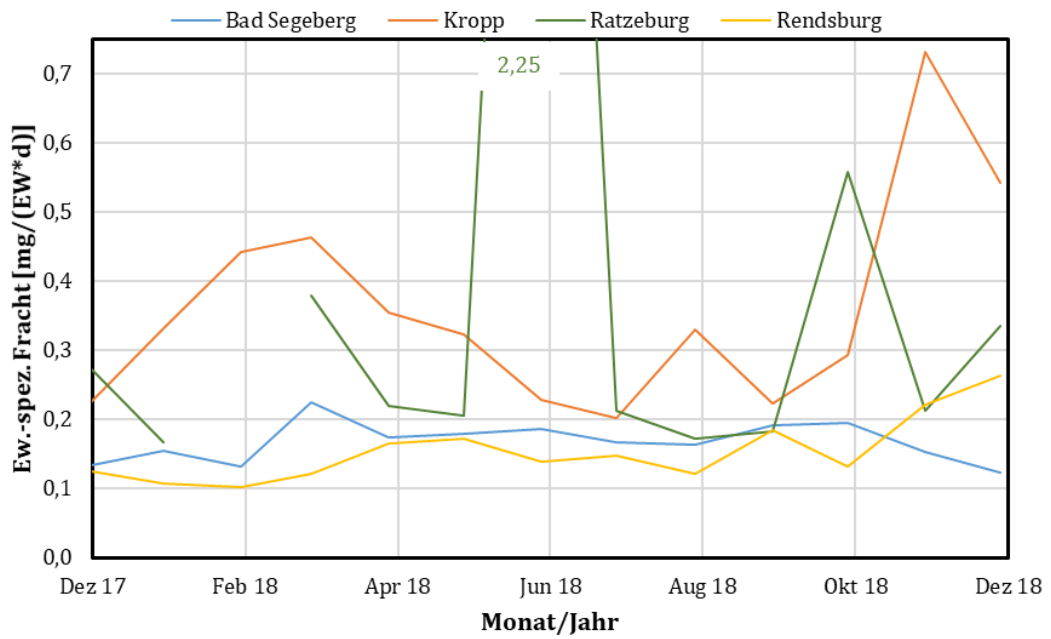


Abbildung 60: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antiepileptikum Carbamazepin.

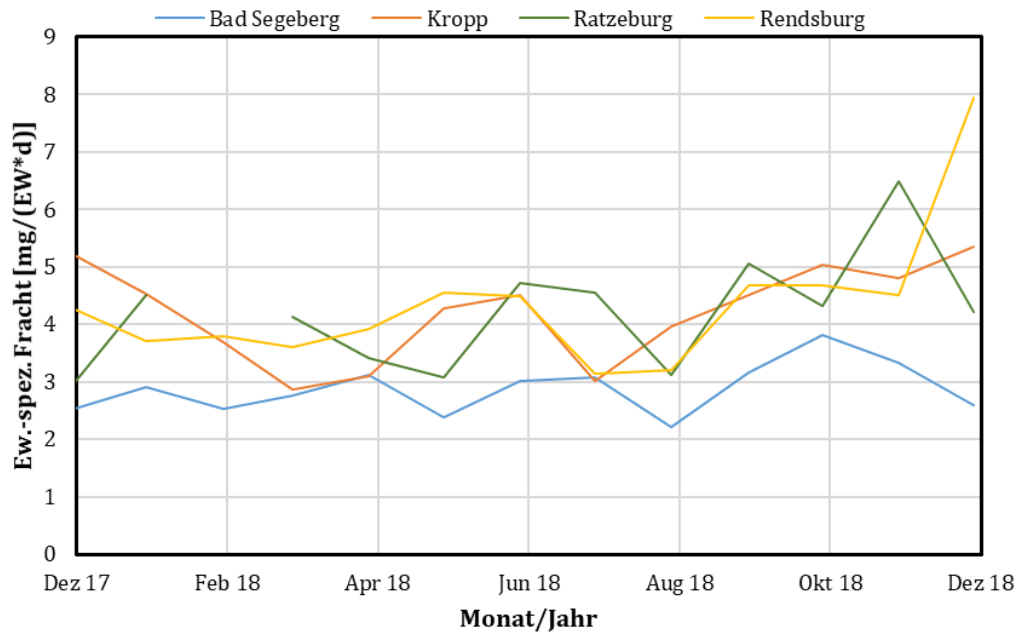


Abbildung 61: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Antikonvulsivum Gabapentin.

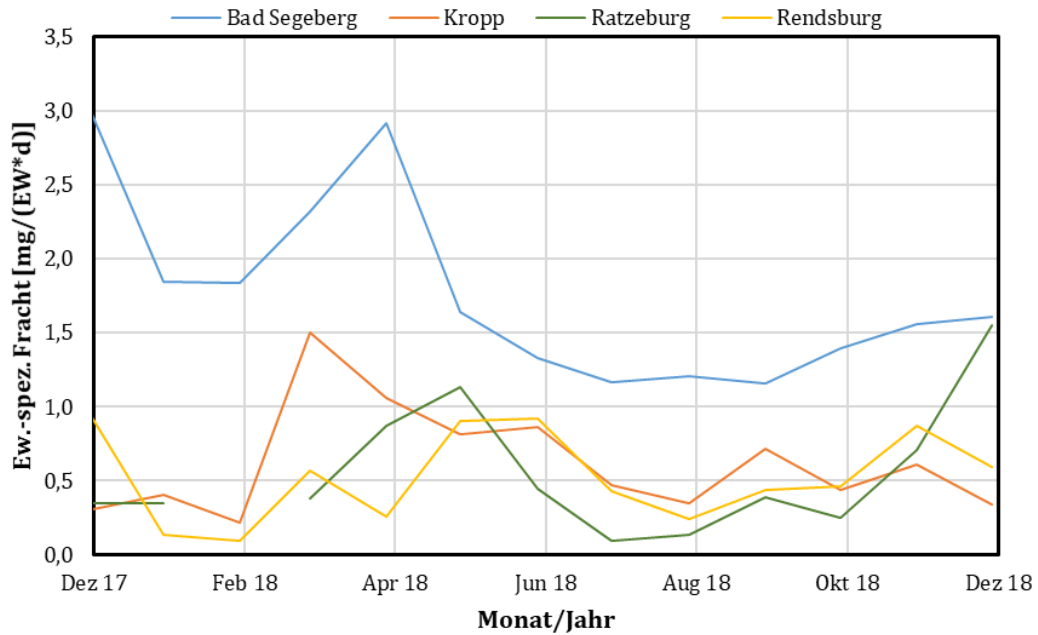
### 8.1.3 Pflanzenschutzmittel

Einzig das Breitbandherbizid Glyphosat war in allen Kläranlagenzuläufen ganzjährig nachweisbar (Abbildung 62). Erkennbar sind im Frühjahr (März bis Mai) relativ höhere Zulauffrachten. Dieses ist vermutlich mit der Anwendung als Voraufbauherbizid in Verbindung zu setzen, bei der das Herbizid vor dem Austreiben der Kulturpflanzen ausgebracht wird. Ein wenig deutlicherer Anstieg der Frachten ist z. T. im Herbst (September bis November) zu beobachten, wenn Glyphosat ggf. zur Abreifebeschleunigung (Sikkation) kurz vor der Ernte im Spätsommer oder Herbst angewendet wird (vgl. Abs. 5.4.8). Statistisch signifikant sind diese saisonalen Unterschiede allerdings nicht (vgl. Anhang 10.2).

Es ist davon auszugehen, dass auch bei der Anwendung in der Landwirtschaft stets ein gewisser Anteil der Pflanzenschutzmittel über Wind, Regen oder Feinstäube in die Kanalisation eingetragen wird. Prinzipiell ist daher (für alle Pflanzenschutzmittel) davon auszugehen, dass erhöhte Frachten im Frühjahr (Voraufbau) und im Herbst (Sikkation) zu erwarten sind.

Auffällig ist, dass sich trotzdem ganzjährig Glyphosat nachweisen lässt. Dieses kann einerseits auf eine Anwendung zur urbanen Vegetationskontrolle zurückzuführen sein. Andererseits ist auch der kontinuierliche Eintrag über die Nahrungskette in das Rohabwasser (belastete Lebensmittel, vgl. Abs. 5.4.8) denkbar. Inwieweit Glyphosat im menschlichen Körper metabolisiert wird, ist unklar. Ein Eintrag über belastete Kleidungsstücke (Baumwolle) ist ebenfalls denkbar. Es liegen allerdings keine Daten vor, inwieweit dieser Eintragspfad relevant ist.

Die Zulauffrachten und -konzentrationen von Glyphosat weisen in Bad Segeberg ganzjährig unverhältnismäßig hohe Werte auf. Die Gründe hierfür sind unklar. Zu vermuten wäre ein Indirekteinleiter oder die im Vergleich zu den anderen untersuchten Einzugsgebieten häufige Anwendung zur urbanen Vegetationskontrolle.



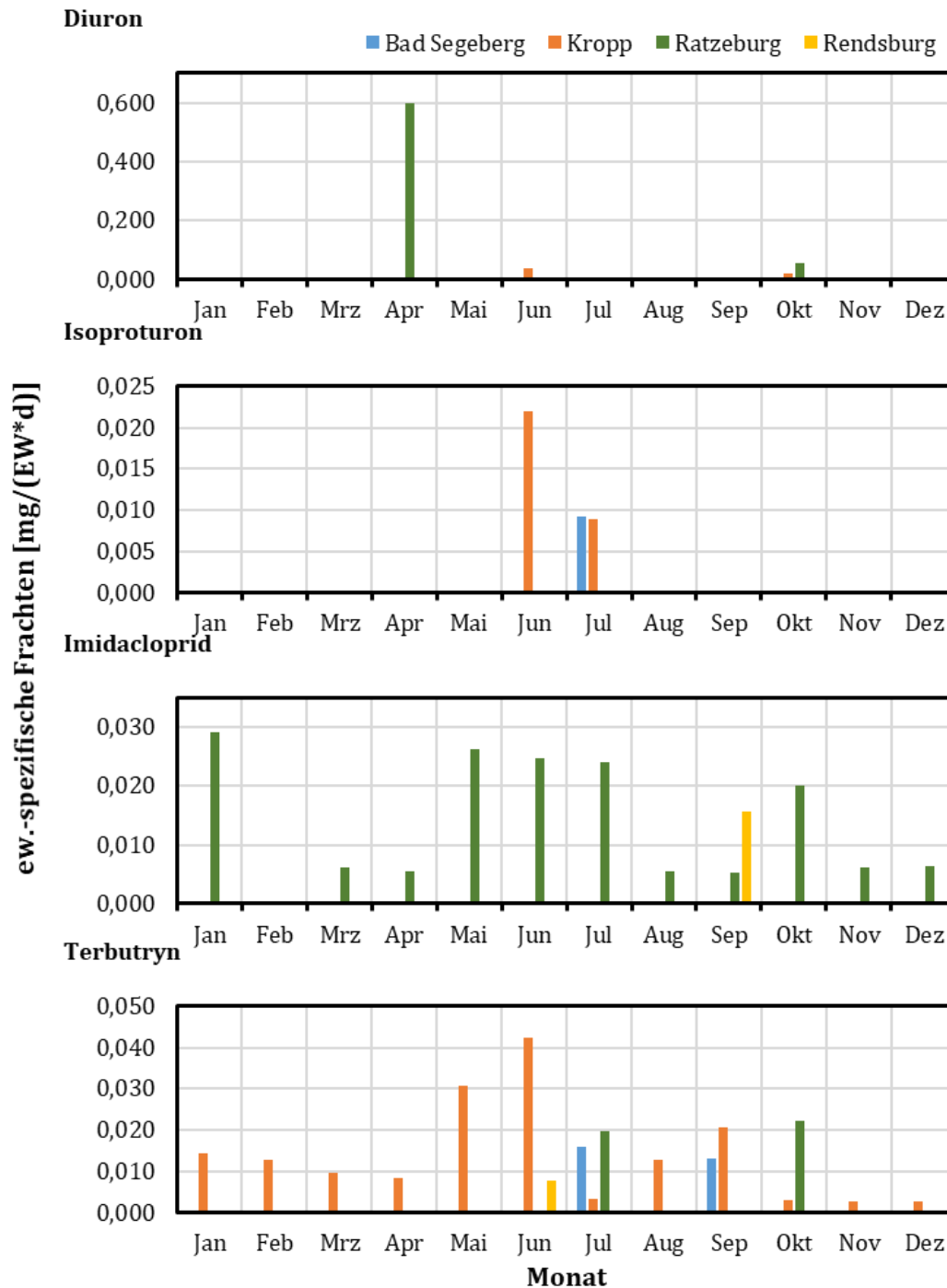
**Abbildung 62: Jahresgang der Zulaufmengen (Rohabwasser) vom Breitbandherbizid Glyphosat.**

Andere Pflanzenschutzmittel sind nur gelegentlich im Kläranlagenzulauf nachweisbar (Abbildung 63). Dieses kann damit begründet sein, dass die tatsächlichen Konzentrationen häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen (vgl. hierzu ausführlich Abs. 5.4.15) und schließt nicht zwangsläufig aus, dass diese Stoffe in das Entwässerungssystem eingetragen werden. Es wäre anzunehmen, dass einzelne Wirkstoffe dieser Gruppe nur im Rohabwasser nachweisbar sind, wenn zeitgleich eine Applikation in der Landwirtschaft erfolgt und in der Folge die Bestimmungsgrenze überschritten wird.

Diuron kommt u. A. als Herbizid beim Anbau von Getreide oder in der urbanen Vegetationskontrolle zum Einsatz. Letzteres könnte die außergewöhnlich hohen Konzentration im April in Ratzeburg verursacht haben. Weiter wurde es im Juni in Kropp sowie im Oktober in Kropp und Ratzeburg in deutlich geringeren Konzentrationen nachgewiesen. Isoproturon wird als Vor- und Nachaufherbizid bei Getreide eingesetzt. Der Nachweis in Bad Segeberg und Kropp in den Monaten Juni und Juli entspricht dieser Anwendung.

Zur Gruppe der Neonicotinoide gehört das Insektizid Imidacloprid, welches beim Anbau von Getreide und verschiedenen Gemüsesorten eingesetzt wurde (Zulassung ist Ende 2018 ausgelaufen). Dieser Wirkstoff lässt sich vor allem in Ratzeburg (Mai bis Juli während der Wachstumsphase der Kulturpflanzen sowie im Januar und Oktober) nachweisen.

Als Herbizid kommt Terbutryn im Voraufbau gegen Unkräuter im Wintergetreide-, Zuckerrohr- und Sonnenblumenanbau sowie im Nachaufbau im Maisanbau und in Kombination mit Terbutylazin beim Erbsen- und Kartoffelanbau zur Anwendung. Der Stoff konnte an keiner Probe des Routine-Messprogramms nachgewiesen werden. Der Einsatz von Terbutryn als Pflanzenschutzmittel ist seit 1997 in Deutschland verboten. Die in den Monaten Mai bis Oktober festgestellten Zulaufbelastungen stammen daher vermutlich aus der Anwendung als Algizid in Fassadenputzen und Dispersionsfarben. Mit Niederschlagsereignissen wird der Wirkstoff dann mobilisiert und in die Entwässerungssysteme eingetragen. Unklar ist, warum dieser Wirkstoff ausschließlich während der Sommermonate nachgewiesen werden konnte, da es auch in den anderen Messwochen z. T. erhebliche Niederschläge gab (vgl. Anhang 6).



**Abbildung 63: Zusammenstellung der festgestellten Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln im Zulauf zu den im Routine-Messprogramm untersuchten Kläranlagen.**

Das in dieser Studie aufgrund seiner Wirkweise ebenfalls der Gruppe der Pflanzenschutzmittel zugeordnete Triclosan scheint in seiner Verwendung als Desinfektionsmittel ebenfalls saisonal bzw. temporär häufiger eingesetzt zu werden, wie Abbildung 64 zeigt. Demnach scheint es in den Wintermonaten (November bis Januar) häufiger angewendet zu werden, was zu höheren Zulauffrachten führt. Die Differenzen sind statistisch signifikant (Anhang 10.2). Dieses Phänomen hängt möglicherweise mit dem vermehrten Auftreten von Infektionskrankheiten in dieser Jahreszeit ab. Folglich sind in den wärmen Monaten (September/ Oktober) geringere Zulauffrachten zu beobachten.



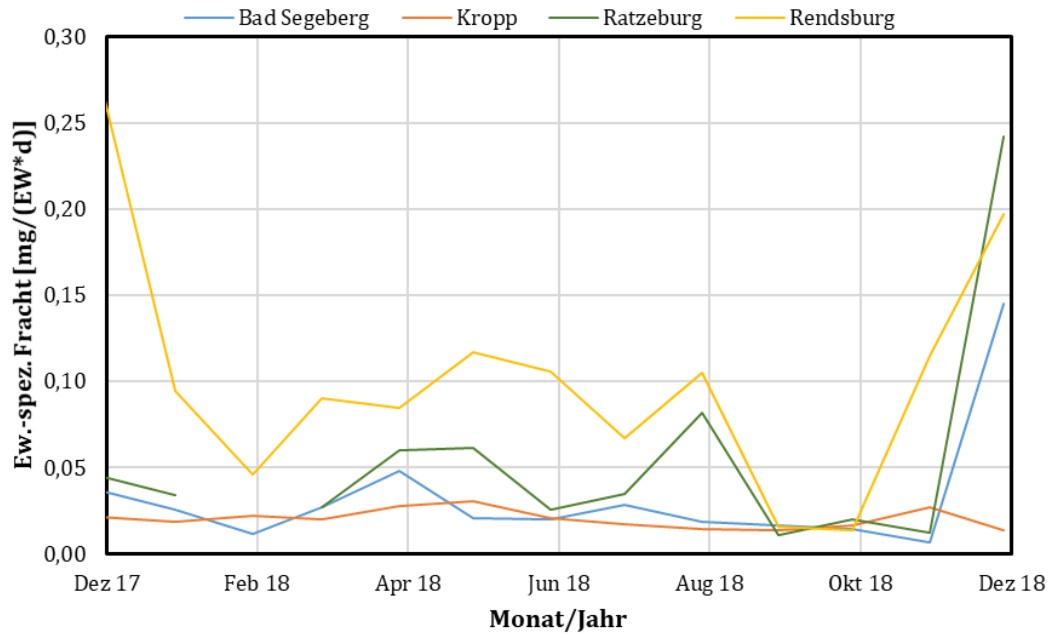


Abbildung 64: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) vom Desinfektionsmittel Triclosan.

#### 8.1.4 PAKs

Wie Abbildung 65 zeigt, gibt es keine deutliche Abhängigkeit der PAK<sub>16</sub>-Zulaufbelastung von der Jahreszeit. Vielmehr gibt es einzelne Analyseergebnisse, die durch besondere hohe Konzentrationen/ Frachten auffallen (z. B. in Bad Segeberg im März und im August oder in Kropp und Rendsburg im Oktober). Diese führen für viele PAK-Einzelsubstanzen zu statistisch signifikanten Differenzen zwischen einzelnen Monaten, ohne dass ein Muster erkennbar wäre (vgl. Anhang 10.2). Eine Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen kann aber ausgeschlossen werden (vgl. Abs. 8.4, Abbildung 79). Es sind daher vielmehr Einträge von Indirekteinleitern (Gewerbe oder Industrie) zu vermuten, die produktionsbedingt diese Stoffe emittieren.

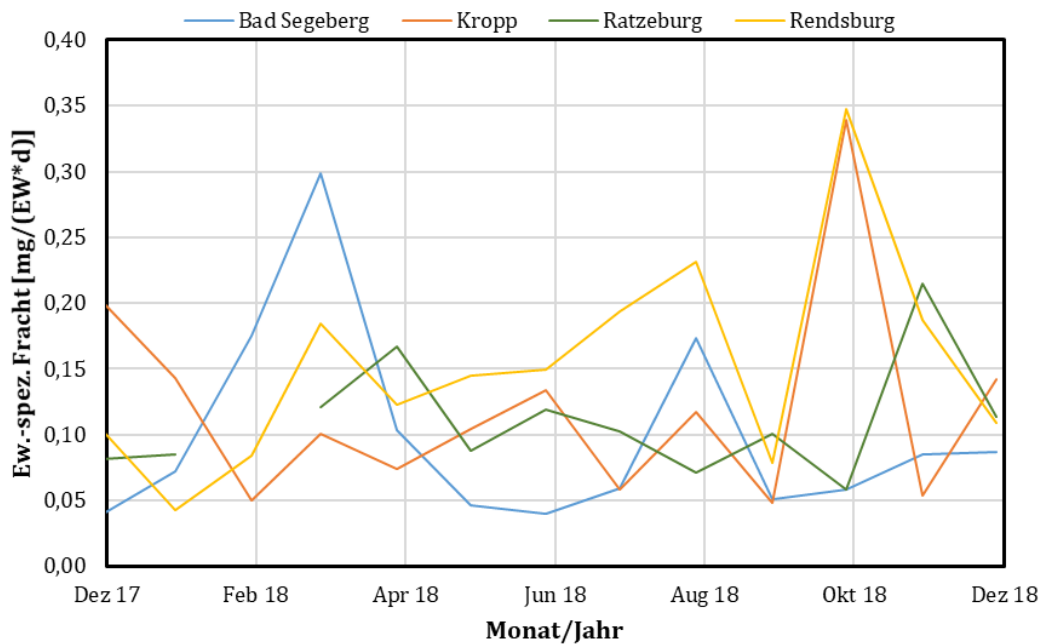
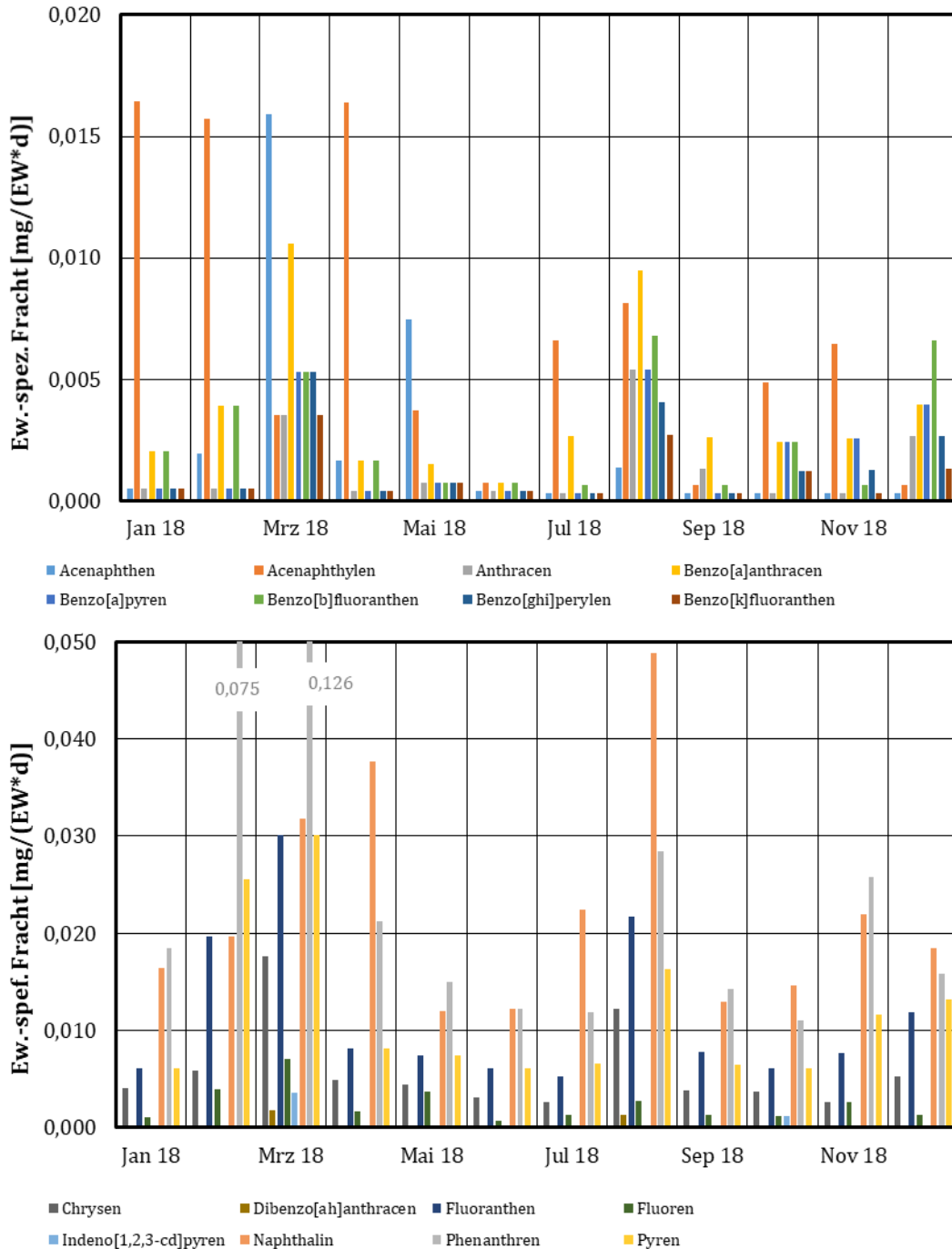


Abbildung 65: Jahresgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) für die Summe der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe ( $\Sigma$  PAK<sub>16</sub>).

Die Gruppe der PAK<sub>16</sub> wird durch 16 Einzelsubstanzen repräsentiert. Die in Abbildung 65 dargestellten Belastungsspitzen als Summe aller PAK<sub>16</sub> werden allerdings durch einen zeitgleichen Anstieg vieler einzelner Stoffe repräsentiert, wie Abbildung 66 exemplarisch für Bad Segeberg, das sich ähnlich wie die anderen Einzugsgebiete verhält, zeigt. Deutlich erkennbar ist der Anstieg der meisten Einzelsubstanzen in den Monaten März und August. Ursächlich hierfür dürfte sein, dass infolge von Verbrennungen stets viele unterschiedliche PAK zugleich freigesetzt werden. Die Ergebnisse legen nahe, dass es zwischen den einzelnen Stoffen eine Korrelation gibt.



**Abbildung 66: Monatliche Frachten der einzelnen PAK im Kläranlagenzulauf (exemplarisch für Bad Segeberg).**

### 8.1.5 Sonstige

Die in dieser Kategorie zusammengefassten Stoffe weisen aufgrund der unterschiedlichen Eintragspfade verschiedene saisonale oder temporäre Muster hinsichtlich der Frachten im Rohabwasser auf. Der Süßstoff Acesulfam-K wird quasi-kontinuierlich konsumiert (vgl. Abs. 5.6.1) und weist daher keine ausgeprägte saisonale Zulaufcharakteristik auf. Der Komplexbildner Benzotriazol und der Weichmacher Bisphenol A weisen hingegen eine saisonal bedingte Zulaufcharakteristik auf. Das u. a. als Insektizid oder Flammschutzmittel eingesetzte PFOS konnte kaum nachgewiesen werden (vgl. Abs. 5.6.4), so dass keine Beurteilung der saisonalen Varianz möglich ist.

#### *Benzotriazol*

Die Verwendung von Benzotriazol als Frostschutz- und Enteisungsmittel – neben dem Einsatz als Korrosionsschutzmittel (vgl. Abs. 5.6.2) – legt nahe, dass in den Wintermonaten erhöhte Zulaufmengen auftreten. Wie Abbildung 67 für Bad Segeberg, Kropp und Ratzeburg zeigt, waren die Zulaufmengen während des Zeitraums von Dezember 2017 bis März 2018 relativ hoch im Vergleich zu den übrigen Monaten. In Rendsburg weist insbesondere der März 2018, der durch eine ausgeprägte Kälteperiode gekennzeichnet war, hohe Zulaufmengen auf. Einzelne Monate im Spätsommer bzw. Herbst mit hohen Zulaufmengen (Rendsburg im September und Ratzeburg im November) hängen hingegen vielleicht mit dem Einsatz als Kühlflüssigkeit und einer Fehleinleitung oder der Havarie einer Kältemaschine zusammen. Eine ganzjährige Grundlast, die weder im Zusammenhang mit dem Einsatz als Frostschutzmittel noch als Kühlflüssigkeit steht, resultiert aus der Anwendung als Korrosionsschutzmittel in Geschirrspülmitteln. Statistisch signifikant sind die Differenzen zwischen den Monatswerten nicht (vgl. Anhang 10.2).

Die verschiedenen Eintragspfade dieses Spurenstoffes führen daher zu teils sehr diversen Zulaufganglinien. In den Wintermonaten wird eine ganzjährige Grundlast durch eine saisonale Nutzung überlagert. Diese winterliche Nutzung hängt direkt von den Lufttemperaturen und damit dem erforderlichen Einsatz von Enteisungsmitteln ab. Der Eintrag kann sich daher in jedem Jahr unterscheiden.

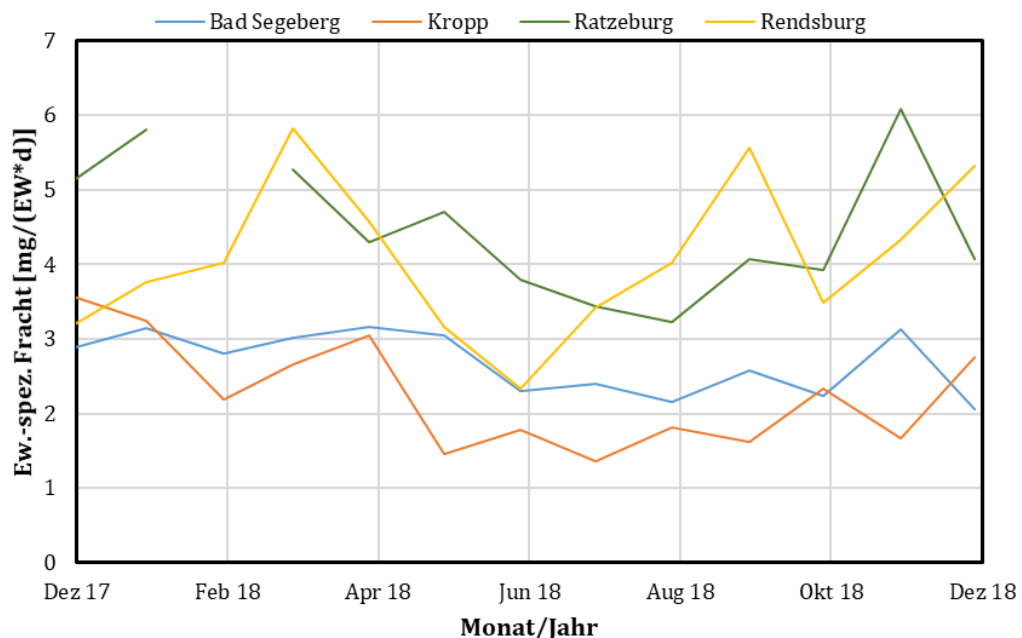
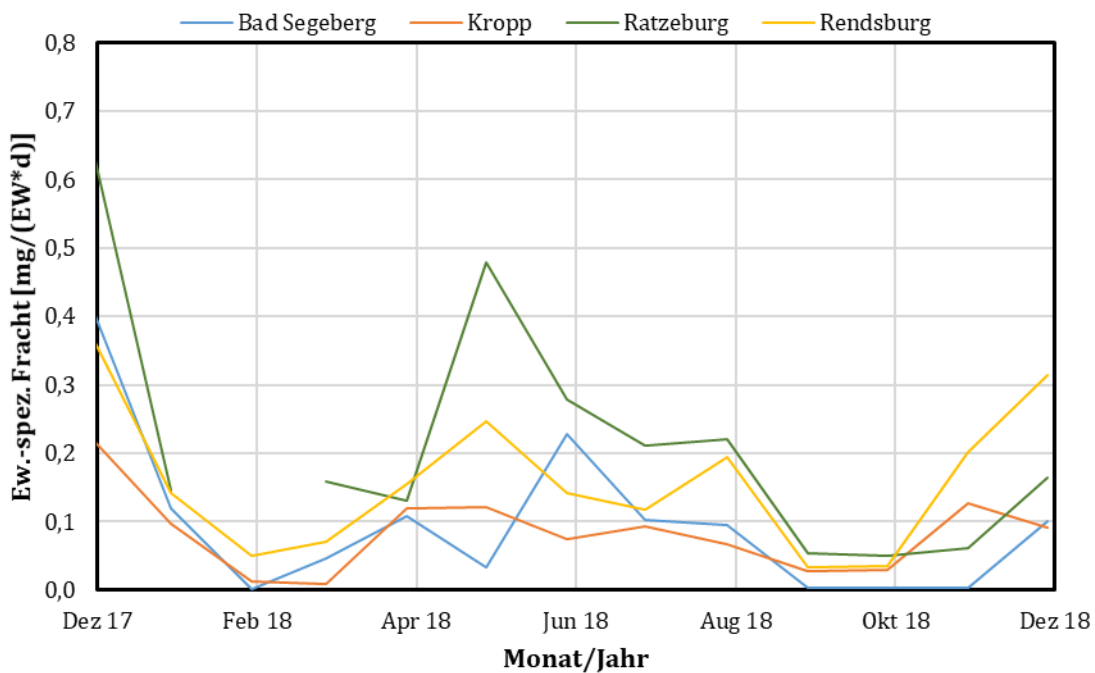


Abbildung 67: Jahrgang der Zulaufmengen (Rohabwasser) des Komplexbildners Benzotriazol.

*Bisphenol A*

Der als Weichmacher in Polykarbonaten eingesetzte Bisphenol A kann sich infolge von Hydrolyse aus den Kunststoffen lösen und auf diese Weise in Lebensmittel, ins Schmutzwasser oder die Umwelt gelangen (vgl. Abs. 5.6.3). Die Hydrolyse-Rate hängt wesentlich von der Temperatur und dem pH-Wert ab (vgl. Abs. 2.2.4). Damit lassen sich die erhöhten Zulauffrachten in den Sommermonaten (April bis August, vgl. Abbildung 68) gegenüber den kälteren Monaten Februar, März, September und Oktober erklären. Diese Unterschiede sind statistisch signifikant (vgl. Anhang 10.2).

Unklar ist die Ursache für die hohen Zulauffrachten im Dezember 2017 sowie Januar, November und Dezember 2018. Zu vermuten wäre eine pH-Verschiebung des Rohabwasser infolge der Tausalzgabe, die auslösend für die Hydrolyse der Polykarbonate wäre. Die im Rahmen dieser Studie festgestellten pH-Werte widerlegen allerdings diese These. Die Ursache für die hohen Frachten während der kälteren Monate bleibt daher unklar.



**Abbildung 68: Jahrgang der Zulauffrachten (Rohabwasser) des Weichmachers Bisphenol A.**

## 8.2 Saisonaler Einfluss auf den Rückhalt von Spurenstoffen

Der biologische Abbau im Belebungsbecken (und anderen biologischen Reinigungsstufen) wird durch den Metabolismus dominiert. Dieser hängt wiederum wesentlich von der Temperatur ab. Betriebsbedingt äußert sich das in einer saisonalen Variation des in der Belebung vorhandenen Trockensubstanzgehaltes (Abbildung 69), der indirekt Auskunft über die Biomasse bzw. die im Belebtschlamm vorhandenen Mikroorganismen gibt. Aufgrund der im Sommer höheren Stoffwechselrate können die Belebungsstufen in den Sommermonaten mit einem geringeren Trockensubstanzgehalt betrieben werden, um eine ausreichende Eliminationsleistung hinsichtlich der gem. Abwasserordnung einzuhaltenden Parameter (CSB, TN,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  und ggf.  $\text{P}_{\text{ges}}$ ) zu erreichen.

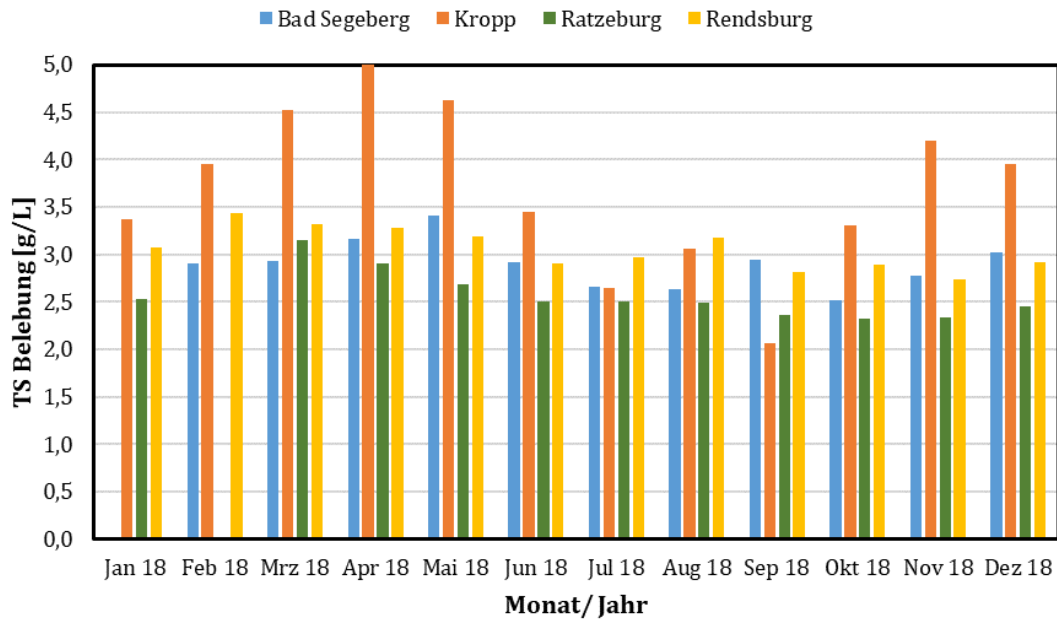


Abbildung 69: Saisonaler Verlauf der Trockensubstanzgehalte in der Belebung.

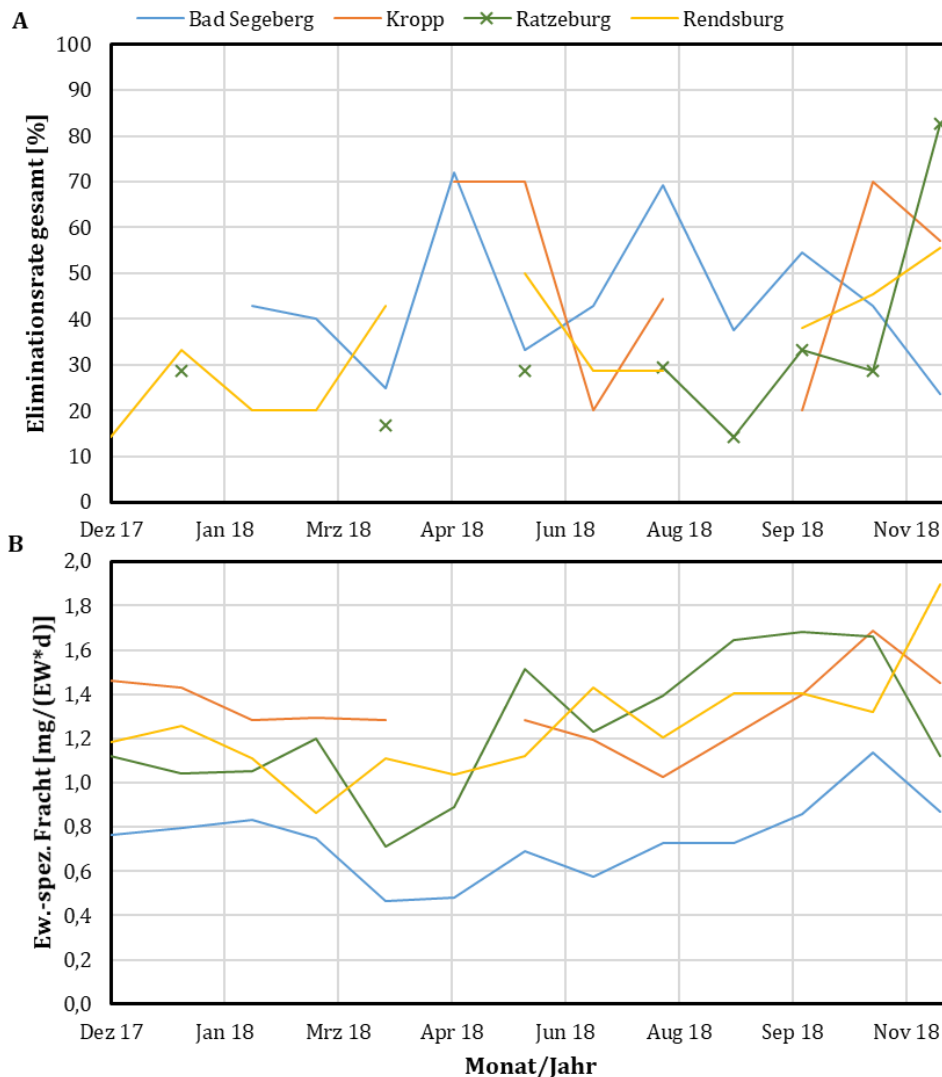
Dieser Umstand hat Auswirkungen auf gut biologisch abbaubare, organische Verbindungen, die gemeinhin mit dem Summenparameter CSB erfasst werden. Möglicherweise reicht die reduzierte Stoffwechselrate während der Wintermonate aber nicht aus, um mäßig oder schwer biologisch abbaubare Stoffe zu metabolisieren. Ferner ist zu prüfen, inwieweit ein saisonal variierender Stoffwechsel mit den daraus folgenden Trockensubstanzgehalten eine Auswirkung auf die Struktur der Belebtschlamm-Flocken und damit möglicherweise auf das Sorptionsverhalten hat.

Auf Substanzen, die sich weder infolge Sorption noch durch biologischen Abbau entfernen lassen (Stoffgruppe I, z. B. Carbamazepin) lässt sich kein saisonaler Einfluss erkennen. Stoffe, die gut biologisch abbaubar sind (Stoffgruppe V, z. B. Coffein, Ibuprofen, Metformin) weisen ganzjährig hohe Eliminationsraten (> 94 %, vgl. Anhang 11) auf. Für diese Stoffe ist somit kein temperaturbedingter, saisonaler Einfluss erkennbar. Alle weiteren Stoffgruppen (II bis IV) werden im Folgenden hinsichtlich eines möglichen saisonalen Einflusses betrachtet.

### 8.2.1 Sorptive, nicht abbaubare Stoffe (Stoffgruppe II)

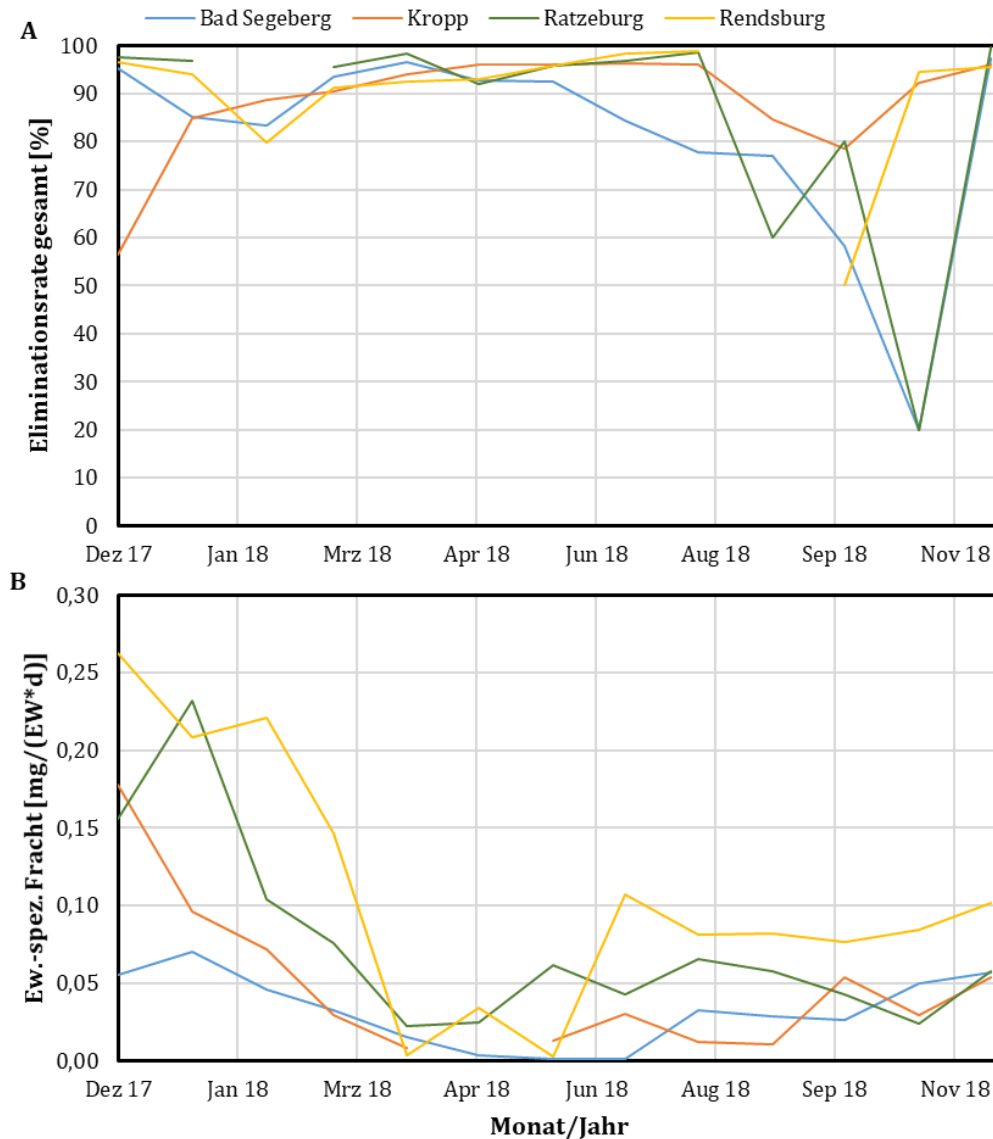
Zur Prüfung, inwieweit die saisonalen Eigenschaften des Belebtschlammes einen Einfluss auf die Sorption haben, wird zunächst Nickel betrachtet, das nicht biologisch abbaubar ist und nur zum Teil am Schlamm gebunden wird, da es in gebundener Form (als Nickelchlorid oder Nickelcarbonat, vgl. Abs. 5.2.1) gut wasserlöslich ist. Wie Abbildung 70A zeigt, hängt die Eliminationsrate nicht von der Jahreszeit ab. Da auch die Zulauffrachten ganzjährig konstant

sind (vgl. Abs. 8.1.1 mit Abbildung 50), lässt sich daraus schließen, dass die Sorption nicht jahreszeitlich abhängig ist bzw. von den saisonal variierenden Eigenschaften des Belebtschlammes abhängt. Der Anstieg der Frachten im Klärschlamm in Ratzeburg, Kropp und Bad Segeberg zwischen August und November (vgl. Abbildung 70B) verläuft parallel mit dem Anstieg des Trockensubstanzgehaltes in der Belebung (vgl. Abbildung 69). Inwieweit hierdurch – oder durch andere Faktoren – zunächst höhere Konzentrationen und schließlich Frachten im Klärschlamm bedingt sind, ist unklar. Wie in Abs. 6.1.1 gezeigt wurde, nimmt der Anteil der mit dem Überschussschlamm entfernten sorptionsaffinen Stoffe mit dem Trockensubstanzgehalt zu. Aufgrund der höheren Schlammproduktion müsste dann bei konstanter Zulaufcharge die Konzentration im Klärschlamm abnehmen. Die Fracht wäre dann konstant.



**Abbildung 70: Saisonale Eliminationsraten (A) und einwohnerspezifische Frachten im Klärschlamm (B) von Nickel (Stoffgruppe II).**

Dieses Phänomen lässt sich auch für das ebenfalls der Stoffgruppe II zugeordnete Triclosan beobachten. Die Frachten im Klärschlamm von Triclosan sind während der kälteren Wintermonate (bis März 2018) deutlich höher als in den folgenden Monaten (Abbildung 71B). Diese Verschiebung hat zunächst keinen Einfluss auf die während dieser Periode durchgängig hohen Eliminationsraten (Abbildung 71A). Was dann zu einer deutlichen Reduktion der Eliminationsrate während der warmen Monate (ab August in allen untersuchten Kläranlagen) führt, ist unklar. Ein Zusammenhang mit den variierenden Zulaufmengen ist jedenfalls ausgeschlossen (vgl. Abs. 8.1.3 mit Abbildung 64), da ein Minimum der Zulaufmengen im September/ Oktober beobachtet werden konnte.



**Abbildung 71: Saisonale Eliminationsraten (A) und einwohnerspezifische Frachten im Klärschlamm (B) von Triclosan (Stoffgruppe II).**

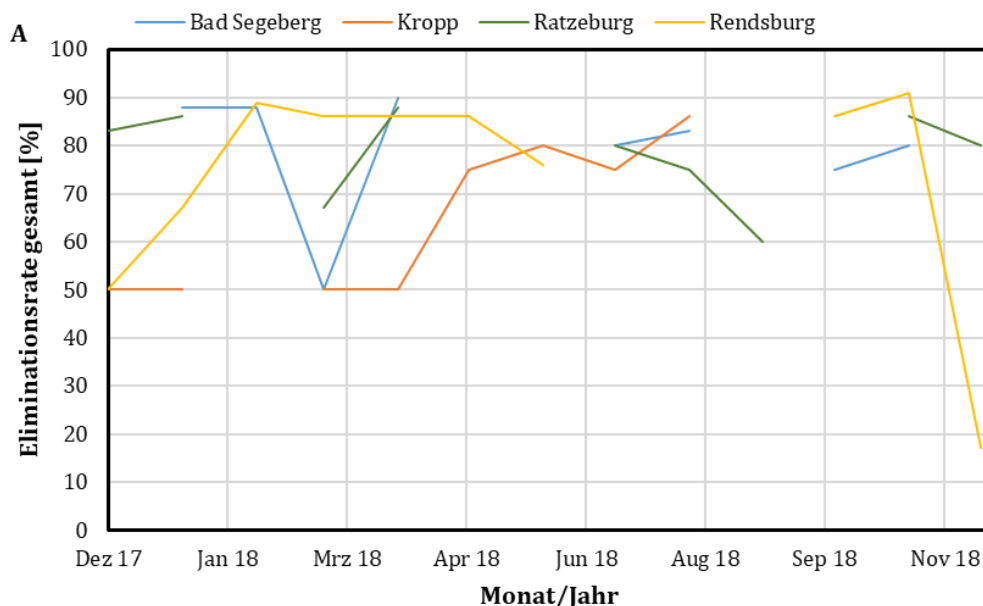
Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass es einen saisonalen Einfluss auf das Sorptionsverhalten zu geben scheint. Dieser Einfluss lässt sich allerdings nicht mit den in dieser Studie berücksichtigten Parametern erklären. Unklar ist, wie sich weitere Faktoren (Wasserlöslichkeit, Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient, ggf. pH-Wert, Leitfähigkeit oder Redox-Potential im Belebungsbecken) auf die Sorption auswirken. Es könnte für wenige ausschließlich sorptionsaffine, nicht biologisch abbaubare Stoffe (Stoffgruppe II nach Abs. 5.1) eine ausreichende Datenbasis erhoben werden. Es sind dahingehend weitere Untersuchungen erforderlich, die diese Randbedingungen berücksichtigen.

### 8.2.2 Biologisch mäßig abbaubare und sorptive Stoffe (Stoffgruppe IV)

Der saisonale Einfluss auf die Eliminationsrate für Substanzen der Stoffgruppe IV (mäßig abbaubar, sorptionsaffin, hier: Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen und Flouren) ist auf der Grundlage der erhobenen kaum möglich, da diese Stoffe regelmäßig nur im Zulauf nachgewiesen werden konnten. Folglich konnte in wenigen Fällen eine Eliminationsrate bestimmt

werden (vgl. Anhang 11). Aufgrund fehlender Analyseergebnisse geben diese Eliminationsraten meist einen Mindestwert an, der sich auf die Bestimmungsgrenze für die Ablaufproben bezieht. Im Klärschlamm konnten die Stoffe nur in Ausnahmefällen nachgewiesen werden.

Abbildung 72 zeigt die für den PAK Acenaphthylen ermittelten Eliminationsraten. Dieses sind häufig Mindestwerte, da die Konzentrationen im Ablauf regelmäßig unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. Erkennbar ist auf Basis dieser Daten kein ausgeprägter Verlauf.



**Abbildung 72: Saisonale Eliminationsraten von Acenaphthylen (Stoffgruppe IV).**

Die hier angegebenen Eliminationsraten sind i. d. R. Minimalwerte, die sich auf die Bestimmungsgrenze der Ablaufproben beziehen. Die tatsächliche Eliminationsrate ist unbekannt, da bei den meisten Proben die Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze lag (vgl. Anhang 11).

Es wäre anzunehmen, dass für Stoffe dieser Stoffgruppe, die auch durch einen mäßigen biologischen Abbau gekennzeichnet ist, während der warmen Sommermonate ein verbesserter Rückhalt erreicht werden kann. Dieses wäre analog zu den mäßig biologisch abbaubaren, nicht sorptionsaffinen Stoffen (Stoffgruppe III, s.u.), auf die erhöhte Stoffwechselrate zurückzuführen.

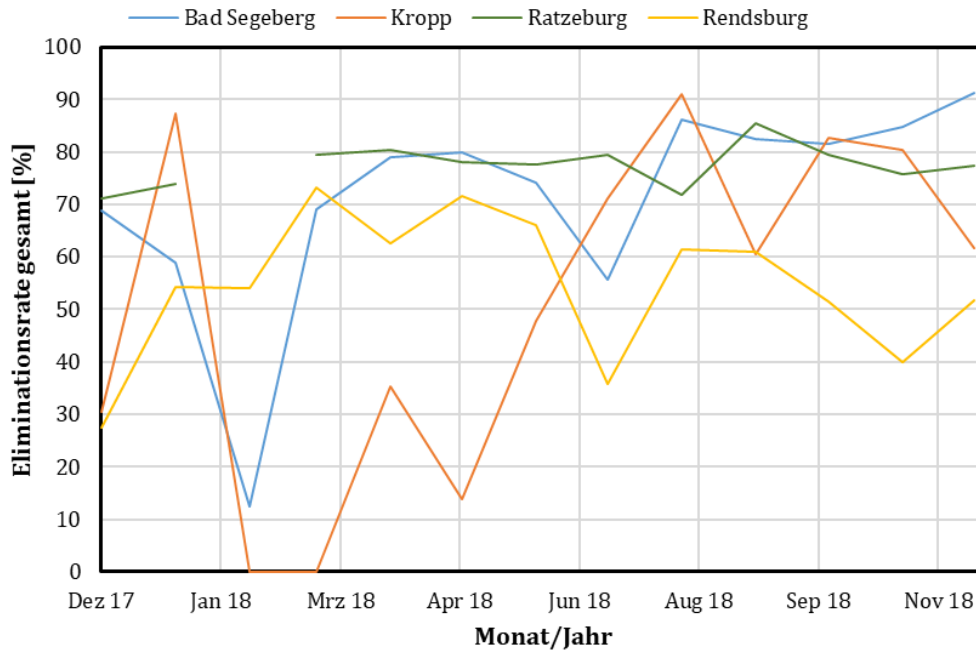
### 8.2.3 Biologisch abbaubare, nicht sorptive Stoffe (Stoffgruppe III)

Es lässt sich feststellen, dass die mäßig biologisch abbaubaren Stoffe der Stoffgruppe III einer variierenden Eliminationsrate unterliegen, die im Wesentlichen von der Temperatur dominiert wird. Höhere Temperaturen befördern den Metabolismus und folglich einen verbesserten biologischen Abbau. Dieses wird an einigen Vertretern der Stoffgruppe gezeigt.

#### *Sulfamethoxazol*

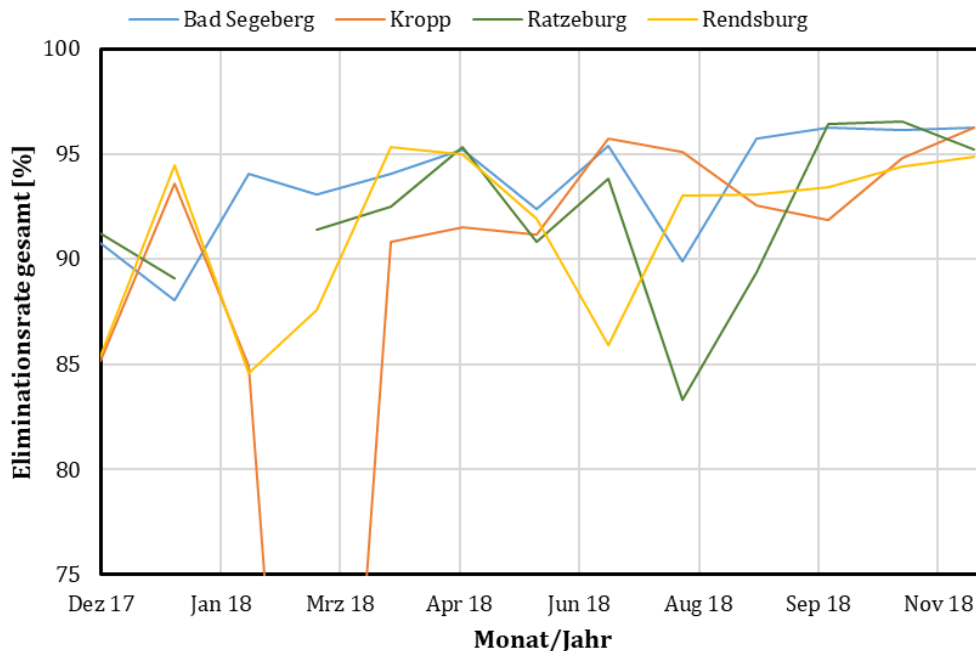
Abbildung 73 zeigt diesen Zusammenhang für das mäßig biologisch abbaubare und nicht sorptionsaffine Antibiotikum Sulfamethoxazol (Stoffgruppe III, vgl. Abs. 5.1). Deutlich wird, dass bei einigen Kläranlagen, die Elimination dieses Arzneistoffes in den Wintermonaten nicht mehr möglich ist (Kropp und z. T. Bad Segeberg). Dieses ist ggf. mit der eingeschränkten Stoffwechselrate zu begründen. Die variierenden Eliminationsraten sind nicht auf unterschiedliche Sorptionsraten zurückzuführen. Sulfamethoxazol ist im Klärschlamm an keiner Probe nachgewiesen worden (vgl. Abs. 5.3.11 mit Tabelle 28).





**Abbildung 73: Saisonale Eliminationsraten des Antibiotikums Sulfamethoxazol.**

Dass diese Abhängigkeit nicht direkt mit dem CSB-Abbau zusammenhängt zeigt ein Vergleich von Abbildung 73 mit Abbildung 74. Die Eliminationsraten des CSB liegen i. d. R. ganzjährig auf einem konstanten Niveau von etwa 85 bis 95 % (Ausnahme in Kropp, als aufgrund der langhaltenden kalten Temperaturen im März 2018 die biologische Stufe kollabierte, die CSB-Elimination auf 43 % sank und sich die Belebtschlamm-Biozönose erst in den folgenden Wochen erholen konnte).



**Abbildung 74: Saisonale Eliminationsraten des CSB.**

Deutlich wird dieser Zusammenhang auch, wenn die Eliminationsraten des mäßig biologisch abbaubaren Sulfamethoxazol und des CSB, der überwiegend gut abbaubare Substanzen umfasst, gegeneinander geplottet werden (Abbildung 75). Hier gibt es keine Korrelation, was darauf hinweist, dass sich die Eliminationsraten gegeneinander verschieben, also nicht direkt voneinander abhängig sind. Dieses ist als Hinweis darauf zu interpretieren, dass die mäßig

oder schwer biologisch abbaubaren Stoffe einem anderen Stoffwechsel unterliegen, als die Mehrzahl der durch den CSB repräsentierten gut biologisch abbaubaren Stoffe. Dieser Stoffwechsel wird ggf. durch die niedrigen Temperaturen im Winter gehemmt. Prinzipiell ist dann von einer geringen Eliminationsrate der Substanzen aus Stoffgruppe III auszugehen.

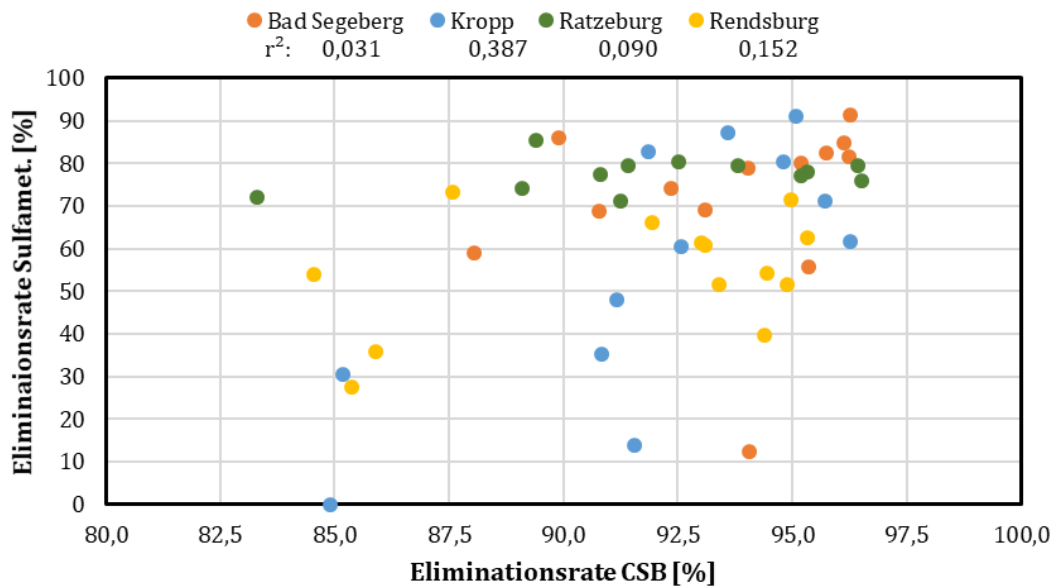
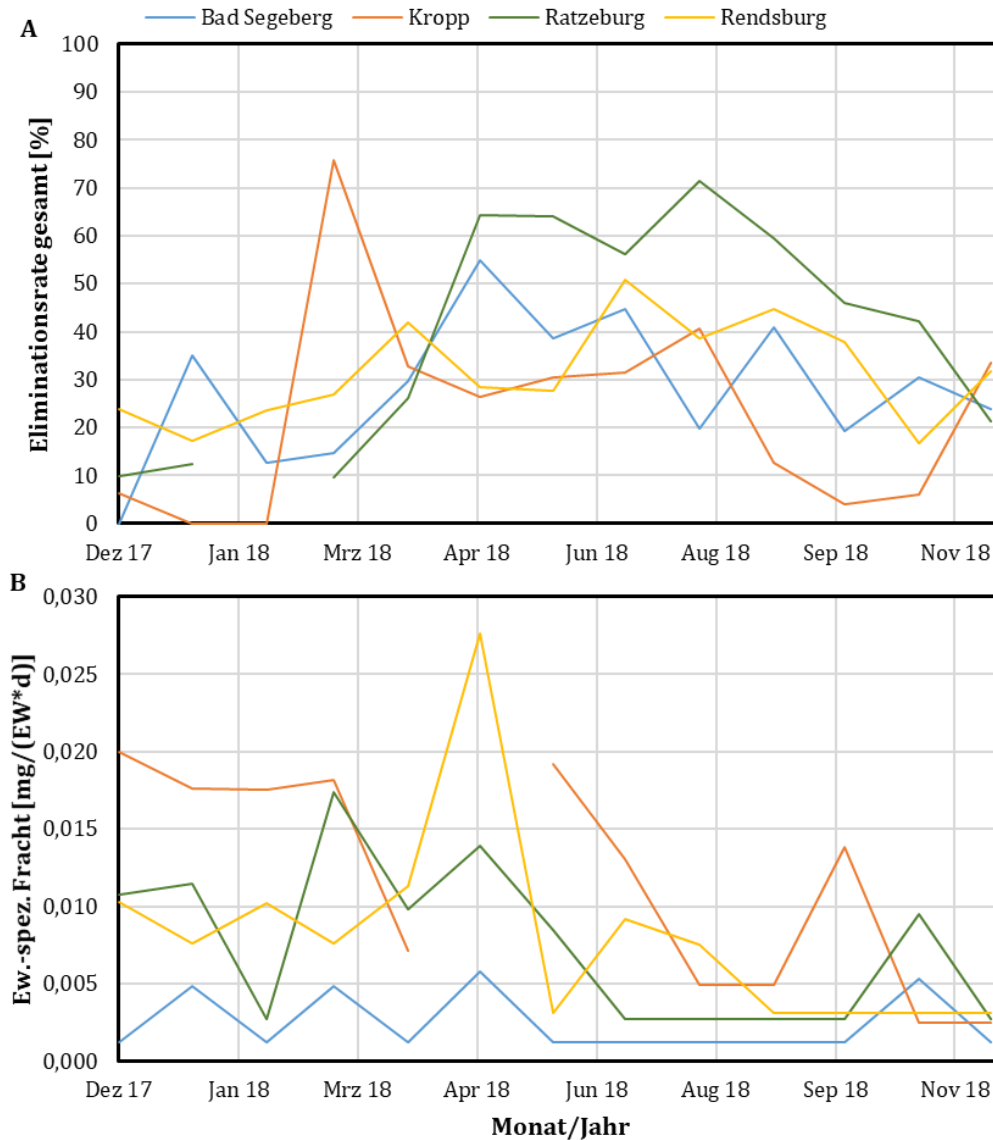


Abbildung 75: Zusammenhang zwischen den Gesamt-Eliminationsraten von Sulfamethoxazol und CSB basierend auf Daten des Routine-Messprogramms.

### Diclofenac

Ein weiterer Vertreter der Stoffgruppe III ist das Antirheumatikum Diclofenac. Wie Abbildung 76A zeigt, variiert die saisonale Eliminationsrate entsprechend des temperaturbedingten Stoffwechsels. Die im Klärschlamm nachzuweisenden Konzentrationen sind hingegen ganzjährig konstant (Abbildung 76B) auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau. Dieses deutet darauf hin, dass sich die variierende Eliminationsrate ausschließlich auf eine Veränderung des biologischen Abbaus, nicht aber auf eine Änderung der Sorptionsrate zurückzuführen ist, die für diesen Stoff ohnehin vernachlässigbar ist. Nach Abs. 5.3.4 (Tabelle 21) werden lediglich 0,4 % der zugehenden Fracht (0,488 mg/(EW\*d) im Klärschlamm (0,002 mg/(EW\*d) gebunden.

Es wird darauf hingewiesen, dass die Zulaufbelastung von Diclofenac einem ausgeprägten saisonalen Muster folgt (vgl. Abs. 8.1.2 mit Abbildung 56), welches ein Minimum im August und ein Maximum von Dezember bis Februar aufweist. Die Annahme einer konstanten absoluten Eliminationsleistung würde daher ebenfalls qualitativ zu den in Abbildung 76A gezeigten Eliminationsraten führen. Da aber dem Zulaufminimum im August kein ausgeprägtes Maximum der Eliminationsrate gegenübersteht, ist dieser Zusammenhang nicht nachweisbar.



**Abbildung 76: Saisonale Eliminationsraten (A) und einwohnerspezifische Frachten im Klärschlamm (B) des Antirheumatikums Diclofenac.**

Die für Ratzeburg gezeigte Eliminationsrate wird in den Monaten April bis September durch den Betrieb der UV-Behandlung gegenüber den übrigen Monaten erhöht (vgl. Abs. 6.3).

### *Glyphosat*

Für das Breitbandherbizid Glyphosat hängt die Eliminationsrate offenbar ebenfalls von der Temperatur ab. Insbesondere während der Monate Januar und Februar sind deutlich geringere Eliminationsraten erkennbar (Abbildung 77A). Die Monate März und April, die durch eine vergleichsweise hohe Zulaufkraft gekennzeichnet sind (vgl. Abs. 8.1.3 mit Abbildung 62) wirken sich nicht auf die Eliminationsrate aus. Folglich führen hohe Zulaufkräften zu entsprechend hohen Ablaufkräften (vgl. hierzu 8.1.3 mit Abbildung 62 und Abs. 8.3.1). Insbesondere die infolge der Anwendung als Voraufbauherbizid im März und April auftretenden hohen Zulaufkräften sind an den entsprechend höheren Ablaufkräften (v. A. in Bad Segeberg und Kropp) erkennbar.

Die Sorptionsrate bleibt hingegen ganzjährig relativ konstant, wie es an der mit dem Klärschlamm ausgetragenen Fracht erkennbar ist (Abbildung 77B). Einzelne Maximalwerte (z. B. Ratzeburg im April, August und November) hängen nicht mit einer erhöhten Zulaufkraft oder

einer verringerten Eliminationsrate zusammen. Ohnehin ist der Anteil der im Klärschlamm fixierten Zulauffracht mit rund 4,5 % vernachlässigbar (vgl. Abs. 5.4.8: Zulauffracht: 0,555 mg/(EW\*d); Fracht im Klärschlamm: 0,025 mg/(EW\*d)).

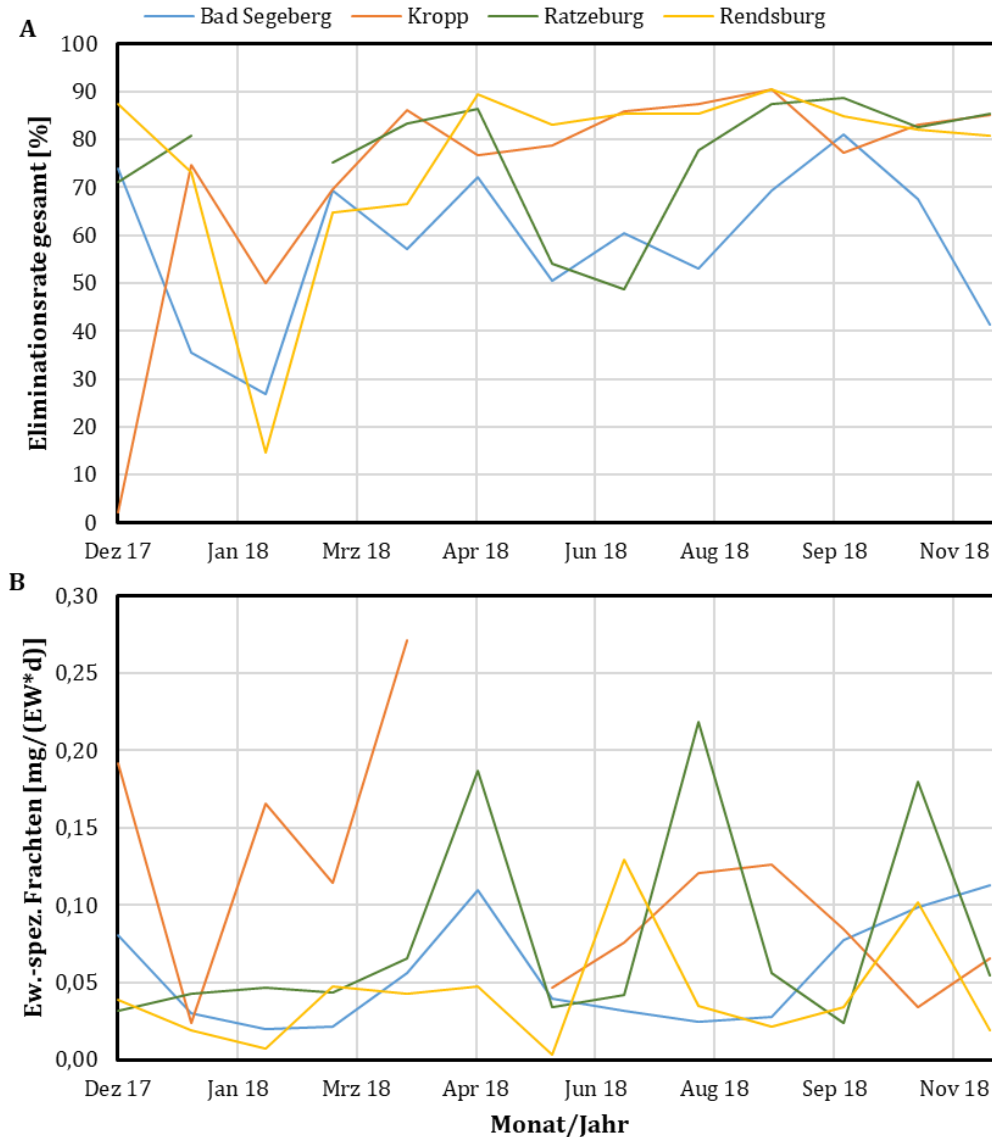


Abbildung 77: Saisonale Eliminationsraten (durchgezogene Linien) und Konzentrationen im Klärschlamm (gestrichelte Linien) von Glyphosat.

### 8.3 Saisonale Variation der emittierten Stofffrachten

Aufgrund saisonal variierender Zulaufbelastungen (vgl. Abs. 8.1) und Eliminationsleistungen (vgl. Abs. 8.2) sind auch die emittierten Stofffrachten nicht konstant. Es erfolgt daher eine Betrachtung der saisonal emittierten Stofffrachten. Die in Abs. 9 hergeleiteten Emissionsfrachten müssen daher auch vor dem Hintergrund dieser Aspekte berücksichtigt werden, wenn eine Beurteilung auf die ökotoxikologische Wirkung in den Vorflutgewässern erfolgen soll.

#### 8.3.1 Ablauf

Stoffe deren Elimination nicht saisonal infolge Temperatur (oder anderen Einflüssen) beeinflusst wird, zeigen eine Ablaufcharakteristik, die identisch mit der Jahresganglinie im Zulauf ist. Da die Sorptionsrate nicht von der Jahreszeit abhängt (vgl. Abs. 8.2.1) trifft dieses auf die Stoffgruppen II und IV zu.<sup>13</sup> Gleiches gilt für Stoffgruppe I, die weder durch Sorption noch durch Abbau eliminiert werden kann.

Aufgrund einer saisonal variablen Eliminationsrate weichen möglicherweise die Zu- und Ablaufcharakteristika der Stoffgruppen III und V prinzipiell voneinander ab. Stoffe der Stoffgruppe V sind derart gut biologisch abbaubar, dass ganzjährig eine fast vollständige Elimination erfolgt. Saisonal unterschiedliche Emissionsfrachten sind daher für diese Stoffgruppe nicht nachweisbar bzw. nicht relevant.

Besonders kritisch hinsichtlich einer saisonalen Varianz der in die Vorflut eingetragenen Stofffrachten sind daher Stoffe der Stoffgruppe III, die eine besonders hohe Zulauffracht in den Wintermonaten aufweisen und zugleich aufgrund der kälteren Temperaturen schlechter abgebaut werden können. Hierzu zählen z. B. die Arzneistoffe Diclofenac und Sulfamethoxazol (vgl. Abs. 8.1.2. mit Abbildung 52 und Abbildung 56 und Abs. 8.2.1 mit Abbildung 73).

Abbildung 78 stellt die Ablauffrachten für die beiden Stoffe zusammen. Es wird ersichtlich, dass es eine deutliche saisonale Variation gibt. Im Fall von Diclofenac (Abbildung 78B) ist das sommerliche Emissionsminimum wesentlich ausgeprägter, da eine Periode geringer Einträge (vgl. Abs. 8.1.2 mit Abbildung 56) in den Sommer mit der höchsten Stoffwechselrate fällt. Durch die in Abs. 9 (Tabelle 95) ermittelte charakteristische Emissionsfracht (Median: 0,361 mg/(EW\*d), min: 0,323 mg/(EW\*d), max. 0,523 mg/(EW\*d)) werden daher insbesondere die im Winter eingetragenen Frachten unterschätzt (Mittelwert aller vier Kläranlagen für Februar: 0,602 µg/L, für März: 0,595 µg/L) und im Sommer deutlich überschätzt (Mittelwert im August: 0,069 mg/(EW\*d)).

Für Sulfamethoxazol (Abbildung 78A) ist die saisonale Variation der mit dem Ablauf emittierten Frachten weniger ausgeprägt. Das ist damit zu begründen, dass die maximale Zulaufbelastung im August bis Oktober zu beobachten war (vermutlich epidemische Ausbreitung einer Infektionskrankheit) und zu dieser Zeit eine verhältnismäßig hohe Stoffwechselrate dazu führte, dass die Ablauffrachten nicht angestiegen sind. Die Gründe für den relativ starken Anstieg in Rendsburg ab September sind unklar.

<sup>13</sup> Aufgrund der hohen Sorptionsaffinität der Stoffgruppen II und IV liegen nicht ausreichen Positivbefunde für die Ablaufproben vor, so dass diese These nicht belegt werden kann.

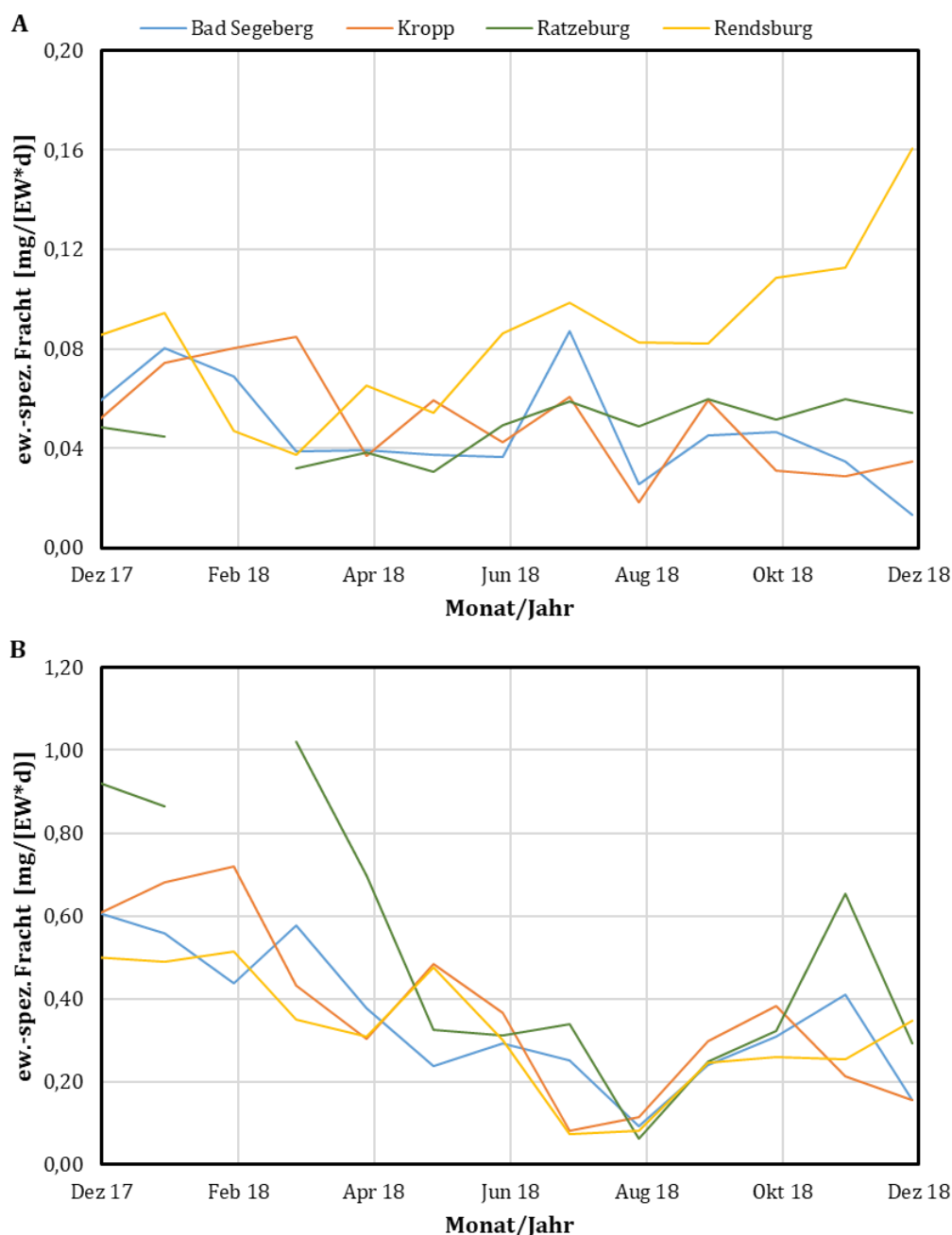


Abbildung 78: Emissionsfrachten (Ablauf in die Vorflut) der Arzneistoffe Sulfamethoxazol (A) und Diclofenac (B).

### 8.3.2 Klärschlamm

Wie in Abs. 8.2.1 dargelegt, unterliegt die Sorption keiner ausgeprägten saisonalen Varianz. Die mit dem Klärschlamm emittierten Stofffrachten hängen somit fast ausschließlich von der jahreszeitlichen Verteilung der Zulauffrachten der einzelnen sorptionsaffinen Stoffe (Stoffgruppen II und IV) ab. Aufgrund der möglichen Wechselwirkung zwischen der durch Sorptionsaffinität bedingten Bioverfügbarkeit und Sorption (z. B. bei einigen PAK, vgl. Abs. 5.2.4), kann es bei Stoffen die sowohl mäßig biologisch abbaubar sind und eine hohe Tendenz zur Sorption aufweisen (Gruppe IV) Abweichungen hiervon geben. Dieses tritt vor Allem dann zu Tage, wenn der biologische Abbau gegenüber der Sorption der maßgebende Mechanismus ist. Für die Substanzen der Stoffgruppe IV kann im Rahmen dieser Studie kein Nachweis dieser These erfolgen, da nicht ausreichend Positivbefunde vorliegen.

## 8.4 Einfluss von Niederschlagsereignissen

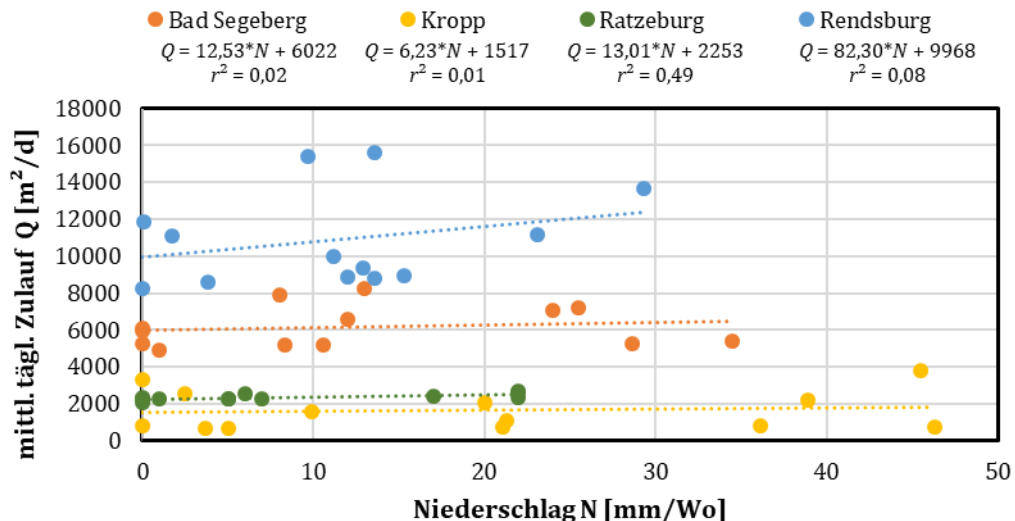
Generell ist der Einfluss von Niederschlagsereignissen auf die hydraulische Belastung im Zulauf der untersuchten Kläranlagen, deren Einzugsgebiete fast ausschließlich im Trennsystem entwässern (vgl. Abs. 4.1, Tabelle 10), gering. Hinsichtlich der stofflichen Belastung werden jedoch während Niederschlagsereignissen möglicherweise Stoffe mobilisiert und mit dem Fremdwasser in die Entwässerungssysteme eingetragen. Diese führen schließlich ggf. zu einer erhöhten Zulaufkraft.

Bezogen auf Stofffrachten haben Niederschlagsereignisse keinen Einfluss auf Stoffe, deren Anwendung ausschließlich personenbezogen ist (z. B. Arzneistoffe). Im Folgenden werden daher Stoffe betrachtet, die wahrscheinlich zu einem sehr überwiegenden Anteil atmosphärisch infolge einer trockenen oder feuchten Deposition mit Fremdwasser in die Entwässerungssysteme eingetragen werden. Hierzu zählt die Gruppe der PAK (vgl. Abs. 5.5.1, repräsentiert über die Summe  $\Sigma\text{PAK}_{16}$ ) und das Breibandherbizid Glyphosat (vgl. Abs. 5.4.8).

Es erfolgt eine getrennte Betrachtung der Daten aus dem Routine- und Intensiv-Messprogramm, da die Art der Probenahme (24 Stunden- oder 7-Tages-Mischproben) einen relevanten Einfluss auf die Interpretation der Daten haben kann.

### 8.4.1 Daten des Routine-Messprogramms

Bezogen auf das Routine-Messprogramm gibt es keinen Zusammenhang zwischen dem in der Messwoche gefallenen Niederschlag und dem Zulauf-Volumenstrom (Abbildung 79). In Ratzeburg konnte die höchste lineare Korrelation ( $r^2 = 0,49$ ) festgestellt werden. Die aus der Korrelation abgeleitete Trendlinie (grün gestrichelt in Abbildung 79) weist allerdings praktisch keine Steigung auf (13,01). Das bedeutet, dass rechnerisch eine Niederschlagshöhe von 20 mm (pro Woche) zu einer Erhöhung des mittleren täglichen Zulaufes von ( $20 * 13,01 =$ )  $260 \text{ m}^3/\text{d}$  in dieser Woche führt. Verglichen mit dem Trockenwetterabfluss (hier vereinfacht repräsentiert durch den Ordinatenabschnitt) von  $2253 \text{ m}^3/\text{d}$  entspricht dieses einer rechnerischen Erhöhung von 11,5 %.



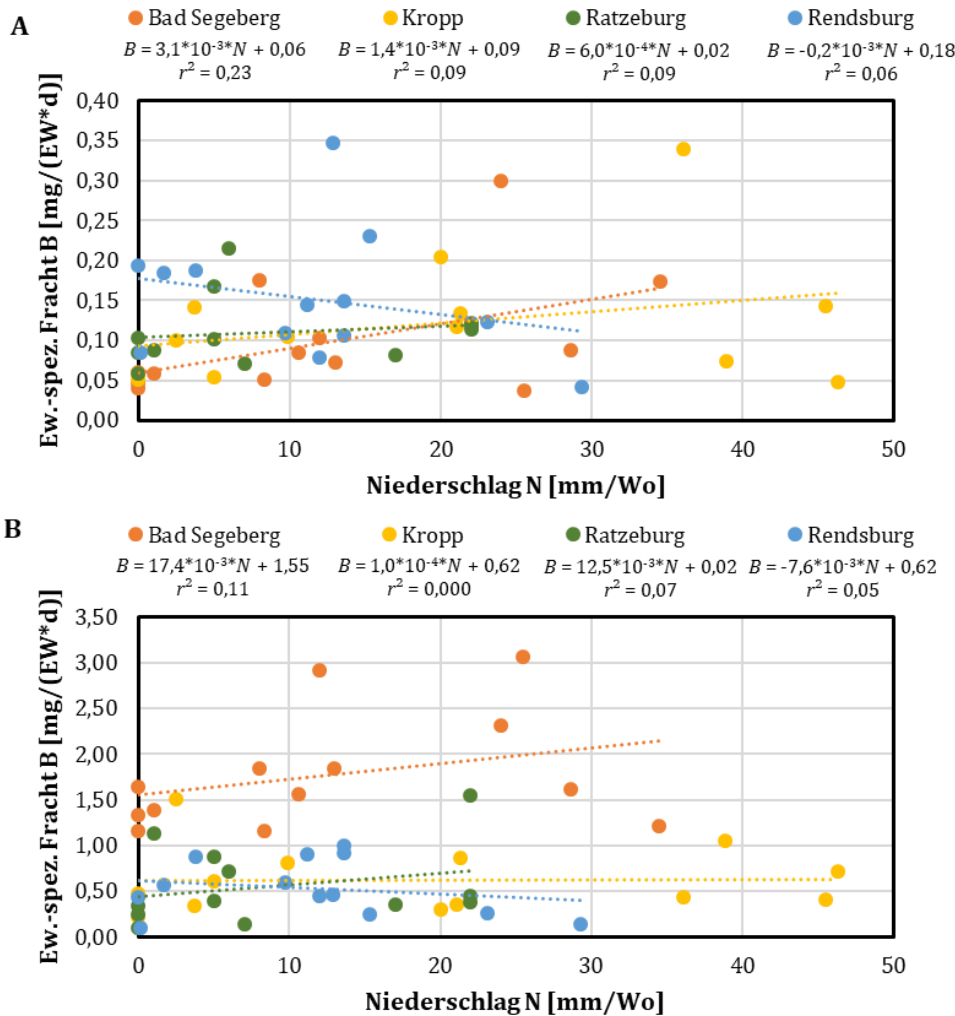
**Abbildung 79: Zusammenhang zwischen der Niederschlagshöhe und dem Zulauf-Volumenstrom (Routine-Messprogramm).**

Angegeben ist der mittlere tägliche Zulauf während der Messwoche im Routine-Messprogramm (7-Tages-Mischprobe). Die Niederschlagshöhe schließt die gesamte Messwoche ein.

Die entsprechenden Anteile der anderen Kläranlagen weichen nicht deutlich davon ab (Bad Segeberg: 4,2 %, Kropp: 8,2 %, Rendsburg: 16,5 %), weisen aber deutliche schlechtere Korrelationskoeffizienten auf. Die angegebenen Anteile verschieben sich gem. dieser Betrachtung

linear mit der Niederschlagshöhe. Zusammengefasst sind daher keine nennenswerten Einträge von Fremdwasser zu erwarten.

Für die Stoffgruppe der PAK kann folglich nur bedingt ein Zusammenhang mit der Niederschlagshöhe und den Zulauffrachten des Routine-Messprogramms festgestellt werden (Abbildung 80A). Die höchste lineare Korrelation konnte in Bad Segeberg festgestellt werden ( $r^2 = 0,23$ ), was auf eine schwach positive Korrelation hindeutet. Eine Niederschlagshöhe von 20 mm in der Messwoche würde zu einer Erhöhung der Fracht von  $(20 * 3,1 * 10^{-3} =) 0,062 \text{ mg}/(\text{EW} * \text{d})$  führen. Diese Frachterhöhung liegt somit in der gleichen Größenordnung wie die Fracht bei Trockenwetter (hier repräsentiert durch den Ordinatenabschnitt von  $0,06 \text{ mg}/(\text{EW} * \text{d})$ ). Es ist daher ein nennenswerter Eintrag von PAK infolge von Niederschlagsereignissen in Bad Segeberg zu vermuten.



**Abbildung 80: Zusammenhang zwischen dem Niederschlag und den Zulauffrachten der ΣPAK<sub>16</sub> (A) und Glyphosat (B).**

Basierend auf den Daten aus dem Routine-Messprogramm (7-Tages-Mischproben).

Auch für das vermutlich überwiegend mit Fremdwasser eingetragene Glyphosat kann nur bedingt eine Abhängigkeit zwischen der Niederschlagshöhe und der Zulauffracht während des Routine-Messprogramm nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 80B). Auch kann die höchste lineare Korrelation in Bad Segeberg festgestellt werden ( $r^2 = 0,11$ ), was allerdings auf keinen linearen Zusammenhang schließen lässt. Die Ordinatenabschnitte der linearen Trendlinien geben den Trockenwetterabfluss wieder (Bad Segeberg:  $1,55 \text{ mg}/(\text{EW} * \text{d})$ , Kropp:  $0,62 \text{ mg}/(\text{EW} * \text{d})$ , Ratzeburg:  $0,44 \text{ mg}/(\text{EW} * \text{d})$  und Rendsburg:  $0,62 \text{ mg}/(\text{EW} * \text{d})$ ). Mit Ausnahme von Bad Segeberg sind diese Werte vergleichbar mit der charakteristischen Frachten im Kläranlagenzulauf (vgl. Abs. 9, dort:  $0,555 \text{ mg}/(\text{EW} * \text{d})$ ).



Die Steigung der linearen Trendlinie für die Daten aus Bad Segeberg beträgt  $17,4 \cdot 10^{-3}$ . Bei der Annahme einer Niederschlagshöhe von 20 mm während der Messwoche würde daher die Zulauffracht um  $(20 \cdot 17,4 \cdot 10^{-3} =) 0,348 \text{ mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$  steigen. Bezogen auf den Trockenwetterabfluss wäre das eine prozentuale Annahme der Zulauffracht von 22,4 %. Aufgrund der schlechten Korrelation ist die Angabe für die anderen Kläranlagen nicht sinnvoll. Dieser Zusammenhang lässt sich für die anderen untersuchten Kläranlagen nicht nachweisen (Abbildung 80B: die weiteren Korrelationskoeffizienten sind sehr viel geringer; die Trendlinie der linearen Korrelationen weist in Rendsburg für beide Stoffe gar eine negative Steigung auf).

Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass die Daten des Routine-Messprogramms nicht ideal dafür geeignet sind, eine Abhängigkeit des Eintrages von Spurenstoffen vom Niederschlag nachzuweisen. Die Daten lassen einen erhöhten Eintrag von Spurenstoffen vermuten, die mit dem Fremdwasser eingetragen werden. Aufgrund des langen Probenzeitraums (sieben Tage) werden allerdings Spülstoßeffekte nicht korrekt erfasst, sondern über die Dauer der Probenahme nivelliert. Die durch Niederschläge bedingten kurzzeitigen Änderungen der Zulauffrachten werden daher nicht als solche erfasst.

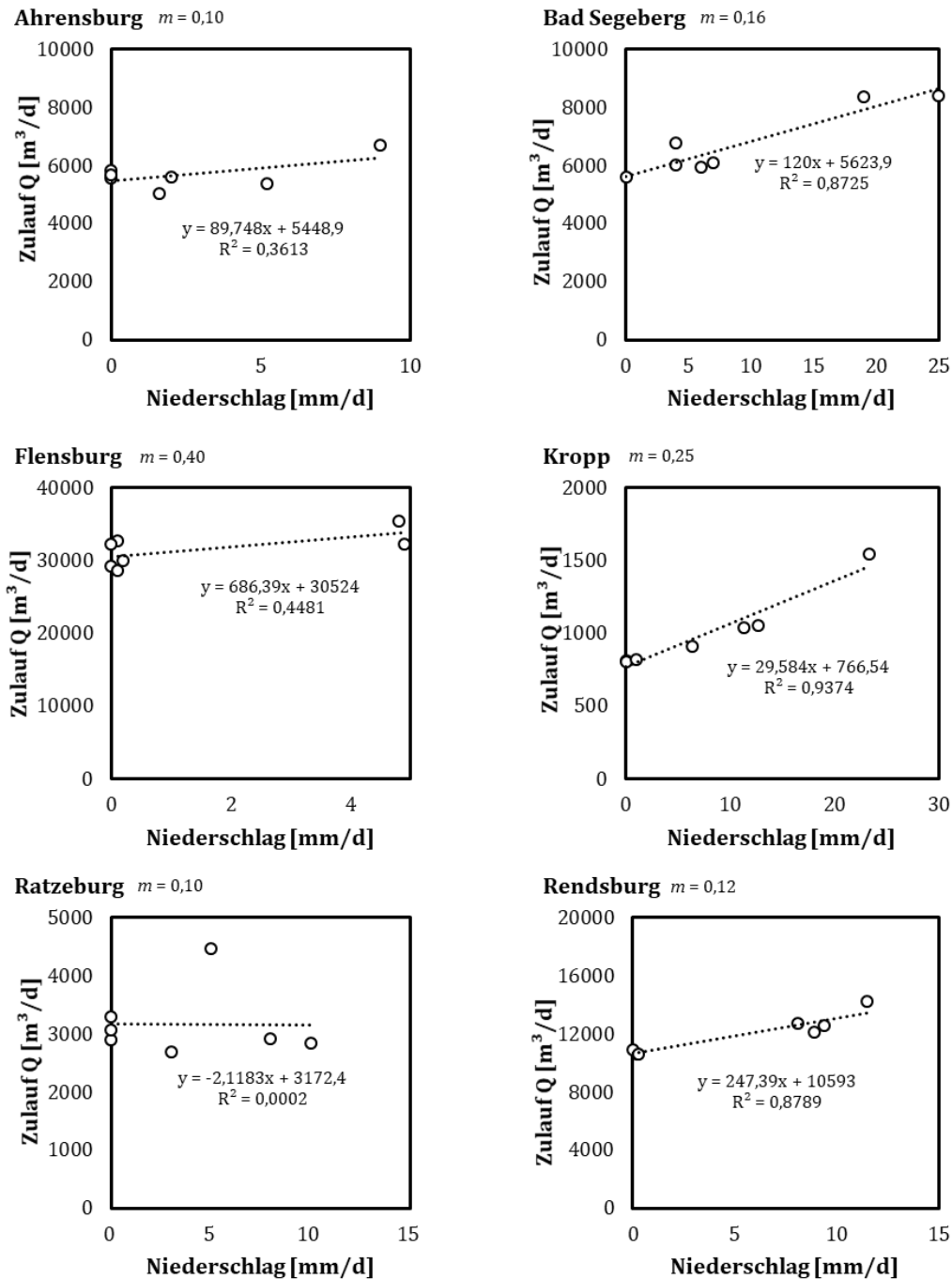
#### 8.4.2 Daten des Intensiv-Messprogramms

Da kein (oder ein nur geringer) Zusammenhang zwischen der Niederschlagshöhe und der hydraulischen und stofflichen Zulaufbelastung für die Daten des Routine-Messprogramms erkennbar ist, ist eine zeitlich besser aufgelöste Betrachtung erforderlich. Dieses erfolgt anhand der Daten aus dem Intensiv-Messprogramm (24-Stunden-Mischproben).

Die hydraulische Belastung hängt auf Basis dieser Daten sehr viel deutlicher von der täglichen Niederschlagshöhe ab (Abbildung 81). So können für Bad Segeberg, Kropp und Rendsburg sehr hohe Korrelationskoeffizienten ( $r^2 = 0,87$  bis  $0,94$ ) bestimmt werden. Trotz eines mäßigen Mischwasseranfalls von  $m = 0,16$  bis  $0,25$  und eines hohen Anteil von Trennkanalisationen in Bad Segeberg und Kropp (vgl. Tabelle 10) ist also der Volumenstrom des Rohabwassers deutlich abhängig vom Niederschlagsgeschehen. Für die Kläranlagen in Ahrensburg und Flensburg ist diese Abhängigkeit ebenfalls erkennbar. In Ratzeburg ist dieser Zusammenhang auf Basis vorliegender Daten nicht nachweisbar. Die Gründe hierfür sind unklar.

Basierend auf der linearen Trendlinie ergibt sich in Bad Segeberg bei einer täglichen Niederschlagshöhe von 10 mm/d eine Erhöhung des Zulaufs von  $(10 \cdot 120 =) 1200 \text{ m}^3/\text{d}$ . Gegenüber dem Trockenwetterabfluss von  $5623 \text{ m}^3/\text{d}$  (hier vereinfacht repräsentiert über den Ordinatenabschnitt) ist das eine Erhöhung um 21,3 %. Analog lässt sich dieser Anteil für die anderen Kläranlagen berechnen (Ahrensburg: 16,5 %, Flensburg: 22,5 %, Kropp: 38,6 %, Rendsburg: 23,4 %, für Ratzeburg ist diese Berechnung nicht sinnvoll). Der vergleichsweise hohe Anstieg der hydraulischen Belastung in Kropp lässt sich durch die vielen defekten Schachtbauwerke im Einzugsgebiet erklären (pers. Mitteilung des Betriebspersonals).

Abbildung 82 und Abbildung 83 stellen die Abhängigkeit zwischen den Zulauffrachten vom Niederschlag für die Stoffgruppe der  $\Sigma\text{PAK}_{16}$  und das Breitbandherbizid Glyphosat für die Daten des Intensiv-Messprogramms (24-Stunden-Mischproben) zusammen. Eine gute Korrelation zwischen der PAK-Zulauffracht und dem Niederschlag kann in Bad Segeberg und Rendsburg festgestellt werden ( $r^2 = 0,52$  bzw.  $0,45$ ). Für beide Anlagen wurde auch eine hohe Korrelation zwischen Niederschlag und Zulauf-Volumenstrom festgestellt (s.o.). Es ist daher naheliegend, dass die erhöhten Stofffrachten während Niederschlagsereignissen mobilisiert werden. Beide Einzugsgebiete sind durch ein städtisches Umfeld und z. T. Gewerbe geprägt, was ggf. ebenfalls zum Eintrag von PAK beiträgt. Für die Kläranlage in Kropp, mit einem überwiegend ländlich (oder dörflich) geprägten Einzugsgebiet ist der Zusammenhang zwischen der PAK-Fracht und der Niederschlagshöhe nicht nachweisbar ( $r^2 = 0,02$ ), obwohl eine hohe Abhängigkeit zwischen Zulauf-Volumenstrom und Niederschlagshöhe feststellbar ist (s.o.).

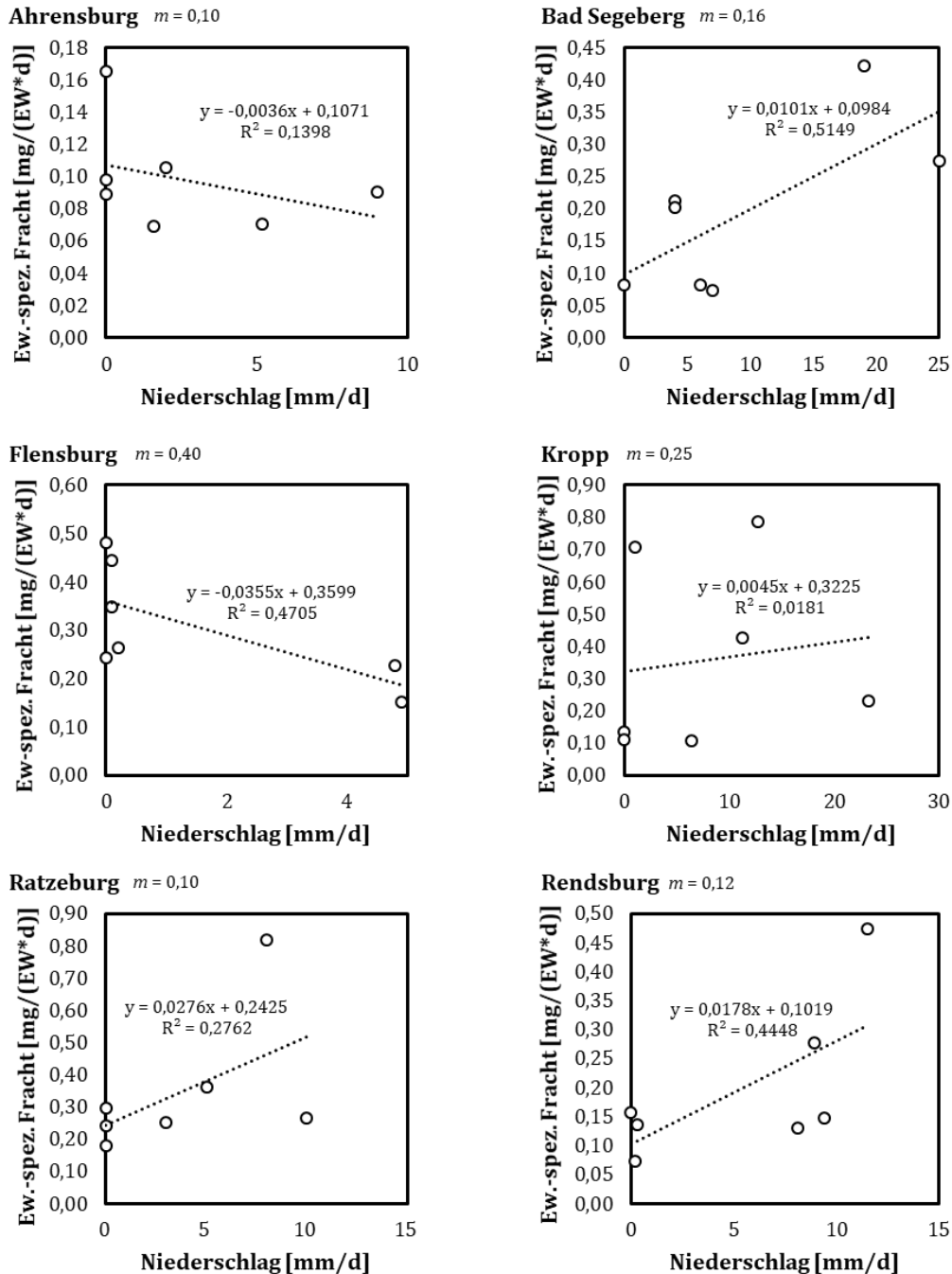


**Abbildung 81: Zusammenhang zwischen der Niederschlagshöhe und dem Zulauf-Volumenstrom (Intensiv-Messprogramm).**

Angegeben ist der tägliche Zulauf im Intensiv-Messprogramm (24-Stunden-Mischprobe). Die Niederschlagshöhe gibt die Tagessumme an.

Die Annahme einer Abhängigkeit der Art des Einzugsgebietes (urban/ rural) wird allerdings durch die Ergebnisse des überwiegend urban geprägten Einzugsgebietes in Flensburg widerlegt. Hier führen hohe Niederschläge zu geringen PAK-Zulauffrachten. Es ist allerdings darauf zu verweisen, dass die für diese Betrachtung zugrundeliegenden Daten aus Flensburg möglicherweise zu einer Fehlinterpretation führen. Innerhalb der Messwoche des Intensiv-Messprogramms wurde nur am ersten und letzten Messtag nennenswert Niederschlag festgestellt (4,9 und 4,8 mm/d – an anderen Messtagen betrug die max. Niederschlagshöhe 0,2 mm, was als nicht abflusswirksam einzuordnen ist). Der Niederschlag des ersten Messtages folgte möglicherweise auf eine Reihe weiterer Niederschlagsereignisse. Es wurde daher ggf. nicht der Spülstoß

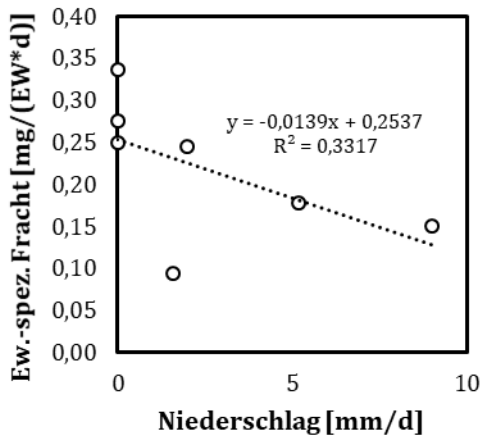
erfasst, der zu einer Erhöhung der Zulauffrachten beitragen könnte. Der Niederschlag des letzten Messtags führte möglicherweise noch nicht zu einer Erhöhung der Frachten im Zulauf innerhalb des Probenahmezeitraums. Falls etwa der Niederschlag sehr spät am Messtag fällt, wäre eine Reaktion im Zulauf am Folgetag zu erwarten. Dieser Effekt kommt vor Allem beim sehr großen Einzugsgebiet von Flensburg zum Tragen. Ähnliches wäre für die Daten aus Ahrensburg zu vermuten.



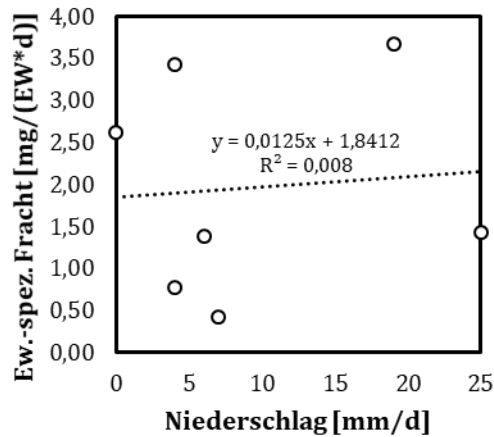
**Abbildung 82: Zusammenhang zwischen der einwohnerspezifischen der Fracht der  $\Sigma\text{PAK}_{16}$  im Zulauf und der täglichen Niederschlagshöhe.**

Basierend auf Daten aus dem Intensiv-Messprogramm (24h-Mischproben).  $m$  = Anteil Fremdwasser; SB und CM: kein Niederschlag in der Messwoche.

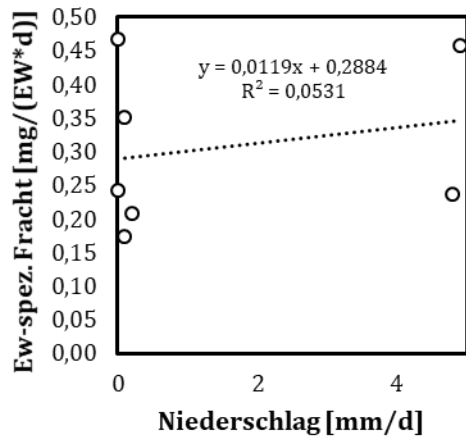
**Ahrensburg**  $m = 0,10$



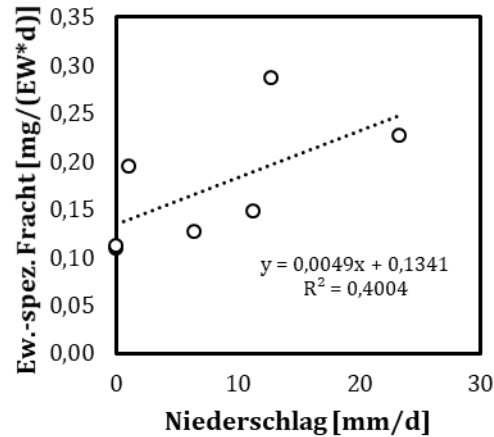
**Bad Segeberg**  $m = 0,16$



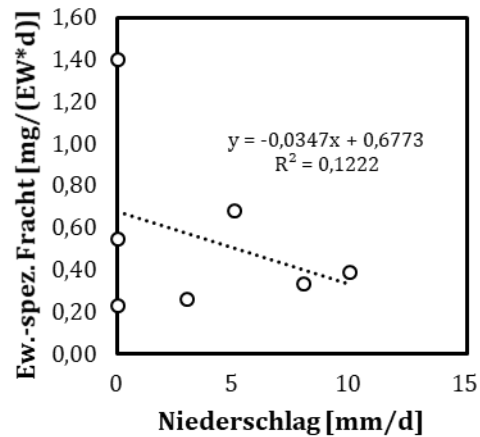
**Flensburg**  $m = 0,40$



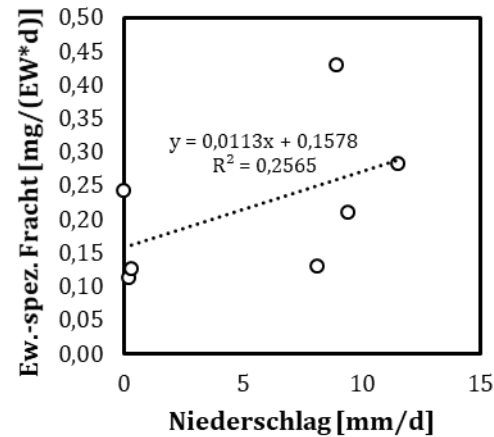
**Kropp**  $m = 0,25$



**Ratzeburg**  $m = 0,10$



**Rendsburg**  $m = 0,12$



**Abbildung 83: Zusammenhang zwischen der einwohnerspezifischen der Glyphosat-Fracht Zulauf und der täglichen Niederschlagshöhe.**

Basierend auf Daten aus dem Intensiv-Messprogramm (24h-Mischproben).  $m$  = Anteil Fremdwasser; SB und CM: kein Niederschlag in der Messwoche.

Weniger deutlich ist die Abhängigkeit der Glyphosat-Fracht im Zulauf von der Niederschlags-höhe (Abbildung 83). Mäßige Abhängigkeiten lassen sich nur in Kropp und Rendsburg feststellen ( $r^2 = 0,40$  bzw.  $0,26$ ). Hierbei ist zu beachten, dass Glyphosat im Kläranlagenzulauf insbesondere im Frühjahr (März und April) nachgewiesen werden kann, wenn das Herbizid zur Vorauflofanwendung ausgebracht wird (vgl. Abs. 8.1.3 mit Abbildung 62). Die hier gezeigten

Daten aus dem Intensiv-Messprogramm wurden im Spätsommer (Juli bis September) erhoben, werden also durch die frühjährliche Spitze nicht beeinflusst. Die in Abbildung 83 gezeigten Daten für diese Periode deuten daher darauf hin, dass der Eintrag von Glyphosat nicht abhängig vom Niederschlag ist und somit aus Quellen stammen müssen, die quasi-kontinuierlich eingetragen werden (z. B. Lebensmittel).

Andererseits wird der in den Abbildungen vorgenommene tagesgenaue Vergleich von Niederschlag und Zulaufreaktion der Dynamik im Einzugsgebiet nicht gerecht. So werden mögliche Spülstoßeffekte oder anhaltende Niederschlagsereignisse mit folgender Abnahme der von den Flächen abgespülten Stofffrachten nicht abgebildet. Es wäre daher eine kontinuierlich-dynamisch Betrachtung in Zeitreihen erforderlich, um solche Prozesse zu erfassen.

Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass sich die Stofffracht einzelner Spurenstoffe infolge von Niederschlagsereignissen erhöht. Dieses trifft in erster Linie auf die infolge von feuchter oder trockener Deposition mit dem Fremdwasser (auch in die Trennkanalisation) eingetragene Gruppe der PAK zu. Ein gleicher Mechanismus ist für Pflanzenschutzmittel zu vermuten. Aufgrund des überwiegend saisonalen Einsatzes dieser Wirkstoffe kann diese Abhängigkeit im Rahmen dieser Studie allerdings nicht nachgewiesen werden.



## 9 Ableitung von Zulauf- und Emissionsfrachten

Aus den Ergebnissen des Routine-Messprogramms (Abs. 3.2) wurden auf Basis einer statistischen Auswertung, die mögliche Ausreißer identifiziert und anschließend (Abs. 3.7.2) charakteristische Zulauf- und Emissionsfrachten ermittelt (Tabelle 94 bis Tabelle 97). Diese beziehen sich auf die Anschlussgröße (Einwohnerwerte) und gelten im Rahmen der untersuchten Kläranlagen und deren Einzugsgebiete für Schleswig-Holstein. Diese Frachten sind repräsentativ für die landestypischen Verhältnisse hinsichtlich Bevölkerungs- und Verkehrsdichte, Landnutzung, topografischen Besonderheiten und berücksichtigen die typischerweise im Land betriebenen Abwasserreinigungsanlagen.

Die Zulauffrachten (Zulauf, Rohabwasser) stellen somit die Möglichkeiten dar, die für die Elimination der einzelnen Spurenstoffe erforderlichen Behandlungsmaßnahmen einer Kläranlage zu konzipieren. Hilfreich sind dabei die verfahrenstypischen Betrachtungen (Abs. 6), die auf die Eliminationsleistung einzelner Kläranlagen eingehen.

Die Emissionsfrachten (Ablauf in die Vorflut) sind eine wesentliche Grundlage für die Abschätzung der ökotoxikologischen Wirkung in den Vorflutgewässern. Bei Kenntnis der Anschlussgröße kann die absolute Fracht abgeschätzt werden. Auf Basis einer Mischungsrechnung können dann für einzelne Gewässerabschnitte die jeweiligen Stoffkonzentrationen abgeschätzt werden. Hierbei sind kumulative Wirkungen mehrerer Kläranlagen an einem Gewässer, die mögliche stoffliche Umsetzung in den Gewässern (etwa Abbau oder Photolyse) sowie ggf. die jahreszeitlich variierenden Stoffeinträge (Abs.8.3.1) zu berücksichtigen.

Die auf den Klärschlamm bezogenen Frachten können der Einschätzung des Gefährdungspotenzials bei einer landwirtschaftlichen Ausbringung dienen oder stellen die Basis für eine massenbezogene Bilanzierung dar.

Die Gruppe der Schwermetalle ist die einzige, bei der für alle Elemente eine Fracht im Klärschlamm bestimmt werden konnte (Tabelle 94). Neben der hohen Sorptionsaffinität der Stoffe deutet dieses darauf hin, dass die relevante Senke für diese Stoffe der Klärschlamm ist. Im Ablauf lässt sich lediglich Nickel nachweisen, welches in gebundener Form gut wasserlöslich ist. Die Schwermetalle sind gänzlich der Stoffgruppe II (vgl. Abs. 5.1) zugeordnet.

**Tabelle 94: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der Schwermetalle.**

	Zulauf nach Rechen			Ablauf			Klärschlamm		
	ew.-spezifische Frachten [mg/(EW*d)]								
	Median	min	max	Median	min	max	Median	min	max
<b>Blei (Pb)</b>	<b>0,729</b>	0,477	0,799	n.d.			<b>0,505</b>	0,374	4,506
<b>Cadmium</b>	n.d.			n.d.			<b>0,110</b>	0,017	0,204
<b>Nickel (Ni)</b>	<b>1,645</b>	1,336	2,700	<b>1,023</b>	0,900	1,300	<b>0,338</b>	0,337	0,513
<b>Quecksilber</b>	<b>0,014</b>	0,013	0,015	n.d.			<b>0,009</b>	0,009	0,009

Die charakteristischen Frachten der Arzneistoffe zeichnen ein sehr viel diverseres Bild (Tabelle 95). Neben sehr gut abbaubaren Stoffen (z. B. Coffein oder Metformin, beide Stoffgruppe V), deren Fracht im Ablauf im Vergleich zur Zulauffracht sehr klein ist, fallen Stoffe auf, deren Fracht im Ablauf größer ist als im Zulauf (z. B. Carbamazepin oder Iopamidol, beide Stoffgruppe I). Diese Stoffe werden praktisch in den im Rahmen der vorliegenden Studie behandelten Verfahrensstufen nicht beeinflusst. Der in Tabelle 95 angegebene Anstieg der Frachten ist auf die Art der Auswertung zurückzuführen, die statistische Ausreißer identifiziert, die dann bei der Berechnung des Medianwertes unberücksichtigt bleiben (vgl. Abs. 3.7.2).

Erkennbar ist, dass die Frachten im Klärschlamm für die Gruppe der Arzneistoffe im Vergleich zur Zulauf- oder Ablauffracht gering sind, wenn der jeweilige Wirkstoff überhaupt nachgewiesen werden konnte. Dieses liegt an der für die Wirksamkeit der Arzneistoffe erforderlichen Wasserlöslichkeit bzw. geringen Neigung zur Bioakkumulation und damit indirekt erforderlichen geringen Sorptionsneigung. Der Klärschlamm ist somit nicht als relevante Senke für die Gruppe der Arzneistoffe anzusehen.

**Tabelle 95: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der Arzneistoffe.**

	Zulauf nach Rechen			Ablauf			Klärschlamm		
	ew.-spezifische Frachten [mg/(EW*d)]								
	Median	min	max	Median	min	max	Median	min	max
Carbamazepin	0,161	0,154	0,167	0,211	0,159	0,250	0,003	0,002	0,003
Ciprofloxacin	0,180	0,138	0,221	0,013	0,012	0,013	0,005	0,003	0,019
Coffein	35,040	26,290	43,790	0,013	0,005	0,029	n.d.		
Diclofenac	0,488	0,459	0,828	0,361	0,323	0,523	0,002	0,001	0,023
Gabapentin	3,544	2,878	4,210	0,908	0,729	1,384	n.d.		
Ibuprofen	4,821	3,985	5,144	0,029	0,029	0,029	0,004	0,002	0,009
Iopamidol	0,138	0,138	0,138	0,198	0,128	0,269	n.d.		
Metformin	53,210	53,210	53,210	0,290	0,165	0,623	n.d.		
Metoprolol	1,884	1,884	1,884	0,359	0,259	0,681	0,002	0,002	0,002
Oxytetracyclin	n.d.			n.d.			n.d.		
Sulfamethoxacol	0,193	0,183	0,231	0,060	0,047	0,086	n.d.		
Trimethoprim	0,065	0,061	0,070	0,012	0,011	0,028	n.d.		

Die wenigsten Stoffe aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel konnten nachgewiesen werden (Tabelle 96), so dass keine allgemeingültige Aussage möglich ist. Das Breitbandherbizid Glyphosat wird mäßig biologisch abgebaut (Stoffgruppe III) und ist daher noch zu rund 17 % der zugehenden Fracht im Ablauf vorhanden. Ein kleiner Teil (4 %) der Zulauffracht werden im Klärschlamm gebunden, was auf eine geringe, nicht relevante Sorption hindeutet. Auffällig ist der große Wertebereich der Zulauffrachten von Glyphosat (0,533 bis 1,774 mg/(EW\*d)). Dieses ist auf den vorwiegend saisonalen Einsatz zurückzuführen, welcher im Frühjahr zu erhöhten Konzentrationen führt (vgl. Abs. 8.1.3). Aufgrund einer limitierten Eliminationsleistung steigen zugleich die Ablauffrachten. Ähnlich wie bei den Zulauffrachten liegt daher der Medianwert deutlich näher am festgestellten Minimal- als am Maximalwert. Das Desinfektionsmittel Triclosan wird hingegen praktisch nicht abgebaut, neigt aber zur Sorption. Die Ablauffracht hat daher die gleiche Größenordnung wie die Zulauffracht.

Die Gruppe der PAK lässt sich in den meisten Fällen im Klärschlamm nachweisen, der als relevante Senke anzusprechen ist (Tabelle 97). Die im Klärschlamm gebundenen Frachten betragen dabei je nach Stoffeigenschaften (vgl. Abs. 5.5.1) 12 bis 100 % der Zulauffracht. Im Ablauf konnten die PAK regelmäßig nur für einige Einzelsubstanzen nachgewiesen werden. So wurden u. a. die kaum zur Sorption neigenden, dafür aber mäßig biologisch abbaubaren Stoffe Naphthalin und Phenanthren (beide Stoffgruppe III) im Ablauf festgestellt.

Die Gruppe der sonstigen Stoffe ist sehr divers (Tabelle 98). Die mäßig biologisch abbaubaren, nicht sorptionsaffinen Stoffe (Bisphenol-A und Benzotriazol, beide Stoffgruppe III) lassen sich sowohl im Ablauf als auch im Klärschlamm feststellen. Das gut biologisch abbaubare Acesulfam-K (Stoffgruppe V) ist hingegen nur mit einem sehr geringen Anteil der Zulauffracht (7,6 %) im Ablauf, nicht aber im Klärschlamm nachweisbar.



Tabelle 96: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der Pflanzenschutzmittel.

	Zulauf nach Rechen			Ablauf			Klärschlamm		
	ew.-spezifische Frachten [mg/(EW*d)]								
	Median	min	max	Median	min	max	Median	min	max
Aclonifen	n.d.			n.d.			n.d.		
Bifenox	n.d.			n.d.			n.d.		
Cypermethrin	n.d.			n.d.			n.d.		
Cybutryn (Irgarol)	n.d.			n.d.			n.d.		
Dichlorvos	n.d.			n.d.			n.d.		
Dicofol	n.d.			n.d.			n.d.		
Diuron	n.d.			0,003	0,002	0,005	n.d.		
Glyphosat	0,555	0,533	1,774	0,097	0,096	0,732	0,025	0,021	0,236
Imidacloprid	0,014			0,011	0,008	0,020	n.d.		
Isoproturon	n.d.			0,002	0,001	0,003	n.d.		
Quinoxifen	n.d.			n.d.			n.d.		
Terbutylazin	n.d.			n.d.			n.d.		
Terbutryn	n.d.			0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Triclosan	0,027			0,003	0,002	0,003	0,029	0,014	0,044

Tabelle 97: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der PAK<sub>16</sub>.

	Zulauf nach Rechen			Ablauf			Klärschlamm		
	ew.-spezifische Frachten [mg/(EW*d)]								
	Median	min	max	Median	min	max	Median	min	max
Acenaphthen	0,0016	0,0013	0,0020	n.d.			0,0003	0,0002	0,0004
Acenaphthylen	0,0086	0,0065	0,0097	n.d.			n.d.		
Anthracen	0,0012	0,0003	0,0196	n.d.			0,0003	0,0003	0,0004
Benzo[a]anthracen	0,0035	0,0033	0,0040	n.d.			0,0023	0,0009	0,0036
Benzo[a]pyren	0,0018	0,0013	0,0025	n.d.			0,0008	0,0004	0,0037
Benzo[b]fluoranthen	0,0025	0,0022	0,0031	n.d.			0,0007	0,0007	0,0047
Benzo[ghi]perylene	0,0016	0,0014	0,0019	n.d.			0,0004	0,0003	0,0005
Benzo[k]fluoranthen	0,0011	0,0010	0,0011	n.d.			0,0009	0,0002	0,0017
Chrysen	0,0056	0,0053	0,0066	n.d.			0,0017	0,0014	0,0069
Dibenzo[a]anthracen	0,0016	0,0014	0,0018	n.d.			n.d.		
Fluoranthen	0,0109	0,0108	0,0136	n.d.			0,0028	0,0022	0,0083
Fluoren	0,0031	0,0023	0,0038	n.d.			0,0005	0,0005	0,0005
Ideno[1,2,3-cd]pyren	0,0011	0,0002	0,0360	n.d.			0,0011	0,0004	0,0019
Naphtalin	0,0331	0,0218	0,0530	0,0028	0,0025	0,0032	0,0043	0,0013	0,0123
Phenanthren	0,0310	0,0300	0,0380	0,0057	0,0044	0,0060	0,0037	0,0024	0,0062
Pyren	0,0110	0,0110	0,0120	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0060
Σ PAK <sub>16</sub>	0,110	0,099	0,152	0,014	0,007	0,018	0,016	0,012	0,056

**Tabelle 98: Zusammenstellung der spezifischen Zulauf- und Emissionsfrachten der sonstigen Stoffe.**

	Zulauf nach Rechen			Ablauf			Klärschlamm		
	ew.-spezifische Frachten [mg/(EW*d)]								
	Median	min	max	Median	min	max	Median	min	max
<b>Acesulfam-K</b>	<b>10,644</b>	9,951	14,104	<b>0,815</b>	0,196	0,878	n.d.		
<b>Bisphenol-A</b>	<b>0,160</b>	0,160	0,160	<b>0,037</b>	0,027	0,075	<b>0,011</b>	0,008	0,018
<b>Benzotriazol</b>	<b>4,077</b>	2,687	4,481	<b>1,089</b>	0,784	1,541	<b>0,021</b>	0,008	0,034
<b>PFOS</b>	n.d.			n.d.			n.d.		

## TEIL IV – ELIMINATION UND DIVERSITÄT VON 3GCREC

### 10 Ergebnisse

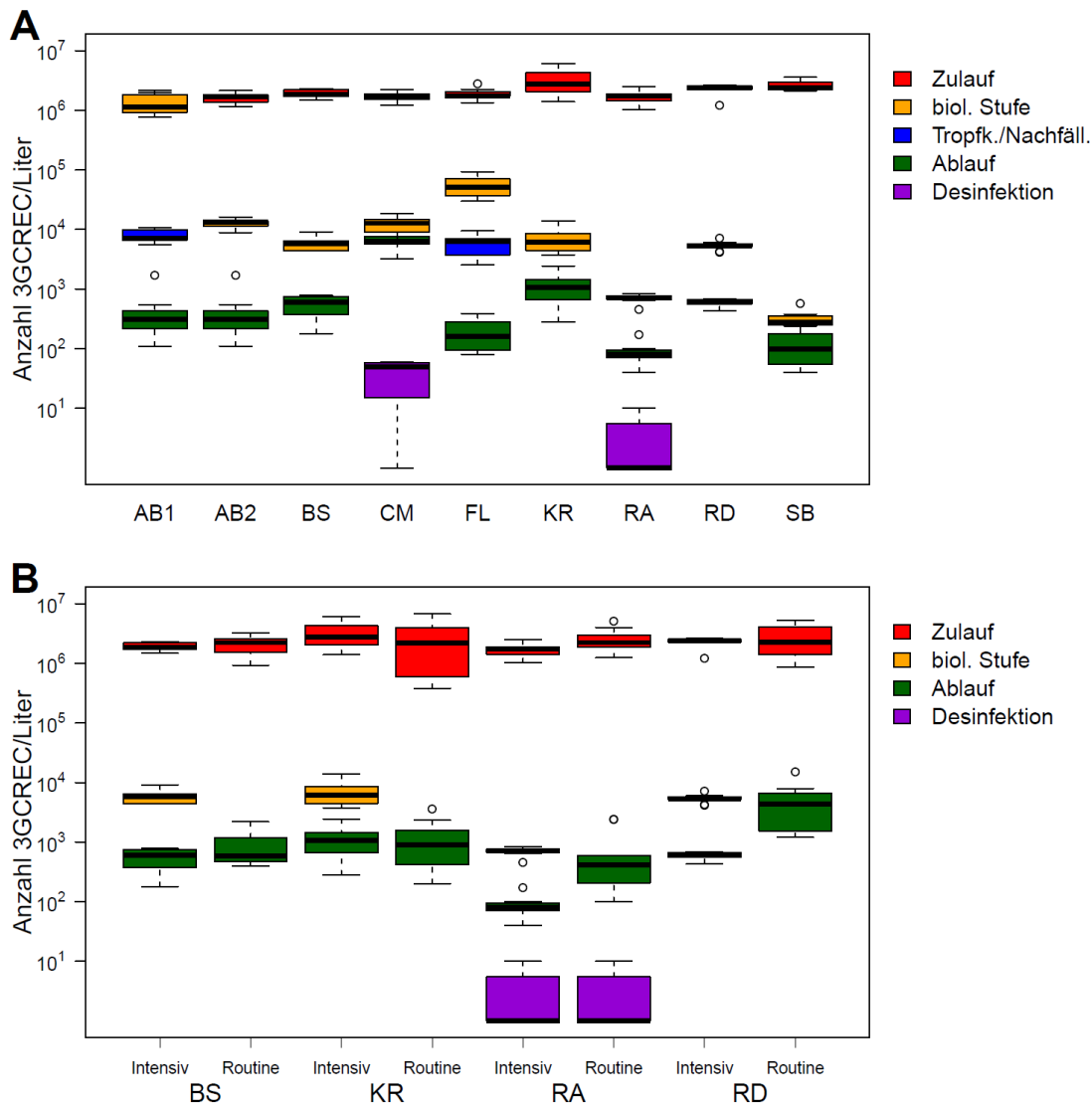
Multiresistente Erreger in Abwasser stammen in der Regel aus unterschiedlichen Quellen. Am häufigsten erfolgt der Eintrag in das Abwasser durch Ausscheidungen von Mensch und Tier. Deshalb sind Bakterien, welche typischerweise in der Darmflora von Warmblütern vorkommen in Abwasser zu finden. Durch die Gabe von Antibiotika in der Humanmedizin und im Veterinärwesen ist in den letzten Jahren ein relativer Anstieg multiresistenter Erreger zu verzeichnen. Eine besondere Herausforderung in der Zukunft sind Gram-negative Erreger, für welche nur eine sehr geringe Anzahl von Reserveantibiotika zur Verfügung steht. Deshalb wurde im Rahmen dieses Projektes das Hauptaugenmerk auf *Escherichia coli* mit Resistenz gegenüber 3. Generations Cephalosporinen (3GCREC) gelegt, welcher als Surrogat-Organismus für die in der Darmflora von Mensch und Tier vorkommenden multiresistenten Erreger gilt. Die biochemischen Eigenschaften von *Escherichia coli* ermöglichen es diese Spezies durch gezielt gewählte Kulturbedingungen von anderen Spezies zu trennen. Hierdurch konnte ein quantitatives Kulturverfahren etabliert werden, welches über den Verlauf des Klärprozesses eine Quantifizierung der Elimination multiresistenter Erreger aus dem Abwasser ermöglicht. Der quantitative Nachweis multiresistenter Erreger ist nicht mit dem quantitativen Nachweis von Elementen oder chemischen Verbindungen gleichzusetzen, da es sich um eine diverse Population individueller Mikroorganismen und nicht um einen einheitlichen Stoff handelt. Bei multiresistenten Erregern handelt es sich um lebende Organismen, welche im System von Kläranlagen mit anderen Organismen interagieren und sich theoretisch durch Zellteilung vermehren können. Auch können die im Abwasser enthaltenen Spurenstoffe (z. B. Antibiotika) das Verhalten multiresistenter Erreger im Abwasser beeinflussen. Aufgrund der Eigenschaften lebender Organismen war es im Rahmen der Studie nur möglich die flüssige Phase von Probenmaterialien (Wasser verschiedener Prozessstufen) zu untersuchen.

Im Rahmen des Intensiv-Messprogramms wurden von allen Kläranlagen der Zulauf und der Ablauf, sowie repräsentative Zwischenschritte der einzelnen Kläranlagen untersucht. In allen Kläranlagen zeigten sich mit  $1,6$  bis  $3,3 \times 10^6$  KBE/l vergleichbare Mengen von 3GCREC in dem den Kläranlagen zugeführten Rohabwasser (Abbildung 84A; detaillierte Angaben zu den Einzelmesswerten im Anhang 12).

Die Gesamtreduktion von 3GCREC im Klärprozess verschiedener Kläranlagen (ohne UV-Desinfektion als 4. Reinigungsstufe) zeigte hingegen deutliche Unterschiede. Die geringste Elimination (Reduktion um 2,46 Log-Stufen) wies die Kläranlage Cismar auf, während im Gegensatz hierzu die Kläranlage in Ratzeburg mit einer Reduktion um 4,31 Log-Stufen die höchste Reduktion im Intensiv-Messprogramm aufwies (Tabelle 99). Auch die relativen Raten der Elimination der einzelnen Prozessschritte zeigten zwischen den Kläranlagen deutliche Unterschiede auf. Die zusätzliche Reduktion multiresistenter Erreger durch eine abschließende UV-Desinfektion konnte nur für die Kläranlage Cismar definitiv kalkuliert werden und zeigte eine zusätzliche Reduktion um mehr als 2 Log-Stufen (2,44). Auf Grund der bereits hohen Elimination in der Kläranlage Ratzeburg wurde nach UV-Desinfektion die Nachweisgrenze für 3GCREC mehrfach unterschritten. Es konnte für die UV-Desinfektion eine weitere Reduktion um mindestens mehr als eine Log-Stufe (1,63) im Intensiv-Messprogramm) nachgewiesen werden.

Im Routine-Messprogramm an vier Kläranlagen über das Jahr 2018 zeigte sich, dass sich die Mengen von 3GCREC im Zulauf weiterhin unabhängig von den Jahreszeiten auf einem vergleichbaren Niveau zum Intensiv-Messprogramm hielten (Abbildung 84B). Die Kläranlage in Kropp zeigte die größte Schwankungsbreite mit  $3,8$  bis  $7,2 \times 10^5$  KBE/l in den Monaten Januar bis April und  $1,3$  bis  $6,8 \times 10^6$  KBE/l in den verbleibenden Monaten. Für die Kläranlagen Bad Segeberg und Ratzeburg zeigten sich sehr ähnliche Gesamtreduktionsraten des Klärprozesses

(ohne 4. Reinigungsstufe) im Vergleich zwischen Intensiv- und Routine-Messprogramm (Tabelle 99). Für die Kläranlage Rendsburg wurde mit einer mittleren Reduktion um 2,79 Log-Stufen im Routine-Messprogramm eine geringere Reduktion im Vergleich zum Intensiv-Messprogramm (3,46 Log-Stufen) beobachtet. Im Gegensatz hierzu zeigte sich für die Kläranlage Kropp mit einer mittleren Reduktion um 4,1 Log-Stufen im Routine-Messprogramm eine höhere Reduktion im Vergleich zum Intensiv-Messprogramm (3,46 Log-Stufen). In der Kläranlage Ratzeburg war im Rahmen des Routine-Messprogramms im Jahr 2018 die UV-Desinfektion in den Monaten Mai bis September aktiviert. In diesen Monaten wurde erneut in einigen Proben die Nachweisgrenze unterschritten. Die rechnerische mittlere Reduktion in den Monaten mit Betrieb der UV-Desinfektionsanlage lag um 1,64 Log-Stufen höher im Vergleich zur mittleren Reduktion der Monate mit inaktiver UV-Desinfektion.



**Abbildung 84: Streuungsbreite der Mengen von 3GCREC an unterschiedlichen Probenahmestellen im Intensiv-Messprogramm (A) und vergleichend zwischen Intensiv- und Routine-Messprogramm (B).**

In der Kläranlage Ahrensburg wird der Abwasserstrom in einen Hochlast- (A1) und Schwachlast-Modul (A2) aufgeteilt. Die Streuungsbreite der beobachteten Messwerte ist als Boxplot dargestellt. Die Farbe repräsentieren die Stufe des Klärprozesses nach denen die Probe in den Kläranlagen gesammelt wurden. Die detaillierten Mengenangaben im Verlauf sowie die einzelnen Probenahmestellen finden sich für alle einzelnen Kläranlagen im Anhang 12.

**Tabelle 99: Reduktionsfaktor (log<sub>10</sub>) von 3GCREC zwischen Zulauf und Ablauf in den Kläranlagen.**

Kläranlage	Messprogramm	Reduktionsfaktor (+/- Standardabweichung)	Reduktionsfaktor mit UV-Desinfektion
Ahrensburg	Intensiv	3,68 (+/- 0,33)	
Bad Segeberg	Intensiv	3,58 (+/- 0,28)	
Bad Segeberg	Routine	3,43 (+/- 0,30)	
Cismar	Intensiv	2,46 (+/- 0,50)	4,90 (+/- 0,61)
Flensburg	Intensiv	4,06 (+/- 0,23)	
Kropp	Intensiv	3,51 (+/- 0,34)	
Kropp	Routine	4,10 (+/- 0,58)	
Ratzeburg	Intensiv	4,31 (+/- 0,24)	5,93 (+/- 0,38)
Ratzeburg*	Routine	4,48 (+/- 0,50)	6,12 (+/- 0,48)
Rendsburg	Intensiv	3,46 (+/- 0,41)	
Rendsburg	Routine	2,79 (+/- 0,43)	
Süderbrarup	Intensiv	4,43 (+/- 0,31)	

\*UV-Desinfektion in den Monaten Mai bis September aktiviert.

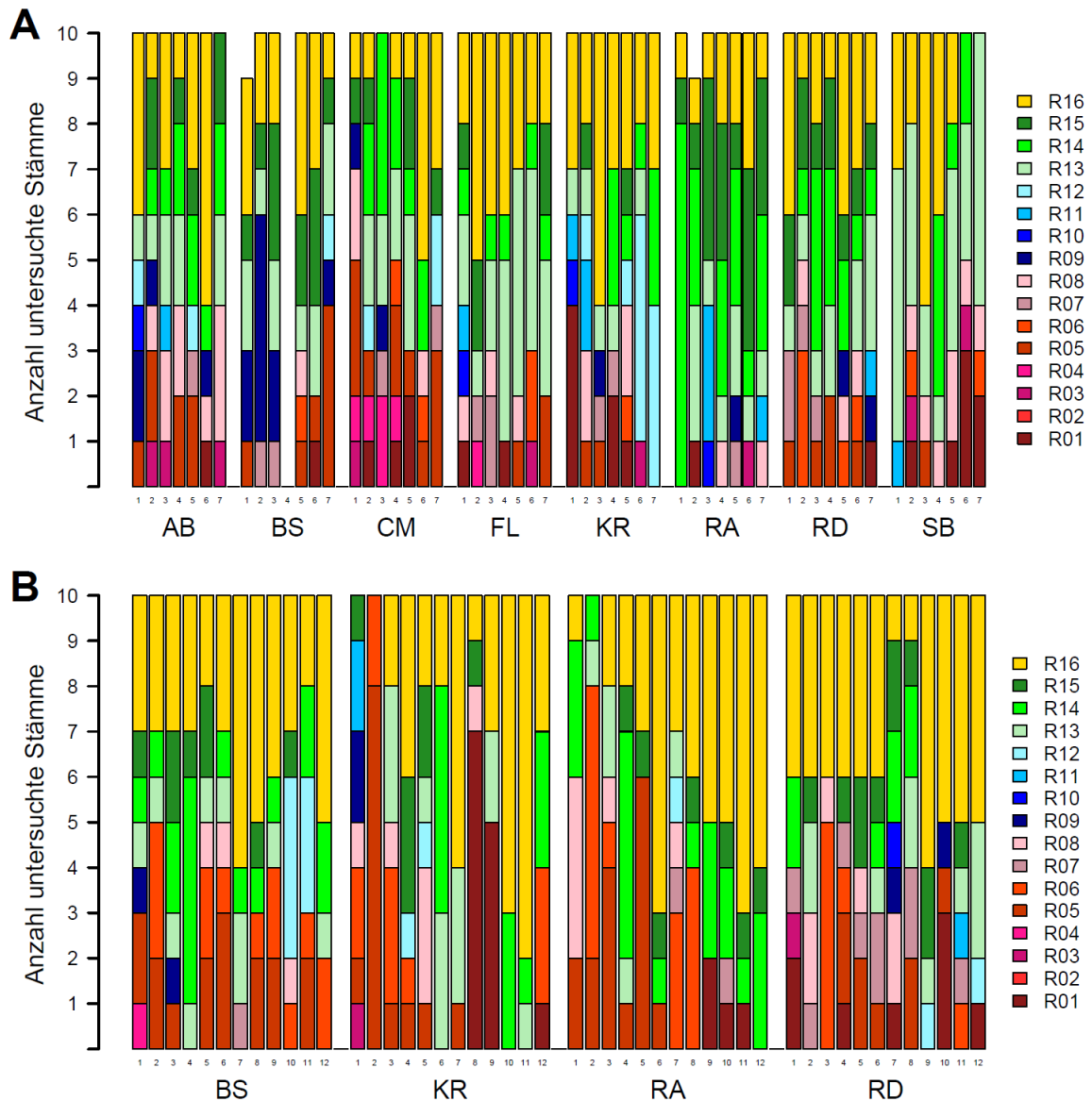
Es ist von Interesse, ob es sich beim Auftreten von multiresistenten um einen dominanten Klon handelt oder ob viele verschiedene Erreger in einer Probe enthalten sind. Deshalb wurden von den einzelnen Probenahmestellen bei jeder Probenahme bis zu 10 repräsentative 3GCREC weitergehend phänotypisch charakterisiert. Insgesamt wurden 2729 Isolate analysiert. Die phänotypische Ausprägung von Resistenzen gegenüber Fluorchinolonen (Leitsubstanz: Ciprofloxacin), Tetracyclinen (Leitsubstanz Tetracyclin), Dihydrofolatreduktase-Inhibitoren (Leitsubstanz: Trimethoprim) und Aminoglycosiden (Leitsubstanz: Gentamicin) wurden im Agardiffusionstest untersucht. Eine Resistenz gegenüber Fluorchinolonen wiesen 815 (29,9 %) der untersuchten Isolate auf (Tabelle 100) und erfüllten somit die Definition von 3MRGN. Keine über 3GCREC hinausgehende Resistenz konnte für 692 (25,4 %) Isolate festgestellt werden. Gegenüber Tetracyclin wiesen 1412 Isolate eine phänotypische Resistenz auf. Gegenüber Trimethoprim wurde in 1269 Isolaten eine Resistenz detektiert. Gegen das Aminoglycosid Gentamicin wiesen 432 Stämme eine Resistenz auf. In Abhängigkeit der Ergebnisse der Resistenztestung für die vier Leitsubstanzen wurden die 3GCREC in 16 verschiedene Resistenztypen (R01 bis R16) eingeteilt, um verschiedene Klone phänotypisch zu trennen. In allen untersuchten Proben zeigten sich sehr viele verschiedenen Phänotypen der 3GCREC (beispielhaft in Abbildung 85, sowie Abbildungen zu den einzelnen Kläranlagen im Anhang 12), was auf eine hohe Diversität der 3GCREC hinweist. Die Verteilung aller Resistenztypen ist in Tabelle 13-1 im Anhang 12 dargestellt.

**Tabelle 100: Anteil 3MRGN an repräsentativen 3GCREC.**

Kläranlage	Messprogramm	3GCREC	3MRGN
Ahrensburg	Intensiv	340	111 (33,6 %)
Bad Segeberg	Intensiv	170	48 (28,4 %)
Bad Segeberg	Routine	220	71 (32,3 %)
Cismar	Intensiv	235	82 (34,9 %)
Flensburg	Intensiv	253	46 (18,2 %)
Kropp	Intensiv	210	69 (32,9 %)
Kropp	Routine	240	89 (37,1 %)
Ratzeburg	Intensiv	189	19 (10,1 %)
Ratzeburg	Routine	172	56 (32,6 %)
Rendsburg	Intensiv	278	77 (27,7 %)
Rendsburg	Routine	240	93 (38,8 %)
Süderbrarup	Intensiv	193	54 (28,0 %)
Gesamt	Intensiv + Routine	2729	815 (29,9 %)

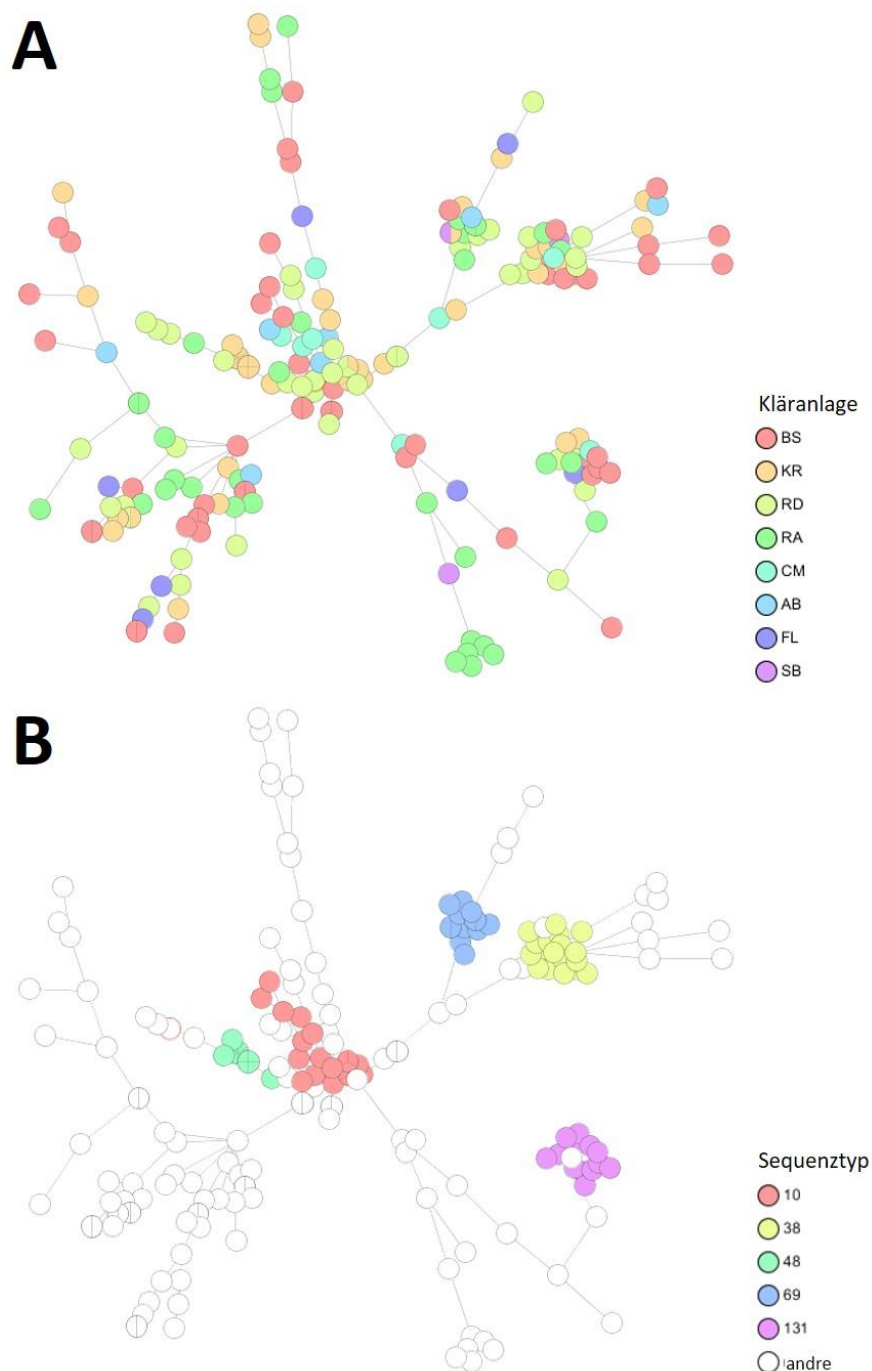
Von den 2729 Reinkulturen wurden 200 repräsentative Isolate aus dem Intensiv-Messprogramm (BS:  $n = 52$ ; KR:  $n = 45$ ; RD:  $n = 43$ ; RA:  $n = 35$ ; CM:  $n = 8$ ; AB:  $n = 7$ ; FL:  $n = 7$ , SB:  $n = 3$ ) durch Gesamtgenomsequenzierung und *core genom multi locus sequence typing* (cgMLST) sowie klassischem MLST hinsichtlich der klonalen Verwandtschaft der einzelnen Isolate untersucht. Eine Sequenzierung konnte auf Grund einer nicht ausreichenden Qualität des assemblierten Genoms nicht in die Typisierung eingeschlossen werden. Insgesamt 70 verschiedene klassische MLST Sequenztypen wurden bei 184 Stämmen detektiert. Bei 15 Isolaten konnte der Sequenztyp auf Grund neuer Allele bzw. Allelkombinationen nicht eindeutig bestimmt werden. Als häufigste klassische MLST Sequenztypen wurden ST10 ( $n = 20$ ), ST38 ( $n = 18$ ), ST48 ( $n = 13$ ), ST60 ( $n = 13$ ) und ST131 ( $n = 13$ ) identifiziert. Die feinere Analyse mittels cgMLST bestätigte die bereits in der phänotypischen Analyse gefundene hohe Diversität und die Mehrzahl der Isolate mit identischem klassischem Sequenztyp konnten als klonal unabhängig identifiziert werden (Abbildung 86). Einzig in der Kläranlage Kropp zeigte sich ein über dem gesamten Zeitraum des Intensiv-Messprogramms (7 Tage) nachweisbarer Klon eines 3GCREC mit 12 Nachweisen des Sequenztyps ST48 mit bewiesener Klonalität.

Alle erstellten Gesamtgenome wurden mittels der ResFinder Software hinsichtlich des Vorkommens bekannter Resistenzdeterminanten untersucht (Tabelle 101). Gegenüber der Substanzgruppe der  $\beta$ -Lactame konnte nur in 185 (92,5 %) Isolaten ein bekannter Resistenzmechanismus gefunden werden. Auf Grund der häufig Plasmid-vermittelten Resistenz gegenüber  $\beta$ -Lactamantibiotika ist ein Verlust von Plasmiden im Rahmen der für die Vorbereitung zur Sequenzierung erforderlichen Subkulturen der Stämme nicht auszuschließen. Aus allen 200 zufällig ausgewählten repräsentativen Isolaten konnte nur in einem einzigen Isolat aus Ahrensburg eine Carbapenemase (KPC-2) detektiert werden. In diesem Isolat wurden als weitere Resistenzgene gegenüber  $\beta$ -Lactamen eine Oxa-1 sowie eine Tem-1B  $\beta$ -Lactamase nachgewiesen.



**Abbildung 85: Resistenztypen der 3GCREC im Zulauf aller Kläranlagen im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).**

Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder Probenahmestelle phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen (vgl. Abs. 3.5 mit Tabelle 4) sind farbig dargestellt. Die Buchstabenkürzel geben die jeweilige Kläranlage an (siehe Abkürzungsverzeichnis). Zahlen unter den Säulen geben den Tag der Probenahme im Intensiv-Messprogramm (A) bzw. den Monat im Routine-Messprogramm (B) an. Am 4. Tag des Intensiv-Messprogramms lag für die Kläranlage Bad Segeberg keine Probe aus dem Zulauf für die mikrobiologische Analyse vor.



**Abbildung 86: Minimal spanning tree (MST) der mittels cgMLST typisierten 3GCREC Isolate ( $n = 199$ ).**

Der MST ist mit farbiger Kodierung der Kläranlagen (A) sowie mit farbiger Markierung der fünf häufigsten klassischen MLST Sequenztypen (B) dargestellt. MSTs für die im Routine-Messprogramm eingeschlossenen Kläranlagen finden sich detailliert im Anhang 12.

Resistenzgene für Resistenzen gegenüber Aminoglycosiden (AG) wurden in 140 (70,0 %) Isolaten detektiert. Gegenüber der Substanzgruppe der Sulfonamide wirksame Resistenzmechanismen wurden in 126 (63,0 %) Stämmen gefunden. Resistenzdeterminanten für Resistenzen gegenüber Trimethoprim wurden in 102 (51,0 %) der Isolate gefunden. Resistenzdeterminanten für Macrolide, Licosamide und Streptomycine (MLS) wurden in 44 % ( $n = 88$ ) der untersuchten Stämme nachgewiesen. Gegenüber Tetracyclinen zeigte sich in 42 % ( $n = 84$ )

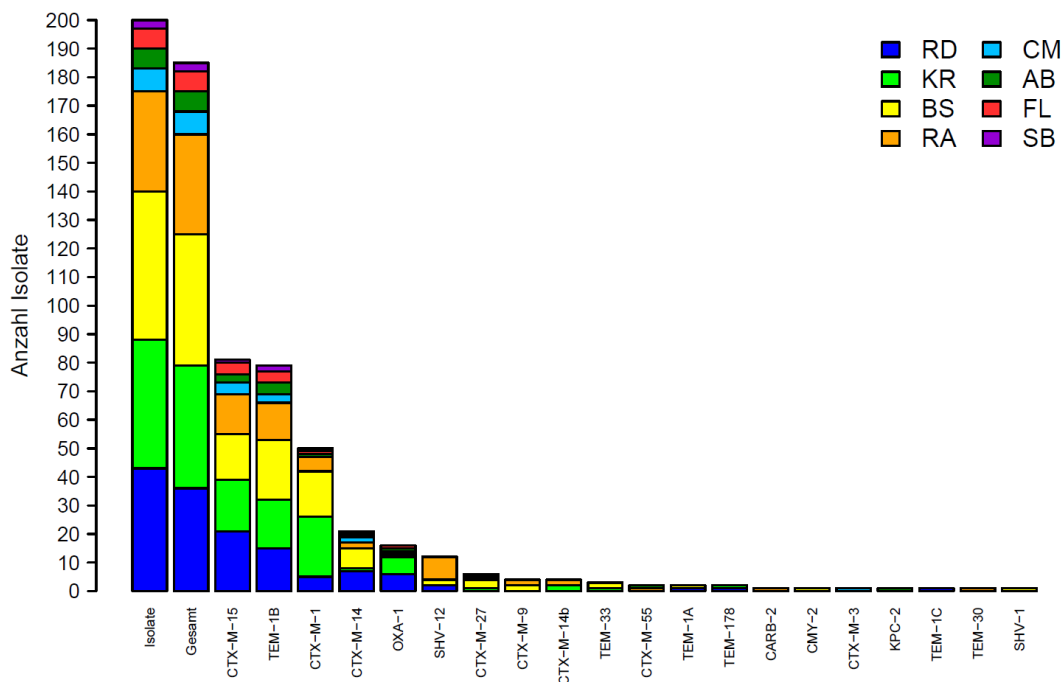


aller Isolate ein bekannter Resistenzmechanismus. Spezifische Gene, welche eine Resistenz gegenüber Fluorchinolonen (FQ) vermitteln wurde nur in 55 (27,5 %) der Stämme detektiert. Jedoch wiesen insgesamt 104 Stämme Punktmutationen im Genom auf, welche (in Kombination) mit dem Auftreten von Resistenzen gegenüber Fluorchinolonen assoziiert sind. Somit weisen viele der identifizierten 3GCREC, welche noch nicht als 3MRGN einzustufen sind, zumindest erste Anzeichen der Entwicklung einer Fluorchinololonresistenz (prä-3MRGN) auf. Gegenüber der ausschließlich im Veterinärwesen eingesetzten Substanzklasse der Phenicolone zeigten 36 (18,0 %) der Isolate einen bekannten Resistenzmechanismus auf. Die detaillierte Analyse der Resistenzmechanismen (Abbildung 87 bis Abbildung 91) ergab, dass insbesondere für Resistenzen gegenüber  $\beta$ -Lactamantibiotika und Aminoglykosiden häufig mehrere Resistenzgene gleichzeitig in den Isolaten vorhanden waren. Jedoch konnten für alle Substanzklassen das Auftreten von Kombinationen von Resistenzmechanismen beobachtet werden. Bei den Mechanismen der Resistenz gegenüber  $\beta$ -Lactamen wurde der CTX-M Enzymfamilie am häufigsten beobachtet. Für diese Enzymfamilie und das Enzym Oxa-1 war häufig das gleichzeitige Auftreten von  $\beta$ -Lactamsen der TEM Familie zu beobachten (Abbildung 87) Auch die Analyse der Resistenzmechanismen bestätigte die hohe Diversität der analysierten Stämme.

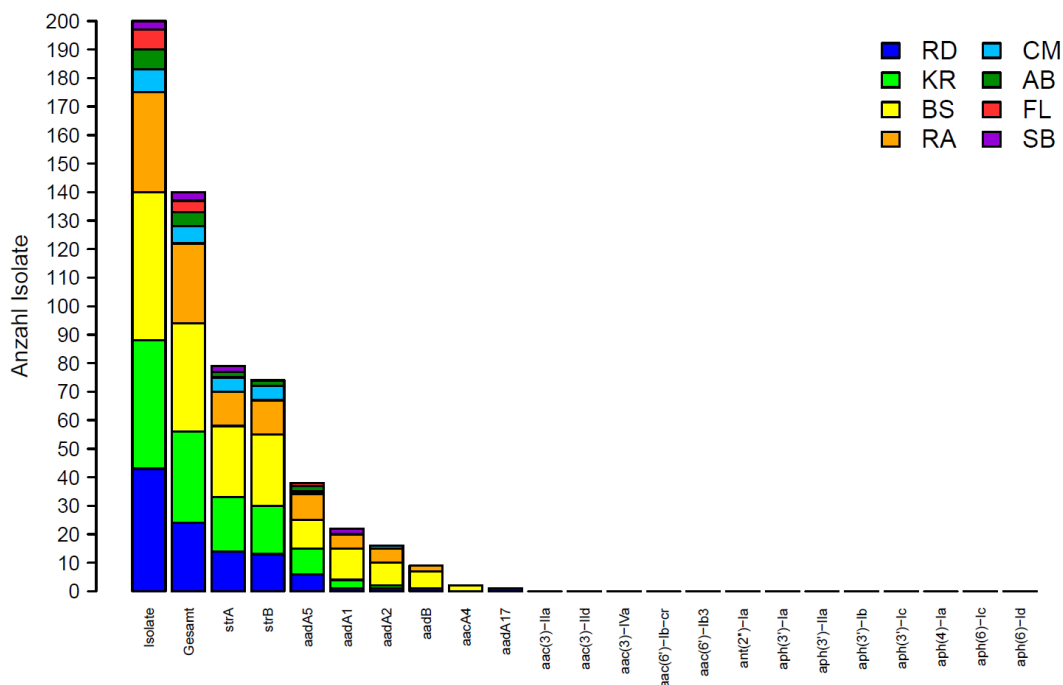
**Tabelle 101: Anzahl der Isolate mit Resistenzdeterminaten gegenüber verschiedenen Substanzklassen.**

	Ges.	AG (%)	$\beta$ -Lact. (%)	FQ-Gen (%)	FQ Mut. (%)	MLS (%)	Phen. (%)	Sul. (%)	Tet. (%)	Trim. (%)
AB	7	5	7 (100)	3 (42,9)	2 (28,6)	4 (57,1)	0 (0)	3 (42,9)	4 (57,1)	3 (42,9)
BS	52	38	46 (88,5)	6 (11,5)	32 (61,5)	23 (44,2)	15 (28,8)	35 (67,3)	23 (44,2)	30 (57,7)
CM	8	6	8 (100)	3 (37,5)	7 (87,5)	4 (50,0)	1 (12,5)	6 (75,0)	3 (37,5)	5 (62,5)
FL	7	4	7 (100)	2 (28,6)	3 (42,9)	7 (100)	1 (14,3)	2 (28,6)	3 (42,9)	3 (42,9)
KR	45	32	43 (95,6)	11 (24,4)	19 (42,2)	20 (44,4)	8 (17,8)	29 (64,4)	19 (42,2)	22 (48,9)
RA	35	28	35 (100)	16 (45,7)	18 (51,4)	11 (31,4)	2 (5,7)	23 (65,7)	13 (37,1)	19 (54,3)
RD	43	24	36 (83,7)	14 (32,6)	21 (48,8)	16 (37,2)	9 (20,9)	25 (58,1)	18 (41,9)	18 (41,9)
SB	3	3	3 (100)	0 (0)	2 (66,7)	3 (100)	0 (0)	3 (100)	1 (33,3)	2 (66,7)
<b>Sum.</b>	<b>200</b>	<b>140 (70,0)</b>	<b>185 (92,5)</b>	<b>55 (27,5)</b>	<b>104 (52,0)</b>	<b>88 (44,0)</b>	<b>36 (18,0)</b>	<b>126 (63,0)</b>	<b>84 (42,0)</b>	<b>102 (51,0)</b>

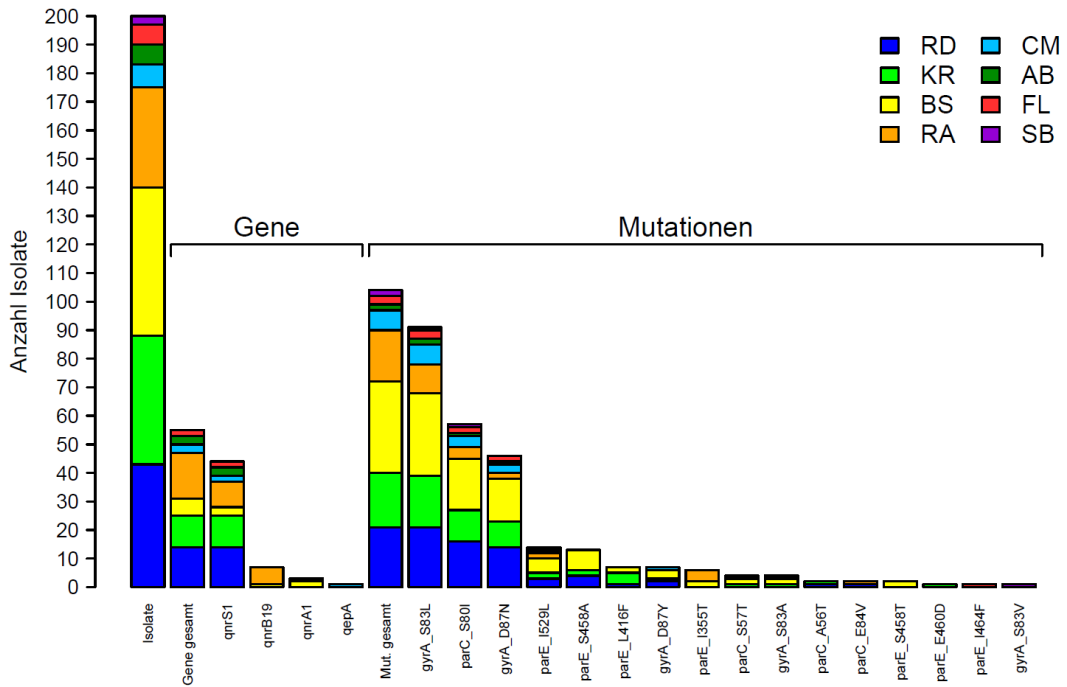
Auf Grund der hohen Bedeutung von Carbapenemasen für die Versorgung von Patienten in Krankenhäusern wurde aus 72 bis 96 h Poolproben der Kläranlagenzulaufe im Intensiv-Messprogramm sowie aus den 24 h Sammelpollen des Routine-Messprogramms ein hochsensitiver molekularer Nachweis von Carbapenemasen verschiedener Klassen geführt (Tabelle 102). In allen untersuchten Proben konnte mindestens eine der untersuchten Carbapenemase-Gruppen molekular detektiert werden. Am häufigsten wurden in den untersuchten Proben die Oxa-Carbapenemasen Oxa-48 (86,3 %), Oxa-181 (81,5 %) und Oxa-40 (76,7 %) detektiert. Weiterhin wurden Carbapenemasen der VIM-Gruppe in mehr als der Hälfte der untersuchten Proben gefunden (56,2 %). Aufgrund der Änderung der Zusammenstellung des Testkits wurden auf die Carbapenemase Oxa-58 nur 8 Proben untersucht, welche alle einen positiven Nachweis dieser Carbapenemase hatten. Interessanterweise konnte in allen Zulaufproben des Intensiv- sowie des Routine-Messprogramms in der Kläranlage Bad Segeberg der Nachweis von Carbapenemasen der Gruppen KPC und NDM geführt werden. Diese Carbapenemasen gelten in Deutschland aktuell noch als sporadisch auftretend und wurden im Gegensatz zum 100 %igen Nachweis in Bad Segeberg in den anderen nur in 12,1 % (KPC) bzw. 3,4 % (NDM) der untersuchten Proben nachgewiesen.



**Abbildung 87: Nachweis von Resistenzgenen für Resistenzen gegenüber  $\beta$ -Lactamantibiotika.** Der Ursprung der Isolate (Kläranlagen) ist farbig markiert. Es ist die Anzahl aller analysierte Isolate (Isolate) sowie die Gesamtanzahl der Isolate mit mindestens einem Resistenzgen (Gesamt) neben der Frequenz der einzelnen, detektierten Resistenzdeterminanten dargestellt.

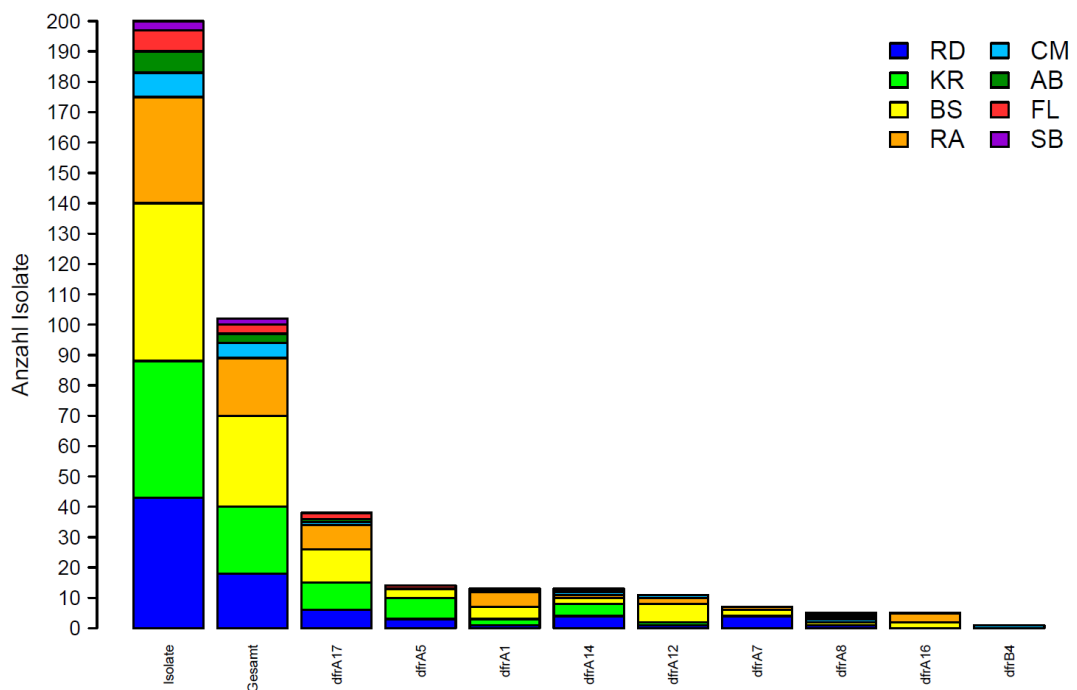


**Abbildung 88: Nachweis von Resistenzgenen für Resistenzen gegenüber Aminoglycoside.** Der Ursprung der Isolate (Kläranlagen) ist farbig markiert. Es ist die Anzahl aller analysierte Stämme (Isolate) sowie die Gesamtanzahl der Isolate mit mindestens einem Resistenzgen (Gesamt) neben der Frequenz der einzelnen, detektierten Resistenzdeterminanten dargestellt.



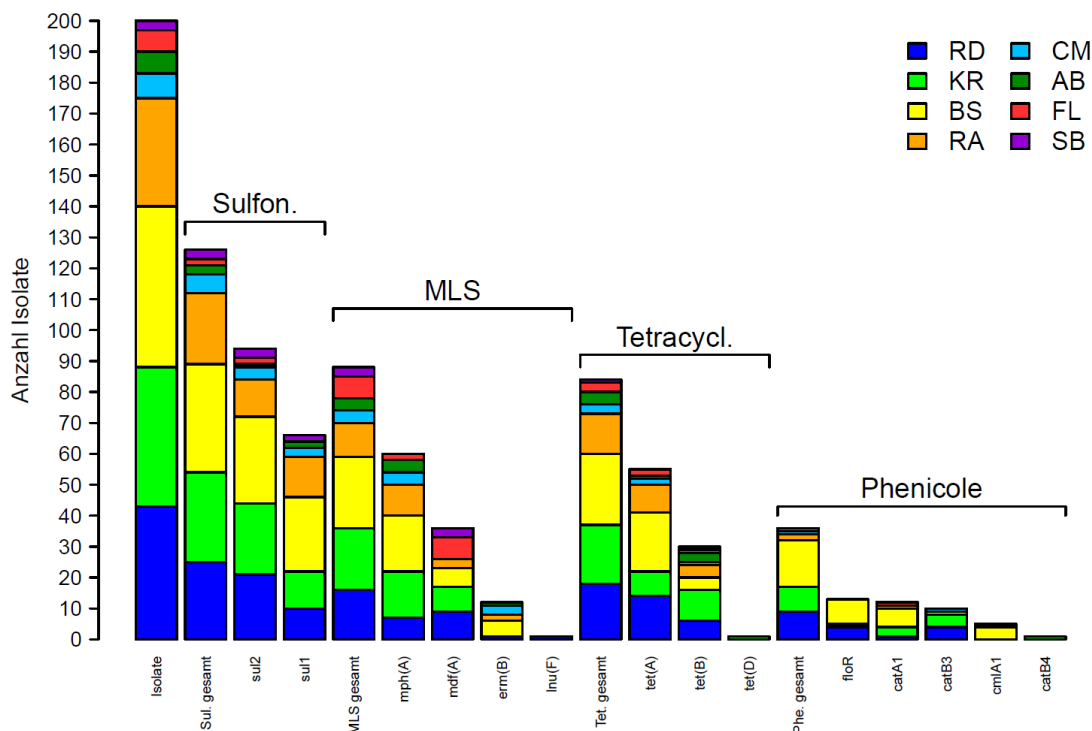
**Abbildung 89: Nachweis von Resistenzgenen und Resistenzmutationen für Resistenzen gegenüber Fluorchinolonen.**

Der Ursprung der Isolate (Kläranlagen) ist farbig markiert. Es ist die Anzahl aller analysierte Stämme (Isolate) sowie die Gesamtanzahl der Isolate mit mindestens einem Resistenzgen (Gene gesamt) oder mindestens einer Resistenzmutation (Mut. Gesamt) neben der Frequenz der einzelnen detektierten Resistenzdeterminanten dargestellt.



**Abbildung 90: Nachweis von Resistenzgenen für Resistenzen gegenüber Trimethoprim.**

Der Ursprung der Isolate (Kläranlagen) ist farbig markiert. Es ist die Anzahl aller analysierte Stämme (Isolate) sowie die Gesamtanzahl der Isolate mit mindestens einem Resistenzgen (Gesamt) neben der Frequenz der einzelnen detektierten Resistenzdeterminanten dargestellt.



**Abbildung 91: Nachweis von Resistenzgenen für Resistenzen gegenüber Sulfonamiden, MLS, Tetracyclinen und Phenicolen.**

Der Ursprung der Isolate (Kläranlagen) ist farbig markiert. Es ist die Anzahl aller analysierte Stämme (Isolate) sowie die Gesamtanzahl der Isolate mit mindestens einem Resistenzgen gegenüber Sulfonamiden (Sul. Gesamt), MLS (MLS gesamt), Tetracyclinen (Tet. Gesamt) und Phenicolen (Phe. gesamt) neben der Frequenz der einzelnen detektierten Resistenzdeterminanten dargestellt.

Die Bestimmung von potentiellen Virulenzfaktoren bei den mittels Gesamtgenomsequenzierung analysierten Isolaten zeige nur bei 4 Isolaten (2 %) eine spezifische Kombination von Virulenzfaktoren, so dass diese Isolate der Gruppe der darmpathogenen *E. coli* und der Subgruppe der Enteroaggregativen *E. coli* (EAEC) zugeordnet werden können. Andere Isolate zeigten verschiedene Kombinationen von möglichen Virulenzfaktoren, ohne diese jedoch eindeutig typischen pathogenen Subgruppen zuordnen zu können

**Tabelle 102: Nachweis von Carbapenemasen im Zulauf von Kläranlagen.**

KA	MP	KPC	NDM	Oxa-23	Oxa-40	Oxa-48	Oxa-58	Oxa-181	VIM
AB	I	0/3	0/3	0/3	3/3	3/3	3/3	n. d.	0/3
BS	I	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3	n. d.	3/3
BS	R	12/12	12/12	4/12	12/12	10/12	n. d.	10/12	10/12
CM	I	0/3	0/3	0/3	3/3	3/3	n. d.	2/3	1/3
FL	I	1/4	1/4	0/4	4/4	4/4	n. d.	4/4	3/4
KR	I	0/3	0/3	0/3	3/3	2/3	n. d.	2/3	0/3
KR	R	0/12	0/12	3/12	1/12	9/12	n. d.	9/12	1/12
RA	I	0/2	0/2	0/2	2/2	2/2	2/2	n. d.	2/2
RA	R	2/12	0/12	4/12	8/12	9/12	n. d.	8/12	8/12
RD	I	3/3	0/3	3/3	3/3	3/3	n. d.	3/3	3/3
RD	R	1/12	1/12	6/12	11/12	11/12	n. d.	12/12	10/12
SB	I	0/4	0/4	0/4	3/4	4/4	n. d.	3/4	0/4
Ges.		22/73	17/73	23/73	56/73	63/73	8/8	53/65	41/73

## 11 Diskussion

Durch die Gabe von Antibiotika in der Humanmedizin und im Veterinärwesen ist in den letzten Jahren ein relativer Anstieg multiresistenter Erreger zu verzeichnen. Multiresistente Erreger stellen eine große Herausforderung für die moderne Medizin dar. Insbesondere steht aktuell nur eine sehr geringe Anzahl von Reserveantibiotika zur Behandlung Gram-negativer Erreger zur Verfügung, so dass diese Organismen eine besondere Bedrohung darstellen. Viele Gram-negative Organismen sind Bestandteil der Darmflora von Warmblütern und werden kontinuierlich ausgeschieden. Da die Entwicklung von Resistenz nicht ein eigentlicher Virulenzfaktor von Bakterien ist, können Mensch und Tier asymptomatische Träger von (multi-) resistenten Keimen sein und diese ausscheiden. Durch die Ausscheidungen gelangen die Erreger in das Abwasser und letztendlich in die Kläranlagen.

Als Markerorganismus für Kontamination von Wasser mit Gram-negativen Organismen fäkalen Ursprungs wird auch in behördlichen Messprogrammen die Spezies *Escherichia coli* untersucht, da sich diese Spezies durch gezielt gewählte Kulturbedingungen leicht von anderen Spezies trennen lässt und auf diese Weise quantitative Untersuchungen ermöglicht werden. In dieser Studie wurde deshalb zur quantitativen Bestimmung der Elimination multiresistenter Gram-negativer Organismen *E. coli* mit einer Resistenz gegenüber Cephalosporinen der 3. Generation (3GCREC) quantitativ kultiviert. 3GCREC können als Surrogat-Organismen für die in der Darmflora von Mensch und Tier vorkommenden multiresistenten Erreger dienen, da diese Eigenschaften nach der Definition einer europäischen Expertenkommission die Kriterien der Multiresistenz erfüllt (Magiorakos et al. 2012). Die Kommission für Krankenhaushygiene und Infektionsprävention (KRINKO) am Robert Koch Institut hat im Jahr 2012 sowie in nachfolgenden Kommentaren eine nur in Deutschland gültige Definition von Multiresistenten Gram-negativen Erregern für die Bewertung von Bakterien im Sinne der Patientenversorgung in Krankenhäuser festgelegt (KRINKO 2012, 2013) Nach dieser Definition erfüllen 3GCREC als 2MRGNeoPäd das Kriterium der Multiresistenz nur im Bereich der Versorgung von Früh- und Neugeborenen (Gabe von Fluorchinolonen nicht zulässig), während in der Erwachsenenmedizin mindestens eine zusätzliche Resistenz gegenüber einer weiteren Substanzgruppe zur Definition von Multiresistenz (3MRGN und 4MRGN) gefordert wird. Eine zusätzliche Resistenz gegenüber der Substanzgruppe der Fluorchinolone (Leitsubstanz: Ciprofloxacin) führt bei 3GCREC zur Eingruppierung als 3MRGN. Eine zusätzliche Resistenz gegenüber der Substanzgruppe der Carbapeneme (Leitsubstanzen: Imipenem + Meropenem), welche in der Regel von einer Resistenz gegenüber Fluorchinolonen begleitet wird, führt bei 3GCREC zur Eingruppierung als 4MRGN. Der Mechanismus der Resistenz bei *E. coli* gegenüber Carbapenemen wird epidemiologisch in der Regel über Plasmid-kodierte Carbapenemasen vermittelt. Die Tatsache, dass diese Carabpenemasen einfach und schnell zwischen verschiedenen Organismen ausgetauscht werden können, begründet die hohe Bedeutung dieser Resistenzmechanismen für die zukünftigen Behandlungsmöglichkeiten von Patienten durch Antibiotika.

Im Rahmen der Studie konnte ein quantitatives Kulturverfahren für 3GCREC etabliert werden, welches über den Verlauf des Klärprozesses eine Quantifizierung der Elimination multiresistenter Erreger aus dem Abwasser ermöglicht. Der quantitative Nachweis multiresistenter Erreger ist nicht mit dem quantitativen Nachweis von Elementen oder chemischen Verbindungen gleichzusetzen, da es sich um eine diverse Population individueller Mikroorganismen und nicht um einen einheitlichen Stoff handelt. Bei multiresistenten Erregern handelt es sich um lebende Organismen, welche im System von Kläranlagen mit anderen Organismen interagieren und sich theoretisch durch Zellteilung vermehren können. Auch können die im Abwasser enthaltenen Spurenstoffe (z. B. Antibiotika) das Verhalten multiresistenter Erreger im Abwasser beeinflussen. Deshalb wurden im Rahmen der Studie repräsentative Isolate von jeder Probenahmestelle mit Nachweis von 3GCREC weitergehend phänotypisch auf das Vorliegen von über 3GCREC hinausgehenden Resistenzmechanismen untersucht. Ausgewählte Isolate wurden nachfolgend durch Gesamtgenomsequenzierung feintypisiert.

Im Rahmen des Intensiv-Messprogramms wurden in den acht untersuchten Kläranlagen neben Zulauf und Ablauf repräsentative Zwischenschritte der einzelnen Kläranlagen untersucht. In allen Kläranlagen zeigten sich im Rohabwasser des Zulaufs vergleichbare Menge von 3GCREC mit 1,6 bis  $3,3 \times 10^6$  KBE/l. Dies weist darauf hin, dass in Abwasser verschiedener Einleiter eine relativ stabile Belastung mit multiresistenten Erregern entsteht. Dies konnte durch die weitergehende Untersuchung von vier Kläranlagen im Routine-Messprogramm weitestgehend bestätigt werden. In zwei Kläranlagen blieb die relative Menge von 3GCREC im Zulauf auch über 12 Monate sehr stabil. In zwei Kläranlagen zeigten sich im Routine-Messprogramm im Vergleich zum Intensiv-Messprogramm abweichende Mengen von 3GCREC im Zulauf, welche zu einer höheren Streubreite der Messwerte jedoch um die gleiche Größenordnung führten.

Die Reduktion von 3GCREC über den gesamten Klärprozess (ohne 4. Reinigungsstufe) zeigte in den einzelnen Kläranlagen deutliche Unterschiede mit einem mehr als 70-fachen Unterschied in der relativen Reduktion zwischen Zulauf und Ablauf der jeweiligen Kläranlagen. Auch die relative Reduktion der 3GCREC in den einzelnen Prozessstufen zeigte signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Kläranlagen. Diese Unterschiede konnten für die vier im Routine-Messprogramm weitergehend untersuchten Kläranlagen reproduziert werden, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die beobachteten Unterschiede repräsentativ für die untersuchten Prozessschritte ist. Es ist deshalb sinnvoll die Mechanismen der unterschiedlichen Eliminationsraten prinzipiell identischer Prozessschritte weitergehend zu untersuchen, um die Elimination den multiresistenten Erregern im Klärprozess zukünftig optimieren zu können.

Die zusätzliche Reduktion multiresistenter Erreger durch eine UV-Desinfektion wurde untersucht. Für die UV-Desinfektion konnte gezeigt werden, dass nach dem Klärprozess eine mindestens 40-fache zusätzliche Reduktion von multiresistenten Erregern erreicht wurde. Da eine der untersuchten Kläranlagen mit UV-Desinfektion bereits eine sehr hohe Eliminationsrate aufwies, wurde trotz der Analyse von 50 ml Ablaufwasser regelmäßig keine 3GCREC nachgewiesen, so dass in dieser Kläranlage die Eliminationsrate möglicherweise höher im Vergleich zur errechneten Eliminationsrate liegt.

Zusammenfassend konnte in allen Kläranlagen eine Reduktion von multiresistenten Erregern um mindestens 99,9 % erreicht werden. In der Kombination eines optimierten Klärprozesses mit einer anschließenden UV-Desinfektion konnte sogar eine Reduktion um mindestens 99,9999 % erreicht werden. Diese Ergebnisse wurden durch die Messungen im Routine-Messprogramm bestätigt.

Im Rahmen der Studie wurden 2729 repräsentative Isolate phänotypisch weitergehend analysiert. Ein Anteil von 29,9 % zeigte eine phänotypische Resistenz gegenüber den in der Humanmedizin bedeutsamen Fluorchinolonen und erfüllte hierdurch die Definition von 3MRGN. Als Resistenzmechanismen gegenüber Fluorchinolonen wurden spezifische Resistenzgene sowie Mutationen in den Zielstrukturen dieser Antibiotika (Topoisomerase und Gyrase) gefunden. Hierbei wiesen im Vergleich zur phänotypischen Resistenz viel mehr der untersuchten Stämme bereits Punktmutationen in Topoisomerase und/ oder Gyrase auf, so dass erste Anzeichen der Entwicklung einer Fluorchinolonresistenz (prä-3MRGN) in vielen Stämmen nachgewiesen werden konnte. Die häufigste phänotypisch beobachtete Begleitresistenz bei 3GCREC wurde gegenüber Tetracyclin beobachtet (51,7 %), gefolgt von Trimethoprim (46,5 %). Gegen das Aminoglycosid Gentamicin wiesen 15,8 % der getesteten Stämme eine phänotypische Resistenz auf. Keine über 3GCREC hinausgehende phänotypische Resistenz konnte für 25,4 % Isolate festgestellt werden.

Bei 200 ausgewählten Gesamtgenom-sequenzierten Isolaten wurden neben den Resistenzen Gegenüber  $\beta$ -Laktamantibiotika als häufigste genotypische Resistenzmechanismen Aminoglycosidresistenz vermittelnde Genorte beobachtet (70,0 %), während gegenüber dieser Substanzgruppe nur ein geringerer Anteil der Isolate eine phänotypische Resistenz aufwies. Auch diese Daten weisen darauf hin, dass in vielen Isolaten eine präformierte Resistenz bei

noch fehlender phänotypischer Ausprägung vorliegt. Durch Sequenzierung detektierbare Resistenzmechanismen gegenüber Sulfonamiden wurden in 63,0 %, gegenüber Trimethoprim in 51,0 %, gegenüber Macroliden, Licosamiden und Streptomycinen (MLS) in 44,0 % und gegenüber Tetracyclinen in 42,0 % aller sequenzierten Isolate nachgewiesen. Gegenüber der ausschließlich im Veterinärwesen eingesetzten Substanzklasse der Phenicole zeigten 18,0 % der Isolate einen bekannten Resistenzmechanismus auf und geben damit Hinweis, dass mindestens dieser Anteil der Isolate direkt oder indirekt (Nahrungskreislauf) mit der Tierhaltung assoziiert werden müssen.

In allen untersuchten Proben zeigte sich somit sowohl phänotypisch als auch genotypisch eine sehr hohe Diversität der 3GCREC, welche darauf hinweist, dass sich in den meisten Kläranlagen keine klonalen Linien einzelner multiresistenter Organismen dauerhaft festsetzen können. Diese Beobachtung wurde ebenfalls durch die Bestimmung der klonalen Verwandtschaft der 3GCREC mittels MLST und cgMLST bestätigt. Bei 184 im MLST auswertbaren Stämmen wurden 70 verschiedene Sequenztypen detektiert und bei weitem 15 Isolaten konnte der Sequenztyp aufgrund neuer Allele bzw. Allelkombinationen nicht eindeutig bestimmt werden, so dass mehr als 80 unabhängige klonale Linien identifiziert werden konnten. Einige wenige klonale Linien wurden mehrfach in verschiedenen Kläranlagen nachgewiesen. Hierzu gehörten insbesondere die international mit Multiresistenz assoziierten klonalen Linien der Sequenztypen ST10 ( $n = 20$ ), ST38 ( $n = 18$ ), ST48 ( $n = 13$ ), ST60 ( $n = 13$ ) und ST131 ( $n = 13$ ). Die feinere Analyse mittels cgMLST zeigte auch in diesen klonalen Linien noch eindeutig trennbare Untergruppen und bestätigte die bereits in der phänotypischen Analyse gefundene hohe Diversität. Interessanterweise zeigte sich in der Kläranlage Kropp ein während des gesamten Zeitraums des Intensiv-Messprogramms (7 Tage) nachweisbarer Klon eines 3GCREC mit 12 Nachweisen des Sequenztyps ST48 und auch in der Feintypisierung bewiesener Klonalität. Da diese Nachweise während dieser Zeit auch jeweils im Zulauf zu finden waren, weist dies vornehmlich auf eine kontinuierliche Zuführung dieses Klons aus dem Abwasser hin und kann möglicherweise auf eine Einleitung einer wenig diversen 3GCREC Population im Einzugsgebiet dieser Kläranlage hinweisen.

Aufgrund der hohen Bedeutung von Carbapenemasen für die Versorgung von Patienten in Krankenhäusern wurde im Rahmen der Studie auch das Vorkommen der für die Enzyme kodierenden Gene analysiert. In allen untersuchten Proben konnte mindestens eine der untersuchten Carbapenemase-Gruppen molekular detektiert werden. Am häufigsten wurden in den untersuchten Proben die Oxa-Carbapenemasen Oxa-48 (86,3 %), Oxa-181 (81,5 %) und Oxa-40 (76,7 %) detektiert. Weiterhin wurden Carbapenemasen der VIM-Gruppe in mehr als der Hälfte der untersuchten Proben gefunden (56,2 %). Die Beobachtung, dass in allen Proben in der Kläranlage Bad Segeberg der Nachweis von Carbapenemasen der Gruppen KPC und NDM geführt werden konnte, während in den anderen in Summe dies nur in 12,1 % (KPC) bzw. 3,4 % (NDM) der untersuchten Proben beobachtet wurde, weist auf eine kontinuierliche Quelle des Eintrags im Einzugsgebiet von Bad Segeberg hin. Diese Carbapenemasen gelten in Deutschland aktuell noch als sporadisch auftretend, gelten jedoch in der Humanmedizin als die aktuell epidemiologisch bedeutsamsten. Die Detektion der wahrscheinlich kontinuierlich freisetzen- den Quelle (Einleiter) und damit der möglichen Elimination dieses Eintrags sollte aus diesem Grund durch weitergehende Untersuchungen ermöglicht werden. Bei der beobachteten sehr kontinuierlichen Freisetzung von Carbapenemasen sollte ebenfalls geprüft werden, ob eine stabile Besiedlung des Kanalsystems mit diesen Erregern vorliegt. Insgesamt ist die Belastung mit Carbapenemasen-produzierenden Gram-negativen Bakterien aktuell noch als mengenmäßig untergeordnet zu betrachten, da aus den 200 zufällig ausgewählten repräsentativen Isolaten nur in einem einzigen Isolat aus Ahrensburg eine Carbapenemase (KPC-2) detektiert werden konnte. Auf Grund der hohen Bedeutung dieser Resistenzmechanismen sind möglichst alle Maßnahmen zu treffen, um eine Weiterverbreitung zu verhindern und auf diese Weise auch zukünftig eine beherrschbare Menge dieser Erreger zu gewährleisten. Hierzu gehören die Ermittlung von punktuellen Einleitungsquellen mit Beratung der lokal Verantwortlichen (dezentrale Reduktion) und die Optimierung der Eliminationsleistung von Kläranlagen (z. B. 4.

Reinigungsstufe). Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen konnte die Belastung von festen Bestandteilen des Klärprozesses (Klärschlamm, etc.) mit Multiresistenten Erregern bzw. den leicht zwischen Bakterien übertragbaren genetischen Elementen nicht weitergehend untersucht werden. Diese Fragestellung sollte zukünftig ebenfalls wissenschaftlich analysiert werden, um auch hier einen für die Bevölkerung präventiven Ansatz (Schutz vor Multiresistenten Erregern) beim Umgang mit den festen Rückständen zu entwickeln.



## TEIL V – ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN

### 12 Zusammenfassung

Die Herkunft von Spurenstoffen im Abwasser ist ebenso vielfältig, wie die Mechanismen, die zu deren Rückhalt in der konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung beitragen. Es bedarf daher einer detaillierten Betrachtung einzelner Spurenstoffe, um schließlich allgemeingültige Aussagen ableiten zu können. Generell, lässt sich feststellen, dass nur ein Teil der im Rohabwasser nachweisbaren Spurenstoffe (nahezu) vollständig entfernt werden. Die im Rahmen dieser Studie berücksichtigten 50 Spurenstoffen repräsentieren überdies nur einen geringen Anteil der rund 30.000 in Europa zugelassenen chemischen Substanzen.

Die **Quellen** der einzelnen Spurenstoffe sind divers. Nur im Einzelfall können bestimmte Industrieleiter oder Nutzungen im Einzugsgebiet identifiziert werden, die maßgeblich zur Gesamtfracht im Kläranlagenzulauf beitragen. So werden ggf. mit Niederschlagsereignissen vermehrt PAK auch in Trennsysteme eingetragen. Gleiches ist für Pflanzenschutzmittel zu vermuten. Ansonsten ist die **Zulauffracht** für viele Spurenstoffe ganzjährig konstant. Dieses gilt insbesondere für Arzneistoffe, die eine dauerhafte Gabe erfordern (Betablocker, Antidiabetika u. dgl.). Andere Arzneistoffe (Schmerzmittel, Antibiotika u.dgl.) weisen saisonal bedingt höhere Zulaufmengen auf. Ebenfalls saisonal ausgeprägt ist der Eintrag einiger Pflanzenschutzmittel, welches an der im Frühjahr stattfindenden Ausbringung im Vorauflauf liegt. Generell lässt sich an diesem Beispiel zeigen, dass mit einer z. T. nennenswerten Verdriftung von Pflanzenschutzmitteln in die urbanen Räume zu rechnen ist.

Das Verhalten von Spurenstoffen in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung kann bei Kenntnis der relevanten **Stoffeigenschaften** hinreichend genau prognostiziert werden. Da die Stoffe in erster Linie durch den biologischen Abbau oder durch Sorption zurückgehalten werden, genügen Kenntnisse hinsichtlich dieser beiden Mechanismen, um zu beurteilen, welche relevante Senken in der jeweiligen Kläranlage sind. Allerdings sind für die wenigsten der in dieser Studie untersuchten Stoffe diese Kennwerte (Sorptionskoeffizient  $k_d$  und Biodegradationskonstante  $k_{bio}$ ) bekannt (vgl. Anhang 1). Der biologische Abbau findet im Wesentlichen im Belebungsbecken statt. Der Klärschlamm stellt die relevante Senke für alle sorptionsaffinen Stoffe dar.

Die auf Basis der Ergebnisse vorliegender Studie definierten **Stoffgruppen** fassen Substanzen zusammen, die sich ähnlich verhalten und folglich auf vergleichbare Weise zurückgehalten werden können. Diese Stoffgruppen sind somit auch auf andere Stoffe übertragbar, die nicht in dieser Studie berücksichtigt wurden. Stoffe der Gruppen II, IV, V und VI werden größtenteils über Sorption oder biologischen Abbau zurückgehalten (Eliminationsrate meist > 90 %). Die Gruppe III schließt Stoffe ein, die häufig nur zum Teil aus dem Wasserpfad entfernt werden können. Besonders problematisch sind die Stoffe der Gruppe I, die weder durch Sorption noch durch Biodegradation zurückgehalten werden. Für Stoffe dieser Gruppe ist eine weitere Verfahrensstufe zusätzlich zur konventionellen Belebtschlammbehandlung notwendig, wenn sie zurückgehalten werden sollen. Stoffe mit hoher Sorptionsneigung (z. B. Schwermetalle oder viele PAK) werden der Stoffgruppe II zugeordnet. Zur Stoffgruppe IV werden Substanzen gezählt, die zugleich zur Sorption neigen und mäßig biologisch abbaubar sind (einige PAK). Die Eliminationsraten für beide Stoffgruppen betragen meist mehr als 80 %. Stoffe, die aufgrund der erforderlichen Eigenschaften nicht sorptionsaffin sind, gehören den Stoffgruppen I, III und V an (z. B. Arzneistoffe). Der Rückhalt dieser Stoffe hängt ausschließlich von deren biologischer Abbaubarkeit ab. Die Unterschiede der beiden Stoffgruppen III und V, die einen mäßigen oder guten biologischen Abbau wiedergeben, äußern sich in unterschiedlichen Gesamt-Eliminationsraten. So werden Wirkstoffe der Stoffgruppe V nahezu vollständig biologisch abgebaut (Medianwert der rechnerischen Eliminationsrate > 99 %). Die mäßig abbaubaren Substanzen

der Stoffgruppen III unterliegen einer mittleren Eliminationsrate von 30 bis zu 94 %. Der wesentliche Unterschied ist, dass die Eliminationsraten saisonal sehr variieren können und in den kälteren Wintermonaten häufig deutlich geringer sind. Dieses ist für Wirkstoffe der Stoffgruppe V nicht zu beobachten.

Für die meisten **Schwermetalle** stellt der Klärschlamm aufgrund der hohen Sorptionsneigung die wesentliche Senke dar. Da sie nicht abbaubar sind werden sie der Stoffgruppe II zugerechnet. Eine Ausnahme davon stellt Nickel dar, welches in gebundener Form gut wasserlöslich ist, somit im Wasserpfad verbleibt und regelmäßig im Kläranlagenablauf nachweisbar ist. Ansonsten ist eine effektive fest-flüssig Trennung am Ende der Behandlung (meist Nachklärung) essentiell für einen umfassenden Rückhalt von Schwermetallen. In Schleswig-Holstein sind die im Kläranlagenzulauf festgestellten Frachten und Konzentrationen insgesamt sehr gering. Dieses ist vermutlich darin begründet, dass die Einzugsgebiete untersuchten Kläranlagen größtenteils im Trennsystem entwässert werden. Die ansonsten mit Niederschlagswasser aus Straßenverkehr eingetragenen Schwermetallfrachten sind daher relativ gering. Zudem gibt es in Schleswig-Holstein keine ausgeprägte Industrie, die im bundesweiten Vergleich eine erhöhte Belastung infolge diffuser Stoffeinträge begründen würde.

**Arzneistoffe** neigen aufgrund ihrer erforderlichen Wasserlöslichkeit meist nicht zur Sorption. Im Klärschlamm ließ sich folglich für keinen der untersuchten Arzneistoffe eine relevante Senke ausmachen. Der Rückhalt in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung hängt daher ausschließlich von der biologischen Abbaubarkeit ab. Einige Arzneistoffe werden sehr gut abgebaut und rechnerisch zu fast 100 % aus dem Wasserpfad entfernt (z. B. Coffein, Metformin, Stoffgruppe V). insichtlich des Gewässerschutzes sind hingegen v. A. Stoffe relevant, die nicht oder kaum abgebaut werden (Stoffgruppen I und III). Arzneistoffe dieser Stoffgruppen lassen sich regelmäßig im Ablauf der Kläranlagen nachweisen. Die Eliminationsraten für diese Stoffe sind sehr divers. So wird das Antiepileptikum Carbamazepin (Stoffgruppe I) in einigen Fällen praktisch gar nicht zurückgehalten oder es ist gar eine Zunahme der Frachten zwischen Zu- und Ablauf erkennbar. Eine mittlere Eliminationsrate von 28 % für diesen Stoff ist ggf. auf eine Umsetzung infolge der Photolyse in Belebungsbecken oder Nachklärung zurückzuführen. Für das mäßig abbaubare Antirheumatikum Diclofenac konnte regelmäßig eine sehr große Spanne zwischen minimaler und maximaler Eliminationsrate (4 bis 76 %, Median: 30 %) beobachtet werden. Dieses wird mit einem stark temperaturabhängigen Abbau begründet, der dazu führt, dass die biochemischen Stoffwechselforgänge in den Wintermonaten einer deutlich eingeschränkten Umsetzung dieses Stoffes unterliegen. Gleiches gilt für weitere Vertreter der Stoffgruppe III, die durch einen häufig nicht vollständigen biologischen Abbau gekennzeichnet ist. Es zeigt sich, dass eine Anpassung der Betriebsparameter innerhalb der in der Praxis anwendbaren Grenzen eine nur marginale verbesserte Elimination bewirken dürfte.

Die in den Kläranlagenzuläufen festgestellten Konzentrationen der Arzneistoffe sind im bundesweiten Vergleich relativ hoch. Die daraus abgeleiteten einwohnerspezifischen Frachten sind hingegen unauffällig. Dieses ist auf eine geringe Verdünnung im Trennsystem zurückzuführen, nicht auf einen generellen höheren Arzneimittelverbrauch. Die festgestellten Ablaufkonzentrationen und -frachten sind trotz hoher Zulaufkonzentrationen in den meisten Fällen vergleichsweise gering bzw. unauffällig. Dieses ist ebenfalls in der Entwässerung im Trennsystem begründet, was einen stabileren Betrieb der Belebungsstufe gewährleistet (z. B. Vermeidung des Austrags von Belebtschlamm infolge Starkregenereignissen).

Arzneistoffe unterscheiden sich hinsichtlich der erforderlichen Dauer der Gabe. Erkrankungen, die eine kontinuierliche Gabe erfordern (z. B. Diabetes), haben eine gleichmäßige Fracht im Rohabwasser zur Folge. Andere Arzneistoffe werden hingegen saisonal vermehrt verwendet (z. B. Schmerzmittel). Dieser Umstand wird dann problematisch, wenn hohe Zulauffrachten mit geringen Eliminationsraten zusammenfallen (z. B. Diclofenac während der Wintermonate).

Der Einsatzbereich der in dieser Studie als **Pflanzenschutzmittel** zusammengefassten Wirkstoffe ist sehr vielfältig. Folglich sind die Eintragspfade sehr divers. Für einige Wirkstoffe kann

eine saisonale Abhängigkeit des Stoffeintrages beobachtet werden, der offenkundig mit dem Einsatz in der Landwirtschaft in Verbindung steht. Andere Substanzen werden prinzipiell kontinuierlich in die Entwässerungssysteme eingetragen, wenn sie etwa als Algizid in Fassaden verarbeitet wurden und mit dem Niederschlagswasser gelöst werden. Diese Stoffe (Diuron und Terbutryn) konnten regelmäßig nachgewiesen werden.

Von den in der Landwirtschaft derzeit zugelassenen Pflanzenschutzmitteln sind nur einige regelmäßig nachweisbar (Glyphosat, Imidacloprid, Isoproturon). Dass die anderen Wirkstoffe, die ebenfalls überwiegend in der Landwirtschaft eingesetzt werden und im Zeitraum der Messkampagnen zugelassen waren (Aclonifen, Bifenox, Quinoxifen, Terbutylazin) nicht nachweisbar sind, kann an den geringen Einsatzmengen, guter biochemischer Umsetzung im Boden, zu hohen Bestimmungsgrenzen oder einer geringen Mobilität dieser Stoffe liegen. Grundsätzlich sollte ein Eintrag von Pflanzenschutzmitteln ins Trennsystem nur indirekt über das Fremdwasser möglich sein. Viele Wirkstoffe aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel konnten mit den zur Anwendung gebrachten Bestimmungsgrenzen nicht nachgewiesen werden. Fehlende Referenzwerte verhindern eine Beurteilung, inwieweit diese Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenzen zu erwarten wären.

Die Gruppe der **PAK** hat überwiegend diffuse Quellen, da die Stoffe bei der (unvollständigen) Verbrennung fossiler Energieträger entstehen. Als Hauptemittenten sind u.a. Diesel- und Ottomotoren zu nennen. Relevant können auch Kleinf Feuerungsanlagen oder Reifenabrieb sein. PAK werden mit dem Fremdwasser auch in Trennsysteme eingetragen. Besonders die höhermolekularen PAK mit vier und mehr Benzol-Ringen sind in Wasser praktisch unlöslich und haben eine hohe Feststoffaffinität. Mit geringerer Anzahl der Benzol-Ringe nimmt die Sorptionsneigung ab und die Stoffe sind zunehmend bioverfügbar, so dass für diese Substanzen auch ein biologischer Abbau relevant oder dominant sein kann. Die Stoffe sind daher unterschiedlichen Stoffgruppen zuzuordnen (Stoffgruppen II bis IV). Da entweder die Sorption oder der biologische Abbau überwiegt, lassen sich PAK in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung gut, obschon in vielen Fällen nicht vollständig zurückhalten. Mit zunehmender Zahl der Benzol-Ringe nimmt dabei der im Klärschlamm gebundene Anteil der Zulaufcharge zu.

Im Vergleich zu bundesweiten Referenzwerten ist die Belastung des Rohabwasser für die Gruppe der PAK sehr divers. Einzelne Stoffe weisen vergleichsweise hohe Konzentrationen und Frachten auf. Andere sind hingegen im Vergleich relativ gering. Es sind daher die spezifischen Quellen der einzelnen PAK zu berücksichtigen, die eine solche Verschiebung gegenüber einer Referenzstudie erklären.

Die in der Gruppe der **sonstigen Industrie- und Haushaltschemikalien** zusammengefassten Stoffe zeigen naturgemäß ein nicht einheitliches Bild. Zu erwarten und nachweisbar ist der kontinuierliche Eintrag einzelner Stoffe, die durch einen dauerhaften Gebrauch (Süßstoffe, Weichmacher) gekennzeichnet sind. Bei Stoffen, die einen ausgeprägten saisonalen Gebrauch nahelegen (Frostschutzmittel, Kühlflüssigkeit), ist die Belastung des Rohabwasser sehr viel variabler. Es hängt von den spezifischen Stoffeigenschaften dieser Substanzen ab, ob sie in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung zurückgehalten werden.

Zusammenfassend zeigt sich, dass Stoffe die mäßig oder gut biologisch abbaubar sind (**Stoffgruppen III, IV und V**) relativ gut zurückgehalten werden. Dieser im Vergleich zu den Referenzstudien gute biologische Abbau hängt mit der Entwässerung im Trennsystem der untersuchten Kläranlagen zusammen. Die im Vergleich zu einem Mischsystem konstantere hydraulische und stoffliche Belastung befördert den biologischen Abbau, da sich die dafür erforderliche Belebtschlamm-Biozönose ausbilden und im Belebungsbecken halten kann. Überdies steigt die rechnerische Eliminationsrate, wenn das Rohabwasser nicht durch Niederschlagswasser oder anderes Fremdwasser verdünnt wird.

Die vergleichsweise hohen **Eliminationsraten** für diese Stoffe darf jedoch nicht dazu verleiten, von einer entsprechend geringeren Ablauffracht auszugehen. Die Zusammenstellung der Ergebnisse zeigt, dass die mit dem Kläranlagen-Ablauf emittierten Stofffrachten nicht

zwangsläufig gering sind. Somit darf nicht allein die Eliminationsrate als Maß für eine Emissionsbetrachtung herangezogen werden. Stoffe mit im Vergleich zu anderen Spurenstoffen sehr hohen Zulaufkonzentrationen (z. B. Metformin mit 234 µg/L) erzielen aufgrund eines guten biologischen Abbaus eine rechnerische Eliminationsrate von 100 %. Die Ablauffracht liegt mit 0,290 mg/(EW\*d) jedoch in der gleichen Größenordnung wie Carbamazepin (0,211 mg/(EW\*d), das kaum zurückgehalten wird (mittlere Eliminationsrate 28 %). Für die Bewertung der **ökotoxikologischen Wirkung im Gewässer** ist allein die Ablauffracht, nicht die Eliminationsrate aussagekräftig.

Bezüglich der **multiresistenten Keime** zeigten sich im Rohabwasser vergleichbare Menge von 3GCREC mit 1,6 bis 3,3 x 10<sup>6</sup> KBE/l auf allen Kläranlagen. Die Reduktion von 3GCREC über den gesamten Klärprozess ist in den einzelnen Kläranlagen deutlich unterschiedlich mit einem mehr als 70-fachen Unterschied in der relativen Reduktion zwischen Zulauf und Ablauf der jeweiligen Kläranlagen. Die Reduktion von 3GCREC über den gesamten Klärprozess variiert stark zwischen den einzelnen Kläranlagen. Zwischen Zu- und Ablauf der jeweiligen Anlage unterscheidet sich die relative Reduktion um mehr als das 70-fache. Auch die relative Reduktion der 3GCREC in den einzelnen Prozessstufen zeigte signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Kläranlagen. Auch in den einzelnen Prozessstufen zeigte die relative Reduktion der 3GCREC signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Kläranlagen. Zusammenfassend konnte jedoch in allen Kläranlagen eine Reduktion von multiresistenten Erregern um mindestens 99,9 % erreicht werden. Es verbleiben dennoch rund 10<sup>3</sup> KBE/l im Kläranlagenablauf. Als relevante Senke für die (multiresistenten) Erreger ist der Klärschlamm zu vermuten, der in dieser Studie nicht untersucht wurde.

Es wird deutlich, dass **Trennsysteme** hinsichtlich des Rückhaltes von Spurenstoffen vorteilhaft sind, da sie einerseits hohe Konzentrationen im Rohabwasser (v. A. von Arzneistoffen) gewährleisten und andererseits hydraulische Spitzenlasten vermeiden. Beides ist zuträglich für einen verbesserten biologischen Abbau. Eine gesonderte Behandlung von Krankenhausabwässern (o. dgl.) ist indes nicht zielführend, da nur vergleichsweise geringe Frachten emittiert werden. Es bleibt aber zu prüfen, inwieweit eine gezielte Desinfektion von Krankenhausabwässern sinnvoll sein kann, um die Ausbreitung von multiresistenten Keimen über das Entwässerungssystem und die Kläranlagen zu minimieren. Hier wird ein aktuelles Forschungsdesiderat erkannt.

Für eine weitere Vereinheitlichung des Kläranlagenzulaufs (stofflich und hydraulisch) sind Misch- und/ oder **Ausgleichsbehälter** vor dem Belebungsbecken sinnvoll. Dieses haben zum Ziel, die biologische Stufe möglichst gleichmäßig zu beschicken und sind somit wiederum dem biologischen Abbau zuträglich. Zudem werden infolge der Retentionswirkung hydraulische Spitzen minimiert, was den Austrag von Biomasse über die Nachklärung (Schlammabtrieb) minimiert. Durch ausreichend lange Aufenthaltszeiten in der Belebungsstufe einschließlich der Nachklärung kann schließlich gewährleistet werden, dass der Rückhalt von Spurenstoffen auch hinsichtlich der sorptionsaffinen Stoffe maximiert wird.

Die Art der **Belebungsstufe** (vorgeschaltete oder intermittierende Denitrifikation, Kaskaden-denitrifikation, SBR-Verfahren) hat keinen erkennbaren, relevanten Einfluss auf den biologischen Abbau und die Sorption am Belebtschlamm. Es führen allerdings ein hohes Schlammalter und eine geringe Schlammbelastung zu einem verbesserten biologischen Abbau der Spurenstoffe. Dieses lässt sich insbesondere für die in dieser Stufe als mäßig abbaubare Stoffe zusammengefassten Stoffe (Stoffgruppe III) feststellen. Diese Beobachtung stellt heraus, dass die Belebungsstufe in keinem Fall unterdimensioniert sein sollte. Es bleibt zu prüfen, inwieweit eine veränderte Struktur der Belebtschlammflocken bei höheren Schlammalter und geringer Schlammbelastung möglicherweise auch eine verbesserte Sorption zur Folge hat.

Ein höherer Trockensubstanzgehalt in der Belebungsstufe bewirkt prinzipiell einen verbesserten Rückhalt aller sorptionsaffinen Stoffe.

Im Rahmen üblicherweise in der Praxis umsetzbarer **Betriebsparameter** der Belebungsstufe (Trockensubstanzgehalt, Schlammalter, Schlammbelastung) kann nur ein marginal verbesserter Spurenstoffrückhalt erreicht werden. Inwieweit eine Anpassung der SBR-Zyklen oder die Anordnung eines anaeroben Beckens zur biologischen Phosphor-Elimination einen Einfluss auf den Spurenstoffrückhalt hat, konnte im Rahmen dieser Studie nicht geklärt werden. Es wird allerdings erwartet, dass sich auch hierdurch nur marginale Unterschiede ergeben.

Eine gute fest-flüssig Trennung nach der Belebungsstufe, d. h. im Regelfall eine gut funktionierende **Nachklärung**, ist essentiell für den Rückhalt aller am Belebtschlamm sorbierten Spurenstoffe. Der Rückhalt suspendierter Stoffe ist indes auch vorteilhaft für den Rückhalt der feststoffgebundenen (multiresistenten) Keime. Eine ausreichend geringe Oberflächenbeschickung hilft, Schwimmschlamm zurückzuhalten (Schlammabtrieb). Die Vermeidung von Schwimmschlamm wird auch über eine geringe Schlammbelastung sichergestellt, was wiederum vorteilhaft für den biologischen Abbau ist. Eine effiziente fest-flüssig Trennung ließe sich durch einen Membran-Bioreaktor (MBR-Verfahren) erreichen. Bei diesem Verfahren wird die Nachklärung durch eine Membran ersetzt. Es ermöglicht deutlich höhere Trockensubstanzgehalte und dadurch in der Belebungsstufe ggf. einen verbesserten Spurenstoffrückhalt.

Eine **weitergehende Behandlung**, die für eine verbesserte Stickstoff- und/ oder Phosphor-Elimination konzipiert ist (Festbettreaktoren, Tropfkörper oder Filtrationsstufen), hat einen nur marginalen Einfluss auf den Rückhalt von Spurenstoffen im Vergleich zur Eliminationsleistung der Belebungsstufe. Dieses liegt nicht daran, dass diese Stufen grundsätzlich nicht geeignet wären. Da aber bereits in der Belebungsstufe ein weitgehender Rückhalt von Spurenstoffen durch biologischen Abbau oder Sorption erfolgt, werden die nachgeschalteten Verfahren nur mit verhältnismäßig geringen Frachten beschickt. Da vergleichbare Prozesse stattfinden, kann es nur zu einer geringen absoluten Frachtreduktion kommen.

Gleiches gilt prinzipiell für alle Verfahrenseinheiten der **Schlammbehandlung**. Alle sorptionsaffinen Stoffe werden entweder mit dem Primärschlamm oder mit dem Sekundärschlamm (Überschussschlamm) aus dem Abwasser entfernt und akkumulieren sich schließlich im Klärschlamm. Biologisch abbaubare Stoffe werden entweder im Belebungsbecken oder im Faulbehälter abgebaut. Da die Faulbehälter quantitativ überwiegend mit Überschussschlamm beschickt werden, ist die Fracht der abbaubaren Stoffe vergleichsweise gering. Folglich kann auch die absolute Frachtreduktion nur vergleichsweise gering sein. Auf die Gesamteliminationsrate von Kläranlagen hat die Schlammbehandlung somit einen nur geringen Einfluss. Einen Vorteil können die anaeroben, mesophilen Faulbehälter nur dann gegenüber einer Belebungsstufe nur auf den Rückhalt von Spurenstoffen haben, die in genau diesem Milieu besser abbaubar sind. Es ist im Einzelfall zu prüfen, ob ein bestimmter Spurenstoff diese Neigung aufweist. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte kein Stoff festgestellt werden, auf den dieses zutrifft.

Die mit dem **Trübwasser** transportierten Stofffrachten sind im Vergleich zur Fracht im Rohabwasser vergleichsweise gering. Sie umfassen im Wesentlichen alle Stoffgruppen, die nicht zur Sorption neigen und die nicht vollständig abgebaut werden. Um wenigstens einen Teil dieser mäßig bis schwer biologisch abbaubaren Stoffe zu eliminieren, sollten Trübwasser möglichst zu Beginn der Belebungsstufe, ggf. bereits in Vorklämung, in den Abwasserreinigungsprozess zurückgeführt werden. Gleiches trifft auf alle weiteren **interne Kreislaufströme** zu, zu denen z. B. Spülabwässer aus einer nachgeschalteten Filtration oder einer Rechengutwäsche zu zählen sind. Insbesondere stoßweise auftretenden Betriebsabwässer (z. B. bei Betrieb einer

Kammerfilterpresse oder Spülung eines Filters) sollte eine möglichst gleichmäßige Rückführung in die Belebung erfolgen, um stoffliche Belastungsspitzen zu vermeiden. Es wäre daher zunächst die Rückführung in einem Misch- und/ oder Ausgleichsbehälter (s. o.) vorteilhaft, aus dem diese Stoffe dann sukzessive abgegeben werden. Diese Strategie wäre mit Blick auf die infolge der Methanogenese im Faulbehälter freiwerdenden Ammonium-Verbindungen, die im Trübwasser gelöst sind, auch sinnvoll in Hinblick auf die Stickstoff-Elimination.

Alle Stoffe, die nicht oder nicht vollständig biologisch abgebaut werden und die nicht zur Sorption neigen (hier Stoffgruppen I und III), werden mit den konventionellen Methoden der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung nicht vollständig aus dem Abwasser entfernt. Sollen die emittierten Stofffrachten für diese Stoffe aus gewässerökologischer Sicht reduziert werden, kommt nur eine weitere Verfahrensstufe infrage, die die Stoffe abiotisch umsetzt (Ozonung, UV-Behandlung o.dgl.) oder einen weitergehenden physikalischen Rückhalt erlaubt (Aktivkohle, Membranfiltration, o. dgl.). Eine flächendeckende Einführung dieser als **Vierte Reinigungsstufe** bezeichneten Verfahren wird seit vielen Jahren von der Fachwelt gefordert.

Zwingend erforderlich für die Entscheidung, welche Kläranlagen am dringendsten mit einer entsprechenden Verfahrensstufe ausgestattet werden müssen, ist daher eine **immissionsorientierte Betrachtung der Gewässer**. Die im Rahmen dieser Studie ermittelten Emissionsfrachten stellen dafür eine wesentliche Grundlage dar. Es wäre dann zu prüfen, in welchen Gewässerabschnitte kumulativ und unter Berücksichtigung möglicher Abbauprozesse in den Gewässern die höchsten Stoffkonzentrationen zu erwarten wären. Nach Abgleich mit ökotoxikologischen Schwellenwerten sowie ggf. geltender Umweltqualitätsnormen und der Identifikation problematischer oder zu entfernender Spurenstoffe müsste dann die Auswahl der weitergehenden Behandlung erfolgen. Dieses Vorgehen wäre sehr systemisch und stoffbezogen. Langfristig wird vor diesem Hintergrund wenigstens die punktuelle Ausrüstung vieler Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe kaum zu vermeiden sein.

Davon unbenommen lässt sich feststellen, dass die mit den konventionellen Verfahren der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung viele Spurenstoffe nur ungenügend zurückgehalten werden. Eine nicht ausschließlich stoffbezogene Betrachtung der Vorflutgewässer bezieht die Wechselwirkung aller (auch diffus) in die Gewässer eingetragenen Stoffe ein und versucht deren **Summenwirkung auf das Ökosystem** zu beurteilen. Derzeit lässt sich nicht seriös abschätzen, wie diese Summenwirkung sich auswirkt, obschon einige wenige Studien eine entsprechende Kreuzkorrelation einzelner Substanzen belegen. Im Sinne des Vorsorgegedankens wäre daher umgehend die Ausstattung der Kläranlagen mit entsprechenden Verfahrensstufen zu fordern. Diese Ausführungen gelten gleichermaßen für den Rückhalt von Spurenstoffen, aber auch von multiresistenten Geninformationen.

Auf Basis vorliegender Studie lässt sich somit ein **Forschungsdiesiderat** formulieren, dass folgende Aspekte einschließt:

- Die Ausbreitung, die Akkumulation und die Neubildung von multiresistenten Keimen im Kanalnetz sind weitgehend unbekannt. Es wäre prüfen, inwieweit der Eintrag multiresistenter Keime sich tatsächlich im Wesentlichen auf einzelne Punktquellen (Krankenhäusern) einschränken lässt oder ob weitere Quelle zu erkennen sind.
- Die zur Beurteilung des möglichen Rückhaltes von Spurenstoffen in der Belebungsstufe erforderlichen Stoffkennwerte (Sorptionskennwert und Biodegradationskonstante) sind für die meisten Substanzen unbekannt und müssen empirisch bestimmt werden.
- Zugleich können die Stoffkennwerte eine Grundlage für die modulare Modellierung einzelner Verfahrensstufen darstellen, mit Ziel der Abschätzung von Emissionsfrachten auf weiteren Kläranlagen. Diese wäre sinnvoll hinsichtlich einer Immissionsbetrachtung.
- Eine Immissionsbetrachtung der Gewässer ist zwingend erforderlich. Hinsichtlich humanmedizinischer Stoff wäre die Berücksichtigung der Kläranlagen als Punktquellen wohl ausreichend. Für weitere Stoffgruppen (z. B. PAK oder Pflanzenschutzmittel)

müssen aber auch Regenwassereinleitungen und die oftmals diffusen Stoffeinträge der Landwirtschaft berücksichtigt werden.





## 13 Empfehlungen und Ausblick

### 13.1 Risikoanalyse

Wie im Kapitel 12 zusammenfassend dargestellt wurde, konnten einige der untersuchten Stoffe im Kläranlagenablauf gefunden werden. Im folgenden Kapitel soll die Relevanz der Funde mittels einer Risikoanalyse herausgearbeitet werden.

Von den in Europa zugelassenen ca. 30.000 chemischen Substanzen wurden in dieser Studie 51 Spurenstoffe untersucht. Sie wurden ausgewählt, da sie bereits bei vorherigen Untersuchungen in Schleswig-Holsteins Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern nachgewiesen wurden oder in bundesweiten Untersuchungen als relevant identifiziert wurden. Die untersuchten Stoffe können als Indikator für eine anthropogene Verschmutzung der Wasserkörper angesehen werden und repräsentieren den Großteil der 30.000 zugelassenen Chemikalien.

Nahezu alle untersuchten Spurenstoffe werden über diffuse Quellen in die Entwässerungssysteme eingetragen. Da der Großteil der 30.000 Stoffe im Haushalt, der Industrie oder im Außenbereich angewendet werden, kann davon ausgegangen werden, dass die Stoffe in Kontakt mit Wasser kommen und somit auch über die Kläranlage oder diffus in die Gewässer eingebracht werden. Durch den weit gestreuten Einsatz und die vielen Eintragswege ist eine eindeutige Rückverfolgung zur Quelle und damit eine Steuerung der Stoffflüsse nicht möglich. Selbst bei einem Verbot der Stoffe ist über Jahre ein weiterer Eintrag ins Entwässerungssystem zu erwarten, bis alle in Verkehr gebrachten Frachten dieses Stoffes den Weg ins Entwässerungssystem gefunden haben.

**Risiko Eintrag** ⇔ Es besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die Anzahl der in ein Entwässerungssystem eingetragenen Spurenstoffe mit unbekanntem Eintragspfaden und unbekanntem Stofffrachten um ein Vielfaches größer ist, als die hier untersuchten Spurenstoffe.

Die ins Entwässerungssystem eingetragenen Spurenstoffe werden über das Kanalnetz zur Kläranlage transportiert. Aufgrund des hohen entwässerungstechnischen Standards in Deutschland gibt es nur geringe Wechselwirkungen zwischen dem Kanalnetz und der Umwelt. Diese begrenzt sich z. B. auf die Exfiltration von Schmutzwasser oder die Interaktion von Ratten mit dem urbanen Umfeld. Bei letzterem besteht das Problem weniger in dem Austrag von Spurenstoffen, sondern vielmehr in der Gefahr der Übertragung von Krankheiten oder resistenten Krankheitserregern. Spurenstoffausträge durch Exfiltration werden durch die kontinuierliche Instandhaltung von Kanalisationen minimiert. Weiterhin können über Mischwasserüberläufe Spurenstoffe ins Gewässer gelangen. Aufgrund des weit verbreiteten Trennsystems in Schleswig-Holstein begrenzt sich diese Gefahr auf die wenigen Einzugsgebiete, die im Mischsystem entwässert werden.

**Risiko Transport** ⇔ Das Risiko einer unkontrollierten Ausbreitung der Spurenstoffe beim Transport im Kanalnetz wird außer bei Mischwasserüberläufen, die in Schleswig-Holstein nur eine untergeordnete Rolle spielen, als vergleichsweise gering eingeschätzt.

Die in die Kläranlage eingetragenen Spurenstoffe können dort durch Abbaumechanismen z. T. umgewandelt oder vollständig zurückgehalten werden. Dominant sind dabei die Mechanismen des biologischen Abbaus sowie der Sorption. Die Mechanismen der Verflüchtigung, der Hydrolyse und der Photolyse sind in den überwiegend betriebenen Belebtschlammanlagen für die meisten Spurenstoffe von untergeordneter Bedeutung. Von den untersuchten Spurenstoffen waren einige Stoffe gut bis sehr gut sorbierbar und/oder abbaubar, andere Stoffe ließen sich weniger gut bis gar nicht zurückhalten. Folglich verbleiben Stoffe bei denen ein unbefriedigender Rückhalt in der Kläranlage erfolgt. Darüber hinaus können bei einigen Stoffen beim

biologischen oder abiotischen Abbau Sekundärstoffe entstehen (Metaboliten), die in dem hier vorgestellten Projekt nicht betrachtet werden konnten. Diese Sekundärstoffe können eine vergleichbare oder gar höhere Umweltrelevanz aufweisen, wie die Ausgangsstoffe. Da die hier untersuchten Spurenstoffe Indikatoren für viele weitere der ca. 30.000 chemischen Substanzen sind, wird erwartet, dass trotz der Reinigungsleistung der Kläranlagen ein erheblicher Anteil dieser Chemikalien in die Gewässer gelangt. Die ökotoxikologische Wirkung vieler Stoffe in den Vorflutgewässern ist unbekannt. Vollkommen unklar ist die ökotoxikologische Wirkung auf die Biozönose und die aquatische Umwelt bei Vorhandensein mehrerer Spurenstoffe. Vereinzelt Studien weisen beispielsweise auf eine erhöhte Gefahr bezüglich einer Verweiblichung der Fische, unnatürliche Ausbildung von Kiemen oder Flossen oder Resistenzbildung von Bakterien hin.

**Risiko Gewässereintrag** ⇔ Der Eintrag von Spurenstoffen in Oberflächengewässer ist trotz Reinigung in den Kläranlagen, die derzeit nach dem Stand der Technik betrieben werden, als relevant zu bewerten. Da die Umweltrelevanz vieler eingetragener Stoffe weitgehend unbekannt ist, kann eine Gefährdung für den Lebensraum Gewässer nicht ausgeschlossen werden.

Im Rahmen dieses Projektes wurde auch das Vorkommen von resistenten Bakterien in den Entwässerungssystemen untersucht. Es wurden Reduktionen von resistenten Bakterien von > 99% in den Kläranlagen nachgewiesen. Dennoch passieren zwischen  $10^1$  bis  $10^3$  resistente Bakterien pro Liter die Kläranlagen. Darüber hinaus wird auch in abgestorbenen Bakterien die in den Zellen gespeicherten Resistenzinformationen in die Umwelt ausgebracht. Die Ausbreitungspfade und Wechselwirkungen der resistenten Bakterien bzw. der Bakterienzellen in der Umwelt sind weitgehend unbekannt. Es besteht die Gefahr, dass die Resistenzinformationen in die Nahrungskette gelangen und dann mittelfristig zu einer Ausbreitung der Resistenzen in der Bevölkerung und in den Krankenhäusern führen.

**Risiko Ausbreitung Resistenzen** ⇔ Der Eintrag von resistenten Bakterien (inkl. abgestorbener Bakterienzellen) in Oberflächengewässer ist trotz der hohen Reinigungsleistung in den Kläranlagen als relevant zu bewerten. Die Ausbreitungspfade und Wechselwirkungen sind bisher unbekannt. Hier kann ein erhebliches Risiko für den immungeschwächten Menschen nicht ausgeschlossen werden.

Die in der Kläranlage durch Sorption gebundenen Spurenstoffe sowie vergleichbar reagierende Stoffe der ca. 30.000 chemischen Substanzen werden über den Klärschlamm aus der Kläranlage ausgebracht. Zudem ist der Klärschlamm als die relevante Senke für alle Keime, ggf. mit ihren Resistenzinformationen, anzusehen, da sie in erster Linie an Feststoffen gebunden im Abwasser vorkommen.

In Schleswig-Holstein ist die Nutzung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen zwar rückläufig, jedoch wird nach wie vor eine signifikante Fracht auf diese Flächen aufgebracht. Damit ist die Anreicherung in der Nahrungskette von Spurenstoffen sowie der multiresistenten Geninformationen prinzipiell möglich. Aufgrund der Milieuänderungen (aquatisch ⇒ terrestrisch) und z. B. der UV-Einstrahlung sind andere Wirkmechanismen dominant, deren Auswirkungen hier nicht beurteilt werden können.

**Risiko Klärschlammausbringung** ⇔ Das Risiko für die Ausbreitung von Spurenstoffen und multiresistenten Geninformationen über den Klärschlamm wird als hoch eingestuft.

## 13.2 Empfehlungen für den Gewässerschutz hinsichtlich des Rückhaltes von Spurenstoffen

Das Gewässerschutzkonzept in Deutschland bezogen auf Siedlungsabflüsse basiert im Wesentlichen auf der „End-of-Pipe-Technologie“. Das bedeutet, dass die über die Entwässerungssysteme eingeleiteten Wassermengen und Stofffrachten überwiegend aufgrund von Emissionsbetrachtungen begrenzt werden. Der Zustand der Gewässer wird bislang nur pauschal berücksichtigt.

Zwar wird in Schleswig-Holstein überwiegend das Trennsystem eingesetzt, so dass eine Vermischung von Stoffströmen verschiedener Herkunft ein untergeordnetes Problem darstellt. Dennoch konnten in den hier aufgeführten Untersuchungen verschiedene Stoffgruppen (z. B. Pflanzenschutzmittel) regelmäßig im Schmutzwasser nachgewiesen werden, die dort nicht zu erwarten waren. Die Ausbreitungspfade vieler Spurenstoffe sind diffus und im Wesentlichen unbekannt und damit kaum beeinflussbar.

Eine Verbesserung des Gewässerschutzkonzeptes wird in der Regel nur nach dem Verursacherprinzip bei Defiziten im Gewässer angestoßen. Das bedeutet, dass zusätzliche Maßnahmen zum Schutz der Gewässer in der Vergangenheit nur bei eindeutigem Nachweis von Schäden und deren Ursache-Wirkung-Beziehungen ergriffen wurden. Das Gewässerschutzkonzept in Deutschland basiert damit überwiegend auf der Nachsorge von Schäden.

Jeder Schaden an der Gewässerbiozönose birgt das Risiko, dass die Population der Gewässerlebewesen dezimiert wird bzw. Arten unwiederbringlich verloren gehen, dass also die Gewässerschäden nicht reversibel sind. Der jüngste Living Planet Report des WWF (Grooten und Almond 2018) und eine wissenschaftliche Interpretation dazu (Reid et al. 2019) belegen, dass der *Living Planet Index* (LPI) im Zeitraum von 1970 bis 2012 weltweit um 81% im Bereich der Süßwasserarten gesunken ist, davon allein in den Jahren 2008 bis 2012 um mehr als 40%. Reid et al. (2019) nennen zwölf Ursachen für diese Entwicklung. Sieben Ursachen hängen direkt mit der Belastung des Schmutzwassers und dem fehlenden oder unvollständigen Rückhalt in Kläranlagen zusammen (z. B. Ausbreitung von Infektionskrankheiten, Belastung mit Nanopartikeln, Mikroplastik oder anthropogenen Spurenstoffen).

Es ist zu erwarten, dass der Verlust an Diversität aufgrund des hohen Standards in der Entwässerungs- und Klärtechnik in Deutschland geringer ausfällt. Dennoch belegt die Studie, dass ein fehlender oder ein auf die Nachsorge von Schäden basierender Gewässerschutz zu einem Verlust der Populationen bzw. der Artenvielfalt in unseren Gewässern beiträgt.

Darüber hinaus birgt das Konzept der Nachsorge das Risiko, dass bei kurzfristigen Änderungen von Randbedingungen die Schäden in so kurzem Abstand auftreten, so dass Maßnahmen des Gewässerschutzes chronisch „hinterherhinken“ bzw. ihre Wirksamkeit verpufft, bevor sie implementiert sind (z. B. Zulassung neuer chemischer Substanzen). Wie oben beschrieben, sind für diffuse Einträge von Spurenstoffen nur wenige bzw. keine eindeutigen Ursache-Wirkung-Beziehungen bekannt, so dass die Gewässer mit diesem Ansatz grundsätzlich nicht ausreichend vor den diffusen Einträgen von Spurenstoffen geschützt werden können.

Unter diesen Randbedingungen und den oben genannten Risiken ist ein nachhaltiger Gewässerschutz hinsichtlich der Wirkung von Spurenstoffen ausgeschlossen.

Ein nachhaltiger Gewässerschutz gegen Spurenstoffe ist für eine intakte Gewässerökologie extrem wichtig, so dass hier ein **Paradigmenwechsel** vorgeschlagen wird.

1. Der Gewässerschutz sollte ausschließlich nach dem **Vorsorgeprinzip** (im Sinne eines vorbeugenden Gewässerschutzes) durchgeführt werden. Die zu ergreifenden Gewässerschutzmaßnahmen sind derart zu gestalten, dass sich langfristig nur minimale Abweichungen vom potenziell naturnahen Gewässerzustand in der Kulturlandschaft einstellen.

2. Hinsichtlich der Spurenstoffeinträge in Gewässer sollte ein **Multibarrierenkonzept** eingeführt werden. Dieses umfasst die Einführung von Barrieren bei (a) der Herstellung, (b) in Verkehr bringen und Anwenden sowie (c) entlang von Ausbreitungspfaden insbesondere für alle betroffenen Gesellschaftsbereiche der Siedlungswasserwirtschaft, Landwirtschaft, Verkehrswirtschaft und Industrie.
3. Anwendung der **Technologie mit maximalem Stoffrückhalt** (TmS) in den o. g. Barrieren. Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft sind Technologien zum Rückhalt von Spurenstoffen gemäß dem Stand der Technik / Wissenschaft bekannt, die aber aus wirtschaftlichen Gründen nicht eingesetzt werden. Aus der o. g. Erkenntnis sollte der maximale Rückhalt von Stoffen mit der verfügbaren Technologie nach dem Stand der Technik / Wissenschaft angestrebt werden. Dazu gehört eine deutliche Erhöhung der (finanziellen) Aufwendungen für den Gewässerschutz, um diesem eine dringend benötigte, erhöhte Wertschätzung zukommen zu lassen. Weiterhin ist eine deutlich schnellere Umsetzung aller Maßnahmen erforderlich, um den sich schnell ändernden Randbedingungen gerecht zu werden. Dies würde auch eine Reduzierung des Bestandschutzes erfordern.

Zur Einführung dieses Paradigmenwechsels ist eine umfassende Informationskampagne in allen Bereichen Schleswig-Holsteins erforderlich, um das Wasserbewusstsein in der Bevölkerung zu schärfen.

Die oben beschriebenen Risiken und das vorgeschlagene neue Gewässerschutzkonzept erfordern Änderungen in mehreren Fachgebieten. In diesem Abs. werden ausschließlich die Empfehlungen im Fachgebiet der Siedlungswasserwirtschaft vorgestellt.

Aus den o. g. Risiken und den neuen Eckpunkten des Gewässerschutzes lässt sich ableiten, dass eine möglichst sofortige und vollständige Konzentration aller diffus ins Entwässerungssystem eingeleiteten Spurenstoffe sowie aller Mikroorganismen sinnvoll ist. Für diesen Stoffstrom ist eine weitere Aufbereitung in der Weise anzustreben, dass die Spurenstoffe und Mikroorganismen in eine Senke geführt werden, in der sie nahezu keine Umweltrelevanz haben (z. B. Klärschlamm-Verbrennung). Das Abwasser dagegen sollte einen derart kleinen Restgehalt an Spurenstoffen und Mikroorganismen aufweisen, dass negative Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose nicht zu befürchten sind (naturnaher Referenzzustand).

Es wird folglich empfohlen, alle Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge von Spurenstoffen und resistenten Bakterien in Entwässerungssysteme auszuschöpfen. Die einmal in die Entwässerungssysteme eingetragenen Spurenstoffe und resistenten Bakterien sollten kontrolliert einer Behandlung zugeführt werden. Mit Hilfe der Technologie zum maximalen Stoffrückhalt (TmS) könnten auch gleichzeitig Mikroplastiken aus dem Abwasserstrom entfernt werden. Die Definition der TmS hängt jeweils von der schon vorhandenen Klärtechnik der jeweiligen Kläranlage ab und sollte individuell definiert werden. Die beim Einsatz der TmS erzeugten Klärschlämme sollten entwässert, getrocknet und verbrannt werden. Details zur Technologie mit maximalem Stoffrückhalt sowie Verfahren zur Rückgewinnung von Nährstoffen sind nicht Gegenstand dieser Studie und müssen separat definiert werden.





## **TEIL VI - ANHANG**

Literaturverzeichnis

Anhang 1 – Stoffkennwerte und Eliminationsmechanismen der untersuchten Spurenstoffe

Anhang 2 – Auswertung der Daten aus der Eigenüberwachung

Anhang 3 – Fließschemata

Anhang 4 – Zusammenstellung der Probenahmepunkte

Anhang 5 - Basisdaten

Anhang 6 - Niederschläge und Abflüsse

Anhang 7 – Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem Intensiv- und Sonder-Messprogramm

7.1 – Spurenstoffe

7.2 – Multiresistente Keime

Anhang 8 – Ergebnisse der Massenbilanzierung von Spurenstoffen

8.1 – Massenbilanzen für KA Ratzeburg, Gesamtsystem

8.2 – Massenbilanzen für Teilsysteme

Anhang 9 – Verfahrensspezifische Eliminationsraten von Spurenstoffen

Anhang 10 – Ergebnisse aus dem Routine-Messprogramm

10.1 – Zusammenfassung der Ergebnisse

10.2 – Überprüfung statistisch signifikanter Unterschiede (t-Test)

Anhang 11 – Saisonale Eliminationsraten

Anhang 12 - Konzentrationen und Reduktionsfaktoren von Multiresistenten Erregern





## Literaturverzeichnis

- Abegglen, Christian; Siegrist, Hansruedi (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU. Bern (Umwelt-Wissen, 1214).
- Adler, N.; Balzer, Frederike; Blondzik, Katrin; Brauer, F.; Chorus, I.; Ebert, I. et al. (2018): Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt. Hintergrund, Herausforderungen und Handlungsoptionen. 1. Aufl. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/antibiotika-antibiotikaresistenzen-in-der-umwelt>, zuletzt geprüft am 26.01.2019.
- Alexander, Johannes; Schwartz, Thomas (2016): RiSKWa - Verbundprojekt TransRisk: Charakterisierung, Kommunikation und Minimierung von Risiken durch neue Schadstoffe und Krankheitserreger im Wasserkreislauf, Teilprojekt 14. Abschlussbericht : Laufzeit des Vorhabens: 01.11.2011 bis 31.12.2015. Karlsruhe: KIT Institut für Funktionelle Grenzflächen (IFG). Online verfügbar unter <https://edocs.tib.eu/files/e01fb16/870669354.pdf>.
- Altmann, J.; Bruebach, H.; Sperlich, A.; Jekel, M. (2014a): Removal of micropollutants from treated domestic wastewater by addition of powdered activated carbon to rapid filtration. In: *Water Practice and Technology* 9 (3), S. 344–352. DOI: 10.2166/wpt.2014.036.
- Altmann, Johannes; Ruhl, Aki S.; Sauter, Daniel; Pohl, Julia; Jekel, Martin (2015a): How to dose powdered activated carbon in deep bed filtration for efficient micropollutant removal. In: *Water research* 78, S. 9–17. DOI: 10.1016/j.watres.2015.03.031.
- Altmann, Johannes; Ruhl, Aki Sebastian; Zietzschmann, Frederik; Jekel, Martin (2014b): Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. In: *Water research* 55, S. 185–193. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.025.
- Altmann, Johannes; Zietzschmann, Frederik; Geiling, Eva-Linde; Ruhl, Aki Sebastian; Sperlich, Alexander; Jekel, Martin (2015b): Impacts of coagulation on the adsorption of organic micropollutants onto powdered activated carbon in treated domestic wastewater. In: *Chemosphere* 125, S. 198–204. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.12.061.
- Andreozzi, R.; Marotta, R.; Pinto, G.; Polio, A. (2002): Carbamazepine in water: persistence in the environment, ozonation treatment and preliminary assessment on algal toxicity. In: *Water research* 36 (11), S. 2869–2877. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00500-0.
- Andreozzi, Roberto; Caprio, Vincenzo; Insola, Amedeo; Longo, Giovanna (1998): Photochemical degradation of benzotriazole in aqueous solution. In: *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 73 (2), S. 93–98. DOI: 10.1002/(SICI)1097-4660(199810)73:2<93::AID-JCTB910>3.0.CO;2-7.
- Andreozzi, Roberto; Raffaele, Marotta; Nicklas, Paxéus (2003): Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. In: *Chemosphere* 50 (10), S. 1319–1330. DOI: 10.1016/S0045-6535(02)00769-5.
- Aparicio, Virginia C.; Gerónimo, Eduardo de; Marino, Damián; Primost, Jezabel; Carriquiri-borde, Pedro; Costa, José L. (2013): Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. In: *Chemosphere* 93 (9), S. 1866–1873. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.06.041.
- Baggiani, Claudio; Anfossi, Laura; Giovannoli, Cristina (2007): Solid phase extraction of food contaminants using molecular imprinted polymers. In: *Analytica chimica acta* 591 (1), S. 29–39. DOI: 10.1016/j.aca.2007.01.056.

- Bai, Shahla Hosseini; Ogbourne, Steven M. (2016): Glyphosate: environmental contamination, toxicity and potential risks to human health via food contamination. In: *Environmental science and pollution research international* 23 (19), S. 18988–19001. DOI: 10.1007/s11356-016-7425-3.
- Baquero, Fernando; Martínez, José-Luis; Cantón, Rafael (2008): Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. In: *Current opinion in biotechnology* 19 (3), S. 260–265. DOI: 10.1016/j.copbio.2008.05.006.
- Barret, Maialen; Carrère, Hélène; Latrille, Eric; Wisniewski, Christelle; Patureau, Dominique (2010a): Micropollutant and sludge characterization for modeling sorption equilibria. In: *Environmental science & technology* 44 (3), S. 1100–1106. DOI: 10.1021/es902575d.
- Barret, Maialen; Patureau, Dominique; Latrille, Eric; Carrère, Hélène (2010b): A three-compartment model for micropollutants sorption in sludge. Methodological approach and insights. In: *Water research* 44 (2), S. 616–624. DOI: 10.1016/j.watres.2009.08.029.
- Beier, Silvio (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. Zugl.: Aachen, Techn. Hochsch., Diss., 2010. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen.
- Bendz, David; Paxéus, Nicklas A.; Ginn, Timothy R.; Loge, Frank J. (2005): Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study. Höje River in Sweden. In: *Journal of hazardous materials* 122 (3), S. 195–204. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.03.012.
- Bergmann, Sabine; Götz, Christian (2013): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Flächendeckende Analyse der Gewässerbelastungen und Reduzierungsmöglichkeiten in Nordrhein-Westfalen. In: *KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft* (3), S. 139–144.
- Berthod, L.; Roberts, G.; Sharpe, A.; Whitley, D. C.; Greenwood, R.; Mills, G. A. (2016): Effect of sewage sludge type on the partitioning behaviour of pharmaceuticals. A meta-analysis. In: *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 2 (1), S. 154–163. DOI: 10.1039/C5EW00171D.
- Berthod, L.; Whitley, D. C.; Roberts, G.; Sharpe, A.; Greenwood, R.; Mills, G. A. (2017): Quantitative structure-property relationships for predicting sorption of pharmaceuticals to sewage sludge during waste water treatment processes. In: *The Science of the total environment* 579, S. 1512–1520. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.156.
- Berthod, Laurence; Roberts, Gary; Whitley, David C.; Sharpe, Alan; Mills, Graham A. (2014): A solid-phase extraction method for rapidly determining the adsorption coefficient of pharmaceuticals in sewage sludge. In: *Water research* 67, S. 292–298. DOI: 10.1016/j.watres.2014.09.020.
- Bischoff, Astrid (2013): Desinfektion von behandeltem Abwasser - Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren. Zugl.: Darmstadt, Techn. Univ., Diss., 2013. Darmstadt: Inst. IWAR (Schriftenreihe IWAR, 225).
- Blatchley, Ernest R. (2005): Effects of Wastewater Disinfection on Human Health: WERF Report Project 99-HHE-1 (WERF Report S): IWA Publishing.
- Boll, R.; Rohlfing, R.; Müller-Schaper, J.; Wolffson, C. (2017): Studie zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Lippetal. Studie durchgeführt durch das PFI Planungsgemeinschaft im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV). Bochum. Online verfügbar unter [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/171102\\_Machbarkeiststudie\\_KA\\_Lippetal/S\\_493-004\\_Studie\\_SSE\\_Lippetal.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/171102_Machbarkeiststudie_KA_Lippetal/S_493-004_Studie_SSE_Lippetal.pdf), zuletzt geprüft am 20.08.2019.
- Boreen, Anne L.; Arnold, William A.; McNeill, Kristopher (2004): Photochemical fate of sulfa drugs in the aquatic environment: sulfa drugs containing five-membered heterocyclic

- groups. In: *Environmental science & technology* 38 (14), S. 3933–3940. DOI: 10.1021/es0353053.
- Boulanger, Bryan; Vargo, John D.; Schnoor, Jerald L.; Hornbuckle, Keri C. (2005): Evaluation of perfluorooctane surfactants in a wastewater treatment system and in a commercial surface protection product. In: *Environmental science & technology* 39 (15), S. 5524–5530. DOI: 10.1021/es050213u.
- Bronstad, J. O.; Friestad, H. O. (1985): Behaviour of glyphosate in the aquatic environment. In: *Herbicide glyphosate/edited by E. Grossbard, D. Atkinson*, S. 200–205.
- Buerge, Ignaz I.; Poiger, Thomas; Müller, Markus D.; Buser, Hans-Rudolf (2003): Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters. In: *Environmental science & technology* 37 (4), S. 691–700. DOI: 10.1021/es020125z.
- Buerge, Ignaz J.; Buser, Hans-Rudolf; Kahle, Maren; Müller, Markus D.; Poiger, Thomas (2009): Ubiquitous occurrence of the artificial sweetener acesulfame in the aquatic environment: an ideal chemical marker of domestic wastewater in groundwater. In: *Environmental science & technology* 43 (12), S. 4381–4385. DOI: 10.1021/es900126x.
- Bundschuh, Mirco (2011): Application of ozone as tertiary treatment step to reduce the load of micropollutants. Koblenz, Landau (Pfalz), Univ., Campus Landau (Pfalz), Diss., 2011. Universitätsbibliothek Landau, Landau. Online verfügbar unter [http://kola.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2011/634/pdf/PhD\\_Bundschuh.pdf](http://kola.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2011/634/pdf/PhD_Bundschuh.pdf).
- Bürgmann, Helmut (2014): Eintrag von Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in Wassersysteme der Schweiz. In: *Präv Gesundheitsf* 9 (3), S. 185–190. DOI: 10.1007/s11553-014-0444-3.
- Burkhardt, M.; Junghans, M.; Zuleeg, S.; Boller, M.; Schoknecht, U.; Lamani, X. et al. (2009): Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. In: *Environ Sci Eur* 21 (1), S. 36–47. DOI: 10.1007/s12302-008-0033-1.
- Byrns, Geoff (2001): The fate of xenobiotic organic compounds in wastewater treatment plants. In: *Water research* 35 (10), S. 2523–2533. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00529-7.
- Careghini, Alessandro; Mastorgio, Andrea Filippo; Saponaro, Sabrina; Sezenna, Elena (2015): Bisphenol A, nonylphenols, benzophenones, and benzotriazoles in soils, groundwater, surface water, sediments, and food: a review. In: *Environmental science and pollution research international* 22 (8), S. 5711–5741. DOI: 10.1007/s11356-014-3974-5.
- Carletti, G.; Fatone, F.; Bolzonella, D.; Cecchi, F. (2008): Occurrence and fate of heavy metals in large wastewater treatment plants treating municipal and industrial wastewaters. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 57 (9), S. 1329–1336. DOI: 10.2166/wst.2008.230.
- Castiglioni, Sara; Bagnati, Renzo; Fanelli, Roberto; Pomati, Francesco; Calamari, Davide; Zuccato, Ettore (2006): Removal of Pharmaceuticals in Sewage Treatment Plants in Italy. In: *Environ. Sci. Technol.* 40 (1), S. 357–363. DOI: 10.1021/es050991m.
- Castronovo, Sandro; Wick, Arne; Scheurer, Marco; Nödler, Karsten; Schulz, Manoj; Ternes, Thomas A. (2017): Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sandfilters. In: *Water research* 110, S. 342–353. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.041.
- Christian, Thorsten; Schneider, Rudolf J.; Färber, Harald A.; Skutlarek, Dirk; Meyer, Michael T.; Goldbach, Heiner E. (2003): Determination of Antibiotic Residues in Manure, Soil, and Surface Waters. In: *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31 (1), S. 36–44. DOI: 10.1002/ahch.200390014.

- Clara, M.; Kreuzinger, N.; Strenn, B.; Gans, O.; Kroiss, H. (2005): The solids retention time-a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. In: *Water research* 39 (1), S. 97–106. DOI: 10.1016/j.watres.2004.08.036.
- Clara, M.; Strenn, B.; Kreuzinger, N. (2004): Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment. Investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. In: *Water research* 38 (4), S. 947–954. DOI: 10.1016/j.watres.2003.10.058.
- Cornell, Jeffrey S.; Pillard, David A.; Hernandez, Mark T. (2000): Comparative measures of the toxicity of component chemicals in aircraft deicing fluid. In: *Environmental toxicology and chemistry* 19 (6), S. 1465–1472. DOI: 10.1002/etc.5620190601.
- Czekalski, Nadine; Berthold, Tom; Caucci, Serena; Egli, Andrea; Bürgmann, Helmut (2012): Increased levels of multiresistant bacteria and resistance genes after wastewater treatment and their dissemination into lake Geneva, Switzerland. In: *Frontiers in microbiology* 3, S. 106. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00106.
- Della-Cioppa, G.; Bauer, S. C.; Klein, B. K.; Shah, D. M.; Fraley, R. T.; Kishore, G. M. (1986): Translocation of the precursor of 5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase into chloroplasts of higher plants in vitro. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 83 (18), S. 6873–6877. DOI: 10.1073/pnas.83.18.6873.
- Doll, Tusnelda E.; Hartmann; Frimmel, Fritz (2003): Verhalten von Carbamazepin, Clofibrinsäure, Iomeprol und Iopromid in der Umwelt--Fotochemischer Abbau mittels simulierter solarer UV-Strahlung. In: *Vom Wasser* 100, S. 99–110.
- E.C. (2006): Draft Assessment Report (DAR) - public version. Initial risk assessment by the rapporteur Member States Germany for the existing active substance ACLONIFEN in the third stage (part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Hg. v. European Food Safety Authority. Online verfügbar unter <http://dar.efsa.europa.eu/dar-web/provision/request/subid/143>, zuletzt geprüft am 11.07.2019.
- Engelmann, Uwe; Rohde, Sylvia (2007): Arzneistoffbericht 2007. Arzneimittelwirkstoffe, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Abwassereinleitungen und Oberflächengewässern in Sachsen. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Freistaat Sachsen. Dresden. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13441>, zuletzt geprüft am 07.12.2018.
- Engelmann, Uwe; Rohde, Sylvia (2009): Arzneimittelwirkstoffe, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Abwassereinleitungen und Oberflächengewässern in Sachsen. In: *KA : Korrespondenz Abwasser, Abfall : Organ der DWA* 56 (3), S. 258–268.
- EPA (2000): Guidance for Data Quality Assessment. Practical Methods for Data Analysis. EPA QA/G-9.
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* 43 (L 327), S. 1–73.
- Exner, M.; Schmithausen, R.; Schreiber, C.; Bierbaum, G.; Parcina, Marijo; Engelhart, S. et al. (2018): Zum Vorkommen und zur vorläufigen hygienisch-medizinischen Bewertung von Antibiotika-resistenten Bakterien mit humanmedizinischer Bedeutung in Gewässern, Abwässern, Badegewässern sowie zu möglichen Konsequenzen für die Trinkwasserversorgung. In: *Hygiene + Medizin* 43, S. 46–54.

- Fahlenkamp, H.; Hannich, C. B.; Möhle, E.; Nöthe, T.; Ries, T. (2004): Eintrag und Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. In: *Chemie Ingenieur Technik* 76 (8), S. 1179–1189. DOI: 10.1002/cite.200400070.
- Fent, Gunnar; Hein, Werner J.; Moendel, Martin J.; Kubiak, Roland (2003): Fate of 14C-bisphenol A in soils. In: *Chemosphere* 51 (8), S. 735–746. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00100-0.
- Flint, Shelby; Markle, Tricia; Thompson, Sarah; Wallace, Elizabeth (2012): Bisphenol A exposure, effects, and policy: a wildlife perspective. In: *Journal of environmental management* 104, S. 19–34. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.03.021.
- Fuchs, Stephan; Kaiser, Maria; Kiemle, Lisa; Kittlaus, Steffen; Rothvoß, Shari; Toshovski, Snezhina et al. (2017a): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies. An Open-Source River Basin Management System. In: *Water* 9 (4), S. 239. DOI: 10.3390/w9040239.
- Fuchs, Stephan; Kaiser, Maria; Toshovski, Snezhina; Sacher, Frank; Thoma, Astrid; Lambert, Benedikt et al. (2018): Schadstoffe aus kommunalen Kläranlagen. Ein koordiniertes und harmonisiertes deutschlandweites Vorhaben zum Kläranlagen-Monitoring. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall* (9), S. 793–799.
- Fuchs, Stephan; Scherer, Ulrike; Wander, Ramona; et al. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Berlin (UBA-FB, UBA-FB 001410).
- Fuchs, Stephan; Weber, Tatyana; Wander, Ramona; Toshovski, Snezhina; Kittlaus, Steffen; Reid, Lucas et al. (2017b): Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Endbericht. Karlsruhe: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung KIT (Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit).
- Gälli, René; Ort, C.; Schärer, M. (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern – Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. In: *Umwelt-Wissen* 917, S. 103.
- Gardner, Michael; Comber, Sean; Scrimshaw, Mark D.; Cartmell, Elise; Lester, John; Ellor, Brian (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.
- Gardner, Mike; Jones, Vera; Comber, Sean; Scrimshaw, Mark D.; Coello-Garcia, Tamara; Cartmell, Elise 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.
- Gartiser, Stefan; Stiene, Gabi (2000): Umweltverträgliche Desinfektionsmittel im Krankenhausabwasser. Forschungsbericht 297 27 526. Texte 01/2000: Umweltbundesamt.
- Gasperi, Johnny; Garnaud, Stéphane; Rocher, Vincent; Moilleron, Régis (2008): Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. In: *The Science of the total environment* 407 (1), S. 263–272. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.08.015.
- Gehring, Martin J. (2004): Verhalten der endokrin wirksamen Substanz Bisphenol A bei der kommunalen Abwasserentsorgung. Dissertationsschrift. TU Dresden, Dresden. Abfallwirtschaft und Altlasten. Online verfügbar unter <http://www.ulb.tu-darmstadt.de/tocs/129346837.pdf>.

- GESTIS (2019): Stoffdatenbank. Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. Hg. v. Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. Online verfügbar unter [www.dguv.de/ifa/stoffdatenbank](http://www.dguv.de/ifa/stoffdatenbank), zuletzt geprüft am 08.02.2019.
- Giesy, John P.; Dobson, Stuart; Solomon, Keith R. (2000): Ecotoxicological Risk Assessment for Roundup® Herbicide. In: George W. Ware (Hg.): *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Continuation of Residue Reviews*, Bd. 167. New York, NY: Springer New York; Imprint; Springer (*Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 0179-5953, 167), S. 35–120.
- Girardi, Cristobal; Greve, Josephine; Lamshöft, Marc; Fetzer, Ingo; Miltner, Anja; Schäffer, Andreas; Kästner, Matthias (2011): Biodegradation of ciprofloxacin in water and soil and its effects on the microbial communities. In: *Journal of hazardous materials* 198, S. 22–30. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.10.004.
- Göbel, Anke; McArdell, Christa S.; Joss, Adriano; Siegrist, Hansruedi; Giger, Walter (2007): Fate of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies. In: *The Science of the total environment* 372 (2-3), S. 361–371. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.07.039.
- Göbel, Anke; Thomsen, Angela; McArdell, Christa S.; Joss, Adriano; Giger, Walter (2005): Occurrence and Sorption Behavior of Sulfonamides, Macrolides, and Trimethoprim in Activated Sludge Treatment. In: *Environ. Sci. Technol.* 39 (11), S. 3981–3989. DOI: 10.1021/es048550a.
- Gokulakrishnan, S.; Chandraraj, K.; Gummadi, Sathyanarayana N. (2005): Microbial and enzymatic methods for the removal of caffeine. In: *Enzyme and Microbial Technology* 37 (2), S. 225–232. DOI: 10.1016/j.enzmictec.2005.03.004.
- Golet, Eva M.; Xifra, Irene; Siegrist, Hansruedi; Alder, Alfredo C.; Giger, Walter (2003): Environmental Exposure Assessment of Fluoroquinolone Antibacterial Agents from Sewage to Soil. In: *Environ. Sci. Technol.* 37 (15), S. 3243–3249. DOI: 10.1021/es0264448.
- Golovko, Oksana; Kumar, Vimal; Fedorova, Ganna; Randak, Tomas; Grabic, Roman (2014): Seasonal changes in antibiotics, antidepressants/psychiatric drugs, antihistamines and lipid regulators in a wastewater treatment plant. In: *Chemosphere* 111, S. 418–426. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.03.132.
- Gore, A. C.; Chappell, V. A.; Fenton, S. E.; Flaws, J. A.; Nadal, A.; Prins, G. S. et al. (2015): EDC-2: The Endocrine Society's Second Scientific Statement on Endocrine-Disrupting Chemicals. In: *Endocrine reviews* 36 (6), E1-E150. DOI: 10.1210/er.2015-1010.
- Gottrup, O.; O'SULLIVAN, P. A.; SCHRAA, R. J.; VANDEN, W. H. (1976): Uptake, translocation, metabolism and selectivity of glyphosate in Canada thistle and leafy spurge. In: *Weed Res* 16 (3), S. 197–201. DOI: 10.1111/j.1365-3180.1976.tb00402.x.
- Götz, Christian; Bergmann, Sabine; Ort, Christoph; Singer, Heinz; Kase, Robert (2012): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. Hg. v. Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/wasser/klaeranlage\\_abwasser/Abschlussbericht%20Mikroschadstoffe\\_komprimiert.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/wasser/klaeranlage_abwasser/Abschlussbericht%20Mikroschadstoffe_komprimiert.pdf), zuletzt geprüft am 26.01.2019.
- Grooten, Monique; Almond, R. E.A. (2018): Living planet report–2018: Aiming higher. In: *WWF, Gland, Switzerland*, S. 22–100.
- Grummt, Tamara; Tribskorn, Rita; Exner, Martin; Schwartz, Thomas; Jurzik, Lars; Letzel, Marion et al. (2016): Risikocharakterisierung und Risikobewertung: Trinkwasser, Abwasser,

- Grund- und Oberflächenwasser. In: Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. Praxishandbuch : RiSKWa NaWaM : BMBF-Fördermaßnahme. Unter Mitarbeit von Thomas Track. Frankfurt am Main: DECHEMA e.V, S. 24–38.
- Grünebaum, Thomas (2011): Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen - Phase 1. Hg. v. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Essen. Online verfügbar unter [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/forschung/pdf/Arzneimittelr\\_Abschlussbericht.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/forschung/pdf/Arzneimittelr_Abschlussbericht.pdf), zuletzt geprüft am 26.01.2019.
- Gullberg, Erik; Cao, Sha; Berg, Otto G.; Ilbäck, Carolina; Sandegren, Linus; Hughes, Diarmaid; Andersson, Dan I. (2011): Selection of resistant bacteria at very low antibiotic concentrations. In: *PLoS pathogens* 7 (7), e1002158. DOI: 10.1371/journal.ppat.1002158.
- Gunten, Urs von (2005): Verminderung der Konzentration von Spurenstoffen. Was leistet die Trinkwasseraufbereitung? In: *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 85 (1), S. 53–59. Online verfügbar unter <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A4923/datasetstream/PDF/view>.
- Gurke, Robert; Rößler, Martin; Marx, Conrad; Diamond, Sam; Schubert, Sara; Oertel, Reinhard; Fauler, Joachim (2015): Occurrence and removal of frequently prescribed pharmaceuticals and corresponding metabolites in wastewater of a sewage treatment plant. In: *The Science of the total environment* 532, S. 762–770. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.067.
- Halling-Sørensen, B.; Jensen, J.; Tjørnelund, J.; Montforts, M. H. M. M. (2001): Worst-Case Estimations of Predicted Environmental Soil Concentrations (PEC) of Selected Veterinary Antibiotics and Residues Used in Danish Agriculture. In: Klaus Kümmerer (Hg.): *Pharmaceuticals in the environment. Sources, fate, effects and risks*, Bd. 8. Berlin, New York: Springer, S. 143–157.
- Hamel, Elke (2001): Untersuchungen zum Verhalten von Schwermetallen in kommunalen Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Metallanreicherung an Belebtschlämmen. Oldenburg, Univ., Diss. Online verfügbar unter <http://docserver.bis.uni-oldenburg.de/publikationen/dissertation/2001/hamunt01/hamunt01.zip>.
- Hanisch, Bernd; Abbas, B.; Kratz, W. (2002): Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen. Landesumweltamt Brandenburg. Frankfurt (Oder) (Studien und Tagungsberichte, 39).
- Hanisch, Bernd; Abbas, Bettina; Kratz, Werner; Schüürmann, Gerrit (2004): Humanarzneimittel im aquatischen Ökosystem. In: *UWSF - Z Umweltchem Ökotox* 16 (4), S. 223–238. DOI: 10.1065/uwsf2004.02.076.
- Harris, Catherine A.; Routledge, Edwin J.; Schaffner, Christian; Brian, Jayne V.; Giger, Walter; Sumpter, John P. (2007): Benzotriazole is antiestrogenic in vitro but not in vivo. In: *Environmental toxicology and chemistry* 26 (11), S. 2367–2372. DOI: 10.1897/06-587R.1.
- Hart, D.S; Davis, L.C; Erickson, L.E; Callender, T.M (2004): Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. In: *Microchemical Journal* 77 (1), S. 9–17. DOI: 10.1016/j.microc.2003.08.005.
- He, Kai; Echigo, Shinya; Asada, Yasuhiro; Itoh, Sadahiko (2018): Determination of Caffeine and Its Metabolites in Wastewater Treatment Plants Using Solid-Phase Extraction and Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. In: *Analytical sciences : the international journal of the Japan Society for Analytical Chemistry* 34 (3), S. 349–354. DOI: 10.2116/analsci.34.349.

- Heim, Malika (2019): Der Einfluss von Retention und Translation in kommunalen Kläranlagen auf die Interpretation von Messdaten. Unveröffentlichte Master-Thesis an der TH Lübeck.
- Helsel, Dennis R. (2006): Fabricating data: how substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. In: *Chemosphere* 65 (11), S. 2434–2439. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.04.051.
- Hem, Lars J.; Hartnik, Thomas; Roseth, Roger; Breedveld, Gijs D. (2003): Photochemical Degradation of Benzotriazole. In: *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 38 (3), S. 471–481. DOI: 10.1081/ESE-120016907.
- Hembrock-Heger, Annegret (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt. Literaturstudie. Recklinghausen: LANUV NRW (LANUV-Fachbericht, 2).
- Herrmann, Manuel; Menz, Jakob; Olsson, Oliver; Kümmerer, Klaus (2015): Identification of phototransformation products of the antiepileptic drug gabapentin: Biodegradability and initial assessment of toxicity. In: *Water research* 85, S. 11–21. DOI: 10.1016/j.watres.2015.08.004.
- Hillenbrand, Thomas; Tettenborn, Felix; Menger-Krug, Eve; Marscheider-Weidemann, Frank; Fuchs, Stephan; Toshovski, Snezhina et al. (2014): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. Karlsruhe: Fraunhofer ISI (Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, 2037Anh).
- Hirsch, Roman; Ternes, Thomas; Haberer, Klaus; Kratz, Karl-Ludwig (1999): Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. In: *Science of The Total Environment* 225 (1-2), S. 109–118. DOI: 10.1016/S0048-9697(98)00337-4.
- Hollender, Juliane; Zimmermann, Saskia G.; Koepke, Stephan; Krauss, Martin; McArdeell, Christa S.; Ort, Christoph et al. (2009): Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. In: *Environmental science & technology* 43 (20), S. 7862–7869. DOI: 10.1021/es9014629.
- Hope, Bruce K.; Pillsbury, Lori; Boling, Brian (2012): A state-wide survey in Oregon (USA) of trace metals and organic chemicals in municipal effluent. In: *The Science of the total environment* 417-418, S. 263–272. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.12.028.
- Huckele, Susanne; Track, Thomas (2013): Risk management of emerging compounds and pathogens in the water cycle (RiSKWa). In: *Environ Sci Eur* 25 (1). DOI: 10.1186/2190-4715-25-1.
- Hyland, Katherine C.; Dickenson, Eric R. V.; Drewes, Jörg E.; Higgins, Christopher P. (2012): Sorption of ionized and neutral emerging trace organic compounds onto activated sludge from different wastewater treatment configurations. In: *Water research* 46 (6), S. 1958–1968. DOI: 10.1016/j.watres.2012.01.012.
- Ivašečkin, Pavel V. (2006): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Aachen, Techn. Hochsch., Diss., 2006. Online verfügbar unter [http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus3/volltexte/2006/1726/pdf/Ivashechkin\\_Pavel.pdf](http://darwin.bth.rwth-aachen.de/opus3/volltexte/2006/1726/pdf/Ivashechkin_Pavel.pdf).
- Jansons, Mārtiņš; Pugajeva, Iveta; Bartkevičs, Vadims (2018): Occurrence of glyphosate in beer from the Latvian market. In: *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment* 35 (9), S. 1767–1775. DOI: 10.1080/19440049.2018.1469051.
- Jekel, Martin; Altmann, Johannes; Ruhl, Aki Sebastian; Sperlich, Alexander; Schaller, Jana; Gnirß, Regina et al. (2016a): Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze



- der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken. Unter Mitarbeit von Technische Universität Berlin, Martin Jekel und Aki Sebastian Ruhl.
- Jekel, Martin; Baur, Nina; Böckelmann, Uta; Dünnbier, Uwe; Eckhardt, Alexander; Gnirß, Regina; et al. (2016b): Anthropogene Spurenstoffe und Krankheitserreger im urbanen Wasserkreislauf. Bewertung, Barrieren und Risikokommunikation (ASKURIS). Hg. v. Martin Jekel und Aki Sebastian Ruhl. Berlin: Universitätsverlag der TU Berlin.
- Jekel, Martin; Palmowski, Laurence; Pinnekamp, Johannes (2016c): Technologien zur Minderung von organischen Spurenstoffen und Krankheitserregern in der aquatischen Umwelt. In: Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. Praxishandbuch : RiSKWa NaWaM : BMBF-Fördermaßnahme. Unter Mitarbeit von Thomas Track. Frankfurt am Main: DECHEMA e.V, S. 39–53.
- Jelic, Aleksandra; Gros, Meritxell; Ginebreda, Antoni; Cespedes-Sánchez, Raquel; Ventura, Francesc; Petrovic, Mira; Barcelo, Damia (2011): Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. In: *Water research* 45 (3), S. 1165–1176. DOI: 10.1016/j.watres.2010.11.010.
- Jeon, Hee-Kyung; Chung, Yong; Ryu, Jae-Chun (2006): Simultaneous determination of benzophenone-type UV filters in water and soil by gas chromatography-mass spectrometry. In: *Journal of chromatography. A* 1131 (1-2), S. 192–202. DOI: 10.1016/j.chroma.2006.07.036.
- Jjemba, Patrick K. (2002): The potential impact of veterinary and human therapeutic agents in manure and biosolids on plants grown on arable land: a review. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93 (1), S. 267–278. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00350-4.
- Jones, O. A. H.; Voulvoulis, N.; Lester, J. N. (2002): Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. In: *Water research* 36 (20), S. 5013–5022. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00227-0.
- Jones, O. A. H.; Voulvoulis, N.; Lester, J. N. (2007): The occurrence and removal of selected pharmaceutical compounds in a sewage treatment works utilising activated sludge treatment. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 145 (3), S. 738–744. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.08.077.
- Joss, Adriano; Zabczynski, Sebastian; Göbel, Anke; Hoffmann, Burkhard; Löffler, Dirk; McArdell, Christa S. et al. (2006): Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment. Proposing a classification scheme. In: *Water research* 40 (8), S. 1686–1696. DOI: 10.1016/j.watres.2006.02.014.
- Kahl, Stefanie; Kleinstaub, Sabine; Nivala, Jaime; van Afferden, Manfred; Reemtsma, Thorsten (2018): Emerging Biodegradation of the Previously Persistent Artificial Sweetener Acesulfame in Biological Wastewater Treatment. In: *Environmental science & technology* 52 (5), S. 2717–2725. DOI: 10.1021/acs.est.7b05619.
- Kahle, Maren; Nöh, Ingrid (2009): Biozide in Gewässern. Eintragspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (Texte / Umweltbundesamt, 09,09).
- Kalmykova, Yuliya; Björklund, Karin; Strömvall, Ann-Margret; Blom, Lena (2013): Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachates and stormwater. In: *Water research* 47 (3), S. 1317–1328. DOI: 10.1016/j.watres.2012.11.054.
- Karthikeyan, K. G.; Meyer, Michael T. (2006): Occurrence of antibiotics in wastewater treatment facilities in Wisconsin, USA. In: *The Science of the total environment* 361 (1-3), S. 196–207. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.06.030.

- Kasprzyk-Hordern, Barbara; Dinsdale, Richard M.; Guwy, Alan J. (2009): The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. In: *Water research* 43 (2), S. 363–380. DOI: 10.1016/j.watres.2008.10.047.
- Kerber, Heide; Schramm, Engelbert; Winker, Martina (2014): Arzneimittelwirkstoffe. Zwei Zukunftsszenarien zur Verringerung der Gewässerbelastung. Frankfurt am Main: Institut für sozial-ökologische Forschung ISOE GmbH (ISOE-Studientexte, 22).
- Keskinkan, Olcayto; Balci, Behzat (2016): Biotic and abiotic bisphenol-A removal from wastewater by activated sludge: effects of temperature, biomass, and bisphenol-A concentrations. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 73 (2), S. 317–328. DOI: 10.2166/wst.2015.495.
- Kiss, Aliz; Fries, Elke (2009): Occurrence of benzotriazoles in the rivers Main, Hengstbach, and Hegbach (Germany). In: *Environmental science and pollution research international* 16 (6), S. 702–710. DOI: 10.1007/s11356-009-0179-4.
- Knapp, Charles W.; Engemann, Christina A.; Hanson, Mark L.; Keen, Patricia L.; Hall, Kenneth J.; Graham, David W. (2008): Indirect Evidence of Transposon-Mediated Selection of Antibiotic Resistance Genes in Aquatic Systems at Low-Level Oxytetracycline Exposures. In: *Environ. Sci. Technol.* 42 (14), S. 5348–5353. DOI: 10.1021/es703199g.
- Knerr, Henning; Kolisch, Gerd; Jung, Thomas (2017): Mikroschadstoffe aus Abwasseranlagen in Rheinland-Pfalz. In: Markus Porth und Holger Schüttrumpf (Hg.): Wasser, Energie und Umwelt. Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall I. Wiesbaden: Springer Vieweg, S. 190–198.
- Köck-Schulmeyer, Marianne; Villagrasa, Marta; López de Alda, Miren; Céspedes-Sánchez, Raquel; Ventura, Francesc; Barceló, Damià (2013): Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. In: *The Science of the total environment* 458-460, S. 466–476. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.04.010.
- Kokotou, Maroula G.; Thomaidis, Nikolaos S. (2013): Determination of eight artificial sweeteners in wastewater by hydrophilic interaction liquid chromatography-tandem mass spectrometry. In: *Anal. Methods* 5 (16), S. 3825. DOI: 10.1039/c3ay40599k.
- Kosma, Christina I.; Lambropoulou, Dimitra A.; Albanis, Triantafyllos A. (2014): Investigation of PPCPs in wastewater treatment plants in Greece. Occurrence, removal and environmental risk assessment. In: *The Science of the total environment* 466-467, S. 421–438. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.044.
- Kostich, Mitchell S.; Batt, Angela L.; Lazorchak, James M. (2014): Concentrations of prioritized pharmaceuticals in effluents from 50 large wastewater treatment plants in the US and implications for risk estimation. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 184, S. 354–359. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.09.013.
- Kreuzinger, N.; Clara, M.; Strenn, B.; Kroiss, H. (2004): Relevance of the sludge retention time (SRT) as design criteria for wastewater treatment plants for the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals from wastewater. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 50 (5), S. 149–156.
- KRINKO (2012): Hygienemaßnahmen bei Infektionen oder Besiedlung mit multiresistenten gramnegativen Stäbchen. In: *Bundesgesundheitsblatt* (55), S. 1311–1354. DOI: 10.1007/s00103-012-1549-5.
- KRINKO (2013): Praktische Umsetzung sowie krankenhaushygienische und infektionspräventive Konsequenzen des mikrobiellen Kolonisationscreenings bei intensivmedizinisch behandelten Früh- und Neugeborenen. In: *Epidemiologisches Bulletin* (42), S. 421–433. DOI: 10.25646/182.

- Kroger, Manfred; Meister, Kathleen; Kava, Ruth (2006): Low-calorie Sweeteners and Other Sugar Substitutes: A Review of the Safety Issues. In: *Comp Rev Food Sci Food Safety* 5 (2), S. 35–47. DOI: 10.1111/j.1541-4337.2006.tb00081.x.
- Kruglova, Antonina; Ahlgren, Pia; Korhonen, Nasti; Rantanen, Pirjo; Mikola, Anna; Vahala, Riku (2014): Biodegradation of ibuprofen, diclofenac and carbamazepine in nitrifying activated sludge under 12 °C temperature conditions. In: *The Science of the total environment* 499, S. 394–401.
- Kurenbach, Brigitta; Hill, Amy M.; Godsoe, William; van Hamelsveld, Sophie; Heinemann, Jack A. (2018): Agrichemicals and antibiotics in combination increase antibiotic resistance evolution. In: *PeerJ* 6, e5801. DOI: 10.7717/peerj.5801.
- Küster, Anette; Lehmann, Simone; Hein, Arne; Schönfeld, Jens (2013): Antibiotika in der Umwelt – Wirkung mit Nebenwirkung. In: *Umwelt + Mensch Informationsdienst (UMID)* (1), 18–28.
- Lambert, Benedikt; Fuchs, Stephan; Toshovski, Snezhina; Sacher, Frank; Thoma, Astrid (2014): Entwicklung eines Bilanzierungsinstruments für den Eintrag von Schadstoffen aus kommunalen Kläranlagen in Gewässer. Forschungsvorhaben gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und die Länder (UBA-Texte, 85/2014).
- Lange, Frank T.; Scheurer, Marco; Brauch, Heinz-J (2012): Artificial sweeteners--a recently recognized class of emerging environmental contaminants. A review. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 403 (9), S. 2503–2518. DOI: 10.1007/s00216-012-5892-z.
- Lee, Kuan-Chun; Rittmann, Bruce E.; Shi, Jichun; McAvoy, Drew (1998): Advanced Steady-State Model for the Fate of Hydrophobic and Volatile Compounds in Activated Sludge. In: *Water Environment Research* 70 (6), S. 1118–1131.
- Li, Dong; Yang, Min; Hu, Jianying; Ren, Liren; Zhang, Yu; Li, Kuizhao (2008): Determination and fate of oxytetracycline and related compounds in oxytetracycline production wastewater and the receiving river. In: *Environmental toxicology and chemistry* 27 (1), S. 80–86. DOI: 10.1897/07-080.1.
- Lindberg, Richard H.; Wennberg, Patrik; Johansson, Magnus I.; Tysklind, Mats; Andersson, Barbro A. V. (2005): Screening of Human Antibiotic Substances and Determination of Weekly Mass Flows in Five Sewage Treatment Plants in Sweden. In: *Environ. Sci. Technol.* 39 (10), S. 3421–3429. DOI: 10.1021/es048143z.
- Liu, You-Sheng; Ying, Guang-Guo; Shareef, Ali; Kookana, Rai S. (2012): Occurrence and removal of benzotriazoles and ultraviolet filters in a municipal wastewater treatment plant. In: *Environmental Pollution* 165, S. 225–232. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.10.009.
- Longrée, Philipp; Singer, Heinz; Moschet, Christoph; Goetz, Christian; Schärer, Michael; Keusen, Mario (2011): Organische Mikroverunreinigungen im Bodensee. Analyse und Bewertung der Situation in See und Einzugsgebiet. In: *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 91 (7), S. 495–505. Online verfügbar unter <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A6865/datastream/PDF/view>.
- Loos, Robert; Carvalho, Raquel; António, Diana C.; Comero, Sara; Locoro, Giovanni; Tavazzi, Simona et al. (2013): EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. In: *Water research* 47 (17), S. 6475–6487. DOI: 10.1016/j.watres.2013.08.024.
- Lozano, Nuria; Rice, Clifford P.; Ramirez, Mark; Torrents, Alba (2013): Fate of Triclocarban, Triclosan and Methyltriclosan during wastewater and biosolids treatment processes. In: *Water research* 47 (13), S. 4519–4527. DOI: 10.1016/j.watres.2013.05.015.

- Lublinter, B.; Redding, M.; Ragsdale, D. (2010): Pharmaceuticals and Personal Care Products in Municipal Wastewater and Their Removal by Nutrient Treatment Technologies. Publication Number 10-03-004. Olympia, WA: Washington State Department of Ecology. Online verfügbar unter <https://fortress.wa.gov/ecy/publications/summarypages/1003004.html>, zuletzt geprüft am 01.02.2019.
- Luft, Agnessa; Wagner, Manfred; Ternes, Thomas A. (2014): Transformation of biocides irgarol and terbutryn in the biological wastewater treatment. In: *Environmental science & technology* 48 (1), S. 244–254. DOI: 10.1021/es403531d.
- Lundstedt, Staffan (2003): Analysis of PAHs and their transformation products in contaminated soil and remedial processes. Dissertation. Umea Universtiy. Department of Chemistry.
- Mackay, Donald; Shiu, Wan Ying (1992): Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Boca Raton: Lewis.
- Magiorakos, A-P; Srinivasan, A.; Carey, R. B.; Carmeli, Y.; Falagas, M. E.; Giske, C. G. et al. (2012): Multidrug-resistant, extensively drug-resistant and pandrug-resistant bacteria: an international expert proposal for interim standard definitions for acquired resistance. In: *Clinical microbiology and infection : the official publication of the European Society of Clinical Microbiology and Infectious Diseases* 18 (3), S. 268–281. DOI: 10.1111/j.1469-0691.2011.03570.x.
- Mailler, R.; Gasperi, J.; Rocher, V.; Gilbert-Pawlik, S.; Geara-Matta, D.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2014): Biofiltration vs conventional activated sludge plants. What about priority and emerging pollutants removal? In: *Environmental science and pollution research international* 21 (8), S. 5379–5390. DOI: 10.1007/s11356-013-2388-0.
- Majewsky, Marius; Gallé, Tom; Yargeau, Viviane; Fischer, Klaus (2011): Active heterotrophic biomass and sludge retention time (SRT) as determining factors for biodegradation kinetics of pharmaceuticals in activated sludge. In: *Bioresource technology* 102 (16), S. 7415–7421. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.05.032.
- Manaia, Celia M. (2014): Antibiotic resistance in wastewater. Origins, fate, and risks. In: *Präv Gesundheitsf* 9 (3), S. 180–184. DOI: 10.1007/s11553-014-0452-3.
- Manaia, Célia M.; Vaz-Moreira, Ivone; Nunes, Olga C. (2012): Antibiotic Resistance in Waste Water and Surface Water and Human Health Implications. In: M. Elliott, O. Hutzinger, Jiri Hrubec, J. Einax, T. Kouimtzis, C. Samara et al. (Hg.): The handbook of environmental chemistry. Emerging organic contaminants and human health, Bd. 20. Berlin: Springer (The Handbook of Environmental Chemistry), S. 173–212.
- Margni, M.; Rossier, D.; Crettaz, P.; Jolliet, O. (2002): Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93 (1), S. 379–392. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00336-X.
- Margot, Jonas (2015): Micropollutant removal from municipal wastewater. From conventional treatments to advanced biological processes. PhD thesis, Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, These No 6505.
- Margot, Jonas; Kienle, Cornelia; Magnet, Anoÿs; Weil, Mirco; Rossi, Luca; Alencastro, Luiz Felipe de et al. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater. Ozone or powdered activated carbon? In: *The Science of the total environment* 461-462, S. 480–498. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.034.
- Margot, Jonas; Rossi, Luca; Barry, David A.; Holliger, Christof (2015): A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. In: *WIREs Water* 2 (5), S. 457–487. DOI: 10.1002/wat2.1090.

- Marx, Conrad; Mühlbauer, Viktoria; Schubert, Sara; Oertel, Reinhard; Ahnert, Markus; Krebs, Peter; Kuehn, Volker (2015): Representative input load of antibiotics to WWTPs. Predictive accuracy and determination of a required sampling quantity. In: *Water research* 76, S. 19–32. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.049.
- Masschelein, Willy J.; Rice, Rip G. (Hg.) (2002): Ultraviolet light in water and wastewater sanitation. Boca Raton: Lewis.
- McKinstry, Doris; Rommel, Alan; Sugerman, A. (1984): Pharmacokinetics, Metabolism, and Excretion of Iopamidol in Healthy Subjects. In: *Investigative Radiology* 19 (5), S. 171–174.
- Merkel, Wolf; Scheytt, Traugott (2016): Managementkonzepte zum Umgang mit Spurenstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. In: Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. Praxishandbuch : RiSKWa Na-WaM : BMBF-Fördermaßnahme. Unter Mitarbeit von Thomas Track. Frankfurt am Main: DECHEMA e.V, S. 54–66.
- Mertsch, Viktor (2017): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Konzeption Nordrhein-Westfalen. In: Markus Porth und Holger Schüttrumpf (Hg.): Wasser, Energie und Umwelt. Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall I. Wiesbaden: Springer Vieweg, S. 199–207.
- Miao, Xiu-Sheng; Yang, Jian-Jun; Metcalfe, Chris D. (2005): Carbamazepine and Its Metabolites in Wastewater and in Biosolids in a Municipal Wastewater Treatment Plant. In: *Environ. Sci. Technol.* 39 (19), S. 7469–7475. DOI: 10.1021/es050261e.
- Michałowicz, Jaromir (2014): Bisphenol A--sources, toxicity and biotransformation. In: *Environmental toxicology and pharmacology* 37 (2), S. 738–758. DOI: 10.1016/j.etap.2014.02.003.
- Miehe, Ulf (2010): Wirksamkeit technischer Barrieren zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen. Zugl.: Berlin, Techn. Univ., Diss., 2010. Papierflieger, Clausthal-Zellerfeld.
- Miklos, David B.; Remy, Christian; Jekel, Martin; Linden, Karl G.; Drewes, Jörg E.; Hübner, Uwe (2018): Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment - A critical review. In: *Water research* 139, S. 118–131. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.042.
- Müller, Heike; Sib, Esther; Gajdiss, Mike; Klanke, Ursula; Lenz-Plet, Franziska; Barabasch, Vanessa et al. (2018): Dissemination of multi-resistant Gram-negative bacteria into German wastewater and surface waters. In: *FEMS microbiology ecology* 94 (5). DOI: 10.1093/femsec/fiy057.
- Mutschler, Ernst et al. (2013): Arzneimittelwirkungen. Lehrbuch der Pharmakologie, der Klinischen Pharmakologie und Toxikologie. 10. voll überarb. und erw. Aufl. S.l.: WVG Wiss. Verl.-ges.
- Ning, Jiying; Gang, Gang; Bai, Zhihui; Hu, Qing; Qi, Hongyan; Ma, Anzhou et al. (2012): In situ enhanced bioremediation of dichlorvos by a phyllosphere Flavobacterium strain. In: *Front. Environ. Sci. Eng.* 6 (2), S. 231–237. DOI: 10.1007/s11783-011-0316-4.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV). In: *Bundesgesetzblatt* (I, 28), S. 1373–1443.
- Ongerth, Jerry E.; Khan, Stuart (2004): Drug Residuals: How Xenobiotics can Affect Water Supply Sources. In: *Journal - American Water Works Association* 96 (5), S. 94–101. DOI: 10.1002/j.1551-8833.2004.tb10631.x.
- Oosterhuis, Mathijs; Sacher, Frank; Ter Laak, Thomas L. (2013): Prediction of concentration levels of metformin and other high consumption pharmaceuticals in wastewater and regional surface water based on sales data. In: *The Science of the total environment* 442, S. 380–388. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.10.046.

- Ort, Christoph; Hollender, Juliane; Schaerer, Michael; Siegrist, Hansruedi (2009): Model-based evaluation of reduction strategies for micropollutants from wastewater treatment plants in complex river networks. In: *Environmental science & technology* 43 (9), S. 3214–3220. DOI: 10.1021/es802286v.
- Oulton, Rebekah L.; Kohn, Tamar; Cwiertny, David M. (2010): Pharmaceuticals and personal care products in effluent matrices. A survey of transformation and removal during wastewater treatment and implications for wastewater management. In: *Journal of environmental monitoring : JEM* 12 (11), S. 1956–1978. DOI: 10.1039/c0em00068j.
- Palmisano, Raffaella; Campanella, Luigi (2015): Photo-Degradation of Amoxicillin, Streptomycin, Erythromycin and Ciprofloxacin by UV and UV/TiO<sub>2</sub> Processes. Evaluation of Toxicity Changes Using a Respirometric Biosensor. In: *J Environ Anal Chem* 02 (03). DOI: 10.4172/2380-2391.1000143.
- Papageorgiou, Myrsini; Kosma, Christina; Lambropoulou, Dimitra (2016): Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in Central Greece. In: *The Science of the total environment* 543 (Pt A), S. 547–569. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.047.
- Parker, Wayne J.; Monteith, Hugh D.; Bell, John P.; Melcer, Henryk; Mac Berthouex, P. (1994): Comprehensive Fate Model for Metals in Municipal Wastewater Treatment. In: *Journal of Environmental Engineering* 120 (5), S. 1266–1283. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1994)120:5(1266).
- Pereira, André M. P. T.; Silva, Liliana J. G.; Meisel, Leonor M.; Lino, Celeste M.; Pena, Angelina (2015): Environmental impact of pharmaceuticals from Portuguese wastewaters. Geographical and seasonal occurrence, removal and risk assessment. In: *Environmental research* 136, S. 108–119. DOI: 10.1016/j.envres.2014.09.041.
- Pfeifer, Siegfried; Borchert, Hans-Hubert (1981): Biotransformation von Arzneimitteln. 1. Aufl. Berlin: Verl. Volk u. Gesundheit.
- Pinnekamp, Johannes (2015): Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens - Charakterisierung, Technologien, Kommunikation und Konzepte. Abschlussbericht des durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Vorhabens "Innovative Konzepte und Technologien für die separate Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens (Sauber+)", Förderkennzeichen: 02WRS1280A-J- der Fördermaßnahme "Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf (RiSKWa)". Aachen: Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 238).
- Pinnekamp, Johannes; Friedrich, Harald (Hg.) (2006): Membrantechnik für die Abwasserreinigung. RWTH Aachen. 2., aktual. Aufl. Aachen: FiW-Verl. (Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen, 1).
- Pinnekamp, Johannes; Letzel, Marion; Palmowski, Laurence (2015): RiSKWa-Leitfaden "Abwassertechnik". Begriffe und Definitionen zu ausgewählten Technologien zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern aus Abwasser Ergebnisse des Querschnittsthemas "Abwassertechnik". Hg. v. DECHEMA, Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie. Frankfurt am Main. Online verfügbar unter [http://riskwa.de/Downloads/\\_/RISKWA\\_Leitfaden\\_Abwassertechnik.pdf](http://riskwa.de/Downloads/_/RISKWA_Leitfaden_Abwassertechnik.pdf), zuletzt geprüft am 23.01.2019.
- Plósz, Benedek G. Y.; Leknes, Henriette; Thomas, Kevin V. (2010): Impacts of competitive inhibition, parent compound formation and partitioning behavior on the removal of antibiotics in municipal wastewater treatment. In: *Environmental science & technology* 44 (2), S. 734–742. DOI: 10.1021/es902264w.

- Poirier-Larabie, S.; Segura, P. A.; Gagnon, C. (2016): Degradation of the pharmaceuticals diclofenac and sulfamethoxazole and their transformation products under controlled environmental conditions. In: *The Science of the total environment* 557-558, S. 257–267. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.057.
- Pomiès, M.; Choubert, J-M; Wisniewski, C.; Coquery, M. (2013): Modelling of micropollutant removal in biological wastewater treatments. A review. In: *The Science of the total environment* 443, S. 733–748. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.037.
- PubChem (2019): Open Chemistry Database. Hg. v. National Center for Biotechnology Information. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>, zuletzt geprüft am 08.02.2019.
- Püttmann, Wilhelm; Keil, Florian; Oehlmann, Jörg; Schulte-Oehlmann, Ulrike (2008): Wasser-technische Strategien zur Reduzierung der Trinkwasserbelastung durch Arzneimittelwirkstoffe. In: *Environ Sci Eur* 20 (3), S. 209–226.
- Radjenović, Jelena; Petrović, Mira; Barceló, Damià (2009): Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. In: *Water research* 43 (3), S. 831–841. DOI: 10.1016/j.watres.2008.11.043.
- Rautenberg, Joachim; Fritsch, Peter; Hoch, Winfried; Merkl, Gerhard; Otillinger, Franz; Weiß, Matthias; Wricke, Burkhard (2014): Mutschmann/Stimmelmayer Taschenbuch der Wasserversorgung. 16., vollst. überarb. und aktual. Aufl. 2014. Wiesbaden: Springer Vieweg. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-8348-2561-2>.
- Reemtsma, Thorsten; Mieke, Ulf; Duennbier, Uwe; Jekel, Martin (2010): Polar pollutants in municipal wastewater and the water cycle. Occurrence and removal of benzotriazoles. In: *Water research* 44 (2), S. 596–604. DOI: 10.1016/j.watres.2009.07.016.
- Reemtsma, Thorsten; Weiss, Stefan; Mueller, Jutta; Petrovic, Mira; González, Susana; Barcelo, Damia et al. (2006): Polar pollutants entry into the water cycle by municipal wastewater: a European perspective. In: *Environmental science & technology* 40 (17), S. 5451–5458. DOI: 10.1021/es060908a.
- Reid, Andrea J.; Carlson, Andrew K.; Creed, Irena F.; Eliason, Erika J.; Gell, Peter A.; Johnson, Pieter T. J. et al. (2019): Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. In: *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 94 (3), S. 849–873. DOI: 10.1111/brv.12480.
- Ribeiro, Ana R.; Nunes, Olga C.; Pereira, Manuel F. R.; Silva, Adrián M. T. (2015): An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. In: *Environment international* 75, S. 33–51. DOI: 10.1016/j.envint.2014.10.027.
- Rizzo, L.; Manaia, C.; Merlin, C.; Schwartz, T.; Dagot, C.; Ploy, M. C. et al. (2013): Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review. In: *The Science of the total environment* 447, S. 345–360. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.032.
- Rodil, Rosario; Quintana, José Benito; Concha-Graña, Estefanía; López-Mahía, Purificación; Muniategui-Lorenzo, Soledad; Prada-Rodríguez, Darío (2012): Emerging pollutants in sewage, surface and drinking water in Galicia (NW Spain). In: *Chemosphere* 86 (10), S. 1040–1049. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.11.053.
- Rohweder, Udo (Hg.) (2003): Arzneimittel in der Umwelt. Auswertung der Untersuchungsergebnisse ; Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK) am 19./20. November 2003 in Hamburg ; Publikationsfreigabe durch die 32. Amtschefkonferenz (ACK) am 6.

- November 2003 in Berlin. Bund-Länder-Ausschuß für Chemikaliensicherheit; Umweltministerkonferenz; Umweltministerkonferenz (UMK). November 2003. Hamburg: Behörde für Umwelt und Gesundheit Institut für Hygiene und Umwelt. Online verfügbar unter <http://epub.sub.uni-hamburg.de/epub/volltexte/2009/2849/>.
- Rose, Joan B.; Nowlin, Homer; Farrah, Samuel R.; Harwood, Valerie J.; Levine, Audrey D.; Lukasik, Jerzy et al. (2004): Reduction of pathogens, indicator bacteria, and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes. Alexandria VA: Water Environment Research Foundation.
- Rößler, Annette; Rau, Walter; Metzger, Steffen (2018): Vorkommen von Spurenstoffen in Kläranlagenzuläufen in Baden-Württemberg. In: *Wasser Abfall* 20 (6), S. 40–49. DOI: 10.1007/s35152-018-0069-5.
- Rossmann, Julia; Schubert, Sara; Gurke, Robert; Oertel, Reinhard; Kirch, Wilhelm (2014): Simultaneous determination of most prescribed antibiotics in multiple urban wastewater by SPE-LC-MS/MS. In: *Journal of chromatography. B, Analytical technologies in the biomedical and life sciences* 969, S. 162–170. DOI: 10.1016/j.jchromb.2014.08.008.
- Rühmland, Sabine (2015): Technische Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin. Online verfügbar unter <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:101:1-201802193035>.
- Ryan, Christopher C.; Tan, David T.; Arnold, William A. (2011): Direct and indirect photolysis of sulfamethoxazole and trimethoprim in wastewater treatment plant effluent. In: *Water research* 45 (3), S. 1280–1286. DOI: 10.1016/j.watres.2010.10.005.
- Sacher, Frank; Thoma, Astrid; Lehmann, Markus; Scherer, Isabel; Stier, Katrin (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. Stand: August 2014. Karlsruhe: LUBW.
- Sadaria, Akash M.; Supowit, Samuel D.; Halden, Rolf U. (2016): Fate of Neonicotinoid Pesticides During Wastewater and Wetland Treatment. In: Jörg E. Drewes und Thomas Letzel (Hg.): Assessing transformation products of chemicals by non-target and suspect screening. Strategies and workflows, Bd. 1241. Washington, DC: American Chemical Society; Distributed by Oxford University Press (ACS Symposium Series, 1241), S. 121–131.
- Sakultantimetha, A.; Bangkedphol, S.; Lauhachinda, N.; Homchan, U.; Songsasen, Apisit (2009): Environmental fate and transportation of Cadmium, Lead and Manganese in river environment using EPISUITE program. In: *Kasetsart Journal - Natural Science* 43, S. 620–627.
- Sangster, James (1989): Octanol-Water Partition Coefficients of Simple Organic Compounds. In: *Journal of Physical and Chemical Reference Data* 18 (3), S. 1111–1229. DOI: 10.1063/1.555833.
- Sattelberger, Robert (1999): Arzneimittelrückstände in der Umwelt. In: *Bestandsaufnahme und Problemdarstellung. Report R-162, Federal Environmental Agency, Vienna*.
- Scheurer, Marco; Brauch, Heinz-J; Lange, Frank T. (2009a): Analysis and occurrence of seven artificial sweeteners in German waste water and surface water and in soil aquifer treatment (SAT). In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 394 (6), S. 1585–1594. DOI: 10.1007/s00216-009-2881-y.
- Scheurer, Marco; Michel, Amandine; Brauch, Heinz-Jürgen; Ruck, Wolfgang; Sacher, Frank (2012): Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanylic acid in the environment and during drinking water treatment. In: *Water research* 46 (15), S. 4790–4802. DOI: 10.1016/j.watres.2012.06.019.



- Scheurer, Marco; Sacher, Frank; Brauch, Heinz-Jürgen (2009b): Occurrence of the antidiabetic drug metformin in sewage and surface waters in Germany. In: *Journal of environmental monitoring : JEM* 11 (9), S. 1608–1613. DOI: 10.1039/b909311g.
- Scheurer, Marco; Storck, Florian Rüdiger; Graf, Carola; Brauch, Heinz-Jürgen; Ruck, Wolfgang; Lev, Ovadia; Lange, Frank Thomas (2011): Correlation of six anthropogenic markers in wastewater, surface water, bank filtrate, and soil aquifer treatment. In: *Journal of environmental monitoring : JEM* 13 (4), S. 966–973. DOI: 10.1039/c0em00701c.
- Schreiber, Christiane (2011): Einträge, Vorkommen, Verbreitung und gesundheitliche Bedeutung antibiotikaresistenter Bakterien in Abwasser und Gewässern. Bonn, Univ., Diss., 2011. Universitäts- und Landesbibliothek Bonn, Bonn.
- Schwartz, Thomas; Alexander, Johannes (2014): Antibiotikaresistenzen in Abwasser – Nachweis und Vermeidung der Verbreitung. In: *KA : Korrespondenz Abwasser, Abfall : Organ der DWA* 61 (3), S. 183–185.
- Schwarzenbach, René P.; Gschwend, Philip M.; Imboden, Dieter M. (2017): Environmental organic chemistry. Third edition. Hoboken, New Jersey: Wiley. Online verfügbar unter <http://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=11282612>.
- Seiler, Ralph L.; Zaugg, Steven D.; Thomas, James M.; Howcroft, Darcy L. (1999): Caffeine and Pharmaceuticals as Indicators of Waste Water Contamination in Wells. In: *Ground Water* 37 (3), S. 405–410. DOI: 10.1111/j.1745-6584.1999.tb01118.x.
- Seyhi, Brahim; Drogui, Patrick; Buelna, Gerardo; Blais, Jean François (2011): Modeling of sorption of bisphenol A in sludge obtained from a membrane bioreactor process. In: *Chemical Engineering Journal* 172 (1), S. 61–67. DOI: 10.1016/j.cej.2011.05.065.
- Singer, Heinz; Müller, Stephan; Tixier, Céline; Pilonel, Laurent (2002): Triclosan. Occurrence and Fate of a Widely Used Biocide in the Aquatic Environment: Field Measurements in Wastewater Treatment Plants, Surface Waters, and Lake Sediments. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (23), S. 4998–5004. DOI: 10.1021/es025750i.
- Sipma, Jan; Osuna, Begoña; Collado, Neus; Monclús, Hector; Ferrero, Giuliana; Comas, Joaquim; Rodriguez-Roda, Ignasi (2010): Comparison of removal of pharmaceuticals in MBR and activated sludge systems. In: *Desalination* 250 (2), S. 653–659. DOI: 10.1016/j.desal.2009.06.073.
- Stasinakis, Athanasios S.; Kordoutis, Constantinos I.; Tsiouma, Vasiliki C.; Gatidou, Georgia; Thomaidis, Nikolaos S. (2010): Removal of selected endocrine disrupters in activated sludge systems. Effect of sludge retention time on their sorption and biodegradation. In: *Bioresour. Technol.* 101 (7), S. 2090–2095. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.10.086.
- Stevens-Garmon, John; Drewes, Jörg E.; Khan, Stuart J.; McDonald, James A.; Dickenson, Eric R. V. (2011): Sorption of emerging trace organic compounds onto wastewater sludge solids. In: *Water research* 45 (11), S. 3417–3426. DOI: 10.1016/j.watres.2011.03.056.
- Strenn, B.; Clara, M.; Gans, O.; Kreuzinger, N. (2004): Carbamazepine, diclofenac, ibuprofen and bezafibrate - investigations on the behaviour of selected pharmaceuticals during wastewater treatment. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 50 (5), S. 269–276. DOI: 10.2166/wst.2004.0337.
- Stuer-Lauridsen, F.; Birkved, M.; Hansen, L. P.; Holten Lützhøft, H.-C.; Halling-Sørensen, B. (2000): Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use. In: *Chemosphere* 40 (7), S. 783–793. DOI: 10.1016/S0045-6535(99)00453-1.
- Suarez, Sonia; Lema, Juan M.; Omil, Francisco (2010): Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) under nitrifying and denitrifying conditions. In: *Water research* 44 (10), S. 3214–3224. DOI: 10.1016/j.watres.2010.02.040.

- Sweetman, Sean C. (Hg.) (2011): Martindale. The complete drug reference. 37. ed. London: Pharmaceutical Press.
- Takács-Novák, Krisztina; Józán, Miklós; Hermecz, István; Szász, György (1992): Lipophilicity of antibacterial fluoroquinolones. In: *International Journal of Pharmaceutics* 79 (1-3), S. 89–96. DOI: 10.1016/0378-5173(92)90099-N.
- Tamayo, F. G.; Casillas, J. L.; Martin-Esteban, A. (2005): Clean up of phenylurea herbicides in plant sample extracts using molecularly imprinted polymers. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 381 (6), S. 1234–1240. DOI: 10.1007/s00216-005-3071-1.
- Tauxe-Wuersch, A.; Alencastro, L. F. de; Grandjean, D.; Tarradellas, J. (2005): Occurrence of several acidic drugs in sewage treatment plants in Switzerland and risk assessment. In: *Water research* 39 (9), S. 1761–1772. DOI: 10.1016/j.watres.2005.03.003.
- Ternes, T. A.; Janex-Habibi, M. L.; Knacker, Th; Kreuzinger, N.; Siegrist, H. (2004a): Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. In: *Contract No. EVK1-CT-2000-00047*.
- Ternes, Thomas; Sacher, Frank; Letzel, Marion; Exner, Martin; Schwartz, Thomas (2016): Vorkommen von Spurenstoffen, Krankheitserregern und Antibiotikaresistenzen im Wasserkreislauf. In: Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. Praxishandbuch : RiSKWa NaWaM : BMBF-Fördermaßnahme. Unter Mitarbeit von Thomas Track. Frankfurt am Main: DECHEMA e.V, 8-23.
- Ternes, Thomas; Thaler, Sabine (2012): Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall* 59 (4), S. 296–300.
- Ternes, Thomas A. (1998): Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. In: *Water research* 32 (11), S. 3245–3260. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00099-2.
- Ternes, Thomas A.; Herrmann, Nadine; Bonerz, Matthias; Knacker, Thomas; Siegrist, Hansruedi; Joss, Adriano (2004b): A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. In: *Water research* 38 (19), S. 4075–4084. DOI: 10.1016/j.watres.2004.07.015.
- Ternes, Thomas A.; Römbke, Jörg (2005): Behaviour of selected human and veterinary pharmaceuticals in aquatic compartments and soil. Final report ; [Verhalten in der Umwelt vorkommender Pharmaka und Metaboliten in Testsystemen für den aquatischen Bereich und Boden anhand ausgewählter Vertreter. Berlin (Texte / Umweltbundesamt). Online verfügbar unter <http://www.digibib.tu-bs.de/?docid=00008131>.
- Ternes, Thomas A.; Stüber, Jeannette; Herrmann, Nadine; McDowell, Derek; Ried, Achim; Kampmann, Martin; Teiser, Bernhard (2003): Ozonation. A tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? In: *Water research* 37 (8), S. 1976–1982. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00570-5.
- Timpel, Patrick; Gurke, Robert; Marx, Conrad; Knoth, Holger; Fauler, Joachim (2016): Antibiotikaeintrag in das urbane Abwasser. Eine sekundärdatenbasierte Analyse zur Eintragsabschätzung am Beispiel der Stadt Dresden. In: *Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz* 59 (2), S. 274–283. DOI: 10.1007/s00103-015-2288-1.
- Tixier, Céline; Singer, Heinz P.; Oellers, Sjef; Müller, Stephan R. (2003): Occurrence and fate of carbamazepine, clofibric acid, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, and naproxen in surface waters. In: *Environmental science & technology* 37 (6), S. 1061–1068. DOI: 10.1021/es025834r.

- Todd, P. A.; Sorokin, E. M. (1988): Diclofenac sodium. A reappraisal of its pharmacodynamic and pharmacokinetic properties, and therapeutic efficacy. In: *Drugs* 35 (3), S. 244–285. DOI: 10.2165/00003495-198835030-00004.
- Tondera, Katharina; Klaer, Cassandra; Gebhardt, Jens; Wingender, Jost; Koch, Christoph; Horstkott, Marina et al. (2015): Reducing pathogens in combined sewer overflows using ozonation or UV irradiation. In: *International journal of hygiene and environmental health* 218 (8), S. 731–741. DOI: 10.1016/j.ijheh.2015.09.002.
- Tran, N. H.; Hu, J.; Li, J.; Ong, S. L. (2014): Suitability of artificial sweeteners as indicators of raw wastewater contamination in surface water and groundwater. In: *Water research* 48, S. 443–456. DOI: 10.1016/j.watres.2013.09.053.
- Triebskorn, Rita (Hg.) (2017): Weitergehende Abwasserreinigung: Ein wirksames und bezahlbares Instrument zur Verminderung von Spurenstoffen und Keimen im Wasserkreislauf. Gemeinsamer Schlussbericht der vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg geförderten Projekte SchussenAktiv, SchussenAktivplus und SchussenAktivplus+. Amler, Klaus; Benišek, Martin; Bláha, Luděk; Fromm, Jürgen; Gallert, Claudia; Giebner, Sabrina. ÖKONSULT. Stuttgart: Ökonsult GbR Stuttgart. Online verfügbar unter <https://edocs.tib.eu/files/e01fb17/879893788.pdf>.
- UBA (2010): Bisphenol A. Massenchemikalie mit unerwünschten Nebenwirkungen. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (Hintergrundpapier). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3782.pdf>, zuletzt geprüft am 22.08.2019.
- Uruse, Taro; Kikuta, Tomoya (2005): Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process. In: *Water research* 39 (7), S. 1289–1300. DOI: 10.1016/j.watres.2005.01.015.
- Vereecken, Harry (2005): Mobility and leaching of glyphosate: a review. In: *Pest management science* 61 (12), S. 1139–1151. DOI: 10.1002/ps.1122.
- Verlicchi, P.; Al Aukidy, M.; Zambello, E. (2012): Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater. Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment--a review. In: *The Science of the total environment* 429, S. 123–155. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.04.028.
- Verlicchi, Paola; Zambello, Elena (2014): How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review. In: *The Science of the total environment* 470-471, S. 1281–1306. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.085.
- Vieno, N.; Tuhkanen, T.; Kronberg, L. (2007): Elimination of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Finland. In: *Water research* 41 (5), S. 1001–1012. DOI: 10.1016/j.watres.2006.12.017.
- Vieno, Niina M.; Tuhkanen, Tuula; Kronberg, Leif (2005): Seasonal variation in the occurrence of pharmaceuticals in effluents from a sewage treatment plant and in the recipient water. In: *Environmental science & technology* 39 (21), S. 8220–8226.
- Völker, Johannes (2017): Effect-based assessment of biological wastewater treatment processes targeting organic micropollutant removal. Dissertation. Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main. Online verfügbar unter <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:hebis:30:3-452777>.
- Völker, Johannes; Castronovo, Sandro; Wick, Arne; Ternes, Thomas A.; Joss, Adriano; Oehlmann, Jörg; Wagner, Martin (2016): Advancing Biological Wastewater Treatment.

- Extended Anaerobic Conditions Enhance the Removal of Endocrine and Dioxin-like Activities. In: *Environmental science & technology* 50 (19), S. 10606–10615. DOI: 10.1021/acs.est.5b05732.
- Voutsas, Dimitra; Hartmann, Paul; Schaffner, Christian; Giger, Walter (2006): Benzotriazoles, Alkylphenols and Bisphenol A in Municipal Wastewaters and in the Glatt River, Switzerland. In: *Env Sci Poll Res Int* 13 (5), S. 333–341. DOI: 10.1065/espr2006.01.295.
- Wagner, Jörg (2017): Mikroschadstoffe im Gewässer – Schritte zu einer nationalen Mikroschadstoffstrategie. In: Markus Porth und Holger Schüttrumpf (Hg.): Wasser, Energie und Umwelt. Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall I. Wiesbaden: Springer Vieweg, S. 184–189.
- Walz, Anna; Götz, Konrad (2014): Arzneimittelwirkstoffe im Wasserkreislauf. Frankfurt am Main: Institut für sozial-ökologische Forschung ISOE GmbH (ISOE-Materialien Soziale Ökologie, 36).
- Wang, Chao; Hu, Xin; Chen, Mao-Lin; Wu, Yun-Hai (2005): Total concentrations and fractions of Cd, Cr, Pb, Cu, Ni and Zn in sewage sludge from municipal and industrial wastewater treatment plants. In: *Journal of hazardous materials* 119 (1-3), S. 245–249. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.11.023.
- Wang, Hao; Liu, Ze-Hua; Zhang, Jun; Huang, Ri-Ping; Yin, Hua; Dang, Zhi et al. (2019): Insights into removal mechanisms of bisphenol A and its analogues in municipal wastewater treatment plants. In: *The Science of the total environment* 692, S. 107–116. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.134.
- Wang, Jianmin; Huang, C. P.; Allen, Herbert E. (2003): Modeling heavy metal uptake by sludge particulates in the presence of dissolved organic matter. In: *Water research* 37 (20), S. 4835–4842. DOI: 10.1016/j.watres.2003.08.021.
- Wang, Xiao-Huan; Lin, Angela Yu-Chen (2014): Is the phototransformation of pharmaceuticals a natural purification process that decreases ecological and human health risks? In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 186, S. 203–215. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.12.007.
- Westphal-Settele, Kathi; Konradi, Sabine; Balzer, Frederike; Schönfeld, Jens; Schmithausen, Ricarda (2018): Die Umwelt als Reservoir für Antibiotikaresistenzen. Ein wachsendes Problem für die öffentliche Gesundheit? | The environment as a reservoir for antimicrobial resistance : A growing problem for public health? In: *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 61 (5), S. 533–542. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/s00103-018-2729-8>.
- WHO (2006): Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2. Wastewater Use in Agriculture. Geneva: World Health Organization. Online verfügbar unter <http://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=284769>.
- Wick, Arne; Fink, Guido; Joss, Adriano; Siegrist, Hansruedi; Ternes, Thomas A. (2009): Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. In: *Water research* 43 (4), S. 1060–1074. DOI: 10.1016/j.watres.2008.11.031.
- Wick, Arne; Marincas, Olivian; Moldovan, Zaharie; Ternes, Thomas A. (2011): Sorption of biocides, triazine and phenylurea herbicides, and UV-filters onto secondary sludge. In: *Water research* 45 (12), S. 3638–3652. DOI: 10.1016/j.watres.2011.04.014.
- Yang, Jun; Gao, Ding; Chen, Tong-bin; Lei, Mei; Zheng, Guo-di; Zhou, Xiao-yong (2015): Comparison of heavy metal removal efficiencies in four activated sludge processes. In: *J. Cent. South Univ.* 22 (10), S. 3788–3794. DOI: 10.1007/s11771-015-2923-x.

- Ying, Guang-Guo; Zhao, Jian-Liang; Zhou, Li-Jun; Liu, Shan (2013): Fate and Occurrence of Pharmaceuticals in the Aquatic Environment (Surface Water and Sediment). In: Mira Petrovic, Damià Barceló und Sandra Pérez (Hg.): Analysis, removal, effects and risk of pharmaceuticals in the water cycle. Occurrence and transformation in the environment, Bd. 62. Second edition. Amsterdam, Boston, Heidelberg, London: Elsevier (Comprehensive Analytical Chemistry, Volume 62), S. 453–557.
- Yu, Jing; Hu, Jianguyong; Tanaka, Shuhei; Fujii, Shigeo (2009): Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in sewage treatment plants. In: *Water research* 43 (9), S. 2399–2408. DOI: 10.1016/j.watres.2009.03.009.
- Zareitalabad, P.; Siemens, J.; Hamer, M.; Amelung, W. (2013): Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in surface waters, sediments, soils and wastewater - A review on concentrations and distribution coefficients. In: *Chemosphere* 91 (6), S. 725–732. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.02.024.
- Zenker, Armin; Schmutz, Hansruedi; Fent, Karl (2008): Simultaneous trace determination of nine organic UV-absorbing compounds (UV filters) in environmental samples. In: *Journal of chromatography. A* 1202 (1), S. 64–74. DOI: 10.1016/j.chroma.2008.06.041.
- Zhang, Zifeng; Ren, Nanqi; Li, Yi-Fan; Kunisue, Tatsuya; Gao, Dawen; Kannan, Kurunthachalam (2011): Determination of benzotriazole and benzophenone UV filters in sediment and sewage sludge. In: *Environmental science & technology* 45 (9), S. 3909–3916. DOI: 10.1021/es2004057.
- Zhao, Junming; Li, Yongmei; Zhang, Chaojie; Zeng, Qingling; Zhou, Qi (2008): Sorption and degradation of bisphenol A by aerobic activated sludge. In: *Journal of hazardous materials* 155 (1), S. 305–311. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.11.075.



## **Anhang 1 – Stoffkennwerte und Eliminationsmechanismen der untersuchten Spurenstoffe**

Anhang 1

Stoff	$k_{bio}^1$ [L/(g TS × d)]	log $k_{ow}^2$ [-]	$k_d^3$ [L / kg TS]	Eliminations- mechanismus <sup>4</sup>			Referenz
				B	S	V	
<b>Schwermetalle</b>							
Blei (Pb)		4,02	5650	0	100	0	Margot 2015; Sakultantimetha et al. 2009; Parker et al. 1994
Cadmium (Cd)		3,86	19900	0	100	0	Margot 2015; Sakultantimetha et al. 2009; Parker et al. 1994
Nickel (Ni)			3940	0	100	0	Margot 2015; Parker et al. 1994
Quecksilber (Hg)				0	94	6	Margot 2015
<b>Arzneistoffe</b>							
Carbamazepin	< 0,1 < 0,6	2,03 2,25	16,8 17,0 89,1 134,9 64,6 25,7 66,1	0	100	0	Margot 2015; Sangster 1989; Ternes et al. 2004b; Ternes und Römbke 2005 Suarez et al. 2010; Papageorgiou et al. 2016; Kosma et al. 2014; Wick et al. 2009; Hyland et al. 2012; Radjenović et al. 2009; Stevens-Garmon et al. 2011; Jones et al. 2002
Ciprofloxacin		0,28	416,9 251,2	20	80	0	Margot 2015; Takács-Novák et al. 1992; Stuer-Lauridsen et al. 2000; Wick et al. 2009; Papageorgiou et al. 2016; Golet et al. 2003
Coffein		-0,07	29,5 200	100	0	0	Margot 2015; GESTIS 2019; Papageorgiou et al. 2016; Stevens-Garmon et al. 2011
Diclofenac	< 0,5 1,2	4,02- 4,51	16	80	20	0	Margot 2015; PubChem 2019; Ternes et al. 2004b; Tauxe-Wuersch et al. 2005; Joss et al. 2006; Suarez et al. 2010
Gabapentin		-1,10		X	X	0	Margot 2015; Sangster 1989
Ibuprofen	21-35 0,9-5,0	3,97 3,5-4,5	251	97	3	0	Margot 2015; PubChem 2019; Stuer-Lauridsen et al. 2000; Ternes et al. 2004b; Hanisch et al. 2004; Kruglova et al. 2014
Iopamidol		-2,42		99	1	0	Margot 2015; PubChem 2019
Metformin		-2,64		100	0	0	Margot 2015; PubChem 2019
Metoprolol	0,35- 0,40	1,88 2,04	64,5	100	0	0	Margot 2015; PubChem 2019; Hanisch et al. 2002; Wick et al. 2009; Radjenović et al. 2009; Papageorgiou et al. 2016
Oxytetracyclin		-0,90	0,02				Sangster 1989; Jones et al. 2002
Sulfamethoxazol	0,30	0,89	256 126 bis 500	100	0	0	Margot 2015; PubChem 2019; Göbel et al. 2005; Kosma et al. 2014; Papageorgiou et al. 2016; Hyland et al. 2012; Berthod et al. 2017; Karthikeyan und Meyer 2006; Sipma et al. 2010
Trimethoprim		0,91 0,79	208 120 bis 372	87	13	0	Margot 2015; Göbel et al. 2005; Halling-Sørensen et al. 2001; Hyland et al. 2012; Radjenović et al. 2009; Stevens-Garmon et al. 2011; Sipma et al. 2010



Stoff	$k_{bio}^1$ [L/(g TS × d)]	$\log k_{ow}^2$ [-]	$k_d^3$ [L / kg TS]	Eliminations- mechanismus <sup>4</sup>			Referenz
<b>Pflanzenschutzmittel</b>							
Aclonifen		4,04					Sangster 1989
Bifenox		4,48					Sangster 1989
Cybutryn/ Irgarol		3,95		X	X	0	Margot 2015; PubChem 2019
Cypermethrin		6,00					Sangster 1989
Dichlorvos		1,43					Sangster 1989
Dicofol		4,28					Sangster 1989
Diuron		2,78		90	10	0	Margot 2015; Sangster 1989
Glyphosat		-3,40		X	X	0	Margot 2015; Sangster 1989
Imidacloprid		0,33					Sangster 1989
Isoproturon		2,87		80	20	0	Margot 2015; Sangster 1989
Quinoxyfen		4,66					PubChem 2019
Terbutylazin		3,06		70	30	0	Margot 2015; Sangster 1989
Terbutryn		3,74		80	20	0	Margot 2015; Sangster
Triclosan		4,76	3890 19953	35	65	0	Margot 2015; GESTIS 2019; Hy- land et al. 2012; Papageorgiou et al. 2016
<b>PAK</b>							
Acenaphthen		3,92		4	95	1	Margot 2015; Sangster 1989
Acenaphthylen		4,07					GESTIS 2019
Anthracen		4,50		1	98	1	Margot 2015; Sangster 1989
Benzo[a]--anthracen		5,91					Sangster 1989
Benzo[a]- pyren		6,35		0	100	0	Margot 2015; Sangster 1989
Benzo[b]- fluoranthen		5,78		0	100	0	Margot 2015; Sangster 1989
Benzo[ghi]- perylen		6,90		0	100	0	Margot 2015; Sangster 1989
Benzo[k]- fluoranthen		6,11		0	100	0	Margot 2015; Sangster 1989
Chrysen		5,86					Sangster 1989
Dibenzo[ah]- anthracen		6,75					Sangster 1989
Fluoranthen		5,20		1	99	0	Margot 2015; Sangster 1989
Fluoren		4,18		10	90	0	Margot 2015; Sangster 1989
Indeno[1,2,3-cd]-py- ren		6,70		0	100	0	Margot 2015; PubChem 2019
Naphthalin		3,35		10	80	10	Margot 2015; Sangster 1989
Phenanthren		4,52		5	95	0	Margot 2015; Sangster 1989
Pyren		5,00		1	99	0	Margot 2015; Sangster 1989

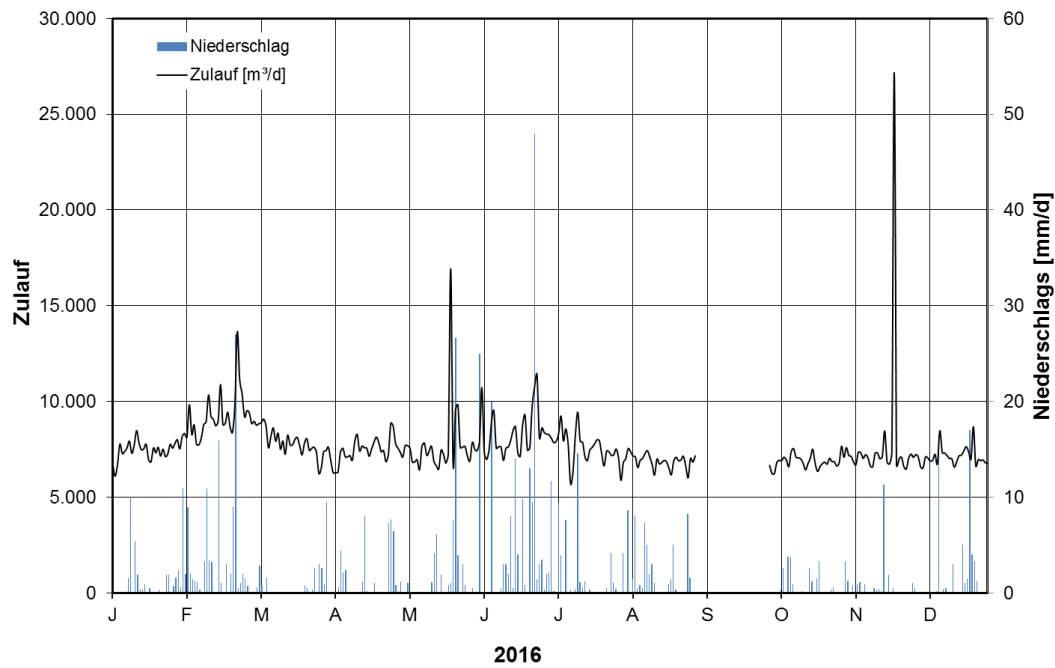
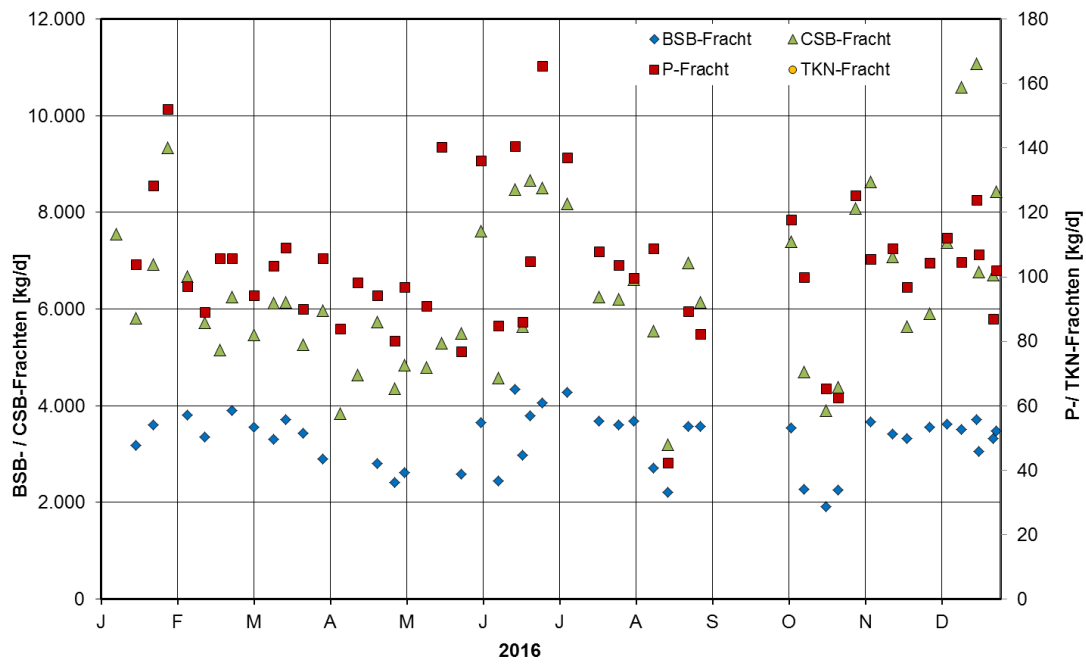
Anhang 1

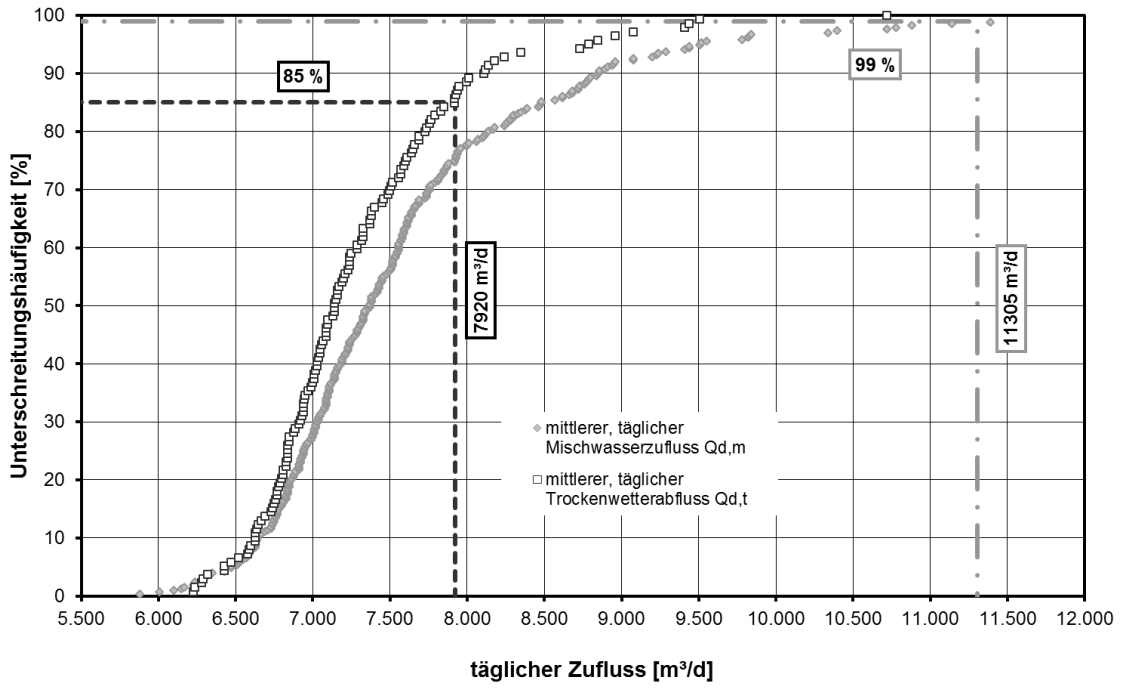
Stoff	$k_{\text{bio}}^1$ [L/(g TS × d)]	$\log k_{\text{ow}}^2$ [-]	$k_d^3$ [L / kg TS]	Eliminations- mechanismus <sup>4</sup>			Referenz
<b>Sonstige</b>							
Acesulfam-K		-0,31		0	0,1	0	Margot 2015; Kokotou und Thomaidis 2013
Benzotriazol		1,44		100	0	0	Margot 2015; Sangster 1989
Bisphenol A	0,864 – 10,152	3,32	190 263-651 308-365	95	5	0	Margot 2015; Hyland et al. 2012; Urase und Kikuta 2005; Zhao et al. 2008; Keskinan und Balci 2016
Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)		4,49	1645 6309	0	100	0	Margot 2015; PubChem 2019; Yu et al. 2009; Zareitalabad et al. 2013

<sup>1</sup>Biodegradationskonstante, wenn nicht anders angegeben bezogen auf konventionelle Belebtschlammverfahren. <sup>2</sup>Oktan-ol-Wasser-Verteilungskoeffizient, aus Datenbank „Gestis“ nach Sangster 1989 zugegriffen am 23.01.2019). <sup>3</sup>Sorptionskoeffizienten, wenn nicht anders angegeben bezogen auf konventionelle Belebtschlammverfahren. <sup>4</sup>Prozentuale Elimination der gesamten Abbauraten (für B: biologischen Abbau, S: Sorption, V = Verflüchtigung), nach Margot 2015 (dort mit weiteren Nachweisen).

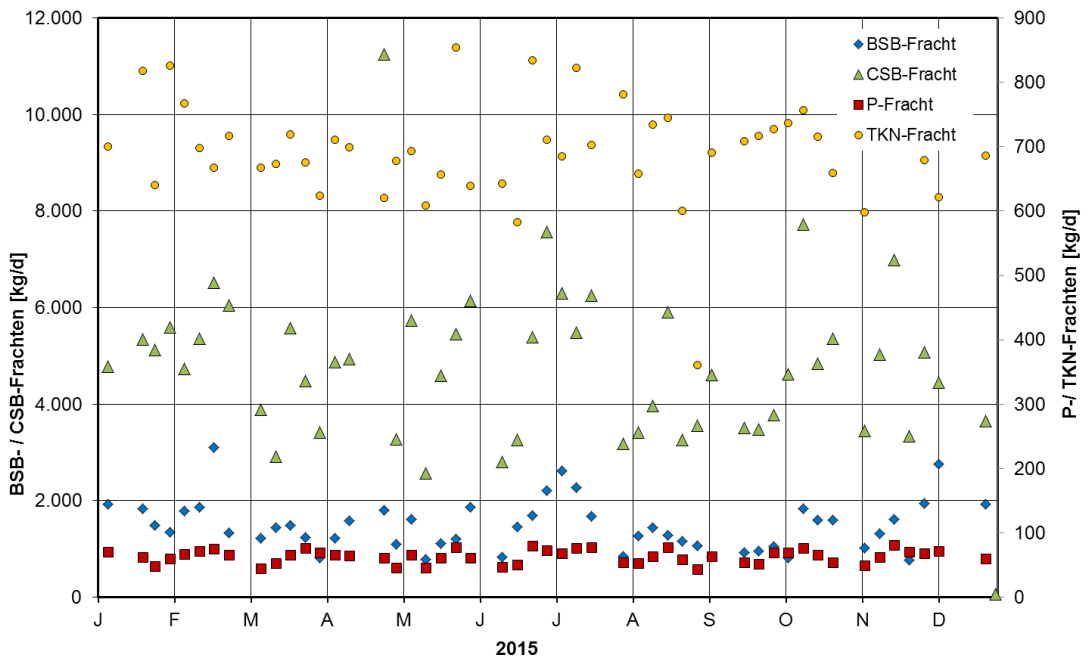
## **Anhang 2 – Auswertung der Daten aus der Eigenüberwachung**

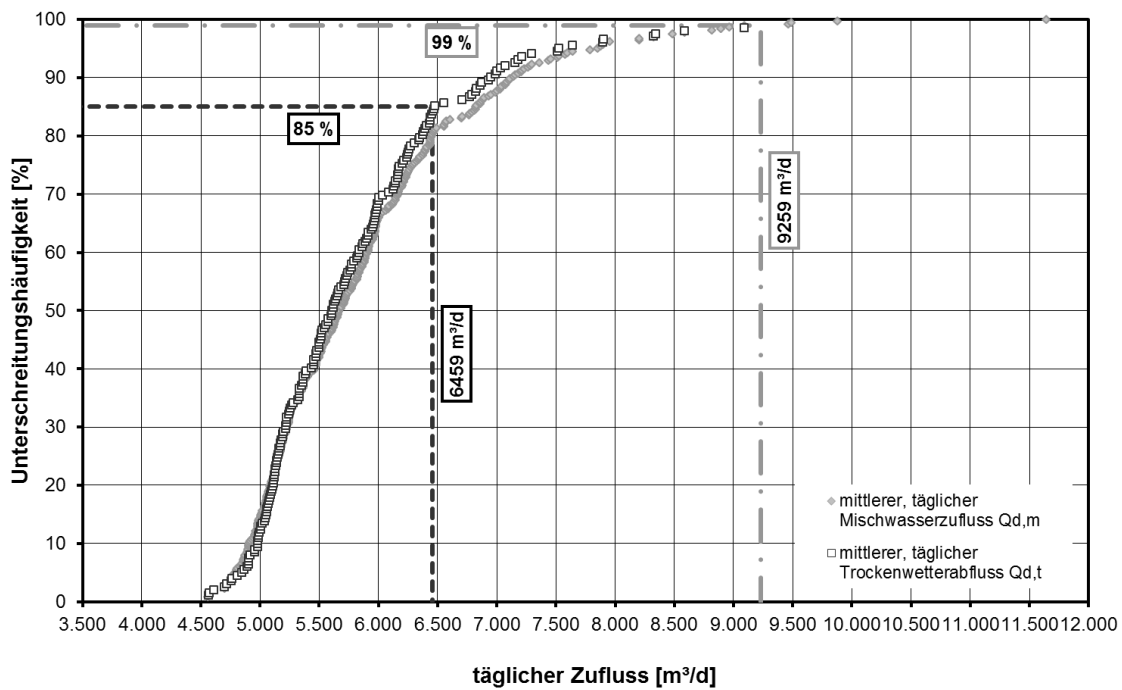
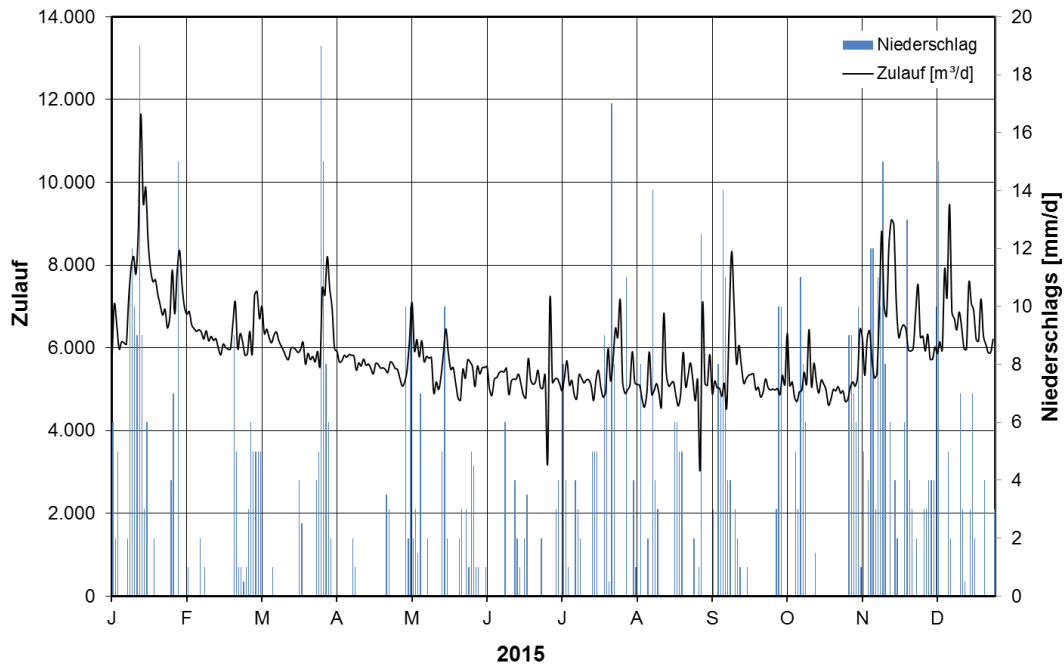
### KA Ahrensburg



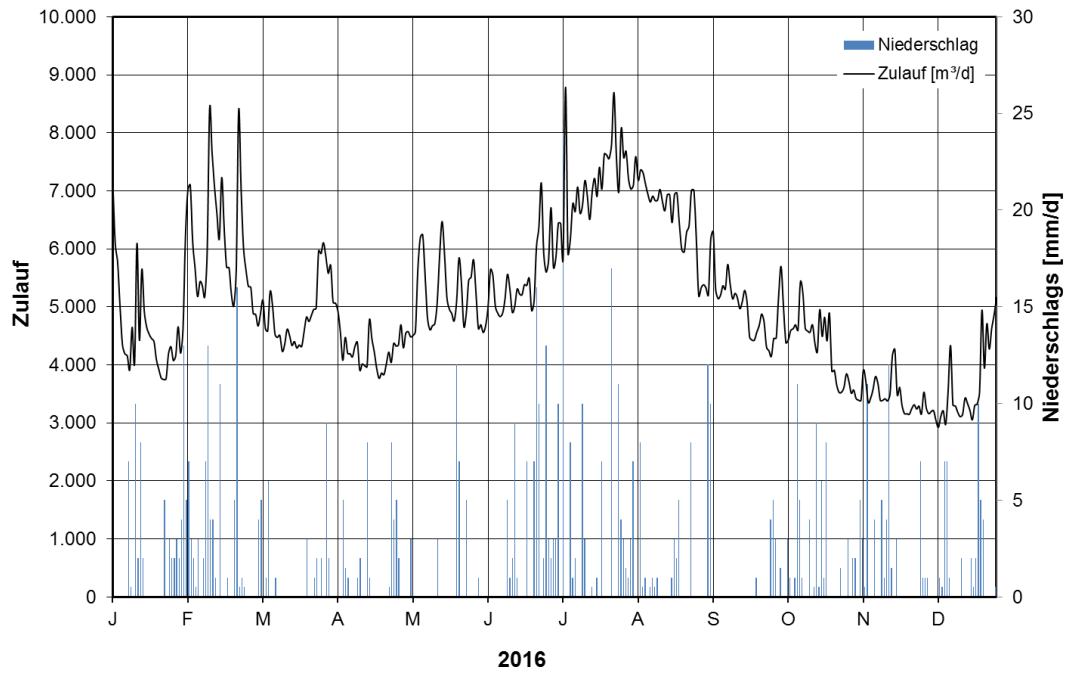
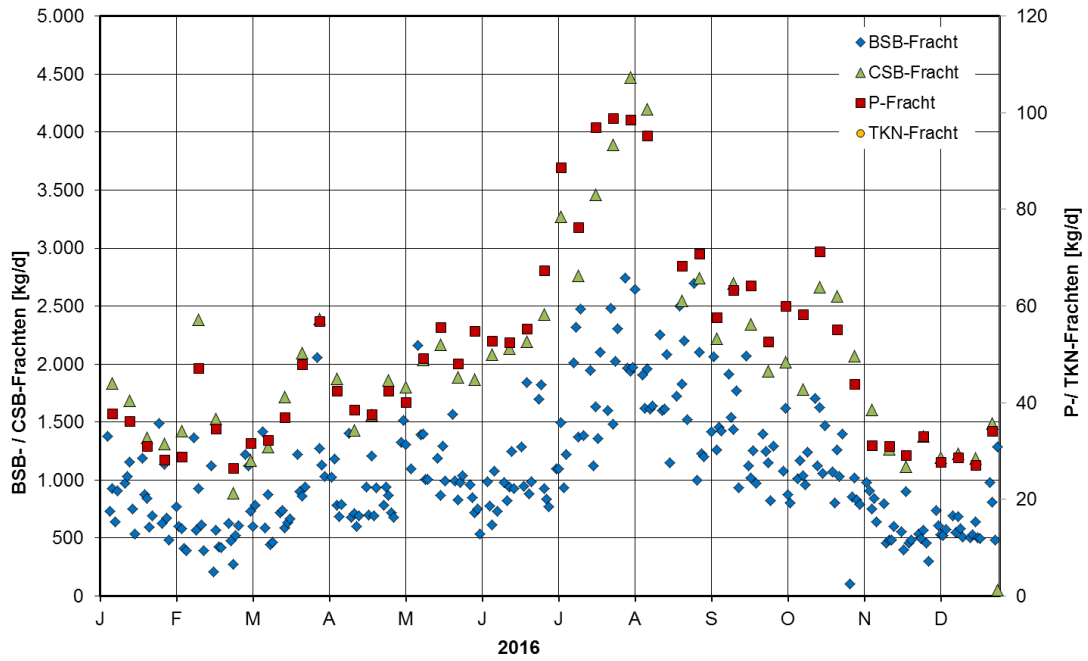


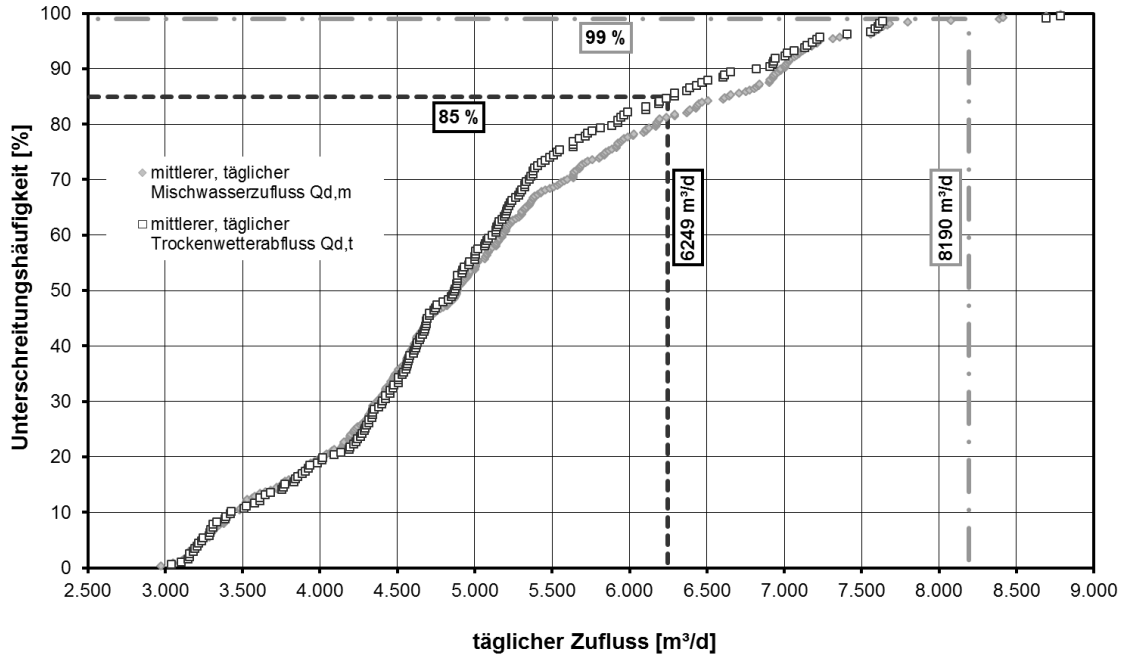
### KA Bad Segeberg



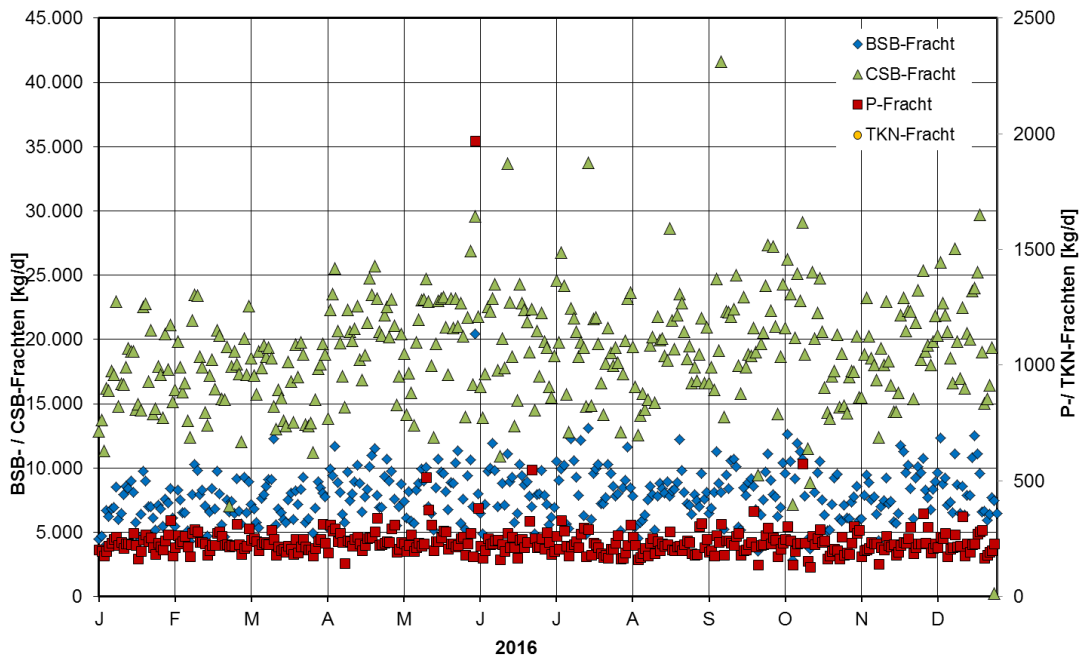


### KA Cismar

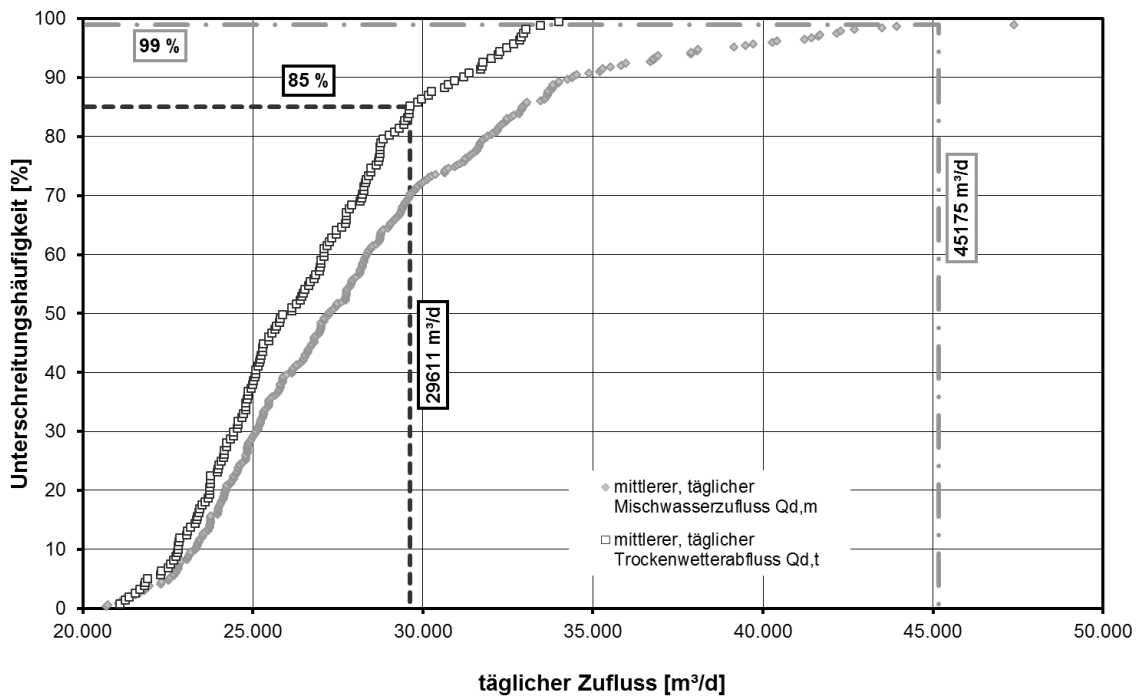
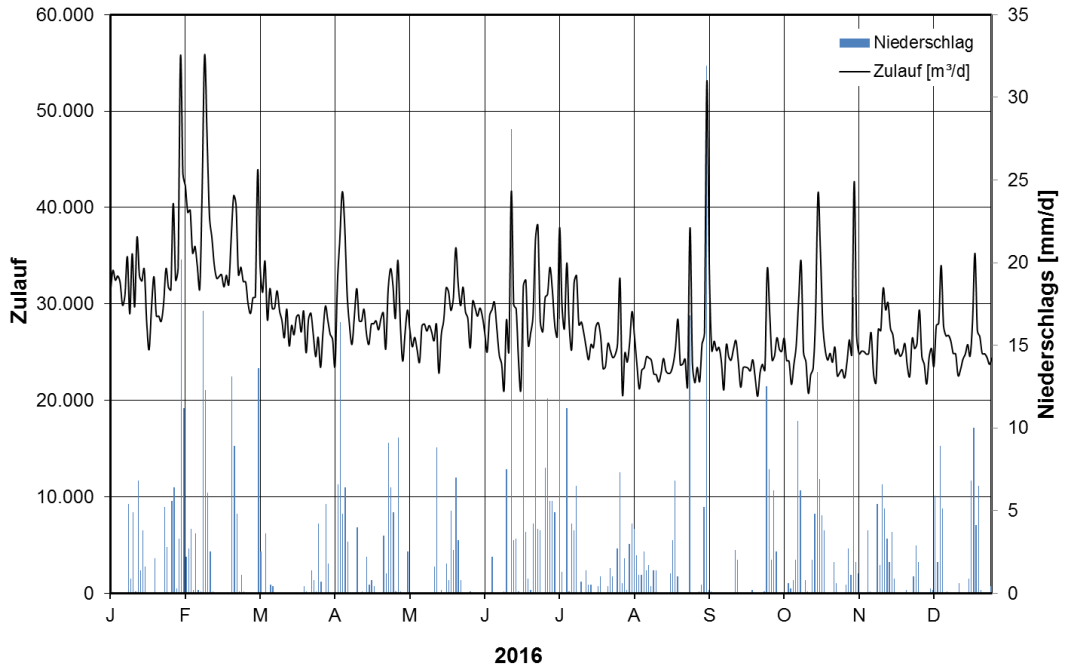




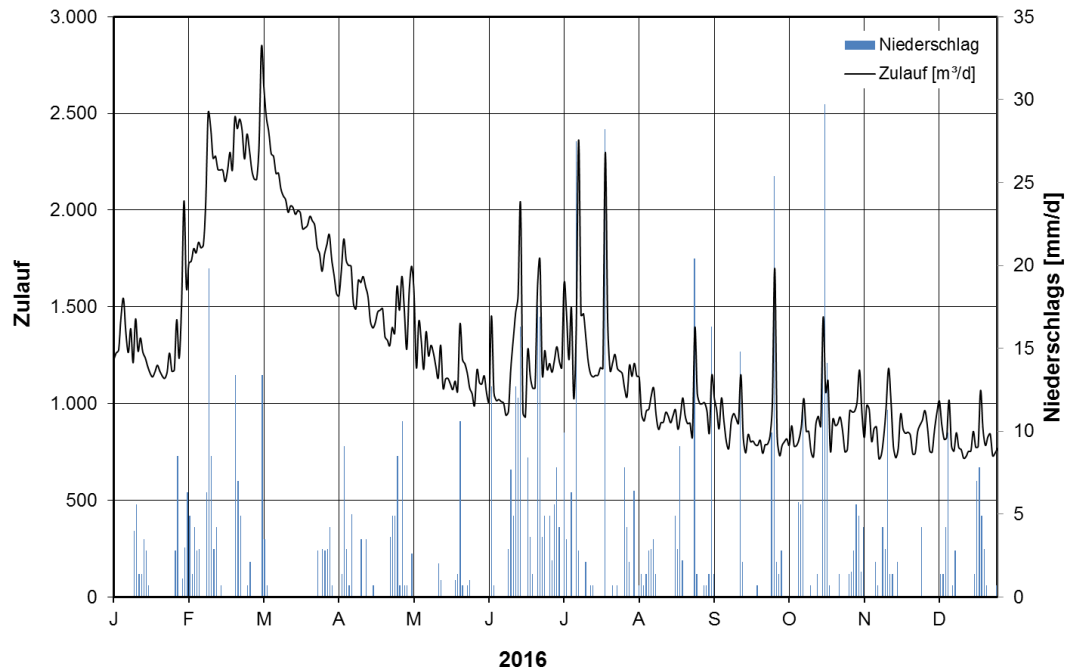
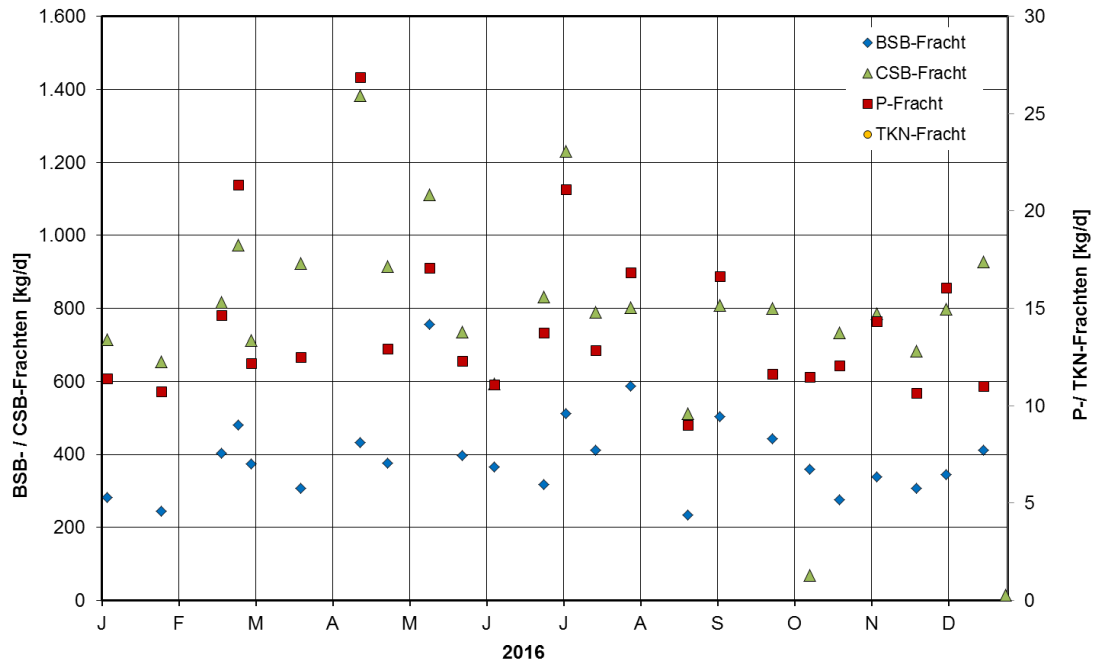
### KA Flensburg

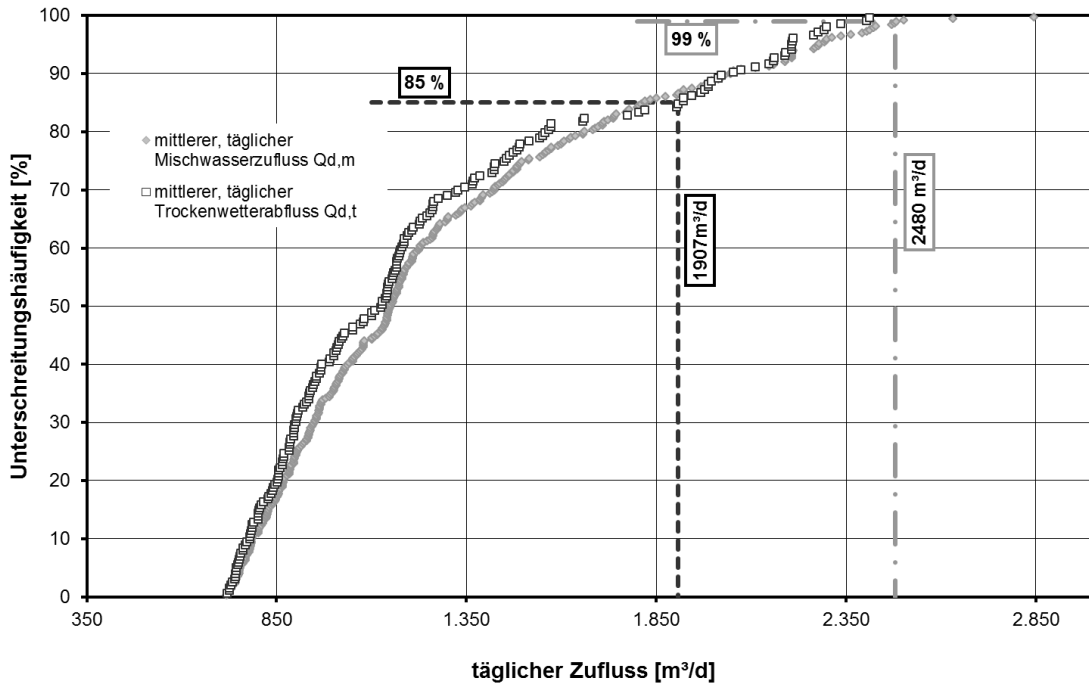




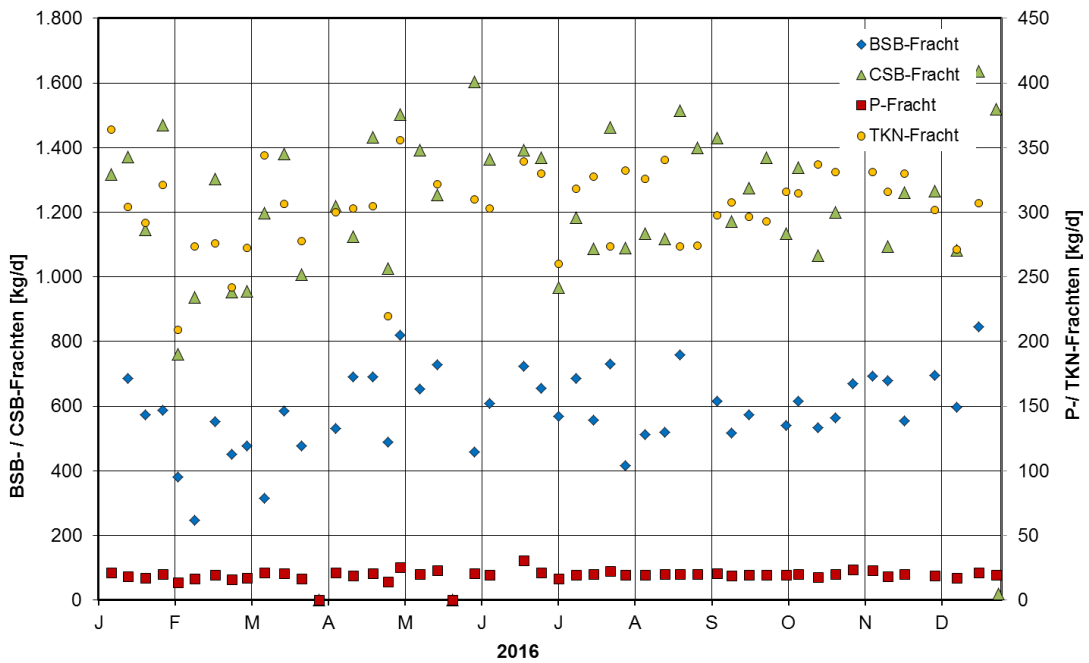


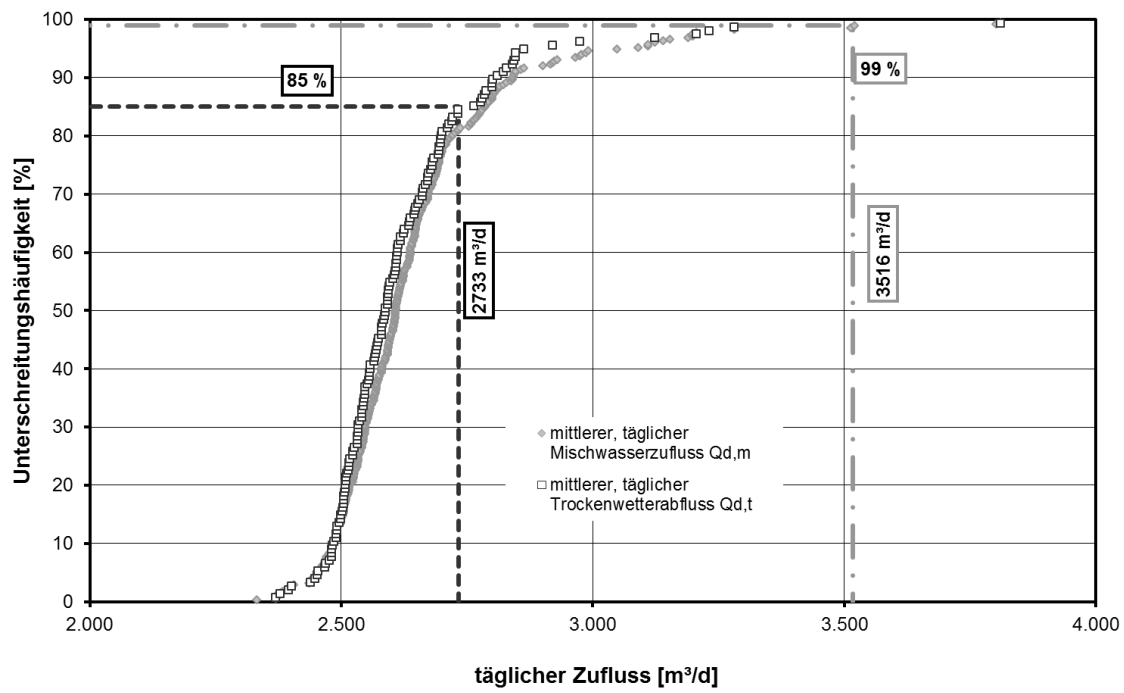
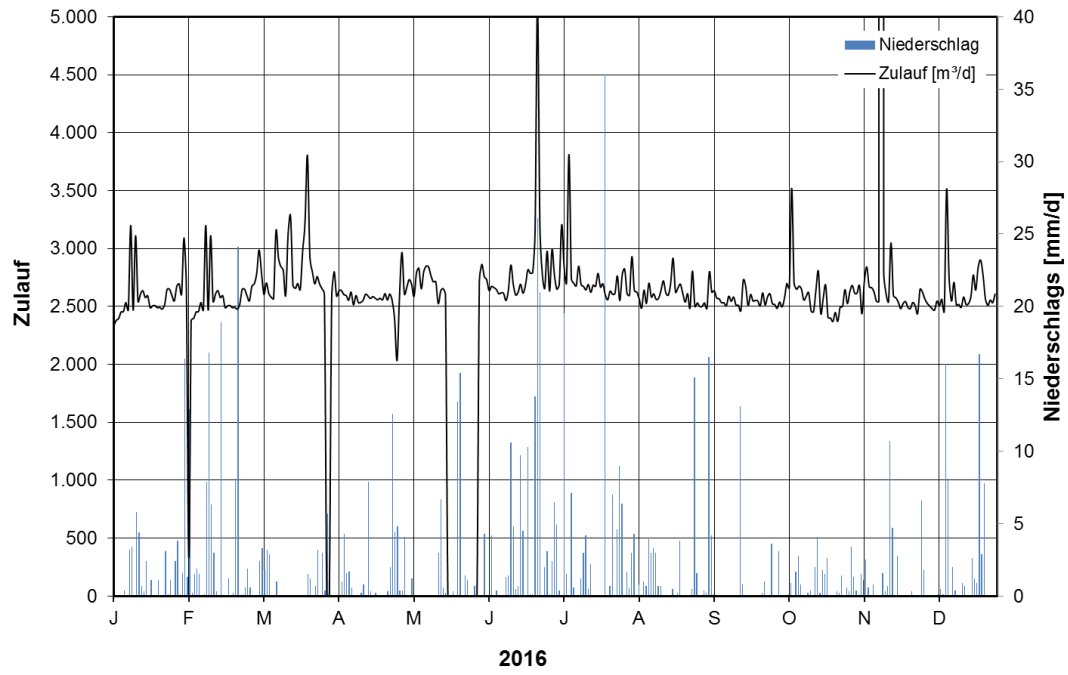
### KA Kropp



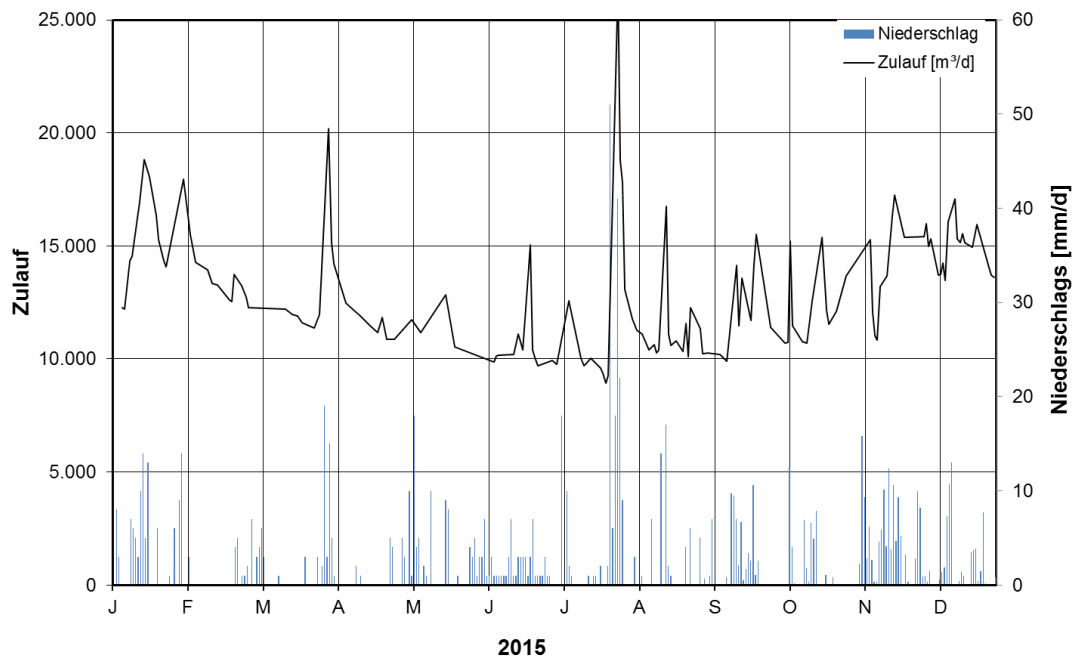
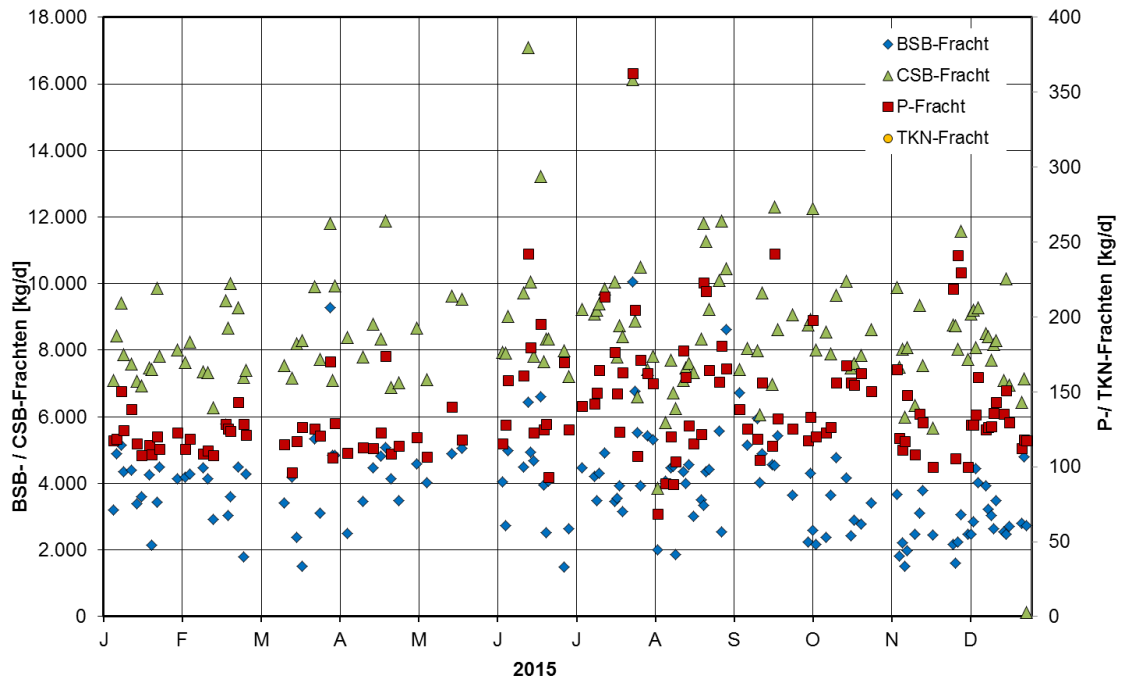


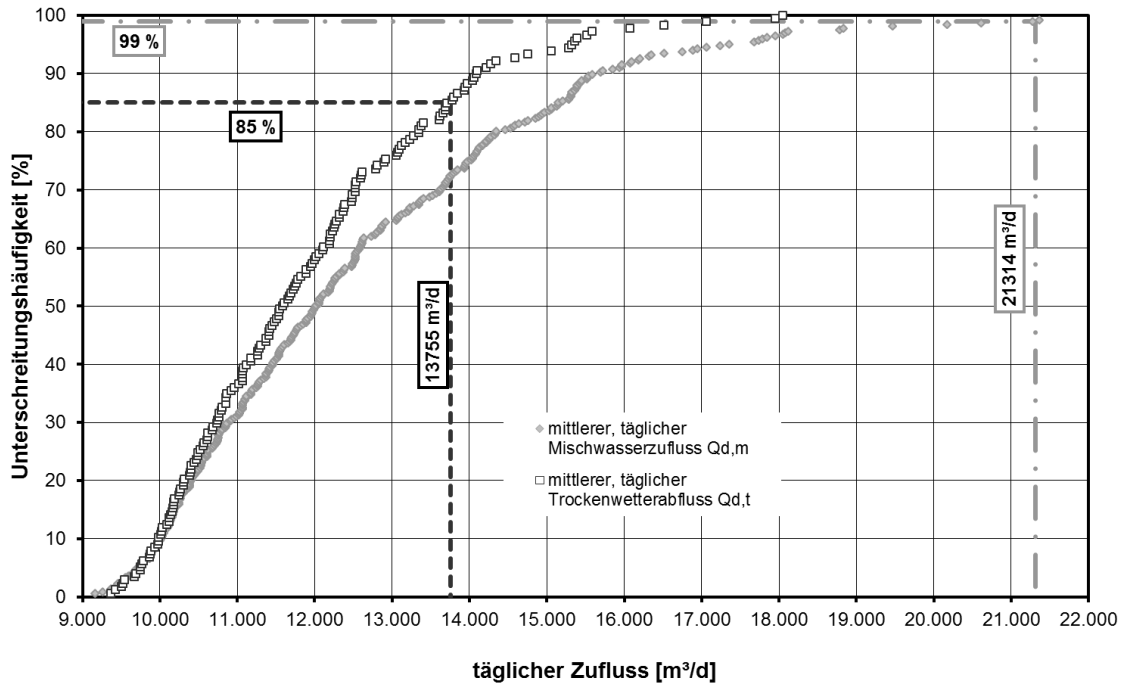
### KA Ratzeburg



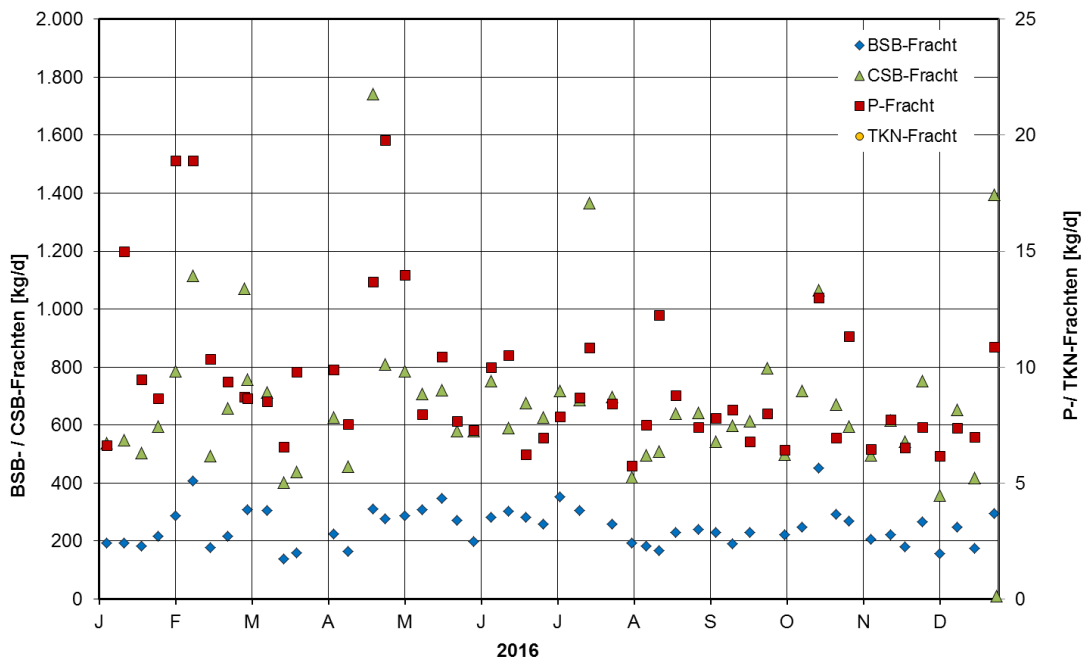


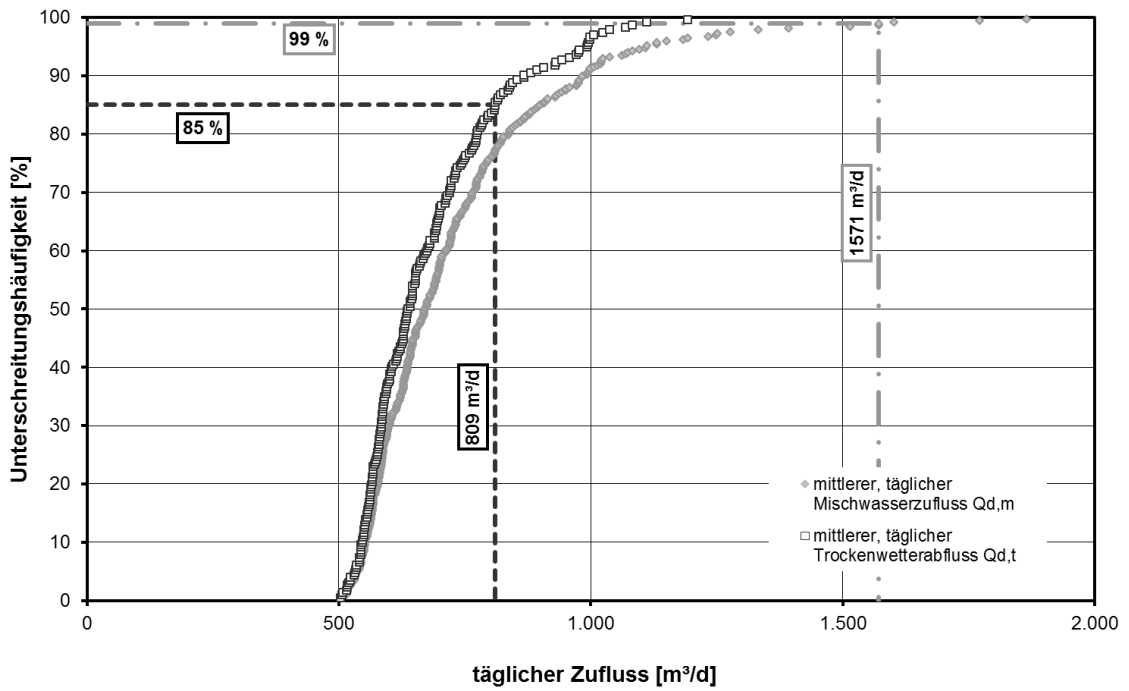
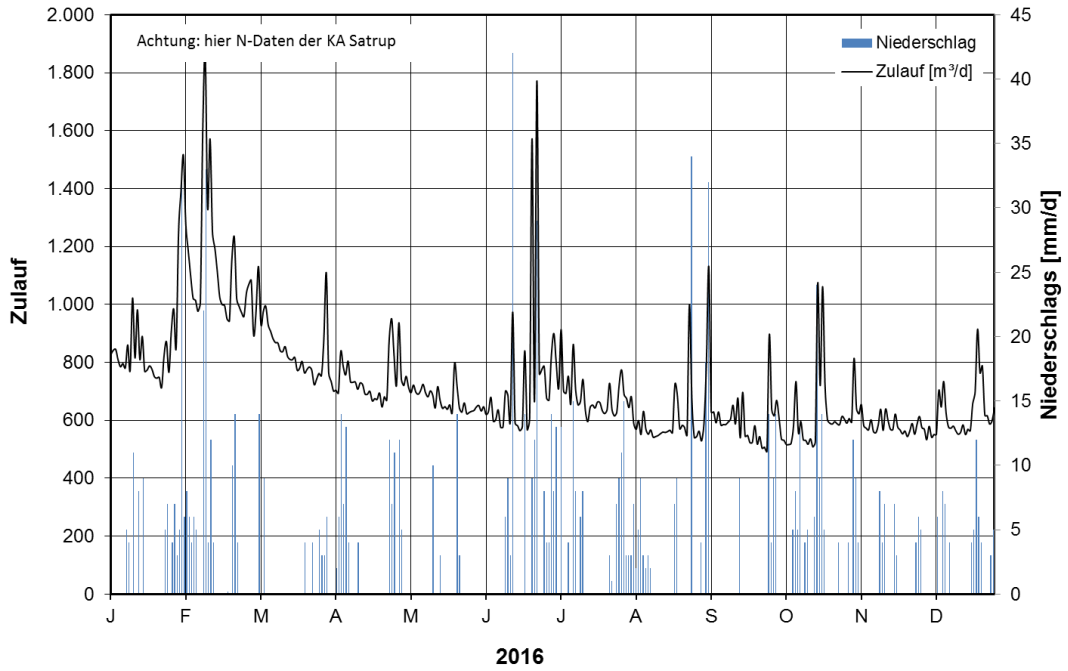
### KA Rendsburg





### KA Süderbrarup



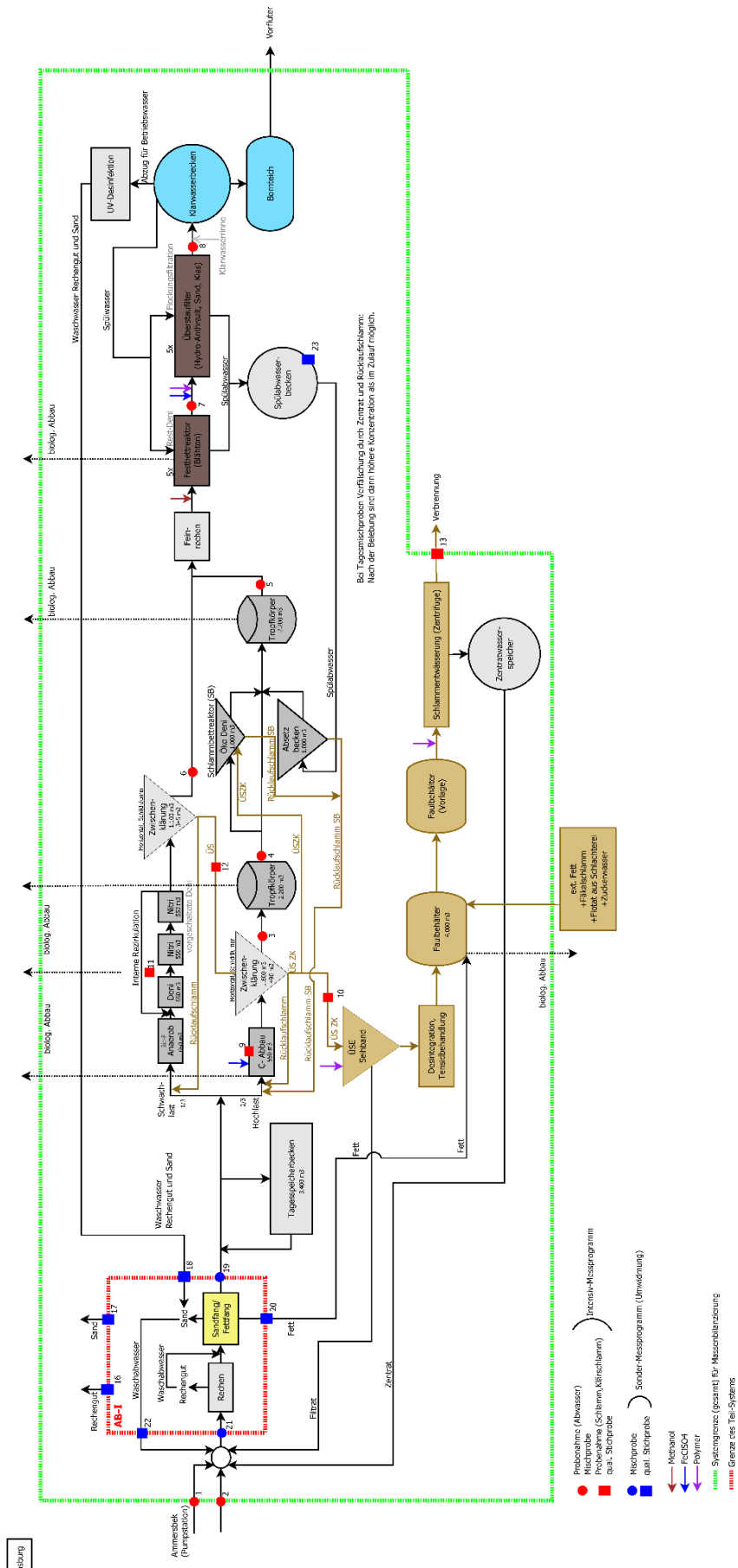




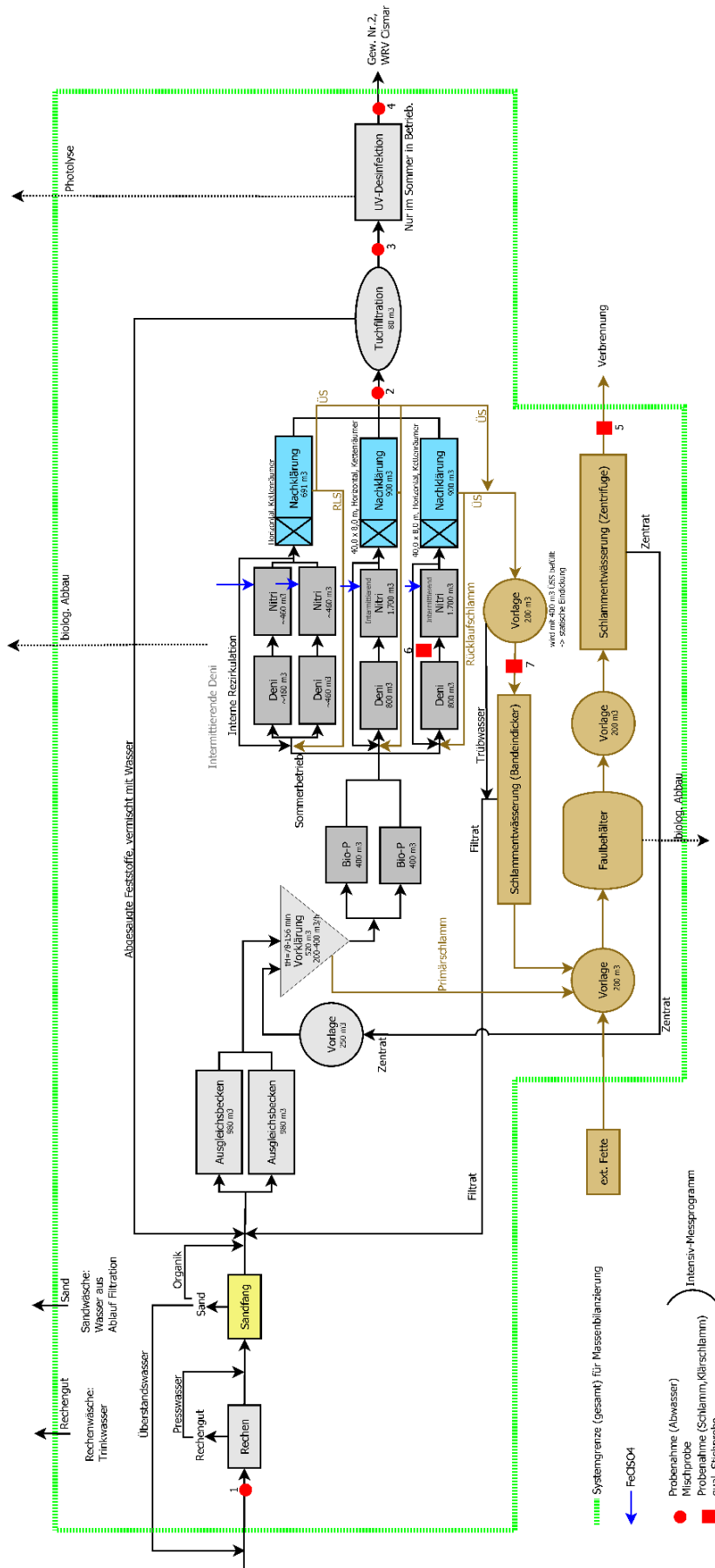


## Anhang 3 – Fließschemata

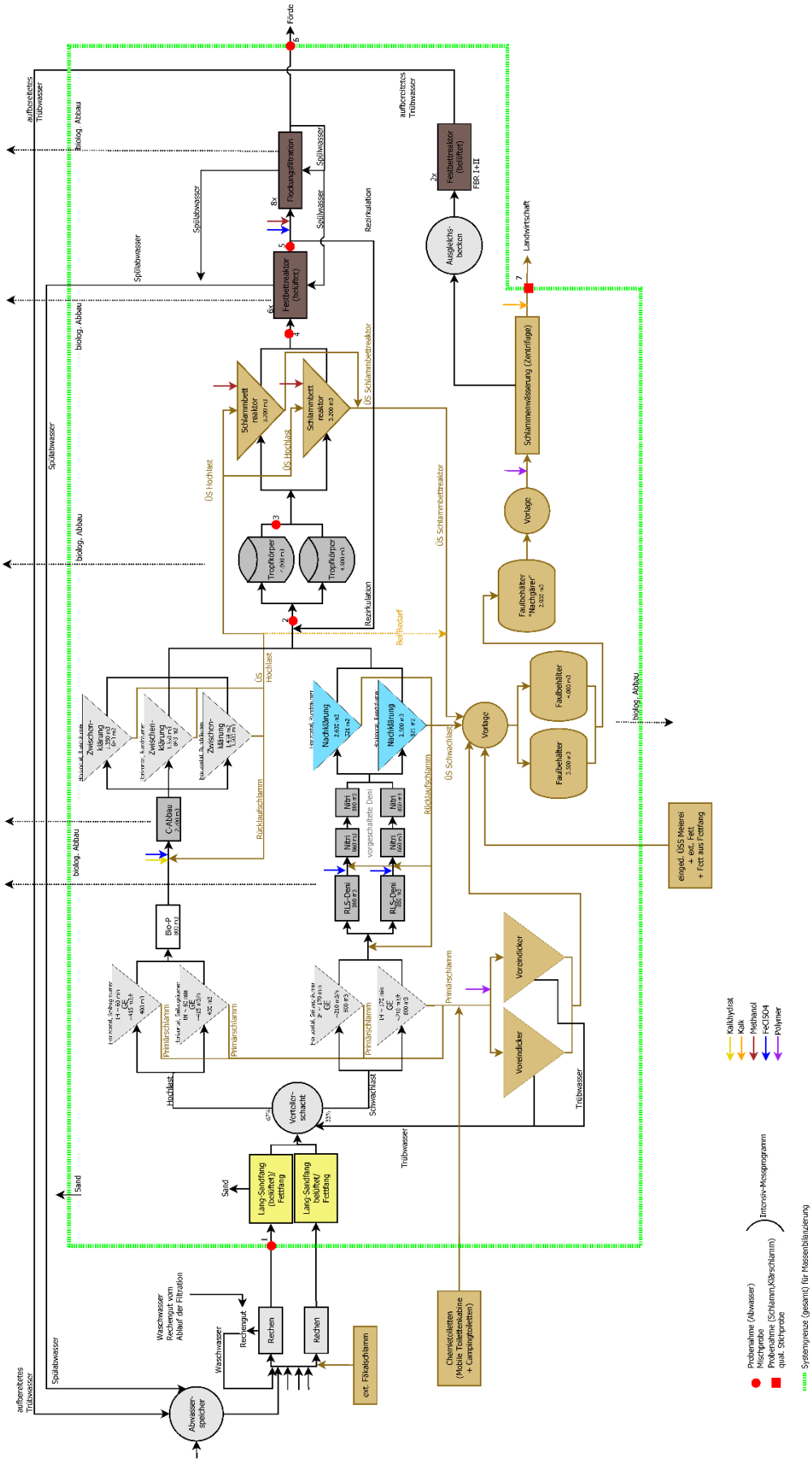
KA Ahrensburg



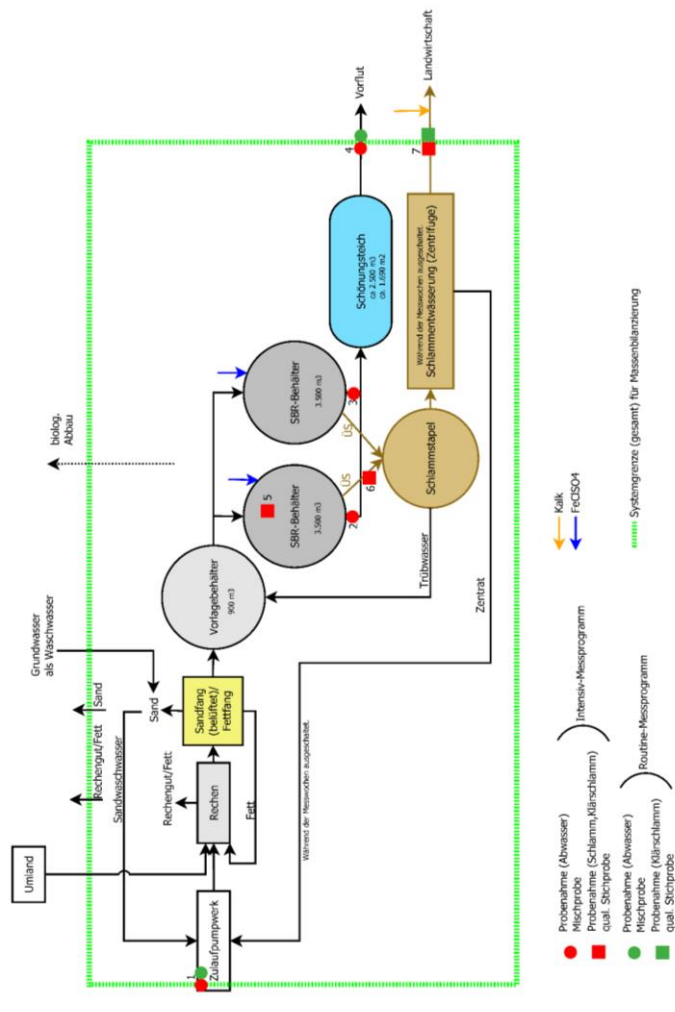




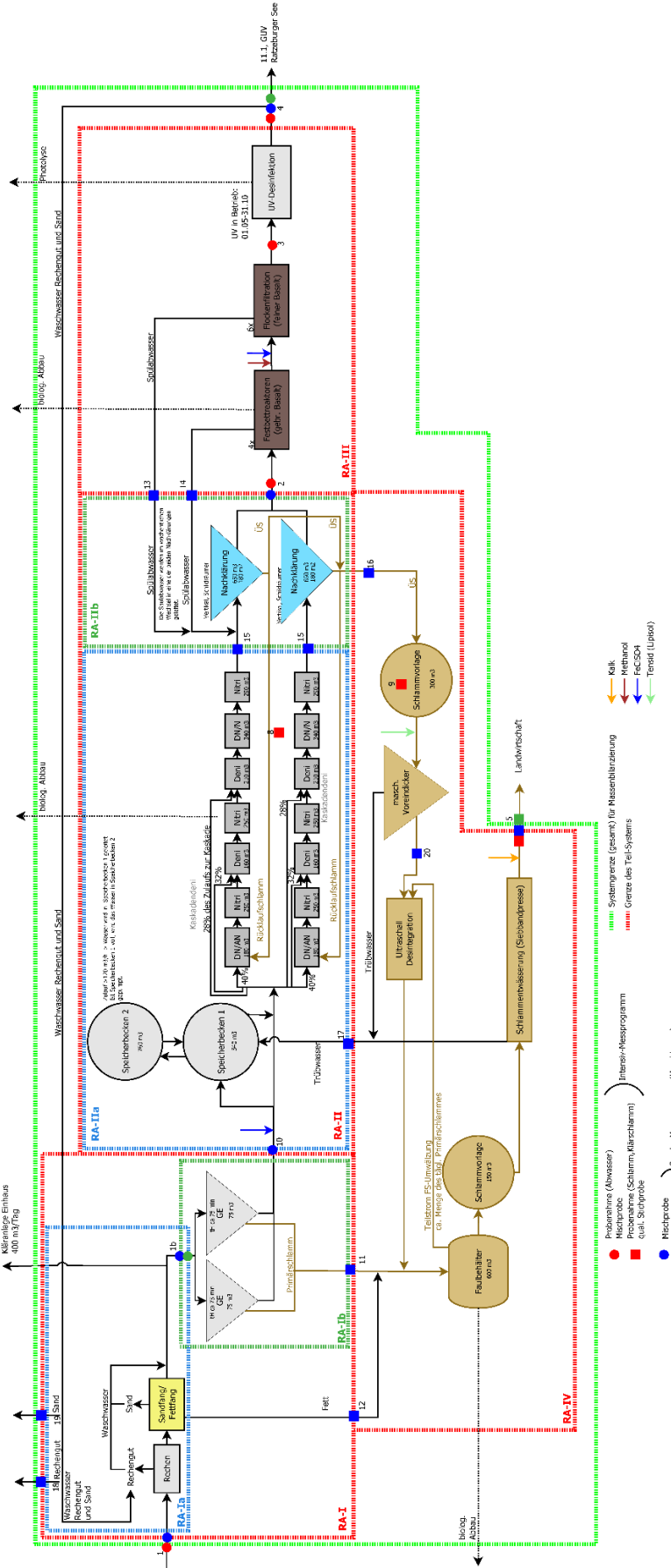
KA Flensburg



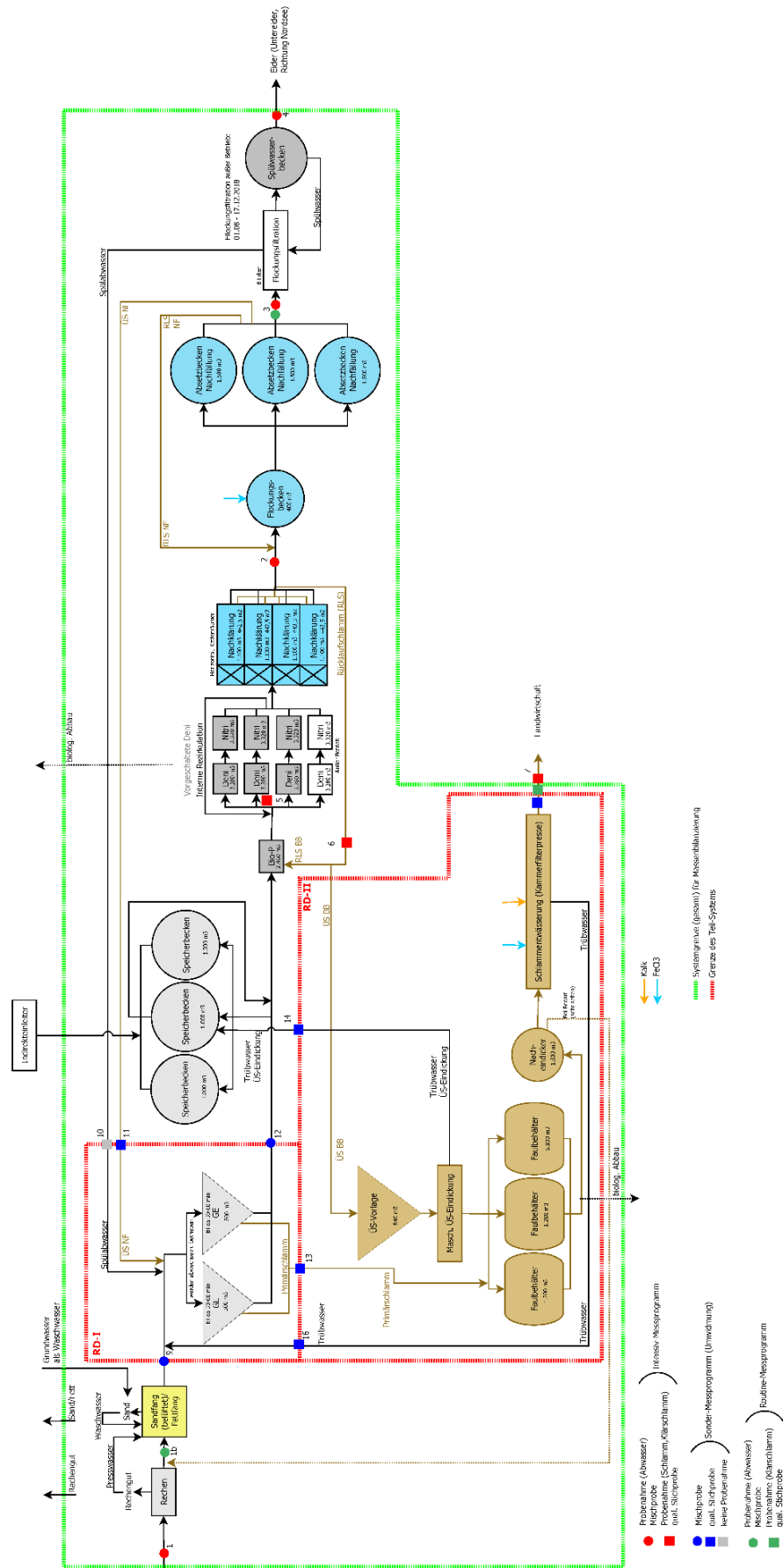
KA Kropp



KA Ratzeburg

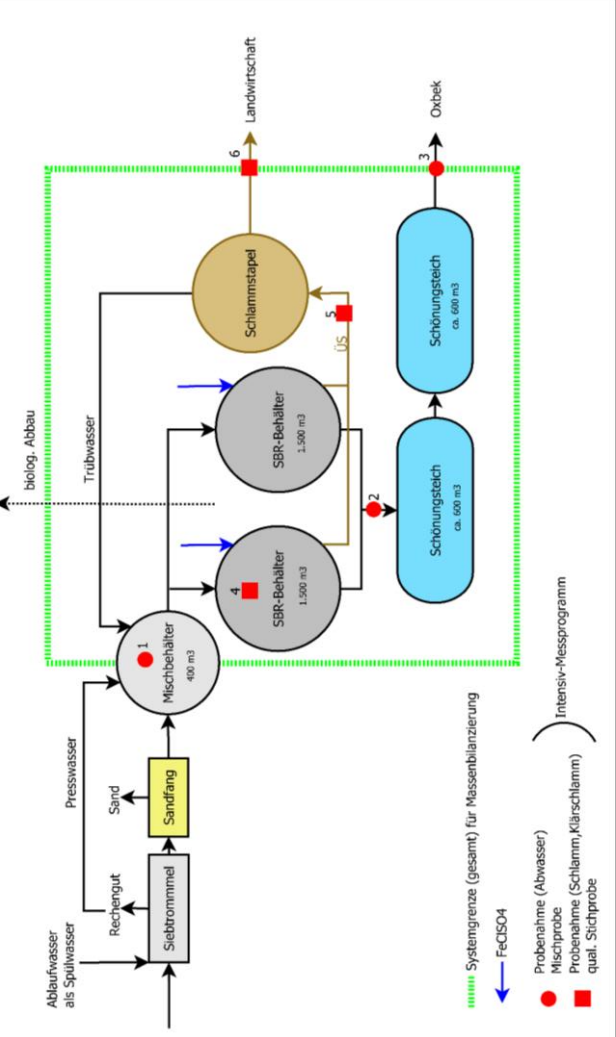


KA Rendsburg





KA Süderbrarup





## **Anhang 4 - Zusammenstellung der Probenahmepunkte**

Mess- stelle	Medium	Probenahmeort	Vorher	Nachher	Pro- ben- art *1	Mess- progr. *2
<b>KA Ahrensburg</b>						
AB-1	Rohabwasser	Pumpstation Ammersbek	Kanalisation	Rechen	M	I
AB-2	Rohabwasser	Zulauf, gesamt	Kanalisation	Rechen	M	I
AB-3	Klarwasser	Hochlast	Zwischenklärung	Tropfkörper	M	I
AB-4	Klarwasser	Hochlast	Tropfkörper	Schlammbett- reaktor	M	I
AB-5	Klarwasser	Hochlast	Tropfkörper	Festbettreaktor	M	I
AB-6	Klarwasser	Schwachlast	Zwischenklärung	Festbettreaktor	M	I
AB-7	Klarwasser	Ablauf FBR	Festbettreaktor	Überstaufilter	M	I
AB-8	Klarwasser	Ablauf Filtration	Überstaufilter	Klarwasser- becken	M	I
AB-9	Belebt- schlamm	C - Abbau, Hochlast	Sandfang	Zwischenklärung, Hochlast	S	I
AB-10	Überschuss- schlamm	Schlammabzug	Zwischenklärung, Hochlast	Eindickung	S	I
AB-11	Belebt- schlamm	Belebung, Schwach- last	Sandfang	Zwischenklärung, Schwachlast	S	I
AB-12	Überschuss- schlamm	Schlammabzug	Zwischenklärung, Schwachlast	Zwischenklärung, Hochlast	S	I
AB-13	Klärschlamm	Schlamm lager	Schlamm- entwässerung	Verbrennung	S	I
AB-16	Rechengut	Auffangbehälter	Zulauf	Sandfang	S	S
AB-17	Sand	Auffangbehälter	Rechen	Hoch-/ Schwach- last	S	S
AB-18	Waschwasser	Zulauf Sandwäsche	Ablauf nach UV- Desinfektion	Sandfang	S	S
AB-19	Rohabwasser	Ablauf Sandfang	Sandfang	Hoch-/ Schwach- last	M	S
AB-20	Fett	Fettfang (im Sand- fang)	Rechen	Grob- entschlammung	S	S
AB-21	Rohabwasser	Pumpensumpf	Kanalisation, Filt- rat, Zentrat	Rechen	M	S
AB-22	Waschabwasser	Ablauf Sandwäsche	Sandfang	Pumpensumpf	S	S

Messstelle	Medium	Probenahmeort	Vorher	Nachher	Probenart *1	Messprogr. *2
AB-23	Spülabwasser	Speicherbecken	FBR und Überstaufilter	Absetzbecken/ Tropfkörper	S	S
<b>KA Bad Segeberg</b>						
BS-1	Rohabwasser	Gerinne	Rechen	Sandfang	M	I / R
BS-2	Klarwasser	Ablauf Nachklärung	Nachklärung	Festbettreaktor	M	I / S
BS-3	Klarwasser	Ablauf Festbettreaktor	FBR	Flockungsfiltration	M	I
BS-4	Klarwasser	Ablauf	Flockungsfiltration	Trave	M	I / R
BS-5	Klärschlamm	Container	Kammerfilterpresse	landwirtsch. Verwertung	S	I / R
BS-8	Belebtschlamm	Belebung, Kaskade	Grobentschlammung	Nachklärung	S	I
BS-9	Überschussschlamm	Schlammabzug	Nachklärung	Trübwassernitrifikation	S	I / S
BS-10	Rohabwasser	Ablauf Grobentschlammung	Grobentschlammung	Belebung	S	S
BS-11	Zentrat	Probenahmehahn	Schlamm-entwässerung	Belebung	S	S
BS-12	Klarwasser aus Trübwassernitr.	Probenahmehahn	Trübwasser-Nachklärung	Belebung	S	S
<b>KA Cismar</b>						
CM-1	Rohabwasser	Zulauf	Kanalisation	Rechen	M	I
CM-2	Klarwasser	Ablauf Nachklärung	Nachklärung	Tuchfiltration	M	I
CM-3	Klarwasser	Ablauf Filtration	Tuchfiltration	UV-Desinfektion	M	I
CM-4	Klarwasser	Ablauf	UV-Desinfektion	Gew. Nr. 2	M	I
CM-5	Belebtschlamm	Belebung	Bio-P	Nachklärung	S	I
CM-6	Überschussschlamm	Schlammabzug	Nachklärung	Vorlage/ Eindicker	S	I
CM-7	Klärschlamm	Schlammstapel	Schlamm-entwässerung	Verbrennung	S	I
<b>KA Flensburg</b>						
FL-1	Rohabwasser	Gerinne	Rechen	Sandfang	M	I

Mess- stelle	Medium	Probenahmeort	Vorher	Nachher	Pro- ben- art *1	Mess- progr. *2
FL-2	Klarwasser	Ablauf NK, ZK	Nachklärung/ Zwi- schenklärung	Tropfkörper	M	I
FL-3	Klarwasser	Ablauf TK	Tropfkörper	Schlammbett- reaktor	M	I
FL-4	Klarwasser	Ablauf SBR	Schlammbett- reaktor	Festbett- reaktor	M	I
FL-5	Klarwasser	Ablauf FBR	Festbett- reaktor	Flockungs- filtration	M	I
FL-6	Klarwasser	Ablauf	Flockungs- filtration	Förde	M	I
FL-7	Klärschlamm	Schlammstapel	Schlamm- entwässerung	landwirtsch. Ver- wertung	S	I
<b>KA Kropp</b>						
KR-1	Rohabwasser	Zulauf	Kanalisation	Rechen	M	I / R
KR-2	Klarwasser	Ablauf SBR 1	SBR	Schönungsteich	M	I
KR-3	Klarwasser	Ablauf SBR 2	SBR	Schönungsteich	M	I
KR-4	Klarwasser	Ablauf	Schönungsteich	Vorflut	M	I / R
KR-5	Belebt- schlamm	SBR	Sandfang	Schönungsteich	S	I
KR-6	Überschuss- schlamm	Vorlagebehälter	SBR	Schlamm- entwässerung	S	I
KR-7	Klärschlamm	Schlamm-lager	Schlamm- entwässerung	landwirtsch. Ver- wertung	S	I
<b>KA Ratzeburg</b>						
RA-1	Rohabwasser	Zulauf	Kanalisation	Rechen	M	I / S
RA-1b	Rohabwasser	Ablauf Sandfang	Sandfang	Grob- entschlammung	M	S / R
RA-2	Klarwasser	Vorlagebehälter	Nachklärung	Festbettreaktor	M	I / S
RA-3	Klarwasser	Ablauf Sandfilter	Flockungs- filtration	UV-Desinfektion	M	I
RA-4	Klarwasser	Ablauf	UV-Desinfektion	Ratzeburger See	M	I / S / R
RA-5	Klärschlamm	Schlamm-lager	Zentrifuge	landwirtsch. Ver- wertung	S	I / S / R
RA-8	Belebt- schlamm	Belebungs- kaskade, 2. Nit- rizon	Grob- entschlammung	Nachklärung	S	I

Mess- stelle	Medium	Probenahmeort	Vorher	Nachher	Pro- ben- art *1	Mess- progr. *2
RA-9	Überschuss- schlamm	Schlammvorlage	Nachklärung	Eindickung	S	I
RA-10	Rohabwasser	Ablauf Grobentsch.	Grob- entschlammung	Belebungs- kaskade	M	S
RA-11	Primär- schlamm	Schlammabzug der Grobentschl.	Grob- entschlammung	Faulbehälter	S	S
RA-12	Fett	Fettfang (im Sand- fang)	Rechen	Grob- entschlammung	S	S
RA-13	Spülabwasser der Flockungs- filt.	Probenahmeahn	Flockungs- filtration	Speicherbecken	S	S
RA-14	Spülabwasser der FBR	Probenahmeahn	Festbett- reaktoren	Nachklärung	S	S
RA-15	Belebt- schlamm	Ende der Belebungs- kaskade	Grob- entschlammung	Nachklärung	S	S
RA-16	Überschuss- schlamm	Schlammvorlage	Nachklärung	Eindickung	S	S
RA-17	Trübwasser	Probenahmeahn	Eindickung und Schlammentw.	Speicherbecken	S	S
RA-18	Rechengut	Auffangbehälter	Zulauf	Sandfang	S	S
RA-19	Sand	Auffangbehälter	Rechen	Grob- entschlammung	S	S
RA-20	Überschussch., eindickt	Probenahmeahn	Eindickung	US- Desintegration	S	S
<b>KA Rendsburg</b>						
RD-1	Rohabwasser	Zulaufgerinne	Kanalisation	Rechen	M	I
RD-1b	Rohabwasser	Gerinne	Rechen	Sandfang	M	R
RD-2	Klarwasser	Ablauf Nachklärung	Nachklärung	Flockungsbecken	M	I
RD-3	Klarwasser	Ablauf Nachfällung	Nachfällung	Flockungs- filtration	M	I / R
RD-4	Klarwasser	Ablauf	Flockungs- filtration	Eider	M	I
RD-5	Belebt- schlamm	Belebung	Bio-P	Nachklärung	S	I
RD-6	Überschuss- schlamm	Schlammabzug NK	Nachklärung	Eindickung	S	I
RD-7	Klärschlamm	Schlammager	Kammerfilter- presse	landwirtsch. Ver- wertung	S	I / S / R

Mess-stelle	Medium	Probenahmeort	Vorher	Nachher	Pro-ben-art *1	Mess-progr. *2
RD-9	Ablauf Sandfang	Gerinne	Sandfang	Grobent-schlammung	M	R
RD-10	Spülabwasser	Ablauf Flockungs-filtration	Flockungs-filtration	Grobent-schlammung	S	S
RD-11	Überschuss-schlamm	Schlammabzug Nachfällung	Nachfällung (Ab-satzbecken)	Flockungs-filtration	S	S
RD-12	Rohabwasser	Ablauf Grobent-schlammung	Grobent-schlammung	Bio-P	M	S
RD-13	Primär-schlamm	Schlammabzug Gro-bentschl.	Grobent-schlammung	Faulbehälter	S	S
RD-14	Trübwasser	Probenahme-hahn	Eindicker	Speicherbecken	S	S
RD-15	Trübwasser	Probenahme-hahn	Kammerfilter-presse	Grobent-schlammung	S	S
<b>KA Süderbrarup</b>						
SB-1	Rohabwasser	Mischbehälter	Sandfang	SBR	M	I
SB-2	Klarwasser	Ablauf SBR	SBR	Schönungsteich	M	I
SB-3	Klarwasser	Ablauf	Schönungsteich	Oxbek	M	I
SB-4	Belebt-schlamm	Belebung (SBR)	Mischbehälter	Schönungsteich	S	I
SB-5	Überschuss-schlamm	Schlammabzug	SBR	Schlammstapel	S	I
SB-6	Klärschlamm	Schlamm-lager	Schlammstapel	landwirtsch. Ver-wertung	S	I

\*1 Probenart: M = Mischprobe (24-Stunden oder 7-Tage), S = Stichprobe (bei wässrigen Proben: 5 Teilproben alle 2 min; bei stichfesten Proben oder diskontinuierlichem Stoffstrom wurde eine repräsentative Teilmenge beprobt)

\*2 Messprogramm: I = Intensiv-Messprogramm; S = Sonder-Messprogramm; R = Routine-Messprogramm)



## Anhang 5 - Basisdaten

## Belebungsbecken

Parameter	Bad Segeberg	Cismar	Ratzeburg	Rendsburg	Ahrenburg		Flensburg		Kropp	Süderbrarup
					(hoch, 1/3)	(schwach, 2/3)	(hoch, 1/3)	(schwach, 2/3)		
Ausbaugröße [EW]	82.500	6.000	25.500	220.000	50.000	50.000	224.000	12.600	6.000	
Anschlussgröße [EW] <sup>1)</sup>	40.089	19.557	10.480	68.043	51.170	51.170	158.707	6.660	5.276	
Rechen (Spaltbreite) [mm]	6,0	1x Spaltbr.: 3,0 1x Lochblech: 5,0	4,0	5,0	Zulauf: 3,0 Feinrechen: 3,0		6,0	3,0	Lochblech: 5,0	
Vorklärung und Vorklärzeit [h]	1,50	1,5 - 2,5	1,50	0,5 - 1,0	keine VK		1,5 - 2,5	keine VK	keine VK	
Toxiksubstanzgehalt	2,99	6,56	3,08	3,21	1,76	4,67	5,60	4,34	3,22	
Volumen Belebung	6.077	6.840	3.360	19.800	550	2.300	2.700	7.000	3.000	
ges. Biomasse	18.184	44.870	10.334	63.650	968	10.736	15.120	30.380	9.660	
B <sub>5</sub> -Tagesfracht	2.551	4.699	1.260	4.553	2.398	1.199	??	482	473	
Schlammbelastung	0,14	0,10	0,12	0,07	2,48	0,11	??	0,02	0,05	
Schlammproduktion	1.028	5.537	567	3.135	3.429	981	??	nicht bekannt	nicht bekannt	
Schlammalter	17,7	8,1	18,2	20,3	0,3	10,9	3,0	25-30	21-24	
Belebungsstyp	Kaskaden-	intermitt. / vorg. Deni.	Kaskaden-	vorgeschalt. Deni.	vorgeschalt. Deni./ als Hoch- und Schwachlastbelebung	vorgeschalt. Deni./ als Hoch- und Schwachlastbelebung		SBR	SBR	
externe C-Quellen (für Denitrifikation)	Methanol, nach FBR	nein	Methanol, nach FBR	nein	Methanol, vor FBR	Methanol, nach FBR		nein	nein	
Biologische P-Elimination	nein	ja	nein	ja	nur im Schwachlastmodul	nur im Hochlastmodul		nein	nein	
P-Fällung	Simultan- und fakult. Nachf.	Simultan-fällung	Vor- und Nachfällung	Nachfällung	nur im Hochlastmodul und als Nachfällung	nur im Hochlastmodul und als Nachfällung		Simultan-fällung	Simultan-fällung	
Art des Fällmittels	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> Cl	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	Fe <sub>3</sub> Cl	Fe <sub>3</sub> ClSO <sub>4</sub>	
weitere Verfahrensstufen	FBR, FF	TF, UV	FBR, FF, UV	FF	SchBR, TK, FBR, FF	SchBR, TK, FBR, FF	TK, SchBR, FBR, FF	ST	ST	

<sup>1)</sup> Ermittelt nach DWA A 198 aus den Betriebsdaten (Jd.R. 2016) für das 85%-Quantil der CSB-Tagesfrachten (in Cismar für Sommerhalbjahr). <sup>2)</sup> Ermittelt als Wochenmittelwerte für die jeweilige Messwoche (Intensiv-Programm)  
SchBR = Schlammbetreiber; TK = Tropfkörper; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfiltration; TF = Tuchfiltration; UV = UV-Desinfektion; ST = Schönungsstich

## Filtrationsstufen

	Ahrenburg	Bad Segeberg	Cismar	Flensburg	Ratzeburg	Rendsburg	
Ziel der Behandlung	Flockungsfiltration zur Nachfällung	Rest-Deni./ Rückhalt susp. Stoffe	Rückhalt susp. Stoffe	Flockungsfiltr. zur Nachfall. + Rest-Deni	Flockungsfiltration zur Nachfällung/ Rest-Deni	Flockungsfiltration zur Nachfällung	
Filteraufbau	Dreischichtfilter	Einschichtfilter	Tuchfilter als Trommelfilter	Zweischichtfilter	Einschichtfilter	Vierschichtfilter	
Strömungsrichtung	Abstrom	Aufstrom	Vertikal durchströmt	Abstrom	Aufstrom	Aufstrom	
Filtermedium	Hydro-Anthrazit, Sand, Kies	Blähton gebrochen	Polstoff	Hydro-Anthrazit, Kies	Basalt	Quarz, Basalt, Anthrazit	
Durchmesser des Filtermaterials [mm]	Kies: 2-3,15 Quarzsand: 0,7-1,2 Hydro-Anthrazit: 1,4-2,5	1,5 bis 2,5	/	Kies: 0,71-1,12 bzw. 1,0-1,6 Hydro-Anthrazit: 1,4-2,5	1,0 bis 1,6	Anthrazit: 1,4-2,5 Basalt: 1-1,6 Quarz: 3-5,6 Quarz: 5-8	
Schichtstärke [m]	Kies: 0,2 Quarzsand: 0,5 Hydro-Anthrazit: 1,0	2		Kies : 0,8 Hydro-Anthrazit: 1,20	6	Anthrazit: 1,0 Basalt: 0,6 Quarz: 0,15 Quarz: 0,15	
Oberfläche [m] (je Reaktor)		19,0			5,0	20,0	
Filtergeschwindigkeit [m/h]	1,40	2,17			10	10	Trockenwetter: ca. 4-5 Regenwetter: ca. 16
Aufenthaltszeit t [h]	1,21	0,92				0,56	0,34
Flächenbeschickung $q_a$ [m/h]		5,72				5,20	0,34
Art der Spülung	diskontinuierlich	diskontinuierlich		diskontinuierlich	diskontinuierlich	diskontinuierlich	diskontinuierlich
Spülintervalle	18-20 h	ca. alle 2 Tage	nicht bekannt, automatisch	max. 24h	45 min spülen, 30 min filtern	ca. alle 2 Tage	
Zugabe von ... im Zulauf	FeClSO <sub>4</sub> Polymer	Methanol	/	Methanol FeClSO <sub>4</sub>	Methanol FeClSO <sub>4</sub>	FeCl <sub>3</sub> (im Flockungsbecken)	

## Festbettreaktoren

	Ahrenburg	Bad Segeberg	Ratzeburg	Flensburg
Ziel der Behandlung	Rest-Denitrifikation	Nitrifikation	Rest-Nitri, Rest-C-Abbau, Rückhalt susp. Stoffe	Nitrifikation
Belüftung	nein	ja	ja	ja
Aufwuchskörper/ Füllmaterial	Blähton	Blähton	gebr. Basalt	Blähton
Durchmesser Füllmaterial [mm]	4 - 8	3-8	2 - 3	4-8
Schichtstärke h [m]	2,35	3,80	8,00	4,00
Strömungsrichtung	Aufstrom	Abstrom	Aufstrom	Aufstrom
Oberfläche [m <sup>2</sup> ] (je Reaktor)	28,1	21	5	
Filtergeschwindigkeit [m/h]	1,62	4,13	15	13,3-14,9
Aufenthaltszeit t [h]	1,45	0,92	0,77	
Flächenbeschickung $q_a$ [m/h]		5,18	6,50	
Raumbelastung $B_R$ [kg O <sub>2</sub> /(m <sup>3</sup> × d)]				
Art der Spülung	diskontinuierlich	diskontinuierlich	kontinuierlich	diskontinuierlich
Spülintervalle [h]	24	ca. 48	/	24
Zugabe von ... im Zulauf	Methanol	/	/	/

## Tropfkörper

	Ahrenburg	Flensburg
Ziel der Behandlung	Nitrifikation (nur im Hochlastmodul)	Nitrifikation
Aufwuchskörper	Kunststoffblöcke	Kunststoffwaben
spez. Oberfläche [m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ]	200	240
Höhe Aufwuchskörper [m]	6,4	7,0
Strömungsrichtung	Abstrom	Abstrom
Durchlaufgeschwindigkeit [m/h]	1,1	unbekannt
Aufenthaltszeit t [h]	ca. 0,5	
Oberfläche A <sub>TK</sub> [m <sup>2</sup> ]	346	
Raumbelastung B <sub>R</sub> [kg CSB/(m <sup>3</sup> × d)]	180	
Flächenbeschickung q <sub>a</sub> [m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> *h]	0,68	1,29-2,0
Art der Spülung	keine	Drehsprenger verlangsamen
Spülintervalle	/	1x pro Woche

## Schönungsteiche

	Kropp	Süderbrarup
Ziel der Behandlung	Rückhalt susp. Stoffe; Rest-C-Abbau	Rückhalt susp. Stoffe; Rest-C-Abbau
Oberfläche A [m <sup>2</sup> ]	1.690	400
Volumen V [m <sup>3</sup> ]	2.500	1.200
Flächenbelastung q <sub>A</sub> [m/h]	0,04	0,08
mittlere Verweilzeit t <sub>h</sub> [h]	40,3	39,3

## UV-Desinfektionen

	Cismar	Ratzeburg
Ziel der Behandlung	Hygenisierung/ Desinfektion	Hygenisierung/ Desinfektion
Bestrahlungsstärke E [W/m <sup>2</sup> ]		* Reaktor 1: 19,6 Reaktor 2: 15,2 Reaktor 3: 41,0
mittlere Verweilzeit t <sub>h</sub> [s]		* Reaktor 1: 19,1 Reaktor 2: 18,0 Reaktor 3: 15,0
Bestrahlung (-dosis) H [J/m <sup>2</sup> ]	490 (?)	* Reaktor 1: 375 Reaktor 2: 275 Reaktor 3: 615
* abhängig vom Durchfluss		

## **Anhang 6 - Niederschläge und Abflüsse**

## Intensiv-Messprogramm

### a) tägliche Niederschlagshöhe [mm]

Ratzeburg		Bad Segeberg		Rendsburg		Kropp	
20.07.2017	0,0	20.07.2017	25,0	07.09.2017	8,9	07.09.2017	12,7
21.07.2017	10,0	21.07.2017	4,0	08.09.2017	0,2	08.09.2017	0,0
22.07.2017	0,0	22.07.2017	0,0	09.09.2017	9,4	09.09.2017	11,3
23.07.2017	0,0	23.07.2017	6,0	10.09.2017	11,5	10.09.2017	23,3
24.07.2017	8,0	24.07.2017	7,0	11.09.2017	0,0	11.09.2017	0,0
25.07.2017	3,0	25.07.2017	4,0	12.09.2017	0,3	12.09.2017	1,0
26.07.2017	5,0	26.07.2017	19,0	13.09.2017	8,1	13.09.2017	6,4
Ahrensburg		Cismar		Flensburg		Süderbrarup	
10.08.2017	0,0	24.08.2017	0,0	21.09.2017	4,9	22.09.2017	0,0
11.08.2017	0,0	25.08.2017	0,0	22.09.2017	0,1	23.09.2017	0,0
12.08.2017	2,0	26.08.2017	0,0	23.09.2017	0,0	24.09.2017	0,0
13.08.2017	5,2	27.08.2017	0,0	24.09.2017	0,0	25.09.2017	0,0
14.08.2017	1,6	28.08.2017	0,0	25.09.2017	0,1	26.09.2017	0,0
15.08.2017	0,0	29.08.2017	0,0	26.09.2017	0,2	27.09.2017	0,0
16.08.2017	9,0	30.08.2017	0,0	27.09.2017	4,8	28.09.2017	0,0

Die Tagessummen weichen i.d.R. vom 24-Stunden-Intervall der Tagesmischproben ab.

### b) täglicher Zulauf [m<sup>3</sup>/d]

Ratzeburg		Bad Segeberg		Rendsburg		Kropp	
20.07.2017	3.288	20.07.2017	8.394	07.09.2017	12.122	07.09.2017	1.402
21.07.2017	2.842	21.07.2017	6.787	08.09.2017	10.618	08.09.2017	1.141
22.07.2017	2.894	22.07.2017	5.607	09.09.2017	12.527	09.09.2017	1.428
23.07.2017	3.070	23.07.2017	5.934	10.09.2017	14.197	10.09.2017	2.026
24.07.2017	2.906	24.07.2017	6.073	11.09.2017	10.906	11.09.2017	1.203
25.07.2017	2.682	25.07.2017	6.018	12.09.2017	10.564	12.09.2017	1.173
26.07.2017	4.470	26.07.2017	8.354	13.09.2017	12.719	13.09.2017	1.251
Ahrensburg		Cismar		Flensburg		Süderbrarup	
10.08.2017	5.570	24.08.2017	6.865	21.09.2017	35.634	22.09.2017	750
11.08.2017	5.810	25.08.2017	6.454	22.09.2017	33.916	23.09.2017	724
12.08.2017	5.610	26.08.2017	7.138	23.09.2017	32.134	24.09.2017	722
13.08.2017	5.360	27.08.2017	7.047	24.09.2017	30.216	25.09.2017	703
14.08.2017	5.040	28.08.2017	6.287	25.09.2017	29.882	26.09.2017	701
15.08.2017	5.670	29.08.2017	5.696	26.09.2017	35.573	27.09.2017	692
16.08.2017	6.680	30.08.2017	5.683	27.09.2017	32.399	28.09.2017	695

Die Tagessummen weichen ggf. vom 24-Stunden-Intervall der Tagesmischproben ab.

## Sonder-Messprogramm

### a) tägliche Niederschlagshöhe [mm]

Ahrensburg		Ratzeburg		Bad Segeberg		Rendsburg	
25.07.2018	0,0	01.08.2018	7,0	08.08.2018	0,0	22.08.2018	0,0
26.07.2018	0,0	02.08.2018	0,0	09.08.2018	18,5	23.08.2018	0,0
27.07.2018	0,0	03.08.2018	0,0	10.08.2018	3,0	24.08.2018	6,8

### b) täglicher Zulauf [m<sup>3</sup>/d]

Ahrensburg		Ratzeburg		Bad Segeberg		Rendsburg	
25.07.2018	8.300	01.08.2018	2.824	08.08.2018	5.039	22.08.2018	8.570
26.07.2018	10.264	02.08.2018	2.664	09.08.2018	7.210	23.08.2018	8.390
27.07.2018	8.188	03.08.2018	2.625	10.08.2018	5.450	24.08.2018	10.370

## Routine-Messprogramm

### a) wöchentliche Niederschlagshöhe [mm]

Ratzeburg		Bad Segeberg		Rendsburg		Kropp	
27.11-04.12.2017	17,0	27.11-04.12.2017	25,5	11.12-18.12.2017	13,6	11.12-18.12.2017	20,0
08.-15.01.2018	0,0	08.-15.01.2018	13,0	22.-29.01.2018	29,3	22.-29.01.2018	45,5
05.-12.02.2018	5,0	05.-12.02.2018	8,0	19.-26.02.2018	0,1	19.-26.02.2018	0,0
05.-12.03.2018	22,0	05.-12.03.2018	24,0	19.-26.03.2018	1,7	19.-26.03.2018	2,5
09.-16.04.2018	5,0	09.-16.04.2018	12,0	23.-30.04.2018	23,1	23.-30.04.2018	38,9
02.-09.05.2018	1,0	02.-09.05.2018	0,0	22.-29.05.2018	11,2	22.-29.05.2018	9,9
04.-11.06.2018	22,0	04.-11.06.2018	0,0	18.-25.06.2018	13,6	18.-25.06.2018	21,3
02.-09.07.2018	0,0	02.-09.07.2018	0,0	16.-23.07.2018	0,0	16.-23.07.2018	0,0
30.07-06.08.2018	7,0	06.-13.08.2018	34,5	20.-27.08.2018	15,3	20.-27.08.2018	21,1
03.-10.09.2018	5,0	03.-10.09.2018	8,3	17.-24.09.2018	12,0	17.-24.09.2018	46,3
08.-15.10.2018	0,0	08.-15.10.2018	1,0	22.-29.10.2018	12,9	22.-29.10.2018	36,1
05.-12.11.2018	6,0	05.-12.11.2018	10,6	22.-29.11.2018	3,8	22.-29.11.2018	5,0
30.11-07.12.2018	22,0	30.11-07.12.2018	28,6	11.-18.12.2018	9,7	11.-18.12.2018	3,7

### b) mittlerer täglicher Zulauf [m<sup>3</sup>/d]

Ratzeburg		Bad Segeberg		Rendsburg		Kropp	
27.11-04.12.2017	2.429	27.11-04.12.2017	7.198	11.12-18.12.2017	15.634	11.12-18.12.2017	2.091
08.-15.01.2018	2.340	08.-15.01.2018	8.235	22.-29.01.2018	13.675	22.-29.01.2018	3.806
05.-12.02.2018	2.283	05.-12.02.2018	7.881	19.-26.02.2018	11.896	19.-26.02.2018	3.350
05.-12.03.2018	2.593	05.-12.03.2018	7.088	19.-26.03.2018	11.087	19.-26.03.2018	2.571
09.-16.04.2018	2.277	09.-16.04.2018	6.566	23.-30.04.2018	11.139	23.-30.04.2018	2.244
02.-09.05.2018	2.292	02.-09.05.2018	5.990	22.-29.05.2018	9.970	22.-29.05.2018	1.580
04.-11.06.2018	2.354	04.-11.06.2018	6.127	18.-25.06.2018	8.781	18.-25.06.2018	1.129
02.-09.07.2018	2.290	02.-09.07.2018	5.290	16.-23.07.2018	8.270	16.-23.07.2018	842
30.07-06.08.2018	2.252	06.-13.08.2018	5.434	20.-27.08.2018	8.931	20.-27.08.2018	760
03.-10.09.2018	2.247	03.-10.09.2018	5.202	17.-24.09.2018	8.854	17.-24.09.2018	717
08.-15.10.2018	2.101	08.-15.10.2018	4.898	22.-29.10.2018	9.374	22.-29.10.2018	797
05.-12.11.2018	2.558	05.-12.11.2018	5.167	22.-29.11.2018	8.613	22.-29.11.2018	687
30.11-07.12.2018	2.699	30.11-07.12.2018	5.296	11.-18.12.2018	15.407	11.-18.12.2018	705





## **Anhang 7 – Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem Intensiv- und Sondermessprogramm**

### **Anhang 7.1 – Spurenstoffe**

### **Anhang 7.2 – Multiresistente Keime**

### Anhang 7.1 - Spurenstoffe

#### Zulauf (Rohabwasser, vor mech. Reinigung)

	CSB		BSB <sub>5</sub>		Gesamt-Stickstoff		Ammonium-Stickstoff		Nitrit-Stickstoff		Nitrat-Stickstoff		Phosphor		pH	LF
	c	B* <sub>d</sub> [g// EW-t)]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW-t)]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW-t)]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW-t)]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW-t)]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW-t)]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW-t)]		
<b>gesamt</b>	454	48	280	45	51,7	0,0	27,8	5,0	0,016	0,002	0,390	0,049	4,82	0,77	7,33	927
min	2137	590	780	263	189,0	38,3	80,9	29,5	0,261	0,045	1,380	0,281	21,40	4,78	8,45	2060
max	<b>739</b>	<b>135</b>	<b>460</b>	<b>85</b>	<b>73,0</b>	<b>12,9</b>	<b>49,4</b>	<b>7,9</b>	<b>0,032</b>	<b>0,007</b>	<b>0,613</b>	<b>0,112</b>	<b>9,95</b>	<b>1,66</b>	<b>7,92</b>	<b>1261</b>
Anzahl n	59	59	20	20	58	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
<b>AB-2</b>	454	48	460	45	63,1	6,6	39,5	5,0	0,026	0,003	0,501	0,049	8,99	0,94	7,48	1243
min	1151	125	620	81	189,0	20,6	51,2	5,6	0,249	0,028	1,110	0,121	11,10	1,36	7,99	1417
max	<b>856</b>	<b>94</b>	<b>600</b>	<b>68</b>	<b>67,0</b>	<b>7,5</b>	<b>46,5</b>	<b>5,2</b>	<b>0,031</b>	<b>0,003</b>	<b>0,623</b>	<b>0,069</b>	<b>9,56</b>	<b>1,05</b>	<b>7,83</b>	<b>1269</b>
Anzahl n	7	7	3	3	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>BS-1</b>	572	87	320	54	57,1	0,0	41,2	6,7	0,016	0,002	0,511	0,076	5,14	0,77	7,73	1090
min	993	150	380	79	94,7	13,5	53,1	9,2	0,078	0,011	0,840	0,142	8,93	1,71	8,45	1589
max	<b>630</b>	<b>109</b>	<b>380</b>	<b>58</b>	<b>71,9</b>	<b>11,9</b>	<b>49,3</b>	<b>8,0</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,567</b>	<b>0,091</b>	<b>7,63</b>	<b>1,24</b>	<b>8,09</b>	<b>1194</b>
Anzahl n	7	7	3	3	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>CM-1</b>	801	264	720	227	91,6	26,7	64,1	18,6	0,020	0,006	0,495	0,157	13,00	4,16	7,79	1622
min	1049	331	780	263	114,0	38,3	80,9	29,5	0,044	0,015	0,698	0,224	15,20	4,78	8,16	2060
max	<b>876</b>	<b>296</b>	<b>720</b>	<b>231</b>	<b>104,0</b>	<b>36,6</b>	<b>74,4</b>	<b>23,9</b>	<b>0,021</b>	<b>0,007</b>	<b>0,609</b>	<b>0,201</b>	<b>13,50</b>	<b>4,68</b>	<b>8,06</b>	<b>1996</b>
Anzahl n	7	7	3	3	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>FL-1</b>	717	139			51,7	9,3	27,8	5,7	0,022	0,004	0,390	0,080	8,18	1,60	7,57	1135
min	1940	395			98,9	20,1	36,6	7,2	0,222	0,045	1,380	0,281	16,80	3,46	8,39	1372
max	<b>823</b>	<b>160</b>			<b>57,7</b>	<b>11,3</b>	<b>32,2</b>	<b>6,4</b>	<b>0,035</b>	<b>0,007</b>	<b>0,630</b>	<b>0,118</b>	<b>9,41</b>	<b>1,91</b>	<b>7,92</b>	<b>1188</b>
Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>KR-1</b>	578	70	420	51	62,1	8,6	39,0	5,9	0,024	0,003	0,560	0,074	9,01	1,21	7,55	1006
min	1218	161	760	94	74,9	14,4	53,8	11,5	0,132	0,016	0,773	0,179	12,50	2,09	8,24	1198
max	<b>703</b>	<b>105</b>	<b>590</b>	<b>72</b>	<b>65,3</b>	<b>9,1</b>	<b>48,1</b>	<b>6,3</b>	<b>0,087</b>	<b>0,012</b>	<b>0,662</b>	<b>0,091</b>	<b>9,95</b>	<b>1,44</b>	<b>7,94</b>	<b>1129</b>
Anzahl n	7	7	2	2	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>RA-1</b>	582	160	280	89	54,7	16,1	39,3	11,5	0,017	0,005	0,414	0,136	4,82	1,51	7,33	988
min	2137	590	490	128	88,0	23,3	56,0	16,8	0,131	0,041	0,804	0,222	10,50	3,11	7,89	1516
max	<b>709</b>	<b>207</b>	<b>420</b>	<b>119</b>	<b>69,3</b>	<b>20,2</b>	<b>52,5</b>	<b>14,5</b>	<b>0,028</b>	<b>0,008</b>	<b>0,578</b>	<b>0,168</b>	<b>8,64</b>	<b>2,55</b>	<b>7,72</b>	<b>1335</b>
Anzahl n	10	10	5	5	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
<b>RD-1</b>	668	118	400	62	60,1	12,5	40,1	8,4	0,020	0,003	0,513	0,094	8,68	1,57	7,60	927
min	863	140	460	71	102,0	16,3	66,8	10,7	0,125	0,026	0,719	0,145	10,90	1,84	8,08	1491
max	<b>698</b>	<b>130</b>	<b>430</b>	<b>67</b>	<b>81,7</b>	<b>13,1</b>	<b>52,8</b>	<b>9,4</b>	<b>0,031</b>	<b>0,005</b>	<b>0,684</b>	<b>0,112</b>	<b>10,00</b>	<b>1,70</b>	<b>7,92</b>	<b>1377</b>
Anzahl n	7	7	2	2	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>SB-1*</b>	562	74	600	80	69,0	9,1	43,2	5,8	0,017	0,002	0,522	0,069	8,78	1,16	7,90	955
min	981	135	700	100	101,0	13,8	57,7	7,9	0,261	0,035	0,708	0,094	21,40	2,93	8,20	1375
max	<b>657</b>	<b>90</b>	<b>650</b>	<b>90</b>	<b>77,6</b>	<b>10,3</b>	<b>47,4</b>	<b>6,3</b>	<b>0,034</b>	<b>0,005</b>	<b>0,607</b>	<b>0,081</b>	<b>11,80</b>	<b>1,63</b>	<b>7,99</b>	<b>1250</b>
Anzahl n	7	7	2	2	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7

\* SB-1: Rohabwasser nach Rechen und Sandfang

	Blei (Pb)		Cadmium (Cd)		Nickel (Ni)		Quecksilber (Hg)		Carbamazepin		Ciprofloxacin		Coffein		Diclofenac		
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	
Zulauf (Rohabwasser, vor mech. Reinigung)	min	0,003	0,303	0,0003	0,033	0,005	0,653	0,0000	0,003	0,050	0,010	0,071	0,014	11,645	1,520	0,032	0,009
	max	0,065	9,240	0,0010	0,142	0,141	19,458	0,0005	0,041	2,513	0,583	3,485	0,589	215,550	54,277	5,917	1,402
	Median	<b>0,006</b>	<b>1,017</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,033</b>	<b>0,015</b>	<b>3,484</b>	<b>0,0007</b>	<b>0,007</b>	<b>0,924</b>	<b>0,174</b>	<b>0,830</b>	<b>0,188</b>	<b>141,000</b>	<b>24,999</b>	<b>2,921</b>	<b>0,447</b>
	Anzahl n	53	53	10	7	59	59	14	14	59	59	59	59	59	59	59	59
	min	0,006	0,591	0,0010	0,0010	0,005	0,653	0,0004	0,0004	0,352	0,040	1,815	0,206	11,645	1,520	4,050	0,438
	max	0,013	1,697	0,0010	0,0010	0,141	14,770	0,0004	0,0004	0,496	0,050	2,805	0,276	129,000	14,042	5,917	0,656
	Median	<b>0,009</b>	<b>0,997</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,009</b>	<b>0,987</b>	<b>0,0004</b>	<b>0,0004</b>	<b>0,380</b>	<b>0,045</b>	<b>2,145</b>	<b>0,237</b>	<b>118,950</b>	<b>12,959</b>	<b>4,667</b>	<b>0,522</b>
	Anzahl n	7	7	1	0	7	7	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7
	min	0,003	0,379	0,0010	0,0010	0,010	1,501	0,0001	0,0001	0,910	0,153	1,700	0,354	83,500	17,400	2,062	0,430
	max	0,007	1,256	0,0010	0,0010	0,043	9,004	0,0001	0,0001	1,440	0,302	3,485	0,589	172,500	31,617	4,010	0,755
	Median	<b>0,005</b>	<b>0,846</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,030</b>	<b>4,196</b>	<b>0,0001</b>	<b>0,0001</b>	<b>1,185</b>	<b>0,190</b>	<b>2,865</b>	<b>0,441</b>	<b>139,500</b>	<b>19,511</b>	<b>3,149</b>	<b>0,450</b>
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7
	min	0,008	2,572	0,0010	0,0010	0,005	1,825	0,0005	0,0005	0,890	0,310	0,595	0,217	120,000	37,486	3,075	1,109
	max	0,008	2,572	0,0010	0,0010	0,054	19,458	0,0005	0,0005	1,495	0,434	0,870	0,304	156,000	51,167	4,080	1,402
	Median	<b>0,008</b>	<b>2,572</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,013</b>	<b>4,563</b>	<b>0,0005</b>	<b>0,0005</b>	<b>1,085</b>	<b>0,341</b>	<b>0,830</b>	<b>0,280</b>	<b>129,000</b>	<b>43,798</b>	<b>3,635</b>	<b>1,169</b>
	Anzahl n	1	1	0	0	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7
	min	0,003	0,450	0,0010	0,0010	0,006	1,134	0,0001	0,0001	0,050	0,010	0,071	0,015	79,296	14,278	1,659	0,303
max	0,017	3,459	0,0010	0,0010	0,048	9,768	0,0001	0,0001	1,575	0,321	0,380	0,072	118,732	22,435	2,718	0,514	
Median	<b>0,005</b>	<b>1,017</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,008</b>	<b>1,789</b>	<b>0,0001</b>	<b>0,0001</b>	<b>0,645</b>	<b>0,140</b>	<b>0,227</b>	<b>0,046</b>	<b>106,056</b>	<b>21,725</b>	<b>1,957</b>	<b>0,403</b>	
Anzahl n	7	7	1	0	7	7	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7	
min	0,003	0,303	0,0010	0,0010	0,006	0,727	0,0005	0,0005	0,805	0,110	0,212	0,026	151,550	22,843	1,434	0,212	
max	0,031	3,770	0,0010	0,0010	0,048	11,142	0,0005	0,0005	2,513	0,583	1,024	0,134	205,550	36,572	2,921	0,360	
Median	<b>0,014</b>	<b>2,535</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,015</b>	<b>2,338</b>	<b>0,0005</b>	<b>0,0005</b>	<b>1,395</b>	<b>0,174</b>	<b>0,577</b>	<b>0,123</b>	<b>167,550</b>	<b>24,569</b>	<b>1,974</b>	<b>0,313</b>	
Anzahl n	7	7	1	0	7	7	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7	
min	0,003	0,626	0,0010	0,0010	0,010	2,712	0,0000	0,0000	0,800	0,208	0,170	0,046	42,100	11,345	0,032	0,009	
max	0,009	3,412	0,0010	0,0010	0,044	11,943	0,0001	0,0001	1,940	0,493	0,985	0,271	180,500	54,277	4,042	1,141	
Median	<b>0,005</b>	<b>1,495</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,016</b>	<b>4,423</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,973</b>	<b>0,301</b>	<b>0,720</b>	<b>0,249</b>	<b>138,500</b>	<b>35,323</b>	<b>2,687</b>	<b>0,777</b>	
Anzahl n	10	10	0	0	10	10	7	7	10	10	10	10	10	10	10	10	
min	0,003	0,401	0,0010	0,0010	0,007	1,308	0,0000	0,0000	0,579	0,103	0,627	0,112	139,550	29,117	1,368	0,286	
max	0,016	3,338	0,0010	0,0010	0,044	7,839	0,0000	0,0000	1,076	0,198	1,212	0,221	215,550	35,244	3,737	0,580	
Median	<b>0,005</b>	<b>0,935</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,018</b>	<b>2,809</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,924</b>	<b>0,149</b>	<b>1,061</b>	<b>0,175</b>	<b>188,550</b>	<b>32,688</b>	<b>2,197</b>	<b>0,405</b>	
Anzahl n	7	7	0	0	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	
min	0,003	0,328	0,0003	0,033	0,006	0,790	0,0000	0,0000	0,177	0,024	0,101	0,014	144,085	19,717	1,978	0,271	
max	0,065	9,240	0,0010	0,142	0,114	16,205	0,0003	0,041	0,670	0,089	0,725	0,096	193,000	25,716	4,488	0,596	
Median	<b>0,005</b>	<b>0,666</b>	<b>0,0003</b>	<b>0,033</b>	<b>0,008</b>	<b>1,063</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,003</b>	<b>0,256</b>	<b>0,036</b>	<b>0,175</b>	<b>0,024</b>	<b>178,592</b>	<b>23,729</b>	<b>2,828</b>	<b>0,371</b>	
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	

\* SB-1: Rohabwasser nach Rechen und Sandfang

	Gabapentin		Ibuprofen		Lopamidol		Metformin		Metoprolol		Oxyetra-cyclin		Sulfametho-kazol		Trimethoprim	
	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]
<b>gesamt</b>	5 410	1 019	8 600	1 146	0 050	0 008	81 900	14 747	1 100	0 246	1 100	0 246	0 050	0 008	0 050	0 006
min	30 543	8 351	34 800	11 935	11 000	1 564	428 000	124 869	10 550	3 308	10 550	3 308	3 710	1 000	0 471	0 130
max	<b>14 400</b>	<b>2 631</b>	<b>21 290</b>	<b>3 612</b>	<b>0 868</b>	<b>0 158</b>	<b>209 000</b>	<b>33 379</b>	<b>5 730</b>	<b>0 918</b>	<b>5 730</b>	<b>0 918</b>	<b>0 825</b>	<b>0 142</b>	<b>0 278</b>	<b>0 052</b>
Anzahl n	59	59	59	59	36	35	59	59	59	59	0	0	59	59	59	59
<b>AB-2</b>	11 063	1 230	8 780	1 146			162 000	18 508	3 239	0 362	3 239	0 362	0 401	0 046	0 267	0 030
min	17 500	1 724	23 250	2 435			209 000	21 735	5 196	0 512	5 196	0 512	0 746	0 073	0 383	0 038
max	<b>12 875</b>	<b>1 412</b>	<b>20 450</b>	<b>2 211</b>			<b>185 500</b>	<b>20 585</b>	<b>3 630</b>	<b>0 398</b>	<b>3 630</b>	<b>0 398</b>	<b>0 437</b>	<b>0 053</b>	<b>0 287</b>	<b>0 033</b>
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7
<b>BS-1</b>	18 665	3 671	14 870	3 099	0 050	0 008	194 800	40 594	4 833	0 936	4 833	0 936	1 055	0 220	0 239	0 047
min	30 543	4 879	27 150	4 701	3 074	0 644	426 000	63 949	8 013	1 573	8 013	1 573	2 026	0 343	0 460	0 068
max	<b>26 244</b>	<b>4 328</b>	<b>22 450</b>	<b>3 764</b>	<b>0 110</b>	<b>0 016</b>	<b>296 000</b>	<b>47 216</b>	<b>7 134</b>	<b>1 154</b>	<b>7 134</b>	<b>1 154</b>	<b>1 719</b>	<b>0 270</b>	<b>0 337</b>	<b>0 062</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7
<b>CM-1</b>	12 050	3 597	25 400	8 417	0 102	0 030	207 500	72 437	5 950	2 172	5 950	2 172	1 220	0 355	0 212	0 062
min	15 800	5 256	34 800	11 935	3 170	1 046	289 500	88 283	10 550	3 066	10 550	3 066	1 805	0 620	0 360	0 130
max	<b>13 650</b>	<b>4 372</b>	<b>30 600</b>	<b>11 026</b>	<b>0 650</b>	<b>0 209</b>	<b>251 500</b>	<b>82 715</b>	<b>7 100</b>	<b>2 294</b>	<b>7 100</b>	<b>2 294</b>	<b>1 540</b>	<b>0 513</b>	<b>0 327</b>	<b>0 115</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7
<b>FL-1</b>	8 100	1 476	8 600	1 749	0 865	0 156	81 900	14 747	1 100	0 246	1 100	0 246	0 202	0 045	0 217	0 046
min	16 300	3 080	12 050	2 173	7 100	1 465	139 050	28 296	2 645	0 538	2 645	0 538	0 590	0 121	0 322	0 059
max	<b>9 750</b>	<b>1 984</b>	<b>10 350</b>	<b>2 116</b>	<b>6 200</b>	<b>1 262</b>	<b>119 250</b>	<b>22 599</b>	<b>1 663</b>	<b>0 314</b>	<b>1 663</b>	<b>0 314</b>	<b>0 451</b>	<b>0 081</b>	<b>0 259</b>	<b>0 052</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7
<b>KR-1</b>	8 660	1 404	18 000	2 454	4 210		175 000	27 540	3 040	0 414	3 040	0 414	0 050	0 008	0 050	0 006
min	29 600	3 644	34 200	5 455	4 210		269 000	40 623	6 940	0 854	6 940	0 854	0 832	0 130	0 202	0 042
max	<b>15 000</b>	<b>2 165</b>	<b>23 500</b>	<b>3 628</b>	<b>4 210</b>		<b>207 000</b>	<b>32 106</b>	<b>3 770</b>	<b>0 588</b>	<b>3 770</b>	<b>0 588</b>	<b>0 262</b>	<b>0 036</b>	<b>0 112</b>	<b>0 015</b>
Anzahl n	7	7	7	7	1	0	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7
<b>RA-1</b>	5 410	1 458	10 240	2 855			112 000	30 180	4 870	1 312	4 870	1 312	0 724	0 228	0 160	0 040
min	29 638	8 351	24 150	6 733			428 000	124 869	10 544	3 308	10 544	3 308	3 710	1 000	0 342	0 100
max	<b>22 115</b>	<b>6 230</b>	<b>20 445</b>	<b>5 419</b>			<b>313 000</b>	<b>83 671</b>	<b>7 782</b>	<b>2 178</b>	<b>7 782</b>	<b>2 178</b>	<b>0 986</b>	<b>0 287</b>	<b>0 246</b>	<b>0 071</b>
Anzahl n	10	10	10	10	0	0	10	10	10	10	0	0	10	10	10	10
<b>RD-1</b>	12 100	2 156	20 400	3 756	0 050	0 008	180 000	32 067	3 270	0 682	3 270	0 682	0 228	0 048	0 050	0 010
min	21 900	3 400	31 100	5 195	4 440	0 830	228 000	40 686	7 820	1 214	7 820	1 214	1 590	0 247	0 471	0 073
max	<b>15 600</b>	<b>2 709</b>	<b>24 900</b>	<b>4 151</b>	<b>0 050</b>	<b>0 010</b>	<b>201 000</b>	<b>35 579</b>	<b>5 730</b>	<b>1 032</b>	<b>5 730</b>	<b>1 032</b>	<b>0 845</b>	<b>0 158</b>	<b>0 301</b>	<b>0 056</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7
<b>SB-1*</b>	7 650	1 019	11 150	1 530	0 100	0 013	151 200	20 147	3 375	0 463	3 375	0 463	0 120	0 016	0 123	0 016
min	19 800	2 631	18 600	2 450	11 000	1 564	239 400	31 400	7 267	0 965	7 267	0 965	1 395	0 191	0 436	0 060
max	<b>10 250</b>	<b>1 403</b>	<b>16 300</b>	<b>2 154</b>	<b>0 780</b>	<b>0 102</b>	<b>217 350</b>	<b>28 928</b>	<b>4 545</b>	<b>0 622</b>	<b>4 545</b>	<b>0 622</b>	<b>0 740</b>	<b>0 103</b>	<b>0 340</b>	<b>0 048</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7

\*SB-1: Rohabwasser nach Rechen und Sandfang

	Aclonfen		Bifenox		Cybutryn (Irgarol)		Cypermethrin		Dichlorvos		Dicofol		Ditron		Glyphosat	
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]
Zulauf (Rohabwasser, vor mech. Reinigung)	gesamt															
	min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Anzahl n															
	min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Anzahl n															
	min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Anzahl n															
	min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anzahl n																
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anzahl n																
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anzahl n																
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anzahl n																
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anzahl n																
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
max	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Median	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anzahl n																

\* SB-1: Rohabwasser nach Rechen und Sandfang

	Imidacloprid		Isoprotron		Quinoxifen		Terbutylazin		Terbutryn		Triclosan		Acenaphthen		Acenaphthylen	
	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]
<b>gesamt</b>	0,025	0,003	0,013	0,004			0,025	0,004	0,025	0,004	0,025	0,004	0,005	0,001	0,005	0,001
min																
max	0,119	0,035	0,289	0,084			0,825	0,074	0,823	0,291	0,350	0,128	0,330	0,067	0,330	0,067
<b>Median</b>	<b>0,025</b>	<b>0,008</b>	<b>0,055</b>	<b>0,005</b>			<b>0,050</b>	<b>0,007</b>	<b>0,300</b>	<b>0,060</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,045</b>	<b>0,008</b>
Anzahl n	28	28	9	7	0	0	27	24	52	52	56	56	59	59	59	59
<b>AB-2</b>			0,110				0,048	0,005	0,465	0,055	0,005	0,001	0,030	0,003	0,030	0,003
min			0,110				0,479	0,054	0,723	0,079	0,030	0,003	0,160	0,017	0,160	0,017
max			<b>0,110</b>				<b>0,078</b>	<b>0,008</b>	<b>0,586</b>	<b>0,065</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,080</b>	<b>0,008</b>	<b>0,080</b>	<b>0,008</b>
Anzahl n	0	0	1	0	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>BS-1</b>							0,025	0,004	0,238	0,038	0,010	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001
min							0,160	0,024	0,298	0,053	0,020	0,004	0,050	0,010	0,050	0,010
max							<b>0,025</b>	<b>0,005</b>	<b>0,256</b>	<b>0,043</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>
<b>Median</b>																
Anzahl n	0	0	0	0	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>CM-1</b>			0,025	0,007	0,013	0,004	0,113	0,232	0,732	0,232	0,005	0,002	0,005	0,002	0,005	0,002
min			0,101	0,035	0,289	0,084	0,113	0,823	0,291	0,350	0,128	0,110	0,110	0,039	0,110	0,039
max			<b>0,025</b>	<b>0,008</b>	<b>0,013</b>	<b>0,005</b>	<b>0,113</b>	<b>0,796</b>	<b>0,256</b>	<b>0,256</b>	<b>0,020</b>	<b>0,006</b>	<b>0,060</b>	<b>0,017</b>	<b>0,060</b>	<b>0,017</b>
<b>Median</b>																
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>FL-1</b>			0,025	0,005			0,052	0,040	0,196	0,040	0,020	0,004	0,030	0,007	0,030	0,007
min			0,061	0,011			0,052	0,060	0,467	0,095	0,060	0,012	0,330	0,067	0,330	0,067
max			<b>0,025</b>	<b>0,005</b>			<b>0,052</b>	<b>0,289</b>	<b>0,289</b>	<b>0,055</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,090</b>	<b>0,016</b>	<b>0,090</b>	<b>0,016</b>
<b>Median</b>																
Anzahl n	7	7	0	0	0	0	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>KR-1</b>													0,005	0,001	0,020	0,002
min													0,040	0,006	0,220	0,035
max													<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,050</b>	<b>0,006</b>
<b>Median</b>																
Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7	7	7
<b>RA-1</b>			0,025	0,006	0,127		0,025	0,006	0,132	0,036	0,005	0,001	0,010	0,003	0,010	0,003
min			0,119	0,033	0,127		0,234	0,074	0,350	0,110	0,030	0,009	0,060	0,017	0,060	0,017
max			<b>0,025</b>	<b>0,008</b>	<b>0,127</b>		<b>0,025</b>	<b>0,007</b>	<b>0,265</b>	<b>0,079</b>	<b>0,025</b>	<b>0,008</b>	<b>0,020</b>	<b>0,009</b>	<b>0,020</b>	<b>0,009</b>
<b>Median</b>																
Anzahl n	7	7	1	0	0	0	7	7	10	10	10	10	7	7	7	7
<b>RD-1</b>									0,025	0,004	0,010	0,002	0,020	0,004	0,020	0,004
min									0,760	0,119	0,030	0,005	0,120	0,025	0,120	0,025
max									<b>0,493</b>	<b>0,091</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,050</b>	<b>0,008</b>	<b>0,050</b>	<b>0,008</b>
<b>Median</b>																
Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>SB-1*</b>			0,025	0,003			0,825	0,024	0,166	0,024	0,005	0,001	0,020	0,003	0,020	0,003
min			0,091	0,012			0,825	0,052	0,379	0,052	0,020	0,003	0,150	0,021	0,150	0,021
max			<b>0,025</b>	<b>0,004</b>			<b>0,825</b>	<b>0,272</b>	<b>0,272</b>	<b>0,036</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,030</b>	<b>0,004</b>	<b>0,030</b>	<b>0,004</b>
<b>Median</b>																
Anzahl n	7	7	0	0	0	0	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7

\*SB-1: Rohabwasser nach Rechen und Sandfang

	Anthracen		Benzol[a]-anthracen		Benzol[a]pyren		Benzol[b]-fluoranthen		Benzol[ghi]-perylene		Benzol[k]-fluoranthen		Chrysen		Dibenzol[ah]-anthracen	
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]
gesamt	0,003	0,001	0,005	0,001	0,003	0,001	0,003	0,001	0,003	0,000	0,003	0,000	0,005	0,001	0,003	0,000
min	0,460	0,057	0,360	0,080	0,200	0,053	0,280	0,044	0,170	0,047	0,100	0,022	0,740	0,141	0,020	0,005
max	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,040</b>	<b>0,007</b>	<b>0,010</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,005</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,060</b>	<b>0,012</b>	<b>0,006</b>	<b>0,001</b>
Anzahl n	49	49	57	56	50	49	56	56	50	49	49	49	57	56	17	14
AB-2	0,005	0,001	0,030	0,003	0,010	0,001	0,010	0,001	0,030	0,000	0,040	0,004	0,070	0,008		
min	0,030	0,003	0,060	0,007	0,010		0,030	0,003	0,030				0,040	0,005		
max	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,040</b>	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>		<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,030</b>				<b>0,040</b>	<b>0,005</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	1	0	7	7	1	0	0	0	7	7	0	0
BS-1	0,005	0,001	0,020	0,003	0,005	0,001	0,010	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,030	0,005	0,010	0,010
min	0,100	0,019	0,130	0,027	0,080	0,017	0,080	0,017	0,050	0,010	0,040	0,008	0,190	0,040	0,010	0,010
max	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,060</b>	<b>0,009</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,040</b>	<b>0,006</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,110</b>	<b>0,017</b>	<b>0,010</b>	<b>0,010</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	1	0
CM-1	0,003	0,001	0,005	0,002	0,003	0,001	0,005	0,002	0,003	0,001	0,003	0,001	0,005	0,002	0,010	0,010
min	0,020	0,006	0,240	0,070	0,090	0,026	0,070	0,020	0,080	0,023	0,040	0,012	0,300	0,087	0,010	0,010
max	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,040</b>	<b>0,015</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	<b>0,004</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,030</b>	<b>0,011</b>	<b>0,010</b>	<b>0,010</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	1	0
FL-1	0,110	0,020	0,180	0,037	0,090	0,019	0,170	0,035	0,100	0,021	0,050	0,010	0,300	0,062	0,020	0,004
min	0,030	0,006	0,050	0,009	0,025	0,005	0,050	0,009	0,020	0,004	0,010	0,002	0,110	0,020	0,003	0,001
max	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,050</b>	<b>0,009</b>	<b>0,025</b>	<b>0,005</b>	<b>0,050</b>	<b>0,009</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,110</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
KR-1	0,020	0,002	0,030	0,004	0,005	0,001	0,020	0,002	0,005	0,001	0,005	0,001	0,040	0,005	0,003	0,000
min	0,460	0,057	0,360	0,052	0,200	0,025	0,280	0,034	0,150	0,018	0,100	0,012	0,740	0,091	0,020	0,002
max	<b>0,030</b>	<b>0,005</b>	<b>0,090</b>	<b>0,021</b>	<b>0,050</b>	<b>0,006</b>	<b>0,070</b>	<b>0,009</b>	<b>0,060</b>	<b>0,007</b>	<b>0,030</b>	<b>0,004</b>	<b>0,150</b>	<b>0,018</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
RA-1	0,005	0,001	0,005	0,001	0,003	0,001	0,003	0,001	0,003	0,001	0,003	0,001	0,005	0,001	0,003	0,001
min	0,110	0,031	0,290	0,080	0,190	0,053	0,160	0,044	0,170	0,047	0,080	0,022	0,510	0,141	0,020	0,005
max	<b>0,020</b>	<b>0,005</b>	<b>0,040</b>	<b>0,011</b>	<b>0,010</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,006</b>	<b>0,010</b>	<b>0,003</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,065</b>	<b>0,018</b>	<b>0,011</b>	<b>0,001</b>
Anzahl n	10	10	10	10	10	10	10	10	9	10	10	10	10	10	4	3
RD-1	0,005	0,001	0,020	0,003	0,005	0,001	0,010	0,002	0,005	0,001	0,003	0,000	0,030	0,005		
min	0,050	0,010	0,190	0,040	0,060	0,011	0,070	0,013	0,040	0,008	0,030	0,005	0,220	0,039		
max	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,040</b>	<b>0,006</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,070</b>	<b>0,013</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0
SB-1*			0,010	0,001	0,005	0,001	0,010	0,001	0,003	0,000	0,003	0,000	0,020	0,003		
min			0,030	0,004	0,030	0,004	0,040	0,005	0,030	0,004	0,010	0,001	0,070	0,010		
max			<b>0,030</b>	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,040</b>	<b>0,005</b>		
Anzahl n	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0

\* SB-1: Rohabwasser nach Rechen und Sandfang





	Bisphenol A		Benzotriazol		PFOS	
	c	B*d	c	B*d	c	B*d
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]
<b>gesamt</b>	min	0,235	0,073	2,065	0,013	0,002
	max	16,300	3,317	32,000	6,390	0,834
	<b>Median</b>	<b>1,446</b>	<b>0,234</b>	<b>14,900</b>	<b>2,483</b>	<b>0,715</b>
	Anzahl n	59	59	59	17	17
<b>AB-2</b>	min	1,377	0,136	6,905	0,901	0,870
	max	2,293	0,240	18,960	2,064	6,390
	<b>Median</b>	<b>1,737</b>	<b>0,192</b>	<b>15,670</b>	<b>1,688</b>	<b>3,250</b>
	Anzahl n	7	7	7	7	7
<b>BS-1</b>	min	0,569	0,086	10,990	2,286	0,013
	max	1,207	0,253	22,150	3,560	0,560
	<b>Median</b>	<b>0,942</b>	<b>0,160</b>	<b>17,000</b>	<b>2,530</b>	<b>0,013</b>
	Anzahl n	7	7	7	7	7
<b>CM-1</b>	min	1,446	0,508	2,065	0,754	
	max	2,119	0,773	12,100	4,360	
	<b>Median</b>	<b>1,900</b>	<b>0,592</b>	<b>11,250</b>	<b>3,524</b>	
	Anzahl n	7	7	7	7	0
<b>FL-1</b>	min	1,910	0,361	7,850	1,413	
	max	16,300	3,317	12,450	2,784	
	<b>Median</b>	<b>6,970</b>	<b>1,287</b>	<b>9,700</b>	<b>1,974</b>	
	Anzahl n	7	7	7	7	0
<b>KR-1</b>	min	0,913	0,111	14,900	2,013	
	max	4,107	0,953	19,600	3,633	
	<b>Median</b>	<b>1,441</b>	<b>0,178</b>	<b>16,350</b>	<b>2,299</b>	
	Anzahl n	7	7	7	7	0
<b>RA-1</b>	min	0,235	0,074	8,680	2,339	
	max	0,958	0,397	20,550	6,024	
	<b>Median</b>	<b>0,818</b>	<b>0,218</b>	<b>16,445</b>	<b>4,647</b>	
	Anzahl n	10	10	10	10	0
<b>RD-1</b>	min	1,182	0,211	12,800	2,671	
	max	2,725	0,502	32,000	4,968	
	<b>Median</b>	<b>2,119</b>	<b>0,378</b>	<b>23,450</b>	<b>4,234</b>	
	Anzahl n	7	7	7	7	0
<b>SB-1*</b>	min	0,513	0,073	9,800	1,345	
	max	1,855	0,247	13,050	1,712	
	<b>Median</b>	<b>0,690</b>	<b>0,091</b>	<b>10,400</b>	<b>1,436</b>	
	Anzahl n	7	7	7	7	0

\* SB-1: Rohabwasser nach Rechen und Sandfang

Ablauf Nachklärung

	CSB		BSB <sub>5</sub>		Gesamt-Stickstoff		Ammonium-Stickstoff		Nitrit-Stickstoff		Nitrat-Stickstoff		Phosphor		pH	LF [µS/cm]
	c [mg/l]	B* <sub>d</sub> [g// EW* <sub>d</sub> ]	c [mg/l]	B* <sub>d</sub> [g// EW* <sub>d</sub> ]	c [mg/l]	B* <sub>d</sub> [g// EW* <sub>d</sub> ]	c [mg/l]	B* <sub>d</sub> [g// EW* <sub>d</sub> ]	c [mg/l]	B* <sub>d</sub> [g// EW* <sub>d</sub> ]	c [mg/l]	B* <sub>d</sub> [g// EW* <sub>d</sub> ]	c [mg/l]	B* <sub>d</sub> [g// EW* <sub>d</sub> ]		
<b>gesamt</b>	0	0	1,4	0,3	0,0	0,0	0,012	0,002	0,285	0,051	0,22	0,03	0,90	813		
max	402	68	1180	13,9	53,6	63	0,774	0,162	14,400	4,679	6,99	0,93	8,60	1685		
<b>Median</b>	<b>44</b>	<b>10</b>	<b>10,1</b>	<b>2,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,060</b>	<b>0,011</b>	<b>5,075</b>	<b>0,860</b>	<b>0,76</b>	<b>0,14</b>	<b>7,64</b>	<b>1035</b>		
Anzahl n	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	63	63		
<b>AB-3</b>	170	20	53,0	6,2	42,1	5,0	0,028	0,003	0,454	0,053	3,70	0,44	7,44	1303		
max	402	48	1180	13,9	53,6	63	0,115	0,014	0,604	0,073	5,59	0,67	7,99	1374		
<b>Median</b>	<b>271</b>	<b>32</b>	<b>60,7</b>	<b>7,2</b>	<b>49,8</b>	<b>5,9</b>	<b>0,063</b>	<b>0,007</b>	<b>0,523</b>	<b>0,062</b>	<b>4,90</b>	<b>0,58</b>	<b>7,64</b>	<b>1317</b>		
Anzahl n	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	5	5		
<b>AB-6</b>	33	4	6,7	0,9	0,1	0,0	0,360	0,046	4,140	0,530	0,35	0,04	7,41	927		
max	149	19	9,7	1,2	0,4	0,1	0,604	0,077	7,230	0,922	0,68	0,09	7,91	1001		
<b>Median</b>	<b>62</b>	<b>8</b>	<b>8,7</b>	<b>1,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,0</b>	<b>0,495</b>	<b>0,063</b>	<b>6,520</b>	<b>0,834</b>	<b>0,43</b>	<b>0,06</b>	<b>7,70</b>	<b>987</b>		
Anzahl n	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6		
<b>BS-2</b>	29	4	7,8	1,2	0,1	0,0	0,028	0,004	2,030	0,423	0,51	0,09	6,61	844		
max	80	12	10,9	2,3	0,2	0,0	0,082	0,014	9,150	1,890	1,06	0,18	8,22	977		
<b>Median</b>	<b>48</b>	<b>8</b>	<b>9,4</b>	<b>1,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,049</b>	<b>0,007</b>	<b>8,040</b>	<b>1,218</b>	<b>0,61</b>	<b>0,11</b>	<b>7,58</b>	<b>894</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7		
<b>CM-2</b>	26	9	7,2	2,1	0,4	0,1	0,086	0,026	4,610	1,340	0,25	0,08	7,08	1572		
max	127	37	10,9	3,9	2,8	1,0	0,131	0,047	6,130	2,209	0,37	0,13	7,72	1685		
<b>Median</b>	<b>81</b>	<b>24</b>	<b>9,4</b>	<b>3,1</b>	<b>1,3</b>	<b>0,4</b>	<b>0,100</b>	<b>0,033</b>	<b>5,640</b>	<b>1,861</b>	<b>0,31</b>	<b>0,10</b>	<b>7,62</b>	<b>1672</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7		
<b>FL-2</b>	45	10	18,0	3,7	11,7	2,4	0,389	0,079	2,720	0,560	0,63	0,12	8,03	1063		
max	70	14	25,0	4,7	16,2	3,1	0,774	0,162	4,170	0,788	1,09	0,22	8,41	1145		
<b>Median</b>	<b>66</b>	<b>13</b>	<b>20,6</b>	<b>4,1</b>	<b>13,0</b>	<b>2,6</b>	<b>0,525</b>	<b>0,104</b>	<b>3,430</b>	<b>0,681</b>	<b>0,87</b>	<b>0,18</b>	<b>8,10</b>	<b>1091</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7		
<b>KR-2</b>	28	6	1,4	0,3	0,0	0,0	0,012	0,002	0,285	0,051	0,24	0,04	7,29	813		
max	95	20	3,8	0,8	0,1	0,0	0,339	0,103	1,720	0,362	1,53	0,47	8,02	978		
<b>Median</b>	<b>32</b>	<b>6</b>	<b>2,6</b>	<b>0,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,029</b>	<b>0,006</b>	<b>0,419</b>	<b>0,090</b>	<b>0,34</b>	<b>0,07</b>	<b>7,67</b>	<b>905</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7		
<b>RA-2</b>	31	9	12,6	3,9	0,0	0,0	0,019	0,006	11,100	3,278	1,15	0,36	0,90	1000		
max	232	68	16,0	5,0	0,2	0,1	0,044	0,014	14,400	4,679	1,54	0,48	7,94	1303		
<b>Median</b>	<b>41</b>	<b>13</b>	<b>14,7</b>	<b>4,4</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,025</b>	<b>0,007</b>	<b>13,300</b>	<b>3,968</b>	<b>1,28</b>	<b>0,40</b>	<b>7,45</b>	<b>1044</b>		
Anzahl n	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10		
<b>RD-2</b>	32	5	7,7	1,2	0,0	0,0	0,016	0,003	5,490	0,880	0,31	0,06	7,40	875		
max	74	14	11,7	2,2	0,4	0,1	0,069	0,012	9,950	1,832	1,65	0,30	7,63	1069		
<b>Median</b>	<b>36</b>	<b>6</b>	<b>10,3</b>	<b>1,8</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>7,710</b>	<b>1,374</b>	<b>1,34</b>	<b>0,22</b>	<b>7,51</b>	<b>1048</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7		
<b>SB-2</b>	0	0	2,6	0,3	0,0	0,0	0,052	0,007	1,630	0,215	0,22	0,03	8,03	887		
max	26	4	11,5	1,6	0,1	0,0	0,066	0,009	2,950	0,419	0,99	0,30	8,60	1035		
<b>Median</b>	<b>20</b>	<b>3</b>	<b>3,5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,058</b>	<b>0,008</b>	<b>2,200</b>	<b>0,302</b>	<b>0,37</b>	<b>0,05</b>	<b>8,21</b>	<b>915</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7		

AB-3: Ablauf Zwischenklärung Hochlast-Modul; AB-6: Ablauf Zwischenklärung Schwachlast-Modul; KR-2 und SB-2: Klarwasserabzug SBR-Reaktor; FL-2: gemeinsamer Klarwasser-Ablauf nach Hoch- und Schwachlast-Modul

Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem Intensiv- und Sondermessprogramm

	Blei (Pb)		Cadmium (Cd)		Nickel (Ni)		Queck- silber (Hg)		Carbamazepin		Ciprofloxacin		Coffein		Difenolac	
	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d	c	B*d
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]
<b>gesamt</b>	0,008	0,008	0,001	0,192	0,0002	0,0002	0,238	0,032	0,238	0,032	0,238	0,032	0,003	0,003	0,414	0,085
min	0,008	0,008	0,040	1,4,413	0,0002	0,0002	2,500	0,536	2,500	0,536	1,634	0,229	95,950	11,279	5,067	1,168
max	<b>0,008</b>	<b>0,008</b>	<b>0,005</b>	<b>0,867</b>	<b>0,0002</b>	<b>0,0002</b>	<b>1,045</b>	<b>0,179</b>	<b>1,045</b>	<b>0,179</b>	<b>0,183</b>	<b>0,027</b>	<b>0,079</b>	<b>0,024</b>	<b>2,438</b>	<b>0,427</b>
Anzahl n	1	0	64	64	1	0	64	64	64	64	64	64	38	36	64	64
min	0,008	0,004	0,004	0,481	0,004	0,481	0,469	0,055	0,469	0,055	0,271	0,032	9,295	1,118	2,804	0,330
max	0,008	0,025	0,025	2,944	0,006	0,071	0,606	0,071	0,606	0,071	0,510	0,061	95,950	11,279	5,067	0,610
Median	<b>0,008</b>	<b>0,011</b>	<b>0,011</b>	<b>1,237</b>	<b>0,011</b>	<b>1,237</b>	<b>0,519</b>	<b>0,061</b>	<b>0,519</b>	<b>0,061</b>	<b>0,409</b>	<b>0,048</b>	<b>90,800</b>	<b>10,693</b>	<b>4,550</b>	<b>0,536</b>
Anzahl n	1	0	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
min		0,002	0,002	0,192	0,002	0,192	0,662	0,085	0,662	0,085	0,194	0,025	0,044	0,006	1,728	0,221
max		0,034	0,034	4,361	0,034	4,361	0,736	0,094	0,736	0,094	0,234	0,030	0,078	0,010	2,215	0,282
Median		<b>0,007</b>	<b>0,007</b>	<b>0,833</b>	<b>0,007</b>	<b>0,833</b>	<b>0,676</b>	<b>0,087</b>	<b>0,676</b>	<b>0,087</b>	<b>0,223</b>	<b>0,029</b>	<b>0,052</b>	<b>0,007</b>	<b>1,972</b>	<b>0,252</b>
Anzahl n	0	0	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
min		0,004	0,004	0,606	0,004	0,606	1,120	0,165	1,120	0,165	0,326	0,048	0,412	0,074	2,558	0,388
max		0,016	0,016	2,709	0,016	2,709	1,258	0,263	1,258	0,263	1,634	0,229	0,078	0,010	3,921	0,821
Median		<b>0,006</b>	<b>0,006</b>	<b>0,839</b>	<b>0,006</b>	<b>0,839</b>	<b>1,127</b>	<b>0,173</b>	<b>1,127</b>	<b>0,173</b>	<b>0,378</b>	<b>0,063</b>	<b>0,052</b>	<b>0,007</b>	<b>2,774</b>	<b>0,436</b>
Anzahl n	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7
min		0,001	0,001	0,218	0,001	0,218	1,136	0,336	1,136	0,336	0,050	0,015	0,412	0,074	2,900	0,874
max		0,040	0,040	1,4,413	0,040	1,4,413	1,306	0,463	1,306	0,463	0,069	0,023	1,806	0,341	3,200	1,168
Median		<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,274</b>	<b>0,001</b>	<b>0,274</b>	<b>1,236</b>	<b>0,431</b>	<b>1,236</b>	<b>0,431</b>	<b>0,055</b>	<b>0,020</b>	<b>1,169</b>	<b>0,239</b>	<b>3,120</b>	<b>1,036</b>
Anzahl n	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7
min		0,004	0,004	0,720	0,004	0,720	0,322	0,066	0,322	0,066	0,024	0,005	0,412	0,074	0,414	0,085
max		0,005	0,005	1,017	0,005	1,017	0,526	0,113	0,526	0,113	0,052	0,010	1,806	0,341	0,733	0,135
Median		<b>0,004</b>	<b>0,004</b>	<b>0,823</b>	<b>0,004</b>	<b>0,823</b>	<b>0,488</b>	<b>0,097</b>	<b>0,488</b>	<b>0,097</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>1,169</b>	<b>0,239</b>	<b>0,562</b>	<b>0,114</b>
Anzahl n	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
min		0,004	0,004	0,685	0,004	0,685	1,190	0,251	1,190	0,251	0,024	0,005	0,050	0,050	2,247	0,396
max		0,038	0,038	7,999	0,038	7,999	2,500	0,536	2,500	0,536	0,214	0,065	0,050	0,050	3,720	0,783
Median		<b>0,006</b>	<b>0,006</b>	<b>1,057</b>	<b>0,006</b>	<b>1,057</b>	<b>2,240</b>	<b>0,405</b>	<b>2,240</b>	<b>0,405</b>	<b>0,031</b>	<b>0,006</b>	<b>0,050</b>	<b>0,050</b>	<b>3,300</b>	<b>0,596</b>
Anzahl n	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	1	0	7	7
min		0,004	0,004	1,202	0,004	1,202	0,870	0,257	0,870	0,257	0,090	0,026	0,003	0,001	0,510	0,151
max		0,028	0,028	8,328	0,028	8,328	1,175	0,355	1,175	0,355	0,296	0,090	0,120	0,037	2,595	0,849
Median		<b>0,008</b>	<b>0,008</b>	<b>2,542</b>	<b>0,008</b>	<b>2,542</b>	<b>1,058</b>	<b>0,330</b>	<b>1,058</b>	<b>0,330</b>	<b>0,220</b>	<b>0,066</b>	<b>0,076</b>	<b>0,024</b>	<b>1,908</b>	<b>0,578</b>
Anzahl n	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
min		0,002	0,002	0,267	0,002	0,267	0,855	0,133	0,855	0,133	0,037	0,008	0,695	0,695	1,921	0,298
max		0,006	0,006	1,252	0,006	1,252	2,480	0,517	2,480	0,517	0,204	0,038	0,695	0,695	3,000	0,576
Median		<b>0,003</b>	<b>0,003</b>	<b>0,481</b>	<b>0,003</b>	<b>0,481</b>	<b>1,206</b>	<b>0,190</b>	<b>1,206</b>	<b>0,190</b>	<b>0,185</b>	<b>0,030</b>	<b>0,695</b>	<b>0,695</b>	<b>2,620</b>	<b>0,418</b>
Anzahl n	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	1	0	7	7
min		0,002	0,002	0,213	0,002	0,213	0,238	0,032	0,238	0,032	0,024	0,003	0,005	0,001	1,316	0,175
max		0,018	0,018	2,470	0,018	2,470	0,346	0,045	0,346	0,045	0,047	0,007	0,070	0,009	2,113	0,300
Median		<b>0,003</b>	<b>0,003</b>	<b>0,395</b>	<b>0,003</b>	<b>0,395</b>	<b>0,296</b>	<b>0,041</b>	<b>0,296</b>	<b>0,041</b>	<b>0,033</b>	<b>0,004</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>1,713</b>	<b>0,228</b>
Anzahl n	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7

AB-3: Ablauf/Zwischenklärung Hochlast-Modul; AB-6: Ablauf/Zwischenklärung Schwachlast-Modul; KR-2 und SB-2: Klarwasserabzug SBR-Reaktor; FL-2: gemeinsamer Klarwasser-Ablauf nach Hoch- und Schwachlast-Modul

	Gabapentin		Ibuprofen		Iopamidol		Metformin		Metoprolol		Oxytetracyclin		Sulfamethoxazol		Trimethoprim	
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]
Ablauf Nachklärung	gesamt	min	1,060	0,229	0,025	0,004	0,020	0,003	0,092	0,012	0,470	0,062	0,013	0,002	0,005	0,001
		max	14,193	2,004	16,010	1,926	8,260	1,681	150,000	17,632	5,300	1,540	1,174	0,213	0,242	0,051
		Median	3,870	0,718	0,232	0,042	1,288	0,232	0,913	0,216	3,391	0,492	0,286	0,074	0,147	0,024
		Anzahl n	64	64	15	13	53	51	64	64	64	64	58	57	64	64
	AB-3	min	9,513	1,120	11,210	1,318	0,045		126,000	15,074	3,348	0,394	0,284	0,033	0,181	0,021
		max	14,193	1,671	16,010	1,926	0,045		150,000	17,632	3,891	0,458	0,329	0,039	0,228	0,027
		Median	11,200	1,332	13,845	1,630	0,045		136,000	16,015	3,533	0,416	0,295	0,035	0,208	0,024
		Anzahl n	6	6	6	6	1	0	6	6	6	6	6	6	6	6
	AB-6	min	4,688	0,601			0,020	0,003	0,788	0,100	3,454	0,440	0,013	0,002	0,165	0,021
		max	5,046	0,645			0,089	0,011	1,259	0,161	3,903	0,501	0,036	0,005	0,185	0,024
		Median	4,847	0,620			0,045	0,006	1,006	0,129	3,764	0,481	0,027	0,003	0,172	0,022
		Anzahl n	6	6	0	0	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	BS-2	min	7,273	1,122			0,160	0,033	1,120	0,170	3,791	0,570	0,849	0,125	0,166	0,024
		max	9,572	2,004			3,333	0,698	3,320	0,695	4,745	0,993	1,174	0,213	0,201	0,042
		Median	8,503	1,288			0,829	0,123	1,790	0,250	4,075	0,633	0,988	0,173	0,174	0,029
		Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
CM-2	min	1,444	0,420			0,756	0,220	0,276	0,080	3,800	1,157	0,326	0,101	0,030	0,009	
	max	2,980	1,088			2,500	0,825	0,766	0,253	4,460	1,540	0,452	0,162	0,046	0,017	
	Median	2,340	0,821			1,764	0,619	0,632	0,227	4,140	1,366	0,396	0,141	0,042	0,014	
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	
FL-2	min	3,920	0,807	0,120		1,288	0,232	6,040	1,088	0,678	0,140	0,021		0,146	0,030	
	max	7,360	1,463	0,120		8,260	1,681	20,700	4,210	1,040	0,216	0,021		0,242	0,047	
	Median	6,460	1,211	0,120		5,700	1,178	11,040	2,273	0,958	0,178	0,021		0,212	0,043	
	Anzahl n	7	7	1	0	7	7	7	7	7	7	1	0	7	7	
KR-2	min	2,360	0,673	0,025	0,004	0,032	0,006	0,546	0,094	2,260	0,688	0,094	0,019	0,005	0,001	
	max	6,640	1,321	0,232	0,042	1,828	0,556	1,358	0,310	5,300	1,136	0,510	0,155	0,149	0,045	
	Median	4,640	0,842	0,084	0,018	0,154	0,033	0,802	0,151	4,960	0,884	0,140	0,025	0,005	0,001	
	Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	
RA-2	min	1,060	0,313			0,025	0,007	0,550	0,162	1,430	0,422	0,219	0,067	0,080	0,024	
	max	2,466	0,718			0,100	0,031	1,160	0,380	2,644	0,865	0,356	0,116	0,175	0,051	
	Median	1,955	0,638			0,069	0,024	0,911	0,270	2,435	0,732	0,266	0,079	0,134	0,040	
	Anzahl n	10	10	0	0	4	3	10	10	10	10	10	10	10	10	
RD-2	min	1,770	0,275	0,284		0,139	0,029	0,392	0,061	1,578	0,245	0,033	0,007	0,010	0,002	
	max	5,660	1,181	0,284		3,520	0,627	1,378	0,288	5,300	1,106	0,668	0,119	0,157	0,028	
	Median	2,060	0,335	0,284		1,884	0,347	0,500	0,086	2,020	0,315	0,540	0,091	0,147	0,023	
	Anzahl n	7	7	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	
SB-2	min	1,720	0,229			1,480	0,195	0,092	0,012	0,470	0,062	0,043	0,006	0,043	0,006	
	max	2,920	0,415			7,060	0,969	0,191	0,027	0,782	0,111	0,065	0,009	0,133	0,019	
	Median	2,500	0,333			3,820	0,509	0,152	0,020	0,658	0,089	0,052	0,007	0,089	0,012	
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	

AB-3: Ablauf Zwischenklärung Hochlast-Modul; AB-6: Ablauf Zwischenklärung Schwachlast-Modul; KR-2 und SB-2: Klarwasserabzug SBR-Reaktor; FL-2: gemeinsamer Klarwasser-Abfluss nach Hoch- und Schwachlast-Modul



	Imidacloprid		Isoprotron		Quinoxifen		Terbutylazin		Terbutryn		Triclosan		Acenaphthen		Acenaphthylen	
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>n</sub>
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]
Ablauf Nachklärung	gesamt	0,023	0,004	0,010	0,001	0,010	0,002	0,010	0,002	0,010	0,002	0,010	0,002	0,010	0,003	0,000
	min	0,108	0,032	0,083	0,027	0,358	0,042	0,127	0,015	0,358	0,042	0,127	0,015	0,358	0,042	0,005
	max	<b>0,052</b>	<b>0,010</b>	<b>0,031</b>	<b>0,007</b>	<b>0,045</b>	<b>0,010</b>	<b>0,028</b>	<b>0,005</b>	<b>0,045</b>	<b>0,010</b>	<b>0,028</b>	<b>0,005</b>	<b>0,045</b>	<b>0,010</b>	<b>0,006</b>
	Anzahl n	59	58	22	20	0	0	0	0	58	57	50	50	1	20	20
	min	0,031				0,050	0,006	0,093	0,011	0,050	0,006	0,093	0,011	0,050	0,006	0,020
	max	0,031				0,358	0,042	0,127	0,015	0,358	0,042	0,127	0,015	0,358	0,042	0,040
	Median	<b>0,031</b>				<b>0,158</b>	<b>0,019</b>	<b>0,121</b>	<b>0,014</b>	<b>0,158</b>	<b>0,019</b>	<b>0,121</b>	<b>0,014</b>	<b>0,158</b>	<b>0,019</b>	<b>0,025</b>
	Anzahl n	1	0	0	0	0	0	0	0	6	6	6	6	0	6	6
	min	0,033	0,004	0,010	0,001	0,045	0,006	0,030	0,004	0,045	0,006	0,030	0,004	0,045	0,006	
	max	0,042	0,005	0,053	0,007	0,169	0,022	0,039	0,005	0,169	0,022	0,039	0,005	0,169	0,022	
	Median	<b>0,036</b>	<b>0,005</b>	<b>0,021</b>	<b>0,003</b>	<b>0,099</b>	<b>0,013</b>	<b>0,033</b>	<b>0,004</b>	<b>0,099</b>	<b>0,013</b>	<b>0,033</b>	<b>0,004</b>	<b>0,099</b>	<b>0,013</b>	
	Anzahl n	6	6	6	6	0	0	0	0	6	6	6	6	0	0	0
	min	0,038	0,005	0,030	0,003	0,041	0,007	0,017	0,003	0,041	0,007	0,017	0,003	0,041	0,007	
	max	0,061	0,013	0,030	0,003	0,071	0,014	0,024	0,004	0,071	0,014	0,024	0,004	0,071	0,014	
	Median	<b>0,046</b>	<b>0,007</b>	<b>0,030</b>		<b>0,058</b>	<b>0,009</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,058</b>	<b>0,009</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,058</b>	<b>0,009</b>	
	Anzahl n	7	7	1	0	0	0	0	0	7	7	7	7	0	0	0
min	0,044	0,015	0,017	0,005	0,039	0,011	0,010	0,003	0,039	0,011	0,010	0,003	0,039	0,011		
max	0,063	0,022	0,056	0,020	0,045	0,016	0,035	0,011	0,045	0,016	0,035	0,011	0,045	0,016		
Median	<b>0,057</b>	<b>0,018</b>	<b>0,039</b>	<b>0,013</b>	<b>0,044</b>	<b>0,015</b>	<b>0,024</b>	<b>0,008</b>	<b>0,044</b>	<b>0,015</b>	<b>0,024</b>	<b>0,008</b>	<b>0,044</b>	<b>0,015</b>		
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	0	0	7	7	7	7	1	0	0	
min	0,023	0,005	0,027		0,025	0,004	0,026	0,005	0,025	0,004	0,026	0,005	0,025	0,004	0,003	
max	0,052	0,010	0,027		0,059	0,012	0,039	0,007	0,059	0,012	0,039	0,007	0,059	0,012	0,020	
Median	<b>0,044</b>	<b>0,008</b>	<b>0,027</b>		<b>0,031</b>	<b>0,006</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,031</b>	<b>0,006</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,031</b>	<b>0,006</b>	<b>0,003</b>	
Anzahl n	7	7	1	0	0	0	0	0	7	7	7	7	0	0	7	
min	0,033	0,006			0,020	0,006			0,020	0,006			0,020	0,006	0,000	
max	0,095	0,029			0,078	0,016			0,078	0,016			0,078	0,016	0,010	
Median	<b>0,057</b>	<b>0,010</b>			<b>0,056</b>	<b>0,011</b>			<b>0,056</b>	<b>0,011</b>			<b>0,056</b>	<b>0,011</b>	<b>0,003</b>	
Anzahl n	7	7	0	0	0	0	0	0	7	7	0	0	0	0	7	
min	0,050	0,014	0,010	0,003	0,010	0,003	0,010	0,003	0,010	0,003	0,010	0,003	0,010	0,003		
max	0,098	0,032	0,083	0,027	0,090	0,029	0,039	0,012	0,090	0,029	0,039	0,012	0,090	0,029		
Median	<b>0,073</b>	<b>0,022</b>	<b>0,038</b>	<b>0,011</b>	<b>0,042</b>	<b>0,012</b>	<b>0,019</b>	<b>0,006</b>	<b>0,042</b>	<b>0,012</b>	<b>0,019</b>	<b>0,006</b>	<b>0,042</b>	<b>0,012</b>		
Anzahl n	10	10	7	7	0	0	0	0	10	10	10	10	0	0	0	
min	0,060	0,011			0,010	0,002			0,010	0,002			0,010	0,002		
max	0,108	0,019			0,065	0,014			0,065	0,014			0,065	0,014		
Median	<b>0,093</b>	<b>0,015</b>			<b>0,025</b>	<b>0,005</b>	<b>0,029</b>	<b>0,005</b>	<b>0,025</b>	<b>0,005</b>	<b>0,029</b>	<b>0,005</b>	<b>0,025</b>	<b>0,005</b>		
Anzahl n	7	7	0	0	0	0	0	0	7	7	7	7	0	0	0	
min	0,046	0,006			0,022				0,022				0,022			
max	0,059	0,008			0,022				0,022				0,022			
Median	<b>0,052</b>	<b>0,007</b>			<b>0,022</b>				<b>0,022</b>				<b>0,022</b>			
Anzahl n	7	7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	

AB-3: Ablauf Zwischenklärung Hochlast-Modul; AB-6: Ablauf Zwischenklärung Schwachlast-Modul; KR-2 und SB-2: Klarwasserabzug Schwachlast-Modul; KR-2 und SB-2: Klarwasserabzug SBR-Reaktor; FL-2: gemeinsamer Klarwasser-Ablauf nach Hoch- und Schwachlast-Modul



	Fluoranthen		Fluoren		Indeno[1,2,3-cd]-pyren		Naphthalin		Phenanthren		Pyren		2 PAK's (EPA)		Acenaphth-1-yl		
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	
Ablauf Nachklärung	gesamt	0,010	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,003	0,000	0,003	0,000	0,010	0,001	0,020	0,003	0,080	0,011
	min	0,030	0,004	0,020	0,001	0,120	0,018	0,120	0,034	0,160	0,034	0,020	0,061	0,520	0,061	34,750	7,771
	max	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,015</b>	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,030</b>	<b>0,007</b>	<b>1,455</b>	<b>0,243</b>
	Anzahl n	7	6	2	1	54	54	64	64	64	64	7	6	54	54	64	64
	AB-3	0,010	0,001	0,010	0,001	0,020	0,004	0,020	0,004	0,030	0,004	0,010	0,001	0,120	0,014	16,190	1,907
	min	0,030	0,004	0,010	0,001	0,120	0,014	0,080	0,009	0,080	0,009	0,020	0,002	0,520	0,061	29,800	3,509
	max	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,050</b>	<b>0,006</b>	<b>0,045</b>	<b>0,005</b>	<b>0,045</b>	<b>0,005</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,160</b>	<b>0,019</b>	<b>19,820</b>	<b>2,334</b>
	Anzahl n	6	6	1	0	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	AB-6					0,005	0,001	0,005	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,020	0,003	0,939	0,120
	min					0,030	0,004	0,030	0,004	0,030	0,004	0,030	0,004	0,060	0,008	1,523	0,195
	max					<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,035</b>	<b>0,004</b>	<b>1,304</b>	<b>0,167</b>
	Anzahl n	0	0	0	0	6	6	6	6	6	6	0	0	6	6	6	6
	BS-2	0,010	0,001	0,010	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,020	0,003	1,876	0,282
	min	0,010	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,040	0,006	5,050	1,057
	max	<b>0,010</b>				<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,030</b>	<b>0,005</b>	<b>2,601</b>	<b>0,438</b>
	Anzahl n	1	0	0	0	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7
CM-2					0,005	0,002	0,010	0,003	0,010	0,003	0,010	0,003	0,020	0,007	0,095	0,027	
min					0,050	0,018	0,050	0,018	0,020	0,007	0,080	0,029	0,080	0,029	0,210	0,076	
max					<b>0,010</b>	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>	<b>0,004</b>	<b>0,025</b>	<b>0,009</b>	<b>0,025</b>	<b>0,009</b>	<b>0,151</b>	<b>0,055</b>	
Anzahl n	0	0	0	0	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7	
FL-2			0,020		0,020	0,004	0,020	0,004	0,020	0,004	0,010	0,010	0,050	0,010	13,250	2,446	
min			0,020		0,080	0,018	0,080	0,018	0,030	0,007	0,010	0,010	0,110	0,025	34,750	7,771	
max			<b>0,020</b>		<b>0,050</b>	<b>0,009</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	<b>0,010</b>	<b>0,010</b>	<b>0,090</b>	<b>0,016</b>	<b>23,600</b>	<b>4,799</b>	
Anzahl n	0	0	1	0	7	7	7	7	7	7	1	0	7	7	7	7	
KR-2					0,003	0,000	0,003	0,000	0,005	0,001	0,005	0,001	0,020	0,004	0,520	0,089	
min					0,020	0,004	0,020	0,004	0,160	0,034	0,170	0,036	0,170	0,036	1,934	0,588	
max					<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,025</b>	<b>0,007</b>	<b>0,025</b>	<b>0,007</b>	<b>1,150</b>	<b>0,242</b>	
Anzahl n	0	0	0	0	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7	
RA-2					0,003	0,001	0,003	0,001	0,003	0,001	0,003	0,001	0,020	0,006	0,230	0,068	
min			0,020		0,010	0,003	0,020	0,007	0,020	0,004	0,040	0,007	0,050	0,015	2,273	0,740	
max			<b>0,020</b>		<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,015</b>	<b>0,004</b>	<b>0,015</b>	<b>0,004</b>	<b>0,020</b>	<b>0,006</b>	<b>0,020</b>	<b>0,006</b>	<b>1,762</b>	<b>0,534</b>	
Anzahl n	0	0	1	0	7	7	10	10	10	10	0	0	7	7	10	10	
RD-2					0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,020	0,003	0,878	0,137	
min					0,020	0,004	0,020	0,004	0,020	0,004	0,040	0,007	0,040	0,007	1,370	0,250	
max					<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,025</b>	<b>0,004</b>	<b>0,025</b>	<b>0,004</b>	<b>1,180</b>	<b>0,221</b>	
Anzahl n	0	0	0	0	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7	
SB-2					0,003	0,000	0,003	0,000	0,003	0,000	0,003	0,000	0,080	0,011	0,080	0,011	
min					0,010	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,242	0,034	0,242	0,034	
max					<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,105</b>	<b>0,014</b>	<b>0,105</b>	<b>0,014</b>	
Anzahl n	0	0	0	0	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	7	7	

AB-3: Ablauf Zwischenklärung Hochlast-Modul; AB-6: Ablauf Zwischenklärung Schwachlast-Modul; KR-2 und SB-2: Klarwasserabzug SBR-Reaktor; FL-2: gemeinsamer Klarwasser-Ablauf nach Hoch- und Schwachlast-Modul



	Bisphenol A		Benzotriazol		PFOS		
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	
Ablauf Nachklärung	min	0,025	0,005	0,730	0,097	0,013	0,002
	max	1,422	0,222	13,763	3,225	3,510	0,422
	<b>Median</b>	<b>0,314</b>	<b>0,061</b>	<b>6,100</b>	<b>1,296</b>	<b>1,810</b>	<b>0,227</b>
	Anzahl n	64	64	64	64	19	19
	min	0,957	0,113	10,190	1,200	1,700	0,200
	max	1,422	0,167	13,763	1,621	3,510	0,422
	<b>Median</b>	<b>1,205</b>	<b>0,142</b>	<b>12,385</b>	<b>1,458</b>	<b>2,510</b>	<b>0,296</b>
	Anzahl n	6	6	6	6	6	6
	min	0,087	0,011	9,275	1,182	1,810	0,231
	max	0,452	0,058	11,844	1,518	2,600	0,333
	<b>Median</b>	<b>0,222</b>	<b>0,028</b>	<b>10,316</b>	<b>1,321</b>	<b>2,360</b>	<b>0,302</b>
	Anzahl n	6	6	6	6	6	6
	min	0,025	0,005	6,045	0,935	0,013	0,002
	max	0,481	0,076	7,685	1,609	0,070	0,010
	<b>Median</b>	<b>0,125</b>	<b>0,026</b>	<b>6,870</b>	<b>1,017</b>	<b>0,013</b>	<b>0,003</b>
	Anzahl n	7	7	7	7	7	7
min	0,303	0,088	5,200	1,540			
max	0,649	0,222	6,140	1,974			
<b>Median</b>	<b>0,458</b>	<b>0,147</b>	<b>5,400</b>	<b>1,874</b>			
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	
min	0,163	0,033	4,775	0,874			
max	0,462	0,094	8,415	1,757			
<b>Median</b>	<b>0,273</b>	<b>0,058</b>	<b>5,733</b>	<b>1,167</b>			
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	
min	0,298	0,053	4,080	0,722			
max	0,515	0,124	10,600	3,225			
<b>Median</b>	<b>0,347</b>	<b>0,068</b>	<b>4,900</b>	<b>0,885</b>			
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	
min	0,025	0,007	3,640	1,075			
max	0,341	0,099	7,020	2,284			
<b>Median</b>	<b>0,159</b>	<b>0,049</b>	<b>5,655</b>	<b>1,714</b>			
Anzahl n	10	10	10	10	0	0	
min	0,212	0,038	4,520	0,943			
max	0,436	0,068	13,480	2,401			
<b>Median</b>	<b>0,324</b>	<b>0,060</b>	<b>8,820</b>	<b>1,649</b>			
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	
min	0,107	0,015	0,730	0,097			
max	0,698	0,093	1,228	0,169			
<b>Median</b>	<b>0,390</b>	<b>0,052</b>	<b>1,002</b>	<b>0,131</b>			
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	

Ablauf Vorflut

	CSB		BSB <sub>5</sub>		Gesamt-Stickstoff		Ammonium-Stickstoff		Nitrit-Stickstoff		Nitrat-Stickstoff		Phosphor		pH	LF
	c	B* <sub>d</sub> [g// EW*°d]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW*°d]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW*°d]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW*°d]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW*°d]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW*°d]	c	B* <sub>d</sub> [g// EW*°d]		
<b>gesamt</b>	9	2	0	0,3	2,0	0,3	0,0	0,0	0,013	0,002	0,365	0,069	0,14	0,03	6,62	801
min	583	119		11,5	3,9	3,9	2,5	0,9	0,616	0,125	9,670	2,108	0,92	0,19	9,13	10167
<b>Median</b>	33	7		6,3	1,1	1,1	0,1	0,0	0,094	0,014	3,910	0,827	0,27	0,05	7,84	986
Anzahl n	59	59	0	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
<b>AB-8</b>	18	2		3,5	0,4	0,4	0,1	0,0	0,096	0,012	2,140	0,272	0,28	0,03	7,10	912
min	173	22		4,8	0,6	0,6	0,2	0,0	0,207	0,027	3,250	0,467	0,43	0,06	8,04	1040
<b>Median</b>	57	7		4,4	0,5	0,5	0,1	0,0	0,147	0,019	2,570	0,320	0,35	0,05	7,73	978
Anzahl n	7	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>BS-4</b>	23	3		5,0	0,7	0,7	0,1	0,0	0,040	0,007	3,520	0,521	0,36	0,07	7,52	842
min	75	11		8,0	1,7	1,7	0,2	0,0	0,104	0,021	8,190	1,387	0,92	0,19	7,92	1039
<b>Median</b>	34	7		7,0	1,0	1,0	0,1	0,0	0,094	0,014	5,840	0,827	0,55	0,08	7,76	894
Anzahl n	7	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>CM-4</b>	9	3		6,3	1,7	1,7	0,3	0,1	0,084	0,022	4,860	1,286	0,23	0,06	7,59	1575
min	107	31		10,8	3,9	3,9	2,5	0,9	0,199	0,070	6,050	2,108	0,31	0,10	7,91	1699
<b>Median</b>	75	23		8,7	3,0	3,0	1,3	0,4	0,152	0,050	5,840	1,939	0,26	0,08	7,74	1683
Anzahl n	7	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>FL-6</b>	13	3		6,9	1,3	1,3	0,1	0,0	0,134	0,027	5,320	1,017	0,16	0,03	8,00	962
min	583	119		8,4	1,7	1,7	0,1	0,0	0,616	0,125	5,980	1,268	0,22	0,05	8,49	1049
<b>Median</b>	33	7		7,7	1,6	1,6	0,1	0,0	0,186	0,034	5,660	1,082	0,20	0,04	8,12	986
Anzahl n	7	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>KR-4</b>	27	5		2,0	0,3	0,3	0,2	0,0	0,060	0,011	0,365	0,069	0,24	0,05	7,06	801
min	42	10		3,5	1,1	1,1	0,5	0,1	0,390	0,119	1,590	0,484	0,39	0,12	8,78	1024
<b>Median</b>	30	6		2,5	0,4	0,4	0,3	0,1	0,145	0,026	1,350	0,245	0,28	0,06	7,84	920
Anzahl n	7	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>RA-4</b>	27	7		3,3	0,9	0,9	0,0	0,0	0,029	0,006	2,800	0,753	0,14	0,03	6,62	943
min	84	20		8,2	2,0	2,0	0,1	0,0	0,038	0,009	5,680	1,196	0,27	0,08	8,38	10167
<b>Median</b>	40	10		5,6	1,3	1,3	0,0	0,0	0,033	0,008	3,610	0,853	0,19	0,04	7,56	1025
Anzahl n	10	10	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
<b>RD-4</b>	25	4		8,5	1,3	1,3	0,0	0,0	0,013	0,002	4,820	0,748	0,19	0,03	7,20	890
min	36	7		11,5	2,2	2,2	0,1	0,0	0,026	0,005	9,670	1,780	0,35	0,07	9,13	1078
<b>Median</b>	29	5		9,0	1,6	1,6	0,0	0,0	0,017	0,003	7,180	1,275	0,25	0,04	7,68	1019
Anzahl n	7	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
<b>SB-3</b>	17	2		2,9	0,4	0,4	0,3	0,0	0,065	0,009	2,090	0,275	0,32	0,04	8,06	874
min	31	4		5,1	0,7	0,7	0,4	0,1	0,099	0,014	2,810	0,399	0,82	0,11	8,90	1028
<b>Median</b>	22	3		3,6	0,5	0,5	0,4	0,1	0,080	0,011	2,150	0,287	0,36	0,05	8,34	918
Anzahl n	7	7	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7

	Blei (Pb)		Cadmium (Cd)		Nickel (Ni)		Quecksilber (Hg)		Carbamazepin		Ciprofloxacin		Coffein		Diclofenac		
	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* <sub>d</sub> )]	
	[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		
gesamt	min																
	max																
	Median																
AB-8	Anzahl n	0	0	0	0	59	59	1	0	59	59	59	39	38	59	59	59
	min					0,005	0,633			0,590	0,080	0,074	0,009	0,038	0,005	1,570	0,186
	max					0,028	3,309			0,758	0,095	0,091	0,012	0,062	0,009	1,880	0,241
BS-4	Anzahl n	0	0	0	0	0,009	1,153	0	0	0,664	0,085	0,082	0,011	0,050	0,006	1,772	0,225
	min					0,003	0,454			1,098	0,175	0,258	0,042	0,024	0,005	1,737	0,261
	max					0,035	7,328			1,316	0,274	0,548	0,077	0,094	0,013	3,237	0,678
CM-4	Anzahl n	0	0	0	0	0,005	0,846	0	0	1,205	0,184	0,294	0,054	0,050	0,008	2,068	0,313
	min					0,003	0,908			1,142	0,337	0,044	0,012			2,340	0,646
	max					0,163	58,326			1,328	0,438	0,059	0,018			2,560	0,902
FL-6	Anzahl n	0	0	0	0	0,006	1,978	0	0	1,242	0,412	0,051	0,016			2,500	0,843
	min					0,004	0,895			0,320	0,072	0,010	0,002	0,054	0,010	0,391	0,088
	max					0,045	9,151			0,548	0,104	0,050	0,010	0,523	0,106	1,313	0,264
KR-4	Anzahl n	0	0	0	0	0,008	1,440	0	0	0,424	0,087	0,021	0,004	0,099	0,020	0,890	0,160
	min					0,005	0,881			1,256	0,230	0,005	0,001	0,005	0,001	1,674	0,295
	max					0,049	10,315			2,540	0,530	0,073	0,022	0,865	0,156	3,400	0,716
RA-4	Anzahl n	0	0	0	0	0,009	2,434	0	0	2,280	0,412	0,005	0,001	0,005	0,002	2,500	0,574
	min					0,004	0,936			0,800	0,173	0,040	0,008	0,060	0,017	0,230	0,048
	max					0,030	7,228			1,120	0,279	0,145	0,036	0,200	0,042	1,484	0,367
RD-4	Anzahl n	0	0	0	0	0,007	1,553	0,0001	0	1,031	0,256	0,107	0,026	0,075	0,018	1,218	0,292
	min					0,006	0,962			0,711	0,133	0,021	0,004	0,732		1,118	0,209
	max					0,054	9,620			2,420	0,505	0,076	0,012	0,732		2,520	0,526
SB-3	Anzahl n	0	0	0	0	0,006	1,122	0	0	1,206	0,188	0,056	0,010	0,732		1,880	0,293
	min					0,003	0,393			0,238	0,031	0,005	0,001			1,217	0,160
	max					0,067	9,169			0,338	0,045	0,022	0,003			1,672	0,235
Ablauf Vorflut	Anzahl n	0	0	0	0	0,004	0,569	0	0	0,258	0,034	0,005	0,001	0	0	1,383	0,189
	min					0	0			0	0	0	0	0	0	0	0
	max					0	0			0	0	0	0	0	0	0	0

	Gabapentin		Ibuprofen		Iopamidol		Metformin		Metoprolol		Oxytetracyclin		Sulfamethoxazol		Trimethoprim	
	c	B <sup>*</sup> <sub>d</sub> [mg/(EW <sup>*</sup> ·d)]	c	B <sup>*</sup> <sub>d</sub> [mg/(EW <sup>*</sup> ·d)]	c	B <sup>*</sup> <sub>d</sub> [mg/(EW <sup>*</sup> ·d)]	c	B <sup>*</sup> <sub>d</sub> [mg/(EW <sup>*</sup> ·d)]	c	B <sup>*</sup> <sub>d</sub> [mg/(EW <sup>*</sup> ·d)]	c	B <sup>*</sup> <sub>d</sub> [mg/(EW <sup>*</sup> ·d)]	c	B <sup>*</sup> <sub>d</sub> [mg/(EW <sup>*</sup> ·d)]	c	B <sup>*</sup> <sub>d</sub> [mg/(EW <sup>*</sup> ·d)]
gesamt	min	0,720	0,133	0,025	0,008	0,010	0,002	0,118	0,016	0,500	0,074	0,005	0,001	0,005	0,005	0,001
	max	5,860	1,206	0,398	0,072	9,280	1,888	5,310	1,080	5,100	1,431	0,971	0,183	0,155	0,155	0,032
	Median	<b>2,620</b>	<b>0,384</b>	<b>0,207</b>	<b>0,034</b>	<b>0,956</b>	<b>0,184</b>	<b>0,912</b>	<b>0,185</b>	<b>0,944</b>	<b>0,208</b>	<b>0,209</b>	<b>0,047</b>	<b>0,040</b>	<b>0,008</b>	
	Anzahl n	59	59	8	7	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
AB-8	min	2,057	0,295	0,020	0,002	0,020	0,002	0,674	0,086	2,347	0,337	0,072	0,009	0,036	0,005	
	max	3,405	0,442	0,081	0,010	0,081	0,010	1,739	0,228	3,225	0,422	0,143	0,018	0,055	0,007	
	Median	<b>2,858</b>	<b>0,364</b>	<b>0,037</b>	<b>0,005</b>	<b>0,037</b>	<b>0,005</b>	<b>0,975</b>	<b>0,123</b>	<b>2,968</b>	<b>0,370</b>	<b>0,117</b>	<b>0,015</b>	<b>0,046</b>	<b>0,006</b>	
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
BS-4	min	2,305	0,341	0,185	0,039	0,185	0,039	1,250	0,189	0,879	0,130	0,715	0,114	0,005	0,001	
	max	3,433	0,719	3,252	0,681	3,252	0,681	3,190	0,668	1,490	0,312	0,971	0,183	0,044	0,008	
	Median	<b>2,770</b>	<b>0,420</b>	<b>0,935</b>	<b>0,138</b>	<b>0,935</b>	<b>0,138</b>	<b>1,938</b>	<b>0,271</b>	<b>1,130</b>	<b>0,180</b>	<b>0,872</b>	<b>0,141</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
CM-4	min	1,382	0,366	0,714	0,189	0,714	0,189	0,260	0,069	3,780	1,026	0,262	0,090	0,030	0,008	
	max	2,960	1,014	2,380	0,785	2,380	0,785	0,702	0,231	4,440	1,431	0,366	0,125	0,045	0,016	
	Median	<b>2,320</b>	<b>0,770</b>	<b>1,606</b>	<b>0,533</b>	<b>1,606</b>	<b>0,533</b>	<b>0,598</b>	<b>0,207</b>	<b>4,020</b>	<b>1,325</b>	<b>0,344</b>	<b>0,104</b>	<b>0,040</b>	<b>0,013</b>	
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
FL-6	min	3,320	0,735	1,218	0,230	1,218	0,230	0,764	0,138	0,526	0,118	0,005	0,001	0,087	0,019	
	max	5,860	1,107	9,280	1,888	9,280	1,888	5,310	1,080	0,890	0,183	0,030	0,006	0,155	0,032	
	Median	<b>4,920</b>	<b>0,951</b>	<b>6,140</b>	<b>1,134</b>	<b>6,140</b>	<b>1,134</b>	<b>1,642</b>	<b>0,329</b>	<b>0,864</b>	<b>0,164</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,130</b>	<b>0,026</b>	
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
KR-4	min	1,262	0,384	0,025	0,008	0,043	0,008	0,738	0,155	0,944	0,287	0,040	0,007	0,005	0,001	
	max	5,680	1,175	0,398	0,072	1,948	0,593	1,842	0,333	5,100	1,059	0,512	0,156	0,060	0,018	
	Median	<b>5,100</b>	<b>0,935</b>	<b>0,200</b>	<b>0,034</b>	<b>0,103</b>	<b>0,019</b>	<b>1,012</b>	<b>0,185</b>	<b>4,820</b>	<b>0,871</b>	<b>0,111</b>	<b>0,021</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	
	Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
RA-4	min	0,720	0,156	0,020	0,002	0,010	0,002	0,590	0,124	0,560	0,121	0,197	0,044	0,020	0,004	
	max	1,738	0,512	0,080	0,017	0,080	0,017	1,240	0,366	1,172	0,345	0,348	0,086	0,042	0,012	
	Median	<b>1,257</b>	<b>0,318</b>	<b>0,029</b>	<b>0,007</b>	<b>0,029</b>	<b>0,007</b>	<b>0,934</b>	<b>0,225</b>	<b>0,883</b>	<b>0,210</b>	<b>0,223</b>	<b>0,055</b>	<b>0,029</b>	<b>0,007</b>	
	Anzahl n	10	10	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
RD-4	min	0,720	0,133	0,310	0,032	0,156	0,032	0,430	0,067	0,500	0,092	0,040	0,008	0,010	0,002	
	max	5,780	1,206	0,310	0,056	3,180	0,567	1,574	0,328	5,060	1,056	0,676	0,120	0,059	0,011	
	Median	<b>1,094</b>	<b>0,171</b>	<b>0,310</b>	<b>0,030</b>	<b>1,688</b>	<b>0,271</b>	<b>0,506</b>	<b>0,091</b>	<b>0,800</b>	<b>0,125</b>	<b>0,510</b>	<b>0,082</b>	<b>0,047</b>	<b>0,008</b>	
	Anzahl n	7	7	1	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
SB-3	min	1,828	0,240	2,220	0,291	2,220	0,291	0,118	0,016	0,566	0,074	0,032	0,004	0,057	0,007	
	max	2,760	0,392	8,320	1,183	8,320	1,183	0,214	0,030	0,756	0,106	0,063	0,008	0,143	0,020	
	Median	<b>2,400</b>	<b>0,329</b>	<b>4,460</b>	<b>0,594</b>	<b>4,460</b>	<b>0,594</b>	<b>0,167</b>	<b>0,022</b>	<b>0,650</b>	<b>0,089</b>	<b>0,051</b>	<b>0,007</b>	<b>0,081</b>	<b>0,011</b>	
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7

	Acloniten		Bifenox		Cybutryn (Targol)		Cypermethrin		Dichlorvos		Dicofol		Duron		Glyphosat		
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	
gesamt	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AB-8	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BS-4	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CM-4	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FL-6	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KR-4	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RA-4	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RD-4	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SB-3	min																
	max																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Ablauf Vorflut

	Imidacloprid		Isoproturon		Quinoxifen		Terbutylazin		Terbutryn		Triclosan		Acenaphthen		Acenaphthylen	
	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d))	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d))	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d))	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d))	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d))	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d))	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d))	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d))
	[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]	
gesamt	min	0,023	0,003	0,010	0,001	0,000	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001
	max	0,115	0,029	0,082	0,021	0,000	0,206	0,027	0,206	0,027	0,026	0,027	0,026	0,027	0,026	0,027
	Median	<b>0,051</b>	<b>0,010</b>	<b>0,027</b>	<b>0,007</b>	<b>0,000</b>	<b>0,043</b>	<b>0,009</b>	<b>0,043</b>	<b>0,009</b>	<b>0,019</b>	<b>0,002</b>	<b>0,019</b>	<b>0,002</b>	<b>0,019</b>	<b>0,002</b>
Anzahl	59	59	23	21	0	1	53	52	53	52	12	10	12	10	0	0
AB-8	min	0,023	0,003	0,010	0,001	0,000	0,054	0,008	0,054	0,008	0,022	0,008	0,022	0,008	0,022	0,008
	max	0,039	0,005	0,055	0,007	0,000	0,206	0,027	0,206	0,027	0,022	0,022	0,022	0,022	0,022	0,022
	Median	<b>0,031</b>	<b>0,004</b>	<b>0,017</b>	<b>0,002</b>	<b>0,000</b>	<b>0,114</b>	<b>0,014</b>	<b>0,114</b>	<b>0,014</b>	<b>0,022</b>	<b>0,014</b>	<b>0,022</b>	<b>0,014</b>	<b>0,022</b>	<b>0,014</b>
Anzahl	7	7	7	7	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
BS-4	min	0,040	0,006	0,027	0,007	0,000	0,041	0,007	0,041	0,007	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001
	max	0,063	0,013	0,027	0,027	0,000	0,076	0,013	0,076	0,013	0,026	0,004	0,026	0,004	0,026	0,004
	Median	<b>0,048</b>	<b>0,008</b>	<b>0,027</b>	<b>0,007</b>	<b>0,000</b>	<b>0,052</b>	<b>0,008</b>	<b>0,052</b>	<b>0,008</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>
Anzahl	7	7	1	0	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
CM-4	min	0,041	0,014	0,016	0,005	0,000	0,033	0,009	0,033	0,009	0,020	0,007	0,020	0,007	0,020	0,007
	max	0,055	0,018	0,060	0,020	0,000	0,051	0,017	0,051	0,017	0,023	0,008	0,023	0,008	0,023	0,008
	Median	<b>0,051</b>	<b>0,016</b>	<b>0,036</b>	<b>0,013</b>	<b>0,000</b>	<b>0,041</b>	<b>0,014</b>	<b>0,041</b>	<b>0,014</b>	<b>0,021</b>	<b>0,007</b>	<b>0,021</b>	<b>0,007</b>	<b>0,021</b>	<b>0,007</b>
Anzahl	7	7	7	7	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0
FL-6	min	0,028	0,006	0,026	0,006	0,000	0,022	0,004	0,022	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
	max	0,062	0,012	0,026	0,026	0,000	0,056	0,011	0,056	0,011	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
	Median	<b>0,038</b>	<b>0,008</b>	<b>0,026</b>	<b>0,006</b>	<b>0,000</b>	<b>0,029</b>	<b>0,005</b>	<b>0,029</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>
Anzahl	7	7	1	0	0	0	7	7	7	7	0	0	0	0	0	0
KR-4	min	0,024	0,004	0,010	0,002	0,000	0,010	0,003	0,010	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
	max	0,097	0,029	0,029	0,029	0,000	0,068	0,014	0,068	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
	Median	<b>0,062</b>	<b>0,011</b>				<b>0,061</b>	<b>0,012</b>	<b>0,061</b>	<b>0,012</b>						
Anzahl	7	7	0	0	0	0	7	7	0	0	0	0	0	0	0	0
RA-4	min	0,040	0,008	0,010	0,002	0,000	0,005	0,001	0,005	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
	max	0,083	0,021	0,082	0,021	0,000	0,081	0,021	0,081	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021
	Median	<b>0,067</b>	<b>0,016</b>	<b>0,038</b>	<b>0,009</b>	<b>0,000</b>	<b>0,037</b>	<b>0,010</b>	<b>0,037</b>	<b>0,010</b>						
Anzahl	10	10	7	7	0	0	10	10	10	10	0	0	0	0	0	0
RD-4	min	0,052	0,010	0,010	0,002	0,000	0,010	0,002	0,010	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
	max	0,115	0,020	0,020	0,020	0,000	0,069	0,014	0,069	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
	Median	<b>0,097</b>	<b>0,015</b>				<b>0,023</b>	<b>0,004</b>	<b>0,023</b>	<b>0,004</b>						
Anzahl	7	7	0	0	0	7	7	0	0	7	7	0	0	0	0	0
SB-3	min	0,041	0,006	0,022	0,002	0,000	0,022	0,002	0,022	0,002	0,025	0,002	0,025	0,002	0,025	0,002
	max	0,058	0,008	0,022	0,022	0,000	0,022	0,002	0,022	0,002	0,025	0,002	0,025	0,002	0,025	0,002
	Median	<b>0,044</b>	<b>0,006</b>	<b>0,022</b>	<b>0,002</b>	<b>0,000</b>	<b>0,022</b>	<b>0,002</b>	<b>0,022</b>	<b>0,002</b>	<b>0,025</b>	<b>0,002</b>	<b>0,025</b>	<b>0,002</b>	<b>0,025</b>	<b>0,002</b>
Anzahl	7	7	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0

Ablauf Vorflut

	Anthracen		Benzo[a]anthracen		Benzo[a]pyren		Benzo[b]fluoranthen		Benzo[ghi]perylene		Benzo[k]fluoranthen		Chrysen		Dibenz[ah]anthracen	
	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>
	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]	[mg/l]	[mg/(EW*d)]
<b>gesamt</b>	min 0,003 max 0,010 Median 0,005 Anzahl n 3	0,001 0,002 0,001 3	0,010 0,010 0,010 1	0,010 0,010 0,010 1	0 0 0 0	0 0 0 0	0,010 0,010 0,010 1	0,010 0,010 0,010 1	0 0 0 0	0 0 0 0	0,020 0,020 0,020 1	0,020 0,020 0,020 1	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0
<b>AB-8</b>	min max Median Anzahl n	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0
<b>BS-4</b>	min max Median Anzahl n	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0
<b>CM-4</b>	min max Median Anzahl n	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0
<b>FL-6</b>	min max Median Anzahl n	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0
<b>KR-4</b>	min max Median Anzahl n	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0
<b>RA-4</b>	min max Median Anzahl n	0,003 0,010 0,005 3	0,001 0,002 0,001 3	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0,010 0,010 0,010 1	0,010 0,010 0,010 1	0 0 0 0	0 0 0 0	0,020 0,020 0,020 1	0,020 0,020 0,020 1	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0
<b>RD-4</b>	min max Median Anzahl n	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0,010 0,010 0,010 1	0,010 0,010 0,010 1	0 0 0 0	0 0 0 0	0,020 0,020 0,020 1	0,020 0,020 0,020 1	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0
<b>SB-3</b>	min max Median Anzahl n	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0	0 0 0 0

Ablauf Vorflut





	Bisphenol A		Benzotriazol		PFOS		
	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	
	[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		
gesamt	min	0,013	0,002	0,760	0,100	0,013	0,002
	max	0,764	0,252	12,500	1,917	2,370	0,340
	Median	0,259	0,048	4,700	0,969	0,050	0,007
Anzahl n	59	59	59	59	21	21	21
AB-8	min	0,025	0,003	10,363	1,225	1,780	0,216
	max	0,238	0,034	12,500	1,590	2,370	0,340
	Median	0,202	0,026	11,063	1,521	2,060	0,264
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7
BS-4	min	0,013	0,002	6,360	0,955	0,013	0,002
	max	0,406	0,060	7,555	1,556	0,060	0,009
	Median	0,013	0,003	6,955	1,057	0,013	0,003
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7
CM-4	min	0,279	0,074	3,600	1,288	0,013	0,003
	max	0,764	0,252	6,380	1,917	0,060	0,020
	Median	0,405	0,135	5,300	1,747	0,013	0,004
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7
FL-6	min	0,184	0,038	5,320	1,077		
	max	0,615	0,114	8,100	1,647		
	Median	0,420	0,089	6,720	1,343		
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	0
KR-4	min	0,231	0,043	4,000	0,751		
	max	0,507	0,154	5,000	1,399		
	Median	0,345	0,059	4,520	0,857		
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	0
RA-4	min	0,013	0,003	1,410	0,297		
	max	0,398	0,093	2,810	0,730		
	Median	0,127	0,033	2,463	0,593		
Anzahl n	10	10	10	10	0	0	0
RD-4	min	0,222	0,040	2,520	0,391		
	max	0,726	0,113	4,700	0,981		
	Median	0,432	0,074	4,240	0,730		
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	0
SB-3	min	0,147	0,020	0,760	0,100		
	max	0,396	0,054	1,134	0,161		
	Median	0,335	0,046	1,050	0,141		
Anzahl n	7	7	7	7	0	0	0

Ablauf Vorflut

Klärschlamm

	Blei (Pb)		Cadmium (Cd)		Nickel (Ni)		Quecksilber (Hg)		Carbamazepin		Ciprofloxacin		Coffein		Diclofenac	
	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW*d)]
<b>gesamt</b>																
min	6,900	0,206	0,013	0,001	7,200	0,228	0,160	0,004	0,025	0,001	0,010	0,000	0,025	0,002	0,025	0,002
max	50,300	11,416	2,730	0,418	24,600	8,320	0,740	0,193	0,246	0,041	0,310	0,047	0,159	0,058	0,159	0,058
<b>Median</b>	<b>13,600</b>	<b>1,530</b>	<b>0,340</b>	<b>0,031</b>	<b>11,450</b>	<b>1,077</b>	<b>0,310</b>	<b>0,033</b>	<b>0,065</b>	<b>0,009</b>	<b>0,073</b>	<b>0,010</b>	<b>0,074</b>	<b>0,007</b>	<b>0,074</b>	<b>0,007</b>
Anzahl n	42	42	35	34	42	42	42	42	31	31	37	37	0	0	35	35
min	43,100	1,489	0,670	0,023	18,200	0,629	0,620	0,021	0,620	0,021	0,010	0,000	0,070	0,002	0,070	0,002
max	50,300	1,738	2,730	0,094	24,600	0,850	0,740	0,026	0,740	0,026	0,020	0,001	0,100	0,003	0,100	0,003
<b>Median</b>	<b>44,900</b>	<b>1,551</b>	<b>1,330</b>	<b>0,046</b>	<b>19,000</b>	<b>0,656</b>	<b>0,650</b>	<b>0,022</b>	<b>0,650</b>	<b>0,022</b>	<b>0,020</b>	<b>0,001</b>	<b>0,086</b>	<b>0,003</b>	<b>0,086</b>	<b>0,003</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	0	0	7	7	0	0	7	7
min	6,900	0,669	0,170	0,016	7,800	0,757	0,160	0,016	0,025	0,002	0,030	0,003	0,103	0,026	0,103	0,026
max	11,700	1,135	0,470	0,046	9,400	0,912	0,700	0,068	0,059	0,006	0,040	0,004	0,115	0,030	0,115	0,030
<b>Median</b>	<b>10,100</b>	<b>0,980</b>	<b>0,270</b>	<b>0,026</b>	<b>8,800</b>	<b>0,854</b>	<b>0,190</b>	<b>0,018</b>	<b>0,057</b>	<b>0,006</b>	<b>0,040</b>	<b>0,004</b>	<b>0,109</b>	<b>0,028</b>	<b>0,109</b>	<b>0,028</b>
Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	3	3	7	7	0	0	3	3
min	14,000	3,588	0,630	0,161	15,500	3,973	0,290	0,074	0,161	0,041	0,025	0,002	0,205	0,002	0,205	0,002
max	17,700	4,536	1,630	0,418	15,900	4,075	0,330	0,085	0,161	0,041	0,073	0,007	0,058	0,005	0,058	0,005
<b>Median</b>	<b>14,800</b>	<b>3,793</b>	<b>1,490</b>	<b>0,382</b>	<b>15,500</b>	<b>3,973</b>	<b>0,290</b>	<b>0,074</b>	<b>0,161</b>	<b>0,041</b>	<b>0,067</b>	<b>0,006</b>	<b>0,052</b>	<b>0,005</b>	<b>0,052</b>	<b>0,005</b>
Anzahl n	3	3	3	3	3	3	3	3	0	0	3	3	0	0	3	3
min	18,800	1,752	0,025	0,002	11,800	1,100	0,270	0,025	0,270	0,025	0,025	0,002	0,025	0,002	0,025	0,002
max	24,300	2,264	0,120	0,011	13,600	1,267	0,400	0,037	0,400	0,037	0,073	0,007	0,052	0,005	0,052	0,005
<b>Median</b>	<b>21,000</b>	<b>1,957</b>	<b>0,090</b>	<b>0,008</b>	<b>12,300</b>	<b>1,146</b>	<b>0,380</b>	<b>0,035</b>	<b>0,380</b>	<b>0,035</b>	<b>0,067</b>	<b>0,006</b>	<b>0,052</b>	<b>0,005</b>	<b>0,052</b>	<b>0,005</b>
Anzahl n	3	3	3	3	3	3	3	3	0	0	3	3	0	0	3	3
min	17,700	11,416	0,025	0,016	12,900	8,320	0,300	0,193	0,300	0,193	0,073	0,047	0,090	0,058	0,090	0,058
max	17,700	11,416	0,025	0,016	12,900	8,320	0,300	0,193	0,300	0,193	0,073	0,047	0,090	0,058	0,090	0,058
<b>Median</b>	<b>17,700</b>	<b>11,416</b>	<b>0,025</b>	<b>0,016</b>	<b>12,900</b>	<b>8,320</b>	<b>0,300</b>	<b>0,193</b>	<b>0,300</b>	<b>0,193</b>	<b>0,073</b>	<b>0,047</b>	<b>0,090</b>	<b>0,058</b>	<b>0,090</b>	<b>0,058</b>
Anzahl n	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1
min	8,700	0,964	0,013	0,001	7,200	0,798	0,260	0,029	0,094	0,010	0,090	0,010	0,025	0,003	0,025	0,003
max	17,800	1,954	0,830	0,091	11,900	1,307	0,590	0,065	0,246	0,027	0,310	0,034	0,080	0,009	0,080	0,009
<b>Median</b>	<b>11,850</b>	<b>1,308</b>	<b>0,295</b>	<b>0,033</b>	<b>10,350</b>	<b>1,136</b>	<b>0,310</b>	<b>0,034</b>	<b>0,149</b>	<b>0,016</b>	<b>0,155</b>	<b>0,017</b>	<b>0,064</b>	<b>0,007</b>	<b>0,064</b>	<b>0,007</b>
Anzahl n	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	0	10	10
min	11,800	1,613	0,013	0,002	8,800	1,194	0,230	0,028	0,052	0,007	0,025	0,003	0,051	0,006	0,051	0,006
max	20,900	2,574	1,240	0,153	14,900	1,835	0,570	0,070	0,081	0,012	0,154	0,020	0,159	0,021	0,159	0,021
<b>Median</b>	<b>13,100</b>	<b>1,736</b>	<b>0,091</b>	<b>0,002</b>	<b>10,600</b>	<b>1,534</b>	<b>0,300</b>	<b>0,043</b>	<b>0,061</b>	<b>0,008</b>	<b>0,109</b>	<b>0,016</b>	<b>0,073</b>	<b>0,011</b>	<b>0,073</b>	<b>0,011</b>
Anzahl n	9	9	4	3	9	9	9	9	9	9	9	9	0	0	9	9
min	18,500	0,206			20,400	0,228	0,370	0,004	0,056	0,001	0,370	0,004	0,136	0,002	0,136	0,002
max	18,600	0,207			20,500	0,229	0,540	0,006	0,057	0,001	0,540	0,006	0,137	0,002	0,137	0,002
<b>Median</b>	<b>18,550</b>	<b>0,207</b>			<b>20,450</b>	<b>0,228</b>	<b>0,455</b>	<b>0,005</b>	<b>0,056</b>	<b>0,001</b>	<b>0,455</b>	<b>0,005</b>	<b>0,136</b>	<b>0,002</b>	<b>0,136</b>	<b>0,002</b>
Anzahl n	2	2	0	0	2	2	2	2	2	2	2	2	0	0	2	2

	Gabapentin		Ibuprofen		Lopamidol		Metformin		Metoprolol		Oxytetracyclin		Sulfamethoxazol		Trimethoprim	
	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]
gesamt	min		0,013	0,001			0,025	0,000	0,025	0,001						
	max		0,184	0,047			0,068	0,001	0,412	0,077						
	Median		<b>0,094</b>	<b>0,008</b>			<b>0,046</b>	<b>0,001</b>	<b>0,122</b>	<b>0,008</b>						
AB-13	Anzahl	n	36	36	0	0	2	2	39	39	0	0	0	0	0	0
	min		0,103	0,004					0,108	0,004						
	max		0,129	0,004					0,155	0,005						
BS-5	Median		<b>0,116</b>	<b>0,004</b>					<b>0,134</b>	<b>0,005</b>						
	Anzahl	n	7	7	0	0	0	0	7	7	0	0	0	0	0	0
	min		0,013	0,001					0,056	0,005						
CM-5	max		0,058	0,006					0,072	0,007						
	Median		<b>0,013</b>	<b>0,001</b>					<b>0,065</b>	<b>0,006</b>						
	Anzahl	n	7	7	0	0	0	0	7	7	0	0	0	0	0	0
FL7	min		0,127	0,033					0,233	0,060						
	max		0,184	0,047					0,248	0,064						
	Median		<b>0,164</b>	<b>0,042</b>					<b>0,238</b>	<b>0,061</b>						
KR-7	Anzahl	n	3	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0
	min		0,075	0,007												
	max		0,111	0,010												
RA-4	Median		<b>0,088</b>	<b>0,008</b>												
	Anzahl	n	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	min								0,119	0,077						
RD-7	max								0,119	0,077						
	Median								<b>0,119</b>	<b>0,077</b>						
	Anzahl	n	7	7	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0
SB-6	min		0,071	0,008					0,208	0,023						
	max		0,100	0,011					0,412	0,045						
	Median		<b>0,081</b>	<b>0,009</b>					<b>0,327</b>	<b>0,036</b>						
gesamt	Anzahl	n	7	7	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0
	min		0,025	0,003					0,025	0,004						
	max		0,147	0,021					0,260	0,032						
gesamt	Median		<b>0,101</b>	<b>0,013</b>					<b>0,055</b>	<b>0,008</b>						
	Anzahl	n	9	9	0	0	0	0	9	9	0	0	0	0	0	0
	min								0,025	0,000						
gesamt	max							0,068	0,001							
	Median							<b>0,046</b>	<b>0,001</b>							
	Anzahl	n	0	0	0	0	0	2	2	2	2	0	0	0	0	0

Kärschlämm

	Aclonifen		Bifenox		Cybutryn (Irgarol)		Cypermethrin		Dichlorvos		Dicofol		Duron		Glyphosat	
	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*d)]
Kärschlamm	min		0,179	0,115	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,210	0,010
	max		0,179	0,115											192,000	17,891
	Median		0,179	0,115											0,422	0,042
	Anzahl n		1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	42
	min														0,295	0,010
	max														1,330	0,046
	Median														0,993	0,034
	Anzahl n														7	7
	min														0,210	0,020
	max														0,529	0,051
	Median														0,262	0,025
	Anzahl n														7	7
	min														0,403	0,103
	max														0,670	0,172
	Median														0,440	0,113
	Anzahl n														3	3
min														117,000	10,902	
max														192,000	17,891	
Median														190,000	17,704	
Anzahl n														3	3	
min			0,179	0,115										2,580	1,664	
max			0,179	0,115										2,580	1,664	
Median			0,179	0,115										2,580	1,664	
Anzahl n			1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
min														0,255	0,028	
max														2,980	0,327	
Median														0,697	0,077	
Anzahl n														10	10	
min														0,222	0,027	
max														4,260	0,525	
Median														0,295	0,042	
Anzahl n														9	9	
min														6,500	0,072	
max														10,500	0,117	
Median														8,500	0,095	
Anzahl n														2	2	

	Imidacloprid		Isoprotron		Quinoxifen		Terbutylazin		Terbutryn		Triclosan		Acenaphthen		Acenaphthylen		
	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* <sub>d</sub> )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* <sub>d</sub> )]	
	[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		
gesamt	min																
	max																
	Median																
AB-13	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	min																
	max																
BS-5	Median																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	min																
CM-5	max																
	Median																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FL7	min																
	max																
	Median																
KR-7	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	min																
	max																
RA-4	Median																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	min																
RD-7	max																
	Median																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SB-6	min																
	max																
	Median																
Kärschlam	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	min																
	max																
gesamt	Median																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	min																
gesamt	max																
	Median																
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Anthracen		Benzo[a]-anthracen		Benzo[a]pyren		Benzo[b]-fluoranthen		Benzo[ghi]-perylen		Fluoranthen		Chrysen		Dibenz[ah]-anthracen	
	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* $\rho$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* $\rho$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* $\rho$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* $\rho$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* $\rho$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* $\rho$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* $\rho$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW* $\rho$ )]
<b>gesamt</b>	min 0,003 max 0,030 <b>Median</b> 0,010 Anzahl n 24	0,000 0,003 0,026 0,040 0,003 42	0,003 0,120 0,040 0,040 0,003 36	0,000 0,026 0,003 0,002 0,003 42	0,003 0,400 0,030 0,030 0,002 37	0,000 0,044 0,002 0,002 0,002 36	0,003 0,140 0,035 0,030 0,004 42	0,000 0,021 0,003 0,003 0,004 42	0,000 0,013 0,002 0,002 0,002 35	0,003 0,070 0,030 0,030 0,040 35	0,000 0,013 0,002 0,002 0,001 25	0,000 0,060 0,020 0,020 0,030 25	0,001 0,044 0,007 0,007 0,006 42	0,005 0,300 0,080 0,080 0,180 42	0,001 0,044 0,010 0,010 0,006 42	
<b>AB-13</b>	min 0,020 max 0,030 <b>Median</b> 0,030 Anzahl n 7	0,001 0,001 0,004 0,001 0,001 7	0,070 0,120 0,100 0,100 0,003 7	0,002 0,004 0,003 0,002 0,002 7	0,040 0,080 0,070 0,070 0,002 7	0,001 0,003 0,002 0,002 0,002 7	0,090 0,140 0,120 0,120 0,004 7	0,003 0,005 0,005 0,004 0,004 7	0,001 0,002 0,002 0,002 0,002 7	0,040 0,070 0,060 0,060 0,040 7	0,001 0,002 0,001 0,001 0,001 7	0,030 0,060 0,040 0,040 0,040 7	0,006 0,010 0,008 0,008 0,008 7	0,005 0,300 0,080 0,240 0,180 7	0,005 0,010 0,010 0,008 0,005 7	
<b>BS-5</b>	min 0,030 max 0,030 <b>Median</b> 0,020 Anzahl n 0	0,003 0,003 0,003 0,002 0,001 7	0,010 0,030 0,020 0,020 0,001 7	0,001 0,003 0,002 0,001 0,001 7	0,010 0,010 0,010 0,010 0,001 7	0,000 0,001 0,001 0,001 0,001 7	0,005 0,020 0,010 0,010 0,001 7	0,000 0,002 0,001 0,001 0,001 7	0,000 0,001 0,001 0,001 0,001 7	0,003 0,010 0,003 0,003 0,003 7	0,000 0,001 0,000 0,000 0,000 7	0,000 0,001 0,000 0,000 0,000 7	0,002 0,005 0,004 0,004 0,005 7	0,020 0,050 0,040 0,040 0,050 7	0,002 0,005 0,004 0,004 0,005 7	
<b>CM-5</b>	min 0,010 max 0,003 <b>Median</b> 0,003 Anzahl n 3	0,001 0,003 0,001 0,001 0,001 3	0,040 0,100 0,080 0,080 0,021 3	0,010 0,026 0,021 0,021 0,010 3	0,005 0,013 0,010 0,010 0,005 3	0,005 0,013 0,010 0,010 0,005 3	0,040 0,080 0,050 0,050 0,013 3	0,010 0,021 0,013 0,013 0,013 3	0,008 0,013 0,008 0,005 0,008 3	0,030 0,050 0,030 0,030 0,030 3	0,003 0,008 0,013 0,008 0,005 3	0,008 0,008 0,008 0,005 0,005 3	0,080 0,170 0,110 0,110 0,028 3	0,100 0,170 0,160 0,160 0,100 3	0,009 0,016 0,015 0,015 0,009 3	
<b>FL7</b>	min 0,020 max 0,020 <b>Median</b> 0,020 Anzahl n 3	0,001 0,002 0,002 0,002 0,002 3	0,040 0,070 0,060 0,060 0,006 3	0,004 0,007 0,006 0,006 0,005 3	0,020 0,050 0,050 0,050 0,005 3	0,002 0,005 0,005 0,005 0,005 3	0,040 0,080 0,080 0,080 0,007 3	0,004 0,004 0,007 0,007 0,004 3	0,002 0,005 0,005 0,004 0,004 3	0,020 0,050 0,040 0,040 0,040 3	0,002 0,003 0,003 0,003 0,003 3	0,002 0,003 0,003 0,003 0,003 3	0,100 0,170 0,160 0,160 0,100 3	0,009 0,016 0,015 0,015 0,009 3	0,000 0,016 0,015 0,015 0,009 3	
<b>KR-7</b>	min 0,010 max 0,030 <b>Median</b> 0,030 Anzahl n 0	0,000 0,001 0,001 0,001 0,001 1	0,030 0,030 0,030 0,030 0,019 1	0,019 0,019 0,019 0,019 0,006 1	0,010 0,010 0,010 0,010 0,006 1	0,006 0,006 0,006 0,006 0,006 1	0,030 0,030 0,030 0,030 0,019 1	0,019 0,019 0,019 0,019 0,006 1	0,006 0,006 0,006 0,006 0,006 1	0,010 0,010 0,010 0,010 0,006 1	0,006 0,006 0,006 0,006 0,006 1	0,006 0,006 0,006 0,006 0,006 1	0,050 0,050 0,050 0,050 0,032 1	0,032 0,032 0,032 0,032 0,032 1	0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 1	
<b>RA-4</b>	min 0,010 max 0,004 <b>Median</b> 0,004 Anzahl n 10	0,000 0,001 0,000 0,000 0,000 10	0,020 0,070 0,050 0,050 0,006 10	0,002 0,008 0,006 0,006 0,004 10	0,002 0,400 0,035 0,035 0,004 10	0,000 0,044 0,004 0,004 0,004 10	0,020 0,050 0,040 0,040 0,004 10	0,002 0,006 0,004 0,004 0,004 10	0,002 0,006 0,006 0,006 0,006 10	0,020 0,050 0,040 0,040 0,040 10	0,001 0,006 0,002 0,002 0,002 10	0,001 0,006 0,002 0,002 0,002 10	0,040 0,130 0,090 0,090 0,040 10	0,004 0,014 0,010 0,010 0,010 10	0,001 0,014 0,010 0,010 0,010 10	
<b>RD-7</b>	min 0,010 max 0,010 <b>Median</b> 0,010 Anzahl n 1	0,000 0,001 0,001 0,001 0,001 9	0,003 0,040 0,005 0,005 0,011 9	0,000 0,002 0,001 0,001 0,000 9	0,003 0,020 0,011 0,011 0,000 4	0,000 0,002 0,000 0,000 0,000 3	0,003 0,030 0,005 0,005 0,001 9	0,000 0,004 0,001 0,001 0,001 9	0,000 0,004 0,001 0,001 0,001 3	0,003 0,010 0,003 0,003 0,003 3	0,000 0,001 0,000 0,000 0,000 3	0,000 0,001 0,000 0,000 0,000 3	0,005 0,140 0,020 0,010 0,001 9	0,001 0,020 0,001 0,001 0,001 9	0,001 0,020 0,001 0,001 0,001 9	
<b>SB-6</b>	min 0,040 max 0,040 <b>Median</b> 0,040 Anzahl n 0	0,000 0,001 0,000 0,000 0,000 2	0,040 0,040 0,040 0,040 0,000 2	0,000 0,001 0,001 0,001 0,001 2	0,040 0,050 0,045 0,045 0,001 2	0,000 0,001 0,001 0,001 0,001 2	0,050 0,060 0,055 0,055 0,001 2	0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 2	0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 2	0,040 0,040 0,040 0,040 0,040 2	0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 2	0,000 0,000 0,000 0,000 0,000 2	0,090 0,100 0,095 0,095 0,001 2	0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 2	0,001 0,001 0,001 0,001 0,001 2	

Klärschlamm

	Fluoranthren		Fluoren		Indeno[1,2,3-cd]-pyren		Naphthalin		Phenanthren		Pyren		2 PAK's (PA)		Acenulfam-K		
	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*t)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*t)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*t)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*t)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*t)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*t)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*t)]	c	B* <sub>d</sub> [mg/(EW*t)]	
	[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		
gesamt	min	0,005	0,001	0,005	0,000	0,003	0,000	0,003	0,000	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001
	max	0,370	0,038	0,050	0,005	0,050	0,005	0,260	0,024	0,400	0,031	0,250	0,031	1,960	0,241	1,960	0,241
	Median	<b>0,090</b>	<b>0,009</b>	<b>0,020</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,001</b>	<b>0,030</b>	<b>0,001</b>	<b>0,090</b>	<b>0,011</b>	<b>0,070</b>	<b>0,007</b>	<b>0,570</b>	<b>0,050</b>	<b>0,570</b>	<b>0,050</b>
AB-13	Anzahl n	42	42	24	23	32	32	36	36	42	42	42	42	42	42	42	42
AB-13	min	0,210	0,007	0,030	0,001	0,030	0,001	0,020	0,001	0,240	0,008	0,150	0,005	1,170	0,040	1,170	0,040
	max	0,370	0,013	0,050	0,002	0,050	0,002	0,110	0,004	0,400	0,014	0,250	0,009	1,960	0,068	1,960	0,068
	Median	<b>0,300</b>	<b>0,010</b>	<b>0,040</b>	<b>0,001</b>	<b>0,040</b>	<b>0,001</b>	<b>0,030</b>	<b>0,001</b>	<b>0,330</b>	<b>0,011</b>	<b>0,210</b>	<b>0,007</b>	<b>1,710</b>	<b>0,059</b>	<b>1,710</b>	<b>0,059</b>
AB-13	Anzahl n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
BS-5	min	0,020	0,002			0,003	0,000	0,003	0,000	0,030	0,003	0,020	0,002	0,110	0,011	0,110	0,011
	max	0,070	0,007			0,020	0,002	0,010	0,001	0,080	0,008	0,060	0,006	0,340	0,033	0,340	0,033
	Median	<b>0,050</b>	<b>0,005</b>			<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,060</b>	<b>0,006</b>	<b>0,040</b>	<b>0,004</b>	<b>0,240</b>	<b>0,023</b>	<b>0,240</b>	<b>0,023</b>
BS-5	Anzahl n	7	7	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
CM-5	min	0,090	0,023	0,020	0,005	0,005	0,001	0,010	0,003	0,100	0,026	0,080	0,021	0,530	0,136	0,530	0,136
	max	0,150	0,038	0,020	0,005	0,020	0,005	0,020	0,005	0,120	0,031	0,120	0,031	0,940	0,241	0,940	0,241
	Median	<b>0,130</b>	<b>0,033</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,010</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,005</b>	<b>0,120</b>	<b>0,031</b>	<b>0,110</b>	<b>0,028</b>	<b>0,730</b>	<b>0,187</b>	<b>0,730</b>	<b>0,187</b>
CM-5	Anzahl n	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
FL7	min	0,110	0,010	0,005	0,000	0,005	0,000	0,110	0,010	0,090	0,008	0,100	0,009	0,670	0,062	0,670	0,062
	max	0,170	0,016	0,030	0,003	0,020	0,002	0,260	0,024	0,190	0,018	0,140	0,013	1,310	0,122	1,310	0,122
	Median	<b>0,140</b>	<b>0,013</b>	<b>0,030</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,230</b>	<b>0,021</b>	<b>0,130</b>	<b>0,012</b>	<b>0,120</b>	<b>0,011</b>	<b>1,190</b>	<b>0,111</b>	<b>1,190</b>	<b>0,111</b>
FL7	Anzahl n	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
KR-7	min	0,050	0,032					0,010	0,006	0,030	0,019	0,040	0,026	0,250	0,161	0,250	0,161
	max	0,050	0,032					0,010	0,006	0,030	0,019	0,040	0,026	0,250	0,161	0,250	0,161
	Median	<b>0,050</b>	<b>0,032</b>					<b>0,010</b>	<b>0,006</b>	<b>0,030</b>	<b>0,019</b>	<b>0,040</b>	<b>0,026</b>	<b>0,250</b>	<b>0,161</b>	<b>0,250</b>	<b>0,161</b>
KR-7	Anzahl n	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
RA-4	min	0,060	0,007	0,005	0,001	0,005	0,001	0,020	0,002	0,080	0,009	0,040	0,004	0,360	0,040	0,360	0,040
	max	0,120	0,013	0,020	0,002	0,040	0,004	0,080	0,009	0,140	0,015	0,100	0,011	1,040	0,115	1,040	0,115
	Median	<b>0,090</b>	<b>0,010</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,015</b>	<b>0,002</b>	<b>0,035</b>	<b>0,004</b>	<b>0,120</b>	<b>0,013</b>	<b>0,075</b>	<b>0,008</b>	<b>0,695</b>	<b>0,077</b>	<b>0,695</b>	<b>0,077</b>
RA-4	Anzahl n	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
RD-7	min	0,005	0,001	0,010				0,020	0,002	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001
	max	0,110	0,016	0,010				0,050	0,006	0,090	0,012	0,060	0,009	0,420	0,061	0,420	0,061
	Median	<b>0,040</b>	<b>0,005</b>	<b>0,010</b>				<b>0,030</b>	<b>0,004</b>	<b>0,030</b>	<b>0,004</b>	<b>0,030</b>	<b>0,004</b>	<b>0,190</b>	<b>0,023</b>	<b>0,190</b>	<b>0,023</b>
RD-7	Anzahl n	9	9	1	0	0	0	3	3	9	9	9	9	9	9	9	9
SB-6	min	0,110	0,001			0,020	0,000	0,100	0,001	0,080	0,001	0,080	0,001	0,670	0,007	0,670	0,007
	max	0,130	0,001			0,020	0,000	0,140	0,002	0,090	0,001	0,100	0,001	0,790	0,009	0,790	0,009
	Median	<b>0,120</b>	<b>0,001</b>			<b>0,020</b>	<b>0,000</b>	<b>0,120</b>	<b>0,001</b>	<b>0,085</b>	<b>0,001</b>	<b>0,090</b>	<b>0,001</b>	<b>0,730</b>	<b>0,008</b>	<b>0,730</b>	<b>0,008</b>
SB-6	Anzahl n	2	2	0	0	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

Kärschamm

	Bisphenol A		Benzotriazol		PFOs		
	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* $\phi$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* $\phi$ )]	c	B* <sub>d</sub> [mg/ (EW* $\phi$ )]	
	[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		[mg/kg TR]		
<b>gesamt</b>	min	0,071	0,005	0,025	0,001	0,003	0,000
	max	92,000	8,573	0,350	0,116	1,840	0,064
	<b>Median</b>	<b>0,425</b>	<b>0,040</b>	<b>0,204</b>	<b>0,013</b>	<b>0,014</b>	<b>0,001</b>
<b>AB-13</b>	Anzahl n	42	42	35	35	19	19
	min	14,728	0,509	0,171	0,006	1,530	0,053
	max	56,299	1,945	0,290	0,010	1,840	0,064
<b>AB-13</b>	<b>Median</b>	<b>42,395</b>	<b>1,465</b>	<b>0,235</b>	<b>0,008</b>	<b>1,700</b>	<b>0,059</b>
	Anzahl n	7	7	7	7	7	7
	min	0,147	0,014			0,008	0,001
<b>BS-5</b>	max	0,242	0,023			0,013	0,001
	<b>Median</b>	<b>0,222</b>	<b>0,022</b>			<b>0,010</b>	<b>0,001</b>
	Anzahl n	7	7	0	0	7	7
<b>CM-5</b>	min	1,154	0,296	0,097	0,025		
	max	2,398	0,615	0,126	0,032		
	<b>Median</b>	<b>1,219</b>	<b>0,312</b>	<b>0,110</b>	<b>0,028</b>		
<b>FL7</b>	Anzahl n	3	3	3	3	0	0
	min	22,400	2,087	0,199	0,019		
	max	92,000	8,573	0,257	0,024		
<b>FL7</b>	<b>Median</b>	<b>68,227</b>	<b>6,357</b>	<b>0,206</b>	<b>0,019</b>		
	Anzahl n	3	3	3	3	0	0
	min	0,741	0,478	0,180	0,116		
<b>KR-7</b>	max	0,741	0,478	0,180	0,116		
	<b>Median</b>	<b>0,741</b>	<b>0,478</b>	<b>0,180</b>	<b>0,116</b>		
	Anzahl n	1	1	1	1	0	0
<b>RA-4</b>	min	0,161	0,018	0,204	0,023		
	max	0,756	0,084	0,350	0,039		
	<b>Median</b>	<b>0,412</b>	<b>0,046</b>	<b>0,298</b>	<b>0,033</b>		
<b>RA-4</b>	Anzahl n	10	10	10	10	0	0
	min	0,071	0,009	0,025	0,004	0,003	0,000
	max	0,545	0,067	0,102	0,013	0,014	0,002
<b>RD-7</b>	<b>Median</b>	<b>0,181</b>	<b>0,026</b>	<b>0,072</b>	<b>0,010</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>
	Anzahl n	9	9	9	9	3	3
	min	0,420	0,005	0,056	0,001	0,040	0,000
<b>SB-6</b>	max	0,430	0,005	0,090	0,001	0,050	0,001
	<b>Median</b>	<b>0,425</b>	<b>0,005</b>	<b>0,073</b>	<b>0,001</b>	<b>0,045</b>	<b>0,001</b>
	Anzahl n	2	2	2	2	2	2

Kärschlamm



**Anhang 7.2 – Multiresistente Keime***Zulauf (Rohabwasser vor mech. Reinigung)*

<b>Zulauf (Rohabwasser, vor mech. Reinigung)</b>		
	<b>Gesamtanzahl Gram-negative Bakterien</b>	<b>Gesamtanzahl 3GCREC</b>
<b>AB-2-170810</b>	1,17E+08	1,68E+06
<b>AB-2-170811</b>	1,35E+08	2,15E+06
<b>AB-2-170812</b>	7,70E+07	1,16E+06
<b>AB-2-170813</b>	1,01E+08	1,51E+06
<b>AB-2-170814</b>	1,19E+08	1,84E+06
<b>AB-2-170815</b>	1,25E+08	1,26E+06
<b>AB-2-170816</b>	1,25E+08	1,74E+06
<b>BS-1-170720</b>	5,25E+08	1,72E+06
<b>BS-1-170721</b>	3,20E+08	1,48E+06
<b>BS-1-170722</b>	2,15E+08	1,88E+06
<b>BS-1-170723</b>	n.d.	n.d.
<b>BS-1-170724</b>	3,50E+08	2,32E+06
<b>BS-1-170725</b>	1,65E+08	2,21E+06
<b>BS-1-170726</b>	2,10E+08	1,83E+06
<b>CM-1-170824</b>	3,60E+08	1,59E+06
<b>CM-1-170825</b>	4,00E+08	1,92E+06
<b>CM-1-170826</b>	1,20E+08	1,84E+06
<b>CM-1-170827</b>	3,65E+08	2,22E+06
<b>CM-1-170828</b>	2,50E+08	1,49E+06
<b>CM-1-170829</b>	2,20E+08	1,23E+06
<b>CM-1-170830</b>	2,90E+08	1,67E+06
<b>FL-1-170921</b>	9,10E+08	1,74E+06
<b>FL-1-170922</b>	1,10E+09	1,86E+06
<b>FL-1-170923</b>	3,80E+08	1,76E+06
<b>FL-1-170924</b>	2,90E+08	1,74E+06
<b>FL-1-170925</b>	2,70E+08	1,35E+06
<b>FL-1-170926</b>	3,20E+08	2,25E+06
<b>FL-1-170927</b>	3,30E+08	2,79E+06

<b>Zulauf (Rohabwasser, vor mech. Reinigung)</b>		
	<b>Gesamtanzahl Gram-negative Bakterien</b>	<b>Gesamtanzahl 3GCREC</b>
<b>KR-1-170907</b>	8,45E+08	6,07E+06
<b>KR-1-170908</b>	1,50E+09	5,14E+06
<b>KR-1-170909</b>	5,65E+07	1,40E+06
<b>KR-1-170910</b>	2,25E+08	2,27E+06
<b>KR-1-170911</b>	2,90E+08	1,84E+06
<b>KR-1-170912</b>	2,60E+08	2,79E+06
<b>KR-1-170913</b>	2,15E+08	3,41E+06
<b>RA-1-170720</b>	6,80E+08	2,50E+06
<b>RA-1-170721</b>	4,60E+08	1,92E+06
<b>RA-1-170722</b>	3,30E+08	1,42E+06
<b>RA-1-170723</b>	2,90E+08	1,77E+06
<b>RA-1-170724</b>	1,77E+09	1,85E+06
<b>RA-1-170725</b>	3,65E+08	1,44E+06
<b>RA-1-170726</b>	2,05E+08	1,02E+06
<b>RA-1-180801</b>	1,13E+08	3,79E+06
<b>RA-1-180802</b>	2,06E+08	3,64E+06
<b>RA-1-180803</b>	1,59E+08	1,95E+06
<b>RD-1-170907</b>	2,20E+08	2,37E+06
<b>RD-1-170908</b>	2,50E+08	2,40E+06
<b>RD-1-170909</b>	4,80E+08	2,27E+06
<b>RD-1-170910</b>	1,50E+08	1,21E+06
<b>RD-1-170911</b>	5,20E+08	2,57E+06
<b>RD-1-170912</b>	3,10E+08	2,32E+06
<b>RD-1-170913</b>	3,90E+08	2,63E+06
<b>SB-1-170922</b>	1,15E+09	2,37E+06
<b>SB-1-170923</b>	3,90E+08	3,11E+06
<b>SB-1-170924</b>	3,90E+08	2,39E+06
<b>SB-1-170925</b>	3,20E+08	2,39E+06
<b>SB-1-170926</b>	2,20E+08	3,59E+06
<b>SB-1-170927</b>	5,50E+08	2,80E+06
<b>SB-1-170928</b>	4,90E+08	2,12E+06

## Ablauf Nachklärung

Ablauf Nachklärung		
	Gesamtanzahl Gram-negative Bakterien	Gesamtanzahl 3GCREC
AB-3-170810	3,33E+08	1,84E+06
AB-3-170811	4,02E+08	2,00E+06
AB-3-170812	2,25E+08	1,14E+06
AB-3-170813	2,30E+08	7,70E+05
AB-3-170814	n.d.	n.d.
AB-3-170815	1,50E+08	7,90E+05
AB-3-170816	2,55E+08	1,07E+06
AB-6-170810	1,10E+07	1,33E+04
AB-6-170811	1,35E+07	1,32E+04
AB-6-170812	9,60E+06	1,62E+04
AB-6-170813	4,60E+06	9,65E+03
AB-6-170815	5,60E+06	8,90E+03
AB-6-170816	1,02E+07	1,39E+04
BS-2-170720	5,35E+06	4,38E+03
BS-2-170721	5,05E+06	6,40E+03
BS-2-170722	2,95E+06	9,16E+03
BS-2-170723	n.d.	n.d.
BS-2-170724	2,30E+06	4,42E+03
BS-2-170725	1,95E+06	5,52E+03
BS-2-170726	2,25E+06	6,10E+03
BS-2-180808	1,69E+06	3,40E+03
BS-2-180809	2,26E+06	4,95E+03
BS-2-180810	2,45E+06	1,82E+04
CM-2-170824	1,36E+07	9,25E+03
CM-2-170825	9,80E+06	1,28E+04
CM-2-170826	4,70E+06	1,37E+04
CM-2-170827	4,50E+06	1,61E+04
CM-2-170828	4,20E+06	1,83E+04
CM-2-170829	3,40E+06	8,80E+03
CM-2-170830	2,65E+06	6,60E+03
FL-2-170921	4,70E+06	3,91E+04
FL-2-170922	1,08E+08	5,50E+04
FL-2-170923	3,30E+06	5,07E+04
FL-2-170924	1,90E+07	3,53E+04
FL-2-170925	1,58E+07	3,01E+04
FL-2-170926	2,80E+07	9,32E+04
FL-2-170927	4,30E+07	8,68E+04

Ablauf Nachklärung		
	Gesamtanzahl Gram-negative Bakterien	Gesamtanzahl 3GCREC
KR-2-170907	2,95E+06	1,39E+04
KR-2-170908	4,55E+06	6,30E+03
KR-2-170909	2,80E+06	3,75E+03
KR-2-170910	5,70E+06	1,10E+04
KR-2-170911	3,20E+06	4,90E+03
KR-2-170912	1,65E+06	6,20E+03
KR-2-170913	1,20E+06	4,00E+03
RA-2-170720	4,05E+06	7,20E+02
RA-2-170721	1,85E+06	8,40E+02
RA-2-170722	1,36E+06	4,60E+02
RA-2-170723	1,56E+06	7,20E+02
RA-2-170724	1,42E+06	6,40E+02
RA-2-170725	1,60E+06	7,60E+02
RA-2-170726	1,35E+06	7,60E+02
RA-2-180801	3,55E+06	5,60E+03
RA-2-180802	2,70E+06	3,95E+03
RA-2-180803	2,15E+06	4,70E+03
RD-2-170907	5,55E+06	5,34E+03
RD-2-170908	3,65E+06	5,32E+03
RD-2-170909	4,00E+06	6,00E+03
RD-2-170910	5,50E+06	7,24E+03
RD-2-170911	5,40E+06	5,44E+03
RD-2-170912	4,90E+06	4,24E+03
RD-2-170913	5,20E+06	5,12E+03
SB-2-170922	4,00E+05	5,80E+02
SB-2-170923	8,50E+05	2,20E+02
SB-2-170924	7,35E+05	3,20E+02
SB-2-170925	6,40E+05	2,80E+02
SB-2-170926	1,09E+06	2,80E+02
SB-2-170927	7,00E+05	3,80E+02
SB-2-170928	1,06E+06	1,80E+02

*Ablauf Vorflut*

Ablauf Vorflut		
	Gesamtanzahl Gram-negative Bakterien	Gesamtanzahl 3GCREC
AB-8-170810	8,60E+05	5,50E+02
AB-8-170811	6,40E+05	3,10E+02
AB-8-170812	6,15E+05	2,20E+02
AB-8-170813	3,30E+05	1,10E+02
AB-8-170814	3,95E+05	3,10E+02
AB-8-170815	3,80E+05	2,10E+02
AB-8-170816	2,71E+06	1,72E+03
BS-4-170720	1,12E+06	6,30E+02
BS-4-170721	1,73E+06	7,80E+02
BS-4-170722	5,55E+05	5,80E+02
BS-4-170723	n.d.	n.d.
BS-4-170724	6,20E+05	1,80E+02
BS-4-170725	6,15E+05	3,70E+02
BS-4-170726	1,01E+06	7,50E+02
CM-4-170824	7,60E+05	6,00E+01
CM-4-170825	4,10E+05	5,50E+01
CM-4-170826	5,50E+04	1,00E+01
CM-4-170827	8,00E+04	5,00E+01
CM-4-170828	5,00E+04	6,00E+01
CM-4-170829	1,30E+05	2,00E+01
CM-4-170830	9,00E+04	0,00E+00
FL-6-170921	2,00E+06	3,50E+02
FL-6-170922	1,90E+06	2,20E+02
FL-6-170923	9,20E+05	8,00E+01
FL-6-170924	7,40E+05	8,00E+01
FL-6-170925	7,60E+05	1,10E+02
FL-6-170926	1,40E+06	1,60E+02
FL-6-170927	1,70E+06	3,90E+02

Ablauf Vorflut		
	Gesamtanzahl Gram-negative Bakterien	Gesamtanzahl 3GCREC
KR-4-170907	9,80E+05	2,45E+03
KR-4-170908	8,80E+05	1,62E+03
KR-4-170909	4,85E+06	1,07E+03
KR-4-170910	1,46E+06	1,30E+03
KR-4-170911	1,25E+06	1,01E+03
KR-4-170912	6,85E+05	2,80E+02
KR-4-170913	5,50E+05	3,20E+02
RA-4-170720	3,00E+05	1,00E+01
RA-4-170721	7,50E+04	1,00E+01
RA-4-170722	4,50E+04	0,00E+00
RA-4-170723	1,80E+05	0,00E+00
RA-4-170724	1,15E+05	0,00E+00
RA-4-170725	5,90E+05	0,00E+00
RA-4-170726	9,00E+04	0,00E+00
RA-4-180801	2,40E+05	1,50E+01
RA-4-180802	2,50E+05	3,50E+01
RA-4-180803	4,00E+04	5,00E+00
RD-4-170907	2,05E+06	6,20E+02
RD-4-170908	1,09E+06	6,90E+02
RD-4-170909	1,83E+06	6,00E+02
RD-4-170910	2,75E+06	4,10E+03
RD-4-170911	1,29E+06	5,30E+02
RD-4-170912	1,48E+06	4,30E+02
RD-4-170913	8,05E+05	6,40E+02



## **Anhang 8 – Ergebnisse der Massenbilanzierungen von Spurenstoffe**

### **Anhang 8.1 Massenbilanzen für KA Ratzeburg, Gesamtsystem**

### **Anhang 8.2 Massenbilanzen für Teilsysteme**

Mechanische Vorreinigung (Rechen und Sandfang)

Grobentschlammung/ Vorklärung

Belebungsstufe

Schlammbehandlung

## Anhang 8.1 Massenbilanzen für KA Ratzeburg, Gesamtsystem

Blei (Pb)	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	1,526	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	5,270	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,922	-	-	19	2,940	9	0,812
Übergabe Einhaus	1c	0,159	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,047	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,309	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,080	-	-	17	0,162	-	-
Rechengut	18	0,023	-	-	16	0,046	-	-
Fett	12	0,007	-	-	20	0,004	-	-
Primärschlamm	11	0,445	-	-	-	-	13	0,132
Belebtschlamm	15	13,945	13	7,777	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	5,008	9a	5,944	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,344	9	0,239	-	-	6	0,558
ÜSS eingedickt	20	0,597	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,027
Klärschlamm	5	1,559	-	-	-	-	7	1,954
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,211	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,534	11	0,000	-	-	14	0,041
Trübwasser Schlammwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Cadmium (Cd)	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,106
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,115
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,004	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,002	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,012	-	-	-	-	13	0,015
Belebtschlamm	15	1,504	13	0,667	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,603	9a	1,262	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,041	9	0,051	-	-	6	0,035
ÜSS eingedickt	20	0,083	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,022
Klärschlamm	5	0,082	-	-	-	-	7	0,052
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,023	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,062	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammwässerung			-	-	-	-	16	0,004
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Nickel (Ni)	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	5,310	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	6,493	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	3,171	-	-	19	3,424	9	6,930
Übergabe Einhaus	1c	0,547	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	3,458	10	1,924	-	-	12	1,998
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,015	-	-	18	0,078	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,235	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,108	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	2,591	2	1,827	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	1,444	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,051	-	-	17	0,063	-	-
Rechengut	18	0,045	-	-	16	0,040	-	-
Fett	12	0,004	-	-	20	0,002	-	-
Primärschlamm	11	0,335	-	-	-	-	13	0,140
Belebtschlamm	15	30,692	13	14,786	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	10,234	9a	23,685	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,704	9	0,945	-	-	6	0,697
ÜSS eingedickt	20	0,776	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,267
Klärschlamm	5	1,193	-	-	-	-	7	1,437
Spülabw. Festbett	14	0,437	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,397	-	-	23	0,502	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,180	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,765	-	-	14	0,107
Trübwasser Schlammntwässerung	17	1,171	-	-	-	-	16	0,037
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Quecksilber (Hg)	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,019	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,012	9	0,021
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,001	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,001	-	-	16	0,001	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,001	-	-	-	-	13	0,006
Belebtschlamm	15	0,209	13	0,221	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,107	9a	0,352	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,007	9	0,014	-	-	6	0,010
ÜSS eingedickt	20	0,009	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,031	-	-	-	-	7	0,044
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,003	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Carbamazepin	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	<b>0,311</b>	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	<b>0,215</b>	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	<b>0,181</b>	-	-	19	<b>0,107</b>	9	<b>0,175</b>
Übergabe Einhaus	1c	<b>0,031</b>	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	<b>0,178</b>	10	<b>0,229</b>	-	-	12	<b>0,128</b>
Washwasser Sand/Rechengut	4a	<b>0,002</b>	-	-	18	<b>0,005</b>	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	<b>0,013</b>	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	<b>0,015</b>	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	<b>0,295</b>	2	<b>0,183</b>	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	<b>0,201</b>	-	-	-	-	-	-
Sand	19	<b>0,000</b>	-	-	17	<b>0,000</b>	-	-
Rechengut	18	<b>0,002</b>	-	-	16	<b>0,012</b>	-	-
Fett	12	<b>n.g.</b>	-	-	20	<b>n.g.</b>	-	-
Primärschlamm	11	<b>0,047</b>	-	-	-	-	13	<b>0,018</b>
Belebtschlamm	15	<b>0,459</b>	13	<b>0,472</b>	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	<b>0,167</b>	9a	<b>0,357</b>	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	<b>0,012</b>	9	<b>0,014</b>	-	-	6	<b>0,011</b>
ÜSS eingedickt	20	<b>0,000</b>	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	<b>0,012</b>
Klärschlamm	5	<b>0,020</b>	-	-	-	-	7	<b>0,007</b>
Spülabw. Festbett	14	<b>0,042</b>	-	-	23	<b>0,030</b>	-	-
Spülabw. Filtration	13	<b>0,023</b>	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	<b>0,025</b>	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	<b>0,079</b>	11	<b>0,032</b>	-	-	14	<b>0,010</b>
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	<b>0,002</b>
Abbau Belebungsbecken	-	<b>0,000</b>	-	<b>0,000</b>	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	<b>0,000</b>	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	<b>0,000</b>	-	-	-	-	<b>0,000</b>	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	<b>0,028</b>	-	-	-	-	-	-

Ciprofloxacin	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	<b>0,097</b>	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	<b>0,033</b>	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	<b>0,075</b>	-	-	19	<b>0,055</b>	9	<b>0,294</b>
Übergabe Einhaus	1c	<b>0,013</b>	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	<b>0,012</b>	10	<b>0,066</b>	-	-	12	<b>0,080</b>
Washwasser Sand/Rechengut	4a	<b>0,000</b>	-	-	18	<b>0,000</b>	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	<b>0,001</b>	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	<b>0,001</b>	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	<b>0,028</b>	2	<b>0,013</b>	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	<b>0,009</b>	-	-	-	-	-	-
Sand	19	<b>0,000</b>	-	-	17	<b>0,000</b>	-	-
Rechengut	18	<b>0,000</b>	-	-	16	<b>0,000</b>	-	-
Fett	12	<b>n.g.</b>	-	-	20	<b>n.g.</b>	-	-
Primärschlamm	11	<b>0,007</b>	-	-	-	-	13	<b>0,007</b>
Belebtschlamm	15	<b>0,087</b>	13	<b>0,091</b>	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	<b>0,032</b>	9a	<b>0,184</b>	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	<b>0,002</b>	9	<b>0,007</b>	-	-	6	<b>0,005</b>
ÜSS eingedickt	20	<b>0,000</b>	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	<b>0,001</b>
Klärschlamm	5	<b>0,029</b>	-	-	-	-	7	<b>0,012</b>
Spülabw. Festbett	14	<b>0,004</b>	-	-	23	<b>0,003</b>	-	-
Spülabw. Filtration	13	<b>0,001</b>	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	<b>0,008</b>	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	<b>0,002</b>	11	<b>0,012</b>	-	-	14	<b>0,002</b>
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	<b>0,000</b>
Abbau Belebungsbecken	-	<b>0,002</b>	-	<b>0,020</b>	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	<b>0,010</b>	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	<b>0,002</b>	-	-	-	-	<b>0,003</b>	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	<b>0,004</b>	-	-	-	-	-	-



Coffein	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	31,697	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-	-	-	21	22,093	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	33,686	-	-	19	20,588	9	25,841
Übergabe Einhaus	1c	5,840	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	34,243	10	23,144	-	-	12	32,524
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang		-	-	-	22	0,048	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,002	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,031	2	0,009	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,030	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,002	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,284	-	-	-	-	13	0,288
Belebtschlamm	15	0,024	13	0,070	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,060	9a	0,048	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,004	9	0,002	-	-	6	0,002
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung		-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,004	-	-	23	0,031	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,003	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,002	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	0,007	-	-	14	0,004
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,010	-	-	-	-	16	0,007
Abbau Belebungsbecken		34,289		23,143		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,000		-		-		-
Abbau Faulbehälter		0,283		-		-		0,280
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,000		-		-		-

Diclofenac	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,210	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-	-	-	21	0,148	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,220	-	-	19	0,149	9	0,137
Übergabe Einhaus	1c	0,038	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,198	10	0,127	-	-	12	0,147
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,001	-	-	18	0,002	-	-
Waschabw. Sandfang		-	-	-	22	0,001	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,004	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,173	2	0,159	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,057	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,314	13	0,345	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,127	9a	0,155	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,009	9	0,006	-	-	6	0,008
ÜSS eingedickt	20	0,005	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung		-	-	-	-	-	11	0,009
Klärschlamm	5	0,007	-	-	-	-	7	0,011
Spülabw. Festbett	14	0,017	-	-	23	0,013	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,009	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,005	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	0,018	-	-	14	0,006
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,019	-	-	-	-	16	0,002
Abbau Belebungsbecken		0,049		0,040		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,009		-		-		-
Abbau Faulbehälter		0,005		-		-		0,002
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,080		-		-		-

Gabapentin	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	3,998	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	2,168	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	2,986	-	-	19	2,191	9	2,593
Übergabe Einhaus	1c	0,522	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	2,819	10	2,330	-	-	12	3,124
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,002	-	-	18	0,016	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,015	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,015	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,399	2	0,321	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,188	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,001	-	-	16	0,003	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,038	-	-	-	-	13	0,031
Belebtschlamm	15	0,341	13	0,416	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,147	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,010	9	0,000	-	-	6	0,004
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,019
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,025	-	-	23	0,069	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,019	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,003	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,062	11	0,003	-	-	14	0,008
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	0,004
Abbau Belebungsbecken	-	2,515	-	2,014	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,042	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,001	-	-	-	-	-	0,024
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Ibuprofen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	3,273	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	2,268	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	2,655	-	-	19	1,744	9	1,686
Übergabe Einhaus	1c	0,461	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	2,406	10	2,322	-	-	12	2,092
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,007	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,120	-	-	-	-	13	0,024
Belebtschlamm	15	1,243	13	0,049	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,096	9a	0,055	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,007	9	0,002	-	-	6	0,004
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,007
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,058	11	0,003	-	-	14	0,002
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	2,457	-	2,316	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,068	-	-	-	-	-	0,019
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Iopamidol	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000		-		-		-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-		-	21	0,175		-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000		-	19	0,204	9	0,136
Übergabe Einhaus	1c	0,000		-		-		-
Ablauf GE	10	0,191	10	0,000		-	12	0,151
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000		-	18	0,006		-
Waschabw. Sandfang		-		-	22	0,005		-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,001		-		-		-
Ablauf Nachklärung	2	0,021	2	0,000		-		-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,015		-		-		-
Sand	19	0,000		-	17	0,000		-
Rechengut	18	0,000		-	16	0,000		-
Fett	12	n.g.		-	20	n.g.		-
Primärschlamm	11	0,000		-		-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000		-		-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000		-		-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000		-	6	0,005
ÜSS eingedickt	20	0,000		-		-		-
ÜSS Nachfällung		-		-		-	11	0,004
Klärschlamm	5	0,000		-		-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,003		-		-		-
Spülabw. Filtration	13	0,002		-	23	0,077		-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,001		-		-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	0,000		-	14	0,005
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000		-		-	16	0,001
Abbau Belebungsbecken		0,189		0,001		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,000		-		-		-
Abbau Faulbehälter		0,000		-		-		0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,000		-		-		-

Metformin	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	43,749		-		-		-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-		-	21	24,925		-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	44,137		-	19	24,757	9	27,518
Übergabe Einhaus	1c	7,672		-		-		-
Ablauf GE	10	44,638	10	31,083		-	12	34,616
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,001		-	18	0,003		-
Waschabw. Sandfang		-		-	22	0,097		-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,011		-		-		-
Ablauf Nachklärung	2	0,185	2	0,071		-		-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,141		-		-		-
Sand	19	0,000		-	17	0,000		-
Rechengut	18	0,040		-	16	0,047		-
Fett	12	n.g.		-	20	n.g.		-
Primärschlamm	11	0,441		-		-	13	0,313
Belebtschlamm	15	0,051	13	0,082		-		-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,023	9a	0,031		-		-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,002	9	0,001		-	6	0,002
ÜSS eingedickt	20	0,000		-		-		-
ÜSS Nachfällung		-		-		-	11	0,003
Klärschlamm	5	0,000		-		-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,023		-		-		-
Spülabw. Filtration	13	0,015		-	23	0,047		-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,001		-		-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	0,005		-	14	0,002
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,008		-		-	16	0,001
Abbau Belebungsbecken		44,618		31,016		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,007		-		-		-
Abbau Faulbehälter		0,445		-		-		0,312
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,000		-		-		-

Metoprolol	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	1,446	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	1,174	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	1,293	-	-	19	0,683	9	0,913
Übergabe Einhaus	1c	0,225	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	1,216	10	0,972	-	-	12	0,875
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,001	-	-	18	0,014	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,038	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,010	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,461	2	0,481	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,131	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,023	-	-	16	0,006	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,064	-	-	-	-	13	0,057
Belebtschlamm	15	0,767	13	1,364	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,289	9a	0,302	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,020	9	0,012	-	-	6	0,015
ÜSS eingedickt	20	0,004	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,019
Klärschlamm	5	0,041	-	-	-	-	7	0,017
Spülabw. Festbett	14	0,005	-	-	23	0,070	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,009	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,019	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,095	11	0,015	-	-	14	0,015
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	0,004
Abbau Belebungsbecken	-	0,844	-	0,513	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,309	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,037	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,006	-	-	-	-	-	-

Oxytetracyclin	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Sulfamethoxazol	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,255	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,064	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,211	-	-	19	0,046	9	0,133
Übergabe Einhaus	1c	0,037	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,143	10	0,154	-	-	12	0,170
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,001	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,003	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,078	2	0,071	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,046	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,096	13	0,088	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,051	9a	0,027	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,004	9	0,001	-	-	6	0,003
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,006
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,012	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,002	-	-	23	0,001	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,001
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,003	-	-	-	-	16	0,001
Abbau Belebungsbecken	-	0,101	-	0,082	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,015	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,004	-	-	-	-	-	0,001
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,004	-	-	-	-	-	-

Trimethoprim	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,040	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,018	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,033	-	-	19	0,023	9	0,033
Übergabe Einhaus	1c	0,006	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,033	10	0,027	-	-	12	0,039
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,026	2	0,005	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,004	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,045	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,001
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	23	0,002	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,019	-	0,022	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,021	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Aclonifen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Bifenox	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Cybutryn (Irgarol)	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Cypermethrin	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,003	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Dichlorvos	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	-	-	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Dicofol	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	-	-	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-



Diuron	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000		-		-		-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-		-	21	0,000		-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000		-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000		-		-		-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000		-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000		-	18	0,000		-
Waschabw. Sandfang		-		-	22	0,000		-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000		-		-		-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,002		-		-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000		-		-		-
Sand	19	0,000		-	17	0,000		-
Rechengut	18	0,000		-	16	0,000		-
Fett	12	n.g.		-	20	n.g.		-
Primärschlamm	11	0,000		-		-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000		-		-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000		-		-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000		-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000		-		-		-
ÜSS Nachfällung		-		-		-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000		-		-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000		-		-		-
Spülabw. Filtration	13	0,000		-	23	0,000		-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,000		-		-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	0,000		-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000		-		-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken		0,000		0,000		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,000		-		-		-
Abbau Faulbehälter		0,000		-		-		0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,000		-		-		-

Glyphosat	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,209		-		-		-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-		-	21	0,746		-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,168		-	19	0,283	9	0,369
Übergabe Einhaus	1c	0,029		-		-		-
Ablauf GE	10	0,153	10	1,749		-	12	0,228
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000		-	18	0,008		-
Waschabw. Sandfang		-		-	22	0,009		-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,003		-		-		-
Ablauf Nachklärung	2	0,109	2	0,862		-		-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,038		-		-		-
Sand	19	0,000		-	17	0,000		-
Rechengut	18	0,002		-	16	0,006		-
Fett	12	n.g.		-	20	n.g.		-
Primärschlamm	11	0,027		-		-	13	0,093
Belebtschlamm	15	4,340	13	62,074		-		-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	1,134	9a	33,097		-		-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,078	9	1,347		-	6	0,188
ÜSS eingedickt	20	0,061		-		-		-
ÜSS Nachfällung		-		-		-	11	0,050
Klärschlamm	5	0,192		-		-	7	0,196
Spülabw. Festbett	14	0,019		-		-		-
Spülabw. Filtration	13	0,042		-	23	0,073		-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,411		-		-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	1,454		-	14	0,018
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,052		-		-	16	0,010
Abbau Belebungsbecken		0,080		1,406		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,010		-		-		-
Abbau Faulbehälter		-0,137		-		-		0,100
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,000		-		-		-

Imidacloprid	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,001	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,017	2	0,006	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,010	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,001
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,002	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,001	-	-	23	0,001	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,003	-	-	-	-	-	-

Isoproturon	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,004	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,004	9	0,004
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,004
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,002	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,017	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,001	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	23	0,004	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,001	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,001	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Quinoxifen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Terbuthylazin	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Terbutryn	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,000	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,000	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,010	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,005	2	0,005	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,002	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,019	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,005
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,001	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Triclosan	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,054	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,051	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,080	-	-	19	0,041	9	0,131
Übergabe Einhaus	1c	0,014	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,033	10	0,039	-	-	12	0,063
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,003	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,009	2	0,004	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,001	-	-	16	0,001	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,050	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,030	13	0,097	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,046	9a	0,177	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,003	9	0,007	-	-	6	0,010
ÜSS eingedickt	20	0,010	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,001
Klärschlamm	5	0,038	-	-	-	-	7	0,069
Spülabw. Festbett	14	0,001	-	-	23	0,001	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,001	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,001	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,003	-	-	14	0,002
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,004	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,026	-	0,016	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,007	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,011	-	-	-	-	0,002	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Acenaphthen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,005	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,045	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,003	-	-	19	0,003	9	0,002
Übergabe Einhaus	1c	0,001	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,002	10	0,001	-	-	12	0,002
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,001	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,001	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,004	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,001
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,001	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Acenaphthylen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,011	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,004	9	0,004
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,001	10	0,004	-	-	12	0,003
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,001	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,001	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,001	-	-	-	-	13	0,001
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,002	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,005	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,006	-	-	-	-	7	0,001
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Anthracen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,003	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,023	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,003	-	-	19	0,007	9	0,001
Übergabe Einhaus	1c	0,001	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,002	10	0,001	-	-	12	0,002
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,001	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,001	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,001	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,001	-	-	-	-	13	0,001
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,006	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,001
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,001	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Benzo[a]anthracen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,006	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,002	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,003	-	-	19	0,001	9	0,002
Übergabe Einhaus	1c	0,001	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,003	10	0,002	-	-	12	0,002
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,001	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,008	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,015	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,001	-	-	6	0,001
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,005	-	-	-	-	7	0,001
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,003	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Benzo[a]pyren	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,006	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,048	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,003	-	-	19	0,004	9	0,003
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,001	-	-	12	0,001
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,002	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,001	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,002	13	0,002	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,007	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,001
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,003	-	-	-	-	7	0,001
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Benzo[b]fluoranthen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,007	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,043	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,002	-	-	19	0,004	9	0,003
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,001	-	-	12	0,001
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,002	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,001	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,002	13	0,002	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,007	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,001
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,003	-	-	-	-	7	0,001
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Benzo[ghi]perylen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,008	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,028	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,002	9	0,002
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,001	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,001	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,002	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,006	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,003	-	-	-	-	7	0,001
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Benzo[k]fluoranthren	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,001	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,024	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,002	9	0,001
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Washwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Washabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,001	-	-
Washwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,004	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,002	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-			-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	17	0,000	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung			-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-



Chrysen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,007	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,070	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,005	-	-	19	0,007	9	0,003
Übergabe Einhaus	1c	0,001	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,005	10	0,003	-	-	12	0,003
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,004	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,002	-	-	-	-	13	0,001
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,012	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,001	9a	0,020	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,001	-	-	6	0,001
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,006	-	-	-	-	7	0,001
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	-0,004	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Dibenzo[ah]anthracen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,002	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,002	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,001	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,000	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,001	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	-	-	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Fluoranthen	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,027	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,186	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,019	-	-	19	0,024	9	0,011
Übergabe Einhaus	1c	0,003	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,014	10	0,009	-	-	12	0,009
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,005	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,002	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,001	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,006	-	-	-	-	13	0,001
Belebtschlamm	15	0,004	13	0,038	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,002	9a	0,083	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,003	-	-	6	0,005
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,009	-	-	-	-	7	0,004
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,001	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,001	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,001	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	-0,003	-	-	-	-	0,000	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Fluoren	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,005	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,019	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,003	-	-	19	0,004	9	0,002
Übergabe Einhaus	1c	0,001	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,003	10	0,001	-	-	12	0,004
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,001	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,002	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,009	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,001
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,002	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,003	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,001	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Indeno[1,2,3-cd]pyren	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,006	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,017	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000	-	-	19	0,001	9	0,001
Übergabe Einhaus	1c	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000	-	-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,001	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,000	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,004	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000	-	-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,001	-	-	-	-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	-	0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Naphthalin	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,041	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,101	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,028	-	-	19	0,077	9	0,023
Übergabe Einhaus	1c	0,005	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,023	10	0,019	-	-	12	0,028
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,007	-	-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,001	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,003	-	-	-	-	13	0,005
Belebtschlamm	15	0,007	13	0,003	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,002	9a	0,018	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,001	-	-	6	0,001
ÜSS eingedickt	20	0,003	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,006	-	-	-	-	7	0,004
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,000	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,023	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	-0,003	-	-	-	-	-	0,002
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Phenanthren	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,051	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,142	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,041	-	-	19	0,038	9	0,017
Übergabe Einhaus	1c	0,007	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,029	10	0,020	-	-	12	0,019
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,006	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,001	2	0,008	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,001	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,001	-	-	16	0,001	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,011	-	-	-	-	13	0,003
Belebtschlamm	15	0,018	13	0,039	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,008	9a	0,086	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,001	9	0,004	-	-	6	0,006
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,014	-	-	-	-	7	0,006
Spülabw. Festbett	14	0,013	-	-	23	0,001	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,001	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,002	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,002	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	-0,001	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	-0,003	-	-	-	-	0,003	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	-0,001	-	-	-	-	-	-

Pyren	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,022	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,124	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,016	-	-	19	0,019	9	0,008
Übergabe Einhaus	1c	0,003	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,012	10	0,007	-	-	12	0,007
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,000	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,004	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,000	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,000	-	-	16	0,001	-	-
Fett	12	0,000	-	-	20	0,000	-	-
Primärschlamm	11	0,005	-	-	-	-	13	0,001
Belebtschlamm	15	0,004	13	0,044	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,001	9a	0,100	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,004	-	-	6	0,004
ÜSS eingedickt	20	0,001	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,007	-	-	-	-	7	0,003
Spülabw. Festbett	14	0,000	-	-	23	0,000	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,000	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,000	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,001	-	-	14	0,000
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,001	-	-	-	-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken	-	0,000	-	0,000	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	-0,003	-	-	-	-	0,001	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Σ PAK's (EPA)	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,196	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-		-	21	0,901		-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,123		-	19	0,200	9	0,077
Übergabe Einhaus	1c	0,022		-		-		-
Ablauf GE	10	0,093	10	0,067		-	12	0,073
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000		-	18	0,000		-
Waschabw. Sandfang		-		-	22	0,039		-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000		-		-		-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,011		-		-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000		-		-		-
Sand	19	0,001		-	17	0,002		-
Rechengut	18	0,002		-	16	0,004		-
Fett	12	0,001		-	20	0,000		-
Primärschlamm	11	0,036		-		-	13	0,014
Belebtschlamm	15	0,036	13	0,148		-		-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,013	9a	0,373		-		-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,001	9	0,015		-	6	0,023
ÜSS eingedickt	20	0,016		-		-		-
ÜSS Nachfällung		-		-		-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,067		-		-	7	0,022
Spülabw. Festbett	14	0,000		-		-		-
Spülabw. Filtration	13	0,001		-	23	0,001		-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,001		-		-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	0,004		-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,004		-		-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken		0,098		0,000		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,000		-		-		-
Abbau Faulbehälter		-0,034		-		-		0,012
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,000		-		-		-

Acesulfam-K	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	20,299	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-		-	21	10,740		-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	16,889		-	19	9,469	9	9,245
Übergabe Einhaus	1c	2,929		-		-		-
Ablauf GE	10	16,057	10	13,550		-	12	11,797
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,001		-	18	0,004		-
Waschabw. Sandfang		-		-	22	0,013		-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,004		-		-		-
Ablauf Nachklärung	2	0,079	2	0,146		-		-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,049		-		-		-
Sand	19	0,000		-	17	0,000		-
Rechengut	18	0,001		-	16	0,001		-
Fett	12	n.g.		-	20	n.g.		-
Primärschlamm	11	0,218		-		-	13	0,100
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,059		-		-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,000		-		-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000		-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000		-		-		-
ÜSS Nachfällung		-		-		-	11	0,006
Klärschlamm	5	0,000		-		-	7	0,000
Spülabw. Festbett	14	0,009		-		-		-
Spülabw. Filtration	13	0,006		-	23	0,021		-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,000		-		-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	0,000		-	14	0,001
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,070		-		-	16	0,001
Abbau Belebungsbecken		16,062		13,404		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,000		-		-		-
Abbau Faulbehälter		0,152		-		-		0,098
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,016		-		-		-

Bisphenol A	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,186	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	0,353	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,160	-	-	19	0,188	9	0,277
Übergabe Einhaus	1c	0,028	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	0,156	10	0,190	-	-	12	0,130
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000	-	-	18	0,001	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,015	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,001	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	0,038	2	0,019	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,014	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,001	-	-	16	0,003	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,369	-	-	-	-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,361	13	0,064	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,042	9a	0,080	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,003	9	0,003	-	-	6	0,002
ÜSS eingedickt	20	0,000	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,001
Klärschlamm	5	0,024	-	-	-	-	7	0,030
Spülabw. Festbett	14	0,008	-	-	23	0,007	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,006	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,003	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,006	-	-	14	0,001
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,012	-	-	-	-	16	0,001
Abbau Belebungsbecken	-	0,141	-	0,178	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,338	-	-	-	-	0,002	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,000	-	-	-	-	-	-

Benzotriazol	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	3,472	-	-	-	-	-	-
Zulauf vor Rechen, vermischt	-	-	-	-	21	2,859	-	-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	3,308	-	-	19	2,597	9	2,567
Übergabe Einhaus	1c	0,574	-	-	-	-	-	-
Ablauf GE	10	2,816	10	2,515	-	-	12	2,811
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,004	-	-	18	0,064	-	-
Waschabw. Sandfang	-	-	-	-	22	0,051	-	-
Waschwasser Schlamm.	4b	0,025	-	-	-	-	-	-
Ablauf Nachklärung	2	1,261	2	1,111	-	-	-	-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,335	-	-	-	-	-	-
Sand	19	0,000	-	-	17	0,000	-	-
Rechengut	18	0,001	-	-	16	0,000	-	-
Fett	12	n.g.	-	-	20	n.g.	-	-
Primärschlamm	11	0,061	-	-	-	-	13	0,035
Belebtschlamm	15	2,999	13	1,969	-	-	-	-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,958	9a	0,525	-	-	-	-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,067	9	0,021	-	-	6	0,114
ÜSS eingedickt	20	0,013	-	-	-	-	-	-
ÜSS Nachfällung	-	-	-	-	-	-	11	0,127
Klärschlamm	5	0,033	-	-	-	-	7	0,010
Spülabw. Festbett	14	0,042	-	-	23	0,397	-	-
Spülabw. Filtration	13	0,029	-	-	-	-	-	-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.	-	-	12	0,031	-	-	-	-
Trübwasser ÜS-Eindickung	-	-	11	0,053	-	-	14	0,092
Trübwasser Schlammmentwässerung	17	0,162	-	-	-	-	16	0,025
Abbau Belebungsbecken	-	1,721	-	1,466	-	-	-	-
Abbau Festbettreaktor	-	0,000	-	-	-	-	-	-
Abbau Faulbehälter	-	0,000	-	-	-	-	0,022	-
Photolyse (UV-Desinfektion)	-	0,051	-	-	-	-	-	-

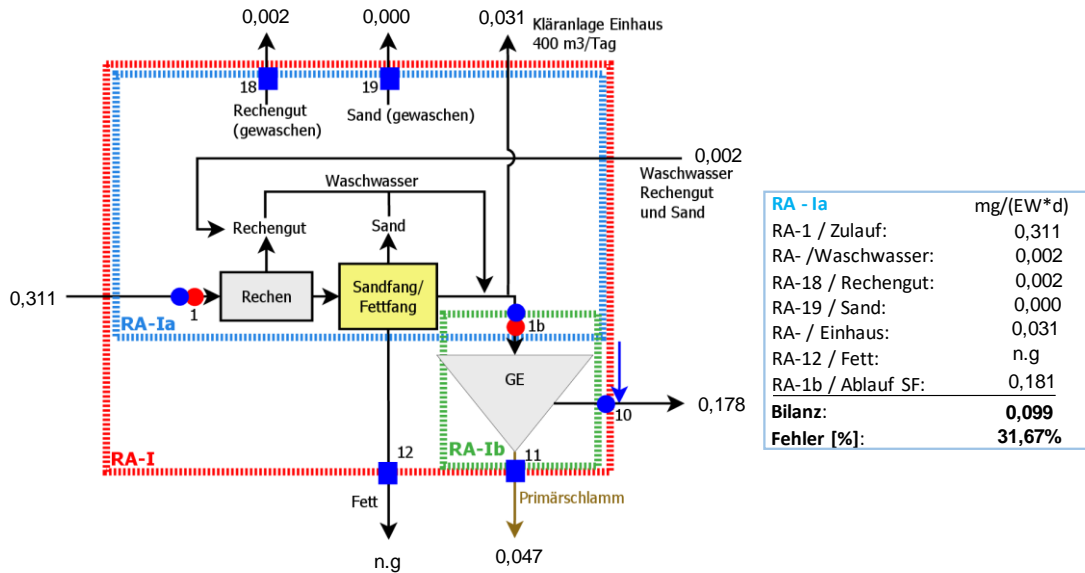
PFOS	Ratzeburg		Bad Segeberg		Ahrensburg		Rendsburg	
	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]	Proben-Nr.	[mg/(EW*d)]
Zulauf vor Rechen	1	0,000		-		-		-
Zulauf vor Rechen, vermischt		-		-	21	0,079		-
Zulauf GE (=Ablauf SF)	1b	0,000		-	19	0,078	9	0,000
Übergabe Einhaus	1c	0,000		-		-		-
Ablauf GE	10	0,000	10	0,000		-	12	0,000
Waschwasser Sand/Rechengut	4a	0,000		-	18	0,003		-
Waschabw. Sandfang		-		-	22	0,002		-
Waschwasser Schlammnt.	4b	0,000		-		-		-
Ablauf Nachklärung	2	0,000	2	0,000		-		-
Ablauf UV-Desinfektion	4	0,000		-		-		-
Sand	19	0,000		-	17	0,000		-
Rechengut	18	0,000		-	16	0,000		-
Fett	12	n.g.		-	20	n.g.		-
Primärschlamm	11	0,000		-		-	13	0,000
Belebtschlamm	15	0,000	13	0,000		-		-
Rücklaufschlamm (RLS)	16a	0,000	9a	0,006		-		-
Überschussschlamm (ÜSS)	16	0,000	9	0,000		-	6	0,000
ÜSS eingedickt	20	0,000		-		-		-
ÜSS Nachfällung		-		-		-	11	0,000
Klärschlamm	5	0,000		-		-	7	0,001
Spülabw. Festbett	14	0,000		-		-		-
Spülabw. Filtration	13	0,000		-	23	0,018		-
Klarwasser Trübwasser-Nachkl.		-	12	0,000		-		-
Trübwasser ÜS-Eindickung		-	11	0,000		-	14	0,000
Trübwasser Schlammntwässerung	17	0,000		-		-	16	0,000
Abbau Belebungsbecken		0,000		0,000		-		-
Abbau Festbettreaktor		0,000		-		-		-
Abbau Faulbehälter		0,000		-		-		0,000
Photolyse (UV-Desinfektion)		0,000		-		-		-

## Anhang 8.2 Massenbilanzen für Teilsysteme

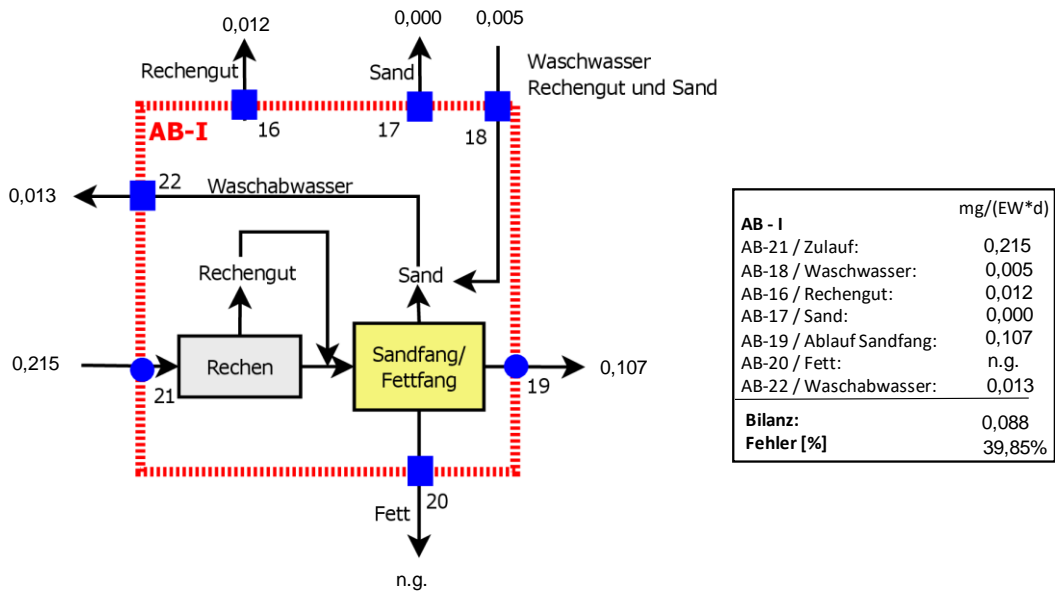
### Mechanische Vorreinigung

Nicht sorptive und nicht abbaubare Stoffe - Stoffgruppe I, hier: Carbamazepin

#### Carbamazepin



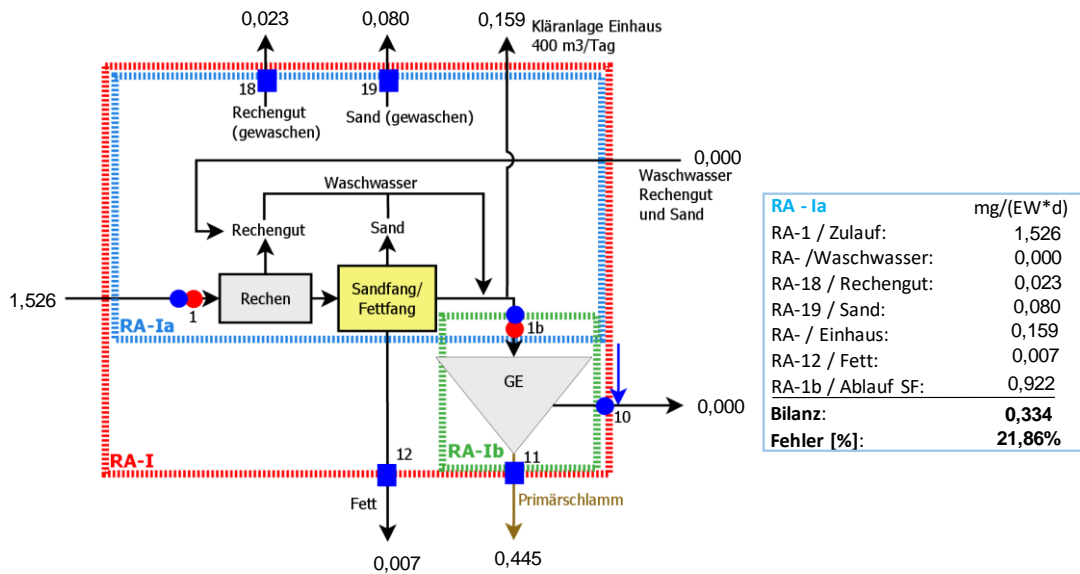
#### Carbamazepin



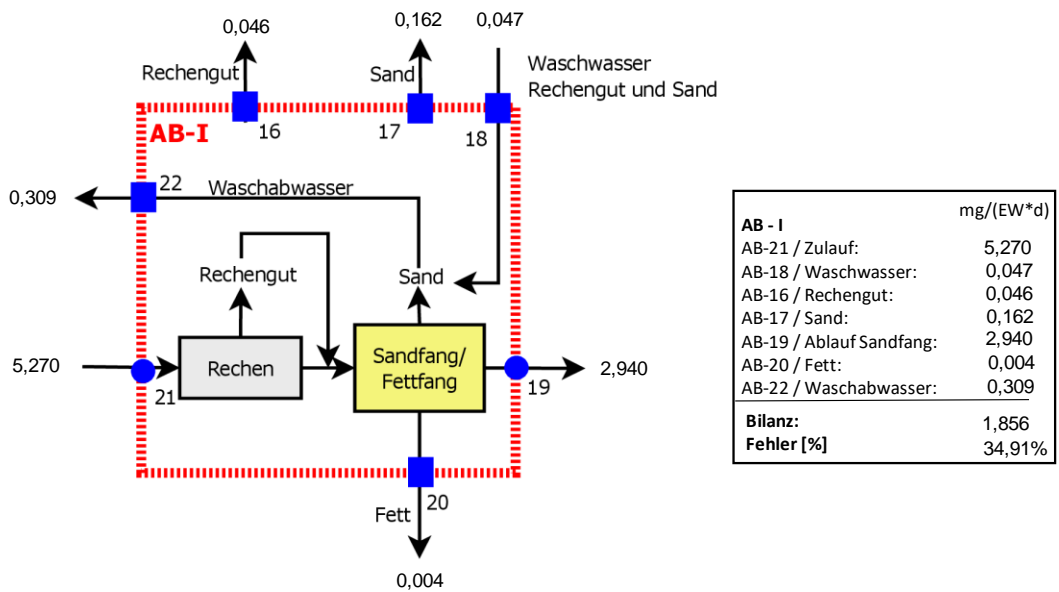


Sorptive, nicht abbaubare Stoffe – Stoffgruppe II, hier: Blei

Blei (Pb)

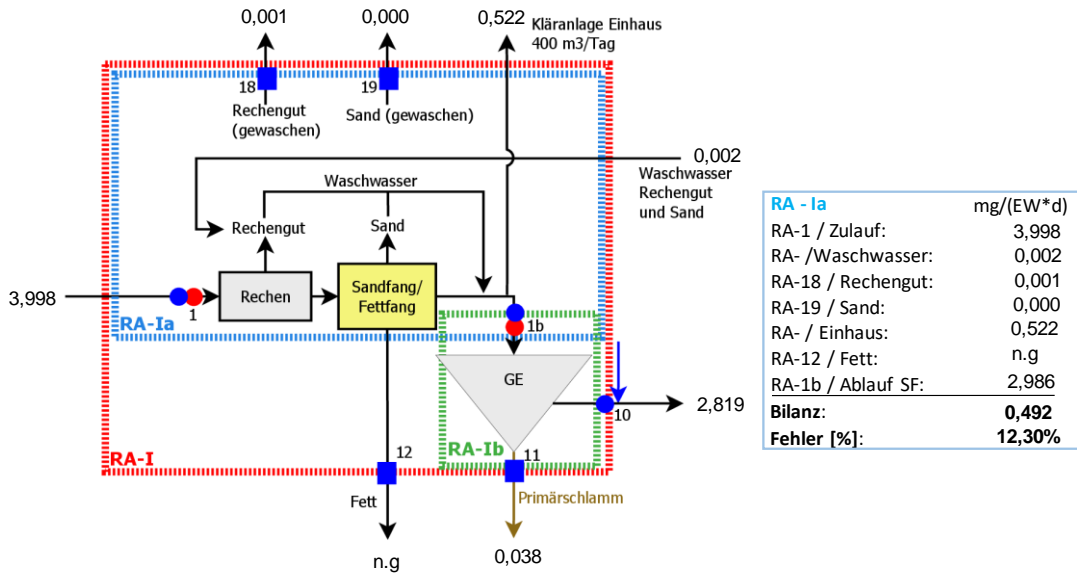


Blei (Pb)

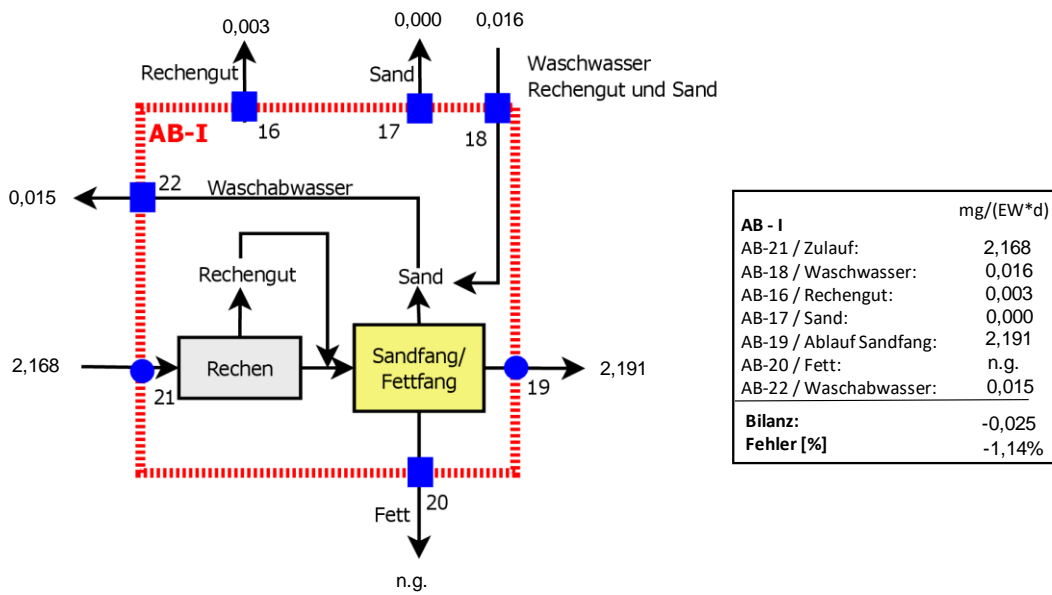


Nicht-sorptive, mäßig abbaubare Stoffe – Stoffgruppe III., hier: Gabapentin

Gabapentin

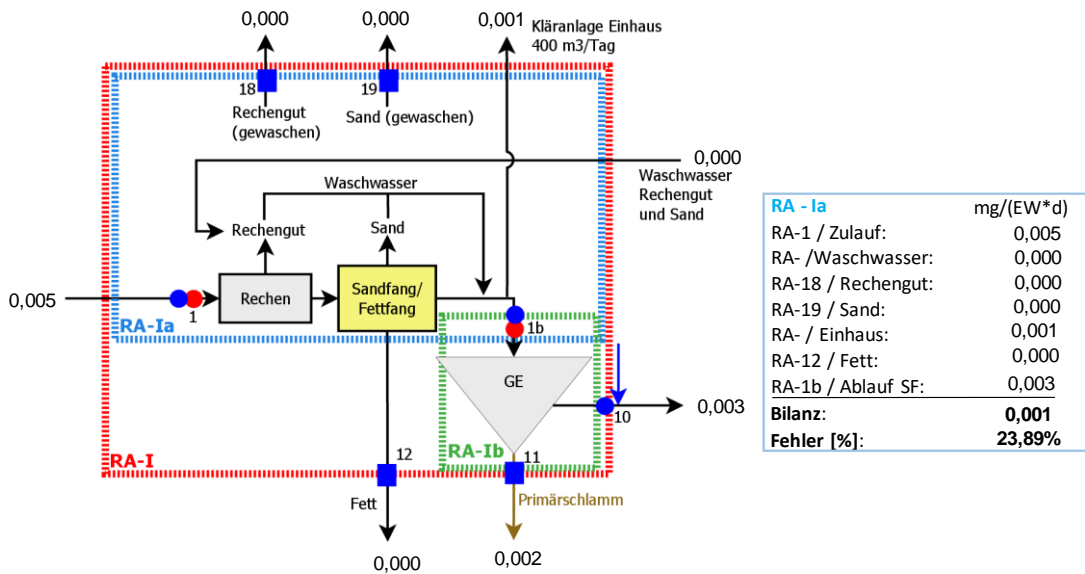


Gabapentin

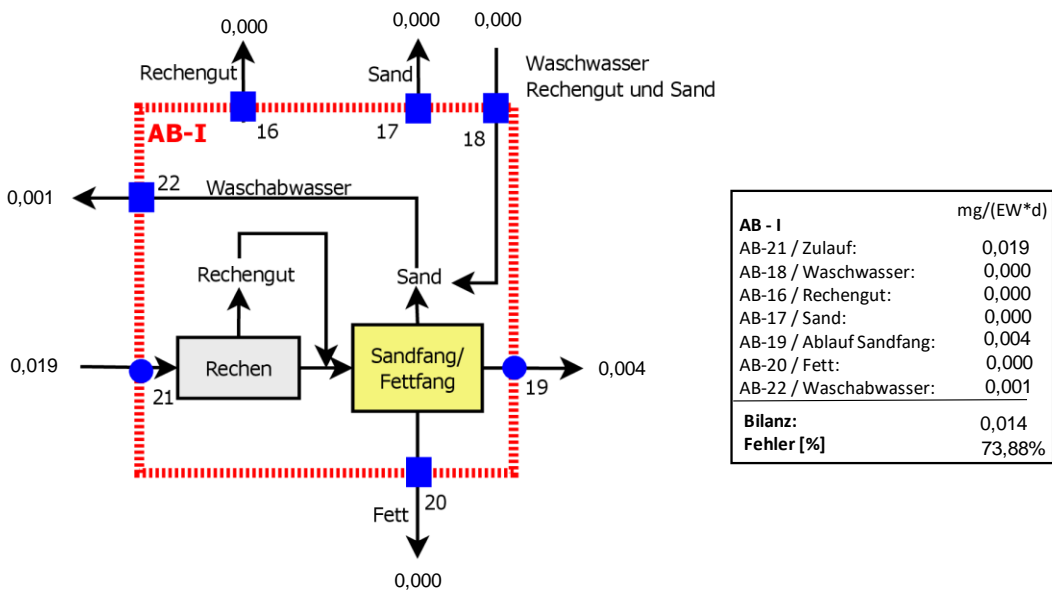


Sorptive, mäßig abbaubare Stoffe – Stoffgruppe IV, hier: Flouren

Flouren

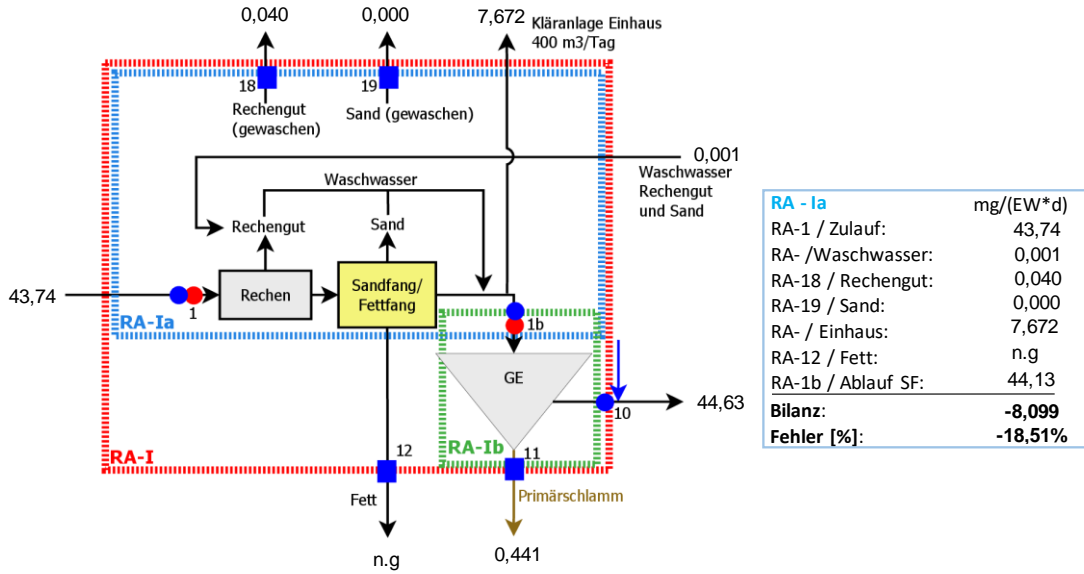


Flouren

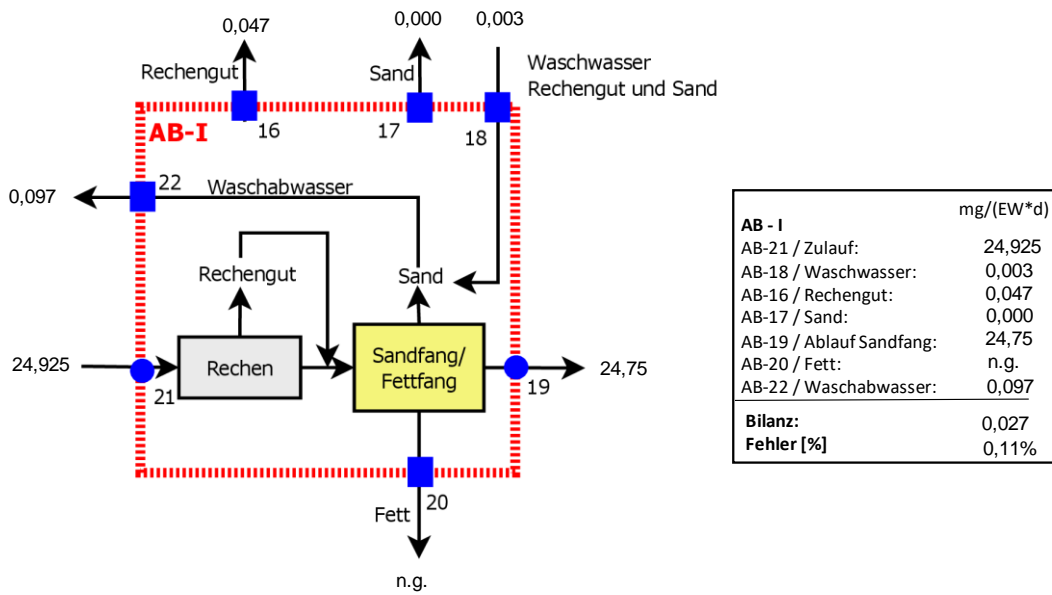


Biologisch gut abbaubare Stoffe – Stoffgruppe V, hier: Metformin

Metformin



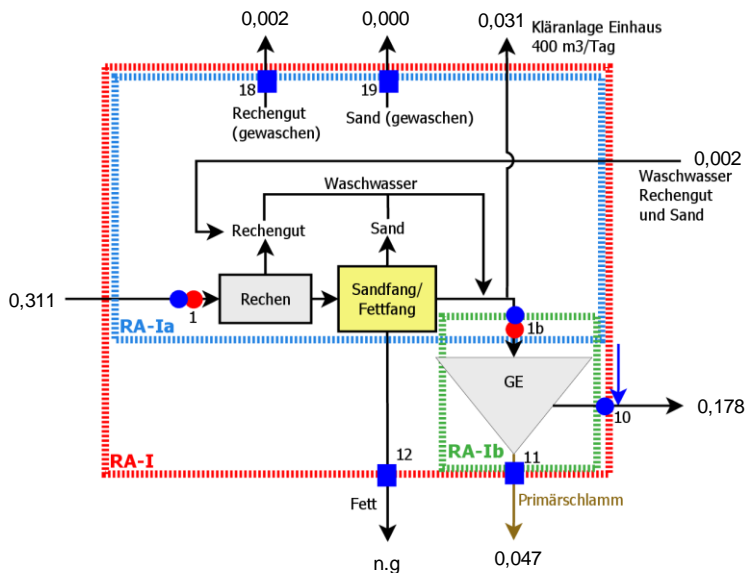
Metformin



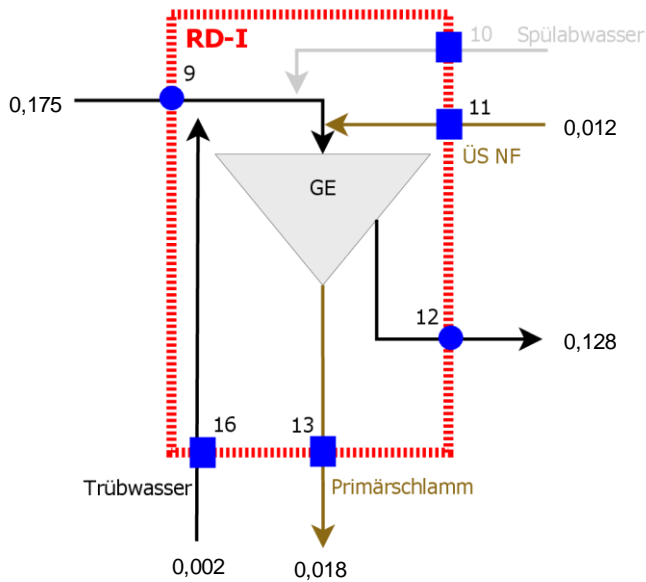
Grobentschlammung

Nicht sorptive und nicht abbaubare Stoffe - Stoffgruppe I, hier: Carbamazepin

Carbamazepin

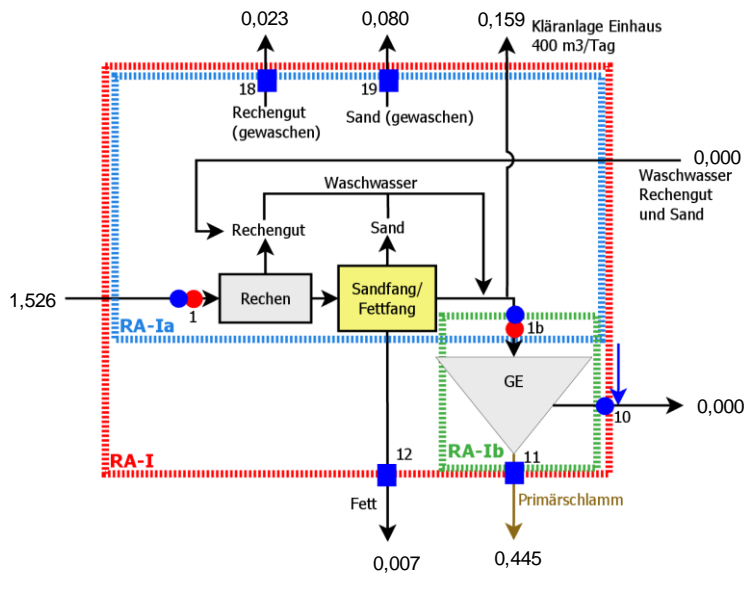


Carbamazepin

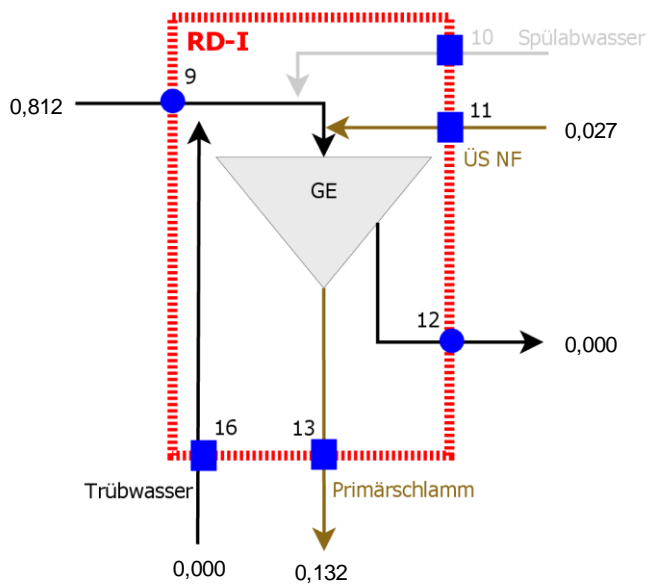


Sorptive, nicht abbaubare Stoffe – Stoffgruppe II, hier: Blei

Blei (Pb)



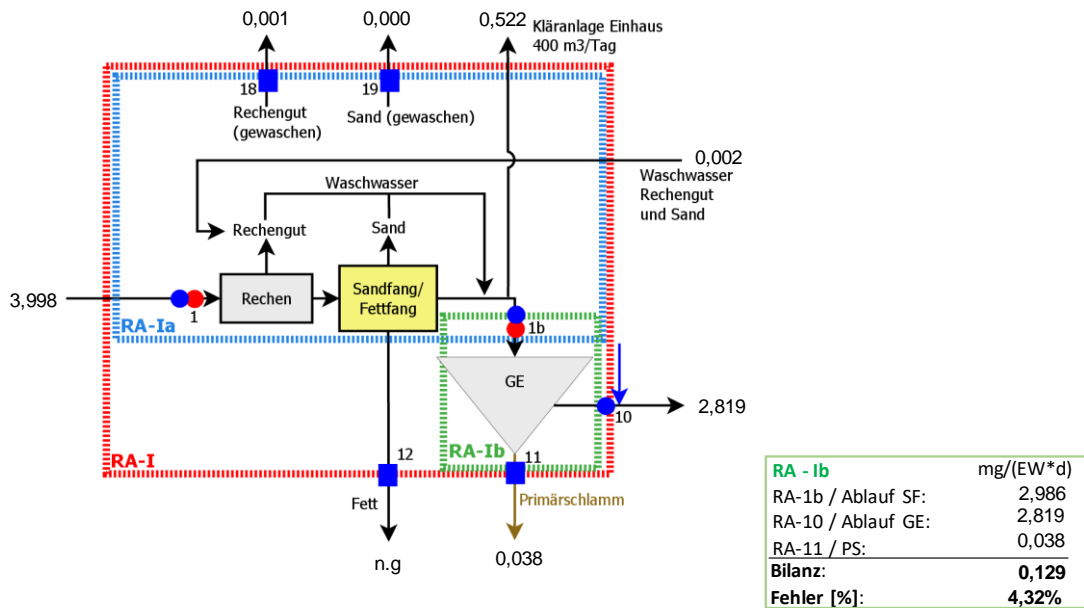
Blei



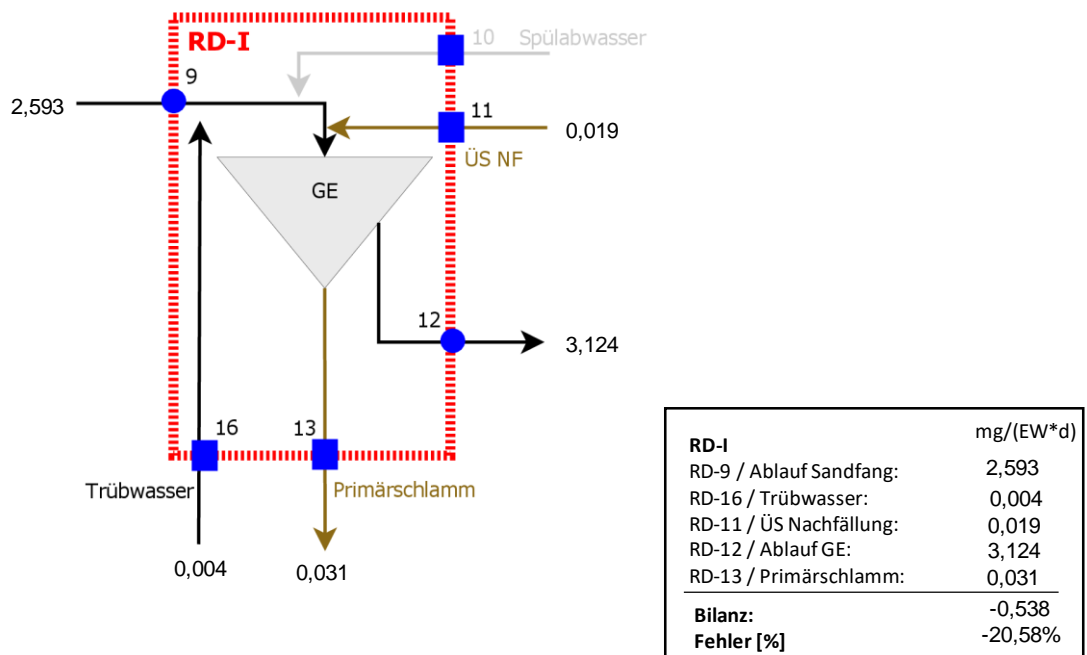
RD-I	mg/(EW*d)
RD-9 / Ablauf Sandfang:	0,812
RD-16 / Trübwasser:	0,000
RD-11 / ÜS Nachfällung:	0,027
RD-12 / Ablauf GE:	0,000
RD-13 / Primärschlamm:	0,132
<b>Bilanz:</b>	<b>0,707</b>
<b>Fehler [%]</b>	<b>84,25%</b>

Nicht-sorptive, mäßig abbaubare Stoffe – Stoffgruppe III., hier: Gabapentin

Gabapentin

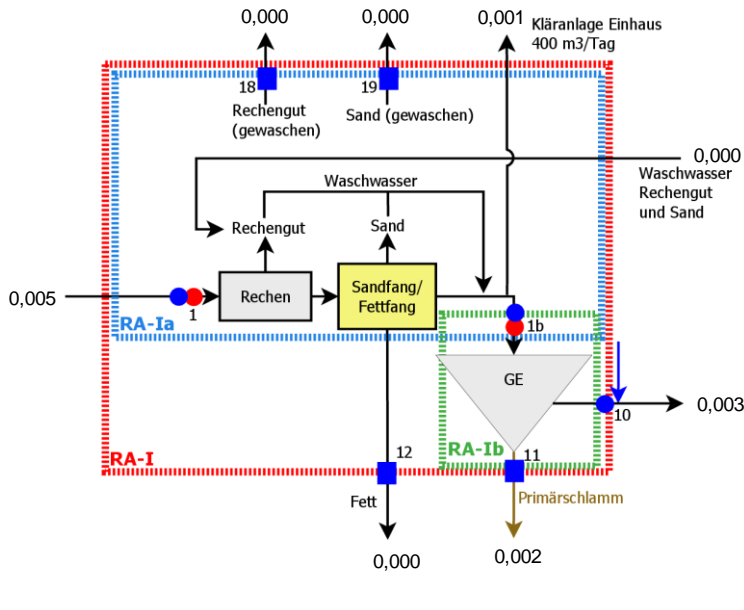


Gabapentin

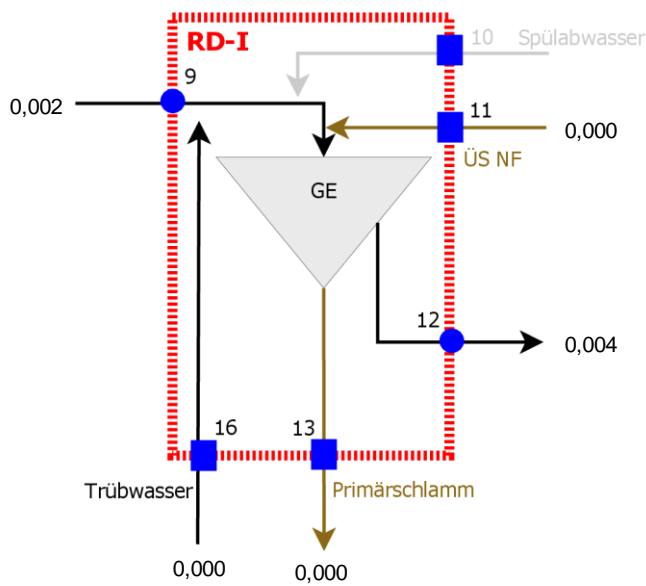


Sorptive, mäßig abbaubare Stoffe – Stoffgruppe IV, hier: Fluoren

Fluoren



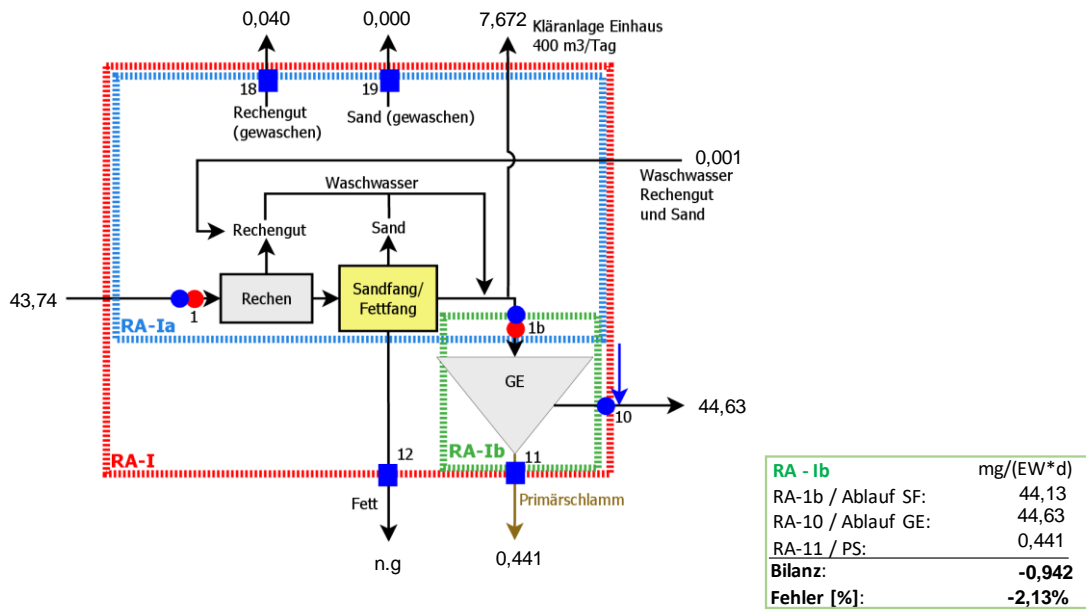
Fluoren



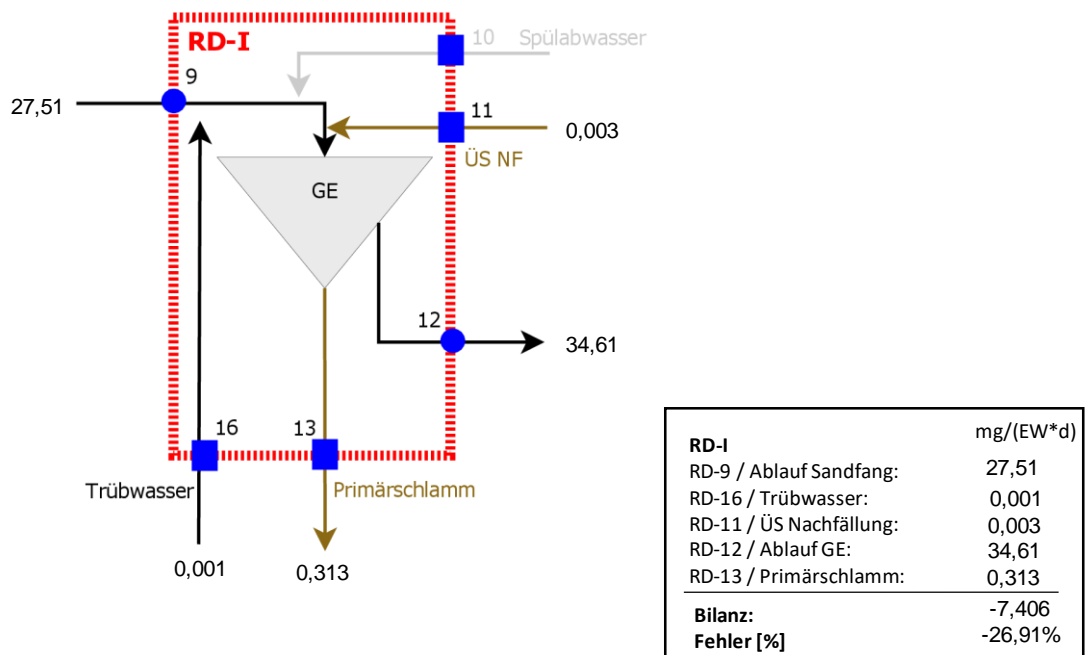


Biologisch gut abbaubare Stoffe – Stoffgruppe V, hier: Metformin

Metformin



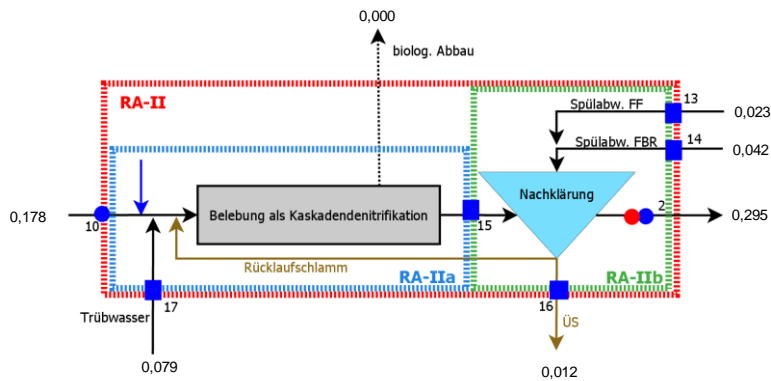
Metformin



Belebung

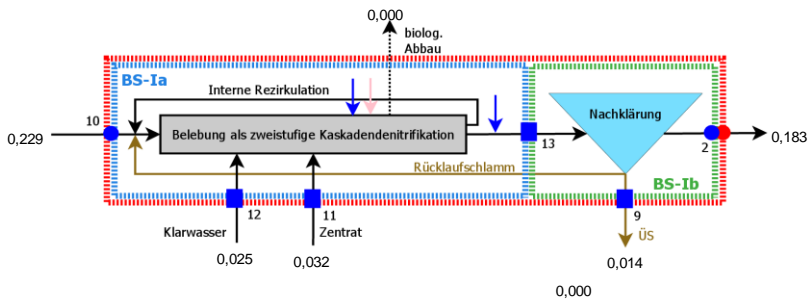
Nicht sorptive und nicht abbaubare Stoffe - Stoffgruppe I, hier: Carbamazepin

Carbamazepin



RA - II	mg/(EW*d)
RA-10 / Ablauf GE:	0,178
RA-17 / Trübwasser:	0,079
RA-13 / Spülabw. FF:	0,023
RA-14 / Spülabw. FBR:	0,042
RA-16 / ÜS:	0,012
RA-2 / Ablauf NK:	0,295
Abbau Biologie:	0,000
Fehler:	0,016
Fehler [%]:	4,84%

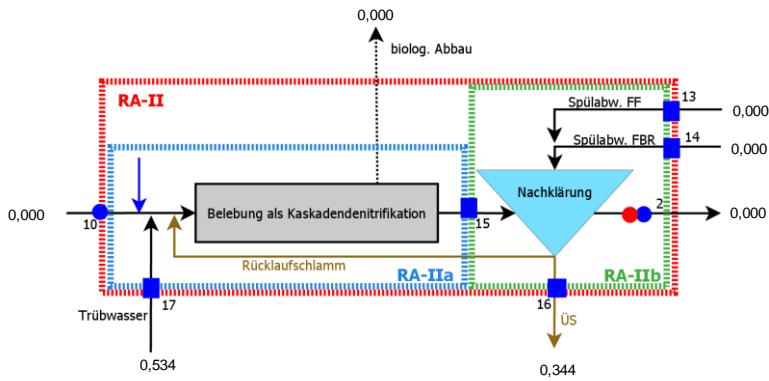
Carbamazepin



BS-I	mg/(EW*d)
BS-10 / Ablauf GE:	0,229
BS-12 / Klarwasser:	0,025
BS-11 / Zentrat:	0,032
BS-9 / ÜS:	0,014
BS-2 / Ablauf NK:	0,183
Abbau Belebungsbecken:	0,000
Fehler abs.:	0,089
Fehler [%]	30,96%

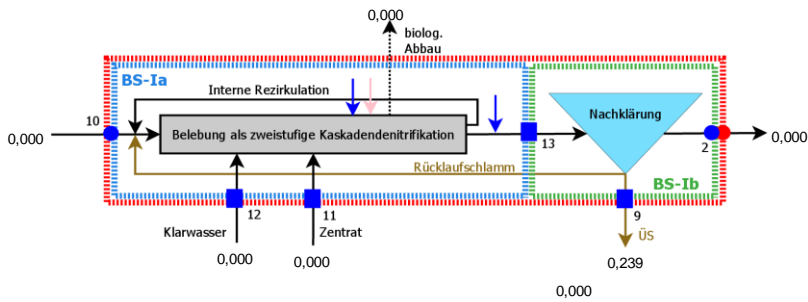
Sorptive, nicht abbaubare Stoffe – Stoffgruppe II, hier: Blei

Blei (Pb)



RA - II	mg/(EW*d)
RA-10 / Ablauf GE:	0,000
RA-17 / Trübwasser:	0,534
RA-13 / Spülabw. FF:	0,000
RA-14 / Spülabw. FBR:	0,000
RA-16 / ÜS:	0,344
RA-2 / Ablauf NK:	0,000
Abbau Biologie:	0,000
<b>Fehler:</b>	<b>0,190</b>
<b>Fehler [%]:</b>	<b>35,65%</b>

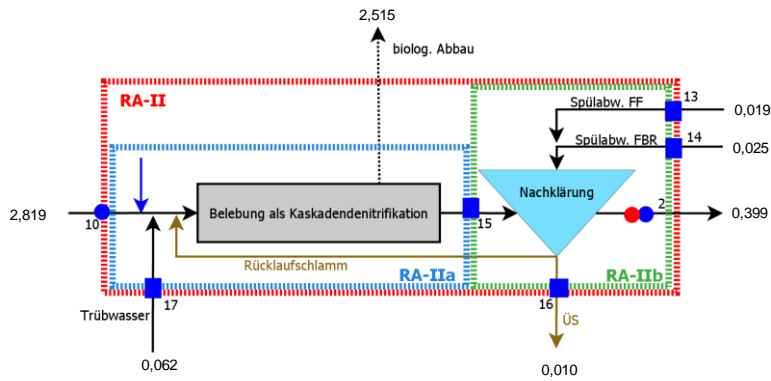
Blei (Pb)



BS-I	mg/(EW*d)
BS-10 / Ablauf GE:	0,000
BS-12 / Klarwasser:	0,000
BS-11 / Zenträt:	0,000
BS-9 / ÜS:	0,239
BS-2 / Ablauf NK:	0,000
Abbau Belebungsbecken:	0,000
<b>Fehler abs.:</b>	<b>-0,239</b>
<b>Fehler [%]</b>	

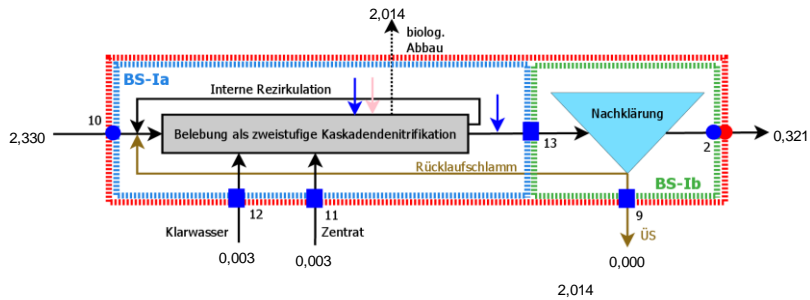
Nicht-sorptive, mäßig abbaubare Stoffe – Stoffgruppe III., hier: Gabapentin

Gabapentin



RA - II	mg/(EW*d)
RA-10 / Ablauf GE:	2,819
RA-17 / Trübwasser:	0,062
RA-13 / Spülabw. FF:	0,019
RA-14 / Spülabw. FBR:	0,025
RA-16 / ÜS:	0,010
RA-2 / Ablauf NK:	0,399
Abbau Biologie:	2,515
Fehler:	0,000
Fehler [%]:	0,00%

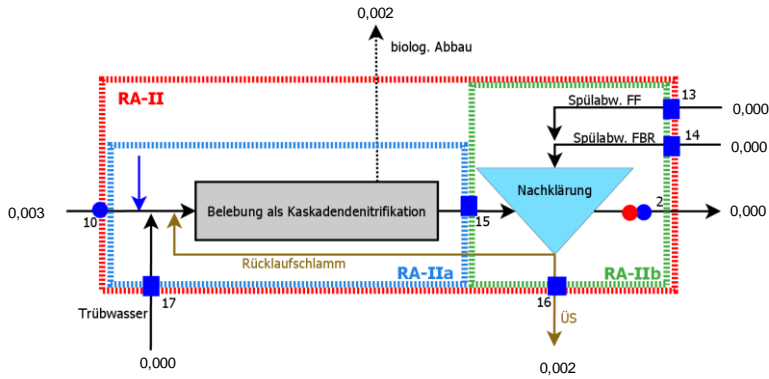
Gabapentin



BS-I	mg/(EW*d)
BS-10 / Ablauf GE:	2,330
BS-12 / Klarwasser:	0,003
BS-11 / Zentrat:	0,003
BS-9 / ÜS:	0,000
BS-2 / Ablauf NK:	0,321
Abbau Belebungsbecken:	2,014
Fehler abs.:	0,000
Fehler [%]:	0,00%

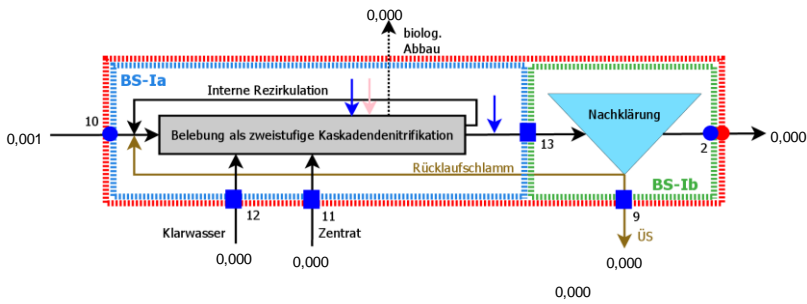
Sorptive, mäßig abbaubare Stoffe – Stoffgruppe IV, hier: Fluoren

Fluoren



RA - II	mg/(EW*d)
RA-10 / Ablauf GE:	0,003
RA-17 / Trübwasser:	0,000
RA-13 / Spülabw. FF:	0,000
RA-14 / Spülabw. FBR:	0,000
RA-16 / Üs:	0,002
RA-2 / Ablauf NK:	0,000
Abbau Biologie:	0,002
<b>Fehler:</b>	0,000
<b>Fehler [%]:</b>	0,00%

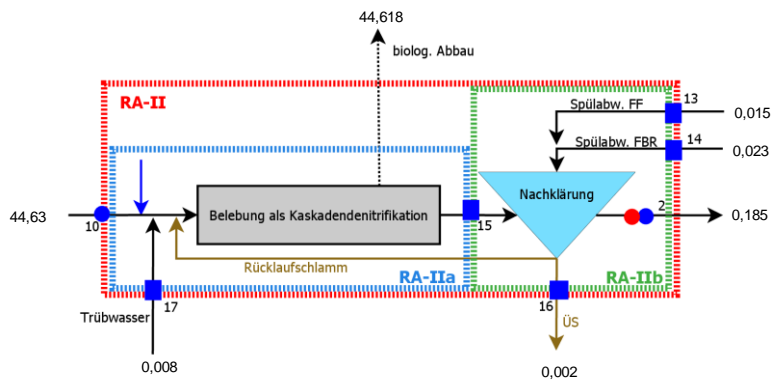
Fluoren



BS-I	mg/(EW*d)
BS-10 / Ablauf GE:	0,001
BS-12 / Klarwasser:	0,000
BS-11 / Zentrat:	0,000
BS-9 / Üs:	0,000
BS-2 / Ablauf NK:	0,000
Abbau Belebungsbecken:	0,000
<b>Fehler abs.:</b>	0,001
<b>Fehler [%]:</b>	59,76%

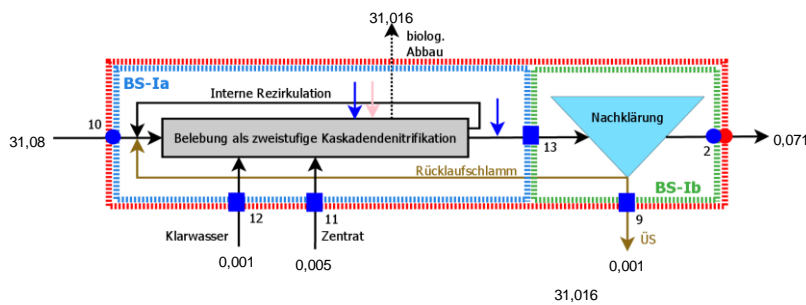
Biologisch gut abbaubare Stoffe – Stoffgruppe V, hier: Metformin

Metformin



RA - II	mg/(EW*d)
RA-10 / Ablauf GE:	44,638
RA-17 / Trübwasser:	0,008
RA-13 / Spülabw. FF:	0,015
RA-14 / Spülabw. FBR:	0,023
RA-16 / ÜS:	0,002
RA-2 / Ablauf NK:	0,185
Abbau Biologie:	44,618
Fehler:	-0,121
Fehler [%]:	-0,27%

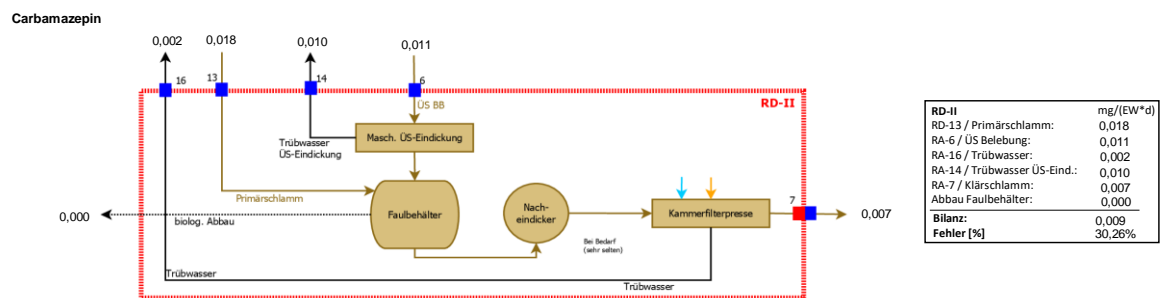
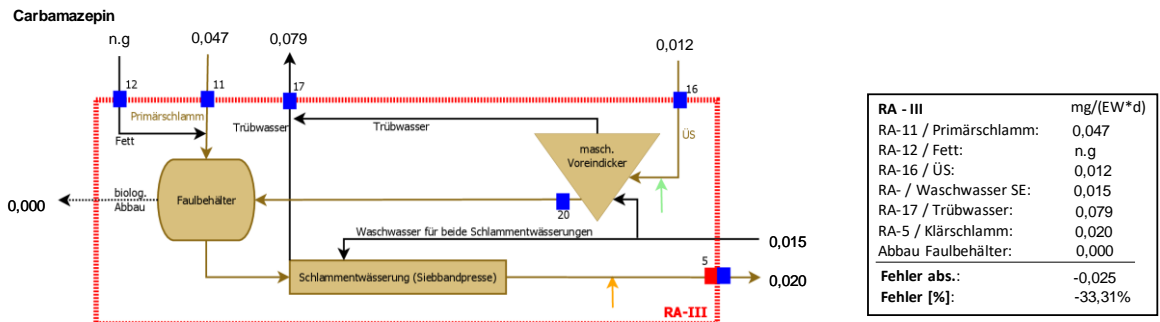
Metformin



BS-I	mg/(EW*d)
BS-10 / Ablauf GE:	31,08
BS-12 / Klarwasser:	0,001
BS-11 / Zentrat:	0,005
BS-9 / ÜS:	0,001
BS-2 / Ablauf NK:	0,071
Abbau Belebungsbecken:	31,016
Fehler abs.:	0,000
Fehler [%]:	0,00%

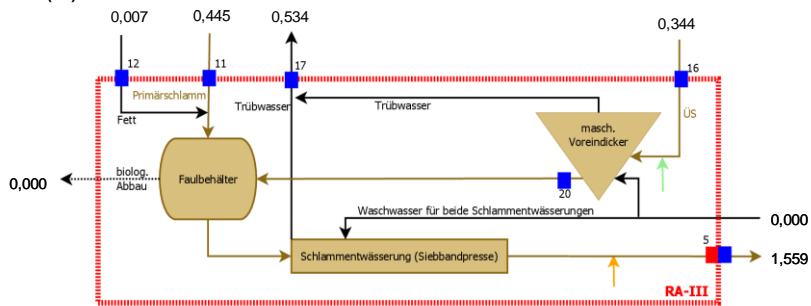
### Schlammbehandlung

Nicht sorptive und nicht abbaubare Stoffe - Stoffgruppe I, hier: Carbamazepin



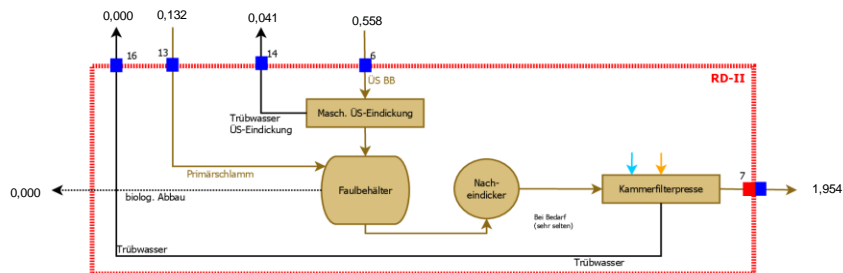
Sorptive, nicht abbaubare Stoffe – Stoffgruppe II, hier: Blei

Blei (Pb)



RA - III	mg/(EW*d)
RA-11 / Primärschlamm:	0,445
RA-12 / Fett:	0,007
RA-16 / ÜS:	0,344
RA- / Waschwasser SE:	0,000
RA-17 / Trübwasser:	0,534
RA-5 / Klärschlamm:	1,559
Abbau Faulbehälter:	0,000
<b>Fehler abs.:</b>	<b>-1,298</b>
<b>Fehler [%]:</b>	<b>-163,12%</b>

Blei

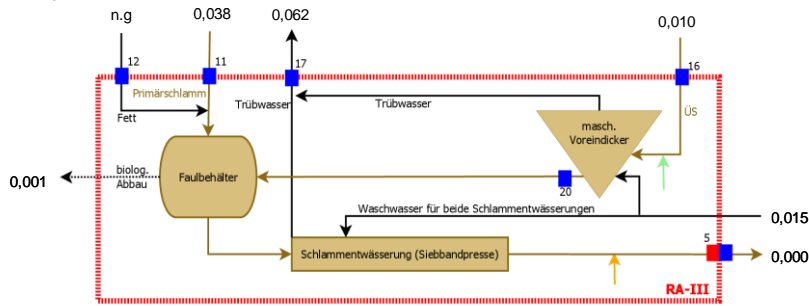


RD-II	mg/(EW*d)
RD-13 / Primärschlamm:	0,132
RA-6 / ÜS Belebung:	0,558
RA-16 / Trübwasser:	0,000
RA-14 / Trübwasser ÜS-Eind.:	0,041
RA-7 / Klärschlamm:	1,954
Abbau Faulbehälter:	0,000
<b>Bilanz:</b>	<b>-1,304</b>
<b>Fehler [%]:</b>	<b>-188,87%</b>



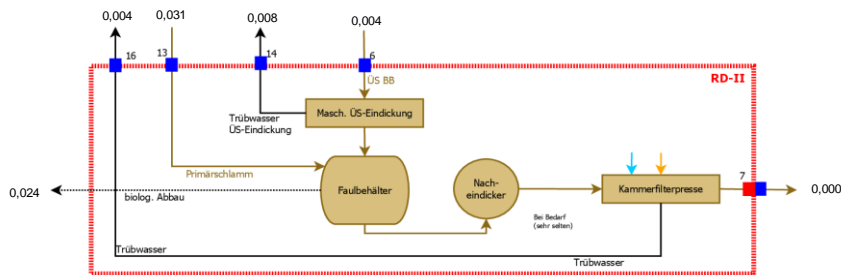
Nicht-sorptive, mäßig abbaubare Stoffe – Stoffgruppe III, hier: Gabapentin

Gabapentin



RA - III	mg/(EW*d)
RA-11 / Primärschlamm:	0,038
RA-12 / Fett:	n.g
RA-16 / ÜS:	0,010
RA- / Waschwasser SE:	0,015
RA-17 / Trübwasser:	0,062
RA-5 / Klärschlamm:	0,000
Abbau Faulbehälter:	0,001
<b>Fehler abs.:</b>	0,000
<b>Fehler [%]:</b>	0,00%

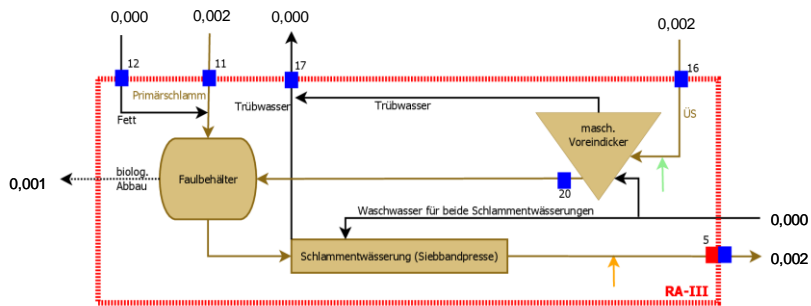
Gabapentin



RD-II	mg/(EW*d)
RD-13 / Primärschlamm:	0,031
RA-6 / ÜS Belegung:	0,004
RA-16 / Trübwasser:	0,004
RA-14 / Trübwasser US-Eind.:	0,008
RA-7 / Klärschlamm:	0,000
Abbau Faulbehälter:	0,024
<b>Bilanz:</b>	0,000
<b>Fehler [%]:</b>	0,00%

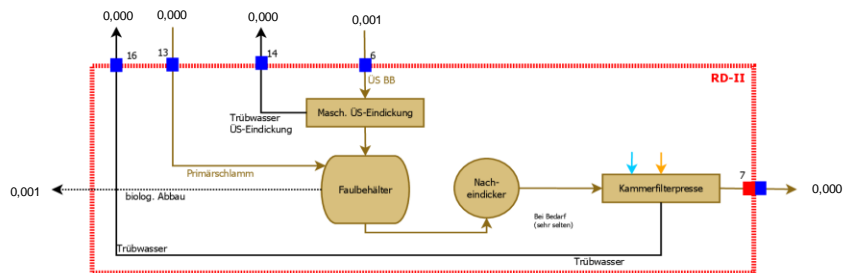
Sorptive, mäßig abbaubare Stoffe – Stoffgruppe IV, hier: Fluoren

Fluoren



RA - III	mg/(EW*d)
RA-11 / Primärschlamm:	0,002
RA-12 / Fett:	0,000
RA-16 / ÜS:	0,002
RA- / Waschwasser SE:	0,000
RA-17 / Trübwasser:	0,000
RA-5 / Klärschlamm:	0,002
Abbau Faulbehälter:	0,001
<b>Fehler abs.:</b>	0,000
<b>Fehler [%]:</b>	0,00%

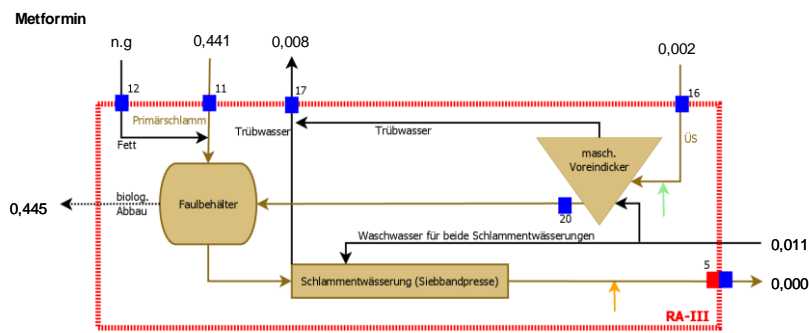
Fluoren



RD-II	mg/(EW*d)
RD-13 / Primärschlamm:	0,000
RA-6 / ÜS Belegung:	0,001
RA-16 / Trübwasser:	0,000
RA-14 / Trübwasser ÜS-Eind.:	0,000
RA-7 / Klärschlamm:	0,000
Abbau Faulbehälter:	0,001
<b>Bilanz:</b>	0,000
<b>Fehler [%]</b>	0,00%

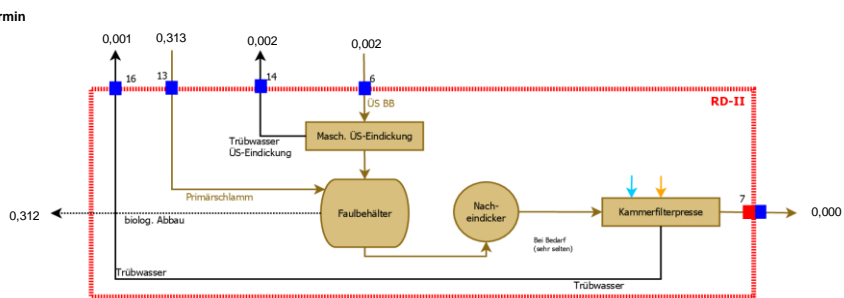
Biologisch gut abbaubare Stoffe – Stoffgruppe V, hier: Metformin

Metformin



RA - III	mg/(EW*d)
RA-11 / Primärschlamm:	0,441
RA-12 / Fett:	n.g
RA-16 / ÜS:	0,002
RA- / Waschwasser SE:	0,011
RA-17 / Trübwasser:	0,008
RA-5 / Klärschlamm:	0,000
Abbau Faulbehälter:	0,445
<b>Fehler abs.:</b>	0,000
<b>Fehler [%]:</b>	0,00%

Metformin



RD-II	mg/(EW*d)
RD-13 / Primärschlamm:	0,313
RA-6 / ÜS Belegung:	0,002
RA-16 / Trübwasser:	0,001
RA-14 / Trübwasser ÜS-Eind.:	0,002
RA-7 / Klärschlamm:	0,000
Abbau Faulbehälter:	0,312
<b>Bilanz:</b>	0,000
<b>Fehler [%]:</b>	0,00%



## **Anhang 9 – Verfahrensspezifische Eliminationsraten von Spurenstoffen**

## Anmerkungen

Für die Ermittlung der Eliminationsraten der einzelnen Verfahrensstufen (jeweils bezogen auf die Medianwerte der Zu- und Ablaufkonzentrationen) liegt folgender Algorithmus zugrunde:

*Fall 1: Konzentrationen im Zu- und Ablauf liegen oberhalb der Bestimmungsgrenze:*

(wird nur berechnet, wenn wenigstens für die Hälfte aller Einzelwerte eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt werden konnte)

Berechnung der Eliminationsrate nach  $[1 - (C_{\text{Ablauf}} / C_{\text{Zulauf}})] * 100$

(negative Eliminationsraten zeigen an, dass die Konzentration innerhalb der Verfahrensstufe angestiegen ist)

*Fall 2: Nur die Konzentration im Zulauf liegt oberhalb der Bestimmungsgrenze:*

(wird nur berechnet, wenn wenigstens für die Hälfte aller Einzelwerte eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt werden konnte)

Es erfolgt die Bestimmung einer Mindest-Eliminationsrate, die sich auf die Bestimmungsgrenze der Ablaufproben bezieht  $[1 - (C_{\text{Ablauf, BG}} / C_{\text{Zulauf}})] * 100$

(angeben z.B. als „> 55“ ; die Angabe „> 0“ zeigt an, dass die quantifizierte Zulaufkonzentration identisch ist mit der Bestimmungsgrenze der Ablaufprobe)

*Fall 3: Nur die Konzentration im Ablauf liegt oberhalb der Bestimmungsgrenze:*

Es erfolgt keine Bestimmung der Eliminationsrate

(angeben als „n.d.“)

*Fall 4: Keine Konzentration liegt oberhalb der Bestimmungsgrenze:*

Es erfolgt keine Bestimmung der Eliminationsrate

(angeben als „n.d.“)

Eliminations- raten [%]										
	CSB	TN	NH4-N	NO3-N	Pges	Blei (Pb)	Cadmium (Cd)	Nickel (Ni)	Quecksilber (Hg)	
<b>mech. Reinigung</b>										
AB-21 AB-19	42	8	0	15	15	24	n.d.	50	0	
BS-1 BS-10	8	1	10	-3	-19	n.d.	n.d.	60	n.d.	
RA-1 RA-10	23	2	-4	-8	-3	n.d.	n.d.	-6	n.d.	
RD-1 RD-12	6	5	-9	-20	6	n.d.	n.d.	28	n.d.	
<b>Belebung</b>										
AB-19 AB-3 Hochlast	73	26	6	53	62	> 81	n.d.	50	n.d.	
AB-19 AB-6 Schwachlast	94	89	100	-487	97	> 81	n.d.	69	n.d.	
BS-10 BS-2	92	86	100	-1268	93	n.d.	n.d.	29	n.d.	
CM-1 CM-2 inkl. MR	91	91	98	-826	98	n.d.	n.d.	94	n.d.	
KR-1 KR-2 SBR inkl. MR	95	96	100	37	97	> 64	n.d.	60	n.d.	
RA-10 RA-2	92	80	100	-1730	83	n.d.	n.d.	47	n.d.	
RD-12 RD-2	94	87	100	-843	86	n.d.	n.d.	77	n.d.	
SB-1 SB-2 SBR inkl. MR	97	95	100	-262	97	n.d.	n.d.	63	n.d.	
<b>Tropfkörper</b>										
AB-3 AB-4	37	21	82	-6076	13	n.d.	n.d.	-43	n.d.	
FL-2 FL-3	5	5	98	-352	-15	n.d.	n.d.	0	n.d.	
<b>Festbettreaktor</b>										
AB-5 AB-7	59	79	17	90	60	n.d.	n.d.	31	n.d.	
BS-2 BS-3	23	-4	57	-7	-3	n.d.	n.d.	18	n.d.	
FL-4 FL-5	21	15	93	-64	-2	n.d.	n.d.	33	n.d.	
<b>(Flockungs-) Filtration</b>										
AB-7 AB-8	18	23	30	-22	76	n.d.	n.d.	0	n.d.	
BS-3 BS-4	10	31	-220	31	12	n.d.	n.d.	29	n.d.	
FL-5 FL-6	49	33	42	33	85	n.d.	n.d.	-100	n.d.	
CM-2 CM-3 Tuchfilter	10	6	9	2	12	n.d.	n.d.	-433	n.d.	
RA-2 RA-3 FBR + FF	21	71	39	69	89	n.d.	n.d.	11	n.d.	
<b>Schlammbettreaktor</b>										
FL-3 FL-4	-29	30	-671	67	-33	n.d.	n.d.	-50	n.d.	
<b>UV Desinfektion</b>										
CM-3 CM-4	-3	2	-4	-6	6	n.d.	n.d.	-50	n.d.	
RA-3 RA-4	-22	-42	0	-3	-12	n.d.	n.d.	19	n.d.	
<b>Schönungsteich</b>										
KR-2 KR-4	7	7	-592	-222	20	n.d.	n.d.	-50	n.d.	
SB-2 SB-3	-6	-3	-458	2	3	n.d.	n.d.	-33	n.d.	
<b>Nachfällung</b>										
RD-2 RD-3	5	-4	-69	9	68	n.d.	n.d.	-67	n.d.	

Anmerkungen:

MR = mechanische Reinigung; SBR = SBR-Belebung; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfiltration

Eliminationsraten [%]			Carbamazepin	Ciprofloxacin	Coffein	Diclofenac	Gabapentin	Ibuprofen
<b>mech. Reinigung</b>								
AB-21	AB-19		42	-80	1	-10	-7	-5
BS-1	BS-10		-30	85	-18	72	40	27
RA-1	RA-10		15	97	-14	68	41	45
RD-1	RD-12		0	48	-25	52	-46	39
<b>Belebung</b>								
AB-19	AB-3	Hochlast	24	-14	31	-369	14	-25
AB-19	AB-6	Schwachlast	1	38	100	-103	63	> 100
BS-10	BS-2		25	14	> 100	-196	48	> 100
CM-1	CM-2	inkl. MR	-14	93	> 100	14	83	> 100
KR-1	KR-2	SBR inkl. MR	-61	95	> 100	-67	69	100
RA-10	RA-2		-25	-260	100	37	89	> 100
RD-12	RD-2		-31	66	> 100	-147	91	> 100
SB-1	SB-2	SBR inkl. MR	-16	81	100	39	76	> 100
<b>Tropfkörper</b>								
AB-3	AB-4		-18	22	99	85	42	97
FL-2	FL-3		-7	-134	65	-223	5	n.d.
<b>Festbettreaktor</b>								
AB-5	AB-7		-1	23	14	53	5	n.d.
BS-2	BS-3		-1	15	n.d.	15	66	n.d.
FL-4	FL-5		-7	-59	59	-242	3	n.d.
<b>(Flockungs-) Filtration</b>								
AB-7	AB-8		-3	60	78	-90	36	n.d.
BS-3	BS-4		-3	6	-4	7	1	n.d.
FL-5	FL-6		7	41	-9	38	4	n.d.
CM-2	CM-3	Tuchfilter	2	2	n.d.	3	2	n.d.
RA-2	RA-3	FBR + FF	-3	-44	42	-202	11	n.d.
<b>Schlammbedreaktor</b>								
FL-3	FL-4		18	67	46	77	14	n.d.
<b>UV Desinfektion</b>								
CM-3	CM-4		-2	6	n.d.	18	-1	n.d.
RA-3	RA-4		4	17	-29	25	2	n.d.
<b>Schönungsteich</b>								
KR-2	KR-4		-2	84	n.d.	24	-10	-138
SB-2	SB-3		13	85	n.d.	19	4	n.d.
<b>Nachfällung</b>								
RD-2	RD-3		-1	65	n.d.	6	-3	n.d.

Anmerkungen:

MR = mechanische Reinigung; SBR = SBR-Belebung; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfilt.



Eliminationsraten [%]			Iopamidol	Metformin	Metoprolol	Oxytetracyclin	Sulfamethoxazol	Trimethoprim
<b>mech. Reinigung</b>								
AB-21	AB-19		-24	-15	30	n.d.	27	-15
BS-1	BS-10		n.d.	31	7	n.d.	44	47
RA-1	RA-10		n.d.	33	29	n.d.	34	39
RD-1	RD-12		-400	-23	-10	n.d.	-46	7
<b>Belebung</b>								
AB-19	AB-3	Hochlast	> 96	18	21	n.d.	-9	-38
AB-19	AB-6	Schwachlast	96	99	16	n.d.	90	-15
BS-10	BS-2		n.d.	99	40	n.d.	10	6
CM-1	CM-2	inkl. MR	-171	100	42	n.d.	74	87
KR-1	KR-2	SBR inkl. MR	n.d.	100	-32	n.d.	47	96
RA-10	RA-2		94	100	71	n.d.	62	40
RD-12	RD-2		-654	100	68	n.d.	56	48
SB-1	SB-2	SBR inkl. MR	-390	100	86	n.d.	93	74
<b>Tropfkörper</b>								
AB-3	AB-4		n.d.	88	-3	n.d.	93	22
FL-2	FL-3		19	44	3	n.d.	n.d.	2
<b>Festbettreaktor</b>								
AB-5	AB-7		-10	40	-2	n.d.	91	24
BS-2	BS-3		32	-33	70	n.d.	-17	75
FL-4	FL-5		28	-10	9	n.d.	n.d.	12
<b>(Flockungs-) Filtration</b>								
AB-7	AB-8		17	42	9	n.d.	-1335	48
BS-3	BS-4		-67	2	6	n.d.	15	88
FL-5	FL-6		-65	22	-6	n.d.	88	13
CM-2	CM-3	Tuchfilter	2	5	3	n.d.	13	8
RA-2	RA-3	FBR + FF	> 50	-58	42	n.d.	5	68
<b>Schlammbettreaktor</b>								
FL-3	FL-4		-11	69	4	n.d.	> 52	18
<b>UV Desinfektion</b>								
CM-3	CM-4		7	0	0	n.d.	1	-4
RA-3	RA-4		n.d.	9	4	n.d.	6	0
<b>Schönungsteich</b>								
KR-2	KR-4		34	-26	3	n.d.	20	0
SB-2	SB-3		-17	-10	1	n.d.	2	9
<b>Nachfällung</b>								
RD-2	RD-3		-5	-2	1	n.d.	7	0

Anmerkungen:

MR = mechanische Reinigung; SBR = SBR-Belebung; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfilt.

Eliminations- raten [%]								
	Aclonifen	Bifenox	Cybutryn (Irgarol)	Cypermethrin	Dichlorvos	Dicofol	Diuron	
<b>mech. Reinigung</b>								
AB-21 AB-19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
BS-1 BS-10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
RA-1 RA-10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
RD-1 RD-12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Belebung</b>								
AB-19 AB-3 Hochlast	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
AB-19 AB-6 Schwachlast	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
BS-10 BS-2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
CM-1 CM-2 inkl. MR	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
KR-1 KR-2 SBR inkl. MR	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
RA-10 RA-2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
RD-12 RD-2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
SB-1 SB-2 SBR inkl. MR	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Tropfkörper</b>								
AB-3 AB-4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
FL-2 FL-3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Festbettreaktor</b>								
AB-5 AB-7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
BS-2 BS-3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
FL-4 FL-5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>(Flockungs-) Filtration</b>								
AB-7 AB-8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
BS-3 BS-4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
FL-5 FL-6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
CM-2 CM-3 Tuchfilter	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	10
RA-2 RA-3 FBR + FF	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Schlammbedreaktor</b>								
FL-3 FL-4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>UV Desinfektion</b>								
CM-3 CM-4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-2
RA-3 RA-4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Schönungsteich</b>								
KR-2 KR-4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
SB-2 SB-3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Nachfällung</b>								
RD-2 RD-3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-4

Anmerkungen:

MR = mechanische Reinigung; SBR = SBR-Belebung; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfilter.

Eliminations- raten [%]							
	Glyphosat	Imidacloprid	Isoproturon	Quinoxifen	Terbuthylazin	Terbutryn	Triclosan
<b>mech. Reinigung</b>							
AB-21 AB-19	58	n.d.	0	n.d.	n.d.	n.d.	2
BS-1 BS-10	-38	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	-11
RA-1 RA-10	33	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	40
RD-1 RD-12	-25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	10
<b>Belebung</b>							
AB-19 AB-3 Hochlast	-64	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	56
AB-19 AB-6 Schwachlast	-7	n.d.	-71	n.d.	n.d.	n.d.	88
BS-10 BS-2	43	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-99	93
CM-1 CM-2 inkl. MR	78	-127	-214	n.d.	n.d.	n.d.	97
KR-1 KR-2 SBR inkl. MR	24	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
RA-10 RA-2	59	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	81
RD-12 RD-2	46	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	94
SB-1 SB-2 SBR inkl. MR	86	-106	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	> 93
<b>Tropfkörper</b>							
AB-3 AB-4	5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	36	20
FL-2 FL-3	0	-2	n.d.	n.d.	n.d.	-8	26
<b>Festbettreaktor</b>							
AB-5 AB-7	6	3	30	n.d.	n.d.	2	56
BS-2 BS-3	-22	-5	n.d.	n.d.	n.d.	-10	> 3
FL-4 FL-5	-32	10	n.d.	n.d.	n.d.	34	74
<b>(Flockungs-) Filtration</b>							
AB-7 AB-8	54	11	2	n.d.	n.d.	-8	> 47
BS-3 BS-4	-7	-9	n.d.	n.d.	n.d.	4	n.d.
FL-5 FL-6	42	3	n.d.	n.d.	n.d.	-3	n.d.
CM-2 CM-3 Tuchfilter	2	0	-5	n.d.	n.d.	2	79
RA-2 RA-3 FBR + FF	30	-52	n.d.	n.d.	n.d.	-107	> 33
<b>Schlammbedreaktor</b>							
FL-3 FL-4	-9	4	n.d.	n.d.	n.d.	-28	-133
<b>UV Desinfektion</b>							
CM-3 CM-4	-5	10	13	n.d.	n.d.	4	n.d.
RA-3 RA-4	13	11	-45	n.d.	n.d.	11	n.d.
<b>Schönungsteich</b>							
KR-2 KR-4	18	-9	n.d.	n.d.	n.d.	-8	n.d.
SB-2 SB-3	4	16	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Nachfällung</b>							
RD-2 RD-3	41	-2	n.d.	n.d.	n.d.	12	83

Anmerkungen:

MR = mechanische Reinigung; SBR = SBR-Belebung; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfilt.

Eliminationsraten [%]			Acenaphthen	Acenaphthylen	Anthracen	Benzo[a]anthracen	Benzo[a]pyren	Benzo[b]fluoranthen	Benzo[ghi]perylen	Benzo[k]fluoranthen	Chrysen
<b>mech. Reinigung</b>											
AB-21	AB-19		78	94	87	88	97	93	99	98	94
BS-1	BS-10		50	0	67	67	92	94	> 50	> 50	82
RA-1	RA-10		60	88	50	50	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	54
RD-1	RD-12		38	60	50	75	0	83	n.d.	n.d.	86
<b>Belebung</b>											
AB-19	AB-3	Hochlast	> 50	-900	> 50	n.d.	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	> 67
AB-19	AB-6	Schwachlast	> 50	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	> 67
BS-10	BS-2		n.d.	> 88	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	> 50
CM-1	CM-2	inkl. MR	> 50	> 83	n.d.	> 75	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	> 67
KR-1	KR-2	SBR inkl. MR	> 50	95	> 67	> 89	> 80	> 86	> 83	> 67	> 93
RA-10	RA-2		n.d.	n.d.	75	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	> 67
RD-12	RD-2		> 20	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
SB-1	SB-2	SBR inkl. MR	n.d.	> 67	n.d.	> 67	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	> 75
<b>Tropfkörper</b>											
AB-3	AB-4		n.d.	> 60	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
FL-2	FL-3		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Festbettreaktor</b>											
AB-5	AB-7		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
BS-2	BS-3		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
FL-4	FL-5		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>(Flockungs-) Filtration</b>											
AB-7	AB-8		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
BS-3	BS-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
FL-5	FL-6		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
CM-2	CM-3	Tuchfilter	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
RA-2	RA-3	FBR + FF	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Schlammbettreaktor</b>											
FL-3	FL-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>UV Desinfektion</b>											
CM-3	CM-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
RA-3	RA-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Schönungsteich</b>											
KR-2	KR-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
SB-2	SB-3		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Nachfällung</b>											
RD-2	RD-3		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Anmerkungen:

MR = mechanische Reinigung; SBR = SBR-Belebung; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfilt.

Eliminationsraten [%]			Dibenzo[ah]anthracen	Fluoranthren	Fluoren	Indeno[1,2,3-cd]pyren	Naphthalin	Phenanthren	Pyren	Σ PAK's (EPA)
<b>mech. Reinigung</b>										
AB-21	AB-19		88	87	83	98	54	75	85	71
BS-1	BS-10		n.d.	71	92	> 50	-114	60	71	62
RA-1	RA-10		n.d.	24	33	n.d.	-71	45	30	39
RD-1	RD-12		n.d.	60	17	> 50	-92	67	63	65
<b>Belebung</b>										
AB-19	AB-3	Hochlast	n.d.	86	> 50	n.d.	82	80	82	90
AB-19	AB-6	Schwachlast	n.d.	> 93	> 50	n.d.	96	91	> 91	98
BS-10	BS-2		n.d.	> 90	n.d.	n.d.	95	86	> 75	94
CM-1	CM-2	inkl. MR	n.d.	> 83	> 50	n.d.	95	94	> 80	96
KR-1	KR-2	SBR inkl. MR	n.d.	> 95	> 75	> 67	99	94	> 93	98
RA-10	RA-2		n.d.	> 88	> 50	n.d.	> 92	98	> 86	> 91
RD-12	RD-2		n.d.	> 75	> 60	n.d.	96	86	> 67	92
SB-1	SB-2	SBR inkl. MR	n.d.	> 86	> 50	n.d.	> 97	98	> 83	> 95
<b>Tropfkörper</b>										
AB-3	AB-4		n.d.	50	n.d.	n.d.	40	33	> 50	50
FL-2	FL-3		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	80	67	n.d.	72
<b>Festbettreaktor</b>										
AB-5	AB-7		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	50	33	n.d.	33
BS-2	BS-3		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	50	n.d.	17
FL-4	FL-5		n.d.	75	n.d.	n.d.	40	33	75	50
<b>(Flockungs-) Filtration</b>										
AB-7	AB-8		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	0	n.d.	25
BS-3	BS-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	n.d.	50
FL-5	FL-6		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-33	0	n.d.	11
CM-2	CM-3	Tuchfilter	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-100	n.d.	20
RA-2	RA-3	FBR + FF	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-700	n.d.	n.d.
<b>Schlammbettreaktor</b>										
FL-3	FL-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-150	-200	n.d.	-260
<b>UV Desinfektion</b>										
CM-3	CM-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	n.d.	0
RA-3	RA-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	50	n.d.	0
<b>Schönungsteich</b>										
KR-2	KR-4		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-300	50	n.d.	-20
SB-2	SB-3		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-300	n.d.	n.d.
<b>Nachfällung</b>										
RD-2	RD-3		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	0	n.d.	50

Anmerkungen:

MR = mechanische Reinigung; SBR = SBR-Belebung; FBR = Festbettreaktor; FF = Flockungsfilt.

Eliminationsraten [%]			Acesulfam-K	Bisphenol A	Benzotriazol	PFOS
<b>mech. Reinigung</b>						
AB-21	AB-19		10	17	-4	-2
BS-1	BS-10		-50	-9	8	n.d.
RA-1	RA-10		-31	2	22	n.d.
RD-1	RD-12		-26	53	16	n.d.
<b>Belebung</b>						
AB-19	AB-3	Hochlast	66	-6	14	-402
AB-19	AB-6	Schwachlast	98	81	28	-372
BS-10	BS-2		97	87	55	n.d.
CM-1	CM-2	inkl. MR	100	76	52	n.d.
KR-1	KR-2	SBR inkl. MR	97	76	70	n.d.
RA-10	RA-2		100	84	65	n.d.
RD-12	RD-2		99	67	55	n.d.
SB-1	SB-2	SBR inkl. MR	100	43	90	n.d.
<b>Tropfkörper</b>						
AB-3	AB-4		41	87	4	-79
FL-2	FL-3		16	-38	0	n.d.
<b>Festbettreaktor</b>						
AB-5	AB-7		37	-62	6	68
BS-2	BS-3		32	40	4	0
FL-4	FL-5		37	6	12	n.d.
<b>(Flockungs-) Filtration</b>						
AB-7	AB-8		66	-24	-4	-6
BS-3	BS-4		16	84	-3	0
FL-5	FL-6		24	-29	-24	n.d.
CM-2	CM-3	Tuchfilter	10	22	1	n.d.
RA-2	RA-3	FBR + FF	-666	10	38	n.d.
<b>Schlammbettreaktor</b>						
FL-3	FL-4		3	9	-7	n.d.
<b>UV Desinfektion</b>						
CM-3	CM-4		2	-14	1	n.d.
RA-3	RA-4		20	-9	11	n.d.
<b>Schönungsteich</b>						
KR-2	KR-4		-5	1	8	n.d.
SB-2	SB-3		-24	14	-5	n.d.
<b>Nachfällung</b>						
RD-2	RD-3		0	-21	-29	n.d.

Anmerkungen:

MR = mechanische Reinigung; SBR = SBR-Belebung; FBR = Festbettreaktor;  
FF = Flockungsfilt.

## **Anhang 10 -Ergebnisse aus dem Routine-Messprogramm**

### **Anhang 10.1 - Zusammenfassung**

### **Anhang 10.2 - Überprüfung saisonal statistisch signifikanter Unterschiede (t-Test)**

**Anhang 10.1 Zusammenfassung der Ergebnisse**

		CSB		Gesamt-Stickstoff		Ammonium-Stickstoff		Nitrit-Stickstoff		Nitrat-Stickstoff		Phosphor		
		c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
		[mg/l]	[g/(EW* <sub>d</sub> )]	[mg/l]	[g/(EW* <sub>d</sub> )]	[mg/l]	[g/(EW* <sub>d</sub> )]	[mg/l]	[g/(EW* <sub>d</sub> )]	[mg/l]	[g/(EW* <sub>d</sub> )]	[mg/l]	[g/(EW* <sub>d</sub> )]	
<b>Zulauf</b>	<b>gesamt</b>	min	174	49	18	7	12,0	3,3	0,0	0,0	0,050	0,011	2,190	0,922
		max	1329	222	137	33	81,3	18,4	0,6	0,2	7,730	2,427	12,600	2,755
		<b>Median</b>	<b>772</b>	<b>123</b>	<b>76</b>	<b>11</b>	<b>54,3</b>	<b>8,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,649</b>	<b>0,107</b>	<b>8,795</b>	<b>1,423</b>
		Anzahl n	52	52	52	52	52	52	52	52	52	52	52	52
	<b>BS-1</b>	min	323	49	52	8	24,8	3,3	0,0	0,0	0,080	0,016	6,030	0,922
		max	1210	168	122	22	61,3	10,6	0,6	0,1	1,640	0,216	11,800	1,734
		<b>Median</b>	<b>932</b>	<b>133</b>	<b>70</b>	<b>11</b>	<b>48,0</b>	<b>7,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,554</b>	<b>0,075</b>	<b>9,370</b>	<b>1,429</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	<b>KR-1</b>	min	174	49	18	7	12,0	5,6	0,0	0,0	0,549	0,059	2,190	0,954
		max	1329	183	101	11	77,0	9,2	0,3	0,2	7,730	2,427	12,400	1,460
		<b>Median</b>	<b>357</b>	<b>85</b>	<b>52</b>	<b>9</b>	<b>34,6</b>	<b>6,4</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,853</b>	<b>0,124</b>	<b>5,680</b>	<b>1,270</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	<b>RA-1b</b>	min	295	66	58	13	43,5	9,3	0,0	0,0	0,050	0,011	6,050	1,359
		max	996	222	137	33	70,1	16,2	0,5	0,1	0,889	0,193	11,300	2,462
		<b>Median</b>	<b>836</b>	<b>182</b>	<b>81</b>	<b>17</b>	<b>55,2</b>	<b>12,3</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,522</b>	<b>0,117</b>	<b>8,435</b>	<b>1,934</b>
		Anzahl n	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
	<b>RD-1b</b>	min	339	60	47	11	35,7	7,9	0,0	0,0	0,580	0,084	5,500	1,102
		max	1236	216	113	25	81,3	18,4	0,3	0,1	6,190	1,422	12,600	2,400
		<b>Median</b>	<b>766</b>	<b>121</b>	<b>83</b>	<b>12</b>	<b>58,4</b>	<b>8,7</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,715</b>	<b>0,098</b>	<b>9,180</b>	<b>1,388</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
<b>Ablauf (Vorflut)</b>	<b>gesamt</b>	min	21	3	3	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,029	0,006	0,099	0,012
		max	123	39	26	5	16,6	2,9	4,6	1,0	11,500	2,332	0,589	0,130
		<b>Median</b>	<b>49</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>4,210</b>	<b>0,857</b>	<b>0,250</b>	<b>0,051</b>
		Anzahl n	52	52	52	52	52	52	52	52	52	52	52	52
	<b>BS-4</b>	min	25	4	4	1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,098	0,019	0,161	0,021
		max	87	12	26	5	16,6	2,9	3,0	0,6	5,750	1,181	0,584	0,103
		<b>Median</b>	<b>44</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,0</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>3,090</b>	<b>0,408</b>	<b>0,314</b>	<b>0,051</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	<b>KR-4</b>	min	21	3	3	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,734	0,082	0,113	0,012
		max	101	39	9	3	5,7	0,6	0,1	0,0	3,780	1,901	0,387	0,130
		<b>Median</b>	<b>40</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>1,540</b>	<b>0,324</b>	<b>0,231</b>	<b>0,051</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	<b>RA-4</b>	min	27	6	5	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,029	0,006	0,133	0,026
		max	123	26	8	2	0,1	0,0	4,6	1,0	5,320	1,183	0,589	0,126
		<b>Median</b>	<b>51</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>4,700</b>	<b>1,029</b>	<b>0,250</b>	<b>0,056</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	<b>RD-3</b>	min	35	5	9	1	0,0	0,0	0,0	0,0	6,080	0,865	0,099	0,013
		max	107	19	25	4	15,9	2,8	0,2	0,0	11,500	2,332	0,392	0,069
		<b>Median</b>	<b>53</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>7,860</b>	<b>1,153</b>	<b>0,244</b>	<b>0,041</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13



		Blei (Pb)		Cadmium (Cd)		Nickel (Ni)		Quecksilber (Hg)		Carbamazepin		Ciprofloxacin		
		c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
		[mg/l]	[mg/ (EW*d)]	[mg/l]	[mg/ (EW*d)]	[mg/l]	[mg/ (EW*d)]	[mg/l]	[mg/ (EW*d)]	[µg/l]	[mg/ (EW*d)]	[µg/l]	[mg/ (EW*d)]	
Zulauf	gesamt	min	0,001	0,158	0,0010	0,132	0,003	0,632	0,0000	0,003	0,530	0,101	0,360	0,069
		max	0,015	3,863	0,0010	0,132	0,058	14,936	0,0003	0,051	10,000	2,247	2,350	0,391
		Median	0,003	0,574	0,0010	0,132	0,007	1,293	0,0000	0,006	1,180	0,194	0,970	0,174
		Anzahl n	51	51	1	1	51	51	41	41	51	51	51	51
	BS-1	min	0,001	0,161	0,0010	0,132	0,004	0,655	0,0000	0,003	0,670	0,123	0,510	0,069
		max	0,010	1,321	0,0010	0,132	0,034	4,492	0,0003	0,040	1,590	0,225	1,260	0,208
		Median	0,001	0,246	0,0010	0,132	0,007	1,038	0,0000	0,005	1,200	0,166	0,910	0,133
		Anzahl n	13	13	1	1	13	13	13	13	13	13	13	13
	KR-1	min	0,001	0,158			0,003	0,632	0,0001	0,010	0,580	0,202	0,360	0,081
		max	0,013	1,375			0,012	2,197	0,0003	0,051	7,090	0,732	2,350	0,267
		Median	0,001	0,629			0,005	1,197	0,0001	0,011	1,360	0,330	0,830	0,139
		Anzahl n	13	13	0	0	13	13	3	3	13	13	13	13
	RA-1b	min	0,001	0,268			0,004	0,875	0,0000	0,005	0,750	0,167	0,520	0,112
		max	0,006	1,348			0,017	3,653	0,0002	0,046	10,000	2,247	1,790	0,391
		Median	0,001	0,290			0,007	1,501	0,0000	0,005	0,970	0,212	0,850	0,187
Anzahl n		11	11	0	0	11	11	11	11	11	11	11	11	
RD-1b	min	0,003	0,407			0,005	0,774	0,0000	0,003	0,530	0,101	0,900	0,115	
	max	0,008	1,359			0,021	2,893	0,0003	0,045	1,750	0,263	2,020	0,340	
	Median	0,005	0,645			0,007	1,146	0,0000	0,005	1,010	0,138	1,460	0,225	
	Anzahl n	13	13	0	0	13	13	13	13	13	13	13	13	
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min	0,009	1,094			0,002	0,254	0,0001	0,012	0,480	0,110	0,010	0,001
		max	0,009	1,094			0,026	3,435	0,0002	0,047	2,120	0,363	0,140	0,030
		Median	0,009	1,094			0,005	0,932	0,0001	0,013	1,035	0,189	0,055	0,010
		Anzahl n	1	1	0	0	52	52	4	4	52	52	52	52
	BS-4	min					0,003	0,491	0,0001	0,012	0,690	0,123	0,040	0,005
		max					0,026	3,435	0,0001	0,013	1,390	0,197	0,140	0,028
		Median					0,004	0,611	0,0001	0,013	1,070	0,157	0,070	0,010
		Anzahl n	0	0	0	0	13	13	2	2	13	13	13	13
	KR-4	min					0,002	0,254	0,0002	0,047	0,520	0,180	0,010	0,001
		max					0,020	2,515	0,0002	0,047	2,120	0,363	0,050	0,023
		Median					0,004	0,958	0,0002	0,047	1,580	0,254	0,020	0,003
		Anzahl n	0	0	0	0	13	13	1	1	13	13	13	13
	RA-4	min					0,004	0,868			0,770	0,167	0,030	0,006
		max					0,012	2,542			1,240	0,277	0,090	0,020
		Median					0,005	1,116			0,960	0,205	0,060	0,013
Anzahl n		0	0	0	0	13	13	0	0	13	13	13	13	
RD-3	min	0,009	1,094			0,003	0,387	0,0001	0,013	0,480	0,110	0,030	0,005	
	max	0,009	1,094			0,019	2,472	0,0001	0,013	1,350	0,235	0,130	0,030	
	Median	0,009	1,094			0,005	0,760	0,0001	0,013	1,040	0,156	0,070	0,011	
	Anzahl n	1	1	0	0	13	13	1	1	13	13	13	13	
Klärschlamm	gesamt	min	6,600	0,776	0,0250	0,003	4,900	0,464	0,0300	0,003	0,025	0,002	0,013	0,001
		max	34,800	3,433	1,7600	0,174	17,100	1,896	0,8300	0,082	0,968	0,106	0,352	0,040
		Median	11,900	1,355	0,7050	0,077	10,200	1,182	0,3000	0,034	0,061	0,007	0,061	0,007
		Anzahl n	51	51	30	30	51	51	51	51	51	51	51	51
	BS-5	min	8,200	0,776	0,0700	0,007	4,900	0,464	0,0400	0,004	0,025	0,002	0,013	0,001
		max	15,000	1,419	0,6700	0,063	12,000	1,135	0,3000	0,028	0,091	0,009	0,153	0,015
		Median	10,100	0,955	0,3700	0,035	7,900	0,747	0,2200	0,021	0,051	0,005	0,013	0,001
		Anzahl n	13	13	2	2	13	13	13	13	13	13	13	13
	KR-7	min	11,400	1,125	0,3600	0,036	10,400	1,026	0,2600	0,026	0,025	0,002	0,025	0,002
		max	34,800	3,433	1,7600	0,174	17,100	1,687	0,8300	0,082	0,182	0,018	0,277	0,027
		Median	22,150	2,185	1,0300	0,102	13,050	1,287	0,4450	0,044	0,055	0,005	0,076	0,008
		Anzahl n	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
	RA-5	min	8,500	0,933	0,0250	0,003	6,500	0,714	0,0300	0,003	0,101	0,011	0,025	0,003
		max	17,700	1,943	1,0700	0,117	15,300	1,680	0,4600	0,051	0,968	0,106	0,352	0,039
		Median	12,200	1,340	0,7000	0,077	10,900	1,197	0,3100	0,034	0,172	0,019	0,067	0,007
Anzahl n		13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	
RD-7	min	6,600	0,813	0,1500	0,018	7,000	0,862	0,1700	0,021	0,051	0,006	0,025	0,003	
	max	14,800	1,822	0,9100	0,112	15,400	1,896	0,5500	0,068	0,092	0,011	0,326	0,040	
	Median	11,000	1,355	0,4500	0,055	9,800	1,207	0,3100	0,038	0,061	0,008	0,060	0,007	
	Anzahl n	13	13	3	3	13	13	13	13	13	13	13	13	

		Coffein		Diclofenac		Gabapentin		Ibuprofen		Iopamidol		Metformin		
		c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
		[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	
Zulauf	gesamt	min	57,100	12,209	0,860	0,117	7,320	2,209	8,900	1,176	0,050	0,005	24,300	3,978
		max	327,000	57,469	5,670	1,787	50,600	7,948	85,500	13,067	13,500	1,873	421,000	74,723
		<b>Median</b>	<b>189,000</b>	<b>31,978</b>	<b>3,110</b>	<b>0,527</b>	<b>21,000</b>	<b>3,812</b>	<b>22,000</b>	<b>4,170</b>	<b>0,730</b>	<b>0,112</b>	<b>234,000</b>	<b>36,729</b>
		Anzahl n	51	51	51	51	51	51	51	51	28	28	51	51
	BS-1	min	68,000	12,209	0,860	0,117	12,900	2,209	16,300	2,178	0,560	0,086	90,000	16,159
		max	272,000	36,762	4,580	0,861	31,200	3,812	85,500	13,067	1,560	0,233	300,000	36,653
		<b>Median</b>	<b>173,000</b>	<b>25,251</b>	<b>3,280</b>	<b>0,499</b>	<b>19,000</b>	<b>2,917</b>	<b>25,200</b>	<b>4,170</b>	<b>1,060</b>	<b>0,159</b>	<b>218,000</b>	<b>34,540</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	2	2	13	13
	KR-1	min	57,100	16,061	0,950	0,120	7,320	2,865	8,900	1,176	0,050	0,005	56,000	28,170
		max	277,000	39,542	4,630	1,787	50,600	5,353	35,000	6,679	13,500	1,873	421,000	52,170
		<b>Median</b>	<b>160,000</b>	<b>28,724</b>	<b>2,200</b>	<b>0,451</b>	<b>23,900</b>	<b>4,511</b>	<b>16,600</b>	<b>3,612</b>	<b>0,063</b>	<b>0,029</b>	<b>206,000</b>	<b>38,992</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	RA-1b	min	138,000	31,978	1,020	0,219	12,500	2,897	12,400	2,746			173,000	40,089
		max	263,000	57,469	5,670	1,384	26,600	6,493	37,100	8,284			290,000	63,427
		<b>Median</b>	<b>192,000</b>	<b>41,337</b>	<b>4,200</b>	<b>0,919</b>	<b>20,200</b>	<b>4,330</b>	<b>22,000</b>	<b>4,942</b>			<b>240,000</b>	<b>52,722</b>
		Anzahl n	11	11	11	11	11	11	11	11	0	0	11	11
	RD-1b	min	139,000	20,420	1,010	0,133	18,500	3,136	14,400	1,890	0,125	0,015	24,300	3,978
		max	327,000	51,627	4,530	0,673	35,900	7,948	38,000	6,192	2,240	0,367	334,000	74,723
		<b>Median</b>	<b>220,000</b>	<b>32,153</b>	<b>2,950</b>	<b>0,479</b>	<b>25,800</b>	<b>4,297</b>	<b>25,900</b>	<b>3,795</b>	<b>0,740</b>	<b>0,122</b>	<b>244,000</b>	<b>36,499</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min	0,005	0,001	0,290	0,061	0,010	0,001	0,050	0,006	0,047	0,006	0,370	0,047
		max	0,800	0,140	4,140	1,020	13,100	3,155	1,110	0,194	4,670	1,573	9,630	2,405
		<b>Median</b>	<b>0,033</b>	<b>0,006</b>	<b>1,920</b>	<b>0,332</b>	<b>3,790</b>	<b>0,613</b>	<b>0,070</b>	<b>0,019</b>	<b>0,710</b>	<b>0,130</b>	<b>0,820</b>	<b>0,129</b>
		Anzahl n	52	52	52	52	52	52	7	7	30	30	52	52
	BS-4	min	0,010	0,001	0,690	0,094	1,590	0,216	0,070	0,014	0,070	0,009	0,370	0,055
		max	0,660	0,117	3,400	0,610	10,800	1,910	0,140	0,025	0,640	0,098	9,630	1,703
		<b>Median</b>	<b>0,120</b>	<b>0,015</b>	<b>2,220</b>	<b>0,309</b>	<b>2,720</b>	<b>0,353</b>	<b>0,105</b>	<b>0,019</b>	<b>0,640</b>	<b>0,096</b>	<b>0,830</b>	<b>0,134</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	2	2	3	3	13	13
	KR-4	min	0,005	0,001	0,650	0,082	0,010	0,001	0,050	0,006	0,047	0,006	0,440	0,047
		max	0,090	0,019	3,200	0,719	12,200	2,800	0,160	0,062	4,670	1,573	6,230	2,405
		<b>Median</b>	<b>0,005</b>	<b>0,002</b>	<b>1,460</b>	<b>0,366</b>	<b>5,340</b>	<b>1,263</b>	<b>0,060</b>	<b>0,019</b>	<b>0,910</b>	<b>0,109</b>	<b>0,950</b>	<b>0,122</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	3	3	13	13	13	13
	RA-4	min	0,010	0,002	0,290	0,061	1,040	0,231	0,050	0,011	1,230	0,267	0,440	0,093
		max	0,100	0,023	4,140	1,020	12,800	3,155	0,050	0,011	1,230	0,267	2,000	0,448
		<b>Median</b>	<b>0,040</b>	<b>0,009</b>	<b>1,630</b>	<b>0,339</b>	<b>1,900</b>	<b>0,414</b>	<b>0,050</b>	<b>0,011</b>	<b>1,230</b>	<b>0,267</b>	<b>0,870</b>	<b>0,188</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	1	1	1	1	13	13
	RD-3	min	0,005	0,001	0,610	0,074	1,530	0,201	1,110	0,194	0,160	0,019	0,380	0,050
		max	0,800	0,140	3,240	0,514	13,100	2,966	1,110	0,194	1,530	0,199	4,100	0,717
		<b>Median</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>2,000</b>	<b>0,308</b>	<b>3,800</b>	<b>0,581</b>	<b>1,110</b>	<b>0,194</b>	<b>0,740</b>	<b>0,143</b>	<b>0,570</b>	<b>0,080</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	1	1	13	13	13	13
Klärschlamm	gesamt	min	0,062	0,007	0,013	0,001	0,069	0,007	0,025	0,002			0,061	0,006
		max	0,109	0,012	0,224	0,028	0,069	0,007	0,170	0,019			0,088	0,010
		<b>Median</b>	<b>0,070</b>	<b>0,007</b>	<b>0,051</b>	<b>0,005</b>	<b>0,069</b>	<b>0,007</b>	<b>0,068</b>	<b>0,007</b>			<b>0,085</b>	<b>0,009</b>
		Anzahl n	4	4	51	51	1	1	51	51	0	0	3	3
	BS-5	min			0,013	0,001			0,025	0,002				
		max			0,061	0,006			0,112	0,011				
		<b>Median</b>			<b>0,013</b>	<b>0,001</b>			<b>0,061</b>	<b>0,006</b>				
		Anzahl n	0	0	13	13	0	0	13	13	0	0	0	0
	KR-7	min	0,074	0,007	0,025	0,002	0,069	0,007	0,025	0,002			0,061	0,006
		max	0,074	0,007	0,203	0,020	0,069	0,007	0,093	0,009			0,088	0,009
		<b>Median</b>	<b>0,074</b>	<b>0,007</b>	<b>0,136</b>	<b>0,013</b>	<b>0,069</b>	<b>0,007</b>	<b>0,039</b>	<b>0,004</b>			<b>0,075</b>	<b>0,007</b>
		Anzahl n	1	1	12	12	1	1	12	12	0	0	2	2
	RA-5	min	0,067	0,007	0,025	0,003			0,025	0,003				
		max	0,109	0,012	0,158	0,017			0,170	0,019				
		<b>Median</b>	<b>0,088</b>	<b>0,010</b>	<b>0,077</b>	<b>0,008</b>			<b>0,118</b>	<b>0,013</b>				
		Anzahl n	2	2	13	13	0	0	13	13	0	0	0	0
	RD-7	min	0,062	0,008	0,025	0,003			0,051	0,006			0,085	0,010
		max	0,062	0,008	0,224	0,028			0,153	0,019			0,085	0,010
		<b>Median</b>	<b>0,062</b>	<b>0,008</b>	<b>0,062</b>	<b>0,008</b>			<b>0,095</b>	<b>0,012</b>			<b>0,085</b>	<b>0,010</b>
		Anzahl n	1	1	13	13	0	0	13	13	0	0	1	1

		Metoprolol		Oxytetracyclin		Sulfamethoxazol		Trimethoprim		Aclofenfen		Bifenox		
		c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
		[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	
Zulauf	gesamt	min	1,870	0,758			0,050	0,019	0,050	0,017				
		max	14,200	2,460			2,050	0,583	0,970	0,172				
		<b>Median</b>	<b>7,570</b>	<b>1,130</b>			<b>1,100</b>	<b>0,186</b>	<b>0,350</b>	<b>0,057</b>				
		Anzahl n	51	51	0	0	51	51	51	51	0	0	0	0
	BS-1	min	5,730	0,881			0,400	0,079	0,240	0,033				
		max	9,250	1,390			2,050	0,261	0,970	0,172				
		<b>Median</b>	<b>7,430</b>	<b>1,130</b>			<b>1,150</b>	<b>0,187</b>	<b>0,380</b>	<b>0,055</b>				
		Anzahl n	13	13	0	0	13	13	13	13	0	0	0	0
	KR-1	min	1,870	0,758			0,050	0,019	0,050	0,017				
		max	14,200	2,460			1,800	0,583	0,570	0,082				
		<b>Median</b>	<b>5,990</b>	<b>1,034</b>			<b>0,860</b>	<b>0,091</b>	<b>0,260</b>	<b>0,057</b>				
		Anzahl n	13	13	0	0	13	13	13	13	0	0	0	0
	RA-1b	min	6,580	1,414			0,630	0,140	0,160	0,034				
		max	9,210	2,102			1,920	0,412	0,470	0,105				
		<b>Median</b>	<b>8,610</b>	<b>1,873</b>			<b>0,920</b>	<b>0,200</b>	<b>0,250</b>	<b>0,056</b>				
		Anzahl n	11	11	0	0	11	11	11	11	0	0	0	0
RD-1b	min	4,140	0,791			0,510	0,103	0,280	0,034					
	max	9,260	1,861			1,980	0,333	0,750	0,131					
	<b>Median</b>	<b>6,800</b>	<b>1,044</b>			<b>1,300</b>	<b>0,190</b>	<b>0,400</b>	<b>0,061</b>					
	Anzahl n	13	13	0	0	13	13	13	13	0	0	0	0	
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min	0,490	0,097			0,100	0,013	0,010	0,001				
		max	5,940	1,034			1,450	0,314	0,340	0,059				
		<b>Median</b>	<b>1,730</b>	<b>0,365</b>			<b>0,270</b>	<b>0,053</b>	<b>0,060</b>	<b>0,009</b>				
		Anzahl n	52	52	0	0	52	52	52	52	0	0	0	0
	BS-4	min	1,330	0,162			0,100	0,013	0,010	0,001				
		max	5,340	0,875			0,660	0,087	0,210	0,041				
		<b>Median</b>	<b>1,670</b>	<b>0,245</b>			<b>0,270</b>	<b>0,039</b>	<b>0,040</b>	<b>0,006</b>				
		Anzahl n	13	13	0	0	13	13	13	13	0	0	0	0
	KR-4	min	1,630	0,415			0,110	0,018	0,010	0,002				
		max	5,940	1,034			0,550	0,085	0,080	0,040				
		<b>Median</b>	<b>3,350</b>	<b>0,688</b>			<b>0,250</b>	<b>0,050</b>	<b>0,040</b>	<b>0,005</b>				
		Anzahl n	13	13	0	0	13	13	13	13	0	0	0	0
	RA-4	min	0,490	0,097			0,130	0,030	0,020	0,004				
		max	2,560	0,573			1,450	0,314	0,090	0,021				
		<b>Median</b>	<b>0,960</b>	<b>0,209</b>			<b>0,230</b>	<b>0,049</b>	<b>0,050</b>	<b>0,011</b>				
		Anzahl n	13	13	0	0	13	13	13	13	0	0	0	0
RD-3	min	1,080	0,137			0,230	0,037	0,040	0,005					
	max	3,660	0,619			0,890	0,161	0,340	0,059					
	<b>Median</b>	<b>1,650</b>	<b>0,312</b>			<b>0,630</b>	<b>0,085</b>	<b>0,160</b>	<b>0,030</b>					
	Anzahl n	13	13	0	0	13	13	13	13	0	0	0	0	
Klärschlamm	gesamt	min	0,025	0,002							0,050	0,005	0,075	0,007
		max	0,768	0,084							0,050	0,005	0,075	0,007
		<b>Median</b>	<b>0,078</b>	<b>0,009</b>							<b>0,050</b>	<b>0,005</b>	<b>0,075</b>	<b>0,007</b>
		Anzahl n	51	51	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
	BS-5	min	0,025	0,002										
		max	0,092	0,009										
		<b>Median</b>	<b>0,051</b>	<b>0,005</b>										
		Anzahl n	13	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	KR-7	min	0,025	0,002							0,050	0,005	0,075	0,007
		max	0,443	0,044							0,050	0,005	0,075	0,007
		<b>Median</b>	<b>0,124</b>	<b>0,012</b>							<b>0,050</b>	<b>0,005</b>	<b>0,075</b>	<b>0,007</b>
		Anzahl n	12	12	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
	RA-5	min	0,130	0,014										
		max	0,768	0,084										
		<b>Median</b>	<b>0,316</b>	<b>0,035</b>										
		Anzahl n	13	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RD-7	min	0,025	0,003											
	max	0,102	0,013											
	<b>Median</b>	<b>0,062</b>	<b>0,008</b>											
	Anzahl n	13	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

		Cybutryn (Irgarol)		Cypermethrin		Dichlorvos		Dicofol		Ditron		Glyphosat			
		c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>		
		[µg/l]	[mg/ (EW*d)]	[µg/l]	[mg/ (EW*d)]	[µg/l]	[mg/ (EW*d)]	[µg/l]	[mg/ (EW*d)]	[µg/l]	[mg/ (EW*d)]	[µg/l]	[mg/ (EW*d)]		
Zulauf	gesamt	min								0,160	0,019	0,430	0,094		
		max								2,750	0,598	17,800	3,070		
		<b>Median</b>								<b>0,245</b>	<b>0,046</b>	<b>3,630</b>	<b>0,710</b>		
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	51	51	
	BS-1	min											8,700	1,161	
		max											17,800	3,070	
		<b>Median</b>											<b>11,000</b>	<b>1,612</b>	
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13	
	KR-1	min									0,160	0,019	0,440	0,221	
		max									0,220	0,037	6,620	1,506	
		<b>Median</b>									<b>0,190</b>	<b>0,028</b>	<b>3,440</b>	<b>0,474</b>	
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	13	13	
	RA-1b	min									0,270	0,054	0,430	0,094	
		max									2,750	0,598	5,180	1,133	
		<b>Median</b>									<b>1,510</b>	<b>0,326</b>	<b>1,550</b>	<b>0,379</b>	
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	11	11	
RD-1b	min											0,550	0,096		
	max											7,110	0,993		
	<b>Median</b>											<b>3,390</b>	<b>0,464</b>		
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13		
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min		0,040	0,008	0,040	0,006				0,005	0,001	0,140	0,028	
		max		0,040	0,008	0,050	0,007				1,190	0,254	7,640	1,345	
		<b>Median</b>		<b>0,040</b>	<b>0,008</b>	<b>0,045</b>	<b>0,007</b>				<b>0,005</b>	<b>0,002</b>	<b>0,660</b>	<b>0,120</b>	
		Anzahl n	0	0	1	1	2	2	0	0	31	31	52	52	
	BS-4	min									0,020	0,003	2,150	0,263	
		max									0,080	0,012	7,640	1,345	
		<b>Median</b>									<b>0,050</b>	<b>0,006</b>	<b>4,200</b>	<b>0,657</b>	
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	13	13	
	KR-4	min				0,040	0,007				0,005	0,001	0,180	0,045	
		max				0,040	0,007				0,120	0,020	1,190	0,459	
		<b>Median</b>				<b>0,040</b>	<b>0,007</b>				<b>0,005</b>	<b>0,002</b>	<b>0,630</b>	<b>0,103</b>	
		Anzahl n	0	0	0	0	1	1	0	0	13	13	13	13	
	RA-4	min			0,040	0,008					0,200	0,040	0,140	0,028	
		max			0,040	0,008					1,190	0,254	0,920	0,205	
		<b>Median</b>			<b>0,040</b>	<b>0,008</b>					<b>0,695</b>	<b>0,147</b>	<b>0,380</b>	<b>0,094</b>	
		Anzahl n	0	0	1	1	0	0	0	0	2	2	13	13	
RD-3	min					0,050	0,006			0,005	0,001	0,180	0,035		
	max					0,050	0,006			0,020	0,003	1,240	0,202		
	<b>Median</b>					<b>0,050</b>	<b>0,006</b>			<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,520</b>	<b>0,087</b>		
	Anzahl n	0	0	0	0	1	1	0	0	13	13	13	13		
Klärschlamm	gesamt	min											0,025	0,003	
		max											2,750	0,271	
		<b>Median</b>											<b>0,422</b>	<b>0,047</b>	
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	51	
	BS-5	min												0,212	0,020
		max												1,190	0,113
		<b>Median</b>												<b>0,422</b>	<b>0,040</b>
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13	
	KR-7	min												0,239	0,024
		max												2,750	0,271
		<b>Median</b>												<b>1,010</b>	<b>0,100</b>
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	12	
	RA-5	min												0,220	0,024
		max												1,990	0,218
		<b>Median</b>												<b>0,426</b>	<b>0,047</b>
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13	
RD-7	min												0,025	0,003	
	max												1,050	0,129	
	<b>Median</b>												<b>0,280</b>	<b>0,034</b>	
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13		

		Imidacloprid		Isoproturon		Quinoxifen		Terbutylazin		Terbutryn		Triclosan		
		c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
		[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	
Zulauf	gesamt	min	0,025	0,000	0,070	0,009					0,025	0,008	0,033	0,006
		max	0,130	0,029	0,130	0,022					0,250	0,042	1,206	0,277
		<b>Median</b>	<b>0,025</b>	<b>0,006</b>	<b>0,070</b>	<b>0,009</b>					<b>0,043</b>	<b>0,020</b>	<b>0,140</b>	<b>0,027</b>
		Anzahl n	13	14	3	3	0	0	0	0	18	9	51	51
	BS-1	min			0,070	0,009					0,100	0,013	0,050	0,006
		max			0,070	0,009					0,120	0,016	1,100	0,145
		<b>Median</b>			<b>0,070</b>	<b>0,009</b>					<b>0,110</b>	<b>0,014</b>	<b>0,137</b>	<b>0,021</b>
		Anzahl n	0	0	1	1	0	0	0	0	2	2	13	13
	KR-1	min			0,070	0,009					0,025	0,013	0,033	0,014
		max			0,130	0,022					0,250	0,042	0,260	0,031
		<b>Median</b>			<b>0,100</b>	<b>0,015</b>					<b>0,025</b>	<b>0,026</b>	<b>0,126</b>	<b>0,020</b>
		Anzahl n	0	0	2	2	0	0	0	0	13	4	13	13
	RA-1b	min	0,025	0,000							0,090	0,020	0,050	0,011
		max	0,130	0,029							0,110	0,022	0,382	0,082
		<b>Median</b>	<b>0,025</b>	<b>0,006</b>							<b>0,100</b>	<b>0,021</b>	<b>0,152</b>	<b>0,034</b>
		Anzahl n	11	12	0	0	0	0	0	0	2	2	11	11
RD-1b	min	0,120	0,016							0,060	0,008	0,100	0,014	
	max	0,120	0,016							0,060	0,008	1,206	0,277	
	<b>Median</b>	<b>0,120</b>	<b>0,016</b>							<b>0,060</b>	<b>0,008</b>	<b>0,556</b>	<b>0,094</b>	
	Anzahl n	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	13	13	
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min	0,010	0,003	0,003	0,000	0,020	0,003			0,005	0,001	0,005	0,001
		max	0,120	0,027	0,090	0,015	0,020	0,003			0,100	0,017	0,150	0,020
		<b>Median</b>	<b>0,060</b>	<b>0,010</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>			<b>0,010</b>	<b>0,003</b>	<b>0,014</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	52	52	40	40	1	1	0	0	52	52	52	52
	BS-4	min	0,020	0,004	0,005	0,001	0,020	0,003			0,010	0,001	0,010	0,001
		max	0,070	0,010	0,050	0,007	0,020	0,003			0,060	0,008	0,050	0,006
		<b>Median</b>	<b>0,040</b>	<b>0,006</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>			<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,019</b>	<b>0,004</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	1	1	0	0	13	13	13	13
	KR-4	min	0,010	0,003	0,003	0,000					0,010	0,002	0,005	0,001
		max	0,070	0,012	0,090	0,015					0,100	0,017	0,030	0,009
		<b>Median</b>	<b>0,050</b>	<b>0,007</b>	<b>0,005</b>	<b>0,002</b>					<b>0,040</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	0	0	0	0	13	13	13	13
	RA-4	min	0,050	0,011	0,010	0,002					0,005	0,001	0,005	0,001
		max	0,120	0,027	0,010	0,002					0,050	0,010	0,040	0,008
		<b>Median</b>	<b>0,070</b>	<b>0,015</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>					<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>
		Anzahl n	13	13	1	1	0	0	0	0	13	13	13	13
RD-3	min	0,040	0,007	0,003	0,000					0,005	0,001	0,010	0,001	
	max	0,090	0,014	0,020	0,003					0,030	0,004	0,150	0,020	
	<b>Median</b>	<b>0,070</b>	<b>0,011</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>					<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,043</b>	<b>0,007</b>	
	Anzahl n	13	13	13	13	0	0	0	0	13	13	13	13	
Klärschlamm	gesamt	min									0,013	0,001	0,010	0,001
		max									0,130	0,014	2,133	0,263
		<b>Median</b>									<b>0,013</b>	<b>0,001</b>	<b>0,525</b>	<b>0,054</b>
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	16	16	51	51
	BS-5	min											0,010	0,001
		max											0,746	0,071
		<b>Median</b>											<b>0,342</b>	<b>0,032</b>
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13
	KR-7	min									0,077	0,008	0,087	0,009
		max									0,117	0,012	1,805	0,178
		<b>Median</b>									<b>0,097</b>	<b>0,010</b>	<b>0,305</b>	<b>0,030</b>
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	12	12
	RA-5	min									0,013	0,001	0,200	0,022
		max									0,130	0,014	2,115	0,232
		<b>Median</b>									<b>0,013</b>	<b>0,001</b>	<b>0,525</b>	<b>0,058</b>
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13	13	13
RD-7	min									0,074	0,009	0,024	0,003	
	max									0,074	0,009	2,133	0,263	
	<b>Median</b>									<b>0,074</b>	<b>0,009</b>	<b>0,688</b>	<b>0,085</b>	
	Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	13	13	

		Acenaphthen		Acenaphthylen		Anthracen		Benzo [a]-anthracen		Benzo [a]pyren		Benzo [b]-fluoranthien		
		c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
		[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	
Zulauf	gesamt	min	0,003	0,000	0,005	0,001	0,003	0,0003	0,005	0,001	0,003	0,000	0,003	0,001
		max	0,090	0,016	0,110	0,017	0,120	0,0196	0,070	0,011	0,040	0,005	0,050	0,009
		<b>Median</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,040</b>	<b>0,008</b>	<b>0,010</b>	<b>0,0012</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	38	39	51	51	41	41	51	51	42	42	51	51
	BS-1	min	0,003	0,000	0,005	0,001	0,003	0,000	0,005	0,001	0,003	0,000	0,005	0,001
		max	0,090	0,016	0,100	0,016	0,040	0,005	0,070	0,011	0,040	0,005	0,050	0,007
		<b>Median</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,040</b>	<b>0,005</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	KR-1	min	0,010	0,001	0,005	0,001	0,003	0,000	0,005	0,001	0,010	0,002	0,005	0,001
		max	0,010	0,001	0,100	0,011	0,020	0,003	0,030	0,008	0,020	0,003	0,050	0,009
		<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,008</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	1	1	13	13	13	13	13	13	4	4	13	13
	RA-1b	min	0,003	0,001	0,005	0,001	0,010	0,002	0,010	0,002	0,003	0,001	0,005	0,001
		max	0,013	0,003	0,080	0,017	0,020	0,005	0,020	0,005	0,020	0,005	0,020	0,005
		<b>Median</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,040</b>	<b>0,009</b>	<b>0,015</b>	<b>0,004</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	11	11	11	11	2	2	11	11	11	11	11	11
RD-1b	min	0,005	0,000	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,003	0,001	
	max	0,025	0,006	0,110	0,016	0,120	0,020	0,050	0,008	0,040	0,005	0,050	0,007	
	<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,070</b>	<b>0,010</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	
	Anzahl n	12	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min	0,010	0,002	0,010	0,001			0,010	0,002	0,070	0,015	0,070	0,015
		max	0,030	0,012	0,010	0,003			0,020	0,004	0,070	0,015	0,070	0,015
		<b>Median</b>	<b>0,020</b>	<b>0,0026</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>			<b>0,015</b>	<b>0,003</b>	<b>0,070</b>	<b>0,015</b>	<b>0,070</b>	<b>0,015</b>
		Anzahl n	5	5	2	2	0	0	2	2	1	1	1	1
	BS-4	min	0,020	0,003	0,010	0,001								
		max	0,020	0,003	0,010	0,001								
		<b>Median</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>								
		Anzahl n	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	KR-4	min	0,010	0,002	0,010	0,003			0,010	0,002				
		max	0,030	0,012	0,010	0,003			0,010	0,002				
		<b>Median</b>	<b>0,020</b>	<b>0,007</b>	<b>0,010</b>	<b>0,003</b>			<b>0,010</b>	<b>0,0024</b>				
		Anzahl n	2	2	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
	RA-4	min							0,020	0,004	0,070	0,015	0,070	0,015
		max							0,020	0,004	0,070	0,015	0,070	0,015
		<b>Median</b>							<b>0,020</b>	<b>0,0043</b>	<b>0,070</b>	<b>0,015</b>	<b>0,070</b>	<b>0,015</b>
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
RD-3	min	0,010	0,002											
	max	0,030	0,004											
	<b>Median</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>											
	Anzahl n	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Klärschlamm	gesamt	min	0,003	0,000	0,010	0,001	0,003	0,000	0,005	0,000	0,003	0,000	0,005	0,000
		max	0,020	0,002	0,070	0,007	0,030	0,003	0,070	0,007	0,080	0,009	0,100	0,011
		<b>Median</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,035</b>	<b>0,0036</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	26	26	6	6	39	40	51	51	51	51	49	51
	BS-5	min			0,020	0,002	0,003	0,000	0,005	0,000	0,003	0,000	0,005	0,000
		max			0,070	0,007	0,020	0,002	0,070	0,007	0,030	0,003	0,030	0,003
		<b>Median</b>			<b>0,050</b>	<b>0,005</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	0	0	3	3	13	13	13	13	13	13	13	13
	KR-7	min			0,050	0,005	0,010	0,001	0,005	0,000	0,005	0,000	0,005	0,000
		max			0,050	0,005	0,010	0,001	0,040	0,004	0,040	0,004	0,060	0,006
		<b>Median</b>			<b>0,050</b>	<b>0,005</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,025</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	0	0	1	1	1	1	12	12	12	12	12	12
	RA-5	min	0,003	0,000			0,005	0,000	0,010	0,001	0,020	0,002	0,020	0,002
		max	0,010	0,001			0,030	0,003	0,060	0,007	0,080	0,009	0,100	0,011
		<b>Median</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>			<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,030</b>	<b>0,003</b>	<b>0,030</b>	<b>0,003</b>	<b>0,030</b>	<b>0,003</b>
		Anzahl n	13	13	0	0	12	13	13	13	13	13	13	13
RD-7	min	0,003	0,000	0,010	0,001	0,003	0,000	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005	0,000	
	max	0,020	0,002	0,020	0,002	0,020	0,002	0,030	0,004	0,030	0,004	0,030	0,004	
	<b>Median</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,015</b>	<b>0,002</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	
	Anzahl n	13	13	2	2	13	13	13	13	13	13	11	13	

			Benzo[ghi]perylen		Benzo[k]fluoranthren		Chrysen		Dibenz[ah]anthracen		Fluoranthren		Fluoren	
			c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>
			[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]
Zulauf	gesamt	min	0,003	0,000	0,003	0,0003	0,005	0,001	0,010	0,0014	0,005	0,003	0,005	0,001
		max	0,030	0,005	0,020	0,0035	0,120	0,020	0,010	0,0018	0,230	0,030	0,080	0,009
		Median	0,005	0,001	0,003	0,0005	0,030	0,004	0,010	0,0016	0,050	0,009	0,010	0,003
		Anzahl n	51	51	26	26	51	51	2	2	51	51	51	51
	BS-1	min	0,003	0,000	0,003	0,000	0,010	0,002	0,010	0,001	0,020	0,004	0,005	0,001
		max	0,030	0,005	0,020	0,004	0,100	0,018	0,010	0,002	0,170	0,030	0,040	0,007
		Median	0,003	0,001	0,003	0,000	0,030	0,004	0,010	0,002	0,050	0,008	0,010	0,001
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	2	2	13	13	13	13
	KR-1	min	0,003	0,000			0,005	0,001			0,005	0,003	0,005	0,001
		max	0,020	0,003			0,050	0,016			0,110	0,025	0,080	0,009
		Median	0,003	0,001			0,020	0,003			0,050	0,008	0,010	0,003
		Anzahl n	13	13	0	0	13	13	0	0	13	13	13	13
	RA-1b	min	0,003	0,001			0,010	0,002			0,030	0,006	0,005	0,001
		max	0,020	0,005			0,040	0,010			0,070	0,017	0,025	0,005
		Median	0,003	0,001			0,020	0,004			0,050	0,011	0,010	0,002
		Anzahl n	11	11	0	0	11	11	0	0	11	11	11	11
	RD-1b	min	0,005	0,001	0,003	0,000	0,010	0,002			0,020	0,004	0,005	0,001
		max	0,020	0,003	0,020	0,003	0,120	0,020			0,230	0,030	0,060	0,008
Median		0,010	0,001	0,005	0,001	0,030	0,006			0,070	0,012	0,020	0,003	
Anzahl n		13	13	13	13	13	13	0	0	13	13	13	13	
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min	0,070	0,015	0,050	0,011	0,010	0,002			0,003	0,000	0,030	0,004
		max	0,070	0,015	0,050	0,011	0,060	0,013			0,030	0,006	0,030	0,004
		Median	0,070	0,015	0,050	0,011	0,035	0,008			0,005	0,001	0,030	0,004
		Anzahl n	1	1	1	1	2	2	0	0	17	17	1	1
	BS-4	min									0,003	0,000	0,030	0,004
		max									0,030	0,006	0,030	0,004
		Median									0,003	0,000	0,030	0,004
		Anzahl n	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13	1	1
	KR-4	min					0,010	0,002			0,010	0,004		
		max					0,010	0,002			0,010	0,004		
		Median					0,010	0,002			0,010	0,004		
		Anzahl n	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0
	RA-4	min	0,070	0,015	0,050	0,011	0,060	0,013			0,020	0,004		
		max	0,070	0,015	0,050	0,011	0,060	0,013			0,030	0,006		
		Median	0,070	0,015	0,050	0,011	0,060	0,013			0,025	0,005		
		Anzahl n	1	1	1	1	1	1	0	0	2	2	0	0
	RD-3	min									0,020	0,003		
		max									0,020	0,003		
Median										0,020	0,003			
Anzahl n		0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
Klärschlamm	gesamt	min	0,003	0,000	0,003	0,000	0,005	0,000	0,010	0,001	0,005	0,000	0,005	0,001
		max	0,070	0,008	0,040	0,004	0,400	0,044	0,020	0,002	0,210	0,023	0,030	0,004
		Median	0,010	0,001	0,010	0,0009	0,040	0,004	0,015	0,002	0,060	0,007	0,010	0,001
		Anzahl n	51	51	51	51	51	51	2	2	51	51	18	17
	BS-5	min	0,003	0,000	0,003	0,000	0,005	0,000			0,005	0,000	0,010	0,001
		max	0,020	0,002	0,010	0,001	0,080	0,008			0,120	0,011	0,010	0,001
		Median	0,003	0,000	0,003	0,000	0,030	0,003			0,050	0,005	0,010	0,001
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	0	0	13	13	2	2
	KR-7	min	0,005	0,000	0,003	0,000	0,005	0,000			0,010	0,001		
		max	0,040	0,004	0,020	0,002	0,100	0,010			0,090	0,009		
		Median	0,010	0,001	0,003	0,000	0,020	0,002			0,040	0,004		
		Anzahl n	12	12	12	12	12	12	0	0	12	12	0	0
	RA-5	min	0,020	0,002	0,010	0,001	0,020	0,002	0,010	0,001	0,060	0,007	0,005	0,001
		max	0,070	0,008	0,040	0,004	0,400	0,044	0,020	0,002	0,210	0,023	0,020	0,002
		Median	0,030	0,003	0,010	0,001	0,050	0,005	0,015	0,002	0,080	0,009	0,010	0,001
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	2	2	13	13	13	13
	RD-7	min	0,005	0,001	0,003	0,000	0,005	0,001			0,005	0,001	0,010	0,002
		max	0,020	0,002	0,020	0,002	0,050	0,006			0,130	0,016	0,030	0,004
Median		0,010	0,001	0,003	0,000	0,040	0,005			0,050	0,006	0,020	0,003	
Anzahl n		13	13	13	13	13	13	0	0	13	13	3	2	

			Indeno[1,2,3-cd]pyren		Naphthalin		Phenanthren		Pyren		Σ PAH's (EPA)	
			c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>
			[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]
Zulauf	gesamt	min	0,010	0,001	0,040	0,009	0,030	0,010	0,010	0,004	0,100	0,038
		max	0,020	0,004	2,250	0,274	0,800	0,126	0,190	0,030	2,830	0,347
		<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,150</b>	<b>0,026</b>	<b>0,130</b>	<b>0,028</b>	<b>0,050</b>	<b>0,009</b>	<b>0,480</b>	<b>0,103</b>
		Anzahl n	6	6	51	51	51	51	51	51	51	51
	BS-1	min	0,010	0,001	0,080	0,012	0,070	0,011	0,020	0,004	0,210	0,038
		max	0,020	0,004	0,360	0,049	0,710	0,126	0,170	0,030	1,690	0,299
		<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,120</b>	<b>0,018</b>	<b>0,110</b>	<b>0,016</b>	<b>0,050</b>	<b>0,007</b>	<b>0,480</b>	<b>0,072</b>
		Anzahl n	3	3	13	13	13	13	13	13	13	13
	KR-1	min			0,040	0,013	0,030	0,010	0,010	0,005	0,100	0,048
		max			2,250	0,269	0,630	0,091	0,100	0,022	2,830	0,339
		<b>Median</b>			<b>0,180</b>	<b>0,027</b>	<b>0,110</b>	<b>0,026</b>	<b>0,050</b>	<b>0,008</b>	<b>0,460</b>	<b>0,104</b>
		Anzahl n	0	0	13	13	13	13	13	13	13	13
	RA-1b	min			0,060	0,013	0,090	0,020	0,030	0,006	0,290	0,058
		max			0,320	0,078	0,190	0,046	0,090	0,022	0,880	0,215
		<b>Median</b>			<b>0,100</b>	<b>0,022</b>	<b>0,140</b>	<b>0,031</b>	<b>0,040</b>	<b>0,009</b>	<b>0,470</b>	<b>0,101</b>
		Anzahl n	0	0	11	11	11	11	11	11	11	11
RD-1b	min	0,010	0,001	0,040	0,009	0,060	0,012	0,020	0,004	0,210	0,042	
	max	0,020	0,003	1,990	0,274	0,800	0,101	0,190	0,025	2,520	0,347	
	<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,190</b>	<b>0,031</b>	<b>0,220</b>	<b>0,039</b>	<b>0,060</b>	<b>0,011</b>	<b>0,990</b>	<b>0,145</b>	
	Anzahl n	3	3	13	13	13	13	13	13	13	13	
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min	0,010	0,002	0,003	0,000	0,005	0,001	0,003	0,000	0,020	0,003
		max	0,010	0,002	0,110	0,042	0,140	0,028	0,050	0,009	0,270	0,066
		<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,011</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,008</b>	<b>0,001</b>	<b>0,040</b>	<b>0,006</b>
		Anzahl n	1	1	52	52	52	52	18	18	52	52
	BS-4	min	0,010	0,002	0,005	0,001	0,005	0,001	0,003	0,000	0,020	0,003
		max	0,010	0,002	0,030	0,006	0,140	0,028	0,050	0,009	0,240	0,047
		<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,040</b>	<b>0,007</b>
		Anzahl n	1	1	13	13	13	13	13	13	13	13
	KR-4	min			0,005	0,001	0,010	0,001	0,010	0,001	0,025	0,003
		max			0,110	0,042	0,050	0,016	0,010	0,001	0,170	0,066
		<b>Median</b>			<b>0,020</b>	<b>0,003</b>	<b>0,020</b>	<b>0,005</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,050</b>	<b>0,007</b>
		Anzahl n	0	0	13	13	13	13	1	1	13	13
	RA-4	min			0,005	0,001	0,005	0,001	0,010	0,002	0,020	0,004
		max			0,030	0,007	0,130	0,028	0,040	0,009	0,270	0,059
		<b>Median</b>			<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,020</b>	<b>0,004</b>	<b>0,025</b>	<b>0,006</b>
		Anzahl n	0	0	13	13	13	13	3	3	13	13
RD-3	min			0,003	0,000	0,010	0,002	0,010	0,001	0,020	0,003	
	max			0,040	0,007	0,050	0,011	0,010	0,001	0,080	0,011	
	<b>Median</b>			<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,025</b>	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,030</b>	<b>0,006</b>	
	Anzahl n	0	0	13	13	13	13	1	1	13	13	
Klärschlamm	gesamt	min	0,003	0,000	0,005	0,000	0,010	0,001	0,005	0,000	0,010	0,001
		max	0,050	0,005	2,140	0,235	0,220	0,024	0,200	0,022	3,430	0,377
		<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,060</b>	<b>0,007</b>	<b>0,050</b>	<b>0,005</b>	<b>0,360</b>	<b>0,040</b>
		Anzahl n	40	40	51	51	51	51	51	51	51	51
	BS-5	min	0,010	0,001	0,010	0,001	0,020	0,002	0,005	0,000	0,040	0,004
		max	0,020	0,002	0,280	0,026	0,100	0,009	0,100	0,009	0,900	0,085
		<b>Median</b>	<b>0,015</b>	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,060</b>	<b>0,006</b>	<b>0,040</b>	<b>0,004</b>	<b>0,250</b>	<b>0,024</b>
		Anzahl n	2	2	13	13	13	13	13	13	13	13
	KR-7	min	0,003	0,000	0,005	0,000	0,010	0,001	0,005	0,000	0,030	0,003
		max	0,040	0,004	0,440	0,043	0,050	0,005	0,060	0,006	0,660	0,065
		<b>Median</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,030</b>	<b>0,003</b>	<b>0,035</b>	<b>0,003</b>	<b>0,030</b>	<b>0,003</b>	<b>0,300</b>	<b>0,030</b>
		Anzahl n	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
	RA-5	min	0,005	0,001	0,010	0,001	0,060	0,007	0,040	0,004	0,350	0,038
		max	0,050	0,005	2,140	0,235	0,220	0,024	0,200	0,022	3,430	0,377
		<b>Median</b>	<b>0,010</b>	<b>0,001</b>	<b>0,030</b>	<b>0,003</b>	<b>0,110</b>	<b>0,012</b>	<b>0,060</b>	<b>0,007</b>	<b>0,530</b>	<b>0,058</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
RD-7	min	0,003	0,000	0,005	0,001	0,010	0,001	0,005	0,001	0,010	0,001	
	max	0,020	0,002	0,070	0,009	0,160	0,020	0,080	0,010	0,640	0,079	
	<b>Median</b>	<b>0,003</b>	<b>0,000</b>	<b>0,020</b>	<b>0,002</b>	<b>0,060</b>	<b>0,007</b>	<b>0,050</b>	<b>0,006</b>	<b>0,310</b>	<b>0,038</b>	
	Anzahl n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	



		Acetulfam-K		Bisphenol A		Benzotriazol		PFOS		
		c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	c	B* <sub>d</sub>	
		[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	[µg/l]	[mg/(EW*d)]	
Zulauf	gesamt	min	16,500	7,480	0,005	0,001	4,350	1,366	0,060	0,019
		max	87,200	16,953	2,886	0,669	42,800	6,078	0,060	0,019
		<b>Median</b>	<b>69,000</b>	<b>9,964</b>	<b>0,643</b>	<b>0,109</b>	<b>18,300</b>	<b>3,165</b>	<b>0,060</b>	<b>0,019</b>
		Anzahl n	51	51	51	51	51	51	1	1
	BS-1	min	42,000	7,541	0,005	0,001	14,300	2,061		
		max	87,200	13,086	2,365	0,425	24,300	3,161		
		<b>Median</b>	<b>69,000</b>	<b>9,921</b>	<b>0,579</b>	<b>0,095</b>	<b>17,100</b>	<b>2,811</b>		
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	0	0
	KR-1	min	16,500	7,480	0,025	0,010	4,350	1,366	0,060	0,019
		max	79,100	10,732	1,240	0,225	26,100	3,579	0,060	0,019
		<b>Median</b>	<b>47,200</b>	<b>8,767</b>	<b>0,441</b>	<b>0,092</b>	<b>10,800</b>	<b>2,188</b>	<b>0,060</b>	<b>0,019</b>
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	1	1
	RA-1b	min	43,000	9,964	0,250	0,050	15,000	3,223		
		max	78,900	16,953	2,886	0,669	26,000	6,078		
		<b>Median</b>	<b>61,400</b>	<b>14,573</b>	<b>0,657</b>	<b>0,159</b>	<b>19,800</b>	<b>4,302</b>		
		Anzahl n	11	11	11	11	11	11	0	0
RD-1b	min	43,700	8,500	0,250	0,033	13,800	2,336			
	max	85,900	15,760	1,686	0,380	42,800	5,817			
	<b>Median</b>	<b>71,800</b>	<b>10,041</b>	<b>0,965</b>	<b>0,142</b>	<b>25,300</b>	<b>4,021</b>			
	Anzahl n	13	13	13	13	13	13	0	0	
Ablauf (Vorflut)	gesamt	min	0,160	0,026	0,025	0,003	1,410	0,315		
		max	18,100	3,270	1,298	0,302	17,100	2,493		
		<b>Median</b>	<b>0,720</b>	<b>0,117</b>	<b>0,196</b>	<b>0,034</b>	<b>6,670</b>	<b>1,071</b>		
		Anzahl n	52	52	52	52	52	52	0	0
	BS-4	min	0,430	0,058	0,025	0,003	5,050	0,755		
		max	18,100	3,200	1,071	0,220	10,300	1,855		
		<b>Median</b>	<b>1,440</b>	<b>0,186</b>	<b>0,195</b>	<b>0,033</b>	<b>7,900</b>	<b>1,124</b>		
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	0	0
	KR-4	min	0,350	0,040	0,025	0,003	1,770	0,331		
		max	8,470	3,270	0,480	0,138	7,700	2,103		
		<b>Median</b>	<b>1,830</b>	<b>0,310</b>	<b>0,197</b>	<b>0,042</b>	<b>3,680</b>	<b>0,815</b>		
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	0	0
	RA-4	min	0,210	0,045	0,025	0,005	1,410	0,315		
		max	2,510	0,619	1,298	0,302	7,710	1,900		
		<b>Median</b>	<b>0,480</b>	<b>0,104</b>	<b>0,236</b>	<b>0,058</b>	<b>2,480</b>	<b>0,525</b>		
		Anzahl n	13	13	13	13	13	13	0	0
RD-3	min	0,160	0,026	0,025	0,003	4,540	0,907			
	max	4,540	0,794	0,419	0,061	17,100	2,493			
	<b>Median</b>	<b>0,510</b>	<b>0,066</b>	<b>0,190</b>	<b>0,030</b>	<b>9,000</b>	<b>1,423</b>			
	Anzahl n	13	13	13	13	13	13	0	0	
Klärschlamm	gesamt	min			0,025	0,002	0,025	0,002	0,005	0,000
		max			2,078	0,228	0,389	0,043	0,066	0,007
		<b>Median</b>			<b>0,172</b>	<b>0,018</b>	<b>0,138</b>	<b>0,015</b>	<b>0,022</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	0	0	51	51	40	40	12	12
	BS-5	min			0,025	0,002	0,051	0,005		
		max			0,686	0,065	0,056	0,005		
		<b>Median</b>			<b>0,084</b>	<b>0,008</b>	<b>0,053</b>	<b>0,005</b>		
		Anzahl n	0	0	13	13	2	2	0	0
	KR-7	min			0,060	0,006	0,025	0,002	0,005	0,000
		max			1,816	0,179	0,320	0,032	0,066	0,007
		<b>Median</b>			<b>0,148</b>	<b>0,015</b>	<b>0,189</b>	<b>0,019</b>	<b>0,022</b>	<b>0,002</b>
		Anzahl n	0	0	12	12	12	12	12	12
	RA-5	min			0,150	0,016	0,123	0,013		
		max			2,078	0,228	0,389	0,043		
		<b>Median</b>			<b>0,396</b>	<b>0,043</b>	<b>0,274</b>	<b>0,030</b>		
		Anzahl n	0	0	13	13	13	13	0	0
RD-7	min			0,025	0,003	0,025	0,003			
	max			0,661	0,081	0,173	0,021			
	<b>Median</b>			<b>0,148</b>	<b>0,018</b>	<b>0,051</b>	<b>0,006</b>			
	Anzahl n	0	0	13	13	13	13	0	0	

Zulauf		
	Gesamtanzahl Gram-negative Bakterien	Gesamtanzahl 3GCREC
BS-1-17-49	n.d.	n.d.
BS-1-18-03	6,95E+07	1,38E+06
BS-1-18-07	2,75E+07	9,30E+05
BS-1-18-11	7,95E+07	1,50E+06
BS-1-18-16	1,51E+08	1,86E+06
BS-1-18-19	5,00E+07	1,54E+06
BS-1-18-24	1,82E+08	2,11E+06
BS-1-18-28	1,50E+08	2,54E+06
BS-1-18-33	3,90E+08	3,28E+06
BS-1-18-37	2,60E+08	2,96E+06
BS-1-18-42	2,94E+08	2,40E+06
BS-1-18-46	3,10E+08	2,54E+06
BS-1-18-49	2,09E+08	2,36E+06

KR-1-17-51	n.d.	n.d.
KR-1-18-05	2,65E+07	4,20E+05
KR-1-18-09	2,20E+07	4,80E+05
KR-1-18-13	6,60E+07	3,80E+05
KR-1-18-18	2,40E+07	7,20E+05
KR-1-18-22	1,01E+08	1,70E+06
KR-1-18-26	1,35E+08	3,20E+06
KR-1-18-30	4,50E+07	4,19E+06
KR-1-18-34	1,49E+08	6,76E+06
KR-1-18-39	7,40E+07	3,85E+06
KR-1-18-44	8,75E+07	1,30E+06
KR-1-18-48	1,30E+08	4,49E+06
KR-1-18-51	1,92E+08	2,73E+06

RA-1b-17-49	n.d.	n.d.
RA-1b-18-03	7,75E+07	1,85E+06
RA-1b-18-07	n.d.	n.d.
RA-1b-18-11	6,30E+07	1,37E+06
RA-1b-18-16	1,66E+08	1,90E+06
RA-1b-18-19	3,30E+07	3,55E+06
RA-1b-18-24	1,28E+08	2,30E+06
RA-1b-18-28	9,60E+07	4,00E+06
RA-1b-18-32	3,90E+08	5,14E+06
RA-1b-18-37	2,25E+08	2,46E+06
RA-1b-18-42	2,10E+08	2,30E+06
RA-1b-18-46	2,84E+08	2,17E+06
RA-1b-18-49	2,70E+08	1,97E+06

RD-1b-17-51	n.d.	n.d.
RD-1b-18-5	4,20E+07	8,70E+05
RD-1b-18-09	5,70E+07	1,43E+06
RD-1b-18-13	7,80E+07	1,39E+06
RD-1b-18-18	2,05E+08	2,22E+06
RD-1b-18-22	1,60E+08	2,37E+06
RD-1b-18-26	3,85E+08	4,27E+06
RD-1b-18-30	2,20E+08	4,00E+06
RD-1b-18-35	4,00E+08	5,25E+06
RD-1b-18-39	1,94E+08	4,18E+06
RD-1b-18-44	6,75E+07	1,16E+06
RD-1b-18-48	9,75E+07	2,32E+06
RD-1b-18-51	1,79E+08	2,26E+06

Ablauf		
	Gesamtanzahl Gram-negative Bakterien	Gesamtanzahl 3GCREC
BS-4-18-03	n.d.	n.d.
BS-4-17-49	4,10E+05	5,20E+02
BS-4-18-07	4,32E+06	1,60E+03
BS-4-18-11	1,08E+06	4,00E+02
BS-4-18-16	7,30E+05	2,19E+03
BS-4-18-19	2,00E+04	4,50E+02
BS-4-18-24	7,70E+05	5,80E+02
BS-4-18-28	5,90E+05	5,90E+02
BS-4-18-33	9,90E+05	4,70E+02
BS-4-18-37	4,00E+05	9,80E+02
BS-4-18-42	5,40E+05	1,40E+03
BS-4-18-46	7,00E+05	8,20E+02
BS-4-18-49	4,10E+05	4,70E+02

KR-4-17-51	n.d.	n.d.
KR-4-18-05	9,70E+05	1,76E+03
KR-4-18-09	1,60E+05	3,60E+02
KR-4-18-13	1,50E+05	1,38E+03
KR-4-18-18	5,30E+05	9,40E+02
KR-4-18-22	7,95E+05	8,40E+02
KR-4-18-26	8,00E+05	2,34E+03
KR-4-18-30	3,20E+05	7,80E+02
KR-4-18-34	7,10E+05	3,65E+03
KR-4-18-39	1,10E+06	1,02E+03
KR-4-18-44	3,30E+05	4,80E+02
KR-4-18-48	2,40E+05	2,60E+02
KR-4-18-51	3,00E+05	2,00E+02

RA-4-17-49	n.d.	n.d.
RA-4-18-03	1,40E+05	2,30E+02
RA-4-18-07	1,90E+05	2,41E+03
RA-4-18-11	2,30E+05	6,00E+02
RA-4-18-16	8,85E+05	4,80E+02
RA-4-18-19	3,30E+05	0,00E+00
RA-4-18-24	3,90E+05	0,00E+00
RA-4-18-28	5,00E+03	0,00E+00
RA-4-18-32	1,50E+05	5,00E+00
RA-4-18-37	1,90E+05	5,00E+00
RA-4-18-42	3,50E+04	1,00E+02
RA-4-18-46	1,50E+05	1,85E+02
RA-4-18-49	5,45E+05	3,50E+02

RD-4-17-51	n.d.	n.d.
RD-4-18-05	8,80E+06	1,44E+03
RD-3-18-09	1,28E+06	7,95E+03
RD-3-18-13	3,80E+05	4,85E+03
RD-3-18-18	2,10E+06	6,00E+03
RD-3-18-22	1,80E+06	1,50E+04
RD-3-18-26	6,40E+06	3,55E+03
RD-3-18-30	3,00E+06	4,75E+03
RD-3-18-35	3,25E+06	1,40E+03
RD-3-18-39	1,40E+06	1,20E+03
RD-3-18-44	1,34E+06	1,65E+03
RD-3-18-48	1,08E+06	4,05E+03
RD-3-18-51	2,09E+06	7,25E+03

## **Anhang 10.2 Überprüfung saisonal statistisch signifikanter Unterschiede (t-Test)**

Anhand von Kreuzmatrices wird überprüft, ob es signifikante Unterschiede zwischen den Zulauffrachten einzelner Monate gibt. Die Kreuzmatrices deuten dann ggf. eine saisonale Häufung an, die auf eine ausgeprägte saisonale Variation der Zulauffrachten hindeutet. Zur Anwendung kommt der zweiseitige t-Test mit einem Signifikanzniveau von  $\alpha = 0,05$ . Ein signifikanter Unterschied zwischen einzelnen Monaten wird mit „ja“ gekennzeichnet. Für fehlende Stoffe liegt keine ausreichende Datenbasis vor.

## Schwermetalle

Blei (Pb)	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	ja	ja	ja	ja	nein	ja	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	X	
Dez	nein	nein	ja	nein	ja	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X

Nickel (Ni)	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Quecksilber (Hg)	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

## Arzneistoffe

Carbamazepin												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Ciprofloxacin												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	ja	nein	X									
Apr	ja	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Coffein												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Diclofenac	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	ja	nein	ja	ja	ja	ja	nein	X				
Sep	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	X			
Okt	ja	nein	nein	nein	ja	nein	nein	ja	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	ja	nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Gabapentin	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	ja	ja	nein	nein	nein	ja	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Ibuprofen	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	ja	nein	ja	ja	nein	nein	X					
Aug	ja	nein	ja	ja	ja	nein	nein	X				
Sep	ja	nein	ja	ja	ja	nein	nein	nein	X			
Okt	ja	nein	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	ja	nein	ja	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja	nein	X

Iopamidol	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Metformin	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	ja	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Metoprolol	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Sulfamethoxazol													Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )													
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	
Jan	X												Jan	X												
Feb	nein	X											Feb	nein	X											
Mar	nein	nein	X										Mar	nein	nein	X										
Apr	nein	nein	nein	X									Apr	nein	nein	nein	X									
Mai	nein	nein	nein	nein	X								Mai	nein	nein	nein	nein	X								
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X							Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X							
Jul	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X						Jul	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X						
Aug	nein	ja	ja	nein	nein	nein	nein	X					Aug	nein	ja	ja	nein	nein	nein	nein	X					
Sep	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				Sep	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Okt	nein	ja	ja	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X			Okt	nein	ja	ja	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X			
Nov	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		Nov	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	

Trimethoprim													Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X												Jan	X											
Feb	nein	X											Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X										Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X									Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	ja	nein	nein	nein	X								Mai	ja	nein	nein	nein	X							
Jun	ja	nein	nein	nein	nein	X							Jun	ja	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X						Jul	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					Aug	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	nein	X				Sep	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	ja	nein	nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X		Nov	ja	nein	nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X



## Pflanzenschutzmittel

Glyphosat	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Oct	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Triclosan	Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X			
Oct	nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	ja	nein	X

## PAKs

<b>Acenaphthen</b>		<b>Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, <math>\alpha = 0,05</math>)</b>										
	<b>Jan</b>	<b>Feb</b>	<b>Mar</b>	<b>Apr</b>	<b>May</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Aug</b>	<b>Sep</b>	<b>Oct</b>	<b>Nov</b>	<b>Dec</b>
<b>Jan</b>	X											
<b>Feb</b>	nein	X										
<b>Mar</b>	nein	nein	X									
<b>Apr</b>	nein	nein	nein	X								
<b>Mai</b>	nein	nein	nein	nein	X							
<b>Jun</b>	nein	nein	nein	nein	nein	X						
<b>Jul</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
<b>Aug</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
<b>Sep</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
<b>Okt</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
<b>Nov</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
<b>Dez</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

<b>Acenaphthylen</b>		<b>Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, <math>\alpha = 0,05</math>)</b>										
	<b>Jan</b>	<b>Feb</b>	<b>Mar</b>	<b>Apr</b>	<b>May</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Aug</b>	<b>Sep</b>	<b>Oct</b>	<b>Nov</b>	<b>Dec</b>
<b>Jan</b>	X											
<b>Feb</b>	nein	X										
<b>Mar</b>	nein	nein	X									
<b>Apr</b>	nein	nein	nein	X								
<b>Mai</b>	nein	nein	nein	nein	X							
<b>Jun</b>	ja	nein	nein	ja	nein	X						
<b>Jul</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
<b>Aug</b>	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	X				
<b>Sep</b>	ja	nein	ja	ja	ja	nein	ja	ja	X			
<b>Okt</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
<b>Nov</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
<b>Dez</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

<b>Anthracen</b>		<b>Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, <math>\alpha = 0,05</math>)</b>										
	<b>Jan</b>	<b>Feb</b>	<b>Mar</b>	<b>Apr</b>	<b>May</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Aug</b>	<b>Sep</b>	<b>Oct</b>	<b>Nov</b>	<b>Dec</b>
<b>Jan</b>	X											
<b>Feb</b>	nein	X										
<b>Mar</b>	nein	nein	X									
<b>Apr</b>	nein	nein	nein	X								
<b>Mai</b>	nein	nein	nein	nein	X							
<b>Jun</b>	nein	nein	nein	nein	nein	X						
<b>Jul</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
<b>Aug</b>	ja	ja	nein	nein	ja	nein	nein	X				
<b>Sep</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	X			
<b>Okt</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	X		
<b>Nov</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
<b>Dez</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Benzo[a]anthracen												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	ja	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Benzo[a]pyren												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	ja	ja	X									
Apr	nein	nein	ja	X								
Mai	nein	nein	ja	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	ja	ja	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Benzo[b]fluoranthen												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	ja	ja	X									
Apr	nein	nein	ja	X								
Mai	nein	nein	ja	nein	X							
Jun	nein	nein	ja	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	ja	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	ja	ja	nein	nein	ja	nein	X

Benzo[ghi]perylen													Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	
Jan	X												
Feb	nein	X											
Mar	ja	nein	X										
Apr	nein	nein	nein	X									
Mai	nein	nein	nein	nein	X								
Jun	nein	nein	ja	nein	nein	X							
Jul	nein	nein	ja	nein	nein	nein	X						
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Okt	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X	

Benzo[k]fluoranthen													Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	
Jan	X												
Feb	nein	X											
Mar	ja	ja	X										
Apr	ja	nein	ja	X									
Mai	nein	nein	ja	ja	X								
Jun	nein	nein	ja	nein	nein	X							
Jul	nein	nein	ja	nein	nein	nein	X						
Aug	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	X					
Sep	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	ja	X				
Okt	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	ja	nein	X			
Nov	ja	nein	ja	ja	ja	nein	nein	ja	nein	nein	X		
Dez	ja	ja	ja	ja	nein	nein	nein	ja	nein	nein	ja	X	

Chrysen													Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	
Jan	X												
Feb	nein	X											
Mar	nein	ja	X										
Apr	nein	nein	nein	X									
Mai	nein	nein	ja	nein	X								
Jun	nein	nein	ja	nein	ja	X							
Jul	nein	nein	ja	nein	nein	nein	X						
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Sep	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Okt	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Nov	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Dez	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	

Fluoranthren												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	X

Fluoren												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	ja	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	ja	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Naphthalin												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	ja	ja	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Phenanthren												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Pyren												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	ja	nein	X

Σ PAK's (EPA)												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	nein	X

## Sonstige

Acesulfam-K												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X

Bisphenol A												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	ja	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	ja	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	ja	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	ja	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	ja	nein	nein	ja	nein	ja	ja	ja	X			
Okt	ja	nein	nein	ja	nein	ja	ja	ja	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	ja	nein	X

Benzotriazol												
Signifikanztest (t-Test, zweiseitig, $\alpha = 0,05$ )												
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Jan	X											
Feb	nein	X										
Mar	nein	nein	X									
Apr	nein	nein	nein	X								
Mai	nein	nein	nein	nein	X							
Jun	nein	nein	nein	nein	nein	X						
Jul	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X					
Aug	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X				
Sep	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X			
Okt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X		
Nov	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X	
Dez	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	X





## **Anhang 11 – Saisonale Eliminationsraten**

### Anmerkungen

Für die Ermittlung der Eliminationsraten (bezogen auf die Zu- und Ablaufkonzentrationen) liegt folgender Algorithmus zugrunde:

*Fall 1: Konzentrationen im Zu- und Ablauf liegen oberhalb der Bestimmungsgrenze:*

Berechnung der Eliminationsrate nach  $[1 - (C_{\text{Ablauf}} / C_{\text{Zulauf}})] * 100$

*Fall 2: Nur die Konzentration im Zulauf liegt oberhalb der Bestimmungsgrenze:*

Es erfolgt die Bestimmung einer Mindest-Eliminationsrate, die sich auf die Bestimmungsgrenze der Ablaufproben bezieht  $[1 - (C_{\text{Ablauf, BG}} / C_{\text{Zulauf}})] * 100$

(angeben z.B. als „> 55“)

*Fall 3: Nur die Konzentration im Ablauf liegt oberhalb der Bestimmungsgrenze:*

Es erfolgt keine Bestimmung der Eliminationsrate

(angeben z.B. als „n.d.“)

*Fall 4: Keine Konzentration liegt oberhalb der Bestimmungsgrenze:*

Es erfolgt keine Bestimmung -Eliminationsrate

(angeben z.B. als „n.d.“)

<sup>1</sup> Mittelwert der einzelnen Kläranlagen. Nur berechnet, wenn wenigstens für die Hälfte der Monate eine quantifizierbare Eliminationsrate ermittelt wurde.

<sup>2</sup> Medianwert über alle Kläranlagen. Nur ermittelt, wenn wenigstens für die Hälfte aller Ergebnisse eine quantifizierbare Eliminationsrate ermittelt wurde.

Eliminations- raten [%]	CSB	TN	NH <sub>4</sub> -N	P <sub>ges</sub>	Blei (Pb)	Cadmium (Cd)	Nickel (Ni)	Quecksilber (Hg)	Carbamazepin	Ciprofloxacin	Coffein	Diclofenac	Gabapentin	Ibuprofen
<b>Bad Segeberg</b>														
Dez 17	91	97	100	97	n.d.	n.d.	69	n.d.	n.d.	85	100	n.d.	54	100
Jan 18	88	83	97	93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	91	100	35	78	100
Feb 18	94	78	83	95	n.d.	n.d.	43	n.d.	n.d.	87	100	13	44	100
Mrz 18	93	58	62	93	n.d.	n.d.	40	> 50	39	95	100	15	31	100
Apr 18	94	63	77	96	n.d.	n.d.	25	n.d.	n.d.	93	100	30	54	100
Mai 18	95	92	100	96	n.d.	n.d.	72	n.d.	13	92	100	55	87	100
Jun 18	92	92	100	93	n.d.	n.d.	33	n.d.	n.d.	86	100	39	76	100
Jul 18	95	91	99	97	n.d.	n.d.	43	> 67	n.d.	89	100	45	89	100
Aug 18	90	93	100	96	> 17	n.d.	69	n.d.	n.d.	86	100	20	90	100
Sep 18	96	92	100	98	n.d.	n.d.	38	n.d.	9	96	100	41	89	100
Okt 18	96	95	100	99	> 29	n.d.	55	n.d.	28	92	100	19	93	100
Nov 18	96	93	100	98	n.d.	n.d.	43	50	10	91	100	30	90	100
Dez 18	96	93	100	98	> 50	n.d.	24	n.d.	n.d.	96	100	24	87	100
Mittel	94	86	94	96	n.d.	n.d.	46	n.d.	20	91	100	30	74	100
<b>Kropp</b>														
Dez 17	85	69	99	96	n.d.	n.d.	43	n.d.	n.d.	94	100	6	62	100
Jan 18	94	78	98	90	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	89	100	n.d.	38	100
Feb 18	85	78	100	92	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	41	96	100	n.d.	33	> 99
Mrz 18	42	77	91	91	n.d.	n.d.	20	n.d.	29	97	100	76	28	100
Apr 18	91	89	99	91	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	47	98	100	33	59	100
Mai 18	92	86	99	93	n.d.	n.d.	70	n.d.	n.d.	97	100	26	46	100
Jun 18	91	95	99	95	n.d.	n.d.	70	> 67	n.d.	97	100	31	54	100
Jul 18	96	96	99	97	n.d.	n.d.	20	n.d.	n.d.	98	100	32	100	100
Aug 18	95	94	100	98	> 38	n.d.	44	n.d.	45	98	100	41	89	100
Sep 18	93	93	100	98	> 38	n.d.	n.d.	n.d.	11	99	100	13	84	100
Okt 18	92	94	100	98	> 17	n.d.	20	n.d.	13	97	100	4	88	100
Nov 18	95	95	100	99	> 29	n.d.	70	n.d.	71	98	100	6	86	100
Dez 18	96	94	92	99	> 62	n.d.	57	n.d.	65	97	100	34	88	100
Mittel	88	88	98	95	n.d.	n.d.	46	n.d.	40	97	100	27	66	100
<b>Ratzeburg</b>														
Dez 17	91	93	100	97	n.d.	n.d.	n.d.	> 50	27	91	100	10	84	100
Jan 18	89	92	100	97	n.d.	n.d.	29	n.d.	n.d.	93	100	12	62	100
Mrz 18	91	90	100	95	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	48	93	100	10	23	100
Apr 18	93	92	100	93	n.d.	n.d.	17	n.d.	n.d.	93	100	26	32	100
Mai 18	95	93	100	97	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	18	96	100	64	80	100
Jun 18	91	87	100	95	> 17	n.d.	29	n.d.	88	94	100	64	95	100
Jul 18	94	91	100	97	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	95	100	56	95	100
Aug 18	83	91	100	98	n.d.	n.d.	29	n.d.	n.d.	90	100	72	92	100
Sep 18	89	90	100	97	n.d.	n.d.	14	n.d.	n.d.	94	100	60	95	100
Okt 18	96	93	100	99	n.d.	n.d.	33	n.d.	65	96	100	46	93	100
Nov 18	97	96	100	98	n.d.	n.d.	29	n.d.	n.d.	94	100	42	93	100
Dez 18	95	91	100	97	> 67	n.d.	83	n.d.	32	95	100	21	88	100
Mittel	92	92	100	97	n.d.	n.d.	33	n.d.	46	94	100	40	78	100
<b>Rendsburg</b>														
Dez 17	85	73	94	97	n.d.	n.d.	14	n.d.	13	91	100	24	76	100
Jan 18	94	76	96	96	n.d.	n.d.	33	n.d.	n.d.	92	100	17	66	100
Feb 18	85	65	69	95	n.d.	n.d.	20	n.d.	n.d.	98	100	24	63	96
Mrz 18	88	83	98	97	n.d.	n.d.	20	n.d.	n.d.	97	100	27	72	100
Apr 18	95	86	100	97	n.d.	n.d.	43	n.d.	11	93	100	42	85	100
Mai 18	95	86	100	96	n.d.	n.d.	n.d.	> 67	n.d.	94	100	28	88	100
Jun 18	92	85	100	97	n.d.	n.d.	50	n.d.	n.d.	93	100	28	90	100
Jul 18	86	89	100	97	n.d.	n.d.	29	n.d.	n.d.	94	100	51	88	100
Aug 18	93	90	100	99	n.d.	n.d.	29	> 67	n.d.	96	100	39	94	100
Sep 18	93	89	100	99	> 38	n.d.	n.d.	n.d.	22	97	100	45	93	100
Okt 18	93	85	100	99	> 29	n.d.	38	n.d.	n.d.	95	100	38	92	100
Nov 18	94	88	100	98	n.d.	n.d.	45	50	29	95	100	17	87	100
Dez 18	95	88	100	98	> 17	n.d.	56	> 50	10	94	100	32	63	100
Mittel <sup>1</sup>	91	83	97	97	n.d.	n.d.	34	n.d.	17	95	100	32	81	100
<b>Gesamt</b>														
Median <sup>2</sup>	93	90	100	97	n.d.	n.d.	38	n.d.	28	94	100	30	86	100
min	42	58	62	90			14		9	85	100	4	23	96
max	97	97	100	99			83		88	99	100	76	100	100
Anzahl	51	51	51	51			40		24	51	51	48	51	51

Eliminations- raten [%]	Iopamidol	Metformin	Metoprolol	Oxytetracyclin	Sulfametha- zazol	Trimethoprim	Acclonifen	Bifenox	Cybutryn (Irgarol)	Cypermethrin	Dichlorvos	Dicofol	Diuron	Glyphosat
<b>Bad Segeberg</b>														
Dez 17	n.d.	95	61	n.d.	69	58	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	74
Jan 18	n.d.	99	65	n.d.	59	77	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	36
Feb 18	n.d.	96	33	n.d.	13	45	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	27
Mrz 18	n.d.	95	24	n.d.	69	94	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	69
Apr 18	n.d.	100	26	n.d.	79	59	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	57
Mai 18	59	100	52	n.d.	80	89	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	72
Jun 18	n.d.	99	79	n.d.	74	96	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	51
Jul 18	n.d.	100	81	n.d.	56	97	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	60
Aug 18	n.d.	100	79	n.d.	86	88	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	53
Sep 18	n.d.	100	82	n.d.	83	94	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	69
Okt 18	n.d.	99	86	n.d.	81	91	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	81
Nov 18	n.d.	100	83	n.d.	85	90	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	68
Dez 18	n.d.	100	78	n.d.	91	82	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	41
Mittel	n.d.	99	64	n.d.	71	81	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	58
<b>Kropp</b>														
Dez 17	n.d.	97	28	n.d.	30	73	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2
Jan 18	6	96	17	n.d.	87	40	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	75
Feb 18	6	97	13	n.d.	n.d.	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	50
Mrz 18	19	94	11	n.d.	n.d.	30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	69
Apr 18	16	98	76	n.d.	35	80	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	86
Mai 18	53	100	18	n.d.	14	89	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	77
Jun 18	n.d.	100	30	n.d.	48	88	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	45
Jul 18	n.d.	100	45	n.d.	71	92	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	86
Aug 18	98	100	47	n.d.	91	96	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	87
Sep 18	n.d.	100	45	n.d.	60	93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	90
Okt 18	84	100	31	n.d.	83	95	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	44
Nov 18	86	100	65	n.d.	80	89	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	83
Dez 18	n.d.	100	58	n.d.	62	81	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	85
Mittel	46	98	37	n.d.	60	77	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	73
<b>Ratzeburg</b>														
Dez 17	n.d.	99	79	n.d.	71	64	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	71
Jan 18	n.d.	99	71	n.d.	74	89	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	81
Mrz 18	n.d.	99	75	n.d.	79	53	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	75
Apr 18	n.d.	100	88	n.d.	80	78	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	57
Mai 18	n.d.	100	93	n.d.	78	86	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	86
Jun 18	n.d.	100	88	n.d.	78	90	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	54
Jul 18	n.d.	100	90	n.d.	79	93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	49
Aug 18	n.d.	100	89	n.d.	72	88	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	78
Sep 18	n.d.	100	94	n.d.	85	89	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	87
Okt 18	n.d.	100	94	n.d.	80	86	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	26	89
Nov 18	n.d.	100	91	n.d.	76	78	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	82
Dez 18	n.d.	100	89	n.d.	77	67	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	85
Mittel	n.d.	100	87	n.d.	78	80	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	77
<b>Rendsburg</b>														
Dez 17	n.d.	100	67	n.d.	27	59	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	87
Jan 18	n.d.	99	66	n.d.	54	53	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	73
Feb 18	n.d.	97	37	n.d.	54	93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	15
Mrz 18	n.d.	100	44	n.d.	73	11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	65
Apr 18	50	98	66	n.d.	63	41	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	66
Mai 18	45	100	73	n.d.	72	54	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	90
Jun 18	13	100	82	n.d.	66	75	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	83
Jul 18	n.d.	100	83	n.d.	36	75	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	85
Aug 18	14	100	84	n.d.	61	89	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	85
Sep 18	25	100	87	n.d.	61	86	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	91
Okt 18	36	100	87	n.d.	52	35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	85
Nov 18	n.d.	100	76	n.d.	40	45	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	82
Dez 18	n.d.	100	79	n.d.	52	52	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	81
Mittel <sup>1</sup>	30	99	72	n.d.	55	59	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	76
<b>Gesamt</b>														
Median <sup>2</sup>	n.d.	100	75	n.d.	72	82	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	77
min		94	11		13	11								2
max		100	94		91	97								91
Anzahl		51	51		49	51								51

Eliminations- raten [%]	Imidacloprid	Isoproturon	Quinoxifen	Terbutylazin	Terbutryn	Triclosan	Acenaphthen	Acenaphthylen	Anthracen	Benzo[a]- anthracen	Benzo[a]pyren	Benzo[b]- fluoranthen	Benzo[ghi]- perylen	Benzo[k]- fluoranthen
<b>Bad Segeberg</b>														
Dez 17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	95	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Jan 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	85	n.d.	> 88	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Feb 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	83	n.d.	> 88	n.d.	> 50	n.d.	> 50	n.d.	n.d.
Mrz 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	93	> 89	> 50	> 50	> 83	> 67	> 67	> 67	> 50
Apr 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	97	n.d.	> 90	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mai 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Jun 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	92	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Jul 18	n.d.	29	n.d.	n.d.	50	84	n.d.	> 80	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Aug 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	78	n.d.	> 83	> 75	> 86	> 75	> 80	> 67	> 50
Sep 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	68	77	n.d.	n.d.	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Okt 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	58	n.d.	> 75	n.d.	> 50	> 50	> 50	n.d.	n.d.
Nov 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	20	n.d.	> 80	n.d.	> 50	> 50	n.d.	n.d.	n.d.
Dez 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	97	n.d.	> 50	> 67	> 67	> 80	> 50	n.d.	n.d.
Mittel	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	81	n.d.	79	n.d.	61	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Kropp</b>														
Dez 17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	60	57	n.d.	> 50	n.d.	> 50	n.d.	> 67	n.d.	n.d.
Jan 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	60	85	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Feb 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	60	89	n.d.	> 0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mrz 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	60	90	n.d.	> 50	n.d.	> 50	n.d.	> 50	n.d.	n.d.
Apr 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	60	94	n.d.	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mai 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	54	96	n.d.	> 75	n.d.	67	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Jun 18	n.d.	31	n.d.	n.d.	60	96	n.d.	> 80	> 50	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.
Jul 18	n.d.	43	n.d.	n.d.	n.d.	96	n.d.	> 75	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Aug 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	64	96	n.d.	> 86	> 50	> 50	> 50	> 50	> 50	n.d.
Sep 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	79	85	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Okt 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	79	n.d.	> 86	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nov 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	92	n.d.	n.d.	n.d.	> 50	> 50	> 50	n.d.	n.d.
Dez 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	20	96	n.d.	> 50	n.d.	> 33	n.d.	> 60	n.d.	n.d.
Mittel	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	89	n.d.	65	n.d.	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Ratzeburg</b>														
Dez 17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	97	n.d.	> 83	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Jan 18	8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	97	n.d.	> 86	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mrz 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	95	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	n.d.	> 50	> 50	n.d.
Apr 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	98	n.d.	> 88	n.d.	> 50	n.d.	> 50	n.d.	n.d.
Mai 18	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	92	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Jun 18	27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	96	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Jul 18	18	n.d.	n.d.	n.d.	78	97	n.d.	> 80	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Aug 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	99	n.d.	> 75	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sep 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	60	n.d.	> 60	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Okt 18	10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	55	80	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nov 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	20	n.d.	> 86	> 50	> 50	> 50	n.d.	n.d.	n.d.
Dez 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	99	n.d.	> 80	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mittel	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	86	n.d.	78	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Rendsburg</b>														
Dez 17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	96	n.d.	> 50	n.d.	> 50	n.d.	> 50	n.d.	n.d.
Jan 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	94	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Feb 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	80	n.d.	> 89	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mrz 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	91	n.d.	> 86	> 92	> 80	> 67	> 75	> 50	> 50
Apr 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	93	n.d.	> 86	> 80	> 67	n.d.	> 50	> 50	n.d.
Mai 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	93	n.d.	> 86	> 50	> 75	> 50	> 75	> 50	n.d.
Jun 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	67	96	> 50	> 75	> 50	> 67	> 50	n.d.	n.d.	n.d.
Jul 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	98	n.d.	> 33	> 60	> 33	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Aug 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	99	> 50	> 91	> 75	> 75	> 75	> 80	> 50	> 50
Sep 18	25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	> 50	> 50	> 50	> 50	> 50	n.d.
Okt 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	50	n.d.	> 86	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nov 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	95	n.d.	> 91	n.d.	> 50	n.d.	> 50	n.d.	n.d.
Dez 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	95	n.d.	> 17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mittel <sup>1</sup>	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	90	n.d.	75	61	62	54	61	n.d.	n.d.
<b>Gesamt</b>														
Median <sup>2</sup>	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	93	n.d.	80	n.d.	50	n.d.	n.d.	50	n.d.
min						20		17		33			50	
max						99		91		86			67	
Anzahl						50		38		30			10	

Eliminations- raten [%]	Chrysen	Dibenzo[ah]- anthracen	Fluoranthren	Fluoren	Indeno[1,2,3-cd] pyren	Naphthalin	Phenanthren	Pyren	Σ PAK's (EPA)	Acesulfam-K	Bisphenol A	Benzotriazol	PFOS
<b>Bad Segeberg</b>													
Dez 17	n.d.	n.d.	88	n.d.	n.d.	63	57	88	67	67	92	45	n.d.
Jan 18	> 50	n.d.	92	n.d.	n.d.	63	78	92	86	87	n.d.	41	n.d.
Feb 18	> 67	n.d.	70	> 50	n.d.	70	63	69	73	73	n.d.	45	n.d.
Mrz 18	> 90	n.d.	88	> 75	> 50	83	92	71	91	68	n.d.	40	n.d.
Apr 18	> 67	n.d.	95	n.d.	n.d.	91	85	95	94	94	77	64	n.d.
Mai 18	> 33	n.d.	90	n.d.	n.d.	69	75	90	92	99	67	75	n.d.
Jun 18	> 50	n.d.	94	n.d.	n.d.	88	88	94	92	99	53	62	n.d.
Jul 18	> 50	n.d.	94	n.d.	n.d.	94	89	95	96	99	84	60	n.d.
Aug 18	> 89	n.d.	94	> 50	n.d.	94	86	98	95	99	55	54	n.d.
Sep 18	> 67	n.d.	96	n.d.	n.d.	95	95	95	94	99	n.d.	54	n.d.
Okt 18	> 67	n.d.	95	n.d.	n.d.	96	94	95	95	99	n.d.	51	n.d.
Nov 18	> 50	n.d.	67	n.d.	n.d.	82	50	89	68	98	n.d.	59	n.d.
Dez 18	> 75	n.d.	97	n.d.	n.d.	96	92	90	95	94	97	53	n.d.
Mittel	63	n.d.	89	n.d.	n.d.	83	80	89	87	90	75	54	n.d.
<b>Kropp</b>													
Dez 17	> 80	n.d.	> 88	> 67	n.d.	50	83	> 86	89	89	44	46	> 17
Jan 18	> 50	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	n.d.	75	> 67	68	78	7	35	n.d.
Feb 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	40	67	> 0	60	82	n.d.	42	n.d.
Mrz 18	> 50	n.d.	67	n.d.	n.d.	n.d.	67	> 50	35	70	n.d.	42	n.d.
Apr 18	n.d.	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	38	71	> 50	64	83	24	71	n.d.
Mai 18	50	n.d.	> 75	n.d.	n.d.	57	73	> 75	73	92	81	71	n.d.
Jun 18	n.d.	n.d.	> 89	> 50	n.d.	93	95	> 86	96	96	n.d.	79	n.d.
Jul 18	n.d.	n.d.	> 80	n.d.	n.d.	98	90	> 75	95	99	73	76	n.d.
Aug 18	> 67	n.d.	> 91	> 67	n.d.	93	93	> 90	96	100	69	79	n.d.
Sep 18	> 50	n.d.	> 80	n.d.	n.d.	94	82	> 80	93	99	n.d.	58	n.d.
Okt 18	> 67	n.d.	> 86	> 67	n.d.	99	85	> 86	98	99	n.d.	63	n.d.
Nov 18	> 50	n.d.	> 86	n.d.	n.d.	89	80	80	90	99	98	58	n.d.
Dez 18	> 60	n.d.	> 75	> 38	n.d.	89	96	> 80	98	99	97	70	n.d.
Mittel	58	n.d.	78	n.d.	n.d.	76	81	75	81	91	62	61	17
<b>Ratzeburg</b>													
Dez 17	n.d.	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	95	91	> 67	93	98	55	75	n.d.
Jan 18	> 50	n.d.	> 75	n.d.	n.d.	67	82	> 75	89	96	65	76	n.d.
Mrz 18	> 75	n.d.	> 80	n.d.	n.d.	89	88	75	92	95	63	64	n.d.
Apr 18	> 75	n.d.	> 83	> 50	n.d.	98	88	> 83	97	99	96	88	n.d.
Mai 18	n.d.	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	94	82	> 60	33	99	76	92	n.d.
Jun 18	> 50	n.d.	> 80	> 50	n.d.	98	93	> 75	95	99	75	92	n.d.
Jul 18	n.d.	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	98	94	> 67	95	99	70	89	n.d.
Aug 18	> 50	n.d.	> 75	n.d.	n.d.	86	95	> 75	92	100	87	86	n.d.
Sep 18	> 67	n.d.	> 83	> 50	n.d.	95	94	> 80	95	100	40	89	n.d.
Okt 18	n.d.	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	90	90	> 67	93	100	n.d.	87	n.d.
Nov 18	> 67	n.d.	> 86	> 50	n.d.	94	58	> 89	89	100	n.d.	86	n.d.
Dez 18	n.d.	n.d.	60	n.d.	n.d.	70	85	67	80	99	96	78	n.d.
Mittel	62	n.d.	74	n.d.	n.d.	89	87	73	87	99	72	83	n.d.
<b>Rendsburg</b>													
Dez 17	> 67	n.d.	> 80	> 50	n.d.	94	75	> 80	89	98	89	67	n.d.
Jan 18	n.d.	n.d.	> 50	n.d.	n.d.	86	67	> 50	86	97	96	65	n.d.
Feb 18	> 50	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	99	89	> 75	95	91	34	59	n.d.
Mrz 18	> 92	n.d.	> 92	> 50	n.d.	78	92	> 88	94	99	50	57	n.d.
Apr 18	> 80	n.d.	> 80	> 50	n.d.	95	83	> 83	95	100	93	60	n.d.
Mai 18	> 75	n.d.	> 91	> 67	n.d.	99	85	> 90	93	100	75	58	n.d.
Jun 18	> 50	n.d.	86	> 75	n.d.	97	87	92	93	99	79	56	n.d.
Jul 18	> 60	n.d.	> 88	n.d.	n.d.	100	92	> 86	98	99	93	74	n.d.
Aug 18	> 88	n.d.	> 96	> 80	> 50	98	95	> 95	98	99	90	71	n.d.
Sep 18	> 75	n.d.	> 89	n.d.	n.d.	98	87	> 86	97	99	n.d.	70	n.d.
Okt 18	> 67	n.d.	> 86	> 50	n.d.	100	86	> 83	99	99	n.d.	59	n.d.
Nov 18	> 67	n.d.	> 86	> 83	n.d.	92	98	> 83	97	99	98	50	n.d.
Dez 18	> 33	n.d.	> 67	n.d.	n.d.	92	81	> 60	95	100	98	62	n.d.
Mittel <sup>1</sup>	67	n.d.	81	63	n.d.	94	86	81	94	98	82	62	n.d.
<b>Gesamt</b>													
Median <sup>2</sup>	67	n.d.	84	50	n.d.	93	86	83	93	99	77	63	n.d.
min	33		50	38		38	50	50	33	67	7	35	
max	92		97	83		100	98	98	99	100	98	92	
Anzahl	40		50	20		49	51	50	51	51	36	51	

## **Anhang 13 - Konzentrationen und Reduktionsfaktoren von Multiresistenten Erregern**

## Kläranlagen übergreifende Daten

**Tabelle 13-1: Resistenztypen aller phänotypisch analysierten 3GCREC Isolate (n = 2729).**

KA <sup>§</sup>	MP <sup>§</sup>	R01	R02	R03	R04	R05	R06	R07	R08	R09	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16
AB	I	13	0	6	1	23	6	18	44	4	3	1	11	52	60	30	58
BS	I	15	0	2	1	20	3	5	2	22	0	5	6	27	5	25	31
BS	R	0	0	0	3	39	20	4	5	2	1	1	9	16	27	18	75
CM	I	12	1	1	16	19	19	4	10	5	0	4	4	44	21	37	38
FL	I	6	0	3	1	11	8	8	9	2	4	3	7	101	14	14	62
KR	I	42	0	2	0	11	7	2	5	4	1	10	34	20	19	2	51
KR	R	19	0	2	0	27	31	0	10	2	0	2	3	19	26	14	85
RA	I	4	1	1	1	1	3	3	5	5	2	11	0	22	53	33	44
RA	R	7	1	0	2	23	14	2	7	0	0	0	2	9	26	10	69
RD	I	9	0	2	1	15	27	6	17	14	1	4	8	35	52	31	56
RD	R	10	2	1	0	36	18	14	12	5	5	2	3	20	13	23	76
SB	I	23	0	4	0	13	4	0	10	1	0	4	0	64	21	2	47
Ges		160	5	24	26	238	160	66	136	66	17	47	87	429	337	239	692

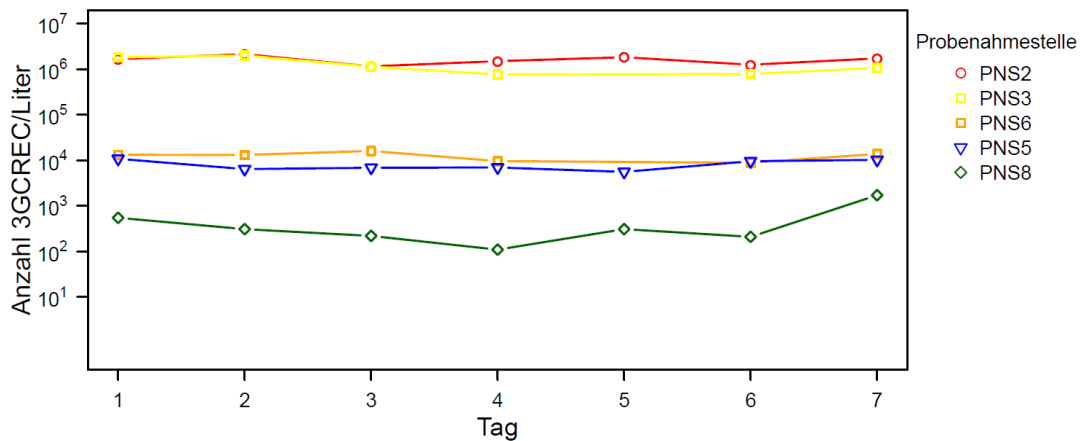
<sup>§</sup>Kläranlagen (KA): Ahrensburg (AB); Bad Segeberg (BS); Cismar (CM); Flensburg (FL); Kropp (KR); Ratzeburg (RA); Rendsburg (RD); Süderbrarup (SB)

<sup>§</sup>Messprogramm (MP): Intensiv-Messprogramm (I); Routine-Messprogramm (R)

Grau hinterlegte Resistenztypen (R01 bis R08) enthalten eine Resistenz gegenüber Ciprofloxacin (phänotypisch 3MRGN)



### KA Ahrensburg



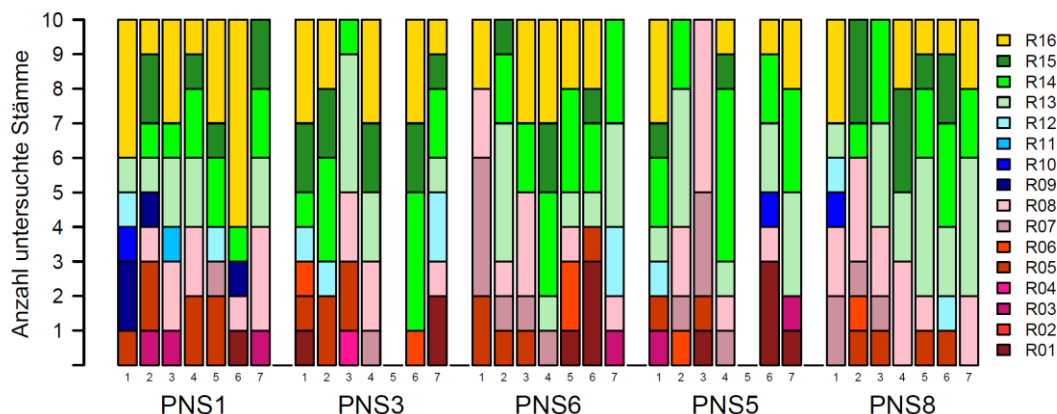
**Abbildung 13-1: Mengenverlauf von 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Ahrensburg im Intensiv-Messprogramm.**

Die Bezeichnung der PNS entspricht den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Ahrens-burg. Am 5. Tag des Intensiv-Messprogramms lagen für die PNS3 und PNS6 keine Proben für die mikrobiologische Analyse vor.

**Tabelle 13-2: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Ahrensburg (Intensiv-Messprogramm).**

Tag	PNS1->PNS3	PNS3->PNS5	PNS5->PNS8	PNS1->PNS6	PNS6->PNS8	PNS1->PNS8
1	-0,04	2,23	1,30	2,10	1,38	3,48
2	0,03	2,49	1,32	2,21	1,63	3,84
3	0,01	2,22	1,50	1,86	1,87	3,72
4	0,29	2,04	1,80	2,19	1,94	4,14
5						3,77
6	0,20	1,92	1,66	2,15	1,63	3,78
7	0,21	2,02	0,78	2,10	0,91	3,01
<b>Mittelwert</b>	<b>0,00</b>	<b>2,15</b>	<b>1,39</b>	<b>2,10</b>	<b>1,56</b>	<b>3,68</b>

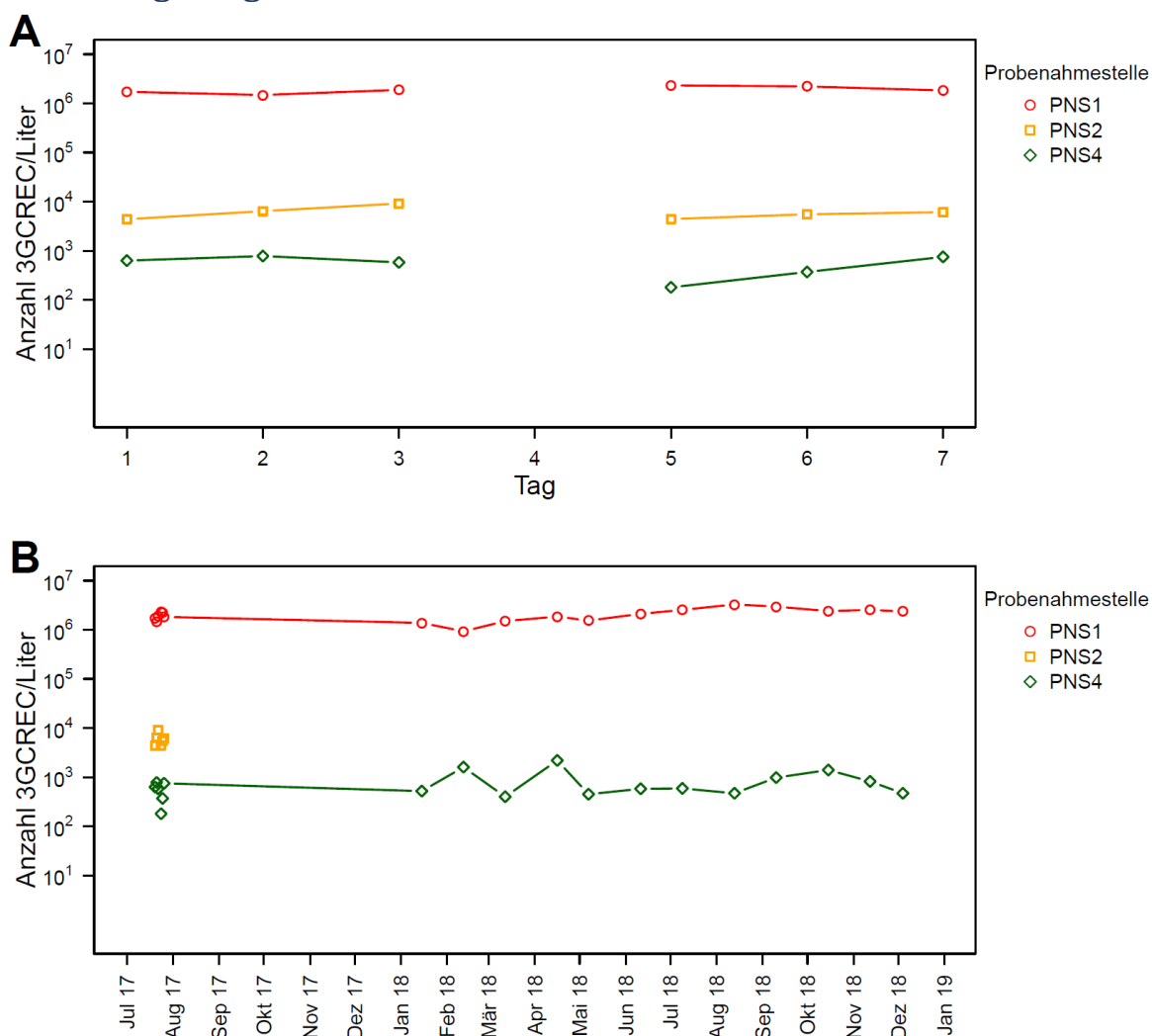
Am 5. Tag des Intensiv-Messprogramms lagen für die PNS3 und PNS6 keine Proben vor.



**Abbildung 13-2: Resistenztypen der 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Ahrensburg im Intensiv-Messprogramm.**

Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder PNS phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen sind farbig dargestellt. Die jeweiligen PNS sind angegeben und entsprechen den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Ahrensburg. Zahlen unter den Säulen geben den Tag der Probenahme im Intensiv-Messprogramm an.

### KA Bad Segeberg



**Abbildung 13-3: Mengenverlauf von 3GCREC an den Probenahmepunkten der Kläranlage Bad Segeberg im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).**

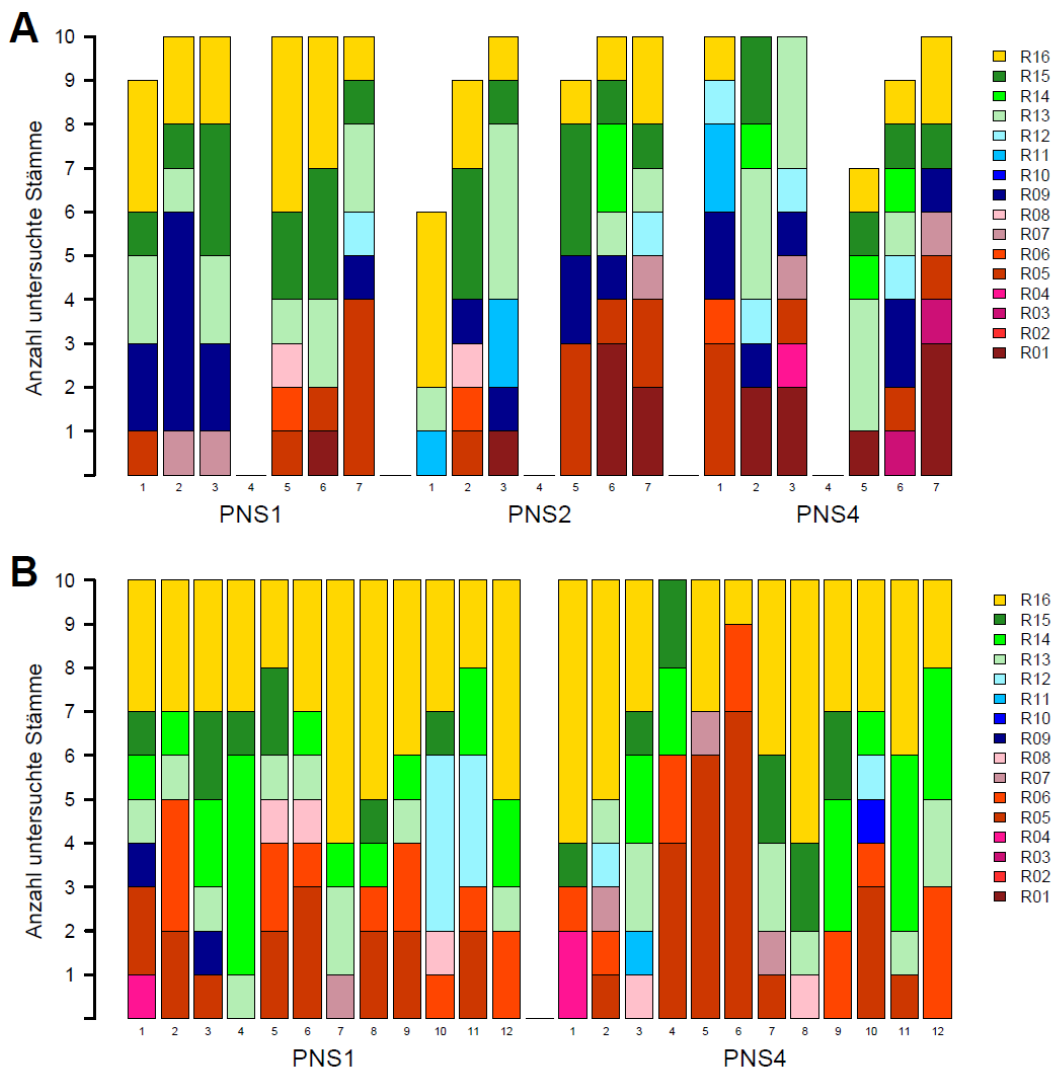
Die Bezeichnung der PNS entspricht den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Ahrensburg. In der Darstellung des Routine-Messprogramms (B) sind die Werte des Intensiv-Messprogramms mit dargestellt. Am 4. Tag des Intensiv-Messprogramms lagen für die Kläranlage Bad Segeberg keine Proben für die mikrobiologische Analyse vor.

**Tabelle 13-3: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Bad Segeberg (Intensiv-Messprogramm).**

	PNS1→PNS2	PNS2→PNS3	PNS1→PNS4
20.07.2017	2,59	0,84	3,44
21.07.2017	2,36	0,91	3,28
22.07.2017	2,31	1,20	3,51
24.07.2017	2,72	1,39	4,11
25.07.2017	2,60	1,17	3,78
26.07.2017	2,48	0,91	3,39
Mittelwert	2,51	1,07	3,58

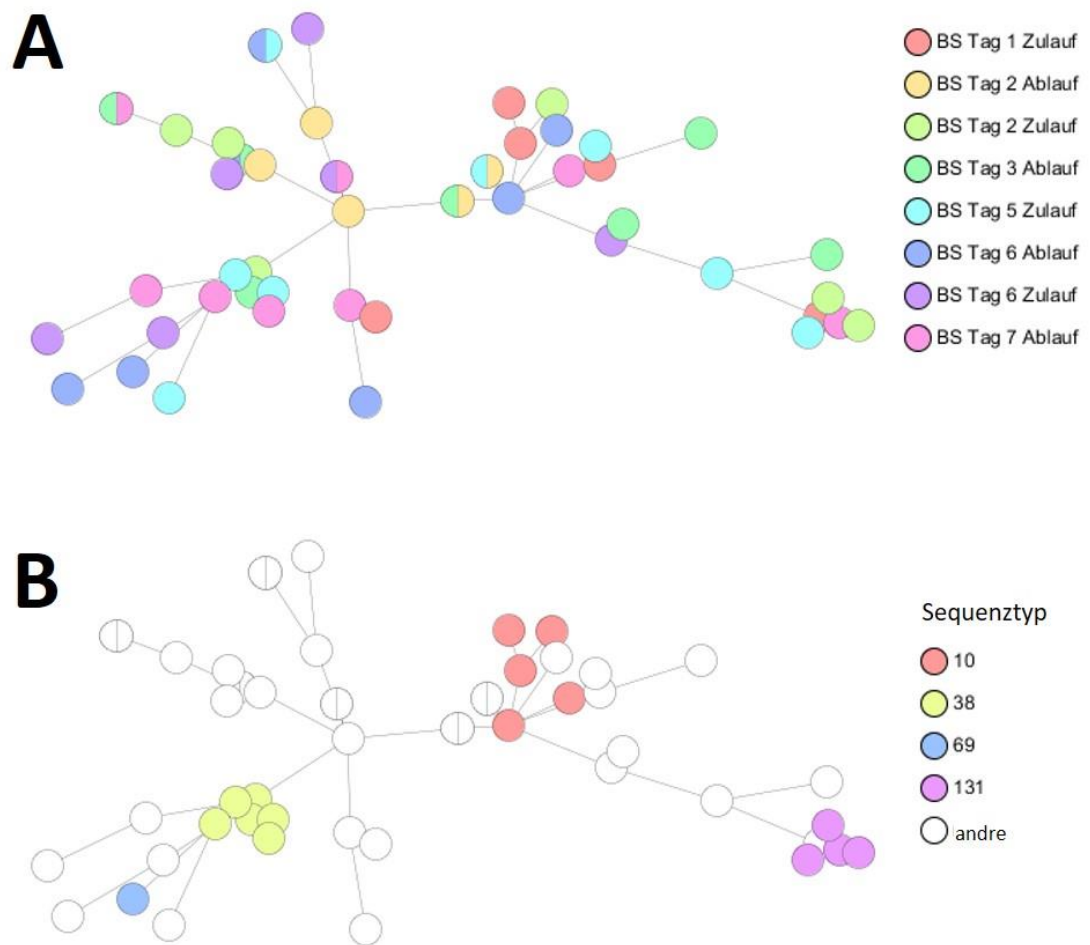
**Tabelle 13-4: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Bad Segeberg (Routine-Messprogramm).**

	PNS1→PNS4
15.01.2018	3,42
12.02.2018	2,76
12.03.2018	3,57
16.04.2018	2,93
07.05.2018	3,53
11.06.2018	3,56
09.07.2018	3,63
13.08.2018	3,84
10.09.2018	3,48
15.10.2018	3,23
12.11.2018	3,49
04.12.2018	3,70
Mittelwert	3,43



**Abbildung 13-4: Resistenztypen der 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Bad Segeberg im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).**

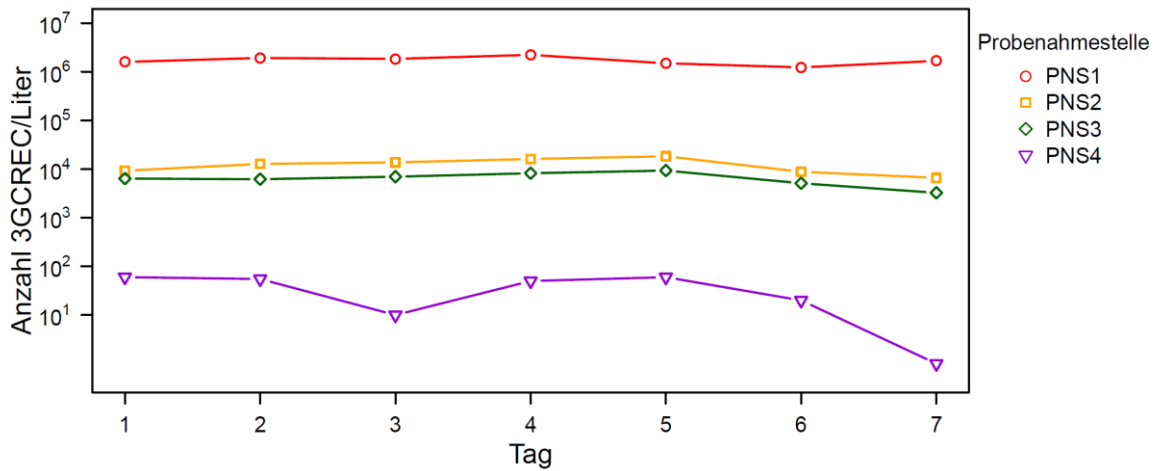
Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder PNS phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen sind farbig dargestellt. Die jeweiligen PNS sind angegeben und entsprechen den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Bad Segeberg. Zahlen unter den Säulen geben den Tag (A) bzw. den Monat (B) der Probenahme im Intensiv- und Routine-Messprogramm an.



**Abbildung 13-5: Minimal spanning tree (MST) der mittels cgMLST typisierten 3GCREC Isolate aus der Kläranlage Bad Segeberg ( $n = 52$ ).**

Der MST ist mit farbiger Kodierung der Abnahmeorte und -zeitpunkte (**A**) sowie mit farbiger Markierung der fünf häufigsten klassischen MLST Sequenztypen (**B**) dargestellt.

### KA Cismar

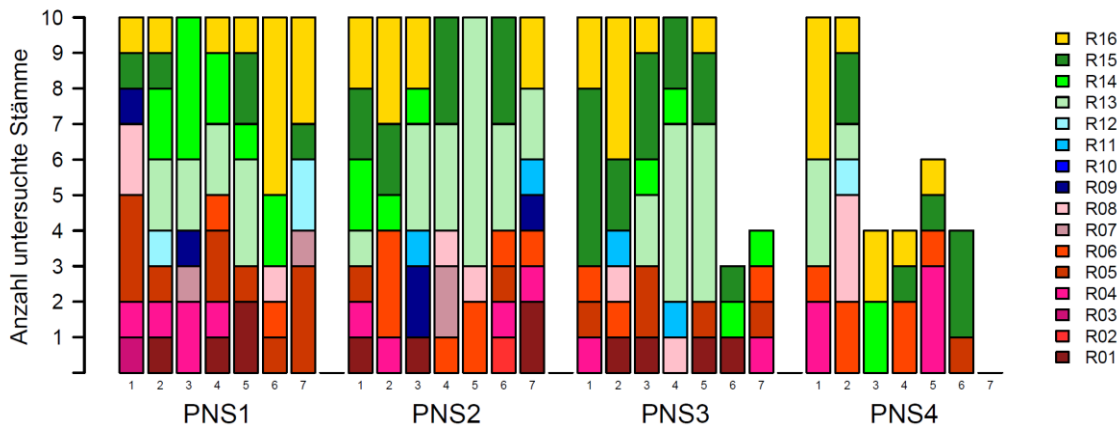


**Abbildung 13-6: Mengenverlauf von 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Cismar im Intensiv-Messprogramm.**

Die Bezeichnung der PNS entspricht den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Cismar.

**Tabelle 13-5: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Cismar (Intensiv-Messprogramm).**

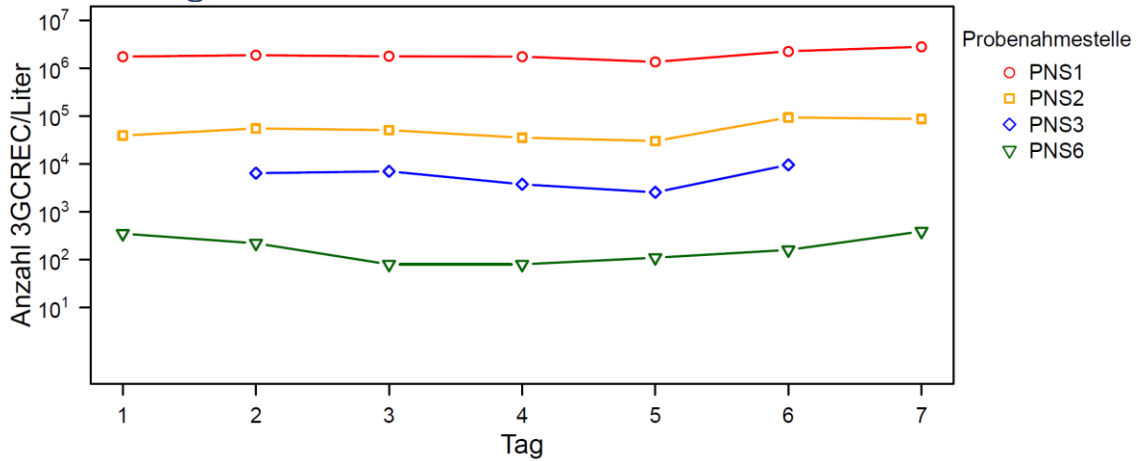
	PNS1→PNS2	PNS2→PNS3	PNS3→PNS4	PNS1→PNS4
24.08.2017	2,24	0,16	2,03	4,42
25.08.2017	2,18	0,31	2,05	4,54
26.08.2017	2,13	0,29	2,84	5,26
27.08.2017	2,14	0,29	2,21	4,65
28.08.2017	1,91	0,29	2,19	4,40
29.08.2017	2,15	0,24	2,41	4,79
30.08.2017	2,40	0,31	3,51	6,22
Mittelwert	2,16	0,27	2,46	4,90



**Abbildung 13-7: Resistenztypen der 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Cismar im Intensiv-Messprogramm.**

Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder PNS phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen sind farbig dargestellt. Die jeweiligen PNS sind angegeben und entsprechen den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Cismar. Zahlen unter den Säulen geben den Tag der Probenahme im Intensiv-Messprogramm an.

### KA Flensburg



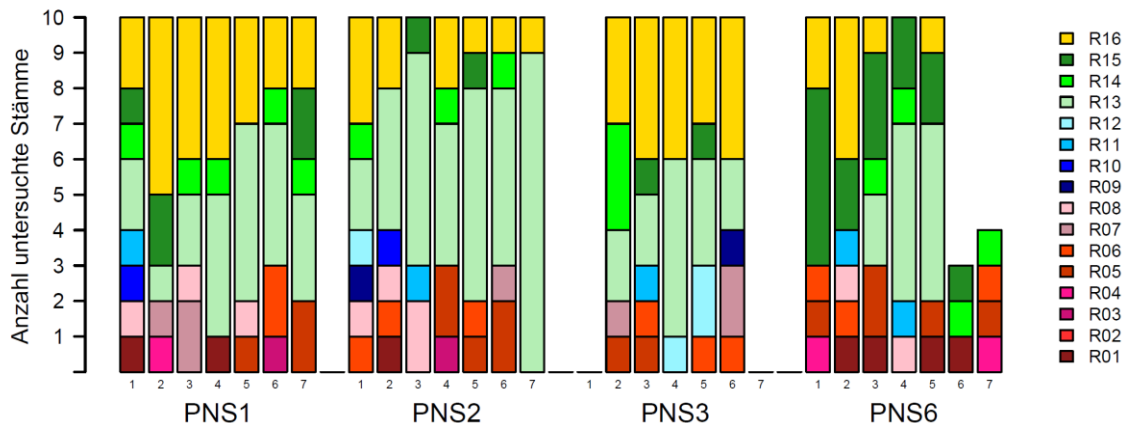
**Abbildung 13-8: Mengenverlauf von 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Flensburg im Intensiv-Messprogramm.**

Die Bezeichnung der PNS entspricht den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Flensburg. Am 1. und 7. Tag des Intensiv-Messprogramms lagen für die PNS3 keine Proben für die mikrobiologische Analyse vor.

**Tabelle 13-6: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Flensburg (Intensiv-Messprogramm).**

	PNS1->PNS2	PNS2->PNS3	PNS3->PNS6	PNS1->PNS6
21.09.2017	1,65			3,70
22.09.2017	1,53	0,93	1,46	3,93
23.09.2017	1,54	0,86	1,94	4,34
24.09.2017	1,69	0,97	1,67	4,34
25.09.2017	1,65	1,07	1,37	4,09
26.09.2017	1,38	0,99	1,78	4,15
27.09.2017	1,51			3,85
Mittelwert	1,56	0,97	1,64	4,06

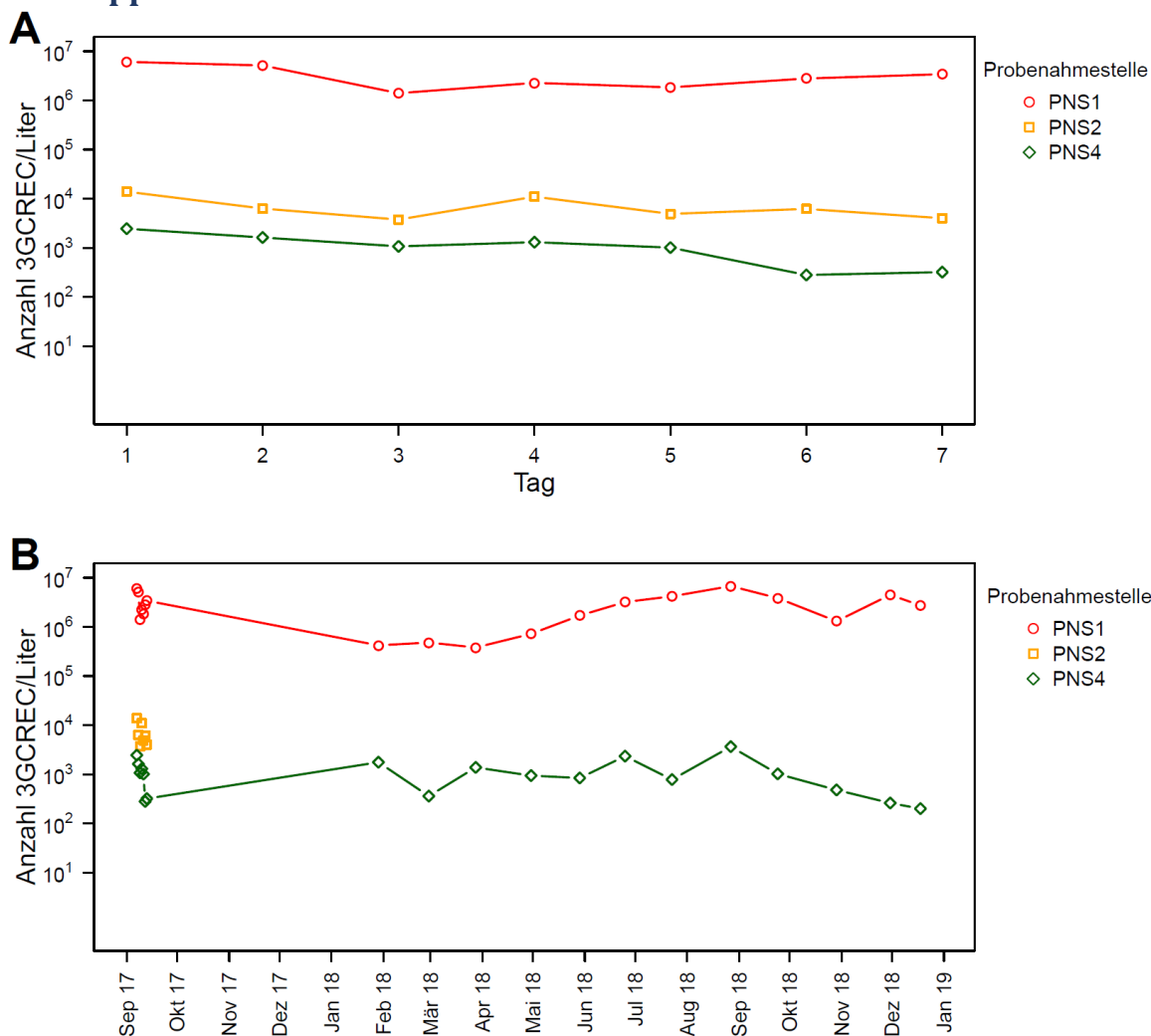
\*Am 1. und 7. Tag des Intensiv-Messprogramms lagen für die PNS3 keine Proben vor.



**Abbildung 13-9: Resistenztypen der 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Flensburg im Intensiv-Messprogramm.**

Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder PNS phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen sind farbig dargestellt. Die jeweiligen PNS sind angegeben und entsprechen den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Flensburg. Zahlen unter den Säulen geben den Tag der Probenahme im Intensiv-Messprogramm an.

### KA Kropp



**Abbildung 13-10: Mengenverlauf von 3GCREC an den Probenahmepunkten der Kläranlage Kropp im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).**

Die Bezeichnung der PNS entspricht den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Kropp. In der Darstellung des Routine-Messprogramms (B) sind die Werte des Intensiv-Messprogramms mit dargestellt.

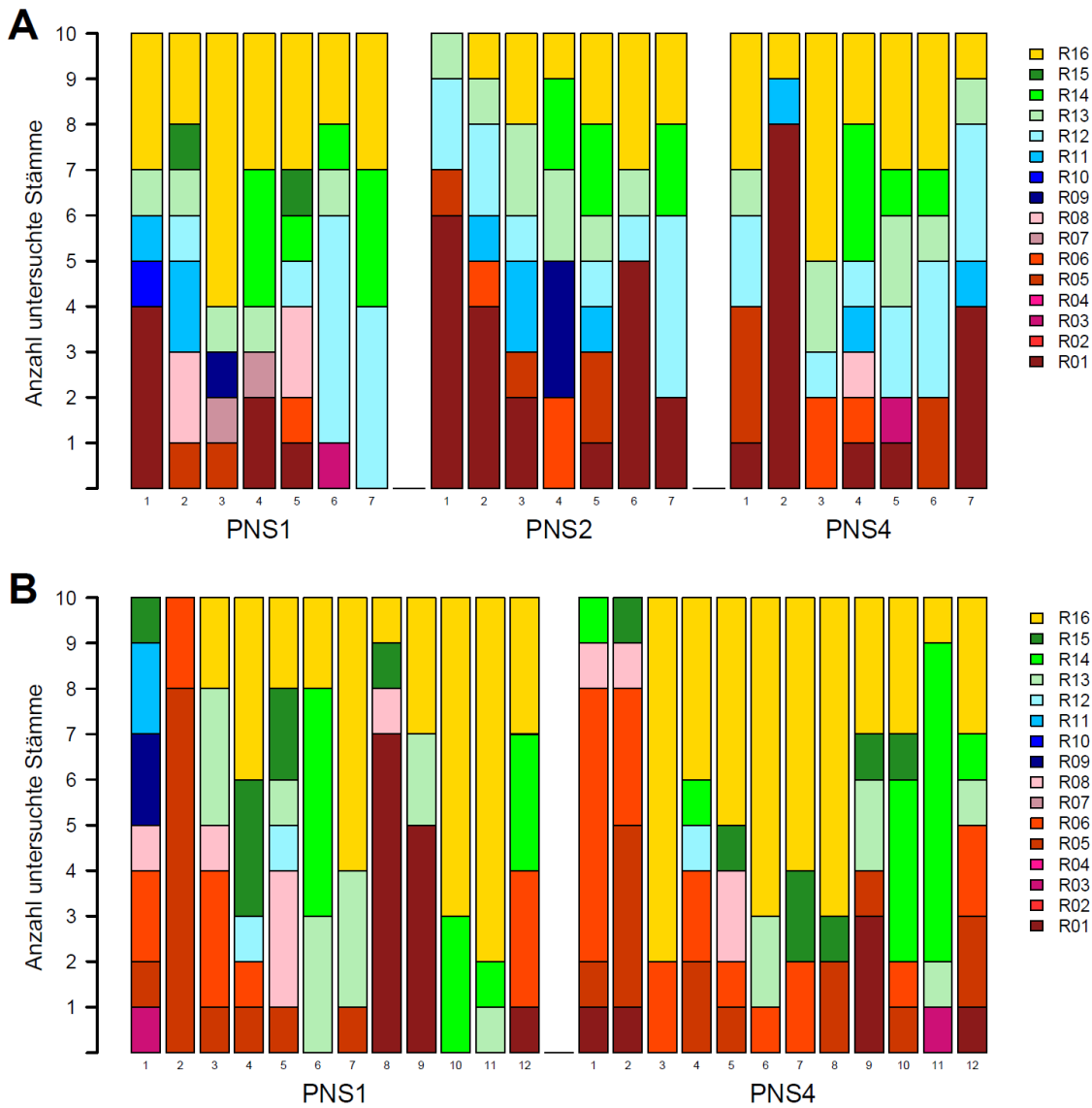
**Tabelle 13-7: Reduktion (log10) zwischen den Probenahmestellen in Kropp (Intensiv-Messprogramm).**

	PNS1→PNS2	PNS2→PNS4	PNS1→PNS4
07.09.2017	2,64	0,75	3,39
08.09.2017	2,91	0,59	3,50
09.09.2017	2,57	0,54	3,12
10.09.2017	2,31	0,93	3,24
11.09.2017	2,57	0,69	3,26
12.09.2017	2,65	1,35	4,00
13.09.2017	2,93	1,10	4,03
Mittelwert	2,66	0,85	3,51



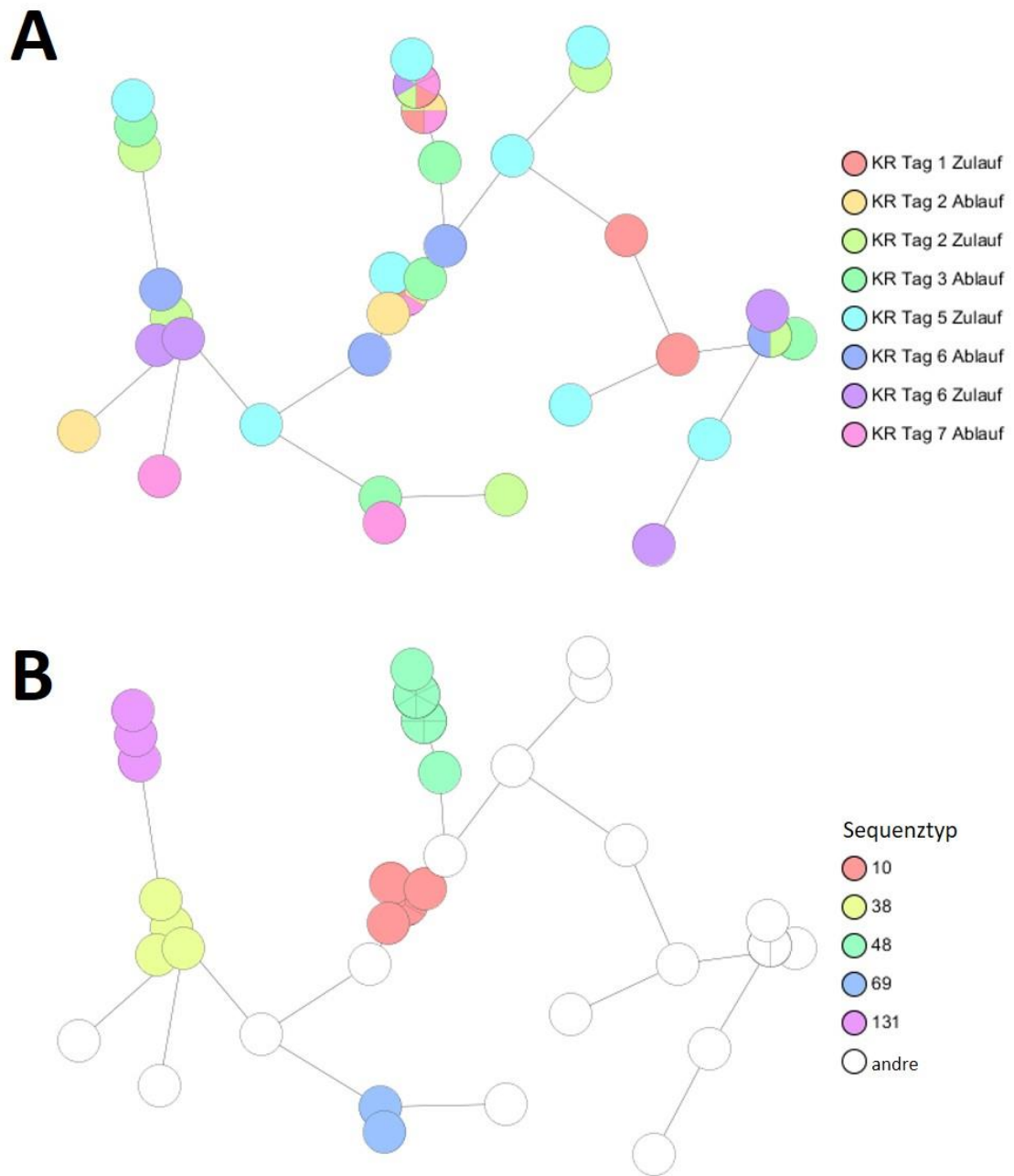
**Tabelle 13-8: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Kropp(Routine-Messprogramm)**

	PNS1→PNS4
29.01.2018	3,13
28.02.2018	3,88
28.03.2018	3,19
30.04.2018	3,65
29.05.2018	4,10
25.06.2018	3,95
23.07.2018	4,55
27.08.2018	4,10
24.09.2018	4,40
29.10.2018	4,22
30.11.2018	5,06
18.12.2018	4,94
Mittelwert	4,10



**Abbildung 13-11: Resistenztypen der 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Kropp im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).**

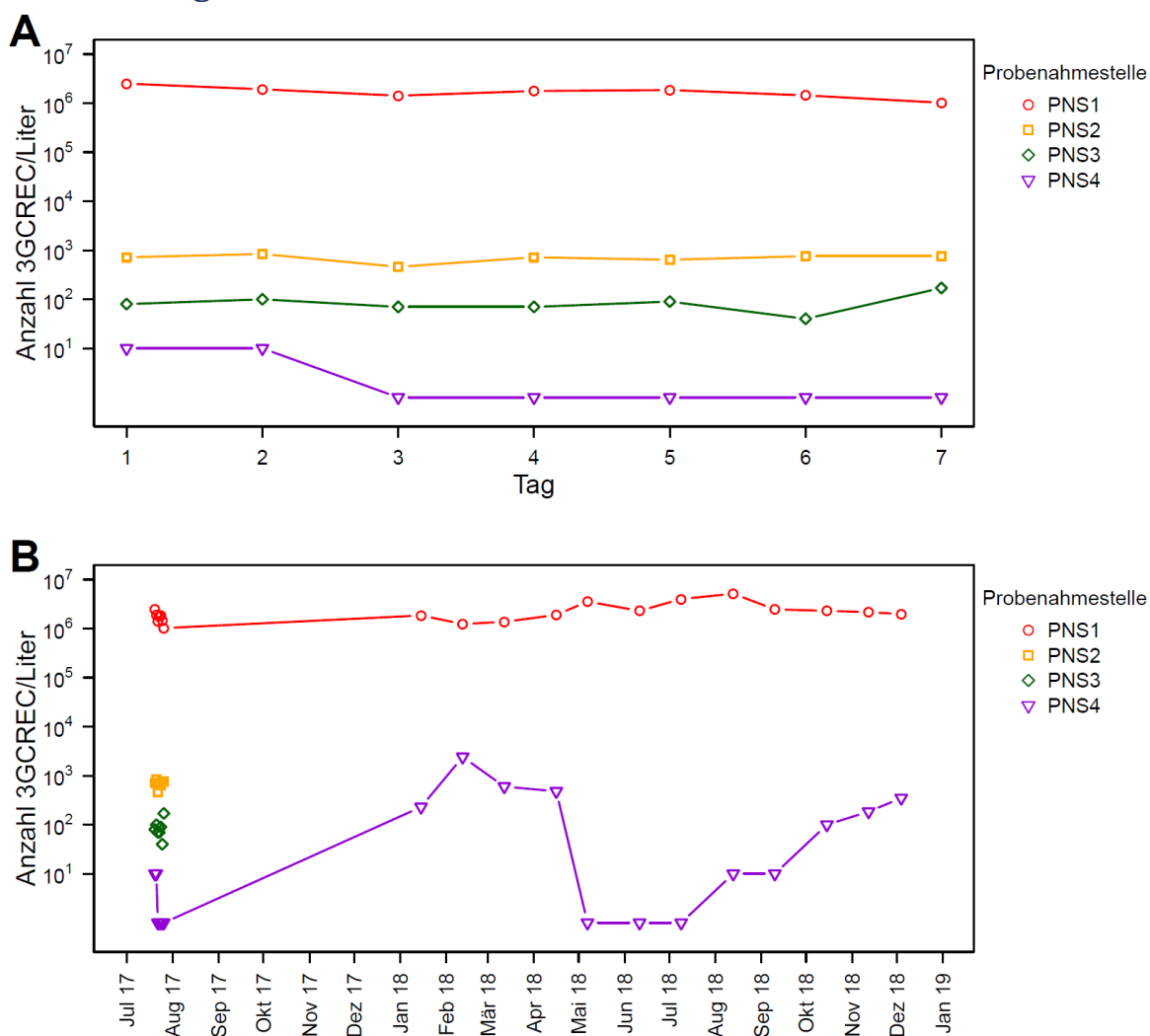
Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder PNS phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen sind farbig dargestellt. Die jeweiligen PNS sind angegeben und entsprechen den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Kropp. Zahlen unter den Säulen geben den Tag (A) bzw. den Monat (B) der Probenahme im Intensiv- und Routine-Messprogramm an.



**Abbildung 13-12: Minimal spanning tree (MST) der mittels cgMLST typisierten 3GCREC Isolate aus der Kläranlage Kropp ( $n = 45$ ).**

Der MST ist mit farbiger Kodierung der Abnahmeorte und -zeitpunkte (**A**) sowie mit farbiger Markierung der fünf häufigsten klassischen MLST Sequenztypen (**B**) dargestellt.

## KA Ratzeburg



**Abbildung 13-13: Mengenverlauf von 3GCREC an den Probenahmepunkten der Kläranlage Ratzeburg im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).**

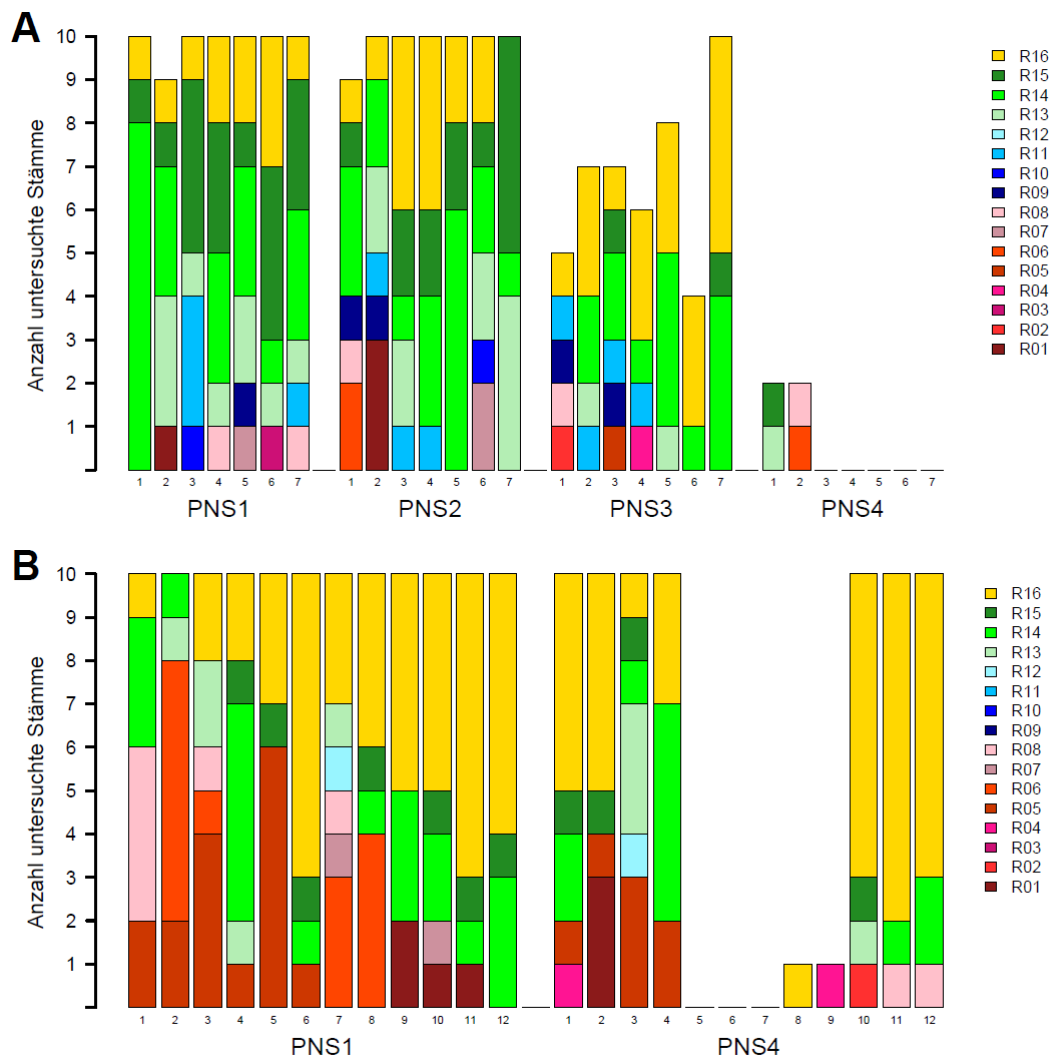
Die Bezeichnung der PNS entspricht den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Ratzeburg. In der Darstellung des Routine-Messprogramms (B) sind die Werte des Intensiv-Messprogramms mit dargestellt.

**Tabelle 13-9: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Ratzeburg (Intensiv-Messprogramm).**

	PNS1→PNS2	PNS2→PNS3	PNS3→PNS4	PNS1→PNS4
20.07.2017	3,54	0,95	0,90	4,49
21.07.2017	3,36	0,92	1,00	4,28
22.07.2017	3,49	0,82	1,85	4,31
23.07.2017	3,39	1,01	1,85	4,40
24.07.2017	3,46	0,85	1,95	4,31
25.07.2017	3,28	1,28	1,60	4,56
26.07.2017	3,13	0,65	2,23	3,78
Mittelwert	3,38	0,93	1,63	4,31

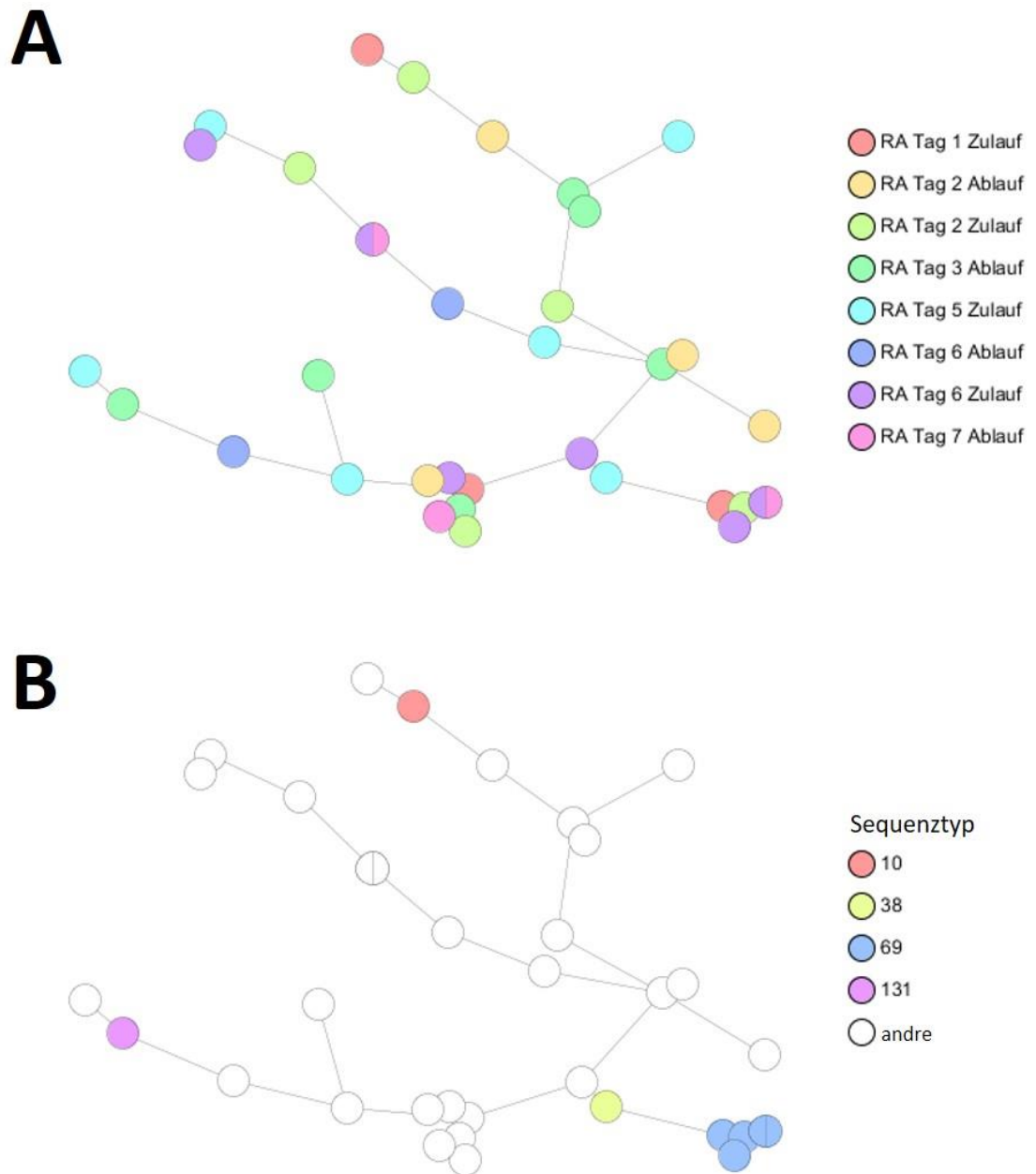
**Tabelle 13-10: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Ratzeburg (Routine-Messprogramm).**

	PNS1→PNS4 ohne Desinfektion	PNS1→PNS4 mit Desinfektion
29.01.2018	4,70	
28.02.2018	3,50	
28.03.2018	4,15	
30.04.2018	4,40	
29.05.2018		6,55
25.06.2018		6,36
23.07.2018		6,60
27.08.2018		5,71
24.09.2018		5,39
29.10.2018	5,17	
30.11.2018	4,87	
18.12.2018	4,55	
Mittelwert	4,48	6,12



**Abbildung 13-14: Resistenztypen der 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Ratzeburg im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).**

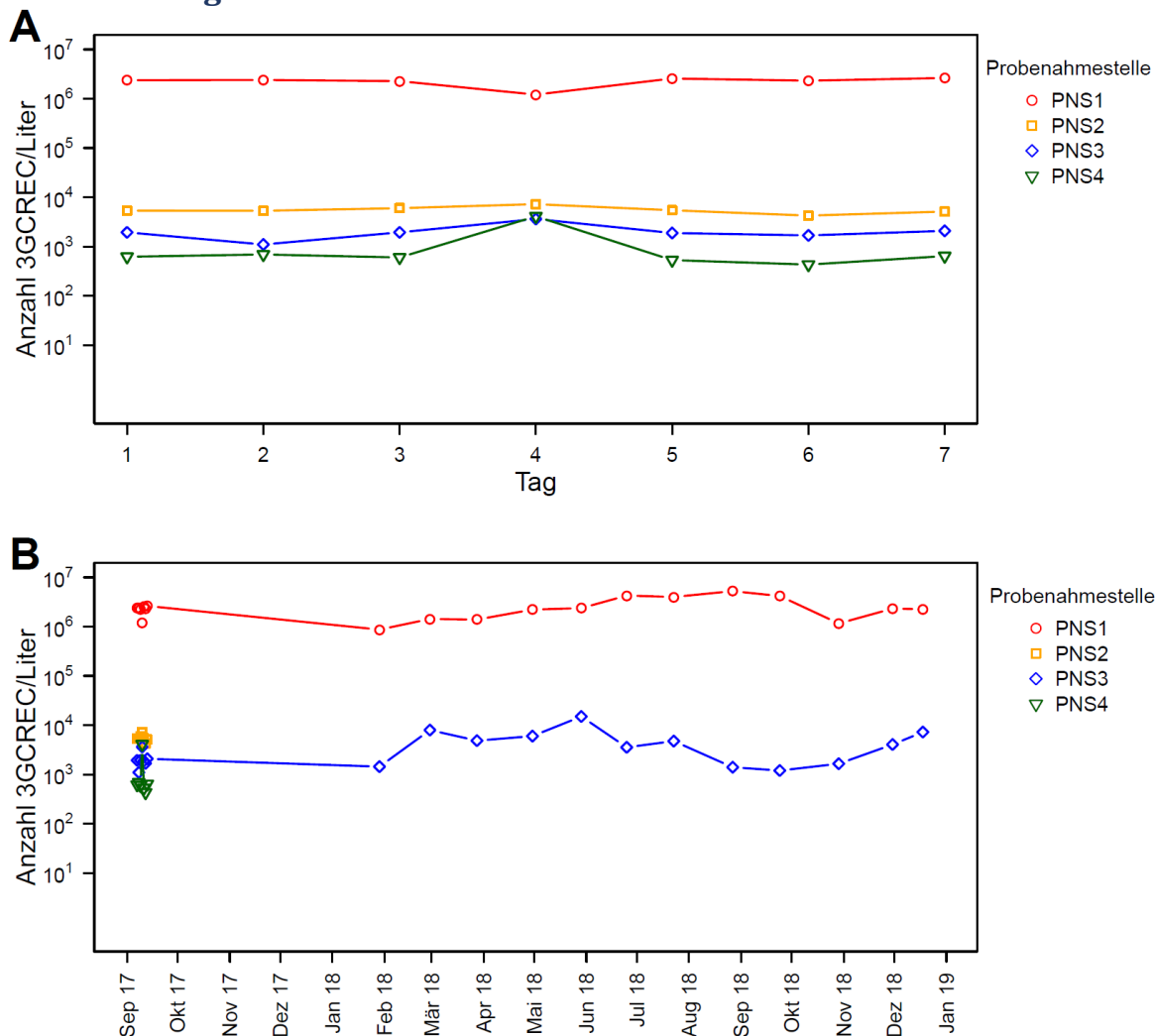
Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder PNS phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen sind farbig dargestellt. Die jeweiligen PNS sind angegeben und entsprechen den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Ratzeburg. Zahlen unter den Säulen geben den Tag (A) bzw. den Monat (B) der Probenahme im Intensiv- und Routine-Messprogramm an.



**Abbildung 13-15: *Minimal spanning tree* (MST) der mittels cgMLST typisierten 3GCREC Isolate aus der Kläranlage Ratzeburg ( $n = 35$ ).**

Der MST ist mit farbiger Kodierung der Abnahmeorte und -zeitpunkte (**A**) sowie mit farbiger Markierung der fünf häufigsten klassischen MLST Sequenztypen (**B**) dargestellt.

### KA Rendsburg



**Abbildung 13-16: Mengenverlauf von 3GCREC an den Probenahmepunkten der Kläranlage Rendsburg im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).** Die Bezeichnung der PNS entspricht den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Rendsburg. In der Darstellung des Routine-Messprogramms (B) sind die Werte des Intensiv-Messprogramms mit dargestellt.

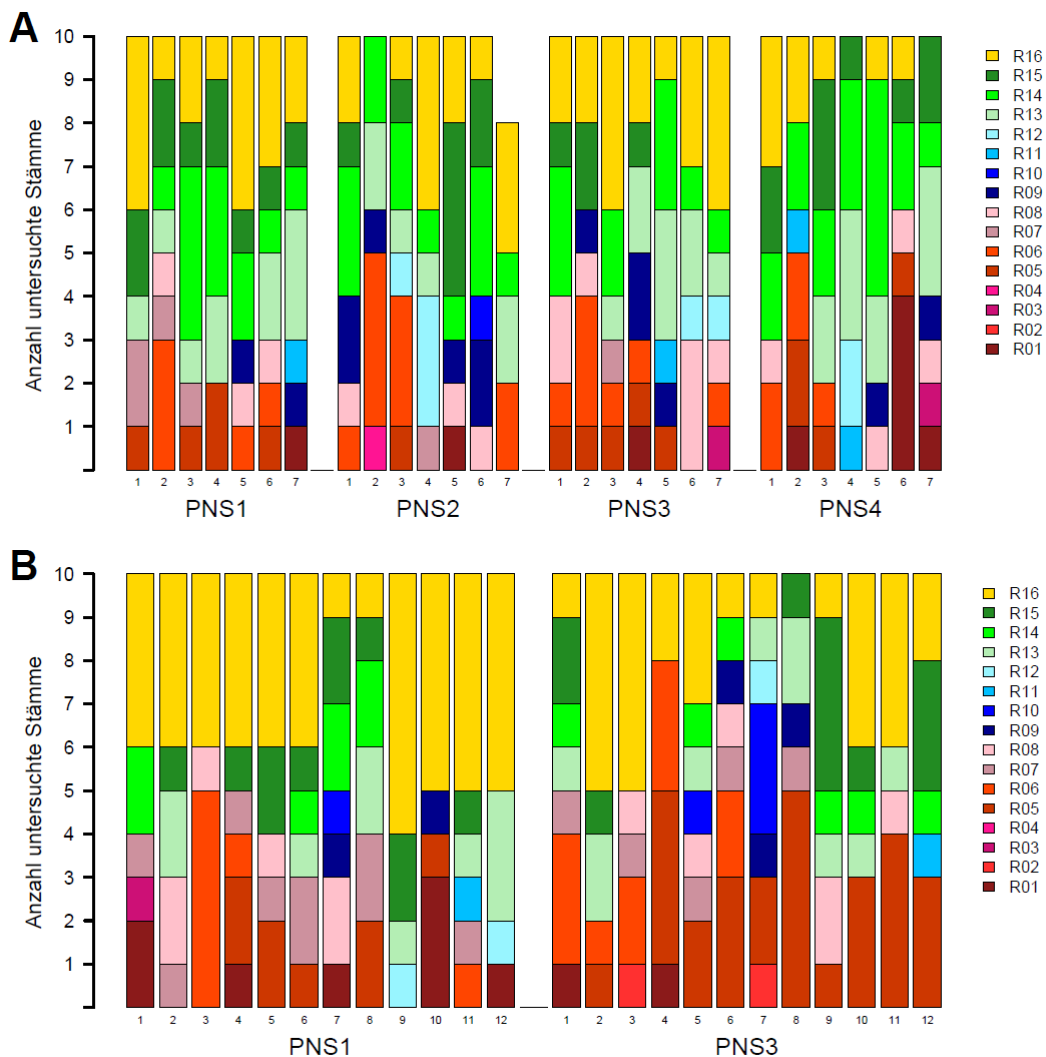
**Tabelle 13-11: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Rendsburg (Intensiv-Messprogramm).**

	PNS1→PNS2	PNS2→PNS3	PNS3→PNS4	PNS1→PNS4
07.09.2017	2,65	0,44	0,50	3,58
08.09.2017	2,65	0,68	0,20	3,54
09.09.2017	2,58	0,49	0,51	3,58
10.09.2017	2,22	0,30	-0,05	2,47
11.09.2017	2,67	0,46	0,55	3,69
12.09.2017	2,74	0,40	0,59	3,73
13.09.2017	2,71	0,39	0,51	3,61
Mittelwert	2,60	0,45	0,40	3,46



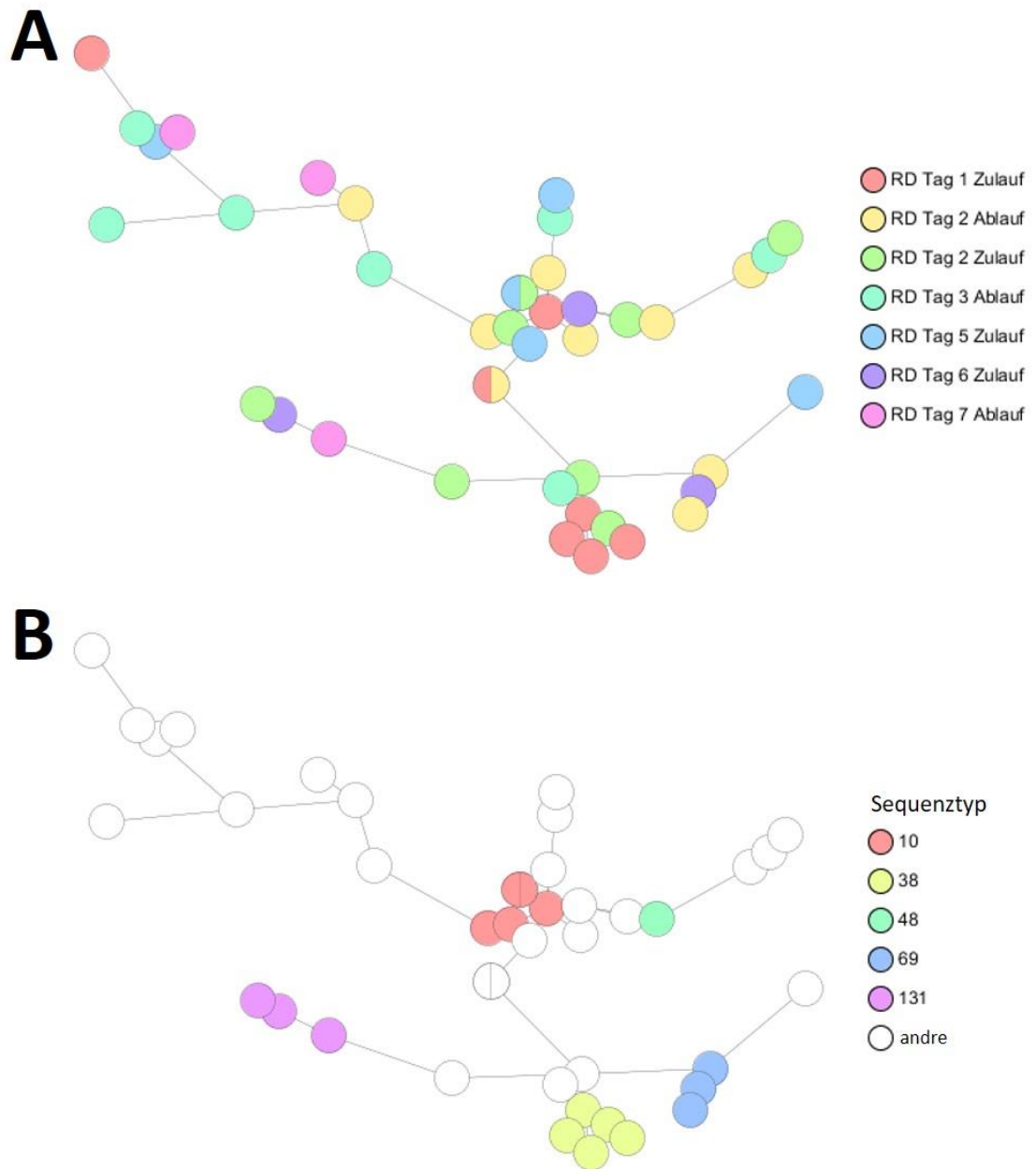
**Tabelle 13-12: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Rendsburg (Routine-Messprogramm).**

	PNS1→PNS3
29.01.2018	2,78
28.02.2018	2,25
28.03.2018	2,46
30.04.2018	2,57
29.05.2018	2,20
25.06.2018	3,08
23.07.2018	2,93
27.08.2018	3,57
24.09.2018	3,54
29.10.2018	2,85
30.11.2018	2,76
18.12.2018	2,49
Mittelwert	2,79



**Abbildung 13-17: Resistenztypen der 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Rendsburg im Intensiv-Messprogramm (A) und im Routine-Messprogramm (B).**

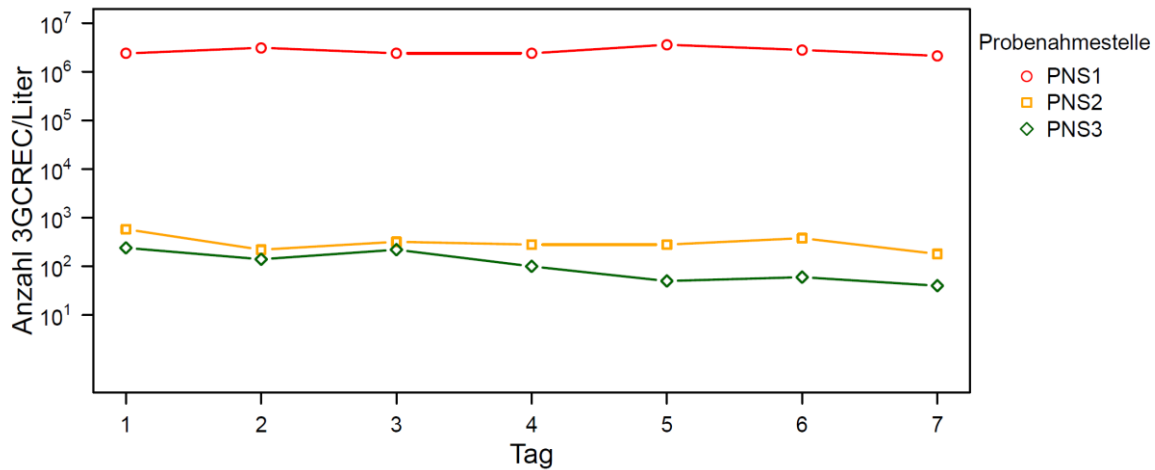
Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder PNS phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen sind farbig dargestellt. Die jeweiligen PNS sind angegeben und entsprechen den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Rendsburg. Zahlen unter den Säulen geben den Tag (A) bzw. den Monat (B) der Probenahme im Intensiv- und Routine-Messprogramm an.



**Abbildung 13-18: Minimal spanning tree (MST) der mittels cgMLST typisierten 3GCREC Isolate aus der Kläranlage Rendsburg ( $n = 42$ ).**

Der MST ist mit farbiger Kodierung der Abnahmeorte und -zeitpunkte (**A**) sowie mit farbiger Markierung der fünf häufigsten klassischen MLST Sequenztypen (**B**) dargestellt.

### KA Süderbrarup

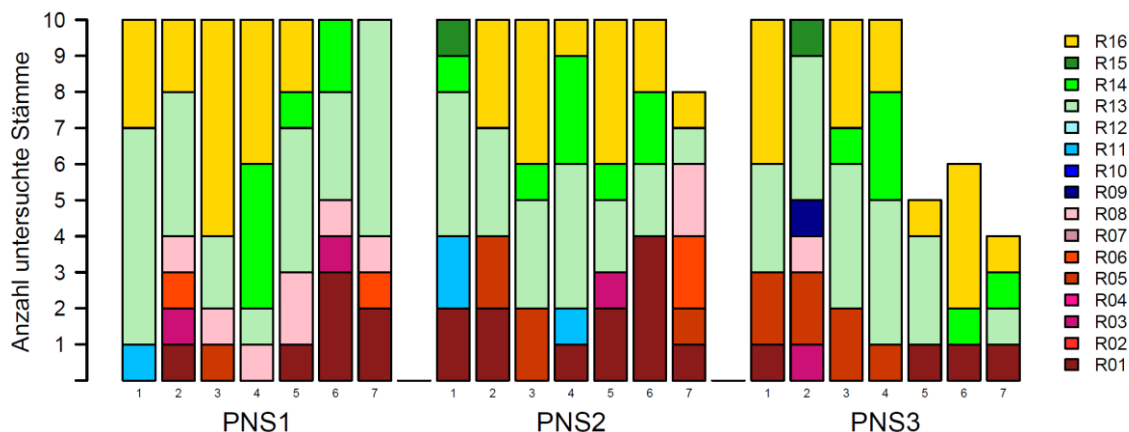


**Abbildung 13-19: Mengenverlauf von 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Süderbrarup im Intensiv-Messprogramm.**

Die Bezeichnung der PNS entspricht den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Süderbrarup.

**Tabelle 13-13: Reduktion (log10) zwischen den PNS in Süderbrarup (Intensiv-Messprogramm)**

	PNS1->PNS2	PNS2-PNS3	PNS1->PNS3
22.09.2017	3,61	0,38	3,99
23.09.2017	4,15	0,20	4,35
24.09.2017	3,87	0,16	4,04
25.09.2017	3,93	0,45	4,38
26.09.2017	4,11	0,75	4,86
27.09.2017	3,87	0,80	4,67
28.09.2017	4,07	0,65	4,72
Mittelwert	3,94	0,48	4,43



**Abbildung 13-20: Resistenztypen der 3GCREC an den Probenahmestellen (PNS) der Kläranlage Süderbrarup im Intensiv-Messprogramm.**

Es wurden bis zu 10 repräsentative *E. coli* Isolate von jeder PNS phänotypisch weitergehend untersucht. Die Resistenztypen sind farbig dargestellt. Die jeweiligen PNS sind angegeben und entsprechen den Bezeichnungen im Fließschema der Kläranlage Süderbrarup. Zahlen unter den Säulen geben den Tag der Probenahme im Intensiv-Messprogramm an.



## Projektbeteiligte

### Auftraggeber

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) des Landes Schleswig-Holstein, Referat Schutz der Binnengewässer, Anlagenbezogener Gewässerschutz

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer, Dezernat Technischer Gewässerschutz

### Projektpartner

#### **Technische Hochschule Lübeck (THL) Labor für Siedlungswasserwirtschaft (Koordination)**

Prof. Dr.-Ing. Matthias Grottker

Dr.-Ing. Kai Wellbrock

Sebastian Schlauß, M.Eng.

Crista Villatoro, M.Sc.

Malika Heim, M.Eng.

Rujin Deng, B.Sc.

Frank Blöcker

Dennis Schotte

Martin Strauß, M.Eng.

#### **Universitätsklinikum Hamburg-Eppendorf (UKE) Institut für Medizinische Mikrobiologie, Virologie und Hygiene Arbeitsbereich Krankenhaushygiene**

Prof. Dr. med. Johannes Knobloch

Tatjana Kostenko

Birte Knobling

#### **Limbach Analytics, Chemisches Laboratorium Lübeck (CLL)**

Dr. rer. nat. Gero Appelt

Dipl.-Ing. Volker Brockmann,

Dipl.-Ing. Christine Lindner

## Unterstützung

### **Ratzeburger Wirtschaftsbetriebe**

P. Köpke, R. Schubert, A. Urban, A. Eggers, C. Stäbler, T. Funke, T. Armbruster, J. Duwe

### **Zweckverband Mittelzentrum, Bad Segeberg**

K. Hiltermann, S. Krause, M. Laukat, H. Beckmann, D. Brede, D. Mammke

### **Zweckverband Karkbrook, Grömitz**

D. Kozian

### **Stadtbetriebe Ahrensburg**

H. Wachholz, O. Grönwald, G. Winkel

### **Abwasserbeseitigung Rendsburg**

T. Mohr, S. Buche, T. Rabe, N. Claussen, B. Werner, J. Kögelbö, M. Wiezorek, J. Suhr

### **Schleswag Abwasser GmbH**

M. Eickmann, R. Schmidt, A. Hansen, D. Niemann, M. Meier

### **Gemeinde Süderbrarup**

H. Matthiesen, K. Ossipow, M. Knorr

### **Technisches Betriebszentrum AöR, Flensburg**

J. Eggers, S. Engelmann

### **Stadtwerke Reinfeld, Abwasser**

H. Vokuhl, M. Platow

und **viele weitere Helfer** des Betriebspersonals der teilnehmenden Kläranlagen

## Kooperation

Ministerium für Soziales, Gesundheit, Jugend, Familie und Senioren des Landes Schleswig-Holstein (MSGJFS), Abteilung Gesundheit

Universitätsklinikum Schleswig-Holstein (UKSH), Medizinaluntersuchungsamt und Hygiene, Dr. Martin Hippelein

Universitätsklinikum Hamburg-Eppendorf (UKE), II. Medizinische Klinik und Poliklinik, AG Akute Leukämien, Prof. Dr. W. Fiedler, PD Dr. J. Wellbrock

Deutsche Sammlung für Mikroorganismen und Zellkulturen GmbH, Leibniz-Institut, Hannover





