

Technische Hochschule Lübeck

Labor für Siedlungswasserwirtschaft



in Kooperation mit:

Limbach Analytics GmbH

Chemisches Laboratorium Lübeck (CLL)



**Etablierung einer vereinfachten Bilanzierungsmethode
zur Abschätzung des Anteils von Kläranlagen-Abläufen
an der Spurenstoff-Belastung in den
Oberflächengewässern Schleswig-Holsteins**

Ableitung von Kennwerten zur Quantifizierung des
Einflusses von Kläranlagen auf die Gewässerqualität

(SpuGeSH)

Abschlussbericht

Dezember 2022

Projektbericht erarbeitet von:

Kai Wellbrock^{1,*}, Jascha Hödl¹, Kai Liepelt¹, Bastian Friesicke¹,
Carsten Marquardt¹, Lisa Osterhoff¹, Matthias Grottke¹

Unter Mitarbeit von:

Volker Brockmann², Christine Lindner²

Beauftragt vom:

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

¹ Technische Hochschule Lübeck, Fachbereich Bauwesen, Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck

² Limbach Analytics GmbH, Chemisches Laboratorium Lübeck, Hochofenstraße 23-25, 23569 Lübeck

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

Vorgeschlagene Zitierweise:

Wellbrock, K.; Hödl, J.; Liepelt, K.; Friesicke, B.; Marquardt, C.; Osterhoff, L.; Grottker, M. (2022): Etablierung einer vereinfachten Bilanzierungsmethode zur Abschätzung des Anteils von Kläranlagen-Abläufen an der Spurenstoff-Belastung in den Oberflächengewässern Schleswig-Holsteins (SpuGeSH). Abschlussbericht eines Forschungsvorhabens, gerichtet an das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Lübeck/Kiel, 2022.

Kurzzusammenfassung

Dieser Abschlussbericht fasst die Erkenntnisse aus dem Forschungsprojekt „Etablierung einer vereinfachten Bilanzierungsmethode zur Abschätzung des Anteils von Kläranlagen-Abläufen an der Spurenstoff-Belastung in den Oberflächengewässern Schleswig-Holsteins“ (SpuGeSH) zusammen, das im Jahr 2021 durchgeführt wurde. Die Probenahmen erfolgten im Zeitraum von 29. März bis zum 13. Oktober 2021 an insgesamt 54 ausgewählten Kläranlagen der Größenklassen (GK) 3 bis 5 in Schleswig-Holstein. Untersucht wurden 50 relevante Spurenstoffe, die als potentiell relevant für Kläranlageneinleitungen in Schleswig-Holstein identifiziert wurden.

Durch Kläranlagen-Einleitungen werden die Oberflächengewässer z.T. deutlich belastet. Neben einer Belastung mit Nährstoffen (N, P), die zu einer Eutrophierung führen können, führen sog. Zehrstoffe (gemessen als CSB oder BSB₅) zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung. In den vergangenen Jahren ist überdies vermehrt die Problematik anthropogener Spurenstoffe (sog. Xenobiotika), die bspw. über urbane Wasserkreisläufe und Kläranlagen in die Gewässer eingetragen werden können, in den Fokus gerückt. Es ist bekannt, dass in Kläranlagen, die dem Stand der Technik entsprechen, diese Stoffe oftmals nicht vollständig zurückgehalten werden. Bei Überschreitung ökotoxikologischer Wirkkonzentrationen haben diese eine nachteilige Wirkung auf die aquatischen Ökosysteme und können überdies die Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat nachteilig beeinflussen. Eine Erweiterung von Kläranlagen zum Schutz der Biozönose und zur Sicherstellung der Trinkwassergewinnung etabliert sich vermehrt auf Kläranlagen in Deutschland und der Schweiz. Der Ausbau basiert u.a. auf Erkenntnissen aus Forschungsprojekten und Untersuchungsprogrammen.

Das Forschungsprojekt SpuGeSH befasste sich vor diesem Hintergrund mit einer ersten Abschätzung des potentiellen Handlungserfordernisses bzgl. des Ausbaus von Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe zur gezielten Spurenstoffentfernung aus dem Abwasser in Schleswig-Holstein. Zu diesem Zweck wurden 54 anhand der Einleitsituation ausgewählte Kläranlagen (Größenklassen (GK) 3 bis 5) im Ablauf beprobt, um die Emissionen ausgewählter Spurenstoffe zu erfassen. Durch eine gleichzeitige Beprobung der jeweiligen Einleitgewässer (vor und nach der Einleitung) wurde ermittelt, welche Spurenstoffkonzentrationen bzw. -frachten im Gewässer der Spurenstoffe vorhanden sind und welchen Anteil die Kläranlagen an diesen besitzen. Von den untersuchten Kläranlagen leiten fünf direkt in Seen ein, 49 Kläranlagen leiten das gereinigte Abwasser in Fließgewässer ein.

Bei einem Abgleich der derzeit geltenden rechtlichen Anforderungen der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) mit den Untersuchungsergebnissen stellt sich heraus, dass bestimmte Stoffe mit hoher Regelmäßigkeit zu einer Überschreitung der Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnormen (JD-UQN) in den Fließgewässern nach Einleitung der Kläranlagen (unterhalb der Kläranlage) führen. Hierzu zählt das quasi ubiquitär vorkommende PAK Benzo[a]pyren, das in erster Linie aus Verbrennungsrückständen stammt und daher diffus atmosphärisch verbreitet wird. Dieser Stoff führt in 31 von 49 Fällen zu einer Überschreitung der JD-UQN in den Fließgewässern unterhalb der Kläranlage. Der aus den Kläranlagen in die Gewässer emittierte Frachtanteil beträgt aber i. d. R. deutlich unter 20 %, so dass die Kläranlagen nicht ursächlich für eine Überschreitung der JD-UQN angesehen werden können.

Daneben führt das Insektizid Imidacloprid, das in Deutschland mittlerweile nur noch zur Anwendung in Gewächshäusern, zur Behandlung von Saatgut, das zur Ausbringung im Gewächshaus bestimmt ist, und als Mittel gegen Flöhe bei Hunden und Katzen zugelassen ist, in 35 von 49 Fällen zu einer Überschreitung der JD-UQN in den Fließgewässern nach Einleitung der Kläranlagen (unterhalb der Kläranlage). Hohe Stoffkonzentrationen dieses in der konventionellen Abwasserreinigung kaum zurückgehaltenen Stoffes im (kommunalen) Abwasser können vermutlich auf den Einsatz als Anti-Flohmittel zurückgeführt werden. Die über die Kläranlagen in die Gewässer eingetragenen Frachtanteile variieren je nach Standort sehr stark

(von 10 bis fast 100 %). Es ist also im Einzelfall zu prüfen, ob die JD-UQN durch einen verbesserten Rückhalt in der Kläranlage oder eine Minimierung der ins Abwasser eingetragenen Frachten zu erreichen wäre. Möglichkeiten wären bspw. Informationskampagnen zur korrekten Entsorgung des Anti-Flohmittels.

Ein weiterer Stoff, der relativ häufig in den Fließgewässern nach Einleitung der Kläranlagen überschritten wurde, ist die Perfluorooctansulfonsäure (PFOS), die seit 2009 nur noch als Insektizid gegen Blattschneiderameisen und zur Galvanisierung zugelassen ist. Dieser Stoff, der in der konventionellen Abwasserreinigung mäßig zurückgehalten wird, führt in 22 von 49 Fällen zu einer Überschreitung der JD-UQN in den Fließgewässern unterhalb der Kläranlagen. Die überwiegenden Stofffrachten werden allerdings nur z. T. über die Kläranlagen in die Gewässer eingetragen.

Insgesamt wird auf Grundlage der aktuell geltenden OGewV ein weitergehendes Monitoring von insgesamt 27 der 49 betrachteten Kläranlagen, die in Fließgewässer einleiten, vorgeschlagen, da eine regelmäßige Überschreitung von JD-UQN zu erwarten bzw. nicht auszuschließen ist.

Desweiteren wurden JD-UQN-Vorschläge bzw. Beurteilungswerte für bisher nicht in der OGewV geregelte Stoffe, die vor allem die bisher nicht berücksichtigte Gruppe der (Human-) Arzneistoffe umfasst, betrachtet. Es zeigt sich, dass die Aufnahme dieser Stoffe in die OGewV bei sieben weiteren Kläranlageneinleitungen zu einer Überschreitung der entsprechenden JD-UQN-Vorschläge führen würde.

Bei 15 Kläranlagen ist hingegen zu erwarten, dass weder eine geltende JD-UQN noch ein JD-UQN-Vorschlag bzw. Beurteilungswert überschritten wird. Diese Kläranlagen haben gemein, dass sie einen relativ geringen Abwasseranteil aufweisen.

.

Abstract

This final report summarizes the results of the research project "Establishment of a simplified accounting method for estimating the contribution of wastewater treatment plant effluents to micropollutants in the surface waters of Schleswig-Holstein" (SpuGeSH), which was started in spring 2021. Sampling took place in the period from March 29 to October 13, 2021, at a total of 54 selected wastewater treatment plants of size classes 3 to 5 in Schleswig-Holstein. 50 relevant micropollutants were investigated, which are indicator substances for the approx. 30,000 environmental chemicals permitted in the EU.

Surface waters are sometimes significantly polluted by discharges from wastewater treatment plants. In addition to pollution with nutrients (N, P), which can lead to eutrophication, other organic pollutants (measured as COD, BOD) lead to increased oxygen depletion. In recent years, moreover, the problem of anthropogenic micropollutants (so-called xenobiotics), which can be introduced into water bodies, e.g. via urban water cycles and wastewater treatment plants, has increasingly come into focus. It is known that state-of-the-art wastewater treatment plants often do not fully retain these substances. When ecotoxicological effect concentrations are exceeded, they have a detrimental effect on aquatic ecosystems and, moreover, can influence the production of drinking water from bank filtrate. Expansion of wastewater treatment plants to protect the biocoenosis and to ensure drinking water production is increasingly establishing itself at wastewater treatment plants in Germany and Switzerland. The expansion is based on findings from research projects and investigation programs.

Against this background, the research project dealt with an initial assessment of the potential need for action regarding the expansion of wastewater treatment plants with a 4th treatment stage for the targeted removal of micropollutants from wastewater in Schleswig-Holstein. For this purpose, 54 wastewater treatment plants (size classes 3 to 5) selected on the basis of the discharge situation were sampled in the effluent in order to record the emissions of selected micropollutants. By simultaneously sampling the respective discharge waters (before and after discharge), it was determined which micropollutant concentrations or loads are present in the waters and which share the WWTPs have in these. Of the WWTPs studied, five discharge directly into lakes, while the remaining 49 WWTPs discharge treated effluent into rivers.

A comparison of the currently applicable legal requirements of the Surface Water Ordinance (OGewV) with the results of the investigations shows that certain substances lead with high regularity to an exceedance of the annual average environmental quality standards (AA-EQS) in the flowing waters after discharge of the WWTPs (downstream of the WWTP). These include the quasi-ubiquitous PAH benzo[a]pyrene, which originates primarily from combustion residues and is therefore diffusely atmospherically dispersed. This substance leads to exceedance of the AA EQS in the streams downstream of the WWTP in 31 of 49 cases. However, the proportion of the load emitted from the wastewater treatment plants into the water bodies is generally well below 20 %, so that the wastewater treatment plants cannot be regarded as the cause of an exceedance of the AA EQS.

In addition, the insecticide imidacloprid, which is now only approved in Germany for use in greenhouses, for the treatment of seeds intended for application in greenhouses, and as an anti-flea agent for dogs and cats, leads in 35 of 49 cases to an exceedance of the AA EQS in the flowing waters after discharge of the wastewater treatment plants (downstream of the wastewater treatment plant). High substance concentrations of this substance, which is hardly retained in conventional wastewater treatment, in (municipal) wastewater can probably be attributed to its use as an anti-flea agent in dogs and cats. The load fractions discharged into water bodies via wastewater treatment plants vary greatly depending on the location (from 10 to almost 100 %). It is therefore necessary to consider on a case-by-case basis whether the AA

EQS could be achieved by improved retention at the WWTP or by minimizing the loads discharged to wastewater. Possibilities would be, for example, information campaigns on the correct disposal of the anti-flea agent.

Another substance that was relatively frequently exceeded in flowing waters after discharge from wastewater treatment plants is perfluorooctane sulfonic acid (PFOA), which since 2009 has only been approved as an insecticide against leafcutter ants or for electroplating. This substance, which is moderately retained in conventional wastewater treatment, leads to exceedance of the AA EQS in 27 of 49 cases in the streams downstream of the wastewater treatment plants. However, the predominant loads of substances are only partially discharged to water bodies via the wastewater treatment plants. If these results are overlaid, it would result in a total of 40 of 48 cases where the AA EQS is exceeded for either imidacloprid, PFOS, or both substances due to WWTP discharges in the waterbody.

On the basis of the currently valid Surface Water Ordinance (german: Oberflächengewässerverordnung, OGewV), further monitoring of a total of 27 of the 49 wastewater treatment plants that discharge into flowing waters is proposed, since a regular exceedance of AA-EQS is to be expected or cannot be ruled out. Furthermore, AA-EQS proposals or assessment values were considered for substances not yet regulated in the OGewV, which primarily includes the group of (human) pharmaceuticals not previously considered. It is shown that the inclusion of these substances in the OGewV would lead to an exceedance of the corresponding AA-EQS proposals for seven additional wastewater treatment plant discharges. In contrast, 15 WWTPs are expected to exceed neither an applicable AA-EQS nor a AA-EQS proposal or assessment value. What these WWTPs have in common is that the receiving water bodies have a relatively low wastewater fraction.

Inhaltsverzeichnis

KURZZUSAMMENFASSUNG	VII
ABSTRACT	IX
INHALTSVERZEICHNIS	XI
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XVII
TABELLENVERZEICHNIS	XX
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XXVIII
FORMELZEICHENVERZEICHNIS	XXX
TEIL I – EINLEITUNG.....	1
1 VERANLASSUNG UND ZIELE	1
1.1 Veranlassung.....	1
1.2 Problemstellung.....	2
1.3 Einschätzung der Situation in Schleswig-Holstein	4
1.4 Skalierung und Typisierung der Gewässereinzugsgebiete	5
1.5 Untersuchungsebenen.....	6
1.6 Ziele des Vorhabens.....	6
2 SPURENSTOFFE IN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN	8
2.1 Definition	8
2.2 Eintragspfade	8
2.3 Eliminationsmechanismen	8
2.3.1 Biologischer Abbau	9
2.3.2 Sorption	10
2.3.3 Verflüchtigung/ Strippung.....	10
2.3.4 Abiotischer Abbau	11
TEIL II – MATERIAL UND METHODEN	12
3 METHODEN	12
3.1 Lokal-Messprogramm.....	12
3.1.1 Einleitung direkt in das reduzierte Gewässernetz.....	12
3.1.2 Einleitung nicht direkt in das reduzierte Gewässernetz	13
3.1.3 Einleitung in Seen	14
3.2 Regional-Messprogram	14
3.3 Probenahme und -transport	15
3.4 Durchflussmessung	17
3.4.1 Direkte Durchflussmessung	17
3.4.2 Indirekte Durchflussmessung.....	17
3.4.3 Durchflussermittlung über die Salzverdünnungsmethode	21
3.5 Abgleich mit Hydrologischen Hauptwerten	22

3.6	Bestimmung von Begleitparametern	23
3.7	Bestimmung von Spurenstoff-Konzentrationen.....	23
3.8	Datenauswertung – Abgleich mit UQN	25
3.8.1	Umgang mit Anhang D.2 „Bewertung UQN“	25
3.8.2	Umgang mit Anhang D.3 „Spezifische Frachten“	31
4	UNTERSUCHTE KLÄRANLAGEN	34
TEIL III – ERGEBNISSE		38
5	STOFFSPEZIFISCHE BETRACHTUNG	38
5.1	Arzneistoffe	39
5.1.1	Amidotrizoesäure	39
5.1.2	Azithromycin	42
5.1.3	Bezafibrat	44
5.1.4	Carbamazepin.....	46
5.1.5	Ciprofloxacin.....	48
5.1.6	Clarithromycin	50
5.1.7	Diclofenac	52
5.1.8	Erythromycin A.....	54
5.1.9	Gabapentin.....	56
5.1.10	Guanylharnstoff	59
5.1.11	Ibuprofen.....	61
5.1.12	Iomeprol	63
5.1.13	Iopamidol	65
5.1.14	Metformin	67
5.1.15	Metoprolol.....	69
5.1.16	Oxypurinol	70
5.1.17	Primidon.....	72
5.1.18	Sotalol	74
5.1.19	Sulfamethoxazol	76
5.1.20	Tramadol	78
5.1.21	Valsartan.....	80
5.1.22	Valsartansäure	82
5.1.23	Venlafaxin.....	83
5.1.24	Venlafaxinsäure	85
5.2	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	87
5.2.1	Benzo[a]pyren.....	88
5.2.2	Benzo[a]anthracen	91
5.2.3	Benzo[b]fluoranthen	93
5.2.4	Benzo[k]fluoranthen	95
5.2.5	Fluoranthen.....	97

5.2.6	Pyren	98
5.3	Perfluorierte Tenside.....	102
5.3.1	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	102
5.3.2	Perfluorbutansäure (PFBA).....	104
5.3.3	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS).....	106
5.3.4	Perfluorooctansäure (PFOA)	107
5.4	Pflanzenschutzmittel.....	109
5.4.1	Cypermethrin	109
5.4.2	Dichlorvos	111
5.4.3	Diuron.....	113
5.4.4	Diethyltoluamid (DEET).....	114
5.4.5	Tebuconazol.....	116
5.4.6	Terbutryn.....	117
5.4.7	Triclosan.....	119
5.4.8	Glyphosat.....	120
5.4.9	Mecoprop	122
5.4.10	Imidacloprid.....	124
5.5	Süßstoffe	128
5.5.1	Acesulfam-K.....	128
5.5.2	Cyclamat	131
5.6	Triazole.....	133
5.6.1	Σ4- und 5-Methylbenzotriazol.....	133
5.6.2	Benzotriazol	134
5.7	Sonstige.....	137
5.7.1	Bisphenol A.....	137
5.7.2	Melamin	139
5.8	Estrogene.....	141
5.8.1	17-α-Ethinylestradiol.....	141
5.8.2	17-β-Estradiol	142
5.8.3	Estron.....	144
6	KLÄRANLAGENSPEZIFISCHE ERGEBNISSE.....	147
	KA01 – Albersdorf.....	147
	KA02 – Aukrug-Bünzen	150
	KA03 – Bad Bramstedt.....	152
	KA04 – Bad Oldesloe.....	154
	KA05 – Bad Segeberg.....	156
	KA06 – Böklund	159
	KA07 – Boostedt	161
	KA08 – Bordesholm.....	164

KA09 – Bredstedt.....	167
KA10 – Burg (Dithmarschen).....	170
KA11 – Eggebek/Langstedt.....	173
KA12 – Einhaus	175
KA13 – Eutin.....	180
KA14 – Flintbek.....	184
KA15 – Gettorf.....	186
KA16 – Groß Wittensee.....	190
KA17 – Handewitt.....	192
KA18 – Hanerau-Hademarschen.....	194
KA19 – Hohenlockstedt	196
KA20 – Hohenwestedt.....	199
KA21 – Kropp.....	202
KA22 – Lägerdorf	205
KA23 – Leck.....	207
KA24 – Lohe-Föhrden.....	210
KA25 – Lütjenburg.....	212
KA26 – Malente	216
KA27 – Neustadt	218
KA28 – Neversdorf.....	221
KA29 – Niebüll.....	223
KA30 – Nortorf.....	227
KA31 – Owschlag.....	229
KA32 – Plön.....	232
KA33 – Preetz.....	235
KA34 – Ratzeburg.....	237
KA35 – Reinfeld.....	237
KA36 – Satrup	240
KA37 – Schafflund	243
KA38 – Schönberg.....	245
KA39 – Schwarzenbek.....	249
KA40 – Silberstedt	252
KA41 – Süderbrarup	254
KA42 – Timmendorfer Strand.....	257
KA43 – Trittau	259
KA44 – Wankendorf.....	262
KA45 – Ahrensburg	267
KA46 – Bargteheide.....	270
KA47 – Bornhöved.....	274

KA48 – Heide.....	276
KA49 – Krempe	281
KA50 – Meldorf	283
KA51 – Neumünster	285
KA52 – Rendsburg	288
KA53 – Seeretz	291
KA54 – Tarp.....	294
7 REGIONAL- MESSPROGRAMM.....	297
7.1 Einleitung.....	297
7.1.1 Auswahl der Probenahmepunkte	297
7.1.2 Durchführung der Messungen.....	299
7.1.3 Beschreibung des Trave Einzugsgebiets.....	302
7.2 Ergebnisse	308
7.2.1 Nährstoffe	308
7.2.2 Spurenstoffe.....	311
7.3 Bewertung hinsichtlich einer Überschreitung von JD-UQN.....	327
7.3.1 Tramadol	327
7.3.2 Venlafaxin.....	329
7.3.3 Amidotrizoesäure	330
7.3.4 Iomeprol	332
7.3.5 Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).....	333
7.4 Massenbilanzierung im Wardersee	334
TEIL IV – DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG.....	337
8 FEHLERDISKUSSION	337
8.1 Fehlertheorie.....	337
8.2 Ungenauigkeiten bei der Durchflussmessung.....	337
8.3 Einfluss der Durchmischungsstrecke auf die Genauigkeit.....	340
8.3.1 Theorie der vollständigen Durchmischung.....	340
8.3.2 Ergebnisse.....	341
8.3.3 Fazit	347
8.4 Zusammenfassung der Fehlerdiskussion	348
8.5 Einfluss der Fehler auf die JD-Frachtanteile	350
9 ERGEBNISDISKUSSION.....	353
9.1 Einfluss spezifischer Größen auf Vorhandensein von Spurenstoffen.....	353
9.1.1 Einfluss der EZG-Größe	353
9.1.2 Einfluss der Vorbelastung	355
9.1.3 Einfluss der Einwohnerdichte	358
9.1.4 Einfluss des Abwasseranteils.....	360
9.2 Einfluss der Klärschlammausbringung auf die Gewässerbelastung	366

9.3	Zur Unterscheidung diffus und punktuell eingetragener Stoffe	368
10	ZUSAMMENSTELLUNG DER UQN-ÜBERSCHREITUNGEN	371
10.1	Seen	371
10.1.1	Überschreitungen einer JD-UQN.....	371
10.1.2	Andere nachweisbare Stoffe.....	374
10.2	Fließgewässer	375
10.2.1	Überschreitungen von ZHK-UQN	375
10.2.2	Überschreitungen von JD-UQN.....	376
10.2.3	Überschreitung von JD-UQN-Vorschlägen.....	379
11	ABLEITUNG VON KENNWERTEN.....	384
11.1	Stoffklassen	384
11.2	Größe des Einzugsgebietes.....	385
11.3	Vorbelastung.....	386
11.4	Einwohnerdichte.....	386
11.5	Abwasseranteil	386
12	EMPFEHLUNGEN	388
12.1	Empfehlungen für nachfolgende Messprogramme	388
12.2	Allgemeine Empfehlungen.....	389
TEIL V -	LITERATURVERZEICHNIS	393
TEIL VI -	ANHANG.....	423
Anhang 1	Berücksichtigte Spurenstoffe	424
Anhang 2	Stoffkennwerte.....	427
Anhang 3	Zusammenstellung gültiger und vorgeschlagener UQN.....	431
Anhang 4	Kenndaten der untersuchten Kläranlagen.....	433
Anhang 5	Vorbelastung Gewässer	438
Anhang 6	Probenahmepunkte Regional-Messprogramm.....	446
DIGITALER ANHANG		448

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Hauptmechanismen für die Entfernung von Spurenstoffen aus Abwasser in konventionellen Belebungsanlagen am Beispiel von Moschus-Galaxolid.....	9
Abbildung 2: Bezeichnung der Probenahmestellen bei direkter Einleitung in das reduzierte Gewässernetz.....	13
Abbildung 3: Bezeichnung der Probenahmestellen bei indirekter Einleitung in das reduzierte Gewässernetz über ein Einleitgewässer.....	14
Abbildung 4: kombinierte Probenahme im Regional- und Lokal-Messprogramm	15
Abbildung 5: Workflow von Probenahme, -transport, -teilung, -vorbereitung und -analyse mit paralleler Abflussbestimmung	16
Abbildung 6: Verfahren der verringerten Messpunkte (Morgenschweis 2018, S. 127).	19
Abbildung 7: 2D-Messmethode (OTT HydroMet 2018, S. 26).....	21
Abbildung 8: Übersichtskarte der untersuchten Kläranlagen in Schleswig-Holstein.....	37
Abbildung 9: Anteil der in den Ratzeburger See eingeleiteten Stofffrachten der KA12 (Einhaus) und KA34 (Ratzeburg) am 31.05.2021.....	177
Abbildung 10: Anteil der in den Ratzeburger See eingeleiteten Stofffrachten der KA12 (Einhaus) und KA34 (Ratzeburg) am 13.09.2021.....	178
Abbildung 11: Änderung (in Prozentpunkten) der in den Ratzeburger See eingeleiteten Stofffrachtanteile aus der KA12 (Einhaus) und KA34 (Ratzeburg) zwischen dem ersten Messtag und dem zweiten Messtag.....	178
Abbildung 12: Skizze der Probenahmepunkte Eutin.....	181
Abbildung 13: Skizze Probenahmepunkte Schwarzenbek.....	250
Abbildung 14: KA Heide, Korrelation der Stoffkonzentrationen für die Gruppe der Arzneistoffe-zwischen dem Gewässer oberhalb der Einleitung (PN 1) und dem KA Ablauf (PN 2)	279
Abbildung 15: Probenahmepunkte des regionalen Messprogrammes	298
Abbildung 16: plötzlicher Anstieg des Durchflusses in der Trave unterhalb der KA Bad Oldesloe während des ersten Durchlaufs des regionalen Messprogrammes infolge eines Starkregenereignisses.....	300
Abbildung 17: Durchfluss in der Trave während des zweiten Durchlaufs des regionalen Messprogrammes.....	301
Abbildung 18: Durchfluss in der Trave während des dritten Durchlaufs des regionalen Messprogrammes.....	301
Abbildung 19: Untersuchtes Einzugsgebiet der Trave bis Barnitz.	303
Abbildung 20: Topographie des Trave Einzugsgebiets.....	304
Abbildung 21: Flächennutzung des Trave-Einzugsgebiets	305
Abbildung 22: kumulierte Flächenanteile der Flächennutzung des Trave Einzugsgebiets unterhalb des Wardersees.	306
Abbildung 23: Flächenanteile der untersuchten Teil-Einzugsgebiete in Bezug auf die Probenahmepunkte; angegeben am Säulenfuß ist die jeweilige Größe des Teil-EZG [km ²].....	306
Abbildung 24: Kenngrößen des Trave-Einzugsgebiet für den Abschnitt zwischen Wardersee und Reinfeld; A: Größe des EZG, B: Summe der Anschlussgrößen, C: Quotient aus Anschlussgröße und EZG-Größe.....	307
Abbildung 25: Konzentration und Fracht von Ammonium-Stickstoff über den Verlauf der Trave unterhalb des Wardersees.	309

Abbildung 26: pH-Wert über den Verlauf der Trave unterhalb des Wardersees.	310
Abbildung 27: Konzentration und Fracht von Nitrit-Stickstoff (NO_2) über den Verlauf der Trave unterhalb des Wardersees.	310
Abbildung 28: Konzentration und Fracht von Nitrat-Stickstoff (NO_3) über den Verlauf der Trave unterhalb des Wardersees.	311
Abbildung 29: Stoffprofile in der Trave für Carbamazepin; A: Konzentrationen, B: Frachten.	312
Abbildung 30: Stoffprofile in der Trave für Carbamazepin; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.	313
Abbildung 31: Gegenüberstellung von Frachten und Konzentrationen, Carbamazepin.	314
Abbildung 32: Stoffprofile in der Trave für Diclofenac; A: Konzentrationen, B: Frachten.	315
Abbildung 33: Stoffprofile in der Trave für Diclofenac; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.	316
Abbildung 34: Gegenüberstellung von Frachten und Konzentrationen, Diclofenac.	317
Abbildung 35: Stoffprofile in der Trave für Metformin; A: Konzentrationen, B: Frachten.	318
Abbildung 36: Stoffprofile in der Trave für Metformin; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.	319
Abbildung 37: Stoffprofile in der Trave für Acesulfam-K; A: Konzentrationen, B: Frachten.	320
Abbildung 38: Stoffprofile in der Trave für Acesulfam-K; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.	321
Abbildung 39: Gegenüberstellung von Frachten und Konzentrationen, Acesulfam-K.	322
Abbildung 40: Stoffprofile in der Trave für Pyren; A: Konzentrationen, B: Frachten.	323
Abbildung 41: Stoffprofile in der Trave für Pyren; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.	324
Abbildung 42: Stoffprofile in der Trave für Imidacloprid; A: Konzentrationen, B: Frachten.	325
Abbildung 43: Stoffprofile in der Trave für Imidacloprid; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.	326
Abbildung 44: Stoffprofile in der Trave für Tramadol; A: Konzentrationen, B: Frachten.	328
Abbildung 45: Gegenüberstellung von Frachten und Konzentrationen, Tramadol.	329
Abbildung 46: Stoffprofile in der Trave für Venlafaxin; A: Konzentrationen, B: Frachten.	330
Abbildung 47: Stoffprofile in der Trave für Amidotrizesäure; A: Konzentrationen, B: Frachten.	331
Abbildung 48: Stoffprofile in der Trave für Amidotrizesäure; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.	332
Abbildung 49: Stoffprofile in der Trave für Iomeprol; A: Konzentrationen, B: Frachten.	333
Abbildung 50: Stoffprofile in der Trave für Perfluorooctansulfonsäure; A: Konzentrationen, B: Frachten.	334
Abbildung 51: Prozentuale Abweichung zwischen den gemessenen und den rechnerischen Frachten bei Anlagen der Gruppe 1.	342
Abbildung 52: Betrachtung einzelner Stoffe zur Feststellung der Abweichungen in der Frachtenbilanzierung, Daten von Lütjenburg links am 08.06.2021, rechts am 06.09.2021.	342
Abbildung 53: Gruppe 2, Längenverhältnis des tatsächlich vorhandenen Abstands zwischen Einleitung (PN 2) und Probenahme im reduzierten Gewässernetz (PN 3) im Verhältnis zur minimalen Fließstrecke nach Hull.	343
Abbildung 54: Prozentuale Abweichung zwischen den gemessenen und den rechnerischen Frachten bei den Kläranlagen der Gruppe 2.	343

Abbildung 55: Betrachtung der einzelnen Stoffe zur Feststellung der Abweichungen in der Frachtenbilanzierung von den rechnerischen Frachten zu den gemessenen Frachten; KA Preetz.	345
Abbildung 56: Gruppe 3; A: Längenverhältnis des tatsächlich vorhandenen Abstands zwischen Einleitung (PN 2) und Probenahme im reduzierten Gewässernetz (PN 3) im Verhältnis zur minimalen Fließstrecke nach Hull; B: Prozentuale Abweichung zwischen den gemessenen und den rechnerischen Frachten.....	347
Abbildung 57: Histogramme der Fehlerquotient-Klassen zur Beurteilung der Frachtbilanzierung. A: Annähernd normalverteilte Verteilung der Fehlerklassen. B: Einseitig höhere Fehlerquotienten. C: Einseitig niedrigere Fehlerquotienten.	351
Abbildung 58: Einfluss der Größe des EZG auf den aus der Kläranlage emittierten Stofffracht-Anteil an der Gesamt-Stofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung.	354
Abbildung 59: Einfluss der Größe des EZG auf die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Einleitung.	355
Abbildung 60: Einfluss der Gewässer-Vorbelastung auf den aus der Kläranlage emittierten Stofffracht-Anteil an der Gesamt-Stofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung.	356
Abbildung 61: Einfluss der Gewässer-Vorbelastung auf die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Einleitung.....	357
Abbildung 62: Einfluss der Einwohnerdichte auf den aus der Kläranlage emittierten Stofffracht-Anteil an der Gesamt-Stofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung.	359
Abbildung 63: Einfluss der Einwohnerdichte auf die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Einleitung.....	360
Abbildung 64: Einfluss des Abwasseranteils auf den aus der Kläranlage emittierten Stofffracht-Anteil an der Gesamt-Stofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung.	361
Abbildung 65: Einfluss des Abwasseranteils auf die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Einleitung.....	362
Abbildung 66: Nach Größen sortierte Zusammenstellung der Abwasseranteile für unauffällige und auffällige Kläranlagen.	365
Abbildung 66: Gegenüberstellung der Frachtanteile im KA-Ablauf bezogen auf die Fracht im reduzierten Gewässernetz unterhalb der Einleitung für verschiedene Standorte.	369

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zusammenstellung der untersuchten Kläranlagen	34
Tabelle 2: Kläranlagen mit Einleitung in einen See	36
Tabelle 3: UQN-Präventivwert-Überschreitungen Amidotrizoesäure.	40
Tabelle 4: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Amidotrizoesäure.	41
Tabelle 5: UQN-Vorschlag Überschreitungen Azithromycin.	43
Tabelle 6: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Azithromycin.	43
Tabelle 7: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Bezafibrat.	45
Tabelle 8: UQN-Vorschlag Überschreitungen Carbamazepin.	47
Tabelle 9: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Carbamazepin.	47
Tabelle 10: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Ciprofloxacin	49
Tabelle 11: UQN-Vorschlag Überschreitungen Clarithromycin.	51
Tabelle 12: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Clarithromycin	51
Tabelle 13: UQN-Vorschlag Überschreitungen Diclofenac.	53
Tabelle 14: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Diclofenac.	53
Tabelle 15: UQN-Vorschlag Überschreitungen Erythromycin A.	55
Tabelle 16: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Erythromycin A.	55
Tabelle 17: UQN-Vorschlag Überschreitungen Gabapentin.	57
Tabelle 18: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Gabapentin.	58
Tabelle 19: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Guanylharnstoff.	60
Tabelle 20: UQN-Vorschlag Überschreitungen Ibuprofen.	62
Tabelle 21: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Ibuprofen.	62
Tabelle 22: UQN-Vorschlag Überschreitungen Iomeprol.	64
Tabelle 23: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Iomeprol.	64
Tabelle 24: UQN-Vorschlag Überschreitungen Iopamidol.	66
Tabelle 25: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Iopamidol.	66
Tabelle 26: UQN-Vorschlag Überschreitungen Metformin.	68
Tabelle 27: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Metformin.	68
Tabelle 28: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Metoprolol.	70
Tabelle 29: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Oxypurinol.	71
Tabelle 30: UQN-Vorschlag Überschreitungen Primidon.	73
Tabelle 31: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Primidon.	73
Tabelle 32: UQN-Vorschlag Überschreitungen Sotalol.	75
Tabelle 33: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Sotalol.	75
Tabelle 34: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Sulfamethoxazol.	77
Tabelle 35: UQN-Vorschlag Überschreitungen Tramadol.	78
Tabelle 36: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Tramadol.	79
Tabelle 37: UQN-Vorschlag Überschreitungen Valsartan.	80
Tabelle 38: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Valsartan.	81
Tabelle 39: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Valsartansäure.	82
Tabelle 40: UQN-Vorschlag Überschreitungen Venlafaxin.	84
Tabelle 41: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Venlafaxin.	85
Tabelle 42: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Venlafaxinsäure	86

Tabelle 43: Zusammenstellung der wichtigsten Eigenschaften der untersuchten PAK (ergänzt aus Mackay und Shiu 1992).....	88
Tabelle 44: UQN Überschreitungen Benzo[a]pyren.....	89
Tabelle 45: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzo[a]pyren.....	90
Tabelle 46: UQN-Vorschlag Überschreitungen Benzo[a]anthracen.....	92
Tabelle 47: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzo[a]anthracen.....	92
Tabelle 48: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzo[b]fluoranthen.....	94
Tabelle 49: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzo[k]fluoranthen.....	96
Tabelle 50: UQN Überschreitungen Fluoranthen.....	98
Tabelle 51: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Fluoranthen.....	98
Tabelle 52: UQN-Vorschlag Überschreitungen Pyren.....	99
Tabelle 53: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Pyren.....	100
Tabelle 54: UQN Überschreitungen Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).....	103
Tabelle 55: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für PFOS.....	103
Tabelle 56: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für PFBA.....	105
Tabelle 57: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für PFBS.....	106
Tabelle 58: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für PFOA.....	108
Tabelle 59: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Cypermethrin.....	110
Tabelle 60: UQN Überschreitungen Dichlorvos.....	112
Tabelle 61: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Dichlorvos.....	112
Tabelle 62: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Diuron.....	113
Tabelle 63: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Diethyltoluamid..	115
Tabelle 64: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Tebuconazol.....	116
Tabelle 65: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Terbutryn.....	118
Tabelle 66: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Triclosan.....	120
Tabelle 67: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Glyphosat.....	122
Tabelle 68: UQN Überschreitungen Mecoprop.....	123
Tabelle 69: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Mecoprop.....	123
Tabelle 70: UQN Überschreitungen Imidacloprid.....	125
Tabelle 71: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Imidacloprid.....	126
Tabelle 72: UQN-Vorschlag Überschreitungen Acesulfam-K.....	129
Tabelle 73: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Acesulfam-K.....	130
Tabelle 74: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Cyclamat.....	132
Tabelle 75: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol.....	133
Tabelle 76: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzotriazol.....	135
Tabelle 77: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Bisphenol A.....	138
Tabelle 78: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Melamin.....	140
Tabelle 79: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für 17- α -Ethinylestradiol.....	142
Tabelle 80: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für 17- β -Estradiol.....	143
Tabelle 81: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Estron.....	145

Tabelle 82: Stammdaten Albersdorf	147
Tabelle 83: Gewässer-Daten Albersdorf.....	148
Tabelle 84: Abflussdaten Albersdorf.	148
Tabelle 85: Ergebnisse Albersdorf.....	148
Tabelle 86: Stammdaten Aukrug-Bünzen.....	150
Tabelle 87: Gewässer-Daten Aukrug-Bünzen.	150
Tabelle 88: Abflussdaten Aukrug-Bünzen.....	150
Tabelle 89: Ergebnisse Aukrug-Bünzen.	151
Tabelle 90: Stammdaten Bad Bramstedt.....	152
Tabelle 91: Gewässerdaten Bad Bramstedt.	152
Tabelle 92: Abflussdaten Bad Bramstedt.....	153
Tabelle 93: Ergebnisse Bad Bramstedt.....	153
Tabelle 94: Stammdaten Bad Oldesloe.	154
Tabelle 95: Gewässerdaten Bad Oldesloe.....	155
Tabelle 96: Abflussdaten Bad Oldesloe.....	155
Tabelle 97: Ergebnisse Bad Oldesloe.....	155
Tabelle 98: Stammdaten Bad Segeberg.	156
Tabelle 99: Gewässerdaten Bad Segeberg.....	157
Tabelle 100: Abflussdaten Bad Segeberg.....	157
Tabelle 101: Ergebnisse Bad Segeberg.....	157
Tabelle 102: Stammdaten Böklund.....	159
Tabelle 103: Gewässerdaten Böklund.....	159
Tabelle 104: Abflussdaten Böklund.	160
Tabelle 105: Ergebnisse Böklund.....	160
Tabelle 106: Stammdaten Boostedt.	161
Tabelle 107: Gewässerdaten Boostedt.....	162
Tabelle 108: Abflussdaten Boostedt.	162
Tabelle 109: Ergebnisse Boostedt.....	162
Tabelle 110: Stammdaten Bordesholm.	164
Tabelle 111: Gewässerdaten Bordesholm.....	165
Tabelle 112: Abflussdaten Bordesholm.....	165
Tabelle 113: Ergebnisse Bordesholm.....	166
Tabelle 114: Stammdaten Bredstedt.	167
Tabelle 115: Gewässerdaten Bredtstedt.	168
Tabelle 116: Abflussdaten Bredstedt.	168
Tabelle 117: Ergebnisse Bredtstedt.....	168
Tabelle 118: Stammdaten Burg.....	170
Tabelle 119: Gewässerdaten Burg.	171
Tabelle 120: Abflussdaten Burg.....	171
Tabelle 121: Ergebnisse Burg.....	172
Tabelle 122: Stammdaten Eggebek/Langstedt.	173
Tabelle 123: Gewässerdaten Eggebek/Langstedt.....	173
Tabelle 124: Abflussdaten Eggebk/Langstedt.....	173
Tabelle 125: Ergebnisse Eggebek/Langstedt.....	174

Tabelle 126: Stammdaten Einhaus.....	175
Tabelle 127: Stammdaten Ratzeburg	175
Tabelle 128: Gewässerdaten Ratzeburger See.	176
Tabelle 129: Zusammenfassung der Anzahl der JD-UQN und -Vorschlags-Überschreitungen im Ratzeburger See.	176
Tabelle 130: Ergebnisse Ratzeburger See.....	176
Tabelle 131: Stammdaten Eutin.	180
Tabelle 132: Gewässerdaten Eutin.....	181
Tabelle 133: Abflussdaten Eutin.....	181
Tabelle 134: Ergebnisse Eutin.....	182
Tabelle 135: Stammdaten Flintbek.	184
Tabelle 136: Gewässerdaten Flintbek.....	185
Tabelle 137: Abflussdaten Flintbek.....	185
Tabelle 138: Ergebnisse Flintbek.....	185
Tabelle 139: Stammdaten Gettorf.....	187
Tabelle 140: Gewässerdaten Gettorf.	187
Tabelle 141: Abflussdaten Gettorf.	187
Tabelle 142: Ergebnisse Gettorf.	188
Tabelle 143: Stammdaten Groß Wittensee.	190
Tabelle 144: Gewässerdaten Groß Wittensee.....	191
Tabelle 145: Ergebnisse Groß Wittensee.....	191
Tabelle 146: Stammdaten Handewitt.....	192
Tabelle 147: Gewässerdaten Handewitt.	192
Tabelle 148: Abflussdaten Handewitt.....	193
Tabelle 149: Ergebnisse Handewitt.	193
Tabelle 150: Stammdaten Hanerau-Hademarschen.	194
Tabelle 151: Gewässerdaten Hanerau-Hademarschen.....	195
Tabelle 152: Abflussdaten Hanerau-Hademarschen.	195
Tabelle 153: Ergebnisse Hanerau-Hademarschen.....	195
Tabelle 154: Stammdaten Hohenlockstedt.....	196
Tabelle 155: Gewässerdaten Hohenlockstedt.....	197
Tabelle 156: Abflussdaten Hohenlockstedt.	197
Tabelle 157: Ergebnisse Hohenlockstedt.	197
Tabelle 158: Stammdaten Hohenwestedt.	199
Tabelle 159: Gewässerdaten Hohenwestedt.....	200
Tabelle 160: Abflussdaten Hohenwestedt.....	200
Tabelle 161: Ergebnisse Hohenwestedt.....	200
Tabelle 162: Stammdaten Kropp.....	202
Tabelle 163: Gewässerdaten Kropp.....	203
Tabelle 164: Abflussdaten Kropp.....	203
Tabelle 165: Ergebnisse Kropp.....	203
Tabelle 166: Stammdaten Lägerdorf.....	205
Tabelle 167: Gewässerdaten Lägerdorf.....	206
Tabelle 168: Abflussdaten Lägerdorf.	206

Tabelle 169: Ergebnisse Lägerdorf.....	206
Tabelle 170: Stammdaten Leck.....	207
Tabelle 171: Gewässerdaten Leck.....	208
Tabelle 172: Abflussdaten Leck.....	208
Tabelle 173: Ergebnisse Leck.....	208
Tabelle 174: Stammdaten Lohe-Föhrden.....	210
Tabelle 175: Gewässerdaten Lohe-Föhrden.....	211
Tabelle 176: Abflussdaten Lohe-Föhrden.....	211
Tabelle 177: Ergebnisse Lohe-Föhrden.....	211
Tabelle 178: Stammdaten Lütjenburg.....	212
Tabelle 179: Gewässerdaten Lütjenburg.....	212
Tabelle 180: Abflussdaten Lütjenburg.....	213
Tabelle 181: Ergebnisse Lütjenburg.....	213
Tabelle 182: Stammdaten Malente.....	216
Tabelle 183: Gewässerdaten Malente.....	216
Tabelle 184: Abflussdaten Malente.....	216
Tabelle 185: Ergebnisse Malente.....	217
Tabelle 186: Stammdaten Neustadt.....	218
Tabelle 187: Gewässerdaten Neustädter Binnenwasser.....	219
Tabelle 188: Spurenstoff Konzentration Übersicht Neustädter Binnenwasser.....	219
Tabelle 189: UQN-Überschreitungen Neustädter Binnenwasser.....	219
Tabelle 190: Stammdaten Neversdorf.....	221
Tabelle 191: Gewässerdaten Neversdorf.....	221
Tabelle 192: Abflussdaten Neversdorf.....	221
Tabelle 193: Ergebnisse Neversdorf.....	222
Tabelle 194: Stammdaten Niebüll.....	223
Tabelle 195: Gewässerdaten Niebüll.....	224
Tabelle 196: Abflussdaten Niebüll.....	224
Tabelle 197: Ergebnisse Niebüll.....	225
Tabelle 198: Stammdaten Nortorf.....	227
Tabelle 199: Gewässerdaten Nortorf.....	227
Tabelle 200: Abflussdaten Nortorf.....	228
Tabelle 201: Ergebnisse Nortorf.....	228
Tabelle 202: Stammdaten Owschlag.....	229
Tabelle 203: Gewässerdaten Owschlag.....	229
Tabelle 204: Abflussdaten Owschlag.....	230
Tabelle 205: Ergebnisse Owschlag.....	230
Tabelle 206: Stammdaten Plön.....	232
Tabelle 207: Gewässerdaten Kleiner Plöner See.....	232
Tabelle 208: Spurenstoff Konzentration Übersicht Kleiner Plöner See.....	233
Tabelle 209: UQN-Überschreitungen Kleiner Plöner See.....	233
Tabelle 210: Stammdaten Preetz.....	235
Tabelle 211: Gewässerdaten Preetz.....	235
Tabelle 212: Abflussdaten Preetz.....	235

Tabelle 213: Ergebnisse Preetz.....	236
Tabelle 214: Stammdaten Reinfeld.	237
Tabelle 215: Gewässerdaten Reinfeld.....	238
Tabelle 216: Abflussdaten Reinfeld.....	238
Tabelle 217: Ergebnisse Reinfeld.....	239
Tabelle 218: Stammdaten Satrup.....	240
Tabelle 219: Gewässerdaten Satrup.	240
Tabelle 220: Abflussdaten Satrup.....	241
Tabelle 221: Ergebnisse Satrup.	241
Tabelle 222: Stammdaten Schafflund.....	243
Tabelle 223: Gewässerdaten Schafflund.	243
Tabelle 224: Abflussdaten Schafflund.....	244
Tabelle 225: Ergebnisse Schafflund.	244
Tabelle 226: Stammdaten Schönberg.....	245
Tabelle 227: Gewässerdaten Schönberg.	245
Tabelle 228: Abflussdaten Schönberg.....	246
Tabelle 229: Ergebnisse Schönberg.	246
Tabelle 230: Stammdaten Schwarzenbek.	249
Tabelle 231: Gewässerdaten Schwarzenbek.....	249
Tabelle 232: Abflussdaten Schwarzenbek.....	250
Tabelle 233: UQN-Überschreitungen Schwarzenbek.	250
Tabelle 234: Stammdaten Silberstedt.	252
Tabelle 235: Gewässerdaten Silberstedt.....	253
Tabelle 236: Abflussdaten Silberstedt.	253
Tabelle 237: Ergebnisse Silberstedt.....	254
Tabelle 238: Stammdaten Süderbrarup.	254
Tabelle 239: Gewässerdaten Süderbrarup.....	255
Tabelle 240: Abflussdaten Süderbrarup.	255
Tabelle 241: Ergebnisse Süderbrarup.....	256
Tabelle 242: Stammdaten Timmendorfer Strand.	257
Tabelle 243: Gewässerdaten Hemmelsdorfer See.	258
Tabelle 244: Übersicht der Spurenstoff-Konzentration im Hemmelsdorfer See.	258
Tabelle 245: Ergebnisse Hemmelsdorfer See.	258
Tabelle 246: Stammdaten Trittau.....	259
Tabelle 247: Gewässerdaten Trittau.....	260
Tabelle 248: Abflussdaten Trittau.	260
Tabelle 249: Ergebnisse Trittau.	261
Tabelle 250: Stammdaten Wankendorf.....	262
Tabelle 251: Gewässerdaten Hollenbek/ Stolper See.	263
Tabelle 252: Abflussdaten Wankendorf, Hollenbek.....	263
Tabelle 253: Ergebnisse Wankendorf, Hollenbek.....	263
Tabelle 254: Übersicht der Spurenstoff-Konzentration im Stolper See, Anzahl Überschreitungen.	265
Tabelle 255: Ergebnisse Stolper See.....	265

Tabelle 256: Stammdaten Ahrensburg	267
Tabelle 257: Gewässerdaten Ahrensburg.....	268
Tabelle 258: Abflussdaten Ahrensburg.	268
Tabelle 259: Ergebnisse Ahrensburg.....	268
Tabelle 260: Stammdaten Bargteheide.....	270
Tabelle 261: Gewässerdaten Bargteheide.....	271
Tabelle 262: Abflussdaten Bargteheide.....	271
Tabelle 263: Ergebnisse Bargteheide.....	271
Tabelle 264: Stammdaten Bornhöved.....	274
Tabelle 265: Gewässerdaten Bornhöved.	274
Tabelle 266: Abflussdaten Bornhöved.....	274
Tabelle 267: Ergebnisse Bornhöved.....	275
Tabelle 268: Stammdaten Heide.....	276
Tabelle 269: Gewässerdaten Heide.....	277
Tabelle 270: Abflussdaten Heide.....	277
Tabelle 271: Ergebnisse Heide.....	277
Tabelle 272: Stammdaten Krempe.....	281
Tabelle 273: Gewässerdaten Krempe.....	281
Tabelle 274: Abflussdaten Krempe.....	281
Tabelle 275: Ergebnisse Krempe.....	282
Tabelle 276: Stammdaten Meldorf.....	283
Tabelle 277: Gewässerdaten Meldorf.....	283
Tabelle 278: Abflussdaten Meldorf.....	283
Tabelle 279: Ergebnisse Meldorf.....	284
Tabelle 280: Stammdaten Neumünster.....	285
Tabelle 281: Gewässerdaten Neumünster.....	285
Tabelle 282: Abflussdaten Neumünster.....	285
Tabelle 283: Ergebnisse Neumünster.....	286
Tabelle 284: Stammdaten Rendsburg.....	288
Tabelle 285: Gewässerdaten Rendsburg.....	289
Tabelle 286: Abflussdaten Rendsburg.....	289
Tabelle 287: UQN-Überschreitungen Rendsburg.....	289
Tabelle 288: Stammdaten Seeretz.....	291
Tabelle 289: Gewässerdaten Seeretz.....	291
Tabelle 290: Abflussdaten Seeretz.....	291
Tabelle 291: Ergebnisse Seeretz.....	292
Tabelle 292: Stammdaten Tarp.....	294
Tabelle 293: Gewässerdaten Tarp.....	294
Tabelle 294: Abflussdaten Tarp.....	294
Tabelle 295: Ergebnisse Tarp.....	295
Tabelle 296: Niederschlag während des ersten Durchlaufs des regionalen Messprogramm (Quelle Wetter.com).....	299
Tabelle 297: Niederschlag während des zweiten Durchlaufs des regionalen Messprogramm (Quelle Wetter.com).....	300

Tabelle 298: Niederschlag während des dritten Durchlaufs des regionalen Messprogrammes (Quelle Wetter.com).	301
Tabelle 299: Massenbilanzierung für ausgewählte Spurenstoffe im Wardersee.	336
Tabelle 300: Bestimmung des durchschnittlichen Fehlers bei der Berechnung der Querschnittsfläche zur Abflussbestimmung.	339
Tabelle 301: Stoffeigenschaften für ausgewählte Stoffe, die auffällig bei der Frachtbilanzierung in Preetz waren.	346
Tabelle 302: Bestimmung des Überdeckungsintervalls in Abhängigkeit der Stoffkonzentration (relativ zur Bestimmungsgrenze) am Beispiel von Diclofenac.	349
Tabelle 303: Gegenüberstellung von Abwasseranteil und JD-UQN- bzw. Vorschlags-Überschreitungen mit signifikantem Anteil aus KA-Abläufen (geordnet nach Abwasseranteil).	363
Tabelle 304: Gegenüberstellung der Frachtanteile mit Stoffkonzentrationen im Klärschlamm (Beispiel Süderbrarup).	366
Tabelle 305: Einwohnerspezifische Frachten in der Mözener Au [mg/(EW*d)] unmittelbar vor Einmündung in die Trave im Vergleich zu Frachten im KA-Ablauf.	370
Tabelle 306: Auf die EZG-Größe bezogene Frachten [mg/(km ² *d)] in der Mözener Au unmittelbar vor Einmündung in die Trave.	370
Tabelle 307: Anzahl positiver Proben (> BG) für Stoffe mit geltender JD-UQN oder mit JD-UQN-Vorschlag.	371
Tabelle 308: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung der JD-UQN für Benzo[a]pyren in den Seen führen.	371
Tabelle 309: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages für Iomeprol in den Seen führen.	372
Tabelle 310: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung der JD-UQN für Pyren in den Seen führen.	372
Tabelle 311: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung der JD-UQN für Perfluorooctansulfonsäure in den Seen führen.	373
Tabelle 312: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages für Acesulfam-K in den Seen führen.	373
Tabelle 313: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages für Gabapentin in den Seen führen.	374
Tabelle 314: Anzahl positiver Proben (> BG) für Stoffe ohne geltende JD-UQN oder ohne JD-UQN-Vorschlag.	375
Tabelle 315: Zusammenstellung der festgestellten JD- und ZHK-UQN-Überschreitungen. ...	376
Tabelle 316: Zusammenstellung und Bewertung der JD-UQN-Überschreitungen (Fließgewässer).	378
Tabelle 317: Zusammenstellung und Bewertung der JD-UQN-Vorschlags-Überschreitungen (Fließgewässer), Teil 1 von 2.	380
Tabelle 318: Zusammenstellung und Bewertung der JD-UQN-Vorschlags-Überschreitungen (Fließgewässer), Teil 2 von 2.	381
Tabelle 319: Einteilung der berücksichtigten Spurenstoffe in Stoffklassen mit vergleichbarer Herkunft und Verbleib im Gewässer.	385

Abkürzungsverzeichnis

Δ_L	Abweichung zwischen L_1 und L_2 [%]
2D	Zweidimensional
AMPA	Aminomethylphosphorsäure
APG	Alkali- und Alkylpolyglucosidbehandlung
AT1-Antagonisten	Anigotensin-II-Rezeptor-Subtyp-1-Antagonisten
ATM	Azithromycin
ATZ	Amidotrizösäure
BAB	Bundesautobahn
BaP	Benzo[a]pyren
BfArM	Bundesinstitut für Arzneimittel und Medizinprodukte
BG	Bestimmungsgrenze
BG_u	Bestimmungsgrenze unterschritten
BQD	1-(2-benzaldehyde)-(1H,3H)-quinazoline-2,4-dione
BQM	1-(2-benzaldehyde)-4-hydro(1H,3H)-quinazoline-2-one
CAS-Nr	Chemical Abstracts Service Nummer
CLL	Chemisches Laboratorium Lübeck
COX	Cyclooxygenasen
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CYP2D6	Cytochrom P450 2D6
CYP3A4	Cytochrom P450 3A4
DEET	Diethyltoluamid
DIN	Deutsches Institut für Normung
DN	Nennweite (<i>diamètre nominal</i>)
DNA	Desoxyribonukleinsäure (<i>deoxyribonucleic acid</i>)
DOC	Gelöster organisch gebundener Kohlenwasserstoff (<i>dissolved organic carbon</i>)
E1	Estron
E2	17-Beta-Estradiol
EE ₂	17-Alpha-Ethinylestradiol
EN	Europäische Norm
EPI	Estimation Program Interface
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen
EPSPS	5-Enolpyruvylshikimat-3-Phosphat-Synthase
ESI	Elektrosprayionisation
ETOX	Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet
F&E	Forschung und Entwicklung
FGE	Flussgebietseinheit
GCMS	Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
GC-MS/MS	Gaschromatografie und tandem-massenspektrometrischer Detektion
GESTIS	Gefahrstoffinformationssystem
GIS	Geografisches Informationssystem
GK	Größenklasse
GU	Guanylharnstoff
H ₂ O	Wasser
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid
HMDB	Human Metabolome Database
HSDB	Hazardous Substances Data Bank
Ibuprofen-COOH	2,4'-(2-Carboxypropyl)-phenylpropion-säure
Ibuprofen-OH	2,4'-(2-Hydroxy-2-methylpropyl) –phenylpropionsäure

ICM	Ionisches Kontrastmittel
ID	Identifizierung
ISO	International Organization for Standardization
JD-Wert	Jahresdurchschnitts-Wert
KA	Kläranlage
KT	Klärteich
LCMS	Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
MBR	Membran-Bioreaktor
MELUND	Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein
MID	Magnetisch-induktiver Durchflussmesser
n.a.	Nicht auswertbar
n.d.	No data/ keine Daten
NaClO	Natriumhypochlorit
NH ₄ ⁺	Ammonium-Ion
NO ₂ ⁻	Nitrit-Ion
NO ₃ ⁻	Nitrat-Ion
O ₂	Sauerstoff
O ₃	Ozon
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OH ⁻	Hydroxyl-Radikal
OW	Oberwasser
P	Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PE	Polyethylene
PFBA	Perfluorbutansäure
PFBS	Perfluorbutansulfonsäure
PFOA	Perfluorooctansäure
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure
pH	Potential des Wasserstoffs
pKa-Wert	Säurekonstante
PN	Probenahmestelle
PSM	Pflanzenschutzmittel
PVC	Polyvinylchlorid-Kunststoff
RW	Regenwasser
SBR	Sequencing batch reactor
SH	Schleswig-Holstein
SRT	Soil retention time control
THL	Technische Hochschule Lübeck
TN	Gesamt-Stickstoff
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
US EPA	United States Environmental Protection Agency
UTM	Universal transverse mercator
UV	Ultraviolett
UVC	Ultraviolettstrahlung
UW	Unterwasser
VAK	Versuchs und Ausbildungs Kläranlage
WGK	Wassergefährdungsklasse
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
yymmdd	Year month day
ZHK	Zulässige Höchstkonzentration

Formelzeichenverzeichnis

Δ_B	Abweichung der rechnerischen Frachten zu gemessenen Frachten [%]
$1/n$	Freundlich Affinitätskonstante [-]
a	Koeffizient
A	Durchströmter Querschnitt [m ²]
A_{Eo}	Größe des oberirdischen Einzugsgebietes [km ² oder ha]
A_{LW}	Intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen [ha]
$A_{red,Bescheid}$	Im Trennsystem angeschlossene abflusswirksame Fläche der Regenentwässerung gemäß Einleitungsbescheid [ha]
$A_{u,Bescheid}$	Im Trennsystem angeschlossene undurchlässige Fläche der Regenentwässerung gemäß Einleitungsbescheid [ha]
b	Gemessene Flussbreite
B	Fracht [kg/d] oder [g/d]
\bar{B}	Durchschnittlicher Fehler in der Frachtenbilanzierung aller Stoffe [-]
B_{spez}	Einwohnerspezifische Fracht [mg/(d*EW)]
c	Konzentration [µg/L]
$c(t)$	Verbleibende Konzentration nach einer Reaktionszeit [mg (t)/L]
c_0	Konzentration im Gewässer [mg/L]
c_1	Konzentration im Durchfluss der Kläranlage [mg/L]
c_2	Konzentration nach der Kläranlage [mg/L]
c_{Ab+1}	Ablaufkonzentration, die einen Tag später ermittelt wurde [mg/L]
c_L	Konzentration in der Luft [µg/L]
c_{MQ}	Konzentration bei mittleren Abfluss [µg/L]
c_s	Sorbierte Konzentration [µg/L]
c_w	Anfangskonzentration in der gelösten Phase [µg/L], Anfangskonzentration in der gelösten Phase [mg/L]
c_{xs}	Sorbierte Konzentration am Belebtschlamm [µg/L]
c_{zu}	Konzentration im Zulauf [mg/L]
EGW	Einwohnergleichgewicht [-]
EW	Anschlussgröße [-]
h	Gemessene Wasserstandshöhe
JD_c	Jahresdurchschnittliche Konzentration [µg/L]
JD_Q	Jahresdurchschnittlicher Abfluss [m ³ /s]
k_{aw}	Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient [(Pa m ³)/mol]
k_{bio}	Biologische Transformationskonstante/ Biodegradationskonstante [L/(g TS d)]
$k_{bio,dyn}$	Biodegradationskonstante im laufenden Betrieb [L/(g TS d)]
k_d	Sorptionskoeffizient [L/ (g TS)]
k_f	Freundlich Sorptionskoeffizient [-]
k_H	Henry Konstante [Pa m ³ /mol]
L	Minimale Fließlänge [m]
L_1	Tatsächlicher Abstand zwischen Kläranlageneinleitung und Messpunkt PN 3
L_2	minimale Fließlänge nach Hull
$\log K_{OW}$	dek. Logarithmus des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient [-]
M	Molare Masse der Spurenstoffe [µg/mol]
$Median-q$	Median Abflussspende [l/(s*km ²)]
MNq	Mittlere Niedrigwasserabflussspende [l/(s*km ²)]
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss [m ³ /s]
Mq	Mittlere Abflussspende [l/(s*km ²)]
MQ	Mittlerer Abfluss [m ³ /s]

p_p	Partikeldruck des Spurenstoffes [Pa]
Q	Durchfluss [m^3/s oder l/s]
Q_0	Durchfluss des Gewässers vor Einleitung [m^3/s]
Q_1	Durchfluss im Gewässer vor Kläranlageneinleitung, Durchfluss der Kläranlage [m^3/s]
Q_2	Durchfluss Kläranlagenablauf, Durchfluss des Gewässers nach Einleitung [m^3/s]
Q_3	Durchfluss im Gewässer nach Kläranlageneinleitung
Q_d	Trockenwetterabfluss
q_{Luft}	Spezifische Belüftungsrate [m^3 Luft/ m^3 Abwasser]
Q_{Median}	Median-Abfluss [m^3/s]
R	Gaskonstante - $8,314 \cdot 10^3$ [(L Pa)/(mol K)]
SE_{IND}	Direkteinleitung von Industrie- und Gewerbebetrieben in Schadeinheiten gemäß Abwasserabgabengesetz [-]
t	Hydraulische Aufenthaltszeit bzw. Dauer [d]
T	Temperatur [K]
TS	Trockensubstanzgehalt [g TS/ L]
\bar{v}	Mittlere Geschwindigkeit [m/s]
$v_{0,2H}$	Geschwindigkeit in 20% der Wassertiefe unter der Oberfläche [m/s]
$v_{0,8H}$	Geschwindigkeit in 80% der Wassertiefe unter der Oberfläche [m/s]
v_{gemessen}	Erfasste Geschwindigkeit [m/s]
$v_{\text{korrigiert}}$	Korrigierte Ausgabegeschwindigkeit [m/s]
v_m	mittlere Fließgeschwindigkeit im Durchflussquerschnitt [m/s]
$X_{\text{TS},\text{ÜS}}$	Stoffkonzentration im homogenisierten Überschussschlamm [mg/L]
y_{bio}	Durch den biologischen Abbau reduzierter Anteil [L/(g TS d)]
y_{stripp}	Mittels Strippung während der Belüftung entfernter Anteil [%]
z	Berechneter durchflossener Gewässerquerschnitt
γ_s	Durch Sorption entfernter Anteil der Spurenstoffe [-]
Δb	Messunsicherheit der Flussbreite
Δh	Messunsicherheit der Wasserstandshöhe
Δz	Fehlerintervall des berechneten durchflossenen Gewässerquerschnitts
θ	Winkel zwischen Fließrichtung und Anströmung [°]

TEIL I – EINLEITUNG

1 Veranlassung und Ziele

1.1 Veranlassung¹

Kläranlagen (KA) tragen in Schleswig-Holstein (SH) vermutlich nicht unerheblich zum Eintrag von anthropogenen Spurenstoffen in Oberflächengewässer bei. Zu diesen zählen neben Arzneimittelwirkstoffen auch Pflanzenschutzmittel, Haushalts- und Industriechemikalien u. dgl.

Ein Teil dieser Substanzen wird als prioritäre Stoffe in der Anlage 8 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) geführt. Bei diesen Stoffen wird ein signifikantes Risiko für die aquatische Umwelt erwartet. Die entsprechende EU-Richtlinie (2013/39/EU, zuvor: 2008/105/EC)² definiert Umweltqualitätsnormen (UQN), die zur Beurteilung des Zustands der Gewässer nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) herangezogen werden. Bisher umfasst diese Richtlinie 2013/39/EU in erster Linie Pflanzenschutzmittel (PSM), Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Schwermetalle. Die Richtlinie wurde mit der Novellierung der OGewV im Jahr 2016 in deutsches Recht umgesetzt.³ Daneben werden in der OGewV in Anlage 6 UQN flussgebietsspezifische Schadstoffe geführt, darunter ebenfalls PAK, Schwermetalle und Pflanzenschutzmittel.

In der aktuellen OGewV sind u.a. keine UQN für Arzneistoffe enthalten. Verschiedene Arzneimittel (u.a. Diclofenac) und Hormone (u.a. Östron) wurden jedoch neben weiteren Spurenstoffen (u.a. Neonikotinoide wie Imidacloprid) im Jahr 2015 in eine **Beobachtungsliste** (Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495 der Kommission, sog. Watchlist) als Schadstoffe für eine unionsweite Überwachung aufgenommen. Das Ziel der Beobachtungsliste ist es, ausreichend Überwachungsdaten für das Priorisierungsverfahren der WRRL zu sammeln, um anhand der Daten ableiten zu können, ob die untersuchten Stoffe als prioritäre Stoffe geregelt werden. Demgemäß besteht für die Spurenstoffe, die auf der Beobachtungsliste geführt werden bzw. wurden, die Möglichkeit, mit einer UQN in der WRRL bzw. OGewV geregelt zu werden. Die Beobachtungsliste wurde zuletzt in den Jahren 2018 und 2020 novelliert und befindet sich aktuell im Abstimmungsprozess für eine erneute Novellierung. Neben dem Novellierungsprozess der Beobachtungsliste wird aktuell ebenfalls eine Novellierung der Liste der prioritären Stoffe diskutiert, im Rahmen derer neue Stoffe in die WRRL und damit in die OGewV aufgenommen werden sollen. Die Aufnahme von UQN für Arzneimittelwirkstoffe in das Wasserrecht wird ausdrücklich als Ziel im Koalitionsvertrag der seit Dezember 2021 im Amt befindlichen Bundesregierung angegeben.

Unter anderem aus dem F&E-Projekt „PrioSH“⁴ ist bekannt, dass viele Spurenstoffe in Kläranlagen (KA), die dem Stand der Technik entsprechen, nicht oder nicht vollständig zurückgehalten werden können, so dass ein negativer Einfluss auf die Oberflächengewässer zu befürchten ist. Konkret könnte es infolge der Einleitung von gereinigtem Abwasser zu einer Überschreitung einzelner UQN in bestimmten Wasserkörpern oder –abschnitten kommen.

¹ Die Autoren danken für die Unterstützung des Projektes und die hilfreichen Anmerkungen zum Abschlussbericht durch das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) des Landes Schleswig-Holstein (S. Schwarz u.a.), dem Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) des Landes Schleswig-Holstein (C. Lüring, E. Kuberski u.a.) sowie den zahlreichen helfenden Händen des Betriebspersonals der untersuchten Kläranlagen.

² 2008/105/EC: Directive on environmental quality standards in the field of water policy, Annex 1: Priority Substances List.

2013/39/EU: Priority Substances Directive, Annex 2: List of Priority Substances.

³ OGewV, Anhang 8, Tabelle 2.

⁴ Spurenstoffe und Multiresistente Bakterien in den Entwässerungssystemen Schleswig-Holsteins -Ableitung von Kennwerten zur Quantifizierung der Herkunft, der Ausbreitung und des Rückhaltes. Gefördert durch das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) des Landes Schleswig-Holstein in zwei Phasen von April 2017 bis Juni 2020.

Im Rahmen des F&E-Projektes SpuGeSH wurden daher Spurenstoffkonzentrationen im KA-Ablauf sowie ober- und unterstrom der Einleitung ins Oberflächengewässer bestimmt und mit geltenden UQN verglichen. Stoffe, die im Rahmen von SpuGeSH analysiert, aber aktuell nicht im zuvor genannten Wasserrecht geregelt sind, wurden analog mit UQN-Vorschlägen oder weiteren Beurteilungswerten wie Präventivwerten verglichen. Eine parallele messtechnische Erfassung der Abflüsse im Gewässer und eine daraus abgeleitete Frachtbestimmung erlaubt eine Abschätzung des Einflusses der KA auf die Gewässerqualität bzgl. der Spurenstoffe. Dabei spielt die Verdünnung des KA-Ablaufes durch das Gewässer eine entscheidende Rolle. Diese wurde durch die parallele messtechnische Erfassung der Abflüsse im Gewässer und einer daraus abgeleiteten Frachtbestimmung ermittelt. Darüber hinaus spielt neben der Größe der KA auch die Größe und Nutzung des Gewässereinzugsgebietes eine wichtige Rolle.

Im Falle, dass die im Rahmen des Projektes durchgeführten Untersuchungen darauf hindeuten, dass KA-Einleitungen einen signifikanten Einfluss auf die Gewässerqualität haben bzw. die UQN bestimmter Parameter im Gewässer aufgrund von KA-Einleitungen überschritten werden, soll geprüft werden, ob an den entsprechenden Kläranlagen bzw. Gewässerabschnitten nachfolgend ein umfassendes Monitoring (Jahresprogramm) durchgeführt wird (vgl. Spurenstoffkonzept des Landes SH). Zeigen sich im Rahmen des umfassenden Monitorings ebenfalls kläranlagenbedingte Überschreitungen von geltenden UQN, sind weitergehende Maßnahmen bei der Abwasserreinigung zu erwägen. Werden kläranlagenbedingt UQN-Vorschläge überschritten, wird der Kläranlagenbetreiber darauf hingewiesen, dass sich zukünftig, d.h. bei Aufnahme dieser Stoffe in die OGewV, Handlungsbedarf ergeben kann.

Im Rahmen dieses F&E-Projektes sollen für eine erste Abschätzung Kennwerte zur Quantifizierung des Einflusses von KA auf die Gewässerqualität abgeleitet werden. Die Projektergebnisse sollen mithin die Identifikation kritischer Gewässerabschnitte hinsichtlich einer möglichen Überschreitung der UQN in den Oberflächengewässern Schleswig-Holsteins unterstützen.

1.2 Problemstellung

Rückhalt von Spurenstoffen in Kläranlagen

Die Ergebnisse aus dem Projekt PrioSH⁵ haben gezeigt, dass viele der untersuchten Spurenstoffe bei der konventionellen Abwasserreinigung⁶ gar nicht oder nicht vollständig zurückgehalten werden können. Dieses trifft vor allem auf nicht oder nur mäßig biologisch abbaubare Substanzen zu (z.B. Arzneistoffe, die aufgrund der erforderlichen Wirksamkeit diese Eigenschaft aufweisen müssen und daher mit entsprechenden funktionellen Gruppen [z.B. Carboxyl- oder Phosphor-Gruppen] ausgestattet sind). Ferner stellen sich Stoffe als problematisch dar, die nicht sorptionsaffin sind und daher nicht mit dem Klärschlamm (oder anderen Feststoffen, z.B. Rechengut, Sand) aus dem Abwasser entfernt werden können. Diese nicht sorptionsaffinen Stoffe werden als hydrophil bezeichnet und zeichnen sich durch eine hohe Wasserlöslichkeit aus. Diese Eigenschaften sind wiederum für Arzneistoffe eine wichtige Voraussetzung für deren Wirksamkeit. Ferner weisen viele Pflanzenschutzmittel (PSM) eine geringe Sorptionsneigung auf.

Die im PrioSH-Projekt als Stoffgruppe I zusammengefassten Stoffe⁷ weisen beide Eigenschaften auf (geringe biologische Abbaubarkeit und geringe Sorptionsneigung). Droht für solche Stoffe eine Überschreitung der UQN in den Oberflächengewässern und ist davon auszugehen,

⁵ S. Fußnote 4.

⁶ Als konventionelle Abwasserreinigung werden in diesem Zusammenhang die Verfahren entsprechend den anerkannten Regeln der Technik zusammengefasst. Hierzu gehören vor allem die Belebtschlammbehandlung sowie weitere Verfahren zum weitergehenden Rückhalt von Nährstoffen (z.B. Filtration, Tropfkörper etc.).

⁷ Hierzu zählen u.a. das Röntgenkontrastmittel Iopamidol, das Antiepileptikum Carbamazepin sowie verschiedene PSM (Diuron, Imidacloprid, Isoproturon, Terbutryn).

dass entsprechende Stofffrachten überwiegend über Kläranlagen-Abläufe in die Gewässer eingetragen werden, ist eine Erweiterung entsprechender Kläranlagen um eine sog. 4. Reinigungsstufe für einen verbesserten Rückhalt dieser Stoffe zu prüfen.

Emission von Spurenstoff-Frachten

Die im PrioSH-Projekt abgeleiteten Stofffrachten⁸ können dazu dienen, die insgesamt über mehrere Kläranlagen in ein Gewässer eingetragenen Frachten abzuschätzen. Werden mögliche Transformationsprozesse in den Gewässern vernachlässigt (s. hierzu Abs. 2), könnten somit für Stoffe, die ausschließlich über Kläranlagen in die Gewässer eingetragen werden (z. B. Arzneistoffe der Humanmedizin), die im Gewässer zu erwartenden Konzentrationen abgeschätzt werden. Hierfür muss für jeden Gewässerabschnitt die Summe der jeweils im oberhalb liegenden EZG vorhandene Einwohnerzahl (oder besser: Einwohnergleichwerte) bekannt sein, deren Abwasser dort eingeleitet wird.

Saisonale Varianz der emittierten Stofffrachten

Bei einer Betrachtung der über die Kläranlagen in die Gewässer eingetragenen Stofffrachten ist u. U. eine saisonale Variabilität zu berücksichtigen. Bedingt durch jahreszeitlich unterschiedliche Verbräuche sowie temperaturabhängig variierende Eliminationsraten infolge eines moderaten biologischen Abbaus können die emittierten Stofffrachten deutlich variieren. Besonders deutlich wird dieses Phänomen in PrioSH beim Analgetikum Diclofenac, bei dem sich die eingetragenen Stofffrachten zwischen Februar und August um den Faktor 9 unterscheiden können.⁹ Bei einer Bewertung der Einhaltung des maßgebenden UQN-Vorschlags auf Basis abgeschätzter Stofffrachten ist dieser Umstand in jedem Fall zu berücksichtigen. Für jeden Spurenstoff wäre daher abzuschätzen, ob eine vergleichbare saisonale Varianz (hinsichtlich Vorkommen im Rohabwasser, Rückhalt in den Kläranlagen und folglich emittierter Stofffrachten) relevant sein kann. Zu vermuten ist ein solches Szenario für üblicherweise saisonal oder temporär eingesetzte Arzneistoffe sowie PSM, die zu bestimmten Vegetationsperioden (etwa im Voraufbau) eingesetzt werden.

Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln im Abwasser

Im Weiteren wurde in PrioSH festgestellt, dass auch PSM im Zu- und Ablauf der Kläranlagen nachweisbar sind. Erhöhte Zulaufkonzentration korrespondieren mit Perioden des Einsatzes. So konnten im Frühjahr erhöhte Glyphosat-Konzentrationen zur Zeit dessen Anwendung im Voraufbau festgestellt werden¹⁰. Dieses deutet darauf hin, dass PSM infolge atmosphärischer Deposition zeitnah in urbane EZG eingetragen werden und somit über die Kläranlagen in die Gewässer gelangen können.

Daneben wurde in PrioSH aber ebenfalls eine ganzjährige Grundbelastung des Rohabwassers mit PSM festgestellt, die auf ein quasi-ubiquitäres Vorkommen im urbanen Wasserkreislauf hindeuten. Inwieweit Lebensmittel, die PSM enthalten, die urbane Vegetationskontrolle oder eine ganzjährige atmosphärische Deposition zu diesem Phänomen beitragen, ist bisher ungeklärt. Zu vermuten wäre, dass alle Aspekte einen entsprechenden Beitrag liefern.

Bei der Betrachtung von PSM und vor allem bei einem Vergleich der in den Gewässern festgestellten Konzentrationen mit den UQN ist von Interesse, welcher Anteil über die Kläranlagen eingetragen wird und welcher Anteil diffus über landwirtschaftliche Flächen in die Gewässer gelangt.

Diffuse Stoffeinträge aus landwirtschaftlichen Flächen

Die eingangs erläuterten Stoffeigenschaften (hohe Wasserlöslichkeit, geringe Bioverfügbarkeit) führen prinzipiell auch bei einer fachgerechten Anwendung der PSM dazu, dass sich ein

⁸ vgl. Abschlussbericht PrioSH-1, Abs. 9, S. 229ff.

⁹ vgl. Abschlussbericht PrioSH-1, Abs. 8.3.1, S. 219f mit Abb. 78B.

¹⁰ vgl. Abschlussbericht PrioSH-1, Abs. 8.1.3, S. 204f mit Abb. 62.

Teil der eingesetzten Stoffmenge in anliegende Umweltkompartimente verlagert (hier Grund- oder Oberflächengewässer). Es wird erwartet, dass die über landwirtschaftlich genutzte Flächen diffus eingetragenen Stofffrachten für die Gruppe der PSM im Vergleich zu den über Kläranlagen eingetragenen dominant sind. Diese Vermutung wäre zu prüfen. Bei der Verifikation müsste dann für eine Abschätzung der Konzentrationen in den Oberflächengewässern der Anteil aus Kläranlagen ggf. nicht weiter berücksichtigt werden.

Neben dem Eintrag von PSM aus landwirtschaftlichen Flächen ist auch der mögliche Eintrag anderer Substanzen wie Antibiotika, Süßstoffe etc. aus der Tierzucht und der damit in Verbindung stehenden Ausbringung von Wirtschaftsdünger zu berücksichtigen.

Transformationsprozesse in den Gewässern

Auch im Gewässer finden analog zu den (technisch unterstützten) Prozessen in den Kläranlagen Umsetzungs- oder Transformationsprozesse etwa durch Photolyse, Bioakkumulation oder Biotransformation statt. Diese sind oft schwer zu quantifizieren; denkbar ist jedenfalls, dass in den Oberflächengewässern Spurenstoffe einem anderen Eliminationsregime unterliegen als in Kläranlagen. Es können also Spurenstoffe, die hinsichtlich eines Rückhaltes in der konventionellen Abwasserreinigung als persistent gelten, möglicherweise im Gewässer verhältnismäßig rasch umgesetzt werden. Diese Prozesse erschweren daher eine vereinfachte, frachtbasierte Bilanzierung und müssen daher quantifiziert werden.

1.3 Einschätzung der Situation in Schleswig-Holstein

Generell ist Schleswig-Holstein ein Flächenland mit einer geringen Besiedlungsdichte und einer ausgeprägten agrarischen Struktur. Die größten Städte (Kiel, Flensburg und Lübeck) sowie die größte Kläranlage des Landes (Hetlingen), die als größte Emittenten von Spurenstoffen, v.a. von Humanarzneistoffen, anzusehen wären, liegen in unmittelbarer Nähe zur Ostsee bzw. am Unterlauf der Elbe, sodass es hier zu einer starken Verdünnung kommt und die Konzentrationen als nicht relevant zu erachten sind.

Problematisch können allerdings Gewässerabschnitte sein, in die verhältnismäßig viele Einleitungen erfolgen bzw. bei denen die einleitende Kläranlage einen hohen Abwassernanteil besitzt und daher die Durchmischung mit Oberflächenabfluss als nicht ausreichend bewertet werden muss. Maßgeblich hierfür ist der Quotient aus dem Mittelwasserabfluss als Q_{Median} (oder Niedrigwasserabfluss als MNQ) der aufnehmenden Gewässer und dem Trockenwetterabfluss (Q_d) der Kläranlage(n). Hieraus kann für eine erste Abschätzung der Abwasseranteil bestimmt werden.

Neben der Durchmischung bzw. dem Abwasseranteil ist ebenfalls die Sensibilität der Gewässer in Bezug auf Abwasserinleitungen ein entscheidender Faktor. Im Jahr 2019 wurde in Schleswig-Holstein die „Handlungsempfehlung für die immissionsbezogene Bewertung von belastungsrelevanten Schmutzwassereinleitungen in Fließgewässer“ veröffentlicht, in der eine räumliche Priorisierungskulisse enthalten ist. Die Kulisse zeigt Gewässer in Schleswig-Holstein auf, die potentiell am sensitivsten auf Einträge aus punktuellen Quellen reagieren.

Anhand eines auf der Graphentheorie basierten Modells für alle Flusseinzugsgebiete der Schweiz wurde festgestellt, dass in fast allen Gewässerabschnitten unterhalb von Kläranlagen-einleitungen das Qualitätskriterium für Diclofenac überschritten wird (Ort et al. 2009). Vergleichbare Ergebnisse wären auch in Schleswig-Holstein in Gewässerabschnitten zu erwarten, in denen mehrere Kläranlagen (mit insgesamt vielen Einwohnergleichwerten) einleiten und somit die eingetragenen Schadstofffrachten im Verhältnis zum Abfluss auf einem höheren Niveau liegen.

Zusätzlich zu punktuellen Einträgen durch KA-Einleitungen sollten für eine ganzheitliche Bewertung zudem mögliche weitere, teils diffuse Eintragsquellen von Spurenstoffen (auch für

Humanarzneistoffe) geprüft und nötigenfalls ausgeschlossen werden. Hierzu zählen beispielsweise Mischwasserüberläufe, Regenwassereinleitungen oder Hauskläranlagen mit Verrieselungsanlagen. Zudem ist zu prüfen, ob die betrachteten Gewässerabschnitte möglicherweise über landwirtschaftlich verwerteten Klärschlamm oder Wirtschaftsdünger (z.B. Veterinärarzneistoffe, PSM) belastet sind. Denn neben dem Eintrag pharmazeutischer Stoffe aus der Humanmedizin erfolgen 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. Über Wechselwirkungen, etwa zwischen diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft und punktuellen Kläranlageneinleitungen, gibt es bisher keine belastbaren Erhebungen. Mit Hilfe von hydrologischen Stofffrachtmodellen auf Einzugsgebietsebene könnten entsprechende Fragestellungen beantwortet werden. Die Grundlagen hierfür werden mit dem hier bearbeiteten Projekt geschaffen. Alternativ können vereinfachte Bilanzierungsmethoden helfen, die zu erwartenden Stoffkonzentrationen abzuschätzen. Ziel des hier beschriebenen Projektvorhabens ist zunächst eine solche vereinfachte Stoffstrombilanzierung.

Zu beachten ist, dass stets eine frachtbezogene Beurteilung bestimmter Wasserinhaltsstoffe in den Oberflächengewässern erfolgen muss. Das heißt, dass Einträge aus punktuellen Einleitungen stets auf hydrologische Kennwerte der entsprechenden Fließgewässer (i.d.R. Mittelwasserabfluss als Q_{Median} oder Niedrigwasserabfluss als MNQ) bezogen werden müssen.

1.4 Skalierung und Typisierung der Gewässereinzugsgebiete

Die oben geschilderte Problematik wird entscheidend von der Größe des Gewässers bzw. Gewässereinzugsgebietes an der jeweiligen Einleitungsstelle sowie den Nutzungen im Einzugsgebiet beeinflusst. Aus diesem Grund ist eine grobe Skalierung und Typisierung der Gewässer hinsichtlich der Aufnahme von Spurenstoffen aus KA-Einleitungen am jeweiligen Einleitungspunkt vorzunehmen. Als maßgebliche Kenngrößen werden erachtet:

- (a) Größe des oberirdischen Gewässereinzugsgebietes A_{E0} [km²] \Leftrightarrow wesentlicher Skalierungsfaktor.
- (b) Mittlere Niedrigwasserabflussspende MNQ und mittlere Abflussspende q_{Median} [l/(s•km²)] \Leftrightarrow MNQ ist ungünstigste Situation; q_{Median} ist häufigste Situation; beide Zustände werden für eine Bewertung der Verdünnung benötigt.
- (c) Einwohnergleichwerte EGW [-] \Leftrightarrow Belastungskennwert für die jeweilige Einleitung sowie für die Vorbelastung des im Oberstrom liegenden Gewässer-EZG.
- (d) Intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen A_{LW} [ha] \Leftrightarrow für die pauschale Berücksichtigung der Landwirtschaft.

Da die Größe des jeweiligen Gewässereinzugsgebietes maßgeblich für die Skalierung ist und sich dadurch der jeweilige Einfluss einer einzelnen KA-Einleitung unterscheidet, werden hier drei Fälle unterschieden. Die jeweiligen Größen sollen im Rahmen des Projektes noch validiert werden.

- (1) $A_{E0} < 50 \text{ km}^2$ \Leftrightarrow Bei Gewässereinzugsgebieten dieser Größe werden Einleitungen auch von kleineren KA einen dominanten Einfluss auf das Gewässer haben können. Sofern keine vergleichbar dominanten Nutzungen existieren, kann von einer geringen Vorbelastung der Gewässer ausgegangen werden.
- (2) $50 \leq A_{E0} \leq 100 \text{ km}^2$ \Leftrightarrow Aufgrund von weiteren Nutzungen im Gewässer-EZG wird der Einfluss der KA-Abläufe weniger dominant ausfallen. Die Vorbelastung der Gewässer kann höher ausfallen. Vermutlich werden nur größere KA eine kritische Situation erzeugen.

- (3) $A_{E0} > 100 \text{ km}^2 \Leftrightarrow$ Aufgrund der vielfältigen Nutzungen im Gewässereinzugsgebiet kann die Vorbelastung ggf. für einzelne Stoffe schon recht hoch sein, so dass ein kritischer KA-Ablauf zur Überschreitung einer UQN führen kann (Einfluss Verdünnung ist klein).

Es wird erwartet, dass kritische Situationen für die ausgewählten Spurenstoffe nicht bei allen KA bzw. Gewässereinleitungspunkten in Schleswig-Holstein vorliegen. Aus diesem Grund wurde eine Untersuchung von insgesamt 54 anhand der Einleitsituation ausgewählten Kläranlagen durchgeführt (vgl. Abs. 0 bzw. **Anhang 4**). Durch die große Anzahl der untersuchten Kläranlagen liegen für jede der o. g. Größenkategorie der Einzugsgebiete sowie die Variabilität der o. g. Kenngrößen ausreichend Beispiele für eine Systematisierung vor.

1.5 Untersuchungsebenen

Aufgrund der o. g. Problemstellung soll das Untersuchungskonzept zwei Ebenen umfassen. In der ersten Ebene wird ausschließlich ein verhältnismäßig kurzer Gewässerabschnitt betrachtet. In diesem Abschnitt wird der Zustrom und Abstrom sowie die darin befindliche KA-Einleitung hinsichtlich der ausgewählten Spurenstoffe „bilanziert“. Dadurch kann der **lokale** Einfluss der KA-Einleitung auf das Gewässer beurteilt werden. Erfolgt die Bilanzierung auf Basis ermittelter Frachten, kann auf mögliche Fehler, Umsetzungsprozesse oder unvollständige Durchmischungsprozesse geschlossen werden.

Andererseits soll exemplarisch ein zusammenhängender, längerer Gewässerabschnitt mit untersucht werden. Dabei kann der **regionale** Effekt von KA-Einleitungen (sowie anderen z. T. diffusen Einträgen) summarisch erfasst werden. Für diesen Ansatz wird der Abschnitt der Trave vom Wardersee bis kurz unterhalb der Einleitung der KA Reinfeld vorgesehen.

Es wird erwartet, dass aus den lokalen Untersuchungen der Zusammenhang zwischen den in Abs. 1.4 genannten Kenngrößen und den Auswirkungen im Gewässer identifiziert werden kann. Ggf. sind hier die Einflüsse einer einzelnen Einleitung nicht dominant genug (diffuse Belastung), so dass ein signifikanter Effekt nur auf der regionalen Ebene erkannt werden kann. Hier setzt die regionale Untersuchung an, um den Einfluss aus der Summe der diffusen Belastungen auf die Gewässerqualität darzulegen. Zugleich können mögliche Transformationsprozesse (s. Abs. 2.3) erkannt und ggf. quantifiziert werden.

1.6 Ziele des Vorhabens

Das F&E-Projekt verfolgt die folgenden Untersuchungsziele, um die o.g. Problemstellung zu beantworten:

- (1) Identifizierung **potentiell kritischer KA-Einleitungen**, bei denen im Unterstrom im reduzierten Gewässernetz liegenden Gewässerabschnitten eine oder mehrere UQN überschritten werden. Unter Berücksichtigung der örtlichen Kenngrößen soll der **lokale** Einfluss der KA-Einleitung identifiziert und beurteilt werden. Eine Einstufung der Stoffkonzentrationen im KA-Ablauf erfolgt anhand der Ergebnisse des PrioSH-1 Projektes.
- (2) Identifizierung **potentiell kritischer Abwassereinleitungen** entlang eines Gewässerlaufes. Bei diesem Ziel soll der **regionale** Einfluss von KA-Einleitungen summarisch im Zusammenspiel mit anderen Einleitungen identifiziert und beurteilt werden. Dabei können auch die KA der Größenklasse 1 und 2 sowie RW-Einleitungen relevant sein.
- (3) **Systematisierung** der Ergebnisse hinsichtlich der in Abs. 1.4 genannten Kenngrößen und **Ableitung von Kennzahlen**, bei denen von einer signifikanten Verschlechterung der Gewässerqualität durch Spurenstoffe aus KA-Einleitungen auszugehen ist.

Zusammengefasst soll das Projekt darauf abzielen, eine vereinfachte Bilanzierungsmethode zu etablieren, mit der kritische Gewässerabschnitte hinsichtlich einer möglichen Überschreitung der UQN identifiziert werden können.

Bei ausgewählten Kläranlagen (Auswahl anhand der Einleitbedingungen und der Größenklasse, d.h. GK 3-5 wurde berücksichtigt) sollte der Einfluss der Abwassereinleitungen auf die Qualität der Fließgewässer bzw. auf Spurenstoffkonzentrationen in Fließgewässern untersucht werden. Berücksichtigt wurden hierbei Spurenstoffe, die entweder in vorherigen landesinternen Messprogrammen (z.B. WRRL oder Sonderuntersuchungen), landeseigenen Forschungsprojekten wie PrioSH oder aber in anderen nationalen Untersuchungen/ Forschungsprojekten auffällig waren, d.h. entweder häufig im Kläranlagenablauf oder in Fließgewässern gefunden wurden. Zusätzlich wurden Spurenstoffe berücksichtigt, die allgemein in der Diskussion stehen, gewässerschädlich zu sein und die potentiell durch Kläranlagen eingetragen werden können. Nicht untersucht werden gemeinsame Wirkungen von zwei oder mehreren Spurenstoffen (Synergie), da hierfür die wissenschaftlichen Erkenntnisse auf die Gewässerbiozönose weitgehend fehlen.

Neben der Ermittlung der Spurenstoffkonzentrationen im Fließgewässer vor und nach der Einleitung sowie dem Kläranlagenablauf selbst wurden ebenfalls die Abflüsse gemessen. Hierdurch konnte ermittelt werden, zu welchen Anteilen die in den Fließgewässern festgestellten Frachten aus den Kläranlageneinleitungen stammen.

Schließlich sollen die Erkenntnisse als Grundlage dafür dienen, den Umfang des zukünftigen Ausbaus der Kläranlage mit einer 4. Reinigungsstufe in Schleswig-Holstein besser abschätzen zu können und Kläranlagen zu ermitteln, die in ein nachfolgendes umfassendes Monitoring (Jahresprogramm) gehen.

2 Spurenstoffe in Oberflächengewässern

2.1 Definition

Spurenstoffe sind Substanzen, die in sehr geringen Mengen in Oberflächengewässern vorhanden sind. Sie werden hauptsächlich durch den Menschen eingetragen und sind somit als anthropogen zu verstehen. Es gibt stark ökotoxische Spurenstoffe, von denen eine erhebliche Gefahr für die Biodiversität in Oberflächengewässern ausgeht. Ein Großteil der Spurenstoffe bzw. deren Zerfallprodukte ist noch nicht hinreichend erforscht, so dass die Folgen aus deren Eintragung nicht abgeschätzt werden können. Darüber hinaus ist das Zusammenwirken der Spurenstoffe auf die Gewässerbiozönose wenig bekannt.

Spurenstoff ist ein Sammelbegriff für eine hohe Anzahl an verschiedenen Stoffen, die teils stark unterschiedliche Eigenschaften besitzen. Eine Kategorisierung hinsichtlich ihrer Eigenschaften ist daher sinnvoll.

2.2 Eintragspfade

Die Eintragung kann sowohl diffus (z. B. über Drainagen/ Grundwasser aus landwirtschaftlichen Flächen) oder quasi-diffus (z. B. mit Niederschlagsabfluss aus urbanen Gebieten) als auch punktuell (z. B. über Kläranlagenabläufe) erfolgen. Betrachtet man einen einzelnen Stoff ist der Verwendungsbereich meist ähnlich. Daraus kann jedoch nicht geschlossen werden, dass die Emissionsquelle und somit die Art der Eintragung eindeutig ist. So werden beispielsweise teils die gleichen Arzneistoffe in der Human- als auch in der Veterinärmedizin verwendet. Nehmen Menschen Medikamente zu sich, werden diese nicht vollständig im Körper umgesetzt. Somit werden Medikamentenrückstände und Abbauprodukte ausgeschieden. Diese gelangen durch das Abwasser über die Kanalisation zu den Kläranlagen. Hier wird das anfallende Abwasser zwar behandelt, jedoch kann nur ein Teil der Spurenstoffe zurückgehalten werden.

Werden Arzneimittel in der Landwirtschaft bei der Tierhaltung dem Futter hinzugegeben, so wird auch hier nur ein Teil des Wirkstoffes im Tier metabolisiert. Daraus folgt, dass Ausscheidungen bzw. Gülle ebenfalls Spurenstoffe enthalten. Wird diese als Dünger auf dem Feld ausgefahren, so können Teile der Spurenstoffe in das Gewässer gelangen. Dieses kann zum einen in Regenereignissen und somit eintretendes Abspülen seinen Ursprung haben, wenn dieses über die Felder Zugang zum Oberflächengewässer erhält. Zum anderen kann versickerndes Regenwasser als Transportmedium für Spurenstoffe dienen und diese so in den Grundwasserleiter befördern. Weil im norddeutschen Raum nahezu alle Flüsse grundwassergespeist sind, können auch über diesen Transportweg Substanzen in Oberflächengewässer gelangen.

2.3 Eliminationsmechanismen

Um das Verhalten von Spurenstoffen hinsichtlich einer möglichen Elimination im Oberflächengewässer 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.

Spurenstoffe unterliegen in Oberflächengewässern prinzipiell den gleichen Eliminationsmechanismen, wie sie in der Abwasserreinigung zu erwarten sind (vgl. Abbildung 1). Neben der in den Belebungsverfahren dominanten Sorption und dem biologischen Abbau kann im Oberflächengewässer ggf. ein relevanter Anteil der Spurenstoffe über Photolyse (Sonnenlicht), Hydrolyse oder Verflüchtigung umgesetzt werden.

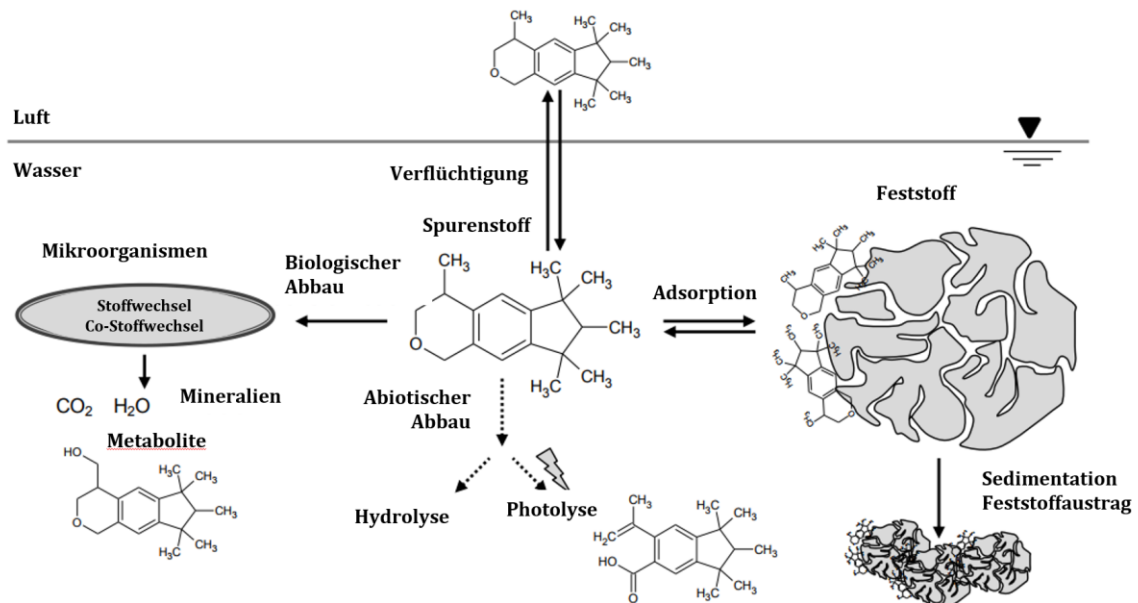


Abbildung 1: Hauptmechanismen für die Entfernung von Spurenstoffen aus Abwasser in konventionellen Belebungsanlagen am Beispiel von Moschus-Galaxolid

(verändert nach Margot 2015, Fig. 2.2 – Prinzipiell kommen in Oberflächengewässern die gleichen Mechanismen zum Tragen).

Im Gewässer stellt sich eine spezifische Verteilung der Spurenstoffe in der gelösten Phase (Wasser) und im Gewässersediment ein, das u. a. von den Stoffeigenschaften abhängt. Hierbei ist die Anzahl der nachweisbaren Arzneistoffe und deren Konzentrationen nicht abhängig vom Abstand zur Kläranlagen-Einleitung (Kondor et al. 2022). Ferner führen die gleichen Autoren aus, dass Arzneistoffe flussaufwärts der Kläranlagen nachgewiesen worden sind, was darauf hindeutet, dass neben den Kläranlagenauslässen auch diffuse Emissionen von Bedeutung sind. Die am häufigsten im Sediment nachgewiesenen Arzneistoffe waren in der Regel auch in den am selben Ort und zur selben Zeit entnommenen Wasserproben vorhanden. Die unterschiedlichen Konzentrationen der Arzneistoffe und die nicht konstanten Wasser-Sediment-Eigenschaften führten zu einer fehlenden Korrelation zwischen den allgemeinen chemischen Eigenschaften eines Spurenstoffes und dessen Konzentrationen, was eine Vorhersage erschwert.

2.3.1 Biologischer Abbau

Beim biologischen Abbau (oder der biotischen Transformation) erfolgt die Umwandlung der Substanzen durch enzymatisch gesteuerte Reaktionen, die auf mikrobielle Prozesse zurückzuführen sind.¹¹ 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.

Dennoch ist der biologische Abbau relevant für die Elimination organischer Spurenstoffe in aquatischen Systemen und könnte für deren Persistenz in der Umwelt ausschlaggebend sein (Larson und Cowan 1995; Schwarzenbach et al. 2006). Ob ein biologischer Abbau stattfindet, hängt in erster Linie von den in den Gewässersedimenten vorhandenen Mikroorganismen ab (Coll et al. 2020). Der biologische Abbau wird daher stark von den Umweltbedingungen beeinflusst und kann nicht allein anhand physikalischer Parameter zur Charakterisierung der

¹¹ Für weitere Details s. Abschlussbericht PrioSH-1, Abs. 2.2.1, S. 14ff. Auch: Margot 2015.

Umweltmatrix und den physikochemischen Eigenschaften der Verbindung zuverlässig vorhergesagt werden. (Honti et al. 2018; François et al. 2016). Daraus folgt, dass Stoffe, die in der biologischen Stufe der Abwasserreinigung nicht abgebaut wurden, im Oberflächengewässer biologisch umgesetzt werden können, da dort andere Mikroorganismen vorhanden sein können und andere Umweltbedingungen vorliegen.

2.3.2 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 neigt. Letzterer als Bioakkumulation bezeichneter Prozess wird bei $\log K_{OW} > 4,5$ erwartet (vgl. Beier 2010).

Daneben gibt der Sorptionskoeffizient k_d die Neigung eines Stoffes zur Sorption an. Dieser ist in Oberflächengewässern z. B. abhängig von der Temperatur (Hulscher und Cornelissen 1996). Es kann daher für Oberflächengewässer mit ständig variierenden Umweltbedingungen kein fester Sorptionskoeffizient angegeben werden. Darüber hinaus ist zu bedenken, dass Sorption und Desorption in einem Gleichgewicht stehen. Anders als im Belebungsverfahren werden die auf festen Oberflächen sorbierten organischen Verbindungen nicht permanent (z. B. mit dem Überschussschlamm) entfernt. Die Folge ist, dass aus der Verschiebung der Umweltbedingungen (u. a. Temperatur, pH-Wert) infolge einer Desorption eine temporär erhöhte Stoffkonzentration und/ oder –fracht resultieren kann, die nicht unmittelbar mit den aus Kläranlagen-Einleitungen (oder anderen Quellen) eingetragenen Stofffrachten zusammenhängen.

Aus dem gleichen Grund ist die Sorption in den Sedimenten von Oberflächengewässer kein Prozess, der dauerhaft dazu beitragen kann, Spurenstoffe im Gewässersediment zu fixieren. Aufgrund der beschränkten Sorptionskapazität ist relativ zügig ein Verteilungsgleichgewicht erreicht, welches dazu führt, dass keine zusätzlichen organischen Verbindungen adsorbiert werden können. Sorption führt lediglich zu einer Verzögerung des Transportes in Gewässern, nicht aber zum dauerhaften Rückhalt (Henzler et al. 2014).

2.3.3 Verflüchtigung/ Strippung

Die Diffusion einer Substanz aus dem Wasser in die Luft wird als Verflüchtigung (auch: Flüchtigkeit 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 atmosphärischer Druck) als weitere Randbedingungen, die einen Einfluss auf die Verflüchtigung haben können.

Es ist davon auszugehen, dass alle Stoffe, die prinzipiell durch Strippung aus dem Abwasser entfernt werden können, in der technischen Abwasserreinigung aufgrund des hohen Lufteintrages im Belebungsbecken tatsächlich entfernt werden. Es ist daher nicht von einer relevanten Strippung von Spurenstoffen, die über technische Kläranlagen noch eingetragen werden, im Oberflächengewässer auszugehen.

2.3.4 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.

Photolyse

Eine direkte Photolyse tritt auf, wenn ein Photon von einer Verbindung aufgenommen wird und eine neue Verbindung gebildet wird (Margot 2015). Daneben kann eine indirekte Photolyse erfolgen, bei der reaktive Sauerstoffspezies (infolge der Sonneneinstrahlung) entstehen können (Wang und Lin 2014). Die mit dem Spurenstoff reagierenden reaktiven Sauerstoffspezies (z.B. Ozon O_3 oder Wasserstoffperoxid H_2O_2 , das Hydroxyl-Radikal OH^\cdot oder andere Radikale) können somit eine Rolle bei der technischen Elimination von Spurenstoffen spielen (z. B. Ozonung). Die direkte Photolyse kommt hingegen bei der UV-Behandlung von Abwasser zum Tragen, obwohl 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 eine signifikante direkte Photolyse erfolgen. Im Oberflächengewässer ist die Photolyse aufgrund der relativ langen Aufenthaltszeit für viele Stoffe relevant.

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. Die Photolyserate von Ibuprofen (und Naproxen) im Gewässer hängt u.a. von der Konzentration von Humin- und Fulvinsäure ab, die beide bei der Zersetzung pflanzlichen Materials entstehen (Vulava et al. 2016). Es wird vermutet, dass diese organischen Substanzen als ein Filter wirken, der verhindert das Sonnenstrahlung bis in größere Wassertiefen eindringen kann.

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 β -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. 3.7) könnte daher v. A. das Sulfonamid Sulfamethoxazol durch Hydrolyse eliminiert werden.

TEIL II – MATERIAL UND METHODEN

3 Methoden

Im Rahmen des hier beschriebenen Projektes wird der Einfluss von Spurenstoffen aus Kläranlagenabläufen auf Oberflächengewässer in Schleswig-Holstein geprüft. Hierfür werden Konzentrationen und Durchflüsse bestimmt, um eine Analyse der Frachten durchführen zu können. Im folgenden Kapitel wird die Methodik zur Konzentrations- und Durchflussbestimmung beschrieben. Zuerst wird jedoch das lokale und regionale Messprogramm betrachtet. Vor Beginn des jeweiligen Messprogramms wird jede Probenahmestelle begutachtet, festgelegt und dokumentiert.

3.1 Lokal-Messprogramm

Im Lokal-Messprogramm werden durch die THL 44 Kläranlagen der Größenklasse 3 bis 5 berücksichtigt¹². Zehn weitere Kläranlagen werden durch das LLUR mit gleichen Methoden beprobt und analysiert¹³. Alle Daten bilden einen gemeinsamen Datenpool, der in diesem Bericht ausgewertet wird. Sechs der untersuchten Kläranlagen leiten nicht in Fließgewässer, sondern in Seen ein. Die Auswertung erfolgt analog in Abs. 6.

Die Probenahmestrategie (Abs. 3.3.), die Abflussbestimmung (Abs. 3.4) sowie die Spurenstoff-Analytik (Abs. 3.7) erfolgt für alle Kläranlageneinleitungen nach der gleichen Methode, so dass eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse erzielt wird. Alle Probenahmestellen erhalten eine eindeutige ID, damit bei der folgenden Datenauswertung (Abs. 3.8) durch Setzen von Filtern eine einfachere Auswertung möglich ist. Alle Proben werden zudem eindeutig mit einer Kennung für das Probenahme-Datum gekennzeichnet.

Die Probenahme erfolgt für jede Kläranlage dreimalig innerhalb eines Jahres. Ein gleichmäßiger Zeitabstand zwischen den einzelnen Beprobungen wird angestrebt. Der Durchfluss im reduzierten Gewässer soll zum Zeitpunkt der Beprobung zwischen dem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) und dem mittleren Abfluss (MQ) bzw. einem Median-Abfluss (Q_{Median}) betragen (vgl. Abs. 3.5). Somit ist zu beachten, dass Niederschlagsereignisse und Trockenperioden zu einer Verschiebung der Probenahmeterminen führen konnten. Pegelwerte und Wetterprognosen wurden vor Probenahme geprüft.

Die Probenahmen erfolgten im Zeitraum vom 29. März bis zum 13. Oktober 2021 an insgesamt 54 Kläranlagen der Größenklassen GK 3 bis 5 in Schleswig-Holstein.¹⁴

3.1.1 Einleitung direkt in das reduzierte Gewässernetz

Leitet die zu beprobende Kläranlage direkt in das reduzierte Gewässernetz¹⁵ ein, so werden drei Probenahmestellen definiert: Vor Einleitung der Kläranlage in das Gewässer (PN 1), nach

¹² Es wurden nicht diejenigen Kläranlagen der GK 3 bis 5 berücksichtigt, die direkt in die Nordsee, die Ostsee oder die Elbe einleiten, da davon auszugehen ist, dass die hohe Verdünnung die Überschreitung einer UQN ausschließt.

¹³ Durch das LLUR beprobt und durch das Landeslabor analysiert wurden folgenden Kläranlagen: KA45 – Ahrensburg, KA46 – Bargteheide, KA47 – Bornhöved, KA48 – Heide, KA49 – Krempe, KA50 – Meldorf, KA51 – Neumünster, KA52 – Rendsburg, KA53 – Seeretz, KA54 – Tarp.

¹⁴ Es ist darauf hinzuweisen, dass der Probenahmezeitraum von den Einschränkungen der Corona-Pandemie gekennzeichnet war. Hierzu zählten z.B. eine Pflicht zum Tragen von FFP2-Masken in öffentlichen Einrichtungen oder dem ÖPNV sowie die Begrenzung von Groß- und Sportveranstaltungen. Neben der Eindämmung der Corona-Pandemie haben diese Maßnahmen auch zur verringerten Ausbreitung anderer (bakterieller) Infektionskrankheiten geführt. Dieses kann z. B. eine geringere Gabe von Antibiotika zur Folge gehabt haben.

¹⁵ Das sog. reduzierte Gewässernetz umfasst Gewässer, die i. d. R. ein oberirdisches Einzugsgebiet von mehr als 10 km² aufweisen. Dieses Gewässernetz ist EU-berichtspflichtig hinsichtlich der Vorgaben der WRRL. Dem Projekt

Einleitung der Kläranlage nach ausreichender Vermischungsstrecke (i.d.R. zwischen 100 und 500 m) im Gewässer (PN 3) und im Ablauf der Kläranlage (PN 2). Die Bezeichnung der Probenahmestellen erfolgt nach einem festen Schema. Jede Kläranlage besitzt eine feste ID (Abs. 0 und **Anhang 4**, jeder Probenahmepunkt besitzt eine kläranlagenübergreifende, fest zugeordnete Nummer (PN, siehe Abbildung 2). Hinzu kommt eine Kennung, die das Datum der Probenahme wiedergibt.

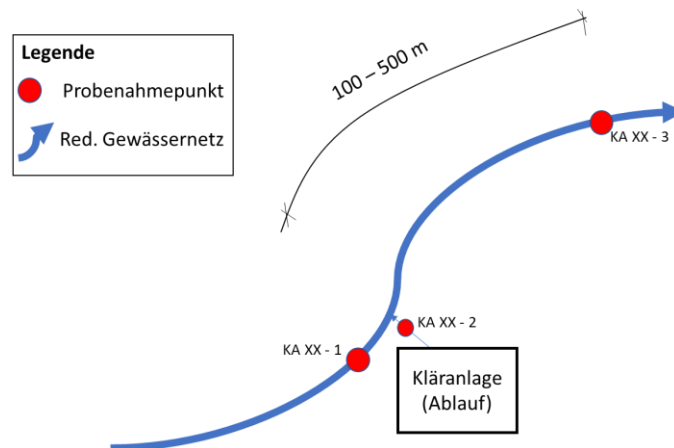


Abbildung 2: Bezeichnung der Probenahmestellen bei direkter Einleitung in das reduzierte Gewässernetz

Die Bezeichnung der Proben erfolgte im Lokal-Messprogramm (Kläranlagen) nach folgendem Schema:

Kläranlagen-ID	-	Probenahmepunkt (PN)	-	Datum (yyymmdd)
		1 - Vor Einleitung der Kläranlage:		
		2 - Kläranlagen-Ablauf		
		3 - Nach Kläranlageneinleitung		

Beispiel: Kläranlagenablauf Bad Segeberg, beprobt am 03.05.2021:

KA05-2-210503

3.1.2 Einleitung nicht direkt in das reduzierte Gewässernetz

Leitet eine Kläranlage nicht direkt in das reduzierte Gewässernetz ein, sondern über ein weiteres Gewässer, so wird dieses ebenfalls kurz vor Einleitung in das reduzierte Gewässernetz beprobt. Zusätzlich erfolgt eine Durchflussbestimmung, um die Frachten analysieren zu können. Die Bezeichnungen der Proben wird erweitert durch eine 4. ID für die Probenahmestelle im Einleitgewässer unmittelbar vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz (Abbildung 3).

wurde seitens des LLUR eine digitale Fassung des reduzierten Gewässernetzes (Stand: 04.02.2021) in GIS-basierter Form zur Verfügung gestellt.

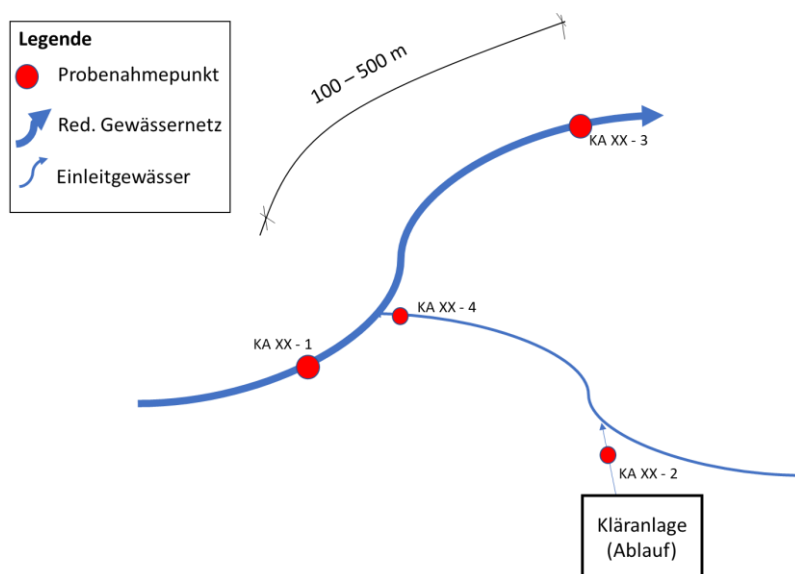


Abbildung 3: Bezeichnung der Probenahmestellen bei indirekter Einleitung in das reduzierte Gewässernetz über ein Einleitgewässer

Ist bereits vor Kläranlageneinleitung ein hoher Durchfluss im Einleitgewässer vorhanden, so wird diesem eine weitere Probe vor der Kläranlageneinleitung entnommen (ID = 5), um die entsprechenden Frachtanteile separieren zu können. Dies ist jedoch nicht der Regelfall und kommt nur bei wenigen Kläranlagen zur Anwendung.¹⁶

3.1.3 Einleitung in Seen

Sechs der untersuchten Kläranlagen leiten in Seen ein. Daher wurde in diesen Fällen der See in unterschiedlichen Tiefen beprobt¹⁷, um eine Aussage über eine mögliche Überschreitung der gleichermaßen für Fließgewässer und Seen geltenden JD-UQN oder JD-UQN-Vorschläge treffen zu können (tabellarische Zusammenstellung: Abs. 0 mit Tabelle 2). Die Festlegung der beprobten Tiefen erfolgte in Abstimmung mit dem Dezernat 43 „Seen“ des LLUR.

3.2 Regional-Messprogramm

Im parallel durchgeführten Regional-Messprogramm werden entlang eines Gewässerverlaufs an repräsentativen Fließquerschnitten Stichproben genommen, um die summarische Wirkung mehrerer punktueller und diffuser Quellen auf das Vorhandensein von Spurenstoffen zu erfassen. Auf diese Weise können Senken und Quellen identifiziert werden. Die im Lokal-Messprogramm erhobenen Daten sollen zugleich auf Einzugsgebietsebene skaliert werden. Die Verknüpfung der Daten aus beiden Messprogrammen soll somit die Prognose von Spurenstoffkonzentrationen in anderen Gewässerabschnitten unterstützen.

Es wird im Regional-Messprogramm das EZG der Trave vom Auslauf aus dem Wardersee bis unterhalb von Reinfeld berücksichtigt. In diesem Teil-EZG liegen die im Lokal-Messprogramm erfassten Kläranlagen Bad Segeberg (KA05), Neversdorf (KA28), Bad Oldesloe (KA04) und Reinfeld (KA35). Daneben sind zahlreiche Kleinkläranlagen (GK1 und GK2) vorhanden, die in der Summe einen ebenfalls relevanten Einfluss auf die nachweisbaren Spurenstoffe haben können, aber im Rahmen des Messprogramms nicht beprobt wurden. Hinzu kommen u.a. diffuse

¹⁶ Bei KA13 – Eutin und KA39 – Schwarzenbek. Bei KA37 – Schafflund entspricht PN 5 dem Ablauf der ortsansässigen Meierei.

¹⁷ Die Festlegung der beprobten Tiefen erfolgte in Abstimmung mit dem Dezernat 43 „Seen“ des LLUR.

Einträge aus landwirtschaftlichen Bereichen. Soweit möglich erfolgte eine kombinierte Durchführung beider Messprogramme (Abbildung 4). Das gesamte regionale Messprogramm, zuzüglich der Beprobungen der Kläranlagen im Verlauf des Lokal-Messprogramms, wurde innerhalb von einer Woche durchgeführt und dreimal wiederholt.

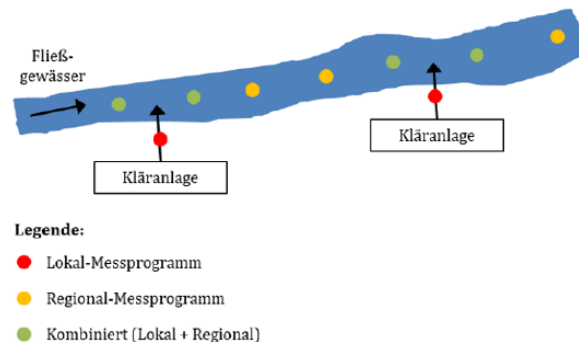


Abbildung 4: kombinierte Probenahme im Regional- und Lokal-Messprogramm

Es werden repräsentative Punkte entlang des Travelaufs gewählt. Im ersten Durchlauf des Messprogramms wird die Veränderung der Gewässerqualität nach jeder Einleitung in die Trave überprüft. Hinzu kommen die acht kombinierten Messpunkte von den Kläranlagen aus dem lokalen Messprogramm. Ebenfalls werden alle Zuflüsse in den Wardersee beprobt. Eine weitere Probenahmestelle befindet sich im Ablauf des Wardersees (Trave), um so mögliche Abbau- bzw. Absetzprozesse innerhalb des stehenden Gewässers erkennen zu können.

Liegt zwischen einzelnen Probenahmestellen eine Wegstrecke größer 2 km, so werden weitere Proben entnommen. Hiermit kann bei möglichen signifikanten Änderungen der Frachten, der lokale Ursprung zur Auffindung der Ursächlichkeit präzise bestimmt werden. Nach der Auswertung des ersten Durchlaufs des regionalen Messprogramms werden nicht aussagekräftige Probenahmestellen aus dem Messprogramm entfernt.

Für das regionale Messprogramm erfolgt eine gesonderte Kennzeichnung der Proben-ID's. Während des ersten Durchlaufs werden die Proben fortlaufend mit dem Einzugsgebiet bzw. der Trave-kilometer benannt. Beginnend mit ID 101 (erste Probe) bis zur untersten Probe im oberen Trave-Einzugsgebiets ID 129. Die Kläranlagen werden im Zuge der kombinierten Probenahme mitbeprobt und zur Integrierung in das regionale Messprogramm mit a, b, c, d bezeichnet.

- a: Probenahmestelle im Oberwasser
- b: Kläranlagenablauf
- c: Probenahmestelle im Unterwasser
- d: Probenahmestelle des Zuleitergewässers (wenn vorhanden)

Für den zweiten Durchlauf erfolgt eine Umbenennung der Proben nach dem Prinzip ID_{erster Durchlauf}+100. Somit wird aus ID 101 → 201; ID 102 → ID 202 usw. Für den dritten Durchlauf werden die ID's aus dem ersten Durchlauf mit 200 addiert. Somit 301, 302 etc.

3.3 Probenahme und -transport

Die Probenahme erfolgt für die zuvor festgelegten Probenahmepunkte als qualifizierte Stichprobe. Um Sorptionsprozesse ausschließen zu können werden ausschließlich Materialien aus Edelstahl verwendet.

Mit einem Edelstahlbecher (~500 ml Fassungsvermögen) werden alle zwei Minuten Teilproben aus dem Gewässer bzw. Kläranlagenablauf entnommen. Diese wird in entsprechend beschriftete Edelstahlkannen abgefüllt. Nach 10 Minuten ist die Kanne mit ausreichend Wasser (3,0 L) gefüllt. Werden Estrogene mituntersucht steigt die benötigte Probenmenge auf 5,0 L. Die Probenahme erfolgte stets vor Betreten des Gewässers (etwa zur Durchflussmessung), um so eine Verunreinigung der Probe durch Aufwirbelung von Sedimenten ausschließen zu können. Daraufhin wird die Probe verschlossen bei einer Temperatur von 4 °C ins Labor transportiert.

Die Beprobung der Seen (s. Abs. 3.1.3 mit Tabelle 2) erfolgt von einem Boot am Punkt der tiefsten Stelle des Gewässers in verschiedenen Tiefen mit Hilfe eines Wasserschöpfers nach Ruttner. Hierbei wurden mehrere Teilproben zu einer qualifizierten Stichprobe vereint.

Nach Abschluss der Probenahme werden im Fließgewässer bzw. im Kläranlagenablauf elektrochemische Parameter (pH, O₂, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur) mithilfe von mobilen Messsonden bestimmt. Die Probenteilung erfolgt i. d. R. am gleichen Tag nach Homogenisieren im Labor der VAK (Abbildung 5).

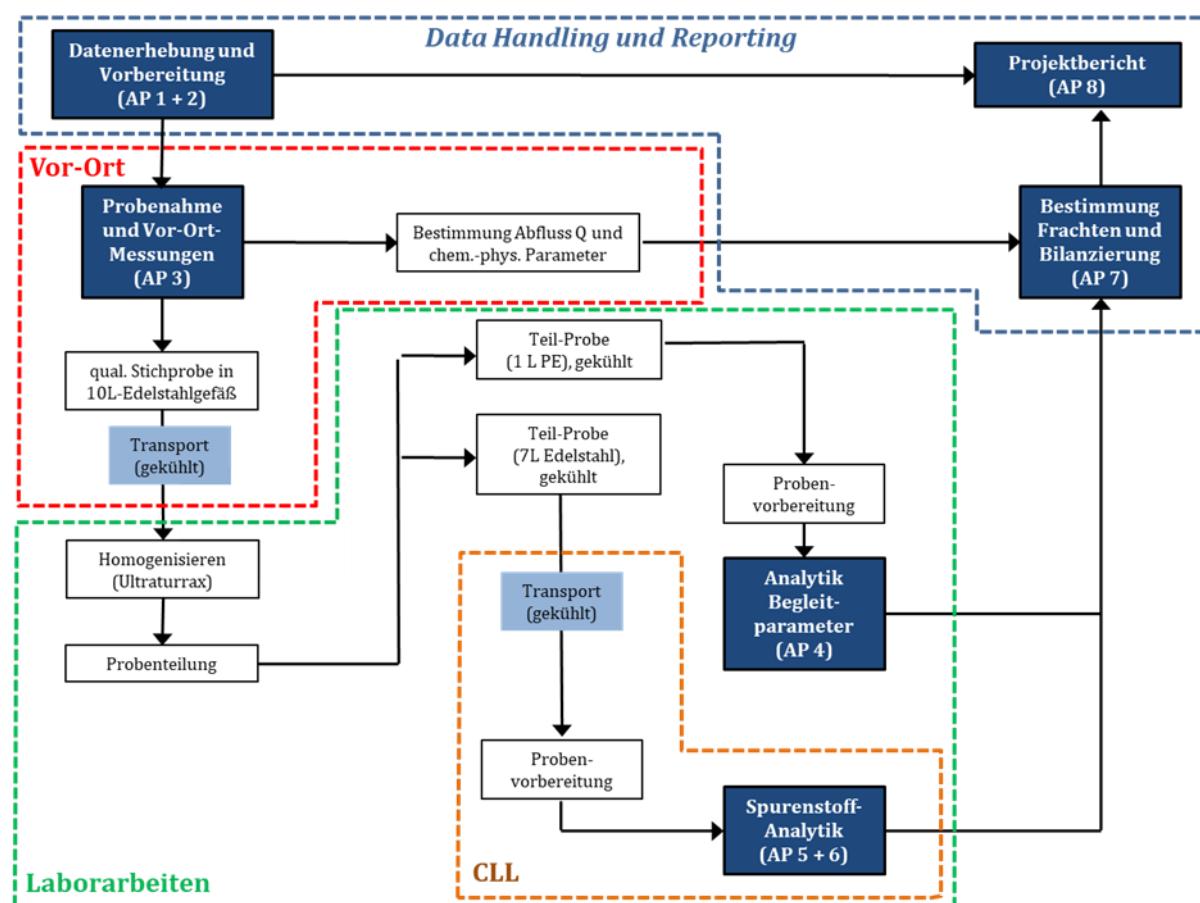


Abbildung 5: Workflow von Probenahme, -transport, -teilung, -vorbereitung und -analyse mit paralleler Abflussbestimmung

Während die Untersuchung der üblichen abwassertechnischen Begleitparameter (Abs. 3.6) im Labor der THL durchgeführt wird, wird die Analyse der Spurenstoffe (Abs. 3.7) durch den Kooperationspartner Limbach Analytics / Chemisches Laboratorium Lübeck GmbH (CLL) übernommen.

Die Beprobung an den durch das LLUR untersuchten Kläranlagen¹⁸ verlief analog zu diesem Verfahren. Begleitparameter (nach Abs. 3.6) wurden an diesen Proben nicht bestimmt. Spurenstoffkonzentrationen dieser Proben wurden im Landeslabor Schleswig-Holstein analog zu den in Abs. 3.7 genannten Verfahren bestimmt.

3.4 Durchflussmessung

Zur Bestimmung von Frachten ist der aktuelle Durchfluss zum Zeitpunkt der Probenahme zu erfassen. Je nach Randbedingungen ist ein hierfür geeignetes Messverfahren zu wählen. Es wird zwischen der direkten und indirekten Durchflussmessung unterschieden.

3.4.1 Direkte Durchflussmessung

Bei direkten Durchflussmessungen besteht ein fester Zusammenhang zwischen Wasserstand und Durchfluss. Zur Ermittlung werden Messwehre und Messgerinne eingesetzt. Auch die volumetrischen Messungen gehören zu den direkten Durchflussmessungen (vgl. Maniak 2016, S. 69-73).

Bei kleineren Kläranlagen wird häufig nicht der aktuelle Kläranlagenablauf über ein integrierendes MID erfasst. Vereinzelt sind jedoch Abflussmessbauwerke in Form von Wehren im Ablaufgerinne vorzufinden. Sollen diese zur Berechnung des aktuellen Durchflusses verwendet werden, ist die Geometrie des Wehres und die Überfallhöhe des Wassers zu erfassen. Je nach Bauart (Dreieckswehr, Rechteckwehr, etc.) kann über die entsprechende Überfallformel ein Durchfluss berechnet werden. Es ist dabei zu beachten, dass es sich um einen vollkommenen Überfall handeln muss und somit das Oberwasser nicht durch das Unterwasser beeinflusst wird. Der Überfallbeiwert kann der Literatur entnommen werden (Vgl. Morgenschweis 2018, S. 356) oder durch eine volumetrische Messung hinter dem Wehr kalibriert werden.

Ist kein Abflussmessbauwerk vorhanden, so kann die Bestimmung des Durchflusses im Kläranlagenablauf auch über eine volumetrische Messung erfolgen. Hierfür muss jedoch ein freier Überfall, beispielsweise aus einer endenden Rohrleitung, vorhanden sein. Dabei wird ein Gefäß mit einem bekannten Volumen unter dem Überfall platziert. Das Volumen wird im Vorhinein durch Auslitern bestimmt. Es wird die Zeit gestoppt, bis das Gefäß überläuft. Dieser Vorgang wird mindestens dreimal wiederholt, wobei Ergebnisse gestrichen werden, deren Abweichung vom Median mehr als 5 % betragen. Es wird nach den Richtlinien des *Leitfadens zur Hydrometrie des Bundes und der Länder – Pegelhandbuch* aus dem Jahr 2018 gehandelt (Vgl. Eichler et al. 2018, B-34).

Nach Beendigung der Messungen werden Ergebnisse mit zu hohen Abweichungen gestrichen. Das Volumen wird durch die Zeit geteilt. Das Endergebnis wird über das arithmetische Mittel gebildet, mit dem die Frachtbestimmung durchgeführt werden kann.

3.4.2 Indirekte Durchflussmessung

Bei indirekten Durchflussmessungen werden Durchflüsse über die Kontinuitätsgleichung bestimmt:

$$Q = v_m \times A$$

Formel 1: Kontinuitätsgleichung.

¹⁸ S. Fußnote 13.

mit

Q = Durchfluss [m^3/s oder l/s]

v_m = mittlere Fließgeschwindigkeit im Durchflussquerschnitt [m/s]

A = durchströmter Querschnitt [m^2]

Hierfür werden offene Gerinne in Teilquerschnitte untergliedert und punktuelle Geschwindigkeiten erfasst. Es wird nach der DIN EN ISO 748 gehandelt. Diese gibt die Handlungsempfehlungen für eine möglichst präzise Durchflussbestimmung vor. Ebenfalls werden die Verfahrensanweisungen vom LLUR¹⁹ eingehalten. Das eingesetzte Messgerät zur Erfassung der Teilgeschwindigkeiten ist das MF Pro von der Firma OTT. Hierbei handelt es sich um einen magnetisch-induktiven Strömungsmesser (MID).

Auswahl der Messstelle

Um Verfälschungen und Unsicherheiten des Messergebnisses zu minimieren, ist die Wahl der Messstelle von hoher Priorität. Nur selten sind optimale Bedingungen vorzufinden. Die Messstelle kann jedoch geringfügig stromabwärts oder -aufwärts verschoben werden, insofern keine Zu- oder Abflüsse dazwischen liegen. Es sollte bei der Suche nach einem geeigneten Ort beachtet werden, dass das Gerinne an der Messstelle ein gleichmäßiges Gefälle aufweist. Es sollte weder ein Punkt unmittelbar vor noch nach Krümmungen gewählt werden, weil es hierdurch zu Verschiebungen in den Geschwindigkeitsverteilungskurven in der vertikalen und horizontalen Messebene kommen kann. Eine homogene Geschwindigkeitsverteilung ist für die Berechnungsmethoden der Durchflüsse über gleiche Abstände der Messlotrechten essenziell. Damit der Querschnitt klar bestimmt werden kann, sollte das Profil beidseitig begrenzt sein. Auch Stellen mit Wirbeln, Gegenströmung und Totwasser sind zu vermeiden. Wasserpflanzen, Bäume und andere Hindernisse sollten nicht in unmittelbarer Nähe vorhanden sein, weil diese ebenfalls Störungen im Strömungsverhalten des Gewässers darstellen. Rückstaueffekte durch Verjüngungen des Flusses dürfen nicht vorhanden sein. Auch schlagartige Aufweitungen sind zu meiden. Eine ausreichende Wassertiefe muss vorhanden sein.

Erfolgen Messungen von Brücken, wird auf der stromabwärts gelegenen Seite gemessen. Es muss genau begutachtet werden, ob es nennenswerte Wirbelbildungen durch Brückenpfeiler gibt. Auch Treibgut welches sich auf der Oberwasserseite am Brückenpfeiler befinden kann, wird vorab entfernt, da dieses das Strömungsverhalten beeinflusst. Sämtliche Randbedingungen müssen während des Messvorganges konstant bleiben.

Erfassung des Gewässerquerschnittes

Um das Profil des Gewässers aufzunehmen, ist eine ausreichende Anzahl an Messlotrechten in Abhängigkeit der Form des Gewässerbettes zu wählen. Hierdurch werden Fehler bei der Berechnung der Querschnittsflächen minimiert.

Die Breite des Flusses wird mit einem Maßband aufgenommen. Der Abstand zwischen den Messungen der Tiefe muss so gewählt sein, dass das Profil der Flusssohle möglichst genau erfasst werden kann. Dies ist der Fall, wenn sich durch Erhöhung der Anzahl der Messpunkte der Höhenwert zwischen den Messpunkten nicht wesentlich ändert. Die zur jeweiligen Messlotrechten zugehörigen Wassertiefe wird direkt über den Tiefensensor des Ott MF pro ermittelt und in einem vorbereiteten Messprotokoll dokumentiert.

¹⁹ SOP/ Verfahrensanweisung des LLUR: Abflussmessung in Fließgewässern mit 6 Anlagen, Version 01. Stand 01.10.2020.

Verfahren der verringerten Messpunkte

Um die mittlere Geschwindigkeit im Flussquerschnitt zu bestimmen, wird der Fluss in eine ausreichende Anzahl an Teilflächen unterteilt. In der Mitte jeder Teilfläche wird eine Messlotrechte erdacht, an der die Geschwindigkeit an einem oder mehreren Höhenpunkten gemessen wird (Abbildung 6).

Die beiden äußersten Messlotrechte werden so dicht wie möglich am Gewässerrand positioniert. Während der Messung muss das Messgerät möglichst positionsgetreu an einer Stelle gehalten werden. Querströmungen werden vom MF pro erfasst. Eine Korrektur der Geschwindigkeit erfolgt über eine im Gerät hinterlegte Kosinus-Funktion:

$$v_{\text{korrigiert}} = v_{\text{gemessen}} \times \cos \theta$$

Formel 2: Korrektur der Geschwindigkeit bei Querströmung.

mit:

$v_{\text{korrigiert}}$ = korrigierte Ausgabegeschwindigkeit

v_{gemessen} = erfasste Geschwindigkeit

θ = Winkel zwischen Fließrichtung und Anströmung

Abhängig von der Rauigkeit der Sohle, Wassertiefe und weiteren Randbedingungen wird das Einpunkt- bzw. Zweipunkt-Verfahren angewandt. Hierbei wird eine mittlere Geschwindigkeit pro Messlotrechte ermittelt:

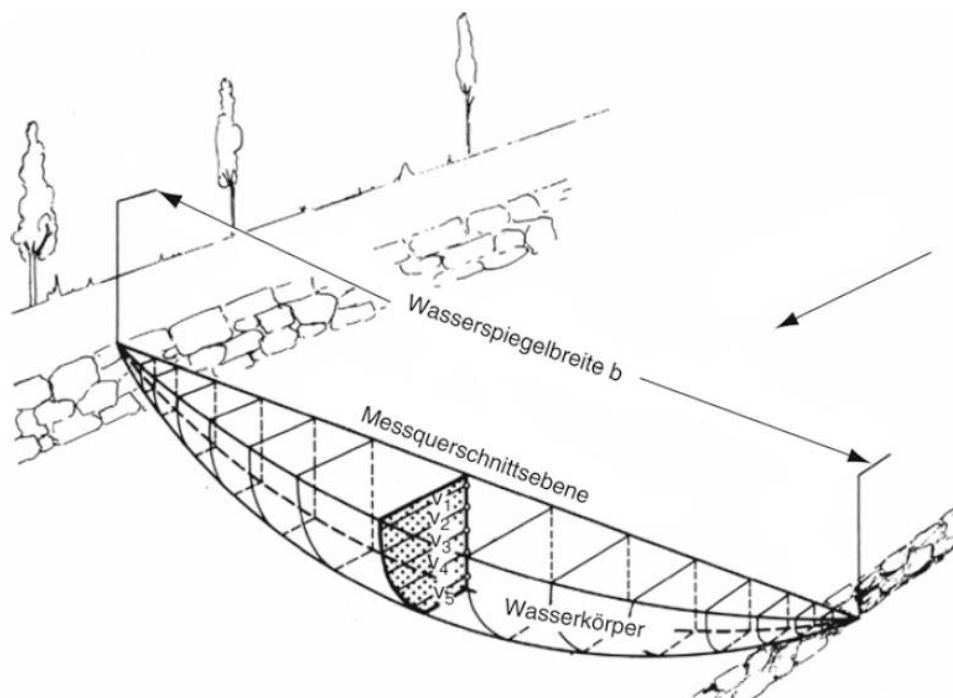


Abbildung 6: Verfahren der verringerten Messpunkte (Morgenschweis 2018, S. 127).

Einpunkt-Verfahren

Eine Geschwindigkeitserfassung erfolgt bei jeder Messlotrechten in 60 % Tiefe unter der Oberfläche. Der gemessene Wert wird als mittlere Geschwindigkeit in der Messlotrechten verwendet.

Zweipunkt-Verfahren

Die Geschwindigkeit wird in 20 % und 80 % der Tiefe unter der Oberfläche erfasst. Die mittlere Geschwindigkeit der Messlotrechten wird aus beiden Ergebnissen gemittelt:

$$\bar{v} = \frac{1}{2} \times (v_{0,2H} + v_{0,8H})$$

Formel 3: Bestimmung der mittleren Fließgeschwindigkeit beim Zweipunkt-Verfahren.

mit:

\bar{v} = mittlere Geschwindigkeit

$v_{0,2H}$ = Geschwindigkeit in 20 % der Wassertiefe unter der Oberfläche

$v_{0,8H}$ = Geschwindigkeit in 80 % der Wassertiefe unter der Oberfläche

Um einen Durchfluss zu bestimmen wird die Fläche um jede Messlotrechte mit der ermittelten Geschwindigkeit multipliziert. Die ermittelten Teildurchflüsse werden aufsummiert und ergeben den Durchfluss.

Durchflüsse in Rohrleitungen

Zur Erfassung von Durchflüssen im Leitungsprofil sind verschiedene Messprogramme im OTT MF pro hinterlegt. Hierfür wird immer zuerst die Geometrie der Leitung aufgenommen. Daraufhin wird über den Drucksensor die Wassertiefe ermittelt. Bei kleinen Rohrleitungen oder geringen Wasserständen kann nun die Geschwindigkeit an verschiedenen Punkten während eines Messvorganges aufgenommen werden. Die Durchschnittsgeschwindigkeit wird als 90 % der hierbei maximalen Geschwindigkeiten angenommen (**0.9 × v_{max} -Methode**).

Die **2D-Messmethode** deckt hingegen viele Punkte im Leitungsprofil ab, und weist so bei fachgerechter Durchführung eine hohe Genauigkeit auf (Abbildung 7). Der Sensor wird in der Mitte des Rohres platziert (Punkt 1) und dann kreisförmig nach außen geführt (Punkt 2). Eine Durchführung ist nur bei größeren Innendurchmessern (>DN 200) und ausreichendem Wasserstand möglich. Das Verfahren ist bei abweichenden Strömungsgeschwindigkeiten innerhalb eines Leitungsprofils (>30 %) sinnvoll. Dies ist besonders bei hohen Rauigkeiten gegeben (vgl. OTT HydroMet 2018, S. 26–29).

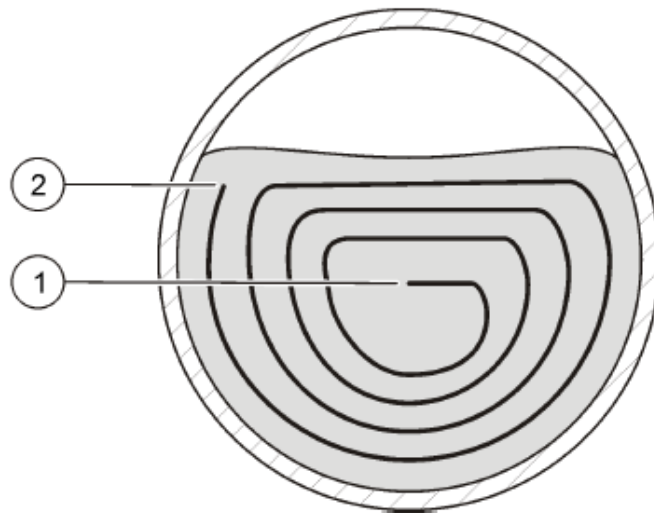


Abbildung 7: 2D-Messmethode (OTT HydroMet 2018, S. 26)

3.4.3 Durchflussermittlung über die Salzverdünnungsmethode

Der Chloridgehalt in Kläranlagenabläufen ist typischer Weise durch die Zugabe von Fällmitteln während der Abwasserbehandlung erhöht gegenüber den natürlicherweise in Gewässer vorkommenden Konzentrationen, die i. d. R. geogenen Ursprungs sind. Dieser Gradient wird genutzt, um anhand einer Vermischungsrechnung den Volumenstrom von nicht messbaren Teilströmen zu quantifizieren. Chloride sind gut als Tracer einsetzbar, weil ein Abbau über eine kurze bis mittlere Zeit ausgeschlossen werden kann.

Ist eine Erfassung eines Durchflusses aufgrund von praktischen Problemen mit einem MID nicht möglich, so kann über die Frachten Aufschluss über die Größe eines Volumenstroms gewonnen werden. Es gilt das Prinzip der Massenerhaltung:

$$Q_0 \times c_0 + Q_1 \times c_1 = Q_2 \times c_2$$

Formel 4: Bestimmung von Frachtraten.

mit:

- c_0 = Konzentration im Gewässer vor Einleitung
- c_1 = Konzentration im Durchfluss der Kläranlage
- c_2 = Konzentration nach Kläranlage
- Q_0 = Durchfluss des Gewässers vor Einleitung
- Q_1 = Durchfluss der Kläranlagen
- Q_2 = Durchfluss des Gewässers nach Einleitung

Zur Berechnung eines Durchflusses müssen somit an allen drei Messstellen die Chlorid-Konzentrationen bekannt sein und mindestens ein Durchfluss. Idealerweise wird der Durchfluss im Kläranlagenablauf mit einem festverbauten MID gemessen, weil diese i. d. R. eine hohe Genauigkeit im Vergleich zu einer indirekten Durchflussmessung im Fließgewässer aufweisen.

Das Salzverdünnungsverfahren ist besonders praktikabel, wenn die Volumenströme des Kläranlagenablaufes und des Flusses eine ähnliche Größenordnung besitzen ($Q_1/Q_0 \approx 1$) und ein

hohes Konzentrationsgefälle zwischen Kläranlagenablauf und der Konzentration im Gewässer vor Einleitung besteht ($\lim c_0/c_1 = 0$). Es werden zwei verschiedene Fälle zur Berechnung eines Durchflusses verwendet:

Fall 1: Kläranlageablauf bekannt, Durchfluss im Gewässer unbekannt:

$$Q_0 = Q_1 \times \frac{c_2 - c_1}{c_0 - c_2}$$

Formel 5: Berechnung des Durchflusses im Gewässer anhand der Salzverdünnungsmethode.

Fall 2 Kläranlagenablauf unbekannt, Durchfluss im Gewässer bekannt:

$$Q_1 = Q_0 \times \frac{c_0 - c_2}{c_2 - c_1}$$

Formel 6: Berechnung des Kläranlagenablaufes anhand der Salzverdünnungsmethode.

mit:

c_0 = Konzentration im Gewässer vor Einleitung der Kläranlage

c_1 = Konzentration im Ablauf der Kläranlage

c_2 = Konzentration im Gewässer nach Einleitung der Kläranlage

Q_0 = Durchfluss des Gewässers vor Einleitung

Q_1 = Durchfluss der Kläranlagen

Leitet eine Kläranlage nicht direkt in das reduzierte Gewässernetz ein, sondern über ein Einleitgewässer, so werden Konzentration und Fracht aus dem Einleitgewässer für c_1 und Q_1 zur Berechnung verwendet.

3.5 Abgleich mit Hydrologischen Hauptwerten

Die Probenahme während des Lokal-Messprogramms (Abs. 3.1) sollte während eines moderaten Abflussregimes im reduzierten Gewässernetz erfolgen, um einerseits eine zu hohe Verdünnung bei hohen Abflüssen zu vermeiden und andererseits eine sehr geringe, aber seltene Verdünnung bei niedrigen Abflüssen zu vermeiden. Die Probenahme sollte daher erst durch die Abflussbestimmung im reduzierten Gewässernetz (Abs. 3.4.1 oder 3.4.2) bestätigt werden. Lag der Abfluss außerhalb der folgenden genannten Grenzen, war die Probe zu verwerfen und an einem anderen Tag zu wiederholen:

Untere Grenze:

Mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) als arithmetisches Mittel aus den jährlich niedrigsten Abflüssen eines Beobachtungszeitraumes

Obere Grenze:

Median-Abfluss (Q_{Median}) der an der gleichen Anzahl von Tagen im Jahr über- und unterschritten wird.

oder alternativ:

Mittlerer Abfluss (MQ) als arithmetisches Mittel des Abflusses aller Tage eines Beobachtungszeitraumes.

I. d. R. ist der Mittlere Abfluss etwas höher als der Median-Abfluss. Die MNQ und MQ sind identisch mit den Hauptwerten der Pegel, wie sie auch den Gewässerkundlichen Jahrbüchern

entnommen werden können. Diese werden in SH im Regelfall nur für die vom LLUR betriebenen Pegel ausgewiesen. Für dieses Projekt erfolgte eine Regionalisierung der Pegelwerte²⁰, um die für die Einleitungen der Kläranlagen in das reduzierte Gewässernetz maßgeblichen Größen zu ermitteln. Zugleich wurde der Median-Abfluss bestimmt.²¹

3.6 Bestimmung von Begleitparametern

Im Labor der Versuchs- und Ausbildungskläranlage (VAK) der TH Lübeck erfolgten die Probenvorbereitung und die Bestimmung der üblichen abwassertechnischen Parameter. Für alle wässrigen Proben wurden der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die Temperatur sowie die Sauerstoff-Konzentration mittels Sondenmessung unmittelbar nach deren Entnahme 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 (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) wurden die Proben vorab filtriert (0,45 μm). 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).

3.7 Bestimmung von Spurenstoff-Konzentrationen

Von allen Proben wurde die Konzentration bestimmter Spurenstoffe bestimmt. Zur Anwendung kamen hierfür LCMS- und GCMS-Verfahren. Bestimmt wurden die in **Anhang 1** aufgeführten Parameter mit der angegebenen Methode. Zudem wird die erreichte Bestimmungsgrenze (BG) angegeben. Die berücksichtigten Spurenstoffe lassen sich nach ihrer Verwendung bzw. Herkunft in folgende Gruppen gliedern: Arzneistoffe, PAK, Perfluorierte Tenside, Pflanzenschutzmittel bzw. Biozide, Süßstoffe, Triazole, Estrogene und Sonstige.

Die Auswahl der Spurenstoffe orientiere sich an vorherigen Untersuchungen, die Hinweise auf das Vorhandensein einzelner Stoffe gaben. Ferner wurden die in der OgewV genannten Stoffe, bei denen ein potentieller Eintrag über Kläranlagen zu erwarten ist, berücksichtigt. Schließlich fanden weitere Stoffe Berücksichtigung, die als besonders kritisch für die aquatischen Ökosysteme erachtet werden und/ oder für die die Festsetzung einer UQN erwogen wird.

Die Chlorid-Konzentration aller Proben (der THL) wurde bestimmt, um über eine Mischungsrechnung den Abfluss im Gewässer ermitteln zu können (vgl. Abs. 3.4.3).

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

a) Perfluoralkan- und Perfluoralkylsulfonsäure mit LC-MS/MS (DIN 38407-F42 (2011-03))

Die Proben werden in größere PE-Flaschen umgefüllt und die ursprünglichen Probengefäße mit 25% des Probenvolumens an Methanol ausgespült. Das Methanol wird mit der Wasserprobe vereinigt. Standards werden vergleichbar angesetzt.

Die so vorbereiteten Proben werden nach Anreicherung auf der Säule durch mehrfache Direktinjektion mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: Wasser, 0,05% Ameisensäure; Eluent B: Methanol, 0,01 % Ameisensäure, 0,1 mM Ammoniumformiat) chromatographisch getrennt (Shimadzu Nexera; Vorsäule: SunShell C18 3,0 mm i.d. x 30 mm; Trennsäule: SunShell C18,

²⁰ Regionalisierte hydrologische Hauptwerte für jede Einheit des Gewässerkundlichen Flächenverzeichnisses (GFV) sind online verfügbar über: umweltdaten.landsh.de/atlas [Wasser/ Flüsse und Bäche/ regionalisierte Abflüsse], zuletzt abgerufen am 11.05.2022.

²¹ Die Daten wurden vom LLUR in digitaler Form im Februar 2021 zur Verfügung gestellt. Es wird darauf hingewiesen, dass die Regionalisierung, d. h. die Übertragung von gemessenen Pegelwerte insbesondere auf kleinere Einzugsgebiete problematisch sein kann, da die Abflussspenden abweichen können.

2,1 mm i.d. x 100 mm, 2,6 µm). Die Detektion erfolgt mittels Tandem-Massenspektrometrie (ABSciex 5500) im negativen ESI-Modus.

b) PAK's mit GC-MS/MS nach flüssig-flüssig Extraktion (DIN 38407-39 (2011-09))

Wässrige Proben werden mit n-Hexan extrahiert, am Rotationsverdampfer aufkonzentriert und auf ein definiertes Volumen mit Hexan eingestellt. Anreicherungsfaktor = 1000. Messung des Extrakts mittels Gaschromatografie und tandem-massenspektrometrischer Detektion (GC-MS/MS). Durch Verwendung einer mittelpolaren Kapillarsäule mit hoher Trennleistung gekoppelt mit einem Triple Quadrupol Massenspektrometer wird die erforderliche Empfindlichkeit und Selektivität der Analysenmethode erreicht. Quantifizierung mit geeigneten Isotopen-markierten internen Standards über das Gesamtverfahren.

Instrumente: GC: Agilent 7890 B; GC-Kapillarsäule: HP-35 ms ultra inert 30 m x 0,18 mm i.d. 0,18 µm film; Injektor: Gerstel PTV (programmable temperature vaporizer), large volume injection; MS Agilent Triple Quad 7010

Probenvorbereitung für Glyphosat, Metformin, Guanylharnstoff, Melamin, Spurenstoffe ESI+, Spurenstoffe ESI-, Röntgenkontrastmittel (Methoden c), d), e), f), g))

Nach Aufschütteln der Probenflasche werden mittels Spritze 10 mL Probe entnommen und über einen Spritzenfilter (regenerierte Cellulose, 0,45 µm) in ein 15 mL PE-Röhrchen gegeben. Spritze und Spritzenfilter werden mit 0,5 mL Methanol nachgespült. Standards werden vergleichbar angesetzt.

c) Glyphosat mit LC-MS/MS (DIN ISO 16208 (2017-09))

Die vorbereiteten Proben werden nach Direktinjektion mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: Wasser/Ameisensäure 1/10; Eluent B: Acetonitril/Wasser 100/2) chromatographisch getrennt (Shimadzu Nexera; SunShell HILIC-Amide 2,1 mm i.d. x 100 mm, 2,6 µm). Die Detektion erfolgt mittels Tandem-Massenspektrometrie (ABSciex 5500) im negativen ESI-Modus.

d) LC Spurenstoffe ESI+ (SOP-LAM-MLC.M.0051)

Die vorbereiteten Proben werden nach Anreicherung auf der Säule durch mehrfache Direktinjektion mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: Wasser, 0,05% Ameisensäure; Eluent B: Methanol, 0,01 % Ameisensäure, 0,1 mM Ammoniumformiat) chromatographisch getrennt (Shimadzu Nexera; SunShell C18, 2,1 mm i.d. x 100 mm, 2,6 µm). Die Detektion erfolgt mittels Tandem-Massenspektrometrie (ABSciex 5500) im positiven ESI-Modus. Je nach Konzentration der Analyten ist das Messen verschiedener Probenverdünnungen nötig.

e) LC Spurenstoffe ESI-(SOP-LAM-MLC.M.0050 / SOP-LAM-MLC.M.0051)

Die vorbereiteten Proben werden nach Anreicherung auf der Säule durch mehrfache Direktinjektion mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: Wasser, 0,05% Ameisensäure; Eluent B: Methanol, 0,01 % Ameisensäure, 0,1 mM Ammoniumformiat) chromatographisch getrennt (Shimadzu Nexera; SunShell C18, 2,1 mm i.d. x 100 mm, 2,6 µm). Die Detektion erfolgt mittels Tandem-Massenspektrometrie (ABSciex 5500) im negativen ESI-Modus. Je nach Konzentration der Analyten ist das Messen verschiedener Probenverdünnungen nötig.

f) LC Röntgenkontrastmittel (SOP-LAM-MLC.M.0051)

Die vorbereiteten Proben werden nach Anreicherung auf der Säule durch mehrfache Direktinjektion mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: Wasser, 0,05% Ameisensäure; Eluent B: Methanol, 0,01 % Ameisensäure, 0,1 mM Ammoniumformiat) chromatographisch getrennt (Shimadzu Nexera; SunShell C18, 2,1 mm i.d. x 150 mm, 2,6 µm). Die Detektion erfolgt mittels

Tandem-Massenspektrometrie (ABSciex 5500) positiven ESI-Modus. Je nach Konzentration der Analyten ist das Messen verschiedener Probenverdünnungen nötig.

g) Metformin, Guanylharnstoff, Melamin (SOP-LAM-MLC.M.0051)

Die vorbereiteten Proben werden nach Direktinjektion mit einem Lösungsmittelgradienten (Eluent A: Wasser, 0,05% Ameisensäure; Eluent B: Methanol, 0,01% Ameisensäure, 0,1 mM Ammoniumformiat) chromatographisch getrennt (Shimadzu Nexera; SunShell HILIC-Amide 2,1 mm i.d. x 100 mm, 2,6 µm). Die Detektion erfolgt mittels Tandem-Massenspektrometrie (ABSciex 5500) im positiven ESI-Modus. Je nach Konzentration der Analyten ist das Messen verschiedener Probenverdünnungen nötig.

h) Anionen: Chlorid mit IC (DIN EN ISO 10304-1– D20 (2009-07))

Die wässrigen Proben werden filtriert, mit Pufferlösung versehen und in der Ionenchromatographie gemäß DIN EN ISO 10304-1 (D20; 2009-07) gegen eine externe Kalibrierung vermessen und quantifiziert. Die Trennung der Anionen erfolgt auf einer Säule vom Typ A Supp 5. Die Messung erfolgt mit einem Ionenchromatographen vom Typ 761 Compact IC (Hersteller: Metrohm).

3.8 Datenauswertung – Abgleich mit UQN

Die in den Gewässern festgestellten Konzentrationen werden mit gültigen JD-UQN und ZHK-UQN (nach OGewV, Anhang 6 und 8) verglichen. Zudem erfolgt ein Abgleich mit UQN-Vorschlägen und weiteren Beurteilungswerten (Zusammenstellung für die in diesem Projekt berücksichtigen Spurenstoffe: **Anhang 3**). Für einige Stoffe liegen keine JD-UQN oder ZHK-UQN sowie keine Vorschläge vor, so dass eine entsprechende Auswertung nicht erfolgen kann.²² Für diese Stoffe lässt sich aus den Untersuchungsergebnissen allerdings erkennen, ob sie in den untersuchten Gewässern in Schleswig-Holstein vorgefunden werden und wenn ja, ob ein relevanter Eintrag aus Kläranlagen zu beobachten ist.

3.8.1 Umgang mit Anhang D.2 „Bewertung UQN“

Die Excel-Tabelle kann im digitalen **Anhang D.2** eingesehen werden. Die Auswertung der Daten erfolgt nach einem vom LLUR vorgeschlagenen Schema. Die gemessenen Spurenstoffkonzentrationen werden mit den in der OGewV festgeschriebenen Umweltqualitätsnormen (UQN) oder falls keine UQN existieren mit UQN-Vorschlägen oder anderen Beurteilungswerten verglichen. Es werden sowohl die Jahresdurchschnittswerte (JD-UQN) als auch die zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) herangezogen. Anschließend werden Frachten berechnet, um danach den Anteil der Spurenstofffracht im Ablauf der Kläranlage an der Spurenstofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitungsstelle berechnen zu können. Zuletzt erfolgt die Zusammenfassung der Ergebnisse sowie weitergehende Auswertungen.

Folgender Abschnitt erläutert und dokumentiert die Excel-basierte Auswertung. Dadurch soll der Umgang mit der Excel-Datei vereinfacht werden. Es wird im Allgemeinen darauf hingewiesen, dass durch Setzen von Filtern in den Spaltenköpfen die Daten für eine bessere Übersichtlichkeit geordnet werden können. Dieses bezieht sich in erster Linie auf die Proben-ID (Auswahl bestimmter Kläranlagen) und die Probenahmestelle (PN nach Abs. 3.1), mit der beispielsweise nur Proben aus dem KA-Ablauf betrachtet werden können. Für eine Bewertung nach OGewV ist hier immer PN = 3 (Probe aus dem reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung maßgebend).

²² Hierbei handelt es sich um folgende Stoffe (vgl. Anhang 3): Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure, PFBA, PFBS, 17-alpha-Ethin., 17-beta-Estradiol und Estron.

Daten sammeln und vorbereiten

In der Excel-Datei sind diese Registerblätter grün hinterlegt.

Tabellenblatt Konzentrationen (*Konzentrationen*)

In diesem Tabellenblatt werden alle Messergebnisse eingetragen und entsprechend ihrer Analysegruppen gesammelt. Zunächst wird die jeweilige Messung mit ID, Name, Probenahmestelle und Probenahmedatum definiert (s. hierzu Abs. 3.1). Darauf folgen der gemessene oder bestimmte Durchfluss Q sowie die Begleitparameter und der Chloridgehalt. Die Begleitparameter und der Chloridgehalt wurden nur für die von der THL untersuchten Kläranlagen bestimmt (KA01 bis KA44). Nachfolgend werden die Analyseergebnisse in der Reihenfolge der Analysegruppen eingetragen. Messwerte, welche unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, werden durch ein Kleinerzeichen (<) gekennzeichnet.

Tabellenblatt Konzentrationen sortiert (*Konzen sortiert*)

In diesem Tabellenblatt steht inhaltlich genau das gleiche wie im davor genannten, nur dass die Spurenstoffe nun nach den Gruppen Humanarzneistoffe, PAK, Perfluorierte Tenside, Pflanzenschutzmittel/ Biozide, Süßstoffe, Triazole, Sonstige und Estrogene sortiert sind. Messwerte, welche unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, werden weiterhin durch ein Kleinerzeichen (<) gekennzeichnet. Sofern keine Daten vorliegen wird dies nun mit einem „n.d.“ für *no data* festgehalten.

Tabellenblatt Bestimmungsgrenze (*BG*) sowie Bestimmungsgrenze unterschritten (*BG_u*)

Im Auswertungsschema, das durch das LLUR vorgegeben wurde, ist der Umgang mit Messwerten, welche unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) liegen, festgeschrieben. Sollten alle Messwerte für einen Parameter unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, so werden diese mit „< BG“ markiert und ein Vergleich mit den UQN sowie weitere Berechnungen entfallen. Liegen jedoch nur einzelne Messwerte (maximal zwei) unterhalb der Bestimmungsgrenze, so werden diese mit der Hälfte des BG-Wertes ersetzt. Dieses Vorgehen entspricht den Vorgaben gemäß Anlage 9, Nr. 3.1.1 der OGewV.

Die Tabellenblätter Bestimmungsgrenze sowie Bestimmungsgrenze unterschritten dienen der Umsetzung dieser Vorgabe. Im ersten Tabellenblatt werden Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze identifiziert und von einer Text-Formatierung in ein Zahlen-Format umgewandelt, damit Excel diese weiterverarbeiten kann. Zur besseren Übersicht sind die entsprechenden Werte blau dargestellt und mit einem Kleinerzeichen (<) versehen. Im zweiten Tabellenblatt (*BG_u*) werden sämtliche Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze, die nach der zuvor genannten Vorgaben zu berücksichtigen sind, durch die Hälfte des für den jeweiligen Spurenstoff festgesetzten BG-Wertes ersetzt. Auch hier sind alle betroffenen Werte blau gekennzeichnet.

Tabellenblatt Jahresdurchschnittswerte (*JD-Werte*)

In diesem Tabellenblatt werden die Jahresdurchschnittswerte für den Vergleich mit den JD-UQN berechnet. Es werden sowohl für die Durchflüsse als auch für die Spurenstoff-Konzentrationen Durchschnittswerte gebildet. Zunächst wird überprüft, wie viele Messwerte unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen (Bezug auf Tabellenblatt *BG_u*). Sofern alle Werte darunter liegen, wird dies mit „< BG“ markiert, ein Vergleich mit der JD-UQN entfällt. Andernfalls wird der Jahresdurchschnittswert berechnet. Liegt das Ergebnis, also ein berechneter JD-Wert, unterhalb der Bestimmungsgrenze (obwohl **nicht** alle drei Messwerte < BG sind), so wird dieses blau markiert. Der Vollständigkeit halber werden auch für Probenahmestellen, welche weniger als dreimal beprobt wurden, Durchschnittswerte gebildet. Diese sind grau hinterlegt und für die weitere Auswertung nicht relevant.

UQN-Vergleich

In der Excel-Datei sind diese Register dunkel blau hinterlegt.

Tabellenblatt Umweltqualitätsnormen (UQN)

Hier werden alle in der OGewV festgeschriebenen Umweltqualitätsnormen (JD-UQN sowie ZHK-UQN nach Anhang 6 und 8), UQN-Vorschläge und vom LLUR ermittelte weitere Beurteilungswerte (**Anhang 3**) zusammengefasst. Mithilfe des Dropdown-Menüs in Zelle C21 kann das gewünschte Kriterium ausgewählt werden.

Tabellenblatt Vergleich Jahresdurchschnittswerte mit JD-UQN (JD-UQN)

Nun werden die zuvor berechneten Jahresdurchschnittswerte mit den JD-UQN verglichen. Im Dropdown-Menü in Zelle E16 kann das gewünschte Kriterium für den Vergleich ausgewählt werden.

Unterhalb sind die Jahresdurchschnittswerte aufgelistet (Bezug auf Tabellenblatt *JD-Werte*). Wenn alle Messwerte < BG sind, wird "< BG" notiert und ein Vergleich mit den UQN entfällt. Wenn max. 2 Messwerte < BG sind, wird der Jahresdurchschnittswert mit der Hälfte der BG berechnet. Blaue Zahlen sind JD-Werte kleiner als die BG (obwohl nicht alle drei Messwerte < BG sind). Rot markierte Werte stellen UQN-Überschreitungen (gem. des in Zeile E16 gewählten Kriteriums) dar.

Ganz unten im Tabellenblatt wird die Anzahl der UQN-Überschreitungen je Spurenstoff aufsummiert. Dieses wird unterteilt nach derzeit gültigen UQN und UQN-Vorschlägen und nach allen Probenahmestellen und nur Probenahmestelle 3 (PN 3 = reduziertes Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung). Diese Betrachtung ermöglicht eine erste Übersicht, welche Spurenstoffe relativ häufig zu einer Überschreitung der UQN (-Vorschläge) führen.

Ganz rechts im Tabellenblatt wird die Anzahl der Spurenstoffe, die die UQN überschreiten, je Probe aufsummiert (von 53 Spurenstoffe, wobei es nicht für jeden Spurenstoff UQN-(Vorschläge) gibt). Diese Betrachtung erlaubt (z.B. in Spalten BX und BY) eine rasche Übersicht, welche Proben besonders belastet sind.

Tabellenblatt Vergleich Einzelwerte mit ZHK-UQN (ZHK-UQN)

In diesem Tabellenblatt werden die Einzelwerte mit den zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) verglichen. Der Aufbau dieses Tabellenblatts gleicht dem vorherigen. Im Dropdownmenü in Zelle E15 kann das gewünschte Kriterium für den Vergleich ausgewählt werden. Rot markierte Werte stellen UQN-Überschreitungen dar.

Wenn alle Messwerte < BG sind, wird "< BG" notiert und ein Vergleich mit den UQN entfällt. Wenn max. 2 Messwerte < BG sind, wird mit der Hälfte der BG gerechnet. Blaue Zahlen sind kleiner als die BG.

Tabellenblatt Vergleich auf MQ bezogene KA-Frachten mit JD-UQN (MQ Frachten)

Dieses Tabellenblatt soll die Einschätzung erleichtern, ob die jeweilige Kläranlage für JD-UQN-Überschreitungen verantwortlich ist oder ob diese durch Vorbelastungen im Gewässer oder andere Eintragspfade zustande kommt. Dafür werden die JD-Frachten aus dem KA-Ablauf (PN 2) auf MQ bezogen (also in Konzentrationen zurück gerechnet) und dann mit den JD-UQN verglichen. Das Ziel dieses Vorgehens ist, abschätzen zu können, ob die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ausreichen würde, um im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) zu Überschreitungen der JD-UQN bzw. JD-UQN-Vorschläge zu führen. Mit diesem Vorgehen bleiben sämtliche eventuell vorhandenen Vorbelastungen im Gewässer unberücksichtigt. Dieses Tabellenblatt dient nur zur Einschätzung, da es sich hier um fiktive/ berechnete Werte handelt! Vor allem der Bezug auf MQ kann problematisch sein, da die gemessenen Durchflüsse teilweise stark von MQ abweichen.

Die zugrunde liegende Formel lautet:

$$c_{MQ} = B(PN\ 2) \div MQ \div 86400 * 1000$$

Rot und kursiv markierte Werte stellen UQN-Überschreitungen dar. Wenn das Feld rot hinterlegt ist, dann wurden auch tatsächlich Überschreitungen gemessen (siehe Tabellenblatt *JD-UQN*). Wenn sowohl die Schrift als auch das Feld rot ist, bedeutet dies, dass der Stoff sehr wahrscheinlich durch die KA eingetragen wurde. Wenn hingegen einerseits nur das Feld rot hinterlegt ist, wurde zwar eine Überschreitung gemessen, der Stoff kommt jedoch anscheinend nicht aus der KA. Wenn andererseits nur die Schrift rot ist, dann könnte es bei MQ zu Überschreitungen der JD-UQN(-Vorschläge) kommen (allerdings wurden keine tatsächlich gemessen). In diesem Fall weicht der gemessene Durchfluss wahrscheinlich stark von MQ ab (bitte Kommentare in Spalte C beachten).

Frachtberechnung

In der Excel-Datei sind diese Register gelb hinterlegt.

Tabellenblatt Frachten (*Frachten*)

In diesem Tabellenblatt werden die Frachten anhand der gemessenen Konzentrationen berechnet. Wenn Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, wurden sie in diesem Fall mit der Bestimmungsgrenze ersetzt (Bezug auf Tabellenblatt *BG* bzw. *Konzentrationen*).

Dieses Vorgehen weicht von dem Vorgehen zum Ersetzen von Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze ab, das z.B. im Rahmen des Vergleichs der Untersuchungsergebnisse mit UQN angewendet wurde. Der Hintergrund ist, dass durch das aktuell beschriebene Vorgehen Konzentrationen eher höher als zu niedrig angesetzt werden und somit der „schlechteste“ Fall berechnet wird.

Die zugrunde liegende Formel für die Frachtberechnung lautet:

$$B = c * Q * 86400 \div 1000$$

Die im Tabellenblatt blau markierten Zahlen sind mit der Bestimmungsgrenze gerechnet.

Tabellenblatt Jahresdurchschnittsfrachten (*JD-Frachten*)

Es werden die Frachten mit den Jahresdurchschnittswerten berechnet (Bezug auf Tabellenblatt *JD-Werte*). Wenn alle Messwerte < BG sind, wird "< BG" notiert und die Berechnung der Fracht entfällt. Wenn max. 2 Messwerte < BG sind, wird mit der Hälfte der BG gerechnet. Blaue Zahlen sind kleiner als die BG (obwohl **nicht** alle drei Messwerte < BG sind). Die zugrundeliegende Formel für die Frachtberechnung lautet:

$$B = JD_c * JD_Q * 86400 \div 1000$$

Tabellenblatt Einzelwertfrachten (*ZHK-Frachten*)

In diesem Tabellenblatt werden die Frachten mit den Einzelwerten berechnet (Bezug auf Tabellenblatt *ZHK-UQN*). Wenn alle Messwerte < BG sind, wird "< BG" notiert und die Berechnung der Fracht entfällt. Wenn max. 2 Messwerte < BG sind, wird mit der Hälfte der BG gerechnet. Die zugrunde liegende Formel für die Frachtberechnung lautet:

$$B = c * Q * 86400 \div 1000$$

Bei blau markierten Frachten ist die zugehörige Konzentration kleiner als die BG.

Tabellenblatt Bilanzierung der Jahresdurchschnittsfrachten (*JD-F-Bilanz*)

In diesem Tabellenblatt werden die Jahresdurchschnittsfrachten bilanziert (Bezug auf Tabellenblatt *JD-Frachten*), d.h. es wird die Abweichung von einer ausgeglichenen Massenbilanz

aller ein- und ausgehenden Stoffströme an der Einleitstelle ermittelt. Das zugrunde gelegte Berechnungsschema sieht wie folgt aus:

$$((B_1 + B_2) / B_3) * 100$$

oder

$$((B_1 + B_4) / B_3) * 100$$

Die Indizes beziehen sich auf die Probenahmestelle (PN, s Abs. 3.1). Es wird somit rechnerisch die Summe der eingehenden Frachten aus Kläranlagen-Einleitung (PN 2) und aus dem reduzierten Gewässer oberhalb der Einleitung (PN 1) auf die ausgehende Fracht im reduzierten Gewässer unterhalb der KA-Einleitung bezogen. Falls es zwischen dem KA-Ablauf und der Einmündung in das reduzierte Gewässernetz ein relevantes Einleitgewässer gibt, wurde eine vierte Probenahmestelle (PN 4, vgl. Abs. 3.1) eingefügt. In diesem Fall wurde sie für diese Betrachtung berücksichtigt.

Eine ausgeglichene Massenbilanz (hier: 100 %) deutet auf eine exakte Frachtbestimmung (Konzentration und Durchfluss) aller drei Probenahmen hin. Wenn

(Fracht 1 + Fracht 2) < Fracht 3, so ergibt die Bilanz einen Wert kleiner als 100 %.

Ist jedoch

(Fracht 1 + Fracht 2) > Fracht 3, so ergibt die Bilanz einen Wert größer als 100 %.

Sollte für die Fracht 1 (PN 1 = Gewässer oberhalb der KA-Einleitung) kein Wert vorhanden sein, so geht die Fracht 1 mit dem Wert 0 in die Bilanzierung ein.

Im unteren Teil des Tabellenblattes (ab Zeile 171) wird der Fehler je Spurenstoff aufsummiert und in elf Klassen unterteilt (<50 %, 50-60 %, 60-70 %, 70-80 %, 80-90 %, 90-100 %, 100-110 %, 110-120 %, 120-130 %, 130-140 %, >140 %). Ganz rechts im Tabellenblatt (ab Spalte BF) wird der Fehler je Kläranlage aufsummiert und ebenfalls in die elf Klassen unterteilt. Die daraus abzuleitenden Histogramme geben einen Hinweis auf die Güte der Frachtbilanzierung. Im Idealfall sind die Fehlerklassen mit einer kleinen Streuung um einen Zentralwert (100 %) normalverteilt. Weichen die Fehlerklassen einseitig von diesem Zentralwert ab, ist dieses ein Hinweis auf einen systematischen Fehler (z.B. fehlerhafte Position der Probenahmestelle, Probleme bei der Analytik²³).

Tabellenblatt Bilanzierung der Einzelwertfrachten (ZHK-F-Bilanz)

Es werden die Einzelwertfrachten bilanziert (Bezug auf Tabellenblatt *ZHK-Frachten*). Der Aufbau und das zugrunde gelegte Berechnungsschema dieses Tabellenblatts gleichen dem vorherigen.

Anteilsberechnung

In der Excel-Datei sind diese Register orange hinterlegt.

Tabellenblatt Anteilsberechnung (Anteil)

In diesem Tabellenblatt wird der Anteil der Fracht im KA-Ablauf (PN 2) an der Fracht im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) in Prozent berechnet. Hier ist das Tabellenblatt *Frachten* zugrunde gelegt, d.h. wenn Messwerte <BG, dann wird BG angesetzt. Dieses Vorgehen weicht vom Standardvorgehen ab und dient der weiteren wissenschaftlichen Auswertung. Das zugrunde gelegte Berechnungsschema lautet:

$$(B_2 / B_3) * 100$$

²³ So könnten analytische Probleme bei einzelnen Spurenstoffen (z.B. reversible Sorption, konjugierte System o.ä., vgl. hierzu PrioSH-1, Abs. 3.4.2, S. 36ff.) eine solche Verschiebung der Histogramme verursachen.

Sofern im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung keine Konzentration bestimmt werden konnte (Konzentration < BG), wird davon ausgegangen, dass der Eintrag aus der Kläranlage für das Gewässer nicht von Relevanz ist und die Berechnung des Anteils entfällt. Im Tabellenblatt wird „< BG“ eingetragen. Andernfalls würde eine Berücksichtigung der BG zu teils sehr hohen Anteilswerten führen, was irreführend wäre.

Tabellenblatt gerechnete Anteile (*Anteil gerechnet*)

Hier wird wie zuvor der Anteil der Fracht im KA-Ablauf (PN 2) an der Fracht im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) berechnet, ebenfalls auf Grundlage des Tabellenblatts *Frachten* (also abweichend von Standardvorgehen). Allerdings wird diesmal ein anderes Berechnungsschema zugrunde gelegt, welches die theoretische Fracht unterhalb der KA-Einleitung im reduzierten Gewässernetz rechnerisch aus Summenbildung ermitteln:

$$(B_2 / (B_1 + B_2)) * 100$$

Mit diesem Berechnungsschema können die Frachtanteile 100 % nicht überschreiten.

Tabellenblatt Anteile der Jahresdurchschnittswerte (*JD-Anteil*)

Nun wird der Anteil mit den Jahresdurchschnitts-Frachten berechnet (Bezug auf Tabellenblatt *JD-Frachten*). Dabei wird das erste Berechnungsschema verwendet:

$$(JD-B_2 / JD-B_3) * 100$$

Wenn in der Tabelle "< BG" notiert wird, konnte mindestens eine der beiden JD-Frachten aufgrund einer Unterschreitung der Bestimmungsgrenze nicht bestimmt werden. Wenn "n.d." eingetragen ist, ist kein Abfluss vorhanden und somit kann keine Fracht berechnet werden.

Tabellenblatt Anteile der Einzelwerte (*ZHK-Anteil*)

Als letztes wird der Anteil mit den Einzelwertfrachten berechnet (Bezug auf Register *ZHK-Frachten*, in dem einzelne Analyseergebnisse durch BG/2 ersetzt wurden). Dabei wird erneut das erste Berechnungsschema verwendet:

$$(B_2 / B_3) * 100$$

Wenn in der Tabelle "< BG" notiert ist, ist in mindestens einer der beiden Proben die Stoffkonzentration zur Ermittlung der ZHK-Frachten kleiner als die Bestimmungsgrenze. Wenn "n.d." eingetragen ist, ist kein Abfluss vorhanden und somit kann keine Fracht berechnet werden.

Weitergehende Auswertung

In der Excel-Datei sind diese Register hell blau hinterlegt.

Tabellenblatt Auswertung bezogen auf die Kläranlagen (*Auswertung KAs*)

In diesem Tabellenblatt findet die Auswertung bezogen auf die einzelnen Kläranlagen statt. Es werden die Ergebnisse der vorherigen Tabellenblätter zusammengefasst:

- Liegt der ermittelte Durchfluss im Gewässer zwischen MQ und MNQ? (Spalte K)
- Wie viele (JD- bzw. ZHK-) UQN und UQN-Vorschläge wurden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) pro Kläranlage überschritten? (Spalten N und O sowie R und S). Wenn die Zelle rot hinterlegt ist, lag bereits oberhalb der KA-Einleitung im reduzierten Gewässernetz mindestens eine Überschreitung der JD-UQN (bzw. der Vorschläge) vor. Spalten L und M geben an, ob die beiden häufig zu einer JD-UQN-Überschreitung führenden Stoffe PFOS und Imidacloprid bei der jeweiligen Kläranlage ebenfalls eine Überschreitung zur Folge haben.
- Für wie viele Spurenstoffe liegt der Frachtanteil der Kläranlageneinleitung an der Gesamtfracht unterhalb der Einleitung >50 %? (Spalten V und W)

- Die Güte der Frachtbilanzierung wird anhand der Spalten X und Y überprüft. Hier wird notiert, für wie viele Stoffe der Fehler in der Frachtbilanzierung (Tabellenblatt JD-F-Bilanz) zwischen 90 und 110 % liegt. Ein hoher Anteil deutet darauf hin, dass die Bilanzierung an der KA-Einleitung relativ gut ist.

Tabellenblatt Auswertung bezogen auf die Spurenstoffe (Auswertung Stoffe)

Anschließend findet die Auswertung bezogen auf die einzelnen Spurenstoffe statt. Folgende Fragen werden zusammengefasst:

- Welche der Spurenstoffe stehen auf der Beobachtungsliste der EU (*watch list*)? (Spalte G)
- Wie oft überschreiten die einzelnen Stoffe (JD- bzw. ZHK-) UQN und UQN-Vorschläge? (Spalten H bis K)

Tabellenblatt Auswertung bezogen auf die Gewässer (Auswertung Gewässer)

Zuletzt ist hier ein Überblick der Gewässer mit den jeweiligen KA-Einleitungen dargestellt. Rechts werden die Gewässer in alphabetischer Reihenfolge gelistet. Links werden die Gewässer bzw. Kläranlagen nach ihrer Einzugsgebiet- bzw. Flusszugehörigkeit sortiert. Die jeweilige Flussgebietseinheit (FGE) ist in Klammern aufgeführt. Diese Darstellung dient der Übersicht welche Kläranlagen im selben Einzugsgebiet (EZG) liegen. Außerdem kann so einfacher eingesehen werden, welche Kläranlagen in das gleiche Gewässer einleiten. Somit können Vorbelastungen erkannt und zugeordnet werden. Die Kommentare in Spalte J spezifizieren die Reihenfolge der einleitenden Kläranlagen im Verlauf des Gewässers von der Quelle zur Mündung.

3.8.2 Umgang mit Anhang D.3 „Spezifische Frachten“

Die Excel-Tabelle kann im digitalen **Anhang D.3** eingesehen werden. Diese Tabelle dient der Berechnung der einwohnerspezifischen Frachten sowie der statistischen Auswertung der Daten (Mittelwerte, Mediane und Quantilwerte).

Folgender Abschnitt erläutert und dokumentiert die Excel-basierte Auswertung. Dadurch soll der Umgang mit der Excel-Datei vereinfacht werden. Es wird im Allgemeinen darauf hingewiesen, dass durch Setzen von Filtern in den Spaltenköpfen die Daten für eine bessere Übersichtlichkeit geordnet werden können. Dieses bezieht sich in erster Linie auf die Proben-ID (Auswahl bestimmter Kläranlagen) und die Probenahmestelle (PN nach Abs. 3.1), mit der beispielsweise nur Proben aus dem KA-Ablauf betrachtet werden können. Für eine Bewertung nach OGewV ist hier immer PN = 3 (Probe aus dem reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung) maßgebend.

Datengrundlage

Die Tabellenblätter Konzentrationen (*Konzentrationen*), Bestimmungsgrenze (*BG*) und Frachten (*Frachten*) sind identisch mit den im vorangegangenen Kapitel beschriebenen.

Das Tabellenblatt Konzentrationen enthält alle Messwerte/Rohdaten. Zusätzlich wird ganz unten im Tabellenblatt die Gesamtanzahl an Messwerten, die Anzahl der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$), die Anzahl im positiven Bereich und die Anzahl an leeren Zellen aufgeteilt nach den Probenahmestellen (PN 2, PN 1, PN 3 sowie PN 4) aufsummiert. Anschließend wird jeweils berechnet, wie viel Prozent der Messwerte unterhalb der BG liegen.

Im zweiten Tabellenblatt werden Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze identifiziert und von einer Text-Formatierung in ein Zahlen-Format umgewandelt, damit Excel diese weiterverarbeiten kann. Zur besseren Übersicht sind die entsprechenden Werte blau dargestellt und mit einem Kleinerzeichen (<) versehen.

Im Tabellenblatt Frachten werden die Frachten anhand der gemessenen Konzentrationen berechnet. Wenn Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, wurden sie mit der Bestimmungsgrenze ersetzt.

Einwohnerspezifische Frachten

In der Excel-Datei ist dieses Registerblatt (*spez.-Frachten*) gelb hinterlegt.

Es werden die Frachten auf die Anschlussgröße (EW2018) bezogen, um so die einwohnerspezifischen Frachten zu erhalten (Bezug auf Tabellenblatt *Frachten*). Blau markierte Zahlen sind mit der BG berechnet.

Die zugrunde liegende Formel für die Frachtberechnung lautet:

$$B_{spez} = B \div EW$$

Statistische Auswertung

In der Excel-Datei sind diese Registerblätter lila hinterlegt. Sie sind jeweils nach dem gleichen Schema aufgebaut, so dass hier nur das Grundkonzept erläutert wird.

Für die statistische Auswertung werden die Minimal-, Maximal- sowie die Mittelwerte, die Mediane und die 5 %, 10 %, 90 %- und 95 %- Quantilwerte ermittelt. Die Berechnung erfolgt nach Probenahmestellen getrennt (Tabellenblätter *PN 2*, *PN 1* und *PN 3*). Da es im Zuge der chemischen Analyse bestimmter Spurenstoffe immer wieder zur Unterschreitung der Bestimmungsgrenzen (BG) der Analysenverfahren kommt, bedarf der Umgang mit solchen unspezifischen (zensierten) Daten einer besonderen Beachtung. Ansonsten kann beispielsweise die Mittelwertbildung fehlerhaft sein. 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. Es wird eine gestaffelte Substitution von Analyseergebnissen unterhalb der Bestimmungsgrenze vorgenommen, wie sie auch im PrioSH-Projekt durchgeführt wurde²⁴.

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.

Die Anzahl aller Werte < BG in Prozent wurde bereits ganz unten im Tabellenblatt *Konzentrationen* ermittelt. Die aufgrund der ermittelten Prozentwerte vorzunehmende Substitution wird in Zeile 4 der Tabellenblätter *PN 2*, *PN 1* und *PN 3* vermerkt. Dabei steht die Zahl 2 für BG/2, die Zahl 4 für BG/4 und der Ausdruck n.a. für nicht auswertbar. Im linken Teil des Tabellenblatts werden die Spurenstoff-Konzentrationen wiedergegeben (Bezug auf Tabellenblatt *BG* bzw. *Konzentrationen*), wobei die Werte < BG nach der vermerkten Regel substituiert werden.

²⁴ vgl. Abschlussbericht PrioSH-1, Abs. 3.7.1, S. 42.

Die substituierten Werte sind blau markiert. Im mittleren Teil des Tabellenblatts werden darauf aufbauend die Frachten berechnet. Im rechten Teil werden wiederum darauf aufbauend die einwohnerspezifischen Frachten ermittelt.

Im unteren Teil der Tabellenblätter wird zur besseren Übersicht erneut die Gesamtanzahl an Messwerten, die Anzahl der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$), die Anzahl im positiven Bereich sowie der Prozentsatz der Werte $< BG$ mit der entsprechenden Substitution angegeben. Darunter werden die statistischen Werte berechnet. Die Daten werden einmal für die Konzentrationen und einmal für die einwohnerspezifischen Frachten ermittelt.

4 Untersuchte Kläranlagen

Im Verlauf des Messprogramms sollten zunächst größere Kläranlagen, d.h. Kläranlagen der Größenklassen 3-5 (> 5.000 EW) untersucht werden, da es sich bei diesen um Anlagen handelt, die aufgrund ihrer technischen Auslegung für eine Nachrüstung mit einer 4. Reinigungsstufe prinzipiell geeignet sind, und diese einen Großteil des eingeleiteten Abwassers reinigen (84%). In Schleswig-Holstein gibt es insgesamt etwa 100 kommunale Kläranlagen der Größenklassen 3-5. Anhand verschiedener Kriterien (u.a. Einleitung in das reduzierte Gewässernetz, Einleitung in einen See, Einleitung in ein sensibles Gewässer) wurde die Einleitsituation dieser Kläranlagen durch das LLUR (Technischer Gewässerschutz, LLUR 40) bewertet und die Relevanz der einzelnen Kläranlagen für eine Untersuchung im Rahmen des Messprogramms abgeleitet. Folgende Einleitsituationen führten u. a. zu der Einstufung „nicht relevant“:

- Kläranlage leitet direkt oder über kurze Fließwege in ein Küsten- bzw. Übergangsgewässer ein
- Kläranlage leitet direkt oder über kurze Fließwege in den Unterlauf eines großen Fließgewässers (Bsp. Stör, Trave, Elbe, Eider) ein
- Kläranlage leitet direkt oder über kurze Fließwege in ein großes künstliches Gewässer ein (Bsp. Nord-Ostsee-Kanal)

Insgesamt wurden 54 Kläranlagen der Größenklasse 3 bis 5 in Schleswig-Holstein als relevant eingestuft und untersucht (Tabelle 1). **Anhang 4** stellt diese Kläranlagen mit den wichtigsten Kenndaten zusammen. Ferner sind im digitalen **Anhang D.1** alle Datenblätter mit detaillierten Beschreibungen der Probenahmestellen etc. hinterlegt. Zudem gibt **Anhang 5** eine Zusammenstellung der Vorbelastung der Fließgewässer im oberhalb der betrachteten Kläranlage gelegenen Einzugsgebiet wieder.

In Tabelle 1 sind nachfolgend die im Rahmen des Projektes untersuchten Kläranlagen zusammengestellt. In der Tabelle sind die Namen, die Anschlussgröße (EW), die Größenklasse, der Anlagentyp und die Behandlungsverfahren dargestellt.

Tabelle 1: Zusammenstellung der untersuchten Kläranlagen

ID	Name der Kläranlage	Anschlussgröße [EW]	GK	Anlagentyp	Behandlungsverfahren *1
1	Albersdorf	3615	3	SBR-Anlage mit AB	m/b/n/d/bio-p/p
2	Aukrug-Bünzen	4198	3	SBR-Anlage ohne ST	m/b/n/d/bio-p/p
3	Bad Bramstedt	24180	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p/f
4	Bad Oldesloe	27515	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f
5	Bad Segeberg	58500	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f
6	Böklund	16121	4	Durchlaufanlage mit ST	m/b/N/D/p
7	Boostedt	5030	3	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p
8	Bordesholm	12269	4	SBR-Anlage ohne ST	m/b/n/d/bio-p/p
9	Bredstedt	12800	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p
10	Burg (Dithmarschen)	5128	3	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p
11	Eggebek/Langstedt	4393	3	SBR-Anlage mit AB	m/b/n/d/bio-p/p
12	Einhaus	3279	3	Durchlaufanlage mit ST	m/b/n/d/bio-p/p
13	Eutin	22809	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f
14	Flintbek	9299	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p

ID	Name der Kläranlage	Anschluss- größe [EW]	GK	Anlagentyp	Behandlungs- verfahren *1
15	Gettorf	12900	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p
16	Groß Wittensee	3017	3	SBR-Anlage ohne AB	m/b/n/d/p
17	Handewitt	6161	3	SBR-Anlage mit ST	m/b/n/d/bio-p/p
18	Hanerau-Hademarschen	3483	3	SBR-Anlage mit ST	m/b/n/d/bio-p/p
19	Hohenlockstedt	10324	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p
20	Hohenwestedt	7235	3	SBR-Anlage mit ST	m/b/n/d/bio-p/p
21	Kropp	12317	4	SBR-Anlage mit ST	m/b/n/d/bio-p/p
22	Lägerdorf	3401	3	SBR-Anlage mit ST	m/b/n/d
23	Leck	9152	4	Durchlaufanlage*2	m/b/n/d/bio-p/p
24	Lohe-Föhrden	4424	3	Durchlaufanlage	m/b/n/p
25	Lütjenburg	22842	4	Durchlaufanlage mit ST	m/b/n/d/p
26	Malente	10811	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p/f
27	Neustadt	25000	4	Durchlaufanlage (See)	m/b/n/d/bio-p/p/f
28	Neversdorf	9020	3	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p
29	Niebüll	11500	4	Durchlaufanlage und SBR	m/b/n/d/bio-p/p/f
30	Nortorf	20409	4	SBR-Anlage mit ST	m/b/n/d/bio-p/p
31	Owschlag	4542	3	Durchlaufanlage	m/b/n/p
32	Plön	23690	4	Durchlaufanlage (See)	m/b/n/d/p
33	Preetz	18954	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f
34	Ratzeburg	20400	4	Durchlaufanlage (See)	m/b/n/d/p/f
35	Reinfeld	8455	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f
36	Satrup	15135	4	SBR-Anlage ohne ST	m/b/n/d/bio-p/p
37	Schafflund	4724	3	Durchlaufanlage mit ST	m/b/n/d/p
38	Schönberg	24000	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p
39	Schwarzenbek	21792	4	Durchlaufanlage mit ST	m/b/n/d/bio-p/p
40	Silberstedt	3412	3	SBR-Anlage mit AB	m/b/n/d/bio-p/p
41	Süderbrarup	5200	3	SBR-Anlage mit STen	m/b/n/d/bio-p/p
42	Timmendorfer Strand	18328	4	SBR-Anlage ohne ST	m/b/n/d/p/f
43	Trittau	31050	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p
44	Wankendorf	6500	3	Durchlaufanlage mit ST	m/b/bio-p/p
45	Ahrensburg	43000	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f
46	Bargteheide	36128	4	Durchlaufanlage	m/b
47	Bornhöved	4280	3	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p
48	Heide	30744	4	Durchlaufanlage??	m/b/n/d/bio-p/p/f
49	Krempe	3274	3	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p
50	Meldorf	36231	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f
51	Neumünster	139764	5	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p
52	Rendsburg	76400	5	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f
53	Seeretz	56134	4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p
54	Tarp	5800	3	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p
*1 s. hierzu Anhang 4 mit weiteren Erläuterungen					
*2 wird jedoch stoßweise über Pumpen ins Gewässer eingeleitet					

ID	Name der Kläranlage	Anschlussgröße [EW]	GK	Anlagentyp	Behandlungsverfahren ^{*1}
ST = Schönungsteich AB = Ausgleichsbecken					

Die in Tabelle 2 zusammengestellten Kläranlagen leiten in Seen ein. Bei diesen Seen erfolgte die Probenahme zum einen im Ablauf der einleitenden Kläranlagen und dann im See in verschiedenen Tiefen. Weitere Einleitgewässer in die Seen wurden nicht beprobt.

Tabelle 2: Kläranlagen mit Einleitung in einen See

See	Schlüssel EU	ID	Kläranlage	Wasservolumen [m ³]	Max. Tiefe [m]	Theo. Verweilzeit ¹ [a]	Probenahmetiefen [m]
Ratzeburger See	DE_LS_SH_0117	KA12	Einhaus	144.900.000	24,4	1,43	1/10/13/22
		KA34	Ratzeburg				
Neustädter Binnenwasser	DE_LS_SH_0284	KA27	Neustadt	1.364.000	1,6	0,03	1
Kleiner Plöner See	DE_LS_SH_0194	KA32	Plön	22.500.000	31,7	0,17	1/10/20/30
Hemmelsdorfer See	DE_LS_SH_0146	KA42	Timmendorfer Strand	23.900.000	39,0	2,08	1/10/24/38
Stolper See	DE_LS_SH_0395	KA44	Wankendorf	9.020.000	15,0	0,48	1/10/14
¹ Bei einer mittleren Abflussspende von 10 l / (s * km ²) - Daten bereitgestellt vom LLUR am 15. April 2021.							

Die Abbildung 8 gibt eine Übersicht über die untersuchten Kläranlagen in Schleswig-Holstein und das Gebiet der Trave, das im Reginal-Messprogramm (Abs. 3.2) betrachtet wurde.

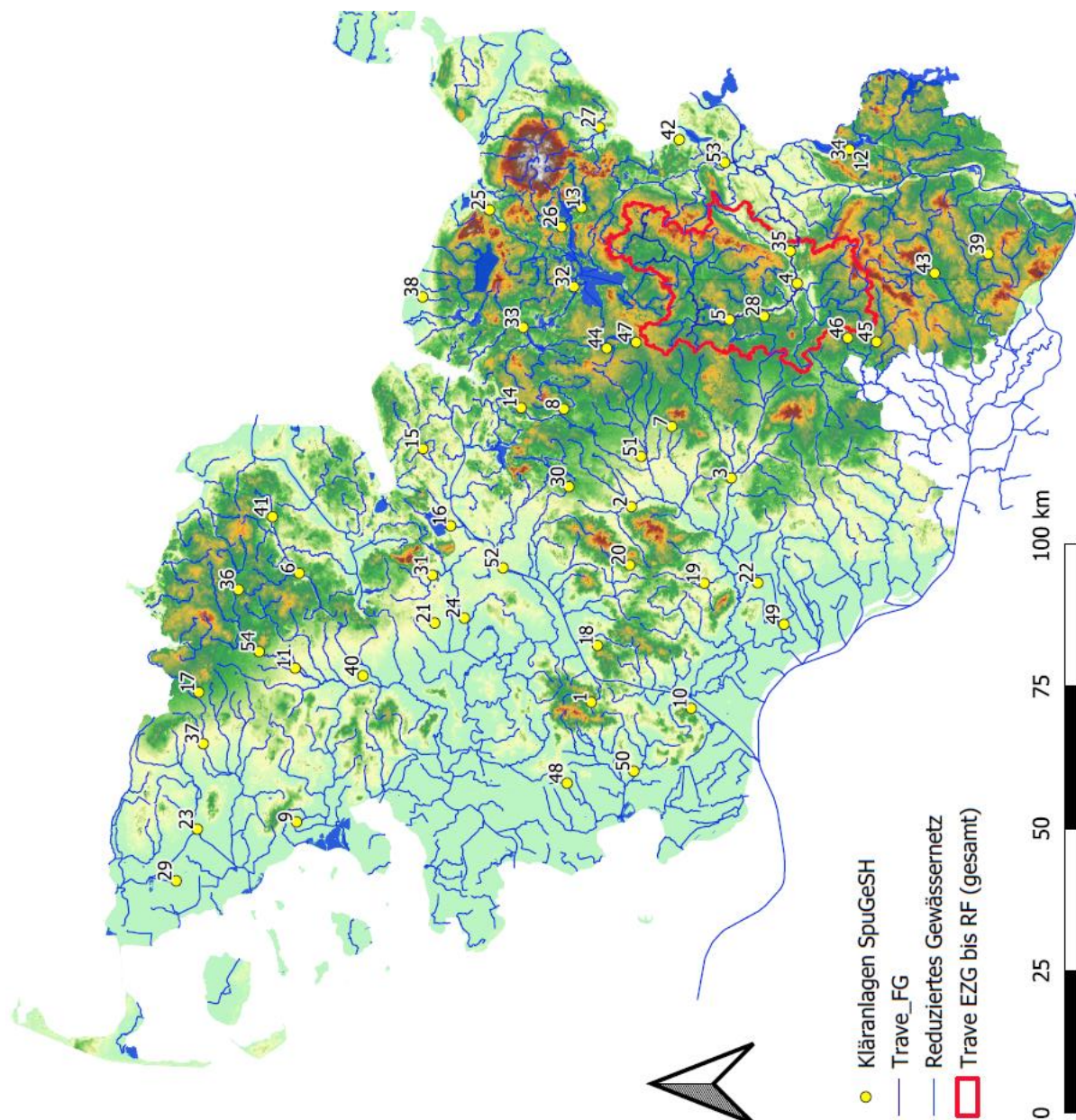


Abbildung 8: Übersichtskarte der untersuchten Kläranlagen in Schleswig-Holstein.

TEIL III – ERGEBNISSE

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt in drei Hauptabschnitten: Zunächst erfolgt eine stoffspezifische Betrachtung (Abs. 5) der einzelnen Spurenstoffe (nach **Anhang 1**). Hierbei wird auf die physikochemischen Eigenschaften, mögliche Eliminationsmechanismen und typische Konzentrationen bzw. Frachten im Kläranlagen-Ablauf und in den Oberflächengewässern eingegangen. Hierzu werden Daten aus Schleswig-Holstein (Projekt PrioSH-1) und andere Referenzwerte herangezogen. Schließlich erfolgt eine Bewertung der Analyseergebnisse vor dem Hintergrund vorhandener UQN oder UQN-Vorschlägen bzw. weiteren Beurteilungswerten (nach **Anhang 3**). Dieser Abschnitt gibt somit einen allgemeinen Überblick, welche Spurenstoffe in Schleswig-Holstein als potentiell kritisch zu bewerten sind.

Eine Betrachtung einzelner Kläranlagen und deren Einfluss auf die jeweiligen Einleitgewässer erfolgt in Abs. 6. Besondere Berücksichtigung findet dabei die Betrachtung der UQN (bzw. UQN-Vorschläge oder weiterer Beurteilungswerte) nach **Anhang 3**. Im Detail wird betrachtet, ob die einzelnen Kläranlagen einen signifikanten Beitrag zur Überschreitung einer UQN haben.

Schließlich erfolgt bei der Auswertung des sog. Regional-Messprogramms in Abs. 7 eine vertiefte Betrachtung des Verhaltens der Spurenstoffe im Fließgewässer (hier: Trave). Auf diese Weise werden mögliche Transformationsprozesse sowie diffuse Stoffeinträge (nach Abs. 2) betrachtet.

5 Stoffspezifische Betrachtung

Dieser Abschnitt betrachtet zunächst alle untersuchten Spurenstoffe im Einzelnen. Dabei wird auf mögliche Quellen, Eliminationsmechanismen und ggf. Überschreitungen einer UQN (bzw. eines UQN-Vorschlages oder weiterer Beurteilungswerte) eingegangen. Zur Verbesserung der Lesbarkeit wurden die Fußzeilen der in den folgenden Kapiteln verwendeten Tabellen, in denen die erhobenen Daten zu den einzelnen Spurenstoffen so wie recherchierte Referenzwerte aufgestellt werden, in diesem Absatz allgemeingültig zusammengefasst.

Die Tabellen „UQN-(Vorschlag) Überschreitungen XX“ beziehen sich auf die Jahresdurchschnittswerte (JD-Werte), berechnet wie in Abs. 3.8.1 beschrieben. Die Tabellen „Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für XX“ mit den Min-/Max-/Median-Werten etc. beziehen sich auf die Einzelmessungen (mit der Substitution nach Abs. 3.8.2).

In diesem Abschnitt werden nur die 48 Kläranlagen berücksichtigt, die nicht in die Seen (nach Abs. 0 mit Tabelle 2) einleiten. Zusätzlich wird die KA44 (Wankendorf) berücksichtigt, die das geklärte Abwasser über die Hollenbek in den Stolper See einleitet. Da die Hollenbek (also das Einleitgewässer) selbst Teil des reduzierten Gewässernetzes ist, wird diese KA hier ebenfalls berücksichtigt. D.h. es erfolgt eine stoffspezifische Betrachtung für insgesamt 49 Kläranlagen.

In den folgenden Kapiteln erfolgt im Regelfall immer eine Bewertung und Abgleich mit der JD-UQN. Da ZHK-UQN praktisch nie überschritten werden, beziehen sich alle UQN-Angaben auf JD-UQN, es sei denn, dass explizit eine ZHK-UQN genannt wird.

Die angegebenen JD-Frachtanteile können rechnerisch 100 % übersteigen. Dieses ist auf nicht vermeidbare, systematische Fehler bei der Probenahme zurückzuführen. Eine Einordnung der in diesem Abschnitt angegebenen JD-Frachtanteile erfolgt zu jeder Kläranlage im entsprechenden Abs. 6.

Die Überprüfung, ob einer Überschreitung der JD-UQN eine Signifikanz (JD-Anteil > 50 %) zugrunde liegt, erfolgt in diesem Abschnitt nur für die Kläranlagen, bei denen Abfluss- und

Frachtbestimmung möglich war. Eine darüber hinaus gehende Betrachtung erfolgt für die einzelnen Kläranlagen in Abs. 6. Es können daher in Abs. 6 mehr Kläranlagen mit einer signifikanten Einleitung identifiziert werden, als es in diesem Abschnitt allein basierend auf Frachtanteilen der Fall ist. Diese Betrachtung (nach Abs. 6) ist daher auch Grundlage für die abschließende Bewertung in Abs. 10.

5.1 Arzneistoffe

Arzneistoffe werden nach Verabreichung entweder unverändert oder metabolisiert ausgeschieden. Diese Ausscheidungsprodukte gelangen teils über den 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.²⁵

5.1.1 Amidotrizoesäure

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Amidotrizoesäure (ATZ) mit der CAS-Nr.: 117-96-4 ist ein nephrotropes, wasserlösliches, iodhaltiges Kontrastmittel, welches in der Radiologie Anwendung findet und zu der Gruppe der ionischen, jodhaltigen Kontrastmittel (ICM) gehört. Aufgrund der negativen Nutzen-Risiko-Abschätzung, ist seit dem 1. Juli 2000 eine intravaskuläre Anwendung verboten (BfArM 2000). Dennoch ist Amidotrizoesäure ein begehrtes Präparat bei der Untersuchung des Magen-Darm-Traktes sowie im urologischen und endoskopischen Bereich. Die Osmolarität von Amidotrizoesäure ist fünf bis sechsmal höher als die des Blutes; der Stoff wird vom Körper durch glomeruläre Filtration ohne wesentliche Rückresorption renal ausgeschieden (Aktories et al. 2017). Der Stoff steht und stand nicht auf den Beobachtungslisten der EU, es existiert allerdings ein Präventivwert.

Eliminationsmechanismen

Aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit von 9 mg/L und einem geringen Octanol-Wasserverteilungskoeffizienten von $\log K_{OW} = 1,37$ ist zu erwarten, dass ATZ ein geringes Adsorptionspotential hat (Türk 2013, S. 1–2). Ein empirisch ermittelter Wert des Sorptionskoeffizienten (k_d) und der biologischen Abbaubarkeit (k_{bio}) liegt derzeit nicht vor. Die Eliminationsrate für ATZ durch granulierten Aktivkohle ist nach wenigen durchgesetztem Bettvolumina ($BV < 1.000$) bei über 80 %. Allerdings fällt die Adsorptionsleistung bei Bettvolumina von ca. 1.900 rapide auf 25 % ab und danach noch weiter (Nahrstedt et al. 2017, S. 794).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Amidotrizoesäure im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) einmal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 20-mal im zulässigen

²⁵ vgl. Abschlussbericht PrioSH-1, Abs. 8.3, S. 219f.

Bereich gemessen werden (< Präventivwert). Der Präventivwert wird bei 28 Kläranlagen überschritten.

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 27 Kläranlagen festgestellt werden, unabhängig davon, ob eine Überschreitung des Präventivwertes vorlag. In der Tabelle 3 werden alle Überschreitungen des Präventivwertes im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung in Abs. 6). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 16 der 28 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,030 µg/L		
BG LURR:	0,025 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-Präventivwert:	0,1 µg/L	ZHK-Präventivwert:	-
JD-Präventivwert-Überschreitung:	28 von 49 Kläranlagen (dabei 8x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 3: UQN-Präventivwert-Überschreitungen Amidotrizoesäure.

JD-Präventivwert (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA01 Albersdorf</u>	0,1	1,108	81,17 %
<u>KA04 Bad Oldesloe (+ PN 1)</u>	0,1	0,256 (0,146)	31,05 %
<u>KA05 Bad Segeberg</u>	0,1	0,821	41,28 %
<u>KA06 Böklund</u>	0,1	0,310	93,28 %
<u>KA07 Boostedt</u>	0,1	0,718	86,63 %
<u>KA10 Burg (+ PN 1)</u>	0,1	0,141 (0,144)	n.d. ¹
KA11 Eggebek/Langstedt (+ PN 1)	0,1	0,170 (0,156)	13,75 %
<u>KA13 Eutin</u>	0,1	2,988	132,88 %
<u>KA15 Gettorf</u>	0,1	0,500	252,09 %
<u>KA19 Hohenlockstedt</u>	0,1	0,180	46,92 %
<u>KA21 Kropp</u>	0,1	0,298	77,79 %
<u>KA25 Lütjenburg</u>	0,1	0,342	84,00 %
<u>KA26 Malente</u>	0,1	0,540	76,50 %
KA28 Neversdorf (+ PN 1)	0,1	0,183 (0,204)	3,93 %
<u>KA29 Niebüll (+ PN 1)</u>	0,1	3,284 (1,911)	93,90 %
<u>KA30 Nortorf</u>	0,1	0,600	n.d. ¹
KA35 Reinfeld (+ PN 1)	0,1	0,206 (0,158)	6,59 %
<u>KA36 Satrup</u>	0,1	0,362	n.d. ¹
<u>KA38 Schönberg</u>	0,1	1,366	191,28 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,1	0,364	88,48 %
<u>KA41 Süderbrarup (+ PN 1)</u>	0,1	0,680 (0,129)	57,33 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,1	1,300	123,64 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,1	17,333 (9,342)	648,44 %
KA49 Krempe	0,1	0,193	n.d. ¹
<u>KA50 Meldorf</u>	0,1	0,122	n.d. ¹
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	3,033	72,17 %
<u>KA52 Rendsburg</u>	0,1	1,057	n.d. ¹
KA54 Tarp	0,1	0,163	56,04 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich.			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 4: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Amidotrizoesäure.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=n.d. P90=4,174 <0,05-10,4 n=7/12 ^a Med=n.d. P90=0,105 <0,05-<0,5 n=6/10 ^a Med=n.d. P90= 4,78 <0,05-5 n=7/11 ^a Med=n.d. P90=0,042 <0,05-0,14 n=8/16 ^a	3,4 ^b 1,27 ^c 1,28 ^d 2,14 ^e	Med=1,800 P90=8,410 P10=0,118 Max=95,000 n=40/148 ¹	Med=0,248 P90=1,328 P10=0,013 Max=18,956	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,110 P90=0,615 <0,05-0,95 n=76/101 ^a	n.d.	Med=0,008 P90=0,133 P10=0,006 Max=28,000 n=38/145 ²	Med=0,015 P90=2,685 P10=0,0003 Max=16,854	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,625 P90=1,65 <0,05-5,2 n=16/19 ^a Med=0,31 P90=0,625 n.d.-0,66 n=6/6 ^a	n.d.	Med=0,136 P90=1,436 P10=0,015 Max=27,000 n=119/148 ³	Med=0,336 P90=3,456 P10=0,032 Max=19,130	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0250µg/L BG THL: < 0,0300µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 3.8.2 (Berücksichtigung < BG) ^a (BLAC 2003); ^b (Knerr et al. 2017); ^c (Klasmeier et al. 2011); ^d (Götz et al. 2012); ^e (Bergmann et al. 2011)						

Bewertung der Ergebnisse

Amidotrizoesäure ist bei 28 von 49 Kläranlagen als potentiell problematischer Stoff einzustufen, da er bei diesen zu Überschreitungen des Präventivwertes führt. I. d. R. sind die untersuchten KA ursächlich für den Stoffeintrag. Ausnahmen bilden Kläranlagen, bei denen im oberhalb liegenden EZG schon größere KA einleiten (KA11 Eggebek/Langstedt, KA28 Neversdorf, KA35 Reinfeld, KA54 Tarp, vgl. **Anhang 5**) oder bereits eine größere Vorbelastung durch viele kleinere KA vorliegt (KA49 Krempe).

Die festgestellten Konzentrationen in den Oberflächengewässern liegen unterhalb der Referenzwerte (vgl. Tabelle 4). Dieses kann an der im Vergleich zu anderen Studien geringen Bevölkerungsdichte in Schleswig-Holstein liegen. Dazu würde auch die Beobachtung passen, dass die Konzentrationen im KA-Ablauf im Vergleich zu anderen Studien geringer ausfallen.

5.1.2 Azithromycin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Azithromycin (ATM) mit der CAS-Nr.: 83905-01-5 zählt zu der Gruppe der Makrolidantibiotika. Es steht mit einer Nachweisgrenze von 0,019 µg/l auf der EU-Watch-List (EU 2018, S. 12). In der Humanmedizin wird ATM für die Behandlung bei bakterieller Infektion der unteren und oberen Atemwege sowie bei Hauterkrankungen angewendet. Azithromycin wird nach oraler Einnahme rasch im Gastrointestinaltrakt resorbiert und zu 50 % ausgeschieden.

Eliminationsmechanismen

Verlicchi et al. (2015) haben für den Sekundärschlamm einen k_d -Wert = 380 L/kg TS und im Faulschlamm einen k_d -Wert = 367 L/kg TS ermittelt. Des Weiteren wurden k_d -Werte von 352-460 L/kg TS im Belebtschlamm gemessen (Göbel et al. 2005, S. 3986). Sofern der k_d -Wert im Zulauf < 500 L/kg TS beträgt, ist die Sorption und damit die Entfernung von Arzneistoffen gemäß Ternes et al. vernachlässigbar. Die Wasserlöslichkeit beträgt 2,37 mg/L. Ein $\log K_{ow} = 4,02$ könnte auf ein mittleres Adsorptionspotential hindeuten (US EPA et al. 2010). Mit einem pKa-Wert von 8,74 scheint die Verbindung hauptsächlich als Kationenform vorzuliegen und würde somit stärker an Böden adsorbieren, welche organischen Kohlenstoff und Ton enthalten, als ihre neutralen Gegenstücke (McFarland et al. 1997, S. 1340–1346)en.

Unter der Grundlage der Überlegungen zur Quanteneffizienz, wird der photoinduzierte Abbau von Azithromycin hauptsächlich auf die Bildung von Hydroxylradikalen zurückgeführt, sofern die Strahlung eine Wellenlänge unterhalb von 200 nm aufweist (Voigt et al. 2017, S. 1). Sonnenlicht wäre hierfür also nicht ausreichend.

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe wurden an den untersuchten größeren Kläranlagen für Azithromycin Abbauraten im Belebungsverfahren von 37 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe, hier konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 94 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle-Reinigungsstufe. Hier wurden bei einer PAK-Konzentration von 10 g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 87 % festgestellt (Götz et al. 2015, S. 37–38).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen wurde Azithromycin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 34-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und sechsmal im zulässigen Bereich festgestellt. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei neun Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei zwölf Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 5 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei sieben der neun Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Auffällig ist, dass es insbesondere in Gewässern mit einem verhältnismäßig kleinen Einzugsgebiet zu hohen Frachtanteilen kommt (z. B. Boostedt, Nortorf, Schwarzenbek, Bargeheide, Heide, Neumünster). Dieses ist auf den hohen theoretischen Abwasseranteil zurückzuführen.

BG THL:	0,010 µg/L
BG LURR:	0,025 µg/L

JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,019 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	0,18 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	9 von 49 Kläranlagen (dabei 1x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 5: UQN-Vorschlag Überschreitungen Azithromycin.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA07 Boostedt</u>	0,019	0,046	132,45 %
<u>KA13 Eutin</u>	0,019	0,021	187,22 %
<u>KA30 Nortorf</u>	0,019	0,019	n.d. ¹
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,019	0,033	102,96 %
<u>KA45 Ahrensburg</u>	0,019	0,049	273,28 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,019	0,123	171,04 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,019	0,045 (0,021)	1497,27 %
<u>KA51 Neumünster</u>	0,019	0,035	132,16 %
<u>KA52 Rendsburg</u>	0,019	0,025	n.d. ¹
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 6: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Azithromycin.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,2 0,0-0,85 n=21/21 ^a Med=0,17 0,025-0,54 n=20/20 ^a	n.d.	Med=0,051 P90=0,168 P10=0,010 Max=0,500 n=134/149 ¹	Med=0,007 P90=0,033 P10=0,001 Max=0,085	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,011 0,001-0,05 n=11/11 ^a Med=0,00 0,00-0,032 n=18/18 ^a	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,024 0,00-0,38 n=19/19 ^a	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0250µg/L BG THL: < 0,0100µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 3.8.2 (Berücksichtigung < BG) ^a (LfU 2009)						

Diskussion der Ergebnisse

Es ist hier zu beachten, dass die durch das LLUR gewählte BG (= 0,0250 µg/L) größer als der JD-UQN-Vorschlag (= 0,019 µg/L) ist. Dies hat zur Folge, dass eventuell bei mehr Kläranlagen/ Gewässern Überschreitungen vorhanden sind, diese aber nicht erfasst werden konnten. Außerdem überschreiten gemessene Werte automatisch den Grenzwert, so dass es dort keine

positiven Werte unterhalb des JD-UQN-Vorschlages gibt. Dies betrifft die durch das LLUR beprobten Anlagen (KA45 bis KA54).

Insgesamt ist Azithromycin bei 9 von 49 Kläranlagen als potentiell problematischer Stoff, da er zu Überschreitungen des UQN-Vorschlages führt. I. d. R. sind die untersuchten Kläranlagen ursächlich für den Stoffeintrag. Auffällig ist, dass Überschreitungen vor allem bei KA mit einem kleinen EZG auftreten (Ausnahmen bilden KA13 Eutin, KA45 Ahrensburg und KA52 Rendsburg).

5.1.3 Bezafibrat

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Bezafibrat mit der Cas-Nr.: 41859-67-0 gehört zu der Gruppe der Fibrate und ist ein lipidsenkender Arzneistoff. Er wird oral appliziert, um bei einer Fettstoffwechselstörung als Lipidsenker zu agieren. Nach oraler Einnahme ist Bezafibrat zu 95 % der applizierten Menge im Urin nachweisbar. Dabei bleiben 50 % unverändert. Für die ersten 24 Stunden bilden sich aus dem Rest Glucuronsäure-Konjugate mit ~ 22,1 % und weitere polare Metaboliten mit ~ 21,7 % wie z.B. hydroxyliertes Bezafibrat (Beyer 1990). In Oberflächengewässern wurde eine Spitzenkonzentration von bis zu 3100 ng/L nachgewiesen (Schneider 2005).

Eliminationsmechanismen

Mit einem $\log K_{OW} = 4,25$ scheint Bezafibrat lipophil zu sein und ein hohes Adsorptionspotential zu besitzen (Ternes et al. 2007). Die Wasserlöslichkeit beträgt 1,55 mg/L (HMDB 2022). In kommunalen Kläranlagen führt eine Erhöhung des Schlammalters zu einer sehr hohen Eliminationsrate von Bezafibrat (Schneider 2005).

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe wurde an den untersuchten größeren Kläranlagen für Bezafibrat Abbauraten nach dem Belebungsverfahren von 81 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe. Es konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 71 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle-Reinigungsstufe. Hier wurden bei einer PAK-Konzentration von 10 g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 88 % festgestellt (Götz et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Bezafibrat im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 41-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und achtmal im zulässigen Bereich festgestellt werden (JD-Werte). Der UQN-Vorschlag wird in keinem Fall überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei sieben Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	2,3 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	4.000 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 7: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Bezafibrat.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d
Ablauf c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	0,01 0,01-7,146 n=27 ^a 0,63 0,119-1,184 n=19 ^a	2,2 P90 = 3,4 n.d.-4,6 n=48 ^b 1,24 ^c 0,89 ^d	Med=0,005 P90=0,064 P10=0,005 Max=0,180 n=60/149 ¹	Med=0,001 P90=0,010 P10=0,0004 Max=0,035	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	0,044 P90=0,069 n.d.-0,78 ^e 0,01-0,02 0,02-0,05 n=13/13 ^f 0,0260 0,006-0,048 n=6/6 ^g 0,001 0,00-0,001 n=6/6 ^g 0,014 0,006-0,019 n=6/6 ^g 0,045 0,00-0,18 n=6/6 ^g	n.d.	n.a.²	n.a.²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	0,088 0,002-0,28 n=6/6 ^f 0,087 0,00-0,15 n=6/6 ^f 0,049 0,008-0,2 n=6/6 ^f 0,045 0,00-0,13 n=6/6 ^f	n.d.	n.a.²	n.a.²	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ² nicht auswertbar, s. Abs 3.8.2 (Berücksichtigung < BG) ^a (Pinnekamp 2009); ^b (Ternes 1998); ^c (Knerr et al. 2017); ^d (Klasmeier et al. 2011); ^e (Skark 2010); ^f (Brauch 2010); ^g (LHW 2010)						

Diskussion der Ergebnisse

Bezafibrat ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des UQN-Vorschlages führt. Insgesamt konnte der Stoff so selten nachgewiesen werden, dass nur für acht KA ein Jahresdurchschnittswert gebildet werden konnte.

5.1.4 Carbamazepin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Carbamazepin mit der CAS-Nr.: 298-46-4 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 Metaboliten 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

Ivašević (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). Die Wasserlöslichkeit beträgt 18 mg/L (US EPA et al. 2004). Carbamazepin gilt als nicht biologisch abbaubar im Belebtschlammverfahren ($k_{bio} < 0,6 \text{ L}/(\text{g TS} \times \text{d})$, 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). Der Stoff 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). Carletti et al. (2008) und Björnlén et al. (2018) stellen in Laborversuchen eine Biotransformationshalbwertszeit in den oberen Gewässerschichten zwischen 125 und 315 Tagen fest. Unter Realweltbedingungen in schwedischen Seen so wie der Ostsee wurde die Halbwertszeit zu ca. 3,5 Jahren bestimmt. Damit ist nachgewiesen, dass sich Carbamazepin unter Sonneneinstrahlung im Oberflächengewässer langsam abbaut. Carbamazepin gilt daher als weitgehend persistent (Brunsch et al. 2019).

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

Bei der Untersuchung, ob Carbamazepin in einer vierten Reinigungsstufe durch den Prozess der Ozonierung abgebaut werden kann, stellen Kråkström et al. (2002) ein Eliminationspotenzial von bis zu 100 % fest. Allerdings weisen sie gleichzeitig auf die entstehenden, potenziell schädlichen Transformationsprodukte hin.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Carbamazepin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) viermal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< \text{BG}$) und 42-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der UQN-Vorschlag wird bei drei Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* $> 50 \%$) konnten bei 29 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 8 werden alle Überschreitungen des UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 2 der 3 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,020 µg/L		
BG LURR:	0,005 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,5 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	2.000 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	3 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 8: UQN-Vorschlag Überschreitungen Carbamazepin.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<i>KA39 Schwarzenbek</i>	0,5	0,523	90,43 %
<i>KA48 Heide</i>	0,5	0,990	375,45 %
<i>KA52 Rendsburg</i>	0,5	0,517	n.d. ¹
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 9: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Carbamazepin.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B _d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B _d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B _d
Ablauf c [µg/L] B _d [mg/(EW*d)]	Med=0,14-2,40 ^a P90=10^b P90=6,4^b P90=3,5^c P90=2,1^b P90=0,92^d	0,173-0,281 ^a	Med=0,732 P90=1,405 P10=0,275 max. 3,824 n=149/149	Med=0,089 P90=0,288 P10=0,032 Max=1,679	I-NK: 1,104 (0,238-2,500) n = 58/58 I-VF: 1,081 (0,238-2,540) n = 59/59	0,211 (0,159-0,250) R: 1,035 (0,480-2,120) n = 52/52
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B _d [mg/(EW*d)]	0,26 ^e 0,22 ^f 0,05 ^f 0,19 ^g 0,22 ^g 0,30 ^g 0,50 ^g 0,07 ^g 0,09 ^h P90=0,13ⁱ	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B _d [mg/(EW*d)]	1,10 ± 6,07^h	n.d.	Med=0,060 P90=0,419 P10=0,010 Max=1,300 n=110/148 ¹	Med=0,126 P90=0,797 P10=0,031 Max=5,001	n.d.	n.d.

BG LLUR Daten: < 0,0050 µg/L BG THL: < 0,0200 µg/L; ¹BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 3.8.2 (Berücksichtigung < BG)

^a s. PrioSH-1, S. 67, Tab. 18 mit weiteren Nachweisen; ^b(Ifugl 2007); ^c(BLAC 2003); ^d(Wick et al. 2009); ^e(Fonseca et al. 2020); ^f(Tixier et al. 2003); ^g(Zhang et al. 2008); ^h(Kondor et al. 2022); ⁱ(Skark 2010)

Diskussion der Ergebnisse

Insgesamt ist Carbamazepin ein wenig problematischer Stoff, da er nur bei 3 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. I.d.R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag. Auffällig ist, dass KA39 Schwarzenbek und KA48 Heide eher kleine EZG haben. Die in diesem Projekt festgestellten Konzentrationen sind im Vergleich zu den Referenzwerte gering.

5.1.5 Ciprofloxacin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Ciprofloxacin mit der CAS-Nr.: 85721-33-1 ist ein Antibiotikum mit breitem Wirkspektrum aus der Gruppe der Fluorchinolone. Es steht mit einer Nachweisgrenze von 0,089 µg/l auf der EU-Watch-List sowie der Nationalen Beobachtungsliste (EU 2018, S. 12). 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 Metaboliten 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

Die Wasserlöslichkeit beträgt $3 \cdot 10^4$ mg/L (Nowara et al. 1997, S. 1459). Ein log K_{OW} -Wert von 0,28 weist auf eine sehr geringe Tendenz zur Sorption an fettähnliche Matrices hin. Auch ein k_d -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. 2.3.2), so dass Sorption an Belebtschlamm als effektiver Rückhaltemechanismus nicht ausreichend ist. Ein von Golet et al. (2003) im Batch-Versuch bestimmter k_d -Wert von 251 L/kg TS liegt in der gleichen Größenordnung. Wie Margot et al. (2015) ausführen, ist Ciprofloxacin mäßig biologisch abbaubar (ein k_{bio} -Wert liegt nicht vor). Rahmani et al. (2018) ermitteln eine Eliminationsrate von 94 % durch eine Elektro-Oxidation mit einer nachgeschalteten Ozonierung im Laborversuch nach 90 Minuten. Cuprys et al. (2020) verwenden ebenfalls die Elektro-Oxidation, allerdings mit einer nachgeschalteten durch Salicylsäure induzierten enzymatischen Oxidierung und stellen eine Eliminationsrate von 95 % fest. Yahya et al. (2014) erreichen durch die Elektro-Fenton Methode eine 94 % Mineralisierung von Ciprofloxacin nach sechs Stunden.

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. Des

Weiteren konnten Palmisano und Campanella (2015) gute Abbauraten von Ciprofloxacin durch Photolyse (bis zu 67,3 % nach 30 Minuten) nachweisen.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Ciprofloxacin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 39-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 10-mal im zulässigen Bereich festgestellt werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei acht Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,020 µg/L		
BG LURR:	0,025 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	3,6 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 10: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Ciprofloxacin

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,067 ^a 0,096 ^a 0,179 ^a 0,070 ^a 0,060 ^a 0,065 ^a 0,199 ^a 0,060 ^a < 0,144 ^a 0,146 ^a 0,082 ^a 0,92 ^b 0,46 ^c 0,16 ^d 0,144 ^e 0,054 ^d	0,025 ^a 0,097 ^a 0,075 ^a	Med=0,048 P90=0,175 P10=0,005 Max=0,635 n=107/149 ¹	Med=0,006 P90=0,031 P10=0,001 Max=0,199	I-NK: 0,090 (0,024-1,634) <i>n</i> = 58/58 I-VF: 0,054 (0,005-0,548) <i>n</i> = 59/59 R: 0,055 (0,010-0,140) <i>n</i> = 52/52	0,013 (0,012-0,013)
/Oberflächen- gewässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	1,1 ^f 0,74 ^g 0,588 ^g 0,309 ^g 0,155 ^g 0,036 ^h	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0250µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 3.8.2 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 69, Tab. 19 mit weiteren Nachweisen; ^b (Rossmann et al. 2014); ^c (Ifuig 2007); ^d (Engelmann und Rohde 2007); ^e (Rohweder, U. and Friesel, P. 2004); ^f (Fonseca et al. 2020); ^g (Danner et al. 2019); ^h (Engelmann und Rohde 2007) ^e						

Diskussion der Ergebnisse

Ciprofloxacin ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Insgesamt konnte der Stoff so selten gemessen werden, dass nur für 10 KA ein Jahresdurchschnittswert gebildet werden konnte. Die im KA-Ablauf festgestellten Konzentrationen und Frachten liegen in der gleichen Größenordnung, wie die im PrioSH-Projekt bestimmten. Sie sind damit geringer, als die meisten Referenzwerte, was vermutlich an der geringen Bevölkerungsdichte liegt.

5.1.6 Clarithromycin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Clarithromycin mit der Cas-Nr.: 81103-11-9 zählt zu der Gruppe der Makrolidantibiotika und steht mit einer Nachweisgrenze von 0,019 µg/l und einer vorhergesagten Konzentration ohne Wirkung (PNEC) von 0,12 µg/l auf der EU-Watchliste (EU 2018, S. 12). Clarithromycin wird mit einer täglichen Dosis von 125-250 mg appliziert und wird zu > 60 % unmetabolisiert ausgeschieden (Hirsch et al. 1999).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 1,693 mg/L (US EPA und EPI 2010). Clarithromycin hat einen $\log K_{OW} = 3,16$ (Wishart et al. 2006) sowie einen k_d -Wert = 262 L/kg TS (Göbel et al. 2005) und hat somit ein mittleres Adsorptionspotential.

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe, wurde an den untersuchten größeren Kläranlagen für Clarithromycin Abbauraten nach der Biologie von 35 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe, hier konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 92 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle-Reinigungsstufe, hier wurden bei einer PAK-Konzentration von 10 g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 78 % festgestellt (Götz et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Clarithromycin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 36-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 12-mal im zulässigen Bereich festgestellt werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei einer Kläranlage überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei elf Kläranlagen festgestellt werden. Des Weiteren wird der ZHK-Vorschlag an zwei Messtagen bei einer Kläranlage überschritten.

In der Tabelle 11 werden alle Überschreitungen der UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei einer Überschreitung ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,12 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	0,19 µg/L

JD-UQN-Überschreitung: JD-UQN: 1 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)
ZHK-UQN: 1 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)

Tabelle 11: UQN-Vorschlag Überschreitungen Clarithromycin

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [$\mu\text{g/L}$] / JD-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] / JD-Frachtanteil) ¹			
KA48 Heide	0,12	0,207	230,00 %
ZHK-UQN Vorschlag (KA / ZHK-UQN [$\mu\text{g/L}$] / gem. Konzentration [$\mu\text{g/L}$] / Datum)			
KA48 Heide	0,19	0,270	29.03.2021
KA48 Heide	0,19	0,220	16.09.2021
¹ JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 12: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Clarithromycin

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [$\mu\text{g/L}$] <i>B_d</i> [$\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]	0,108 0,030-5,609 <i>n</i> =27 ^a 0,101 0,030-0,233 <i>n</i> =19 ^a	n.d.	Med=0,027 P90=0,149 P10=0,010 Max=0,480 <i>n</i> =87/149 ¹	Med=0,004 P90=0,020 P10=0,001 Max=0,129	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [$\mu\text{g/L}$] <i>B_d</i> [$\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]	0,048 0,00-0,01 <i>n</i> =6/6 ^b 0,012 0,00-0,026 <i>n</i> =6/6 ^b 0,01 0,00-0,029 <i>n</i> =6/6 ^b 0,006 0,00-0,014 <i>n</i> =6/6 ^b	n.d.	n.a.²	n.a.²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [$\mu\text{g/L}$] <i>B_d</i> [$\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]	0,062 0,00-0,14 <i>n</i> =6/6 ^b 0,073 0,00-0,14 <i>n</i> =6/6 ^b 0,01 0,00-0,022 <i>n</i> =6/6 ^b 0,017 0,00-0,075 <i>n</i> =6/6 ^b	n.d.	n.a.²	n.a.²	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0250 $\mu\text{g/L}$ BG THL: < 0,0200 $\mu\text{g/L}$; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs. 3.8.2 (Berücksichtigung < BG)						
^a (Pinnekamp 2009); ^b (LHW 2010)						

Diskussion der Ergebnisse

Insgesamt ist Clarithromycin ein wenig problematischer Stoff, da er nur bei 1 von 49 Kläranlagen zur Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages führt. Allerdings wird auch die ZHK-UQN zweimal überschritten. I.d.R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag. Ausnahmen können

KA sein, wo im oberhalb liegenden EZG schon größere KA einleiten. Die festgestellten Konzentrationen im Kläranlagen-Ablauf scheinen vergleichsweise gering. Dieses deckt sich mit dem Befund, dass die hier zu Anwendung gekommenen BG unterhalb der in den Referenzstudien festgestellten Stoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern liegen.

5.1.7 Diclofenac

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Diclofenac mit der CAS-Nr.: 15307-86-5 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

Die Wasserlöslichkeit beträgt 2,37 mg/L (HSDB et al. 1986). Mit einem log 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; Brunsch et al. 2019). Wie Bartels und Tümpling (2007) in Oberflächenwasserkörpern feststellen, wird bis in eine Tiefe von ca. 50 cm bis zu 100 % des Diclofenac innerhalb von zwei Wochen durch Photolyse abgebaut. 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 neutralem bis basischem 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 (Galli et al. 2009).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Diclofenac im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) einmal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 15-mal im zulässigen Bereich festgestellt werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei 33 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 33 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 13 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem.

Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 25 der 33 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,01 µg/L
BG LURR:	0,01 µg/L
JD-UQN:	-
ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,05 µg/L
ZHK-UQN-Vorschlag:	60 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	33 von 49 Kläranlagen (dabei 4x auch bereits an PN 1) 1x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb

Tabelle 13: UQN-Vorschlag Überschreitungen Diclofenac.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<i>KA01 Albersdorf</i>	0,05	0,441	96,73 %
<i>KA04 Bad Oldesloe</i>	0,05	0,089	61,69 %
<i>KA05 Bad Segeberg</i>	0,05	0,230	40,62 %
<i>KA06 Böklund</i>	0,05	0,051	99,62 %
<i>KA07 Boostedt</i>	0,05	0,770	108,68 %
<i>KA08 Bordesholm</i>	0,05	0,381	192,50 %
<i>KA09 Bredstedt</i>	0,05	0,759	89,62 %
KA10 Burg (nur PN 1)	0,05	(0,137)	n.d. ¹
<i>KA13 Eutin</i>	0,05	0,562	130,56 %
<i>KA14 Flintbek</i>	0,05	0,065	70,53 %
<i>KA15 Gettorf</i>	0,05	0,253	337,36 %
<i>KA20 Hohenwestedt</i>	0,05	0,131	100,92 %
<i>KA21 Kropp</i>	0,05	0,099	123,30 %
<i>KA25 Lütjenburg</i>	0,05	0,316	86,08 %
<i>KA26 Malente</i>	0,05	0,395	82,65 %
KA28 Neversdorf (+ PN 1)	0,05	0,056 (0,051)	11,15 %
<i>KA29 Niebüll (+ PN 1)</i>	0,05	0,739 (0,246)	107,31 %
<i>KA30 Nortorf</i>	0,05	0,530	n.d. ¹
<i>KA31 Owschlag</i>	0,05	0,059	65,47 %
KA35 Reinfeld	0,05	0,073	11,85 %
<i>KA36 Satrup (+ PN 1)</i>	0,05	0,155 (0,069)	n.d. ¹
<i>KA38 Schönberg</i>	0,05	1,269	156,32 %
<i>KA39 Schwarzenbek</i>	0,05	0,849	86,57 %
<i>KA41 Süderbrarup</i>	0,05	0,163	54,37 %
<i>KA43 Trittau</i>	0,05	0,232	63,98 %
<i>KA45 Ahrensburg</i>	0,05	0,903	187,07 %
<i>KA46 Bargteheide</i>	0,05	1,623	144,64 %
<i>KA47 Bornhöved</i>	0,05	0,333	81,55 %
<i>KA48 Heide (+ PN 1)</i>	0,05	1,202 (0,737)	580,79 %
KA49 Krempe	0,05	0,058	n.d. ¹
<i>KA51 Neumünster</i>	0,05	0,840	165,54 %
<i>KA52 Rendsburg</i>	0,05	0,760	n.d. ¹
<i>KA53 Sereetz</i>	0,05	0,184	583,08 %
KA54 Tarp	0,05	0,087	29,73 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 14: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Diclofenac.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>

Ablauf	1,70 ^a 2,30-3,10 ^a 2,40 ^a 0,260 ^a 1,00 ^a 3,50 ^a	0,376 ^a 0,168 ^a	Med=1,546 P90=3,000 P10=0,551 Max=5,300 n=145/149 ¹	Med=0,200 P90=0,628 P10=0,048 Max=2,936	I-NK: 2,215 (0,414-3,921) n = 58/58	0,361 (0,323-0,523)
<i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	P90=7,9^b P90=6,5^b P90=6,2^b P90=4,036^c				I-VF: 1,672 (0,230-3,400) n = 59/59 R: 1,920 (0,290-4,140) n = 52/52	
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung	0,94 ^d 0,06 ^e 0,05 ^e 0,04 ^f 0,03 ^f 0,02 ^f 0,29 ^f 0,06 ^g P90=0,13^h	n.d.	Med=0,003 P90=0,042 P10=0,003 Max=2,200 n=38/145 ²	Med=0,006 P90=0,592 P10=0,0001 Max=3,496	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung	0,25^g	n.d.	Med=0,092 P90=0,944 P10=0,013 Max=2,300 n=134/148 ³	Med=0,229 P90=1,253 P10=0,062 Max=4,164	n.d.	n.d.
<i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]						
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0100µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 3.8.2 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 72, Tab. 21 mit weiteren Nachweisen; ^b (IfuLg 2007); ^c (BLAC 2003); ^d (Fonseca et al. 2020); ^e (Tixier et al. 2003); ^f (Zhang et al. 2008); ^g (Kondor et al. 2022); ^h (Skark 2010)						

Bewertung der Ergebnisse

Diclofenac ist ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 33 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. I. d. R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag. Ausnahmen bilden Kläranlagen, bei denen im oberhalb liegenden EZG schon größere KA einleiten (KA28 Neversdorf, KA35 Reinfeld, KA54 Tarp) oder welche eine größere Vorbelastung durch viele kleinere KA haben (z. B. KA49 Krempe, s. hierzu auch Abs. 9.1). Die festgestellten Konzentrationen und Frachten im KA-Ablauf sind im Vergleich zu Referenzwerten sehr gering. Gleiches gilt für die Konzentrationen im Oberflächengewässer. Dieses kann daran liegen, dass die Probenahme nur im Sommerhalbjahr und während der Auswirkungen der Corona-Pandemie erfolgte, die möglicherweise ein verändertes Verbraucherverhalten zur Folge hatte.²⁶

5.1.8 Erythromycin A

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Erythromycin A mit der Cas-Nr.: 114-07-8 zählt zu der Gruppe der Makrolidantibiotika, das u. A. bei Infektionskrankheiten des Hals-, Nasen- und Ohrbereichs sowie der tiefen Atemwege zur Anwendung kommt. Es steht mit einer Nachweisgrenze von 0,019 µg/l und einer vorhergesagten Konzentration ohne Wirkung (PNEC) von 0,2 µg/l auf der EU-Watch-List sowie der Nationalen Beobachtungsliste (EU 2018, S. 12). Erythromycin A ist in der Humanmedizin eines der am häufigsten angewendeten Makrolidantibiotika. Die tägliche Dosis beträgt ca. 200-1.000

²⁶ Vgl. hierzu Fußnote 14.

mg mit einer unmetabolisierten Ausscheidungsrate von > 60 % (Hirsch et al. 1999). Nach regelmäßiger sechstägiger Applikation von Erythromycin A, ist eine Konzentration von 200-300 mg \times kg⁻¹ in den Fäkalien nachweisbar (Høverstad et al. 1986).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 4,2 mg/L (US EPA et al. 2009). Mit einem log K_{ow} = 3,06 (Wishart et al. 2006) besitzt Erythromycin A ein mittleres Adsorptionspotential. Ein empirisch ermittelter Wert des Sorptionskoeffizienten (k_d) und der biologischen Abbaubarkeit (k_{bio}) liegt derzeit nicht vor. Der Metabolit Erythromycin-H₂O wurde mit einer Median-Konzentration von 2,5 µg/l im Kläranlagenablauf nachgewiesen (Hirsch et al. 2000).

Ein photoinduzierter Abbau von Erythromycin A mittels polychromatischer UV-C-Lichtquelle, welche 185 nm, 254 nm und diskret weiter bis 580 nm emittiert, hat unter der Anwendung eines kinetischen Modells erster Ordnung eine Halbwertszeit von 1,0-14,2 min in Abhängigkeit der Reaktionsbedingung ergeben. Die Photodegradationsprodukte enthalten Zuckergruppen aus Lacton-Makrozyklen (Voigt et al. 2017).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Erythromycin A im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 37-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 11-mal im zulässigen Bereich festgestellt werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei einer Kläranlage überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei neun Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 15 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei einer Überschreitung ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,01 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,04 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	2,3 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	1 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 15: UQN-Vorschlag Überschreitungen Erythromycin A.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil)			
<u>KA51 Neumünster</u>	0,04	0,086	70,63 %

Tabelle 16: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Erythromycin A.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>

Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,12 n.d.-2,4 n=16/16 ^a 0,035 n.d.- 0,46 n=40/40 ^a 0,13 0,005-0,45 n=22/22 ^b 0,155 0,030-0,83 n=30/30 ^b	n.d.	Med=0,018 P90=0,050 P10=0,005 Max=0,190 n=115/149 ¹	Med=0,003 P90=0,010 P10=0,001 Max=0,060	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,011 0,005-0,08 n=27/27 ^b 0,0095 0,00-0,3 n=44/44 ^b	n.d.	n.a.²	n.a.²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,036 0,005-0,200 n=17/17 ^b	n.d.	n.a.²	n.a.²	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0100µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (IfuLg 2007); ^b (LfU 2009)						

Diskussion der Ergebnisse

Insgesamt ist Erythromycin A ein wenig problematischer Stoff, da er nur bei 1 von 49 Kläranlagen zur Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages führt. I. d. R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag. KA51 Neumünster hat ein kleines EZG, was zu einem vergleichsweise hohen Abwasseranteil im Oberflächengewässer führt. Vermutlich wird aus diesem Grund der UQN-Vorschlag überschritten.

Ansonsten liegen die im KA-Ablauf festgestellten Konzentrationen z. T. deutlich unter der Referenzwerten. Hier kommt ggf. zum Tragen, dass das Makrolidantibiotika temporär/ saisonal verstärkt zum Einsatz kommt, wenn sich entsprechende Infektionskrankheiten ausbreiten²⁷. Da die Probenahmen im Zeitraum März bis Oktober 2022 erfolgten, wurde ein solches Ereignis möglicherweise nicht abgedeckt.²⁸

5.1.9 Gabapentin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Gabapentin mit der CAS-Nr.: 60142-96-3 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

²⁷ Vgl. hierzu PrioSH-1, Abschlussbericht, Abs. 8.1.2, S. 198ff.

²⁸ Vgl. hierzu Fußnote 14

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 Abwassers oder zum Rückhalt in Kläranlagen vorliegen. Die Wasserlöslichkeit beträgt $4,49 \cdot 10^3$ mg/L (US EPA et al. 2012b). Ein $\log K_{OW}$ -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.

Unter aeroben Konditionen wurden von Henning et al. (2018) in Batchversuchen mit Sedimentschicht > 98 % des Gabapentin in 11-40 Tagen transformiert oder eliminiert. Hierbei wurde der Wert k_{bio} ($1,1 \pm 0,1$ bis $3,9 \pm 0,2$) $\times 10^{-6}$ /s ermittelt. Dagegen wurde im Batchversuch ohne Sedimentschicht eine deutlich geringere Abbaurate beobachtet. In der reinen Wasserphase konnte eine Elimination zwischen 10-20 % erreicht werden. Das am meisten beobachtete Transformationsprodukt war in diesen Versuchen Gabapentin-Lactam.

Ra et al. (2020) untersuchten dagegen die Eliminierung durch Chlorierung mit anschließender OH⁻-Oxidation und Filtration mit Aktivkohle. Durch diesen Prozess konnte Gabapentin nahezu vollständig aus dem Wasser entfernt werden. Diese Reinigung findet häufig in der Trinkwasseraufbereitung Anwendung.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Gabapentin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) einmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 20-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei 28 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 29 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 17 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 20 der 28 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	28 von 49 Kläranlagen (dabei 6x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 17: UQN-Vorschlag Überschreitungen Gabapentin.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<i>KA01 Albersdorf</i>	0,1	0,927	58,27 %
<i>KA07 Boostedt</i>	0,1	0,747	106,07 %
<i>KA08 Bordesholm</i>	0,1	0,228	172,82 %

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA09 Bredstedt</u>	0,1	0,858	102,42 %
<u>KA13 Eutin</u>	0,1	0,284	151,83 %
<u>KA15 Gettorf</u>	0,1	0,276	224,42 %
<u>KA20 Hohenwestedt</u>	0,1	0,107	96,08 %
<u>KA25 Lütjenburg</u>	0,1	0,794	95,47 %
<u>KA26 Malente</u>	0,1	0,274	86,60 %
<u>KA29 Niebüll (+ PN 1)</u>	0,1	0,535 (0,251)	87,90 %
<u>KA30 Nortorf</u>	0,1	0,470	n.d. ¹
KA31 Owschlag (+ PN 1)	0,1	0,273 (0,312)	6,72 %
<u>KA36 Satrup (+ PN 1)</u>	0,1	0,529 (0,454)	n.d. ¹
<u>KA38 Schönberg</u>	0,1	0,609	269,82 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,1	0,729	94,48 %
<u>KA41 Süderbrarup (+ PN 1)</u>	0,1	0,190 (0,123)	36,17 %
<u>KA43 Trittau</u>	0,1	0,328	56,92 %
<u>KA44 Wankendorf</u>	0,1	0,127	177,47 %
<u>KA45 Ahrensburg</u>	0,1	0,293	169,97 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,1	0,700	172,06 %
<u>KA47 Bornhöved</u>	0,1	0,466	182,83 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,1	1,300 (0,313)	245,10 %
KA49 Krempe	0,1	0,267	n.d. ¹
<u>KA50 Meldorf</u>	0,1	0,161	n.d. ¹
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	0,853	78,07 %
<u>KA52 Rendsburg</u>	0,1	0,353	n.d. ¹
<u>KA53 Sereetz</u>	0,1	0,241	434,18 %
KA54 Tarp (+ PN 1)	0,1	0,164 (0,123)	6,74 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 18: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Gabapentin.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	1,19 ^a 3,30-7,53 ^a 5,70 ^a 3,20 ^a 42,3 ^b 23 ^b 15,3 ^b 15,188 ^c 2,185 ^d	1,163 ^a	Med=0,935 P90=4,261 P10=0,409 Max=8,500 n=148/149 ¹	Med=0,137 P90=0,534 P10=0,043 Max=4,174	I-NK: 2,910 (1,060-9,572) <i>n</i> = 58/58 I-VF: 2,620 (0,720-5,860) <i>n</i> = 59/59 R: 3,790 (0,010-13,10) <i>n</i> = 52/52	0,908 (0,729-1,384)
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	1,9 ^e 0,304 ^f 1,3 ^g 0,985 ^g 0,93 ^g 0,85 ^g 0,78 ^g 0,595 ^h 0,587 ^g 0,293 ^g 0,235 ^g	n.d.	Med=0,005 P90=0,082 P10=0,005 Max=1,157 n=66/145 ²	Med=0,020 P90=1,068 P10=0,0002 Max=19,975	n.d.	n.d.

Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung	n.d.	n.d.	Med=0,115 P90=0,753 P10=0,021 Max=2,623 n=133/148 ³	Med=0,198 P90=1,531 P10=0,064 Max=18,511	n.d.	n.d.
c [µg/L] B _d [mg/(EW*d)]						
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 73, Tab. 22 mit weiteren Nachweisen; ^b (Engelmann et al. 2011); ^c (Valls-Cantenys et al. 2016); ^d (Gurke et al. 2015); ^e (Fonseca et al. 2020); ^f (Ra et al. 2020); ^g (Engelmann et al. 2011); ^h (Valls-Cantenys et al. 2016)						

Bewertung der Ergebnisse

Gabapentin ist ein problematischer Stoff, da er bei 28 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. I. d. R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag. Ausnahmen bilden KA mit einer hohen Vorbelastung im Gewässer (z. B. KA31 Owschlag, KA49 Kremepe und KA54 Tarp, s. **Anhang 5**).

Die festgestellten Konzentrationen im KA-Ablauf und im Gewässer sind im Vergleich zu Referenzwerten sehr gering. Dieses gilt auch für die Referenzwerte aus dem PrioSH-Projekt. Die Gründe hierfür sind unklar, da ansonsten davon auszugehen ist, dass der Arzneistoff als Antiepileptikum eine Dauergabe erfordert und folglich eine konstante Konzentration zu erwarten wäre.

5.1.10 Guanylharnstoff

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Guanylharnstoff (GU) mit der CAS-Nr.: 141-83-3 kommt nicht natürlich vor. Es ist der Hauptmetabolit des Antidiabetikums Metformin (vgl. Abs. 5.1.14), welches weltweit das Arzneimittel mit der höchsten Verbrauchsrate ist. GU ist ein Wasserschadstoff (Tassoulas et al. 2021). Die Konzentrationen in Oberflächengewässern hängen stark von der jeweiligen Abwasserbelastung der Flüsse und Bäche ab und liegen typischerweise im Bereich von etwa 1 µg/L für Metformin und mehreren µg/L für Guanylharnstoff, können aber erhöhte Durchschnittskonzentrationen von mehr als 3 bzw. 20 µg/L erreichen (Marco Scheurer et al. 2012).

Eliminationsmechanismen

Der n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten wird in der Literatur mit $\log K_{OW} = -1,22$ und $2,22$ angegeben (Straub et al. 2019). Für Guanylharnstoff scheint es derzeit noch keinen Empirischen Wert bezüglich der Sorptionseigenschaft (k_d) und des biologischen Abbaus (k_{bio}) zu geben. GU entsteht während der Abwasserbehandlung und ist ein Transformationsprodukt des Antidiabetikums Metformin. So ist z.B. die Konzentration von GU im Zulauf zu der Biologie (0,053 µg/L) geringer als im Ablauf der Biologie (4,3 µg/L) (Boekels et al. 2017, S. 6). In der Kläranlage wird GU schlecht biologisch abgebaut. Die Studie von Tassoulas et al. (2021) beschreibt, dass ein Bakterienstamm identifiziert wurde, welcher GU als einzige Stickstoffquelle nutzt und vollständig abbaut. Das Gen, welches für das Enzym kodiert, das den Guanylharnstoff-Stoffwechsel *Pseudomonas mendocina* anregt, wurde exprimiert und das Enzym gereinigt und charakterisiert. Dabei stellt sich heraus, dass Guanylharnstoff-Hydrolase, ein neu beschriebenes Enzym, nachweislich Guanylharnstoff in je ein Äquivalent Ammoniak und Guanidin umwandelt. Der Stoffwechselweg geht von Guanylharnstoff zu Guanidin zu Carboxyguanidin zu Allophanat zu Ammoniak und Kohlendioxid (Tassoulas et al. 2021).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Guanylharnstoff im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) achtmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 41-mal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. **Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag**, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 26 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,200 µg/L		
BG LURR:	0,025 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	keine UQN vorhanden		

Tabelle 19: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Guanylharnstoff.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d. <29,0-99,0 n=n.d. ^a 3,8-4,9 n.d. n=n.d. ^b	n.d.	Med=12,410 P90=33,000 P10=0,985 Max=99,208 n=142/148 ¹	Med=1,682 P90=5,287 P10=0,146 Max=26,601	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	1,9-5,3 n.d. n=6/6 ^a <0,030-0,050 n.d. n=n.d. ^b	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	3,3 n.d. n=n.d. ^b	n.d.	Med=0,440 P90=9,690 P10=0,010 Max=24,788 n=93/148 ³	Med=1,699 P90=5,578 P10=0,210 Max=26,303	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0250µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a (Marco Scheurer et al. 2012); ^b (Boekels et al. 2017)						

Bewertung der Ergebnisse

Da es für Guanylharnstoff weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte bei 41 von 49 Kläranlagen festgestellt werden. Es wurden regelmäßig hohe Konzentrationen gemessen (max = 24,788 µg/L; P90 = 9,690 µg/L). Diese liegen aber im Vergleich zu den Referenzwerte auf einem moderaten Niveau. Des Weiteren konnten bei 28 von 49 Kläranlagen nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt werden. Daher ist der Stoff als relevant und möglicherweise problematisch für die Gewässer anzusehen.

5.1.11 Ibuprofen

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Ibuprofen mit der CAS-Nr.: 15687-27-1 ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der nichtsteroidalen Antirheumatika, das 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].

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 21 mg/L (HSDB et al. 1992). Log K_{ow} -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_d -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, Trockensubstanzgehalt, Schlammbelastung) der Belebungsanlage abzuhängen scheint. Ibuprofen gilt hingegen als sehr gut biologisch abbaubar (k_{bio} bis zu 35 L/(g TS × d), vgl. Ternes et al. 2004b; Hanisch et al. 2002; Kruglova et al. 2014). He et al. (2021) erreichen eine Elimination bzw. Transformation von 99,51 % des Ibuprofens durch Ozonierung in Verbindung mit dem Katalysator α -MnO₂ bei einem pH-Wert von 7. Jakimska et al. (2014) untersuchten den Abbau von Ibuprofen durch Photolyse und bestimmten die vollständige Elimination im Batchversuch nach 13 Tagen durchgängiger Bescheinigung durch eine Xenonlampe. Der Abbauprozess durch Photolyse sei demnach auch in Oberflächengewässern gegenüber den biologischen Abbauprozessen zu vernachlässigen. Huang et al. (2021) untersuchten die Transformation durch Ozonierung in Verbindung mit einem Katalysator. Diese bewirkte eine effektive Transformation von 75 % der Ibuprofenkonzentration.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Ibuprofen im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 36-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und einmal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei zwölf Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei fünf Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 20 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 4 der 12 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,011 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	1.710 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	12 von 49 Kläranlagen (dabei 8x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 20: UQN-Vorschlag Überschreitungen Ibuprofen.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [$\mu\text{g/L}$] / JD-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] / JD-Frachtanteil) ²			
KA01 Albersdorf (+ PN 1)	0,011	0,017 (0,017)	14,66 %
<u>KA09 Bredstedt (+ PN 1)</u>	0,011	0,030 (0,015)	82,28 %
KA15 Gettorf	0,011	0,034	-
<u>KA25 Lütjenburg</u>	0,011	0,062	104,24 %
KA31 Owschlag (+ PN 1)	0,011	0,018 (0,022)	-
KA36 Satrup (+ PN 1)	0,011	0,385 (0,999)	n.d. ¹
<u>KA46 Bargteheide (+ PN 1)</u>	0,011	0,029 (0,016)	81,17 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,011	0,079 (0,030)	133,36 %
KA49 Krempe	0,011	0,059	n.d. ¹
<u>KA50 Meldorf (+ PN 1)</u>	0,011	0,042 (0,057)	n.d. ¹
<u>KA51 Neumünster</u>	0,011	0,018	31,78 %
KA54 Tarp (+ PN 1)	0,011	0,015 (0,014)	6,35 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 21: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Ibuprofen.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration _c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration _c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration _c	Ew.-spez. Fracht B_d
Ablauf c [$\mu\text{g/L}$] B_d [mg/(EW*d)]	0,15 ^a 0,39 ^a 0,26 ^a 0,14 ^a 0,13 ^a 0,09 ^a 0,04-0,22 ^a < 1,60 ^a 0,01 ^a P90=1,6^b P90=0,51^b P90=0,51^b P90=0,433^c	0,033 ^a 0,028 ^a 0,008 ^a	Med=0,005 P90=0,122 P10=0,005 Max=0,552 n=51/149 ¹	Med=0,001 P90=0,016 P10=0,0003 Max=0,152	I-NK: 0,120 (0,025-0,584) n = 9/58 I-VF: 0,207 (0,0,028-0,398) n = 8/59 R: 0,070 (0,050-1,110) n = 7/52	0,029 (0,029-0,029)
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung c [$\mu\text{g/L}$] B_d [mg/(EW*d)]	0,359 ^d 0,01 ^e 0,03 ^e 0,047 ^f P90=0,038^f	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung c [$\mu\text{g/L}$] B_d [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100 $\mu\text{g/L}$ BG THL: < 0,0200 $\mu\text{g/L}$; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 74, Tab. 23 mit weiteren Nachweisen; ^b (Iful 2007); ^c (BLAC 2003); ^d (Paíga et al. 2013); ^e (Tixier et al. 2003); ^f (Skark 2010)						

Diskussion der Ergebnisse

Es ist hier zu beachten, dass die BG (= 0,02 µg/L) bei den durch die TH Lübeck entnommenen Proben höher als der JD-UQN-Vorschlag (= 0,011 µg/L) liegt. Dies hat zur Folge, dass eventuell bei mehreren Kläranlagen/ Gewässern leichte Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags vorhanden sind, diese aber nicht erfasst werden konnten. Außerdem überschreiten gemessene Werte automatisch den Grenzwert, so dass es hier keine positiven Werte unterhalb des UQN-Vorschlages gibt. Dies betrifft die durch die THL beprobten Anlagen (KA01 bis KA44).

Insgesamt ist Ibuprofen ein problematischer Stoff, da er bei 12 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des UQN-Vorschlages führt. I.d.R. sind die Kläranlagen ursächlich für den Stoffeintrag.

5.1.12 Iomeprol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Iomeprol mit der CAS-Nr.: 78649-41-9 ist ein nichtionisches monomeres jodhaltiges Röntgenkontrastmittel. Es zählt zu der Gruppe der organischen Iodverbindungen. Nach intravenöser oder oraler Applizierung wird es nach wenigen Stunden unmetabolisiert ausgeschieden. Aufgrund der schlechten biologischen Abbaubarkeit passiert Iomeprol den Abwasserbehandlungsprozess praktisch unverändert und gelangt so in die Umwelt.

Eliminationsmechanismen

Aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit und einem geringem Octanol-Wasserverteilungskoeffizienten von $\log K_{ow} = -2,79$ (EPA und BIOBYTE Starlist 2009) ist zu erwarten, dass Iomeprol ein geringes Adsorptionspotential hat. Empirisch ermittelte Werte des Sorptionskoeffizienten (k_d) und der biologischen Abbaubarkeit (k_{bio}) liegen derzeit nicht vor. Die Eliminationsrate durch granulierten Aktivkohle für Iomeprol ist nach wenigen durchgesetztem Bettvolumina < 1.000 bei nahezu 100 %. Allerdings fällt die Adsorptionsleistung auf ca. 70 % bei Bettvolumina von ca. 4.100 und auf 50 % bei ca. 10.000 Bettvolumina (Nahrstedt et al. 2017).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Iomeprol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 16-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 15-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei 18 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 19 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 22 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 13 der 18 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,030 µg/L		
BG LURR:	0,025 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	18 von 49 Kläranlagen (dabei 6x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 22: UQN-Vorschlag Überschreitungen Iomeprol.

ID-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [$\mu\text{g/L}$] / JD-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA04 Bad Oldesloe (+ PN 1)</u>	0,1	0,670 (0,205)	59,55 %
<u>KA05 Bad Segeberg</u>	0,1	0,739	36,76 %
<u>KA08 Bordesholm</u>	0,1	0,249	189,09 %
<u>KA14 Flintbek</u>	0,1	0,112	80,72 %
KA15 Gettorf	0,1	0,177	74,28 %
<u>KA25 Lütjenburg</u>	0,1	0,417	74,28 %
<u>KA26 Malente</u>	0,1	0,177	65,12 %
KA28 Neversdorf (+ PN 1)	0,1	0,244 (0,235)	5,04 %
<u>KA29 Niebüll (+ PN 1)</u>	0,1	0,442 (0,334)	195,05 %
KA35 Reinfeld (+ PN 1)	0,1	0,543 (0,380)	12,15 %
<u>KA38 Schönberg (+ PN 1)</u>	0,1	0,797 (7,695)	77,81 %
<u>KA43 Trittau</u>	0,1	0,343	54,30 %
<u>KA45 Ahrensburg</u>	0,1	1,733	189,97 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,1	5,333	154,27 %
<u>KA47 Bornhöved</u>	0,1	0,102	126,08 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,1	3,013 (0,235)	158,44 %
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	1,307	38,94 %
<u>KA52 Rendsburg</u>	0,1	0,323	n.d. ¹

¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich

² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).

Tabelle 23: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Iomeprol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,15 ^a 0,39 ^a 0,26 ^a 0,14 ^a 0,13 ^a 0,09 ^a 0,04-0,22 ^a < 1,60 ^a 0,01 ^a P90=1,6^b P90=0,51^b P90=0,51^b P90=0,433^c	0,033 ^a 0,028 ^a 0,008 ^a	Med=0,090 P90=5,516 P10=0,015 Max=26,293 n=51/149 ⁱ	Med=0,015 P90=0,905 P10=0,001 Max=23,064	n.d. n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,359 ^d 0,01 ^e 0,03 ^e 0,047 ^f P90=0,038^f	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.

BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)

^b(Ifugl 2007); ^c(BLAC 2003); ^d(Paíga et al. 2013); ^e(Tixier et al. 2003); ^f(Skark 2010)

Bewertung der Ergebnisse

Iomeprol ist ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 18 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. I. d. R. sind die Kläranlagen ursächlich für den Stoffeintrag. Ausnahmen können KA sein, wo im oberhalb liegenden EZG schon größere KA einleiten (hohe Vorbelastung, s. **Anhang 5**).

Auffällig sind die im Vergleich zu den Referenzwerten sehr hohen Konzentrationen und spezifischen Frachten im KA-Ablauf. Die Ursache hierfür ist unklar. Hohe Konzentrationen könnten mit einem hohen Anteil eines Trennsystems in Verbindung stehen. Dieses erklärt aber nicht zugleich die hohen einwohnerspezifischen Frachten, die letztlich aufgrund der Persistenz des Stoffes nur auf höhere Gaben/ Verbräuche zurückzuführen wäre.

5.1.13 Iopamidol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Iopamidol mit der CAS-Nr.: 60166-93-0 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 Ausscheidung von etwa 71,4 mg/d pro Patienten. Eine Bildung von Metaboliten im menschlichen Organismus ist nicht bekannt.

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt $1,2 \times 10^5$ mg/L. Der log K_{ow} -Wert von -2,42 (Yalkowsky et al. 2016, S. 1141) legt die Vermutung nahe, dass es sich um eine hochpolare, sehr mobile und lipophobe Substanz handelt, die nahezu keine Tendenz zur Sorption aufweist (BIOBYTE und HSDB 1995). Empirische Werte zur Sorption (k_d) oder zum biologischen Abbau (k_{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. Rivas et al. (2019) untersuchten die Ozonierung in Verbindung mit Sonneneinstrahlung und stellten eine Eliminationsleistung von 80 % in zwei Stunden im Batchversuch fest. Arslan-Alaton et al. (2017) fanden eine Transformations- bzw. Eliminationsleistung von 95 % der Iopamidolkonzentration durch Installation einer Zero Valent Aluminium Elektrode (0,5 mM).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Iopamidol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 40-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und siebenmal im zulässigen Bereich festgestellt werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei zwei Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei zwei Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 24 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Des Weiteren

wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei einer der zwei Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen.

BG THL:	0,030 µg/L		
BG LURR:	0,025 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	2 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 24: UQN-Vorschlag Überschreitungen Iopamidol.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ¹			
<i>KA46 Bargteheide</i>	0,1	0,211	122,43 %
<i>KA51 Neumünster</i>	0,1	0,408	39,56 %
¹ JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 25: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Iopamidol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	2,00 ^a 1,20 ^a 0,49 ^a 0,69 ^a P90=8,3^b P90=8,0^c P90=4,82^d	0,597 ^a	n.a.¹	n.a.¹	I-NK: 1,321 (0,020-8,260) <i>n</i> = 58/58 I-VF: 0,956 (0,010-9,280) <i>n</i> = 59/59 R: 0,710 (0,047-4,670) <i>n</i> = 30/52	0,198 (0,128-0,269)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,21 ^e 0,2 ^f 1,4 ^g 0,34 ^h 0,139 ⁱ 0,098 ⁱ	n.d.	n.a.¹	n.a.¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a.¹	n.a.¹	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0250µg/L BG THL: < 0,0300µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 76, Tab. 24 mit weiteren Nachweisen; ^b (Iful 2007); ^c (Hirsch et al. 2000); ^d (BLAC 2003); ^e (Seitz et al. 2006); ^f (Scheurer et al. 2009a); ^g (Skark 2010); ^h (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt and Landesbetrieb für Hochwasser- schutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt 2006); ⁱ (Engelmann et al. 2011)						

Diskussion der Ergebnisse

Insgesamt ist Iopamidol ein wenig problematischer Stoff, da er nur bei zwei von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. In beiden Fällen ist das oberirdische Einzugsgebiet des Vorflutgewässers an der Einleitstelle relativ klein, was einen vergleichsweise hohen Abwasseranteil zur Folge hat (108 % in Bargteheide, 266,4 % in Neumünster – vgl. Anhang 4, JAW/MQ – beide Einleitgewässer weisen den rechnerisch größten Abwasseranteil auf). I. d. R. sind daher die Kläranlagen ursächlich für den Stoffeintrag.

5.1.14 Metformin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Metformin mit der CAS-Nr.: 657-24-9 ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der Biguanide, der bei nicht-insulinabhängiger Zuckerkrankheit (Diabetes mellitus Typ 2) und insbesondere bei Übergewicht und Fettsucht im Menschen eingesetzt wird. Zudem ist auch ein Einsatz im Hund ebenfalls zur Behandlung des Diabetes Typ 2 möglich (Miceli et al. 2018). Weitere Einsatzmöglichkeiten in der Veterinärmedizin sind nicht bekannt. 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 Guanylharnstoff (vgl. Abs. 5.1.10) auf, das z. T. bereits im Trinkwasser nachgewiesen werden konnte (Marco Scheurer et al. 2012).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt $1,2 \cdot 10^5$ mg/L (US EPA et al. 2016). Auf Grund des $\log K_{ow}$ -Wertes von -2,64 (US EPA et al. 2012a) 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 (Marco 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. Trautwein et al. (2014) behaupten, dass es außerhalb von anthropogenen Strukturen keine natürlichen Abbauprozesse für Metformin gäbe.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Metformin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) einmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 48-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten (PN 3). Jedoch gibt es eine Überschreitung oberhalb der Kläranlageneinleitung (siehe Tabelle 26). Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 20 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	5 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	640 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1) 1x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb		

Tabelle 26: UQN-Vorschlag Überschreitungen Metformin.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil)			
KA36 Satrup (nur PN 1)	5	(7,427)	n.d. ¹
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			

Tabelle 27: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Metformin.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	3,8 ^a 1,82 ^a 1,22 ^a 2,2-21,0 ^a 1,3-26 ^a 21 ^b 11 ^b 10 ^c 2,7 ^b 2,2 ^c 2,1 ^b 1,3 ^b 1,2 ^b	2,486 ^a	Med=0,691 P90=1,893 P10=0,195 Max=4,900 n=149/149	Med=0,103 P90=0,367 P10=0,024 Max=1,552	I-NK: 0,849 (0,092-20,7) <i>n</i> = 58/58 I-VF: 0,912 (0,118-5,310) <i>n</i> = 59/59 R: 0,820 (0,370-9,630) <i>n</i> = 52/52	0,290 (0165-0,623)
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,472 ^d 0,349 ^e 0,089 ^e 0,234 ^e 0,470 ^e 0,067 ^e 0,103 ^e 0,034 ^e 0,13-0,78 ^f 0,643 ^d 0,471 ^d 0,216 ^d	n.d.	Med=0,060 P90=0,292 P10=0,010 Max=21,790 n=111/145 ¹	Med=0,088 P90=2,739 P10=0,001 Max=67,665	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,143 P90=0,777 P10=0,027 Max=9,966 n=141/148 ²	Med=0,238 P90=2,895 P10=0,047 Max=65,454	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 78, Tab. 25 mit weiteren Nachweisen; ^b (Scheurer et al. 2009a); ^c (Marco Scheurer et al. 2012); ^d (Trautwein et al. 2014); ^e (Tisler und Zwiener 2018); ^f (Scheurer et al. 2009a)						

Diskussion der Ergebnisse

Metformin scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Allerdings konnte der Stoff regelmäßig gemessen werden und bei 20 von 49 Kläranlagen wurde ein nennenswerter Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt.

Die im Rahmen dieser Untersuchung festgestellten Konzentrationen liegen aber gänzlich unterhalb der Referenzwerte. Die Ergebnisse aus dem PrioSH-Projekt werden hingegen bestätigt.

Dieses spricht für einen relativ geringen Verbrauch dieses Arzneistoffes in Schleswig-Holstein oder spiegelt die vergleichsweise geringe Bevölkerungsdichte in den EZG der meisten untersuchten Kläranlagen wieder.

5.1.15 Metoprolol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Metoprolol mit der CAS-Nr.: 51384-51-1 ist ein Arzneistoff aus der Gruppe der selektiven β_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 α -Hydroxy-Metoprolol und O-Demethyl-Metoprolol im Urin nachgewiesen (Pfeifer und Borchert 1981). O-Demethyl-Metoprolol und α -Hydroxy-Metoprolol haben ebenfalls β_1 -blockierende Eigenschaften. Der Metabolit O-Demethyl-Metoprolol ist jedoch klinisch unbedeutend, da er schnell zu der korrespondierenden Carboxylsäure weiter metabolisiert.

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt $> 1.000 \text{ mg/L}$ (Merck & Co 2013, S. 1096). 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 $k_d = 64,5 \text{ l/kg TS}$ (geringe Sorptionsneigung) und eine Biodegradationskonstante von $k_{bio} = 0,35 \text{ bis } 0,40 \text{ L/(g TS} \times \text{d)}$ 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. 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). He et al. (2021) erreichen durch Ozonierung in Verbindung mit dem Katalysator $\alpha\text{-MnO}_2$ bei einem PH-Wert von 7 eine Eliminationsleistung von 99,62 %. Nam et al. (2015) erreichen eine Eliminationsleistung von 78,9 % durch eine Kombination aus Chlorinierung und UV-Behandlung.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Metoprolol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) viermal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< \text{BG}$) und 45-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* $> 50 \%$) konnten bei 30 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 $\mu\text{g/L}$		
BG LURR:	0,01 $\mu\text{g/L}$		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	8,6 $\mu\text{g/L}$	ZHK-UQN-Vorschlag:	75 $\mu\text{g/L}$
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 28: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Metoprolol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,41 ^a 0,65 ^a 0,78 ^a 0,64 ^a 2,96-3,90 ^a 3,10 ^a 0,48 ^a 0,20 ^a 1,50 ^a P90=2,01^b P90=1,0^c P90=0,41^d P90=0,2^d	0,302 ^a 0,519 ^a	Med=1,084 P90=3,158 P10=0,365 Max=5,953 n=149/149	Med=0,156 P90=0,610 P10=0,037 Max=3,150	I-NK: 2,603 (0,470-5,300) <i>n</i> = 58/58 I-VF: 0,944 (5,100-0,500) <i>n</i> = 59/59 R: 1,730 (0,490-5,940) <i>n</i> = 52/52	0,359 (0,259-0,681)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,057 ^e 0,2756 ^f 0,2692 ^f 1,92 ^g 0,28 ^h 0,2 ⁱ 0,064 ^j 0,023 ^k	n.d.	n.a.²	n.a.²	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,086^k	n.d.	Med=0,089 P90=0,772 P10=0,010 Max=1,800 n=124/148 ¹	Med=0,194 P90=0,740 P10=0,060 Max=8,477	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a s. PrioSH-1, S. 79, Tab. 26 mit weiteren Nachweisen; ^b (BLAC 2003); ^c (Wick et al. 2009); ^d (Ifulg 2007); ^e (Fonseca et al. 2020); ^f (Ma et al. 2020); ^g (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) 2009); ^h (Skark 2010); ⁱ (LfU 2009); ^j (Engelmann et al. 2011); ^k (Kondor et al. 2022)						

Diskussion der Ergebnisse

Metoprolol scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Allerdings konnte der Stoff regelmäßig nachgewiesen werden und bei 30 von 49 Kläranlagen wurde ein nennenswerter Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt.

5.1.16 Oxypurinol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Oxypurinol mit CAS.-Nr.: 2465-59-0 ist eine chemische Verbindung aus der Gruppe der Pyrazole. Im Stoffwechsel wirkt diese Substanz durch Hemmung der Harnsäurebildung. Ein zu hoher Harnsäurespiegel kann die Entstehung von Nieren- sowie Harnstein und Gicht fördern. Oxypurinol ist ein Transformationsprodukt des Arzneistoffes Allopurinol und wird vom menschlichen Körper zu 80 % in Oxypurinol und zu 10 % in Ribosid Konjugaten verstoffwechselt.

Aufgrund des im städtischen Wasserkreislauf nahezu ubiquitären Vorkommens in hohen Konzentrationen gepaart mit einer hohen biologischen Stabilität, scheint Oxypurinol gute Eigenschaften zu besitzen, um als Marker für häusliche Abwässer in der Umwelt genutzt werden zu können. Dies wurde bestätigt durch Korrelationsanalysen zu anderen Abwassermarkern mit starken Korrelationen der Konzentrationen von Oxypurinol und Carbamazepin ($r^2 = 0,89$) sowie von Oxypurinol und Primidon ($r^2 = 0,82$) (Funke et al. 2015).

Eliminationsmechanismen

Für Oxypurinol gibt es derzeit noch keinen empirischen Wert bezüglich der Sorptionseigenschaften (k_d) und des biologischen Abbaus (k_{Bio}). Funke et al. (2015) beschreiben in einem Laborexperiment mit Belebtschlamm eine vollständige Spaltung des Allopurinol-9-Ribosid in einem Zeitraum von sechs Stunden. Des Weiteren ist in den ersten drei Stunden eine Konzentration von Allopurinol und Oxypurinol nachweisbar. Nach drei Stunden sinkt die Konzentration von Allopurinol, stattdessen steigt die Konzentration von Oxypurinol an. Nach zehn Stunden konnte eine vollständige Umwandlung von Allopurinol in Oxypurinol festgestellt werden. Aufgrund eines $\log K_{OW} = -0,68$ (US EPA et al. 2012a) ist ein weiterer Abbau oder eine weitere Sorption unwahrscheinlich. Für die untersuchten Kläranlagen mit einem Abwasseranteil $> 90\%$ beträgt die Konzentration im Oberflächengewässer 13,8-22,6 $\mu\text{g/L}$. In Wasserwerken, welche mit granulierter Aktivkohle oder Ozonung arbeiten, ist Oxypurinol nicht oberhalb der Nachweisgrenze von 0,025 $\mu\text{g/L}$ nachweisbar. Aufgrund des Vorkommens von Oxypurinol im behandelten Ab-, Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser, scheint dieser Stoff eine hohe Stabilität gegenüber mikrobiologischen und photochemischen Umwandlungsprozessen zu besitzen (Funke et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Oxypurinol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) keinmal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 49-mal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. **Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag**, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* $> 50\%$) konnten bei 34 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 $\mu\text{g/L}$		
BG LURR:	0,01 $\mu\text{g/L}$		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	keine UQN vorhanden		

Tabelle 29: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Oxypurinol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d
Ablauf c [$\mu\text{g/L}$] B_d [$\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]	n.d. 3,4-21,7 n=n.d. ^a	n.d.	Med=20,329 P90=65,600 P10=10,751 Max=227,183 n=147/149 ¹	Med=2,653 P90=12,323 P10=0,919 Max=37,809	n.d.	n.d.

Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,005 P90=0,687 P10=0,005 Max=32,000 n=63/145 ²	Med=0,015 P90=7,049 P10=0,0003 Max=93,567	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	n.d. 0,09-22,6 n=n.d. ^a	n.d.	Med=1,192 P90=17,190 P10=0,074 Max=72,000 n=139/148 ³	Med=2,445 P90=13,099 P10=0,553 Max=149,433	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a (Funke et al. 2015)						

Bewertung der Ergebnisse

Da es für Oxypurinol weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte bei allen Kläranlagen festgestellt werden. Es wurden regelmäßig hohe Konzentrationen gemessen (max = 72,0 µg/L; P90 = 17,19 µg/L). Des Weiteren konnten bei 34 von 49 Kläranlagen nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt werden. Daher ist der Stoff als potentiell kläranlagenrelevant anzusehen. Insbesondere im Vergleich zu den wenigen Referenzwerten scheint die Konzentration im KA-Ablauf relativ hoch.

5.1.17 Primidon

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Primidon mit der Cas-Nr.: 125-33-7 gehört zu der Gruppe der Antikonvulsiva und gilt als Prodrug, da es erst im Organismus durch Verstoffwechselung in einen aktiven Metaboliten, zumeist antikonvulsiv wirkendes Phenobarbital, überführt wird. Primidon findet Einsatz in der dauerhaften Behandlung von verschiedenen Formen der Epilepsie. Das Arzneimittel wird oral appliziert und über den Urin ausgeschieden. Dabei beträgt die Ausscheidungsrate für Primidon 42,3 %, für Phenobarbital 4,9 % und für Phenylethylmalonsäurediamid 45,2 % (Schneider 2005).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 480 mg/L (Yalkowsky et al. 2016, S. 883). Mit einem $\log K_{OW}$ = 0,91 (Wishart et al. 2006) und einem k_d -Wert = 7 L/kg TS (Wick et al. 2009) ist zu erwarten, dass Primidon ein geringes Adsorptionspotential hat. Ein empirisch ermittelter Wert der biologischen Abbaubarkeit (k_{bio}) liegt derzeit nicht vor.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Primidon im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 20-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 20-mal im zulässigen Bereich festgestellt werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei neun Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 19 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 30 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei allen neun Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
UQN überschritten:	9 von 49 Kläranlagen (dabei 1x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 30: UQN-Vorschlag Überschreitungen Primidon.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ¹			
<u>KA07 Boostedt</u>	0,1	0,113	102,64 %
<u>KA09 Bredstedt</u>	0,1	0,138	99,22 %
<u>KA13 Eutin</u>	0,1	0,133	128,07 %
<u>KA29 Niebüll (+ PN 1)</u>	0,1	0,443 (0,187)	122,62 %
<u>KA38 Schönberg</u>	0,1	0,116	135,13 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,1	0,105	89,85 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,1	0,103	127,03 %
<u>KA48 Heide</u>	0,1	0,213	389,80 %
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	0,183	93,96 %
¹ JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 31: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Primidon.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,14 P90=0,22 n.d.-0,25 n=9/9 ^a 0,21 0,072-0,50 n=17/17 ^b 3,6 P90=1,9 n.d.-9,4 n=81/81 ^c	n.d.	Med=0,200 P90=0,549 P10=0,031 Max=1,080 n=135/149 ¹	Med=0,028 P90=0,097 P10=0,002 Max=0,270	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,008 0,00-0,029 n=15/15 ^b 0,0275 0,009-0,045 n=16/16 ^b	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.

Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,015 0,004-0,110 n=17/17 ^b	n.d.	Med=0,014 P90=0,148 P10=0,010 Max=0,807 n=75/148 ³	Med=0,047 P90=0,240 P10=0,010 Max=2,501	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Wick et al. 2009); ^b (LfU 2009); ^c (IfU 2007)						

Bewertung der Ergebnisse

Primidon ist ein potentiell problematischer Stoff, da er bei neun von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. I. d. R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag. Auffällig ist, dass alle KA, die zu Überschreitungen führen, ein kleines EZG (Ausnahme: KA13 Eutin) und damit einen vergleichsweise großen Abwasseranteil aufweisen (vgl. Anhang 4, JAW/MQ). Insgesamt liegen die festgestellten Konzentrationen im KA-Ablauf und im Gewässer in einem mit den Referenzwerten vergleichbaren Bereich und sind daher unauffällig.

5.1.18 Sotalol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Sotalol mit der Cas-Nr.: 3930-20-9 gehört zu der Gruppe der Betablocker. Der Arzneistoff wird bei verschiedenen Formen von Herzrhythmusstörungen eingesetzt.

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 782 mg/L (HMDB). Mit einem $\log K_{ow} = 0,24$ (Wishart et al. 2006) und einem k_d -Wert = 18 L/kg TS (Wick et al. 2009) ist zu erwarten, dass Sotalol ein geringes Adsorptionspotential hat.

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe, wurde an den untersuchten größeren Kläranlagen für Sotalol Abbauraten nach der biologischen Stufe von -6 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe, hier konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 96 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle Reinigungsstufe, hier wurden bei einer PAK-Konzentration von 10 g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 83 % festgestellt (Götz et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Sotalol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 22-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 22-mal im zulässigen Bereich festgestellt werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei fünf Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 21 Kläranlagen festgestellt werden.

In Tabelle 32 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei drei von fünf Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	5 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 32: UQN-Vorschlag Überschreitungen Sotalol.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA30 Nortorf</u>	0,1	0,142	n.d. ¹
<u>KA38 Schönberg</u>	0,1	0,150	137,77 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,1	0,250	124,64 %
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	0,108	90,48 %
<u>KA52 Rendsburg</u>	0,1	0,170	n.d. ¹
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 33: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Sotalol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,71 P90=1,0 n.d.-1,2 n=9/9 ^a 0,57 0,23-2,6 n=38/38 ^b 0,097 P90=1,3 n.d.-3,7 n=40/40 ^c 0,63 P=2,76 n.d.-6,5 n=75/75 ^d 1,109 n.d.-6,5 n=132/132 ^e	n.d.	Med=0,120 P90=0,413 P10=0,010 Max=0,925 n=128/149 ¹	Med=0,014 P90=0,077 P10=0,002 Max=0,537	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,011 0,00-0,036 n=25/25 ^f 0,022 0,00-0,07 n=36/36 ^f	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,082 0,02-0,5 n=22/22 ^f 0,061 n=51/51 ^g	n.d.	Med=0,051 P90=0,100 P10=0,005 Max=0,310 n=66/148 ³	Med=0,031 P90=0,225 P10=0,006 Max=1,250	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a (Wick et al. 2009); ^b (LfU 2009); ^c (Ifugl 2007); ^d (BLAC 2003); ^e (Sadezky 2008); ^f (LfU 2009); ^g (Kunkel und Radke 2012)						

Diskussion der Ergebnisse

Insgesamt ist Sotalol ein wenig problematischer Stoff, da er nur bei fünf von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. I. d. R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag. Auffällig ist, dass alle KA, die zu Überschreitungen führen, ein kleines EZG aufweisen (Ausnahme: KA52 Rendsburg), was einen relativ hohen Abwasseranteil (vgl. Anhang 4, JAW/MQ) zur Folge hat.

5.1.19 Sulfamethoxazol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Sulfamethoxazol mit der CAS-Nr.: 723-46-6 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 1.600 bis 2.400 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

Die Wasserlöslichkeit beträgt 610 mg/L. Mit einem niedrigen $\log K_{ow}$ -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_d -Wert von 256 L/kg TS (Göbel et al. 2005) lässt vermuten, dass Sorption kein relevanter Eliminationsmechanismus ist. Andere Untersuchungen belegen einen k_d -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. 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 $k_{bio} = 0,30 \text{ L/(g TS} \times \text{d)}$ 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). Yang et al. (2020) stellen fest, dass die Elimination durch Hydroxyl-Radikale mittels indirekter Photolyse möglich sei, geben allerdings keinen Wert zur Effektivität an.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Sulfamethoxazol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 16-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 33-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten.

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 22 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L
BG LURR:	0,01 µg/L
JD-UQN:	-
ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,6 µg/L
ZHK-UQN-Vorschlag:	2,7 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)

Tabelle 34: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Sulfamethoxazol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,33 ^a 0,29 ^a 0,28-0,33 ^a 0,13 ^a 0,15 ^a 0,19 ^a P90=1,2^b P90=0,846^c	0,091 ^a	Med=0,290 P90=0,796 P10=0,086 Max=1,700 n=147/149 ¹	Med=0,044 P90=0,141 P10=0,010 Max=1,189	I-NK: 0,266 (0,013-1,174) n = 52/58 I-VF: 0,209 (0,005-0,971) n = 59/59 R: 0,270 (0,100-1,450) n = 52/52	0,060 (0,047-0,086)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,2 ^d 4,297 ^e 1,488 ^e 0,544 ^e 0,326 ^e 1,13 ^f 0,2 ^g 0,14 ^h 0,035 ⁱ	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,023 P90=0,206 P10=0,010 Max=0,790 n=83/148 ³	Med=0,063 P90=0,531 P10=0,014 Max=2,501	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar; ³ BG unter- schritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 82, Tab. 28 mit weiteren Nachweisen; ^b (IfUg 2007); ^c (BLAC 2003); ^d (Fonseca et al. 2020); ^e (Danner et al. 2019); ^f (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) 2009); ^g (LfU 2009); ^h (Skark 2010); ⁱ (Engelmann et al. 2011)						

Diskussion der Ergebnisse

Sulfamethoxazol ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Insgesamt konnte der Stoff recht selten gemessen werden und wenn doch, dann in niedrigen Konzentrationen (max = 0,79 µg/L; P90 = 0,206 µg/L).

5.1.20 Tramadol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Tramadol mit der Cas-Nr.: 27203-92-5 gehört zu der Gruppe der Opiode. Tramadol wird als schmerzlindernder analgetischer Wirkstoff eingesetzt. Bei oraler Applikation beträgt die Aufnahme über den Dünndarm 95 %. Mit Hilfe der Enzyme CYP2D6 und CYP3A4 findet der Abbau in der Leber statt und wird über den Harn ausgeschieden. Es sind ca. 15 Metaboliten bekannt.

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 1.151 mg/L (US EPA und EPI 2012). Mit einem $\log K_{ow} = 3,01$ und einem k_d -Wert = 47 L/kg TS ist zu erwarten, dass Tramadol ein geringes Adsorptionspotential hat (Rúa-Gómez et al. 2012).

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe, wurde an den untersuchten größeren Kläranlagen für Tramadol Abbauraten von 8 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe, hier konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 86 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle Reinigungsstufe, in der bei einer PAK-Konzentration von 10 g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 69 % festgestellt wurden (Götz et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 untersuchten Kläranlagen konnte Tramadol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) viermal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 22-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei 23 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 31 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 35 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 17 der 23 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	23 von 49 Kläranlagen (dabei 3x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 35: UQN-Vorschlag Überschreitungen Tramadol.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA01 Albersdorf</u>	0,1	0,232	99,75 %
<u>KA05 Bad Segeberg</u>	0,1	9,565	40,95 %
<u>KA07 Boostedt</u>	0,1	1,236	97,31 %
<u>KA08 Bordesholm</u>	0,1	0,180	215,12 %
<u>KA09 Bredstedt</u>	0,1	0,358	94,48 %
<u>KA13 Eutin</u>	0,1	0,246	136,53 %
<u>KA15 Gettorf</u>	0,1	0,197	240,37 %
<u>KA25 Lütjenburg</u>	0,1	0,187	93,32 %
<u>KA26 Malente</u>	0,1	0,190	91,55 %
KA28 Neversdorf (+ PN 1)	0,1	2,948 (3,020)	0,08 %
<u>KA29 Niebüll (+ PN 1)</u>	0,1	0,353 (0,137)	114,54 %

<u>KA30 Nortorf</u>	0,1	0,265	n.d. ¹
<u>KA36 Satrup</u>	0,1	0,134	n.d. ¹
<u>KA38 Schönberg</u>	0,1	0,543	150,59 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,1	0,550	99,48 %
<u>KA41 Süderbrarup</u>	0,1	0,116	48,61 %
<u>KA43 Trittau</u>	0,1	0,266	73,57 %
<u>KA45 Ahrensburg</u>	0,1	0,235	193,90 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,1	0,547	132,50 %
<u>KA47 Bornhöved</u>	0,1	0,267	150,67 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,1	0,620 (0,273)	323,29 %
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	0,510	88,15 %
<u>KA52 Rendsburg</u>	0,1	0,400	n.d. ¹
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 36: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Tramadol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,23 P90=0,34 n.d.-0,37 n=9/9 ^a 0,449 0,037-0,074 n=19/19 ^b	n.d.	Med=0,844 P90=1,491 P10=0,441 Max=114,581 n=149/149	Med=0,121 P90=0,325 P10=0,039 Max=13,301	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,23 P90=0,34 n.d.-0,37 n=9/9 ^a 0,449 0,037-0,074 n=19/19 ^b 0,018 ± 0,0455 ^d	n.d.	Med=0,005 P90=0,037 P10=0,003 Max=7,698 n=149/149	Med=0,010 P90=0,756 P10=0,0002 Max=130,954	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,166 ± 0,213 ^d	n.d.	Med=0,075 P90=0,607 P10=0,010 Max=25,870 n=121/148 ¹	Med=0,140 P90=1,181 P10=0,047 Max=139,423	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a (Wick et al. 2009); ^b (Pinnekamp 2009); ^c (Rúa-Gómez et al. 2012); ^d (Kondor et al. 2022)						

Bewertung der Ergebnisse

Tramadol ist ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 23 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Auffällig hohe Konzentrationen wurden bei der KA05 Bad Segeberg und dann nachfolgend bei der unterhalb liegenden KA28 Neversdorf gemessen. I. d. R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag (mit Ausnahme von KA28 Neversdorf).

5.1.21 Valsartan

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Valsartan mit der Cas-Nr.: 137862-53-4 gehört zu der Gruppe der AT1-Antagonisten. Der Arzneistoff wird bei der Behandlung von Bluthochdruck sowie leichter bis mittelschwere Herzinsuffizienz oral appliziert. Der gesundheitliche Orientierungswert für Valsartan im Trinkwasser beträgt 0,3 µg/L (Kuckelkorn 2020).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 1,406 mg/L (US EPA et al. 2012d). Mit einem $\log K_{OW} = 4,00$ (HSDB 2021) scheint Valsartan ein mittleres Adsorptionspotential zu besitzen. Ein empirisch ermittelter Wert des Sorptionskoeffizienten (k_d) und der biologischen Abbaubarkeit (k_{bio}) liegt derzeit nicht vor.

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe, wurde an den untersuchten größeren Kläranlagen für Tramadol Abbauraten von 8 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe, hier konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 63 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle Reinigungsstufe, hier wurden bei einer PAK-Konzentration von 10g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 89 % festgestellt (Götz et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Valsartan im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 10-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 17-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei 22 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 19 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 37 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 15 der 22 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	22 von 49 Kläranlagen (dabei 2x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 37: UQN-Vorschlag Überschreitungen Valsartan.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA01 Albersdorf</u>	0,1	0,419	33,78 %
<u>KA07 Boostedt</u>	0,1	0,120	111,21 %
<u>KA09 Bredstedt</u>	0,1	0,794	100,79 %
<u>KA13 Eutin</u>	0,1	0,118	148,28 %
<u>KA25 Lütjenburg</u>	0,1	1,202	95,67 %
<u>KA26 Malente</u>	0,1	1,184	71,43 %
KA31 Owschlag (+PN 1)	0,1	0,285 (0,316)	1,74 %
<u>KA33 Preetz</u>	0,1	0,168	113,86 %

KA35 Reinfeld	0,1	0,111	11,69 %
KA36 Satrup (+PN 1)	0,1	0,326 (0,502)	n.d. ¹
<u>KA38 Schönberg</u>	0,1	0,483	230,27 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,1	0,265	81,40 %
<u>KA43 Trittau</u>	0,1	0,482	59,35 %
<u>KA44 Wankendorf</u>	0,1	0,389	141,94 %
<u>KA45 Ahrensburg</u>	0,1	0,940	185,26 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,1	0,797	130,69 %
<u>KA48 Heide</u>	0,1	0,833	161,85 %
KA49 Krempe	0,1	0,128	n.d. ¹
<u>KA50 Meldorf</u>	0,1	0,238	n.d. ¹
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	0,168	131,07 %
<u>KA52 Rendsburg</u>	0,1	0,151	n.d. ¹
<u>KA53 Sereetz</u>	0,1	0,424	612,09 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 38: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Valsartan.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d. n.d.-28,22 n=10/10 ^a n.d. n.d.-6,0 n=n.d. ^b	n.d.	Med=0,213 P90=5,504 P10=0,048 Max=21,965 n=145/149 ¹	Med=0,052 P90=0,724 P10=0,005 Max=3,686	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung	n.d.	n.d.	Med=0,005 P90=0,059 P10=0,003 Max=1,351 n=61/145 ²	Med=0,014 P90=0,730 P10=0,0002 Max=13,795	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung	n.d.	n.d.	Med=0,040 P90=0,706 P10=0,010 Max=2,300 n=107/148 ³	Med=0,119 P90=1,254 P10=0,012 Max=17,505	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a (Gurke et al. 2015); ^b (Bayer et al. 2014)						

Bewertung der Ergebnisse

Valsartan ist ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 22 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. I. d. R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag. Ausnahmen können KA sein, wo im oberhalb liegenden EZG schon größere KA einleiten.

5.1.22 Valsartansäure

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Valsartansäure mit der Cas-Nr.: 164265-78-5 gehört zu der Stoffgruppe der Sartane (Blutdrucksenker) und ist ein Metabolit des Arzneistoffes Valsartan. Nach Entdeckung des Metaboliten wurden die Daten des Referenzstandards rückwirkend ausgewertet. Das resultierende Ergebnis ist, dass Valsartansäure in den Gewässern von NRW ubiquitär vorkommt (Furtmann et al. 2021).

Eliminationsmechanismen

Für Valsartansäure wurde in Batch-Ansätzen verschiedene Eliminationsraten ermittelt. Bei 20 mg PAK/L (0,5 h) ist eine Elimination von 10-24 %, für 30 mg PAK/L (0,5 h) 20-40 %, für 10 mg PAK/L (48 h) 9-23 % und für 20 mg PAK/L (48 h) 23-45 % festzustellen (Jekel et al. 2018).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Valsartansäure im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) keinmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 49-mal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. **Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag**, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 30 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	keine UQN vorhanden		

Tabelle 39: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Valsartansäure.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d. n.d.-1,053 n=1/1 ^a 0,13 Ozon 0,1 Car. Pulver 0,2 Carbon Filter n=1/1 ^b 0,091 Ozon 0,07 Sand Filter 0,086 Car Pulver n=1/1 ^c n.d. n.d.-0,15 n=2/2 ^d	n.d.	Med=4,075 P90=10,895 P10=1,315 Max=16,182 n=149/149	Med=0,532 P90=2,073 P10=0,136 Max=13,442	n.d.	n.d.

Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	n.d.-2,119 n=65/65 ^e	n.d.	Med=0,020 P90=0,197 P10=0,010 Max=5,200 n=80/145 ¹	Med=0,027 P90=3,671 P10=0,0003 Max=24,101	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,314 P90=3,074 P10=0,072 Max=10,627 n=146/148 ²	Med=0,750 P90=5,149 P10=0,187 Max=22,506	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^d (Margot et al. 2013); ^e (Nödler 2013)						

Bewertung der Ergebnisse

Da es für Valsartansäure weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte bei allen Kläranlagen festgestellt werden. Es wurden teilweise auch höhere Konzentrationen gemessen (max = 10,627 µg/L; P90 = 3,074 µg/L). Des Weiteren konnten bei 30 von 49 Kläranlagen nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt werden. Daher ist der Stoff als potentiell kläranlagenrelevant anzusehen.

5.1.23 Venlafaxin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Venlafaxin mit der Cas-Nr.: 93413-69-5 ist chemisch ein Phenylethylamin-Derivat, welches als selektiver Serotonin-Noradrenalin Wiederaufnahmehemmer seine Wirkung im Zentralnervensystem entfaltet. Als Arzneistoff wird Venlafaxin in der Behandlung von Depressionen und Angsterkrankungen angewendet. Für Venlafaxin gibt es verschiedene Metabolitformen, zum einen der aktive Metabolit O-Desmethylvenlafaxin und zum anderen der weniger aktive Nebenmetaboliten N-Desmethylvenlafaxin (Mutschler et al. 2008).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 267 mg/L (HSDB 2021). Mit einem $\log K_{OW} = 3,20$ (HSDB 2021), einem k_d -Wert = 100 L/kg TS im Sekundärschlamm (Verlicchi et al. 2015) sowie einem k_d -Wert von 490 L/kg TS im Primärschlamm (Ivanová et al. 2017) ist zu erwarten, dass Venlafaxin ein geringes bis mittleres Adsorptionspotential hat.

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe, wurde an den untersuchten größeren Kläranlagen für Venlafaxin Abbauraten von 10 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe, hier konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 79 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle Reinigungsstufe, hier wurden bei einer PAK-Konzentration von 10 g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 84 % festgestellt (Götz et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Venlafaxin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 11-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 20-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei 18 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 28 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 40 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 15 der 18 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	18 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 40: UQN-Vorschlag Überschreitungen Venlafaxin.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA05 Bad Segeberg</u>	0,1	0,135	41,54 %
<u>KA07 Boostedt</u>	0,1	0,563	108,81 %
<u>KA08 Bordesholm</u>	0,1	0,108	200,04 %
<u>KA09 Bredstedt</u>	0,1	0,176	90,12 %
<u>KA13 Eutin</u>	0,1	0,300	134,12 %
<u>KA25 Lütjenburg</u>	0,1	0,132	92,41 %
<u>KA26 Malente</u>	0,1	0,164	104,84 %
<u>KA29 Niebüll</u>	0,1	0,247	111,40 %
<u>KA30 Nortorf</u>	0,1	0,245	n.d. ¹
<u>KA38 Schönberg</u>	0,1	0,371	159,12 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,1	0,274	98,61 %
<u>KA41 Süderbrarup</u>	0,1	0,105	61,54 %
<u>KA45 Ahrensburg</u>	0,1	0,149	148,35 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,1	0,367	127,40 %
<u>KA47 Bornhöved</u>	0,1	0,131	114,62 %
<u>KA48 Heide</u>	0,1	0,187	266,92 %
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	0,363	93,08 %
<u>KA52 Rendsburg</u>	0,1	0,247	n.d. ¹
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 41: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Venlafaxin.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,16 n.d. n=10/10 ^a 0,341 n.d. n=12/12 ^a 0,071 0,114 0,073 n=1/1 ^b n.d.-0,681 n=10/10 ^c 0,22 n=5/5 ^d	n.d.	Med=0,565 P90=1,075 P10=0,318 Max=1,837 n=149/149	Med=0,069 P90=0,221 P10=0,031 Max=1,159	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d. 0,00-0,180 n=21/21 ^d	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,045 P90=0,334 P10=0,010 Max=0,709 n=104/148 ¹	Med=0,089 P90=0,555 P10=0,028 Max=2,501	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Rúa-Gómez et al. 2012); ^b (Loos et al. 2013); ^c (Gurke et al. 2015); ^d (Schlüsener 2015)						

Bewertung der Ergebnisse

Venlafaxin ist ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 18 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Bei diesem Stoff scheinen ausschließlich die KA ursächlich für den Stoffeintrag zu sein.

5.1.24 Venlafaxinsäure

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Venlafaxinsäure (auch Venlafaxin-O-desmethyl genannt) hat bisher keine klare CAS-Nr. zugewiesen bekommen. Es handelt sich um einen Spurenstoff, über den es bisher anscheinend keine empirischen Beschreibungen oder Daten gibt.

Eliminationsmechanismen

n.d.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Venlafaxinsäure im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) keinmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 49-mal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. **Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag**, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 34 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L
BG LURR:	0,01 µg/L
JD-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	keine UQN vorhanden

Tabelle 42: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Venlafaxinsäure

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=1,209 P90=2,159 P10=0,611 Max=2,880 n=145/149 ¹	Med=0,157 P90=0,405 P10=0,058 Max=1,907	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,092 P90=0,754 P10=0,010 Max=1,569 n=127/148 ³	Med=0,197 P90=1,032 P10=0,068 Max=7,502	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						

Bewertung der Ergebnisse

Da es für Venlafaxinsäure weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte bei allen Kläranlagen festgestellt werden, jedoch konnten keine höheren Konzentrationen gemessen werden (max = 1,569 µg/L; P90 = 0,754 µg/L). Des Weiteren konnten bei 34 von 49 Kläranlagen nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt werden. Daher ist der Stoff als potentiell kläranlagenrelevant anzusehen.

5.2 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

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]perylen 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 . 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.

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 ursächlich 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 größere Bedeutung im Vergleich zu industriellen und gewerblichen Punktquellen sowie Kläranlageneinleitungen (ca. 6,5% (Götz et al. 2009)).

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.

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. Moleküle mit mehreren Ringen sind nur langsam abbaubar. Die Stoffwechselprodukte der höhermolekularen PAK sind teilweise selbst toxisch. Zu den wichtigsten abiotischen Abbauprozessen zählen Hydrolyse, Redoxreaktionen und Photolyse, die allerdings nur in den obersten Millimetern der Wasseroberfläche möglich ist. Tabelle 43 stellt die wichtigsten Eigenschaften der in dieser Studie berücksichtigten PAK zusammen.

Tabelle 43: Zusammenstellung der wichtigsten Eigenschaften der untersuchten PAK (ergänzt aus Mackay und Shiu 1992).

PAK	n ¹	Mol- masse M [g/mol]	Wasserlös- lichkeit [mg/L]	Partial- druck p_p [Pa]	log K_{ow} [-]
Pyren	4	202	0,130	$6,0 \cdot 10^{-4}$	5,18
Fluoranthren	4	202	0,260	$1,2 \cdot 10^{-3}$	5,22
Benzo[a]anthracen	4	228	0,011	$2,8 \cdot 10^{-5}$	5,91
Benzo[b]fluorathen	5	252	0,0015		5,80
Benzo[k]fluoranthren	5	252	0,0008	$5,2 \cdot 10^{-8}$	6,00
Benzo[a]pyren	5	252	0,0038	$7,0 \cdot 10^{-7}$	5,91
¹ n gibt die Anzahl der Benzol-Ringe an.					

5.2.1 Benzo[a]pyren

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Benzo[a]pyren (BaP) mit der CAS-Nr.: 50-32-8 ist auch unter den Namen Benzo(def)chrysen, Benzo-alpha-pyren, 3,4-Benzopyren oder 4,5-Benzochrysen bekannt. BaP gehört zu der Gruppe von PAK, die aus mehr als 200 Einzelstoffen bestehen. Es ist ein pentanuklear, d.h. es besteht aus fünf annelierten Benzolringen. Des Weiteren besitzt Benzo[a]pyren aufgrund eines delokalisierten π -Systems aromatische Charakteristika. Es kommt stets im Gemisch mit anderen PAK vor. BaP wird oft als Leitsubstanz der EPA-PAK herangezogen. Das bedeutet, dass BaP als Zeiger für die gesamte Konzentration der EPA-PAK-Gruppe und auch als Zeiger für die Wirksamkeit eines PAK-Gemisches verwendet wird.

Der geringe Dampfdruck lässt vermuten, dass BaP in der Atmosphäre hauptsächlich gebunden an Partikeln (Feinstaub) vorkommt. Unter simulierten Bedingungen wurde eine Lebensdauer von 15 min bis 2,5 Tagen festgestellt sowie eine geringe Mobilität in Böden, Partikeln und Sedimenten. Die Verflüchtigung aus der Wasserphase in die Luft ist aufgrund von geringer Löslichkeit sehr unwahrscheinlich. Fische und andere Wirbeltiere können BaP metabolisieren, da sie über entsprechende Enzyme verfügen. Vielen Wirbellosen hingegen fehlt ein geeignetes Enzym (Geldsetzer 2017).

BaP entsteht bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Stoffen. So kommt es z. B. in Auto- und Industrieabgasen, bei ca. 300 °C in der Tabakbrennzonen von Zigaretten, beim Rösten von Kaffeebohnen (0,3 bis 0,5 µg) sowie in Grillprodukten, die über Holzkohle oder Kiefernzapfen zubereitet werden, vor. Es lässt sich durch Extraktion aus Kohlenteer gewinnen und kommt in Steinkohlenteer vor. Synthetisch kann es durch katalytische Hydrierung mit Platin, Palladium und Nickel hergestellt werden. Alternativ kann es bei Hitze in Gegenwart von Selen und Schwefel sowie Disulfiden hergestellt werden. Ein Nachweis ist durch Fluoreszenzspektroskopie möglich. Benzo[a]pyren ist eines der am längsten bekannten Karzinogene (GESTIS 2022a).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit von BaP beträgt 1,62 µg/L bei 25°C, der log K_{ow} beträgt ca. 6,13, somit ist der Spurenstoff stark lipophil (HSDB und May We 1983, S. 197–200; HSDB und Demaagd 1998). BaP neigt stark an Partikeln und organischem Material zu adsorbieren. Das Bioakkumulationspotential hängt stark davon ab, wie gut ein Organismus PAK abbauen kann.

Aus einem Belebtschlamm-Pilotreaktor ging hervor, dass nach 36 Tagen ca. 64 % der ursprünglichen BaP Konzentration enthalten war, was auf biologische Abbauprozesse zurück-

geführt wurde. In der Feldstudie betrug die Halbwertszeit 8,2 Jahre. In Belebtschlamm wurde eine Halbwertszeit zwischen 120-270 Tagen festgestellt. Der Abbauprozess findet unter natürlichen Bedingungen in Wasser, Sediment und Böden sehr langsam statt (Geldsetzer 2017).

Um Benzo[a]pyren aus dem Abwasser zu entfernen eignet sich u. A. die Anwendung eines Membran-Bioreaktors (MBR). Laut Literaturangaben basieren die meisten Verfahren zur Entfernung von PAK auf aeroben MBR. Hier lässt sich eine 94%ige Effizienz feststellen (nach 40 Tagen -solids retention time control (SRT)- sogar mehr). Das MBR-Verfahren stellt eine Kombination aus herkömmlichen Bioreaktoren und Membranfiltration dar, die die Festsstoffe und Mikrobiologie zurückhält. In diesem Fall wird das Milieu in der Reaktorkammer zwischen aerob und anoxisch gewechselt. Schlussendlich wurde festgestellt, dass sich SRT zur Entfernung von Benzo[a]pyren eignet (Magram 2014).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Benzo[a]pyren im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) dreimal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 13-mal im zulässigen Bereich festgestellt werden. Die geltende JD-UQN wird bei 33 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei drei Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 44 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 3 der 33 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,0002 µg/L		
BG LURR:	0,0001 µg/L		
JD-UQN:	0,00017 µg/L	ZHK-UQN:	0,27 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	33 von 49 Kläranlagen (dabei 28x auch bereits an PN 1) 9x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb		

Tabelle 44: UQN Überschreitungen Benzo[a]pyren.

KA	JD-UQN (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²
KA01 Albersdorf (+ PN 1)	0,00017 0,0013 (0,0008) 2,49 %
KA02 Aukrug-Bünzen	0,00017 0,0003 1,78 %
KA03 Bad Bramstedt (+ PN 1)	0,00017 0,0002 (0,0002) 2,02 %
KA04 Bad Oldesloe (nur PN 1)	0,00017 (0,0003) -
KA05 Bad Segeberg (+ PN 1)	0,00017 0,0003 (0,0003) -
KA06 Böklund (+ PN 1)	0,00017 0,0006 (0,0003) 2,38 %
KA07 Boostedt (+ PN 1)	0,00017 0,0002 (0,0008) 71,88 %
KA08 Bordesholm	0,00017 0,0002 -
KA09 Bredstedt (+ PN 1)	0,00017 0,0004 (0,0005) -
KA10 Burg (nur PN 1)	0,00017 (0,0002) n.d. ¹
KA11 Eggebek/Langstedt (+ PN 1)	0,00017 0,0005 (0,0003) -
KA13 Eutin (+ PN 1)	0,00017 0,0008 (0,0002) -
KA14 Flintbek	0,00017 0,0002 1,47 %
KA15 Gettorf (+ PN 1)	0,00017 0,0005 (0,0004) 41,01 %
KA16 Groß Wittensee (+ PN 1)	0,00017 0,0002 (0,0006) n.d. ¹
KA18 Hanerau-Hademarschen (+ PN 1)	0,00017 0,0002 (0,0002) 2,07 %
KA19 Hohenlockstedt (nur PN 1)	0,00017 (0,0002) -
KA20 Hohenwestedt (+ PN 1)	0,00017 0,0006 (0,0002) 3,23 %

JD-UQN (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
KA23 Leck (nur PN 1)	0,00017	(0,0002)	11,90 %
KA25 Lütjenburg (+ PN 1)	0,00017	0,0006 (0,0007)	912,90 %
KA26 Malente (nur PN 1)	0,00017	(0,0002)	-
KA28 Neversdorf (+ PN 1)	0,00017	0,0003 (0,0003)	-
KA29 Niebüll	0,00017	0,0004	-
KA30 Nortorf (nur PN 1)	0,00017	(0,0023)	n.d. ¹
KA33 Preetz (+ PN 1)	0,00017	0,0002 (0,0004)	1,10 %
KA35 Reinfeld (+ PN 1)	0,00017	0,0002 (0,0004)	-
KA36 Satrup (+ PN 1)	0,00017	0,0021 (0,0004)	n.d. ¹
KA37 Schafflund (nur PN 1)	0,00017	(0,0002)	1,68 %
KA38 Schönberg (+ PN 1)	0,00017	0,0002 (0,0004)	85,71 %
KA39 Schwarzenbek (+ PN 1)	0,00017	0,0003 (0,0007)	-
KA40 Silberstedt (+ PN 1)	0,00017	0,0002 (0,0002)	-
KA41 Süderbrarup (+ PN 1)	0,00017	0,0004 (0,0013)	7,10 %
KA43 Trittau (+ PN 1)	0,00017	0,0003 (0,0007)	-
KA45 Ahrensburg (+ PN 1)	0,00017	0,0003 (0,0004)	24,39 %
KA46 Bargteheide (+ PN 1)	0,00017	0,0002 (0,0002)	-
KA47 Bornhöved (nur PN 1)	0,00017	(0,0014)	-
KA48 Heide (+ PN 1)	0,00017	0,0006 (0,0004)	-
KA49 Krempe	0,00017	0,0002	n.d. ¹
KA50 Meldorf (nur PN 1)	0,00017	(0,0002)	n.d. ¹
KA51 Neumünster (+ PN 1)	0,00017	0,0005 (0,0006)	-
KA52 Rendsburg (+ PN 1)	0,00017	0,0006 (0,0004)	n.d. ¹
KA54 Tarp (+ PN 1)	0,00017	0,0004 (0,0004)	0,22 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 45: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzo[a]pyren.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d. - 0,001 ^b	0,00010- 0,00023 ^b	n.a. ¹	n.a. ¹	I-NK: < 0,010 <i>n</i> = 0/58 I-VF: < 0,010 <i>n</i> = 0/59 R: 0,070 <i>n</i> = 1/52	n.d. (< 0,0022)
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0002 P90=0,0009 P10=0,0001 Max=0,0068 <i>n</i> =107/145 ²	Med=0,00038 P90=0,00504 P10=0,00001 Max=0,22472	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0002 P90=0,0007 P10=0,0001 Max=0,0041 <i>n</i> =102/148 ³	Med=0,00051 P90=0,00644 P10=0,00004 Max=0,92524	n.d.	n.d.

BG LLUR Daten: < 0,0001 µg/L BG THL: < 0,0002 µg/L; ¹nicht auswertbar; ²BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)

^a s. PrioSH-1, S. 116, Tab. 54 mit weiteren Nachweisen; ^b(Lambert et al. 2014)

Bewertung der Ergebnisse

Es ist hier zu beachten, dass die durch die THL gewählte BG (= 0,0002 µg/L) knapp größer als die geltende UQN (= 0,00017 µg/L) ist. Dies hat zur Folge, dass eventuell bei mehr Kläranlagen/ Gewässern leichte Überschreitungen vorhanden sind, diese aber nicht erfasst werden konnten. Außerdem überschreiten gemessene Werte automatisch den Grenzwert, so dass es hier keine positiven Werte unterhalb des JD-UQN-Vorschlages gibt. Viele der Werte liegen auch genau auf der BG (= 0,0002 µg/L). Dies betrifft die durch die THL beprobten Anlagen (KA01 bis KA44).

Es fällt auf das bei 28 von 33 Überschreitungen sowohl oberhalb als auch unterhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten ist. Dabei sind häufig beide Konzentrationen gleich (siebenmal) oder die Konzentration oberhalb der Einleitung ist sogar höher (12-mal). Zusätzlich wird bei weiteren neun Kläranlagen ausschließlich oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten.

Insgesamt ist Benzo[a]pyren zwar ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 33 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen der JD-UQN führt. Jedoch sind i.d.R. nicht die KA ursächlich für den Stoffeintrag (Ausnahme: KA36 Satrup und KA38 Schönberg).

5.2.2 Benzo[a]anthracen

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Benzo[a]anthracen mit der CAS-Nr.: 56-55-3 ist ein kristalliner aromatischer Kohlenwasserstoff, welcher aus vier kondensierten Benzolringen besteht. Dieser Spurenstoff steht auf der Liste der prioritären Schadstoffe (EPA-Liste) sowie der EU-Liste für PAK mit einer empfohlenen Untersuchung. Dieser chemische Stoff entsteht bei der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe. Benzo[a]anthracen ist fast allgegenwärtig vorzufinden: in Benzin- und Dieselausgasen, Tabak- und Zigarettenrauch, Kohlentee und Kohlenteepech, Kohlenverbrennungsemissionen, mit Holzkohle gebrannten Lebensmitteln, Aminosäuren, Fettsäuren, Kohlenhydrat-Pyrolyseprodukten, Holz- und Rußrauch sowie Kreosot und Asphalt. Benzo[a]anthracen reichert sich in Organismen an und verhält sich persistent in der Umwelt, was aufgrund seiner toxischen und mutagenen Eigenschaften sehr problematisch ist. Aus Tierversuchen geht hervor, dass Benzo[a]anthracen kanzerogen ist und im Verdacht steht auch für Menschen kanzerogen zu sein (UPB 2021).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit von Benzo[a]anthracen beträgt 9,4 µg/L bei 25°C, der log K_{ow} beträgt 5,76. Somit ist dieser Spurenstoff stark lipophil (HSDB und May We 1978, S. 997–1000; HSDB und Wang 1986, S. 491–497).

Mit Hilfe einer Niederdrucklampe, welche eine Leistung von 15 Watt besitzt und die höchste Emission für UV-C-Strahlung hat, ist die Eliminierung von PAK möglich. Die Temperatur der Abwasserprobe beträgt unter der UV-Einstrahlung 22,5±0,10 °C. Die Strahlungszeit beträgt 10, 20, 30 und 40 min. Vor der UV-Strahlung beträgt die Konzentration von Benzo[a]anthracen 39,47 ng/L, diese sinkt nach 10 min auf 28,06 ng/L, nach 20 min auf 24,76 ng/L, nach 30 min auf 8,63 ng/L und nach 40 min auf 8,15 ng/L. In der Studie wurde dargestellt, dass eine 30-minütige Behandlung am effektivsten ist mit einer Reduktion von 78±5 %. In Kombination mit der Chlorid-Desinfektion ist eine Reduktion nach 30 Minuten mit 83±4,93 % von 39,47 ng/L auf 6,34 ng/L möglich (Rosińska 2021).

In einer Studie von Luo et al. (2019) wurde der biologische Abbau von Benzo[a]anthracen im Belebtschlamm durch Veränderung des pH-Wertes in Kombination aus Alkali- und Alkylpolyglucosidbehandlung (APG) während der anaeroben Fermentation untersucht. Als acidogene Modellbakterien wurden die zwei typischen acidogenen Mikroorganismen *Proteiniphilum acetatigenes* und *Propionibacterium acidipropionici* verwendet. Während der anaeroben Fermentation werden hohe Konzentrationen an Essig- und Propionsäure hergestellt. Die Stimulation des Transfers und Eintritts des Schlamms in die Mikroorganismen sowie die Prozesse der Benzo[a]anthracen-Desorption und somit die Bioverfügbarkeit werden durch die Alkali- und APG-Behandlung gefördert. Neben anderen Kohlenstoffquellen dienen die freigesetzten Substrate auch als Elektronenübertragung zwischen den Mikroorganismen. Ein weiterer Gewinn der Alkali- und APG-Behandlung ist die Erhöhung der Aktivität der Mikrobiologie und der Enzyme, die Häufigkeit funktioneller Bakterien sowie die wachsende Menge an Genen. Die Effizienz der biologischen Abbaubarkeit wurde von 14,1 % auf 30,2±1,7 % bei einem pH-Wert von 10 ohne die Zugabe von APG erhöht. Eine weitere Steigerung auf 33,4±2,3 %, 35,6±1,9 % und 44,4±1,7 % konnte mittels APG-Zugabe von 0,05; 0,1 und 0,2 g APG/g TSS erreicht werden. Mit einer Zugabe von 0,3 g APG/g TSS wurde innerhalb von acht Tagen die maximale Effizienz von 47,8±1,4 % erreicht. Bei weiterer Zugabe von APG sowie einem pH-Wert > 10 wird die Effizienz geringer (Luo et al. 2019).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Benzo[a]anthracen im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) dreimal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 45-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei einer Kläranlage überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei zwei Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 46 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen.

BG THL:	0,0002 µg/L		
BG LURR:	0,0002 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,002 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	1 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1) 2x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb		

Tabelle 46: UQN-Vorschlag Überschreitungen Benzo[a]anthracen.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil)			
KA30 Nortorf (nur PN 1)	0,002	(0,0065)	n.d. ¹
KA36 Satrup	0,002	0,0024	n.d. ¹
KA47 Bornhöved (nur PN 1)	0,002	(0,0026)	-
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			

Tabelle 47: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzo[a]anthracen.

Stoff	Referenzwert	SpugeSH	PrioSH ^a
-------	--------------	---------	---------------------

	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d. - 0,001 ^b	0,00010- 0,00023 ^b	Med=0,0001 P90=0,0005 P10=0,0001 Max=0,9096 n=60/149 ¹	Med=0,00001 P90=0,00011 P10=0,000004 Max=0,05333	I-NK: < 0,010 <i>n</i> = 0/58 I-VF: 0,010 <i>n</i> = 1/59 R: 0,015 (0,010-0,200) <i>n</i> = 2/52	n.d. (< 0,0022)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0002 P90=0,0009 P10=0,0001 Max=0,0193 n=100/145 ²	Med=0,00043 P90=0,00603 P10=0,00001 Max=0,24969	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0002 P90=0,0007 P10=0,0001 Max=0,0066 n=101/148 ³	Med=0,00052 P90=0,00775 P10=0,00005 Max=1,65042	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0001µg/L BG THL: < 0,0002µg/L; ¹ nicht auswertbar; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unter- schritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a s. PrioSH-1, S. 115, Tab. 53 mit weiteren Nachweisen; ^b (Lambert et al. 2014)						

Bewertung der Ergebnisse

Insgesamt ist Benzo[a]anthracen kein problematischer Stoff, da er nur bei 1 von 49 Kläranlagen zur Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages führt. Allerdings wird zusätzlich bei zwei Kläranlagen ausschließlich oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten. Es lässt sich feststellen, dass i. d. R. nicht die KA ursächlich für den Stoffeintrag sind.

5.2.3 Benzo[b]fluoranthen

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Benzo[b]fluoranthen mit der CAS-Nr.: 205-99-2 besteht aus fünf verschmolzenen Benzolringen und ist ein farbloser aromatischer Kohlenwasserstoff. Der Stoff kommt in Aminosäuren, Benzinabgasen, Fettsäurepyrolyseprodukten, Kohlenteer, unvollständig verbrannten organischem Material, Ruß sowie Zigarettenrauch vor (PubChem 2022). Der Stoff ist zwar brennbar, jedoch schwer entzündbar. Des Weiteren ist der Stoff sehr giftig für Wasserorganismen und kann mit langfristiger Wirkung Krebs erzeugen. Im Jahr 2010 wurde näherungsweise die in die Luft emittierte Masse an PAK mit 191,5 Tonnen, durch Benzo[a]pyren, Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen und Indeno[1,2,3-cd]pyren in Deutschland ermittelt. Der Anteil aus Großfeuerungsanlagen sowie dem Verkehr beträgt weniger als 1 %, aus der Industrie ca. 5 %, aus kleinen und mittleren Feuerungen in Haushalten und im Gewerbe beträgt der Anteil ca. 93 %. In Badeschuhen sind beispielsweise 7,5 mg/kg bei einer Gesamtsumme PAK von 546 mg/kg enthalten. Die Konzentrationen überschreiten somit die durch das Qualitätssiegel GS-Zeichen erlaubte Anforderung. Für Lebensmittel wurde in der Verordnung EG Nr.

1881/2006 eine Grenzwertkonzentration für die Summe aus Benzo[a]pyren, Benzo[a]anthracen, Benzo[b]fluoranthene und Chrysen auf 1 µg/kg Säuglingsanfangsnahrung und Folgenahrung sowie 6 µg/kg für Muscheln festgelegt (Umweltbundesamt 2016) .

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 1,5 µg/L (HSDB et al. 2010a, S. 491–497). Der log K_{ow} -Wert wird mit 5,78 angegeben (GESTIS 2022b). Mit Hilfe einer Niederdrucklampe, welche eine Leistung von 15 Watt besitzt und die höchste Emission für UV-C-Strahlung hat, ist die Eliminierung von PAK möglich. Die Temperatur der Abwasserprobe beträgt unter der UV-Einstrahlung $22,5 \pm 0,10$ °C. Die Strahlungszeit beträgt 10, 20, 30 und 40 min. In der zweiten Runde kommt NaClO zur Desinfektion zum Einsatz mit einer Konzentration von 0,16 mg/L. Vor der UV-Strahlung beträgt die Konzentration von Benzo[b]fluoranthen 39,49 ng/L, diese sinkt nach 10 min auf 34,54 ng/L, nach 20 min auf 32,90 ng/L, nach 30 min auf 18,46 ng/L und nach 40 min auf 16,73 ng/L. In der Studie wurde dargestellt, dass eine 30-minütige Behandlung am effektivsten ist mit einer Reduktion von 53 ± 4 %. In Kombination mit der Chlorid-Desinfektion ist eine Reduktion nach 30 Minuten mit 61 ± 3 % von 39,49 ng/L auf 15,38 ng/L möglich (Rosińska 2021).

Zusammenfassung der Ergebnisse Bei den 49 Kläranlagen konnte Benzo[b]fluoranthen im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) einmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 48-mal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei einer Kläranlage festgestellt werden.

BG THL:	0,0002 µg/L		
BG LURR:	0,0002 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	0,017 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	keine UQN vorhanden		

Tabelle 48: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzo[b]fluoranthen.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSHa	
	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d
Ablauf c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	0,0005 (0,0005-0,02) 0,001 ^a	0,00012- 0,00046 ^a	Med=0,0001 P90=0,0005 P10=0,0001 Max=0,4782 n=59/149 ¹	Med=0,00001 P90=0,00007 P10=0,000004 Max=0,02804	I-NK: < 0,010 n = 0/58 I-VF: 0,010 n = 1/59 R: 0,070 n = 1/52	n.d. (< 0,0022)
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0003 P90=0,0012 P10=0,0001 Max=0,0147 n=126/145 ²	Med=0,00054 P90=0,00721 P10=0,00002 Max=0,29962	n.d.	n.d.

Oberflächen- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung	n.d.	n.d.	Med=0,0003 P90=0,0012 P10=0,0001 Max=0,0046 n=122/148 ³	Med=0,00062 P90=0,00948 P10=0,00006 Max=1,15030	n.d.	n.d.
c [µg/L] B _d [mg/(EW*d)]						
BG LLUR Daten: < 0,0002 µg/L BG THL: < 0,0002 µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a s. PrioSH-1, S. 117, Tab. 55 mit weiteren Nachweisen						

Bewertung der Ergebnisse

Da es für Benzo[b]fluoranthen weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte bei 48 von 49 Kläranlagen festgestellt werden. Der Median liegt bei 0,00032 µg/L und das 90 %-Quantil bei P90 = 0,0012 µg/L. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten nur bei einer Kläranlage festgestellt werden. Die KA sind i. d. R. nicht ursächlich für den Stoffeintrag. Die in dieser Studie festgestellten Konzentration sind im Vergleich zu Referenzwerten niedrig. Insbesondere im Vergleich zu den in der PrioSH-Studie festgestellten Konzentrationen im KA-Ablauf sind die Konzentrationen sehr gering. Die Gründe hierfür sind unklar. Möglicherweise spielt hier eine ausschließlich in den Sommermonaten erfolgte Probenahme eine Rolle.

5.2.4 Benzo[k]fluoranthen

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Benzo[k]fluoranthen mit der CAS-Nr.: 207-08-9 ist ein polyaromatischer Kohlenwasserstoff mit vier Sechseringen und einem Fünfering. Dieser Spurenstoff steht als prioritärer Schadstoff auf der EPA-Liste. Bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material sowie fossilen Brennstoffen entsteht Benzo[k]fluoranthen. Des Weiteren kommt es in Auto- und Industrieabgasen, Lebensmitteln und Tabakrauch vor. Außerdem lässt es sich im Abwasser, Oberflächenwasser und der Luft nachweisen. Hauptsächlich liegt Benzo[k]fluoranthen als partikelgebundener Stoff in der Atmosphäre vor. Über Trocken- und Nassdeposition kann der Stoff in Gewässer und Böden gelangen. Hinzu kommt eine Persistenz in der Umwelt, ein hohes Bioakkumulationspotenzial und krebserregende sowie toxische Eigenschaften, weshalb Benzo[k]fluoranthen als besonders besorgniserregend eingestuft ist (Umweltprobenbank 2020).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 0,8 µg/L (HSDB und Pearlman 1984). Der log *K*_{OW}-Wert wird mit 6,11 vorgeschlagen (GESTIS 2021b). Mit Hilfe einer Niederdrucklampe, welche eine Leistung von 15 Watt besitzt und die höchste Emission für UV-C-Strahlung hat, ist die Eliminierung von PAK möglich. Die Temperatur der Abwasserprobe beträgt unter der UV-Einstrahlung 22,5±0,10 °C. Die Strahlungszeit beträgt 10, 20, 30 und 40 min. In der zweiten Runde kommt NaClO zur Desinfektion zum Einsatz mit einer Konzentration von 0,16 mg/L. Vor der UV-Strahlung beträgt die Konzentration von Benzo[k]fluoranthen 28,50 ng/L, diese sinkt nach 10 min auf 23,60 ng/L, nach 20 min auf 20,89 ng/L, nach 30 min auf 14,52 ng/L und nach 40 min auf 13,89 ng/L. In der Studie wurde dargestellt, dass eine 30-minütige Behandlung am effektivsten ist mit einer Reduktion von 49±4 %. In Kombination mit der Chlordesinfektion ist eine Reduktion nach 30 Minuten mit 64±3 % von 28,50 ng/L auf 10,22 ng/L möglich (Rosińska 2021).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Benzo[k]fluoranthen im Gewässer unterhalb der Kläranlagen-einleitung (PN 3) achtmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 41-mal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei drei Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,0002 µg/L		
BG LURR:	0,0002 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	0,017 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	keine UQN vorhanden		

Tabelle 49: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzo[k]fluoranthen.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	0,00009- 0,00023 ^b	n.a. ¹	n.a. ¹	I-NK: < 0,010 <i>n</i> = 0/58 I-VF: < 0,010 <i>n</i> = 0/59 R: 0,050 <i>n</i> = 1/52	n.d. (<i><</i> 0,0022)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0002 P90=0,0006 P10=0,0001 Max=0,0082 <i>n</i> =75/145 ²	Med=0,00027 P90=0,00364 P10=0,00001 Max=0,14981	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0002 P90=0,0006 P10=0,0001 Max=0,0028 <i>n</i> =76/148 ³	Med=0,00037 P90=0,00450 P10=0,00003 Max=0,70018	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0002µg/L BG THL: < 0,0002µg/L; ¹ nicht auswertbar; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unter- schritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 119, Tab. 57 mit weiteren Nachweisen; ^b (Lambert et al. 2014)						

Bewertung der Ergebnisse

Da es für Benzo[k]fluoranthen weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte bei 41 von 49 Kläranlagen festgestellt werden. Der Median liegt bei Med=0,0002 µg/L und das 90 %-Quantil bei P90 = 0,0006 µg/L. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten nur bei drei Kläranlagen festgestellt werden. Die KA sind i. d. R. nicht ursächlich für den Stoffeintrag.

5.2.5 Fluoranthen

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Fluoranthen mit der Cas-Nr.: 206-44-0 ist ein polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff mit drei Sechseringen und einem Fünfering. Dieser Spurenstoff steht als prioritärer Schadstoff auf der EPA-Liste. Bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material und fossilen Brennstoffen entsteht Fluoranthen, es ist daher quasi ubiquitär. Des Weiteren kommt es in gegrillten Lebensmitteln, Speiseöl und Tabakrauch vor. Darüber hinaus kann Fluoranthen durch Pflanzen gebildet werden. Außerdem lässt es sich im Abwasser, Oberflächenwasser und der Luft nachweisen. In Gasform kann Fluoranthen photochemisch abgebaut werden, während die partikelgebundenen Stoffe über Trocken- und Nassdeposition in Gewässer und Böden gelangen können. Hinzu kommt eine Persistenz in der Umwelt, ein hohes Bioakkumulationspotenzial sowie mutagene Eigenschaften (Umweltprobenbank 2022a).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 0,2-0,26 mg/L (HSDB und IARC 1983). Der log K_{ow} -Wert wird mit 5,2 vorgeschlagen (GESTIS 2021c). Mit Hilfe einer Niederdrucklampe, welche eine Leistung von 15 Watt besitzt und die höchste Emission für UV-C-Strahlung hat, ist die Eliminierung von PAK möglich. Die Temperatur der Abwasserprobe beträgt unter der UV-Einstrahlung $22,5 \pm 0,10$ °C. Die Strahlungszeit beträgt 10, 20, 30 und 40 min. In der zweiten Runde kommt NaClO zur Desinfektion zum Einsatz mit einer Konzentration von 0,16 mg/L. Vor der UV-Strahlung beträgt die Konzentration von Fluoranthen 82,70 ng/L, diese sinkt nach 10 min auf 73,44 ng/L, nach 20 min auf 69,61 ng/L, nach 30 min auf 28,82 ng/L und nach 40 min auf 25,53 ng/L. In der Studie wurde dargestellt, dass eine 30-minütige Behandlung am effektivsten ist mit einer Reduktion von 65 %. In Kombination mit der Chlorid-desinfektion ist eine Reduktion nach 30 Minuten mit 74 % von 82,70 ng/L auf 21,34 ng/L möglich (Rosińska 2021).

Aufgrund der lipophilen Eigenschaften ist Fluoranthen hauptsächlich an Partikeln gebunden. Bei Regenwetter kann Fluoranthen infolge von Erosion von Kanalsedimenten und Oberflächenabfluss in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Außerdem scheint eine partikuläre Verschmutzung im Gegensatz zur gelösten Verschmutzung schneller an einer Messstelle anzukommen (Launay et al. 2013).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Fluoranthen im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) keinmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 47-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Die geltende JD-UQN wird bei zwei Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei sechs Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 50 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen.

BG THL:	0,0010 µg/L		
BG LURR:	0,0008 µg/L		
JD-UQN:	0,0063 µg/L	ZHK-UQN:	0,12 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	2 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 50: UQN Überschreitungen Fluoranthen

JD-UQN (KA / JD-UQN [$\mu\text{g/L}$] / JD-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] / JD-Frachtanteil)			
KA13 Eutin	0,0063	0,0071	11,16 %
<u>KA36 Satrup</u>	0,0063	0,0086	n.d. ¹
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			

Tabelle 51: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Fluoranthen.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [$\mu\text{g/L}$] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,003 (0,002-0,005) 0,004 ^a	0,00054- 0,00167 ^a	Med=0,0019 P90=0,0051 P10=0,0005 Max=1,8908 n=114/149 ¹	Med=0,00021 P90=0,00122 P10=0,00005 Max=0,11086	I-NK: 0,010 <i>n</i> = 1/58 I-VF: 0,020 <i>n</i> = 1/59 R: 0,005 (0,003-0,030) <i>n</i> =17/52	n.d. (< 0,0022)
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [$\mu\text{g/L}$] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Min=0,005 Max=0,110 ^b	n.d.	Med=0,0018 P90=0,0049 P10=0,0005 Max=0,0143 n=121/145 ²	Med=0,00258 P90=0,05160 P10=0,00006 Max=1,34831	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [$\mu\text{g/L}$] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0022 P90=0,0055 P10=0,0005 Max=0,0273 n=123/148 ³	Med=0,00408 P90=0,04826 P10=0,00035 Max=6,82676	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0008 $\mu\text{g/L}$ BG THL: < 0,0010 $\mu\text{g/L}$; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 122, Tab. 60 mit weiteren Nachweisen; ^b (Launay et al. 2013)						

Bewertung der Ergebnisse

Insgesamt ist Fluoranthen kein problematischer Stoff, da er nur bei 2 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen der geltenden JD-UQN führt. Es lässt sich feststellen, dass i.d.R. nicht die KA ursächlich für den Stoffeintrag sind.

5.2.6 Pyren

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Pyren mit der CAS-Nr.: 129-00-0 ist ein polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff mit vier verbundenen Sechseringen und steht als prioritärer Schadstoff auf der EPA-Liste. Dieser

Stoff ist ubiquitär und kommt als unvollständiges Verbrennungsprodukt in Abgasen von Holz-, Öl- und Kohleöfen, geräucherten Lebensmitteln, Motorabgasen und Tabakrauch vor. Des Weiteren ist Pyren für die Herstellung von optischen Aufhellern und Farbstoffen ein essentieller Bestandteil. Auch in der Atmosphäre ist der Stoff gasförmig oder an Partikel gebunden anzutreffen. In Gasform kann Pyren photochemisch abgebaut werden, während die partikelgebundenen Stoffe über Trocken- und Nassdeposition in Gewässer und Böden gelangen können. Aufgrund seiner Persistenz findet eine Akkumulation durch Organismen statt. Hinzu kommen toxische Effekte sowie kanzerogene Eigenschaften (Umweltprobenbank 2022b).

Eliminationsmechanismen

Pyren hat eine Wasserlöslichkeit von 0,134 mg/L. Der log K_{OW} -Wert wird mit 5,0 angegeben (GESTIS 2021e). Mit Hilfe einer Niederdrucklampe, welche eine Leistung von 15 Watt besitzt und die höchste Emission für UV-C-Strahlung hat, ist die photolytische Eliminierung von PAK möglich. Die Temperatur der Abwasserprobe beträgt unter der UV-Einstrahlung $22,5 \pm 0,10$ °C. Die Strahlungszeit beträgt 10, 20, 30 und 40 min. In der zweiten Runde kommt NaClO zur Desinfektion zum Einsatz mit einer Konzentration von 0,16 mg/L. Vor der UV-Strahlung beträgt die Konzentration von Pyren 41,24 ng/L, diese sinkt nach 10 min auf 31,25 ng/L, nach 20 min auf 28,93 ng/L, nach 30 min auf 12,46 ng/L und nach 40 min auf 12,06 ng/L. In der Studie wurde dargestellt, dass eine 30-minütige Behandlung am effektivsten ist mit einer Reduktion von 69,8 %. In Kombination mit der Chlorid-Desinfektion ist eine Reduktion nach 30 Minuten mit 87 ± 3 % von 41,24 ng/L auf 5,53 ng/L möglich (Rosińska 2021).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Pyren im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) keinmal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 24-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei 25 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei sechs Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 52 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 3 der 25 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,0010 µg/L		
BG LURR:	0,0008 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,0023 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	0,023 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	25 von 49 Kläranlagen (dabei 12x auch bereits an PN 1) 9x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb		

Tabelle 52: UQN-Vorschlag Überschreitungen Pyren.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
KA01 Albersdorf (+ PN 1)	0,0023	0,0047 (0,0036)	16,23 %
KA02 Aukrug-Bünzen (+ PN 1)	0,0023	0,0047 (0,0026)	1,36 %
KA03 Bad Bramstedt	0,0023	0,0027	3,84 %
KA04 Bad Oldesloe (nur PN 1)	0,0023	(0,0057)	3,22 %
KA05 Bad Segeberg (+ PN 1)	0,0023	0,0024 (0,0027)	5,88 %
KA06 Böklund	0,0023	0,0049	9,36 %
KA07 Boostedt (nur PN 1)	0,0023	(0,0032)	100,51 %
KA09 Bredstedt (+ PN 1)	0,0023	0,0055 (0,0038)	8,73 %

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
KA11 Eggebek/Langstedt	0,0023	0,0042	0,16 %
KA13 Eutin	0,0023	0,0058	15,54 %
KA14 Flintbek	0,0023	0,0028	1,89 %
<u>KA15 Gettorf</u>	0,0023	0,0039	77,80 %
KA16 Groß Wittensee (+ PN 1)	0,0023	0,0031 (0,0037)	n.d. ¹
KA18 Hanerau-Hademarschen	0,0023	0,0029	1,16 %
KA20 Hohenwestedt (+ PN 1)	0,0023	0,0038 (0,0047)	9,24 %
KA21 Kropp	0,0023	0,0037	10,27 %
KA23 Leck (+ PN 1)	0,0023	0,0023 (0,0035)	5,20 %
KA24 Lohe-Föhrden (nur PN 1)	0,0023	(0,0025)	1,27 %
KA25 Lütjenburg	0,0023	0,0031	850,83 %
KA28 Neversdorf	0,0023	0,0033	0,29 %
KA29 Niebüll	0,0023	0,0030	17,41 %
KA30 Nortorf (+ PN 1)	0,0023	0,0066 (0,0040)	n.d. ¹
KA31 Owschlag (nur PN 1)	0,0023	(0,0025)	-
KA35 Reinfeld (+ PN 1)	0,0023	0,0034 (0,0030)	0,22 %
KA36 Satrup	0,0023	0,0076	n.d. ¹
KA37 Schafflund (nur PN 1)	0,0023	(0,0046)	2,11 %
<u>KA38 Schönberg (+ PN 1)</u>	0,0023	0,0031 (0,0037)	93,82 %
KA40 Silberstedt	0,0023	0,0028	0,07 %
KA41 Süderbrarup (nur PN 1)	0,0023	(0,0052)	15,93 %
KA43 Trittau (nur PN 1)	0,0023	0,0027	5,71 %
KA44 Wankendorf (+PN 1)	0,0023	0,0053 (0,0044)	3,12 %
KA47 Bornhöved (nur PN 1)	0,0023	(0,0047)	25,06 %
KA48 Heide (nur PN 1)	0,0023	(0,0028)	92,56 %
<u>KA51 Neumünster (+ PN 1)</u>	0,0023	0,0029 (0,0038)	29,60 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 53: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Pyren.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,004 (0,002-0,006) ^b	Med=0,00064- 0,00193 ^b	Med=0,0018 P90=0,0059 P10=0,0005 Max=1,3303 n=118/148 ¹	Med=0,00020 P90=0,00113 P10=0,00005 Max=0,07799	I-NK: 0,010 <i>n</i> = 1/58 I-VF: 0,010 <i>n</i> = 1/59	0,0018
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Min=0,005 ^c Max=0,110 ^c	n.d.	Med=0,0017 P90=0,0054 P10=0,0005 Max=0,0127 n=110/145 ²	Med=0,00217 P90=0,05289 P10=0,00005 Max=1,07365	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0020 P90=0,0058 P10=0,0005 Max=0,0190 n=116/148 ³	Med=0,00345 P90=0,04329 P10=0,00024 Max=4,75122	n.d.	n.d.

BG LLUR Daten: < 0,0008µg/L BG THL: < 0,0010µg/L; ¹BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ²BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)

^as. PrioSH-1, S. 127, Tab. 65 mit weiteren Nachweisen ^b(Lambert et al. 2014); ^c(Launay et al. 2013)

Bewertung der Ergebnisse

Es fällt auf, dass bei 12 von 25 Überschreitungen sowohl oberhalb als auch unterhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten ist. Dabei sind häufig die Konzentrationen oberhalb der Einleitung sogar höher als unterhalb (sechsmal). Zusätzlich wird bei weiteren neun Kläranlagen ausschließlich oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten.

Insgesamt ist Pyren zwar ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 25 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Jedoch sind i. d. R. nicht die KA ursächlich für den Stoffeintrag (Ausnahme: KA15 Gettorf, KA38 Schönberg und KA51 Neumünster).

5.3 Perfluorierte Tenside

5.3.1 Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) mit der CAS-Nr.: 1763-23-1 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 war die Verwendung von PFOS seit 2009 nur noch als Insektizid gegen Blattschneiderameisen, zur Galvanisierung oder in Feuerlöschschäumen zugelassen. In der EU POP-Verordnung (EU 2019/2021) ist PFOS in Anhang I gelistet. Aktuell ist seither nur die Verwendung zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen erlaubt.

Bei der Untersuchung von 26 Probanden, welche einst in der Industrie gearbeitet haben, konnte anhand des untersuchten Serums im Mittel eine Halbwertszeit für PFOS mit 5,4 Jahren festgestellt werden (Stahl et al. 2015).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 3,2 µg/L (HSDB et al. 2012b). Ein Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von $\log K_{ow} = 4,49$ (Yu et al. 2009) 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 $k_d = 1.645$ bzw. 6.309 L/kg TS bestimmt (Yu et al. 2009; Zareitalabad et al. 2013), was auf eine stark ausgeprägte Sorption schließen lässt (vgl. Abs. 2.3.2). Über den biologischen Abbau oder Eliminationspfade von PFOS liegen keine Studien vor.

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 µg/L (max: 2,10 µg/L) ermittelt. Mittlere Ablaufkonzentration werden von Zareitalabad et al. (2013) mit 0,011 µg/L angegeben. Im Klärschlamm haben die gleichen Autoren Konzentration von 0,069 mg/kg TR festgestellt. Im Ablauf haben Boulanger et al. (2005) eine Konzentration von 0,022 µg/L bestimmt.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte PFOS im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 16-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 11-mal im zulässigen Bereich gemessen werden. Die geltende JD-UQN wird bei 22 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei sechs Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 54 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 6 der 22 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett). Bei zwei weiteren KA wurde eine Überschreitung nur oberhalb der KA-Einleitung festgestellt (KA Bornhöved und Meldorf).

BG THL:	0,0005 µg/L		
BG LURR:	0,0003 µg/L		
JD-UQN:	0,00065 µg/L	ZHK-UQN:	36 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	22 von 49 Kläranlagen (dabei 14x auch bereits an PN 1)		

2x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb

Tabelle 54: UQN Überschreitungen Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).

JD-UQN (KA / JD-UQN [$\mu\text{g/L}$] / JD-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] / JD-Frachtanteil) ²			
KA01 Albersdorf	0,00065	0,0007	12,57 %
KA09 Bredstedt (+ PN 1)	0,00065	0,0011 (0,0011)	17,65 %
KA11 Eggebek/Langstedt (+ PN 1)	0,00065	0,0017 (0,0013)	0,49 %
<u>KA13 Eutin (+ PN 1)</u>	0,00065	0,0033 (0,0008)	89,34 %
<u>KA15 Gettorf</u>	0,00065	0,0010	41,32 %
KA23 Leck	0,00065	0,0009	1,13 %
KA25 Lütjenburg (+ PN 1)	0,00065	0,0017 (0,0007)	49,87 %
KA29 Niebüll	0,00065	0,0013	16,81 %
KA33 Preetz	0,00065	0,0008	1,52 %
<u>KA36 Satrup (+ PN 1)</u>	0,00065	0,0007 (0,0030)	n.d. ¹
KA38 Schönberg (+ PN 1)	0,00065	0,0018 (0,0024)	64,90 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,00065	0,0015	48,35 %
KA40 Silberstedt (+ PN 1)	0,00065	0,0106 (0,0088)	0,02 %
KA41 Süderbrarup (+ PN 1)	0,00065	0,0024 (0,0031)	1,82 %
<u>KA45 Ahrensburg (+ PN 1)</u>	0,00065	0,0513 (0,0225)	118,23 %
<u>KA46 Bargteheide (+ PN 1)</u>	0,00065	0,0023 (0,0029)	83,73 %
KA47 Bornhöved (nur PN 1)	0,00065	(0,0012)	25,86 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,00065	0,0014 (0,0016)	315,60 %
KA49 Krempe	0,00065	0,0027	n.d. ¹
KA50 Meldorf (nur PN 1)	0,00065	(0,0012)	n.d. ¹
<u>KA51 Neumünster</u>	0,00065	0,0113	20,77 %
KA52 Rendsburg (+ PN 1)	0,00065	0,0018 (0,0026)	n.d. ¹
KA53 Sereetz (+ PN 1)	0,00065	0,0017 (0,0024)	112,06 %
KA54 Tarp (+ PN 1)	0,00065	0,0008 (0,0011)	1,86 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 55: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für PFOS.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [$\mu\text{g/L}$] <i>B_d</i> [$\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]	Med=0,011 ^b Med=0,022 ^b Med=0,0096 ^c	n.d.	Med=0,0008 P90=0,0048 P10=0,0003 Max=0,1200 n=107/149 ¹	Med=0,0001 P90=0,0007 P10=0,00002 Max=0,0217	I-NK: 0,070 (0,013-2,60) n = 13/58 I-VF: 0,050 (0,013-2,370) n = 21/59	n.d. (< 0,011)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [$\mu\text{g/L}$] <i>B_d</i> [$\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]	Min=0,0823 ^b Max=0,2618 ^b Mit=0,048 ^c n=32 ^c	n.d.	Med=0,0001 P90=0,0029 P10=0,0001 Max=0,0500 n=59/145 ²	Med=0,0005 P90=0,0088 P10=0,00001 Max=0,7056	n.d.	n.d.

Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung	n.d.	n.d.	Med=0,0001 P90=0,0033 P10=0,0001 Max=0,0850 n=69/148 ³	Med=0,0008 P90=0,0124 P10=0,0001 Max=0,7509	n.d.	n.d.
c [µg/L] B _d [mg/(EW*d)]						
BG LLUR Daten: < 0,0003µg/L BG THL: < 0,0005µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 138, Tab. 71 mit weiteren Nachweisen; ^b (Liang 2019); ^c (Stahl et al. 2015)						

Bewertung der Ergebnisse

Es fällt auf, dass bei 14 von 22 Überschreitungen sowohl oberhalb als auch unterhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten ist. Dabei sind beide Konzentrationen einmal gleich und achtmal sind die Konzentration oberhalb der Einleitung sogar höher als unterhalb. Zusätzlich wird bei weiteren zwei Kläranlagen ausschließlich oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten. Insgesamt ist PFOS zwar ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 22 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen der JD-UQN führt. Jedoch sind nicht immer die Kläranlagen ursächlich für den Stoffeintrag. Offenbar erfolgt ein nennenswerter Eintrag auch über diffuse Quellen. Es ist auffällig, dass sich die im Kläranlagen-Ablauf nachweisbaren Stoffkonzentrationen seit dem PrioSH-Projekt (Messkampagne 2017/ 2018) deutlich reduziert haben. Dieses ist vermutlich auf das weitgehende Verbot (u. A. als Insektizid oder in Feuerlöschschäumen) seit Einführung der POP-Richtlinie (EU 2019/1021 mit einer Übergangsfrist von zwei Jahren) zurückzuführen. Dieser Umstand führt vermutlich dazu, dass die JD-UQN für PFOS künftig weniger oft überschritten wird.

5.3.2 Perfluorbutansäure (PFBA)

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Perfluorbutansäure (PFBA) mit der CAS-Nr.: 375-22-4 ist mit vier C-Atomen eine kurzkettige chemische Verbindung aus der Gruppe der Perfluorcarbonsäuren und gehört zu der komplexen Gruppe der Per- und Perfluoralkylsubstanzen (Riegel 2022). Die Gewinnung kann über Elektrofluorierung von Buttersäure erfolgen (Müller et al. 2014). Der Stoff ist eine hellgelbe übelriechende Flüssigkeit und kann mit Benzol, Diethylether, Ethanol und Toluol gemischt werden. PFBA findet bei der Sequenzierung, Synthese und Solubilisierung von Proteinen und Peptiden Anwendung. Des Weiteren ist die Verbesserung der Selektivität bei der Hochleistungsflüssigkeitschromatographie-Analyse von Histonproteinen möglich, da Perfluorbutansäure als mobiler Phasenmodifikator genutzt werden kann. Des Weiteren ist es als Zusatzstoff für die galvanische Zinkabscheidung einsetzbar (Moreno-González et al. 2015; Lv et al. 2015; Rehm und Letzel 2016).

Eliminationsmechanismen

Mit einem log K_{ow} = 2,18 tendiert der Stoff zu lipophilen Eigenschaften (Schlechtriem et al. 2015). Aufgrund der kurzen Kettenlänge C₄ und der hohen Mobilität ist die Entfernung von PFBA durch Aktivkohlefiltration weniger effizient als z.B. bei PFOS. Bereits nach 14.000 Bettvolumina ist PFBA durch den Aktivkohlefilter durchgebrochen (Riegel 2022). Bei der Untersuchung von belastetem Sickerwasser gestaltet sich die Entfernung durch Adsorption über den Schlamm der biologischen Stufe sowie das Separieren anhand der Ultrafiltration aufgrund der kurzkettigen Eigenschaften als schwierig. Somit verbleibt PFBA überwiegend im Permeat der Ultrafiltration. Ein Rückhalt kann mit zwei bis drei nachgeschalteten Aktivkohle-Stufen erreicht werden. Anhand der zweistufigen Umkehrosmose ist es möglich eine größere Effizienz bei dem Rückhalt von PFBA zu erhalten (Thrun 2021).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte PFBA im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 35-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 14-mal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei fünf Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,001 µg/L
BG LURR:	0,001 µg/L
JD-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	keine UQN vorhanden

Tabelle 56: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für PFBA.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,0153 ^a	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,011-0,02 ^b Mit=0,035 ^c n=32 ^c	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0010µg/L BG THL: < 0,0010µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Liang 2019); ^b (Behrendt 2019); ^c (Stahl et al. 2015)						

Bewertung der Ergebnisse

Da es für PFBA weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte nur bei 14 von 49 Kläranlagen festgestellt werden. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten nur bei fünf Kläranlagen festgestellt werden. Insgesamt scheint PFBA daher ein unproblematischer Stoff zu sein.

5.3.3 Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) mit der CAS-Nr.: 375-73-5 ist mit vier C-Atomen eine kurzkettige chemische Verbindung (Thrun 2021) aus der Gruppe der Perfluorsulfonsäuren und gehört zu der komplexen Gruppe der Per- und polyfluorierten Alkylverbindungen. Die perfluorierte Gruppe ist hydrophob und lipophob und weist somit Wasser als auch Schmutz ab. Die polare Gruppe ist hydrophil. Aufgrund der geringeren Halbwertszeit im Menschen und da es weniger toxisch ist, wird der Stoff PFOS durch PFBS ersetzt (Betts 2007). An Böden und Sedimenten adsorbiert Perfluorbutansulfonsäure minimal. Des Weiteren besitzt es gute wasserlösliche Eigenschaften und dissoziiert komplett in H_2O . Allerdings ist der Stoff persistent, da die Verbindung weder biologisch umgesetzt, hydrolysiert, noch photolysiert wird. Auf die aquatischen Lebewesen wie Fische, Mikroorganismen, Wirbellosen sowie Vögeln scheint eine geringe Toxizität zu bestehen (NICNAS 2005). Allerdings besagen aktuellere Studien, dass die kurzkettige PFBS Einfluss auf die Stammzellenerneuerung und -entwicklung nehmen kann (Liu et al. 2020). Die Europäische Chemikalienagentur ECHA plant PFBS als sehr besorgniserregenden Stoff einzustufen. Perfluorbutansulfonsäure findet Anwendung bei Textilien in der Beschichtung als Fleckenschutz, als Flammenschutzmittel sowie der Metallbeschichtung (DIHK 2020).

Eliminationsmechanismen

Mit einem $\log K_{ow}=2,01$ tendiert der Stoff zu lipophilen Eigenschaften (Schlechtriem et al. 2015). Aufgrund der kurzen Kettenlänge C_4 und der hohen Mobilität ist die Entfernung von PFBS mit 87 % durch Aktivkohlefiltration weniger effizient als z. B. bei PFOS mit 99 %. Bei der Untersuchung von belastetem Sickerwasser gestaltet sich die Entfernung durch Adsorption über den Schlamm der biologischen Stufe sowie das Separieren anhand der Ultrafiltration als schwierig aufgrund der kurzkettigen Eigenschaften. Somit verbleibt PFBS überwiegend im Permeat der Ultrafiltration. Ein Rückhalt kann mit zwei bis drei nachgeschalteten Aktivkohle-Stufen erreicht werden. Anhand der zweistufigen Umkehrosmose ist es möglich eine größere Effizienz bei dem Rückhalt von PFBS zu erhalten (Thrun 2021).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte PFBS im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 23-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 26-mal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* $> 50\%$) konnten bei 10 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,001 µg/L		
BG LURR:	0,001 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	keine UQN vorhanden		

Tabelle 57: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für PFBS.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d

Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,0068 ^a	n.d.	Med=0,0020 P90=0,0052 P10=0,0005 Max=0,0500 n=108/149 ¹	Med=0,0002 P90=0,0010 P10=0,00005 Max=0,0100	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Mit=0,007 ^b n=32 ^b	n.d.	Med=0,0003 P90=0,0020 P10=0,0003 Max=0,0074 n=47/145 ²	Med=0,0006 P90=0,0080 P10=0,00003 Max=0,4994	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0003 P90=0,0020 P10=0,0003 Max=0,0340 n=53/148 ³	Med=0,0011 P90=0,0070 P10=0,0001 Max=0,2501	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0010µg/L BG THL: < 0,0010µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Liang 2019); ^b (Stahl et al. 2015)						

Bewertung der Ergebnisse

Da es für PFBS weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte bei 26 von 49 Kläranlagen festgestellt werden. Der Median liegt bei Med = 0,00025 µg/L und das 90 %-Quantil bei P90 = 0,002 µg/L. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 10 Kläranlagen festgestellt werden. Insgesamt scheint PFBS daher ein unproblematischer Stoff zu sein.

5.3.4 Perfluorooctansäure (PFOA)

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Perfluorooctansäure (PFOA) mit der CAS-Nr.: 335-67-1 ist eine Perfluorcarbonsäure, also eine durchweg fluorierte Carbonsäure. Es hat amphiphobe Eigenschaften. Aufgrund der thermischen sowie biologischen Widerstandsfähigkeit kombiniert mit einer hohen Wasserlöslichkeit ist eine weltweite Verbreitung deutlich zu erkennen und wird von der Environmental Working Group (2020) als Ewigkeitschemikalie bezeichnet. Seit dem 4. Juli 2020 ist in der EU das Herstellen sowie das Inverkehrbringen von PFOA verboten, allerdings gibt es wenige Ausnahmen (EU 2017). Für die Produktion von Polymeren und Polytetrafluorethylen wird PFOA in Gestalt von Ammoniumperfluorooctanoat als Emulgator benutzt (GESTIS 2021a). Bei der Untersuchung von 26 Probanden, welche einst in der Industrie gearbeitet haben, konnte anhand des untersuchten Serums im Mittel eine Halbwertszeit für PFOA mit 3,8 Jahren festgestellt werden (Stahl et al. 2015).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 2.290 mg/L bei 24 °C bis 4.340 mg/L bei 234.1 °C. Der log *K_{ow}* beträgt 4,81-6,3 (HSDB et al. 2022). Li et al. (2012) untersuchte die Sorptionseigenschaften von Perfluorooctansäure und stellte fest, dass die Sorption primär ein entropiegetriebener Prozess ist und vorwiegend durch den Eisenoxid-, Schwarzkohle- und Tongehalt sowie die

spezifischen Oberfläche beeinflusst wird. Der k_d -Wert ist in der Literatur mit einer großen Spanne von 405 bis 10.025 kg/L TS angegeben (Yu et al. 2009; Li et al. 2012).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte PFOA im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) sechsmal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 43-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* $> 50\%$) konnten bei 11 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,001 µg/L
BG LURR:	0,001 µg/L
JD-UQN:	-
ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L
ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)

Tabelle 58: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für PFOA.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d
Ablauf c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	Med=0,024 ^a Med=0,0204 ^b	n.d.	Med=0,0032 P90=0,0069 P10=0,0005 Max=0,0400 n=132/149 ¹	Med=0,0005 P90=0,0015 P10=0,0001 Max=0,0055	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	Med=0,003 ^a Mit=0,033 ^c n=32 ^c	n.d.	Med=0,0010 P90=0,0030 P10=0,0005 Max=0,0100 n=73/145 ²	Med=0,0013 P90=0,0244 P10=0,0001 Max=0,4994	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0010 P90=0,0040 P10=0,0005 Max=0,0320 n=89/148 ³	Med=0,0024 P90=0,0248 P10=0,0004 Max=0,5001	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: $< 0,0010\mu\text{g/L}$ BG THL: $< 0,0010\mu\text{g/L}$; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung $< BG$) ^a (Zareitalabad et al. 2013); ^b (Liang 2019); ^c (Stahl et al. 2015)						

Bewertung der Ergebnisse

PFOA führt zwar zu keinen Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages (= 0,1 µg/L), jedoch ist dieser auch etwa um das 150-fache größer als die JD-UQN von PFOS (= 0,00065 µg/L). Der Stoff konnte regelmäßig (bei 43 der 49 Kläranlagen) gemessen werden und nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* $> 50\%$) konnten bei 11 Kläranlagen festgestellt werden.

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 Befrachtung 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 Cypermethrin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Cypermethrin mit der CAS-Nr.: 52315-07-8 ist ein Insektizid, das u. a. als Pflanzen- und Holzschutzmittel eingesetzt wird. Im Wesentlichen wird es aber aufgrund der insektenabwehrenden Wirkung als Repellent in der Tierzucht genutzt. 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.

Gem. Durchführungsverordnung der Europäischen Kommission (EU 2021/79) gilt eine Abverkaufsfrist bis zum 7. Juni 2022 und Aufbrauchfrist bis zum 7. Dezember 2022.

Eliminationsmechanismen

Cypermethrin hat eine sehr geringe Wasserlöslichkeit (1 mg/L bei 20 °C und 1 bar). Der $\log K_{OW}$ -Wert von 6,0 zeigt an, dass der Stoff lipophil und bioakkumulierend ist. Über die Elimination in der mechanischen-biologischen Abwasserbehandlung ist bislang nichts bekannt. Năstuneac et al. (2019) stellten eine Absorption in pulverisiertem *Fucus spiralis* bis zu 63,36 µg/mg nach 40 Minuten im Batch Versuch fest. Bhatt et al. (2020) ermitteln in einem Laborversuch mit dem Bakterium *Bacillus thuringiensis* strain SG4 bei 32 °C, pH 7,0 und einer Schüttelgeschwindigkeit von 110 Umdrehungen pro Minute einen Abbau von ca. 80 % der Cypermethrin Dosis nach 15 Tagen. Durch diesen Prozess werde das Pestizid vollständig mineralisiert.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen wurde Cypermethrin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) jeweils unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) gemessen. Auch oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) oder im Kläranlagenablauf selbst (PN 2) war der Stoff nicht nachweisbar.

BG THL:	0,0500 µg/L		
BG LURR:	0,0001 µg/L		
JD-UQN:	0,00008 µg/L	ZHK-UQN:	0,0006 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 59: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Cypermethrin.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,001 ^a	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	I-NK: < 0,02 n = 0/58 I-VF: < 0,02 n = 0/59 R:0,040 n = 1/52	n.d. (< 0,010) ⁵
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	8115-15460 ^b 194 ^c 3,58 ^c 1,0 ^c 0,2 ^c 3,7 ^d 2,62 ^d 0,12 ^d 0,003 ^d 0,002 ^d	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.

BG LLUR Daten: < 0,0001 µg/L BG THL: < 0,0500 µg/L; ¹nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)

^a s. PrioSH-1, S. 90, Tab. 34 mit weiteren Nachweisen; ^b(Kanyika-Mbewe et al. 2020); ^c(Marino und Ronco 2005); ^d(NORMAN 2012)

Bewertung der Ergebnisse

Es ist hier zu beachten, dass sowohl die durch die THL gewählte BG (= 0,05 µg/L) als auch die durch das LLUR gewählte BG (= 0,0001 µg/L) größer als die geltende UQN (= 0,00008 µg/L) ist. Dies hat zur Folge, dass eventuell bei einigen Kläranlagen/ Gewässern Überschreitungen vorhanden sind, diese aber nicht erfasst werden konnten. Dies betrifft besonders die durch die THL beprobten Anlagen (KA01 bis KA44), jedoch auch die durch das LLUR beprobten (KA45 bis KA54).

5.4.2 Dichlorvos

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Dichlorvos mit der CAS-Nr.: 62-73-7 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 für den Einsatz als Insektizid mehr. Auch zum Vorratsschutz (z.B. in Lebensmittelmärkten mittels Sprays oder Kaltvernebelungsmittel) besitzt der Wirkstoff 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 Erkenntnisse vor. Der Stoff gilt jedoch als weitgehend persistent und nicht biologisch abbaubar (Ning et al. 2012).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Dichlorvos im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 47-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und keinmal im zulässigen Bereich gemessen werden. Die geltende JD-UQN wird bei zwei Kläranlage überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei keiner Kläranlage festgestellt werden. Darüber hinaus wird zweimal die ZHK-UQN überschritten.

In der Tabelle 60 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei den zwei Überschreitungen ist kein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen.

BG THL:	0,01 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	0,0006 µg/L	ZHK-UQN:	0,0007 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:		ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	JD-UQN: 2 von 49 Kläranlagen (dabei 1x auch bereits an PN 1)		
ZHK-UQN-Überschreitung:	ZHK-UQN: 2 von 49 Kläranlagen (dabei 1x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 60: UQN Überschreitungen Dichlorvos.

JD-UQN (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil)			
KA22 Lägerdorf (+ PN 1)	0,0006	0,013 (0,013)	n.d. ¹
KA44 Wankendorf	0,0006	0,013	2,58 %
ZHK-UQN (KA / ZHK-UQN [µg/L] / gem. Konzentration [µg/L] / Datum)			
KA22 Lägerdorf (+ PN 1)	0,0007	0,020 (0,020)	02.06.2021
KA44 Wankendorf	0,0007	0,020	03.06.2021
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			

Tabelle 61: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Dichlorvos.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	I-NK: < 0,02 n = 0/58 I-VF: < 0,02 n = 0/59 R: 0,045 (0,040-0,050) (n = 2/52)	n.d. (< 0,005)
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächengewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 91, Tab. 35 mit weiteren Nachweisen						

Bewertung der Ergebnisse

Es ist hier zu beachten, dass sowohl die durch die THL gewählte BG (= 0,02 µg/L) als auch die durch das LLUR gewählte BG (= 0,01 µg/L) größer als die geltende JD-UQN (= 0,0006 µg/L) ist. Dies hat zur Folge, dass eventuell bei mehr Kläranlagen/ Gewässern Überschreitungen vorhanden sind, diese aber nicht erfasst werden konnten.

Insgesamt scheint Dichlorvos ein unproblematischer Stoff zu sein, da er nur zweimal gemessen werden konnte. Allerdings sind die BG auch um den Faktor 100 zu groß gewählt, so dass im maßgebenden Bereich gar keine Messungen möglich waren. Darüber hinaus wird die ZHK-UQN zweimal überschritten.

5.4.3 Diuron

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Unter dem Handelsnamen Diuron mit der CAS-Nr.: 330-54-1 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 und 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 und in die Kanalisation eingetragen werden (Burkhardt et al. 2009a). Wie Köck-Schulmeyer et al. (2013) zeigen, gibt es eine deutliche Niederschlagsabhängigkeit bezüglich des Eintrages von Diuron.

Eliminationsmechanismen

Diuron ist schwer löslich in Wasser (42 mg/L bei 20 °C und 1 bar) und gilt als schlecht biologisch abbaubar. Ein $\log K_{ow}$ -Wert von 2,78 deutet darauf hin, dass Diuron nicht zur Sorption neigt (Köck-Schulmeyer et al. 2013). 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. Allerdings fanden Stasinakis et al. (2009) unter anoxischen Bedingungen in einem SBR Reaktor eine Eliminationsleistung von 95 % vor. Diese wird durch den Mechanismus des katabolen Stoffwechsels erklärt.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Diuron im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 36-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 13-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Die geltende JD-UQN wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei fünf Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	0,2 µg/L	ZHK-UQN:	1,8 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 62: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Diuron.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	< 0,310 ^a 0,059 ^a < 0,64 ^a 0,127 ^a 0,059 ^a 0,050 ^a	15,68	n.a. ¹	n.a. ¹	I-NK: 0,023 (0,005-0,041) n = 22/58 I-VF: 0,025 (0,005-0,055) n = 23/59 R: 0,005 (0,005-1,190) n = 31/52	0,003 (0,002-0,005)

Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	28 ^a 0,065 ^b 22,8 ^c	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a s. PrioSH-1, S. 94, Tab. 37 mit weiteren Nachweisen; ^b (Bacigalupo und Meroni 2007); ^c (Carazo-Rojas et al. 2018)						

Bewertung der Ergebnisse

Diuron ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen der JD-UQN führt. Außerdem konnte der Stoff nur bei 13 der 49 Kläranlagen festgestellt werden.

5.4.4 Diethyltoluamid (DEET)

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Diethyltoluamid (DEET) oder auch N,N-Diethyl-3-methylbenzamide mit der CAS-Nr.: 134-62-3 ist ein Wirkstoff aus der Gruppe der Repellents. Es ist eine neutral bis schwach riechende, neutrale bis schwach gelbe, lipophile ölige Flüssigkeit, welche in Wasser praktisch unlöslich ist. Es kommt synthetisch wie auch natürlich in gewissen Insekten vor. Es besitzt insektenabweisende Eigenschaften gegen blutsaugende Fliegen, Flöhe, Mücken sowie Zecken. Es zählt zu den tropentauglichen zuverlässigen Insektenschutzmitteln und wurde klinisch untersucht. Allerdings können lokale Hautreaktionen auftreten. Aufgrund des Einsatzgebietes als Repellent sind saisonal höhere Verbräuche (und damit Stoffkonzentrationen) zu erwarten.

DEET greift einige Kunststoffe und Lacke an. Hinzu kommen sehr seltene neuro- und kardiotoxische Effekte wie Krampfanfälle und tiefer Blutdruck. Das Repellent wird über die Haut adsorbiert, in der Leber metabolisiert und ausgeschieden. Bei versehentlicher Einnahme ist das Produkt giftig.

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 912 mg/L (US EPA et al. 2012c). DEET besitzt mit einem log *K_{OW}*-Wert von 2,02 lipophile Eigenschaften (HSDB et al. 1995a). Der biologische Abbau ist in einem System Wasser/Boden-Wasser durch Schüttelversuche nachweisbar, allerdings findet dieser Prozess sehr langsam statt (Knepper et al. 1996).

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe wurde an den untersuchten größeren Kläranlagen für DEET Abbauraten nach der Biologie von 90 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe, hier konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 46 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle Reinigungsstufe, hier wurden

bei einer PAK-Konzentration von 10 g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 61 % festgesetzt (Götz et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte DEET im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 12-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 37-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 20 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	88 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	410 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 63: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Diethyltoluamid.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	0,25 ^b 0,13 ^c	Med=0,094 P90=0,674 P10=0,020 Max=3,400 n=137/149 ¹	Med=0,013 P90=0,143 P10=0,002 Max=0,792	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=n.d. Min=0,01 Max=0,09 n=19/19 ^a August Med=n.d. Min=<0.01 Max=n.d. n=19/19 ^a Februar Med=n.d. Min=0.01 Max=0.06 n=19/19 ^a August	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,020 P90=0,111 P10=0,010 Max=1,400 n=83/148 ³	Med=0,048 P90=0,454 P10=0,007 Max=5,176	n.d.	n.d.

BG LLUR Daten: < 0,0100 µg/L BG THL: < 0,0200 µg/L; ¹BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar; ³BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)

^a(Dsikowitzky 2002); ^b(Knerr et al. 2017); ^c(Klasmeier et al. 2011)

Bewertung der Ergebnisse

DEET scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt, der einige Größenordnungen über den festgestellten Konzentrationen im KA-Ablauf liegt. Allerdings konnte der Stoff regelmäßig nachgewiesen werden und bei 20 von 49 Kläranlagen wurde ein nennenswerter Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt.

5.4.5 Tebuconazol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Tebuconazol mit der CAS-Nr.: 107534-96-3 gehört zu der Gruppe der Triazole und ist ein Gemisch von zwei enantiomeren chemischen Verbindungen. Tebuconazol ist ein brennbarer, farb- und geruchsloser Feststoff, der praktisch unlöslich ist und gilt als stark wassergefährdend (GESTIS 2021d). Seit 1988 ist Tebuconazol als Verbindung auf dem Markt erhältlich (Börner et al. 2009). Tebuconazol findet nebst Pflanzenschutzmitteln auch als Fungizid z.B. als Saatgutbehandlungsmittel bei der Bekämpfung von diversen Pilzkrankheiten in Getreide Anwendung (Hirsch und Zadi 2022). Über Dränagen, Oberflächenabfluss, Drift, atmosphärische Deposition, Hofabläufe und Kläranlagen gelangt Tebuconazol in die Oberflächengewässer.

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit von Tebuconazol beträgt 36 mg/L bei 20° und einem pH-Wert von 5-9. Mit einem $\log K_{ow} = 3,7$ (HSDB und Tomlin CDS 2003) ist Tebuconazol lipophil. Im Belebtschlammverfahren nimmt die Konzentration in den ersten 2 Stunden um 20 % ab, danach verlangsamt sich der Rückgang. Der Rückgang des internen Standards im Vergleich zu wässrigen Standards betrug etwa 65 %. Das deutet auf eine Sorption am Belebtschlamm hin. In einem Doppelexperiment werden extrapolierte Halbwertszeiten von 65 bzw. 60 Stunden beobachtet. Der biologische Abbau scheint im Vergleich zur Sorption eher unbedeutend zu sein (Kahle et al. 2008).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Tebuconazol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 28-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 21-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei sechs Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,01 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,625 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	1,4 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 64: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Tebuconazol.

Stoff	Referenzwert	SpugeSH	PrioSH
-------	--------------	---------	--------

	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Min=0,001 Max=0,01 ^a 0,05 ^b	0,0006- 0,0049 ^a	Med=0,003 P90=0,028 P10=0,003 Max=0,300 n=43/149 ¹	Med=0,000 P90=0,004 P10=0,0002 Max=0,042	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Min=0,05 Max=9,1 ^c	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,05 ^b	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0100µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Kahle et al. 2008); ^b (Berenzen et al. 2003); ^c (Berenzen et al. 2005)						

Bewertung der Ergebnisse

Tebuconazol ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Außerdem konnte der Stoff nur bei 21 der 49 Kläranlagen festgestellt werden. Im Vergleich zu den (wenigen) Referenzwerten sind die festgestellten Konzentrationen und Frachten unauffällig.

5.4.6 Terbutryn

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Terbutryn mit der CAS-Nr.: 886-50-0 zählt zur Stoffklasse der Triazine und wird als Algizid in Dispersionsfarben und Putzen eingesetzt. Es wird außerdem als Herbizid zur Voraufbau-Anwendung gegen Unkräuter und Ungräser im Wintergetreide-, Zuckerrohr- und Sonnenblumenanbau, zur Nachaufbau- 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

Die Wasserlöslichkeit beträgt 25 mg/L (HSDB et al. 2003c). 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).

Die von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg und Baden-Württemberg 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) Konzentrationen 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.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Terbutryn im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 32-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 17-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Die geltende JD-UQN wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 10 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,001 µg/L		
JD-UQN:	0,2 µg/L	ZHK-UQN:	0,34 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 65: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Terbutryn.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	< 0,26 0,040-0,119 ^a	n.d.	Med=0,011 P90=0,058 P10=0,010 Max=0,119 n=77/149 ¹	Med=0,002 P90=0,010 P10=0,001 Max=0,056	I-NK: 0,044 (0,010-0,169) n = 52/58 I-VF: 0,043 (0,005-0,206 n = 53/59 R:0,010 (0,005-0,100) n = 52/52	0,002
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	4,8 ^b	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.

Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung	n.d.	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
c [µg/L] B _d [mg/(EW*d)]						
BG LLUR Daten: < 0,0010µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 102, Tab. 43 mit weiteren Nachweisen; ^b (Carazo-Rojas et al. 2018)						

Bewertung der Ergebnisse

Terbutryn ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen der JD-UQN führt. Außerdem konnte der Stoff nur bei 17 der 49 Kläranlagen festgestellt werden. Es ist festzustellen, dass Terbutryn überwiegend bei den vom LLUR durchgeführten Proben festgestellt wurde, was vermutlich an der niedrigeren BG liegt. Es wären demnach weitere Positivbefunden im Bereich zwischen den beiden zur Anwendung gekommenen BG zu erwarten, die allerdings alle unterhalb der JD-UQN lägen.

5.4.7 Triclosan

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Triclosan mit der CAS-Nr.: 3380-34-5 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

Die Wasserlöslichkeit beträgt 10 mg/L (HSDB et al. 2010b). Triclosan ist sehr lipophil ($\log K_{ow} = 4,76$) (HSDB et al. 2012a) und neigt daher zur Sorption und zur Bioakkumulation. Die hohe Sorptionsaffinität wird auch durch den hohen Sorptionskoeffizienten ($k_d = 3890$ bzw. 19.953 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) weiter 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 der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Triclosan im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 39-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 10-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Die geltende JD-UQN wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei fünf Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,0001 µg/L		
JD-UQN:	0,02 µg/L	ZHK-UQN:	0,2 µg/L

JD-UQN-Vorschlag: -**ZHK-UQN-Vorschlag:** -**JD-UQN-Überschreitung:** 0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)**Tabelle 66: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Triclosan.**

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,042-0,213 ^a < 0,25 ^a 7,3 ^b 0,059 ^c	n.d.	n.a.¹	n.a.¹	I-NK: 0,026 (0,001-0,039) <i>n</i> = 44/58 I-VF: 0,019 (0,005-0,026) <i>n</i> = 12/59 R: 0,014 (0,005-0,150) <i>n</i> = 52/52	0,003 (0,002-0,003)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,003-0,010 ^a 0,004 ^a 0,011-0,031 ^d 0,055-0,134 ^d 0,067 ^e	n.d.	n.a.¹	n.a.¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a.¹	n.a.¹	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0001µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a s. PrioSH-1, S. 104, Tab. 44 mit weiteren Nachweisen; ^b (Bester 2005); ^c (Bester 2003); ^d (Nishi et al. 2008); ^e (Weigel 2003)						

Bewertung der Ergebnisse

Triclosan ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen der JD-UQN führt. Außerdem konnte der Stoff nur bei 10 der 49 Kläranlagen festgestellt werden.

5.4.8 Glyphosat

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Glyphosat mit der CAS-Nr.: 1071-83-6 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 (Voraufaufanwendung) 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 wurden 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 -3,4 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 Eintragspfad 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 in die Kläranlagen.

Eliminationsmechanismen

Ein abiotischer Abbau von Glyphosat findet nur in überaus geringen Ausmaßen 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 bei einem pH-Wert zwischen 5 und 9 in gepufferter Lösung unter natürlichem Sonnenlicht stabil gegenüber Photolyse. 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. Durch UV-Bestrahlung mit UV-C (254 nm)-Lichtwellen konnten Papagiannaki et al. (2020) eine Abnahme der Glyphosatkonzentration von über 90 % feststellen, allerdings liegen nach Aufspaltung des Grundmoleküls weiterhin Transformationsprodukte vor, deren Abbaumechanismus erst erforscht werden muss.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Glyphosat wurde vom LLUR nicht gemessen, so dass für die Kläranlagen KA45 bis KA54 keine Daten vorliegen. Von den verbleibenden 39 Kläranlagen konnte Glyphosat im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 26-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 13-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* $> 50 \%$) konnten bei fünf Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,1 µg/L		
BG LURR:	-		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	120 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	360 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 67: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Glyphosat.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,800 ^b	0,10 0,45	Med=0,196 P90=0,470 P10=0,050 Max=2,263 n=86/119 ¹	Med=0,023 P90=0,115 P10=0,006 Max=2,561	I-NK: 0,605 (0,222-14,40) n = 58/58 I-VF: 0,500 (0,120-29,10) n = 59/59 R:0,660 (0,140-7,640) n = 52/52	0,097 (0,096-0,732)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,67 ^c 2,4-42 ^d	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < ???µg/L BG THL: < 0,1000µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 96, Tab. 38 mit weiteren Nachweisen; ^b (Knerr et al. 2017); ^c (Popp et al. 2008); ^d (Di Guardo und Finizio 2018)						

Bewertung der Ergebnisse

Glyphosat scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der 39 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Allerdings konnte der Stoff bei 13 der 39 Kläranlagen festgestellt werden und das obwohl die BG (= 0,1 µg/L) im Vergleich zu den anderen Pflanzenschutzmitteln hoch ist. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei fünf Kläranlagen festgestellt werden. Des Weiteren ist der JD-UQN-Vorschlag (= 120 µg/L) wesentlich höher als bei den anderen Pflanzenschutzmitteln. Es ist darauf hinzuweisen, dass die in dieser Studie festgestellten Konzentrationen im KA-Ablauf deutlich unter den Vergleichswerten der PrioSH-Studie lag. Das liegt vermutlich am überwiegend saisonalen Einsatz (im Voraufbau und teilweise zur Sikkatation) des Wirkstoffes, der hier nicht erfasst wurde.

5.4.9 Mecoprop

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Mecoprop mit der CAS-Nr.: 93-65-2 ist ein Herbizid aus der Klasse der Wuchsstoffherbizide. Es wird eingesetzt um nicht lebensfähige Bedingungen für breitblättrige Unkräuter wie Diesteln, Löwenzahn, Winden und Storchschnabel herzustellen. Die Anwendung ist nicht zulassungspflichtig und unterliegt weder der Pflanzenschutzmittelverordnung noch der Biozidrichtlinie.

Des Weiteren ist die Anwendung in der Landwirtschaft, auf Grünflächen (Sport- und Golfplätze) oder im privaten Garten zugelassen. Außerdem werden in Dachpappen Durchwurzelungsschutzmittel basierend auf den Wirkstoff Mecoprop mit rund 10 bis 35 g/m² eingesetzt. Kommt die Oberfläche der Bitumenbahn bzw. der Ester mit Wasser in Kontakt, so wird durch Hydrolyse Mecoprop freigesetzt. Darüber hinaus liegt Mecoprop mit einem Anteil < 0,1 % der Einsatzmenge als freier Wirkstoff vor und wird mit Wasser ausgewaschen. Eine Untersuchung mit zwei unterschiedlichen Herbizidtypen auf Bitumenbahnen stellt fest, dass nach sieben Jahren immer noch Mecoprop ausgewaschen wird, wobei die Konzentration im Vergleich zu einer neuen Bitumenbahn um das 100 bis 1000-fache geringer ist. Demnach ist der Eintrag nicht nur durch Landwirtschaft oder Gärten geschuldet, sondern auch durch urbanes Regenwasser aus Siedlungsgebieten (Burkhardt et al. 2009b).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 880 mg/L (HSDB und MacBean 2008b). Mit einem $\log K_{OW} = 3,13$ (HSDB und Ilchmann A 1993) scheint Mecoprop ein mäßiges Sorptionsverhalten aufzuweisen. Dem entgegen steht der k_d -Wert von 3,57 L/kg für Oberflächenböden (Lipthay et al. 2007). Außerdem sorbiert Mecoprop aufgrund der polaren Verbindung schlecht am Schlamm. Somit werden nur 10-30 % in der Kläranlage zurückgehalten (Burkhardt et al. 2009b).

In der Schweizer Messkampagne zur Substanzinventarisierung und Elimination in der biologischen Reinigungsstufe wurde an den untersuchten größeren Kläranlagen für Mecoprop Abbauraten nach der Biologie von 21 % gemessen. Zwei der Kläranlagen besitzen eine weitere Reinigungsstufe. Hier konnte nach der Ozonierung bei einer Ozonkonzentration von ca. 0,75 mg O₃/g DOC eine Eliminationsrate von 64 % festgestellt werden. Vier der Kläranlagen besitzen nach der biologischen Reinigung eine Pulveraktivkohle-Reinigungsstufe, in der bei einer PAK-Konzentration von 10 g PAK/m³ Abwasser Abbauraten von 63 % festgestellt wurden (Götz et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Mecoprop im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 33-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 16-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Die geltende JD-UQN wird gar nicht überschritten. Jedoch gibt es eine Überschreitung oberhalb der Kläranlageneinleitung (siehe Tabelle 68). Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei vier Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	0,1 µg/L	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1) 1x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb		

Tabelle 68: UQN Überschreitungen Mecoprop.

JD-UQN (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil)			
KA45 Ahrensburg (nur PN 1)	0,1	(0,111)	27,13 %

Tabelle 69: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Mecoprop.

Stoff	Referenzwert	SpugeSH	PrioSH
-------	--------------	---------	--------

	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	1,01 ^a	0,07 ^c 0,04 ^d	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,19 ^a 10,0 ^b	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,52 ^a	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Singer et al. 2010); ^b (Burkhardt et al. 2009a); ^c (Knerr et al. 2017); ^d (Klasmeier et al. 2011)						

Bewertung der Ergebnisse

Mecoprop ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen der JD-UQN führt. Nur einmal wird oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten. Außerdem konnte der Stoff nur bei 16 der 49 Kläranlagen festgestellt werden.

5.4.10 Imidacloprid

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Imidacloprid mit der CAS-Nr.: 138261-41-3 ist ein Insektizid aus der Gruppe der Neonicotinoide. Es ist auf Freilandkulturen (v. a. Rüben, Getreide, Kartoffeln, Mais) in Deutschland seit Ende 2018 verboten. Seither darf es noch in Gewächshäusern oder zur Behandlung von Saatgut verwendet werden. Zudem wird es in der Tiermedizin gegen Läuse vor Allem bei Hunden und Katzen eingesetzt. Für diese Anwendung ist der Wirkstoff derzeit zugelassen.

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit ist sehr gering und beträgt 610 mg/L (HSDB und MacBean 2008a). Ein log *K_{ow}*-Wert von 0,57 (HSDB und Tomlin CDS 2004a) zeigt an, dass der Stoff hydrophil ist und nicht zur Sorption neigt. Es liegen keine Erkenntnisse über den Rückhalt in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung vor. Durch das oligotrophe Bakterium *Hymenobacter latericoloratus* CGMCC 16346 konnten Guo et al. (2020) Imidacloprid im Gewässer innerhalb von 6 Tagen zu 64 % abbauen. Dies geschieht durch Hydroxylierung in Verbindung mit Co-Metabolisierung in der reinen Bakterienkultur im Laborversuch. Die Halbwertszeit von Imidacloprid im Gewässer wurde unter Präsenz des Bakteriums auf 57,8 Tage bestimmt. Mandal und Singh (2017) untersuchten, dass Pflanzenkohle im ein-, zwei- und dreistufen Filterverfahren bei einem Einsatz von jeweils 3,97; 1,22 und 0,84 kg in einer ersten Versuchsreihe und bei 3,98; 1,38

und 0,96 kg in einer zweiten Versuchsreihe für eine 95%tige Elimination von Imidacloprid sorgte.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Imidacloprid im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) siebenmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und fünfmal im zulässigen Bereich gemessen werden. Die geltende JD-UQN wird bei 37 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 22 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 70 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 22 der 37 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett). Bei einer Kläranlage (Burg) wurde eine Überschreitung nur oberhalb der Einleitung festgestellt.

BG THL:	0,002 µg/L		
BG LURR:	0,005 µg/L		
JD-UQN:	0,002 µg/L	ZHK-UQN:	0,1 µg/L
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	37 von 49 Kläranlagen (dabei 7x auch bereits an PN 1) 1x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb		

Tabelle 70: UQN Überschreitungen Imidacloprid.

JD-UQN (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
<u>KA01 Albersdorf</u>	0,002	0,015	64,64 %
<u>KA02 Aukrug-Bünzen</u>	0,002	0,002	26,38 %
<u>KA03 Bad Bramstedt</u>	0,002	0,002	23,93 %
<u>KA04 Bad Oldesloe</u>	0,002	0,005	25,85 %
<u>KA05 Bad Segeberg (+ PN 1)</u>	0,002	0,009 (0,004)	38,34 %
<u>KA06 Böklund</u>	0,002	0,006	76,87 %
<u>KA07 Boostedt</u>	0,002	0,042	109,00 %
<u>KA08 Bordesholm</u>	0,002	0,007	163,74 %
<u>KA09 Bredstedt</u>	0,002	0,012	119,47 %
KA10 Burg (nur PN 1)	0,002	(0,009)	n.d. ¹
<u>KA13 Eutin</u>	0,002	0,010	121,52 %
<u>KA14 Flintbek</u>	0,002	0,002	35,13 %
<u>KA15 Gettorf</u>	0,002	0,018	217,78 %
<u>KA19 Hohenlockstedt</u>	0,002	0,007	57,10 %
<u>KA20 Hohenwestedt</u>	0,002	0,011	93,43 %
<u>KA21 Kropp</u>	0,002	0,004	75,99 %
<u>KA25 Lütjenburg</u>	0,002	0,007	102,31 %
<u>KA26 Malente</u>	0,002	0,019	56,57 %
KA28 Neversdorf (+ PN 1)	0,002	0,004 (0,003)	9,14 %
<u>KA29 Niebüll (+ PN 1)</u>	0,002	0,026 (0,011)	126,62 %
<u>KA30 Nortorf</u>	0,002	0,006	n.d. ¹
<u>KA31 Owschlag</u>	0,002	0,002	58,01 %
KA35 Reinfeld	0,002	0,003	7,23 %
<u>KA36 Satrup (+ PN 1)</u>	0,002	0,015 (0,010)	n.d. ¹
<u>KA38 Schönberg</u>	0,002	0,023	140,76 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,002	0,018	87,64 %
<u>KA41 Süderbrarup</u>	0,002	0,007	47,19 %

<u>KA43 Trittau</u>	0,002	0,006	66,48 %
<u>KA44 Wankendorf</u>	0,002	0,002	50,38 %
<u>KA45 Ahrensburg</u>	0,002	0,008	126,77 %
<u>KA46 Bargteheide</u>	0,002	0,026	121,49 %
<u>KA47 Bornhöved (+ PN 1)</u>	0,002	0,028 (0,006)	33,65 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,002	0,034 (0,011)	152,01 %
<u>KA50 Meldorf</u>	0,002	0,007	n.d. ¹
<u>KA51 Neumünster</u>	0,002	0,022	65,82 %
<u>KA52 Rendsburg (+ PN 1)</u>	0,002	0,032 (0,008)	n.d. ¹
KA53 Sereetz	0,002	0,012	43,16 %
KA54 Tarp	0,002	0,012	2,08 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 71: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Imidacloprid.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,049 ^b	n.d.	Med=0,040 P90=0,076 P10=0,019 Max=0,210 n=144/149 ¹	Med=0,006 P90=0,017 P10=0,002 Max=0,053	I-NK: 0,053 (0,023-0,108) n = 58/58 I-VF: 0,051 (0,023-0,115) n = 59/59 R:0,060 (0,010-0,120) n = 52/52	0,011 (0,008-0,020)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ²	n.a. ²	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,005 P90=0,028 P10=0,001 Max=0,086 n=101/148 ³	Med=0,010 P90=0,055 P10=0,002 Max=0,500	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0050µg/L BG THL: < 0,0020µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² nicht auswertbar; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 97, Tab. 39 mit weiteren Nachweisen; ^b (Sadaria et al. 2016)						

Bewertung der Ergebnisse

Es ist hier zu beachten, dass die durch das LLUR gewählte BG (= 0,005 µg/L) etwas größer ist als die geltende JD-UQN (= 0,002 µg/L), während die BG der THL (= 0,002 µg/L) genauso groß wie die JD-UQN ist. Dies hat zur Folge, dass eventuell bei mehr Kläranlagen/ Gewässern leichte Überschreitungen vorhanden sind, diese aber nicht erfasst werden konnten. Außerdem überschreiten gemessene Werte automatisch den Grenzwert, so dass es keine positiven Werte

unterhalb des JD-UQN-Vorschlages gibt. Viele der Werte liegen auch genau auf der BG (= 0,002 µg/L). Dies betrifft vor allem die durch das LLUR beprobten Anlagen (KA45 bis KA54).

Insgesamt ist Imidacloprid ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 37 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen der JD-UQN führt. I.d.R. sind die KA ursächlich für den Stoffeintrag (vgl. hierzu auch Abs. 7.2.2). Ausnahmen können KA sein, wo im oberhalb liegenden EZG schon größere KA einleiten (geringer Abwasseranteil, s. Abs. 9.1.4).

Es lassen sich im Vergleich zu den Daten aus dem PrioSH-Projekt (Messzeitraum 2017/ 2018) etwas niedrigere Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagen-Abläufen feststellen. Dieses kann in dem seit Ende 2018 geltenden Verbot in Freilandkulturen begründet sein.

5.5 Süßstoffe

5.5.1 Acesulfam-K

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Der synthetische Süßstoff Acesulfam-K mit der CAS-Nr.: 55589-62-3 ist in seiner Reinform ein kristallines, weißes Pulver. Es kommt in Lebensmitteln und Getränken, aber auch Zahnpasten und anderen Körperpflegeprodukten, sowie in Tierfutter zur Anwendung (Lange et al. 2012; Li et al. 2021). 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 Körpergewicht 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).

Es ist nachgewiesen, dass Acesulfam-K quasi ubiquitär vorkommt, da es über die Atmosphäre transportiert werden kann und dann infolge nasser Deposition abgelagert wird (Gan et al. 2013). Als eine mögliche Quelle werden in diesem Zusammenhang Schweinemastbetriebe gesehen, in deren Umfeld erhöhte Konzentrationen festgestellt wurden (Li et al. 2021). Synthetische Süßstoffe werden in der Tiermast eingesetzt (Li et al. 2020), um eine höhere Produktivität zu erreichen (Ma et al. 2017).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt $2,37 \cdot 10^5$ mg/L (GESTIS und ECHA 2021). 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.

Gan et al. (2014) weisen nach, dass Acesulfam-K im Gewässer durch eine Kombination von Photolyse und Biodegradation durch Angriff des OH^\cdot Radikals in seine Transformationsprodukte umgewandelt wird. Dieses findet primär an der Oberfläche des Gewässers im Sommerhalbjahr statt und sorgt für eine Halbwertszeit von 9 Tagen im Gewässer.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Acesulfam-K im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) keinmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und achtmal im zulässigen Bereich gemessen werden. Der JD-UQN-Vorschlag wird bei 41 Kläranlagen überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 13 Kläranlagen festgestellt werden.

In der Tabelle 72 werden alle Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Werte in Klammern weisen auf eine Überschreitung im Gewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung (PN 1) hin. Bei kursiven unterstrichenen Stoffen ist die Kläranlage hauptverantwortlich für die Überschreitung (genauere Ausführung im Kapitel der jeweiligen Kläranlage). Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 10 der 41 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,1 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	41 von 49 Kläranlagen (dabei 32x auch bereits an PN 1) 1x oberhalb der Kläranlage aber nicht unterhalb		

Tabelle 72: UQN-Vorschlag Überschreitungen Acesulfam-K.

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
KA02 Aukrug-Bünzen (+ PN 1)	0,1	0,158 (0,146)	0,98 %
KA03 Bad Bramstedt (+ PN 1)	0,1	0,249 (0,255)	3,59 %
KA04 Bad Oldesloe (+ PN 1)	0,1	0,237 (0,210)	7,52 %
KA05 Bad Segeberg (+ PN 1)	0,1	0,277 (0,267)	6,92 %
KA06 Böklund (+ PN 1)	0,1	0,189 (0,108)	33,08 %
<u>KA07 Boostedt (+ PN 1)</u>	0,1	0,358 (0,115)	100,92 %
KA08 Bordesholm (+ PN 1)	0,1	0,133 (0,164)	32,73 %
<u>KA09 Bredstedt (+ PN 1)</u>	0,1	0,387 (0,186)	58,01 %
KA10 Burg (+ PN 1)	0,1	0,165 (0,233)	n.d. ¹
KA11 Eggebek/Lagstedt (+ PN 1)	0,1	0,124 (0,133)	0,18 %
KA14 Flintbek (+ PN 1)	0,1	0,115 (0,104)	10,74 %
<u>KA15 Gettorf (+ PN 1)</u>	0,1	0,586 (0,168)	78,55 %
KA17 Handewitt (+ PN 1)	0,1	0,258 (0,253)	2,92 %
KA19 Hohenlockstedt	0,1	0,102	11,45 %
KA20 Hohenwestedt (+ PN 1)	0,1	0,169 (0,167)	7,06 %
KA22 Lägerdorf (+ PN 1)	0,1	0,145 (0,163)	n.d. ¹
KA23 Leck	0,1	0,100	4,68 %
KA25 Lütjenburg (+ PN 1)	0,1	0,278 (0,142)	45,45 %
KA26 Malente	0,1	0,131	37,62 %
KA28 Neversdorf (+ PN 1)	0,1	0,192 (0,202)	1,56 %
<u>KA29 Niebüll</u>	0,1	0,221	107,92 %
KA30 Nortorf	0,1	0,100	n.d. ¹
KA31 Owschlag (+ PN 1)	0,1	0,937 (1,078)	0,86 %
KA33 Preetz (+ PN 1)	0,1	0,201 (0,206)	1,09 %
KA35 Reinfeld (+ PN 1)	0,1	0,240 (0,244)	1,32 %
<u>KA36 Satrup (+ PN 1)</u>	0,1	1,636 (2,987)	n.d. ¹
KA37 Schafflund (nur PN 1)	0,1	(0,103)	19,51 %
<u>KA38 Schönberg (+ PN 1)</u>	0,1	0,517 (0,510)	114,97 %
<u>KA39 Schwarzenbek</u>	0,1	0,119	54,28 %
KA40 Silberstedt (+ PN 1)	0,1	0,110 (0,115)	0,67 %
KA41 Süderbrarup (+ PN 1)	0,1	0,595 (0,625)	3,59 %

JD-UQN-Vorschlag (KA / JD-UQN [µg/L] / JD-Konzentration [µg/L] / JD-Frachtanteil) ²			
KA43 Trittau (+ PN 1)	0,1	0,330 (0,278)	10,99 %
KA44 Wankendorf	0,1	0,170	47,90 %
<u>KA45 Ahrensburg (+ PN 1)</u>	0,1	0,373 (0,107)	207,03 %
<u>KA46 Bargteheide (+ PN 1)</u>	0,1	6,417 (0,168)	137,27 %
<u>KA48 Heide (+ PN 1)</u>	0,1	0,877 (0,109)	135,27 %
<u>KA49 Krempe</u>	0,1	0,300	n.d. ¹
KA50 Meldorf (+ PN 1)	0,1	0,290 (0,139)	n.d. ¹
<u>KA51 Neumünster</u>	0,1	0,143	63,34 %
<u>KA52 Rendsburg (+ PN 1)</u>	0,1	0,363 (0,108)	n.d. ¹
KA53 Sereetz (+ PN 1)	0,1	0,190 (0,213)	41,87 %
KA54 Tarp (+ PN 1)	0,1	0,873 (0,363)	0,80 %
¹ Bei diesen KA war keine Durchflussmessung und somit auch keine Fracht- und Frachtanteilsberechnung möglich			
² JD-Frachtanteile > 100 % werden im entsprechenden Abs. 6 diskutiert (s. auch Abs. 8.5).			

Tabelle 73: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Acesulfam-K.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	> 20 ^a 11-39 ^a 1,80-9,05 ^a 14 (0,47-32) ^a 14,3 (-2500) ^a	4,67-6,91 ^a 4,72 ^a	Med=0,342 P90=1,300 P10=0,049 Max=27,000 n=145/149 ¹	Med=0,045 P90=0,231 P10=0,008 Max=8,550	I-NK: 1,199 (0,080-34,75) n = 58/58 I-VF: 1,098 (0,097-12,07) n = 59/59 R:0,720 (0,160-18,10) n = 52/52	0,815 (0,196-0,878)
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,40-2,78 ^a 2,9 ^b	n.d.	Med=0,140 P90=0,331 P10=0,023 Max=7,436 n=135/145 ²	Med=0,224 P90=4,187 P10=0,003 Max=103,033	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,190 P90=0,492 P10=0,076 Max=18,000 n=147/148 ³	Med=0,361 P90=5,079 P10=0,030 Max=98,800	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 132, Tab. 68 mit weiteren Nachweisen; ^b (Belton et al. 2020)						

Bewertung der Ergebnisse

Es fällt auf, dass bei 32 von 41 Überschreitungen sowohl oberhalb als auch unterhalb der KA-Einleitung die JD-UQN überschritten ist. Dabei ist häufig die Konzentration oberhalb der Einleitung sogar höher als unterhalb (13-mal), was praktisch eine Verdünnung durch den Kläranlagen-Ablauf bedeutet. Dieses deutet auf signifikante Frachtanteile hin, die diffus in die Gewässer eingetragen werden. Als mögliche Quelle wäre hier die Tierzucht zu vermuten.

Insgesamt ist Acesulfam-K zwar ein potentiell problematischer Stoff, da er bei 41 von 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Jedoch sind i. d. R. nicht die KA ursächlich für den Stoffeintrag. Ausnahmen bilden Kläranlagen mit einem sehr kleinen EZG und einem entsprechend hohen Abwasseranteil.

5.5.2 Cyclamat

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Natrium-N-cyclohexylsulfamat bzw. Natriumcyclamat oder kurz Cyclamat E 952 mit der CAS-Nr.: 139-05-9 ist ein synthetisch hergestellter Süßstoff. Der Süßstoff ist ein farb- und geruchloses, kristallines Pulver. Er ist in Deutschland seit 1963 zugelassen und besitzt in der Gruppe der in der EU zugelassenen Süßstoffe die geringste Süßintensität. Allerdings ist er ca. 35-50 x süßer als herkömmlicher Zucker Saccharose. In den USA ist Cyclamat verboten (Süßstoff-Verband e.V. 2021). Der wissenschaftliche Lebensmittelausschuss der EU legte im Jahr 2000 eine tägliche Aufnahmemenge (ADI-Wert) von 7 mg Cyclamat je kg Körpergewicht fest, da es im Verdacht steht, bei größeren Mengen krebserregend zu sein. Deshalb ist es nicht mehr in Produkten wie Kaugummis oder Bonbons zulässig. Cyclamat wird gemäß seinem Einsatz als Süßstoff häufig in Kombination mit Saccharin in energiereduzierten bzw. zuckerfreien Getränken und Lebensmitteln eingesetzt. Außerdem wird es teilweise auch in der Kosmetik oder in Arzneimitteln benutzt. Im menschlichen Körper wird Cyclamat nahezu nicht verstoffwechselt und wird so meistens unverändert über die Nieren ausgeschieden (Saalfrank 2013). Der Stoff wird mit der Wassergefährdungsklasse 2 als deutlich wassergefährdend eingestuft (GESTIS und Merck 2022).

Eliminationsmechanismen

Cyclamat ist leicht wasserlöslich (200 g/l bei 20°C) und besitzt einen $\log K_{ow} = -2,63$. Außerdem ist es hitzestabil (GESTIS und Merck 2022). In der Kläranlage wird Cyclamat in der biologischen Reinigung fast vollständig entfernt (Haakh und Eisele 2017). Eine Elimination in Festbettreaktoren und mittels Nanofiltration ist möglich. Des Weiteren sind hohe Median-Konzentrationen von 44 µg/L im Zulauf messbar, welche allerdings nach der zweiten Behandlungsstufe zu 92-100 % eliminiert werden (Seitz und Winzenbacher 2017).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Cyclamat im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 25-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 24-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei fünf Kläranlagen festgestellt werden. Dieses könnte wiederum auf die Verwendung des Süßstoffes in der Tierzucht hindeuten (vgl. hierzu die Ausführungen zu Acesulfam-K).

BG THL:	0,10 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	10 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 74: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Cyclamat.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,11-0,82 ^a 2,8 ^b 0,4 ^b	0,09±0,12 ^a 11±6,7 ^c	Med=0,025 P90=0,358 P10=0,025 Max=4,165 n=54/149 ¹	Med=0,004 P90=0,050 P10=0,002 Max=3,228	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	0,05-0,15 ^b	n.d.	Med=0,025 P90=0,146 P10=0,025 Max=2,607 n=45/145 ²	Med=0,050 P90=1,166 P10=0,001 Max=85,917	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,025 P90=0,193 P10=0,025 Max=1,623 n=50/148 ³	Med=0,074 P90=1,099 P10=0,006 Max=33,559	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,1000µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Buerge et al. 2009), ^b (Scheurer et al. 2009a), ^c (Oppenheimer et al. 2011)						

Bewertung der Ergebnisse

Cyclamat ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Insgesamt konnte der Stoff bei 24 der 49 Kläranlagen festgestellt werden.

5.6 Triazole

5.6.1 Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

4-Methylbenzotriazol mit der CAS.-Nr.: 29878-31-7 sowie 5-Methylbenzotriazol mit der CAS.-Nr.: 136-85-6 (wird auch als Tolytriazol-Isomere beschrieben) sind Derivate eines Benzotriazols, welches eine Methyl-Gruppe an 4. bzw. 5. Position besitzt. Die Methylbenzotriazole kommen als Isomerengemisch vor. Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol ist ein Korrosionsschutzmittel vor allem für Kupfer. Von dem Stoff gehen akute oder chronische Gesundheitsgefahren aus. Eine akute Toxizität der Kategorie 4 geht beim Verschlucken aus, während eine Reizwirkung auf die Haut und eine Augenreizung in die Kategorie 2 fallen. Außerdem gibt es eine spezifische Zielorgan-Toxizität bei einmaliger Exposition der Kategorie 3 (IFA 2022). Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol ist in der Wassergefährdungsklasse WGK 2, also als deutlich wassergefährdend, eingestuft (UBA 2022a).

Eliminationsmechanismen

Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol ist schwer wasserlöslich. Die Wasserlöslichkeit von 5-Methylbenzotriazol liegt bei 5 g/L bei 25 °C. Für 5-Methylbenzotriazol beträgt der $\log K_{ow} = 1,89$ (Hart et al. 2004). Benzotriazole sind biologisch schlecht abbaubar, selbst mit einem Membranbioreaktor bleiben Rückstände im gereinigten Abwasser vorhanden. Im gereinigten Abwasser dominiert 4 Methyl-1H-benzotriazol gegenüber 5 Methyl-1H-benzotriazol (Weber et al. 2009). Nach 20.000 Bettvolumina mit granulierter Aktivkohle beträgt die Eliminationsrate von 4-Methylbenzotriazol noch 90 % (Gottschlich et al. 2017).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) einmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 48-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 25 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	20 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	425 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 75: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	2,0-8,0 ^a	n.d.	Med=0,925 P90=2,220 P10=0,274 Max=17.322 n=148/149 ¹	Med=0,133 P90=0,496 P10=0,026 Max=2,304	n.d.	n.d.

Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med.:0,14 ^a 0,120-0,63 ^a 0,10 ^b 0,2 ^b	n.d.	Med=0,005 P90=0,106 P10=0,005 Max=2,800 n=71/145 ²	Med=0,018 P90=0,965 P10=0,001 Max=8,826	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,105 P90=1,100 P10=0,010 Max=18,000 n=129/148 ³	Med=0,221 P90=1,353 P10=0,047 Max=17,505	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/4; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Weber et al. 2009); ^b (Dieter et al. 2010)						

Bewertung der Ergebnisse

Σ4- und 5-Methylbenzotriazol scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Allerdings konnte der Stoff regelmäßig gemessen werden und bei 24 von 49 Kläranlagen wurde ein nennenswerter Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt. Auffällig sind die im Vergleich zu den Referenzwerten vergleichsweise geringen Konzentration im Kläranlagen-Ablauf und in den Gewässern.

5.6.2 Benzotriazol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Benzotriazol mit der CAS.-Nr.: 95-14-7 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 enthalten (Liu et al. 2012; Hart et al. 2004). Die Emission über Kläranlagenabläufe wird als wichtigste Eintragsquelle gesehen. Des Weiteren können noch Mischwassereinleitungen sowie eine atmosphärische 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. Die selben 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. Yang et al. stellten in Laborversuchen fest, dass Benzotriazol durch die Kombination von Chlorinierung und UV-Bestrahlung innerhalb von 30 Minuten vollständig transformiert werden kann.

Benzotriazol hat eine hohe Wasserlöslichkeit von 20 bis 28 g/L (Harris et al. 2007). Der Oktanol-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/cm² konnte eine Minderung um 65 % beobachtet werden (Hem et al. 2003).

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 Kläranlagen wurde eine Ablaufkonzentration von 7,3 bis 11,5 µg/L festgestellt (Jekel et al. 2016). 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 Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg und Baden-Württemberg (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).

Benzotriazole sind biologisch schlecht abbaubar, selbst mit einem Membranbioreaktor bleiben Rückstände im gereinigten Abwasser vorhanden. Im gereinigten Abwasser dominiert 4-Methyl-1H-benzotriazol gegenüber 5-Methyl-1H-benzotriazol (Weber et al. 2009). Nach 20.000 Bettvolumina mit Granulierter Aktivkohle beträgt die Eliminationsrate von 4-Methylbenzotriazol noch 90% (Gottschlich et al. 2017). Benzotriazol gilt daher als weitgehend persistent in Oberflächengewässern (Brunsch et al. 2019).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Benzotriazol im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) keinmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 49-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 23 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L
BG LURR:	0,01 µg/L
JD-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	19 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)

Tabelle 76: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Benzotriazol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	2,90 ^a 7,3 – 11,5 ^a 7 – 18 ^a 10 – 100 ^a 7,4 (1,0 – 83 ^a)	4,341 ^a	Med=1,716 P90=5,485 P10=0,643 Max=17,000 n=148/149 ¹	Med=0,256 P90=0,938 P10=0,054 Max=3,091	I-NK: 5,874 (0,73-13,48) n = 58/58 I-VF: 4,70 (0,76-12,50) n = 59/59 R:6,67 (1,41-17,10) n = 52/52	1,089 (0,784-1,541)

Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	1,5-33 ^a 0,9 ^a 0,06-6,3 ^a 0,636-3,69 ^a 0,034-0,176 ^a 0,248-0,845 ^a	n.d.	Med=0,040 P90=0,173 P10=0,010 Max=3,500 n=96/145 ²	Med=0,035 P90=3,087 P10=0,001 Max=20,562	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,213 P90=2,101 P10=0,040 Max=8,500 n=147/148 ³	Med=0,483 P90=2,926 P10=0,117 Max=39,658	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a s. PrioSH-1, S. 133, Tab. 69 mit weiteren Nachweisen						

Bewertung der Ergebnisse

Benzotriazol scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Allerdings konnte der Stoff regelmäßig gemessen werden und bei 23 von 49 Kläranlagen wurde ein nennenswerter Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt. Auffällig sind die im Vergleich zu den Referenzwerten vergleichsweise geringen Konzentration im Kläranlagen-Ablauf und in den Gewässern. Auch im Vergleich zu den Ergebnissen aus der PrioSH-Studie zeigen sich geringe Konzentrationen und Frachten. Die Gründe hierfür sind unklar.

5.7 Sonstige

5.7.1 Bisphenol A

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Bisphenol A (2,2-bis(4-hydroxyphenyl)propan) mit der CAS.-Nr.: 80-05-7 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 Estrogen 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). Seit 2011 ist der Stoff daher für Babyflaschen nicht mehr zugelassen.

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). Der 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 Schönlungsteichen (58,3 % [4,1 bis 100 %]), Tropfkörpern 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 Stoffen) ist hingegen nicht relevant. Von Hyland et al. (2012) wurde im Batch-Versuch ein Sorptionskoeffizient

von etwa $k_d = 190 \text{ L/kg TS}$ bestimmt. Zhao et al. (2008) haben etwas höhere Sorptionskoeffizienten ($k_d = 308 \text{ bis } 365 \text{ l/kg TS}$) ermittelt. Urase und Kikuta (2005) geben eine Spanne von $k_d = 263 \text{ bis } 651 \text{ L/kg TS}$ an. Alle Daten deuten darauf hin, dass die Sorption vernachlässigbar ist (vgl. Abs. 2.3.2). 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 $k_{bio} = 0,864 \text{ bis } 10,152 \text{ l/(g TS * d)}$ (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.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Bisphenol A im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) 41-mal unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< \text{BG}$) und achtmal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* $> 50\%$) konnten bei einer Kläranlage festgestellt werden.

BG THL:	0,050 µg/L		
BG LURR:	0,025 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	0,24 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	53 µg/L
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 77: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Bisphenol A.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH ^a	
	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d
Ablauf c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	$< 1,53^a$ $0,077-0,28^a$ $0,08-0,24^a$	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	I-NK: 0,304 (0,025-0,698) $n = 58/58$ I-VF: 0,259 (0,013-0,764) $n = 59/59$ R: 0,196 (0,025-1,298) $n = 52/52$	0,037 (0,027-0,075)
Oberflächengewässer oberhalb der Kläranlageneinleitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	$0,017-0,776^a$ $0,002-2,47^a$ $0,002-0,055^a$ $0,002-0,175^a$	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.

Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
c [µg/L] B _d [mg/(EW*d)]						
BG LLUR Daten: < 0,0250µg/L BG THL: < 0,0500µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG)						
^a s. PrioSH-1, S. 136, Tab. 70 mit weiteren Nachweisen;						

Bewertung der Ergebnisse

Bisphenol A ist ein unproblematischer Stoff, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Insgesamt konnte der Stoff nur bei acht Kläranlagen festgestellt werden.

5.7.2 Melamin

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Melamin mit der CAS-Nr.:108-78-1 ist eine farblose heterocyclische aromatische Verbindung mit Stickstoff. Melamin wird zu Melaminharz verarbeitet und wird als Klebstoff, Leim oder Duroplasten umgesetzt.

Melamin wurde benutzt um Lebensmittel zu verschneiden. Die Verbindung enthält viel Stickstoff, so dass ein erhöhter Proteingehalt in den Lebensmitteln vorgetäuscht werden kann. Der Betrug funktioniert, da in der Lebensmittelanalytik der Stickstoffgehalt einfach nach Kjeldahl bestimmt werden kann und so ein unspezifischer Rückschluss auf den Proteingehalt gezogen wird. Melamin in Kombination mit Cyansäure (ein Metabolit von Melamin) kann zur Nierensteinbildung führen (Salzner et al. 2011).

Gemäß Bedarfsgegenstände-Verordnung VO 10/2011/EU ist zur Herstellung von Kunststoffen mit Lebensmittelkontakt für Melamin ein Migrationsgrenzwert von 30 mg/kg Lebensmittel festgesetzt. Gemäß der Verordnung 1135/2009/EG ist ein Höchstgehalt von 2,5 mg/kg festgeschrieben (Knapp 2009).

Eliminationsmechanismen

Melamin hat eine Wasserlöslichkeit von 3 g/L bei 20°C sowie ein log K_{ow} = -1,37, welcher darauf hindeuten lässt, dass es sich um eine hydrophile Substanz handelt (GESTIS 2022c). Bei einer Ozonung mit 1 mg O₃/L wird Melamin so gut wie gar nicht eliminiert. Aufgrund der hohen Polarität lässt sich Melamin nur von nicht vorbeaufschlagter Aktivkohle entfernen (Winzenbacher et al. 2015).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei den 49 Kläranlagen konnte Melamin im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) keinmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 49-mal im zulässigen Bereich gemessen werden (JD-Werte). Der JD-UQN-Vorschlag wird gar nicht überschritten. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) konnten bei 17 Kläranlagen festgestellt werden.

BG THL:	0,02 µg/L		
BG LURR:	0,01 µg/L		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	10 µg/L	ZHK-UQN-Vorschlag:	-
JD-UQN-Überschreitung:	0 von 49 Kläranlagen (dabei 0x auch bereits an PN 1)		

Tabelle 78: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Melamin.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,389 ^a Min=0,136 ^a Max=2,68 ^a	n.d.	Med=2,405 P90=5,060 P10=1,212 Max=25,204 n=147/149 ¹	Med=0,341 P90=1,488 P10=0,088 Max=7,422	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,16- 1,19 ^b Med=0,235 ^a Min=0,017 ^a Max=3,65 ^a	n.d.	Med=0,164 P90=0,603 P10=0,034 Max=7,900 n=139/145 ²	Med=0,183 P90=4,298 P10=0,009 Max=114,731	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,366 P90=2,715 P10=0,092 Max=8,400 n=145/148 ³	Med=0,778 P90=5,471 P10=0,190 Max=96,087	n.d.	n.d.
BG LLUR Daten: < 0,0100µg/L BG THL: < 0,0200µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Zhu und Kannan 2020); ^b (Seitz et al. 2019)						

Bewertung der Ergebnisse

Melamin scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der 49 Kläranlagen zu Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages führt. Allerdings konnte der Stoff regelmäßig gemessen werden und bei 17 von 49 Kläranlagen wurde ein nennenswerter Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) festgestellt.

5.8 Estrogene

5.8.1 17- α -Ethinylestradiol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

17- α -Ethinylestradiol (EE₂) mit der CAS-Nr.: 57-63-6 ist ein synthetisches Hormon aus der Gruppe der Estrogene, welches eine verstärkte estrogene Wirkung besitzt. Es kann bereits bei sehr niedrigen Konzentrationen im Nanogramm/Liter-Bereich als endokriner Disruptor wirken.

Es wird hauptsächlich als Wirkstoff in Kombination mit einem Gestagen zur Empfängnisverhütung in vielen Kontrazeptiva (Antibabypillen) verwendet. Außerdem findet es seltener Anwendung bei der Behandlung anderer hormoneller Erkrankungen wie den Symptomen der Menopause. EE₂ ist ein alkyliertes Derivat des natürlich vorkommenden Estradiols mit einem 17 α -Ethinyl-Substituenten (UBA 2022b). Es kommt hauptsächlich in den verschreibungspflichtigen Kontrazeptiva vor. Diese sind für Frauen im gebärfähigen Alter, welche dies als Verhütungsmethode wählen. Auch Präparate der anderen Anwendungsbereiche sind verschreibungspflichtig und betreffen nur eine gewisse Zielgruppe.

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 11,3 mg/L (HSDB et al. 2003a). Mit einem $\log K_{ow} = 4,15$ ist 17- α -Ethinylestradiol ein lipophiler Spurenstoff. Hinzu kommt ein $\log K_{oc} = 3,8$. Diese Kombination weist auf eine gute Adsorptionsfähigkeit an Organik und Aktivkohle hin. In der biologischen Abwasserbehandlung sind Abbauraten bis zu 52 % möglich. Ein unregelmäßiges Verhalten konnte in den unterschiedlichen Behandlungsverfahren festgestellt werden (Hegemann und Busch 2003). Bei einem durchgeführten Experiment in dem EE₂ mit C¹⁴ markiert wurde, beträgt die Bindungsrate des Schlammes bis zu 75 % und kann somit aus der Wasserphase entfernt werden (Layton et al. 2000). Aufgrund der lipophilen Eigenschaft wurde in einer Simulation eines belüfteten Sandfangs mit Fettabscheidung z.B. Speiseöl hinzugetan. Es ist herausgekommen, dass EE₂ so bis unter die Nachweisgrenze reduziert werden kann. Allerdings weichen die Simulationsergebnisse von der Realität ab (Hegemann und Busch 2003). Die Entfernung von EE₂ mittels Adsorption an Pulveraktivkohle gelingt mit einer Abbaurate von 99,8 % (Lehnberg 2010).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Das Estrogen 17- α -Ethinylestradiol wurde nur bei neun Kläranlagen²⁹ an jeweils nur einem Messtag mit beprobt. Bei diesen neun Kläranlagen konnte der Stoff keinmal oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden (auch nicht im KA-Ablauf).

BG THL:	0,0004 µg/L		
BG LURR:	-		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-

²⁹ Berücksichtigte Kläranlagen: KA01 Albersdorf, KA05 Bad Segeberg, KA09 Bredstedt, KA14 Flintbek, KA15 Gettorf, KA19 Hohenlockstedt, KA23 Leck, KA41 Süderbrarup und KA42 Timmendorfer Strand

Tabelle 79: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für 17- α -Ethinylestradiol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,02 ^a Max=0,03 ^a n=12/12 ^a Med=0,02 ^b P90=0,03 ^b Max=0,03 ^b n=6/6 ^b Med=0,001 ^c Min=0,0001 ^c Max=0,009 ^c n=16/16 ^c	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,0004 ^d Min=0,0001 ^d Max=0,005 ^d n=31/31 ^d	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
BG THL-Daten: < 0,0004µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Engelmann et al. 2011); ^b (Ifugl 2007); ^c (Kuch und Ballschmiter 2001); ^d (Kuch und Ballschmiter 2001)						

Bewertung der Ergebnisse

17- α -Ethinylestradiol scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der neun Kläranlagen gemessen werden konnte. Da kein JD-UQN-Vorschlag vorliegt, kann keine abschließende Bewertung erfolgen.

5.8.2 17- β -Estradiol

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

17- β -Estradiol (E2) mit der CAS-Nr.: 50-28-2 ist das wesentliche Estrogen der geschlechtsreifen Frau. Der Wirkstoff wird aus den Granulosazellen des heranreifenden Follikels sowie bei der schwangeren Frau in der Plazenta gebildet. Die durchschnittliche natürliche Ausscheidung bei einer Frau beträgt 25-100 µg/d und bei einer Schwangerschaft bis zu 259 µg/d (Hu et al. 2003). Des Weiteren entsteht es aus der Aromatisierung von Testosteron sowie auch Östron 17- β -Estradiol. Bei Männern wird Estradiol im Hoden und in der Nebennierenrinde produziert. Es ist ein Substrat von CYP3A4 und hat eine geringe Bioverfügbarkeit. Eine weitere Quelle ist die

Tierzucht. Schweine und Hühner scheiden 17- β -Estradiol, Estriol und Estron aus. Kühe hauptsächlich 17- α -Estradiol, 17- β -Estradiol und Estron. Schätzungsweise beträgt die Abgabe bei 1 Tonne Lebendgewicht bei einer hochschwangeren Kuh 136,6 $\mu\text{g/d}$ und bei einem Schwein 5,9 $\mu\text{g/d}$ (Hanselman et al. 2003). Die höchste Emission besitzt die Milchkuh. Zusätzlich wird ein erhöhter Hormonspiegel aufgrund der Haltung in der dauerhaften Laktationsphase gefördert. In der Schweiz trägt die Nutztierhaltung mit einem 17- β -Estradiolequivalent von 150-200 kg/Jahr fünf- bis zehnmal mehr natürliche Hormone ein als der Mensch mit ca. 33 kg/Jahr. Dabei ist der Anteil von Kühen mit 80-170 kg/Jahr am größten. Die Ausscheidungsrate natürlicher Estrogene beträgt ca. 5 % als freie Hormone. Der größte Anteil wird im Körper zur besseren Wasserlöslichkeit hauptsächlich an Glukuronsäure gebunden, zum Teil an Schwefelsäure und als Ester ausgeschieden (Götz und Envilab AG 2012).

Eliminationsmechanismen

17- β -Estradiol besitzt eine Wasserlöslichkeit von 3,9 mg/L bei 27 °C. Mit einem $\log K_{\text{OW}} = 4,01$ ist der Spurenstoff lipophil (HSDB et al. 2003a; HSDB et al. 1995c). Der $\log K_{\text{OC}} = 4,2$ (Götz und Envilab AG 2012) zeigt, dass eine gute Adsorption an Böden stattfinden kann. Teilweise steigt die Konzentration im Ablauf nach der Vorklärung an. Dies kann bei endokrin wirksamen Stoffen durch die Spaltung der im Abwasser vorliegenden Estrogenkonjugaten zu den freien Steroiden erklärt werden. In der biologischen Reinigungsstufe ist eine Elimination von bis zu 82 % messbar (Hegemann und Busch 2003). In konventionellen, mechanischen Behandlungssystemen liegt die Entfernung bei 75-98 %. Die Anwendung von Tropfkörpern scheint nicht wirksam zu sein (Servos et al. 2005).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Das Estrogen 17- β -Estradiol wurde nur bei neun Kläranlagen³⁰ an jeweils nur einem Messtag mit beprobt. Bei diesen neun Kläranlagen konnte der Stoff keinmal oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden (auch nicht im KA-Ablauf).

BG THL:	0,0004 $\mu\text{g/L}$		
BG LURR:	-		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-

Tabelle 80: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für 17- β -Estradiol.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d	Konzentration c	Ew.-spez. Fracht B_d
Ablauf c [$\mu\text{g/L}$] B_d [$\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]	Med=0,001 Min=0,0000 Max=0,004 n=7/7 ^a Me=0,0018 Min=0,0002 Ma=0,0147 ^b	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.

³⁰ Berücksichtigte Kläranlagen: KA01 Albersdorf, KA05 Bad Segeberg, KA09 Bredstedt, KA14 Flintbek, KA15 Gettorf, KA19 Hohenlockstedt, KA23 Leck, KA41 Süderbrarup und KA42 Timmendorfer Strand

Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	Med=0,032 ^c Me=0,0007 ^c Max=0,003 n=40/40 ^a	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung c [µg/L] B_d [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	n.a. ¹	n.a. ¹	n.d.	n.d.
BG THL-Daten: < 0,0004 µg/L; ¹ nicht auswertbar, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Adler et al. 2001); ^b (Servos et al. 2005); ^c (Triebskorn und Hetzenauer 2012)						

Bewertung der Ergebnisse

17-β-Estradiol scheint ein unproblematischer Stoff zu sein, da er bei keiner der neun Kläranlagen gemessen werden konnte. Da kein JD-UQN-Vorschlag vorliegt, kann keine abschließende Bewertung erfolgen.

5.8.3 Estron

Stoffeigenschaften und Eintragspfade

Estron (E1) mit der CAS-Nr.: 53-16-7 gehört zu der Gruppe der Estrogene und somit zu den weiblichen Geschlechtshormonen. Gebildet wird Estron in den Eierstöcken, in der Nebenniere und im Unterhautfettgewebe. Nach den Wechseljahren ist Estron das wichtigste Estrogen von Frauen. Estrogene regen das Wachstum der weiblichen Geschlechtsorgane an, schützen den Knochen, stimulieren das Immunsystem und erhöhen im Hirn die Hörsensibilität. In der ersten Zyklusphase sollte der Estronspiegel im Blut zwischen 0,025-0,120 µg/L liegen; in der Zyklusmitte ist ein Anstieg auf 0,06-0,20 µg/L normal; in der zweiten Zyklushälfte sollte der Wert > 0,20 µg/L sein und in der Menopause zwischen 0,015-0,08 µg/L liegen (MedLexi 2021).

Eliminationsmechanismen

Die Wasserlöslichkeit beträgt 760 mg/L (Drug Bank). Log K_{ow} -Wert beträgt 3,13 (Drug Bank) und der log K_{oc} = 4,4 (Götz und Envilab AG 2012). Nach Konjugathydrolyse beträgt die Gesamtsteroidkonzentration im Zulauf ca. 50 %, im Ablauf beträgt der Konjugatanteil ca. 40 % (Adler et al. 2001). In der biologischen Reinigungsstufe ist eine Eliminierung von bis zu 93 % messbar (Hegemann und Busch 2003).

Für den Abbau der Steroidhormone nimmt die Schlammbelastung vermutlich eine Schlüsselrolle ein. Bei geringer Schlammbelastung erhöht sich die Abbaurate (Kreuzinger et al. 2004). In einer anderen Studie konnte kein Zusammenhang zwischen B_{TS} 0,15-0,5 kgBSB/kgTS-d bzw. t_{TS} und dem Abbau von Estron gefunden werden (Onda et al. 2003). Ein Membranbioreaktor MBR mit einem t_{TS} von 8-26 d erzielt einen höheren Abbau von Steroidhormonen als ein konventionelles Belebungsverfahren. Es scheint als sei die höhere Biomasse im MBR mit 10-20 gTS/L (im Gegensatz zum konventionellen System mit einer Biomasse von 3-5 gTS/L) sowie die geringe Belebtschlammflockengröße für einen besseren Abbau verantwortlich (Kimura et al. 2007; Lesjean et al. 2005).

Zusammenfassung der Ergebnisse

Das Estrogen Estron wurde nur bei neun Kläranlagen³¹ an jeweils nur einem Messtag mit beprobt. Bei diesen neun Kläranlagen konnte der Stoff im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) sechsmal unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und dreimal im zulässigen Bereich gemessen werden (Einzelwerte). Für diesen Stoff gibt es zurzeit weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag, so dass hier keine Bewertung durchgeführt werden kann.

BG THL:	0,0004 µg/L		
BG LURR:	-		
JD-UQN:	-	ZHK-UQN:	-
JD-UQN-Vorschlag:	-	ZHK-UQN-Vorschlag:	-

Tabelle 81: Zusammenstellung der Ergebnisse sowie Referenzwerte für Estron.

Stoff	Referenzwert		SpugeSH		PrioSH	
	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>	Konzentration <i>c</i>	Ew.-spez. Fracht <i>B_d</i>
Ablauf <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,017 ^a Min=0,001 ^a Max=0,096 ^a Med=0,018 ^b n=13/13 ^b Med=0,014 ^b n=11/11 ^b Med=0,002 ^c Min=0,0004 ^c Max=0,018 ^c n=16/16 ^c	n.d.	Med=0,0007 P90=0,0013 P10=0,0002 Max=0,0020 n=5/8 ¹	n.d.	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer oberhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	Med=0,018 n=12/12 ^d	n.d.	Med=0,0001 P90=0,0007 P10=0,0001 Max=0,0010 n=3/8 ²	n.d.	n.d.	n.d.
Oberflächenge- wässer unterhalb der Kläranlagenein- leitung <i>c</i> [µg/L] <i>B_d</i> [mg/(EW*d)]	n.d.	n.d.	Med=0,0001 P90=0,0009 P10=0,0001 Max=0,0009 n=3/8 ³	n.d.	n.d.	n.d.
BG THL-Daten: < 0,0004µg/L; ¹ BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ² BG unterschritten, für JD-Fracht BG/2; ³ BG unterschrit- ten, für JD-Fracht BG/2, s. Abs 4.3 (Berücksichtigung < BG) ^a (Servos et al. 2005); ^b (Miehe 2010); ^c (Kuch und Ballschmiter 2001); ^d (Vallejo et al. 2013)						

³¹ Berücksichtigte Kläranlagen: KA01 Albersdorf, KA05 Bad Segeberg, KA09 Bredstedt, KA14 Flintbek, KA15 Gettorf, KA19 Hohenlockstedt, KA23 Leck, KA41 Süderbrarup und KA42 Timmendorfer Strand

Bewertung der Ergebnisse

Da es für Estron weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt, ist eine Auswertung hinsichtlich einer Überschreitung dieser nicht möglich. Der Stoff konnte bei drei von neun Kläranlagen festgestellt werden. Der Median liegt bei $\text{Med} = 0,0001 \mu\text{g/L}$ und der Maximalwert bei $\text{Max} = 0,0009 \mu\text{g/L}$.

6 Kläranlagenspezifische Ergebnisse

Es erfolgt eine Betrachtung der einzelnen untersuchten Kläranlagen und deren Vorflutgewässer sowie eine Bewertung der Untersuchungsergebnisse vor allem vor dem Hintergrund geltender UQN sowie UQN-Vorschlägen bzw. weiterer Beurteilungswerte. Nach OGewV sind für lediglich zehn der in dieser Studie berücksichtigten Spurenstoffe JD-UQN festgelegt. Zusätzlich liegen 32 JD-UQN-Vorschläge vor, die bei der Bewertung der Ergebnisse ebenfalls berücksichtigt werden. Analog gibt es elf ZHK-UQN und zusätzlich 18 ZHK-UQN-Vorschläge für die hier berücksichtigen Stoffe (**Anhang 3**).

Wenn nicht ausdrücklich anders vermerkt, werden im Folgenden die Konzentrationen immer mit den Jahresdurchschnitts-UQN (JD-UQN) verglichen. Meistens werden die Jahresdurchschnittskonzentrationen (JD-Werte), die Jahresdurchschnittsfrachten (JD-Frachten) und die Anteile der Jahresdurchschnittsfrachten (JD-Anteil) für die genauere Betrachtung verwendet. Eine nähere Erläuterung dieser Kennzahlen findet sich in Abs. 3.8 dieser Studie.

Im digitalen **Anhang D.1** sind die Datenblätter aller Kläranlagen mit allen relevanten Details hinterlegt. **Anhang 4** fasst die wichtigsten Kenngrößen zusammen (s. hierzu auch Abs. 4).

Die angegebenen JD-Frachtanteile können rechnerisch 100 % übersteigen. Dieses ist u.a. auf nicht vermeidbare, systematische Fehler bei der Probenahme zurückzuführen (vgl. hierzu insbesondere Abs. 8.4). Entsprechend erfolgt eine Einordnung der in diesem Abschnitt angegebenen JD-Frachtanteile für jede Kläranlage nach Abs. 8.5.

KA01 – Albersdorf

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Albersdorf handelt es sich um eine SBR- Anlage mit einem Ausgleichsbecken (Tabelle 82). Aufgrund des sequentiellen Betriebs entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss des Klarwassers, der alle 4 Stunden für ca. 10 Minuten anhält.

Tabelle 82: Stammdaten Albersdorf.

UTM Ost	32517781
UTM Nord	5999600
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Ausgleichsbecken m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	8.300 EW
Anschlussgröße (2018)	3.615 EW
Jahresabwassermenge	215.947 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird aus dem SBR-Reaktor dekanitert, zunächst einem Ausgleichsbehälter zugeführt und dann in die Gieselau/ Westerau eingeleitet. Im weiteren Verlauf mündet das Gewässer in den Nord-Ostese-Kanal. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 83 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt anhand einer MID Messung im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 84 zusammengefasst.

Das relativ kleine EZG (17,7 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 3.615 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 3,50% (bezogen auf MQ, **Anhang 3**). Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil deutlich höher (33,3%; 12,7% und 6,0%), obschon alle Proben während des angestrebten Abflussregimes erfolgten (> MNQ und < Q_{Median}). Im oberhalb liegenden Teil des EZG der Gieselau/ Westerau liegen keine weiteren Kläranlagen.

Tabelle 83: Gewässer-Daten Albersdorf.

Vorflutgewässer		Gieselau/ Westerau	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Gieselau/ Westerau	
Größe EZG		17,73 km ²	
MNQ	0,027 m ³ /s	MNq	1,54 l/(s*km ²)
Q-Median	0,135 m ³ /s	Median-q	7,61 l/(s*km ²)
MQ	0,198 m ³ /s	Mq	11,18 l/(s*km ²)

Tabelle 84: Abflussdaten Albersdorf.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
07.06.2021	77,0	38,5	115,5	33,33
22.07.2021	34,4	5,0	39,4	12,69
04.10.2021	140,7	9,0	149,7	6,01

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Albersdorf werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 15 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 25 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere sieben überschreiten JD-UQN-Vorschläge bzw. Präventivwerte.

In der Tabelle 85 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge bzw. Präventivwerte im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei fünf der zehn Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) der Kläranlage festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 85: Ergebnisse Albersdorf.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0013	2,5
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	12,6
Imidacloprid	0,002		0,015	64,6
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	1,108	81,2
Diclofenac		0,05	0,441	96,7
Gabapentin		0,1	0,927	58,3
Ibuprofen		0,011	0,017	14,7
Tramadol		0,1	0,232	99,8
Valsartan		0,1	0,419	33,8
Pyren		0,0023	0,0047	16,2

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,303	102,1
Guanylharnstoff			1,538	53,4
Metformin		5	0,061	56,0
Metoprolol		8,6	0,338	75,5
Oxypurinol			2,212	105,1
Sotalol		0,1	0,072	95,2
Sulfamethoxazol		0,6	0,147	104,9
Valsartansäure			2,365	104,9
Venlafaxin		0,1	0,088	102,3
Venlafaxinsäure			0,180	100,1
Diuron	0,2		0,087	71,6
DEET		88	0,024	53,8
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,210	72,5
Benzotriazol		19	0,223	67,1

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) der Kläranlage treten nicht nur bei Überschreitung von JD-UQN auf, sondern auch für 14 weitere Stoffe, ohne dass eine UQN bzw. ein UQN-Vorschlag oder ein weiterer Beurteilungswert überschritten wird. Bei diesen Stoffen ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5). Die JD-Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen überwiegend zwischen 60 – 100 % (Ausnahme: Ciprofloxacin, Gabapentin, Ibuprofen, Valsartan, bei denen der Frachtanteil geringer ist). Da keine Vorbelastung aus dem oberhalb liegenden EZG bekannt ist (Anhang 5), wären hier eigentlich Werte um 100 % für alle Arzneimitteln zu erwarten. Die Gründe für eine Abweichung bei einigen Arzneimitteln sind unklar. Prinzipiell käme ein diffuser Eintrag der o.g. Stoffe im oberen Einzugsgebiet (z.B. über trockene oder nasse Deposition) in Frage. Nachweisen lässt sich diese Vermutung mit den erhobenen Daten jedoch nicht.

Ibuprofen führt ebenfalls bereits an PN 1 zu Überschreitungen. Allerdings konnte der Stoff nur beim ersten Probenahmetermin (PN 1) festgestellt werden. Im KA-Ablauf (PN 2) konnte er jedoch auch nur einmal (am dritten Probenahmetermin) festgestellt werden. Daher ist die Herkunft hier nicht eindeutig. Der hohe Abwasseranteil sowie die hohen Frachtanteile der Stoffe Imidacloprid, Amidotrizoesäure, Diclofenac, Gabapentin, Tramadol und Valsartan deuten auf einen signifikanten Eintrag der Spurenstoffe über die KA in das Gewässer hin. Dies wird dadurch bestätigt, dass Diclofenac nur an einem der drei Probenahmetermine und die fünf anderen Stoffe gar nicht oberhalb der KA-Einleitung nachgewiesen werden konnten.

Die quasi ubiquitär vorkommenden PAKs Benzo[a]pyren und Pyren weisen beide geringe Frachtanteile auf und überschreiten bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) die UQN bzw. UQN-Vorschläge. Daher kann die KA nicht ursächlich für eine Überschreitung der Grenzwerte angesehen werden.

Das Insektizid PFOS weist einen geringen Frachtanteil auf, daher sollte hier nicht von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung an der Überschreitung des Grenzwertes ausgegangen werden.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure ggf. zukünftig noch einmal neu bewertet werden, da sie signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch zum aktuellen Zeitpunkt weder UQN noch UQN-Vorschläge oder andere Beurteilungswerte vorhanden sind.

KA02 – Aukrug-Bünzen

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage Aukrug-Bünzen handelt es sich um eine SBR-Anlage ohne Ausgleichs- oder Schönungsteich (Tabelle 86). Da die Anlage über keinen Schönungsteich verfügt, wird das Klarwasser während der Dekantierphase ohne hydraulischen Puffer in das Vorflutgewässer eingeleitet. Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser einer Wäscherei und diverser Zahnärzte behandelt.

Tabelle 86: Stammdaten Aukrug-Bünzen.

UTM Ost	32552160
UTM Nord	5992531
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage ohne Schönungsteich m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	7.000 EW
Anschlussgröße (2018)	4.198 EW
Jahresabwassermenge	225.477 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Kläranlage leitet das gereinigte Wasser direkt in die Bünzau. Im weiteren Verlauf mündet der Fluss in die Stör und schließlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 87 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung im Gewässer erfolgt über die Salzverdünnungs-Methode (Abs. 3.4.3). Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 88 zusammengefasst.

Das EZG mit 165,17 km² führt bei einer Anschlussgröße von 4.198 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,30% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil etwas höher (2,41%; 0,54% und 1,96%). Am zweiten Probenahmeternin lag der ermittelte Abfluss oberhalb MQ, während beide anderen Proben innerhalb des angestrebten Abflussregimes erfolgten (> MNQ und < Q_{Median}). Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen acht Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 2.759 EW kommen (vgl. Anhang 5). Dies sind 65,70% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Aukrug-Bünzen.

Tabelle 87: Gewässer-Daten Aukrug-Bünzen.

Vorflutgewässer	Bünzau		
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	ja		
Beprobung am red. Gewässernetz	Bünzau		
Größe EZG	165,17 km ²		
MNQ	0,57 m ³ /s	MNq	3,42 l/(s*km ²)
Q-Median	1,58 m ³ /s	Median-q	9,57 l/(s*km ²)
MQ	2,18 m ³ /s	Mq	13,18 l/(s*km ²)

Tabelle 88: Abflussdaten Aukrug-Bünzen.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
02.06.2021	1.136,0	28,1	1.164,1	2,41
05.08.2021	2.562,5	13,9	2.576,4 (> MQ)	0,54
14.09.2021	695,4	13,9	709,3	1,96

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Aukrug-Bünzen werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 28 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 18 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere zwei überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 89 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen.

Tabelle 89: Ergebnisse Aukrug-Bünzen.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0003	1,8
Imidacloprid	0,002		0,002	26,4
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Pyren		0,0023	0,0047	1,4
Acesulfam-K		0,1	0,158	1,0
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,028	55,1
Diclofenac		0,05	0,030	77,0
Gabapentin		0,1	0,037	62,5
Guanylharnstoff			0,228	77,4
Oxypurinol			0,204	159,0
Valsartansäure			0,139	113,6
Venlafaxinsäure			0,025	72,6

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) der Kläranlage treten nicht nur bei Überschreitung von JD-UQN auf, sondern auch für sieben weitere Stoffe, ohne dass eine UQN bzw. ein UQN-Vorschlag oder ein weiterer Beurteilungswert überschritten wird. Bei diesen Stoffen ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Es handelt sich dabei ausschließlich um Arzneistoffe bzw. deren Derivate.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile sind aufgrund der diskontinuierlichen Einleitung im SBR-Betrieb fehlerbehaftet. Offenbar führt eine nicht repräsentative Probenahme zu einer Überschätzung der Frachtanteile (Fall 3.2 nach Abs. 8.5). Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden voraussichtlich unterschätzt.

Die JD-Frachtanteile für die meisten Arzneistoffe liegen zwischen 40 – 80 %. Dies liegt unter anderem an der Vorbelastung des Gewässers (s.o.). Die sehr geringen Frachtanteile der Stoffe Benzo[a]pyren, Pyren und Acesulfam-K sowie die Überschreitung der JD-UQN-Vorschläge oberhalb der KA-Einleitung (Pyren und Acesulfam-K), deuten darauf hin, dass die KA-Einleitung nicht signifikant an der Überschreitung der Grenzwerte beteiligt ist. Darüber hinaus konnte Benzo[a]pyren nur am dritten Probenahmetermin im KA-Ablauf festgestellt werden.

Da Imidacloprid an keinem der Probenahmeterminen im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) festgestellt werden konnte, ist anzunehmen, dass der Eintrag aus der KA signifikant ist, obwohl der berechnete Frachtanteil nur bei 26,38 % liegt. Dieser Sachverhalt ist dem Umstand geschuldet, dass die Stoffkonzentration im Bereich der KA-Einleitung gerade im Bereich der Bestimmungsgrenze zu liegen scheinen. Unterhalb der KA-Einleitung (und im KA-Ablauf selber) wird die BG gerade überschritten.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführen von UQN oder UQN-Vorschlägen noch einmal neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA03 – Bad Bramstedt

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage Bad Bramstedt ist als Durchlaufanlage ausgebildet (Tabelle 90). Neben dem kommunalen Abwasser nimmt die Anlage Co-Substrate wie z.B. Speiseabfälle, Fettabscheiderinhalte und Flotatschlämme von der Meierei Schmalfeld und Klärgruben, Sammelgruben sowie Schlämme der Firma Paninkret (Verarbeitung von überwiegend tierischen und pflanzlichen Rohstoffen für die Bereiche Pharmazie, Kosmetik und Reformhaus) an. Des Weiteren sind Schlachthöfe und Kliniken, darunter eine psychosomatische Anstalt, an die Anlage angeschlossen.

Tabelle 90: Stammdaten Bad Bramstedt.

UTM Ost	32557209
UTM Nord	5974959
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p/f
Ausbaugröße (2018)	54.000 EW
Anschlussgröße (2018)	24.180 EW
Jahresabwassermenge	1.383.654 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung des Klarwassers erfolgt direkt in die Bramau. Im weiteren Verlauf mündet der Fluss in die Stör und schließlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 91 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung im Gewässer erfolgt über die Salzverdünnungs-Methode (Abs. 3.4.3). Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 92 zusammengefasst.

Das relativ große EZG (425,37 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 24.180 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,90% (bei MQ). Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil etwas höher (3,77%; 2,01% und 2,60%). Am ersten Probenahmetermin lag der ermittelte Abfluss unterhalb MNQ, während beide anderen Proben innerhalb des angestrebten Abflussregimes erfolgten (> MNQ und < Q_{Median}). Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen 22 Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 25.499 EW kommen (**Anhang 5**). Dies sind 105,50% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Bad Bramstedt.

Tabelle 91: Gewässerdaten Bad Bramstedt.

Vorflutgewässer		Bramau	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Bramau	
Größe EZG		425,37 km ²	
MNQ	1,74 m ³ /s	MNq	4,09 l/(s*km ²)
Q-Median	3,84 m ³ /s	Median-q	9,02 l/(s*km ²)
MQ	5,02 m ³ /s	Mq	11,81 l/(s*km ²)

Tabelle 92: Abflussdaten Bad Bramstedt.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
31.05.2021	1.169,4	45,8	1.215,3 (<MNQ)	3,77
02.08.2021	3.601,7	73,9	3.675,5	2,01
14.09.2021	2.077,8	55,6	2.133,3	2,60

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Bad Bramstedt werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 21 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 25 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere zwei überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 93 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen.

Tabelle 93: Ergebnisse Bad Bramstedt.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	2,0
Imidacloprid	0,002		0,002	23,9
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Pyren		0,0023	0,0027	3,8
Acesulfam-K		0,1	0,249	3,6
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Diclofenac		0,05	0,033	53,3
Oxypurinol			0,358	101,6
Valsartansäure			0,153	62,4
Venlafaxin		0,1	0,027	59,8
Venlafaxinsäure			0,050	70,5
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,135	74,6

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten für sechs weitere Stoffe auf (siehe Tabelle 93c). Von den sechs Stoffen gibt es für drei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5). Die JD-Frachtanteile der Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 30-60 %. Dies lässt sich plausibel mit der Vorbelastung des Gewässers erklären. Die oberhalb liegenden Kläranlagen haben in der Summe etwa die gleiche Anschlussgröße wie die KA Bad Bramstedt.

Die Überschreitung der JD-UQN oder JD-UQN-Vorschläge oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) der Stoffe Benzo[a]pyren und Acesulfam-K weisen darauf hin, dass die KA Bad Bramstedt nicht als ursächlich für die Überschreitung der Grenzwerte angesehen werden kann. Im Falle von

Benzo[a]pyren wird die Aussage dadurch gestützt, dass im KA-Ablauf (PN 2) nur am ersten Probenahmetermin eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden konnte.

Das quasi ubiquitär vorkommende PAK Pyren weist zwar einerseits mit 3,84 % einen sehr geringen Frachtanteil auf, jedoch konnte es andererseits nur am zweiten Probenahmetermin oberhalb der KA-Einleitung im Gewässer (PN 1) nachgewiesen werden. Daher ist hier die Herkunft nicht sicher.

Des Weiteren sollten die drei Stoffe Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN oder UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch aktuell weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA04 – Bad Oldesloe

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Bad Oldesloe ist eine Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination (Tabelle 94).

Tabelle 94: Stammdaten Bad Oldesloe.

UTM Ost	32591441
UTM Nord	5963348
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	40.000 EW
Anschlussgröße (2018)	27.515 EW
Jahresabwassermenge	1.565.840 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das gereinigte Abwasser wird direkt in die Trave eingeleitet, welche letztendlich in die Ostsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 95 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung im Gewässer erfolgt über eine MID-Messung im Oberwasser (vgl. Abs. 3.4.2). Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 96 zusammengefasst.

Das sehr große EZG (727,59 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 27.515 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von lediglich 0,70% (bei MQ). Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil mit Ausnahme von Tag 2 teils deutlich höher (1,32%; 0,40%; 11,78% und 8,32%). Am zweiten Probenahmetermin lag der ermittelte Abfluss deutlich über MQ, weshalb dieser bei der Berechnung der JD-Werte nicht berücksichtigt wurde. Alle anderen Probenahmen erfolgten innerhalb des angestrebten Abflussregimes (> MNQ und < Q_{Median}). Des Weiteren ist zu beachten, dass die Kläranlagen KA05 Bad Segeberg (58.500 EW) und KA28 Neversdorf (9.020 EW) bereits oberhalb von Bad Oldesloe in die Trave einleiten. Zusätzlich leiten 17 Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 12.288 EW kommen, zwischen Neversdorf und Bad Oldesloe ein (inklusive Nebenarme). Die Summe der Anschlussgrößen aller oberhalb von Bad Oldesloe in die Trave einleitenden Kläranlagen (einschl. GK 1 und 2 auch oberhalb des Wardersee) beträgt rund 96.141 EW (vgl.- hierzu auch die Ausführungen zum Regional-Messprogramm in Abs. 7). Damit

beträgt die auf die Anschlussgröße bezogene Vorbelastung 349 % bezogen auf die Anschlussgröße der KA Bad Oldesloe.

Tabelle 95: Gewässerdaten Bad Oldesloe.

Vorflutgewässer		Trave	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Trave	
Größe EZG		727,59 km ²	
MNQ	2,08 m ³ /s	MNq	2,86 l/(s*km ²)
Q-Median	4,52 m ³ /s	Median-q	6,22 l/(s*km ²)
MQ	6,92 m ³ /s	Mq	9,51 l/(s*km ²)

Tabelle 96: Abflussdaten Bad Oldesloe.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
25.05.2021	3.925,0	52,6	3.977,6	1,32
01.07.2021 ¹	21.830,0 ¹	87,0	21.917,0 ¹ (>MQ)	0,40
26.08.2021	2.698,0	100,1	2.798,1	3,58
23.09.2021	2.718,0	68,6	2.787,6	2,46

¹ Aufgrund der deutlichen Überschreitung von MQ wird dieser Messtag nicht bei der Berechnung der JD-Werte berücksichtigt. Die Probenahme wird allerdings bei der Auswertung des Regional-Messprogramms (Abs. 7) berücksichtigt.

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Bad Oldesloe werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die JD-Werte 18 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 27 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltenden JD-UQN und weitere vier überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 97 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei zwei Überschreitungen (Diclofenac und Iomeprol) ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 97: Ergebnisse Bad Oldesloe.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Imidacloprid	0,002		0,005	25,8
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,256	31,1
Diclofenac		0,05	0,089	61,7
Iomeprol		0,1	0,670	59,5
Acesulfam-K		0,1	0,237	7,5
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Oxypurinol			2,468	56,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten zusätzlich für einen Stoff auf, für den aktuell keine UQN oder ein UQN-Vorschlag existiert: Oxypurinol (siehe Tabelle

97c). Dieser Stoff wird zwar nicht als kritisch angesehen, da er die keinen Grenzwert überschreitet, jedoch ist davon auszugehen, dass der Stoff überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangt. Unter Umständen kann dieser Stoff kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5). Diclofenac und Iomeprol weisen einen signifikanten Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) auf. Des Weiteren konnte Imidacloprid an keinem der Probenahmeterminen im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) festgestellt werden.

Für den Süßstoff Acesulfam-K liegt nur ein geringer Frachtanteil (7,52 %) vor. Die im KA-Ablauf gemessene Fracht ist deutlich geringer als die Fracht im Gewässer. Allerdings steigt die Fracht im Gewässer durch den zusätzlichen Eintrag aus dem KA-Ablauf an (PN 1: 60,0 g/d auf PN 3: 68,5 g/d; PN 2: 5,2 g/d). Es kann hier nicht von einem signifikanten Eintrag aus dem KA-Ablauf ausgegangen werden, jedoch scheint die KA für den Frachtanstieg verantwortlich zu sein.

Außerdem fallen die beiden PAK Benzo[a]pyren und Pyren auf, da sie oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) zu Überschreitungen führen, jedoch nicht unterhalb (PN 3). Benzo[a]pyren konnte an keinem der vier Probenahmeterminen im KA-Ablauf (PN 2) festgestellt werden, Pyren nur an drei von vier Messtagen. Weiterhin ist für Pyren die Fracht im KA-Ablauf wesentlich geringer als im Gewässer. Daher kann für beide Stoffe nicht von einem signifikanten Anteil aus dem KA-Ablauf ausgegangen werden.

Des Weiteren sollte der Stoff Oxypurinol bei Einführung einer UQN bzw. UQN-Vorschläges neu bewertet werden, da dieser einen signifikanten Frachtanteil aufweist, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA05 – Bad Segeberg

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage Bad Segeberg handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination (Tabelle 98).

Tabelle 98: Stammdaten Bad Segeberg.

UTM Ost	32585056
UTM Nord	5975277
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	82.500 EW
Anschlussgröße (2018)	58.500 EW
Jahresabwassermenge	2.196.045 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt direkt in die Trave, welche letztendlich in die Ostsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 99 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt durch eine MID Messung im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 100 zusammengefasst.

Das relativ große EZG (345,56 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 58.500 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,20% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen

lag der tatsächliche Abwasseranteil etwas höher (5,96%; 8,24%; 3,01% und 4,49%). Alle Probenahmen erfolgten innerhalb des angestrebten Abflussregimes ($> \text{MNQ}$ und $< Q_{\text{Median}}$). Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen 29 Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 4 welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 16.885 EW kommen³². Davon liegen 24 der Anlagen (Σ 7.347 EW) oberhalb des Wardersees und nur 5 Anlagen (Σ 9.538 EW) unterhalb des Sees. Die Vorbelastung liegt damit bei (16.885 EW/ 58.500 EW =) 29 % bezogen auf die Anschlussgrößen. Der Einfluss des Wardersees auf die Spurenstoff-Bilanz wird in Abs. 7.4 betrachtet.

Tabelle 99: Gewässerdaten Bad Segeberg.

Vorflutgewässer		Trave	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Trave	
Größe EZG		345,56 km ²	
MNQ	0,64 m ³ /s	MNq	1,88 l/(s*km ²)
Q-Median	2,10 m ³ /s	Median-q	6,06 l/(s*km ²)
MQ	3,10 m ³ /s	Mq	8,96 l/(s*km ²)

Tabelle 100: Abflussdaten Bad Segeberg.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
10.06.2021	1.247,0	79,0	1.326,0	5,96
30.06.2021	875,0	78,6	953,6	8,24
24.08.2021	1.135,0	35,2	1.170,2	3,01
21.09.2021	768,0	36,1	804,1	4,49

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Bad Segeberg werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 15 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< \text{BG}$) und 26 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere sieben überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 101 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen.

Tabelle 101: Ergebnisse Bad Segeberg.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0003	$< \text{BG}$
Imidacloprid	0,002		0,009	38,3

³² Die KA Trappenkamp liegt im oberen Trave-EZG und hat die GK 4 (7.706 EW). Jedoch leitet diese Anlage nicht direkt in die Trave ein, sondern versickert das gereinigte Wasser vor Ort. Es ist davon auszugehen, dass wenigstens ein Teil der emittierten Stofffracht mit dem Basisabfluss die Trave erreicht.

b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,821	41,3
Diclofenac		0,05	0,230	40,6
Iomeprol		0,1	0,739	36,8
Tramadol		0,1	9,565	41,0
Venlafaxin		0,1	0,135	41,5
Pyren		0,0023	0,0024	5,9
Acesulfam-K		0,1	0,277	6,9
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Glyphosat		120	0,119	63,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nur bei Glyphosat auf³³, wobei dabei keine JD-UQN oder JD-UQN-Vorschläge überschritten werden (siehe Tabelle 101c). Dieser Stoff wird folglich zwar nicht als kritisch angesehen, da er den Beurteilungswert nicht überschreitet, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach unten ab. Dieses deutet auf eine Unterschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden überschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme in der Einleitfahne erfolgte (Fall 3.1 nach Abs. 8.5).

Die JD-Frachtanteile der Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 30-50%. Dies kann z.T. auf die Vorbelastung des Gewässers (29 %, s.o.) zurückgeführt werden, obschon dieser Parameter auf Frachtanteile aus der Kläranlage von rund 70 % hinweisen würde. Die genannten niedrigen Frachtanteile und der Umstand, dass nur ein Spurenstoff (Glyphosat) einen Anteil > 50 % aufweist, lässt vermuten, dass die berechneten Frachtanteile in Bad Segeberg insgesamt zu niedrig sind. Dies könnte unter Umständen daran liegen, dass die Probe unterhalb der KA-Einleitung im Gewässer (PN 3) in der Einleitfahne gezogen wurde. Je größer die Fracht bei PN 3 ist, umso kleiner wird der berechnete Frachtanteil. Bei falscher Wahl der Position für die Probenahme, die bei allen Terminen identisch war, wäre dieses ein systematischer Fehler, der hier zum Tragen käme.³⁴

Für den Stoff Benzo[a]pyren wird bereits im Gewässer oberhalb der Kläranlage (PN 1) die JD-UQN überschritten. Darüber hinaus konnte im KA-Ablauf (PN 2) an keinem der Probenahmetermine eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Daraus lässt sich schließen, dass die KA-Einleitung keinen signifikanten Anteil an der Überschreitung der Grenzwerte trägt.

Imidacloprid konnte nur am ersten Probenahmetermin im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) festgestellt werden. Dies reicht jedoch aus, um dort im Mittel zu einer Überschreitung der JD-UQN zu führen. Unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) konnte der Stoff hingegen an allen Messtagen festgestellt werden. Die im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) festgestellten Konzentrationen liegen deutlich über der BG. Daher ist hier von einem signifikanten Eintrag aus der KA auszugehen.

Die Arzneimittel Amidotrizoesäure, Diclofenac, Iomeprol, Tramadol und Venlafaxin konnten gar nicht im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) festgestellt werden. Die im Gewässer

³³ Bereits im Rahmen des PrioSH-Projektes wurden in Bad Segeberg verhältnismäßig hohe Frachten im Zu- und Ablauf der Kläranlage festgestellt (vgl. PrioSH-1, Abschlussbericht, Abs. 5.4.8., S. 94ff.; Abs. 8.1.3, S. 204ff mit Abbildung 62). Die Gründe hierfür bleiben weiterhin unklar, könnten aber mit einem (bisher unbekannten) Indirekteinleiter oder dem Einsatz zur urbanen Vegetationskontrolle begründet werden.

³⁴ Die Probenahme im Gewässer erfolgte rund 100 m unterhalb der KA-Einleitung. Zur Erreichung einer vollständigen Durchmischung, die erforderlich für eine repräsentative Stichprobe ist, wäre möglicherweise ein größerer Abstand erforderlich. Ein in die Trave mündendes Nebengewässer schloss allerdings einen größeren Abstand aus (vgl. hierzu Datenblatt KA05 im Anhang D.1).

unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) festgestellten Konzentrationen liegen gänzlich deutlich über der BG. Daher ist von einem signifikanten Eintrag aus der KA auszugehen, obwohl die berechneten Frachtanteile alle unterhalb von 50 % liegen.

Bei Pyren und Acesulfam-K deuten die JD-UQN-Überschreitung oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) und der sehr kleine Frachtanteil auf keinen signifikanten Anteil des KA-Ablaufes hin.

KA06 – Böklund

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage Böklund ist als Durchlaufanlage mit anschließenden Schönungsteichen ausgebildet (Tabelle 102). Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser einiger Arztpraxen sowie das Abwasser der Fleischerei Tönjes, welches bis zu 80 % des Zulaufs ausmacht, behandelt. Auffällig ist eine große Schaum Menge im Ablauf, welche durch Kieselalgen bedingt ist.

Tabelle 102: Stammdaten Böklund.

UTM Ost	32540470
UTM Nord	6050985
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage mit Schönungsteichen m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	16.800 EW
Anschlussgröße (2018)	16.121 EW
Jahresabwassermenge	516.240 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung des Klarwassers erfolgt über einen Vorfluter in die Wellspanger Au. Danach fließt das Wasser über die Loiter Au in die Schlei und schließlich in die Ostsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 103 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung im Gewässer erfolgt über die Salzverdünnungs-Methode (Abs. 3.4.3). Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 104 zusammengefasst.

Das EZG mit 50,66 km² führt bei einer Anschlussgröße von 16.121 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,70% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil durchgängig höher (16,35%; 14,03% und 4,31%). Nur die dritte Probenahme erfolgte innerhalb des angestrebten Abflussregimes (> MNQ und < Q_{Median}), die Abflüsse an den anderen beiden Tagen waren kleiner als MNQ. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen zwei Kläranlagen der Größenklasse 1, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 1.636 EW kommen (**Anhang 5**). Dies führt zu einer Vorbelastung von 10,1 % verglichen mit der Anschlussgröße der KA Böklund. Beide Kläranlagen liegen allerdings oberhalb des Langsees, dessen Einfluss auf die Spurenstoff-Frachten derzeit nicht quantifiziert werden kann.

Tabelle 103: Gewässerdaten Böklund.

Vorflutgewässer		Wellspanger Au	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Wellspanger Au	
Größe EZG		50,66 km ²	
MNQ	0,14 m ³ /s	MNq	2,72 l/(s*km ²)
Q-Median	0,39 m ³ /s	Median-q	7,65 l/(s*km ²)

MQ	0,60 m ³ /s	Mq	11,79 l/(s*km ²)
-----------	------------------------	-----------	------------------------------

Tabelle 104: Abflussdaten Böklund.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
05.07.2021	87,0	17,0	104,0 (< MNQ)	16,35
17.08.2021	118,0	19,3	137,2 (< MNQ)	14,03
30.09.2021	415,1	18,7	433,8	4,31

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Böklund werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 22 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 22 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere vier überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 105 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Nur bei drei der sechs Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 105: Ergebnisse Böklund.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0006	2,4
Imidacloprid	0,002		0,006	76,9
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,310	93,3
Diclofenac		0,05	0,051	99,6
Pyren		0,0023	0,0049	9,4
Acesulfam-K		0,1	0,189	33,1
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,034	65,5
Gabapentin		0,1	0,076	86,3
Guanylharnstoff			2,912	96,3
Metformin		5	0,225	75,2
Metoprolol		8,6	0,064	91,3
Oxypurinol			0,517	104,5
Tramadol		0,1	0,053	89,3
Valsartansäure			0,199	71,3
Venlafaxin		0,1	0,036	80,4
Venlafaxinsäure			0,063	79,0
DEET		88	0,052	66,5
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	1,000	98,3
Benzotriazol		19	0,064	68,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 13 weitere Stoffe (siehe Tabelle 105c). Für vier dieser Stoffe existiert aktuell keine UQN oder ein UQN-Vorschlag, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5). Die JD-Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen meist über 70 %. Zu erwarten wäre, dass die geringe Vorbelastung (10,1 %, s.o.) zu deutlich höheren Frachtanteilen infolge der Einleitung der KA Böklud im Gewässer führt. Die Gründe für diese Beobachtung sind nicht klar. Möglicherweise hat der Langsee einen signifikanten Einfluss auf die Stofffrachten im Gewässer (etwa durch eine zeitliche Verschiebung von Spitzenfrachten infolge Retention oder Translation).

Die quasi ubiquitär vorkommenden PAKs Benzo[a]pyren und Pyren weisen beide sehr geringe Frachtanteile auf und sind zumindest teilweise auch schon oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachzuweisen. Daher kann die KA nicht als ursächlich für eine Überschreitung der Grenzwerte angesehen werden.

Die hohen Frachtanteile der Stoffe Imidacloprid, Amidotrizesäure und Diclofenac deuten auf einen signifikanten Eintrag über die KA in das Gewässer hin. Dies wird dadurch bestätigt, dass alle drei Stoffe an keinem der Probenahmeterminen oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachgewiesen werden konnten. Es ist jedoch darauf zu verweisen, dass die Überschreitung der JD-UQN hier möglicherweise mit den an den Probenahmeterminen geringen Abflüssen im Gewässer (zweimal unter MNQ) zusammenhängt. Ein Abfluss in der Größenordnung von MQ würde ggf. aufgrund einer größeren Verdünnung nicht zu einer Überschreitung der JD-UQN führen.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb im Gewässer (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Die im Gewässer festgestellten Frachten sind größer als die im KA-Ablauf, wobei die Fracht von PN 1 zu PN 3 deutlich erhöht wird (von 2,69 g/d auf 4,02 g/d). Daher kann nicht von einem signifikanten Beitrag der KA ausgegangen werden, jedoch scheint die KA ursächlich für die Erhöhung der Fracht.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN oder UQN-Vorschlägen noch einmal neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch aktuell weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA07 – Boostedt*Allgemeines zur Kläranlage*

Die Kläranlage Boostedt ist eine Durchlaufanlage (Tabelle 106). Zusätzlich zum kommunalen Abwasser wird das Abwasser von zwei Altenheimen behandelt.

Tabelle 106: Stammdaten Boostedt.

UTM Ost	32566264
UTM Nord	5985424
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	7.000 EW
Anschlussgröße (2018)	5.030 EW
Jahresabwassermenge	387.296 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung in die Hardenbek-Brokenlander Au erfolgt etwa 150 m unterhalb der Kläranlage über eine Rohrleitung. Im weiteren Verlauf mündet der Fluss in die Stör und schließlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 107 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt anhand einer MID Messung im Unterwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 108 zusammengefasst.

Das sehr kleine EZG (3,34 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 5.030 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 22,70% bei MQ. Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil durchgängig deutlich höher (83,45%; 84,04% und 66,60%), obschon alle drei Probenahmen innerhalb des angestrebten Abflussregimes (> MNQ und < Q_{Median}) erfolgten. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen keine weiteren KA.

Tabelle 107: Gewässerdaten Boostedt.

Vorflutgewässer		Hardenbek-Brokenlander Au	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Hardenbek-Brokenlander Au	
Größe EZG		3,34 km ²	
MNQ	0,004 m ³ /s	MNq	1,08 l/(s*km ²)
Q-Median	0,040 m ³ /s	Median-q	11,99 l/(s*km ²)
MQ	0,054 m ³ /s	Mq	16,18 l/(s*km ²)

Tabelle 108: Abflussdaten Boostedt.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
12.07.2021	1,9	9,4	11,2	83,45
05.08.2021	3,7	19,3	22,9	84,04
14.09.2021	5,0	10,0	15,0	66,60

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Boostedt werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 12 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 27 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere neun überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 109 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei allen Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 109: Ergebnisse Boostedt.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	71,9
Imidacloprid	0,002		0,042	109,0

b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,718	86,6
Azithromycin		0,019	0,046	132,4
Diclofenac		0,05	0,770	108,7
Gabapentin		0,1	0,747	106,1
Primidon		0,1	0,113	102,6
Tramadol		0,1	1,236	97,3
Valsartan		0,1	0,120	111,2
Venlafaxin		0,1	0,563	108,8
Acesulfam-K		0,1	0,358	100,9

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,100	100,4
Ciprofloxacin		0,1	0,019	131,1
Erythromycin A		0,04	0,030	103,1
Guanylharnstoff			18,499	113,6
Iomeprol		0,1	0,094	77,1
Iopamidol		0,1	0,026	82,9
Metformin		5	1,281	102,0
Metoprolol		8,6	0,328	102,3
Oxypurinol			13,724	95,3
Sotalol		0,1	0,081	98,7
Sulfamethoxazol		0,6	0,292	120,8
Valsartansäure			3,841	98,3
Venlafaxinsäure			1,343	98,9
Benzo[a]anthracen		0,002	0,0002	106,8
Benzo[k]fluoranthen			0,0002	78,5
Fluoranthen	0,0063		0,0027	51,4
Pyren		0,0023	0,0018	100,5
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	102,3
Perfluorbutansulfonsäure			0,002	98,2
Perfluoroctansäure		0,1	0,004	95,6
DEET		88	0,078	78,1
Mecoprop	0,1		0,016	75,0
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,326	102,5
Benzotriazol		19	0,791	106,1
Melamin		10	1,676	101,6

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 25 weitere Stoffe (siehe Tabelle 109c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 25 Stoffen gibt es für sechs Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) etwas nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden unterschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme neben der Einleitfahne erfolgte (Fall 2.1 nach Abs. 8.5).

Die insgesamt hohen Frachtanteile sind auf keinerlei Vorbelastung durch andere KA und auf den sehr hohen Abwasseranteil zurückzuführen. Sie sind nichtsdestotrotz als stimmig anzusehen, da die festgestellten Frachtanteile für die Arzneistoffe überwiegend nahe 100 % liegen,

was auf eine gute Durchfluss- und Frachtbestimmung hindeutet. Aufgrund des sehr kleinen Einzugsgebietes oberhalb der KA-Einleitung hat diese einen signifikanten Anteil an allen Überschreitungen der JD-UQN und JD-UQN-Vorschläge. Es wäre zu prüfen, ob das Einleitgewässer hier tatsächlich Teil des reduzierten Gewässernetzes ist. Andernfalls sind weitergehende Untersuchungen auch bei höheren Abflüssen im Gewässer zu empfehlen.

Darüber hinaus sind die typischen Muster zu erkennen: Die Stoffe Imidacloprid, Amidotrizoesäure, Azithromycin, Diclofenac, Gabapentin, Primidon, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin konnten an keinem der Probenahmeterminen oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachgewiesen werden, wodurch der signifikante Anteil der KA an den Überschreitungen der Grenzwerte nochmal verdeutlicht wird.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) die geltende JD-UQN. Außerdem konnte der Stoff nur einmal (am dritten Probenahmetermin) im KA-Ablauf nachgewiesen werden. Daher ist nicht von einem signifikanten Eintrag aus der KA auszugehen. Vielmehr belegt diese Beobachtung den diffusen Eintrag dieses PAK mittels nasser oder trockener Deposition in die Oberflächengewässer. Ebenfalls zu nennen ist der Stoff Pyren, welcher oberhalb im Gewässer (PN 1) zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags führt, jedoch nicht unterhalb (PN 3). Pyren konnte ebenfalls nur einmal (am dritten Probenahmetermin) im KA-Ablauf nachgewiesen werden, was – wie bei Benzo[a]pyren auch – auf eine nur teilweise Herkunft aus dem KA-Ablauf deutet.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet ebenfalls bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist jedoch wesentlich größer als die Fracht oberhalb der KA-Einleitung und führt somit zu einem deutlichen Anstieg der Fracht im Gewässer (KA: 0,50 g/d; von PN 1: 0,04 g/d auf PN 3: 0,50 g/d). Wenn die Fracht aus dem KA-Ablauf auf MQ (0,054 m³/s) bezogen wird, stellt sich heraus, dass diese auch ohne die Vorbelastung ausreichen würde, um zu den Überschreitungen des Grenzwertes zu führen (0,107 µg/L > JD-UQN-Vorschlag = 0,1 µg/L). Aus diesen Gründen muss von einem signifikanten Anteil aus der KA-Einleitung an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages für Acesulfam-K ausgegangen werden. Allerdings muss auch im oberhalb liegenden EZG nach dem Ursprung des hohen Eintrags des Stoffes gesucht werden, da eine Verbesserung der KA alleine nicht ausreichen würde, um eine Überschreitung des Grenzwertes zu vermeiden. Es wird vermutet, dass Acesulfam-K diffus infolge einer atmosphärischen Deposition in die Entwässerungssysteme und/ oder Fließgewässer eingetragen wird. Ursächlich hierfür könnte die Anwendung in der Tiermast sein (s. hierzu die Ausführungen in Abs. 5.5.1).

Des Weiteren sollten die sechs Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure, Benzo[k]fluoranthren und PFBS bei einer Einführung von UQN oder UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch aktuell weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA08 – Bordesholm

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage Bordesholm handelt es sich um eine SBR-Anlage ohne Schönungsteich oder Ausgleichsbehälter (Tabelle 110). Aufgrund des sequenziellen Betriebs erfolgt während der Dekantierphasen ein diskontinuierlicher Abfluss, der alle 4 Stunden für ca. 15 Minuten anhält und direkt in das Vorflutgewässer eingeleitet wird.

Tabelle 110: Stammdaten Bordesholm.

UTM Ost	32569343
UTM Nord	6004416
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage ohne Schönungsteich m/b/n/d/bio-p/p

Ausbaugröße (2018)	25.500 EW
Anschlussgröße (2018)	12.269 EW
Jahresabwassermenge	695.407 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird direkt in die Eider eingeleitet, welche im weiteren Verlauf durch den Westensee fließt und anschließend in den Nord-Ostsee-Kanal mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 111 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung im Gewässer erfolgt über eine MID-Messung im Unterwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 112 zusammengefasst.

Das EZG mit 91,35 km² führt bei einer Anschlussgröße von 12.269 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,60% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil deutlich höher (28,40%; 40,72% und 35,39 %), obschon alle drei Probenahmen innerhalb des angestrebten Abflussregimes ($> MNQ$ und $< Q_{Median}$) erfolgten. Im oberhalb liegenden EZG liegen fünf weitere KA der Größenklassen 1 und 2, wobei vier (1.653 EW) oberhalb des Bothkamper Sees und eine (357 EW) unterhalb liegen. In der Summe kommen die fünf KA auf eine Anschlussgröße von 2.010 EW (vgl. **Anhang 5**). Das entspricht einer Vorbelastung von 16,40% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Bordesholm.

Tabelle 111: Gewässerdaten Bordesholm.

Vorflutgewässer		Eider	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Eider	
Größe EZG		91,35 km ²	
MNQ	0,17 m ³ /s	MNq	1,85 l/(s*km ²)
Q-Median	0,62 m ³ /s	Median-q	6,83 l/(s*km ²)
MQ	0,86 m ³ /s	Mq	9,46 l/(s*km ²)

Tabelle 112: Abflussdaten Bordesholm.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
09.06.2021	309,0	122,5	431,5	28,40
21.07.2021	186,0	127,8	313,8	40,72
08.09.2021	213,0	116,7	329,7	35,39

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Bordesholm werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 16 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 26 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere sechs überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 113 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei sechs von acht Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 113: Ergebnisse Bordesholm.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	< BG
Imidacloprid	0,002		0,007	163,7
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Diclofenac		0,05	0,381	192,5
Gabapentin		0,1	0,228	172,8
Iomeprol		0,1	0,249	189,1
Tramadol		0,1	0,180	215,1
Venlafaxin		0,1	0,108	200,0
Acesulfam-K		0,1	0,133	32,7
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Amidotrizoesäure		0,1	0,062	221,6
Azithromycin		0,019	0,007	108,5
Carbamazepin		0,5	0,127	171,6
Ciprofloxacin		0,1	0,014	152,0
Erythromycin A		0,04	0,010	95,3
Guanylharnstoff			1,144	204,4
Metformin		5	0,085	119,4
Metoprolol		8,6	0,248	227,7
Oxypurinol			5,525	165,3
Primidon		0,1	0,034	153,6
Sotalol		0,1	0,052	174,4
Sulfamethoxazol		0,6	0,017	181,7
Valsartan		0,1	0,026	135,6
Valsartansäure			2,843	169,9
Venlafaxinsäure			0,230	204,8
Perfluorbutansulfonsäure			0,001	78,6
Perfluoroctansäure		0,1	0,001	67,2
DEET		88	0,062	149,3
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,240	182,4
Benzotriazol		19	0,294	166,0
Melamin		10	0,836	128,7

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 21 weitere Stoffe (siehe Tabelle 113c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 21 Stoffen gibt es für fünf Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin, was sich in JD-Frachtanteilen > 100 % für viele Stoffe äußert. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden unterschätzt. Ursächlich ist hier die diskontinuierliche Einleitung der SBR-Anlage ohne Ausgleichsbehälter, was zu einer nicht repräsentativen Beprobung im Gewässer unterhalb der Kläranlage geführt hat (Fall 2.2 nach Abs. 8.5).

Die insgesamt überhöhten Frachtanteile bei den Arzneistoffen (bis 227 % bei Metoprolol, vgl. Tabellenblatt *JD-Anteil*) können zum einem auf den hohen Abwasseranteil zurückgeführt werden, zum anderen handelt es sich um eine SBR-Anlage. Die Probenahme ist daher schwierig, da das Dekantierereignis bei der Beprobung im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung exakt erfasst werden muss. Dieses ist offenbar am 2. Messtag (21.07.2021) nicht gelungen (vgl. Tabellenblatt *Anteil*), was durch unverhältnismäßig hohe Frachtanteil für die Arzneistoffe angezeigt wird. Viele Arzneistoffe sowie der Stoff Imidacloprid wurden indes an diesem Messtag nicht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung festgestellt (< BG). Dieses deutet ebenfalls darauf hin, dass das Dekantierereignis nicht getroffen wurde. Ohnehin ist die Beurteilung, ob eine JD-UQN überschritten wird mittels einer qualifizierten Stichprobe mit der bestenfalls die Spitzenbelastung während der Dekantierphase getroffen wird, fraglich. Sinnvoller – aber ungleich aufwendiger – wäre eine 24-Stunden-Mischprobe. Parallel dazu müsste eine kontinuierliche Abflussmessung erfolgen.

Der PAK Benzo[a]pyren konnte an keinem der Probenahmeterminen im KA-Ablauf festgestellt werden, woraus sich schließen lässt, dass die KA nicht an der Überschreitung der Grenzwerte beteiligt ist.

Gabapentin konnte nur am ersten Probenahmetermin, die Stoffe Imidacloprid, Diclofenac, Iomeprol, Tramadol und Venlafaxin konnten gar nicht im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachgewiesen werden. Zusammen mit den hohen Frachtanteilen deutet dies auf einen signifikanten Eintrag aus der KA hin.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist kleiner als die im Gewässer, jedoch führt sie zu einem Anstieg der Fracht (KA: 1,39 g/d; von PN 1: 3,46 g/d auf PN 3: 4,23 g/d). Daher ist die KA nicht als ursächlich für die Überschreitung des Grenzwertes anzusehen, allerdings ist sie ursächlich für den Anstieg der Fracht.

Des Weiteren sollten die fünf Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure und PFBS bei Einführung von UQN oder UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA09 – Bredstedt

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Bredstedt handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 114). Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser von einer Schlachtereier und einem Fachklinik für Psychiatrie, Psychosomatik und Psychotherapie behandelt.

Tabelle 114: Stammdaten Bredstedt.

UTM Ost	32496719
UTM Nord	6051439
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	16.000 EW
Anschlussgröße (2018)	12.800 EW
Jahresabwassermenge	591.939 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird direkt in den Bredstedter Bach, der Teil des reduzierten Gewässernetzes ist, eingeleitet. Im weiteren Verlauf mündet der Bach in die Arlau und anschließend in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 115 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung des Kläranlagen Ablaufes erfolgt über eine MID-Messung im Rohr, die Abflussbestimmung im Gewässer erfolgt dann über die Salzverdünnungs-Methode (vgl. Abs. 3.4.3). Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 116 zusammengefasst.

Das sehr kleine EZG (7,07 km²) führt bei Mittelwasserabfluss (MQ) und einer Anschlussgröße von 12.800 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 27,90%. Dieser wurde während der Probenahmen an Tag 1 und 3 überschritten, an Tag 2 jedoch unterschritten (41,26%; 18,41% und 49,81%). Nur am ersten Probenahmetermin konnte das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) eingehalten werden, bei den anderen beiden Terminen lagen die ermittelten Abflüsse über MQ. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen keine weiteren KA.

Tabelle 115: Gewässerdaten Bredstedt.

Vorflutgewässer		Bredstedter Bach	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Bredstedter Bach	
Größe EZG		7,07 km ²	
MNQ	0,009 m ³ /s	MNq	1,23 l/(s*km ²)
Q-Median	0,046 m ³ /s	Median-q	6,57 l/(s*km ²)
MQ	0,067 m ³ /s	Mq	9,50 l/(s*km ²)

Tabelle 116: Abflussdaten Bredstedt.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
16.06.2021	18,5	13,0	31,5	41,26
12.08.2021	124,1	28,0	152,1 (> MQ)	18,41
06.10.2021	52,0	51,6	103,6 (> MQ)	49,81

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Bredstedt werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte zehn Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 28 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere neun überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 117 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei neun von zwölf Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 117: Ergebnisse Bredstedt.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0004	< BG
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	17,6
Imidacloprid	0,002		0,012	119,5

b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Diclofenac		0,05	0,759	89,6
Gabapentin		0,1	0,858	102,4
Ibuprofen		0,011	0,030	82,3
Primidon		0,1	0,138	99,2
Tramadol		0,1	0,358	94,5
Valsartan		0,1	0,794	100,8
Venlafaxin		0,1	0,176	90,1
Pyren		0,0023	0,0055	8,7
Acesulfam-K		0,1	0,387	58,0

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Amidotrizoesäure		0,1	0,094	90,5
Azithromycin		0,019	0,012	118,5
Carbamazepin		0,5	0,268	104,0
Ciprofloxacin		0,1	0,018	87,5
Clarithromycin		0,12	0,020	63,2
Guanylharnstoff			3,846	108,3
Iomeprol		0,1	0,052	116,9
Metformin		5	0,841	68,5
Metoprolol		8,6	0,970	96,6
Oxypurinol			6,108	93,8
Sotalol		0,1	0,047	98,2
Sulfamethoxazol		0,6	0,116	93,8
Valsartansäure			1,925	93,5
Venlafaxinsäure			0,389	94,6
DEET		88	0,038	77,3
Terbutryn	0,065		0,018	69,7
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,491	104,7
Benzotriazol		19	0,741	100,7
Bisphenol A		0,24	0,061	94,6

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 19 weitere Stoffe (siehe Tabelle 117c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 19 Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5). Die Frachtanteile für die meisten Arzneistoffe liegen für alle Probenahmen bei > 90 % was aufgrund einer fehlenden Vorbelastung des Vorflutgewässers auf eine plausible Datenerhebung hindeutet, obwohl zweimal das angestrebte Abflussregime überschritten wurde. Des Weiteren passen die Frachtanteile dazu, dass keine Vorbelastung durch andere KA im Gewässer vorhanden ist.

Die PAKs Benzo[a]pyren und Pyren sowie das Tensid PFOS überschreiten bereits an der PN 1 die JD-UQN bzw. JD-UQN-Vorschläge. Außerdem weisen sie nur sehr geringe Frachtanteile auf. Benzo[a]pyren konnte im KA-Ablauf (PN 2) gar nicht nachgewiesen werden (daher auch kein Frachtanteil). Daher ist für diese Stoffe nicht von einem signifikanten Anteil der KA auszugehen.

Das Insektizid Imidacloprid sowie die Arzneistoffe Diclofenac, Gabapentin, Ibuprofen, Primidon, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin weisen hohe Frachtanteile auf. Bis auf Ibuprofen sind die Stoffe im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nicht nachweisbar. Der ermittelte Jahresdurchschnittswert von Ibuprofen überschreitet bereits oberhalb der KA den JD-UQN-Vorschlag. Allerdings konnte sowohl oberhalb (PN 1) als auch unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) nur beim ersten Probenahmetermin eine Konzentration oberhalb der BG festgestellt werden. Möglicherweise war die Verdünnung im Gewässer an den anderen beiden Messtagen durch die Überschreitung von MQ zu groß, um den Stoff nachzuweisen. Dieses wäre zu vermuten, da die ansonsten im Gewässer festgestellten Konzentrationen unweit oberhalb der BG lagen. Insgesamt kann also davon ausgegangen werden, dass die KA einen signifikanten Anteil an der Überschreitung der Grenzwerte für die zuvor genannten Stoffe hat.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist etwas größer als die im Gewässer Vorhandene, außerdem führt sie zu einem Anstieg der Fracht (KA: 1,44 g/d; von PN 1: 0,95 g/d auf PN 3: 2,48 g/d). Wenn die Fracht aus dem KA-Ablauf auf MQ (0,067 m³/s) bezogen wird, stellt sich heraus, dass diese auch ohne die Vorbelastung ausreichen würde, um zu den Überschreitungen des Grenzwertes zu führen (0,315 µg/L > JD-UQN-Vorschlag = 0,1 µg/L). Aus diesen Gründen muss von einem signifikanten Anteil aus der KA-Einleitung an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages für Acesulfam-K ausgegangen werden. Allerdings muss auch im oberhalb liegenden EZG nach dem Ursprung des hohen Eintrags des Stoffes gesucht werden, da eine Verbesserung der KA alleine nicht ausreichen würde, um eine Überschreitung des Grenzwertes zu vermeiden. Es ist daher auf den vermuteten diffusen Eintrag dieses Süßstoffes resultierend aus der Tiermast zu verweisen (s. hierzu Abs. 5.5.1).

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure genauer betrachtet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA10 – Burg (Dithmarschen)

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Burg (Dithmarschen) handelt es sich um eine Durchlaufanlage ohne weitergehende Nährstoffelimination (Tabelle 118). Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser aus einem Schwimmbad (200 m³) sowie aus einem Kraftfutterhandel behandelt.

Tabelle 118: Stammdaten Burg.

UTM Ost	32516704
UTM Nord	5982022
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	9.500 EW
Anschlussgröße (2018)	5.128 EW
Jahresabwassermenge	179.343 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das gereinigte Abwasser wird über einen Graben in die Burger Au eingeleitet. Im weiteren Verlauf mündet das Gewässer in den Nord-Ostsee-Kanal. Die Burger Au wird durch die Tide beeinflusst, d.h. unter Umständen kann bei Tidehochwasser ein Fließrichtungswechsel stattfinden. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 119

entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Eine Abflussbestimmung im Gewässer war nicht möglich³⁵. Die Probenahmeterminen sowie die Abflüsse des KA-Ablaufes können der Tabelle 120 entnommen werden.

Das EZG mit 45,94 km² führt bei einer Anschlussgröße von 5.128 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 1,50% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Tatsächliche Werte konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht ermittelt werden. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen zwei Kläranlagen der Größenklasse 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 3.358 EW kommen (vgl. **Anhang 5**). Dieses entspricht einer Vorbelastung von 65,5 % bezogen auf die Anschlussgröße der KA Burg.

Tabelle 119: Gewässerdaten Burg.

Vorflutgewässer		Vorfluter 0150 (D 02)	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Burger Au	
Größe EZG		45,94 km ²	
MNQ	0,13 m ³ /s	MNq	2,90 l/(s*km ²)
Q-Median	0,27 m ³ /s	Median-q	5,80 l/(s*km ²)
MQ	0,39 m ³ /s	Mq	8,40 l/(s*km ²)

Tabelle 120: Abflussdaten Burg.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
15.06.2021		9,2		
04.08.2021		7,9		
27.09.2021		7,2		

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Burg werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 24 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 24 im zulässigen Bereich festgestellt. Keiner der Stoffe überschreitet die geltenden JD-UQN, jedoch überschreiten zwei Stoffe JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 121 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht berechnet werden. Eine Bewertung erfolgt anhand der Konzentrationen.

³⁵ Es konnte zum Zeitpunkt der Probenahme keine Fließbewegung festgestellt und somit keine Fließgeschwindigkeit mittels MID bestimmt werden. Dieses ist auf das geringe Sohlgefälle und das offenbar durch die Tide beeinflusste Abflussregime zurückzuführen, welches theoretisch zu einer Umkehr der Fließrichtung, mindestens aber zu einer Verlangsamung des Abflusses führen kann.

Eine Abflussbestimmung mittels Salzverdünnungs-Methode war hier ebenfalls nicht möglich. Im zum Zeitpunkt der Probenahme praktisch stehenden Gewässer wurden ober- und unterwasserseitig der KA-Einleitung bei allen Terminen fast identische Chlorid-Konzentrationen festgestellt, die im Vergleich zu anderen Gewässern, in denen die Chlorid-Konzentration ausschließlich geogenen Ursprungs ist, sehr hoch waren. Dieses ist auf tidebedingtes Eindringen von Brackwasser zurückzuführen. In der Folge resultiert daraus ein für die Anwendung der Methode nicht ausreichender Konzentrationsgradient.

Für eine Feststellung der Frachtanteile zur Beurteilung der Signifikanz der KA-Einleitung bei Überschreitung von JD- oder ZHK-UQN ist daher eine aufwendige Frachtbestimmung mit kontinuierlicher (fest installierter) Durchflussmessung (z.B. magnetisch-induktiv oder per Ultraschall-Doppler) in Verbindung wenigstens mit einer 24h-Mischprobe, besser mit mehreren aufeinander folgenden 2h-Mischproben, notwendig.

Tabelle 121: Ergebnisse Burg.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,141	
Acesulfam-K		0,1	0,165	

Fazit

Es ist auffällig, dass vor allem am ersten Messtag viele Werte < BG festgestellt wurden, wohingegen am 3. Messtag relativ viele Werte > BG an PN 1 und teilweise auch an PN 3 verzeichnet wurden. Am 3. Messtag ist für Azithromycin und Primidon, Sotalol, Sulfamethoxan und DEET an PN 3 < BG aber an PN 1 > BG, außerdem ist für die meisten anderen Stoffe an PN 1 die Konzentration größer als an PN 3. Diese Beobachtungen sind vermutlich auf den Tideeinfluss und die daraus resultierenden Abflussbedingungen im Gewässer zurückzuführen³⁶. Die Überschreitungen an PN 1 könnten auch auf Vorbelastungen zurückzuführen sein, da die beiden oberhalb liegenden KA etwa 65,5 % verglichen mit der Anschlussgröße von Burg ausmachen.

Das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure überschreitet bereits an der PN 1 den JD-UQN-Vorschlag, jedoch konnten nur an den letzten beiden Probenahmeterminen Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Im KA-Ablauf wurden an den ersten beiden Messtagen vergleichsweise sehr hohe, am dritten Messtag eine deutlich geringere Konzentration gemessen. Da ein diffuser Eintrag zudem unwahrscheinlich ist, kann von einem signifikanten Eintrag aus der KA ausgegangen werden.

Der Süßstoff Acesulfam-K weist sowohl an der PN 1, als auch im KA-Ablauf und an der PN 3 ähnlich hohe Konzentrationen auf. Die genaue Herkunft des Stoffes ist somit unklar.

Ebenfalls zu nennen sind die Stoffe Diclofenac und Imidacloprid, welche oberhalb im Gewässer (PN 1) zu einer Überschreitung der JD-UQN-Vorschläge führen, jedoch nicht unterhalb (PN 3). Diclofenac konnte oberhalb (PN 1) nur an den letzten beiden Probenahmeterminen festgestellt werden, im KA-Ablauf jedes Mal. Die Konzentrationen im KA-Ablauf sind im Vergleich zum Gewässer hoch, im Vergleich zu anderen KA im normalen Bereich. Imidacloprid konnte im Gewässer (PN 1 und PN 3) nur am dritten Probenahmetermin festgestellt werden, im KA-Ablauf jedoch jedes Mal. Die Konzentrationen sind ähnlich. Die dargestellten Sachverhalte deuten auf einen maßgeblichen Eintrag aus der KA hin.

Des Weiteren sollten die fünf Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure und Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) genauer betrachtet werden, da für sie weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind und sie auch bei anderen Kläranlagen auffällig sind. Im Gewässer oberhalb, als auch teilweise unterhalb der KA-Einleitung (PN 1 und PN 3) können diese Stoffe gar nicht (PFBS) oder nur teilweise (Guanylharnstoff, Oxypurinol, Venlafaxinsäure) festgestellt werden. Mit Ausnahme von PFBS sind die Konzentrationen im KA-Ablauf im Vergleich zum Gewässer sehr hoch. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

³⁶ Vgl. hierzu Fußnote 35, Seite 170.

KA11 – Eggebek/Langstedt

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Eggebek/Langstedt handelt es sich um eine SBR-Anlage mit einem Ausgleichsbehälter, mit dessen Hilfe eine kontinuierliche Einleitung in die Vorflut erreicht wird (Tabelle 122). Neben dem kommunalen Abwasser wird auch das Wasser von Fleisch verarbeitenden Betrieben, von Zahnarztpraxen sowie von einem großen Altenpflegeheim behandelt.

Tabelle 122: Stammdaten Eggebek/Langstedt.

UTM Ost	32523752
UTM Nord	6051688
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Ausgleichsbehälter m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	5.500 EW
Anschlussgröße (2018)	4.393 EW
Jahresabwassermenge	227.583 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird über eine Rohrleitung in die Treene eingeleitet. Im weiteren Verlauf mündet die Treene in die Eider und anschließend in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 123 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung im Gewässer erfolgt mithilfe einer MID-Messung im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 124 zusammengefasst.

Das EZG mit 195,27 km² führt bei einer Anschlussgröße von 4.393 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,30% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde während der Probenahmen durchgehend überschritten (0,53%; 0,58% und 0,67%). Das angestrebte Abflussregime ($> MNQ$ und $< Q_{Median}$) konnte an allen Probenahmenterminen eingehalten werden. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Kläranlagen KA36 Satrup (15.135 EW) und KA54 Tarp (5.800 EW) oberhalb von Eggebek in die Treene und deren Nebengewässer einleiten. Weitere kleine KA befinden sich zwar im oberen EZG, jedoch liegen keine zwischen Tarp und Eggebek/Langstedt.

Tabelle 123: Gewässerdaten Eggebek/Langstedt.

Vorflutgewässer		Treene	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Treene	
Größe EZG		195,27 km ²	
MNQ	0,45 m ³ /s	MNq	2,30 l/(s*km ²)
Q-Median	1,73 m ³ /s	Median-q	8,83 l/(s*km ²)
MQ	2,33 m ³ /s	Mq	11,94 l/(s*km ²)

Tabelle 124: Abflussdaten Eggebek/Langstedt.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
05.07.2021	996,0	5,3	1.001,3	0,53
19.08.2021	916,0	5,3	921,3	0,58
30.09.2021	1.209,0	8,1	1.217,1	0,67

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Eggebek/Langstedt werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 23 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 22 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere drei überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 125 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen. Nennenswerte Frachtanteile treten in Eggebek/ Langstedt auch bei anderen Stoffen nicht auf.

Tabelle 125: Ergebnisse Eggebek/Langstedt.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0005	< BG
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,002	0,5
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,170	13,8
Pyren		0,0023	0,0042	0,2
Acesulfam-K		0,1	0,124	0,2

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5). Die insgesamt sehr niedrigen Frachtanteile können auf eine Vorbelastung der Treene durch die Einleitungen der Kläranlagen KA36 Satrup und KA54 Tarp oberhalb von Eggebek/Langstedt zurückgeführt werden. Dadurch können auch die Überschreitungen der JD-UQN/ JD-UQN-Vorschläge oberhalb der KA-Einleitung erklärt werden.

Die quasi ubiquitär vorkommenden PAKs Benzo[a]pyren und Pyren konnten gar nicht (Benzo[a]pyren) bzw. nur an zwei Probenahmeterminen (Pyren) im KA-Ablauf nachgewiesen werden. Weitergehend ist die JD-Fracht von Pyren im KA-Ablauf sehr gering. Auch für das Insektizid PFOS ist die JD-Fracht im KA-Ablauf gering. Daher ist für diese drei Stoffe nicht von einem signifikanten Anteil der KA auszugehen.

Das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist wesentlich kleiner als die im Gewässer vorhandene, führt aber dennoch zu einem Anstieg der Fracht (KA: 2,06 g/d; von PN 1: 13,55 g/d auf PN 3: 14,94 g/d). Bezieht man die Fracht aus dem KA-Ablauf auf MQ (2,33 m³/s), stellt sich heraus, dass diese allein nicht ausreicht um zu der Überschreitung des Grenzwertes zu führen (0,01 µg/L < UQN-Vorschlag = 0,1 µg/L). Aus diesen Gründen ist für Eggebek/Langstedt nicht von einem signifikanten Eintrag von Amidotrizoesäure aus der KA auszugehen, obwohl i.d.R. Kläranlagen als der signifikante Eintragspfad angesehen werden können.

Der Süßstoff Acesulfam-K kann sowohl im Gewässer als auch im KA-Ablauf festgestellt werden. Durch die Vorbelastung des Gewässers ist die JD-Fracht im KA-Ablauf vergleichsweise gering, so dass nicht von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung ausgegangen werden kann.

KA12 – Einhaus

KA12 (Einhaus) und KA34 (Ratzeburg) leiten über ein Einleitgewässer, das nicht Teil des reduzierten Gewässernetzes ist, in den Ratzeburger See ein. Es werden daher zunächst beide Kläranlagen betrachtet. Die im See festgestellten Stoffkonzentrationen werden dann vor diesem Hintergrund betrachtet und bewertet.

KA12 - Einhaus

Bei der Kläranlage in Einhaus handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit Schönungsteichen (Tabelle 126). Die Kläranlage befindet sich genau gegenüber der Kläranlage KA34 Ratzeburg.

Tabelle 126: Stammdaten Einhaus.

UTM Ost	32614841
UTM Nord	5954100
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage mit Schönungsteichen m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	8.400 EW
Anschlussgröße (2018)	3.279 EW
Jahresabwassermenge	306.710 m ³

Die Kläranlage Einhaus leitet das Abwasser nach der biologischen Reinigung verrohrt in ein Schönungsteichsystem mit drei aufeinanderfolgenden Teichen ein, von wo das Abwasser anschließend über einen offenen Graben bis in den Ratzeburger See eingeleitet wird. Im Verlauf des Grabens mündet, vor Einleitung in den Ratzeburger See, ebenfalls das Ende der Verrohrung des Ablaufes der Kläranlage KA34 Ratzeburg in den Graben.

KA34 - Ratzeburg

Die Kläranlage in Ratzeburg ist eine Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination (Tabelle 127). Während der Sommermonate (Mai bis Oktober) wird das Klarwasser vor Einleitung in den als Badegewässer klassifizierten Ratzeburger See mittels einer UV-Anlage desinfiziert. Beide Probenahmeterminen (am 31.5 und 13.9.2021) fallen in diesen Zeitraum.

Tabelle 127: Stammdaten Ratzeburg.

UTM Ost	32615005
UTM Nord	5954182
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p/f
Ausbaugröße (2018)	34.000 EW
Anschlussgröße (2018)	20.400 EW
Jahresabwassermenge	839.642 m ³

Ratzeburger See

Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 128 entnommen werden. Die genaue Lage, bzw. Entnahmetiefe, der Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Der Ratzeburger See selbst als Einleitgewässer wird zusammengefasst für die Kläranlagen Einhaus und Ratzeburg in vier Schichttiefen an der tiefsten Stelle des Sees beprobt, unter der Annahme, dass sich dort über die Zeit stabile Konzentrationen der Spurenstoffe aus dem Einfluss der Einleitungen durch die Kläranlagen einstellen.

Neben den Kläranlagen Einhaus und Ratzeburg leiten mehrere kleine Kläranlagen aus Mecklenburg-Vorpommern in den Ratzeburger See ein. Insgesamt summieren sich diese Einleitungen in den See auf 270 EW³⁷.

Tabelle 128: Gewässerdaten Ratzeburger See.

Vorflutgewässer	Grenzgraben Buchholz-Einhaus Gewässer Nr. 1.16		
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	nein		
Beprobung am red. Gewässernetz	Ratzeburger See		
Größe EZG	317,53 km ²		
MNQ	0,29 m ³ /s	MNq	0,93 l/(s*km ²)
Q-Median	0,94 m ³ /s	Median-q	2,97 l/(s*km ²)
MQ	1,55 m ³ /s	Mq	4,87 l/(s*km ²)

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

Die Tabelle 129 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Spurenstoffanalyse im Ratzeburger See. Aufgeschlüsselt nach Probenahmedatum und Profiltiefe ist die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze, also nicht nachweisbar, die Anzahl an Spurenstoffkonzentrationen im zulässigen Bereich, nachweisbar aber nach aktuellen JD-UQN und JD-UQN-Vorschlägen nicht kritisch und die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen die entweder eine geltende JD-UQN bereits überschreiten oder einen JD-UQN-Vorschlag überschreiten dargestellt.

Tabelle 129: Zusammenfassung der Anzahl der JD-UQN und -Vorschlags-Überschreitungen im Ratzeburger See.

Datum	Entnahmetiefe [m]	< BG	Zulässiger Bereich	Überschreitung JD-UQN / JD-UQN-Vorschlag
31.05.2021	1	39	9	0 / 2
31.05.2021	10	37	10	1 / 2
31.05.2021	13	36	11	1 / 2
31.05.2021	22	40	9	0 / 1
13.09.2021	1	41	8	0 / 1
13.09.2021	10	39	10	0 / 1
13.09.2021	13	42	7	0 / 1
13.09.2021	22	40	9	0 / 1

In der Tabelle 130 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer aufgelistet.

Die prozentuale Aufteilung der aus beiden Kläranlagen in den See eingeleiteten Stofffrachten ist für den ersten Messtag (31.05.2021) in Abbildung 9, für den zweiten Messtag (13.09.2021) in Abbildung 10 dargestellt. Spurenstoffe die in einem oder beiden der KA-Abläufe an beiden Probenahmetagen nicht festgestellt wurden, sind in den Grafiken nicht mit aufgeführt. Für Spurenstoffe die in einem oder beiden der KA-Abläufen an einem Probenahmetag oberhalb und am anderen nicht festgestellt wurden, wurde für die Berechnung der Anteile analog zum Verfahren nach Abs. 3.8.2 die Konzentration auf BG/2 festgesetzt.

Tabelle 130: Ergebnisse Ratzeburger See.

Benzo[a]pyren (JD-UQN) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
31.05.2021	10	0,00017	0,00020
31.05.2021	13	0,00017	0,00030

³⁷ Die Autoren danken M. Kniest von der unteren Wasserbehörde des Landkreis Nordwestmecklenburg für die Bereitstellung der Daten.

Iomeprol (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
31.05.2021	1	0,10	0,60362
31.05.2021	10	0,10	0,66370
31.05.2021	13	0,10	0,64504
31.05.2021	22	0,10	0,68256
13.09.2021	1	0,10	0,35235
13.09.2021	10	0,10	0,39038
13.09.2021	13	0,10	0,41715
13.09.2021	22	0,10	0,49118
Pyren (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
31.05.2021	1	0,0023	0,0043
31.05.2021	10	0,0023	0,0060
31.05.2021	13	0,0023	0,0034

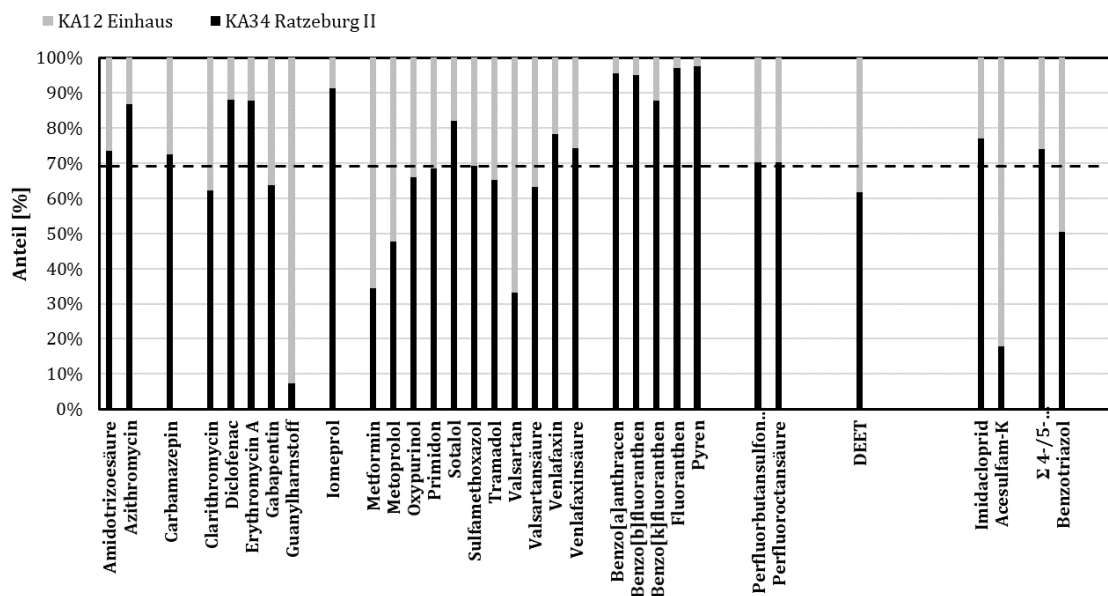


Abbildung 9: Anteil der in den Ratzeburger See eingeleiteten Stofffrachten der KA12 (Einhaus) und KA34 (Ratzeburg) am 31.05.2021.

Über alle gemessenen Spurenstoffe gemittelt und unter Berücksichtigung der gemessenen unterschiedlichen Einleitvolumen beider Kläranlagen teilt sich der Anteil der Frachteinleitungen am ersten Messtag zu 30,8% (KA12 Einhaus) und 69,2 % (KA34 Ratzeburg) auf. Die Frachtanteile für den zweiten Messtag teilen sich gemittelt zu 37,06% (KA12 Einhaus) und 62,94% (KA34 Ratzeburg) auf. Diese Verhältnisse sind dahingehend überraschend, als dass das Verhältnis der Anschlussgrößen (KA Einhaus: 13,8 %) oder der Jahresabwassermengen (KA Einhaus: 26,7 %) eine andere Verteilung der in den See imittierten Stofffrachten vermuten ließe. Dieser Umstand ist ggf. der vermeintlich geringeren Eliminationsleistung der kleineren Anlagen (KA12 Einhaus) geschuldet.

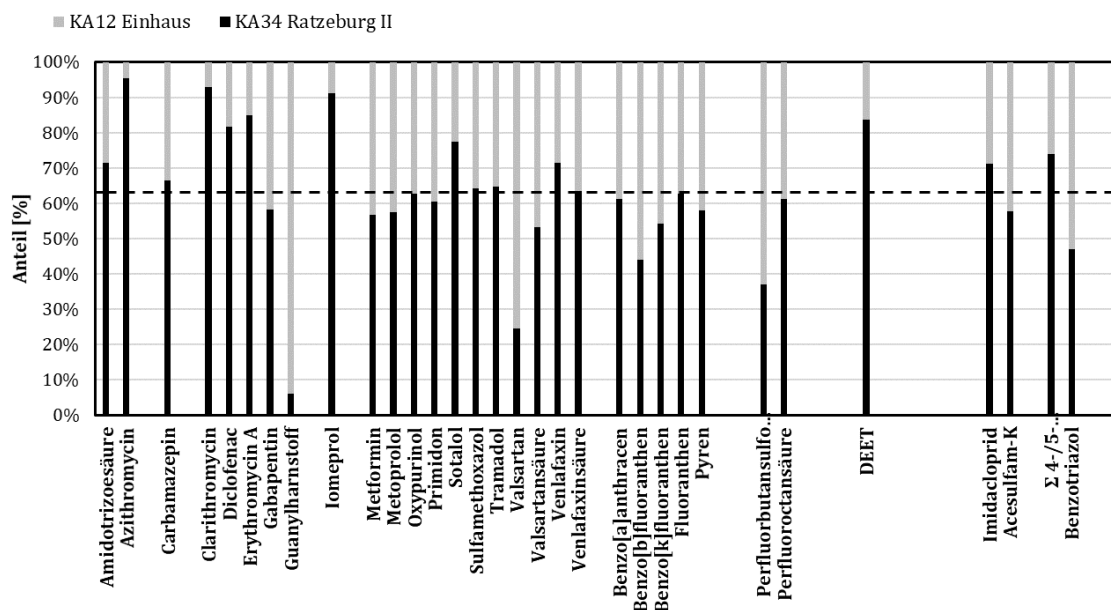


Abbildung 10: Anteil der in den Ratzeburger See eingeleiteten Stofffrachten der KA12 (Einhaus) und KA34 (Ratzeburg) am 13.09.2021.

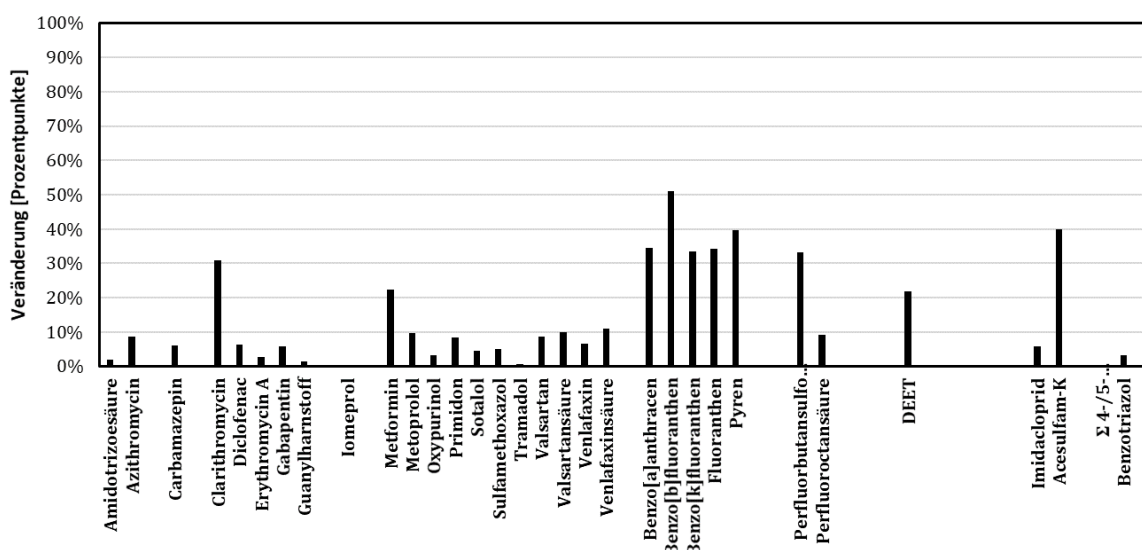


Abbildung 11: Änderung (in Prozentpunkten) der in den Ratzeburger See eingeleiteten Stofffrachtanteile aus der KA12 (Einhaus) und KA34 (Ratzeburg) zwischen dem ersten Messtag und dem zweiten Messtag.

Abbildung 11 stellt die absolute Veränderung (in Prozentpunkten) der Frachtanteile vom ersten zum zweiten Messtag dar. Eine auffällig hohe Veränderung weisen die Stoffe Clarithromycin, DEET, Acesulfam-K, Melamin, Metformin, Perfluorbutansulfonsäure, Benzo[a]anthracen, Benzo[b]fluoranthren, Benzo[k]fluoranthren, Fluoranthren und Pyren auf. Für Clarithromycin, DEET, Perfluorbutansulfonsäure, Benzo[a]anthracen, Benzo[b]fluoranthren, Benzo[k]fluoranthren, Fluoranthren und Pyren wurde an einer oder zwei der vier für den Vergleich benötigten Proben ein Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt, weshalb für die Berechnung BG/2 angesetzt wurde. Aus diesem Grund ist die dargestellte Fluktuation dieser Stoffe kritisch zu hinterfragen. Bei den Stoffen Erythromycin A, Valsartan und Guanylharnstoff wurde ebenfalls für ein bis zwei unterschrittene Werte je Stoff die Konzentration zu BG/2 angenommen. Für die Stoffe Acesulfam-K, Melamin und Metformin wurden die Konzentrationen unverändert für die Darstellung der Frachtanteile verwendet. Es ist unklar, wie die

Schwankung der Frachtanteile dieser Stoffe zwischen den Messtagen erklärt werden kann. Um einen Überblick über die Vorgänge im Einleitverhalten des jeweiligen Einzugsgebietes der Kläranlagen, sowie über Effekte von saisonaler Verwendung dieser Stoffe zu erhalten, sollte ein detailliertes Messprogramm eingerichtet werden.

Fazit

In den Ratzeburger See leiten neben den Kläranlagen Einhaus und Ratzeburg, welche in diesem Messprogramm berücksichtigt wurden, weitere kleine KA aus MV mit einer Gesamtanschlussgröße von 270 EW ein. Sie sind im Vergleich vernachlässigbar.

Darüber hinaus gibt es viele weitere Einleitgewässer in den Ratzeburger See, deren potenzielle Vorbelastung nicht erfasst wurde. Außerdem können diffuse Einleitungen oder Einzeleinleitungsereignisse (Havarien, mutwillige Schadstoffeinträge, illegale Müllentsorgung in den See, etc.) einen Anteil an einer Überschreitung haben, diese können jedoch nicht adequat berücksichtigt werden.

Der PAK Benzo[a]pyren wird meist vorrangig diffus eingetragen. Im Kläranlagenablauf der KA Einhaus konnte Benzo[a]pyren an keinem der beiden Messtage oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden, dennoch ist nicht eindeutig davon auszugehen, dass die KA Einhaus keinen signifikanten Frachtanteil zu der Überschreitung der JD-UQN im Ratzeburger See beiträgt. Im Ablauf der KA Ratzeburg wurde lediglich am ersten Messtag (31.05.2021) eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,0003 µg/L (BG > 0,0002 µg/L) festgestellt, was zu einer rechnerischen Tagesfracht von 0,0006 g/d resultiert. Allerdings reicht auch der Nachweis einer zumindest temporären Einleitung von Benzo[a]pyren durch die KA Ratzeburg nicht dafür aus, einen signifikanten Frachtanteil festzustellen, der maßgebend für die Überschreitung der JD-UQN im Ratzeburger See ist. Benzo[a]pyren wurde nur am ersten Messtag (31.05.2021) in zwei der vier Profiltiefen oberhalb der JD-UQN und damit auch oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt (siehe Tabelle 130). Die Gründe, warum weder in den anderen Profiltiefen, noch am zweiten Messtag überhaupt, der PAK Benzo[a]pyren nicht festgestellt werden konnte, sind unklar.

Das Röntgenkontrastmittel Iomeprol wurde an beiden Messtagen in allen Profiltiefen oberhalb der Bestimmungsgrenze und oberhalb des JD-UQN-Vorschlages festgestellt. Es ist davon auszugehen, dass Iomeprol zum größten Teil über den Pfad der Kläranlagen in die Gewässer gelangt. Weitere Einleitquellen können jedoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Iomeprol wurde im Ablauf der KA Einhaus am ersten Messtag (31.05.2021) mit einer Konzentration von 7,279 µg/L und einer Tagesfracht von 6,498 g/d festgestellt, am zweiten Messtag (13.09.2021) lag die Konzentration bei 1,842 µg/L und damit die Tagesfracht bei 1,750 g/d. Im Ablauf der KA Ratzeburg II wurde am ersten Messtag (31.05.2021) eine Konzentration von 32,055 µg/L und damit eine Tagesfracht von 67,70 g/d festgestellt, am zweiten Messtag (13.09.2021) lag die Konzentration bei 8,045 µg/L und damit die Tagesfracht bei 18,015 g/d. Vernachlässigt man die Einleitungen durch die Kleinkläranlagen und potenzielle unbekannt weitere Einleitungen, resultieren 8,76 % (31.05.2021) bzw. 8,86 % (13.09.2021) des Eintrages von Iomeprol aus dem Eintrag durch die KA-Einhaus und 91,24 % (31.05.2021) bzw. 91,14 % (13.09.2021) des Eintrages durch die KA-Ratzeburg II. Demnach wäre hypothetisch die KA Ratzeburg maßgebend für die Überschreitung der JD-UQN im See. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich der Stoff aufgrund seiner Persistenz über längere Zeit im See aggregiert.

Der PAK Pyren kann ähnlich betrachtet werden wie der PAK Benzo[a]pyren. Der Stoff wird überwiegend diffus eingetragen. Im Ratzeburger See konnte lediglich am ersten Messtag (31.05.2021) in den oberen drei Profiltiefen (1 m, 10 m, 13 m) eine Konzentration oberhalb des JD-UQN-Vorschlages festgestellt werden (in 22 m Tiefe lag die gemessene Konzentration am ersten Messtag bei 0,0017 µg/L und damit unterhalb des JD-UQN-Vorschlags von 0,0023

µg/L; am zweiten Messtag wurde Pyren in keiner der vier Profiltiefen oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt). Im Ablauf der KA Einhaus konnte am ersten Messtag keine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt werden ($> 0,001 \mu\text{g/L}$). Am zweiten Messtag wurde die Konzentration von Pyren im Ablauf zu $0,002 \mu\text{g/L}$ bestimmt. Im Ablauf der KA Ratzeburg II wurde am ersten Messtag eine Konzentration von $0,009 \mu\text{g/L}$ festgestellt. Am zweiten Messtag betrug die gemessene Konzentration exakt den Wert der Bestimmungsgrenze mit $0,001 \mu\text{g/L}$. Die Analyse der Frachten ergibt kein eindeutiges Bild für die Einleitsituation. Außerdem wird für den PAK Pyren generell von einer inkonsistenten Einleitsituation durch Kläranlagen ausgegangen, weshalb anhand der Frachten auch keine Aussage zu der Maßgeblichkeit der Einleitungen durch die Kläranlagen an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages am ersten Messtag in drei der vier Profiltiefen im Ratzeburger See getroffen werden kann. Die Frachten aus den KA-Abläufen schlüsseln sich wie folgt auf: KA-Einhaus: $0,002 \text{ g/d}$ (13.09.2021); KA-Ratzeburg: $0,018 \text{ g/d}$ (31.05.2021) und $0,003 \text{ g/d}$ (13.09.2021).

KA13 – Eutin

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Eutin ist als Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination ausgebildet (Tabelle 131).

Tabelle 131: Stammdaten Eutin.

UTM Ost	32604742
UTM Nord	6001299
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	35.000 EW
Anschlussgröße (2018)	22.809 EW
Jahresabwassermenge	$1.076.510 \text{ m}^3$

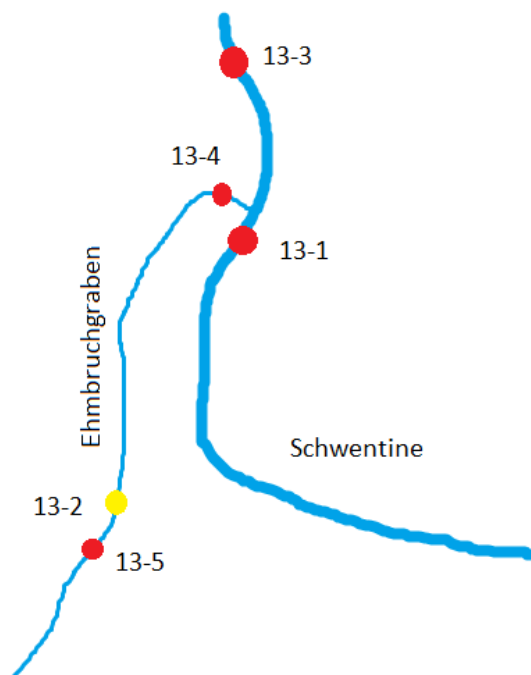
Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in den Ehmbruchgraben eingeleitet. Anschließend fließt der Graben in die Schwentine, die Teil des reduzierten Gewässernetzes ist. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 132 entnommen werden. Aufgrund der Einleitung in ein Einleitzgewässer, das nicht zum reduzierten Gewässernetz gehört und das seinerseits ein Einzugsgebiet relevanter Größe oberhalb der KA-Einleitung besitzt, sind fünf Einzelproben notwendig, um den Einfluss der KA auf das reduzierte Gewässernetz zu beurteilen (vgl. Abbildung 12 und das Datenblatt in **Anhang D.1**, s. hierzu auch Abs. 3.1.2). Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von zwei MID-Messungen, eine im Oberwasser (PN 1) und eine im Einleitzgewässer (PN 4). Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 133 zusammengefasst.

Das EZG mit $59,76 \text{ km}^2$ führt bei Mittelwasserabfluss (MQ) und einer Anschlussgröße von 22.809 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 7,60 %. Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil jedes Mal deutlich höher (34,60%; 54,46% und 16,60%), obschon alle drei Probenahmen innerhalb des angestrebten Abflussregimes ($> \text{MNQ}$ und $< Q_{\text{Median}}$) erfolgten. Im oberhalb liegenden Teil des EZG (einschließlich des Sibberdorfer Sees, des Stendorfer Sees, und des Großen Eutiner Sees) liegen fünf Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 828 EW kommen (s. **Anhang 5**). Dies entspricht einer Vorbelastung des Gewässers von 3,60 % verglichen mit der Anschlussgröße der KA Eutin.

Tabelle 132: Gewässerdaten Eutin.

Vorflutgewässer		Ehmbruchgraben	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Schwentine	
Größe EZG		59,76 km ²	
MNQ	0,05 m ³ /s	MNq	0,81 l/(s*km ²)
Q-Median	0,25 m ³ /s	Median-q	4,18 l/(s*km ²)
MQ	0,45 m ³ /s	Mq	7,55 l/(s*km ²)


Abbildung 12: Skizze der Probenahmepunkte Eutin.
Tabelle 133: Abflussdaten Eutin.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA- Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abfluss 5 (Vorfluter OW) [l/s]	Abwasser- anteil (aktuell) [%]
02.08.2021	29,0	19,7	57,0	28,0		34,60
01.09.2021	29,0	37,5	68,9	39,9		54,46
15.09.2021	58,0	14,4	87,0	29,0		16,60

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Eutin werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 15 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 22 im zulässigen Bereich festgestellt. Vier Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere neun überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 134 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei zehn von 13 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 134: Ergebnisse Eutin.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0008	< BG
Fluoranthren	0,0063		0,0071	11,2
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,003	89,3
Imidacloprid	0,002		0,010	121,5
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	2,988	132,9
Azithromycin		0,019	0,021	187,2
Diclofenac		0,05	0,562	130,6
Gabapentin		0,1	0,284	151,8
Primidon		0,1	0,133	128,1
Tramadol		0,1	0,246	136,5
Valsartan		0,1	0,118	148,3
Venlafaxin		0,1	0,300	134,1
Pyren		0,0023	0,0058	15,5
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,357	135,0
Clarithromycin		0,12	0,022	116,1
Guanylharnstoff			0,322	208,4
Iomeprol		0,1	0,039	78,0
Metformin		5	0,073	76,2
Metoprolol		8,6	0,402	151,6
Oxypurinol			5,417	133,6
Sotalol		0,1	0,025	101,8
Sulfamethoxazol		0,6	0,090	144,7
Valsartansäure			2,523	128,8
Venlafaxinsäure			0,551	135,6
Perfluorbutansulfonsäure			0,001	60,5
DEET		88	0,018	88,5
Terbutryn	0,065		0,013	74,1
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,267	120,4
Benzotriazol		19	1,928	129,3
Melamin		10	0,686	106,0

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 17 weitere Stoffe (siehe Tabelle 134c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 17 Stoffen gibt es für fünf Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) leicht nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin, was sich in JD-Frachtanteilen > 100 % für viele Stoffe äußert. Ursächlich hierfür könnte die Beprobung neben der Einleitfahne sein (Fall 2.1 nach Abs. 8.5). Die Stoffkonzentrationen im Gewässer

unterhalb der Einleitung würden unterschätzt. Ein Vergleich mit KA-Einleitungen, die einen ähnlichen Abwasseranteile und eine vergleichbare Konstellation aufweisen (z.B. KA 15 Getto) scheint dieses anzudeuten.

Alternativ wäre ein biologischer oder photolytischer Abbau im relativ langen Einleitgewässer (400 m) und in der Schwentine bis zur Probenahmestelle möglicherweise ursächlich für die hohen JD-Frachtanteile (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Die festgestellten Stoffkonzentrationen im reduzierten Gewässernetz würden dann das Richtige treffen. Dieses wird aber durch die gegenüber der Frachten im KA-Ablauf (PN 2) leicht erhöhten Frachten im Einleitgewässer vor Einleitung ins reduzierte Gewässernetz (PN 4) widerlegt (vgl. hierzu Digitaler Anhang D.2, Tabellenblatt „JD-Frachten“).

Die KA leitet in ein Einleitgewässer (Ehmbruchgraben) ein, welches nach rund 400 m in das reduzierte Gewässernetz (Schwentine) mündet. Die Probenahme im reduzierten Gewässernetz erfolgt weitere 250 m unterhalb dieser Einmündung. Ein möglicher Abbau bzw. Rückhalt der Spurenstoffe auf dieser insgesamt 650 m langen Strecke führt rechnerisch zu hohen Frachtanteilen besonders für die Arzneistoffe (bis zu 208 % beim Metformin-Derivat Guanylharnstoff). Im oberhalb liegenden Teil des EZG (einschließlich des Sibberdorfer Sees, des Stendorfer Sees, und des Großen Eutiner Sees) liegen nur verhältnismäßig kleine Kläranlagen (Σ 828 EW).

Über PAKs ist im Allgemeinen bekannt, dass sie ubiquitär vorkommen und atmosphärisch in die Gewässer eingetragen werden können. Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung in der Schwentine (PN 1) sowie im Ehmbruchgraben (PN 4 und PN 5) die geltende JD-UQN. Nur im KA-Ablauf konnte an keinem der Probenahmeterminen ein positiver Wert festgestellt werden. Für Fluoranthen und Pyren werden in der Schwentine nur unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) sowie teilweise im Ehmbruchgraben (PN 4 und PN 5) JD-UQN/JD-UQN-Vorschläge überschritten. Des Weiteren sind für diese beiden PAKs die Konzentrationen an allen Probenahmestellen sehr ähnlich. Zusammen mit den niedrigen Frachtanteilen deutet dies darauf hin, dass die KA keinen nennenswerten Beitrag zur Überschreitung der Grenzwerte leistet.

Das Tensid PFOS überschreitet die JD-UQN deutlich an allen drei Probenahmeterminen im red. Gewässernetz (PN 3) (0,0036 µg/L; 0,0033 µg/L und 0,0029 µg/L). Es fällt auf, dass die Stoffkonzentrationen an allen drei Probenahmetagen fast identisch sind. Im red. Gewässernetz oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) ist der Stoff mit einer deutlich geringeren Konzentration nachweisbar (0,0008 µg/L; 0,0007 µg/L und 0,0008 µg/L). Auch hier ist die Stoffkonzentration relativ konstant. Damit wird allerdings die JD-UQN bereits oberhalb der KA-Einleitung überschritten. Es ist bekannt, dass perfluorierte Tenside atmosphärisch deponiert werden³⁸. Werden sie auf Böden deponiert, sind sie aufgrund ihrer hohen Sorptionsaffinität nicht mobil. Werden sie hingegen direkt in Oberflächengewässern deponiert, sind sie weiterhin in gelöster oder suspensierter Form mobil. Dieser Zusammenhang kann erklären, weshalb die Schwentine mit relativ vielen Seen im Oberlauf derart belastet ist. Die unmittelbar vor der Einmündung ermittelten Frachten (PN 4) sind an allen Messtagen größer als die aus der Kläranlage emittierten Frachten. Dies lässt sich nicht durch im Einleitgewässer bereits oberhalb der Einleitung (PN 5) vorhandenen Frachten erklären, die hierfür zu klein sind. Es wird daher von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung ausgegangen, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führt. Es wird dennoch eine weitere Probenahme insbesondere mit dem Ziel einer verbesserten Frachtbilanzierung empfohlen.

Die JD-UQN für Imidacloprid wird an allen drei Probenahmetagen deutlich überschritten (0,006 µg/L; 0,015 µg/L und 0,008 µg/L). Im red. Gewässernetz oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) ist der Stoff mithin in keiner Probe nachweisbar (BG = 0,002 µg/L). Die unmittelbar vor

³⁸ Als Einstieg in die Thematik (ohne weitere Prüfung): <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-reach/stoffgruppen/per-polyfluorierte-chemikalien-pfc#was-sind-pfc> (abgerufen am 17.12.2021).

der Einmündung ermittelte Fracht (PN 4) deutet für die ersten beiden Messtage auf einen moderaten Rückhalt oder Abbau im Einleitgewässer hin (1. Tag: von 0,038 g/d auf 0,035 g/d und 2. Tag: von 0,122 g/d auf 0,099 g/d). Der 3. Messtag ist dadurch gekennzeichnet, dass im Einleitgewässer oberhalb der KA (PN 5) bereits eine signifikante Stofffracht (0,043 g/d) feststellbar war. In der Folge ist der Frachtanteil im red. Gewässernetz für diesen Tag am geringsten. Insbesondere aufgrund nicht nachweisbarer Stofffrachten in der Schwentine oberhalb der KA-Einleitung und nicht erheblicher Stofffrachten im Einleitgewässer oberhalb der KA-Einleitung ist von einem signifikanten Frachtanteil im KA-Ablauf auszugehen, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Azithromycin, Diclofenac, Gabapentin, Primidon, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin sind an keinem der Probenahmeterminen in der Schwentine oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachweisbar. Im Einleitgewässer werden die JD-UQN-Vorschläge sowohl oberhalb (PN 5) als auch unterhalb der KA-Einleitung (PN 4) überschritten. Allerdings konnten an der PN 5 (oberhalb) nur am dritten Probenahmetermin (für Diclofenac auch am 2. Messtag und für Valsartan auch am 1. Messtag) Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden, welche dann rechnerisch zu der Überschreitung der JD-UQN-Vorschläge führen. Für die Arzneistoffe kann also davon ausgegangen werden, dass die KA einen signifikanten Anteil an der Überschreitung der Grenzwerte hat.

Des Weiteren sollten die fünf Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure und PFBS bei Einführung von UQN oder UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA14 – Flintbek

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Flintbek ist als Durchlaufanlage konzipiert (Tabelle 135).

Tabelle 135: Stammdaten Flintbek.

UTM Ost	32569553
UTM Nord	6011934
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	12.000 EW
Anschlussgröße (2018)	9.299 EW
Jahresabwassermenge	378.750 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das gereinigte Abwasser wird über eine Rohrleitung in die Eider eingeleitet, welche im weiteren Verlauf durch den Westensee fließt und anschließend in den Nord-Ostsee-Kanal mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 136 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in Anhang D.1 eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe einer MID-Messung im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 137 zusammengefasst.

Das EZG mit 136,37 km² führt bei einer Anschlussgröße von 9.299 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,90% bei Mittelwasserabfluss. Dieser wurde während der Probenahmen leicht überschritten (1,45%; 1,97% und 1,86%). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Kläranlage KA08 Bordesholm (12.269 EW) etwa 10 km oberhalb von Flintbek in die Eider einleitet. Zusätzlich leiten zwei Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe

auf eine Anschlussgröße von 1.549 EW kommen, zwischen Bordesholm und Flintbek ein (**Anhang 5**). Die beiden kleinen KA machen 16,70% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Flintbek aus.

Tabelle 136: Gewässerdaten Flintbek.

Vorflutgewässer		Eider	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Eider	
Größe EZG		136,37 km ²	
MNQ	0,39 m ³ /s	MNq	2,88 l/(s*km ²)
Q-Median	1,05 m ³ /s	Median-q	7,73 l/(s*km ²)
MQ	1,35 m ³ /s	Mq	9,93 l/(s*km ²)

Tabelle 137: Abflussdaten Flintbek.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
09.06.2021	700,0	10,3	710,3	1,45
19.07.2021	557,0	11,2	568,2	1,97
07.09.2021	673,0	12,8	685,8	1,86

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Flintbek werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 22 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 22 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten geltende JD-UQN und weitere vier überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 138 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei zwei von sechs Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 138: Ergebnisse Flintbek.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	1,5
Imidacloprid	0,002		0,002	35,1
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Diclofenac		0,05	0,065	70,5
Iomeprol		0,1	0,112	80,7
Pyren		0,0023	0,0028	1,9
Acesulfam-K		0,1	0,115	10,7
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,069	74,5
Gabapentin		0,1	0,093	62,0
Guanylharnstoff			0,331	80,8
Metoprolol		8,6	0,089	71,1
Primidon		0,1	0,020	67,4
Venlafaxin		0,1	0,035	57,2
Venlafaxinsäure			0,066	54,2
Melamin		10	0,185	56,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für acht weitere Stoffe (siehe Tabelle 138c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den acht Stoffen gibt es für zwei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 40-80 %. Dies kann auf die Vorbelastung der Eider durch die Einleitung der Kläranlage Bordesholm oberhalb von Flintbek zurückgeführt werden. Die Vorbelastung anderer KA summiert sich lediglich auf gut 16 % (s.o), so dass ein größerer Frachtanteil zu erwarten wäre, der aus den Kläranlagen emittiert wird. Ansonsten macht sich die Vorbelastung kaum bemerkbar, da mit Ausnahme von Acesulfam-K keine JD-UQN/JD-UQN- Vorschläge oberhalb im Gewässer überschritten werden.

Die PAKs Benzo[a]pyren und Pyren weisen nur sehr geringe Frachtanteile auf. Benzo[a]pyren konnte nur am dritten Probenahmetermin im KA-Ablauf (PN 2) nachgewiesen werden. Außerdem sind die Frachten im KA-Ablauf gering. Aus diesen Gründen ist für die PAKs nicht von einem signifikanten Anteil der KA auszugehen.

Das Insektizid Imidacloprid weist mit 35,13 % einen relativ hohen Frachtanteil auf. Außerdem konnte der Stoff nur am dritten Probenahmetermin im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1), jedoch jedes Mal im KA-Ablauf festgestellt werden. Daher ist von einem signifikanten Anteil der KA an der Überschreitung des Grenzwertes auszugehen.

Die Arzneistoffe Diclofenac und Iomeprol fallen durch signifikante Frachtanteile auf. Iomeprol konnte außerdem nicht oberhalb im Gewässer (PN 1) nachgewiesen werden. Für Diclofenac konnte zwar an der PN 1 bereits eine Fracht festgestellt werden, welche sich durch die KA-Einleitung jedoch mehr als verdoppelt (von 1,53 g/d auf 3,59 g/d). Auch für diese beiden Stoffe ist deshalb von einem signifikanten Anteil der KA auszugehen.

Der Süßstoff Acesulfam-K weist mit 10,74 % einen geringen Frachtanteil auf. Darüber hinaus konnten im Gewässer relativ hohe Frachten (PN 1: 5,83 g/d; PN 3: 6,56 g/d), im KA-Ablauf aber nur eine vergleichsweise geringe Fracht (0,70 g/d) festgestellt werden. In diesem Fall ist die KA-Einleitung nicht als signifikant anzusehen. Vielmehr scheinen diffuse Stoffeinträge im oberen Einzugsgebiet maßgebend zu sein, da auch die oberhalb liegenden Kläranlagen nicht die alleinige Ursache für die im Gewässer festgestellten Stofffrachten sein können.

Des Weiteren sollten die zwei Stoffe Guanylharnstoff und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN oder UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA15 – Gettorf

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Gettorf handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit biologischer P-Elimination und weitergehender Nährstoffelimination (Tabelle 139). Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser eines Altenpflegeheims behandelt.

Tabelle 139: Stammdaten Gettorf.

UTM Ost	32562348
UTM Nord	6029203
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	12.900 EW
Anschlussgröße (2018)	12.900 EW
Jahresabwassermenge	510.389m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in einen Vorfluter eingeleitet, welches erst nach 3 km langer Fließstrecke in das reduzierte Gewässernetz Alte Eider/ Lindauer Mühlenau einmündet, welches dann wiederum in den Nord-Ostsee-Kanal mündet. Zwischen KA-Enleitung in das Einleitgewässer sowie Einmündung desselben in das reduzierte Gewässernetz mündet ein weiteres Gewässer in das Einleitgewässer (Tüttendorfer Graben), der dem Siedlungsgebiet Gettors entspringt. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 140 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von MID-Messungen im Vorfluter (PN 4) und im Oberwasser (PN 2). Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 141 zusammengefasst.

Das kleine EZG (13,29 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 12.900 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 11,10% bei MQ. Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil deutlich höher (43,14%; 79,61% und 64,05 %), obschon alle drei Probenahmen innerhalb des angestrebten Abflussregimes ($> MNQ$ und $< Q_{Median}$) erfolgten. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen keine weiteren KA.

Tabelle 140: Gewässerdaten Gettorf.

Vorflutgewässer	Vorfluter ohne Namen		
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	nein		
Beprobung am red. Gewässernetz	Alte Eider/ Lindauer Mühlenau		
Größe EZG	13,49km ²		
MNQ	0,04 m ³ /s	MNq	3,13 l/(s*km ²)
Q-Median	0,11 m ³ /s	Median-q	8,10 l/(s*km ²)
MQ	0,15 m ³ /s	Mq	10,83 l/(s*km ²)

Tabelle 141: Abflussdaten Gettorf.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
23.06.2021	17,9	32,4	75,1	57,2	43,14
09.08.2021	17,2	67,0	84,2	67,0	79,61
13.10.2021	9,0	27,8	43,4	34,4	64,05

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Gettorf werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte zwölf Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 27 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere acht überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 142 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren

wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei neun von elf Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 142: Ergebnisse Gettorf.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0005	41,0
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	41,3
Imidacloprid	0,002		0,018	217,8
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,500	252,1
Diclofenac		0,05	0,253	337,4
Gabapentin		0,1	0,276	224,4
Ibuprofen		0,011	0,034	< BG
Iomeprol		0,1	0,177	74,3
Tramadol		0,1	0,197	240,4
Pyren		0,0023	0,0039	77,8
Acesulfam-K		0,1	0,585	78,6
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,111	218,0
Guanylharnstoff			1,331	660,0
Metformin		5	0,559	167,3
Metoprolol		8,6	0,171	251,9
Oxypurinol			5,854	213,7
Primidon		0,1	0,080	211,9
Sotalol		0,1	0,031	198,9
Sulfamethoxazol		0,6	0,032	279,6
Valsartan		0,1	0,073	185,6
Valsartansäure			1,957	204,8
Venlafaxin		0,1	0,089	284,3
Venlafaxinsäure			0,237	253,2
Perfluorbutansulfonsäure			0,003	108,0
Perfluoroctansäure		0,1	0,003	68,0
DEET		88	0,057	411,2
Tebuconazol		0,625	0,009	76,1
Terbutryn	0,065		0,020	106,4
Glyphosat		120	0,171	100,0
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,336	187,4
Benzotriazol		19	0,519	212,5
Melamin		10	1,504	134,7

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 21 weitere Stoffe (siehe Tabelle 142c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 21 Stoffen gibt es für fünf Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme im reduzierten Gewässernetz erst nach einer rund 3 km langen Fließstrecke im Einleitgewässer erfolgte, was zu einer entsprechenden Elimination führte (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Dieses wird durch die deutliche Reduzierung der Stofffrachten zwischen KA-Ablauf (PN 2) und im Einleitgewässer vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz (PN 4) deutlich (vgl. hierzu Digitaler Anhang D.2, Tabellenblatt „JD-Frachten“). Eine an der Einleitung in das reduzierte Gewässernetz weitgehend schlüssige Frachtbilanzierung (PN 1 + PN 4 = PN 3, vgl. Abs. 3.1.2) deutet an, dass die Beprobung und damit die Frachtbestimmung im reduzierten Gewässernetz das Richtige trifft. Die angegebenen Stoffkonzentrationen sind daher als plausibel anzusehen.

Die insgesamt sehr hohen Frachtanteile des KA-Ablaufs bezogen auf das reduzierte Gewässernetz unterhalb der Einmündung des Einleitgewässers können grundsätzlich auf den hohen Abwasseranteil sowie die geringe Vorbelastung (keine KA im oberhalb liegenden EZG) zurückgeführt werden. Andererseits kann es damit begründet werden, dass sich zwischen dem KA-Ablauf (PN 2) und der Probenahmestelle im reduzierten Gewässernetz (PN 3) ein über 3 km langes Einleitgewässer befindet. Ein im Einleitgewässer stattfindender Rückhalt oder Abbau (z. B. infolge Photolyse oder durch biologischen Abbau) hat rechnerisch einen hohen Frachtanteil zur Folge. Es wurde daher anhand einer weiteren Probenahmestelle im Einleitgewässer (PN 4 unmittelbar vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz) dieser Einfluss quantifiziert.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits in der Alten Eider oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) sowie im Einleitgewässer (PN 4) die JD-UQN. Darüber hinaus konnte im KA-Ablauf nur am dritten Probenahmetermin eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Daraus ist zu schließen, dass die KA keinen signifikanten Beitrag zur Überschreitung des Grenzwertes leistet.

Das perfluorierte Tensid PFOS wird i. d. R. nur zum Teil über die Kläranlagen in die Gewässer eingetragen. In Gettorf konnte jedoch im reduzierten Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) an keinem der Probenahmetermine ein positiver Wert gemessen werden. Zusätzlich ist der Frachtanteil mit 41,32 % recht hoch, so dass hier ein signifikanter Beitrag der KA nicht ausgeschlossen werden kann.

Das Insektizid Imidacloprid konnte ebenfalls an keinem der Probenahmetermine oberhalb der KA-Einleitung im Gewässer (PN 1) festgestellt werden. Es zeigt sich an allen drei Probenahmetermen eine mindestens mäßige Reduktion im Einleitgewässer zwischen PN 2 und PN 4 (1. Tag: von 0,193 g/d auf 0,104 g/d; 2. Tag: von 0,378 g/d auf 0,133 g/d und am 3. Tag: von 0,120 g/d auf 0,110 g/d). Wird davon ausgegangen, dass keine weiteren Stofffrachten (diffus) in das Einleitgewässer eingetragen werden, betragen die daraus resultierenden Stofffrachten im reduzierten Gewässernetz 0,097 g/d; 0,145 g/d und 0,075 g/d. Die Frachtanteile belaufen sich dann auf: 106%, 91% und 147%. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass über das Einleitgewässer (Tüttendorfer Graben) weitere relevante Stofffrachten aus dem Gettorfer Siedlungsgebiet eingetragen werden, die bisher nicht erfasst worden sind. Dieses kann insbesondere vor dem Hintergrund des an dieser Stelle betrachteten Insektizids Imidacloprid, welches u.a. gegen Flöhe eingesetzt wird, und des im EZG des Einleitgewässers gelegenen Tierparks Gettorf besondere Relevanz haben. Es wird ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung vermutet, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt. Es wird die Untersuchung des Einleitgewässers (Tüttendorfer Graben) oberhalb der KA-Einleitung empfohlen, um darin abgeführte Stofffrachten berücksichtigen zu können.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Diclofenac, Gabapentin und Tramadol weisen sehr hohe Frachtanteile auf. Diclofenac konnte nur am dritten Probenahmetermin, die anderen Stoffe gar

nicht oberhalb im Gewässer (PN 1) festgestellt werden. Für diese vier Arzneistoffe ist ein signifikanter Eintrag aus der KA deutlich. Ibuprofen konnte gar nicht im KA-Ablauf, jedoch einmal (2. Messtag) im Einleitgewässer (PN 4) gemessen werden. Iomeprol konnte nur am 3. Messtag im KA-Ablauf, jedoch jedes Mal im Einleitgewässer (PN 4) festgestellt werden. Hier ist ein Eintrag einer relevanten Stofffracht über das Einleitgewässer (Tüttendorfer Graben) denkbar. Dies würde auch den im Vergleich zu den anderen Arzneimitteln geringeren Frachtanteil von Iomeprol erklären. Eine Untersuchung des Einleitgewässers oberhalb der KA Einleitung wird empfohlen, um darin abgeführte Stofffrachten berücksichtigen zu können.

Der PAK Pyren sowie der Süßstoff Acesulfam-K weisen beide im Vergleich zu den Arzneistoffen deutlich geringere Frachtanteile auf. Im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) wurden für beide Stoffe bereits Frachten festgestellt, welche sich durch die KA-Einleitung deutlich erhöhen (Pyren: von 0,0025 g/d auf 0,0228 g/d; Acesulfam-K: von 0,198 g/d auf 3,016 g/d). Dies deutet auf einen relevanten Eintrag aus der KA hin. Allerdings überschreitet Acesulfam-K bereits oberhalb im Gewässer (PN 1) den Grenzwert, was wiederum auf ein ubiquitäres Vorkommen dieses Stoffes deutet.

KA16 – Groß Wittensee

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Groß Wittensee handelt es sich um eine SBR-Anlage ohne Ausgleichsbecken (Tabelle 143). Aufgrund der Betriebsweise entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss, der alle 8 Stunden entsteht.

Tabelle 143: Stammdaten Groß Wittensee.

UTM Ost	32548797
UTM Nord	6024331
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage ohne Ausgleichsbecken m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	6.400 EW
Anschlussgröße (2018)	3.017 EW
Jahresabwassermenge	171.800 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird durch eine lange Rohrleitung unter/ durch den Wittensee geleitet, bis es anschließend südlich des Sees und unterhalb der Kläranlage Bünsdorf in die Schirnauer Au fließt. Im weiteren Verlauf mündet der Fluss in den Nord-Ostsee-Kanal. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 144 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Eine Abflussbestimmung im Gewässer war nicht möglich.

Das EZG (51,85 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 3.017 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,90% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Tatsächliche Werte konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht ermittelt werden. Im oberhalb liegenden EZG liegen drei weitere KA der Größenklassen 2 und 3. Die KA Holtsee (12.616 EW) entwässert über eine Dükerleitung direkt in den Nord-Ostsee-Kanal und belastet nicht die Schirnauer Au. Eine weitere KA (Gossfeld, 641 EW) mündet in den Wittensee. Unterhalb des Wittensees in die Schirnauer Au, aber oberhalb der Einmündung der Rohrleitung aus der KA Groß Wittensee, mündet die KA Bünsdorf (820 EW). Daraus ergibt sich eine Vorbelastung von 48,4 % im Vergleich zur Anschlussgröße der KA Groß Wittensee.

Tabelle 144: Gewässerdaten Groß Wittensee.

Vorflutgewässer		Schirnauer Au	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Schirnauer Au	
Größe EZG		51,85 km ²	
MNQ	0,17 m ³ /s	MNq	3,28 l/(s*km ²)
Q-Median	0,49 m ³ /s	Median-q	9,41 l/(s*km ²)
MQ	0,58 m ³ /s	Mq	11,20 l/(s*km ²)

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Groß Wittensee werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 27 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 21 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN und ein weiterer überschreitet den JD-UQN-Vorschlag. In der Tabelle 145 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht berechnet werden. Eine Bewertung erfolgt anhand der Konzentrationen.

Tabelle 145: Ergebnisse Groß Wittensee.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Pyren		0,0023	0,0031	

Fazit

Die Kläranlage wird als SBR-Reaktor betrieben. Während der Dekantierphase wird das Klarwasser zunächst in einen Ausgleichsbehälter geleitet. Von dort wird das Wasser über eine rund 3 km lange Druckrohrleitung ($d = 0,20\text{m}$) in die Schirnauer Au eingeleitet. Hierdurch wird eine stoffliche Entlastung des Wittensees insbesondere bzgl. der Nährstoffeinträge erreicht. Diese Konstellation führt dazu, dass die Durchflussmessung am KA-Ablauf nur anhand der maximalen Pumpenförderleistung abgeschätzt werden kann. Die aktuellen Stoffkonzentrationen im Ausgleichsbehälter können kaum repräsentativ beprobt werden. Zudem ist in der langen Druckrohrleitung während des diskontinuierlichen Pumpbetriebs, der den Dekantierphasen folgt, mit relativ langen Aufenthaltszeiten von bis zu 2 Tagen zu rechnen. Das führt dazu, dass die (kaum exakt bestimmbaren) Frachten im Ablauf der KA nicht sinnvoll mit den Stofffrachten im Gewässer zu vergleichen sind. Die Folge sind in dieser Studie sehr hohe Anteilswerte (z.B. für Arzneistoffe am 3. Probenstag in einem Bereich von 140 bis über 500 %). Es wird daher auf eine Betrachtung der Frachten verzichtet.

Der PAK Benzo[a]pyren konnte im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung nur an einer Probe (0,0004 µg/L) nachgewiesen werden. In den anderen beiden Proben dieser Messtellen lag die Konzentration unterhalb der BG (0,0002 µg/L). Da diese beiden Proben bei der Ermittlung des JD-Wertes mit je der Hälfte berücksichtigt werden, führt dieses zu einer rechnerischen JD-Konzentration von 0,0002 µg/L, was etwas über der JD-UQN (0,00017 µg/L) liegt.

Der theoretische Abwasseranteil beträgt bei einer Größe des EZG von 51,85 km² und einer Anschlussgröße von 3.017 EW bei MQ rund 0,90%. Im oberhalb des Wittensee liegenden Teil des EZG liegt die KA Goosfeld (641 EW). Die Einleitung über die Druckrohrleitung in die Schirnauer

Au erfolgt rund 1 km unterhalb (südlich) des Wittensees. Die KA Holtsee (12.616 EW) entwässert direkt in den Nord-Ostsee-Kanal. Die Probenahmen erfolgten an den beiden letzten Probenahmetagen nahe MNQ. Der gemessene Durchfluss im Gewässer am ersten Probenahmetag lag nahe dem Median-Abfluss im Gewässer.

Tatsächlich verringern sich die Konzentrationen im Gewässer im Bereich der KA-Einleitung (zwischen PN 1 und PN 3). Am ersten Messtag kann eine Reduzierung von 0,001 µg/L (oberhalb der Einleitung) auf unter 0,0002 µg/L (BG) festgestellt werden. Am 2. Probentermin lag die Stoffkonzentration aller Proben unterhalb der BG. Die dritte Probe zeigt ein Rückgang der Konzentration von 0,0006 µg/L auf 0,0004 µg/L. Es wird daher nicht von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung ausgegangen, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führt.

KA17 – Handewitt

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Handewitt handelt es sich um eine SBR-Anlage mit einem Ausgleichsbecken sowie Schönungsteichen (Tabelle 146). Aufgrund der Dekantierzeiten entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss. Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser einiger Zahnärzte behandelt. Weitere Details können dem Datenblatt in **Anhang D.1** entnommen werden.

Tabelle 146: Stammdaten Handewitt.

UTM Ost	32519531
UTM Nord	6068666
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Ausgleichsbecken und Schönungsteichen m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	7.000 EW
Anschlussgröße (2018)	6.161 EW
Jahresabwassermenge	476.617 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird über einen Graben in die Wallsbek/ den Meyner Mühlenstrom eingeleitet. Dieser mündet nach einem Fließweg von rund 1,9 km in die Lecker Au und schließlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 147 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von zwei MID-Messungen, eine im Vorfluter und eine im Unterwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 148 zusammengefasst.

Das recht kleine EZG (22,71 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 6.161 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 7,00% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde bei jeder Probenahmen unterschritten (5,23%; 1,38% und 1,35%). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde an allen Probenahmetermeninen eingehalten. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen keine weiteren KA.

Tabelle 147: Gewässerdaten Handewitt.

Vorflutgewässer	Vorfluter Graben Nr. 46
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	nein
Beprobung am red. Gewässernetz	Wallsbek/ Meyner Mühlenstrom
Größe EZG	22,71 km ²

MNQ	0,11 m ³ /s	MNq	4,75 l/(s*km ²)
Q-Median	0,15 m ³ /s	Median-q	6,80 l/(s*km ²)
MQ	0,21 m ³ /s	Mq	9,45 l/(s*km ²)

Tabelle 148: Abflussdaten Handewitt.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Abfluss) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
07.07.2021	145,0	8,0	153,0	10,3	5,23
16.08.2021	142,8	2,0	145,0	2,2	1,38
29.09.2021	145,0	2,0	148,0	3,0	1,35

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Handewitt werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 28 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 21 im zulässigen Bereich festgestellt. Kein Stoff überschreitet die geltenden JD-UQN, allerdings überschreitet ein Stoff einen JD-UQN-Vorschlag.

In der Tabelle 149 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen.

Tabelle 149: Ergebnisse Handewitt.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Acesulfam-K		0,1	0,258	2,9
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Amidotrizoesäure		0,1	0,043	99,0
Carbamazepin		0,5	0,013	97,1
Diclofenac		0,05	0,039	110,3
Gabapentin		0,1	0,017	218,1
Guanylharnstoff			0,133	211,3
Oxypurinol			0,216	216,1
Tramadol		0,1	0,023	122,9
Valsartansäure			0,099	106,3
Venlafaxinsäure			0,026	151,3
Benzotriazol		19	0,049	75,9

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten für zehn weitere Stoffe auf (siehe Tabelle 149c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den zehn Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Dieses

wäre damit zu begründen, dass die Probenahme im reduzierten Gewässernetz erst nach einer rund 3 km langen Fließstrecke im Einleitgewässer erfolgte, was zu einer entsprechenden Elimination führte (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Dieses wird durch die deutliche Reduzierung der Stofffrachten zwischen KA-Ablauf (PN 2) und im Einleitgewässer vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz (PN 4) deutlich (vgl. hierzu Digitaler Anhang D.2, Tabellenblatt „JD-Frachten“). Die Betrachtung der Frachtbilanzierung an der Einleitung in das reduzierte Gewässernetz ($PN\ 1 + PN\ 4 = PN\ 3$, vgl. Abs. 3.1.2) erlaubt keine Rückschlüsse, da eine Frachtbestimmung an PN 1 in den meisten Fällen aufgrund sehr geringer Stoffkonzentrationen ($< BG$, keine Vorbelastung) nicht möglich war.

Es ist daher anzunehmen, dass die festgestellten Stoffkonzentrationen das Richtige treffen, die JD-Frachtanteile aber aufgrund einer Elimination im Einleitgewässer überschätzt werden.

Der Süßstoff Acesulfam-K tritt sowohl im Gewässer als auch im KA-Ablauf in ähnlichen Konzentrationen auf. Die Fracht im KA-Ablauf ist jedoch deutlich geringer als die im Gewässer festgestellte (sowohl PN 1 als auch PN 3). Zusammen mit dem sehr geringen Frachtanteil von 2,92 % lässt dies nicht auf einen signifikanten Beitrag aus der KA schließen. Es ist vielmehr von einem diffusen Eintrag in das Gewässer auszugehen.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen.

KA18 – Hanerau-Hademarschen

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Hanerau-Hademarschen handelt es sich um eine SBR-Anlage mit einem Schönungsteiche (Tabelle 150). Aufgrund der Dekantierzeiten entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss. Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser einer Schlosserei behandelt, weshalb es zu Problemen mit Quecksilber im Abwasser kommen kann. Weitere Details können dem Datenblatt in **Anhang D.1** entnommen werden.

Tabelle 150: Stammdaten Hanerau-Hademarschen.

UTM Ost	32527749
UTM Nord	5998509
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Schönungsteich m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	8.000 EW
Anschlussgröße (2018)	3.483 EW
Jahresabwassermenge	251.914 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt zunächst in den Viehbach (Vorfluter). Ca. 3 km weiter östlich mündet dieser dann in die Hanerau, die Teil des reduzierten Gewässernetzes ist. In ihrem weiteren Verlauf mündet die Hanerau in den Nord-Ostsee-Kanal. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 151 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von zwei MID-Messungen, eine im Vorfluter und eine im Oberwasser, sowie einer volumetrischen Abflussmessung im Kläranlagenablauf. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 152 zusammengefasst.

Das recht kleine EZG (28,69 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 3.483 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,50% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde während

der Probenahmen annähernd erreicht (2,12%; 3,36% und 1,94%). Das angestrebte Abflussregime ($> MNQ$ und $< Q_{\text{Median}}$) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen zwei Kläranlagen der Größenklasse 1, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 491 EW kommen. Dies sind 14,10% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Hanerau-Hademarschen (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 151: Gewässerdaten Hanerau-Hademarschen.

Vorflutgewässer		Viehbach	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Hanerau	
Größe EZG		28,69 km ²	
MNQ	0,10 m ³ /s	MNq	3,57 l/(s*km ²)
Q-Median	0,23 m ³ /s	Median-q	7,86 l/(s*km ²)
MQ	0,32 m ³ /s	Mq	11,30 l/(s*km ²)

Tabelle 152: Abflussdaten Hanerau-Hademarschen.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
07.06.2021	237,0	5,1	242,1		2,12
22.07.2021	213,0	7,4	220,4	14,1	3,36
04.10.2021	245,8	5,2	269,7	23,9	1,94

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Hanerau-Hademarschen werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 30 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 18 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN und ein weiterer Stoff überschreitet den JD-UQN-Vorschlag. In der Tabelle 153 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil ($> 50\%$) festzustellen.

Tabelle 153: Ergebnisse Hanerau-Hademarschen.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	2,1
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Pyren		0,0023	0,0029	1,2
c) weitere JD-Frachtanteile $> 50\%$				
Amidotrizoesäure		0,1	0,055	108,1
Diclofenac		0,05	0,009	79,3
Metoprolol		8,6	0,027	93,0
Oxypurinol			0,255	224,2
Tramadol		0,1	0,025	141,7
Valsartansäure			0,098	116,0
Venlafaxinsäure			0,025	125,5
Imidacloprid	0,002		0,001	72,3
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,033	58,1
Benzotriazol		19	0,024	68,2
Melamin		10	0,251	55,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für elf weitere Stoffe (siehe Tabelle 153c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den elf Stoffen gibt es für drei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung sind gegenüber dem Zentralwert (100 %) nicht normalverteilt. Es gibt zu gleichen Teilen Abweichungen nach oben oder unten. Dieses deutet auf fehlerhafte JD-Frachtanteile hin, die über- oder unterschätzt werden können.

Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme im reduzierten Gewässernetz (Hannerau) erst nach einer rund 3 km langen Fließstrecke im Einleitgewässer (Viehbach) erfolgte, was zu einer entsprechenden Elimination führte (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Dieses wird durch die deutliche Reduzierung der Stofffrachten zwischen KA-Ablauf (PN 2) und im Einleitgewässer vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz (PN 4) deutlich (vgl. hierzu Digitaler Anhang D.2, Tabellenblatt „JD-Frachten“). Die Betrachtung der Frachtbilanzierung an der Einleitung in das reduzierte Gewässernetz (PN 1 + PN 4 = PN 3, vgl. Abs. 3.1.2) erlaubt keine Rückschlüsse, da eine Frachtbestimmung an PN 1 in den meisten Fällen aufgrund sehr geringer Stoffkonzentrationen (< BG, geringe Vorbelastung) nicht möglich war.

Es ist daher anzunehmen, dass die festgestellten Stoffkonzentrationen das Richtige treffen, die JD-Frachtanteile aber aufgrund einer Elimination im Einleitgewässer überschätzt werden.

Benzo[a]pyren überschreitet im Gewässer sowohl oberhalb (PN 1) als auch unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) die geltende JD-UQN, wobei jeweils nur am 1. und 3. Messtag ein positiver Wert festgestellt werden konnte. Im KA-Ablauf konnte der Stoff nur am 1. und 2. Messtag gemessen werden, wobei die eingetragene Fracht nicht nennenswert ist. Pyren konnte an allen Probenahmestellen nur sehr unregelmäßig gemessen werden (PN 1: 3. Messtag; PN 2: 1. Messtag; PN 3: 1. und 3. Messtag). Darüber hinaus ist die eingetragene Fracht aus dem KA-Ablauf nicht nennenswert. Zusammen mit den sehr geringen Frachtanteilen lässt sich schließen, dass die KA für die PAKs Benzo[a]pyren und Pyren keinen signifikanten Beitrag zum Überschreiten der JD-UQN leistet.

Des Weiteren sollten die drei Stoffe Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA19 – Hohenlockstedt

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Hohenlockstedt ist als Durchlaufanlage mit zwei Straßen ausgebildet (Tabelle 154). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 154: Stammdaten Hohenlockstedt.

UTM Ost	32538699
UTM Nord	5979712
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	11.500 EW
Anschlussgröße (2018)	10.324 EW

Jahresabwassermenge	322.931 m ³
----------------------------	------------------------

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt zunächst in den Steinteichgraben (Vorfluter). Anschließend mündet dieser dann in die Rantzau. Im weiteren Verlauf mündet der Fluss in die Stör und zuletzt in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 155 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe einer MID-Messung im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 156 zusammengefasst.

Das EZG mit 37,79 km² führt bei einer Anschlussgröße von 10.324 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,30% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde während der Probenahmen durchgängig leicht überschritten (2,40%; 2,40% und 2,44%). Das angestrebte Abflussregime ($> MNQ$ und $< Q_{Median}$) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen zwei Kläranlagen der Größenklasse 1, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 405 EW kommen. Dies sind 3,90% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Hohenlockstedt (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 155: Gewässerdaten Hohenlockstedt.

Vorflutgewässer		Steinteichgraben	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Rantzau	
Größe EZG		37,79 km ²	
MNQ	0,23 m ³ /s	MNq	6,10 l/(s*km ²)
Q-Median	0,37 m ³ /s	Median-q	9,71 l/(s*km ²)
MQ	0,45 m ³ /s	Mq	12,04 l/(s*km ²)

Tabelle 156: Abflussdaten Hohenlockstedt.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
31.05.2021	334,0	8,2	342,2	2,40
20.07.2021	319,0	7,8	326,8	2,40
31.08.2021	360,0	9,0	369,0	2,44

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Hohenlockstedt werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 25 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 22 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltenden JD-UQN und zwei weitere Stoffe überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 157 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei einer von drei Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil ($> 50\%$) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 157: Ergebnisse Hohenlockstedt.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Imidacloprid	0,002		0,007	57,1

b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,180	46,9
Acesulfam-K		0,1	0,102	11,4

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,063	54,2
Diclofenac		0,05	0,029	96,9
Gabapentin		0,1	0,053	56,9
Guanylharnstoff			1,376	68,0
Metoprolol		8,6	0,050	53,2
Oxypurinol			0,797	62,3
Tramadol		0,1	0,075	60,9
Valsartansäure			0,203	57,5
Venlafaxinsäure			0,050	59,4

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil > 50 %*) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für neun weitere Stoffe (siehe Tabelle 157c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den neun Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach unten ab. Dieses deutet auf eine Unterschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden überschätzt. Dies ist damit zu begründen, dass die Probenahme in der Einleitfahne erfolgte (Fall 3.1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen überwiegend zwischen 50-70 %. Im Gewässer ist nur eine geringe Vorbelastung durch andere KA bekannt, so dass hier höhere Frachtanteile zu erwarten wären. Die Gründe sind unklar.

Oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) konnte Imidacloprid nicht im reduzierten Gewässernetz nachgewiesen werden. Im KA-Ablauf (PN 2) und im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) sind die festgestellten Stoffkonzentrationen und Frachten für alle drei Probenahmeterminen vergleichbar. Ausreißer sind nicht erkennbar. Die festgestellten Stoffkonzentrationen im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung (0,006 µg/L; 0,008 µg/L und 0,007 µg/L) lagen nicht sehr weit oberhalb der BG (0,002 µg/L). Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass im reduzierten Gewässernetz oberhalb der KA-Einleitung nennenswerte Stofffrachten vorhanden (aber nicht nachweisbar) waren. Bei den festgestellten Abflüssen und unter Berücksichtigung der BG wären dies relativ konstante Frachten in Höhe von 0,055 g/d bis 0,062 g/d, was etwa die Hälfte der aus der KA emittierten Stofffrachten entsprechen würde. Die festgestellten Frachtanteile von im Mittel 57,10 % (JD-Anteil) erklären damit plausibel, dass ein entsprechender Frachtanteil bereits zuvor im Gewässer vorhanden (aber nicht nachweisbar) ist. Auffällig in diesem Zusammenhang ist, dass die Anteile der (Human-) Arzneistoffe meist ebenfalls zwischen 50 - 60 % liegen, obwohl oberhalb im EZG nur zwei kleine KA liegen. Dies könnte auf die Ausbringung von Klärschlamm hindeuten, der eine entsprechende Vorbelastung verursacht³⁹. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der

³⁹ Es ist nicht bekannt, ob im EZG oberhalb der KA Hohenlockstedt Klärschlamm ausgebracht wird. Im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung konnten jedoch keine Arzneistoffe festgestellt werden, die dieses indizieren würden. Ähnliches Phänomen wurde für die KA Süderbrarup festgestellt, bei der die ortsnahe Ausbringung des Klärschlammes (wenigstens noch im Jahr 2018) gesichert ist.

KA-Einleitung vermutet, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt. Es wird empfohlen, die mögliche Ausbringung von Klärschlamm im oberen EZG (auch von anderen KA!) zu prüfen. Zudem sollte eine weitere Beprobung des Einleitgewässers idealerweise mit kleineren BG erfolgen.

Das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure konnte im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) an keinem der Probenahmeterminen festgestellt werden. Die im KA-Ablauf gemessenen Konzentrationen sind deutlich höher als die im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3). Zusammen mit dem recht hohen Frachtanteil von 46,92 % kann gefolgert werden, dass die KA einen signifikanten Anteil an der Überschreitung der Grenzwerte leistet.

Der Süßstoff Acesulfam-K kann bereits oberhalb im Gewässer (PN 1) festgestellt werden. Die im Gewässer festgestellten Frachten sind größer als die im KA-Ablauf, wobei die Fracht von PN 1 zu PN 3 deutlich erhöht wird (von 2,00 g/d auf 3,06 g/d). Aufgrund des sehr kleinen Frachtanteils von 11,45 % kann nicht von einem signifikanten Beitrag der KA ausgegangen werden, jedoch scheint die KA ursächlich für die Erhöhung der Fracht.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA20 – Hohenwestedt

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Hohenwestedt handelt es sich um eine SBR-Anlage mit einem Schönungsteich (Tabelle 158). Aufgrund der Dekantierzeiten entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss. Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser einer Recyclinganlage behandelt. Weitere Details können dem Datenblatt in **Anhang D.1** entnommen werden.

Tabelle 158: Stammdaten Hohenwestedt.

UTM Ost	32541894
UTM Nord	5992821
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Schönungsteich m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	11.460 EW
Anschlussgröße (2018)	7.235 EW
Jahresabwassermenge	362.330 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt zunächst in die Glüsinger Au (Vorfluter). Ca. 1,5 km westlich mündet diese dann in die Wapelfelder Au. Danach fließt das Wasser über die Haalerau in den Nord-Ostsee-Kanal. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 159 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von zwei MID-Messungen, eine im Vorfluter und eine im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 160 zusammengefasst.

Auch wenn Imidacloprid aufgrund fehlender Sorptionsneigung nicht zur Akkumulation im Klärschlamm neigt (vgl. z.B. Abschlussbericht PrioSH-1, Abs. 5.4.9 und Abs. 9 mit Tabelle 96) können ggf. bei einer fehlenden Schlammentwässerung oder -trocknung bei der Ausbringung mit der wässrigen Phase nennenswerte Stofffrachten emittiert werden.

Das kleine EZG (11,45 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 7.235 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 7,40% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde am ersten und dritten Probenahmetermin leicht und am zweiten deutlich überschritten (8,39%; 13,64% und 9,54 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen keine weiteren KA.

Tabelle 159: Gewässerdaten Hohenwestedt.

Vorflutgewässer		Glüsinger Au	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Wapelfelder Au	
Größe EZG		11,45 km ²	
MNQ	0,039 m ³ /s	MNq	3,43 l/(s*km ²)
Q-Median	0,117 m ³ /s	Median-q	10,24 l/(s*km ²)
MQ	0,155 m ³ /s	Mq	13,53 l/(s*km ²)

Tabelle 160: Abflussdaten Hohenwestedt.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
01.06.2021	94,4	8,6	103,0		8,39
20.07.2021	52,1	8,2	60,3		13,64
31.08.2021	87,5	11,5	120,5	33,0	9,54

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Hohenwestedt werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die JD-Werte 20 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 24 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere vier überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 161 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei drei von sechs Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 161: Ergebnisse Hohenwestedt.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0006	3,2
Imidacloprid	0,002		0,011	93,4
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Diclofenac		0,05	0,131	100,9
Gabapentin		0,1	0,107	96,1
Pyren		0,0023	0,0038	9,2
Acesulfam-K		0,1	0,169	7,1

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Amidotrizoesäure		0,1	0,095	75,5
Carbamazepin		0,5	0,118	89,1
Guanylharnstoff			1,289	106,1
Metformin		5	0,074	80,5
Metoprolol		8,6	0,090	89,8
Oxypurinol			1,355	110,1
Primidon		0,1	0,069	96,2
Sulfamethoxazol		0,6	0,013	67,5
Tramadol		0,1	0,089	106,0
Valsartansäure			0,368	105,3
Venlafaxin		0,1	0,053	104,7
Venlafaxinsäure			0,123	98,4
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,090	93,1
Benzotriazol		19	0,158	78,8
Melamin		10	1,378	55,9

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 15 weitere Stoffe (Tabelle 161c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 15 Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) etwas nach oben ab. Dieses deutet tendenziell auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung würden unterschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme neben der Einleitfahne erfolgte (Fall 2.1 nach Abs. 8.5).

In Hohenwestedt werden die Frachtanteile für die (Human-)Arzneistoffe im Regelfall nahe bei 100% ermittelt, was auf eine plausible Datenerhebung hindeutet, da das Gewässer oberhalb kein Abwasser weiterer Kläranlagen aufnimmt. Es fällt auf, dass der Frachtanteil am 3. Probenahmetag insgesamt geringer ist. Die Ursache ist unklar. Es kann eine fehlerhafte Probenahme nicht ausgeschlossen werden.⁴⁰ Insgesamt sind die festgestellten Stoffkonzentrationen und -frachten aber plausibel.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) die JD-UQN. Des Weiteren konnte im KA-Ablauf nur am dritten Probenahmetermine eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Es ist daher nicht von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA auszugehen.

Imidacloprid war in den Proben oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nicht nachweisbar (< BG). Legt man die BG für eine Frachtberechnung zugrunde, so ergeben sich maximale Frachtanteile, die nicht signifikant wären (max. 0,013 g/d im Vergleich zu 0,087 g/d im Mittel im KA-Ablauf). Es ist daher von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung auszugehen, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Diclofenac und Gabapentin, weisen hohe Frachtanteile auf. Zusätzlich sind die Stoffe im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nicht nachweisbar. Die Frachten im KA-

⁴⁰ Möglicherweise hat eine Verlagerung der Einleitfahne dazu geführt, dass nun in dieser eine Probe genommen wurde, was zu geringeren Anteilswerten führen würde.

Ablauf und im Gewässer unterhalb der Einleitung sind jeweils vergleichbar hoch. Damit kann die KA-Einleitung als signifikant für die Überschreitung der Grenzwerte angesehen werden.

Der PAK Pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Die Konzentrationen sind im Gewässer (oberhalb und unterhalb) und im KA-Ablauf vergleichbar hoch. Die mit dem Ablauf eingeleitete Fracht ist jedoch deutlich geringer als die im Gewässer vorhandene Fracht. Daher kann die KA-Einleitung nicht als signifikant angesehen werden.

Auch der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Da in diesem Teil des EZG keine KA vorhanden sind, muss von einem diffusen Eintrag in die Gewässer ausgegangen werden. Die Fracht im KA-Ablauf ist deutlich geringer als die im Gewässer und dennoch kann eine leichte Steigerung der Fracht im Gewässer beobachtet werden (KA: 0,10 g/d; von 1,12 g/d auf 1,38 g/d). Insofern kann nicht von einem signifikanten Beitrag der KA ausgegangen werden, jedoch scheint die KA ursächlich für die Erhöhung der Fracht.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA21 – Kropp

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Kropp handelt es sich um eine SBR-Anlage mit einem Schönungsteich (Tabelle 162). Durch den Schönungsteich entsteht ein kontinuierlicher Abfluss. Zusätzlich zum kommunalen Abwasser wird das Abwasser von einem Kunststoff-Basisproduzenten, einigen Malereien, einem Krankenhaus und einer Diakonie behandelt. Weitere Details können dem Datenblatt in **Anhang D.1** entnommen werden.

Tabelle 162: Stammdaten Kropp.

UTM Ost	32531708
UTM Nord	6027156
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Schönungsteich m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	12.600 EW
Anschlussgröße (2018)	12.317 EW
Jahresabwassermenge	824.216 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt zunächst in den Rieselbach (Vorfluter). Ca. 6 km westlich mündet der Bach dann in die Kleine Bennebek, die Teil des reduzierten Gewässernetzes ist. Anschließend fließt das Gewässer über die Sorge in die Eider und letztendlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 163 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von zwei MID-Messungen, eine im Vorfluter und eine im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 164 zusammengefasst.

Das recht kleine EZG (28,61 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 12.317 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 7,80% bei Mittelwasserabfluss. Dieser wurde am ersten und dritten Probenahmetern leicht über- und am zweiten unterschritten (10,07%; 3,68% und

8,38%). Das angestrebte Abflussregime ($> \text{MNQ}$ und $< Q_{\text{Median}}$) konnte nur am zweiten Probenahmetern termin eingehalten werden. Die gemessenen Abflüsse am ersten und dritten Messtag liegen unterhalb von MNQ. Im sich darüber befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 163: Gewässerdaten Kropp.

Vorflutgewässer		Rieselbach	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Kleine Bennebek	
Größe EZG		28,61 km ²	
MNQ	0,16 m ³ /s	MNq	5,47 l/(s*km ²)
Q-Median	0,26 m ³ /s	Median-q	9,01 l/(s*km ²)
MQ	0,34 m ³ /s	Mq	11,72 l/(s*km ²)

Tabelle 164: Abflussdaten Kropp.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
17.06.2021	122,0	13,7	135,7 ($< \text{MNQ}$)		10,07
10.08.2021	207,0	11,0	299,0	92,0	3,68
02.09.2021	106,0	10,2	122,0 ($< \text{MNQ}$)	16,0	8,38

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Kropp werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 22 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< \text{BG}$) und 24 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN und weitere drei überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 165 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei drei von vier Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil ($> 50\%$) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 165: Ergebnisse Kropp.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Imidacloprid	0,002		0,004	76,0
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,298	77,8
Diclofenac		0,05	0,099	123,3
Pyren		0,0023	0,0037	10,3

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,116	62,0
Gabapentin		0,1	0,062	154,4
Guanylharnstoff			0,339	302,0
Metformin		5	0,038	53,4
Metoprolol		8,6	0,085	115,7
Oxypurinol			1,455	65,0
Primidon		0,1	0,024	54,9
Sotalol		0,1	0,020	73,8
Sulfamethoxazol		0,6	0,034	77,4
Tramadol		0,1	0,082	77,9
Valsartansäure			0,356	65,6
Venlafaxin		0,1	0,073	72,2
Venlafaxinsäure			0,131	91,1
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,107	85,9
Benzotriazol		19	0,217	55,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 15 weitere Stoffe (siehe Tabelle 165c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 15 Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme im reduzierten Gewässernetz erst nach einer rund 6 km langen Fließstrecke im Einleitgewässer erfolgte, was zu einer entsprechenden Elimination führte (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Dieses wird allerdings durch den Anstieg der Stofffrachten für viele der überwiegend nicht diffus eingetragenen Humanarzneistoffe zwischen KA-Ablauf (PN 2) und im Einleitgewässer vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz (PN 4) widerlegt (vgl. hierzu Digitaler Anhang D.2, Tabellenblatt „JD-Frachten“). Diese Beobachtung erfolgt im Wesentlichen aber aufgrund einer einzelnen Probe im Einleitgewässer (PN 4) vom 10.08.2021, die durch hohe Frachten beruhend auf einem hohem Abfluss und durch unauffällige Konzentrationen gekennzeichnet ist. Generell lässt sich ansonsten ein Rückgang der Stoffkonzentrationen zwischen PN 2 und PN 4 erkennen, wie er aufgrund des langen Fließweges zu erwarten wäre.

Eine Frachtbilanzierung an der Einleitung in das reduzierte Gewässernetz (PN 1 + PN 4 = PN 3, vgl. Abs. 3.1.2) deutet ebenfalls an, dass die Frachtbestimmung im Einleitgewässer (PN 4) überschätzt wird. Im Umkehrschluss wäre davon auszugehen, dass die Frachten im reduzierten Gewässernetz korrekt sind. Die hier angegebenen JD-Frachtanteile werden daher aufgrund einer Elimination im 6 km langen Einleitgewässer überschätzt. Die angegebenen Stoffkonzentrationen im reduzierten Gewässernetz treffen jedoch das Richtige.

Die im reduzierten Gewässernetz unterhalb der Einmündung festgestellten Stoffkonzentrationen für Imidacloprid (0,005 µg/L; 0,002 µg/L und 0,005 µg/L) liegen unweit oberhalb der JD-UQN (0,002 µg/L). Oberhalb der Einmündung des Einleitgewässers war der Stoff nicht nachweisbar (BG = 0,002 µg/L). Die im Einleitgewässer unmittelbar vor der Einmündung in das reduzierte Gewässernetz festgestellten Stofffrachten (PN4, nur 2. und 3. Messtag) geben im Vergleich zu den Frachten im KA-Ablauf (PN 2) kein einheitliches Bild ab (am 2. Messtag von

0,034 g/d auf 0,105 g/d und am 3. Messtag von 0,044 g/d auf 0,038 g/d). Die Fracht im reduzierten Gewässernetz unterhalb liegt an beiden Tagen bei 0,052 g/d. Aus dem oberhalb liegenden EZG (PN 1) könnte unter Berücksichtigung der BG max. 0,025 g/d (im Mittel) resultieren, was der Hälfte der unterhalb festgestellten Fracht entspräche. Es kann daher ein diffuser Eintrag nicht ausgeschlossen werden. Da der rechnerische Frachtanteil (JD-Anteil) mit 75,99 % oberhalb der Signifikanzschwelle (50 %) liegt und die festgestellten Konzentrationen nicht sehr weit oberhalb der JD-UQN liegen, sollten weitere Untersuchungen erfolgen. Es ist ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung möglich, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt. Es werden weitere Untersuchungen unter Berücksichtigung des Einleitgewässers idealerweise mit geringeren BG zur Quantifizierung des Frachtanteils oberhalb der KA-Einleitung empfohlen.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure und Diclofenac weisen beide hohe Frachtanteile auf. Darüber hinaus konnten beide Stoffe oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nicht festgestellt werden. Im KA-Ablauf sind jedoch nennenswerte Frachten zu beobachten. Daher wird von einem signifikanten Anteil aus der KA ausgegangen.

Für der PAK Pyren konnte sowohl oberhalb (PN 1) als auch unterhalb (PN 3) der KA-Einleitung nur am 1. und 3. Messtag ein positiver Wert gemessen werden. Am 2. Messtag lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Konzentrationen liegen im Gewässer (oberhalb und unterhalb) und im KA-Ablauf im gleichen Größenbereich. Die mit dem Ablauf eingeleitete Fracht ist jedoch deutlich geringer als die im Gewässer vorhandene Fracht. Auffällig ist, dass die Fracht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung höher ist als oberhalb. Insgesamt kann jedoch nicht von einem signifikanten Beitrag der KA an der Überschreitung der Grenzwerte ausgegangen werden.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA22 – Lägerdorf

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Lägerdorf handelt es sich um eine SBR-Anlage mit zwei Schönungsteichen (Tabelle 166). Durch die zwei Schönungsteiche entsteht aufgrund deren Retentionswirkung ein kontinuierlicher Abfluss. Bei Regenwetter kommt es zu viel Fremdwasserzufluss aus dem EZG, obschon dieses im Trennsystem entwässert wird. Weitere Details können dem Datenblatt in **Anhang D.1** entnommen werden.

Tabelle 166: Stammdaten Lägerdorf.

UTM Ost	32538779
UTM Nord	5970310
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Schönungsteich m/b/n/d
Ausbaugröße (2018)	9.200 EW
Anschlussgröße (2018)	3.401 EW
Jahresabwassermenge	154.903 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in die Hörnerau eingeleitet (Vorfluter), bevor es ca. 1,3 km nord-östlich in den Breitenburger Kanal fließt, der Teil des reduzierten Gewässernetzes ist.

Anschließend fließt das Gewässer in die Stör und letztendlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 167 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Eine Abflussbestimmung im Gewässer war nicht möglich. Die Probenahmeterminen sowie die Abflüsse des KA-Ablaufes können der Tabelle 168 entnommen werden.

Das EZG mit 33,47 km² führt bei einer Anschlussgröße von 3.401 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 1,60% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Tatsächliche Werte konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht ermittelt werden. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen drei Kläranlagen der Größenklasse 1, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 1.541 EW kommen. Dies sind 45,30% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Lägerdorf (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 167: Gewässerdaten Lägerdorf.

Vorflutgewässer		WBV Hörnerau	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Breitenburger Kanal	
Größe EZG		33,47 km ²	
MNQ	0,05 m ³ /s	MNq	1,46 l/(s*km ²)
Q-Median	0,22 m ³ /s	Median-q	6,65 l/(s*km ²)
MQ	0,31 m ³ /s	Mq	9,23 l/(s*km ²)

Tabelle 168: Abflussdaten Lägerdorf.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
02.06.2021		3,9		
04.08.2021		3,1		
27.09.2021		3,0		

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Lägerdorf werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 31 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 17 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN sowie die ZHK-UQN, und ein weiterer Stoff überschreitet einen JD-UQN-Vorschlag. In der Tabelle 169 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht berechnet werden. Eine Bewertung erfolgt anhand der Konzentrationen.

Tabelle 169: Ergebnisse Lägerdorf.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Dichlorvos	0,0006		0,013	
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Acesulfam-K		0,1	0,145	

Fazit

Das Insektizid Dichlovors wurde in nur je einer Probe vom gleichen Probenstag (02.06.2021) aus dem Gewässer ober- und unterhalb entsprechend der BG (0,02 µg/L) nachgewiesen. Dieser führt zu einer rechnerischen Überschreitung der JD-UQN sowie außerdem zu einer Überschreitung der ZHK-UQN für den 02.06.2021. Im KA-Ablauf war der Stoff nicht nachweisbar. Es ist daher nicht von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung auszugehen, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für Dichlovors führt. Dieses Ergebnis ist insofern überraschend, als dass der Wirkstoff seit 2012 auf europäischer Ebene nicht mehr zugelassen ist.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Im KA-Ablauf konnte der Stoff nur am 1. und am 3. Messtag nachgewiesen werden, wobei die Konzentration am 1. Messtag vergleichsweise gering ausfällt. Die Konzentrationen nehmen von der PN 1 zu der PN 3 geringfügig ab, was unter Umständen durch die dazwischen liegende Einleitung des Vorfluters und einer damit einhergehenden Verdünnung des Gewässers erklärt werden kann. Insgesamt ist nicht von einem signifikanten Beitrag aus der KA auszugehen. Vielmehr ist von einem Eintrag des Stoffes in die Gewässer auszugehen.

KA23 – Leck*Allgemeines zur Kläranlage*

Die Kläranlage in Leck ist als Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination konzipiert (Tabelle 170). Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser von einem Miet-WC-Entsorger sowie einiger Zahnärzte behandelt. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 170: Stammdaten Leck.

UTM Ost	32495454
UTM Nord	6068912
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	12.500 EW
Anschlussgröße (2018)	9.152 EW
Jahresabwassermenge	688.095 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird in einem Schacht gesammelt und anschließend stoßweise über eine Dükerleitung in die Lecker Au gepumpt. In ihrem weiteren Verlauf mündet die Lecker Au in die Nordsee. Dabei befindet sich der Auslauf der Druckrohrleitung mittig in der Sohle des Gewässers. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 171 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt über zwei MID Messungen, eine im Kläranlagenablauf sowie eine im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 172 zusammengefasst.

Das EZG mit 166,44 km² führt bei einer Anschlussgröße von 9.152 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 1,20% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde am ersten und zweiten Probenahmetermin leicht über- und am dritten leicht unterschritten (1,84%; 1,35% und 0,59%). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde am ersten und zweiten Probenahmetermin eingehalten. Der gemessene Abfluss am dritten Messtag überschreitet MQ, was auch den niedrigeren Abwasseranteil erklärt. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen

vier Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 1.536 EW kommen. Dies sind 16,80% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Leck (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 171: Gewässerdaten Leck.

Vorflutgewässer		Lecker Au	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Lecker Au	
Größe EZG		166,44 km ²	
MNQ	0,45 m ³ /s	MNq	2,68 l/(s*km ²)
Q-Median	1,30 m ³ /s	Median-q	7,84 l/(s*km ²)
MQ	1,81 m ³ /s	Mq	10,86 l/(s*km ²)

Tabelle 172: Abflussdaten Leck.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Abfluss) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
16.06.2021	800,0	15,0	815,0	1,84
12.08.2021	1.300,2	17,8	1.318,0	1,35
02.02.1900	2.172,0	13,0	2.185,0 (> MQ)	0,59

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Leck werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 28 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 19 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN und zwei weitere überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 173 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen.

Tabelle 173: Ergebnisse Leck.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	1,1
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Pyren		0,0023	0,0023	5,2
Acesulfam-K		0,1	0,100	4,7
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Diclofenac		0,05	0,024	70,6
Gabapentin		0,1	0,037	52,3
Metoprolol		8,6	0,017	53,4
Oxypurinol			0,098	164,9
Valsartansäure			0,090	56,8
Venlafaxinsäure			0,014	52,7
Benzotriazol		19	0,048	57,4

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für sieben weitere Stoffe (siehe Tabelle 173c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den sieben Stoffen gibt es für drei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-

Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) in vielen Fällen nach unten ab. Dieses deutet auf eine fehlerhafte Bestimmung der Frachten und -anteile hin. Die JD-Frachtanteile werden daher tendenziell unterschätzt. Stoffkonzentrationen im Gewässer werden überschätzt. Die Konzentrationen und Frachten im KA-Ablauf (PN 2) sind an allen drei Probetagen vergleichbar und daher plausibel.

Ursächlich für abweichende Frachtanteile ist einerseits der Tideeinfluss im Marschgewässer, welcher einen Einfluss auf die Abflüsse und damit auf die Frachtbestimmung hat. Dieses führt dazu, dass der Abfluss im reduzierten Gewässernetz (Lecker Au) sich bei den drei Probenahmeterminen deutlich unterscheidet ($Q_1 = 0,80 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_2 = 1,30 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_3 = 2,17 \text{ m}^3/\text{s}$). Die Konzentrationen (der nachweisbaren Humanarzneistoffe, die nicht diffus eingetragen werden) im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) nehmen daher mit zunehmender Verdünnung ab. Zugleich nehmen aber die Frachten an gleicher Stelle zu, was darauf hindeutet, dass die Probenahme beim dritten und ggf. zweiten Probenahmetag fehlerhaft war. Dieses würde bedeuten, dass die Probenahme bei hohen Abflüssen tendenziell in der Einleitfahne erfolgte (Fall 3.1 nach Abs. 8.5) oder die Beprobung zu einem Zeitpunkt erfolgte, der zeitlich mit der diskontinuierlichen Einleitung des Klarwassers im Zusammenhang steht und daher höhere Stofffrachten indiziert (Fall 3.2 nach Abs. 8.5). Zugleich kann für den Zeitpunkt der Probenahmen ein direkter Tideeinfluss durch Rückstau (wäre Fall 3.3.) ausgeschlossen werden, da eine deutliche Fließbewegung erkenn- und messbar war ($v = 0,16$ bis $0,38 \text{ m/s}$).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 30 – 70 % und variieren untereinander recht stark. Dies könnte auf die Vorbelastung der Lecker Au zurück zu führen sein, welche zwar relativ gering ist, sich jedoch anscheinend für einige Stoffe deutlicher auswirkt. Andererseits könnte auch in der Einleitfahne der KA-Einleitung gemessen worden sein. Da die KA jedoch stoßweise und mittig in der Sohle des Gewässers einleitet und der Probenahmepunkt mit 500 m relativ weit unterhalb der Einleitung liegt, spricht dies für eine gute Durchmischung und gegen die zweite Annahme.

Die aus der KA emittierten Frachtanteile (für die Arzneistoffe) sind für die ersten beiden Probenahmeterminen ähnlich. Am 3. Messtag ist der Anteil geringer, was an einem höheren Abfluss im Gewässer ($> MQ$) liegen kann. Für diesen Messtag kann zugleich ein höherer Frachtanteil für die Gruppe der PAK festgestellt werden.

Das Tensid PFOS wurde nur an den ersten beiden Messtagen sowohl im Gewässer als auch im KA-Ablauf festgestellt. Die Konzentrationen liegen im Gewässer sowie im KA-Ablauf im gleichen Größenbereich. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist deutlich geringer als die im Gewässer vorhandene (KA: $0,0009 \text{ g/d}$). Die Fracht unterhalb der Einleitung ist etwas größer als oberhalb (PN 1: $0,0674 \text{ g/d}$; PN 3: $0,1056 \text{ g/d}$). Zusammen mit dem sehr geringen Frachtanteil von 1,13 % kann kein signifikanter Beitrag des KA-Ablaufes an der Überschreitung der JD-UQN festgestellt werden.

Der PAK Pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag, wobei der JD-Wert oberhalb sogar größer ist als unterhalb (PN 1: $0,0035 \text{ } \mu\text{g/L}$; PN 3: $0,0023 \text{ } \mu\text{g/L}$). Auch die gemessene Fracht ist oberhalb etwas größer als unterhalb. Die Fracht im KA-Ablauf ist kleiner als die im Gewässer. Es wird daher davon ausgegangen, dass die KA nicht signifikant für die Überschreitung des Grenzwertes ist.

Für den Süßstoff Acesulfam-K liegt der gemessene JD-Wert an der PN 3 genau auf der Grenze des JD-UQN-Vorschlags ($0,1 \text{ } \mu\text{g/L}$). Oberhalb (PN 1) wird der Grenzwert nicht überschritten. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist im Vergleich zu der Fracht im Gewässer gering

(KA: 0,6 g/d), allerdings steigt die Fracht im Gewässer von 10,2 g/d auf 12,9 g/d an⁴¹. Insofern wird nicht von einem signifikanten Beitrag der KA ausgegangen, jedoch scheint die KA ursächlich für die Erhöhung der Fracht.

Darüber hinaus sollte der PAK Benzo[a]pyren genauer betrachtet werden, da er im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) zu einer Überschreitung der JD-UQN führt. Unterhalb der Einleitung (PN 3) liegt der ermittelte JD-Wert (0,000167 µg/L) nur sehr knapp unterhalb der JD-UQN (0,00017 µg/L). Die Fracht im KA-Ablauf ist für Benzo[a]pyren deutlich geringer als die im Gewässer vorhandene. Daher liegt es nahe, dass die KA nicht ursächlich für die Überschreitung der JD-UQN ist.

Des Weiteren sollten die drei Stoffe Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA24 – Lohe-Föhrden

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Lohe-Föhrden ist als Durchlaufanlage konzipiert (Tabelle 174). Zusätzlich zum kommunalen Abwasser wird das Abwasser einer Kaserne und einer Schlachtereie behandelt. Außerdem kommt es bei Regenwetter zu viel Fremdwasserzufluss. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 174: Stammdaten Lohe-Föhrden.

UTM Ost	32532580
UTM Nord	6021927
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/p
Ausbaugröße (2018)	6.250 EW
Anschlussgröße (2018)	4.424 EW
Jahresabwassermenge	228.580 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über eine Rohrleitung in die Neue Sorge. Anschließend mündet das Gewässer in die Eider und letztendlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 175 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt über eine MID Messung im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 176 zusammengefasst.

Das EZG mit 145,89 km² führt bei einer Anschlussgröße von 4.424 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,40% bei Mittelwasserabfluss. Dieser wurde durchgehend nur leicht überschritten (0,61%; 0,75% und 0,73%). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde am ersten und zweiten Probenahmetermin eingehalten und am dritten Mess-tag nur knapp unterschritten. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Kläranlage KA31 Owschlag (4.542 EW) oberhalb von Lohe-Föhrden in einen Nebenarm (Mühlenbach) einleitet. Zusätzlich leitet eine Kläranlage der Größenklasse 2 mit einer Anschlussgröße von 1.450 EW

⁴¹ Obschon die Frachtbilanzierung hier nicht exakt möglich ist (0,6 + 9,6 ≠ 12,5 g/d), so wird dennoch deutlich, dass der Anteil im KA-Ablauf nicht signifikant sein kann.

kurz oberhalb (KA Tetenhusen ca. 1 km) von Lohe-Föhrden ein. Die kleine KA macht 32,80% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Lohe-Föhrden aus (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 175: Gewässerdaten Lohe-Föhrden.

Vorflutgewässer		Neue Sorge	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Neue Sorge	
Größe EZG		145,89 km ²	
MNQ	0,51 m ³ /s	MNq	3,51 l/(s*km ²)
Q-Median	1,37 m ³ /s	Median-q	9,38 l/(s*km ²)
MQ	1,76 m ³ /s	Mq	12,03 l/(s*km ²)

Tabelle 176: Abflussdaten Lohe-Föhrden.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
17.06.2021	934,0	5,7	939,7	0,61
10.08.2021	992,0	7,5	999,5	0,75
02.09.2021	505,0	3,7	508,7 (< MNQ)	0,73

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Lohe-Föhrden werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 29 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 21 im zulässigen Bereich festgestellt. Keiner der Stoffe überschreitet die geltenden JD-UQN oder JD-UQN-Vorschläge.

Dennoch gibt es vier Stoffe, welche nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) aufweisen (siehe Tabelle 177c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den vier Stoffen gibt es für zwei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Tabelle 177: Ergebnisse Lohe-Föhrden

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Diclofenac		0,05	0,020	68,7
Guanylharnstoff			0,152	83,4
Metoprolol		8,6	0,017	56,0
Oxypurinol			0,141	218,6

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach unten ab. Dieses deutet auf eine Unterschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden überschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme in der Einleitfahne erfolgte (Fall 3.1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 30 – 70 %, variieren untereinander jedoch recht stark. Dies kann v. A. auf die Vorbelastung der Neuen Sorge zurückgeführt werden.

Der PAK Pyren sollte genauer betrachtet werden, da er im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag überschreitet. Unterhalb der Einleitung (PN 3) konnte jedoch keine Überschreitung festgestellt werden. Für den Stoff konnte an der PN 1 nur am ersten und dritten Messtag eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden, an der PN 3 hingegen nur am ersten und zweiten Messtag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist im Vergleich zum Gewässer deutlich geringer. Es wird daher kein signifikanter Anteil aus dem KA-Ablauf festgestellt.

Des Weiteren sollten die zwei Stoffe Guanylharnstoff und Oxypurinol bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA25 – Lütjenburg

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Lütjenburg ist eine Durchlaufanlage mit einem anschließenden Schönungs-
teich (Tabelle 178). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 178: Stammdaten Lütjenburg.

UTM Ost	32604354
UTM Nord	6017491
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage mit Schönungsteich m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	30.000 EW
Anschlussgröße (2018)	22.842 EW
Jahresabwassermenge	767.217 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über einen kurzen Vorfluter in die Kossau. Im weiteren Verlauf durchfließt das Gewässer den Großen Binnensee bevor es in die Ostsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 179 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Der Abfluss im Gewässer wird über die Salzverdünnungs-Methode bestimmt. Zusätzlich wird die Überfallhöhe im Kläranlagenablauf bestimmt, um den Durchfluss zu berechnen. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 180 zusammengefasst.

Das EZG mit 123,02 km² führt bei einer Anschlussgröße von 22.842 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,40% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen überschritten (teilweise sogar deutlich) (5,59%; 11,17% und 24,06%), obschon das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) an allen Messtagen eingehalten wurde. Im oberhalb liegenden EZG der Kossau (inkl. Nebenarme) liegen 11 Kläranlagen der Größenklasse 1, wobei sieben (1.222 EW) oberhalb des Tresdorfer Sees und vier (1.175 EW) unterhalb liegen. In der Summe kommen die 11 Anlagen auf eine Anschlussgröße von 2.397 EW. Dies sind 10,50% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Lütjenburg (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 179: Gewässerdaten Lütjenburg.

Vorflutgewässer	Kossau
------------------------	--------

Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Kossau	
Größe EZG		123,02 km ²	
MNQ	0,12 m ³ /s	MNq	1,01 l/(s*km ²)
Q-Median	0,59 m ³ /s	Median-q	4,80 l/(s*km ²)
MQ	1,01 m ³ /s	Mq	8,19 l/(s*km ²)

Tabelle 180: Abflussdaten Lütjenburg.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
08.06.2021	261,2	15,5	276,7	5,59
14.07.2021	123,3	15,5	138,8	11,17
06.09.2021	157,8	50,0	207,8	24,06

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Lütjenburg werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 14 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 23 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere zehn überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 181 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei elf von 13 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 181: Ergebnisse Lütjenburg.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0006	912,9
Perfluorooctansulfonsäure	0,00065		0,002	49,9
Imidacloprid	0,002		0,007	102,3
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,342	84,0
Diclofenac		0,05	0,316	86,1
Gabapentin		0,1	0,794	95,5
Ibuprofen		0,011	0,062	104,2
Iomeprol		0,1	0,417	74,3
Tramadol		0,1	0,187	93,3
Valsartan		0,1	1,202	95,7
Venlafaxin		0,1	0,132	92,4
Pyren		0,0023	0,0031	850,8
Acesulfam-K		0,1	0,278	45,5

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Bezafibrat		2,3	0,015	52,4
Carbamazepin		0,5	0,064	87,8
Guanylharnstoff			3,735	78,9
Metformin		5	0,293	67,6
Metoprolol		8,6	0,553	89,0
Oxypurinol			2,960	86,6
Primidon		0,1	0,020	57,5
Sotalol		0,1	0,054	87,7
Sulfamethoxazol		0,6	0,068	83,0
Valsartansäure			0,751	85,0
Venlafaxinsäure			0,310	93,5
Benzo[a]anthracen		0,002	0,0006	3238,3
Benzo[b]fluoranthen			0,0007	1578,4
Benzo[k]fluoranthen			0,0003	1551,5
Fluoranthen	0,0063		0,0027	1513,5
DEET		88	0,106	87,2
Cyclamat		10	0,118	64,5
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,140	101,6
Benzotriazol		19	0,447	88,7
Bisphenol A		0,24	0,077	53,5
Melamin		10	1,091	59,7

Nennenswerte Frachtanteile (> 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 21 weitere Stoffe (siehe Tabelle 181c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 21 Stoffen gibt es für sechs Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen mit Ausnahme der PAK in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Humanarzneistoffe liegen meist zwischen 80 und 90 %, was auf die vielen kleineren KA (in der Summe: 2.400 EW) im oberhalb liegenden EZG der Kossau zurückzuführen ist. Die Anschlussgröße der KA Lütjenburg beträgt 22.842 EW, so dass ein Frachtanteil von rund 90 % zu erwarten wäre⁴².

Die Gruppe der PAK weist außerordentlich überhöhte JD-Frachtanteile auf. Diese beruhen auf sehr hohen festgestellten Konzentrationen aller untersuchten PAK in der ersten Probe vom 8.6.2021 des KA-Ablaufs (etwa 330 bis 950-fach höher als in der 3. Probenahme; bei der 2. Probenahme wurde der Stoff teilweise gar nicht im KA-Ablauf festgestellt). Es ist daher von Ausreißern auszugehen, die entweder auf eine verunreinigte Probe (es sind alle PAK dieser Probe auffällig, alle anderen Stoffkonzentrationen liegen in einem üblichen Bereich) oder ggf. auf Revisionsarbeiten in der KA oder in deren EZG zurückzuführen ist⁴³. Bei der 2. und 3. Beprobung liegen die Frachtanteile zwischen 5,50% und 39,40%.

⁴² Diese trifft nur zu, wenn die Eliminationsleistung aller KA und KT ähnlich ist. Tatsächlich dürfte die Eliminationsleistung der kleineren Kläranlagen – insbesondere der Klärteiche – deutlich schlechter sein. Die emittierten einwohnerspezifischen Frachten (bezogen auf die Anschlussgrößen) sind dann höher, was die hier gefundenen Frachtanteile von 60 bis 80 % begründen würde. Hinzu kommt ein möglicher Rückhalt oder Abbau in den Gewässern, der hier ebenfalls nicht berücksichtigt ist.

⁴³ Ein Einsatz der Freiwilligen Feuerwehr Lütjenburg (z. B. Hausbrand) kurz vor dem Probenahmetermin, der diese erhöhten PAK-Konzentrationen ebenfalls bedingen könnte, wurde nicht registriert.

Die zu hohen Frachtanteile der PAK Benzo[a]pyren und Pyren sind wie eben schon beschrieben auf Ausreißer zurückzuführen. Außerdem wird für Benzo[a]pyren bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) eine Überschreitung der Grenzwerte festgestellt. Es wird daher kein signifikanter Anteil der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führt.

Die JD-UQN für PFOS wird an der PN 1 knapp überschritten (PN 1: 0,00068 µg/L > JD-UQN = 0,00065 µg/L). Unterhalb der KA-Einleitung ist die Überschreitung dann deutlich (PN 3: 0,0017 µg/L). Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist leicht höher als die Fracht oberhalb der Einleitung im Gewässer (PN 1: 0,0110 g/d; KA: 0,0133 g/d). Unterhalb der Einleitung konnte eine in etwa doppelt so hohe Fracht festgestellt werden (PN 3: 0,0267 g/d). Dies steht in Übereinstimmung mit dem Frachtanteil von 49,87 %. Bezieht man die Fracht aus dem KA-Ablauf auf MQ (1,01 m³/s), so wird deutlich, dass die Fracht aus dem Ablauf alleine nicht ausreicht, um die JD-UQN zu überschreiten (0,00016 µg/L < UQN = 0,00065 µg/L). Daher ist die KA nicht ursächlich für die Überschreitung der JD-UQN, jedoch trägt sie zur Erhöhung der Fracht bei.

Der rechnerische JD-Anteil für Imidacloprid (hier: 102,31 %) ist so hoch, da für den ersten Probenahmetermin der Stoff unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) nicht nachgewiesen werden konnte. Es wird daher zur Ermittlung der Fracht mit BG/2 gerechnet, was einen rechnerischen Frachtanteil von 71,14 % für diesen Probentermin zur Folge hat. Die beiden anderen Messtage sind mit 74,11 % und 87,63 % in der gleichen Größenordnung. Hier lagen die Analyseergebnisse oberhalb der BG. Außerdem konnte der Stoff oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) an keinem der Probenahmetermine festgestellt werden, im KA-Ablauf hingegen jedes Mal. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Von den Arzneistoffen Amidotrizoesäure, Diclofenac, Ibuprofen, Tramadol und Venlafaxin konnten keiner an der PN 1 festgestellt werden. Für die Arzneistoffe Gabapentin, Iomeprol und Valsartan konnte hingegen mindestens zweimal eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden (PN 1). Im KA-Ablauf weisen jedoch alle genannten Stoffe nennenswerte Konzentrationen und Frachten auf. Auch für Gabapentin, Iomeprol und Valsartan ist die im KA-Ablauf festgestellte Fracht wesentlich höher als im Gewässer oberhalb. Daher ist von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung auszugehen, der zu einer Überschreitung der JD-UQN-Vorschläge der jeweiligen Arzneistoffe führt.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den vorgeschlagenen Grenzwert. Unterhalb der Einleitung (PN 3) wird die Überschreitung noch deutlicher. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist höher als die Fracht oberhalb der Einleitung im Gewässer (KA: 3,06 g/d; PN 1: 2,21 g/d). Addiert man diese beiden Werte, erhält man in etwa die unterhalb der Einleitung gemessene Fracht (PN 3: 4,98 g/d). Dies steht in Übereinstimmung mit dem Frachtanteil von 45,45 %. Bezieht man die Fracht aus dem KA-Ablauf auf MQ (1,01 m³/s), so wird deutlich, dass die Fracht aus dem Ablauf alleine nicht ausreicht, um die JD-UQN zu überschreiten (0,035 µg/L < UQN = 0,1 µg/L). Insofern kann kein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt werden, jedoch trägt sie zur Erhöhung der Fracht bei.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind. Die Stoffe Benzo[b]fluoranthren und Benzo[k]fluoranthren gehören zu den PAK und unterliegen daher dem oben beschriebenen Fehler für die Frachtanteile.

Die Validierung der Analyseergebnisse für diese Proben erfolgte durch Limbach Analytics/ CLL. Die hier genannten PAK-Konzentrationen wurden bestätigt (Stand: 20.12.2021).

KA26 – Malente

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Malente handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 182). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** hinterlegt.

Tabelle 182: Stammdaten Malente.

UTM Ost	32601371
UTM Nord	6004828
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p/f
Ausbaugröße (2018)	22.000 EW
Anschlussgröße (2018)	10.811 EW
Jahresabwassermenge	637.153 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in einen Vorfluter und anschließend in die Malenter Au eingeleitet. Anschließend mündet das Gewässer in den Kellersee und damit auch in die Schwentine. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 183 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von zwei MID-Messungen, eine im Vorfluter und eine im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 184 zusammengefasst.

Das EZG mit 53,68 km² führt bei einer Anschlussgröße von 10.811 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 4,50% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen überschritten (5,94%; 19,82% und 14,37%), obschon das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) an allen Messtagen eingehalten wurde. Im sich darüber befindlichen Teil des EZG der Malenter Au leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 183: Gewässerdaten Malente.

Vorflutgewässer		1.8	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Malenter Au	
Größe EZG		53,68 km ²	
MNQ	0,04 m ³ /s	MNq	0,69 l/(s*km ²)
Q-Median	0,26 m ³ /s	Median-q	4,91 l/(s*km ²)
MQ	0,45 m ³ /s	Mq	8,43 l/(s*km ²)

Tabelle 184: Abflussdaten Malente.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
27.05.2021	323,0	20,8	350,0	27,0	5,94
14.07.2021	30,5	7,6	38,3	7,9	19,82
01.09.2021	48,0	12,5	87,0	39,0	14,37

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Malente werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 18 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 23 im zulässigen

Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN und weitere acht überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 185 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei acht von neun Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (*JD-Anteil* > 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 185: Ergebnisse Malente.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Imidacloprid	0,002		0,019	56,6
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,540	76,5
Diclofenac		0,05	0,395	82,6
Gabapentin		0,1	0,274	86,6
Iomeprol		0,1	0,177	65,1
Tramadol		0,1	0,190	91,6
Valsartan		0,1	1,184	71,4
Venlafaxin		0,1	0,164	104,8
Acesulfam-K		0,1	0,131	37,6
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,116	78,9
Guanylharnstoff			4,471	62,9
Metformin		5	0,241	59,4
Metoprolol		8,6	0,454	86,6
Oxypurinol			3,740	86,0
Sotalol		0,1	0,067	98,4
Valsartansäure			1,350	69,7
Venlafaxinsäure			0,415	86,3
DEET		88	0,043	74,6
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,133	75,3
Benztotriazol		19	0,289	74,2
Melamin		10	0,433	52,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für zwölf weitere Stoffe. Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den zwölf Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5), auch wenn insbesondere die letzte Probenahme vergleichsweise geringe Frachtanteile aufweist, da hier offenbar eine Beprobung in der Einleitfahne erfolgte (Fall 3.1). Die angegebenen JD-Werte unterschätzen daher die Frachtanteile und Stoffkonzentrationen im Gewässer werden tendenziell.

Die Frachtanteile für die meisten Humanarzneistoffe liegen bei > 75 %. Aufgrund der fehlenden Vorbelastung des Gewässers durch andere KA wären hier Frachtanteile von (fast) 100 % zu erwarten. Hier wäre eine ortsnahe Ausbringung von Klärschlamm als Ursache für die Vorbelastung denkbar, die aber nicht belegt ist.

Das Insektizid Imidacloprid konnte im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung an keinem der Messtage festgestellt werden. Die Fracht verdoppelt sich etwa vom KA-Ablauf in den Vorfluter (KA: 0,071 g/d; PN 4: 0,133 g/d) und vervierfacht sich etwa vom KA-Ablauf ins Gewässer unterhalb der Einleitung (KA: 0,071 g/d; PN 3: 0,263 g/d). Daher liegt der Frachtanteil hier nur bei 56,57 %. Die Probenahmestelle PN 4 erfasst das Einleitgewässer direkt vor der Einmündung in das reduzierte Gewässer (Malenter Au). Zwischen dem KA-Ablauf (PN 2) und diesem Punkt (PN 4) mündet eine Felddrainage in das Einleitgewässer, die ursächlich für die o.g. Frachten sein könnte. Es ist dennoch von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung auszugehen, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Diclofenac, Gabapentin, Iomeprol, Tramadol, und Venlafaxin konnten gar nicht im reduzierten Gewässernetz oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) festgestellt werden. Für Valsartan wurde nur am 1. Messtag ein Wert knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt, an den anderen beiden Messtagen konnte der Stoff nicht gemessen werden. Wie auch schon bei Imidacloprid steigen die Frachten vom KA-Ablauf im Einleitgewässer an, was wohl nicht auf die zuvor genannte Feldentwässerung zurückzuführen ist. Trotzdem ist von einem signifikanten Anteil aus der KA-Einleitung auszugehen.

Der Süßstoff Acesulfam-K konnte im reduzierten Gewässernetz oberhalb der Einleitung zwar bereits gemessen werden, allerdings wird kein Grenzwert überschritten. Die mit dem KA-Ablauf emmitierte Fracht ist in etwa halb so groß wie die Fracht im Gewässer oberhalb. Auch hier scheint der Vorfluter bereits eine gewisse Fracht mit sich zu führen, die dann zusammen mit der Fracht aus dem KA-Ablauf und der Fracht aus dem Gewässer oberhalb zur Überschreitung des Grenzwertes im Gewässer unterhalb der Einleitung führt. Die Fracht aus dem KA-Ablauf allein scheint nicht ausreichend um eine Überschreitung herbeizuführen, jedoch trägt sie zur Erhöhung der Fracht und damit zur Überschreitung bei.

Darüber hinaus führt der PAK Benzo[a]pyren an der PN 1 zu einer Überschreitung der JD-UQN. An der PN 3 wird der Grenzwert mit 0,000167 µg/L nur knapp eingehalten (JD-UQN = 0,00017 µg/L). Da der Stoff jedoch an keinem der Probenahmeterminen im KA-Ablauf festgestellt werden konnte, kann hier nicht von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung ausgegangen werden.

Des Weiteren sollten die Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA27 – Neustadt

Die Kläranlage in Neustadt ist als Durchlaufanlage ausgebildet. Ihre Vorflut ist das sog. Neustädter Binnenwasser. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 186: Stammdaten Neustadt.

UTM Ost	32618865
---------	----------

UTM Nord	5998127
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	50.000 EW
Anschlussgröße (2018)	25.000 EW
Jahresabwassermenge	1.293.009 m ³

Die Kläranlage Neustadt leitet nach der Nachklärung das Abwasser direkt mittels einer Verrohrung in das Neustädter-Binnenwasser ein. Nahe der Einleitstelle mündet ebenfalls der Lübscher Mühlenbach in das Binnenwasser, wodurch eine bessere Vermischung des Abwassers mit dem Volumen des Binnenwassers sichergestellt sein dürfte. Folglich wird wie bei den anderen Seen unter der Annahme, am tiefsten Punkt des Gewässers stellen sich stabile Konzentrationen der Spurenstoffe ein, an diesem die Probe entnommen.

Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 187 entnommen werden. Die genaue Lage, bzw. Entnahmetiefe, der Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden.

Neben der Kläranlagen Neustadt leiten acht weitere Kläranlagen der GK1 mit einer Gesamtanschlussgröße von 1.554 EW in das Neustädter Binnenwasser indirekt ein (vgl. Anhang 5).

Tabelle 187: Gewässerdaten Neustädter Binnenwasser.

Vorflutgewässer		Neustädter Binnenwasser	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Neustädter Binnenwasser	
Größe EZG		123,00 km ²	
MNQ	0,13 m ³ /s	MNq	1,02 l/(s*km ²)
Q-Median	0,44 m ³ /s	Median-q	3,60 l/(s*km ²)
MQ	0,88 m ³ /s	Mq	7,19 l/(s*km ²)

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

Die Tabelle 188 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Spurenstoffanalyse im Neustädter Binnenwasser. Dargestellt wird die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze, also nicht nachweisbar, die Anzahl an Spurenstoffkonzentrationen im zulässigen Bereich, nachweisbar aber nach aktuellen JD-UQN und JD-UQN-Vorschlägen nicht kritisch und die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen die entweder eine geltende JD-UQN oder einen JD-UQN-Vorschlag überschreiten.

Tabelle 188: Spurenstoff Konzentration Übersicht Neustädter Binnenwasser.

Datum	Entnahmetiefe [m]	< BG	Zulässiger Bereich	Überschreitung JD-UQN / JD-UQN-Vorschlag
11.08.2021	1	35	11	2 / 2

In der Tabelle 189 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer aufgelistet.

Tabelle 189: UQN-Überschreitungen Neustädter Binnenwasser.

PFOS (JD-UQN) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
11.08.2021	1	0,00065	0,00270
Benzo[a]pyren (JD-UQN) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
11.08.2021	1	0,00017	0,00040
Iomeprol (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
11.08.2021	1	0,10	0,8685
Pyren (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			

11.08.2021	1	0,0023	0,0069
------------	---	--------	--------

Fazit

In das Neustädter Binnenwasser leiten neben der Kläranlage KA27 Neustadt, welche in diesem Messprogramm berücksichtigt wurde, weitere Kläranlagen der GK1 mit einer Gesamtanschlussgröße von 1.554 EW ein. Dieses entspricht einer rechnerischen Vorbelastung von 6,2 % bezogen auf die Anschlussgröße der KA Neustadt. Darüber hinaus gibt es viele Nebeneinleiter in das Neustädter Binnenwasser, deren potenzielle Vorbelastung nicht erfasst wurde. Außerdem können diffuse Einleitungen oder Einzeleinleitungsereignisse (Havarien, mutwillige Schadstoffeinleitung, illegale Müllentsorgung in den See, etc.) einen Anteil an einer Überschreitung haben, diese können jedoch nicht adequat berücksichtigt werden.

Die Konzentration des Tensid PFOS überschreitet am Probenahmetag (0,0027 µg/L) im Neustädter Binnenwasser die JD-UQN (0,00065 µg/L) deutlich. Gleichzeitig konnte in der Ablaufprobe der KA Neustadt PFOS mit einer Konzentration von 0,0108 µg/L festgestellt werden. Nur bei zwei Kläranlagen-Abläufen im Messprogramm wurden höhere Konzentrationen von PFOS gemessen. Rechnerisch führt die gemessene Konzentration zu einer Tagesfracht im KA-Ablauf der KA Neustadt von 0,0363 g/d. Eine absolute Aussage zu einer Signifikanz der KA-Einleitung kann jedoch nicht getroffen werden, weil weitere Einleitungen von PFOS in das Binnenwasser nicht analysiert werden konnten. Es ist zu vermuten, dass PFOS darüber hinaus generell auch diffus in Oberflächengewässer eingetragen wird.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet im Binnenwasser den JD-UQN-Vorschlag leicht. Im Ablauf der KA-Neustadt konnte Benzo[a]pyren nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Es gibt Hinweise darauf, dass der PAK Benzo[a]pyren maßgeblich diffus in Oberflächengewässer eingetragen wird und ubiquitär vorkommt, dennoch kann ein maßgeblicher Beitrag der KA Neustadt zu der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages nicht gänzlich ausgeschlossen werden, da keine Frachtanalyse möglich ist.

Das Röntgenkontrastmittel Iomeprol wurde oberhalb der Bestimmungsgrenze und deutlich oberhalb des JD-UQN-Vorschlages festgestellt. Es ist davon auszugehen, dass Iomeprol zum größten Teil über den Pfad der Kläranlagen in die Gewässer gelangt. Weitere Einleitquellen können jedoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Iomeprol wurde im Ablauf der KA Neustadt mit einer Konzentration von 66,0735 µg/L und damit einer rechnerischen Tagesfracht von 222 g/d festgestellt. Es ist davon auszugehen, dass die KA Neustadt einen maßgeblichen Anteil an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages im Binnenwasser hat. Allerdings kann dies im Rahmen dieser Studie nicht verifiziert werden, da keine Frachtermittlung möglich ist und potenzielle weitere Einleitquellen nicht analysiert werden können.

Der PAK Pyren wurde im Binnenwasser oberhalb des JD-UQN-Vorschlages festgestellt, gleichzeitig konnte im Ablauf der KA Neustadt Pyren exakt auf der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L festgestellt werden, was rechnerisch zu einer Tagesfracht von 0,0037 g/d führt. Ähnlich wie für den PAK Benzo[a]pyren kann außerdem von einem diffusen Eintrag ausgegangen werden, auch Pyren kommt oft ubiquitär vor. Weitere potenzielle Einleitquellen können nicht analysiert werden. Für die Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages von Pyren ist nicht von einem maßgeblichen Frachtanteil der KA Neustadt auszugehen, dennoch kann eine Maßgeblichkeit nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

KA28 – Neversdorf

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Neversdorf handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 190). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 190: Stammdaten Neversdorf.

UTM Ost	32585666
UTM Nord	5969200
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	8.200 EW
Anschlussgröße (2018)	9.020 EW
Jahresabwassermenge	422.572 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in einen Vorfluter eingeleitet, bevor es ca. 1,5 km östlich in die Trave fließt, welche abschließend in die Ostsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 191 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von zwei MID-Messungen, eine im Vorfluter und eine im Oberwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 192 zusammengefasst. Es erfolgten in Neversdorf insgesamt vier Probenahmen, da die KA auch im Zusammenhang mit dem Regional-Messprogramm (s. Abs. 7) betrachtet wurde.

Das große EZG (457,28 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 9.020 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,30 % bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil teils etwas höher (1,03%; 1,57%; 0,72% und 1,18%). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde an allen Messtagen eingehalten. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Kläranlage KA05 Bad Segeberg (58.500 EW) bereits oberhalb von Neversdorf in die Trave einleitet. Zusätzlich leiten 11 Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 4.558 EW kommen, zwischen der KA Bad Segeberg und der KA Neversdorf ein (inklusive Nebenarme). Oberhalb von Bad Segeberg liegen 29 weitere Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 4 welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 16.885 EW kommen (s. hierzu Abs. 6, KA05 Bad Segeberg, vgl. hierzu auch **Anhang 5**). Die Vorbelastung summiert sich somit auf 79.943 EW und beträgt rechnerischer 886 % bezogen auf die Anschlussgröße der KA Neversdorf.

Tabelle 191: Gewässerdaten Neversdorf.

Vorflutgewässer	Vorfluter Nr. 360		
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	nein		
Beprobung am red. Gewässernetz	Trave		
Größe EZG	457,28 km ²		
MNQ	1,10 m ³ /s	MNq	2,40 l/(s*km ²)
Q-Median	2,92 m ³ /s	Median-q	6,39 l/(s*km ²)
MQ	4,29 m ³ /s	Mq	9,38 l/(s*km ²)

Tabelle 192: Abflussdaten Neversdorf.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
10.06.2021	2016,0	21,0	2037,0	21,0	1,03

30.06.2021	1255,0	20,0	1276,1	21,1	1,57
24.08.2021	2345,0	17,1	2369,0	24,0	0,72
21.09.2021	2007,0	24,0	2039,5	32,5	1,18

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Neversdorf werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 19 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 23 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere sechs überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 193 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keiner der Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen. Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten auch für keine weiteren Stoffe auf, für die es weder eine JD-UQN noch einen JD-UQN-Vorschlag gibt.

Tabelle 193: Ergebnisse Neversdorf.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0003	< BG
Imidacloprid	0,002		0,004	9,1
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,183	3,9
Diclofenac		0,05	0,056	11,2
Iomeprol		0,1	0,244	5,0
Tramadol		0,1	2,948	0,1
Pyren		0,0023	0,0033	0,3
Acesulfam-K		0,1	0,192	1,6

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) leicht nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme im reduzierten Gewässernetz erst nach einer rund 1 km langen Fließstrecke im Einleitgewässer erfolgte, was zu einer entsprechenden Elimination führte (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Dieses wird durch die deutliche Reduzierung der Stofffrachten zwischen KA-Ablauf (PN 2) und im Einleitgewässer vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz (PN 4) deutlich (vgl. hierzu Digitaler Anhang D.2, Tabellenblatt „JD-Frachten“). Die Betrachtung der Frachtbilanzierung an der Einleitung in das reduzierte Gewässernetz (PN 1 + PN 4 = PN 3, vgl. Abs. 3.1.2) ist schlüssig, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Frachtbestimmung im Gewässer (Trave) an sich nicht fehlerhaft ist.

Es ist daher anzunehmen, dass die festgestellten Stoffkonzentrationen das Richtige treffen, die JD-Frachtanteile aber aufgrund einer Elimination im Einleitgewässer etwas überschätzt werden.

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen meist unter 10 %. Zusätzlich werden bereits oberhalb der KA-Einleitung etliche JD-UQN bzw. JD-UQN-Vorschläge überschritten. Dies ist durch die Vorbelastung der Trave unter anderem durch die Einleitung der Kläranlage KA05 Bad Segeberg (58.500 EW) zu erklären.

Der PAK Benzo[a]pyren konnte an keinem der vier Probenahmeterminen im KA-Ablauf bestimmt werden. Aus diesem Grund ist auch kein Frachtanteil angegeben. Auch im Vorfluter

(PN 4) konnte nur am 1. Messtag eine Konzentration festgestellt werden. Pyren – ebenfalls ein PAK – konnte nur an zwei Probenahmeterminen im KA-Ablauf gemessen werden und dann nur in sehr geringen Konzentrationen. Des Weiteren ist die mit dem Ablauf emittierte Fracht wesentlich kleiner als die im Gewässer vorhandene. Daher ist für beide PAK kein signifikanter Anteil der KA-Einleitung festzustellen, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führt.

Für das Insektizid Imidacloprid nimmt sowohl die JD-Konzentration als auch die JD-Fracht von PN 1 zu PN 3 zu. Allerdings ist die im KA-Ablauf festgestellte Fracht deutlich kleiner als die im Gewässer gemessene (KA: 0,052 g/d; PN 1: 0,487 g/d). Bezieht man die Fracht aus dem KA-Ablauf auf MQ (4,29 m³/s), so wird deutlich, dass die Fracht aus dem Ablauf alleine nicht ausreicht um die JD-UQN zu überschreiten (0,0001 µg/L < UQN = 0,002 µg/L). Daher wird hier kein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu der Überschreitung der JD-UQN für Imidacloprid führt.

Das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure konnte nur am 2. und 4. Messtag jeweils im KA-Ablauf und im Vorfluter gemessen werden, jedoch in sehr deutlichen Konzentrationen (KA: 1,23 µg/L; 1,08 µg/L; BG = 0,03 µg/L). Die JD-Fracht im Gewässer verringert sich trotz des zusätzlichen Eintrages aus der KA von 32,3 g/d an PN 1 auf 29,0 g/d an PN 3.

Das Röntgenkontrastmittel Iomeprol wurde am 1. und 2. Messtag in sehr deutlichen Konzentrationen (3,6 µg/L; 2,8 µg/L), am 3. Messtag nur knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,05 µg/L ; BG = 0,03 µg/L) und am 4. Messtag gar nicht (< BG) im KA-Ablauf gemessen. Im Vorfluter präsentiert sich das gleiche Bild. Die JD-Fracht im Gewässer erhöht sich etwa um die Größe des zusätzlichen Eintrages aus der KA von 39,6 g/d auf 41,8 g/d.

Das Schmerzmittel Diclofenac wird an allen vier Messtagen in ähnlichen Konzentrationen im KA-Ablauf gemessen. Die JD-Fracht im Gewässer erhöht sich etwa um die Größe des zusätzlichen Eintrages aus der KA von 7,8 g/d auf 8,8 g/d. Das Schmerzmittel (Opioid) Tramadol wird ebenfalls an allen vier Messtagen in ähnlichen Konzentrationen im KA-Ablauf gemessen. Die JD-Fracht im Gewässer verringert sich trotz des zusätzlichen Eintrages aus der KA von 399,7 g/d auf 396,5 g/d.⁴⁴ Der Süßstoff Acesulfam-K wird an allen vier Messtagen in ähnlichen Konzentrationen im KA-Ablauf gemessen. Die JD-Fracht im Gewässer verringert sich trotz des zusätzlichen Eintrages aus der KA von 32,5 g/d auf 31,8 g/d.

Es lässt sich insgesamt feststellen, dass die KA Neversdorf in keinem Fall ursächlich für eine Überschreitung der JD-UQN bzw. eines JD-UQN-Vorschlages ist. Dieses ist auf die hohe Vorbelastung der Trave zurückzuführen.

KA29 – Niebüll

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Niebüll ist geteilt als Durchlaufanlage und auch als SBR-Anlage ausgebildet. Sie weist dennoch einen kontinuierlichen Abfluss auf (Tabelle 194). Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser eines Chemie- und eines Lebensmittelbetriebes (Molkerei) behandelt. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 194: Stammdaten Niebüll.

UTM Ost	32486369
----------------	----------

⁴⁴ Die empfohlene Tagesdosis von Tramadol liegt bei 400 mg pro Tag. Oben genannten Frachten würden – wenn ein Metabolismus im menschlichen Körper und ein Rückhalt in Kläranlage und im Gewässer ausgeschlossen wird – rund 1.250 EW erfordern. Bezogen auf die Vorbelastung von rund 80.000 EW entspräche dieses einem Bevölkerungsanteil von rund 1,5 %, der die genannte tägliche Dosis einnehmen müsste. Die angegebene Tagesfracht von rund 0,5 kg/d (!) des Wirkstoffes in der Trave scheint daher plausibel.

UTM Nord	6072636
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage und SBR- Anlage m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	30.000 EW
Anschlussgröße (2018)	11.500 EW
Jahresabwassermenge	822.201 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in den Niebüller Graben (Vorfluter) eingeleitet, bevor es westlich der Kläranlage in den Rollwagenzug fließt, der Teil des reduzierten Gewässernetzes ist. Anschließend fließt das Gewässer über die Schmale in die Lecker Au, welche letztendlich in die Nordsee mündet. Die Gewässer befinden sich in der Marsch und haben daher häufig keine durch die Topografie vorgegebene Fließrichtung. Der Rollwagenzug wird durch ein Wehr gestaut, d.h. erst wenn der Pumpspeicher voll ist, laufen die Pumpen und es ist eine Fließgeschwindigkeit im Gewässer zu erkennen. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 195 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe einer MID-Messung im Unterwasser, wenn ein Durchfluss zu erkennen ist. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 196 zusammengefasst.

Das sehr kleine EZG (7,92 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 11.500 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 33,90% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen überschritten (100,00%; 43,95% und 40,40%). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde nur am zweiten Probenahmetermin eingehalten. Am ersten Messtag wurde MNQ unterschritten, was unter anderem zu dem sehr hohen Abwasseranteil führt. Am dritten Messtag wurde MQ knapp überschritten. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 195: Gewässerdaten Niebüll.

Vorflutgewässer		Niebüller Graben	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Rollwagenzug	
Größe EZG		7,92 km ²	
MNQ	0,010 m ³ /s	MNq	1,47 l/(s*km ²)
Q-Median	0,054 m ³ /s	Median-q	6,77 l/(s*km ²)
MQ	0,077 m ³ /s	Mq	9,71 l/(s*km ²)

Tabelle 196: Abflussdaten Niebüll.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
08.07.2021	0,0	6,1	6,1 (< MNQ)	100,00
16.08.2021	15,7	12,3	28,0	43,95
06.10.2021	45,9	31,1	77,0 (> MQ)	40,40

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Niebüll werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte neun Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 29 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere neun überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 197 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei neun von zwölf Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 197: Ergebnisse Niebüll.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0004	< BG
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	16,8
Imidacloprid	0,002		0,026	126,6
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	3,284	93,9
Diclofenac		0,05	0,739	107,3
Gabapentin		0,1	0,535	87,9
Iomeprol		0,1	0,442	195,1
Primidon		0,1	0,443	122,6
Tramadol		0,1	0,353	114,5
Venlafaxin		0,1	0,247	111,4
Pyren		0,0023	0,0030	17,4
Acesulfam-K		0,1	0,221	107,9
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Azithromycin		0,019	0,016	131,2
Bezafibrat		2,3	0,014	76,7
Carbamazepin		0,5	0,458	100,3
Ciprofloxacin		0,1	0,021	256,4
Clarithromycin		0,12	0,044	116,5
Guanylharnstoff			19,751	147,5
Metformin		5	0,503	108,5
Metoprolol		8,6	0,349	115,5
Oxypurinol			6,746	110,2
Sotalol		0,1	0,022	81,8
Sulfamethoxazol		0,6	0,295	137,7
Valsartan		0,1	0,044	241,8
Valsartansäure			2,222	103,7
Venlafaxinsäure			0,490	112,9
DEET		88	0,073	78,4
Glyphosat		120	0,178	74,1
Cyclamat		10	0,210	58,7
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	1,010	111,4
Benztotriazol		19	1,370	140,3
Melamin		10	1,812	78,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 20 weitere Stoffe (siehe Tabelle 197c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 20 Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Einleitsituation an der KA Niebüll ist aufgrund des geringen Gefälles in der Marsch schwierig zu beurteilen, da z.T. keine Fließbewegung im reduzierten Gewässernetz feststellbar war. Möglicherweise ist das auf einen Tideeinfluss zurückzuführen, der bei Tidehochwasser und geschlossenen Sielzügen zu einem Rückstau in den Marschgewässern führen kann. Es besteht dann die Gefahr, dass sich eingeleitete Stofffrachten nicht nur linear entsprechend der üblichen Fließrichtung ausbreiten, sondern sich im aufgestauten Gewässern akkumulieren und dann auch oberwasserseitig feststellbar sind.

Dieses Phänomen scheint am 2. Probenahmetag (16.08.2021) aufgetreten zu sein, da an diesem Tag viele Stoffe an der Probenahmestelle im reduzierten Gewässernetz oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachweisbar waren, die ansonsten unterhalb der BG lagen. Dies führt zu deutlich niedrigeren Frachtanteilen für den 2. Messtag und damit auch zu insgesamt niedrigeren JD-Frachtanteilen. Für die Humanarzneistoffe liegen die rechnerischen JD-Frachtanteile (mit einigen Ausnahmen) meist über 100 %. Ein Vergleich der Frachten ist daher – wie an den meisten anderen Marschgewässern – grundsätzlich problematisch.

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) etwas nach oben ab. Dieses deutet tendenziell auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung würden unterschätzt. Dieses könnte damit zu begründen sein, dass die Probenahme neben der Einleitfahne erfolgte (Fall 2.1 nach Abs. 8.5), was aufgrund der sehr langsamen Fließgeschwindigkeiten ($v < 0,1$ m/s) und der damit verbundenen langen Verweilzeit als unwahrscheinlich angesehen wird. Eben diese verhältnismäßig lange Verweilzeit führt trotz des nicht sehr langen Einleitgewässers (rund 700 m zwischen PN 2 und PN 3) zu einer nennenswerten Elimination einzelner Spurenstoffe (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Begünstigt wird dieses Phänomen dadurch, dass der Rollwangenzug als Teil des reduzierten Gewässernetz staugeregelt ist und tideabhängig in Richtung Nordsee entwässert. Untermauert wird diese Beobachtung dadurch, dass die JD-Frachtanteile bei Stoffen, die der Stoffklasse 1 (abbaubar, nach Abs. 11.1 mit Tabelle 319) zugeordnet werden, in der Mehrheit am geringsten sind. Hierzu zählen z. B. Gabapentin oder Diclofenac, die mittels Photolyse (hier: UV-Strahlung des Sonnenlichtes) eliminiert werden können (vgl. Abs. 5.1.7 und 5.1.9).

Der PAK Benzo[a]pyren konnte sowohl an der PN 1 als auch im KA-Ablauf an keinem der Messstage nachgewiesen werden. Lediglich am 2. und 3. Messtag konnte im Gewässer unterhalb der Einleitung (PN 3) eine Konzentration gemessen werden. Der PAK Pyren konnte zwar zweimal im KA-Ablauf festgestellt werden, jedoch ist der Frachtanteil sehr gering. Daher ist für beide PAK nicht von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung auszugehen, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führt.

Das Tensid PFOS wurde nur am 1. Messtag im KA-Ablauf gemessen. Daher kann auch für diesen Stoff kein signifikanter Anteil der KA-Einleitung festgestellt werden.

Imidacloprid konnte nur am (eventuell verfälschten) 2. Messtag im reduzierten Gewässer oberhalb der KA-Einleitung gemessen werden. Da das Einzugsgebiet mit $7,92 \text{ km}^2$ relativ klein ist und der Abwasseranteil im Gewässer entsprechend groß ist, wird ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Für die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Diclofenac, Gabapentin, Iomeprol, Primidon, Tramadol und Venlafaxin ist im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung immer der Messwert vom zweiten Probenahmetag auffällig hoch. Dieser führt auch zu der Überschreitung der jeweiligen JD-UQN-Vorschläge an der PN 1. Ansonsten konnten die Stoffe oberhalb der Einleitung gar nicht oder nur in deutlich geringeren Konzentrationen als im KA-Ablauf festgestellt werden. Daher wird von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung ausgegangen, der zu einer Überschreitung der jeweiligen JD-UQN-Vorschläge für die Arzneimittel führt.

Der Süßstoff Acesulfam-K konnte an zwei Messtagen oberhalb der KA-Einleitung festgestellt werden, darunter der (eventuell verfälschte) 2. Messtag mit einer deutlich höheren Konzentration als an dem anderen Tag (0,024 µg/L; 0,210 µg/L). Die Konzentrationen im KA-Ablauf sind jeweils höher als im Gewässer. Da das oberhalb liegende EZG sehr klein ist, spielen diffuse Einträge wahrscheinlich eine untergeordnete Rolle, so dass hier ein signifikanter Eintrag von Acesulfam-K über die KA nicht ausgeschlossen werden kann.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA30 – Nortorf

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Nortorf handelt es sich um eine SBR-Anlage mit einem Schönungsteich (Tabelle 198). Aufgrund der Dekantierzeiten entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss, der alle 8 Stunden entsteht. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 198: Stammdaten Nortorf.

UTM Ost	32555681
UTM Nord	6003539
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Schönungsteich m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	21.500 EW
Anschlussgröße (2018)	20.409 EW
Jahresabwassermenge	640.603 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in den Stadtgraben (Vorfluter) eingeleitet, bevor es nördlich der Kläranlage in die Bokeler Au fließt, die Teil des reduzierten Gewässernetzes ist. In ihrem weiteren Verlauf mündet die Bokeler Au in den Nord-Ostsee-Kanal. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 199 entnommen werden. Bei Trockenwetter ist kaum Durchfluss im Gewässer vorhanden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Eine Abflussbestimmung im Gewässer war nicht möglich. Die Probenahmeterminen sowie die Abflüsse des KA-Ablaufes können der Tabelle 200 entnommen werden.

Das sehr kleine EZG (9,14 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 20.409 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 17,10% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Tatsächliche Werte konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht ermittelt werden. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 199: Gewässerdaten Nortorf.

Vorflutgewässer		Stadtgraben	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Bokeler Au	
Größe EZG		9,14 km ²	
MNQ	0,03 m ³ /s	MNq	3,21 l/(s*km ²)
Q-Median	0,09 m ³ /s	Median-q	9,74 l/(s*km ²)
MQ	0,12 m ³ /s	Mq	13,0 l/(s*km ²)

Tabelle 200: Abflussdaten Nortorf.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
12.07.2021		15,4			
11.08.2021		11,4			
08.09.2021		7,3			

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Nortorf werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 14 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 26 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN, und weitere neun Stoffe überschreitet JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 201 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht berechnet werden. Eine Bewertung erfolgt anhand der Konzentrationen.

Tabelle 201: Ergebnisse Nortorf.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Imidacloprid	0,002		0,006	
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,600	
Azithromycin		0,019	0,019	
Diclofenac		0,05	0,530	
Gabapentin		0,1	0,470	
Sotalol		0,1	0,142	
Tramadol		0,1	0,265	
Venlafaxin		0,1	0,245	
Pyren		0,0023	0,0066	
Acesulfam-K		0,1	0,100	

Fazit

Eine Durchflussbestimmung war an dieser Einleitsituation nicht möglich. Der theoretische Abwasseranteil bei MQ beträgt 17,10 %. Tatsächlich konnten die Probenehmer z. T. keine Fließbewegung im Gewässer feststellen, was auf einen noch deutlich höheren tatsächlichen Abwasseranteil schließen lässt. Bei den anderen in dieser Studie berücksichtigten KA hat dieses Verhältnis im Regelfall zu einem signifikanten Anteil der Einleitung geführt.

Das Insektizid Imidacloprid war oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) in keiner Probe nachweisbar (< BG). Die Konzentrationen im KA-Ablauf und im Einleitgewässer bzw. im reduzierten Gewässernetz sind vergleichbar bzw. liegt die Konzentration im KA-Ablauf deutlich über der Konzentration im Einleitgewässer, was wiederum auf einen sehr hohen Abwasseranteil hindeutet. Es ist daher von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung auszugehen, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für Imidacloprid führt.

Von den Arzneistoffen Amidotrizoesäure, Azithromycin, Diclofenac, Gabapentin, Sotalol, Tramadol und Venlafaxin war keiner im reduzierten Gewässer oberhalb der Einleitung nachweisbar. Das lässt ebenfalls auf einen signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung schließen, der zu einer Überschreitung der jeweiligen JD-UQN-Vorschläge für die Arzneistoffe führt.

Von den PAK überschreitet Pyren sowohl oberhalb als auch unterhalb der KA-Einleitung den Grenzwert. Des Weiteren fallen Benzo[a]pyren und Benzo[a]anthracen durch Überschreitungen oberhalb der KA-Einleitung auf, jedoch nicht unterhalb. Sämtliche PAK (auch diejenigen, die nicht zu einer Überschreitung führen) konnten nur am 3. Messtag im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung gemessen werden. Am gleichen Tag fällt auch der KA-Ablauf mit hohen Werten für die PAK auf. Das Einleitgewässer sowie das reduzierte Gewässer unterhalb sind am 3. Messtag jedoch nicht auffällig. Da die PAK im Allgemeinen atmosphärisch in die Gewässer eingetragen werden und ubiquitär vorkommen, wird i.d.R. nicht von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung ausgegangen.

KA31 – Owschlag

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Owschlag handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 202). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 202: Stammdaten Owschlag.

UTM Ost	32540115
UTM Nord	6027538
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/p
Ausbaugröße (2018)	7.500 EW
Anschlussgröße (2018)	4.542 EW
Jahresabwassermenge	190.490 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über eine Rohrleitung in die Mühlenau. Anschließend fließt das Gewässer über die Neue Sorge in die Eider, welche letztendlich in die Nordsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 203 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt über zwei MID Messungen, eine im Schacht auf dem Kläranlagengelände und eine im Unterwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 204 zusammengefasst.

Das EZG mit 62,14 km² führt bei einer Anschlussgröße von 4.542 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,80% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen deutlich überschritten (2,87%; 4,02% und 2,61 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde hingegen an allen Probenahmeterminen eingehalten. Im oberhalb liegenden Teil des EZG der Mühlenau liegen zwei Kläranlagen der Größenklasse 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 3.205 EW kommen (vgl. **Anhang 5**). Dies sind 70,60% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Owschlag.

Tabelle 203: Gewässerdaten Owschlag.

Vorflutgewässer		Mühlenau/Mühlenbach	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Mühlenau/Mühlenbach	
Größe EZG		62,14 km ²	
MNQ	0,19 m ³ /s	MNq	3,04 l/(s*km ²)
Q-Median	0,59 m ³ /s	Median-q	9,45 l/(s*km ²)
MQ	0,74 m ³ /s	Mq	11,95 l/(s*km ²)

Tabelle 204: Abflussdaten Owschlag.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Abfluss) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
12.07.2021	188,0	5,6	193,6	2,87
11.08.2021	239,0	10,0	249,0	4,02
16.09.2021	336,0	9,0	345,0	2,61

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Owschlag werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 19 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 25 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN und weitere fünf überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 205 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei drei von sechs Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 205: Ergebnisse Owschlag.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Imidacloprid	0,002		0,002	58,0
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Diclofenac		0,05	0,059	65,5
Gabapentin		0,1	0,273	6,7
Ibuprofen		0,011	0,018	< BG
Valsartan		0,1	0,285	1,7
Acesulfam-K		0,1	0,937	0,9
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,068	86,2
Oxypurinol			0,785	82,8
Primidon		0,1	0,022	79,4
Tramadol		0,1	0,013	52,0
Valsartansäure			0,163	72,0
Venlafaxin		0,1	0,036	75,3
Venlafaxinsäure			0,049	62,3

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für sieben weitere Stoffe (siehe Tabelle 205c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den sieben Stoffen gibt es für drei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Humanarzneistoffe sind sehr divers. Für einen Teil der Stoffe liegen sie unter 20 % (z. B. Amidotrizoesäure, Gabapentin, Solatol, Valsartan). Andere Arzneistoffe weisen hingegen einen Frachtanteil von mehr als 65 % auf (z.B. Carbamazepin, Diclofenac, Oxypurinol, Primidon, Venlafaxin). Die niedrigeren Werte können durch eine Vorbelastung durch die oberhalb liegenden kleinen KA erklärt werden.

Die JD-UQN für Imidacloprid wurde nur an zwei Probenahmetagen überschritten bzw. erreicht (1. Tag: 0,002 µg/L und 3. Tag: 0,004 µg/L). Ansonsten lag die Konzentration unter der BG (0,002 µg/L). Hieraus resultiert rechnerisch ein Jahresdurchschnittswert in Höhe von 0,002 µg/L, was der BG und der JD-UQN entspricht. Es konnte daher keine deutliche Überschreitung der JD-UQN festgestellt werden. Indes lag die Stoffkonzentration oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) in allen Fällen unterhalb der BG. Der tatsächlich festgestellte Abwasseranteil betrug während der Probenahmetage zwischen 2,60 % und 4,00 %. Die Bilanzierung der Frachten scheint für diese Einleitsituation problematisch (s. Tabellenblatt JD-F-Bilanz). Dies führt zu der Annahme, dass keine repräsentative Probenahme in der Mühlenau ($A_{E0} = 62,14 \text{ km}^2$; $MQ = 0,74 \text{ m}^3/\text{s}$) erfolgt ist, wenn die Gewässerprobe in oder neben der Einleitfahne genommen wurde. Die Probenahmestelle lag rund 200 m unterwasserseitig der Einleitung an einem Gleitufer. Dennoch deuten die insgesamt sehr hohen Frachtanteile (JD-Werte von 58,01 %) auf einen signifikanten Einfluss hin. Es ist jedoch zu beachten, dass im oberhalb liegenden Teil der Mühlenau zwei weitere KA liegen, die zusammen fast die gleiche Anschlussgröße haben wie die KA Owschlag. Es ist ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung wahrscheinlich, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt. Es werden weitere Untersuchungen idealerweise mit geringeren BG zur Quantifizierung des Frachtanteils oberhalb der KA-Einleitung empfohlen. Auch ist die Probenahmestrategie hinsichtlich einer besseren Erfassung von Einleitfahnen (z.B. Verlegung der unterwasserseitig gelegenen Probenahmestelle weiter nach abwärts) zu prüfen.

Das Schmerzmittel Diclofenac weist einen hohen Frachtanteil auf. Oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) konnte der Stoff nur am 3. Messtag oberhalb der BG festgestellt werden. Die im KA-Ablauf festgestellten Konzentrationen sind deutlich höher als diejenigen im Gewässer. Es kann daher von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA ausgegangen werden.

Das Antikonvulsivum/ Antiepileptikum Gabapentin überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Der Stoff konnte an allen drei Messtagen festgestellt werden. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist deutlich geringer als die im Gewässer vorhandene. Außerdem vermindert sich die Fracht im Gewässer von PN 1 zu PN 3. Es wird daher kein signifikanter Eintrag aus der KA Owschlag festgestellt.

Das Schmerzmittel Ibuprofen überschreitet ebenfalls bereits vor der KA-Einleitung den Grenzwert. Allerdings konnte das Arzneimittel nur am 3. Messtag sowohl oberhalb (PN 1) als auch unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) festgestellt werden. Im KA-Ablauf selbst konnte an keinem der Messtage eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. Daher ist hier nicht von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA auszugehen.

Auch für das Herz-Kreislauf-Medikament Valsartan wird der JD-UQN-Vorschlag bereits oberhalb der Einleitung überschritten. Das Mittel kann sowohl im Gewässer als auch im KA-Ablauf an allen Probenahmetagen festgestellt werden, jedoch ist die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht deutlich geringer als die im Gewässer gemessene. Darüber hinaus vermindert sich die Fracht im Gewässer von PN 1 zu PN 3. Es kann daher kein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt werden.

Für den Süßstoff Acesulfam-K zeigt sich ein ähnliches Bild wie für Valsartan. Der Stoff überschreitet bereits vor der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Er kann sowohl im Gewässer als auch im KA-Ablauf an allen Probenahmetagen festgestellt werden, jedoch ist die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht deutlich geringer als die im Gewässer vorhandene. Darüber hinaus vermindert sich die Fracht im Gewässer von PN 1 zu PN 3. Deshalb kann auch hier nicht von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung ausgegangen werden.

Außerdem sollte der PAK Pyren betrachtet werden, da dieser oberhalb der KA-Einleitung den Grenzwert überschreitet, jedoch nicht unterhalb. Da Pyren jedoch an keinem der Messtage im KA-Ablauf nachweisbar war, kann hier kein signifikanter Frachtanteil aus der KA Owschlag festgestellt werden.

Des Weiteren sollten die drei Stoffe Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA32 – Plön

Die Kläranlage in Plön ist als Durchlaufanlage ausgebildet (Tabelle 206). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 206: Stammdaten Plön.

UTM Ost	32590849
UTM Nord	6002675
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	35.000 EW
Anschlussgröße (2018)	23.690 EW
Jahresabwassermenge	1.078.620m ³

Die Kläranlage Plön leitet das geklärte Abwasser oberflächlich direkt in den Kleinen Plöner See ein. Auch für den Kleinen Plöner See wird angenommen, dass sich an der tiefsten Stelle eine stabile Konzentration der Spurenstoffe durch Einleitung der Kläranlage in den verschiedenen Profiltiefen einstellt, weshalb hier ebenfalls die Probenahme des Vorflutgewässers an der tiefsten Stelle des Sees erfolgt.

Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 207 entnommen werden. Die genaue Lage und Entnahmetiefe der Probenahmepunkte kann dem Datenblatt in **Anhang D.1** entnommen werden.

Neben der Kläranlagen Plön, welche direkt in den Kleinen Plöner See einleitet, leiten oberhalb im Einzugsgebiet zwei weitere Kläranlagen (KA13 Eutin und KA26 Malente), sowie zehn weitere Kläranlagen der GK 1 und 2 (Σ 36.671 EW) in die Plöner Seen indirekt ein (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 207: Gewässerdaten Kleiner Plöner See.

Vorflutgewässer	Kleiner Plöner See		
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	ja		
Beprobung am red. Gewässernetz	Kleiner Plöner See		
Größe EZG	398,09 km ²		
MNQ	0,91 m ³ /s	MNq	2,29 l/(s*km ²)
Q-Median	2,41 m ³ /s	Median-q	6,06 l/(s*km ²)
MQ	3,21 m ³ /s	Mq	8,06 l/(s*km ²)

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

Die Tabelle 208 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Spurenstoffanalyse im Kleinen Plöner See. Aufgeschlüsselt nach Probenahmedatum und Profiltiefe wird die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze (also nicht nachweisbar), die Anzahl an Spurenstoffkonzentrationen im zulässigen Bereich, nachweisbar aber

nach aktuellen JD-UQN und JD-UQN-Vorschlägen nicht kritisch und die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen, die entweder eine geltende JD-UQN oder einen JD-UQN-Vorschlag überschreiten, dargestellt.

Tabelle 208: Spurenstoff Konzentration Übersicht Kleiner Plöner See.

Datum	Entnahmetiefe [m]	< BG	Zulässiger Bereich	Überschreitung JD-UQN / JD-UQN-Vorschlag
15.09.2021	1	34	14	1 / 1
15.09.2021	10	39	10	0 / 1
15.09.2021	20	36	11	1 / 2
15.09.2021	30	37	11	1 / 1

In der Tabelle 209 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer aufgelistet.

Tabelle 209: UQN-Überschreitungen Kleiner Plöner See.

PFOS (JD-UQN) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
15.09.2021	1	0,00065	0,00080
15.09.2021	20	0,00065	0,00070
15.09.2021	30	0,00065	0,00110
Acesulfam-K (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
15.09.2021	1	0,10	0,2325
15.09.2021	10	0,10	0,2397
15.09.2021	20	0,10	0,2764
15.09.2021	30	0,10	0,2569
Pyren (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
15.09.2021	20	0,0023	0,0040

Fazit

In den Kleinen Plöner See leiten neben den Kläranlagen KA32 Plön (direkt), KA13 Eutin (indirekt) und KA26 Malente (indirekt), welche in diesem Messprogramm berücksichtigt wurden, weitere Kläranlagen der GK 1 und 2 mit einer Gesamtanschlussgröße von 3.051 EW ein. Da sowohl Einleitvolumen als auch Grad der Verschmutzung dieser Kleinkläranlagen lediglich abgeschätzt werden kann, können keine absoluten Aussagen zur Maßgeblichkeit der gemessenen Einzeleinleitung durch die KA Plön, Eutin und Malente an der Überschreitung von JD-UQN und JD-UQN-Vorschlägen im Kleinen Plöner See getroffen werden. Vergleicht man die Anschlussgröße der KA Plön mit den aufsummierten Anschlussgrößen der theoretischen Vorbelastung, entfallen 39,35 % des insgesamt angeschlossenen Einwohnerwertes auf die KA Plön. Darüber hinaus gibt es viele Nebeneinleiter in den Kleinen Plöner See, deren potenzielle Vorbelastung nicht erfasst wurde. Außerdem können diffuse Einleitungen oder Einzeleinleitungsereignisse (Havarien, mutwillige Schadstoffeinträge, illegale Müllentsorgung in den See, etc.) einen Anteil an einer Überschreitung haben, diese können jedoch nicht adequat berücksichtigt werden.

Das Tensid PFOS überschreitet in drei von vier Profiltiefen maßgeblich die JD-UQN (außergewöhnlich die Profiltiefe von 10 m). Die KA Plön wurde sowohl am Probenahmetag des Kleinen Plöner Sees als auch einmal zuvor beprobt. An den beiden Tagen betrug die Konzentration von PFOS im Ablauf 0,00090 µg/L (07.09.2021) und 0,00080 µg/L (15.09.2021). Rechnerisch führt dies zu einer Tagesfracht von 0,0027 g/d und 0,0019 g/d. Ein maßgeblicher Anteil der KA Plön an den Überschreitungen der JD-UQN von PFOS im Kleinen Plöner See kann nicht ausgeschlossen werden, da keine Frachtanalyse möglich ist. Weitere Einleitquellen sind denkbar, können aber nicht analysiert werden.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet am Probenahmetag im Kleinen Plöner See in allen Profiltiefen den JD-UQN-Vorschlag deutlich. Die KA Plön wurde sowohl am Probenahmetag als

auch einmal zuvor beprobt. An den beiden Tagen betrug die Konzentration von Acesulfam-K im Ablauf 0,2043 µg/L (07.09.2021) und 0,4462 µg/L (15.09.2021). Rechnerisch führt dies zu einer Tagesfracht von jeweils 0,618 g/d und 1,041 g/d. Es gibt Hinweise dafür, dass Acesulfam-K generell diffus in Oberflächengewässer eingetragen wird, dennoch kann ein maßgeblicher Anteil der KA Plön an den Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags nicht ausgeschlossen werden. Weitere potenzielle Einleitquellen können nicht analysiert werden.

Der PAK Pyren führt im Kleinen Plöner See lediglich in der Profiltiefe von 20 m zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags. Allerdings wurde Pyren in den Profiltiefen 1 m und 10 m zu 0,0023 µg/L festgestellt, was exakt dem JD-UQN-Vorschlag entspricht. In der Profiltiefe von 30 m wurde die Konzentration zu 0,0013 µg/L bestimmt. Die KA Plön wurde sowohl am Probenahmetag als auch einmal zuvor beprobt. An den beiden Tagen betrug die Konzentration von Pyren im Ablauf 0,0050 µg/L (07.09.2021) und 0,0028 µg/L (15.09.2021). Rechnerisch führt dies zu einer Tagesfracht von 0,0151 g/d und 0,0065 g/d. Dennoch ist nicht von einem maßgeblichen Eintrag durch die KA Plön an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags auszugehen, da Pyren allgemein auch diffus eingetragen werden kann und meist ubiquitär vorkommt. Allerdings kann ein maßgeblicher Eintrag auch nicht ausgeschlossen werden, da eine Frachtbestimmung nicht möglich ist. Weitere Einleitquellen können ebenfalls nicht analysiert werden.

KA33 – Preetz

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Preetz handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination (Tabelle 210). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 210: Stammdaten Preetz.

UTM Ost	32583681
UTM Nord	6011572
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	50.000 EW
Anschlussgröße (2018)	18.954 EW
Jahresabwassermenge	1.234.746 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt direkt in die Schwentine, welche in ihrem weiteren Verlauf in die Ostsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 211 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt über eine MID Messungen im Unterwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 212 zusammengefasst.

Das sehr große EZG (634,2 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 18.954 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,70% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen leicht überschritten (0,86%; 1,28% und 2,22%). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Im oberhalb liegenden EZG der Schwentine liegen die Kläranlagen KA13 Eutin (22.809 EW), KA26 Malente (10.811 EW) und KA32 Plön (23.690 EW). Außerdem liegen die Kläranlagen KA47 Bornhöved (4.280 EW) und KA44 Wankendorf (6.500 EW) an der Alten Schwentine, welche kurz oberhalb (ca. 1 km) vor Preetz in die Schwentine mündet. Darüber hinaus leiten 11 Kläranlagen der Größenklasse 1, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 3.052 EW kommen, ein (inklusive Nebenarme). Die Anschlussgrößen-Gesamtsumme der im oberhalb liegenden EZG vorhandenen Kläranlagen beläuft sich damit auf 71.142 EW. Bezogen auf die Anschlussgröße der KA Preetz resultiert daraus eine rechnerische Vorbelastung von 375 %. Allerdings ist der Einfluss aller oberhalb liegenden KA insbesondere durch den Einfluss vieler Seen (zuletzt Lankersee und Postsee) nicht zu quantifizieren.

Tabelle 211: Gewässerdaten Preetz.

Vorflutgewässer	Schwentine		
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	ja		
Beprobung am red. Gewässernetz	Schwentine		
Größe EZG	634,20 km ²		
MNQ	1,58 m ³ /s	MNq	2,50 l/(s*km ²)
Q-Median	4,42 m ³ /s	Median-q	6,97 l/(s*km ²)
MQ	5,44 m ³ /s	Mq	8,57 l/(s*km ²)

Tabelle 212: Abflussdaten Preetz.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
03.06.2021	2.636,0	23,0	2.659,0	0,86
19.07.2021	3.216,3	41,7	3.258,0	1,28

07.09.2021	1.802,2	40,8	1.843,0	2,22
------------	---------	------	---------	------

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Preetz werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 23 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 23 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere zwei überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 213 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei einer der vier Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 213: Ergebnisse Preetz.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	1,1
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	1,5
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Valsartan		0,1	0,168	113,9
Acesulfam-K		0,1	0,201	1,1
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Amidotrizoesäure		0,1	0,086	152,7
Carbamazepin		0,5	0,019	54,4
Diclofenac		0,05	0,032	142,0
Gabapentin		0,1	0,065	51,8
Guanylharnstoff			0,167	76,3
Metoprolol		8,6	0,029	113,2
Oxypurinol			0,416	109,9
Sulfamethoxazol		0,6	0,015	54,8
Tramadol		0,1	0,019	69,3
Venlafaxin		0,1	0,015	66,2
Venlafaxinsäure			0,023	110,0
DEET		88	0,013	65,9
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,038	51,1
Benzotriazol		19	0,079	73,2

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 14 weitere Stoffe (siehe Tabelle 213c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 14 Stoffen gibt es für drei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) etwas nach oben ab. Dieses deutet tendenziell auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung würden unterschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme neben der Einleitfahne in einem noch nicht

vollständig durchmischten Abschnitt der Schwentine erfolgte (Fall 2.1 nach Abs. 8.5, s. hierzu auch Abs. 8.3.2, Gruppe 2).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen zwischen 70 - 120 %, was darauf hindeutet, dass der Einfluss der oberhalb liegenden Kläranlagen aufgrund des Durchflusses der vielen Seen nicht mehr oder nur kaum festzustellen ist.

Der PAK Benzo[a]pyren führt sowohl oberhalb als auch unterhalb der KA-Einleitung zu einer Überschreitung der geltenden JD-UQN, wobei der Stoff nur ein Mal unterhalb der KA-Einleitung gemessen werden konnte. Hieraus resultiert rechnerisch ein Jahresdurchschnittswert in Höhe von 0,0002 µg/L, was knapp oberhalb der JD-UQN (= 0,00017 µg/L) liegt. Im KA-Ablauf konnte Benzo[a]pyren ebenfalls nur einmal, mit einer Konzentration genau in Höhe der BG (= 0,0002 µg/L) ermittelt werden. Deshalb wird kein signifikanter Frachtanteil aus dem KA-Ablauf festgestellt.

Für das Insektizid PFOS liegt der JD-Wert oberhalb der KA-Einleitung nur knapp unterhalb der JD-UQN (PN 1: 0,00058 µg/L; UQN = 0,00065 µg/L). Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist wesentlich geringer als die im Gewässer vorhandene. Es wird daher kein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für PFOS führt.

Das Herz-Kreislauf-Medikament Valsartan führt bei der KA Preetz als einziges Arzneimittel zur Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags. Der Frachtanteil ist mit 113,86 % sehr hoch. Die im KA-Ablauf gemessenen Konzentrationen sind wesentlich höher als die im Gewässer vorhandenen. Darüber hinaus wird die JD-Fracht im Gewässer durch die KA-Einleitung deutlich von 7,5 g/d auf 32,1 g/d erhöht, wobei die mit dem Ablauf emittierte Fracht 36,5 g/d beträgt. Es wird daher ein signifikanter Anteil der KA-Einleitung festgestellt, der zu der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags führt.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung den Grenzwert. Ferner ist die Fracht im KA-Ablauf wesentlich geringer als im Gewässer (PN 1: 44,9 g/d; KA: 0,48 g/d). Es wird daher kein signifikanter Beitrag aus der KA festgestellt.

Des Weiteren sollten die drei Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA34 – Ratzeburg

s. hierzu die Ausführungen unter KA12 (Einhaus), da beide Kläranlagen gemeinsam in den Ratzeburger See einleiten.

KA35 – Reinfeld

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Reinfeld ist als Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination konzipiert (Tabelle 214). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 214: Stammdaten Reinfeld.

UTM Ost	32597109
UTM Nord	5964584

Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	24.500 EW
Anschlussgröße (2018)	8.455 EW
Jahresabwassermenge	601.981 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über einen Graben zur Trave (Vorfluter) in die Trave. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 215 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe der Chlorid-Methode. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 216 zusammengefasst.

Das größte in dieser Studie untersuchte EZG (819,22 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 8.455 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,20% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen weitgehend erreicht (0,49%; 0,15%; 0,36% und 0,71%). Am zweiten Probenahmetermin lag der ermittelte Abfluss deutlich über MQ, weshalb dieser bei der Berechnung der JD-Werte nicht berücksichtigt wurde. Alle anderen Probenahmen erfolgten innerhalb des angestrebten Abflussregimes (> MNQ und < Q_{Median}). Des Weiteren ist zu beachten, dass die Kläranlagen KA05 Bad Segeberg (58.500 EW), KA28 Neversdorf (9.020 EW) und KA04 Bad Oldesloe (27.515 EW) bereits oberhalb von Reinfeld in die Trave einleiten. Zusätzlich leiten neun Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 3.776 EW kommen, zwischen Bad Oldesloe und Reinfeld ein (inklusive Nebenarme). Die Vorbelastung durch die genannten Kläranlagen ist in **Anhang 5** zusammengestellt. Oberhalb von Reinfeld wird Abwasser aus Kläranlagen (GK 1 bis 5) mit einer Gesamt-Anschlussgröße von 127.432 EW in die Trave eingeleitet.

Tabelle 215: Gewässerdaten Reinfeld.

Vorflutgewässer		Graben zur Trave	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Trave	
Größe EZG		819,22 km ²	
MNQ	2,41 m ³ /s	MNq	2,94 l/(s*km ²)
Q-Median	4,46 m ³ /s	Median-q	5,45 l/(s*km ²)
MQ	7,81 m ³ /s	Mq	9,53 l/(s*km ²)

Tabelle 216: Abflussdaten Reinfeld.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Abfluss) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
25.05.2021	4.393,0	21,7	4.414,7	0,49
02.07.2021 ¹	24.434,0 ¹	36,8	24.470,8 ¹ (> MQ)	0,15
26.08.2021	4.734,0	17,0	4.751,0	0,36
23.09.2021	2.604,4	18,6	2.623,0	0,71
¹ Aufgrund der deutlichen Überschreitung von MQ wird dieser Messtag nicht bei der Berechnung der JD-Werte berücksichtigt				

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Reinfeld werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 17 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 25 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere sechs überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 217 werden alle Überschreitungen der

vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keinem Stoff ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen.

Tabelle 217: Ergebnisse Reinfeld.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	< BG
Imidacloprid	0,002		0,003	7,2
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,206	6,6
Diclofenac		0,05	0,073	11,8
Iomeprol		0,1	0,543	12,1
Valsartan		0,1	0,111	11,7
Pyren		0,0023	0,0034	0,2
Acesulfam-K		0,1	0,240	1,3

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen immer unter 15 %. Zusätzlich werden bereits oberhalb der KA-Einleitung viele JD-UQN bzw. JD-UQN-Vorschläge überschritten. Dies ist durch die Vorbelastung der Trave durch die Einleitungen der Kläranlagen KA05 Bad Segeberg, KA28 Neversdorf und KA04 Bad Oldesloe sowie der weiteren kleineren Kläranlagen zu erklären.

Die PAK Benzo[a]pyren und Pyren überschreiten bereits oberhalb der KA-Einleitung in der Trave (PN 1) die Grenzwerte. Benzo[a]pyren konnte an keinem, Pyren an zwei der vier Probenahmeterminen im KA-Ablauf nachgewiesen werden. Da zusätzlich bekannt ist, dass PAK ubiquitär vorkommen und über die Atmosphäre ins Gewässer eingetragen werden können, kann für die zwei PAK nicht von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung ausgegangen werden.

Das Insektizid Imidacloprid konnte an der PN 1 nur an zwei Messtagen knapp oberhalb bzw. auf der BG (0,002 µg/L) festgestellt werden. Hieraus resultiert allerdings rechnerisch ein Jahresdurchschnittswert in Höhe von 0,0018 µg/L, was knapp unterhalb der JD-UQN (0,002 µg/L) liegt. Die Fracht im KA-Ablauf ist verglichen mit dem Gewässer gering, was jedoch auf den wesentlich höheren Durchfluss im Gewässer verglichen zum KA-Ablauf zurückzuführen ist. Es ist ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung möglich, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt. Es werden weitere Untersuchungen idealerweise mit geringeren BG zur Quantifizierung des Frachtanteils oberhalb der KA-Einleitung empfohlen.

Die Arzneimittel Amidotrizoesäure, Diclofenac, Iomeprol und Valsartan weisen größtenteils im KA-Ablauf deutlich größere Konzentrationen als im Gewässer auf. Die Fracht im KA-Ablauf ist nichtsdestotrotz immer deutlich kleiner als im Gewässer, was auf den wesentlich größeren Durchfluss in der Trave zurückzuführen ist.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung den Grenzwert. Da die Fracht im Gewässer oberhalb sowie unterhalb weitestgehend gleichbleibt, ist hier nicht von einem signifikanten Einfluss aus der KA auszugehen.

KA36 – Satrup

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Satrup handelt es sich um eine SBR-Anlage ohne Schönungsteich (Tabelle 218). Aufgrund der Dekantierzeiten entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss, der alle vier Stunden auftritt. Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser eines Schlachters und einiger Pflegeheime behandelt. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** hinterlegt.

Tabelle 218: Stammdaten Satrup.

UTM Ost	32537577
UTM Nord	6061684
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage ohne Schönungsteich m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	25.000 EW
Anschlussgröße (2018)	15.135 EW
Jahresabwassermenge	362.100 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über eine Rohrleitung in den Mühlenstrom. Anschließend fließt das Gewässer über die Bondenau in die Treene, welche in ihrem weiteren Verlauf in die Eider und abschließend in die Nordsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 219 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt über eine MID Messung im Oberwasser. Der Klarwasser-Ablauf während der Dekantierphasen wird durch einen Schieber auf 42 l/s begrenzt. Eine exakte Abflussbestimmung im Ablauf war nicht möglich, so dass dieser Wert als ungünstigster Fall für die Auswertung zugrunde gelegt wird. Das Gewässer unterhalb der KA-Einleitung muss in Abhängigkeit der Dekantierphasen idealerweise zum Zeitpunkt des Spitzenabflusses bestimmt werden. Die dann gemessenen Konzentrationen wären aufgrund der kurzen Dauer und des dann vergleichsweise hohen Abwasseranteils mit einer ZHK-UQN zu vergleichen. Aus diesem Grund ist der Vergleich der erhobenen Daten mit JD-UQN kritisch zu prüfen. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 220 zusammengefasst.

Das kleine EZG (16,74 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 15.135 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 6,20% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen deutlich überschritten, wenn der o.g. Maximal-Abfluss von 42 l/s während der Dekantierphase erreicht wird (dann immer > 50 %). Eine Durchflussbestimmung war unterhalb der Einleitung im Gewässer (PN 3) nicht möglich. Aus diesem Grund erfolgt an der PN 3 keine Frachtbestimmung. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG des Mühlenstroms leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 219: Gewässerdaten Satrup.

Vorflutgewässer		Mühlenstrom	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Mühlenstrom	
Größe EZG		16,74 km ²	
MNQ	0,015 m ³ /s	MNq	0,91 l/(s*km ²)
Q-Median	0,105 m ³ /s	Median-q	6,27 l/(s*km ²)
MQ	0,185 m ³ /s	Mq	11,05 l/(s*km ²)

Tabelle 220: Abflussdaten Satrup.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
07.07.2021	33,0	42,0	n.d.	n.d.
18.08.2021	18,0	42,0	n.d.	n.d.
07.10.2021	7,0	42,0	n.d.	n.d.

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Satrup werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 13 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 24 im zulässigen Bereich festgestellt. Vier Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere neun überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 221 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht berechnet werden. Eine Bewertung erfolgt anhand der Konzentrationen.

Tabelle 221: Ergebnisse Satrup.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0021	
Fluoranthren	0,0063		0,0086	
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	
Imidacloprid	0,002		0,015	
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,362	
Diclofenac		0,05	0,155	
Gabapentin		0,1	0,529	
Ibuprofen		0,011	0,385	
Tramadol		0,1	0,134	
Valsartan		0,1	0,326	
Benzo[a]anthracen		0,002	0,0024	
Pyren		0,0023	0,0076	
Acesulfam-K		0,1	1,636	

Fazit

Eine Durchflussbestimmung war an dieser Einleitsituation nicht möglich. Der theoretische Abwasseranteil bei MQ beträgt 6,20%. Die KA wird als SBR-Reaktor betrieben. Während der Dekantierphase (15 min alle 6 Stunden) wird das Klarwasser abgelassen und direkt (ohne Ausgleichsbehälter oder Schönungsteich)⁴⁵ an das Gewässer abgegeben. Eine repräsentative Probenahme im Gewässer unterhalb der KA ist daher kaum möglich. Aus diesem Grund erfolgt dort keine Frachtbestimmung, die allerdings im Gewässer oberhalb möglich war. Obschon die Beprobung im Gewässer unterhalb der Probenahme während der Dekantierphase mit dann relativ hohem Abwasseranteil erfolgte, wird keine ZHK-UQN überschritten. Folgende Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf Überschreitungen von JD-UQN bzw. -Vorschlägen.

⁴⁵ Auf dem Gelände der Kläranlage befindet sich ein Schönungsteich, der 2017 noch im Betrieb war (Datenerhebung und Vorort-Termin zur Festlegung des Untersuchungsprogramms für das PrioSH-Projekt). Warum der Schönungsteich heute nicht mehr im Betrieb ist, ist unklar.

Die für Benzo[a]pyren ermittelten Frachten im Gewässer oberhalb der Einleitung lagen im Mittel bei etwa 0,00057 g/d. Im KA-Ablauf wurde in keiner Probe eine Stoffkonzentration oberhalb der BG nachgewiesen. Eine auf diese BG bezogene Fracht wäre kleiner als 0,00073 g/d, was in der gleichen Größenordnung der Fracht oberhalb der Einleitung liegen würde. Schließlich lässt sich feststellen, dass die Stoffkonzentrationen im Gewässer im Bereich der Einleitung deutlich ansteigen. (Tag 1: von 0,0003 µg/L auf 0,0007 µg/L – Faktor 2,3; Tag 2: von 0,0004 µg/L auf 0,0041 µg/L – Faktor 10,3; Tag 3: von 0,0004 µg/L auf 0,0015 µg/L – Faktor 3,75). Auffällig ist, dass die Konzentrationen oberhalb relativ konstant sind. Die unterhalb der Einleitung festgestellten Konzentrationen hängen möglicherweise vom Zeitpunkt der Probenahme in Relation zur Dekantierphase ab. Der Anstieg der Konzentrationen im Gewässer um einen mittleren Faktor von 5,4 (PN 1 zu PN 3) stellt jedoch deutlich heraus, dass von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung ausgegangen werden muss, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führt. Für eine genauere Betrachtung wäre die Probenahme als Mischprobe erforderlich, um die SBR-phasenabhängig emittierten Stofffrachten korrekter erfassen zu können.

Die Flouranthen-Frachten im Gewässer oberhalb der Einleitung lagen im Mittel bei etwa 0,0042 g/d. Im Kläranlagen-Ablauf wurde eine mittlere Fracht von 0,0150 g/d nachgewiesen. Berechnete Frachtanteile (Tabellenblatt *Anteil gerechnet*) zeigen damit eine Größenordnung von 71 bis 93 % an, die der KA-Ablauf an der Gesamtfracht im Gewässer unterhalb der Einleitung haben dürfte. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für Flouranthen führt.

Ein Vergleich der Frachten für PFOS oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) mit den Frachten im KA-Ablauf zeigt kein deutliches Ergebnis, da nur in einer Probe oberhalb der KA Einleitung eine Stoffkonzentration unmittelbar über der BG (0,0005 µg/L) in Höhe von 0,0006 µg/L festgestellt wurde. Wird auf Basis der BG eine maximale Fracht berechnet, so ergeben sich rechnerisch Frachtanteile von mindestens 60,4 %; 12,1 % und 85,70 %. Es wird daher von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung ausgegangen, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führt. Es wird dennoch eine weitere Probenahme (als Mischprobe) insbesondere mit dem Ziel einer verbesserten Frachtbilanzierung empfohlen.

Ein Vergleich der Imidacloprid Frachten oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) mit den Frachten im KA-Ablauf zeigt deutlich, dass der Anteil aus der KA signifikant ist (1.Tag: < 0,006 g/d und 0,623 g/d; 2. Tag: 0,044 g/d und 0,204 g/d und 3. Tag: < 0,001 g/d und 0,114 g/d). Es waren damit maximal 21,70% der Fracht verglichen mit dem KA-Ablauf bereits zuvor im Gewässer feststellbar. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure konnte an keinem der Probenahmeterminen oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachgewiesen werden, unterhalb jedoch an zwei der drei Tage. Die mit dem Ablauf emittierten Frachten sind zumindest am 1. und 3. Messtag erheblich (1. Tag: 16,8 g/d; 2. Tag: 0,1 g/d; 3. Tag: 6,4 g/d). Es wird daher von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung ausgegangen.

Für die Arzneistoffe Diclofenac, Gabapentin und Tramadol sind die JD-Frachten im KA-Ablauf jeweils deutlich größer als die Frachten oberhalb der KA-Einleitung (Diclofenac: 0,11 g/d und 2,89 g/d, Anteil 5,70%; Gabapentin: 0,35 g/d und 3,86 g/d, Anteil 19,60%; Tramadol 0,08 g/d und 2,98 g/d, Anteil 2,30%). Es waren damit rund 20 % der Fracht aus dem KA-Ablauf bereits zuvor im Gewässer feststellbar. Es ist somit von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung auszugehen.

Das Schmerzmittel Ibuprofen konnte an keinem der Messtage im KA-Ablauf festgestellt werden. Des Weiteren sind die Konzentrationen unterhalb der Einleitung geringer als zuvor. Daher kann hier kein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt werden.

KA37 – Schafflund

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Schafflund handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit einem Schöpfungsteich. (Tabelle 222). Da unweit der Kläranlagen-Einleitung auch eine Einleitung einer Meierei liegt, wird diese mit beprobt (PN 5). Neben dem kommunalen Abwasser wird auf der Kläranlage auch das Abwasser einiger Zahnärzte behandelt. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 222: Stammdaten Schafflund.

UTM Ost	32510488
UTM Nord	6067862
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	7.000 EW
Anschlussgröße (2018)	4.724 EW
Jahresabwassermenge	314.768 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in einen Vorfluter eingeleitet, bevor es ca. 1,3 km westlich in den Schafflunder Mühlenstrom fließt, der zum reduzierten Gewässernetz gehört. Anschließend fließt das Gewässer über den Meyner Mühlenstrom in die Lecker Au, welche letztendlich in die Nordsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 223 entnommen werden. Die genaue Lage der fünf Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von drei MID-Messungen, eine im Vorfluter sowie jeweils eine im Ober- und Unterwasser. Zusätzlich wird auch der Ablauf der Meierei gemessen. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 224 zusammengefasst.

Das EZG mit 70,10 km² führt bei einer Anschlussgröße von 4.724 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 1,30% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen geringfügig überschritten (1,44%; 1,61% und 2,00%). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Es ist zu beachten, dass die Kläranlage KA17 Handewitt (6.161 EW) oberhalb von Schafflund in einen Nebenarm (Meyner Mühlenstrom) einleitet. Zusätzlich leitet eine Kläranlage der Größenklassen 1 mit einer Anschlussgröße von 620 EW ein. Die kleine KA macht 13,10% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Schafflund aus (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 223: Gewässerdaten Schafflund.

Vorflutgewässer		Vorfluter Nr. 103	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Schafflunder Mühlenstrom	
Größe EZG		70,10 km ²	
MNQ	0,30 m ³ /s	MNq	4,29 l/(s*km ²)
Q-Median	0,60 m ³ /s	Median-q	8,38 l/(s*km ²)
MQ	0,78 m ³ /s	Mq	11,09 l/(s*km ²)

Tabelle 224: Abflussdaten Schafflund.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA- Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abfluss 5 (Meierei) [l/s]	Abwasser- anteil (aktuell) [%]
06.07.2021	492,0	7,7	533,0	41,0		1,44
19.08.2021	350,0	7,6	472,0	122,0		1,61
29.09.2021	304,0	7,5	376,0	72,0		2,00

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Schafflund werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 30 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 20 im zulässigen Bereich festgestellt. Keiner der untersuchten Stoffe überschreitet die geltenden JD-UQN oder JD-UQN-Vorschläge.

Dennoch gibt es neun Stoffe, welche nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) aufweisen (siehe Tabelle 225). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den zehn Stoffen gibt es für drei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Tabelle 225: Ergebnisse Schafflund.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- anteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Diclofenac		0,05	0,030	70,4
Gabapentin		0,1	0,017	76,6
Oxypurinol			0,079	260,6
Tramadol		0,1	0,015	90,7
Valsartansäure			0,077	80,3
Venlafaxin		0,1	0,018	113,2
Venlafaxinsäure			0,040	101,4
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,017	73,8
Benzotriazol		19	0,061	61,4

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme im reduzierten Gewässernetz erst nach einer rund 1,3 km langen Fließstrecke im Einleitgewässer erfolgte, was zu einer entsprechenden Elimination führte (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Dieses wird durch die deutliche Reduzierung der Stofffrachten zwischen KA-Ablauf (PN 2) und im Einleitgewässer vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz (PN 4) deutlich (vgl. hierzu Digitaler Anhang D.2, Tabellenblatt „JD-Frachten“). Die Betrachtung der Frachtbilanzierung an der Einleitung in das reduzierte Gewässernetz (PN 1 + PN 4 = PN 3, vgl. Abs. 3.1.2) zeigt zudem, dass offenbar die Frachten im Gewässer unterhalb der Einmündung des Einleitgewässers (PN 3) unterschätzt werden, was wiederum zu rechnerisch höheren Frachtanteilen führt. Dieses wäre mit einer Beprobung neben der Einleitfahne zu begründen (Fall 2.1 nach Abs. 8.5).

Es ist daher anzunehmen, dass die festgestellten Stoffkonzentrationen im reduzierten Gewässernetz zu niedrig und damit die rechnerischen JD-Frachtanteile zu hoch sind.

Die PAK Benzo[a]pyren und Pyren sowie der Süßstoff Acesulfam-K sollten genauer betrachtet werden, da diese im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) die JD-UQN bzw. den jeweiligen JD-UQN-Vorschlag überschreiten. Unterhalb der Einleitung (PN 3) konnten jedoch keine Überschreitungen festgestellt werden. Allerdings liegt die JD-Konzentration von Acesulfam-K nur sehr knapp unterhalb des Grenzwertes.

Des Weiteren sollten die drei Stoffe Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA38 – Schönberg

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Schönberg ist als Durchlaufanlage ausgebildet (Tabelle 226). Im Sommer ist die Kläranlage höher ausgelastet, da viele Touristen im Ort sind. Diese Phase wurde mit den drei Probenahmeterminen zwischen Juni und September erfasst. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zu finden.

Tabelle 226: Stammdaten Schönberg.

UTM Ost	32589051
UTM Nord	6029268
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	26.000 EW
Anschlussgröße (2018)	24.000 EW
Jahresabwassermenge	794.201 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über einen kurzen Einleitgraben in die Schönberger Au, welche in ihrem weiteren Verlauf direkt in die Ostsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 227 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt über eine MID Messung im Unterwasser. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 228 zusammengefasst.

Das kleine EZG (13,67 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 24.000 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 23,40% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen deutlich überschritten (75,37%; 100,00% und 91,27%). Das angestrebte Abflussregime ($> MNQ$ und $< Q_{Median}$) wurde an allen Probenahmeterminen dennoch eingehalten. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 227: Gewässerdaten Schönberg.

Vorflutgewässer		Graben ohne Bezeichnung	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Schönberger Au	
Größe EZG		13,67 km ²	
MNQ	0,015 m ³ /s	MNq	1,07 l/(s*km ²)
Q-Median	0,074 m ³ /s	Median-q	5,40 l/(s*km ²)
MQ	0,108 m ³ /s	Mq	7,88 l/(s*km ²)

Tabelle 228: Abflussdaten Schönberg.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Abfluss) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
22.06.2021	9,2	28,1	37,2	75,37
21.07.2021	0,0	30,6	30,6	100,00
06.09.2021	2,4	25,6	28,0	91,27

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Schönberg werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte sieben Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 29 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere elf überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 229 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei allen Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 229: Ergebnisse Schönberg.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	85,7
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,002	64,9
Imidacloprid	0,002		0,023	140,8
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	1,366	191,3
Diclofenac		0,05	1,269	156,3
Gabapentin		0,1	0,609	269,8
Iomeprol		0,1	0,797	77,8
Primidon		0,1	0,116	135,1
Sotalol		0,1	0,150	137,8
Tramadol		0,1	0,543	150,6
Valsartan		0,1	0,483	230,3
Venlafaxin		0,1	0,371	159,1
Pyren		0,0023	0,0032	93,8
Acesulfam-K		0,1	0,517	115,0

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Azithromycin		0,019	0,012	618,9
Bezafibrat		2,3	0,026	168,6
Carbamazepin		0,5	0,436	156,0
Ciprofloxacin		0,1	0,017	405,8
Clarithromycin		0,12	0,013	149,5
Erythromycin A		0,04	0,017	144,7
Guanylharnstoff			17,688	186,2
Metformin		5	0,392	98,7
Metoprolol		8,6	1,040	182,5
Oxypurinol			16,414	142,8
Sulfamethoxazol		0,6	0,424	167,2
Valsartansäure			6,515	128,3
Venlafaxinsäure			0,938	161,8
Benzo[a]anthracen		0,002	0,0003	55,5
Fluoranthren	0,0063		0,0038	79,5
Perfluorbutansulfonsäure			0,001	84,6
Perfluoroctansäure		0,1	0,004	100,3
Diuron	0,2		0,017	97,9
DEET		88	0,115	138,9
Terbutryn	0,065		0,013	95,4
Glyphosat		120	0,096	104,6
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,649	163,0
Benztotriazol		19	1,043	153,9
Melamin		10	1,699	115,6

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 24 weitere Stoffe (siehe Tabelle 229c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 24 Stoffen gibt es für fünf Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) leicht nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme im reduzierten Gewässernetz erst nach einer rund 1 km langen Fließstrecke im Einleitgewässer erfolgte, was zu einer entsprechenden Elimination führte (Fall 2.3 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen im Regelfall über 100 %, vereinzelt sogar deutlich höher. In der Schönberger Au gibt es keine bekannten Vorbelastungen, allerdings ist der gemessene Abwasseranteil sehr hoch. Die Frachtanteile der meisten (Human-)Arzneistoffe für den 1. und 3. Messtag liegen weit oberhalb von 100 %. Dieses deutet an, dass im Einleitgewässer und im reduzierten Gewässernetz bis zur Probenahmestelle (hier insgesamt 750 m) bereits ein Abbau (über Photolyse oder biologische Prozesse) erfolgt. Dieses ist für den zweiten Messtag nicht zu beobachten, was auf eine fehlerhafte Probenahme oder Abflussmessung zurückgeführt werden könnte, da die Frachtanteile deutlich unter 100 % liegen. Aufgrund der Eigenschaften des EZG wäre ansonsten ein Frachtanteil von 100 % zu erwarten.

Die PAK Benzo[a]pyren und Pyren weisen verhältnismäßig hohe Frachtanteile auf. Dies ist auf eine problematische Durchflussbestimmung zurückzuführen, die auch bei den meisten Arzneistoffen zu Frachtanteile (Tabellenblatt *Anteile*) von deutlich mehr als 100 % führt. Aufgrund des kleinen oberirdischen Einzugsgebietes und des reduzierten Gewässernetzes oberhalb der

KA-Einleitung ist von einem signifikanten Anteil der KA-Einleitung für beide PAK auszugehen. Es werden detailliertere Untersuchungen empfohlen, die insbesondere auch andere Abfluss-geschehen näher am Median-Abfluss berücksichtigen, die zu einem geringeren Abwasseranteil führen.⁴⁶

Die Stoffkonzentrationen für das Tensid PFOS liegen im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung bei allen drei Proben bereits deutlich über der JD-UQN ($0,0023 \mu\text{g/L}$; $0,0035 \mu\text{g/L}$ und $0,0014 \mu\text{g/L} > \text{JD-UQN} = 0,00065 \mu\text{g/L}$). Die im KA-Ablauf geringeren Konzentrationen führen zu einer Verdünnung. In der Folge sind die Konzentrationen im Gewässer unterhalb geringer als oberhalb. Im Vergleich zu anderen Kläranlagen sind die Konzentrationen im oberhalb liegenden Gewässerabschnitt deutlich erhöht. Die im KA-Ablauf festgestellten Konzentrationen sind hingegen nicht auffällig im Vergleich zu anderen. Die aus der Kläranlage emittierte JD-Fracht ($0,0033 \text{ g/d}$) allein würde bei dem MQ ($0,11 \text{ m}^3/\text{s}$) im Gewässer zu einer Stoffkonzentration von $0,00036 \mu\text{g/L}$ und damit nicht zu einer Überschreitung der JD-UQN ($0,00065 \mu\text{g/L}$) führen. Es wird daher kein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für PFOS führt. Dennoch werden weitere Analysen empfohlen, um die Einleitsituation besser bewerten zu können und eine Quelle für die insgesamt erhöhten PFOS-Frachten aus dem oberhalb liegenden EZG, die zu einer Überschreitung der JD-UQN führen, zu identifizieren. Zu vermuten wäre ein industrieller Direkteinleiter.

Oberhalb der KA Einleitung ist das Insektizid Imidacloprid nicht nachweisbar ($\text{BG} = 0,002 \mu\text{g/L}$). Es fällt auf, dass sich die Frachtanteile von Imidacloprid analog zu den für die Arzneistoffe skizzierten Anteilswerten verhalten. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Gabapentin, Primidon, Sotalol, Tramadol und Venlafaxin konnten an keinem der Messtage im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) festgestellt werden, im KA-Ablauf hingegen jedes Mal. Für Diclofenac und Valsartan wurden an der PN 1 nur geringe Frachten gemessen. Die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten sind deutlich höher und führen zu einer deutlichen Steigerung der Frachten im Gewässer (Diclofenac: von $0,003 \text{ g/d}$ auf $3,3 \text{ g/d}$; Valsartan: von $0,02 \text{ g/d}$ auf $1,36 \text{ g/d}$). Iomeprol konnte im Gewässer oberhalb der Einleitung nur am 3. Messtag, dann jedoch mit einer im Vergleich zu anderen Gewässern extrem hohen Konzentration (PN 1: $23,1 \mu\text{g/L}$) gemessen werden. Dieser Messwert reicht aus um den JD-UQN-Vorschlag ($0,1 \mu\text{g/L}$) bereits an der PN 1 deutlich zu überschreiten. Im Gewässer unterhalb der Einleitung wurde am gleichen Messtag eine wesentlich niedrigere Konzentration gemessen (PN 3: $0,984 \mu\text{g/L}$). Daher ist hier ein Mess- oder Analysefehler anzunehmen. Insgesamt wird für alle genannten Arzneistoffe ein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt, der zu Überschreitungen der JD-UQN-Vorschläge führt.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist deutlich größer als die im Gewässer oberhalb vorhandene (PN 1: $0,06 \text{ g/d}$; KA: $1,51 \text{ g/d}$) und führt zu einem Anstieg der Fracht im Gewässer (von $0,06 \text{ g/d}$ auf $1,32 \text{ g/d}$). Bezieht man die Fracht aus dem KA-Ablauf auf MQ ($0,108 \text{ m}^3/\text{s}$), so wird deutlich, dass die Fracht aus der KA auch ohne Vorbelastung des Gewässers ausreicht, um den JD-UQN-Vorschlag zu überschreiten ($0,174 \mu\text{g/L} > \text{JD-UQN} = 0,1 \mu\text{g/L}$). Daher wird auch hier ein relevanter Eintrag über den KA-Ablauf festgestellt.

⁴⁶ Es wird darauf hingewiesen, dass die dieser Betrachtung zugrunde liegenden hydrologischen Hauptwerte (MNQ, Q_{Median} und MQ) aus einer Regionalisierung vorhandener (gemessener) Pegelwerte abgeleitet wurden. Diese Methode kann insbesondere bei kleineren EZG, die tendenziell durch kleinere Abflussspenden gekennzeichnet sind, zu einer Überschätzung der Hauptwerte führen. Dieses würde zu einer Unterschätzung des theoretischen Abwasseranteils führen.

Des Weiteren sollten die fünf Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure und Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA39 – Schwarzenbek

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Schwarzenbek ist als Durchlaufanlage mit Schönungsteich ausgebildet (Tabelle 230). Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser aus einem Gewerbegebiet, darunter eine Metallbau-Firma, behandelt. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** hinterlegt.

Tabelle 230: Stammdaten Schwarzenbek.

UTM Ost	32596604
UTM Nord	5929742
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage mit Schönungsteich m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	50.000 EW
Anschlussgröße (2018)	21.792 EW
Jahresabwassermenge	918.562 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst über eine Rohrleitung in die Schwarze Bek eingeleitet, die ihrerseits einen Großteil des Stadtgebietes von Schwarzenbek entwässert. Anschließend mündet die Schwarze Bek in die Schwarze Au, die zum reduzierten Gewässernetz gehört. Im weiteren Verlauf mündet das Gewässer in die Bille, welche ein Nebengewässer der Elbe ist. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 231 entnommen werden. Die genaue Lage der fünf Probenahmepunkte kann in Abbildung 13 oder im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von drei MID-Messung, eine im Unterwasser (PN 3) sowie zwei im Vorfluter (PN 4 und PN 5). Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 232 zusammengefasst.

Das sehr kleine EZG (4,98 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 21.792 EW zu einem sehr hohen theoretischen Abwasseranteil von 100,20% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messtagen deutlich unterschritten (28,45%; 78,18% und 35,94 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde an keinem der Probenahmeterminen eingehalten. Stattdessen wurde der MQ jedes Mal überschritten. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG der Schwarzen Au leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 231: Gewässerdaten Schwarzenbek.

Vorflutgewässer		Schwarze Bek	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Schwarz Au	
Größe EZG		4,98 km ²	
MNQ	0,003 m ³ /s	MNq	0,55 l/(s*km ²)
Q-Median	0,020 m ³ /s	Median-q	3,20 l/(s*km ²)
MQ	0,030 m ³ /s	Mq	5,84 l/(s*km ²)

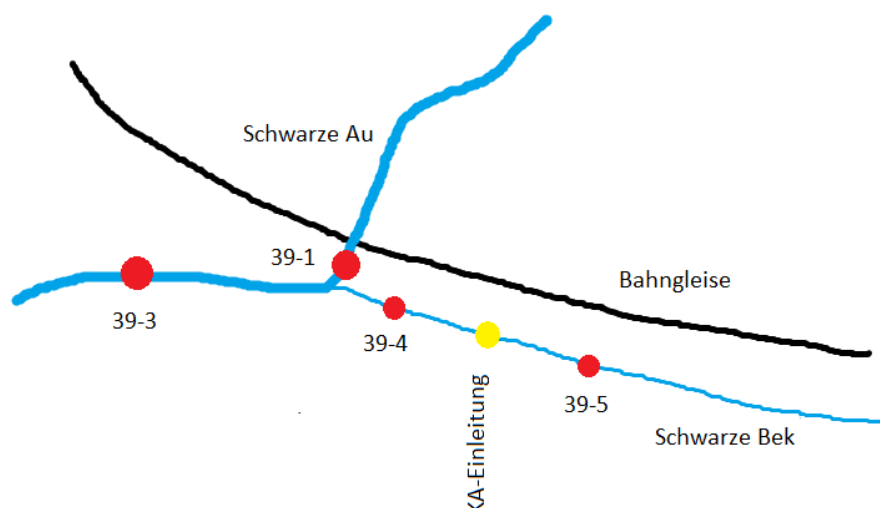


Abbildung 13: Skizze Probenahmepunkte Schwarzenbek.

Tabelle 232: Abflussdaten Schwarzenbek.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abfluss 5 (Vorfluter OW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
26.05.2021	41,0	33,0	116,0 (>MQ)	74,0	42,4	28,45
13.07.2021	2,8	24,0	30,7 (>MQ)	27,9	3,9	78,18
30.08.2021	21,0	34,5	96,0 (>MQ)	75,0	40,5	35,94

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Schwarzenbek werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte acht Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 29 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere zehn überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 233 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei elf der 13 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 233: UQN-Überschreitungen Schwarzenbek.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0003	< BG
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,002	48,4
Imidacloprid	0,002		0,018	87,6

b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,364	88,5
Azithromycin		0,019	0,033	103,0
Carbamazepin		0,5	0,523	90,4
Diclofenac		0,05	0,849	86,6
Gabapentin		0,1	0,729	94,5
Primidon		0,1	0,105	89,8
Tramadol		0,1	0,550	99,5
Valsartan		0,1	0,265	81,4
Venlafaxin		0,1	0,274	98,6
Acesulfam-K		0,1	0,119	54,3

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Ciprofloxacin		0,1	0,018	134,9
Clarithromycin		0,12	0,027	69,4
Erythromycin A		0,04	0,011	71,2
Guanylharnstoff			17,936	70,4
Metformin		5	0,318	65,8
Metoprolol		8,6	1,016	94,1
Oxypurinol			5,770	93,1
Sotalol		0,1	0,070	97,8
Sulfamethoxazol		0,6	0,148	75,6
Valsartansäure			2,070	99,3
Venlafaxinsäure			0,586	102,4
Fluoranthren	0,0063		0,0010	69,9
Perfluorbutansäure			0,002	77,5
Perfluorbutansulfonsäure			0,003	55,3
Perfluoroctansäure		0,1	0,011	75,0
DEET		88	0,083	111,7
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,271	79,2
Benzotriazol		19	0,675	66,8
Melamin		10	1,699	75,9

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN, sondern auch für 19 weitere Stoffe auf (siehe Tabelle 233c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 19 Stoffen gibt es für sechs Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5). Offenbar kommt es im relativ kurzen Einleitgewässer nicht zu einem nennenswerten Abbau einzelner Stoffe.

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen meiste bei knapp 100 %. Die KA leitet in ein Einleitgewässer (Schwarze Bek), über die zuvor große Teile des Stadtgebietes entwässert werden, in das reduzierte Gewässernetz (Schwarze Au) ein. Vorbelastungen durch andere KA sind nicht bekannt. Die Daten sind daher plausibel.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet sowohl oberhalb als auch unterhalb der KA-Einleitung die geltende JD-UQN. Im KA-Ablauf konnte an keinem der drei Messtage eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Des Weiteren fällt auf, dass die Konzentrationen oberhalb (PN 1 und PN 5) höher sind als unterhalb (PN 3 und PN 4). D. h. die

Kläranlage scheint hier eher die Stoffkonzentration im Gewässer zu verdünnen. Es ist daher kein signifikanter Beitrag aus der KA festzustellen.

Das Tensid PFOS ist im reduzierten Gewässernetz oberhalb der Einleitung (PN 1) kaum bis gar nicht nachweisbar. Der Stoff konnte nur am 1. Messtag knapp oberhalb der BG ermittelt werden. Allerdings führt das Einleitgewässer bereits eine gewisse Fracht (PN 5: 0,0036 g/d) mit sich. Zusammen mit der Fracht aus dem KA-Ablauf (0,0052 g/d) summiert sich der Stoff auf und führt dann im reduzierten Gewässernetz unterhalb der Einleitung zu einer Überschreitung der JD-UQN. Ein signifikanter Eintrag aus der KA kann daher nicht ausgeschlossen werden.

Für Imidacloprid sind beide Gewässerabschnitte oberhalb der KA-Einleitung (PN 1 und PN 5) unauffällig, Imidacloprid konnte dort nicht nachgewiesen werden (< BG). Die aus der KA emittierten Stofffrachten (PN 2) korrelieren hingegen sehr gut mit den im Einleitgewässer vor Einmündung ins red. Gewässernetz (PN 4) und den im red. Gewässernetz (PN 3) festgestellten Stofffrachten. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Azithromycin, Carbamazepin, Diclofenac, Primidon, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin konnten in beiden Gewässerabschnitten oberhalb der Einleitung (PN 1 und PN 5) an keinem der Messtage nachgewiesen werden. Gabapentin konnte nur einmal an der PN 5 gemessen werden. Des Weiteren korrelieren die Stofffrachten im KA-Ablauf recht gut mit denen im Gewässer unterhalb der Einleitung (PN 3 und PN 4). Aus diesem Grund ist ein signifikanter Beitrag der KA an der Überschreitung der JD-UQN-Vorschläge für die genannten Arzneistoffe festzustellen.

Die Situation für den Süßstoff Acesulfam-K gleicht der für PFOS. Im red. Gewässernetz oberhalb der Einleitung konnte der Stoff nur einmal festgestellt werden. Das Einleitgewässer hingegen führt eine vergleichbar hohe Fracht verglichen mit der im KA-Ablauf gemessenen mit sich (PN 5: 0,380 g/d; KA: 0,501 g/d). Der Stoff summiert sich dann auf und führt an der PN 3 zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages. Ein signifikanter Eintrag aus der KA kann daher nicht ausgeschlossen werden.

Des Weiteren sollten die sechs Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure, Perfluorbutansäure (PFBA) und Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch aktuell weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA40 – Silberstedt

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Silberstedt handelt es sich um eine SBR-Anlage mit einem Ausgleichsbecken (Tabelle 234). Durch das Ausgleichsbecken entsteht eine kontinuierliche hydraulische und stoffliche Belastung des Einleitgewässers. Weitere Details können dem Datenblatt in **Anhang D.1** entnommen werden.

Tabelle 234: Stammdaten Silberstedt.

UTM Ost	32522424
UTM Nord	6039766
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Ausgleichsbecken m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	7.582 EW
Anschlussgröße (2018)	3.412 EW
Jahresabwassermenge	242.063 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst über einen kurzen Vorfluter in die Rumbrandenau eingeleitet. Anschließend fließt der Bach in die Treene, die Teil des reduzierten Gewässernetzes ist und welche in ihrem weiteren Verlauf in die Eider und letztendlich in die Nordsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 235 entnommen werden. Die genaue Lage der vier Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt mithilfe von zwei MID-Messungen, eine im Oberwasser und eine im Vorfluter. Außerdem wird der Kläranlagen Ablauf gemessen. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 236 zusammengefasst.

Das große EZG (431,79 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 3.412 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,10% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen Messungen leicht überschritten (0,21%; 0,12% und 0,11 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Es ist zu beachten, dass die Kläranlagen KA36 Satrup (15.135 EW), KA54 Tarp (5.800 EW) und KA11 Eggebek/Langstedt (4.393 EW) bereits oberhalb von Silberstedt in die Treene (inkl. Nebenarme) einleiten. Zusätzlich leiten zehn Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 5.081 EW kommen, oberhalb von Silberstedt in die Treene (inklusive Nebenarme) ein (vgl. **Anhang 5**). Die Gesamt-Anschlussgröße der im oberhalb liegenden EZG liegenden Kläranlagen summiert sich somit auf 30.409 EW.

Tabelle 235: Gewässerdaten Silberstedt.

Vorflutgewässer		Vorfluter zur Rumbrandenau	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Treene	
Größe EZG		431,79 km ²	
MNQ	1,62 m ³ /s	MNq	3,75 l/(s*km ²)
Q-Median	4,23 m ³ /s	Median-q	9,79 l/(s*km ²)
MQ	5,52 m ³ /s	Mq	12,78 l/(s*km ²)

Tabelle 236: Abflussdaten Silberstedt.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
08.07.2021	3203,3	6,7	3223,3	20,0	0,21
17.08.2021	2141,0	2,5	2170,0	29,0	0,12
16.09.2021	2188,0	2,5	2206,0	18,0	0,11

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Silberstedt werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 25 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 21 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere zwei überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 237 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei keinem Stoff konnte ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festgestellt werden.

Tabelle 237: Ergebnisse Silberstedt.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	< BG
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,011	0,0
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Pyren		0,0023	0,0028	0,1
Acesulfam-K		0,1	0,110	0,7
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen meiste unter 5 %. Dies ist auf die hohe Vorbelastung der Treene durch oberhalb einleitende Kläranlagen zurückzuführen. Überschreitungen der JD-UQN oder JD-UQN-Vorschläge auch oberhalb der Einleitung der KA Silberstedt (PN 1) sind jedoch kaum zu beobachten. Dies könnte daran liegen, dass die größeren Kläranlagen relativ weit oberhalb liegen und die meisten der kleineren Kläranlagen an Nebenarmen der Treene einleiten.

Der PAK Benzo[a]pyren konnte weder im KA-Ablauf noch im Einleitgewässer nachgewiesen werden. Die Konzentrationen im Gewässer ähneln sich oberhalb und unterhalb der Einleitung. Die Konzentrationen für den PAK Pyren sind im KA-Ablauf sowie in beiden Gewässern sehr ähnlich. Die Fracht im KA-Ablauf sowie im Einleitgewässer sind jedoch deutlich geringer als die Fracht in der Treene. Daher wird für beide Stoffe kein signifikanter Eintrag über die KA festgestellt.

Die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten des Tensids PFOS sind wesentlich geringer als die im Gewässer ermittelten Frachten. Trotzdem steigt die Fracht in der Treene leicht an. Die Konzentrationen im KA-Ablauf und im Einleitgewässer korrelieren.

Die Acesulfam-K-Konzentrationen in der Treene bleiben oberhalb und unterhalb der Einleitung recht ähnlich. Die Fracht nimmt sogar leicht ab. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht und die Fracht im Vorfluter sind wesentlich kleiner als die im Gewässer. Aus diesem Grund muss nicht mit einem signifikanten Eintrag aus der KA gerechnet werden.

KA41 – Süderbrarup*Allgemeines zur Kläranlage*

Bei der Kläranlage in Süderbrarup handelt es sich um eine SBR-Anlage mit Schönungsteichen (Tabelle 238). Aufgrund der Dekantierzeiten entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss. Neben dem kommunalen Abwasser wird das Abwasser einer Fleischerei behandelt. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengetragen.

Tabelle 238: Stammdaten Süderbrarup.

UTM Ost	32550398
UTM Nord	6055682
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage mit Schönungsteichen m/b/n/d/bio-p/p

Ausbaugröße (2018)	6.000 EW
Anschlussgröße (2018)	5.200 EW
Jahresabwassermenge	270.378 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt direkt in die Oxbek, die zum reduzierten Gewässernetz gehört. Danach fließt das Wasser über die Loiter Au in die Schlei und schließlich in die Ostsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 239 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung erfolgt über eine MID Messung im Unterwasser. Außerdem wird der Kläranlagen-Ablauf gemessen. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 240 zusammengefasst.

Das EZG mit 34,50 km² führt bei einer Anschlussgröße von 5.200 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,30% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil etwas höher (4,31%; 8,06% und 8,93 %). Das angestrebte Abflussregime ($> MNQ$ und $< Q_{Median}$) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein. Der Klärschlamm wurde ortsnahe auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht.⁴⁷

Tabelle 239: Gewässerdaten Süderbrarup.

Vorflutgewässer		Oxbek	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Oxbek	
Größe EZG		34,50 km ²	
MNQ	0,012 m ³ /s	MNq	0,35 l/(s*km ²)
Q-Median	0,194 m ³ /s	Median-q	5,63 l/(s*km ²)
MQ	0,368 m ³ /s	Mq	10,66 l/(s*km ²)

Tabelle 240: Abflussdaten Süderbrarup.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
05.07.2021	23,2	1,0	24,3	4,31
18.08.2021	28,5	2,5	31,0	8,06
07.10.2021	25,5	2,5	28,0	8,93

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Süderbrarup werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 15 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 26 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere sechs überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 241 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei drei von neun Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil ($> 50 \%$) festzustellen (Frachtanteil fett).

⁴⁷ Status 2018 (vgl. PrioSH-Abschlussbericht, Abs. 4.3.8, S. 52ff.). Eine aktuelle Überprüfung dieser Angaben konnte nicht erfolgen. Zu diesem Aspekt s. Abs.9.2.

Tabelle 241: Ergebnisse Süderbrarup.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0004	7,1
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,002	1,8
Imidacloprid	0,002		0,007	47,2
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,680	57,3
Diclofenac		0,05	0,163	54,4
Gabapentin		0,1	0,190	36,2
Tramadol		0,1	0,116	48,6
Venlafaxin		0,1	0,105	61,5
Acesulfam-K		0,1	0,595	3,6
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,093	65,7
Guanylharnstoff			3,202	71,4
Metoprolol		8,6	0,091	59,3
Oxypurinol			2,228	56,1
Primidon		0,1	0,018	56,0
Sulfamethoxazol		0,6	0,033	56,0
Valsartansäure			0,609	56,8
Venlafaxinsäure			0,152	65,3

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für acht weitere Stoffe (siehe Tabelle 241c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, es ist jedoch davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den acht Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach unten ab. Dieses deutet auf eine Unterschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden überschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme in der Einleitfahne erfolgte (Fall 3.1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 50 - 65 %. Dies kann nicht auf eine Vorbelastung der Oxbek zurückgeführt werden, da keine weiteren Kläranlagen, Industrie-KA oder Regenwassereinleitungen oberhalb der KA Süderbrarup bekannt sind. Zu prüfen wäre, ob die ortsnahe Ausbringung des Klärschlammes für diese Beobachtung ursächlich sein könnte (s. hierzu Abs.9.2).

Der PAK Benzo[a]pyren und das Insektizid PFOS überschreiten bereits oberhalb der KA-Einleitung im Gewässer (PN 1) die geltenden JD-UQN. Auffällig ist, dass sowohl die Konzentrationen als auch die Frachten beider Stoffe oberhalb der KA-Einleitung größer sind als unterhalb. Im Vergleich dazu sind die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten deutlich geringer. Daher kann hier kein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt werden.

Dahingegen konnte das Insektizid Imidacloprid an keinem der Probenahmeterminen im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachgewiesen werden. Die im KA-Ablauf gemessenen Konzentrationen sind deutlich höher als die im Gewässer (PN 3), jedoch ist die Fracht im KA-

Ablauf nur etwa halb so groß wie die im Gewässer. Daher liegt der berechnete JD-Frachtanteil nur bei 47,19 %. Der Anteil aus der KA ist möglicherweise signifikant und führt bedingt zu der Überschreitung der JD-UQN für Imidacloprid.

Von den fünf auffälligen Arzneistoffen überschreiten Amidotrizoesäure und Gabapentin bereits oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN-Vorschläge. Diclofenac und Tramadol konnten ebenfalls an allen drei Messtagen im Gewässer oberhalb der Einleitung (PN 1) festgestellt werden, jedoch bleiben die gemessenen Konzentrationen unterhalb der Grenzwerte. Dies deutet auf eine Vorbelastung des Gewässers – möglicherweise als Folge der Klärschlammausbringung - hin. Venlafaxin hingegen konnte nicht festgestellt werden (PN 1). Die im KA-Ablauf gemessenen Konzentrationen sind bei allen fünf Stoffen deutlich größer als im Gewässer. Bis auf Gabapentin sind auch die Frachten im KA-Ablauf größer als die im Gewässer oberhalb der Einleitung. In allen Fällen führt der KA-Ablauf zu einem deutlichen Anstieg der Frachten im Gewässer. Daher wird hier trotz der jeweiligen Vorbelastungen im Gewässer ein signifikanter Anteil aus der KA vermutet.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die JD-Konzentration ist an dieser Stelle sogar leicht höher als die im Gewässer unterhalb der Einleitung. Die im KA-Ablauf festgestellte Fracht (0,05 g/d) ist wesentlich geringer als die im Gewässer vorhandene. Im Gewässer bleibt die Fracht weitgehend gleich (von 1,45 g/d auf 1,50 g/d). Daraus lässt sich schließen, dass die KA keinen signifikanten Anteil an der Überschreitung des Grenzwertes hat, jedoch möglicherweise zu der leichten Frachterhöhung beiträgt.

Darüber hinaus sollte der PAK Pyren genauer betrachtet werden, da es im Gewässer oberhalb (PN 1) zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages kommt. Unterhalb der Einleitung liegt der gemessene JD-Wert knapp unterhalb des Grenzwertes (PN 3: 0,0021 µg/L; JD-UQN-Vorschlag: 0,0023 µg/L). Die im KA-Ablauf festgestellte Fracht ist deutlich geringer als die im Gewässer. Außerdem nimmt die Fracht im Gewässer ab (von 0,0122 g/d auf 0,0055 g/d). Daher kann hier kein nennenswerter Beitrag aus der KA festgestellt werden.

Zuletzt sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA42 – Timmendorfer Strand

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Timmendorfer Strand handelt es sich um eine SBR-Anlage ohne Schönlungsteich. Sie entwässert über ein Einleitgewässer in den Hemmelsdorfer See (Tabelle 242). Aufgrund der Dekantierzeiten entsteht ein diskontinuierlicher Abfluss, der alle 8 Stunden anfällt. Außerdem ist die Kläranlage saisonal unterschiedlich stark ausgelastet, da es sich bei Timmendorfer Strand um einen beliebten Ferienort handelt. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 242: Stammdaten Timmendorfer Strand.

UTM Ost	32616709
UTM Nord	5984108
Behandlungsverfahren	SBR-Anlage ohne Schönlungsteich m/b/n/d/p/f
Ausbaugröße (2018)	35.000 EW
Anschlussgröße (2018)	18.328 EW
Jahresabwassermenge	1.053.484 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Kläranlage Timmendorfer Strand leitet das geklärte Abwasser in den Timmendorfer Mühlengraben ein. Da dieser jedoch nicht zum reduzierten Gewässernetz gehört, wird der Hemelsdorfer See, in den der Mühlengraben mündet, als Vorfluter beprobt. Auch im Fall des Hemelsdorfer Sees wird angenommen, dass sich am Punkt der tiefsten Stelle aufgrund der Einleitung der Kläranlage stabile Konzentrationen der Spurenstoffe in den verschiedenen Profiltiefen einstellen. Der See ist mit etwa 39 m ungewöhnlich tief, was auf seinen glazialen Ursprung zurückzuführen ist.

Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 243 entnommen werden. Die genaue Lage und Entnahmetiefe der Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Alle Analyseergebnisse zu den Seen finden sich in **Anhang D.4**.

Neben der Kläranlage Timmendorf Strand leitet keine weitere Kläranlage in den Hemelsdorfer See ein. Belastungen durch Grundwasserzufluss können nicht ausgeschlossen werden.

Tabelle 243: Gewässerdaten Hemelsdorfer See.

Vorflutgewässer		Timmendorfer Mühlengraben	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Hemelsdorfer See	
Größe EZG		36,42 km ²	
MNQ	0,05 m ³ /s	MNq	1,26 l/(s*km ²)
Q-Median	0,13 m ³ /s	Median-q	3,62 l/(s*km ²)
MQ	0,24 m ³ /s	Mq	6,48 l/(s*km ²)

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

Die Tabelle 244 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Spurenstoffanalyse im Hemelsdorfer See. Aufgeschlüsselt nach Probenahmedatum und Profiltiefe wird die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze, also nicht nachweisbar, die Anzahl an Spurenstoffkonzentrationen im zulässigen Bereich, nachweisbar aber nach aktuellen JD-UQN und JD-UQN-Vorschlägen nicht kritisch und die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen, die entweder eine geltende JD-UQN oder einen JD-UQN-Vorschlag überschreiten, dargestellt.

Tabelle 244: Übersicht der Spurenstoff-Konzentration im Hemelsdorfer See.

Datum	Entnahmetiefe [m]	< BG	Zulässiger Bereich	Überschreitung JD-UQN / JD-UQN-Vorschlag
24.08.2021	1	34	14	0 / 2
24.08.2021	10	34	14	0 / 2
24.08.2021	24	35	12	0 / 3
24.08.2021	38	35	13	0 / 2

In der Tabelle 245 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer aufgelistet.

Tabelle 245: Ergebnisse Hemelsdorfer See.

Gabapentin (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
24.08.2021	1	0,10	0,1036
24.08.2021	24	0,10	0,1035
Acesulfam-K (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			

24.08.2021	1	0,10	0,2180
24.08.2021	10	0,10	0,2375
24.08.2021	24	0,10	0,2496
24.08.2021	38	0,10	0,2484
Pyren (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
24.08.2021	10	0,0023	0,0031
24.08.2021	24	0,0023	0,0028
24.08.2021	38	0,0023	0,0035

Fazit

Der Arzneistoff Gabapentin sorgt an zwei der vier Profiltiefen im Hemmeldorfer See für eine minimale Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags. In der Profiltiefe 10 m konnte eine Konzentration knapp unterhalb des JD-UQN-Vorschlags mit 0,0901 µg/L gemessen werden; in der Profiltiefe von 38 m lag die Konzentration von Gabapentin bei 0,0840 µg/L und damit auch nur knapp unter dem JD-UQN-Vorschlag. Im Ablauf der KA Timmendorfer Strand wurde am Probenahmetag eine Konzentration für Gabapentin von 0,7461 µg/L festgestellt. Rechnerisch ergibt sich eine Tagesfracht von 2,10 g/d. Für Arzneistoffe ist generell von einem maßgeblichen Eintrag durch Kläranlageneinleitungen auszugehen. Da allerdings keine Frachtbestimmung zur Verifizierung der Maßgeblichkeit der KA Einleitung an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags durchgeführt werden kann und mögliche weitere Einleitquellen nicht analysiert werden können, kann eine Maßgeblichkeit nicht bestätigt werden.

Der Süßstoff Acesulfam-K wurde für den Hemmeldorfer See in allen Profiltiefen deutlich oberhalb des JD-UQN-Vorschlags festgestellt. Im Ablauf der KA Timmendorfer Strand wurde am Probenahmetag eine Konzentration von Acesulfam-K von 0,2657 µg/L gemessen. Rechnerisch ergibt sich eine Tagesfracht von 0,746 g/d. Es gibt Hinweise dafür, dass Acesulfam-K auch diffus in Oberflächengewässer eingetragen wird, dennoch kann ein maßgeblicher Anteil der KA Timmendorfer Strand an den Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags im See nicht ausgeschlossen werden. Weitere potenzielle Einleitquellen können nicht analysiert werden.

Der PAK Pyren überschreitet am Probenahmetag im Hemmeldorfer See in drei der vier Profiltiefen den JD-UQN-Vorschlag. In der Profiltiefe von 1 m konnte eine Konzentration von Pyren von 0,0015 µg/L festgestellt werden. Dieser Wert liegt nur geringfügig unterhalb des JD-UQN-Vorschlags. Im Ablauf der KA Timmendorfer Strand wurde am Probenahmetag eine Konzentration von Pyren zu 0,0133 µg/L festgestellt. Rechnerisch ergibt sich eine Tagesfracht von 0,0373 g/d. Dennoch ist nicht von einem maßgeblichen Eintrag durch die KA Timmendorfer Strand an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags auszugehen, da Pyren allgemein auch diffus eingetragen werden kann und meist ubiquitär vorkommt. Allerdings kann ein maßgeblicher Eintrag auch nicht ausgeschlossen werden, da eine Frachtbestimmung nicht möglich ist, weitere Einleitquellen können ebenfalls nicht analysiert werden.

KA43 – Trittau

Allgemeines zur Kläranlage

Die Kläranlage in Trittau ist als Durchlaufanlage ausgebildet (Tabelle 246). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** hinterlegt.

Tabelle 246: Stammdaten Trittau.

UTM Ost	32593222
UTM Nord	5939178
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	26.500 EW
Anschlussgröße (2018)	31.050 EW

Jahresabwassermenge	903.513 m ³
----------------------------	------------------------

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über einen Vorfluter in die Bille, welche letztendlich in die Nordsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 247 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die Abflussbestimmung im Gewässer erfolgt über die Salzverdünnungsmethode. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 248 zusammengefasst.

Das EZG mit 145,96 km² führt bei einer Anschlussgröße von 31.050 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,50% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde am ersten und dritten Probenahmetermin leicht, am zweiten jedoch deutlich überschritten (4,75%; 16,55% und 2,80 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde am ersten und dritten Probenahmetermin eingehalten. Der gemessene Abfluss am zweiten Messtag unterschreitet MNQ, was auch den hohen Abwasseranteil erklärt. Im oberhalb liegenden Teil des EZG der Bille liegen neun Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 5.727 EW kommen. Dies sind 18,40% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Trittau (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 247: Gewässerdaten Trittau.

Vorflutgewässer		Bille	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Bille	
Größe EZG		145,96 km ²	
MNQ	0,20 m ³ /s	MNq	1,37 l/(s*km ²)
Q-Median	0,70 m ³ /s	Median-q	4,77 l/(s*km ²)
MQ	1,15 m ³ /s	Mq	7,86 l/(s*km ²)

Tabelle 248: Abflussdaten Trittau.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
26.05.2021	461,0	23,0	484,0	4,75
13.07.2021	159,7	31,7	191,4 (< MNQ)	16,55
30.08.2021	1023,0	29,4	1052,4	2,80

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Trittau werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 16 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 26 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere sechs überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 249 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei sechs von acht Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 249: Ergebnisse Trittau.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0003	< BG
Imidacloprid	0,002		0,006	66,5
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Diclofenac		0,05	0,232	64,0
Gabapentin		0,1	0,328	56,9
Iomeprol		0,1	0,343	54,3
Tramadol		0,1	0,266	73,6
Valsartan		0,1	0,482	59,3
Acesulfam-K		0,1	0,330	11,0
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,084	64,2
Ciprofloxacin		0,1	0,014	51,5
Metoprolol		8,6	0,232	67,1
Oxypurinol			1,421	86,4
Venlafaxin		0,1	0,051	69,2
Venlafaxinsäure			0,112	65,6
Benzotriazol		19	0,459	53,4

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für sieben weitere Stoffe (siehe Tabelle 249c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den sieben Stoffen gibt es für zwei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach unten ab. Dieses deutet auf eine Unterschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden überschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme in der Einleitfahne erfolgte (Fall 3.1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen häufig bei rund 60 %. Dieser vergleichsweise geringe Wert kann u. U. auch auf die Vorbelastung der Bille durch die oberhalb liegenden kleineren Kläranlagen zurückgeführt werden.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN. Das die durchschnittliche Konzentration an der PN 1 höher ist als an der PN 3, liegt an der ersten Messung (PN 1: 0,0016 µg/L; PN 3: 0,0006 µg/L). An den anderen beiden Probenahmetagen bleibt die Konzentration im Gewässer gleich. Im KA-Ablauf konnte an keinem der drei Messtage eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden (daher auch kein Frachtanteil). Aus diesem Grund kann kein signifikanter Anteil des KA-Ablaufs an der Überschreitung der geltenden JD-UQN festgestellt werden.

Das Insektizid Imidacloprid konnte an keinem der Probenahmetermine im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung festgestellt werden. Die Konzentration im KA-Ablauf ist deutlich höher als

im Gewässer. Der berechnete Frachtanteil liegt bei 66,48 %. Der Anteil aus der Kläranlage ist daher signifikant und führt zu der Überschreitung der JD-UQN für Imidacloprid.

Die fünf auffälligen Arzneimittel konnten unterschiedlich oft an der PN 1 nachgewiesen werden (Diclofenac: 1x; Gabapentin: 3x; Iomeprol: 2x; Tramadol: 0x; Valsartan: 2x). Die gemessenen Konzentrationen (PN 1) sind immer kleiner als die im KA-Ablauf oder an PN 3, so dass die Vorbelastung hier als relativ gering eingeschätzt werden kann. Die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten sind größer als die an der PN 1 und führen immer zu einem deutlichen Anstieg der Fracht im Gewässer. Es kann also ein signifikanter Frachtanteil aus der KA festgestellt werden, der zu den Überschreitungen der JD-UQN-Vorschlägen für die genannten Arzneimittel führt.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die im KA-Ablauf festgestellte Fracht ist deutlich geringer als die im Gewässer vorhandene, führt jedoch trotzdem zu einem leichten Anstieg der Fracht im Gewässer. Daraus lässt sich schließen, dass die KA keinen signifikanten Anteil an der Überschreitung des Grenzwertes hat, jedoch zu der Frachterhöhung beiträgt.

Des Weiteren sollten die zwei Stoffe Oxypurinol und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA44 – Wankendorf

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Wankendorf handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit Schönungsteichen (Tabelle 250). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 250: Stammdaten Wankendorf.

UTM Ost	32580018
UTM Nord	5996875
Behandlungsverfahren	Durchlaufanlage mit Schönungsteichen m/b/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	8.000 EW
Anschlussgröße (2018)	6.500 EW
Jahresabwassermenge	282.698 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Kläranlage Wankendorf besitzt als letzte Stufe des Reinigungsprozesses eine Kaskade aus drei Schönungsteichen, durch die das Abwasser oberflächlich bis in die Hollenbek eingeleitet wird. Da die Hollenbek wiederum unmittelbar in den Stolper See einleitet, wird sowohl die Hollenbek als Teil des reduzierten Gewässernetzes sowie der Stolper See analysiert. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 251 entnommen werden. Die genaue Lage und Entnahmetiefe der Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 252 zusammengefasst.

Das kleine EZG (15,10 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 6.500 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 6,80 % bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde an allen drei Messtagen unterschritten, am dritten Messtag sogar deutlich (5,88 %; 3,00 % und 0,96 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde am ersten Probenahmetermine eingehalten, an den anderen beiden überschritten. Dies erklärt auch die niedrigeren Abwasser-

anteile. Im oberhalb liegenden Teil des EZG der Hollenbek liegen zwei Kläranlagen der Größenklasse 1, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 162 EW kommen, wobei beide oberhalb des Schierensee liegen. Die Anschlussgröße der beiden kleinen KA sind 2,5 % verglichen mit der Anschlussgröße der KA Wankendorf. Neben der Hollenbek leitet noch die Alte Schwentine mit der KA47 Bornhöved (4.280 EW) in ihrem Oberlauf in den Stolper See ein (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 251: Gewässerdaten Hollenbek/ Stolper See.

Vorflutgewässer		Hollenbek	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Hollenbek / Stolper See	
Größe EZG		15,10 km ²	
MNQ	0,025 m ³ /s	MNq	1,64 l/(s*km ²)
Q-Median	0,099 m ³ /s	Median-q	6,59 l/(s*km ²)
MQ	0,131 m ³ /s	Mq	8,711 l/(s*km ²)

Tabelle 252: Abflussdaten Wankendorf, Hollenbek.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
03.06.2021	80,0	5,0	85,0	5,88
22.06.2021	129,5	4,0	133,5 (> MQ)	3,00
10.05.2021	206,2	2,0	208,2 (> MQ)	0,96

Betrachtung des Fließgewässers (Hollenbek)

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Wankendorf werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 24 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 20 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere vier überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 253 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei drei von sechs Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett). Außerdem überschreitet ein Stoff eine geltende ZHK-UQN.

Tabelle 253: Ergebnisse Wankendorf, Hollenbek.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN-Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Dichlorvos	0,0006		0,013	2,6
Imidacloprid	0,002		0,002	50,4
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Gabapentin		0,1	0,127	177,5
Valsartan		0,1	0,389	141,9
Pyren		0,0023	0,0053	3,1
Acesulfam-K		0,1	0,170	47,9

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Amidotrizoesäure		0,1	0,055	102,1
Carbamazepin		0,5	0,017	65,3
Diclofenac		0,05	0,040	109,7
Iomeprol		0,1	0,042	73,2
Metoprolol		8,6	0,074	144,8
Oxypurinol			0,378	103,7
Tramadol		0,1	0,014	104,3
Valsartansäure			0,059	82,1
Venlafaxinsäure			0,018	124,3
DEET		88	0,017	50,1
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,107	107,2
Benztiazol		19	0,084	94,2

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für zwölf weitere Stoffe. Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den zwölf Stoffen gibt es für drei Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) etwas nach oben ab. Dieses deutet tendenziell auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung würden unterschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme neben der Einleitfahne in einem noch nicht vollständig durchmischten Abschnitt der Hollenbek erfolgte (Fall 2.1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 60 – 120 %, was ansonsten auf eine plausible Datenerhebung hindeutet, obwohl zweimal das angestrebte Abflussregime überschritten wurde.

Das Insektizid Dichlorvos wurde in nur je einer Probe vom gleichen Probenstag (03.06.2021) im KA-Ablauf sowie im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung entsprechend der BG (0,02 µg/L) nachgewiesen. Dieser führt zu einer rechnerischen Überschreitung der JD-UQN sowie außerdem zu einer Überschreitung der ZHK-UQN für den 03.06.2021.⁴⁸ Im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) konnte der Stoff nicht nachgewiesen werden.

Das Insektizid Imidacloprid konnte an keinem der Probeneahmeterminen im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) nachgewiesen werden. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist etwas geringer als die im Gewässer unterhalb Gemessene (KA: 0,015 g/d; PN 3: 0,029 g/d). Daher liegt der berechnete Frachtanteil bei nur 50,38 %. Es ist möglich, dass ein gewisser Frachtanteil bereits im Gewässer oberhalb vorhanden ist, aufgrund der BG jedoch nicht nachgewiesen werden konnte und zu der Überschreitung der JD-UQN beiträgt. Der Anteil aus der Kläranlage ist möglicherweise signifikant und führt zu der Überschreitung der JD-UQN für Imidacloprid.

Die beiden Arzneistoffe Gabapentin und Valsartan konnten an keinem der Probenahmeterminen im Gewässer oberhalb (PN 1) festgestellt werden. Die mit dem KA-Ablauf emittierten

⁴⁸ Eine vergleichbare Situation mit einer hohen Stoffkonzentration des seit 2007 verbotenen Insektizids Dichlorvos, die zugleich zu einer Überschreitung der JD-UQN (rechnerisch basierend auf einer Einzelprobe) und zu einer Überschreitung der ZHK-UQN führt, wurde in Lägerdorf beobachtet (vgl. Abs. 6, KA22).

Frachten entsprechen sehr gut den im Gewässer unterhalb gemessenen. Es kann also ein signifikanter Frachtanteil aus der KA festgestellt werden, der zu den Überschreitungen der JD-UQN-Vorschläge für die genannten Arzneimittel führt.

Der PAK Pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist wesentlich geringer als die im Gewässer vorhandene (KA: 0,0021 g/d; PN 1: 0,0374 g/d; PN 3: 0,0681 g/d). Aus diesem Grund kann kein signifikanter Anteil des KA-Ablaufs an der Überschreitung festgestellt werden.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet im Gewässer oberhalb (PN 1) zwar nicht den JD-UQN-Vorschlag, jedoch liegt der ermittelte JD-Wert knapp darunter (PN 1: 0,092 µg/L; JD-UQN-Vorschlag: 0,1 µg/L). Die mit KA-Ablauf emittierte Fracht ist in etwa so groß wie die im Gewässer vorhandene (PN 1), und führt zu einer etwa Verdopplung der Fracht im Gewässer (KA: 0,96 g/d; von PN 1: 1,14 auf PN 3: 2,01 g/d). Daraus lässt sich schließen, dass der Eintrag aus der KA alleine nicht reichen würde, um zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags für Acesulfam-K zu führen, jedoch einen signifikanten Beitrag an der Frachterhöhung leistet.

Des Weiteren sollten die drei Stoffe Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

Betrachtung des Stolper Sees

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

Die Tabelle 254 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Spurenstoffanalyse im Stolper See. Aufgeschlüsselt nach Probenahmedatum und Profiltiefe wird die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze, also nicht nachweisbar, die Anzahl an Spurenstoffkonzentrationen im zulässigen Bereich, nachweisbar aber nach aktuellen JD-UQN und JD-UQN-Vorschlägen nicht kritisch und die Anzahl der Spurenstoffkonzentrationen die entweder eine geltende JD-UQN oder einen JD-UQN-Vorschlag überschreiten dargestellt.

Tabelle 254: Übersicht der Spurenstoff-Konzentration im Stolper See, Anzahl Überschreitungen.

Datum	Entnahmetiefe [m]	< BG	Zulässiger Bereich	Überschreitung JD-UQN / JD-UQN-Vorschlag
22.06.2021	1	38	10	0 / 2
22.06.2021	10	36	12	0 / 2
22.06.2021	14	34	14	0 / 2
05.10.2021	1	38	9	1 / 2
05.10.2021	10	39	10	0 / 1
05.10.2021	14	40	9	0 / 1

In der Tabelle 255 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer aufgelistet.

Tabelle 255: Ergebnisse Stolper See.

Benzo[a]pyren (JD-UQN) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
05.10.2021	1	0,00017	0,00020
Gabapentin (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
22.06.2021	1	0,10	0,10238
Acesulfam-K (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
22.06.2021	1	0,10	0,2400
22.06.2021	10	0,10	0,2500
22.06.2021	14	0,10	0,2376

05.10.2021	1	0,10	0,2993
05.10.2021	10	0,10	0,2624
05.10.2021	14	0,10	0,2538
Pyren (JD-UQN Vorschlag) (Datum / Tiefe [m] / JD-UQN [µg/L] / Konzentration [µg/L])			
05.10.2021	10	0,0023	0,0037
05.10.2021	14	0,0023	0,0041
22.06.2021	1	0,0023	0,0037

Fazit

In den Stolper See leiten neben den Kläranlage KA44 Wankendorf (direkt) und KA47 Bornhöved (indirekt), welche in diesem Messprogramm berücksichtigt wurden, zwei weitere Kläranlagen der GK 1 mit einer Gesamt-Anschlussgröße von 162 EW ein. Da sowohl Einleitvolumen als auch Grad der Verschmutzung dieser kleineren Kläranlagen lediglich abgeschätzt werden kann, können keine absoluten Aussagen zur Maßgeblichkeit der gemessenen Einzeleinleitung durch die KA Wankendorf und Bornhöved an der Überschreitung von JD-UQN und JD-UQN-Vorschlägen getroffen werden. Vergleicht man die Anschlussgröße der KA Wankendorf mit den aufsummierten Anschlussgrößen der theoretischen Vorbelastung, entfallen 59,40 % des insgesamt angeschlossenen EW auf die KA Wankendorf. Darüber hinaus gibt es Nebeneinleiter in den Stolper See, deren potenzielle Vorbelastung nicht erfasst wurde. Außerdem können diffuse Einleitungen oder Einzeleinleitungsereignisse (Havarien, mutwillige Schadstoffeinleitung, illegale Müllentsorgung in den See, etc.) einen Anteil an einer Überschreitung haben, diese können jedoch nicht adequat berücksichtigt werden.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet am zweiten Probenahmetag (05.10.2021) im Stolper See in einer der drei Profiltiefen die JD-UQN, allerdings wurde die Konzentration exakt in der Größe der Bestimmungsgrenze bestimmt (0,00020 µg/L). Da der Wert der JD-UQN (0,00017 µg/L) unterhalb der Bestimmungsgrenze liegt, ist nicht eindeutig, ob nicht auch in anderen Profiltiefen oder am ersten Probenahmetag in allen drei Profiltiefen die JD-UQN überschritten wird, jedoch liegt der Wert bei allen anderen Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Im Ablauf der KA Wankendorf konnte am Probenahmetag keine Konzentration von Benzo[a]pyren oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Es ist nicht von einem maßgeblichen Eintrag durch die KA Wankendorf an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags auszugehen, da Benzo[a]pyren allgemein auch diffus eingetragen werden kann und meist ubiquitär vorkommt. Allerdings kann ein maßgeblicher Eintrag auch nicht ausgeschlossen werden. Weitere Einleitquellen können ebenfalls nicht analysiert werden.

Der Arzneistoff Gabapentin sorgt am ersten Probenahmetag (22.06.2021) in der Profiltiefe von 1 m für eine minimale Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags im Stolper See. Die gemessenen Konzentrationen für Gabapentin in den weiteren zwei Profiltiefen sowie am zweiten Probenahmetag schlüsseln sich wie folgt auf: 22.06.2021 10 m: 0,0918 µg/L, knapp unterhalb des JD-UQN-Vorschlags; 14 m: 0,0761 µg/L, unterhalb des JD-UQN-Vorschlags; 05.10.2021 Profiltiefe 1 m: 0,0563 µg/L, deutlich unterhalb des JD-UQN-Vorschlags; 10 m: 0,0516 µg/L, deutlich unterhalb des JD-UQN-Vorschlags; 14 m: 0,0546 µg/L, deutlich unterhalb des JD-UQN-Vorschlags. Im Ablauf der KA Wankendorf wurde am ersten Probenahmetag eine Konzentration für Gabapentin von 3,0362 µg/L festgestellt. Rechnerisch ergibt sich daraus eine Tagesfracht von 1,049 g/d. Am zweiten Probenahmetag wurde eine Konzentration von 0,6201 µg/L festgestellt. Rechnerisch ergibt sich eine Tagesfracht von 0,107 g/d. Für Arzneistoffe ist generell von einem maßgeblichen Eintrag durch Kläranlageneinleitungen auszugehen. Da allerdings keine Frachtbestimmung zur Verifizierung der Maßgeblichkeit der KA Einleitung an der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags durchgeführt werden kann und mögliche weitere Einleitquellen nicht analysiert werden können, kann eine Maßgeblichkeit nicht bestätigt werden.

Der Süßstoff Acesulfam-K wurde für den Stolper See in allen Profiltiefen deutlich oberhalb des JD-UQN-Vorschlags festgestellt. Im Ablauf der KA Wankendorf wurde am ersten Probenahmetag eine Konzentration von 2,7401 µg/L festgestellt. Rechnerisch ergibt sich eine Tagesfracht von 0,947 g/d. Am zweiten Probenahmetag wurde eine Konzentration von 2,8586 µg/L festgestellt. Rechnerisch ergibt sich eine Tagesfracht von 0,494 g/d. Es gibt Hinweise dafür, dass Acesulfam-K generell diffus in Oberflächengewässer eingetragen wird, dennoch kann ein maßgeblicher Anteil der KA Wankendorf an den Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags nicht ausgeschlossen werden. Weitere potenzielle Einleitquellen können nicht analysiert werden.

Der PAK Pyren überschreitet am ersten Probenahmetag im Stolper See in zwei der drei Profiltiefen den JD-UQN-Vorschlag. In der Profiltiefe von 1 m konnte eine Konzentration von Pyren von 0,0023 µg/L festgestellt werden. Dieser Wert entspricht exakt dem JD-UQN-Vorschlag. Am zweiten Probenahmetag überschreitet Pyren im Stolper See in einer der drei Profiltiefen den JD-UQN-Vorschlag. In den Profiltiefen von 10 m und 14 m konnte keine Konzentration von Pyren oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,0010 µg/L) festgestellt werden. Im Ablauf der KA Wankendorf wurde am ersten Probenahmetag eine Konzentration von Pyren von 0,0013 µg/L festgestellt. Rechnerisch ergibt sich eine Tagesfracht von 0,0004 g/d. Am zweiten Probenahmetag wurde eine Konzentration für Pyren entsprechend der Bestimmungsgrenze (0,0010 µg/L) festgestellt. Rechnerisch ergibt sich eine Tagesfracht von 0,0002 g/d. Es ist nicht von einem maßgeblichen Eintrag durch die KA Wankendorf an den Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlags auszugehen, da Pyren allgemein auch diffus eingetragen werden kann und meist ubiquitär vorkommt. Allerdings kann ein maßgeblicher Eintrag auch nicht ausgeschlossen werden, da eine Frachtbestimmung nicht möglich ist. Weitere Einleitquellen können ebenfalls nicht analysiert werden.

KA45 – Ahrensburg

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Ahrensburg handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination (Tabelle 256). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 256: Stammdaten Ahrensburg.

UTM Ost	32581149
UTM Nord	5949417
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	49.000 EW
Anschlussgröße (2018)	43.000 EW
Jahresabwassermenge	2.365.280 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt direkt in die Ammersbek/ Hunnau, die zum reduzierten Gewässernetz gehört. Anschließend mündet das Gewässer in die Alster, einem Nebenfluss der Elbe. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 257 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 258 zusammengefasst. Am dritten Messtag konnte im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung kein Abfluss bestimmt werden, daher wurde der Jahresdurchschnittswert (Q) hier nur aus zwei Messwerten gebildet.

Das EZG mit 63,23 km² führt bei einer Anschlussgröße von 43.000 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 15,70% bei Mittelwasserabfluss. Bei den Probenahmen lag der tatsächliche Abwasseranteil höher (40,25% und 56,60 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) konnte an den ersten beiden Probenahmeterminen eingehalten werden (am dritten fehlen Abflussdaten). Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 257: Gewässerdaten Ahrensburg.

Vorflutgewässer		Ammersbek/ Hunnau	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Ammersbek/ Hunnau	
Größe EZG		63,23 km ²	
MNQ	0,09 m ³ /s	MNq	1,48 l/(s*km ²)
Q-Median	0,29 m ³ /s	Median-q	4,66 l/(s*km ²)
MQ	0,48 m ³ /s	Mq	7,58 l/(s*km ²)

Tabelle 258: Abflussdaten Ahrensburg.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
31.03.2021	150	97	241	40,25
22.06.2021	68	90	159	56,60
14.09.2021	42	100		

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Ahrensburg werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte fünf Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 33 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere acht überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 259 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei zehn der elf Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 259: Ergebnisse Ahrensburg.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0003	24,4
Perfluorooctansulfonsäure	0,00065		0,051	118,2
Imidacloprid	0,002		0,008	126,8
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Azithromycin		0,019	0,049	273,3
Diclofenac		0,05	0,903	187,1
Gabapentin		0,1	0,293	170,0
Iomeprol		0,1	1,733	190,0
Tramadol		0,1	0,235	193,9
Valsartan		0,1	0,940	185,3
Venlafaxin		0,1	0,149	148,3
Acesulfam-K		0,1	0,373	207,0

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Amidotrizoesäure		0,1	0,064	112,3
Bezafibrat		2,3	0,031	182,1
Carbamazepin		0,5	0,199	170,3
Clarithromycin		0,12	0,017	145,6
Guanylharnstoff			3,433	193,5
Ibuprofen		0,011	0,007	87,4
Metformin		5	0,627	208,6
Metoprolol		8,6	0,657	145,8
Oxypurinol			5,302	506,2
Primidon		0,1	0,073	219,8
Sotalol		0,1	0,082	201,4
Sulfamethoxazol		0,6	0,143	199,9
Valsartansäure			0,842	241,9
Venlafaxinsäure			0,353	149,8
Perfluorbutansäure			0,009	120,7
Perfluorbutansulfonsäure			0,016	196,0
Perfluoroctansäure		0,1	0,005	56,7
Diuron	0,2		0,018	56,7
DEET		88	0,204	107,3
Terbutryn	0,065		0,014	71,4
Triclosan	0,02		0,002	190,4
Cyclamat		10	0,136	106,5
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,983	198,9
Benzotriazol		19	4,900	137,4
Melamin		10	1,335	155,9

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 25 weitere Stoffe (siehe Tabelle 259c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 25 Stoffen gibt es für sechs Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses begründet grundsätzlich eine Überschätzung der JD-Frachtanteile. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden unterschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme neben der Einleitfahne in einem noch nicht vollständig durchmischten Abschnitt der Ammersbek/ Hunnau erfolgte (Fall 2.1 nach Abs. 8.5).

Die rechnerischen Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen z. T. deutlich über 100 %. Dies liegt zum einen daran, dass keine Vorbelastungen in der Ammersbek/ Hunnau durch andere Kläranlagen bekannt sind und zum anderen, dass der tatsächliche Abwasseranteil zwischen 40 - 70 % liegt.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung die geltende JD-UQN. Im KA-Ablauf konnte der Stoff nur an zwei Messtagen festgestellt werden. Außerdem ist die Fracht dort kleiner als die im Gewässer, so dass der JD-Frachtanteil bei etwa 25 % liegt. Allerdings steigt die Fracht im Gewässer an (von 0,0027 g/d auf 0,0073 g/d). Daher wird kein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt, allerdings scheint die KA-Einleitung zu der Frachterhöhung beizutragen.

Auch das Insektizid PFOS überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN. Im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung liegen die Konzentrationen aller Probenstage deutlich über der JD-UQN (0,011 µg/L; 0,085 µg/L und 0,058 µg/L). Der rechnerische Frachtanteil liegt bei etwa 118 %. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung bestimmt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für PFOS führt.

Das Insektizid Imidacloprid konnte an keinem der Probenahmetermine im reduzierten Gewässernetz oberhalb der KA-Einleitung nachgewiesen werden. Unterhalb der KA-Einleitung liegen die Konzentrationen des 2. und 3. Probenstages deutlich über der JD-UQN (< 0,005 µg/L; 0,011 µg/L und 0,010 µg/L). Der rechnerische Frachtanteil liegt bei über 100 %. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Azithromycin, Diclofenac, Iomeprol, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin konnten oberhalb der KA-Einleitung an keinem, Gabapentin nur an einem der Probenahmetermine festgestellt werden. Die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten sind jeweils größer als die im Gewässer vorhandenen. Daher wird für alle genannten Arzneistoffe ein signifikanter Frachtanteil aus der KA festgestellt.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die resultierende Fracht ist dort aber gering. Auch für diesen Stoff ist die Fracht im KA-Ablauf größer als die im Gewässer gemessene. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu der Überschreitung des Grenzwertes für Acesulfam-K führt.

Zusätzlich sollte Mecoprop betrachtet werden, da es im Gewässer oberhalb (PN 1) zu einer Überschreitung der geltenden JD-UQN kommt. An der PN 3 liegt die gemessene Konzentration dann unterhalb des Grenzwertes.

Zuletzt sollten die sechs Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure, Perfluorbutansäure (PFBA) und Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA46 – Bargteheide

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Bargteheide handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 260). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 260: Stammdaten Bargteheide.

UTM Ost	32581836
UTM Nord	5954483
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/f
Ausbaugröße (2018)	42.500 EW
Anschlussgröße (2018)	36.128 EW
Jahresabwassermenge	1.489.272 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über den Bargteheider Klärwerksgraben (Vorfluter) in den Bunsbach, der Teil des reduzierten Gewässernetzes ist. Dieser fließt anschließend über die Ammersbek/Hunnau in die Alster, die ein Nebenfluss der Elbe ist. Details über das Vorflutgewässer und das

Einzugsgebiet können der Tabelle 261 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 262 zusammengefasst.

Das sehr kleine EZG (6,39 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 36.128 EW zu einem sehr hohen theoretischen Abwasseranteil von 108,50% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen wurde der tatsächliche Abwasseranteil nahezu bestätigt (107,79%; 101,69% und 124,52 %), obschon das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) an keinem der Probenahmeterminen eingehalten werden konnte. MQ wurde jedes Mal überschritten. Es führt allerdings bereits der KA-Ablauf allein zu einer Abfluss, der höher als MQ ist. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 261: Gewässerdaten Bargteheide.

Vorflutgewässer		Bargteheider Klärwerksgraben	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Bunsbach	
Größe EZG		6,39 km ²	
MNQ	0,01 m ³ /s	MNq	1,04 l/(s*km ²)
Q-Median	0,03 m ³ /s	Median-q	4,24 l/(s*km ²)
MQ	0,04 m ³ /s	Mq	6,81 l/(s*km ²)

Tabelle 262: Abflussdaten Bargteheide.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
31.03.2021	8	83	77 (> MQ)	107,79
22.06.2021	8	60	59 (> MQ)	101,69
14.09.2021	2	66	53 (> MQ)	124,52

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Bargteheide werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte fünf Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 28 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere 13 überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 263 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 15 der 16 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 263: Ergebnisse Bargteheide.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	< BG
Perfluorooctansulfonsäure	0,00065		0,002	83,7
Imidacloprid	0,002		0,026	121,5

b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	1,300	123,6
Azithromycin		0,019	0,123	171,0
Diclofenac		0,05	1,623	144,6
Gabapentin		0,1	0,700	172,1
Ibuprofen		0,011	0,029	81,2
Iomeprol		0,1	5,333	154,3
Iopamidol		0,1	0,211	122,4
Primidon		0,1	0,103	127,0
Sotalol		0,1	0,250	124,6
Tramadol		0,1	0,547	132,5
Valsartan		0,1	0,797	130,7
Venlafaxin		0,1	0,367	127,4
Acesulfam-K		0,1	6,417	137,3
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Bezafibrat		2,3	0,051	122,0
Carbamazepin		0,5	0,477	125,2
Clarithromycin		0,12	0,090	130,0
Erythromycin A		0,04	0,030	123,8
Metformin		5	1,167	135,2
Metoprolol		8,6	1,043	182,3
Oxypurinol			38,002	130,3
Sulfamethoxazol		0,6	0,410	141,2
Valsartansäure			1,747	129,2
Venlafaxinsäure			0,867	122,4
Benzo[b]fluoranthen			0,0003	70,8
Fluoranthen	0,0063		0,0010	81,5
Pyren		0,0023	0,0009	91,6
Perfluorbutansäure			0,004	82,4
Perfluorbutansulfonsäure			0,001	148,0
Perfluoroctansäure		0,1	0,004	108,2
DEET		88	0,206	131,2
Tebuconazol		0,625	0,008	108,4
Terbutryn	0,065		0,025	124,2
Triclosan	0,02		0,002	202,5
Mecoprop	0,1		0,010	98,7
Cyclamat		10	0,038	78,0
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,967	131,6
Benzotriazol		19	3,833	123,6
Melamin		10	2,068	113,0

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 25 weitere Stoffe (siehe Tabelle 263c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 25 Stoffen gibt es für sechs Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 110 – 140 %. Dies liegt zum einen daran, dass keine Vorbelastungen im Bunsbach durch andere Kläranlagen bekannt sind und zum anderen daran, dass das EZG an der Einleitstelle mit 6,39 km² sehr klein ist und der rechnerische Abwasseranteil folglich bei rund 108 % liegt. Außerdem scheinen die Abflüsse

(und damit die Frachten) im reduzierten Gewässernetz systematisch unterschätzt zu werden, was zu einem entsprechend höheren Frachtanteil führt.⁴⁹

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses begründet grundsätzlich eine Überschätzung der JD-Frachtanteile. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden unterschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass im rund 1,2 km langen Einleitgewässer ein relevanter Abbau (biologisch oder photolytisch) erfolgt (Fall 2.3 nach Abs. 8.5). Eine Probenahme im Einleitgewässer vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz, die diese Überlegung stützen könnte, erfolgte nicht.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung die geltende JD-UQN. Des Weiteren konnte der Stoff an keinem der Messtage im KA-Ablauf festgestellt werden. Die Konzentrationen im Gewässer bleiben dabei nahezu gleich. Es ist nicht von einem signifikanten Anteil aus der KA auszugehen.

Auch das Insektizid PFOS überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung den Grenzwert. Die resultierende Fracht ist dort aber gering. Es wird deutlich, dass im Mittel mehr als 80 % der Frachten im reduzierten Gewässernetz aus der KA stammen. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für PFOS führt.

Imidacloprid ist oberhalb der KA-Einleitung nicht nachweisbar. Der rechnerische Frachtanteil (JD-Anteil) beträgt 121,49 %. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung bestimmt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Azithromycin, Diclofenac, Iomeprol, Primidon, Sotalol, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin konnten oberhalb der KA-Einleitung an keinem der Messtage nachgewiesen werden, allerdings unterhalb der KA-Einleitung schon. Iopamidol konnte nur an einem, Gabapentin an zwei der drei Messtage festgestellt werden. Die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten sind größer als die Frachten im Gewässer. Daher ist für alle genannten Arzneistoffe von einem signifikanten Anteil aus der KA auszugehen.

Ibuprofen überschreitet als einziges Arzneimittel bereits oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die Fracht ist dort jedoch sehr gering. Es konnten nur am 2. und 3. Messtag Konzentrationen oberhalb der BG festgestellt werden, welche unterhalb der Einleitung dann nicht mehr nachweisbar waren. Dahingegen konnte der Stoff im KA-Ablauf und im Gewässer unterhalb der Einleitung jeweils nur am 1. Messtag festgestellt werden (oberhalb jedoch nicht). Dies zeigt, dass die KA-Einleitung einen großen Einfluss hat (einerseits verdünnend und andererseits führt die Einleitung zu Überschreitungen unterhalb). Daher kann hier ein nennenswerter Anteil der KA an der Überschreitung der Grenzwerte nicht ausgeschlossen werden. Für genauere Aussagen sollten jedoch weitere Messungen mit einer niedrigeren BG für Ibuprofen durchgeführt werden.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet ebenfalls bereits oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die einzelnen Messwerte liegen hier jedoch relativ dicht an der BG, am 3. Messtag sogar darunter. Auffällig ist ein sehr hoher Messwert im KA-Ablauf am 1. Messtag (23 µg/L), der sich allerdings im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (18 µg/L) widerspiegelt, so dass ein Messfehler ausgeschlossen werden kann. Die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten sind an allen Messtagen höher als die im Gewässer gemessenen. Daher wird ein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt, der zu einer Überschreitung des Grenzwertes führt.

Des Weiteren sollten die fünf Stoffe Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure, Perfluorbutansäure (PFBA) und Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) bei Einführung von UQN bzw. UQN-

⁴⁹ Für diese KA wurde seitens des LLUR die Probenahme und die Durchflussbestimmung durchgeführt. Es fällt auf, dass die Summe der Abflüsse an PN1 und PN2 nicht zu PN 3 summieren.

Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA47 – Bornhöved

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Bornhöved handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 264). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 264: Stammdaten Bornhöved.

UTM Ost	32581088
UTM Nord	5991712
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	6.000 EW
Anschlussgröße (2018)	4.280 EW
Jahresabwassermenge	191.480 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über eine Rohrleitung in die Alte Schwentine, die zum reduzierten Gewässernetz gehört. Im weiteren Verlauf mündet diese in die Schwentine und letztendlich in die Ostsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 265 entnommen werden. Dabei ist anzumerken, dass es sich um ein sehr kleines Einzugsgebiet handelt. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 266 zusammengefasst.

Das sehr kleine EZG (2,74 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 4.280 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 29,60% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen wurde der tatsächliche Abwasseranteil jedes Mal leicht unterschritten (25,92%; 25,00% und 23,08 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) konnte an keinem der Probenahmeterminale eingehalten werden. MQ wurde jedes Mal überschritten. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 265: Gewässerdaten Bornhöved.

Vorflutgewässer	Alte Schwentine		
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	ja		
Beprobung am red. Gewässernetz	Alte Schwentine		
Größe EZG	2,74 km ²		
MNQ	0,01 m ³ /s	MNq	4,97 l/(s*km ²)
Q-Median	0,02 m ³ /s	Median-q	5,49 l/(s*km ²)
MQ	0,02 m ³ /s	Mq	7,49 l/(s*km ²)

Tabelle 266: Abflussdaten Bornhöved.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
30.03.2021	6	7	27 (> MQ)	25,92
23.06.2021	6	7	28 (> MQ)	25,00
15.09.2021	4	6	26 (> MQ)	23,08

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Bornhöved werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 15 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 28 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltenden JD-UQN und weitere fünf überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 267 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei fünf der sechs Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 267: Ergebnisse Bornhöved.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Imidacloprid	0,002		0,028	33,7
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Diclofenac		0,05	0,333	81,6
Gabapentin		0,1	0,466	182,8
Iomeprol		0,1	0,102	126,1
Tramadol		0,1	0,267	150,7
Venlafaxin		0,1	0,131	114,6
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Carbamazepin		0,5	0,109	149,8
Clarithromycin		0,12	0,047	143,7
Erythromycin A		0,04	0,007	69,0
Guanylharnstoff			2,233	171,8
Metformin		5	0,035	144,6
Metoprolol		8,6	0,327	150,9
Oxypurinol			16,333	150,0
Sotalol		0,1	0,063	150,1
Sulfamethoxazol		0,6	0,071	148,9
Valsartan		0,1	0,079	178,5
Valsartansäure			2,033	153,4
Venlafaxinsäure			0,307	65,5
Perfluoroctansäure		0,1	0,001	62,3
DEET		88	0,036	848,8
Tebuconazol		0,625	0,021	128,8
Terbutryn	0,065		0,005	60,1
Triclosan	0,02		0,001	54,3
Acesulfam-K		0,1	0,024	97,8
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,653	82,2

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 19 weitere Stoffe (siehe Tabelle 267c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 19 Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen größtenteils zwischen 100 – 150 %. Dies liegt zum einen daran, dass keine Vorbelastungen in der Alten Schwentine durch andere Kläranlagen bekannt sind und zum anderen, dass das EZG an der Einleitstelle mit 2,74 km² sehr klein ist und der rechnerische Abwasseranteil folglich bei rund 30% liegt. Außerdem scheinen die Abflüsse (und damit die Frachten) im reduzierten Gewässernetz systematisch unterschätzt zu werden, was zu entsprechend hohen JD-Frachtanteil führt.⁵⁰

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses begründet grundsätzlich eine Überschätzung der JD-Frachtanteile. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden unterschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme neben der Einleitfahne in einem noch nicht vollständig durchmischten Abschnitt der Alten Schwentine erfolgte (Fall 2.1 nach Abs. 8.5).

Imidacloprid konnte oberhalb der KA-Einleitung nur am 3. Messtag nachgewiesen werden. Dies reicht jedoch aus, um auch im Mittel zu einer Überschreitung der geltenden JD-UQN zu führen. Im KA-Ablauf konnte hingegen nur am 1. und 2. Messtag Werte oberhalb der BG festgestellt werden. Unterhalb der Einleitung wurde an allen drei Messtagen Konzentrationen, die die JD-UQN überschreiten, gemessen. Dies bedeutet, dass die Belastung des KA-Ablaufs auch ohne Vorbelastung ausreicht, um zu Überschreitungen zu führen. Daher wird ein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt.

Die Arzneistoffe Gabapentin, Iomeprol, Tramadol und Venlafaxin konnten oberhalb der KA-Einleitung an keinem, Diclofenac nur an einem der Messtage festgestellt werden. Daher kann ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung bestimmt werden, der zu einer Überschreitung der jeweiligen JD-UQN-Vorschläge führt.

Außerdem sollten die PAK Benzo[a]pyren, Benzo[a]anthracen und Pyren sowie das Insektizid Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) genauer betrachtet werden, da es im Gewässer oberhalb (PN 1) zu Überschreitungen der Grenzwerte kommt. Unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) liegen die gemessenen Konzentrationen dann zumeist unterhalb der BG.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA48 – Heide

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Heide handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination (Tabelle 268). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** hinterlegt.

Tabelle 268: Stammdaten Heide.

UTM Ost	32503537
UTM Nord	6003848
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	40.000 EW
Anschlussgröße (2018)	30.744 EW
Jahresabwassermenge	2.027.441 m ³

⁵⁰ Für diese KA wurde seitens des LLUR die Probenahme und die Durchflussbestimmung durchgeführt. Es fällt auf, dass die Summe der Abflüsse an PN1 und PN2 nicht zu PN 3 summieren.

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über eine Rohrleitung in den Norderstrom, der zum redzueriten Gewässernetz gehört. Dieser fließt über den Wöhrdener Hafenstrom in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 269 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 270 zusammengefasst. Am zweiten Messtag konnte im Gewässer kein Abfluss bestimmt werden.

Das sehr kleine EZG (9,22 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 30.744 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 71,40 % bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde bei der ersten Probenahmen leicht überschritten, bei der dritten jedoch deutlich überschritten (78,69% und 116,39 %), obschon das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) an beiden Probenahmetermen mit Abflussdaten gleichermaßen eingehalten wurde. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 269: Gewässerdaten Heide.

Vorflutgewässer		Norderstrom	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Norderstrom	
Größe EZG		9,22 km ²	
MNQ	0,01 m ³ /s	MNq	1,51 l/(s*km ²)
Q-Median	0,06 m ³ /s	Median-q	6,50 l/(s*km ²)
MQ	0,09 m ³ /s	Mq	9,76 l/(s*km ²)

Tabelle 270: Abflussdaten Heide

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
29.03.2021	16	48	61	78,69
21.06.2021		200		
16.09.2021	5	71	61	116,39

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Heide werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte vier Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 29 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere 13 überschreiten JD-UQN-Vorschläge. Darüber hinaus wird zweimal ein ZHK-UQN-Vorschlag überschritten. In der Tabelle 271 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei 15 der 16 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 271: Ergebnisse Heide.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0006	< BG
Perfluorooctansulfonsäure	0,00065		0,001	315,6
Imidacloprid	0,002		0,034	152,0

b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	17,333	648,4
Azithromycin		0,019	0,021	1497,3
Carbamazepin		0,5	0,990	375,4
Clarithromycin		0,12	0,207	230,0
Diclofenac		0,05	1,202	580,8
Gabapentin		0,1	1,300	245,1
Ibuprofen		0,011	0,079	133,4
Iomeprol		0,1	3,013	158,4
Primidon		0,1	0,213	389,8
Tramadol		0,1	0,620	323,3
Valsartan		0,1	0,833	161,8
Venlafaxin		0,1	0,187	266,9
Acesulfam-K		0,1	0,877	135,3
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Bezafibrat		2,3	0,038	203,2
Erythromycin A		0,04	0,021	284,8
Guanylharnstoff			12,900	266,9
Metformin		5	0,920	173,6
Metoprolol		8,6	0,893	515,1
Oxypurinol			31,333	295,5
Sotalol		0,1	0,060	325,6
Sulfamethoxazol		0,6	0,297	215,2
Valsartansäure			3,100	493,4
Venlafaxinsäure			0,348	386,0
Fluoranthren	0,0063		0,0030	94,9
Pyren		0,0023	0,0022	92,6
Perfluorbutansäure			0,003	268,6
Perfluoroctansäure		0,1	0,005	296,1
Diuron	0,2		0,023	176,5
DEET		88	0,530	167,3
Tebuconazol		0,625	0,007	168,4
Terbutryn	0,065		0,030	1242,5
Triclosan	0,02		0,003	168,7
Mecoprop	0,1		0,024	482,8
Cyclamat		10	0,187	163,9
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	2,033	277,2
Benzotriazol		19	3,800	210,3
Melamin		10	4,900	249,8

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 24 weitere Stoffe (siehe Tabelle 271c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 24 Stoffen gibt es für fünf Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht bestätigt werden kann.

Fazit

Die JD-Frachtanteile werden hier offenkundig deutlich überschätzt. Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses begründet grundsätzlich eine Überschätzung der JD-Frachtanteile. Folgend werden die Stoffkonzentrationen oder die Abflüsse im Gewässer unterhalb der Einleitung unterschätzt (Fall 2 nach Abs. 8.5). Dieses könnte damit begründet werden, dass die Probenahme neben der

Einleitfahne in einem noch nicht vollständig durchmischten Abschnitt des Norderstrom erfolgte. Aufgrund des staugeregelten, tideabhängigen Abflusses im Gewässer und der damit einhergehenden Abflussverzögerung scheint dieses allerdings unwahrscheinlich. Offenkundig führt der Tideeinfluss hier zu einer fehlerhaften Abfluss- und damit Frachtbestimmung, was letztlich ursächlich für die deutlich überhöhten JD-Frachtanteile ist.⁵¹

Es ist daher davon auszugehen, dass die angegebenen Stoffkonzentrationen das Richtige treffen, die Frachten und Frachtanteile allerdings aufgrund fehlerhafter Abflussbestimmung nicht passend sind. Da aber der Abwasseranteil im Vorflutgewässer sehr hoch ist und keine Vorbelastung bekannt ist, wären JD-Frachtanteile von 100 % wenigstens für die Humanarzneistoffe der Stoffklassen A und D (nach Abs. 11.1 mit Tabelle 319) zu erwarten.

Die rechnerischen Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen weit über 100 %. Hohe Frachtanteile für diese Stoffgruppe sind hier prinzipiell plausibel, da keine Vorbelastungen im Norderstrom durch andere Kläranlagen bekannt sind und zum anderen, da das EZG an der Einleitstelle mit 9,22 km² sehr klein ist und der rechnerische Abwasseranteil folglich bei rund 71,00% liegt. Der gemessene Abwasseranteil liegt am 3. Messtag mit 116,4 % sogar noch höher. Außerdem scheinen die Abflüsse (und damit die Frachten) im reduzierten Gewässernetz systematisch unterschätzt zu werden, was zu einem entsprechend höheren Frachtanteil führt.⁵² Auffällig ist, dass bei 11 von 16 Überschreitungen ebenfalls oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) die Grenzwerte überschritten werden. Dies hat seine Ursache in erhöhten Messwerten am zweiten Probenahmetermin (21.06.), die vor allem für Arzneistoffe, PSM/Biozide, Süßstoffe, Triazole und sonstige Stoffe auffällig sind. Hier wird ein Rückstau im Gewässer an Regentagen vermutet, da die im Gewässer gemessenen Konzentrationen jeweils etwas niedriger sind als die im KA-Ablauf (siehe Abbildung 14) und ein Eintrag vor allem für Arzneistoffe im oberhalb liegenden EZG unwahrscheinlich ist. Dieser Zusammenhang wird durch die sehr hohe Korrelation zwischen den Stoffkonzentrationen im Gewässer und im KA-Ablauf belegt.

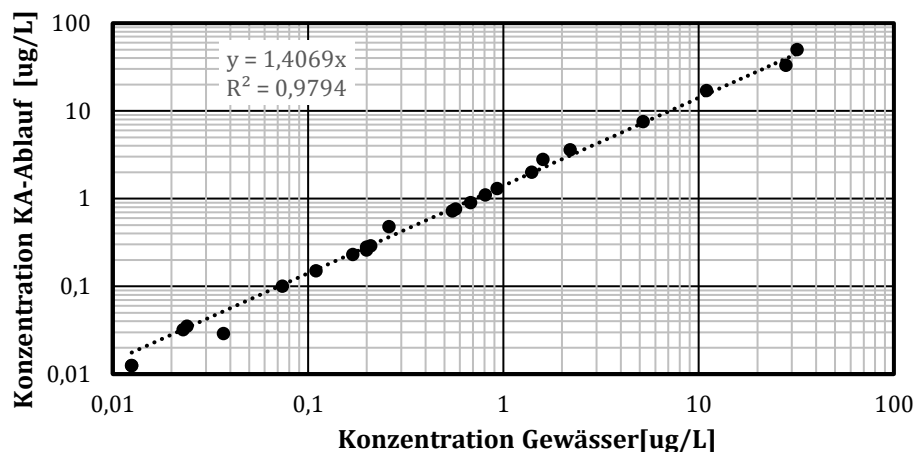


Abbildung 14: KA Heide, Korrelation der Stoffkonzentrationen für die Gruppe der Arzneistoffe zwischen dem Gewässer oberhalb der Einleitung (PN 1) und dem KA Ablauf (PN 2)

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung die geltende JD-UQN. Im KA-Ablauf konnte an keinem der Probenahmetermine eine Konzentration gemessen werden, daher kann auch kein JD-Frachtanteil berechnet werden. Es wird deutlich, dass selbst bei hohem Abwasseranteil kein signifikanter Anteil über die Kläranlage eingetragen wird. Es

⁵¹ Eine Bestimmung der Leitfähigkeit oder anderer Begleitparameter, die hier die Beurteilung des Tideeinflusses (z. B. eindringendes Brackwasser) erlauben wurden, erfolgte nicht.

⁵² Für diese KA wurde seitens des LLUR die Probenahme und die Durchflussbestimmung durchgeführt. Es fällt auf, dass die Summe der Abflüsse an PN1 und PN2 nicht zu PN 3 summieren.

wird daher kein signifikanter Anteil der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führen würde.

Für das Insektizid PFOS konnte im Gewässer unterhalb der Einleitung nur am 1. und 2. Messtag eine Stoffkonzentration oberhalb der BG festgestellt werden (0,0013 µg/L und 0,0028 µg/L). Diese führen zu einer JD-Konzentration von 0,0014 µg/L und damit zu einer deutlichen Überschreitung der JD-UQN (0,00065 µg/L). Die Stoffkonzentrationen im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung liegen bei allen drei Proben bereits deutlich über der JD-UQN (0,0012; 0,0025 und 0,0010 µg/L > JD-UQN = 0,00065 µg/L). Mögliche Quellen könnten im gesamten Heider Stadtgebiet zu finden sein. Die aus der Kläranlage emittierte JD-Fracht (0,013 g/d) allein würde bei einem MQ (0,09 m³/s) im Gewässer zu einer Stoffkonzentration von 0,0015 µg/L und damit zu einer deutlichen Überschreitung der JD-UQN (0,00065 µg/L) führen. Es ist daher von einem signifikanten Frachtanteil aus der KA-Einleitung auszugehen, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für PFOS führt. Es wird dennoch empfohlen, nach einer möglichen Quelle der hohen PFOS-Emissionen aus dem Stadtgebiet zu suchen, da ansonsten selbst bei einem vollständigen Rückhalt in der KA die JD-UQN weiterhin überschritten werden würde.

Die einzelnen Frachtanteile (KA-Ablauf / reduziertes Gewässernetz unterhalb der Einleitung) betragen für Imidacloprid 162,30% und 60,00%. Der Abfluss im KA-Ablauf am 3. Messtag übersteigt den im Gewässer unterhalb der Einleitung gemessenen (0,071 m³/s zu 0,061 m³/s). Es wird deutlich, dass hieraus der geringere Frachtanteil am 3. Messtag resultiert. Die im KA-Ablauf festgestellten Konzentrationen sind über alle drei Probetage stabil (0,033 µg/L bis 0,036 µg/L). Die Konzentrationen im Gewässer oberhalb der Einleitung sind insgesamt vergleichsweise gering (an zwei Probetagen < 0,005 µg/L und am zweiten Messtag 0,027 µg/L) und resultieren wahrscheinlich aus einem Rückstau im Gewässer (s.o.). Im Vergleich sind die Konzentrationen unterhalb der Einleitung (0,016 µg/L bis 0,064 µg/L) größer. Es kann daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt werden, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Azithromycin, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Gabapentin, Iomeprol, Primidon, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin konnten im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung nur am besagten 2. Messtag nachgewiesen werden. Dies ist vermutlich auf einen Rückstau des KA-Ablaufs in das oberhalb liegende Gewässer zurückzuführen (vgl. Ausführungen oben). Ibuprofen konnte dort zusätzlich noch am 1. Messtag festgestellt werden. Die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten sind höher als die im Gewässer gemessenen. Daher ist für alle genannten Arzneistoffe ein signifikanter Eintrag aus der KA festzustellen, der zu der Überschreitung des jeweiligen JD-UQN-Vorschlags führt. Darüber hinaus wird für Clarithromycin im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung der ZHK-UQN-Vorschlag am 29.03. sowie am 16.09.2021 überschritten.

Für den Süßstoff Acesulfam-K wird der JD-UQN-Vorschlag oberhalb der KA-Einleitung knapp überschritten (0,109 µg/L > JD-UQN-Vorschlag: 0,1 µg/L). Unterhalb ist die Überschreitung dann deutlicher (0,877 µg/L). Die mit dem KA-Ablauf emittierten Frachten sind signifikant höher als die im Gewässer gemessenen, so dass hier ein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt wird.

Außerdem sollten der PAK Pyren genauer betrachtet werden, da es im Gewässer oberhalb (PN 1) zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags kommt. Unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) liegen die gemessenen Konzentrationen dann unterhalb des Grenzwertes.

Des Weiteren sollten die fünf Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure und Perfluorbutansäure (PFBA) bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA49 – Krempe

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Krempe handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 272). Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 272: Stammdaten Krempe.

UTM Ost	32531480
UTM Nord	5965698
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	5.400 EW
Anschlussgröße (2018)	3.274 EW
Jahresabwassermenge	187.394 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird zunächst in den Grevenkoper Außenwettern eingeleitet, bevor es nördlich in den Neuenbrooker Hauptwetter mündet, die zum reduzierten Gewässernetz gehört. Dieser mündet kurz unterhalb in die Stör, die wiederum in die Elbe mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 273 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. In Krempe wurde (durch das LLUR) nicht das reduzierte Gewässernetz oberhalb der Einleitung beprobt (hier PN 1). Stattdessen wurde das Einleitgewässer unmittelbar nach Einleitung (nicht kurz vor Einmündung in das reduzierte Gewässernetz) beprobt (PN 4). Durchflussdaten liegen nur für den Ablauf der KA und für zwei Messtage im Einleitgewässer vor. Eine Abflussbestimmung im reduzierten Gewässernetz konnte nicht erfolgen. Daher ist eine Betrachtung der Frachtanteile nicht möglich. Die Probenahmeterminale sowie die Abflüsse des KA-Ablaufes können der Tabelle 273 entnommen werden.

Das EZG mit 50,92 km² führt bei einer Anschlussgröße von 3.274 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 1,10% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Tatsächliche Werte konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht ermittelt werden. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen vier Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 6.622 EW kommen (vgl. **Anhang 5**). Dies sind 202,30% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Krempe.

Tabelle 273: Gewässerdaten Krempe.

Vorflutgewässer		Grevenkoper Außenwettern	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		nein	
Beprobung am red. Gewässernetz		Neuenbrooker Hauptwetter	
Größe EZG		50,92 km ²	
MNQ	0,11 m ³ /s	MNq	2,13 l/(s*km ²)
Q-Median	0,38 m ³ /s	Median-q	7,39 l/(s*km ²)
MQ	0,53 m ³ /s	Mq	10,41 l/(s*km ²)

Tabelle 274: Abflussdaten Krempe.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abfluss 4 (Vorfluter) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
29.03.2021		12		27	
22.06.2021		3			
14.09.2021		10		4	

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Krempe werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 16 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 25 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere sechs überschreiten JD-UQN-Vorschläge.

In der Tabelle 275 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht berechnet werden. Eine Bewertung erfolgt anhand der Konzentrationen.

Tabelle 275: Ergebnisse Krempe.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0002	
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,003	
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,193	
Diclofenac		0,05	0,058	
Gabapentin		0,1	0,267	
Ibuprofen		0,011	0,059	
Valsartan		0,1	0,128	
Acesulfam-K		0,1	0,300	

Fazit

Der theoretische Abwasseranteil bei MQ liegt bei 1,10%. Es wären daher sehr hohe Stoffkonzentration im KA-Ablauf nötig, um einen signifikanten Einfluss auf die Fracht im Gewässer zu verursachen. Tatsächlich wurde an keiner Probe des KA-Ablaufs eine Stoffkonzentration von Benzo[a]pyren oberhalb der BG (<0,0001 µg/L) festgestellt. An allen drei Probenahmeterminen konnte der Stoff jedoch im reduzierten Gewässernetz (PN 3) festgestellt werden (0,0003, 0,0001 und 0,0001 µg/L). Damit lag nur die am ersten Tag festgestellte Konzentration oberhalb der JD-UQN (0,00017 µg/L). Der JD-Wert von 0,0002 µg/L liegt allerdings rechnerisch oberhalb dieses Grenzwertes. Zusammengefasst wird daher kein signifikanter Anteil der KA-Einleitung vermutet, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führen würde.

Im KA-Ablauf wurde eine mittlere PFOS Konzentration in Höhe von 0,0047 µg/L festgestellt. Diese liegt nur etwas höher als die JD-Konzentration im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung (0,0027 µg/L). Bei dem sehr geringen Abwasseranteil kann daraus kein signifikanter Frachtanteil resultieren, der aus der KA emittiert wird.

Bei den Arzneistoffen Amidotrizoesäure, Diclofenac, Gabapentin, Ibuprofen und Valsartan ist die JD-Konzentration im KA-Ablauf jeweils deutlich höher als die JD-Konzentration im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung. Die Konzentration könnte ausreichen, um in einem signifikanten Frachtanteil zu resultieren.

Für den Süßstoff Acesulfam-K fällt die 1. Messung im KA-Ablauf mit einer hohen Konzentration auf (27,0 µg/L im Vergleich zu: 2,9 µg/L; 1,8 µg/L). Dies resultiert dann in einer insgesamt hohen JD-Konzentration von 10,57 µg/L. Im Gewässer unterhalb liegt die JD-Konzentration bei 0,3 µg/L.

Aufgrund der hohen Vorbelastung des Gewässers durch andere KA und den relativ geringen Abwasseranteil der KA Krempe ist zu vermuten, dass diese KA nicht signifikant zu einer Überschreitung einer JD-UQN (bzw. eines Vorschlages) beiträgt. Im Zweifel wäre dieses in einem

weiteren Messprogramm, das auch die Abflussbestimmung im Gewässer durchführt, zu überprüfen. Die KA wird daher für ein weiteres Monitoring empfohlen.

KA50 – Meldorf

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Meldorf handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 276). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 276: Stammdaten Meldorf.

UTM Ost	32505653
UTM Nord	5992105
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	72.150 EW
Anschlussgröße (2018)	36.231 EW
Jahresabwassermenge	660.391 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über eine Rohrleitung in die Süderau, welche über den Meldorfer Hafenstrom direkt in die Nordsee mündet. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 277 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Eine Abflussbestimmung im reduzierten Gewässernetz konnte nicht erfolgen. Daher ist eine Betrachtung der Frachtanteile nicht möglich. Die Probenahmetermine sowie die Abflüsse des KA-Ablaufes können der Tabelle 277 entnommen werden.

Das EZG mit 84,25 km² führt bei einer Anschlussgröße von 36.231 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 2,70% bei Mittelwasserabfluss (MQ). Tatsächliche Werte konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht ermittelt werden. Im oberhalb liegenden Teil des EZG liegen sieben Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 6.281 EW kommen (vgl. **Anhang 5**). Dies sind 17,30% verglichen mit der Anschlussgröße der KA Meldorf.

Tabelle 277: Gewässerdaten Meldorf.

Vorflutgewässer		Süderau	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Süderau	
Größe EZG		84,25 km ²	
MNQ	0,20 m ³ /s	MNq	2,37 l/(s*km ²)
Q-Median	0,52 m ³ /s	Median-q	6,13 l/(s*km ²)
MQ	0,77 m ³ /s	Mq	9,10 l/(s*km ²)

Tabelle 278: Abflussdaten Meldorf.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
29.03.2021		27		
21.06.2021		100		
13.09.2021		18		

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Meldorf werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte 15 Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 29 im zulässigen Bereich festgestellt. Ein Stoff überschreitet die geltende JD-UQN und weitere fünf überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 279 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht berechnet werden. Eine Bewertung erfolgt anhand der Konzentrationen.

Tabelle 279: Ergebnisse Meldorf.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Imidacloprid	0,002		0,007	
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,122	
Gabapentin		0,1	0,161	
Ibuprofen		0,011	0,042	
Valsartan		0,1	0,238	
Acesulfam-K		0,1	0,290	

Fazit

An dieser KA konnte eine Durchflussmessung nur am KA-Ablauf, nicht aber im Gewässer erfolgen. Der Abwasseranteil beträgt hier bei MQ theoretisch 2,70%, so dass keine deutliche Veränderung der Konzentrationen im Gewässer bei nicht signifikanten Stofffrachten aus der KA-Einleitung zu erwarten wäre. Im EZG der Süderau oberhalb der KA liegen sieben Kläranlagen, welche in der Summe auf eine Anschlussgröße von 6.281 EW kommen.

Das Insektizid Imidacloprid konnte nur in einer Probe (3. Probenstag) unterhalb der KA-Einleitung nachgewiesen werden (0,017 µg/L). Zugleich war die bestimmte Stofffracht im KA-Ablauf an diesem Tag am geringsten, denn nur in dieser Ablaufprobe lag die Stoffkonzentration unterhalb der BG. An den anderen Probenahmeterminen lag die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der BG ($< 0,005$ µg/L). Für die Berechnung der JD-Konzentrationen wird für diese beiden Messtage eine Konzentration, die BG/2 entspricht, angesetzt. Das Resultat ist ein JD-Wert in Höhe von 0,007 µg/L, der oberhalb der JD-UQN liegt. Es ist daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung möglich, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führen könnte. Es wird empfohlen, die Ergebnisse durch weitere Probenahmen, idealerweise im Zusammenhang mit einer Durchflussbestimmung, zu verifizieren. Bisher basieren die Ergebnisse lediglich auf einem Nachweis am 3. Probenstag.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure und Ibuprofen konnten oberhalb der KA-Einleitung jeweils nur einmal, Gabapentin und Valsartan sogar dreimal festgestellt werden. Diese Vorbelastung könnte aus den oberhalb einleitenden KA herrühren, führt aber nur bei Ibuprofen zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags. Bei Amidotrizoesäure, Gabapentin und Valsartan steigen die JD-Konzentrationen im Gewässer an. Daher kann hier ein signifikanter Eintrag aus der KA bestimmt werden. Bei Ibuprofen nimmt die JD-Konzentration hingegen leicht ab. In diesem Falle ist ein signifikanter Eintrag aus der KA unwahrscheinlich.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) den JD-UQN-Vorschlag. Die gemessenen JD-Konzentrationen im KA-Ablauf liegen in der gleichen Größenordnung wie die im Gewässer. Außerdem ist ein Anstieg der JD-Konzentrationen im Gewässer wahrnehmbar. Es wird hier nicht von einem signifikanten Anteil aus der KA an der

Überschreitung des Grenzwertes ausgegangen, jedoch scheint dieser zu der Erhöhung der Konzentration beizutragen.

KA51 – Neumünster

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Neumünster handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 280). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengestellt.

Tabelle 280: Stammdaten Neumünster.

UTM Ost	32560987
UTM Nord	5990821
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	380.000 EW
Anschlussgröße (2018)	139.764 EW
Jahresabwassermenge	8.103.557 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt direkt in die Bullenbek. Anschließend mündet das Gewässer in die Stör und letztendlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 281 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 282 zusammengefasst.

Das sehr kleine EZG (9,26 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 139.764 EW zu einem extrem hohen theoretischen Abwasseranteil von 266,4 % bei Mittelwasserabfluss (MQ). Bei den Probenahmen wurde der tatsächliche Abwasseranteil jedoch jedes Mal deutlich unterschritten (88,74%; 52,26% und 48,75 %), während MQ deutlich überschritten wurde. Das angestrebte Abflussregime ($> MNQ$ und $< Q_{Median}$) konnte somit an keinem der Probenahmeterminale eingehalten werden. Oberhalb der Kläranlage im EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 281: Gewässerdaten Neumünster.

Vorflutgewässer		Bullenbek	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Bullenbek	
Größe EZG		9,26 km ²	
MNQ	0,03 m ³ /s	MNq	3,13 l/(s*km ²)
Q-Median	0,07 m ³ /s	Median-q	7,75 l/(s*km ²)
MQ	0,10 m ³ /s	Mq	10,41 l/(s*km ²)

Tabelle 282: Abflussdaten Neumünster.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
30.03.2021	42	260	293 ($> MQ$)	88,74
23.06.2021	21	139	266 ($> MQ$)	52,26
15.09.2021	10	97,5	200 ($> MQ$)	48,75

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Neumünster werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte vier Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 28 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere 15 überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 283 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei zwölf der 18 Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 21 weitere Stoffe (siehe Tabelle 283c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 21 Stoffen gibt es für sechs Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was durch die fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Tabelle 283: Ergebnisse Neumünster.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0005	< BG
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,011	20,8
Imidacloprid	0,002		0,022	65,8
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	3,033	72,2
Azithromycin		0,019	0,035	132,2
Diclofenac		0,05	0,840	165,5
Erythromycin A		0,04	0,086	70,6
Gabapentin		0,1	0,853	78,1
Ibuprofen		0,011	0,018	31,8
Iomeprol		0,1	1,307	38,9
Iopamidol		0,1	0,408	39,6
Primidon		0,1	0,183	94,0
Sotalol		0,1	0,108	90,5
Tramadol		0,1	0,510	88,2
Valsartan		0,1	0,168	131,1
Venlafaxin		0,1	0,363	93,1
Pyren		0,0023	0,0029	29,6
Acesulfam-K		0,1	0,143	63,3

c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Bezafibrat		2,3	0,019	129,7
Carbamazepin		0,5	0,333	76,9
Clarithromycin		0,12	0,046	86,8
Guanylharnstoff			3,233	87,1
Metformin		5	0,543	79,6
Metoprolol		8,6	1,180	98,3
Oxypurinol			40,333	91,1
Valsartansäure			3,133	76,1
Venlafaxinsäure			0,963	76,9
Perfluorbutansäure			0,007	73,1
Perfluorbutansulfonsäure			0,007	82,2
Perfluoroctansäure		0,1	0,027	55,9
Diuron	0,2		0,009	68,5
DEET		88	0,109	73,9
Tebuconazol		0,625	0,007	67,3
Terbutryn	0,065		0,023	133,4
Triclosan	0,02		0,003	200,2
Mecoprop	0,1		0,049	112,2
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	1,567	76,4
Benztotriazol		19	4,900	71,0
Melamin		10	5,100	82,1

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach unten ab. Dieses deutet auf eine Unterschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden überschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme in der Einleitfahne erfolgte (Fall 3.1 nach Abs. 8.5). Es muss allerdings darauf verwiesen werden, dass die Abfluss- und damit Frachtbestimmung nicht konsistent ist (Tabelle 282), was zu fehlerhaften Frachtanteilen führen kann. Wenigstens für einige Stoffe (z. B. Azithromycin, Diclofenac, Valsartan) ist die Frachtbestimmung offenkundig fehlerhaft, da die JD-Frachtanteile größer als 100 % sind. Der sehr hohe theoretische Abwasseranteil sowie die fehlende Vorbelastung des Gewässers ließen JD-Frachtanteile von 100 % bei den Substanzen der Stoffklassen A und D (nach Abs. 11.1 mit Tabelle 319) erwarten.

Die Frachtanteile für die Humanarzneistoffe liegen größtenteils zwischen 70 – 120 %. Dabei scheinen die Abflüsse (und damit die Frachten) an den Probenahmetagen im reduzierten Gewässernetz systematisch überschätzt zu werden, was zu einem entsprechend geringeren Frachtanteil führt.⁵³

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung die geltende JD-UQN. Die Konzentrationen im Gewässer bleiben weitgehend gleich. Im KA-Ablauf konnte der Stoff an keinem der Probenahmetermine nachgewiesen werden. Daher wird kein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt.

Das Insektizid PFOS konnte an keinem der Probenahmetermine im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung nachgewiesen werden. Im KA-Ablauf konnte eine JD-Fracht von 0,054 g/d errechnet werden, während im Gewässer unterhalb der Einleitung eine JD-Fracht von 0,259 g/d festgestellt wurde. Dies resultiert in einem Frachtanteil von 20,77 %. Auch hier geht die Aufsummierung der Frachten nicht auf, was auf Fehler in der Probenahme oder Abflussbestimmung hinweist. Trotzdem kann ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung bestimmt werden, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für PFOS führt.

⁵³ Für diese KA wurde seitens des LLUR die Probenahme und die Durchflussbestimmung durchgeführt. Es fällt auf, dass die Summe der Abflüsse an PN1 und PN2 nicht zu PN 3 summieren.

Oberhalb der KA-Einleitung ist Imidacloprid nicht nachweisbar. Der rechnerische Frachtanteil (JD-Anteil) beträgt im Mittel 65,82 %. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt.

Die Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Azithromycin, Diclofenac, Erythromycin A, Gabapentin, Iomeprol, Iopamidol, Primidon, Sotalol, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin konnten an keinem der Probenahmeterminen im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung nachgewiesen werden. Daraus folgt, dass die JD-Frachtanteile bei 100% liegen müssten, sie schwanken aber zwischen 30 – 160 %. Trotzdem wird für die genannten Arzneistoffe ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung bestimmt.

Ibuprofen konnte sowohl im Gewässer (PN 1 und PN 3) als auch im KA-Ablauf nur am 1. Mess-tag nachgewiesen werden. Die Fracht im KA-Ablauf ist deutlich größer als die im Gewässer oberhalb gemessene. Daher wird auch hier ein signifikanter Eintrag aus der KA festgestellt.

Der Süßstoff Acesulfam-K ist oberhalb der KA-Einleitung zwar bereits messbar, jedoch wird der Grenzwert hier nicht überschritten. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist wesentlich größer als die im Gewässer oberhalb ermittelte. Auch der JD-Frachtanteil liegt bei 63,34 %. Daher ist hier ein signifikanter Anteil aus der KA-Einleitung vorhanden, der zu der Überschreitung des JD-UQN-Vorschlags für Acesulfam-K führt.

Des Weiteren sollten die sechs Stoffe Guanylharnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure, Venlafaxinsäure, Perfluorbutansäure (PFBA) und Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

KA52 – Rendsburg

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Rendsburg handelt es sich um eine Durchlaufanlage mit weitergehender Nährstoffelimination (Tabelle 284). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** hinterlegt.

Tabelle 284: Stammdaten Rendsburg.

UTM Ost	32541391
UTM Nord	6015129
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/bio-p/p/f
Ausbaugröße (2018)	220.000 EW
Anschlussgröße (2018)	76.400 EW
Jahresabwassermenge	3.730.528 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über eine Rohrleitung in die Eider. Im weiteren Verlauf mündet diese in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 285 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Eine Abflussbestimmung im reduzierten Gewässernetz konnte nicht erfolgen. Daher ist eine Betrachtung der Frachtanteile nicht möglich. Die Probenahmeterminen sowie die Abflüsse des KA-Ablaufes können der Tabelle 286 entnommen werden.

Das EZG mit 29,29 km² führt bei einer Anschlussgröße von 76.400 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 38,3 % bei Mittelwasserabfluss (MQ). Tatsächliche Werte konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht ermittelt werden. Im oberhalb befindlichen Teil des EZG leiten keine weiteren KA ein.

Tabelle 285: Gewässerdaten Rendsburg.

Vorflutgewässer		Eider	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Eider	
Größe EZG		29,29 km ²	
MNQ	0,16 m ³ /s	MNq	5,36 l/(s*km ²)
Q-Median	0,24 m ³ /s	Median-q	8,28 l/(s*km ²)
MQ	0,31 m ³ /s	Mq	10,55 l/(s*km ²)

Tabelle 286: Abflussdaten Rendsburg.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Abfluss) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseran- teil (aktuell) [%]
30.03.2021		180		
24.06.2021		147		
16.09.2021		84		

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Rendsburg werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte sieben Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 29 im zulässigen Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere 11 überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 287 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) konnten aufgrund der fehlenden Abflussdaten nicht berechnet werden. Eine Bewertung erfolgt anhand der Konzentrationen.

Tabelle 287: UQN-Überschreitungen Rendsburg.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0006	
Perfluorooctansulfonsäure	0,00065		0,002	
Imidacloprid	0,002		0,032	
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	1,057	
Azithromycin		0,019	0,025	
Carbamazepin		0,5	0,517	
Diclofenac		0,05	0,760	
Gabapentin		0,1	0,353	
Iomeprol		0,1	0,323	
Sotalol		0,1	0,170	
Tramadol		0,1	0,400	
Valsartan		0,1	0,151	
Venlafaxin		0,1	0,247	
Acesulfam-K		0,1	0,363	

Fazit

Es konnte nur der Durchfluss im KA Ablauf bestimmt werden, nicht aber im Gewässer. Es kann daher keine Betrachtung der Frachtanteile erfolgen. Die Eider hat an der Einleitung der KA Rendsburg eine EZG-Größe von 29,29 km². Die Anschlussgröße beträgt 76.400 EW. Hieraus resultiert mit 38,30 % ein relativ hoher theoretischer Abwasseranteil. Werden die gemessenen Abflüsse auf den MQ (0,31 m²/s) bezogen, führt das zu Abwasseranteilen im Bereich von 27,10 % bis 58,10 %. Bei einem theoretischen mittleren Abwasseranteil von 50 % müsste eine signifikante Einleitung daher eine Erhöhung der Konzentrationen im Gewässer (zwischen PN 1 und PN 3) um den Faktor 2 bedeuten.

Für den PAK Benzo[a]pyren liegen diese Quotienten für den 1. Tag bei 1,6, für den 2. Probenstag bei 4,4 und am 3. Tag bei 0,3. Es lässt sich daher nicht dauerhaft ein signifikanter Anteil feststellen. Überdies liegt die gemessene Konzentration im KA-Ablauf in allen drei Proben unterhalb der BG (0,0001 µg/L) und damit unterhalb der im Gewässer festgestellten Konzentration. Es wird daher kein signifikanter Anteil der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führen würde.

Die im KA-Ablauf festgestellten Stoffkonzentrationen des Insektizids PFOS sind in allen Fällen kleiner oder gleich den Konzentrationen im reduzierten Gewässernetz oberhalb der Einleitung. Folglich kommt es zu einer Verdünnung. Die Konzentrationen sind daher unterhalb der Einleitung geringer als oberhalb. Zusammengefasst wird daher kein signifikanter Anteil der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Verfehlung der Bewirtschaftungsziele gem. WHG führen würde.

Für Imidacloprid liegen die Quotienten für den 1. Tag bei 2,2, für den 2. Probenstag bei 10,4 und am 3. Tage bei 1,7. Es wird daher ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt, der zu einer Überschreitung der JD-UQN für das Insektizid Imidacloprid führt. Es wird dennoch empfohlen, dieses Ergebnis anhand weiterer Proben, idealerweise ergänzt um Durchflussmessungen, zu bestätigen.

Die Arzneistoffe Azithromycin, Diclofenac, Iomeprol, Sotalol, Valsartan und Venlafaxin konnten an keinem der Probenahmeterminen im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung festgestellt werden. Azithromycin konnte unterhalb der Einleitung nur ein Mal gemessen werden. Dies reicht jedoch aus um auch im Mittel zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages zu führen. Die anderen Arzneistoffe konnten an allen drei Messtagen unterhalb der Einleitung festgestellt werden. Die weiteren Arzneistoffe Amidotrizoesäure, Carbamazepin, Gabapentin und Tramadol konnten oberhalb der KA-Einleitung jeweils am 2. und 3. Messtag nachgewiesen werden. Ihre Quotienten liegen jeweils an allen drei Messtagen deutlich über 2 (Amidotrizoesäure: > 8,8; = 5,4; = 40,6, Carbamazepin: > 66; = 9,2; = 30,4, Gabapentin: > 57; = 5,6; = 26,9 und Tramadol: > 26; = 10; = 50,8). Daher wird für alle genannten Arzneistoffe ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die Quotienten liegen für den 1. Tag bei 6, für den 2. Probenstag bei 4,4 und am 3. Tag bei 1,8. Es wird ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt. Jedoch sollte überprüft werden, woher die hohen Konzentrationen oberhalb der Einleitung kommen, da es sonst trotz Maßnahmen auf der KA zu Überschreitungen des Grenzwertes kommen wird.

KA53 – Seeretz

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Seeretz handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 288). Eine Besonderheit der Kläranlage ist, dass das mechanisch vorbehandelte Abwasser sowie der Überschussschlamm aus der Kläranlage Timmendorfer Strand mitbehandelt wird. Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 288: Stammdaten Seeretz.

UTM Ost	32612695
UTM Nord	5976103
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/bio-p/p
Ausbaugröße (2018)	80.000 EW
Anschlussgröße (2018)	56.134 EW
Jahresabwassermenge	2.544.105 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Die Einleitung erfolgt über eine Rohrleitung in die Schwartau. Das Gewässer mündet anschließend in die Trave und letztendlich in die Ostsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 289 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 290 zusammengefasst.

Das relativ große EZG (210,92 km²) führt bei einer Anschlussgröße von 56.134 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 4,7 % bei Mittelwasserabfluss (MQ). Dieser wurde am ersten Probenahmetermin nur leicht überschritten, am zweiten und dritten jedoch deutlich überschritten (4,86%; 35,29% und 36,36 %). Das angestrebte Abflussregime (> MNQ und < Q_{Median}) wurde am ersten und zweiten Probenahmetermin eingehalten. Der gemessene Abfluss am dritten Messtag unterschreitet MNQ. Oberhalb der Kläranlage im EZG der Schwartau und deren Nebenarmen liegen 16 Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3, wobei 6 (1.016 EW) oberhalb des Barkauer Sees und 10 (8.683 EW) unterhalb einleiten. In der Summe kommen die 16 KA auf eine Anschlussgröße von 9.699 EW. Dies sind 17,30 % gegenüber der Anschlussgröße der KA Seeretz (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 289: Gewässerdaten Seeretz.

Vorflutgewässer		Schwartau	
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?		ja	
Beprobung am red. Gewässernetz		Schwartau	
Größe EZG		210,92 km ²	
MNQ	0,24 m ³ /s	MNq	1,15 l/(s*km ²)
Q-Median	0,99 m ³ /s	Median-q	4,71 l/(s*km ²)
MQ	1,72 m ³ /s	Mq	8,18 l/(s*km ²)

Tabelle 290: Abflussdaten Seeretz.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
31.03.2021	1.520	74	1.520	4,86
23.06.2021	340	120	340	35,29
15.09.2021	220	80	220 (< MNQ)	36,36

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Seeretz werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte neun Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) und 35 im zulässigen Bereich festgestellt. Zwei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere vier überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 291 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN- Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei vier der sechs Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 291: Ergebnisse Seeretz.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzen- tration [µg/L]	JD-Frach- tanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,002	112,1
Imidacloprid	0,002		0,012	43,2
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Diclofenac		0,05	0,184	583,1
Gabapentin		0,1	0,241	434,2
Valsartan		0,1	0,424	612,1
Acesulfam-K		0,1	0,190	41,9
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				
Amidotrizoesäure		0,1	0,064	268,4
Carbamazepin		0,5	0,071	329,0
Clarithromycin		0,12	0,008	120,0
Erythromycin A		0,04	0,008	88,8
Guanylharnstoff			0,291	1354,7
Iomeprol		0,1	0,059	310,4
Metoprolol		8,6	0,189	449,7
Oxypurinol			3,296	757,4
Primidon		0,1	0,017	247,5
Sotalol		0,1	0,017	256,5
Sulfamethoxazol		0,6	0,029	278,4
Tramadol		0,1	0,038	340,8
Valsartansäure			0,265	222,4
Venlafaxin		0,1	0,041	315,9
Venlafaxinsäure			0,105	271,5
DEET		88	0,066	139,7
Terbutryn	0,065		0,007	205,0
Triclosan	0,02		0,003	70,2
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		20	0,742	61,5
Benzotriazol		19	2,930	70,1
Melamin		10	1,199	62,0

Nennenswerte Frachtanteile (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil* > 50 %) treten nicht nur bei zeitgleicher Überschreitung der JD-UQN auf, sondern auch für 21 weitere Stoffe (siehe Tabelle 291c). Diese Stoffe werden zwar nicht als kritisch angesehen, da sie die Grenzwerte nicht überschreiten, jedoch ist davon auszugehen, dass sie überwiegend durch die KA-Einleitung ins Gewässer gelangen. Von den 21 Stoffen gibt es für vier Stoffe weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge, so dass diese Stoffe durch das obige Bewertungsschema nicht erfasst werden. Unter Umständen könnten diese Stoffe kritisch für das Gewässer sein, was aufgrund der fehlenden Grenzwerte jedoch nicht erfasst werden kann.

Fazit

Die Fehlerquotienten der Massenbilanzierung weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses begründet grundsätzlich eine Überschätzung der JD-Frachtanteile. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden unterschätzt. Dieses wäre damit zu begründen, dass die Probenahme neben der Einleitfahne in einem noch nicht vollständig durchmischten Abschnitt der Schwartau erfolgte (Fall 2.1 nach Abs. 8.5).

Daher scheinen die Abflüsse (und damit die Frachten) im reduzierten Gewässernetz systematisch unterschätzt zu werden, was zu entsprechend erhöhten Frachtanteilen führt.⁵⁴

Die Frachtanteile für die Humanarzneistoffe liegen häufig deutlich über 100 %. Durch die Vorbelastung der Schwartau durch die oberhalb liegenden kleineren KA, wären hier zunächst deutlich niedrigere Frachtanteile (< 100 %) zu erwarten, jedoch liegen alle KA an Nebenarmen der Schwartau und in größerer Entfernung zur KA Seeretz.

Das Insektizid PFOS überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung die geltende JD-UQN. Unterhalb der Einleitung konnte der Stoff nur am 3. Messtag nachgewiesen werden. Dies reicht aus um im Mittel zu einer Überschreitung der JD-UQN zu führen. Sowohl die Konzentrationen als auch die Frachten nehmen im Gewässer (von PN 1 zu PN 3) ab. D.h. die KA-Einleitung führt hier zu einer Verdünnung. Des Weiteren ist die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht deutlich kleiner als die im Gewässer. Aus diesen Gründen kann für PFOS kein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt werden.

Imidacloprid konnte an keinem der Messtage im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung nachgewiesen werden (allerdings ist die hier verwendete BG größer als die JD-UQN). Trotzdem liegt der berechnete Frachtanteil bei 43,16 %. Eine Signifikanz des Frachtanteils aus der KA erscheint möglich, allerdings sollten weitere Messungen mit einer niedrigeren BG durchgeführt werden.

Die Arzneistoffe Diclofenac, Gabapentin und Valsartan können zumindest teilweise schon oberhalb der KA-Einleitung festgestellt werden. Im KA-Ablauf sind sowohl die Konzentrationen als auch die Frachten deutlich größer als die im Gewässer. Außerdem führt die KA-Einleitung bei allen drei Stoffen zu einem deutlichen Anstieg der Fracht im Gewässer. Daher kann ein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt werden, der zu einer Überschreitung der JD-UQN-Vorschläge für die genannten Arzneimittel führt.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist etwa halb so groß wie die im Gewässer oberhalb der Einleitung befindliche Fracht (KA: 6,3 g/d; PN 1: 12,8 g/d). Daher kann hier kein signifikanter Frachtanteil aus der KA festgestellt werden.

Des Weiteren sollten die vier Stoffe Guanylarnstoff, Oxypurinol, Valsartansäure und Venlafaxinsäure bei Einführung von UQN bzw. UQN-Vorschlägen neu bewertet werden, da diese signifikante Frachtanteile aufweisen, jedoch weder Werte für JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge vorhanden sind.

⁵⁴ Für diese KA wurde seitens des LLUR die Probenahme und die Durchflussbestimmung durchgeführt. Es fällt auf, dass die Summe der Abflüsse an PN1 und PN2 nicht zu PN 3 summieren.

KA54 – Tarp

Allgemeines zur Kläranlage

Bei der Kläranlage in Tarp handelt es sich um eine Durchlaufanlage (Tabelle 292). Weitere Details sind im Datenblatt in **Anhang D.1** zusammengefasst.

Tabelle 292: Stammdaten Tarp.

UTM Ost	32526672
UTM Nord	6058016
Behandlungsverfahren	m/b/n/d/p
Ausbaugröße (2018)	6.100 EW
Anschlussgröße (2018)	5.800 EW
Jahresabwassermenge	346.679 m ³

Allgemeines zum Gewässer

Das Klarwasser wird direkt in die Treene eingeleitet. Im weiteren Verlauf mündet das Gewässer in die Eider und letztendlich in die Nordsee. Details über das Vorflutgewässer und das Einzugsgebiet können der Tabelle 293 entnommen werden. Die genaue Lage der drei Probenahmepunkte kann im Datenblatt in **Anhang D.1** eingesehen werden. Die jeweiligen Abflüsse sowie der aktuelle Abwasseranteil sind in Tabelle 294 zusammengefasst.

Das EZG mit 178,47 km² führt bei einer Anschlussgröße von 5.800 EW zu einem theoretischen Abwasseranteil von 0,5 % bei Mittelwasserabfluss. Dieser wurde am ersten Probenahmetermin leicht unterschritten, am zweiten und dritten dann leicht überschritten (0,31%; 0,80% und 1,15 %). Das angestrebte Abflussregime ($> MNQ$ und $< Q_{Median}$) wurde an allen Probenahmeterminen eingehalten. Es ist zu beachten, dass die Kläranlage KA36 Satrup (15.135 EW) bereits oberhalb von Tarp in einen Nebenarm der Treene (Mühlenstrom) einleitet. Zusätzlich leiten 12 Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2 oberhalb von Tarp (größtenteils in Nebenarmen) ein, wobei neun (8.309 EW) oberhalb des Treßsee, eine weitere (1.285 EW) oberhalb des Sankelmarker Sees und zwei (2.050 EW) unterhalb der Seen einleiten. In der Summe kommen die 12 KA auf eine Anschlussgröße von 11.644 EW. Dies sind 200,8 % gegenüber der Anschlussgröße der KA Tarp (vgl. **Anhang 5**).

Tabelle 293: Gewässerdaten Tarp.

Vorflutgewässer	Treene		
Vorflutgewässer red. Gewässernetz?	ja		
Beprobung am red. Gewässernetz	Treene		
Größe EZG	178,47 km ²		
MNQ	0,39 m ³ /s	MNq	2,19 l/(s*km ²)
Q-Median	1,51 m ³ /s	Median-q	8,45 l/(s*km ²)
MQ	2,12 m ³ /s	Mq	11,86 l/(s*km ²)

Tabelle 294: Abflussdaten Tarp.

Datum	Abfluss 1 (OW) [l/s]	Abfluss 2 (KA-Ablauf) [l/s]	Abfluss 3 (UW) [l/s]	Abwasseranteil (aktuell) [%]
30.03.2021	1.992	6	1.915	0,31
24.06.2021	799	7	875	0,80
16.09.2021	524	6	522	1,15

Erläuterung der Ergebnisse aus der Spurenstoff-Analyse

In Tarp werden im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) für die Jahresdurchschnittswerte neun Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< BG$) und 33 im zulässigen

Bereich festgestellt. Drei Stoffe überschreiten die geltenden JD-UQN und weitere fünf überschreiten JD-UQN-Vorschläge. In der Tabelle 295 werden alle Überschreitungen der vorhandenen JD-UQN und der JD-UQN-Vorschläge im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung (PN 3) aufgelistet. Des Weiteren wird der Frachtanteil (gem. Tabellenblatt *JD-Anteil*) aufgezeigt. Bei einer der acht Überschreitungen ist ein nennenswerter Frachtanteil (> 50 %) festzustellen (Frachtanteil fett).

Tabelle 295: Ergebnisse Tarp.

Stoff	JD-UQN [µg/L]	JD-UQN- Vorschlag [µg/L]	JD-Konzentration [µg/L]	JD-Frachtanteil [%]
a) Überschreitungen von JD-UQN				
Benzo[a]pyren	0,00017		0,0004	0,2
Perfluoroctansulfonsäure	0,00065		0,001	2,4
Imidacloprid	0,002		0,012	2,1
b) Überschreitungen von JD-UQN Vorschlägen oder Präventivwerten				
Amidotrizoesäure		0,1	0,163	56,0
Diclofenac		0,05	0,087	29,7
Gabapentin		0,1	0,164	6,7
Ibuprofen		0,011	0,015	6,3
Acesulfam-K		0,1	0,873	0,8
c) weitere JD-Frachtanteile > 50 %				

Nennenswerte Frachtanteile (> 50 %) treten bei der KA Tarp nur einmal bei einer zeitgleichen Überschreitung der JD-UQN auf (Amidotrizoesäure).

Fazit

Die hier angegebenen JD-Frachtanteile liegen in einem plausiblen Bereich (Fall 1 nach Abs. 8.5).

Die Frachtanteile für die Arzneistoffe liegen größtenteils in fast allen Fällen z. T. deutlich unter 30 %. Zusätzlich werden bereits oberhalb der KA-Einleitung einige JD-UQN bzw. JD-UQN-Vorschläge überschritten. Dies ist durch die Vorbelastung der Treene durch die Einleitungen der Kläranlage KA36 Satrup sowie der vielen kleineren KA zu erklären.

Der PAK Benzo[a]pyren überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung die geltende JD-UQN. Außerdem konnte der Stoff nur an einem Messtag im KA-Ablauf festgestellt werden. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist um ein Vielfaches kleiner als die Fracht im Gewässer (KA: 0,0001 g/d; PN 1: 0,0365 g/d). Daher kann hier kein signifikanter Frachtanteil aus der KA-Einleitung festgestellt werden.

PFOS überschreitet ebenfalls bereits oberhalb der KA-Einleitung die JD-UQN. Die im KA-Ablauf befindliche Fracht ist wesentlich kleiner als die im Gewässer oberhalb gemessene (KA: 0,0014 g/d; PN 1: 0,1163 g/d). Des Weiteren nimmt die Fracht im Gewässer ab. Die KA-Einleitung scheint für PFOS zu einer Verdünnung zu führen. Daher kann hier kein signifikanter Frachtanteil festgestellt werden.

Imidacloprid konnte an keinem der Probenahmeterminen oberhalb der KA-Einleitung nachgewiesen werden. Unterhalb der Einleitung konnte der Stoff nur am 3. Messtag festgestellt werden. Dies reicht aus um im Mittel zu einer Überschreitung der JD-UQN zu führen. Allerdings konnte am 3. Messtag sowohl im KA-Ablauf als auch im Gewässer oberhalb der Einleitung keine Konzentration festgestellt werden, so dass sich die Frage stellt wo die gemessene Konzentration herkommt oder ob es sich um einen Messfehler handelt. Von der Größenordnung her würde sie zu den im KA-Ablauf gemessenen Konzentrationen am 1. und 2. Messtag passen.

Die Arzneistoffe Gabapentin und Ibuprofen überschreiten bereits oberhalb der KA-Einleitung den jeweiligen JD-UQN-Vorschlag. Die JD-Konzentration für Amidotrizoesäure liegt an PN 1 nur knapp unterhalb des JD-UQN-Vorschlages. Diclofenac konnte zwar auch zweimal oberhalb gemessen werden, dies führt aber nicht zu einer Überschreitung. Wenn die jeweilige Fracht aus dem KA-Ablauf auf MQ ($2,12 \text{ m}^3/\text{s}$) bezogen wird, stellt sich heraus, dass diese allein nicht ausreicht um zu den Überschreitungen der Grenzwerte zu führen (Amidotrizoesäure = $0,049 \text{ µg/L}$ < JD-UQN = $0,1 \text{ µg/L}$; Diclofenac = $0,0132 \text{ µg/L}$ < JD-UQN = $0,05 \text{ µg/L}$; Gabapentin = $0,0076 \text{ µg/L}$ < JD-UQN = $0,1 \text{ µg/L}$; Ibuprofen = $0,0008 \text{ µg/L}$ < JD-UQN = $0,011 \text{ µg/L}$). Daraus lässt sich schließen, dass die KA-Einleitung keinen signifikanten Frachanteil an der Überschreitung der jeweiligen JD-UQN-Vorschläge hat.

Der Süßstoff Acesulfam-K überschreitet bereits oberhalb der KA-Einleitung den JD-UQN-Vorschlag. Die mit dem KA-Ablauf emittierte Fracht ist wesentlich kleiner als die im Gewässer gemessene (KA: $0,50 \text{ g/d}$; PN 1: $38,01 \text{ g/d}$). Daher kann hier kein signifikanter Frachanteil aus der KA-Einleitung festgestellt werden.

7 Regional- Messprogramm

7.1 Einleitung

Um den anthropogenen Einfluss auf die Gewässerqualität der Trave beurteilen zu können, werden Wasserproben an ausgewählten Messstellen entlang des Gewässerlaufs der Trave entnommen und analysiert. Außerdem wird an den Entnahmestellen der Durchfluss anhand von MID-Messungen bestimmt, wo die Situation dies zulässt, ansonsten ersatzweise z. B. durch die Salzverdünnungsmethode. Konzentrationen und Frachten werden bestimmt. Durch die kontinuierliche Beprobung eines einzelnen Flusses über die Fließstrecke hinweg sollen z. B. Effekte wie die Kumulierung von Frachten und der Abbau einzelner Stoffe aufgezeigt werden können. Eine Identifikation von Senken und Quellen wird angestrebt. Schließlich erlaubt das Messprogramm diffuse und punktuelle Eintragspfade zu erkennen. Abs. 3.2 erläutert die Methode. Im digitalen **Anhang D.5** sind alle Analysedaten dieses Messprogramms zusammengefasst.

7.1.1 Auswahl der Probenahmepunkte

Das regionale Messprogramm wird drei Mal durchgeführt. Die wesentlichen Kenngrößen der Probenahmepunkte sind im **Anhang 6** zusammengestellt. Vor Beginn des ersten Durchlaufs werden die Probenahmepunkte ausgewählt (Abbildung 15). Diese werden so gewählt, dass ein möglichst vollständiges Bild der Gewässerqualität der Oberflächengewässer im Trave-EZG und insbesondere der Trave bis Barnitz aufgezeigt werden kann. Hierfür werden über die Länge der Trave in gleichmäßigen Abständen Gewässerproben entnommen. Alle Einleitgewässer des reduzierten Gewässernetzes des Wardersees werden beprobt (Bißnitz – ID 101, Zufluss Bißnitz ID 102, Goldenbach ID 103, Strengliner Mühlenbach ID 104 und Trave vor Wardersee ID 105). Unmittelbar hinter dem Ablauf des Wardersees wird eine Gewässerprobe aus der Trave entnommen (ID 106), um so den Einfluss des Sees bezüglich Nähr- und Schadstofffrachten beurteilen zu können. Eine direkte Beprobung des Wardersees erfolgt nicht.

Unterhalb des Wardersees wird die Trave in gleichmäßigen Abständen unter dem Kriterium der Zugänglichkeit beprobt, da jeweils auch eine Abflussmessung vorgesehen war. Zusätzlich erfolgt eine Beprobung der Zuflüsse der Trave (nur reduziertes Gewässernetz) bzw. werden innerhalb der Trave unmittelbar nach Einleitung Probenahmepunkte positioniert. Die Kläranlagen, die in die Trave einleiten und die Teil des Lokal-Messprogramms sind (KA04 – Bad Oldesloe, KA05 – Bad Segeberg, KA 28 – Neversdorf und KA35- Reinfeld), werden am gleichen Tag parallel zum Gewässerabschnitt mitbeprobte.

Die Leezener Au wird zweifach beprobt. Eine Probenahme erfolgt vor der Einleitung in den Mözener See (ID 113), eine weitere vor Einleitung in die Trave (ID 112). Dieses Vorgehen wird aufgrund von mehreren punktuellen Einleitern und Kleinkläranlagen gewählt. Ebenfalls werden die Beste (ID 123) und die Barnitz (ID 124) einzeln beprobt. Insbesondere die Beste kann theoretisch mit sieben Klein-/Kläranlagen und einer kumulierten Anschlussgröße von 9.057 EW für einen signifikanten Anteil der Schadstofffrachten ursächlich sein. Die Größe des zugehörigen Einzugsgebiets der Beste beträgt 137 km².

Nach Abschluss des ersten Durchganges des regionalen Messprogrammes werden im Rahmen einer Vorauswertung alle Probenahmepunkte kritisch auf ihre Aussagekraft geprüft. Daraufhin werden diese im zweiten Durchgang so angepasst, dass nur Proben genommen und analysiert werden, aus denen signifikante Rückschlüsse auf die Gewässerqualität bzw. Eintragungspfade geschlossen werden können.

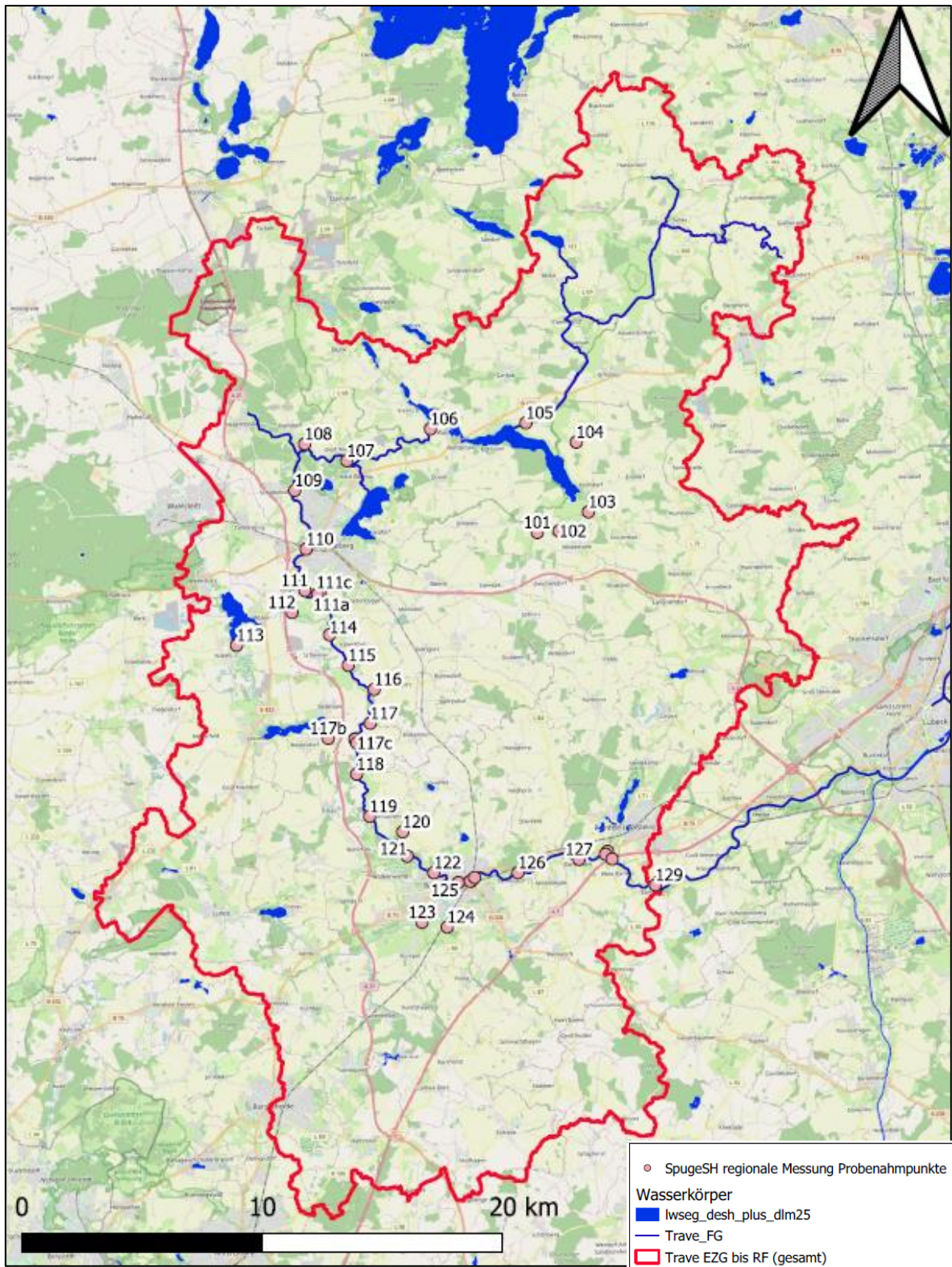


Abbildung 15: Probenahmpunkte des regionalen Messprogrammes

7.1.2 Durchführung der Messungen

Es werden alle Probenahmepunkte inklusiv der Kläranlagen innerhalb von einer Woche stromabwärts mit der Fließbewegung beprobt. Somit soll verhindert werden, dass gänzlich unterschiedliche Zustände im Gewässer herrschen. Es sei jedoch erwähnt, dass für eine optimale Analyse der Konzentrationen und Frachten man sich bestenfalls mit der Fließgeschwindigkeit der Gewässer bewegen müsse. Dies lassen praktische Überlegungen jedoch nicht zu.

Durch die dreimalige Wiederholung der Messungen sollen saisonale Effekte erkannt und mögliche fehlerbehaftete Messungen sowie plötzlich auftretende und kurz anhaltende Ereignisse detektiert werden. Ebenfalls kann durch die Analyse von verschiedenen Messungen zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten ein Jahresdurchschnittswert ermittelt werden, womit die Überprüfung von JD-UQNs möglich wird. Im folgenden Abschnitt werden Besonderheiten zu den einzelnen Messdurchgängen benannt.

Erster Durchlauf des regionalen Messprogrammes

Der erste Durchlauf des regionalen Messprogrammes wurde mit der erfolgreichen Beendigung des ersten Durchlaufes des lokalen Messprogrammes gestartet und somit vom 28.06.2021 bis zum 02.07.2021 durchgeführt. Bei der abschnittswisen Beprobung der Trave wurden die Kläranlagen an den entsprechenden Tagen mitberücksichtigt. Infolge eines unvorhergesehenen Starkregenereignisses kam es zu einer Änderung der Durchflussverhältnisse innerhalb der Trave (siehe Tabelle 296 und Abbildung 16).

Tabelle 296: Niederschlag während des ersten Durchlaufs des regionalen Messprogramm (Quelle Wetter.com).

Datum	Niederschlag [l/m ²]
26.06.2021	0.0
27.06.2021	0.0
28.06.2021	0.0
29.06.2021	15.7
30.06.2021	38.4
01.07.2021	1.6
02.07.2021	0.0

Aufgrund der extremen Strömungsverhältnisse und des hohen Wasserstands innerhalb der Trave konnten keine Durchflussmessungen mit dem MID unterhalb von Bad Oldesloe durchgeführt werden. Daher wurden als Referenzwerte Pegeldaten verwendet. Zur Ermittlung des genauen Durchflusses an den jeweiligen Punkten wurde mithilfe der Größe der Teileinzugsgebiete oberhalb der Probenahmepunkte und der Abflussspende q der Durchfluss rechnerisch ermittelt.

Aufgrund der erschwerten Bedingungen durch die Änderung der Wetterverhältnisse ist auch die Beprobung insbesondere ab dem Trave-km 35 zu sonstigen Beprobungen abweichend. Aufgrund des Übertretens des Gewässers konnte die Beprobung häufig nur im Uferbereich durchgeführt werden.

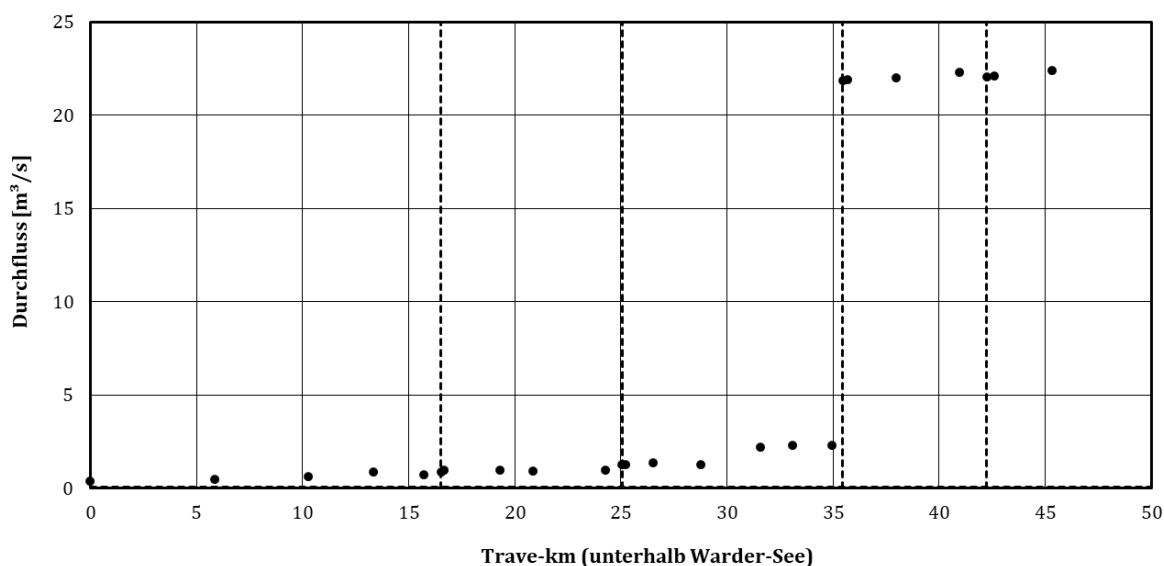


Abbildung 16: plötzlicher Anstieg des Durchflusses in der Trave unterhalb der KA Bad Oldesloe während des ersten Durchlaufs des regionalen Messprogrammes infolge eines Starkregenereignisses.

Zweiter Durchlauf des regionalen Messprogrammes

Der zweite Durchlauf des regionalen Messprogramms wurde vom 23.08.2021 bis zum 26.08.2021 durchgeführt. Durch die Berücksichtigung der Zwischenauswertung des ersten Durchlaufs konnte eine Beprobung der folgenden Messtellen aufgrund von mangelnder Signifikanz bzw. Aussagekraft bei der Durchführung des zweiten Durchlaufs verzichtet werden: ID 211, ID 213, ID 214, ID 217, ID 219, ID 225, ID 226, ID 229. Somit wurden 21 Probenahmen im reduzierten Gewässernetz durchgeführt.

Die Wetter- und Abflussverhältnisse entsprachen der Saisonalität (Tabelle 297 und Abbildung 17). Es herrschte ein Abfluss, der sich oberhalb MNQ und unter MQ einstellte.

Tabelle 297: Niederschlag während des zweiten Durchlaufs des regionalen Messprogramm (Quelle Wetter.com).

Datum	Niederschlag [l/m²]
21.08.2021	0.0
22.08.2021	3.5
23.08.2022	0.0
24.08.2022	0.0
25.08.2022	1.9
26.08.2022	1.9

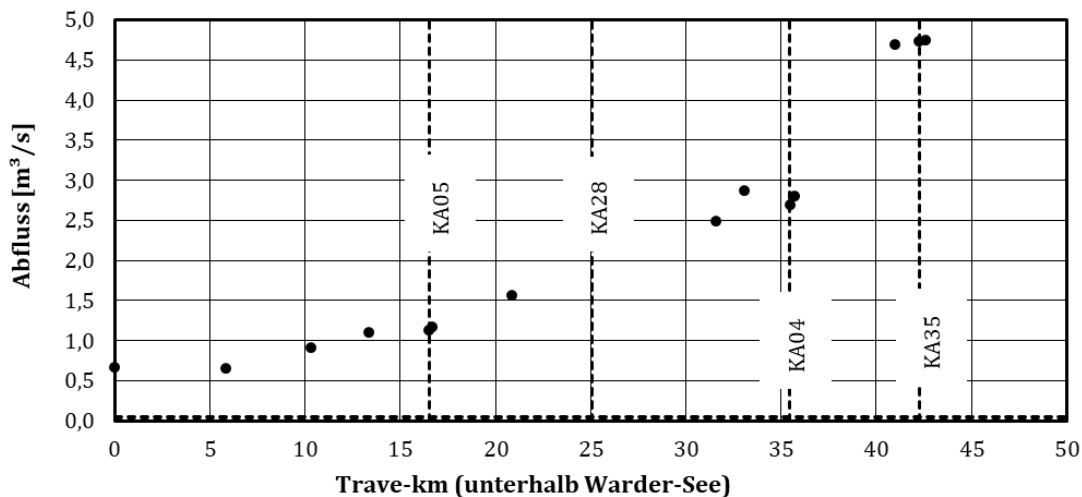


Abbildung 17: Durchfluss in der Trave während des zweiten Durchlaufs des regionalen Messprogrammes.

Dritter Durchlauf des regionalen Messprogrammes

Der dritte Durchlauf des regionalen Messprogrammes wurde vom 20.09.2021 bis zum 23.09.2021 durchgeführt. Es wurden gegenüber dem zweiten Durchlauf keine Probenahme-punkte geändert.

Tabelle 298: Niederschlag während des dritten Durchlaufs des regionalen Messprogrammes (Quelle Wetter.com).

Datum	Niederschlag [l/m²]
18.09.2021	0.1
19.09.2021	0.0
20.09.2022	0.0
21.09.2022	2.3
22.09.2022	0.0
23.09.2022	0.8

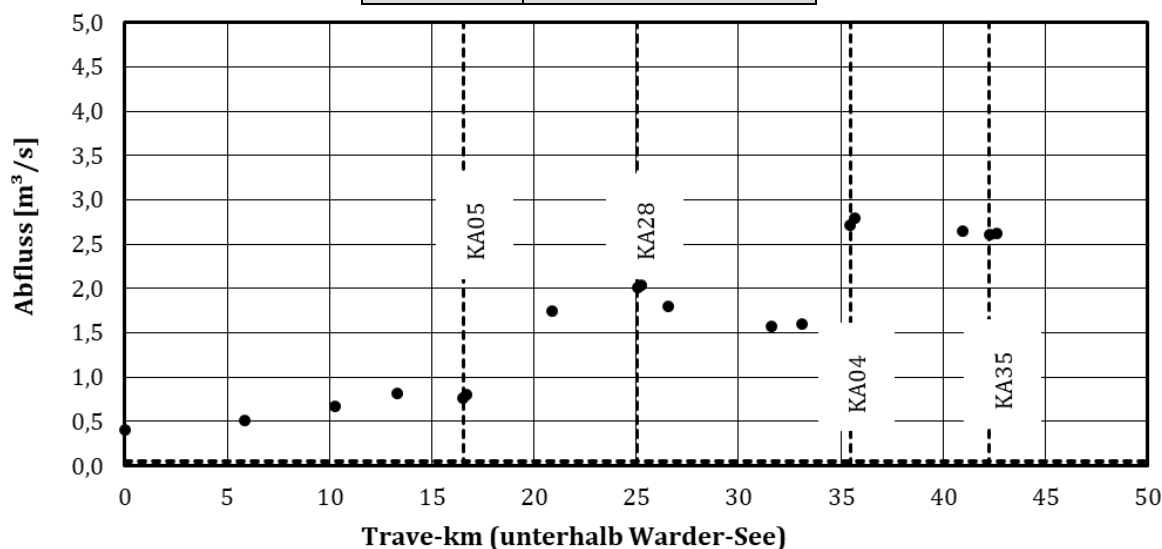


Abbildung 18: Durchfluss in der Trave während des dritten Durchlaufs des regionalen Messprogrammes.

7.1.3 Beschreibung des Trave Einzugsgebiets

Allgemeines

Die Trave befindet sich im Südosten von Schleswig-Holstein. Sie entspringt in Ostholstein bei Giesselrade (Gemeinde Ahrensböök) und mündet nach ca. 120 km in Travemünde in der Ostsee. Das Einzugsgebiet der Trave umfasst insgesamt 836 km² und ist hauptsächlich ländlich aber teilweise auch urban geprägt. Zahlreiche Flüsse und Bäche unter anderem die Beste, die Wakenitz, die Clever Au, die Schwartau sowie die Stepenitz münden in der Trave. In dem durchgeführten Projekt wird der obere Teil des Einzugsgebiets betrachtet (siehe Abbildung 19). Oberhalb von Bad Segeberg durchfließt die Trave den Wardersee. Eine Beprobung des Wardersees erfolgt nicht. Es werden jedoch alle oberirdischen Zuläufe und der Ablauf des Sees (Trave) beprobt.

Topographie

Die Topographie des Teileinzugsgebietes ist größtenteils flach. An der östlichen Wasserscheide sind jedoch größere Erhebungen von bis zu 82 m ü. NN vorhanden (Abbildung 20). Obwohl eine Untersuchung von Erosionseffekten und der Betrachtung von Konzentrationszeiten der Teileinzugsgebiete nicht erfolgt, können die Analysen der Probenahmen auch unter Berücksichtigung der topografischen Verhältnisse interpretiert werden. Sollten an Gewässerabschnitten mit hoher landwirtschaftlicher Nutzung und großem Gefälle ein erhöhter Nährstoffeintrag (z. B. Phosphat oder Stickstoff) festgestellt werden, könnte die Topographie als Indiz zur Auffindung derer Quellen dienen. (Abbildung 20).

Landnutzung

In Abbildung 21 wird die Landnutzung des oberen Trave-Einzugsgebietes dargestellt, das durch Ackerland bzw. landwirtschaftliche Nutzung geprägt ist. Dieses macht über die Hälfte der Flächennutzung aus. Die Flächenanteile von Wald und Grünland belaufen sich auf jeweils ca. 10 % und sind homogen über das betrachtete Teileinzugsgebiet verteilt. Wohnen, Verkehr und Sonstiges belaufen sich im stärker urbanisierten Bereich (zwischen Bad Segeberg und Reinfeld) auf ca. 8 bis 14 %. Des Weiteren sind freie Oberflächengewässer mit unter 5 % Flächenanteil vorhanden.

Die Landnutzung des oberen Trave-Einzugsgebiets unterhalb des Wardersees wird grafisch aufbereitet, wodurch die Verteilung der Flächennutzung entlang der Flusskilometer weiter verdeutlicht werden kann (Abbildung 22). Die Flächennutzung ist einer jeweiligen Farbe zugeordnet. Auf der vertikalen Achse ist der kumulierte Flächenanteil des gesamten EZG in Prozent und auf der horizontalen Achse die Trave Kilometer unterhalb des Wardersees aufgetragen.

Veränderungen des Gewässers im Hinblick auf die Konzentrationen und Frachten können durch eine Bezugnahme auf die Landnutzung bzw. die Änderung der Landnutzung im Teileinzugsgebiet erklärt werden. Dies gilt besonders für diffus eingetragene Stoffe. In der Abbildung 23 wird die Landnutzung für die einzelnen Teileinzugsgebiete grafisch dargestellt. Jede Säule stellt die anteilige Flächennutzung des Teil-Einzugsgebietes von der genannten Probenahmestelle (ID, s. folgender Abschnitt) bis zur nächsten oberhalb liegenden Probenahmestelle dar. Am Säulenfuß ist die Größe des jeweiligen Teil-EZG notiert.

Es werden beispielsweise die durch Siedlungsgebiete geprägten Teil-EZG bei Bad Segeberg (ID 100, 111b) und Bad Oldesloe (ID 125, 125a, 126) sichtbar. Da die zugehörigen Teil-EZG allerdings vergleichsweise klein sind, werden entsprechende Anteile nicht in den kumulierten Flächenanteilen (Abbildung 22) sichtbar.

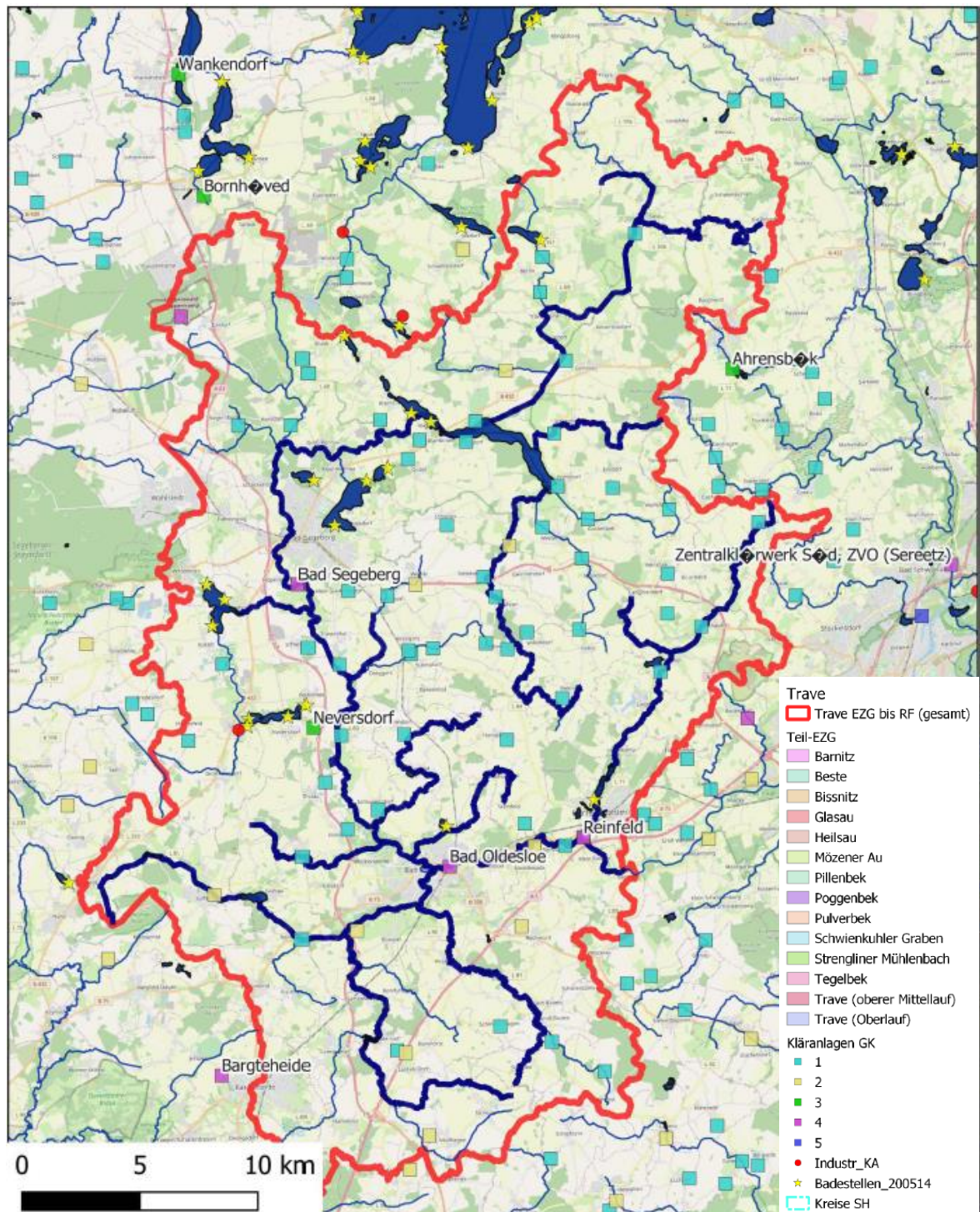


Abbildung 19: Untersuchtes Einzugsgebiet der Trave bis Barnitz.

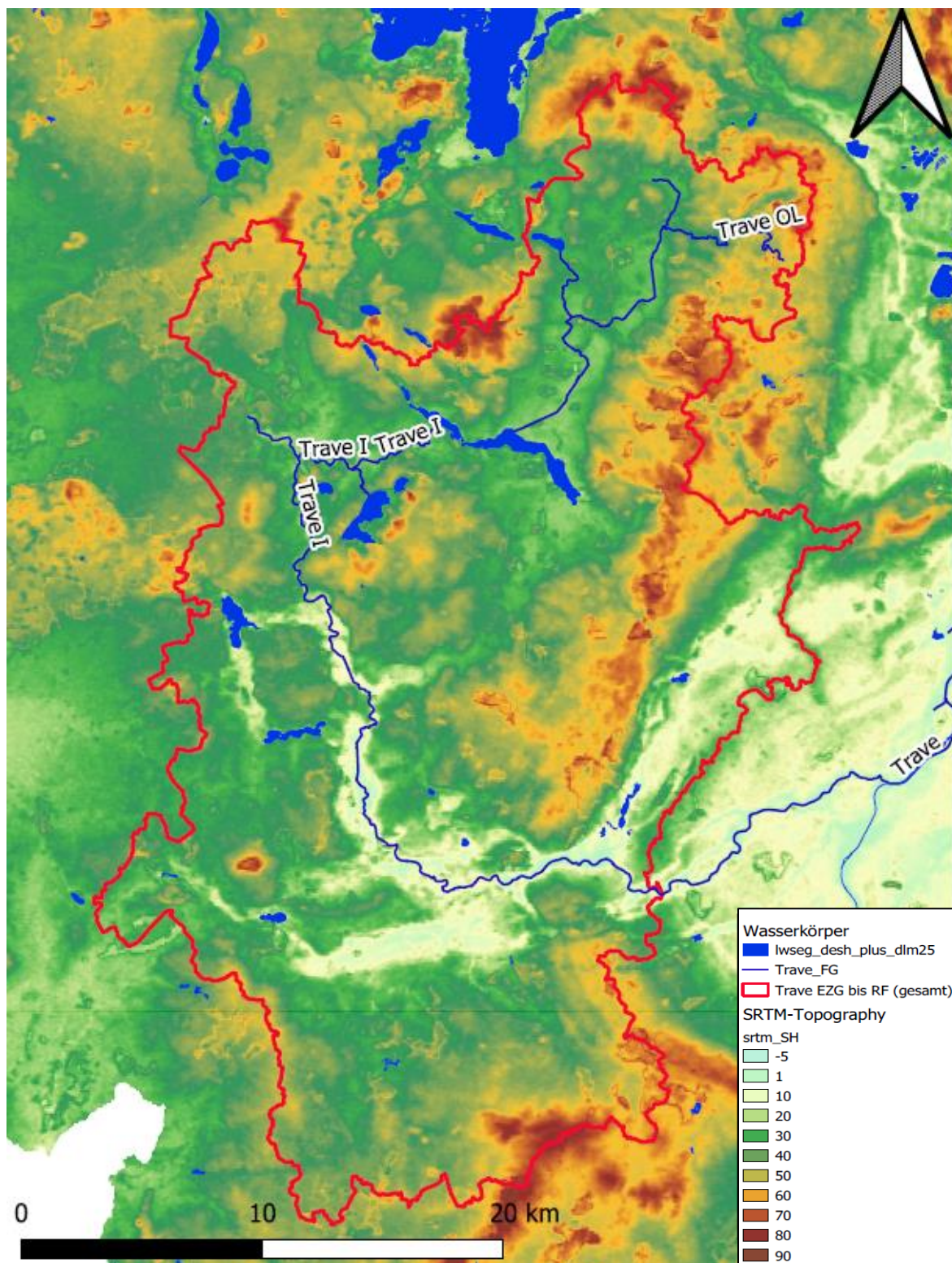


Abbildung 20: Topographie des Trave Einzugsgebiets.

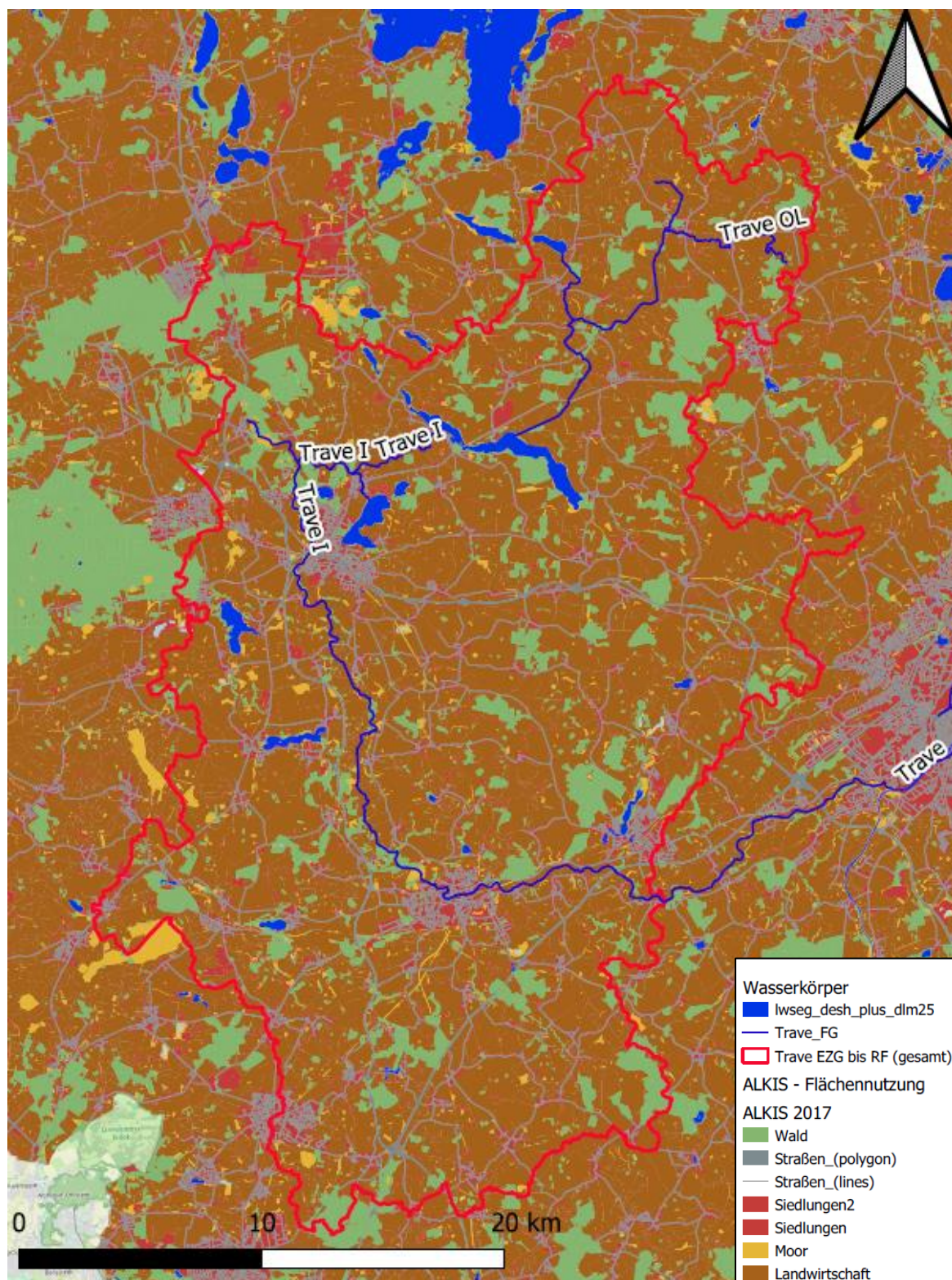


Abbildung 21: Flächennutzung des Trave-Einzugsgebiets

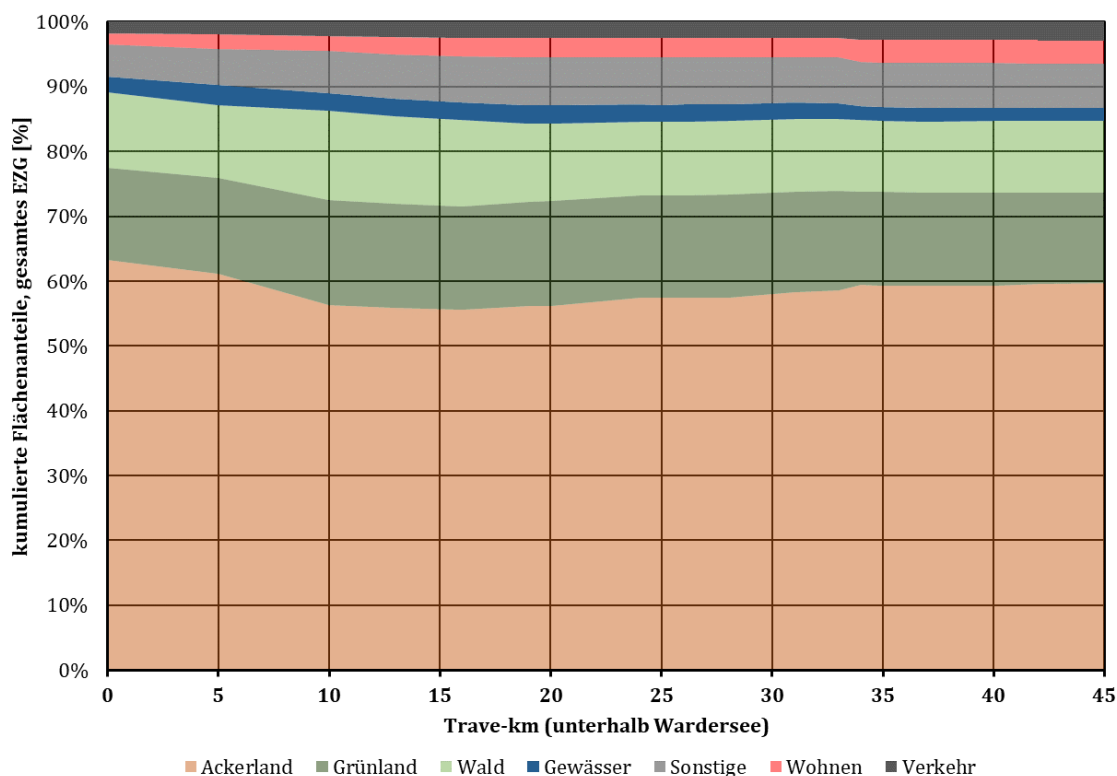


Abbildung 22: kumulierte Flächenanteile der Flächennutzung des Trave Einzugsgebiets unterhalb des Wardersees.

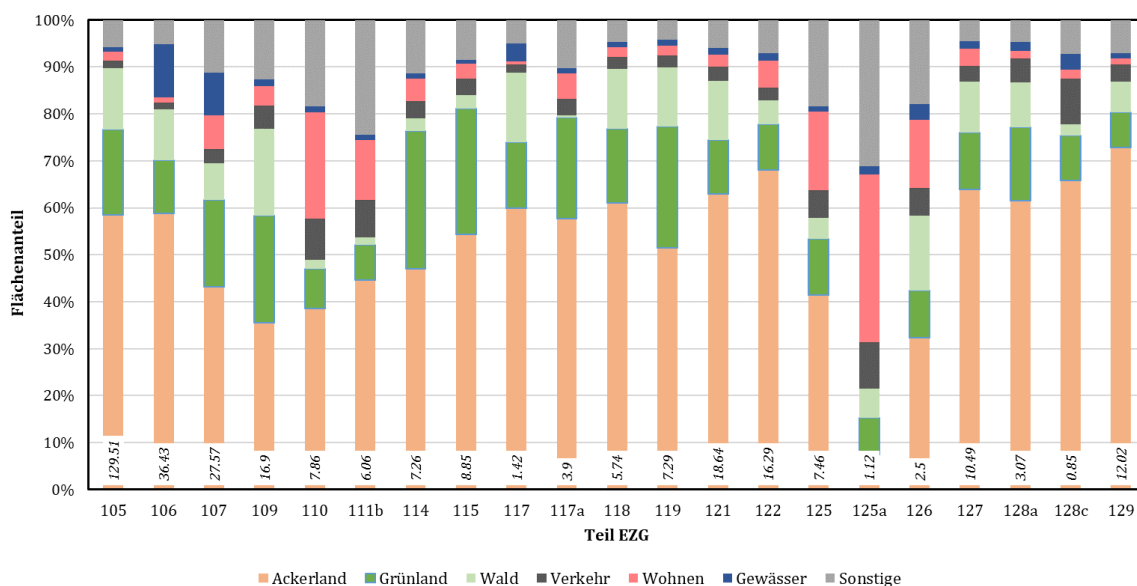


Abbildung 23: Flächenanteile der untersuchten Teil-Einzugsgebiete in Bezug auf die Probenahmepunkte; angegeben am Säulenfuß ist die jeweilige Größe des Teil-EZG [km²].

Abwassereinigungen

In dem Einzugsgebiet der Trave ist eine Vielzahl an kleinen- und Kleinkläranlagen angesiedelt. Die Kläranlagen Bad Segeberg (GK 4), Neversdorf (GK 3), Bad Oldesloe (GK 4) und Reinfeld (GK 4) stellen die größten Einleiter dar. Sie befinden sich unterhalb des Wardersees. Im nordwestlichen Teil des Trave-Einzugsgebiets, sehr nahe der Wasserscheide, befindet sich die

Kläranlage Trappenkamp, welche das behandelte Abwasser nicht in das Oberflächengewässer einleitet, sondern in den Untergrund verrieselt.

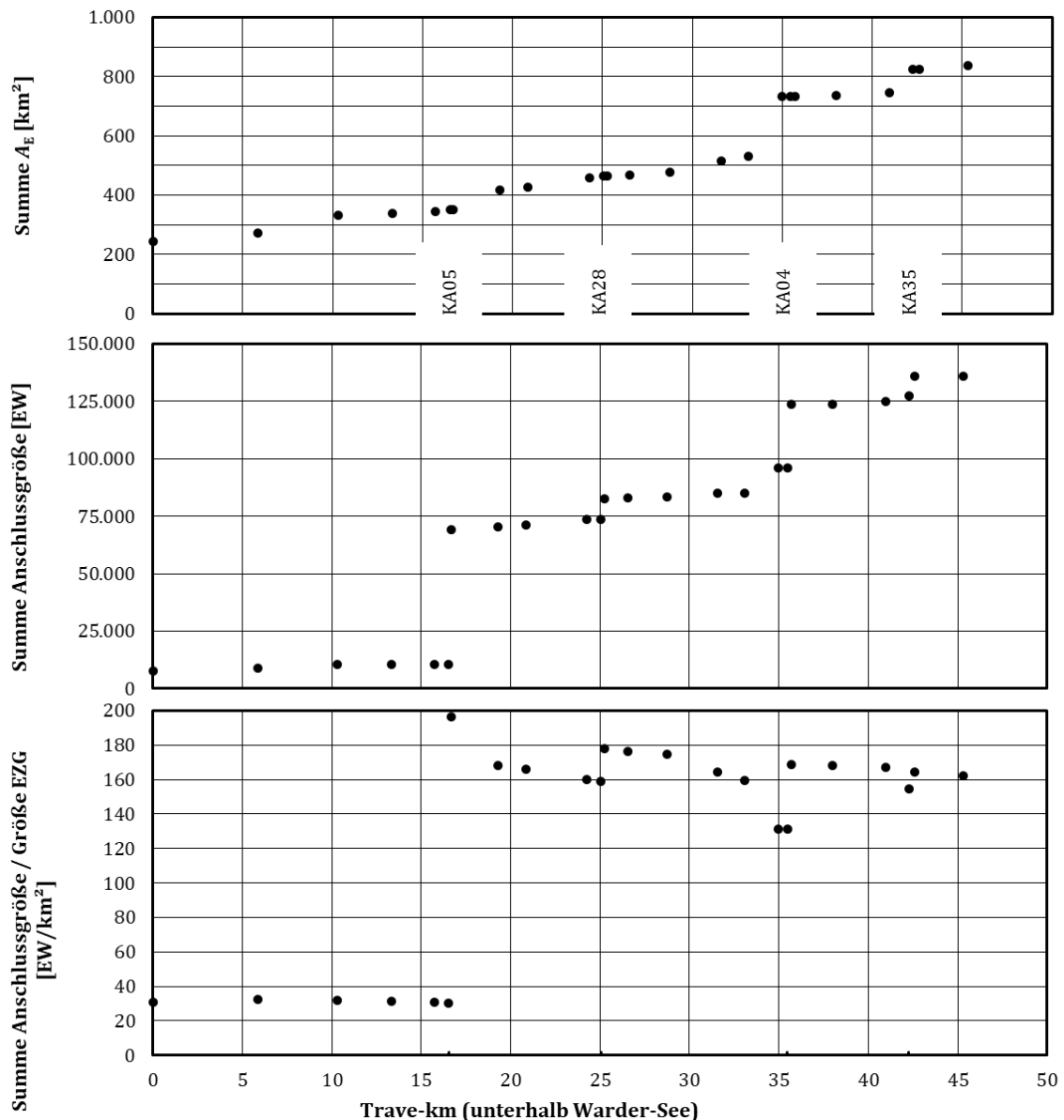


Abbildung 24: Kenngrößen des Trave-Einzugsgebiet für den Abschnitt zwischen Wardersee und Reinfeld; A: Größe des EZG, B: Summe der Anschlussgrößen, C: Quotient aus Anschlussgröße und EZG-Größe.

Das Einzugsgebiet der Barnitz beträgt 55 km². In diesem befinden sich vier kleine-/Kleinkläranlagen mit einer kumulierten Anschlussgröße von 2.069 EW. Unmittelbar bevor die Barnitz in die Beste mündet wird eine Probe aus dem Oberflächengewässer entnommen. Der letzte Probenahmepunkt der Trave befindet sich am unteren Ende des Teileinzugsgebietes (ID 129). Dieser befindet sich ca. 3 km unterhalb der Kläranlage Reinfeld.

Abbildung 24 stellt die wesentlichen Parameter für den Abschnitt zwischen dem Wardersee und Reinfeld über die Fließlänge (Trave-km) dar. Es ist eine relativ gleichmäßige Zunahme der EZG-Größe über die Fließstrecke zu erkennen. Einzige Ausnahme ist die Einmündung der Beste/ Barnitz in Bad Oldesloe bei Trave-km 35,0.

Einleitung größerer Kläranlagen liegen bei: Trave-km 16,5: Bad Segeberg (58.500 EW), Trave-km 25,1: Neversdorf (9.020 EW), Trave-km 35,5: Bad Olesloe (27.515 EW) und Trave-km 42,3:

Reinfeld (8.455 EW). Die kumulierte-Anschlussgröße aller Kläranlagen (GK 1 bis 5) des oberen Trave-EZG bis Barnitz beträgt 135.887 EW (s. Abbildung 19 zur Lage aller Kläranlagen mit Angabe der GK). Insbesondere die Einleitungen der Kläranlagen Bad Segeberg und Bad Oldesloe führen zu einem sprunghaften Anstieg der Anschlussgröße.

Dieses äußert sich in einem Anstieg der Abwasseranteile (hier ausgedrückt über den Quotienten aus kumulierter Anschlussgröße und EZG-Größe). Dieser Sprung ist in Bad Segeberg augenfällig. In Bad Oldesloe wird der Quotient etwa 1 km oberhalb der Kläranlagen-Einleitung infolge der Einmündung von Beste/ Barnitz reduziert. Dieses wird dann umgehend durch die KA-Einleitung egalisiert.

7.2 Ergebnisse

7.2.1 Nährstoffe

Durch die diffuse und punktuelle Einleitung von Phosphor- und Stickstoffverbindungen, kann es zu einem starken Anstieg des Wachstums von pflanzlichen Organismen kommen. Dieser Prozess wird als Eutrophierung bezeichnet. Über die Flüsse werden diese Frachten in die Seen und Meere geleitet und führen somit auch dort zu erhöhten Wachstumsraten. Es sind Maßnahmen sinnvoll, die zur Begrenzung der Höchstkonzentrationen an wachstumsbestimmenden Nährstoffen dienen. Hierzu zählen unter anderem Gewässerschutzstreifen, Phosphatfällung in Kläranlagen usw. Im Rahmen der Messkampagne werden im oberen Trave-Einzugsgebiet die in Abs. 3.6 genannten Begleitparameter analysiert. Die Oberflächengewässerverordnung gibt in Anhang 7 Grenzwerte für Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$), Gesamt-Phosphor (Gesamt-P), Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_2\text{-N}$) etc. zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials an. Die Trave als Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km^2 ist dem Gewässertyp 2.1 zugeordnet.

Der Eintrag von Ammonium erfolgt über Kläranlagen und durch diffuse Einträge von nicht aufgenommenen Düngern aus der Landwirtschaft. Auch wenn das Vorhandensein von reinem Ammoniumstickstoff keine erhebliche Umweltgefährdung darstellt, sind trotzdem sämtliche Eintragungen möglichst zu vermeiden. Dies ist darin begründet, dass eine Umwandlung von Ammonium zu Ammoniak pH- und temperaturabhängig erfolgt: $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightleftharpoons \text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$.

Während bei einem neutralen pH-Wert und niedrigen Temperaturen erhöhte Ammoniumkonzentrationen eher unschädlich für die Gewässerökologie sind, kommt es bei der Erhöhung einer der genannten Parameter zu drastischen Schäden durch Ammoniak, das als stark fischgiftig gilt. Zusätzlich wird bei dem Prozess teils freier Sauerstoff aus dem Fließgewässer entzogen bzw. gebunden, der somit anderen Organismen nicht mehr zur Verfügung steht.

Während des ersten Durchlaufs des regionalen Messprogramms liegen die Konzentrationen für $\text{NH}_4\text{-N}$ meist über dem Schwellenwert für einen guten ökologischen Zustand (Abbildung 25A). Insbesondere während des Starkregenereignisses steigen die Konzentrationen um ein Vielfaches an. Während des zweiten und dritten Durchlaufs sind die gemessenen Konzentrationen meist unterhalb der vorgegeben Höchstkonzentration für einen guten und teilweise auch für einen sehr guten ökologischen Zustand. Der pH-Wert ist innerhalb der Trave außerhalb des Starkregenereignisses konstant und beträgt 7,7 bis 8,2 (Abbildung 26). Über die Fließstrecke kommt es zu einer stetigen Erhöhung. Während des Starkregenereignisses sinkt dieser jedoch bis auf 7,16 ab. Dies ist durch den üblicherweise geringen pH-Wert von Niederschlagswasser zu begründen. In den festgestellten Bereichen sollte die Verschiebung des pH-Wertes nicht zu einer Umwandlung von Ammonium zu Ammoniak führen.

Die Fracht wird in Abbildung 25B logarithmisch dargestellt. Es ist somit eine exponentielle Zunahme über den Verlauf der Trave festzustellen. Da es zu keinen Sprüngen in dem Graphen der

Frachten an den Kläranlageneinleitungen kommt, kann von einem überwiegend diffusen Eintrag ausgegangen werden. Dieses ist aufgrund der im Belebtschlammverfahren integrierten Nitrifikationsstufe zu erwarten. Somit ist die Ursache für teils hohe Frachten auf landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen. Ein diffuser Eintrag über das Grundwasser kann praktisch ausgeschlossen werden, da Ammonium während des Infiltrationsprozesses zu Nitrat (NO_3^-) umgewandelt wird (Nitrifikation).

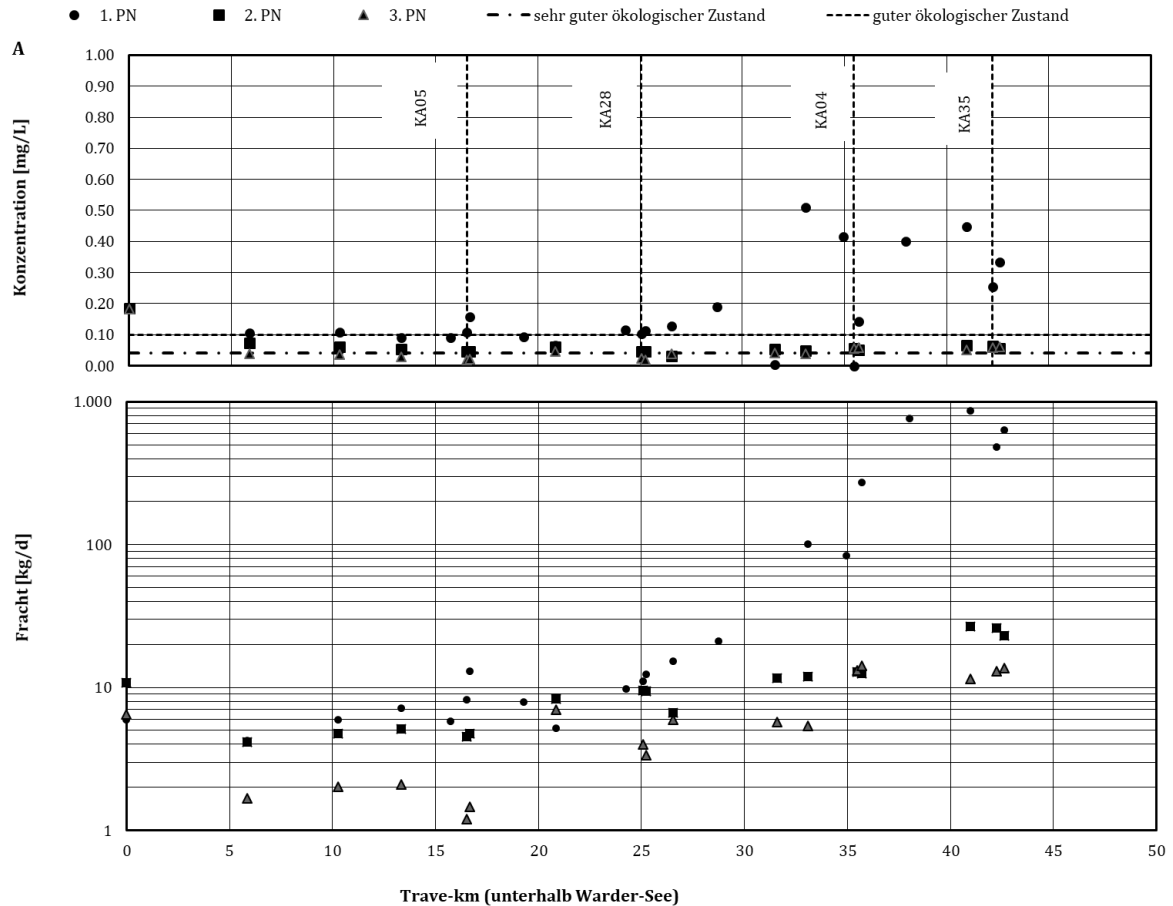


Abbildung 25: Konzentration und Fracht von Ammonium-Stickstoff über den Verlauf der Trave unterhalb des Wardersees.

Während des ersten Messdurchganges ist ein schlagartiger Anstieg in den Konzentrationen der Nährstoffe sichtbar. Für Nitrat (Abbildung 28) liegen keine Grenzwerte der Konzentrationen zur Bewertung des ökologischen Zustandes vor. Für Phosphor werden die Höchstkonzentrationen für einen guten ökologischen Zustand kontinuierlich überschritten (nicht dargestellt), für Nitrit liegen die Konzentrationen teilweise über den Grenzwerten für einen guten ökologischen Zustand (Abbildung 27).

Bei der Betrachtung der Frachten ist bei Nitrit eine Reduktion der Frachten im zweiten und dritten Messdurchlauf des regionalen Messprogrammes festzustellen. Dies kann durch die Nitrifikation erklärt werden. Ammonium bzw. Ammoniak wird zu Nitrit umgewandelt und im zweiten Teilprozess zu Nitrat oxidiert. Dadurch kann auch die stetige Erhöhung der Nitratfrachten erklärt werden. Zudem ist von einem nennenswerten Nitrat-Eintrag über die Kläranlagen und über das Grundwasser auszugehen. Beides führt zu einem quasi-kontinuierlichen Anstieg der Nitratfrachten.

Während des Starkregenereignisses werden alle Grenzwerte für einen ökologisch guten Zustand überschritten. Ein sprunghafter Anstieg aller Nährstofffrachten erfolgt an den Kläranlagen. Es ist ebenfalls ein stark erhöhter Eintrag an Nährstofffrachten durch Kläranlagen gegenüber dem zweiten und dritten Durchlauf festzustellen. Dies kann auf eine hydraulische

Überlastung der Kläranlagen hindeuten, die auch in Gesprächen von einigen Kläranlagenbetreibern bestätigt werden konnte.

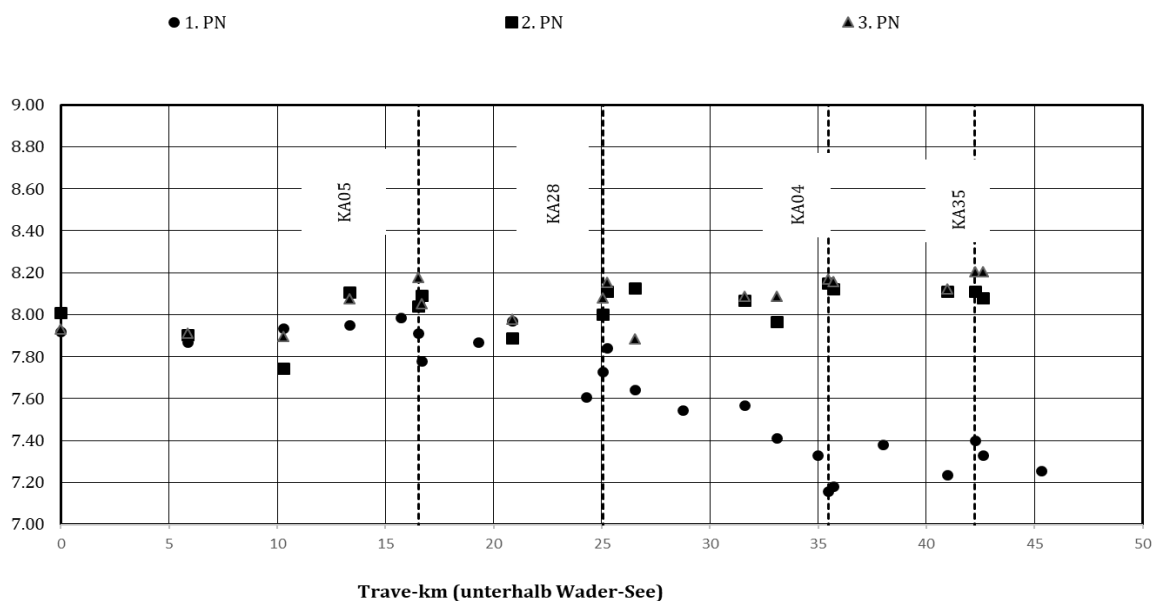


Abbildung 26: pH-Wert über den Verlauf der Trave unterhalb des Wardersees.

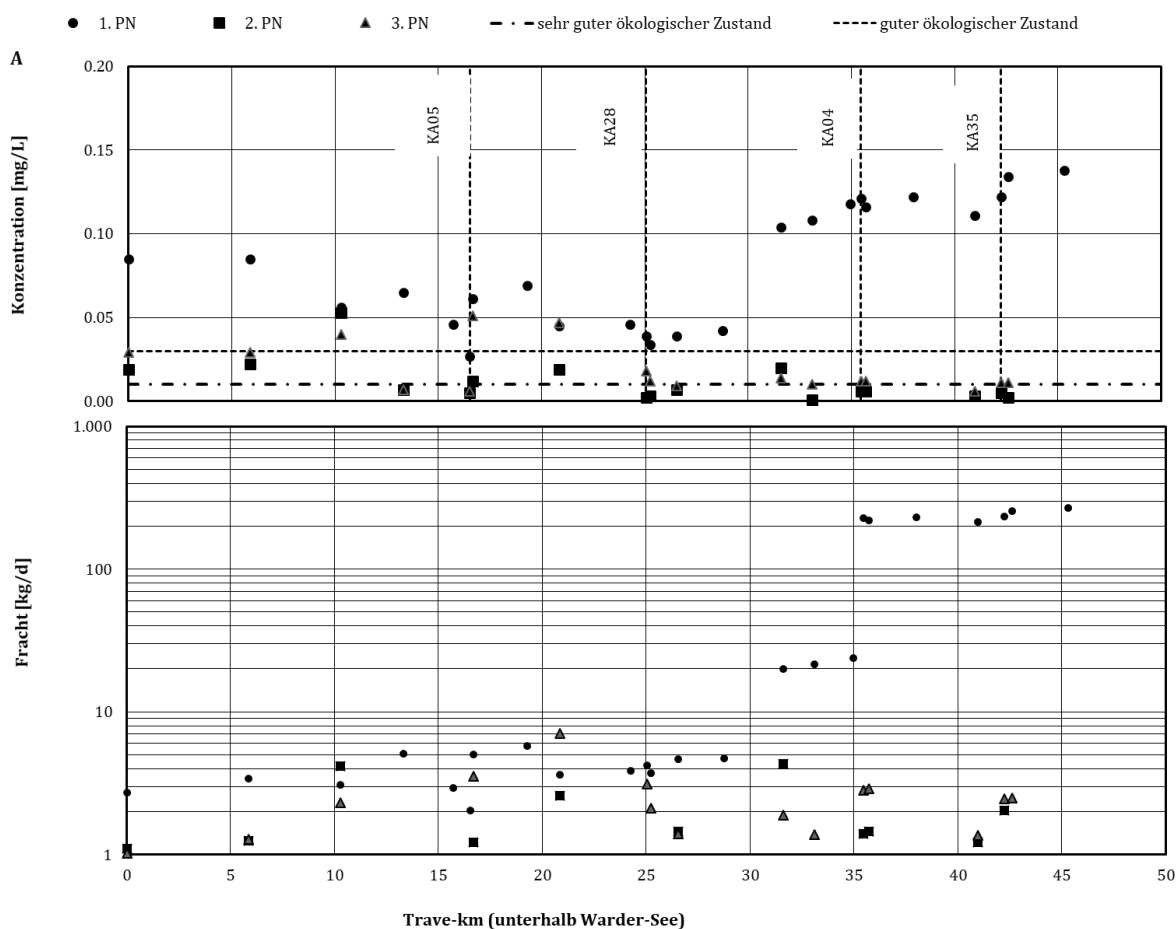


Abbildung 27: Konzentration und Fracht von Nitrit-Stickstoff (NO_2) über den Verlauf der Trave unterhalb des Wardersees.

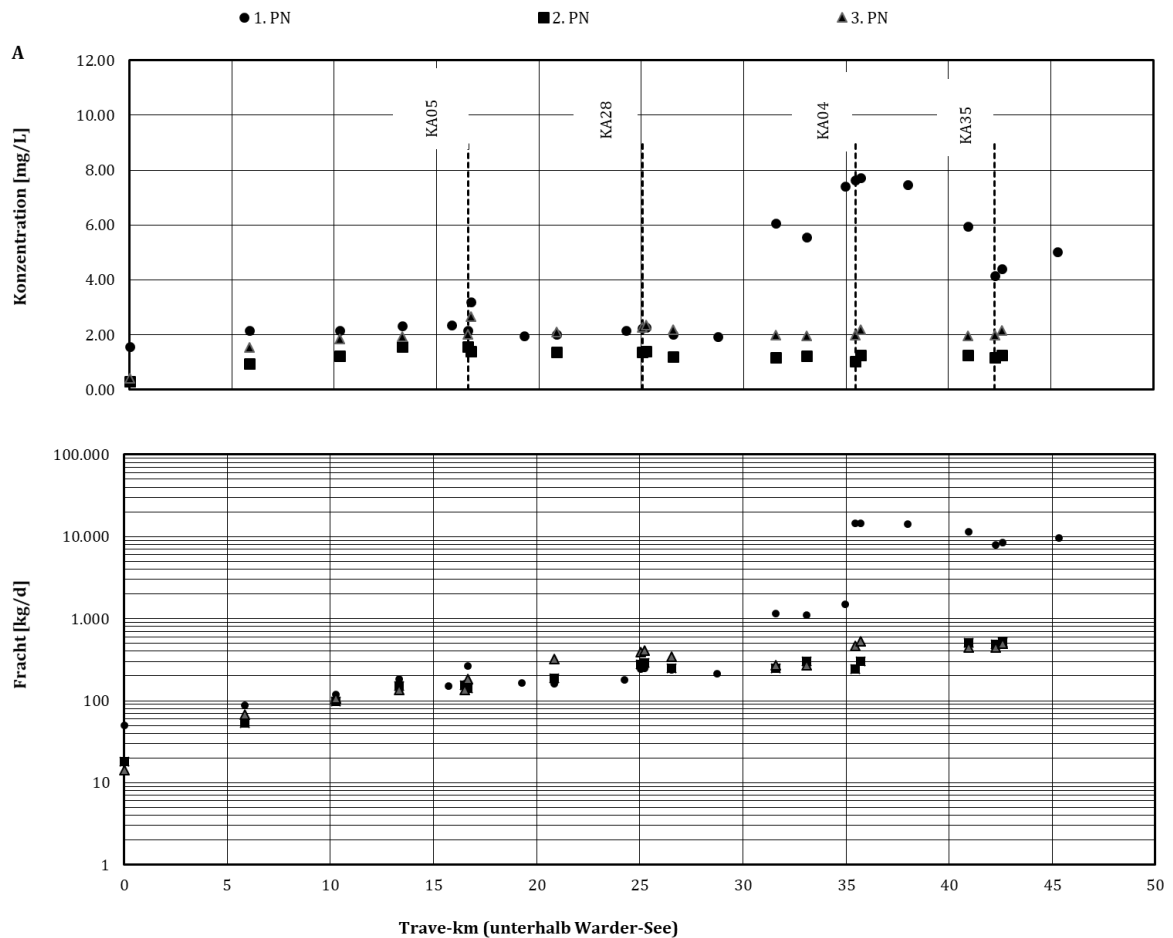


Abbildung 28: Konzentration und Fracht von Nitrat-Stickstoff (NO₃) über den Verlauf der Trave unterhalb des Wardersees.

7.2.2 Spurenstoffe

Kommt es zu keinem Abbau, keiner Sorption oder anderweitigem Rückhalt eines Stoffes und kann ein Austausch mit dem Grundwasser ausgeschlossen werden, muss die Fracht in einem Fließgewässer stetig zunehmen oder konstant bleiben. Diese Stoffe werden als persistent bezeichnet. Werden diese Stoffe (nahezu) ausschließlich über Kläranlagen eingetragen, müsste die Steigung der Frachtkurve (über die Fließstrecke) zwischen den Kläranlagen den Wert 0 besitzen und linear sein. Weil jedoch eine Vielzahl an kleinen- und Kleinkläranlagen im Einzugsgebiet der Trave liegen, die über Bäche wie z.B. Goldenbach, Brandsau, etc. in das betrachtete Gewässer münden, bieten die tatsächlichen Frachten ein weniger deutliches Bild.

Wird festgestellt, dass Sprünge an entsprechenden Mündungen von Bächen überproportional größer im Verhältnis zu den sich daran befindlichen kumulierten Anschlussgrößen sind, weist dies auf eine verminderte Leistungsfähigkeit der kleinen- und Kleinkläranlagen gegenüber größeren Kläranlagen, oder auf weitere bislang unbekannte Einleiter hin. Werden Stoffe hingegen abgebaut (z. B. biologisch oder photolytisch), so müsste eine stetige Abnahme der Fracht über die Fließstrecke erkennbar sein, wenn ein zeitgleicher Eintrag von Stofffrachten ausgeschlossen werden kann.

Im folgenden Teil werden Frachtraten ausgewählter Stoffe über den Fließweg der Trave unterhalb des Wardersees betrachtet. Unmittelbar nach dem Starkregenereignis im ersten Durchlauf kommt es zu sehr hohen Frachtraten. Diese werden zwar aufgezeigt, können jedoch nicht abschließend erklärt werden, da die Ursachen hierfür vielfältig sein können. Wenigstens

für ausschließlich über Kläranlagen eingetragene Stoffe (z.B. Arzneistoffe) wäre eine annähernd konstante Fracht zu erwarten, die unabhängig von Starkregenabflüssen ist.

Carbamazepin

Bei dem Stoff Carbamazepin handelt es sich um einen Arzneistoff, der als nahezu persistent gilt (s. Abs. 5.1.4). Der JD-UQN-Vorschlag wird innerhalb der Trave nicht überschritten (Abbildung 29A). Anhand der Betrachtung der Frachtenkumulierung kann gezeigt werden, dass dieser Stoff hauptsächlich über Kläranlagen eingetragen wird (Abbildung 29B).

Es ist erkennbar, dass unterhalb des Wardersees der Stoff außerhalb der unteren Bestimmungsgrenze liegt und daher keine Frachtbestimmung möglich ist. Erst durch die Kläranlage Bad Segeberg (KA 05) wird eine hohe Fracht emittiert, die dazu führt, dass der Stoff oberhalb der BG nachweisbar ist. Die darauffolgende Abnahme der Fracht bei Trave-km 22 ist nicht eindeutig zu klären. Sowohl bei der ersten als auch bei der zweiten Frachtenbestimmung ist dieser Effekt sichtbar.

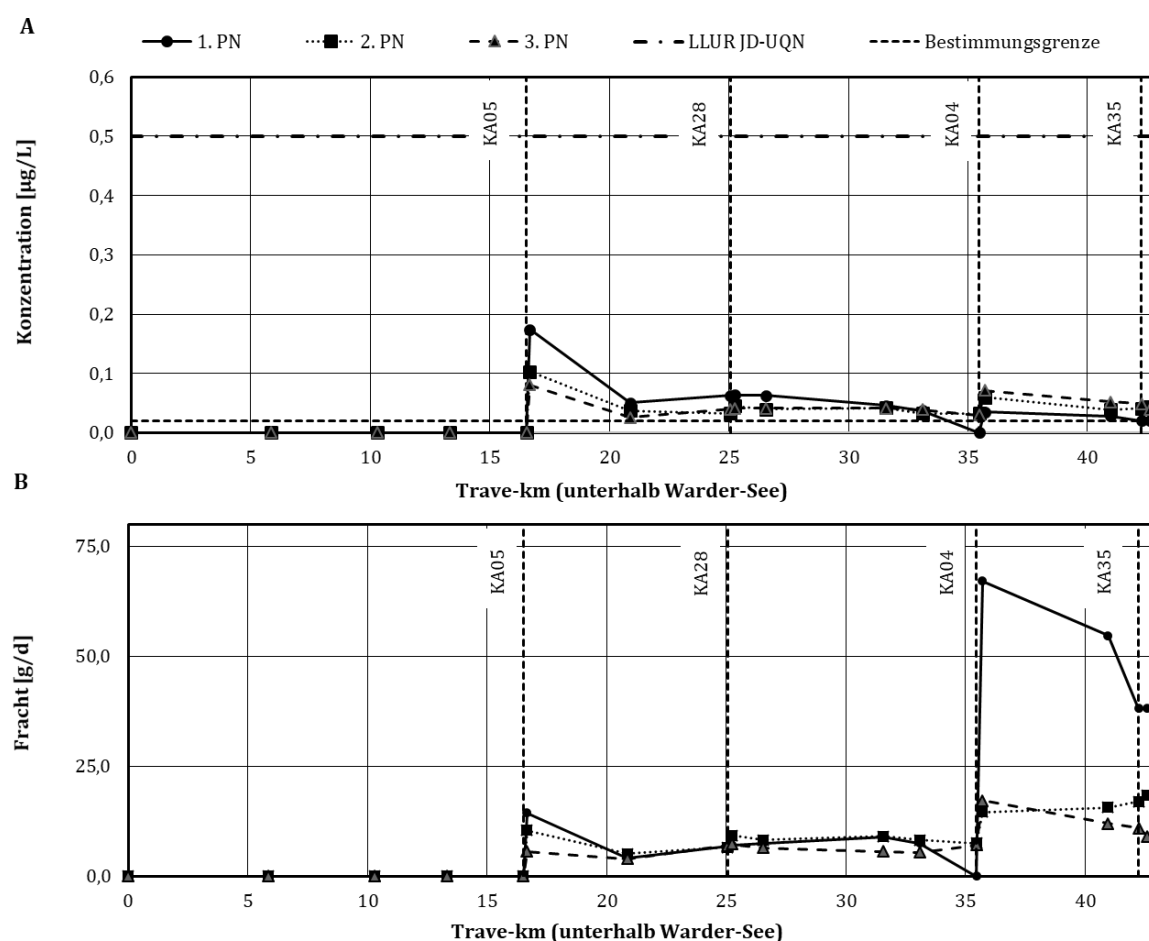


Abbildung 29: Stoffprofile in der Trave für Carbamazepin; A: Konzentrationen, B: Frachten.

Es folgt eine erneute Zunahme der Fracht durch die Einleitung von behandeltem Abwasser von der Kläranlage Neversdorf (KA 28). Der Sprung im Verlauf der drei Kurven ist jedoch deutlich geringer. Dies kann anhand der geringeren Anschlussgröße begründet werden. Zwischen den Kläranlagen Neversdorf (KA 28) und Bad Oldesloe (KA 04) ist weder eine signifikante Zunahme noch Abnahme der Fracht zu beobachten. Während des ersten Probenahmetages kommt es im Oberwasser der Kläranlage Bad Oldesloe zu einer Unterschreitung der Bestimmungsgrenze. Weil die Konzentrationen jedoch hauptsächlich nur knapp über der

Bestimmungsgrenze liegen, lässt dies nur auf einen Verdünnungseffekt durch das Starkregenereignis schließen. Hieran ist deutlich zu erkennen, dass es keine diffusen Eintragungen durch Abspülungen gibt. Während des zweiten und dritten Messdurchlaufes ist ersichtlich, dass der Anteil der Kläranlage Reinfeld (KA 35) gering ausfällt und nur zu einer Erhöhung der Fracht führt. Auch die Konzentration in der Trave bleibt nahezu konstant.

Die hohen Frachtraten während der ersten Probenahme sind im Zusammenhang mit dem Starkregenereignis aufgetreten. Da die Fracht für diesen Arzneistoff eigentlich unabhängig von Niederschlagsabflüssen konstant bleiben müsste, ist von einer fehlerhaften Probenahme (in der Einleitfahne) unterhalb der KA Bad Oldesloe am ersten Probenahmetermin auszugehen.

Ein diffuser Stoffeintrag über Klärschlammausbringung ist für diesen Wirkstoff denkbar (Abs. 9.2), was für das hier betrachtete EZG aber nicht bekannt ist. Die konstant bleibenden Frachten zeigen, dass keine Stofffrachten diffus eingetragen werden. Vielmehr handelt es sich um einen Stoff, der offenbar vorrangig über Kläranlagen in die Gewässer eingetragen wird, da es eine gute Korrelation mit dem Abwasseranteil gibt (Abs. 9.1.4). Die Ergebnisse zeigen überdies, dass Carbamazepin nicht im Gewässer abgebaut bzw. umgesetzt wird, da die Frachten zwischen den Kläranlagen konstant sind. Die zwischen den Kläranlagen zurückgehenden Konzentrationen sind auf eine Verdünnung mit (unbelastetem) Wasser aus Nebengewässern und Basisabfluss zurückzuführen.

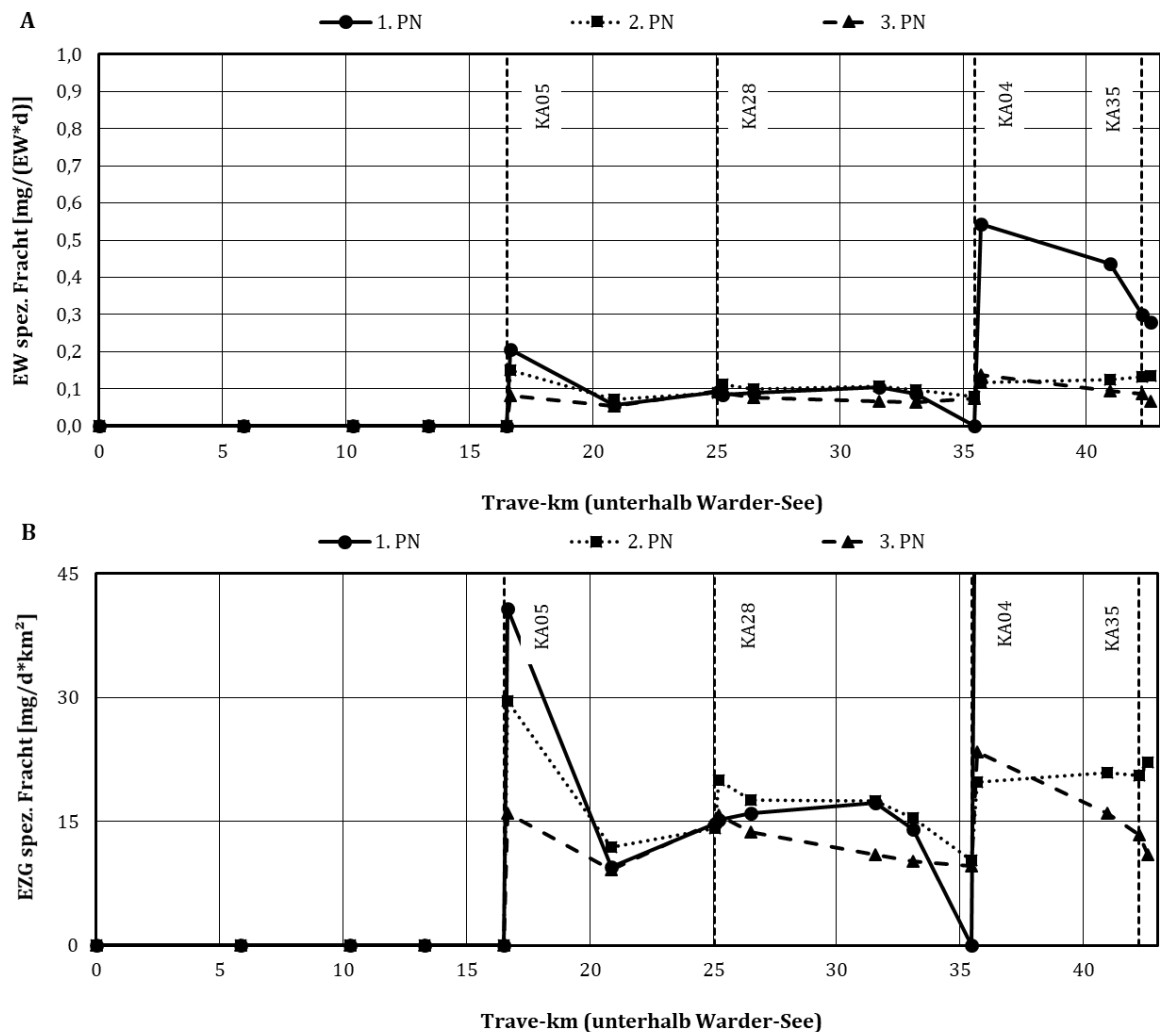


Abbildung 30: Stoffprofile in der Trave für Carbamazepin; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.

Bestätigt wird dieses durch die Analyse einwohnerspezifischer Frachten (Abbildung 30A). Diese sind mit Ausnahme der von Starkregenereignis beeinflussten Proben (1. PN ab km 35) relativ konstant bei 0,1 bis 0,2 mg/(EW*d). Dieses entspricht den in der PrioSH-Studie ermittelten Stofffrachten im KA-Ablauf von 0,211 (0,159 bis 0,250) mg/(EW*d).⁵⁵ Demnach wäre ein geringer Abbau im Gewässer denkbar.

Wie Abbildung 30B zeigt, ist die auf die EZG-Größe bezogene Fracht nicht konstant. Dieses deutet darauf hin, dass beide Parameter (EZG-Größe und Stofffracht) nicht zusammenhängen. Es ist daher ein diffuser Stoffeintrag auch vor diesem Hintergrund auszuschließen.

Zwischen Frachten und Konzentrationen gibt es nur eine schlechte Korrelation (Abbildung 31A, B), Es ist jedoch feststellbar, dass sich die Frachten in einem Abschnitt ohne Kläranlagen-Einleitungen nicht ändern, die Konzentration aber kleiner wird (Abbildung 31C, D). Das weist auf einen nicht-diffusen Eintrag hin. Da die Fracht konstant ist, wird der Stoff nicht abgebaut/ umgesetzt.

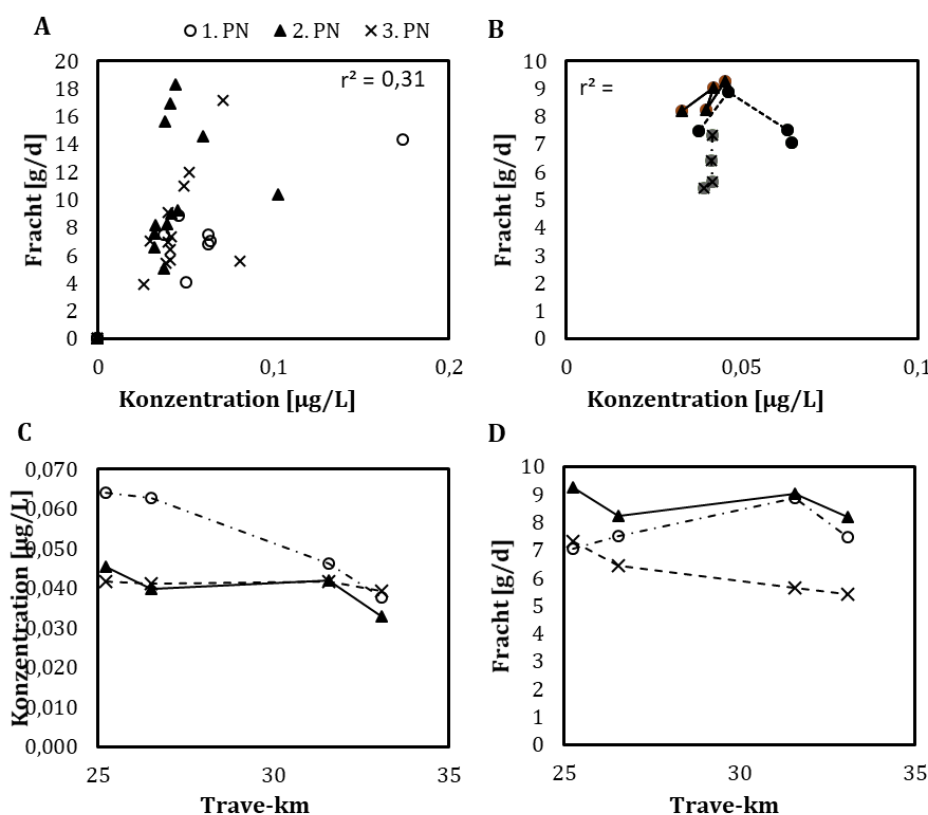


Abbildung 31: Gegenüberstellung von Frachten und Konzentrationen, Carbamazepin.

A: Alle Proben des Regional-Messprogramms aus der Trave. **B:** Nur Proben aus dem Abschnitt zwischen Neversdorf und Bad Oldesloe. **C:** Konzentrationsprofil und **D:** Frachtprofil für diesen Abschnitt.

Diclofenac

Bei dem Stoff Diclofenac handelt es sich um einen Arzneistoff, der photolytisch abgebaut werden kann (s. Abs. 5.1.7). Der Vorschlag für die JD-UQN wird in der Trave häufig unterhalb der Kläranlagen-Einleitungen überschritten (Abbildung 32A). Anhand der Betrachtung der Frachtenkumulierung kann gezeigt werden, dass dieser Stoff hauptsächlich über Kläranlagen eingetragen wird (Abbildung 32B). Die Reduktion der Fracht zwischen den punktuellen Einleitungen deutet auf einen photolytischen Abbau hin. Zugleich kommt es zu einer Verdünnung

⁵⁵ vgl. PrioSH-1, Abschlussbericht, Abs. 5.3.1 mit Tabelle 18, S. 66ff..

durch (unbelasteten) Basisabfluss sowie durch die Nebengewässer. Beide Faktoren führen dazu, dass die Konzentration unterhalb der KA-Einleitungen auf ein Niveau unterhalb des JD-UQN-Vorschlages fällt.

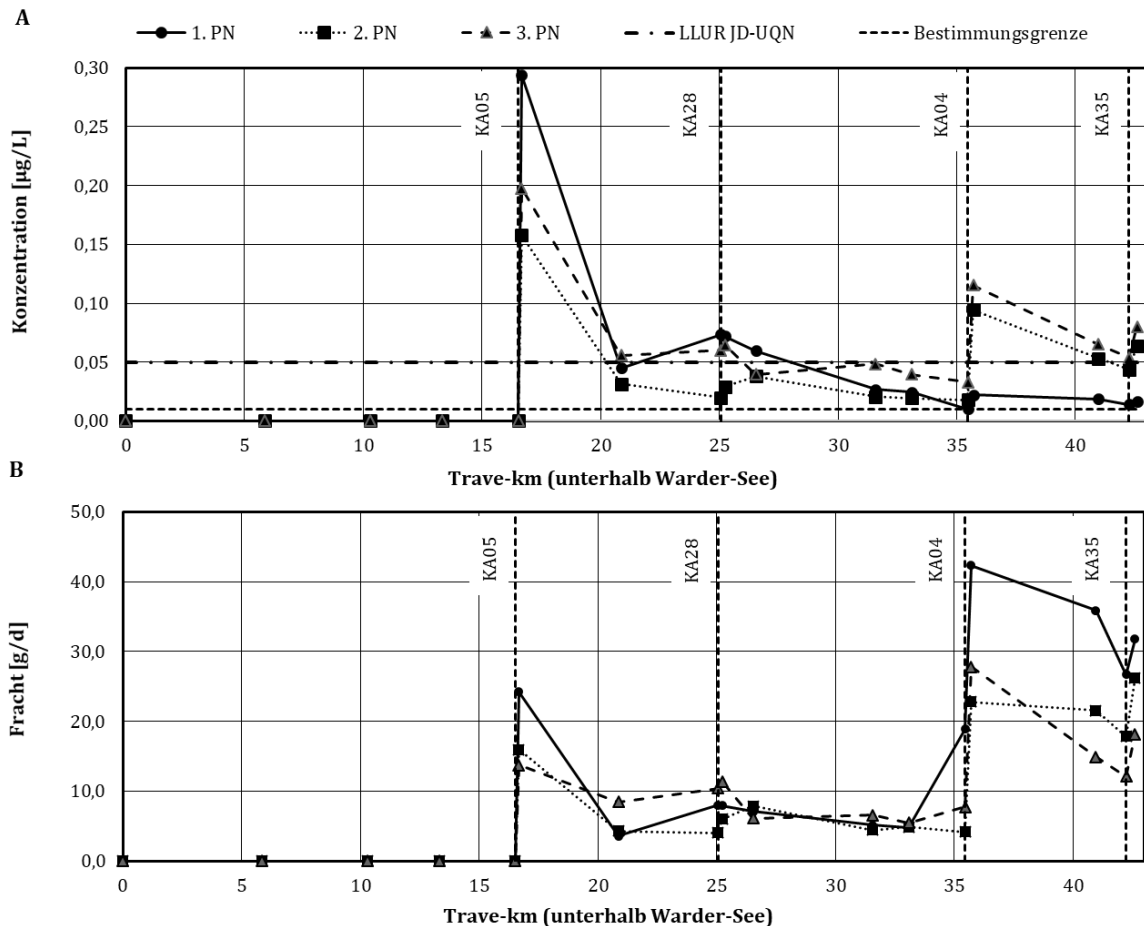


Abbildung 32: Stoffprofile in der Trave für Diclofenac; A: Konzentrationen, B: Frachten.

Die einwohnerspezifischen Frachten (Abbildung 33A) liegen direkt unterhalb der KA-Einleitungen in einem Bereich von 0,1 bis 0,4 mg/(EW*d). Dieses liegt in der gleichen Größenordnung wie die im PrioSH-Projekt festgestellten Frachten im KA-Ablauf von 0,361 (0,323 – 0,523) mg/(EW*d).⁵⁶ Die Datenerhebung ist daher plausibel und konsistent.

Es fällt aber auf, dass zwischen den Kläranlagen sowohl die Frachten (Abbildung 32B) als auch die einwohnerspezifischen Frachten (Abbildung 33A) abnehmen. Dieses ist auf einen photolytischen Abbau zurückzuführen, der zu einer Reduzierung der Stofffrachten (und der Konzentrationen) beiträgt.

Ein auf die EZG-Größe bezogene ansteigende Fracht (Abbildung 33B, zwischen km 22 und 25) deutet bei einem (photolytisch) abbaubaren Stoff darauf hin, dass sich die Fracht unabhängig von der Größe des EZG verhält. Es ist daher von einem überwiegend punktuellen Stoffeintrag über die Kläranlagen auszugehen.

⁵⁶ vgl. PrioSH-1, Abschlussbericht, Abs. 5.3.4 mit Tabelle 21, S. 71ff..

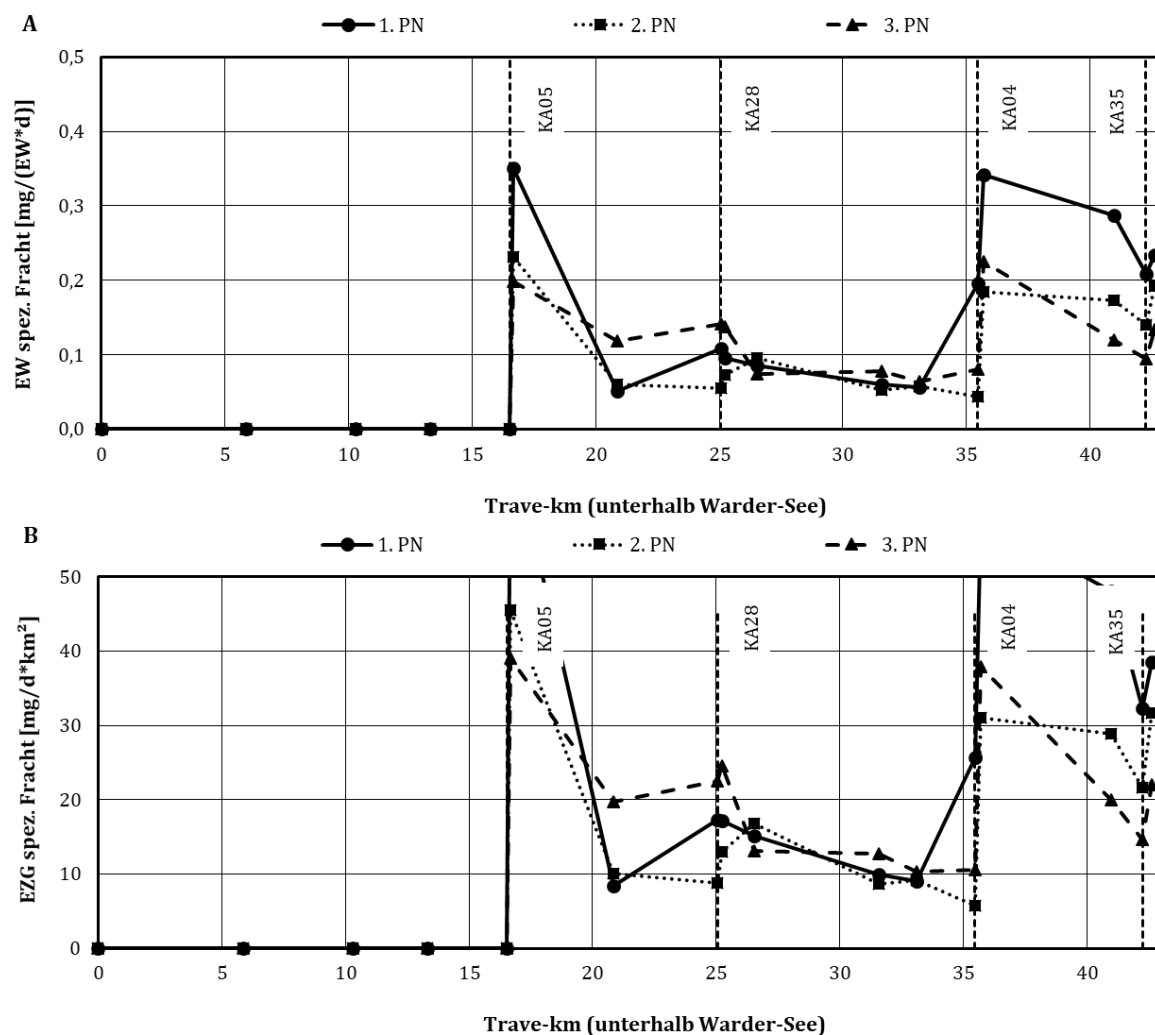


Abbildung 33: Stoffprofile in der Trave für Diclofenac; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.

Wie Abbildung 34A, B zeigt, gibt es eine hohe Korrelation zwischen Fracht und Konzentration. Beide Größen hängen dann nur über den Abfluss Q voneinander ab, der die Steigung im Scatter-Plot angibt. Die einzelnen Probenahmen folgen in einem Abschnitt, der nicht durch Kläranlagen affiziert ist, einer Geraden (Abbildung 34B). Dieses ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass der Stoff nicht diffus eingetragen wird.

Sinkende Frachten und Konzentrationen in diesem Abschnitt belegen, dass der Stoff im Gewässer zurückgehalten wird. Dieser ist auf einen photolytischen Abbau zurückzuführen. Die Halbwertszeit kann hier mit etwa 2,7 d abgeschätzt werden⁵⁷. Andere Untersuchungen geben eine Halbwertszeit im Sommer von bis zu 8,0 d an (Buser et al. 1998). Die hier vergleichsweise kurze Halbwertszeit kann mit dem breiten Gewässerprofil bei vergleichsweise geringen Wassertiefen und einer geringen Beschattung begründet werden.

⁵⁷ Reduktion der mittleren Fracht im Abschnitt zwischen Neversdorf und Abschnitt (Trave-km 25,24 bis 31,09) beträgt rund 40 %. Die mittlere Fließgeschwindigkeit wurde mit 0,2 m/s angenommen.

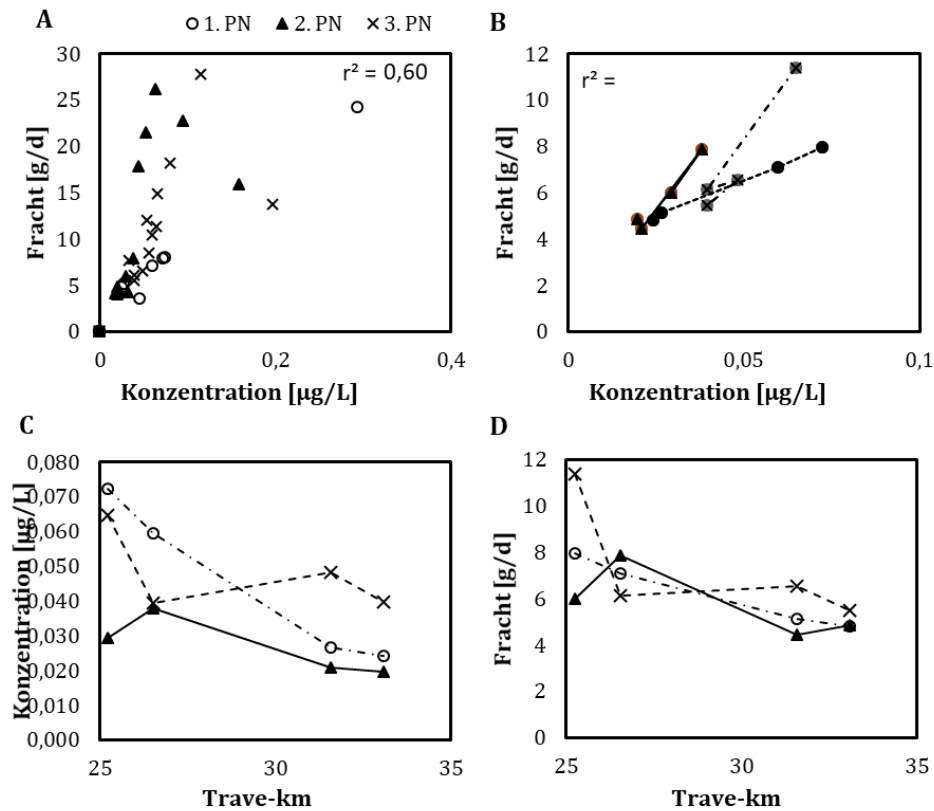


Abbildung 34: Gegenüberstellung von Frachten und Konzentrationen, Diclofenac.

A: Alle Proben des Regional-Messprogramms aus der Trave. **B:** Nur Proben aus dem Abschnitt zwischen Neversdorf und Bad Oldesloe. **C:** Konzentrationsprofil und **D:** Frachtprofil für diesen Abschnitt.

Metformin

Bei dem Stoff Metformin handelt es sich um einen Arzneistoff, der in der biologischen Abwasserreinigung sehr gut abgebaut wird. Die im Gewässer eingetragenen Rest-Stofffrachten werden hingegen kaum abgebaut bzw. umgesetzt, was aus der nahezu konstanten Fracht zwischen den Kläranlagen-Einleitungen zu folgern ist (Abbildung 35B). Die Konzentrationen zwischen den Kläranlagen-Einleitungen gehen zwar zurück (Abbildung 35A), dieses ist aber auf eine Verdünnung mit unbelastetem Oberflächenabfluss bzw. Basisabfluss zurückzuführen.

Der Vorschlag für eine JD-UQN von 5 µg/l wird in der Trave bei Weitem nicht erreicht. Die festgestellten Konzentrationen liegen um mehr als eine Größenordnung darunter (s. dazu auch Abs. 5.1.14).

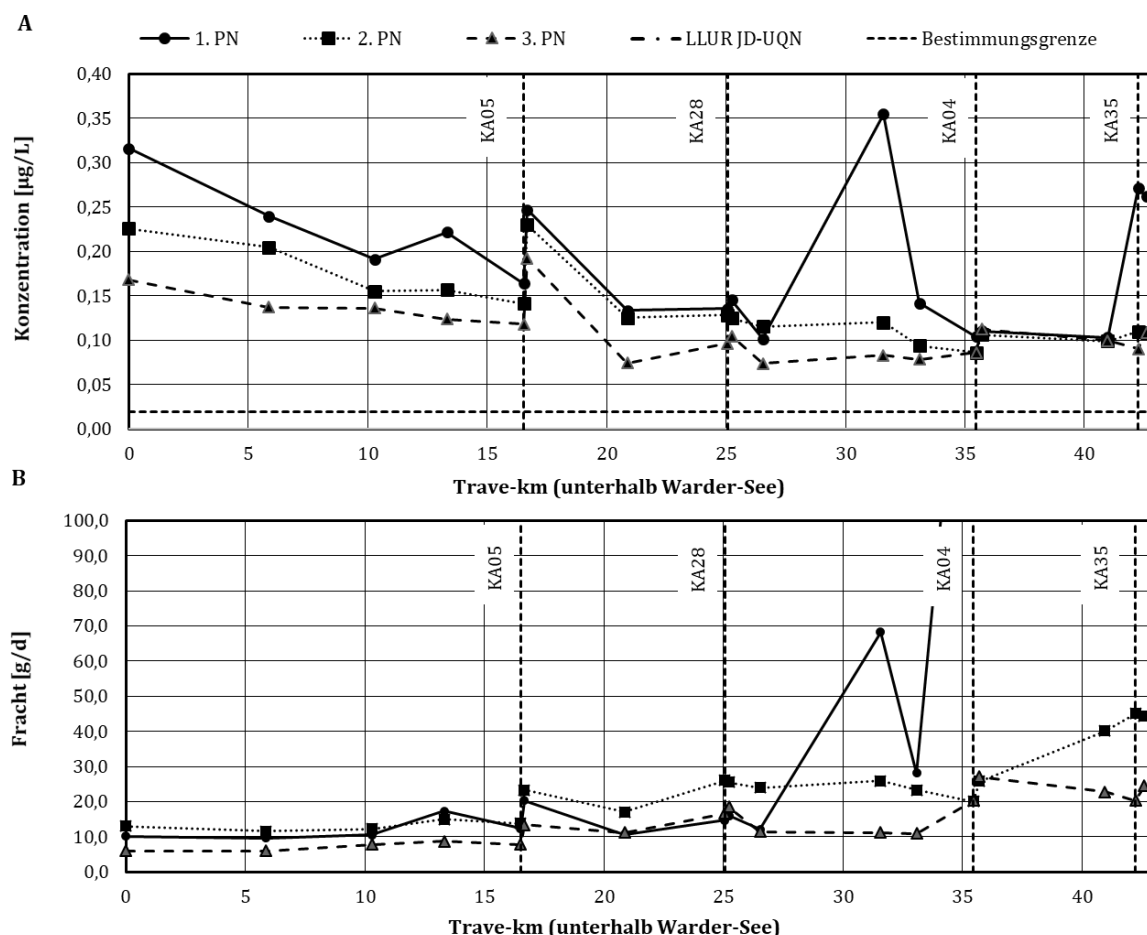


Abbildung 35: Stoffprofile in der Trave für Metformin; A: Konzentrationen, B: Frachten.

Die einwohnerspezifischen Stofffrachten (Abbildung 36A) liegen unterhalb der KA Bad Segeberg (ab km 17) mit Ausnahme der durch den Starkregen beeinflussten Proben der 1. PN ab Bad Oldesloe (ab km 35) auf einem relativ konstanten Niveau von 0,15 bis 0,3 $\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$. Dieses entspricht den im PrioSH-Projekt festgestellten spezifischen Frachten im Ablauf von Kläranlagen der GK 3 und 4 von 0,290 (0,165-0,623) $\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ ⁵⁸.

Die oberhalb von Bad Segeberg (bis km 17) vergleichsweise hohen Konzentrationen bei zugleich geringer kumulierter Anschlussgröße (Abbildung 24B) führen zu hohen einwohnerspezifischen Frachten. Dieses ist vermutlich damit zu begründen, dass der Wirkstoff in den vielen kleinen Kläranlagen im Trave-EZG oberhalb von Bad Segeberg (26 x GK1, 2x GK 2, vgl. Anhang 5) eine vergleichsweise schlechte Elimination von Metformin bewirken. Die Folge wären vergleichsweise hohe einwohnerspezifische Frachten, die sich hier feststellen lassen. Nicht auszuschließen wäre auch ein Einfluss des Wardersees, wenn dieser als räumliche oder zeitliche Senke wirkt. Als räumliche Senke würde der See atmosphärisch transportierte Stoffe aufnehmen und an das Unterwasser abgeben. Als zeitliche Senke würde der See bestimmte Stoffe saisonal akkumulieren und dann phasenweise (z.B. während der dimiktischen Zirkulation) abgeben. Darauf gibt es keine Hinweise. Da dieses Phänomen aber bei allen drei Probenahmeterminen zwischen Juni bis September beobachtet wurden, ist dieser Mechanismus hier vermutlich nicht relevant.

⁵⁸ vgl. PrioSH-1, Abschlussbericht, Abs. 5.3.8 mit Tabelle 25, S. 77ff..

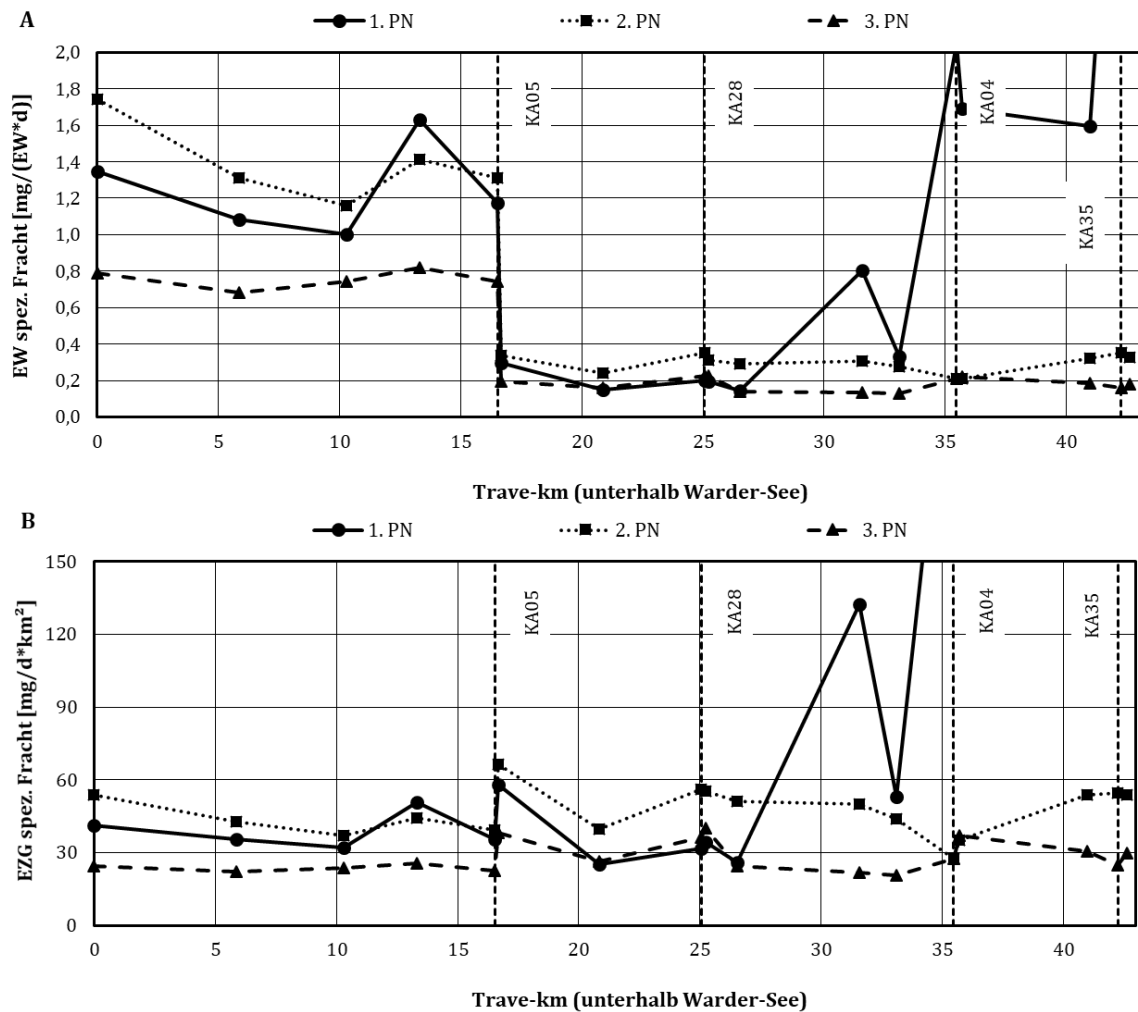


Abbildung 36: Stoffprofile in der Trave für Metformin; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.

Die auf die Größe des EZG bezogenen Stofffrachten (Abbildung 36B) zeigen an den Kläranlagen-Einleitungen einen Sprung. Zwischen den (größeren) Kläranlagen ist ein leichter Rückgang dieser spezifischen Frachten erkennbar, was auf einen überwiegend nicht-diffusen Eintrag des Wirkstoffes schließen lässt.

Acesulfam-K

Bei dem Stoff Acesulfam-K handelt es sich um ein Süßungsmittel dessen Abbauprozesse nicht abschließend bekannt sind (vgl. Abs. 5.5.1). Die gemessenen Konzentrationen liegen teilweise über dem 20-fachen über dem JD-UQN-Vorschlag (0,02 µg/l). Aufgrund der hohen Grundbelastung bereits vor der Kläranlageneinleitung (vgl. Abs. 5.5.1 mit den entsprechenden Frachtanteilen) und dem nahezu linearen Anstieg der Frachten zwischen den Kläranlagen, ist ein diffuser Eintrag sehr wahrscheinlich. Eine punktuelle Einleitung über Kläranlagen findet ebenfalls statt, ist aber vergleichsweise gering. Dieses ist an den Frachten im Bereich der einzelnen KA-Einleitungen erkennbar.

In Folge des Starkregenereignisses (1. PN ab km 35) nimmt die Konzentration weiter zu bzw. bleibt konstant. Zugleich steigt die Fracht, was auf einen diffusen Eintrag in die Gewässer schließen lässt.

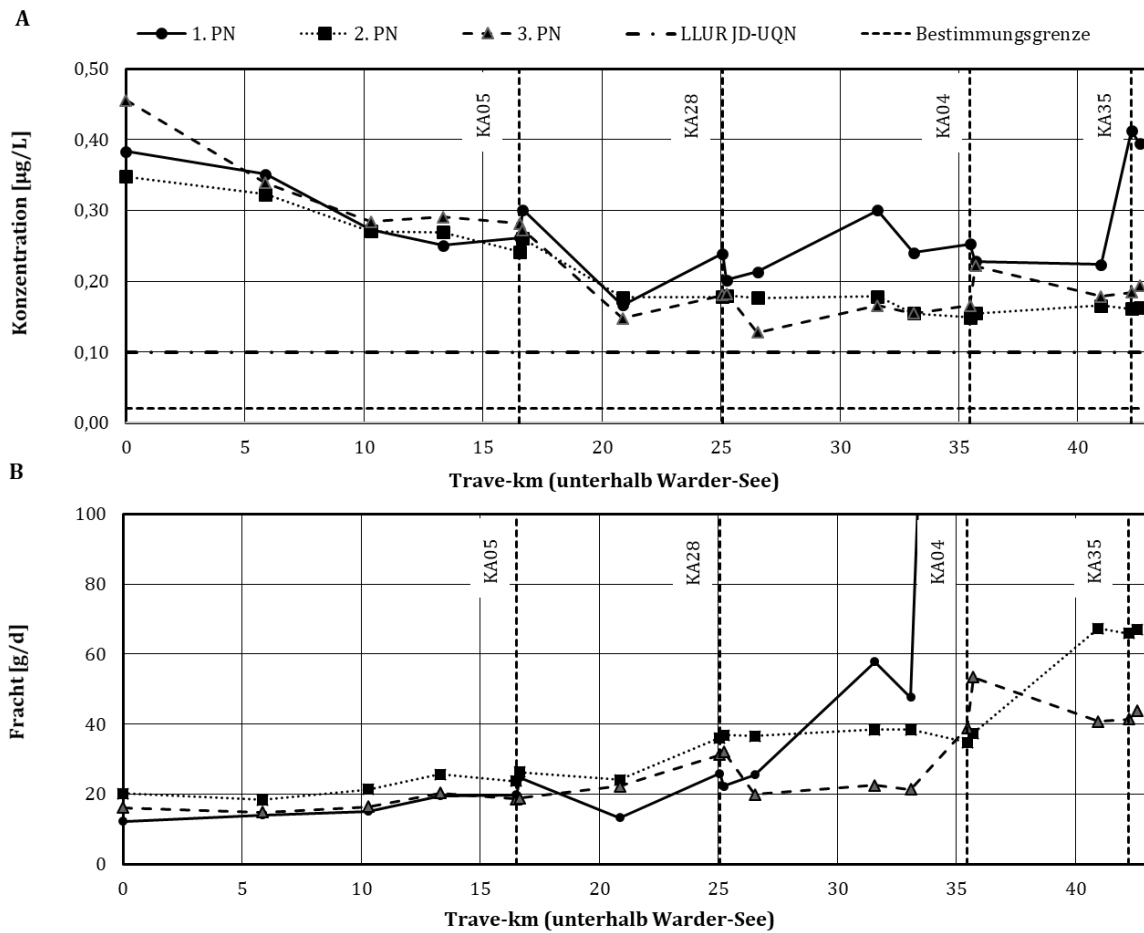


Abbildung 37: Stoffprofile in der Trave für Acesulfam-K; A: Konzentrationen, B: Frachten.

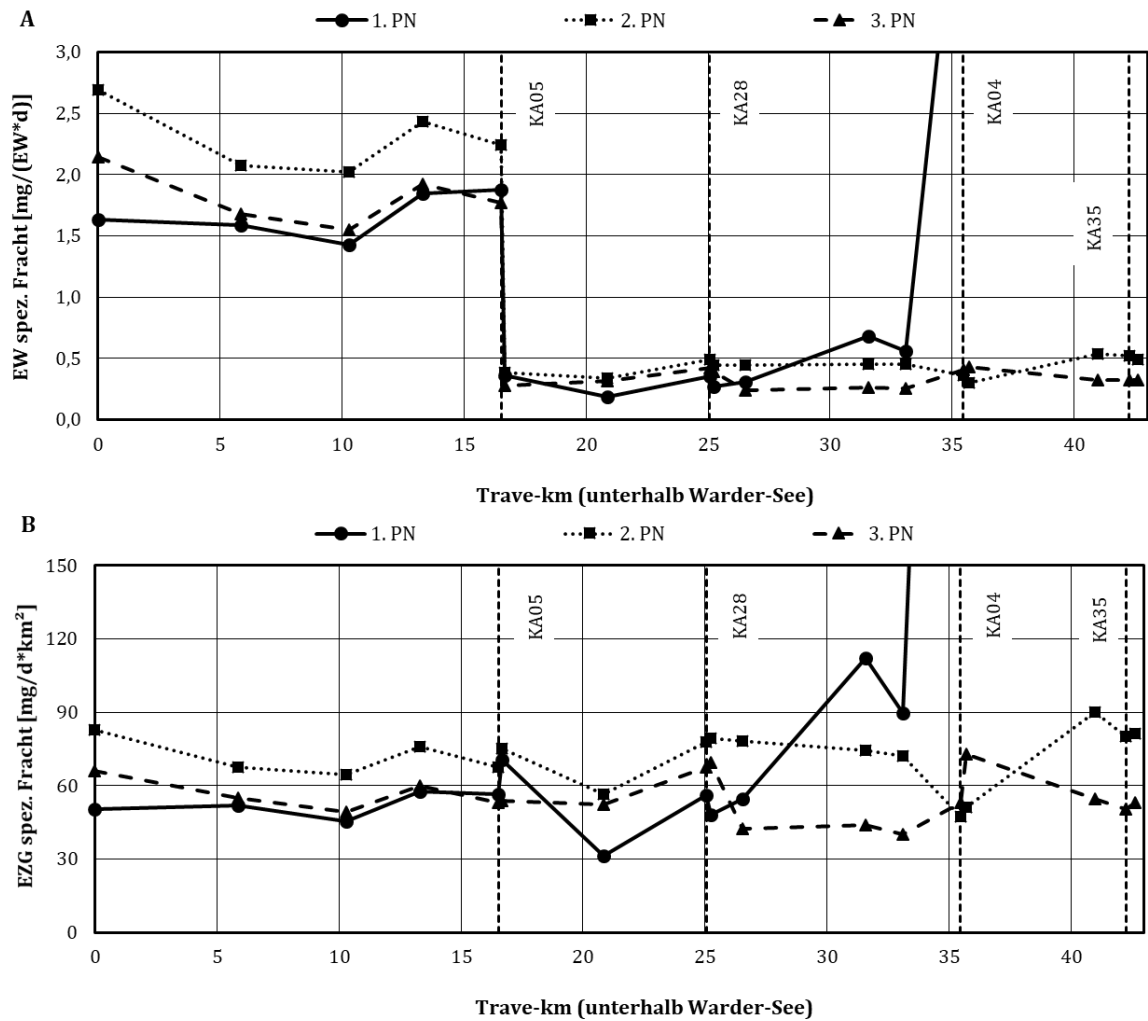


Abbildung 38: Stoffprofile in der Trave für Acesulfam-K; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.

Die oberhalb von Bad Segeberg (bis km 17) vergleichsweise hohen Konzentrationen bei zugleich geringer kumulierter Anschlussgröße führen zu hohen einwohnerspezifischen Frachten (Abbildung 38A). Dieses ist vermutlich damit zu begründen, dass der Wirkstoff in den vielen kleinen Kläranlagen im Trave-EZG oberhalb von Bad Segeberg (26 x GK1, 2x GK 2, vgl. Anhang 5) eine vergleichsweise schlechte Elimination von Acesulfam-K bewirken. Ein gleiches Muster wurde für Metformin beobachtet (s.o.). Daraus ist zu folgern, dass der Wirkstoff neben den diffusen Einträgen auch punktuell über KA-Einleitungen eingetragen wird. Ein dominanter Einfluss des diffusen Eintragspfades wird anhand des Stoffprofils für die auf die EZG-Größe bezogene Stofffracht (Abbildung 38B) deutlich, die fast konstant ist.

Ein diffuser Eintrag wird auch dadurch indiziert, dass es zwischen Konzentration und Fracht keine Korrelation gibt (Abbildung 39A).

Dass der Stoff im Gewässer abgebaut wird, wird an einem Abschnitt deutlich, in dem keine Kläranlagen einleiten (Abbildung 39A, B). Sowohl Konzentration als auch Fracht sind mit Ausnahme der 1. Probenahme konstant. Bei einem diffus eingetragenen Stoff bedeutet dies, dass der Eintrag die gleiche Größenordnung wie der Abbau/ die Photolyse haben muss.

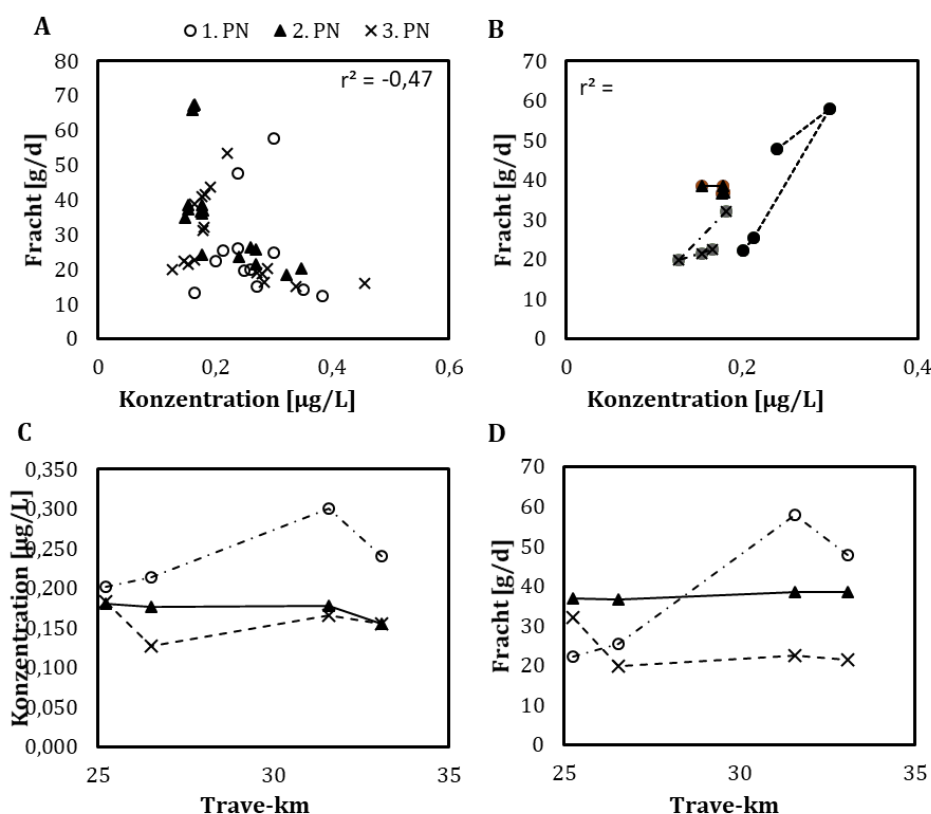


Abbildung 39: Gegenüberstellung von Frachten und Konzentrationen, Acesulfam-K.

A: Alle Proben des Regional-Messprogramms aus der Trave. **B:** Nur Proben aus dem Abschnitt zwischen Neversdorf und Bad Oldesloe. **C:** Konzentrationsprofil und **D:** Frachtprofil für diesen Abschnitt.

Pyren

Bei dem Stoff Pyren handelt es sich um ein PAK, der ubiquitär vorkommt (Abs. 5.2.6). Der JD-UQN-Vorschlag ($0,0023 \mu\text{g/l}$) wird in der Trave in vielen Abschnitten überschritten (Abbildung 40A). Aufgrund der hohen Grundbelastung unabhängig der Kläranlageneinleitungen und dem nahezu linearen Anstieg der Frachten zwischen den Kläranlagen, ist ein überwiegend diffuser Eintrag sicher festzustellen (Abbildung 40B). Eine punktuelle Einleitung über Kläranlagen erfolgt nur in geringem Maß.

Abbildung 41A verdeutlicht, dass der Stoff nicht abhängig von den Kläranlagen-Einleitungen im Gewässer nachweisbar ist. Vielmehr zeigt der praktisch lineare Anstieg der auf die EZG-Größe bezogenen Stofffrachten (Abbildung 41B), dass der Stoff diffus und sehr gleichmäßig auf gesamter Fließstrecke eingetragen wird.

Die erhobenen Daten mit einer stark steigenden Fracht überlagern einen möglichen biologischen Abbau. Pyren gilt aber als weitgehend persistent, da es mit vier Benzol-Ringen kaum bioverfügbar ist.

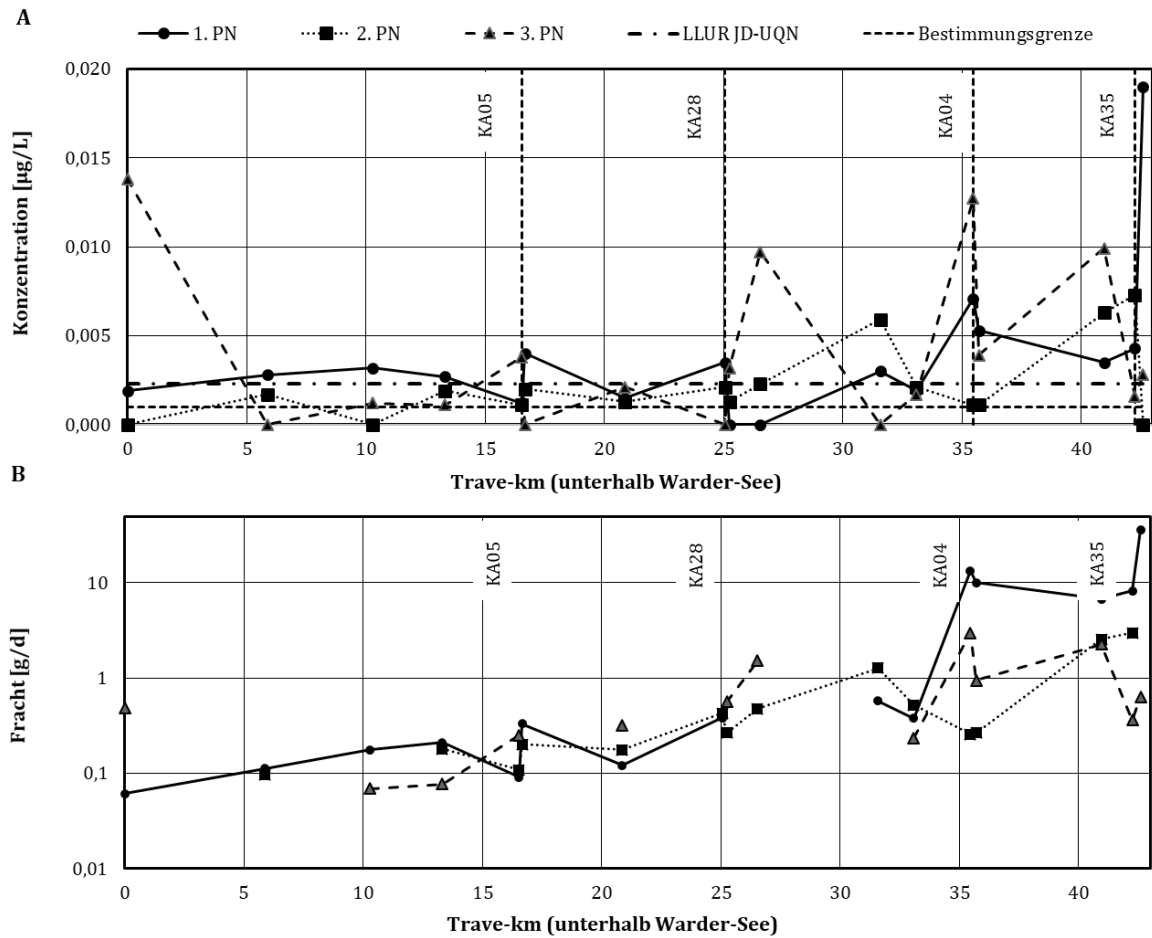


Abbildung 40: Stoffprofile in der Trave für Pyren; A: Konzentrationen, B: Frachten.

Die mittlere einwohnerspezifische Fracht im KA-Ablauf wurde im PrioSH-Projekt mit 0,0018 mg/(EW*d) bestimmt. Im Mittel liegen diese spezifischen Frachten in der Trave bei etwa 0,024 mg/(EW*d) und damit um über eine Größenordnung darüber. Auch dieser Vergleich zeigt, dass der Stoff weit überwiegend diffus eingetragen wird.

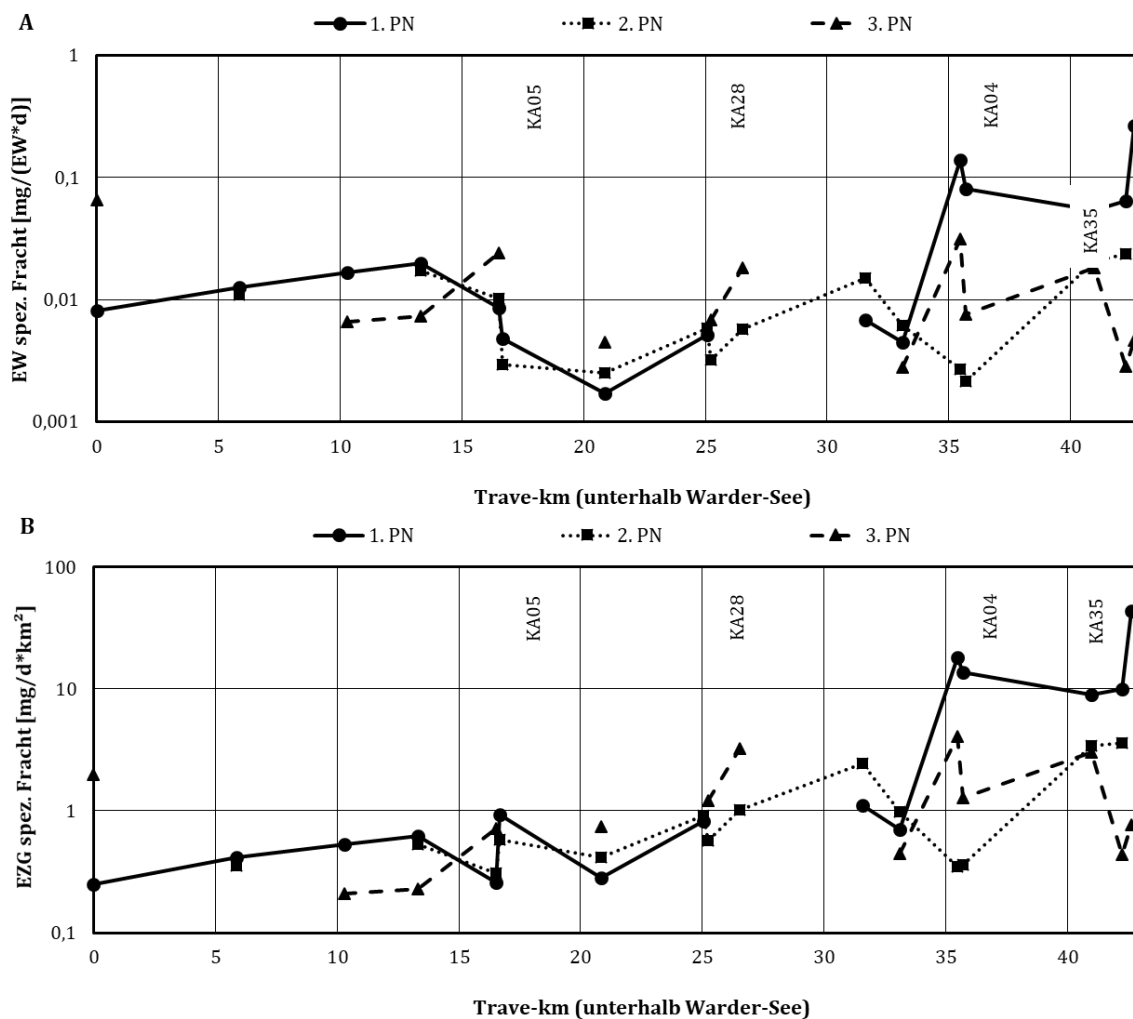


Abbildung 41: Stoffprofile in der Trave für Pyren; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.

Imidacloprid

Bei dem Stoff Imidacloprid handelt es sich um ein Pflanzenschutzmittel, das u.A. als Mittel gegen Flöhe und Läuse bei Hunden und Katzen eingesetzt wird (5.4.10). Es wird daher größtenteils über Kläranlagen ins Gewässer eingetragen.

Der JD-UQN-Vorschlag (0,002 µg/l) wird in der Trave in vielen Abschnitten insbesondere unterhalb der KA-Einleitungen überschritten (siehe Abbildung 42A). Es ist keine Grundbelastung vor der Einleitung der KA Bad Segeberg in der Trave vorhanden.

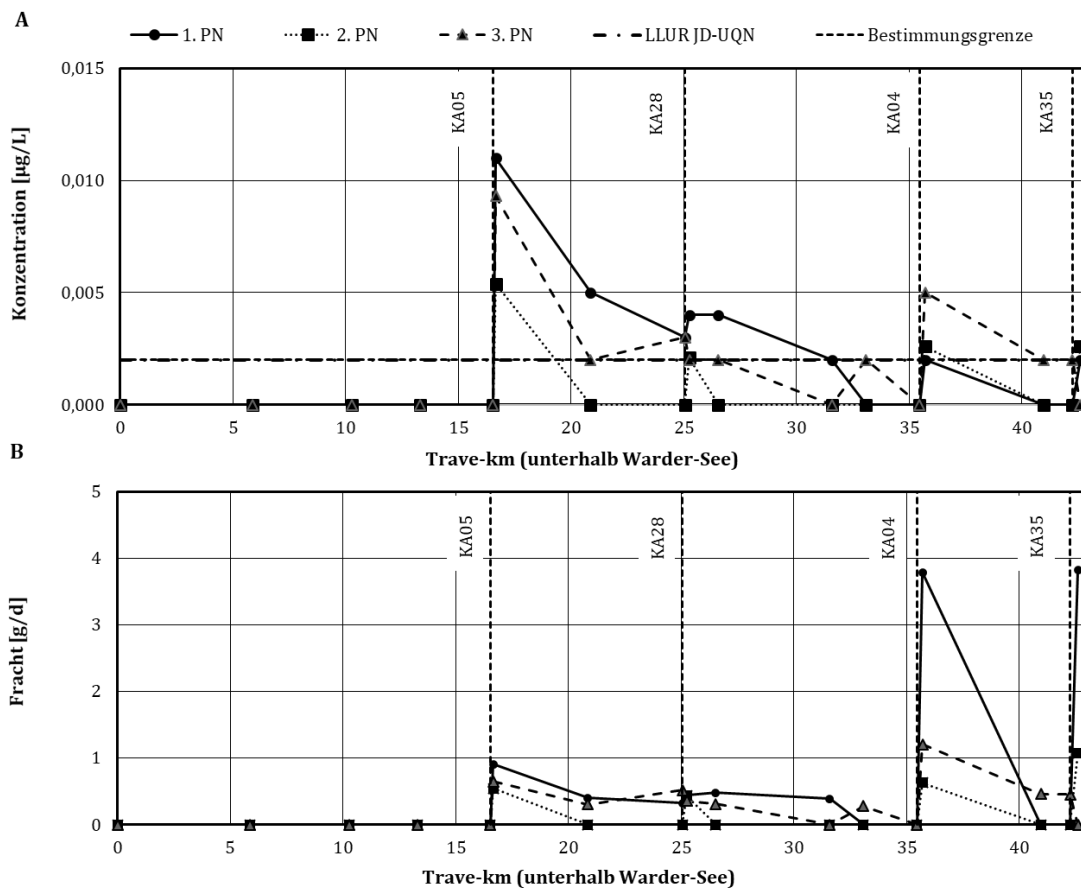


Abbildung 42: Stoffprofile in der Trave für Imidacloprid; A: Konzentrationen, B: Frachten.

Im Abschnitt zwischen Wardersee und Bad Segeberg (bis km 17, Abbildung 42B) kann der Wirkstoff nicht nachgewiesen werden. Dieses ist wohl auf den photolytischen Abbau im Wardersee zurückzuführen. Der gleiche Mechanismus trägt zu einer Abnahme der Stofffrachten unterhalb der KA-Einleitungen bei.

Da weder die auf die Anschlussgrößen bezogenen Frachten noch die auf die EZG-Größe bezogenen Frachten (Abbildung 43A, B) konstant sind und beide mit der Fließstrecke jeweils unterhalb der KA-Einleitungen abnehmen, ist von keinem nennswerten diffusen Eintrag auszugehen.

Die einwohnerspezifischen Frachten im Gewässer direkt unterhalb der KA-Einleitungen (Abbildung 43A) liegen in der gleichen Größenordnung, wie die während des PrioSH-Projektes im KA-Ablauf festgestellten Frachten in Höhe von 0,011 (0,007 bis 0,020) $\text{mg}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ ⁵⁹. Auch dieser Vergleich deutet an, dass der Stoff vorwiegend nicht-diffus eingetragen wird. Die noch zugelassene Verwendung in Gewächshäusern oder zur Behandlung von Saatgut kann mit den hier erhobenen Daten nicht erkannt werden. Seit 2018 ist der Wirkstoff in der Freilandkultur verboten, was sicher zu reduzierten Stoffeinträgen geführt hat, die praktisch nicht mehr nachweisbar sind.

⁵⁹ vgl. PrioSH-1, Abschlussbericht, Abs. 5.4.9 mit Tabelle 39, S. 96ff..

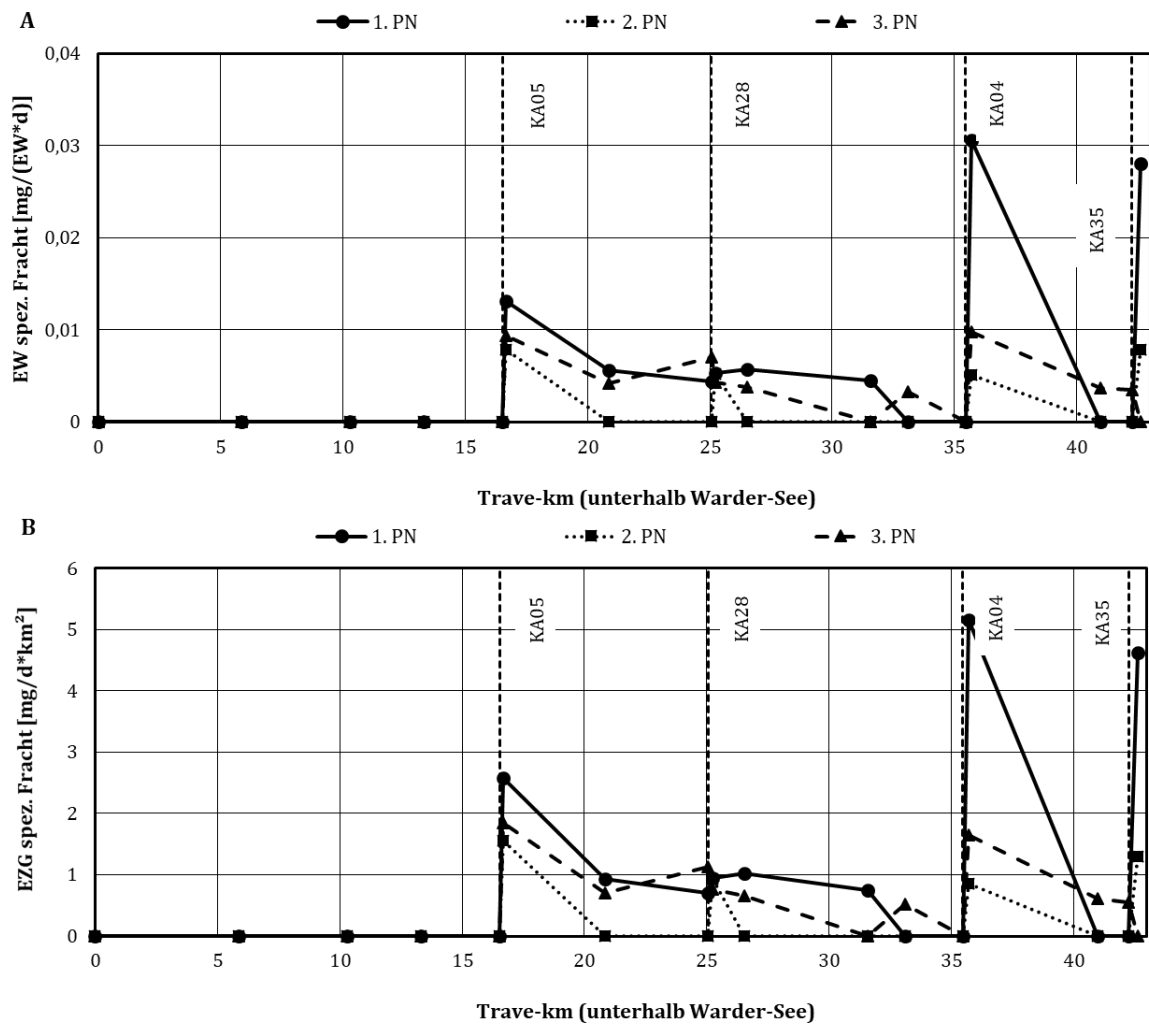


Abbildung 43: Stoffprofile in der Trave für Imidacloprid; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.

7.3 Bewertung hinsichtlich einer Überschreitung von JD-UQN

In diesem Abschnitt werden Spurenstoffe betrachtet, bei denen es eine oder mehrere JD-UQN-(Vorschlags-) Überschreitungen im oberen Trave-Einzugsgebiet gibt. ZHK-UQN-Überschreitungen wurden im Regional-Messprogramm in keinem Fall festgestellt. Es soll untersucht werden, ob die Verläufe der Konzentrationen und Frachten über die Trave-km Rückschlüsse auf deren Verhalten gegenüber äußeren Einflüssen zulassen. Ebenfalls sollen Eintragungswege und Abbauraten untersucht werden. Die überwiegenden diffus eingetragenen PAK werden hier nicht betrachtet.

7.3.1 Tramadol

Für Tramadol liegt der JD-UQN-Vorschlag bei 0,1 µg/L. Die Bestimmungsgrenze bei der Messung liegt bei 0,02 µg/L. Vor der Einleitung der KA05 (Bad Segeberg) wird Tramadol in allen drei Durchläufen nicht detektiert (Abbildung 44, < BG). Nach der Einleitung von KA05 steigt die Tramadol-Konzentration in der Trave während der 1. Probenahme auf 25,870 µg/L. Während des ersten Messdurchlaufs sinkt zwar die gemessene Konzentration über die restliche Strecke der Trave, jedoch wird der JD-UQN-Vorschlag von 0,01 µg/L überschritten. Diese Überschreitung ist nur auf die in Bad Segeberg in die Trave emittierte, sehr hohe, Stofffracht an diesem Tag zurückzuführen.

Am 30.06.2022 wurde im Ablauf der KA Bad Segeberg eine Tramadol-Fracht von 778 g/d festgestellt. Im Gewässer unterhalb betrug die rechnerische Fracht 2.131 g/d (vgl. **Anhang D.2**). Diese Differenz ist nicht auf eine Vorbelastung der Trave, sondern mit einer vermutlich fehlerhaften Probenahme im Gewässer (PN 3 in der Einleitfahne, vgl. Abs. 6, KA05) zurückzuführen. Dieses wird auch durch die Frachten im weiteren Verlauf der Trave bestätigt (531 g/d bei Trave-km 20 in Herrenmühle, vgl. **Anhang D.5**).

Die empfohlene Tagesdosis von Tramadol liegt bei 400 mg pro Tag. Oben genannte Fracht im KA-Ablauf würde – wenn ein Metabolismus im menschlichen Körper und ein Rückhalt in Kläranlage und im Gewässer ausgeschlossen wird – rund 1.945 EW bedingen. Bezogen auf die Vorbelastung von rund 58.500 EW entspräche dies einem Bevölkerungsanteil von rund 3,3 %, der die genannte tägliche Dosis einnehmen müsste. Angesichts der vielen Reha-Kliniken etc. in Bad Segeberg, scheint dieser vergleichsweise hohe Verbrauch des Opioids plausibel, auch wenn unklar ist, weshalb diese Frachten während der 2. und 3. Probenahme weit unterschritten wurden (2. Messtag: 2,8 g/d, 3. Messtag: 2,2 g/d). Weiterhin ist denkbar, dass die am ersten Probenahmetag unverhältnismäßig hohen Frachten im KA-Ablauf durch eine zeitlich begrenzte, unsachgemäße Entsorgung bedingt sind.

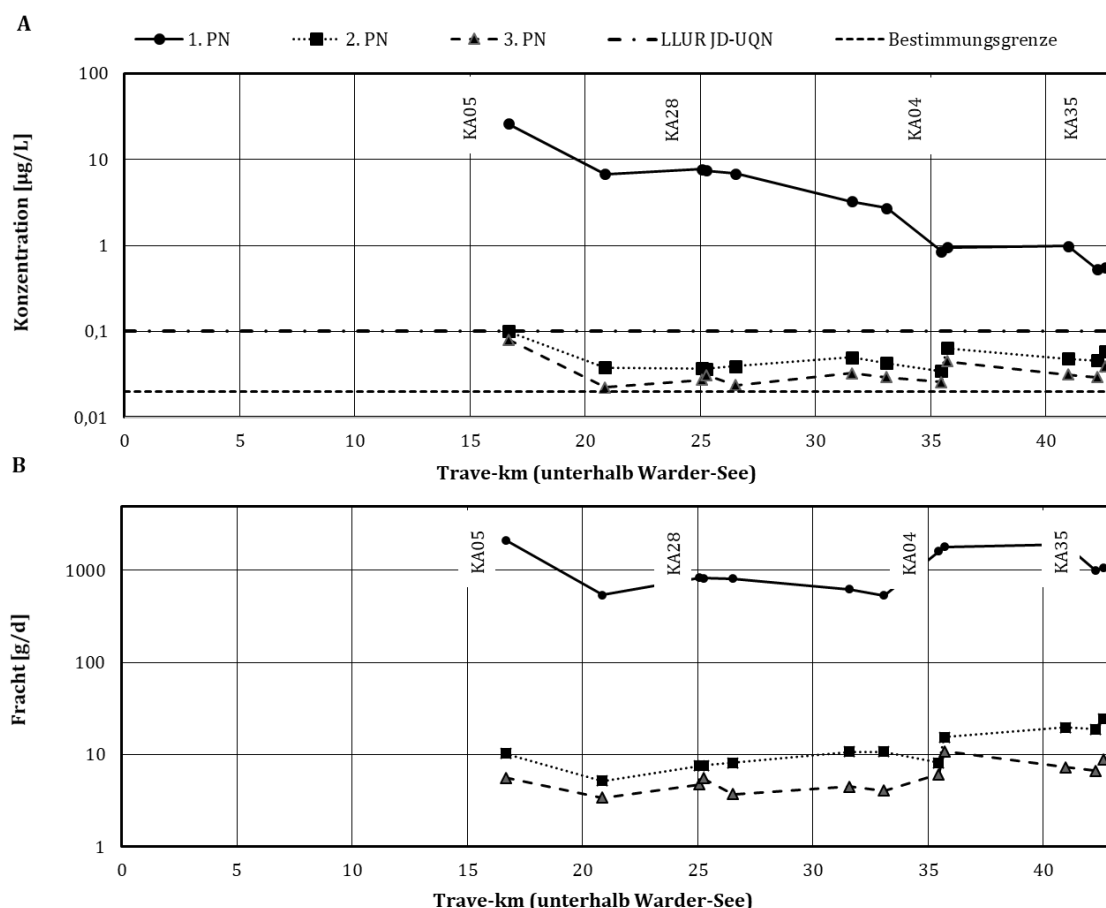


Abbildung 44: Stoffprofile in der Trave für Tramadol; A: Konzentrationen, B: Frachten.

Während der 2. und 3. Probenahme war der Wirkstoff an jedem Messpunkt nach der Einleitung von KA05 oberhalb der BG nachweisbar. Der JD-UQN-Vorschlag wird nur direkt unterhalb der KA Einleitung in Bad Segeberg geringfügig überschritten (s. hierzu die Ausführungen zur ggf. fehlerhaften Probenahme in der Einleitfahne).

Die Abbildung 44B zeigt, dass die Tramadol-Frachten über den Fließweg der Trave leicht ansteigen. Der Großteil der Fracht wird durch die KA05 (Bad Segeberg), KA04 (Bad Oldesloe) und KA35 (Reinfeld) emittiert. Ein diffuser Eintrag ist nicht erkennbar.

Die Frachtwerte des ersten Durchlaufs sind ca. 100-mal höher als die der zweiten und dritten Probenahme. Der zweite Messdurchlauf zeigt einen relativ kontinuierlichen Anstieg der Tramadol-Frachten über die Strecke der Trave. Die Frachten steigen mit der Einleitung durch Kläranlagen, jedoch steigen sie auch an Messpunkten zwischen den Kläranlagen, d.h. zwischen KA28 und KA04 oder KA04 und KA35. Dieses ist möglicherweise durch die kleinen Kläranlagen an den Nebengewässern der Trave bedingt.

Abbildung 45C, D zeigt bei parallelem Rückgang der Konzentrationen und der Frachten in einem nicht von KA-Einleitungen betroffenen Gewässerabschnitt, dass der Stoff zurückgehalten wird. Ob der Stoff im Gewässer photolytisch oder biologisch abgebaut wird, ist unklar (vgl. Abs. 5.1.20).

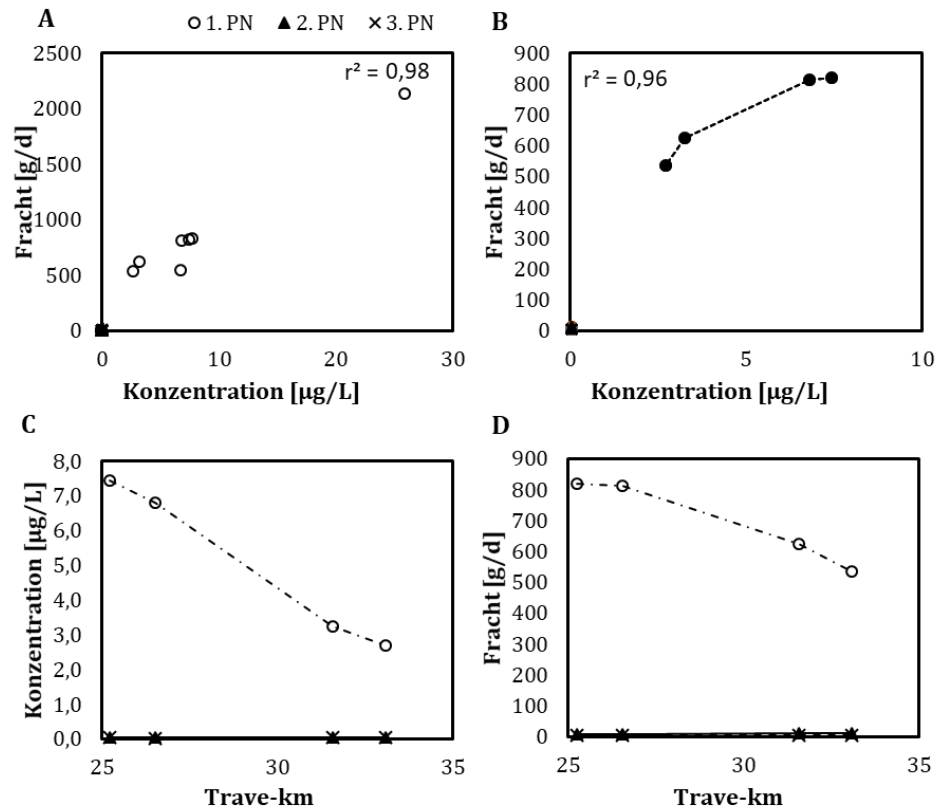


Abbildung 45: Gegenüberstellung von Frachten und Konzentrationen, Tramadol.

A: Alle Proben des Regional-Messprogramms aus der Trave. **B:** Nur Proben aus dem Abschnitt zwischen Neversdorf und Bad Oldesloe. **C:** Konzentrationsprofil und **D:** Frachtprofil für diesen Abschnitt.

7.3.2 Venlafaxin

Für den Spurenstoff Venlafaxin gibt es ebenfalls einen JD-UQN-Vorschlag von 0,1 µg/L und eine Bestimmungsgrenze der Messmethode von 0,02 µg/L. Es wird keine Konzentration oberhalb der Einleitung der KA05 (Bad Segeberg) detektiert. Dort übersteigen die Venlafaxin-Konzentrationen der ersten und zweiten Probenahme mit 0,165 µg/L und 0,132 µg/L den JD-UQN-Vorschlag. Die gemessene Konzentration der dritten PN liegt mit 0,097 µg/L knapp unter dem JD-UQN-Vorschlag. Im weiteren Verlauf der Trave werden zwar Konzentrationen für Venlafaxin gemessen, jedoch übersteigen diese nicht mehr den JD-UQN-Vorschlag. Beim ersten Durchgang wird Venlafaxin nach Kilometerstand 33,09 km nicht mehr detektiert. Dementsprechend fehlen auch die Frachtwerte für die folgenden Messpunkte.

Die ermittelten Frachten zeigen im Allgemeinen, dass mit Einleitung der Kläranlagen die Venlafaxin-Frachten steigen. Dieses lässt auf einen überwiegend punktuellen Eintrag aus der Kläranlagen schließen. Ein Rückhalt im Gewässer durch biologischen oder photolytischen Abbau ist nicht erkennbar bzw. nicht nennenswert.

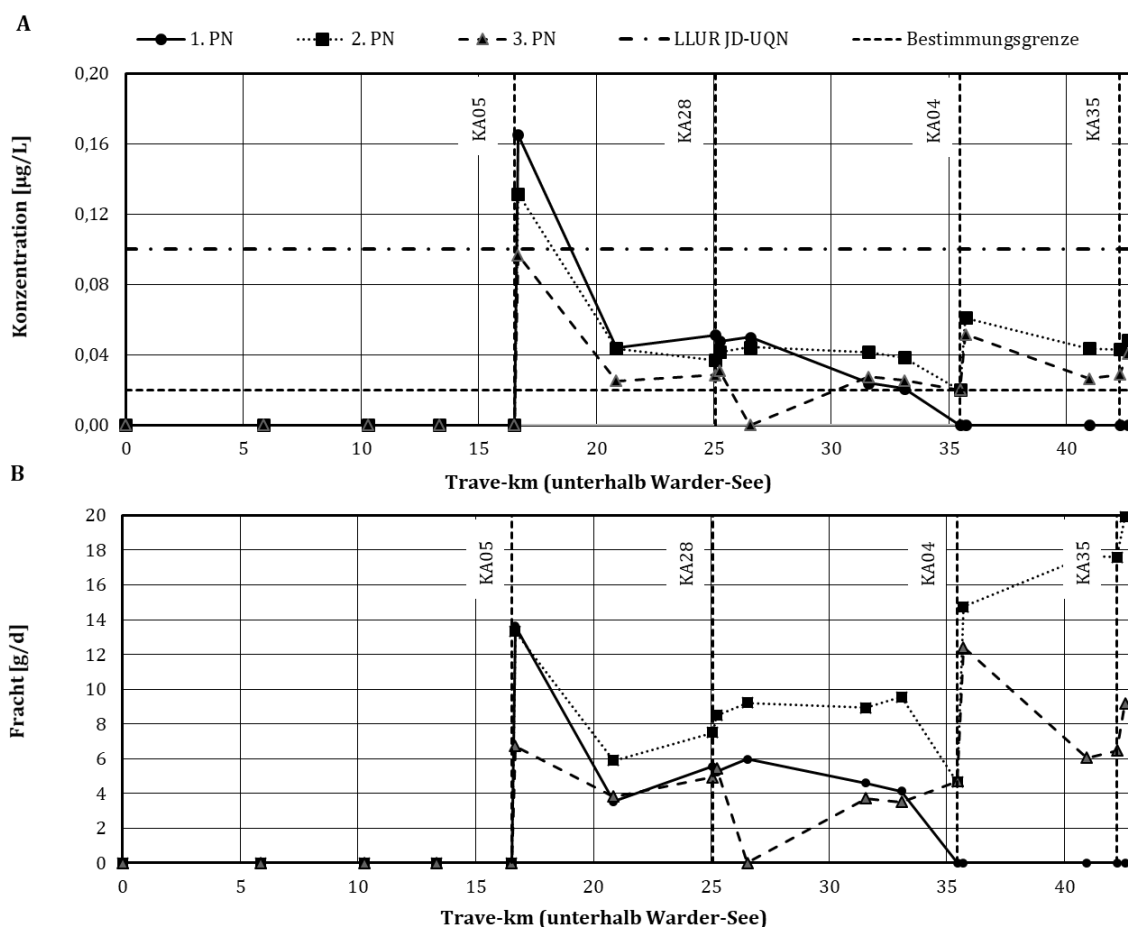


Abbildung 46: Stoffprofile in der Trave für Venlafaxin; A: Konzentrationen, B: Frachten.

7.3.3 Amidotrizoesäure

Amidotrizoesäure, ein Röntgenkontrastmittel, wird unterhalb des Wardersees bis zur Einleitung der KA05 (Bad Segeberg) bei einer Bestimmungsgrenze von 0,03 µg/L nicht detektiert (Abbildung 47). Danach wird bei jeder Messreihe der JD-UQN-Vorschlag von 0,1 µg/L überschritten. Nach Einleitung der KA05 werden die höchsten Konzentrationen von Amidotrizoesäure entlang der untersuchten Trave-Strecke gemessen.

Mit Ausnahme der letzten drei Messwerte aus Durchgang eins, einem Zwischenwert vor der Einleitung von KA04 (Bad Oldesloe) und dem Messwert nach Einleitung der KA28 (Neversdorf) bei Durchgang zwei, überschreiten alle anderen Messwerte den JD-UQN-Vorschlag. Damit werden in 31 von insgesamt 36 vorhandenen Fällen die Grenzwerte für Amidotrizoesäure überschritten.

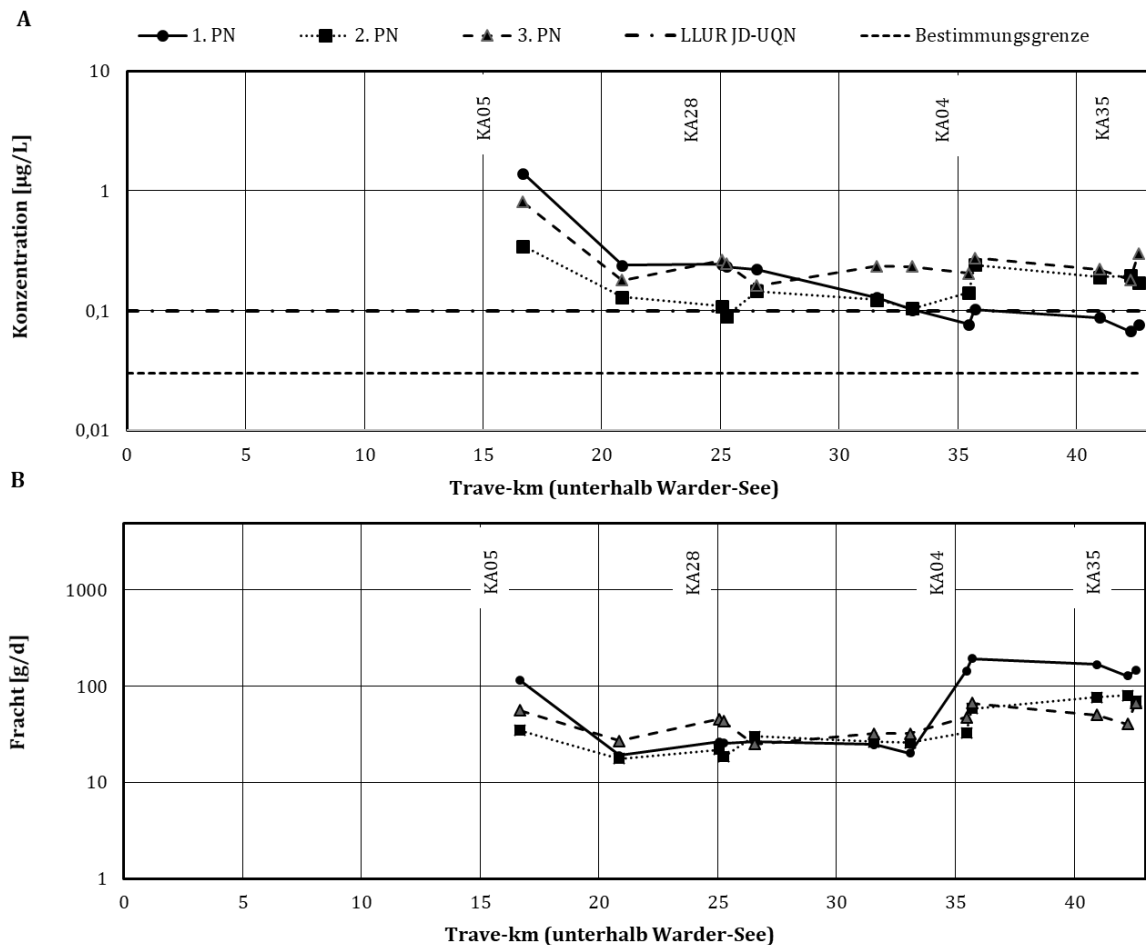


Abbildung 47: Stoffprofile in der Trave für Amidotrizoesäure; A: Konzentrationen, B: Frachten.

Die Frachten von Amidotrizoesäure (Abbildung 47B) sinken nach Einleitung der KA05 zuerst in allen drei Messdurchläufen ab, steigen dann jedoch zum nächsten Messpunkt an, obwohl die KA28 noch nicht ihren Abwasseranteil in die Trave gegeben hat. Mit der Einleitung der KA28 sinkt die Fracht in der Trave sogar. Innerhalb der folgenden drei Messpunkte hält sich die Fracht ungefähr auf dem gleichen Wert in allen Durchläufen und steigt danach stark an, bevor die KA04 einleitet. Dieses Phänomen wird in allen Durchläufen beobachtet. Zusätzlich steigt die Amidotrizoesäure-Fracht mit der Einleitung der KA04 bei allen drei Probenahmedurchläufen an. Zum folgenden Messpunkt sinkt die Fracht bei Durchgang 1 und 3, aber steigt im 2. erneut. Ähnlich sieht der Verlauf beim nächsten Messpunkt aus. Die Fracht steigt im 2. Durchgang ohne Einleitung einer Kläranlage und sinkt beim 1. und 3. Durchgang. Mit der Einleitung der KA35 steigen die Frachtwerte im 1. und 3. Durchgang, aber sinken im zweiten. Allgemein verhalten sich die Graphen der Amidotrizoesäure-Frachten der drei Durchläufe bis zum Kilometerstand ab Wardersee 35,71 km ähnlich, aber es wird ein umgekehrtes Verhalten vom 2. Durchgang zu den Durchgängen eins und drei beobachtet.

Die zeitgleich relativ konstanten einwohnerspezifischen Frachten und die auf die EZG-Größe bezogenen Frachten (Abbildung 48) in Abschnitten ohne direkte KA-Einleitung deuten an, dass der Stoff im Gewässer nicht zurückgehalten wird.

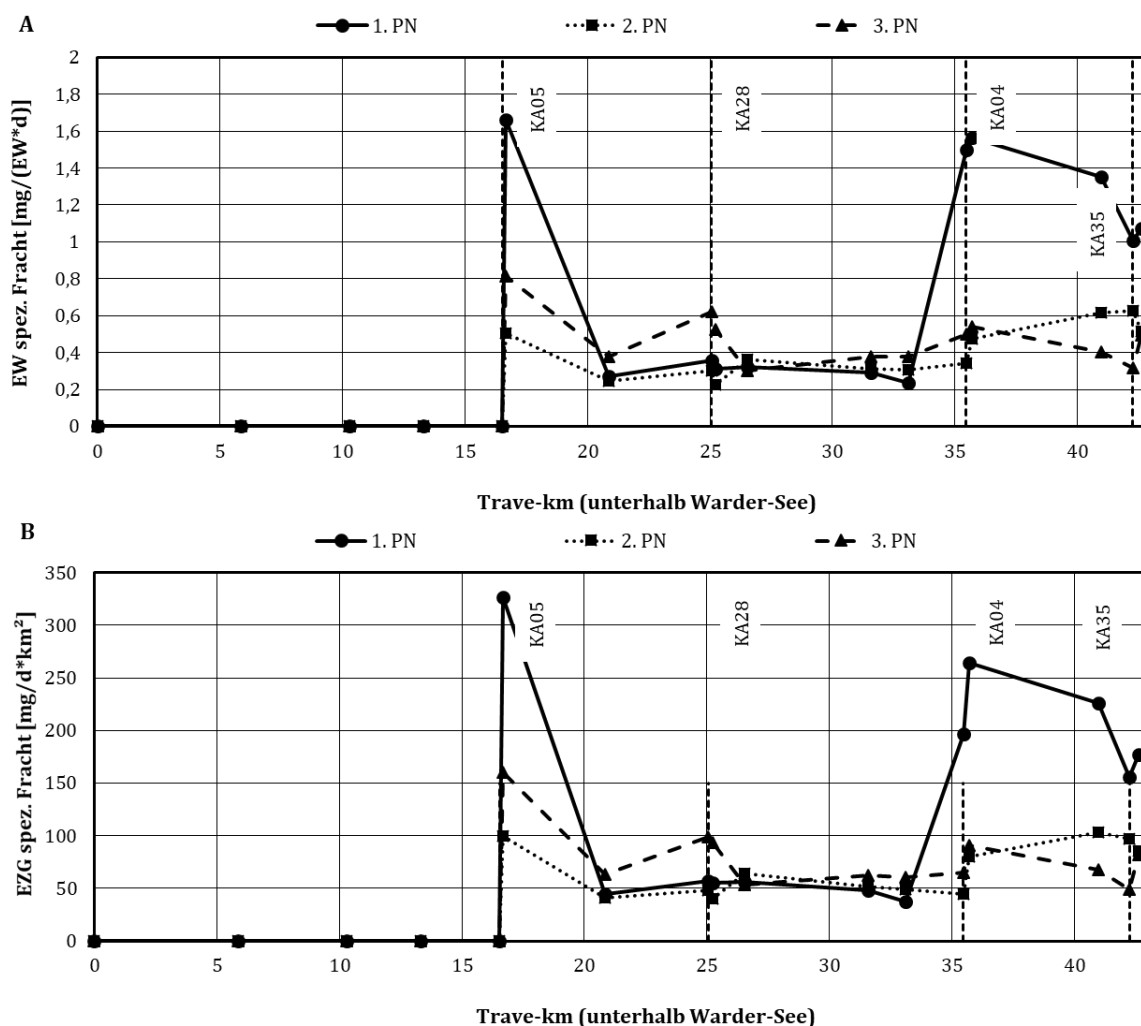


Abbildung 48: Stoffprofile in der Trave für Amidotrizoesäure; A: einwohnerspezifische Frachten, B: EZG-größen spezifische Frachten.

7.3.4 Iomeprol

Iomeprol ist ein Röntgenkontrastmittel und wird ab einer Konzentration von $0,03 \mu\text{g/L}$ detektiert. Der JD-UQN-Vorschlag liegt bei einem Wert von $0,1 \mu\text{g/L}$, der in 32 von 36 gemessenen Konzentrationen überschritten wird (Abbildung 49).

Vor der Einleitung der KA05 (Bad Segeberg) wird Iomeprol nicht detektiert, allerdings dafür an allen folgenden Messpunkten der drei Messdurchgänge. Im Konzentrationsdiagramm fällt der Graph der dritten Probenahme auf, da fast alle gemessenen Konzentrationen höher sind als die der 1. und 2. Probenahme. Generell werden höhere Konzentrationen nach Einleitung von Kläranlagen entlang der Trave gemessen, aber es werden auch Anstiege zwischen Messpunkten beobachtet, wenn keine Kläranlage einleitet.

Beim Anschauen der Iomeprol-Frachten kann diese Situation besser erklärt werden, denn mit einem Anstieg der Konzentration muss nicht die Fracht ansteigen. Wenn jedoch die Iomeprol-Fracht ansteigt, wird der Spurenstoff zusätzlich ins Gewässer eingebracht. Das passiert durch die Einleitung der Kläranlagen entlang der Trave während an den Messpunkten dazwischen die Fracht konstant bleibt (Abbildung 49B). In allen Durchgängen steigt sie mit der Einleitung der KA04 (Bad Oldesloe) erneut stark an, jedoch wird bereits im ersten Durchgang ein Anstieg im Oberwasser der KA04 beobachtet. Die Iomeprol-Frachten haben die höchsten Werte gegen

Ende der untersuchten Trave-Strecke, wobei Anstiege auch durch die letzte Kläranlage (KA35, Reinfeld) zu sehen sind. Ein nennenswerter Abbau im Gewässer ist nicht erkennbar.

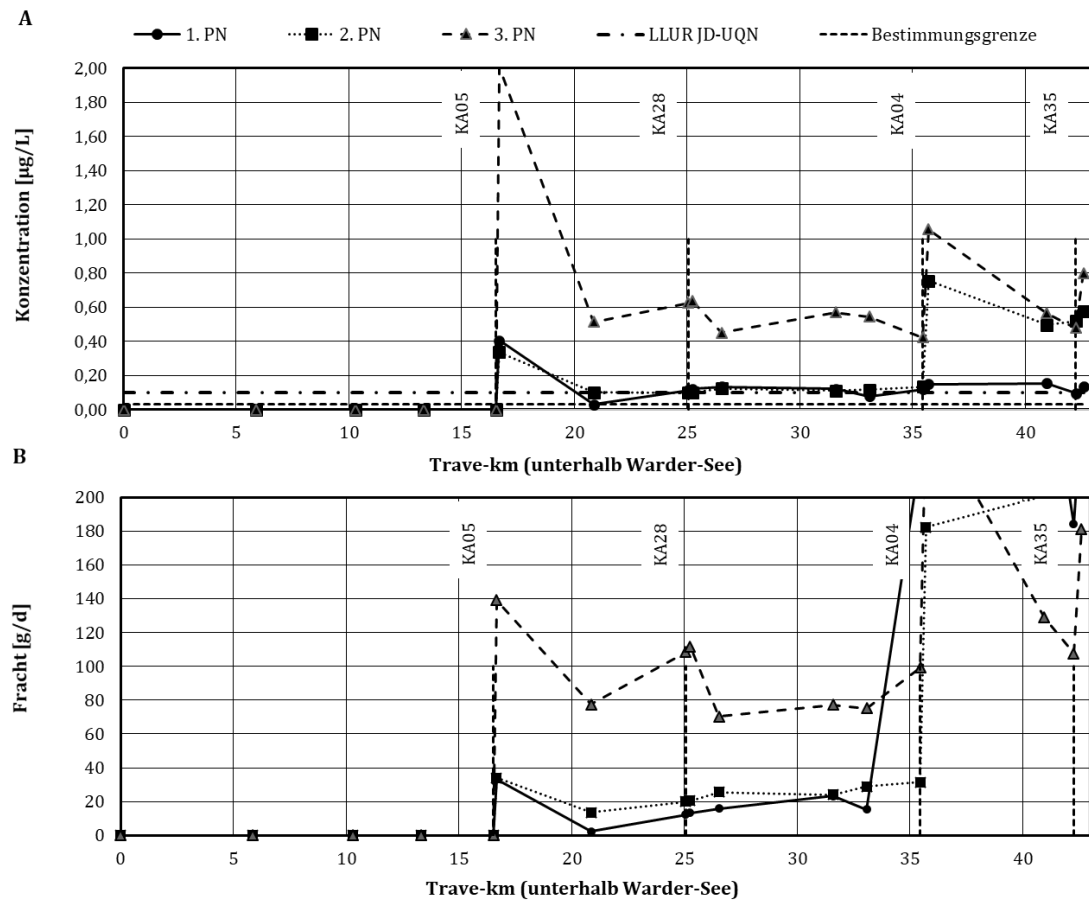


Abbildung 49: Stoffprofile in der Trave für Iomeprol; A: Konzentrationen, B: Frachten.

7.3.5 Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)

Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) wird ab einer Konzentration von 0,0005 µg/L detektiert. Die OGewV gibt eine JD-UQN von 0,00065 µg/L vor. Die ZHK-UQN von 36 µg/L wird in diesem Messprogramm nicht überschritten (Abbildung 50).

Im zweiten Messdurchgang wird PFOS nicht detektiert, aber im dritten an den letzten beiden Messpunkten (vor und nach KA35). Dort wird die JD-UQN überschritten. Im ersten Durchgang wird PFOS bis zum Kilometerstand 26,54 km nicht detektiert, allerdings beim folgenden Messpunkt bei 31,58 km. Auf der Strecke zwischen diesen Punkten liegt keine der untersuchten Kläranlagen. Ab diesem Messpunkt bis zum Ende der untersuchten Strecke in der Trave werden PFOS Konzentrationen über der JD-UQN gemessen.

Die PFOS-Frachten (Abbildung 50B) des ersten Messdurchgangs zeigen einen geringen Anstieg bei den ersten zwei Probenahmen und einen starken Anstieg im Oberwasser der KA04 (Bad Oldesloe). Die PFOS-Fracht steigt kontinuierlich bis zum vorletzten Messpunkt, wo ein Rückgang der Fracht beobachtet wird. Mit Einleitung der KA35 (Reinfeld) steigt die Fracht jedoch wieder an. Im Vergleich zur ersten Probenahme sind die Frachten der dritten Probenahme sehr gering und sie sinkt sogar nach der Einleitung der KA35.

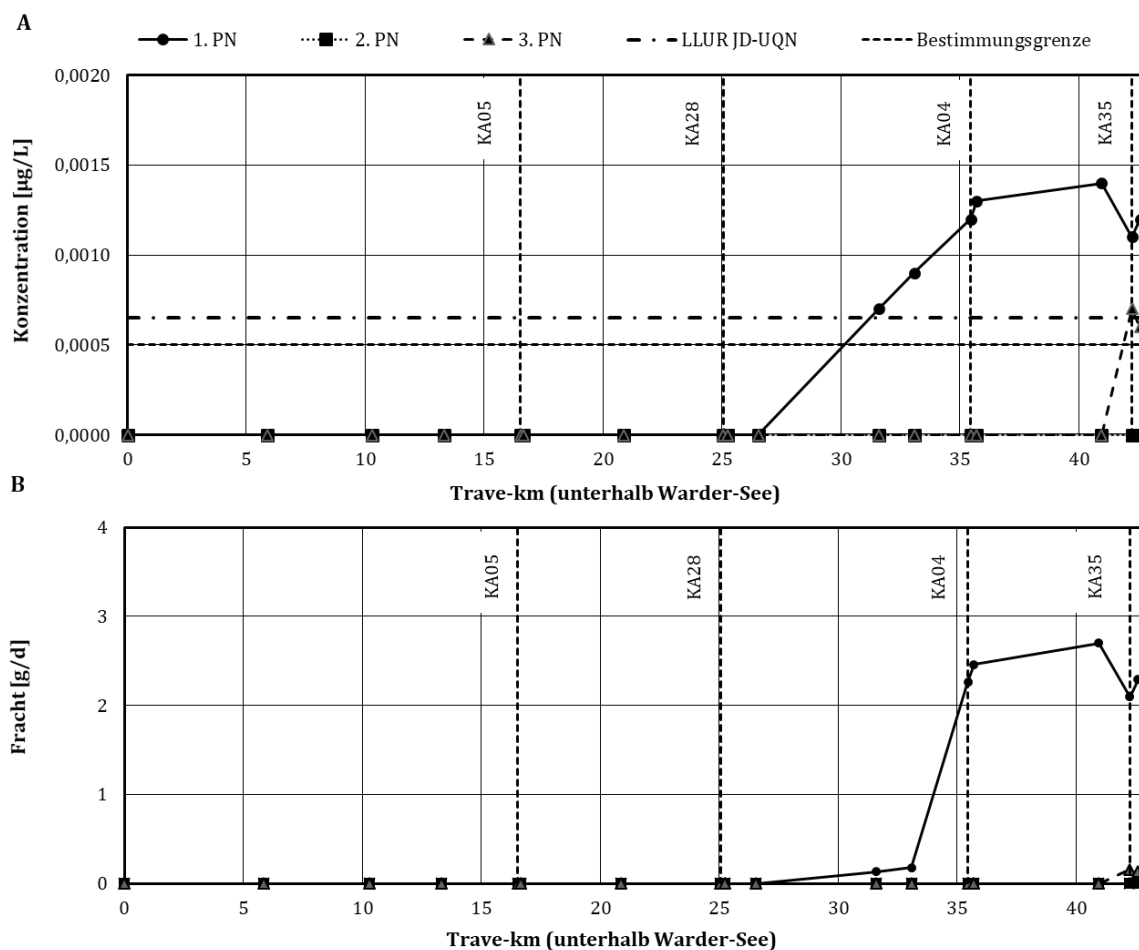


Abbildung 50: Stoffprofile in der Trave für Perfluorooctansulfonsäure; A: Konzentrationen, B: Frachten.

7.4 Massenbilanzierung im Wardersee

Im Rahmen des lokalen Messprogramms wurden, zusätzlich zum Verlauf der Trave ab dem Wardersee, auch die Zuläufe des Sees beprobt. Für die fünf beprobten Zuläufe (Bisnitz Oberlauf, Bisnitz Zufluss, Goldenbach, Stengliner Mühlenbach und Trave oberhalb des Wardersees), wurde nur für sechs Spurenstoffe an allen drei Messtagen jeweils eine Konzentration bestimmt. Es handelt sich um drei Humanarzneistoffe (Gabapentin, Metformin und Valsartansäure) die hauptsächlich durch Kläranlagen in das Gewässer gelangen, einen Süßstoff (Acesulfam-K) der überwiegend diffus, aber auch durch Kläranlagen eingeleitet wird, ein Triazol (Benzotriazol) das hauptsächlich durch Kläranlagen in das Gewässer gelangt und ein sonstiger Stoff (Melamin) der vorrangig diffus, aber auch durch Kläranlagen eingeleitet wird.

Unter der Annahme, dass diese Stoffe das Verhalten aller Spurenstoffe repräsentativ abbilden, kann für die Kontinuität der Spurenstofffrachten anhand Tabelle 299 eine Aussage zur Wirkungsweise eines im Flussverlauf befindlichen Sees getroffen werden. Die Differenz aus den summierten gemessenen Zuläufen und dem Ablauf des Wardersees wird prozentual auf den jeweils höheren Wert von Zu- und Ablauf des jeweiligen Spurenstoffs je Durchgang bezogen. Auffällig ist, dass der See für den Humanarzneistoff Gabapentin an allen drei Durchläufen eine niedrigere Fracht abgibt, als zufließt. Im Mittelwert hält der See somit 22,42 % der Gabapentin-Fracht zurück. Ob es sich um eine reine Retention, um Abbauprozesse, oder um eine fehlerhafte

Bilanzierung handelt, ist nicht eindeutig. Eine Verringerung der Fracht im See kann außerdem am zweiten Durchlauf für den Süßstoff Acesulfam-K und das Triazol Benzotriazol sowie am dritten Durchlauf für das Triazol Benzotriazol festgestellt werden. Die Fracht des Triazol Benzotriazol wird über die drei Durchläufe gemittelt um 21,41 % zurückgehalten. Für die restlichen Spurenstoffe in dieser Betrachtung ist im See eine Erhöhung der Frachten zu beobachten. Insbesondere für Metformin und Melamin wird eine über die drei Durchläufe gemittelte Erhöhung der Ablauffracht des Sees von jeweils 51,39 % und 41,08 % festgestellt. Die Fracht des Humanarzneistoffes Valsartansäure sowie des Süßstoffes Acesulfam-K wird im See um jeweils 15,03 % und 23,07% erhöht. Ein klarer Trend für die Saisonalität des Frachtrückhaltes bzw. der Frachterhöhung im See ist nicht erkennbar.

Auffällig ist, dass alle hier betrachteten Spurenstoffe eine hohe Varianz von Frachtrückhalt bzw. Frachterhöhung im See erfahren, dies kann eventuell durch die Aufenthaltszeit des Wassers im See erklärt werden, somit müssten Zulauffrachten eines früheren Datums mit den Ablaufrachten verglichen werden.

Allerdings kann in dem Vergleich der simultanen Zulauffracht und Ablauffracht Betrachtung der Spurenstoffe keine statistisch signifikante Abhängigkeit abgeleitet werden. Eine Aussage zu dem saisonalen Frachtrückhalt- bzw. Frachterhöhungs-Potential des Wardersees kann anhand der vorliegenden Daten nicht getroffen werden. Zur weiteren Forschung dieses Phänomens empfiehlt sich eine spezifisch auf das Problem fokussierte Datenerhebung, in der die Aufenthaltszeit des Sees berücksichtigt wird und die Saisonalität über weiter im Kalenderjahr verteilte Probenahmen vollständiger abgebildet wird.

Es lässt sich feststellen, dass im See Spurenstoffe zurückgehalten werden können bzw. sich verringern, die sicher nur über Kläranlagen in die Gewässer gelangen (z.B. Gabapentin). Bei diesem Stoff wird die Stofffracht um (im Mittel) 22 % reduziert. Dieses kann auf einen photolytischen oder biologischen Abbau hinweisen, der im See gleichermaßen wie im Fließgewässer stattfinden dürfte. Aufgrund z.B. der größeren Aufenthaltszeiten oder eines anderen Oberflächen-Volumen-Verhältnisses lässt sich der Abbau im See ggf-besser erfassen als im Fließgewässer.

Gleiches gilt für Benzotriazol mit einer Reduzierung im See um rund 21 %. Andere Stoffe, die überwiegend über KA eingetragen werden (Valsartansäure) werden im See „angereichert“. Dieses kann auf die Metabolisierung des in den See eingetragene Valsartan, dass im Ablauf des Sees meist nicht mehr feststellbar ist, zu Valsartansäure zurückgeführt werden.

Von Metformin, Acesulfam-K und Melamin ist bekannt, dass sie atmosphärisch bzw. diffus eingetragen werden (vgl. hier auch Abs. 9.3). Der See ist offenbar eine relevante Senke für diese Stoffe. Ob diese Stoffe direkt mit feuchter oder trockener Deposition in den See gelangen, oder ob ein Eintrag über den Grundwasserpfad maßgeblich ist, kann mit vorliegenden Daten nicht geklärt werden.

Tabelle 299: Massenbilanzierung für ausgewählte Spurenstoffe im Wardersee.

		Gabapentin	Metformin	Valsartansäure	Acesulfam-K	Benzotriazol	Melamin	Median
1. Durchlauf	Σ Zulauf Warder See [g/d]	0,81134	1,58877	0,74299	6,40465	0,81003	1,88344	-
	Abfluss Warder See [g/d]	0,76244	10,10189	0,95904	12,26612	0,89191	4,64175	-
	Differenz [g/d]	-0,04890	8,51312	0,21605	5,86147	0,08188	2,75831	1,48718
	Differenz [%]	-6,03	84,27	22,53	47,79	9,18	59,42	35,16
2. Durchlauf	Σ Zulauf Warder See [g/d]	2,36320	7,84998	1,85730	21,89303	2,82174	4,20623	-
	Abfluss Warder See [g/d]	1,73923	13,08772	2,31898	20,19248	1,73923	5,29016	-
	Differenz [g/d]	-0,62397	5,23774	0,46167	-1,70055	-1,08251	1,08394	-0,08115
	Differenz [%]	-26,40	40,02	19,91	-7,77	-38,36	20,49	6,07
3. Durchlauf	Σ Zulauf Warder See [g/d]	1,65925	4,16316	2,40801	11,40508	2,37504	2,51776	-
	Abfluss Warder See [g/d]	1,08133	5,93672	2,47363	16,10864	1,54249	4,44370	-
	Differenz [g/d]	-0,57792	1,77355	0,06563	4,70357	-0,83255	1,92594	0,91959
	Differenz [%]	-34,83	29,87	2,65	29,20	-35,05	43,34	15,93
	Mittelwert der Durchläufe	-22,42	51,39	15,03	23,07	-21,41	41,08	19,05

TEIL IV – DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG

8 Fehlerdiskussion

8.1 Fehlertheorie

Zur Abschätzung der Genauigkeit der durchgeführten Messungen wird im folgenden Teil eine Ermittlung des Unsicherheitsintervalls angestrebt. Hierfür wird zuerst die Fehlertheorie betrachtet, woraufhin eine Einordnung der Messergebnisse folgt.

Ziel eines jeden Messvorganges ist das Messergebnis. Dieses Ergebnis ist immer mit einem Unsicherheitsintervall versehen. Daher sind bei jedem Experiment ausschließlich Näherungswerte zu erwarten. Diese weichen von dem *wahren Wert* unterschiedlich stark ab. Der *wahre Wert* kann als der Mittelwert von unendlich vielen Wiederholungen definiert werden und ist somit in der Praxis nicht ermittelbar.

In der Fehlertheorie wird zwischen folgenden drei Kategorien unterschieden:

Grobe Fehler sind vermeidbare Fehler. Sie entstehen durch Unsicherheiten in der Bedienung der Messinstrumente, Verwendung von ungeeigneten Messmethoden oder auch durch technische Defekte. **Systematische Fehler** entstehen immer auf dieselbe Art und Weise und sind damit reproduzierbar. Ein systematischer Fehler liegt vor, wenn die Versuchseinrichtung zur stetigen Abweichung der Ergebnisse in die gleiche Richtung führen. Beispielsweise wenn ein Maßband nicht am richtigen Nullpunkt angelegt wird. Werden diese Fehler erkannt, können sie in der Datenauswertung berücksichtigt bzw. korrigiert werden. Häufig bleiben sie jedoch unerkannt. **Statistische Fehler** entstehen *zufällig* durch Ableseungenauigkeiten, Toleranzen der Messeinrichtungen und Umwelteinflüsse. Sie sind nicht vermeidbar. Ihre Abweichungen um den *wahren Wert* schwanken sowohl nach oben als auch nach unten.

Wird eine Größe nur einmal gemessen, muss eine Abschätzung des Fehlers vom Experimentator erfolgen. Die Sorgfältigkeit des Experimentators, Umwelteinflüsse und Skaleneinheiten des Messgerätes sind die ausschlaggebenden Faktoren. Der Größtfehler Δx setzt sich aus Garantiefehlergrenze und dem selbstabgeschätzten Anteil zusammen.

Beispiel: Bei einem Maßband ist es nicht möglich, eine Länge mit einer höheren Genauigkeit als einem Millimeter abzulesen. Daher ist jedes Ergebnis mit einer Unsicherheit von mindestens ± 0.5 mm versehen (Garantiefehler). Ein nicht exaktes Anlegen des Messgerätes kann dann nochmal zusätzlich mit z. B. ± 5 mm (abgeschätzter Anteil) berücksichtigt werden. Der Größtfehler Δx entspräche somit $\pm 5,5$ mm.

Werden Größen indirekt bestimmt, pflanzen sich die Fehler aus den Ergebnissen der Messreihen fort (*Fehlerfortpflanzung*). Misst man die Größe x und y direkt und bestimmt mithilfe dieser Größen indirekt z , können diese als Funktion $z=f(x,y)$ ausgedrückt werden.

8.2 Ungenauigkeiten bei der Durchflussmessung

Es kann sowohl der *maximale Fehler* als auch der *durchschnittliche Fehler* betrachtet und berücksichtigt werden. Wird der Querschnitt eines Flusses aufgenommen, wird sowohl die Wasserstandshöhe h als auch die Flussbreite b bestimmt. Die Messung der Wasserstandshöhe erfolgt bei der durchgeführten Messkampagne mit einem Gliedermaßstab oder dem Tiefensensor des MID, die Vermessung der Flussbreite erfolgt mit einem Bandmaß. In einem weiteren Schritt wird die Fließgeschwindigkeit v mit dem MID bestimmt (s. Abs. 3.4).

Weil natürliche Gewässer häufig über die Tiefe keine eindeutigen seitlichen Uferbegrenzungen besitzen, birgt die Messung der Breite Unsicherheiten. Ebenfalls kann ein nicht vollständig gespanntes Bandmaß zu weiteren Abweichungen führen. Bei der Bestimmung der Wasserstands-

höhe treten ähnliche Ungenauigkeiten auf. Häufig sind Flusssohlen mit lockergelagerten Sedimentschichten versehen. Strömungen im Interstitial⁶⁰ können auftreten. Eine eindeutige Bestimmung des durchflossenen Querschnittes ist somit nicht möglich.

Um die Messgenauigkeiten trotzdem einordnen zu können, wurden teilweise selbige Flussquerschnitte mehrfach vermessen. Auch wenn der *wahre Wert* hierdurch nicht zu ermitteln ist, kann eine Abschätzung des Fehlerintervalls F erfolgen. Diese beläuft sich in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten auf ca. 5 % bis zu 15 %. Dies gilt sowohl für die Wasserstandshöhe als auch Flussbreite.

Es folgt eine Beispielrechnung für eine Abweichung von 10 % über Breite und Höhe:

h = Gemessene Wasserstandshöhe

b = Gemessene Flussbreite

z = Berechneter durchflossener Gewässerquerschnitt

Δb = Messunsicherheit der Flussbreite

Δh = Messunsicherheit der Wasserstandshöhe

Δz = Fehlerintervall des berechneten durchflossenen Gewässerquerschnitts

Es gilt die Annahme: $F = \Delta h = \Delta b$

$$\frac{\Delta z}{z} = \sqrt{\left|\frac{\Delta b}{b}\right|^2 + \left|\frac{\Delta h}{h}\right|^2}$$

$$\Leftrightarrow \sqrt{\left|\frac{F}{b}\right|^2 + \left|\frac{F}{h}\right|^2}$$

$$\Leftrightarrow \sqrt{\left|\frac{F \cdot b}{b}\right|^2 + \left|\frac{F \cdot h}{h}\right|^2}$$

$$\Leftrightarrow \sqrt{F^2 + F^2}$$

$$\Leftrightarrow (F^2 + F^2)^{1/2}$$

$$\Leftrightarrow [2 \cdot (F)^2]^{1/2}$$

$$\Leftrightarrow \sqrt{2} \cdot F$$

$$\frac{\Delta z}{z} = \sqrt{\left|\frac{\Delta b}{b}\right|^2 + \left|\frac{\Delta h}{h}\right|^2}$$

$$\Leftrightarrow \sqrt{\left|\frac{0,1 \cdot b}{b}\right|^2 + \left|\frac{0,1 \cdot h}{h}\right|^2}$$

$$\Leftrightarrow \sqrt{0,1^2 + 0,1^2}$$

$$\Leftrightarrow (0,1^2 + 0,1^2)^{1/2}$$

⁶⁰ Das Interstitial beschreibt ein wassergefülltes Hohlraumsystem innerhalb der Gewässersedimente.

$$\begin{aligned} &\Leftrightarrow [2 * (0,1)^2]^{1/2} \\ &\Leftrightarrow 0,1 \cdot \sqrt{2} \\ &\approx 0,1417 \end{aligned}$$

Die Abweichung beträgt somit ca. 14 %, unabhängig von den Geometrien des zu vermessenden Flusses. Sind die Abweichungen über die Breite und Höhe gleich, kann der Wert des Fehlers mit $\sqrt{2}$ multipliziert werden. In der folgenden Tabelle werden weitere Unsicherheitsintervalle in Abhängigkeit der Genauigkeit des aufgenommenen Flussquerschnittes dargestellt.

Tabelle 300: Bestimmung des durchschnittlichen Fehlers bei der Berechnung der Querschnittsfläche zur Abflussbestimmung.

Messabweichung bei der Aufnahme der Flussgeometrie	Bestimmung des durchschnittlichen Fehlers der Fläche
5 %	7,1 %
10 %	14,1 %
15 %	21,2 %
20 %	28,3 %
Annahme: Die Messabweichungen über Breite und Tiefe sind bei der Aufnahme der Gewässergeometrie identisch.	

Bei einer indirekten Durchflussbestimmung werden Teilflächen aufgenommen. Weil es sich in Tabelle 300 um prozentuale Angaben handelt, können diese sowohl für Teilflächen als auch die Gesamtfläche genutzt werden.

Der Fehler nimmt weiter zu, wenn die Messgenauigkeit des MID zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit mit in Betracht gezogen wird. Dieser beträgt laut Herstellerangaben der Firma OTT $\pm 2 \%$ bei Fließgeschwindigkeiten bis 3,04 m/s. Auch die Konzentrationsbestimmungen sind mit einem Unsicherheitsintervall versehen. Diese sind jedoch im Verhältnis zu den großen Unsicherheiten bei der Flächenbestimmung des Fließquerschnittes so präzise, dass sie nicht in der Fehlerrechnung zusätzlich betrachtet werden. Auch sind es hier andere Effekte, wie z.B. mangelnde Durchmischung sowie Dispersions- und Abbauprozesse, die ausschlaggebend sind (s. hierzu Abs. 8.3). Weil diese nicht als zufällige Fehler verstanden werden können, sind diese nicht durch eine allgemeine Fehlerberechnung zu quantifizieren. Es muss eine Einzelfallbetrachtung erfolgen, um Aussagen zum Unsicherheitsintervall treffen zu können.

8.3 Einfluss der Durchmischungsstrecke auf die Genauigkeit

8.3.1 Theorie der vollständigen Durchmischung

Da sich bei der Bilanzierung der Frachten Abweichungen zwischen den zu erwartenden Frachten an PN 3 und den tatsächlich gemessenen Frachten ergeben haben, wird dieses Vorgehen für einzelne Kläranlagen überprüft. Die Probenahmestrategie geht davon aus, dass sich eine vollständige Durchmischung zwischen 100-500 m unterhalb der KA-Einleitung eingestellt hat (vgl. Abs. 3.1.1). Diese Annahme wird im Folgenden überprüft.

Es werden Abweichungen der rechnerischen zu den gemessenen Frachten definiert als:

$$\Delta_B = 100 - \bar{B} \text{ [%]}$$

mit: Δ_B = Abweichung der rechnerischen Frachten zu gemessenen Frachten [%]

\bar{B} = Durchschnittlicher Fehler in der Frachtenbilanzierung aller Stoffe

Mit der Formel von Hull ist es möglich, in Abhängigkeit des gemessenen Durchflusses, die minimale Fließlänge bis zu einer vollständigen Durchmischung abzuschätzen. Es handelt sich um einen empirischen Ansatz, welcher zur Orientierung von Mindestabständen bei Tracermessungen mit dem Ziel einer Durchflussbestimmung entwickelt wurde (Morgenschweis 2018, S. 285). Die KA-Einleitung kann bei diesem Ansatz mit der Tracereingabe gleichgesetzt werden.

$$L = a * Q^{1/3} \text{ [m]}$$

mit: L = minimale Fließlänge [m]

Q = Durchflussmenge [m³/s]

a = Koeffizient ($a = 50$ wenn Tracereingabe in Flussmitte erfolgt; $a = 200$ wenn Tracereingabe vom Ufer aus erfolgt).

Bei den Durchführungen der Messungen haben Randbedingungen wie Wegbarkeit, Zwischeneinleitungen, schwer abzuschätzende Durchflüsse etc. es nicht immer zugelassen, dass die minimale Fließlänge nach Hull eingehalten wurde. Um die Durchmischung trotzdem zu überprüfen, werden Messungen von Kläranlagen, die direkt in das reduzierte Gewässernetz einleiten und bei denen eine Durchflussbestimmung über eine Messung der Fließgeschwindigkeiten stattfinden konnte, in drei verschiedene Hauptgruppen eingeteilt. Die prozentuale Abweichung wird wie folgt bestimmt:

$$\frac{L_1}{L_2} \cdot 100 = \Delta_L$$

mit: L_1 = tatsächlicher Abstand zwischen Kläranlageneinleitung und Messpunkt 3

L_2 = minimale Fließlänge nach Hull

Δ_L = Abweichung in % zwischen L_1 und L_2

Hierfür werden ausgewählte Durchlaufanlagen berücksichtigt. Wurden Durchflüsse im Gewässer über die Salzverdünnungsmethode (Abs. 3.4) bestimmt, ist eine Bestimmung der minimalen Fließlänge nach Hull nicht sinnvoll. Dies würde zu einem unzulässigen Zirkelschluss führen, weil eine vollständige Durchmischung die Grundlage der Berechnung für die Salzverdünnungsmethode darstellt.

Gruppe 1

Beträgt der Abstand zwischen Kläranlagenablauf PN 2 und der PN 3 im reduzierten Gewässernetz mindestens 90 % bis 130 % der nach Hull benötigten minimalen Fließstrecke, werden die Wertepaare in Gruppe 1 eingeordnet. Für eine zu kurze Durchmischungsstrecke, also unvollständige Vermischungsprozesse, wird eine höhere Fehleranfälligkeit als für eine zu lange

Durchmischungsstrecke angenommen. Daher ist die Toleranz für eine Zuordnung zur Gruppe 1 nicht normal um die 100 % verteilt, sondern beginnt bei 90 % und endet bei 130 %.

Als Grundlage zur Berechnung wird die mit dem MID durchgeführte Durchflussmessung verwendet. Bei diesen Messungen wird bei der Bilanzierung der gemessenen Frachten eine geringe Fehleranfälligkeit erwartet (s. Abs.).

Gruppe 2

Durchgeführte Probenahmen bei denen der Abstand zwischen Kläranlagenablauf PN 2 und der PN 3 im reduzierten Gewässernetz zu der berechneten minimalen Fließstrecke nach Hull entweder unterschritten wurde (50 % – 89,9 %) oder überschritten wurden (130,1 % bis 150 %) werden der Gruppe 2 zugeordnet. Bei der Bilanzierung der Frachten wird erwartet, dass der Durchmischungsprozess nicht abgeschlossen werden konnte bzw. es bereits einen Abbau von einigen Stoffen oder eine Verdünnung durch laterale Zuflüsse (z.B. Basisabfluss) gibt.

Gruppe 3

In Gruppe 3 sind Messungen von Kläranlagen zusammengefasst, bei denen es große Abweichungen zwischen der minimalen Fließstrecke nach Hull und dem tatsächlichen Abstand zwischen Kläranlagenablauf zum PN 3 gibt (<49,9 %; > 150,1 %). Hier wird die größte Fehleranfälligkeit bei der Bilanzierung der Frachten erwartet.

8.3.2 Ergebnisse

Im folgenden Teil werden für die jeweiligen Gruppen die Abweichungen zwischen der rechnerischen Bilanzierung der Frachten und den tatsächlich gemessenen Frachten graphisch dargestellt und mögliche Ursachen diskutiert.

Gruppe 1

Abbildung 51 stellt die Abweichungen in der Frachtenbilanz aus Gruppe 1 graphisch dar. Für die prozentuale Abweichung zwischen der rechnerischen und der gemessenen Frachtenbilanzierung sind Abweichungen von bis zu 20 % erwartbar (vgl. Abs. 8.2). Dies ist durch Messungenauigkeiten, insbesondere bei den indirekten Durchflussmessungen und durch die mathematische Fortpflanzung der Fehler zu begründen. Dieser maximale Fehler wird im Regelfall weit unterschritten. Bei der Kläranlage Lütjenburg kam es allerdings am 08.06.2021 zu einer Abweichung in der Frachtenbilanzierung von 358 % (als Mittelwert über alle Stoffe). Da von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen werden kann, ist die Ursächlichkeit weiter zu untersuchen. Es folgt daher eine Betrachtung der Abweichung in der Frachtenbilanzierung für die einzelnen Stoffe.

Es kann aufgezeigt werden, dass der Fehler in der Frachtenbilanzierung durch die Stoffgruppe der PAK verursacht wird (Abbildung 52, dort Stoffe mit der Nummer 25 bis 30). Bei der Betrachtung der Probenahmepunkte (siehe Abs. 6, KA25 mit **Anhang D.1**) ist festzustellen, dass zwischen den Probenahmepunkten im Gewässer (PN 1 und PN 3) eine Brücke der B 202 über die Kossau hinweg führt. Da eine Emission von PAK u.a. über Straßenverkehr erfolgt kann die B 202 als ursächlich für die Abweichung in der Frachtenbilanzierung angesehen werden.

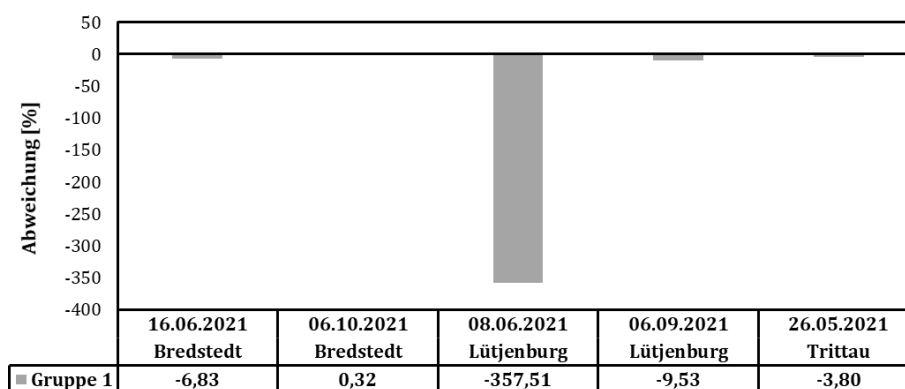


Abbildung 51: Prozentuale Abweichung zwischen den gemessenen und den rechnerischen Frachten bei Anlagen der Gruppe 1.

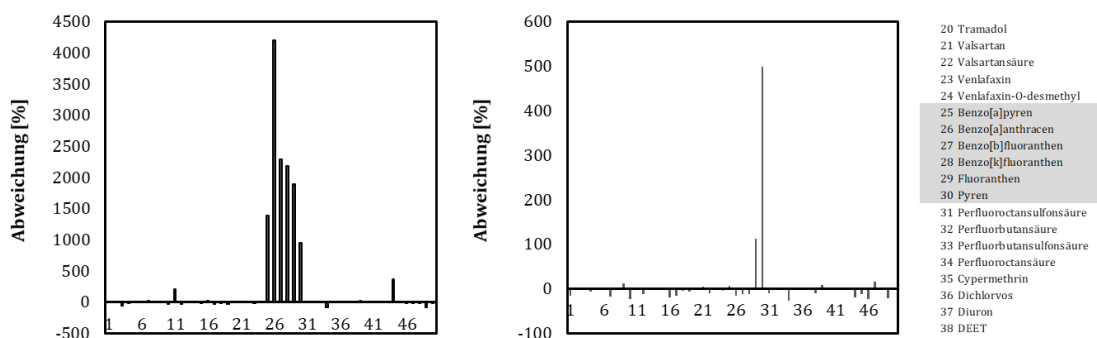


Abbildung 52: Betrachtung einzelner Stoffe zur Feststellung der Abweichungen in der Frachtenbilanzierung, Daten von Lütjenburg links am 08.06.2021, rechts am 06.09.2021.

Aufgrund der hier beschriebenen Auffälligkeiten folgt ebenfalls eine Betrachtung der Messung am 06.09.2021 für jeden einzelnen Stoff (Abbildung 52, rechts). Es fällt auf, dass die prozentuale Abweichung deutlich geringer ist. Es tritt insbesondere bei Fluoranthen und Pyren weiterhin eine große Abweichung auf, wenngleich diese deutlich kleiner ist, als am vorherigen Messtag. Aufgrund deren Stoffeigenschaften ist durch die gute Wasserlöslichkeit eine hohe Mobilität erwartbar. Obwohl bei beiden Messungen die PAK zu der Gesamtabweichung den größten Anteil beitragen, ist diese am 08.06.2021 um ein vielfaches höher. Ursächlich kann sowohl ein unterschiedliches Verkehrsaufkommen als auch unterschiedliche Wetterbedingungen wie z. B. Windrichtung und -stärke sein. Niederschlagsereignisse sind sowohl an beiden Messtagen als auch jeweils am Tag zuvor nicht registriert worden.

Der zweite Probenahmetag in Lütjenburg am 14.07.2021 wird nicht betrachtet, weil an diesem Tag keine Abflussmessung mit einem MID stattgefunden hat, sondern die Durchflussbestimmung über die Salzverdünnungsmethode durchgeführt wurde.

Schließlich lässt sich feststellen, dass sich ein Eintrag von Stofffrachten zwischen den PN deutlich bemerkbar machen kann. Insbesondere bei diffus eingetragenen Stoffen kann die Herkunft nicht immer festgestellt werden. Nicht in allen Fällen hängen diese Stoffeinträge unmittelbar vom Niederschlag ab.

Gruppe 2

Bei den sich in Gruppe 2 befindlichen Kläranlagen kommt es ausschließlich zu Unterschreitungen der minimalen Fließstrecke bis zur vollständigen Durchmischung nach Hull. Setzt man die tatsächlich vorhandenen Abstände zwischen Kläranlagenablauf und PN 3 mit der minimalen Fließstrecke ins Verhältnis, erhält man einen Wert der kleiner als 90 % ist (Abbildung 53).

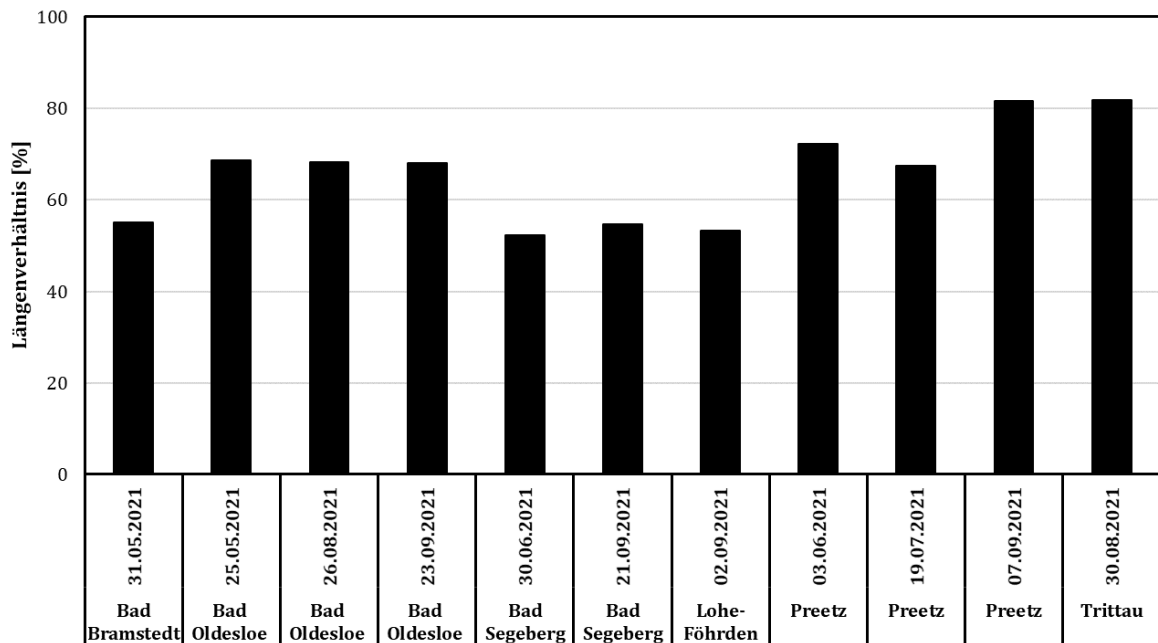


Abbildung 53: Gruppe 2, Längenverhältnis des tatsächlich vorhandenen Abstands zwischen Einleitung (PN 2) und Probenahme im reduzierten Gewässernetz (PN 3) im Verhältnis zur minimalen Fließstrecke nach Hull.

Es ist somit für die Kläranlagen dieser Gruppe von einer höheren Fehleranfälligkeit infolge einer nicht vollständigen Durchmischung auszugehen. Negative Vorzeichen in der Frachtenanalyse bedeuten, dass die aufsummierten Frachten von Probenahmepunkt 1 (PN 1, oberhalb Einleitung) und Probenahmepunkt 2 (PN 2, KA-Ablauf) größer als die gemessenen Frachten in Probenahmepunkt 3 (PN 3, unterhalb der Einleitung) sind.

Es folgt eine Betrachtung der prozentualen Abweichung zwischen den gemessenen und den rechnerischen Frachten der Kläranlagen, die Gruppe 2 zugeordnet wurden (Abbildung 54).

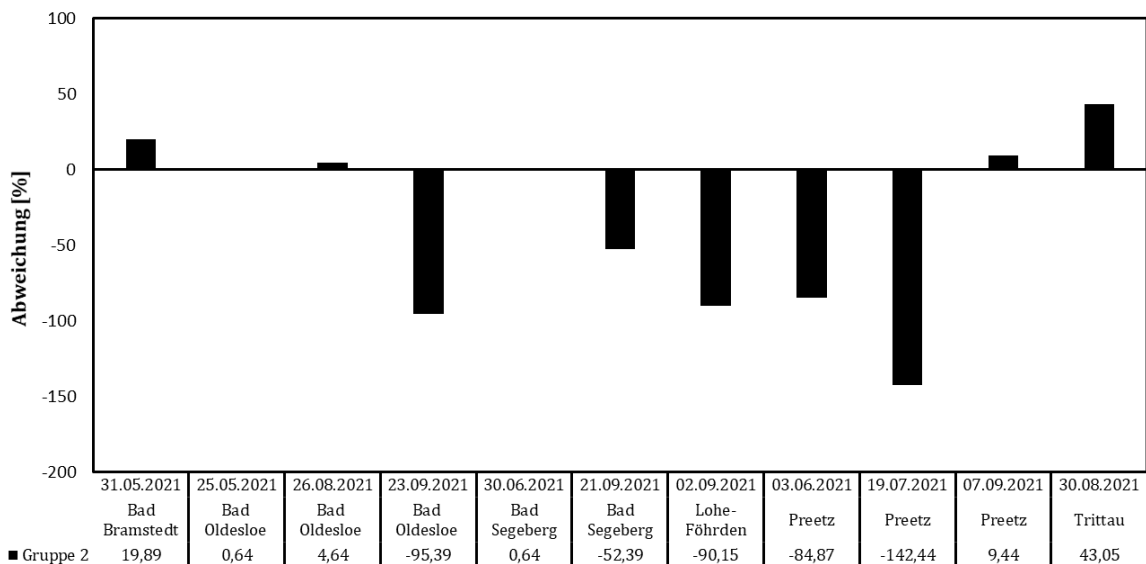


Abbildung 54: Prozentuale Abweichung zwischen den gemessenen und den rechnerischen Frachten bei den Kläranlagen der Gruppe 2.

Es wird deutlich, dass in Bad Oldesloe am 23.09.2021, Bad Segeberg am 21.09.2021, Preetz am 03.06.2021 und am 19.07.2021 die gemessenen Frachten an PN 3 deutlich unter den zu erwartenden Frachten liegen. Daraus folgt, dass ein Teil der Konzentrationen, die vorhanden sein

müssten, nicht detektiert wurden. Diese Ergebnisse können auf verschiedene Ursachen zurückgeführt werden:

Aus einer nicht abgeschlossenen Durchmischung folgt, dass die Gewässer am Probenahmepunkt unterschiedliche Konzentrationen über die Tiefe und Breite aufweisen. Eine repräsentative Beprobung ist somit nicht möglich, da entweder zu hohe oder zu niedrige Konzentrationen und somit Frachten gemessen werden. Die Wahl der konkreten Probenahmestelle, die bei allen unverändert für die drei Probenahmetage war, würde dann einen systematischen Fehler bedingen (z.B. immer Messung neben der Einleitfahne bevor eine vollständige Durchmischung erreicht wurde) und müsste sich in allen drei Probenahmen bemerkbar machen. Das ist hier offenkundig nicht der Fall.

Ebenfalls sind Umwandlungen bzw. Abbauprozesse von nicht persistenten Stoffen möglich. Durch das Vorhandensein von Metaboliten wird dieser Fehler weiter verstärkt, weil zum einen der entsprechende Stoff nicht mehr detektierbar ist und zum anderen ein neuer Stoff auftritt, der zuvor im Kläranlagenablauf nicht gemessen wurde. Diese konjugierten Systeme führten bereits bei früheren Untersuchungen zu Problemen in den Massenbilanzierung.⁶¹

Eine fehlerbehaftete Durchflussbestimmung des Kläranlagenablaufs kann zu einer Überhöhung bzw. zu einer Unterschätzung der emittierten Frachten führen. Daraus folgt, dass die Erwartungswerte bzw. die rechnerischen Frachten an Probenahmepunkt 3 falsch angenommen werden. Eine Bestimmung des Kläranlagenablaufs kann auch bei Durchlaufanlagen problematisch sein, da diese nicht zwangsläufig kontinuierlich das behandelte Abwasser in die Flüsse einleiten.

Dem gegenüber steht eine fehlerhafte Durchflussbestimmung im Gewässer. Diese kann zwar zu einer generellen Unter- bzw. Überschätzung der Frachten im reduzierten Gewässernetz führen, aber nicht zu einer fehlerhaften Frachtenbilanzierung. Dies ist dadurch begründet, dass der Durchfluss nur einmal im Fluss gemessen wird und daraufhin mit dem Kläranlagenablauf errechnet wird.

$$Q_3 = Q_1 + Q_2$$

mit:

Q_3 = Durchfluss im Gewässer nach Kläranlageneinleitung

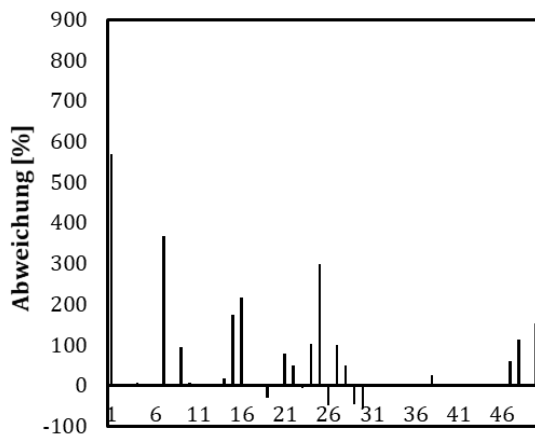
Q_2 = Kläranlagenablauf

Q_1 = Durchfluss im Gewässer vor Kläranlageneinleitung

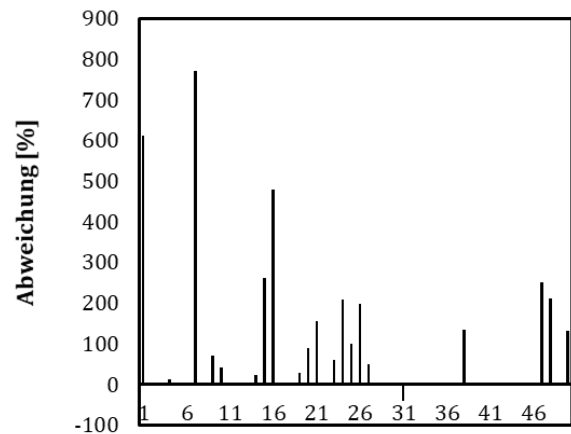
In Abbildung 55 sind die Abweichungen in der Frachtenbilanzierungen für die einzelnen Stoffe der Messungen graphisch zusammengefasst. Es ist festzustellen, dass die Verteilung in der Abweichung der Frachtenbilanzierung für die ersten beiden Messtage einem gleichen Muster folgt. Insbesondere Amidotrizoesäure (ID 1), Diclofenac (ID 7) und Oxipurinol (ID 16) weichen stark ab. Beide Datenreihen aus Abbildung 55A und B hängen stark voneinander ab ($r^2 = 0,80$). Dies könnte darauf hindeuten, dass Stoffe mit ähnlichen Eigenschaften einem systematischen Fehler bei der Frachtbilanzierung unterliegen können. Die Stoffeigenschaften belegen für alle drei Stoffe eine gute Wasserlöslichkeit bzw. geringe Tendenz zur Adsorption oder Bioakkumulation (Tabelle 301, s. hierzu auch **Anhang 2** mit weiteren Nachweisen). Im Vergleich zu anderen Azneistoffen sind die Stoffeigenschaften dieser Stoffe aber unauffällig.

⁶¹ vgl. PrioSH-1 Abschlussericht, Abs. 3.4.2, S. 37f.

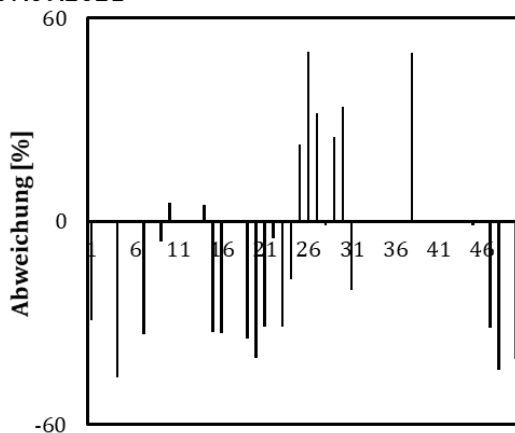
A: 03.06.2021



B: 19.07.2021



C: 07.09.2021



1 Amidotrizoesäure	14 Metformin	27 Benzo[b]fluoranthen	40 Terbutryn
2 Azithromycin	15 Metoprolol	28 Benzo[k]fluoranthen	41 Triclosan
3 Bezafibrat	16 Oxipurinol	29 Fluoranthen	42 Glyphosat
4 Carbamazepin	17 Primidon	30 Pyren	43 Mecoprop
5 Ciprofloxacin	18 Sotalol	31 Perfluoroctansulfonsäure	44 Imidacloprid
6 Clarithromycin	19 Sulfamethoxazol	32 Perfluorbutansäure	45 Acesulfam-K
7 Diclofenac	20 Tramadol	33 Perfluorbutansulfonsäure	46 Cyclamat
8 Erythromycin A	21 Valsartan	34 Perfluoroctansäure	47 Σ 4-/5-Methylbenzotriazol
9 Gabapentin	22 Valsartansäure	35 Cypermethrin	48 Benzotriazol
10 Guanylharnstoff	23 Venlafaxin	36 Dichlorvos	49 Bisphenol A
11 Ibuprofen	24 Venlafaxin-O-desmethyl	37 Diuron	50 Melamin
12 Iomeprol	25 Benzo[a]pyren	38 DEET	
13 Iopamidol	26 Benzo[a]anthracen	39 Tebuconazol	

Abbildung 55: Betrachtung der einzelnen Stoffe zur Feststellung der Abweichungen in der Frachtenbilanzierung von den rechnerischen Frachten zu den gemessenen Frachten; KA Preetz.

Um eine möglichst repräsentative Probenahme zu gewährleisten, wurde das Vorgehen am dritten Probenahmetag (07.09.2021) geändert. Von einer Brücke herab wurde eine qualifizierte Gewässerprobe über den gesamten Flussquerschnitt genommen.

Hierbei ist auffällig, dass es eine andere Verteilung in der Bilanzierung der Frachten bei den einzelnen Stoffen gibt. Trotz hoher Einzelabweichung ist die Gesamtabweichung gering, da diese sich durch die unterschiedlichen Vorzeichen aufheben (Abbildung 55C). Die absoluten Abweichungen sind deutlich kleiner als die maximalen Abweichungen bei den ersten beiden Probenahmetagen. Vieles deutet daher darauf hin, dass es durch unterschiedliches Diffusionsverhalten bei einzelnen Stoffen zu einer schnelleren bzw. verzögerten Durchmischung kommt.

Insgesamt kann anhand von dem Beispiel der Kläranlage Preetz festgemacht werden, dass in Fällen, in denen der minimale Fließweg nach Hull nicht eingehalten wird, nur eine rechnerische Bilanzierung der Frachten möglich ist. Dies gilt unabhängig von der Art der Beprobung.

Tabelle 301: Stoffeigenschaften für ausgewählte Stoffe, die auffällig bei der Frachtbilanzierung in Preetz waren.

		L	$\log K_{ow}$	k_d	pK_s
		[mg/L]	[-]	[L /kg TS]	[-]
1	Amidotrizoesäure	9	1,37	n.d.	1,13 / 7,95
7	Diclofenac	2,37	4,02 - 4,51	15 - 151	3,99
16	Oxipurinol	n.d.	-2	n.d.	n.d.

Gruppe 3

In Gruppe 3 kann dies weiter veranschaulicht werden. Abbildung 56A zeigt die Abweichungen zwischen der minimalen Fließstrecke nach Hull und dem tatsächlichen Abstand bei der Messung. Dem steht in Abbildung 56B die prozentuale Abweichung zwischen den gemessenen und den rechnerischen Frachten gegenüber. Beide Datenreihen korrelieren nicht miteinander ($r^2 = 0,20$). Hieraus lässt sich folgern, dass sich aus der Nichteinhaltung der notwendigen Durchmischungsstrecke nicht zwangsläufig ein systematischer Fehler ergibt. Vielmehr hängt ein möglicher Fehler damit zusammen, ob die Probe bei Unterschreitung der nötigen Durchmischungsstrecke in oder neben einer Einleitfahne genommen wurde. Ein stoffspezifischer Einfluss kann zudem ins Gewicht fallen.

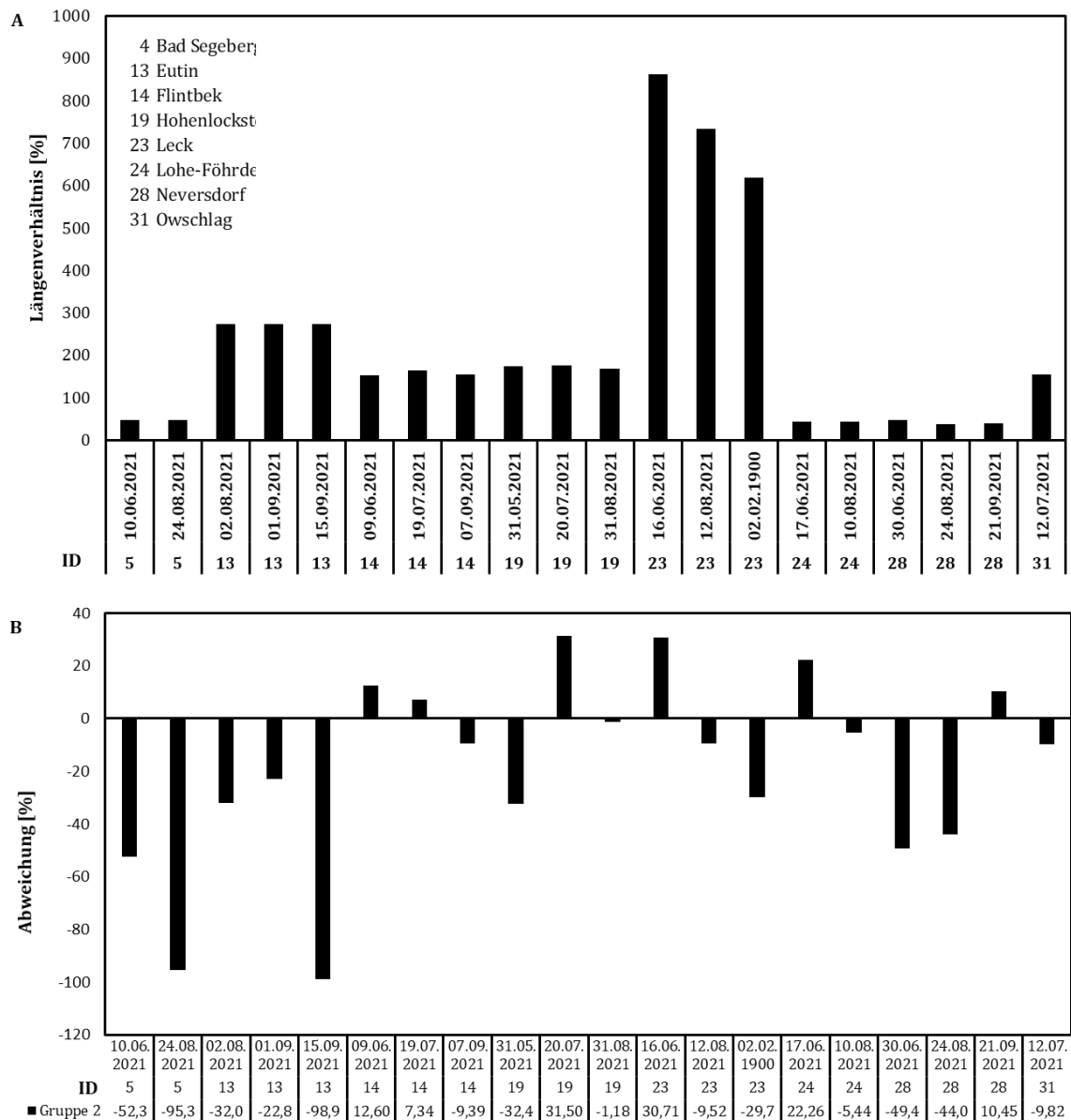


Abbildung 56: Gruppe 3; A: Längenverhältnis des tatsächlich vorhandenen Abstands zwischen Einleitung (PN 2) und Probenahme im reduzierten Gewässernetz (PN 3) im Verhältnis zur minimalen Fließstrecke nach Hull; B: Prozentuale Abweichung zwischen den gemessenen und den rechnerischen Frachten.

8.3.3 Fazit

Wird die minimale Fließstrecke nach Hull bestimmt, um die Strecke bis zur vollständigen Durchmischung zu berechnen und wird diese eingehalten, ist die Bilanzierung der Frachten weniger fehleranfällig. Es konnte aufgezeigt werden, dass diese Betrachtung nicht nur für Tracermethoden sondern auch für die Beprobung von Kläranlagenabläufen genutzt werden kann.

Ebenfalls konnte gezeigt werden, dass eine Unterschreitung der Fließstrecke ein höheres Fehlerpotenzial birgt als eine Überschreitung. Dies ist darin begründet, dass eine nicht vollständige Durchmischung eine repräsentative Beprobung des Gewässers deutlich erschwert. Die festgestellten Konzentrationen werden dann zwangsläufig über- bzw. unterschätzt. Faktoren hierfür sind die gewässerseitige Beprobung und Einleitung der Kläranlage, Art der

Einleitung, hydraulische Verhältnisse im Gewässer, Rauigkeiten etc. Eine Verlagerung der Probenahmestelle weiter in das Unterwasser, um eine vollständige Durchmischung zu gewährleisten, führt möglicherweise dazu, dass die Probe entweder durch weitere laterale Zuflüsse (z.B. Basisabfluss) verdünnt wurde. Zusätzlich nimmt ein möglicher biologischer oder photolytischer Abbau mit wachsender Fließstrecke zu, was ebenfalls zu bilanzieren wäre. Für eine Massenbilanzierung wäre dann in jedem Fall der Durchfluss im Gewässer sowohl unterhalb als auch oberhalb zu bestimmen und mit dem Abfluss im KA-Ablauf zu vergleichen, um diese lateralen Zuflüsse mengenmäßig zu quantifizieren. Eine Beprobung zur stofflich-quantitativen Bewertung wird in den seltensten Fällen möglich sein.

Insgesamt ist festzustellen, dass die rechnerischen Frachten den Einfluss der Kläranlagen auf das Gewässer gut wiedergeben können. Eine genaue Durchflussbestimmung des Kläranlagenablaufs ist jedoch eine Voraussetzung dafür. Es ist somit sinnvoll mit Durchschnittswerten des Kläranlagenablaufs für wenige Stunden zu rechnen, um Abflussspitzen auszugleichen. Nichtsdestotrotz gibt eine rechnerische Frachtenbilanzierung nicht zwangsläufig den tatsächlichen Gewässerzustand am Probenahmepunkt 3 an.

Trotzdem wird eine nicht vollständige Durchmischung kritischer angesehen als eine Überschreitung der minimalen Fließlänge nach Hull, da es keine Möglichkeit gibt den unvollständigen Durchmischungsprozess nachzuvollziehen. Abbauprozesse können hingegen teilweise über die Analyse der Abbauprodukte nachvollzogen werden.

Eine Vergrößerung der Abstände zwischen Kläranlagenablauf und Probenahmepunkt 3 führt unmittelbar auch zu einer höheren Wahrscheinlichkeit von diffusen Stoffeinträgen, deren Ursprung einer externen Quelle (wie z. B. Straßenabläufen, diffusen Eintragungen etc.) zugeordnet werden muss (s. Fallbeispiel Lütjenburg).

8.4 Zusammenfassung der Fehlerdiskussion

Es zeigt sich, dass die Bestimmung von Stoffkonzentrationen und -frachten im Gewässer und im Kläranlagen-Ablauf fehlerbehaftet sein kann. Mögliche Ursachen sind:

- a) Fehlerhafte Durchflussbestimmung (statistische Fehler)
- b) Fehlerhafte Analysegenauigkeit der Stoffkonzentrationen (statistische Fehler)
- c) Fehlerhafte Probenahme (grobe Fehler)
- d) Fehlerhafter Probenahmeort (systematischer Fehler)

Fehlerhafte Durchflussbestimmung

Mögliche Ursachen für Ungenauigkeiten bei der indirekten Durchflussmessung (Abs. 3.4.2 und 8.2) sind auf die nicht gänzlich zu vermeidenden Fehler bei der Bestimmung des Fließquerschnittes und der Fließgeschwindigkeiten zurückzuführen. Aufgrund von Unregelmäßigkeiten des Gewässerquerschnittes kann der aufgenommene Querschnitt nur eine Näherung sein. Für die Bestimmung einer mittleren Fließgeschwindigkeit trifft dieses gleichermaßen zu. Diese Fehler sind gem. Fehlertheorie um den wahren Wert normalverteilt, da es sich um **statistische Fehler** handelt. Bei mehrfacher Messung müsste sich dieser Fehler daher bei Mittelung der Ergebnisse egalalisieren. Es sollte kein einheitlicher Trend über alle drei Einzelmessungen erkennbar sein. Eine Messabweichung von 5 % bei der Aufnahme der Gewässergeometrie resultiert in einem durchschnittlichen Fehler bei Querschnitts-, Durchfluss- und folglich Frachtbestimmung von 7,1 % (vgl. Abs. 8.2 mit Tabelle 300). Sinngemäß gilt dieses auch für die direkte Durchflussmessung (Abs. 3.4.2). Die Bestimmung des Durchflusses mittels Salzverdünnungsmethode (Abs. 3.4.3) hängt im Wesentlichen davon ab, ob eine repräsentative Bestimmung der Stoffkonzentration erfolgen konnte. Die Bestimmung der Fließgeschwindigkeit unterliegt ebenso einem **statistischen Fehler**. Die Genauigkeit der Messung wird vom Hersteller bei korrekter Anwendung des MID mit $\pm 2 \%$ angegeben.

Fehlerhafte Analysegenauigkeiten

Die Bestimmung von Spurenstoffkonzentrationen kann immer nur eine Näherung an den wahren Wert sein. Es handelt sich um **statistische Fehler**. Die Messwerte sind normalverteilt. Zur Beurteilung einer Messgröße wird die erweiterte Messunsicherheit (erw. MU) angegeben, die ein Intervall um das Messergebnis herum angibt, in dem ein großer Anteil der normalverteilten Werte liegt. Auf Grund der großen Spannweite an Konzentrationen, der sehr unterschiedlichen Analyten und den Unterschieden in den Proben wird die erweiterte Messunsicherheit in Abhängigkeit der Konzentration im Verhältnis zur Bestimmungsgrenze angegeben:

- im Bereich der Bestimmungsgrenze: erw. MU von 50 %
- ab der 10fachen Bestimmungsgrenze: erw. MU von 40 %
- ab der 50fachen Bestimmungsgrenze: erw. MU von 25 %

An einem Zahlenbeispiel wird das verdeutlicht: Die Bestimmungsgrenze von Diclofenac lag im Rahmen dieser Studie bei 0,01 µg/L. Lag die festgestellte Stoffkonzentration im Bereich der 10-fachen Bestimmungsgrenze (= 0,100 µg/L) gibt die erweiterte Messungenauigkeit (erw. MU = 40 %) ein Überdeckungsintervall von 0,060 bis 0,140 µg/L an (vgl. Tabelle 302), in dem die wahre Konzentration mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % liegt.

Tabelle 302: Bestimmung des Überdeckungsintervalls in Abhängigkeit der Stoffkonzentration (relativ zur Bestimmungsgrenze) am Beispiel von Diclofenac.

Stoffkonzentration	erw. MU	untere Grenze	Zentralwert	obere Grenze
BG	50 %	0,005	0,010	0,015
10 x BG	40 %	0,060	0,100	0,140
50 x BG	25 %	0,375	0,500	0,625

Da es sich um einen statistischen Fehler handelt, sind nicht alle drei Einzelproben gleichermaßen betroffen. Abweichende Einzelergebnisse werden dann bei der Bildung eines JD-Wertes egalisiert. Systematische Fehler bei der Bestimmung von Spurenstoffkonzentrationen können anhand einer Qualitätssicherung ausgeschlossen werden.

Fehlerhafte Probenahme

Eine fehlerhafte Probenahme kann beispielsweise durch Verunreinigungen der Probenahmegeräte oder -gefäße erfolgen. Dieses würde prinzipiell dazu führen, dass die Konzentrationen nur weniger Stoffe oder Stoffgruppen deutlich von sonst üblichen Konzentrationen abweichen und gegenüber anderen Stoffkonzentrationen verschoben wären. Die Möglichkeiten eines solchen Fehlers wurden durch die Durchführung qualifizierter Stichproben minimiert (Abs. 3.3.). Wird eine solche Probe identifiziert, müssten die Ergebnisse angezweifelt werden, da es sich um einen gem. Fehlertheorie **groben Fehler** handelt. Aufgrund der Durchführung von drei Probenahmeterminen und der daraus abgeleiteten JD-Fracht bzw. JD-Frachtanteilen würde der Einfluss einer derart fehlerhaften Probe reduziert. Im Rahmen dieser Studie wurde keine Probe identifiziert, die einer solchen Verunreinigung zu unterliegen scheint.

Fehlerhafter Probenahmeort

Werden Proben an einem nicht repräsentativen Ort im Gewässer oder in einem Gerinne genommen, kann die festgestellte Konzentration vom wahren Wert abweichen. Dieses ist insbesondere dann der Fall, wenn nach Kläranlagen-Einleitung noch keine vollständige Durchmischung erfolgt ist. Um diesen Einfluss zu minimieren erfolgte die Probenahme im Gewässer

mindestens 100 m unterhalb der Kläranlagen-Einleitung. Um den Einfluss lateraler oder diffuser Einflüsse sowie gegebenenfalls Degradationsprozesse im Gewässer auszuschließen wurde der maximale Abstand mit 500 m festgesetzt (vgl. Abs. 3.1.1). Wird dennoch die Probe in der Einleitfahne genommen, so wird die Konzentration und folglich die Fracht überschätzt. Eine Entnahme der Probe neben der Einleitfahne führt zu einer Unterschätzung der Konzentrationen und Frachten. Eine nicht vollständige Durchmischung ist dabei kritischer als eine Überschreitung der notwendigen Durchmischungsstrecke, da es keine Möglichkeit gibt, den unvollständigen Durchmischungsprozess nachzuvollziehen (vgl. Abs. 8.3.3).

Im Rahmen dieser Studie erfolgte die Probenahme als qualifizierte Stichprobe – ebenso wie die Durchflussbestimmung – stets an exakt der selben Stelle. Unter der Annahme, dass sich die Einleitfahne bei allen Probeterminen ähnlich im Gewässer ausbreitet, wäre ein fehlerhafter Probenahmeort als **systematischer Fehler** zu benennen. Dieses würde dazu führen, dass alle drei Einzelbestimmungen in gleicher Weise (zu hoch oder zu niedrig) vom wahren Wert abweichen. Prinzipiell analog dazu wäre die Beprobung im Gewässer unterhalb von diskontinuierlich einleitenden SBR-Anlagen oder bei Marschgewässern zu bewerten, da auch hier eine möglichst identische Probennahme bei allen drei Probeterminen erfolgte.

Da ein fehlerhafter Probenahmeort zu einem systematischen Fehler führt, ist er nach Bildung eines JD-Wertes ursächlich für eine Verschiebung der berechneten JD-Frachtanteile, die maßgebend zur Beurteilung der Signifikanz sind. Die Folge können rechnerische JD-Frachtanteile > 100 % sein. Es muss daher eine Bewertung im Einzelfall erfolgen. Da der wahre Wert nicht bekannt ist kann die Größe des Fehlers nicht direkt abgeschätzt werden.

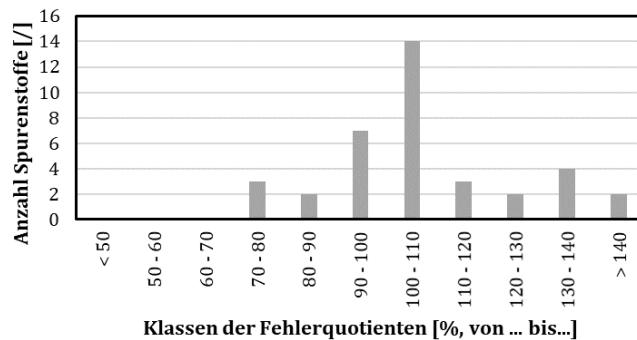
8.5 Einfluss der Fehler auf die JD-Frachtanteile

Da sich statistische Fehler bei der Ermittlung eines JD-Wertes ausgleichen und grobe Fehler ausgeschlossen werden können, führen in erster Linie systematische Fehler zu fehlerhaften JD-Frachtanteilen. Diese können über- oder unterschätzt werden. JD-Frachtanteile über 100 % können die Folge sein.

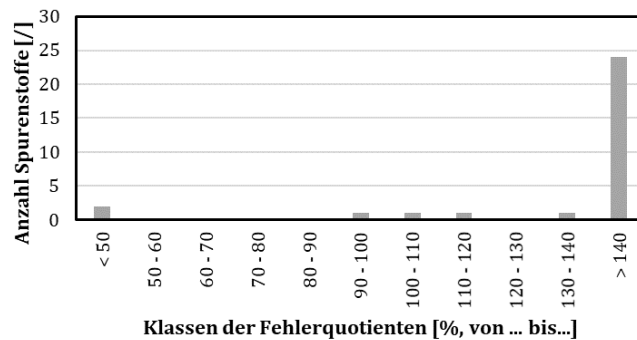
Einen Hinweis auf systematische Fehler liefert die Auswertung der Fehler in der Frachtbilanzierung (vgl. Anhand D.2, Tabellenblatt „JD-F-Bilanz“). Die dort berechneten Fehlerquotienten in der Bilanzierung geben rechnerisch den Quotienten aus der Summe von Frachten im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1) und KA-Einleitung (PN 2) geteilt durch die Fracht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) an (vgl. hierzu Abs. 3.8.1, Frachtberechnung/ JD-F-Bilanz, berechnet als: $((B_1 + B_2) / B_3 * 100)$). Bei einer nicht durch systematische Fehler beeinflussten Probenahme wäre zu erwarten, dass sich die Fehlerklassen normalverteilt um den Zentralwert verteilen (vgl. Abb. Abbildung 57A). Es ist zu erwarten, dass die angegebenen JD-Frachtanteile den wahren Wert gut wiedergeben.

Weichen die Fehlerquotienten deutlich nach oben ab (Abbildung 57B) deutet dieses darauf hin, dass die Frachten im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) unterschätzt wurden. Folglich werden die berechneten JD-Frachtanteile als Quotient aus Fracht im KA-Ablauf (PN 2) und Fracht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) (vgl. hierzu Abs. 3.8.1, Frachtberechnung/ JD-Anteil, berechnet als: $(JD-B_2 / JD-B_3 * 100)$) überschätzt. Dieses wäre z. B. der Fall, wenn die Probenahme im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung außerhalb der Einleitfahne in einem noch nicht vollständig durchmischten Gewässerabschnitt genommen würden. Andererseits führt die Probenahme in der Einleitfahne zu einer Verschiebung der Fehlerquotienten in den unteren Bereich (vgl. Abbildung 57C) dazu, dass JD-Frachtanteile unterschätzt werden. Problematisch ist zugleich die Probenahme in tidebeeinflussten Marschgewässern, in denen keine oder eine umgekehrte Fließbewegung vorhanden sein kann. Die Einleitfahne breitet sich dann nicht linear unterhalb der KA-Einleitung aus.

A: Boostedt



B: Bordesholm



C: Trittau

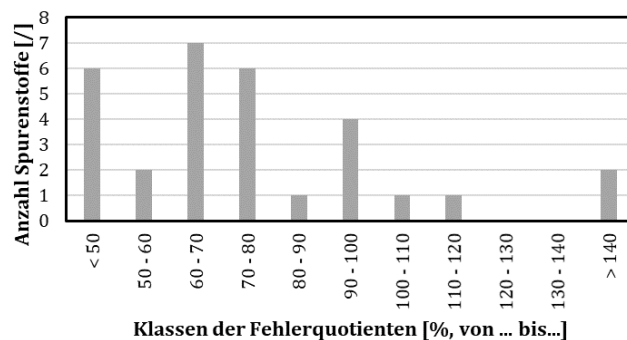


Abbildung 57: Histogramme der Fehlerquotient-Klassen zur Beurteilung der Frachtbilanzierung. A: Annähernd normalverteilte Verteilung der Fehlerklassen. B: Einseitig höhere Fehlerquotienten. C: Einseitig niedrigere Fehlerquotienten.

Für die Bewertung der in der Studie angegebenen JD-Frachtanteile sind daher folgende Fälle zu unterscheiden:

Fall 1: Die Fehlerquotienten sind annähernd normalverteilt um den Zentralwert. Es gibt keine Hinweise auf einen systematischen Fehler. Die angegebenen JD-Frachtanteile geben den wahren Wert mit hoher Wahrscheinlichkeit wieder.

Fall 2: Die Fehlerquotienten weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach oben ab. Dieses deutet auf eine Überschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Frachtanteile können dann rechnerisch > 100 % sein. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden tendenziell unterschätzt. Gründe hierfür können sein:

- **Fall 2.1:** Beprobung neben der Einleitfahne.
- **Fall 2.2:** Beprobung repräsentiert nicht das Abflussgeschehen während einer diskontinuierlichen SBR-Einleitung.

- **Fall 2.3:** Es erfolgt ein relevanter Abbau im Einleitgewässer oder im reduzierten Gewässernetz bis zur Probenahmestelle. Dieses trifft insbesondere dann zu, wenn das Einleitgewässer, welches nicht Teil des reduzierten Gewässernetzes ist, lang ist. In diesem Fall werden die Stoffkonzentrationen im reduzierten Gewässernetz nicht unterschätzt.

Fall 3: Die Fehlerquotienten weichen gegenüber dem Zentralwert (100 %) deutlich nach unten ab. Dieses deutet auf eine Unterschätzung der JD-Frachtanteile hin. Die Stoffkonzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung werden überschätzt. Gründe hierfür können sein:

- **Fall 3.1:** Beprobung in der Einleitfahne oder keine ausreichende Durchmischung aufgrund geringer Fließbewegung (Marschgewässer).
- **Fall 3.2:** Beprobung repräsentiert nicht das Abflussgeschehen während einer diskontinuierlichen SBR-Einleitung.
- **Fall 3.3:** keine ausreichende Durchmischung aufgrund geringer Fließbewegung (Marschgewässer).

9 Ergebnisdiskussion

9.1 Einfluss spezifischer Größen auf Vorhandensein von Spurenstoffen

Spezifische Kenngrößen können sich auf das Vorhandensein sowie die Konzentrationen und Frachten von Spurenstoffen auswirken. Hierzu zählen u.a. die Größe der Einzugsgebiete, die Bevölkerungsdichte sowie der Abwasseranteil. Die spezifischen Einflüsse dieser Parameter auf die verschiedenen Spurenstoffe (diffus oder punktuell eingetragen; abbaubar oder persistent) werden im Folgenden erläutert. Ziel ist es, hieraus übertragbare Kennwerte abzuleiten, die es erlauben, Gewässerabschnitte zu beurteilen, die im Rahmen dieser Studie nicht berücksichtigt werden konnten.

9.1.1 Einfluss der EZG-Größe

Es wäre zu vermuten, dass die Größe des Einzugsgebietes einen Einfluss auf Frachten insbesondere diffus eingetragener Stoffe haben kann. Die entsprechenden Frachtanteile erlauben diese Zuordnung allerdings nicht (Abbildung 58). Die Frachtanteile im KA-Ablauf bezogen auf die Fracht im reduzierten Gewässernetz unterhalb der Einleitung nehmen für die überwiegend punktuell eingetragenen Stoffe (hier: Arzneistoffe) tendenziell mit zunehmender EZG-Größe ab. Geht man davon aus, dass in allen EZG die gleiche Bevölkerungsdichte vorhanden wäre⁶², müsste dieser Frachtanteil unabhängig von der EZG-Größe konstant sein. Der in Abbildung 58a, b, c, d, und f indizierte Rückgang lässt daher entweder auf einen besseren Rückhalt in den Kläranlagen (oder bereits im Kanalnetz) schließen. Prinzipiell wäre bei einem größeren EZG die Möglichkeit einer größeren Kläranlage mit besserer Eliminationsleistung denkbar, was dieses Phänomen erklären würde. Die mit zunehmender EZG-Größe zurückgehenden Frachtanteile lassen sich aber auch mit der entsprechenden höheren Vorbelastung des Gewässers erklären. Dieses kommt umso mehr bei (weitgehend) persistenten Stoffen zum Tragen.

Beim überwiegend diffus eingetragenen PAK Pyren ist dieser Zusammenhang nicht erkennbar, da die Größe der Frachtanteile unabhängig von der Größe des EZG ist und es somit keine nennenswerten Stofffrachten im KA-Ablauf gibt. Beim ansonten ebenfalls wenigstens z. T. diffus eingetragenen Acesulfam-K ist dieser Effekt nicht erkennbar.

Zu dem gleichen Ergebnis führt auch die Betrachtung der Konzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitung und die EZG-Größe (Abbildung 59). Tendenziell kann auch hier erkannt werden, dass die überwiegend punktuell eingetragenen Arzneistoffe eine höhere Abhängigkeit beider Größen bedingt, als bei überwiegend diffus eingetragenen Stoffen (hier: Pyren, Acesulfam-K). Bei Metformin ist diese Abhängigkeit weniger deutlich ausgeprägt, als bei anderen Arzneistoffen. Dieses kann möglicherweise mit dem vermuteten Einsatz in der Veterinärmedizin und daraus resultierenden diffusen Einträgen erklärt werden.

Die hier gefundenen Zusammenhänge sind lediglich Indizien für bestimmte Vorgänge im Gewässer, die eine Einordnung hinsichtlich der maßgeblichen Eintragspfade sowie der Abbaubarkeit eines Stoffes unterstützen. Sie sind allerdings aufgrund noch immer geringer Korrelationskoeffizienten nicht übertragbar auf andere Gewässerabschnitte. Es muss daher ebenfalls berücksichtigt werden, dass die Gewässer bereits durch andere (KA-) Einleitungen vorbelastet sind. Wenigstens sollte als Kriterium die Anschlussgröße der betrachteten KA (und nicht die Größe des EZG) hinzugenommen werden. Diese Parameter werden im Folgenden betrachtet.

⁶² Beide Größen zeigen tatsächlich eine deutliche Abhängigkeit voneinander ($r^2 = 0,95$).

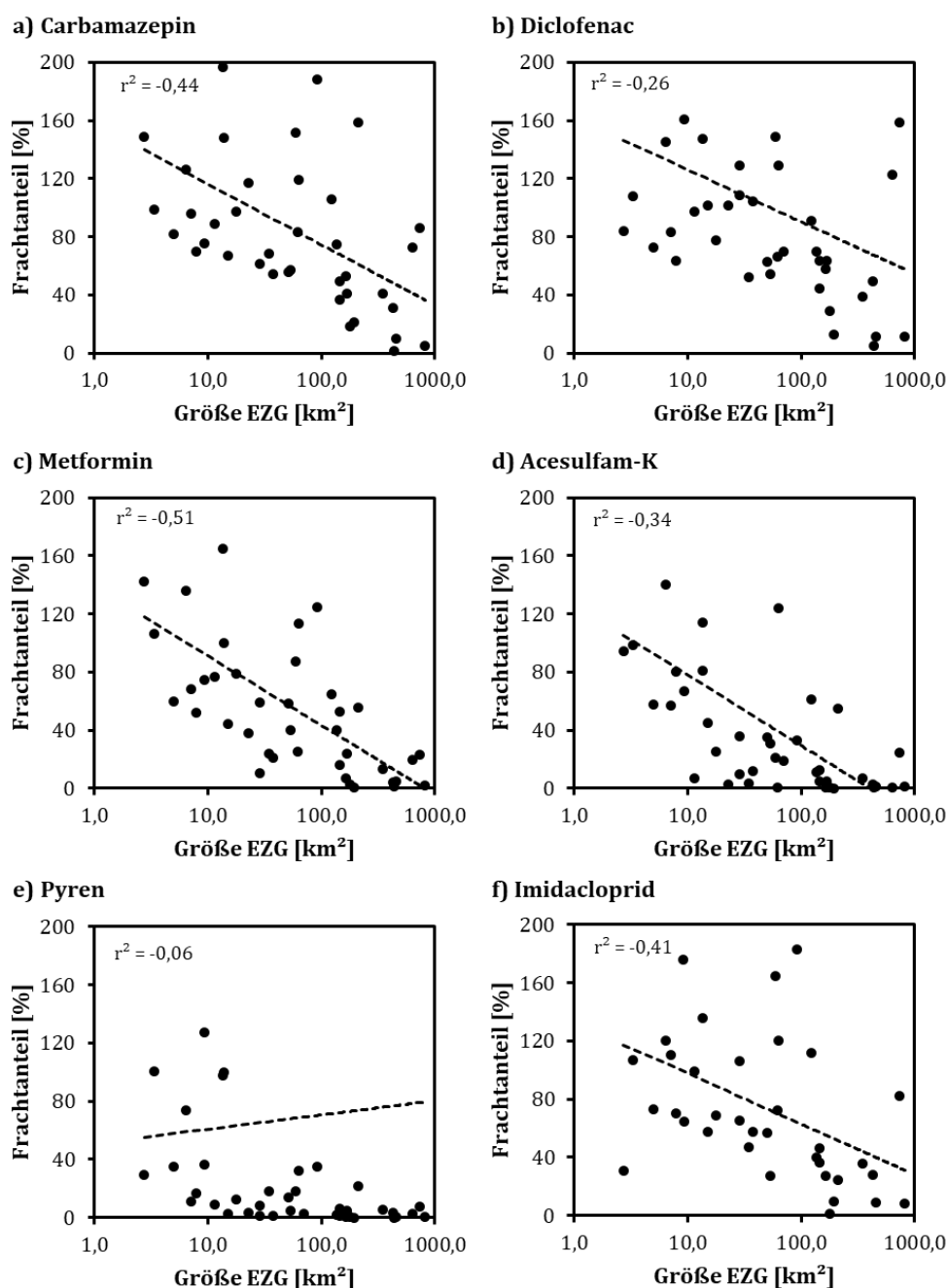


Abbildung 58: Einfluss der Größe des EZG auf den aus der Kläranlage emittierten Stofffracht-Anteil an der Gesamt-Stofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung.

Dargestellt ist die Größe des Einzugsgebietes des reduzierten Gewässernetzes an der Einleitstelle. Die Frachtanteile geben den Quotienten aus der Fracht im KA-Abfluss (PN 2) zur Gesamtfracht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) an (s. Abs. Anteilsberechnung, S. 29).

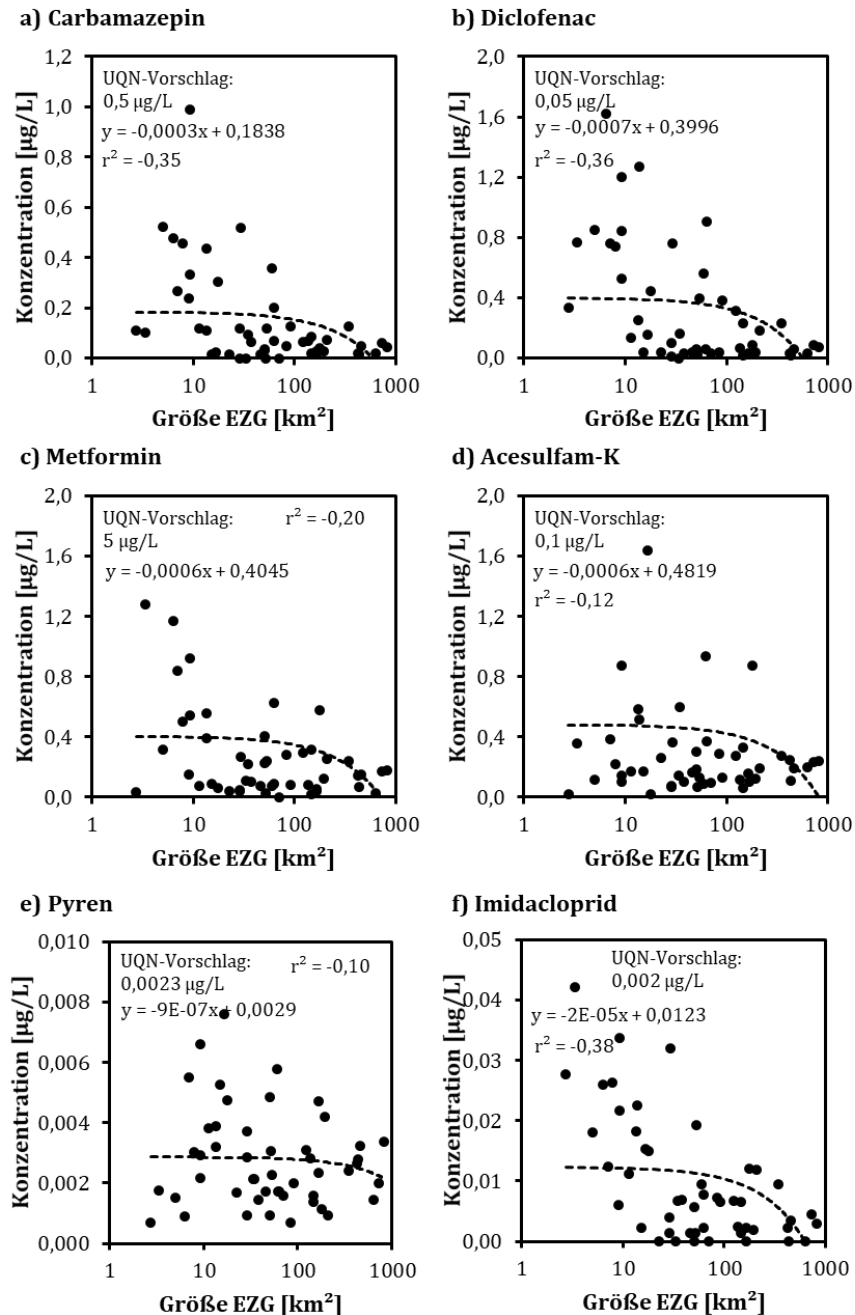


Abbildung 59: Einfluss der Größe des EZG auf die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Einleitung.

Dargestellt ist die Größe des Einzugsgebietes des reduzierten Gewässernetzes an der Einleitstelle. Die Konzentrationen entsprechen PN 3 im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung.

9.1.2 Einfluss der Vorbelastung

Die Vorbelastung gibt das Verhältnis aus der Summe aller KA-Anschlussgrößen der oberhalb der betrachteten Kläranlagen zur Anschlussgröße dieser KA an. Eine hohe Vorbelastung gibt somit an, dass im Gewässer – besonders bei persistenten Stoffen – eine nennenswerte Stoffracht im Gewässer vorhanden sein kann. Dieses würde dazu führen, dass die entsprechenden Frachtanteile (KA-Ablauf bezogen auf Gewässer unterhalb der Einleitung) sich reduzieren (Abbildung

60). Folglich wird dieser Zusammenhang auch bei den Stoffen erkennbar, die von der Anschlussgröße abhängen und mithin überwiegend punktuell über Kläranlagen eingetragen werden. Bei überwiegend diffus eingetragenen Stoffen ist dieser Zusammenhang nicht nachweisbar (hier für Pyren; das wenigstens zum Teil diffus eingetragene Acesulfam-K weist eine im Vergleich zu den Arzneistoffen geringe Korrelation auf ($r^2 = -0,30$)).

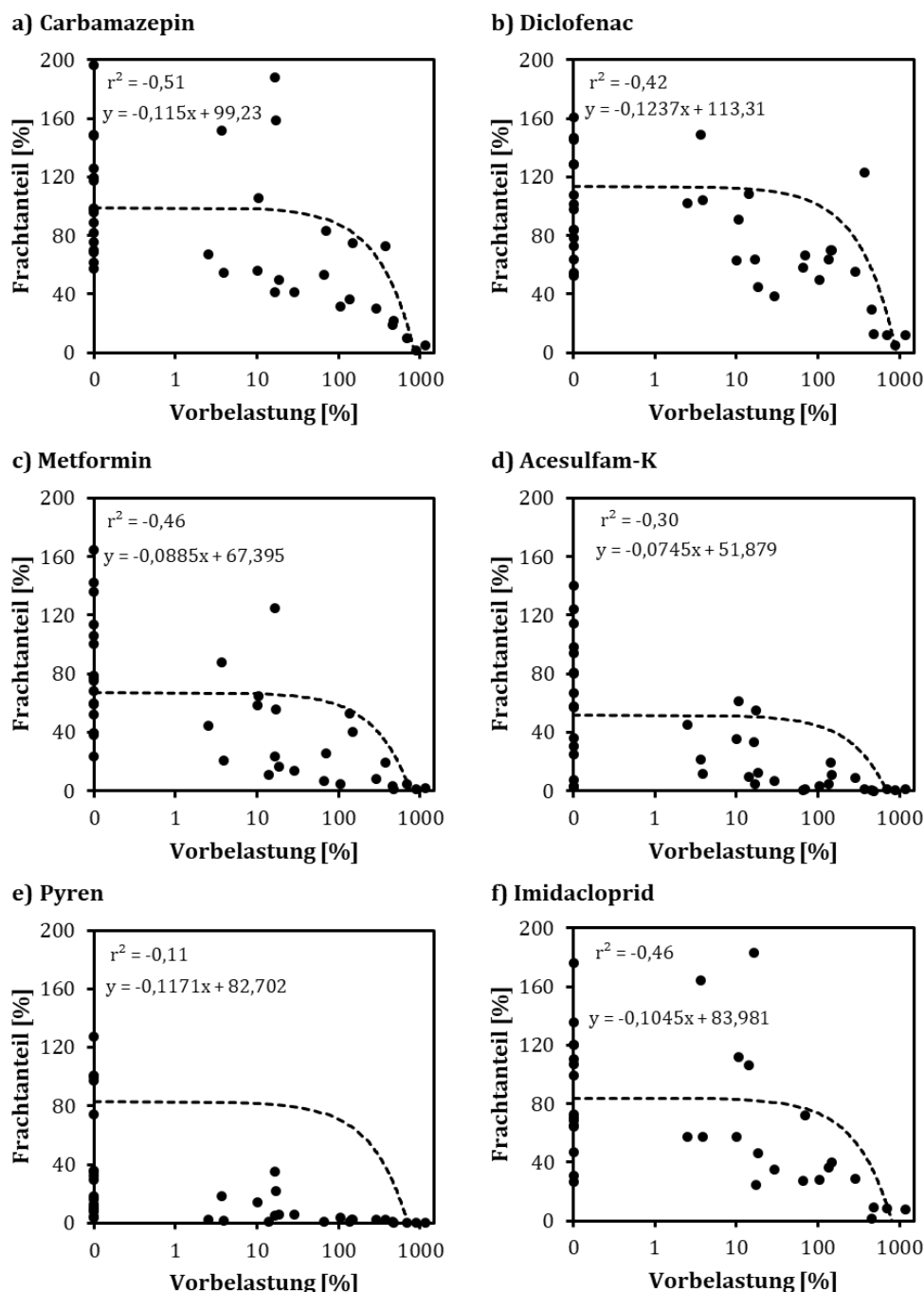


Abbildung 60: Einfluss der Gewässer-Vorbelastung auf den aus der Kläranlage emittierten Stofffracht-Anteil an der Gesamt-Stofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung.

Dargestellt ist der Vorbelastungs-Quotient an der Einleitstelle in das reduzierte Gewässernetz. Hierfür wird die Summe der Anschlussgrößen aller oberhalb im EZG liegenden Kläranlagen (GK 1 bis 5, vgl. Anhang 5) auf die Anschlussgröße der betrachteten Kläranlage bezogen. Die Frachtanteile geben den Quotienten aus der Fracht im KA-Ablauf (PN 2) zur Gesamtfracht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) an (s. Abs. Anteilsberechnung, S. 29).

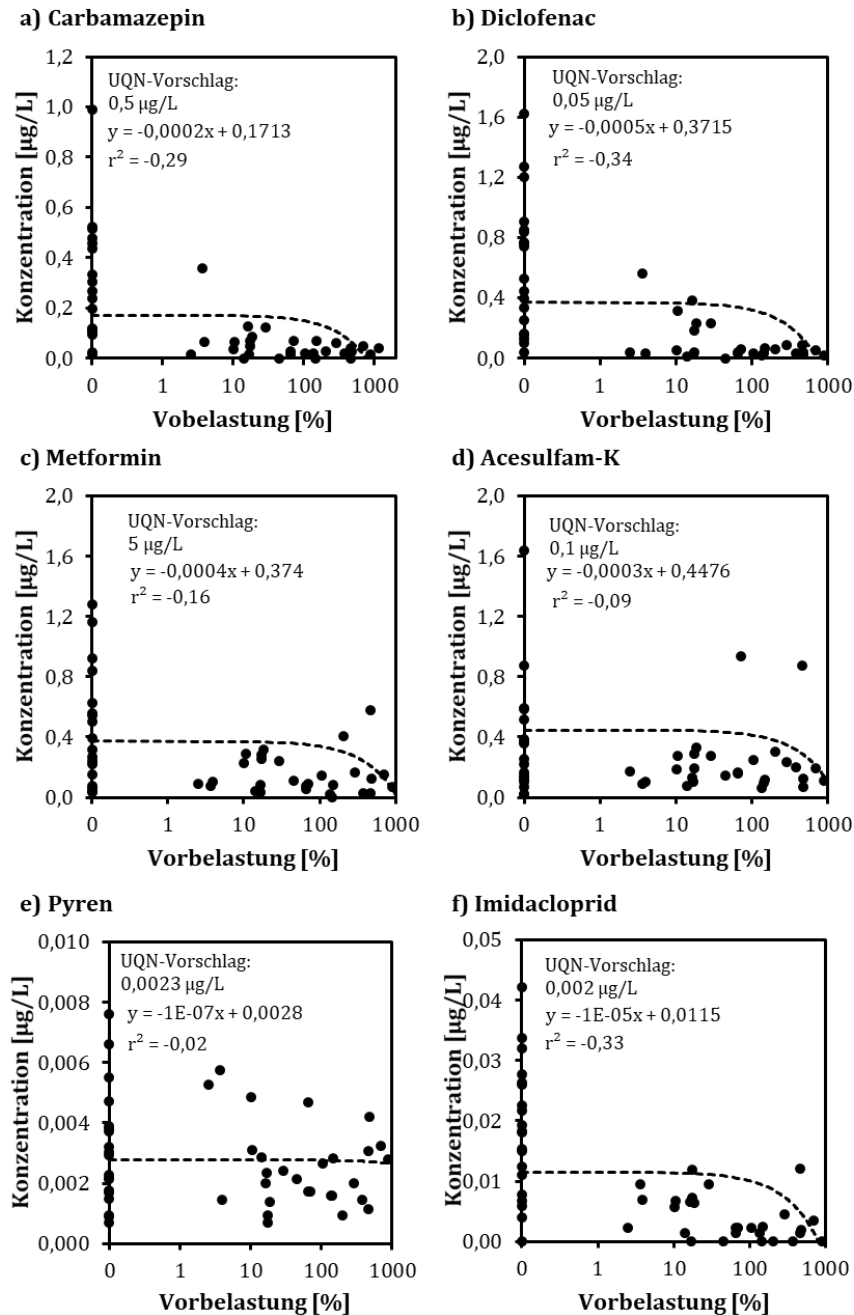


Abbildung 61: Einfluss der Gewässer-Vorbelastung auf die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Einleitung.

Dargestellt ist der Vorbelastungs-Quotient an der Einleitstelle in das reduzierte Gewässernetz. Hierfür wird die Summe der Anschlussgrößen aller oberhalb im EZG liegenden Kläranlagen (GK 1 bis 5, vgl. Anhang 5) auf die Anschlussgröße der betrachteten Kläranlage bezogen. Die Konzentrationen entsprechen PN 3 im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung.

Zur Beurteilung einer JD- oder ZHK-UQN-Überschreitung wird die Signifikanz ermittelt, die angenommen wird, wenn der Frachtanteil mehr als 50 % entspricht. Bei persistenten Stoffen, die ausschließlich über Kläranlagen eingetragen werden, wird dieser Schwellenwert bei einer Vorbelastung ab 100 % erwartet, d.h. die Summe aller oberhalb liegenden KA ist gleich der Anschlussgröße der betrachteten KA.

Liegen die Frachtanteile bei einer Vorbelastung von 100 % unterhalb dieses Signifikanzniveaus von 50 % deutet dies auf einen diffusen Eintrag der Stoffe hin. Bei einem Frachtanteil von mehr als 50 % kann bei punktuell eingetragenen Stoffen von einem Rückhalt im Gewässer ausgegangen werden. Für die in Abbildung 60 dargestellten Stoffe belaufen sich die aus der linearen Regressionsanalyse ermittelten Frachtanteile bei einer Vorbelastung von 100 % auf: Carbamazepin: 87,7 %, Diclofenac: 100,9 %, Metformin: 58,6 %, Acesulfam-K: 44,4 %, Pyren: 71,0 %; Imidacloprid: 73,5 %. Mit Ausnahme des überwiegend diffus eingetragenen Pyren, für das ein lineares Regressionsmodell nicht passend erscheint ($r^2 = -0,11$), werden die theoretischen Annahmen bestätigt. Es wird auch bestätigt, dass Acesulfam-K wenigstens zum Teil diffus eingetragen wird.

Die Vorbelastung lässt sich jedoch nicht mit der Konzentration korrelieren (Abbildung 61). Dieses ist damit zu begründen, dass die Konzentration sich nur auf die hydrologische Größe des Abflusses bezieht. Die Vorbelastung über die Anschlussgröße bezieht sich auf zu erwartende, emittierte Stofffrachten. Mithin wird die Konzentration maßgeblich durch Verdünnung beeinflusst.

9.1.3 Einfluss der Einwohnerdichte

Dass es einen Zusammenhang zwischen der Einwohnerdichte (auch: Bevölkerungsdichte) und der im Gewässer nachweisbaren Frachtanteile für alle punktuell eingetragenen Stoffe gibt, ist naheliegend und wird bestätigt (Abbildung 62). Die Einwohnerdichte wird hier als Quotient der Anschlussgrößen-Summe und der Größe des oberirdischen Einzugsgebietes des reduzierten Gewässernetzes an der KA-Einleitung bestimmt, da die Größe des EZG direkten Einfluss auf den Gewässerabfluss hat. Damit wird ein Parameter, der die stoffliche Belastung beinhaltet, mit einer hydrologischen Größe kombiniert. Verdünnungseffekte werden damit negiert, was sich in der im Vergleich sehr viel besseren Korrelation der Stoffkonzentrationen (Abbildung 63) bemerkbar macht.

Feststellbar ist für die Arzneistoffe, die prinzipielle Abnahme der Frachtanteile mit zunehmender Bevölkerungsdichte. Diese Interpretation ist aber irreführend, da alle KA mit einer rechnerischen Dichte von 0 EW/km², d.h. es liegen keine KA im oberhalb liegenden EZG, naturgemäß für diese Stoffgruppe einen hohen Frachtanteil bei fehlender Vorbelastung bewirkt.

Prinzipiell wäre es denkbar, bei einer vorgegeben UQN (oder eines Vorschlages) mit Hilfe eines linearen Regressionsmodells nach Abbildung 63 diejenige Bevölkerungsdichte zu ermitteln, die zu einer Überschreitung des Schwellenwertes führen würde. Zugrunde liegende Daten dieser Studie erlauben diese Betrachtung allerdings nur bedingt. Es könnte allenfalls eine grobe Abschätzung erfolgen.

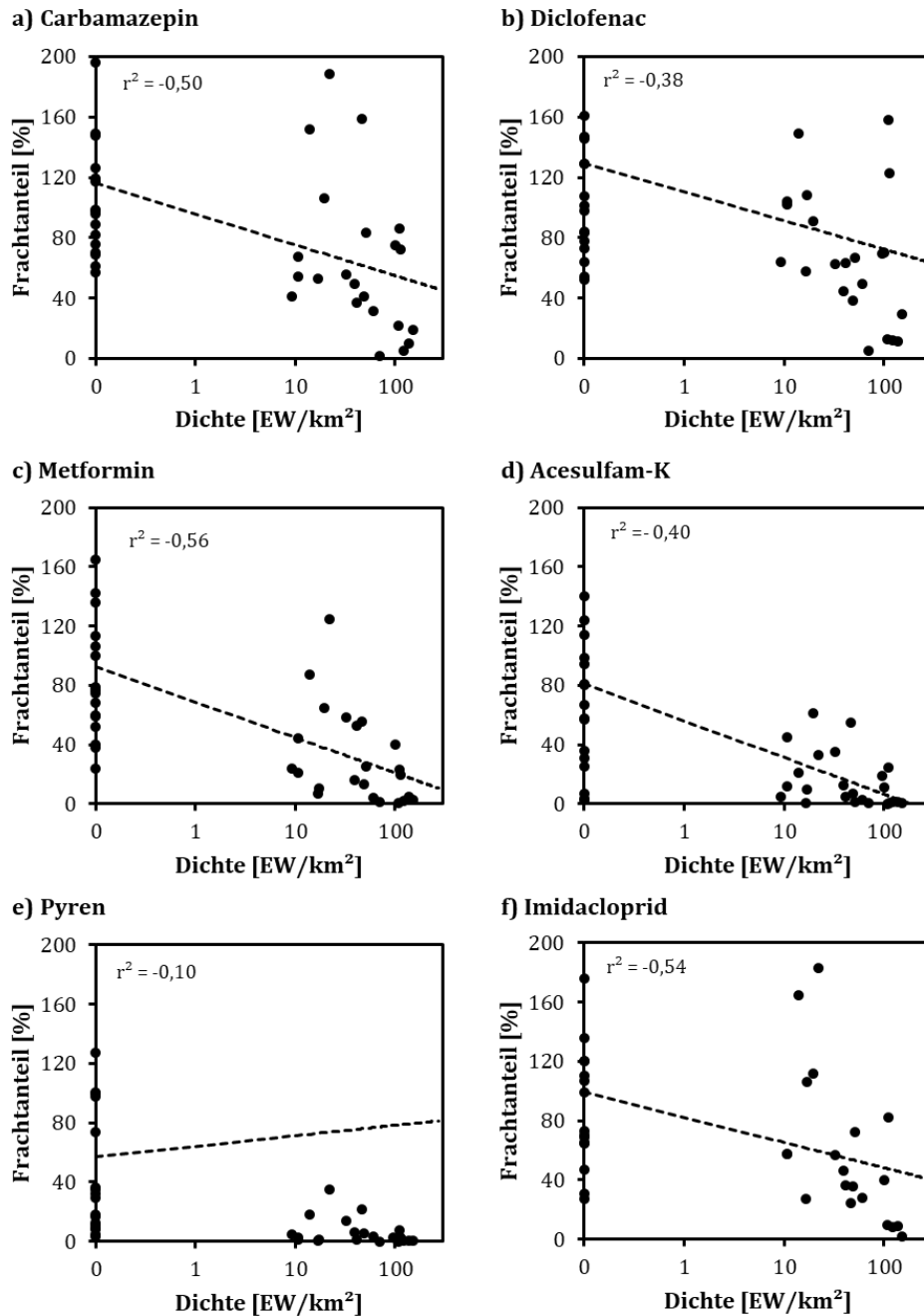


Abbildung 62: Einfluss der Einwohnerdichte auf den aus der Kläranlage emittierten Stofffracht-Anteil an der Gesamt-Stofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung.

Dargestellt ist die Einwohnerdichte als Quotient der Anschlussgrößen-Summe (gesamt) und der Größe des oberirdischen Einzugsgebietes an der Einleitstelle in das reduzierte Gewässernetz. Die Frachtanteile geben den Quotienten aus der Fracht im KA-Ablauf (PN 2) zur Gesamtfracht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) an (s. Abs. Anteilsberechnung, S. 29).

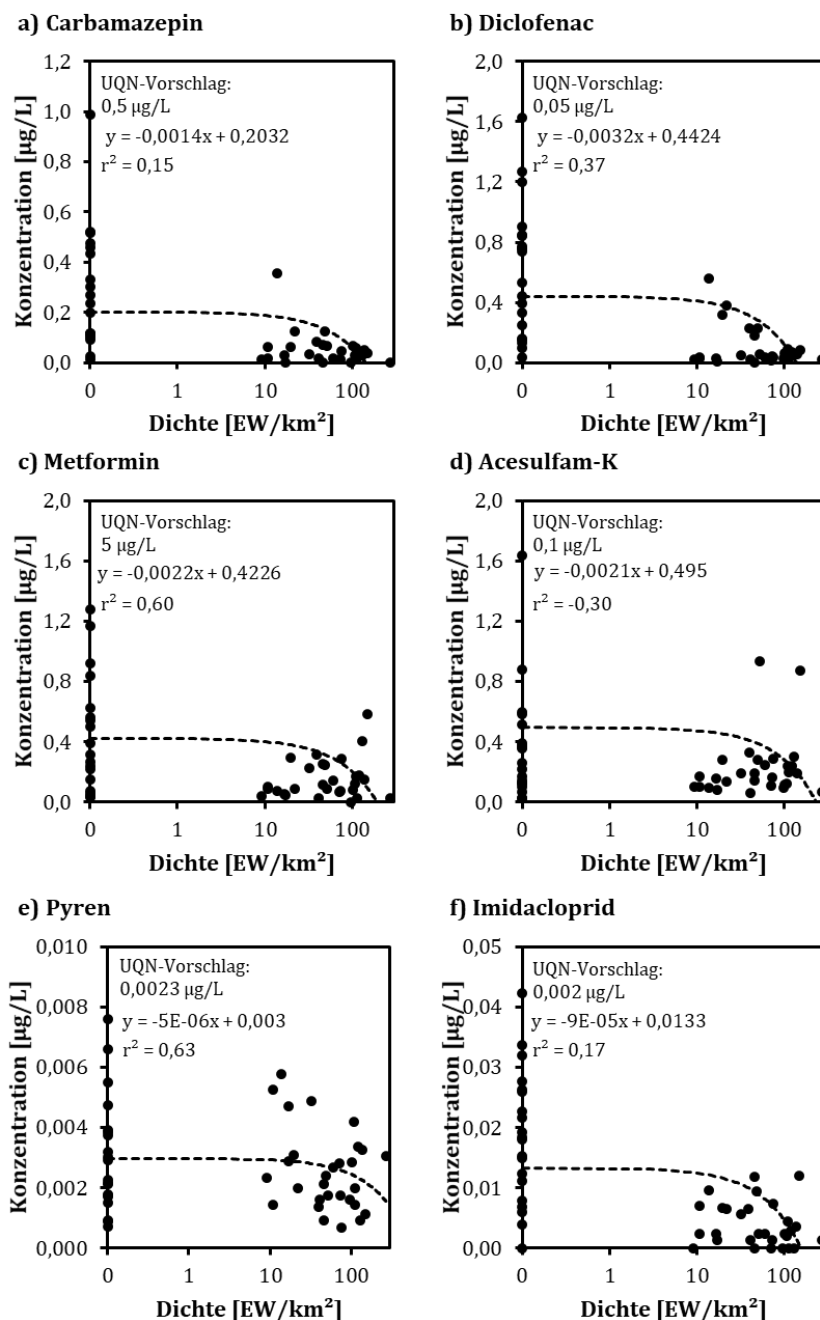


Abbildung 63: Einfluss der Einwohnerdichte auf die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Einleitung.

Dargestellt ist die Einwohnerdichte als Quotient der Anschlussgrößen-Summe (gesamt) und der Größe des oberirdischen Einzugsgebietes an der Einleitstelle in das reduzierte Gewässernetz. Die Konzentrationen entsprechen PN 3 im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung.

9.1.4 Einfluss des Abwasseranteils

Das wohl naheliegendste Kriterium zur Beurteilung einer möglichen UQN-Überschreitung und der Signifikanzschwelle ist der Abwasseranteil. Dieser wurde als Quotient der Jahresabwassermenge (JAW) bezogen auf den Mittelwasserabfluss (MQ) bestimmt. Alternativ könnte der

Abwasseranteil auch jeweils für den Zeitpunkt der Probenahme bestimmt werden, wenn die aktuellen Abflüsse bekannt sind.⁶³

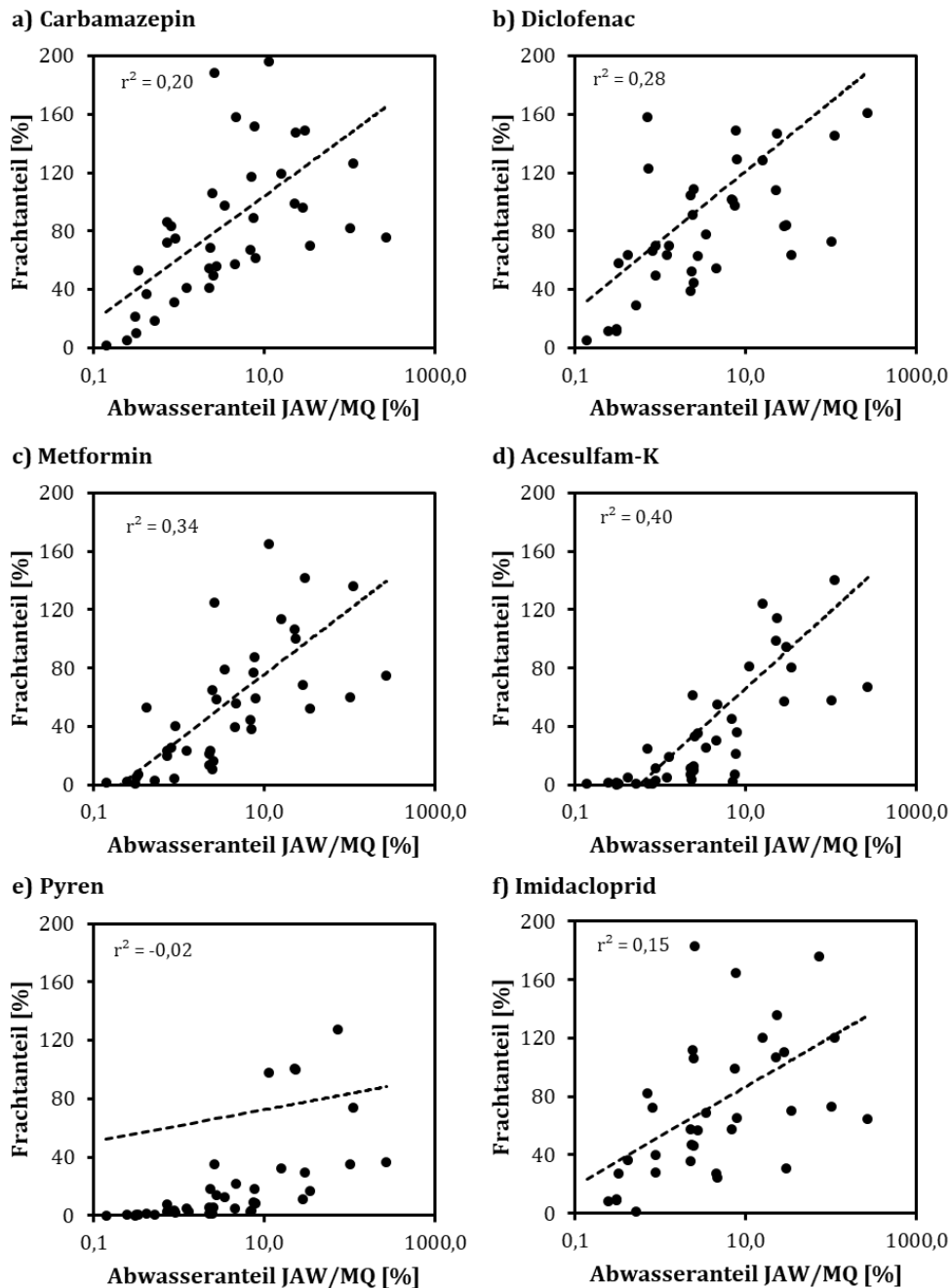


Abbildung 64: Einfluss des Abwasseranteils auf den aus der Kläranlage emittierten Stofffracht-Anteil an der Gesamt-Stofffracht im Gewässer unterhalb der Einleitung.

Dargestellt ist der Abwasseranteil als Quotient aus der Jahresabwassermenge (JAW) und dem jährlichen Abfluss (bezogen auf den mittleren Abfluss MQ) – vgl. hierzu Anhang 4. Die Frachtanteile geben den Quotienten aus der Fracht im KA-Ablauf (PN 2) zur Gesamtfracht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) an (s. Abs. Anteilsberechnung, S. 29).

⁶³ Entsprechende Daten wurden im Rahmen dieser Studie erhoben, wurden aber bisher nicht ausgewertet und harren daher einer weiteren Betrachtung.

Wie zu erwarten, gibt es einen – obschon nicht deutlich ausgeprägten – positiv linearen Trend zwischen Abwasseranteil und Frachtanteil (Abbildung 64). Ein höherer Abwasseranteil führt zwangsläufig zu höheren Frachtanteilen. Problematisch bei dieser Betrachtung ist, dass die Gewässervorbelastung nicht berücksichtigt wird. Dieses führt für die überwiegend diffus eingetragenen Stoffe zu einer vergleichsweise geringen Korrelation (Pyren mit $r^2 = -0,02$).

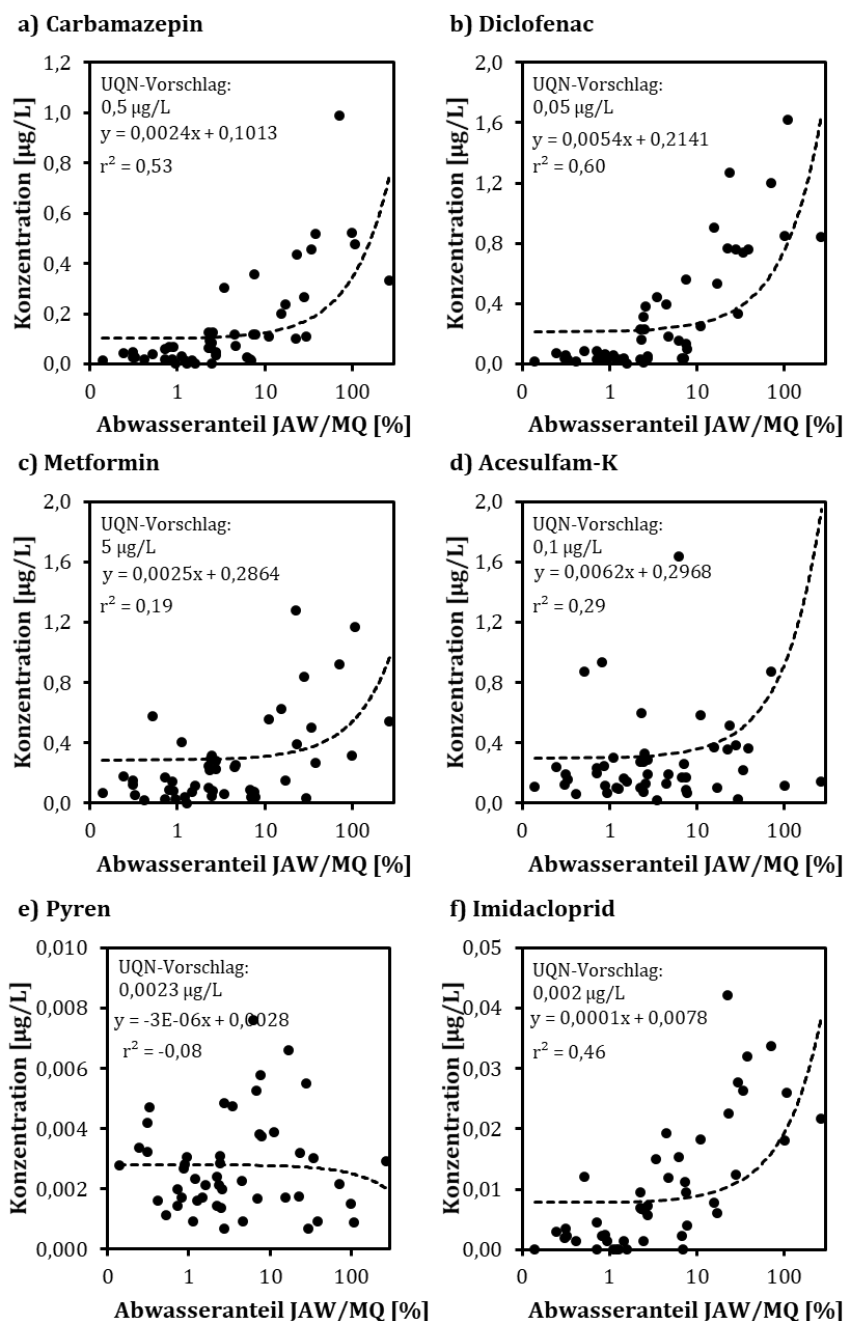


Abbildung 65: Einfluss des Abwasseranteils auf die Stoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Einleitung.

Dargestellt ist der Abwasseranteil als Quotient aus der Jahresabwassermenge (JAW) und dem jährlichen Abfluss (bezogen auf den mittleren Abfluss MQ) – vgl. hierzu Anhang 4. Die Konzentrationen entsprechen PN 3 im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung.

Eine gute Korrelation kann für punktuell eingetragene Stoffe zwischen dem Abwasseranteil und der Stoffkonzentration unterhalb der KA-Einleitung gefunden werden (Abbildung 65). Da hier die tatsächliche Gewässerbelastung (über die Jahresabwassermenge) mit einer hydrologischen Größe kombiniert wird, ist dieses ein vielversprechender Ansatz. Folglich passen die Korrelationen weniger gut für die überwiegend diffus eingetragenen Stoffe (hier v. A. Pyren; weniger deutlich die Stoffe Acesulfam-K mit sicher nennenswertem, diffusen Eintragsteil und Metformin mit weniger sicherem diffusen Stoffanteil).

Anhand der linearen Regressionsmodelle nach Abbildung 65 können diejenigen Abwasseranteile identifiziert werden, die zu einer Überschreitung einer JD-UQN (oder eines Vorschages) führen würden. Für Carbamazepin mit einem JD-UQN-Vorschlag läge demnach der kritische Abwasseranteil theoretisch bei $((0,5 - 0,1013) / 0,0024 =)$ 166 %. Da aber andere Einflüsse wie eine Vorbelastung des Gewässers oder ein möglicher Abbau im Gewässer mit diesem Modell nicht berücksichtigt werden, ist es nur bedingt aussagekräftig. Auch ist es für überwiegend diffus eingetragene Stoffe nicht sinnvoll anwendbar.

Schließlich fällt auf, dass ein signifikanter Anteil der KA-Einleitung zur Überschreitung einer JD-UQN bzw. eines Vorschlages direkt vom Abwasseranteil abzuhängen scheint (vgl. hierzu Abs. 10.2.2, 10.2.3 und Tabelle 303). Bis zu einem Abwasseranteil von 2,5 % (Bereich dunkel hervorgehoben) treten zwar vereinzelt – wohl in erster Linie durch eine Vorbelastung oder durch diffuse Einträge Überschreitungen von JD-UQN bzw. derer Vorschläge auf. Entsprechend lassen sich für diese Anlagen nur ein geringer Prozentsatz der Frachtanteile aus dem KA-Ablauf als signifikant einzustufen. Der Parameter „Abwasseranteil“, definiert als Quotient aus Jahresabwassermenge und MQ (bezogen auf den Zeitraum eines Jahres) kann daher als guter Indikator zur Identifikation kritischer Kläranlagen oder Gewässerabschnitte dienen.

Tabelle 303: Gegenüberstellung von Abwasseranteil und JD-UQN- bzw. Vorschlags-Überschreitungen mit signifikantem Anteil aus KA-Abläufen (geordnet nach Abwasseranteil).

Kläranlage		Abwasseranteil [%]	Anzahl Überschreitungen	davon signifikant	Anteil signifikant
KA40	Silberstedt	0,1	4	0	
KA35	Reinfeld	0,2	8	0	
KA02	Aukrug-Bünzen	0,30	4	0	
KA11	Eggebek/Langstedt	0,30	5	0	
KA28	Neversdorf	0,30	8	0	
KA24	Lohe-Föhrden	0,40	0	0	
KA54	Tarp	0,5	7	1	0,14
KA04	Bad Oldesloe	0,70	5	2	0,40
KA33	Preetz	0,7	4	1	0,25
KA31	Owschlag	0,8	6	2	0,33
KA03	Bad Bramstedt	0,90	4	0	
KA14	Flintbek	0,90	6	2	0,33
KA16	Groß-Wittensee *1	0,90	2	0	
KA49	Krempe	1,1	8	0	
KA23	Leck	1,20	3	0	
KA37	Schafflund	1,3	0	0	
KA10	Burg	1,50	2	0	
KA22	Lägerdorf	1,60	2	0	
KA05	Bad Segeberg	2,20	9	0	
KA19	Hohenlockstedt	2,30	3	1	0,33
KA41	Süderbrarup	2,3	9	3	0,33
KA25	Lütjenburg	2,40	13	11	0,85
KA18	Hanerau-Hademarschen	2,50	2	0	
KA43	Trittau	2,5	8	6	0,75
KA08	Bordesholm	2,60	8	6	0,75

KA06	Böklund	2,70	6	3	0,50
KA50	Meldorf	2,7	6	4	0,67
KA01	Albersdorf	3,50	10	5	0,50
KA26	Malente	4,50	9	8	0,89
KA53	Sereetz	4,7	6	4	0,67
KA36	Satrup	6,2	13	8	0,62
KA44	Wankendorf	6,8	6	3	0,50
KA17	Handewitt	7	1	0	
KA20	Hohenwestedt	7,4	6	3	0,50
KA13	Eutin	7,6	13	10	0,77
KA21	Kropp	7,8	4	3	0,75
KA15	Gettorf	11,1	11	8	0,73
KA45	Ahrensburg	15,7	11	10	0,91
KA30	Nortorf	17,1	10	5	0,50
KA07	Boostedt	22,7	11	11	1,00
KA38	Schönberg	23,4	14	14	1,00
KA09	Bredstedt	27,9	12	9	0,75
KA47	Bornhöved	29,6	6	5	0,83
KA29	Niebüll	33,9	12	9	0,75
KA52	Rendsburg	38,3	14	9	0,64
KA48	Heide	71,4	16	15	0,94
KA39	Schwarzenbek	100,2	13	11	0,85
KA46	Bargtheide	108,5	16	15	0,94
KA51	Neumünster	266,4	18	12	0,67

Deutlich wird dieses auch, wenn die Kläranlagen gruppiert werden (1. KA mit Überschreitung einer JD-UQN bzw eines –Vorschlages [= auffällig] und 2. Keine Überschreitungen [= unauffällig] und die Abwasseranteile nach Größen sortiert werden (Abbildung 66). Es ist daher zu erwarten, dass ab einem theoretischen Abwasseranteil von 2,5 % regelmäßig zur Überschreitung einer JD-UQN bzw. eines JD-UQN-Vorschlages kommen kann.

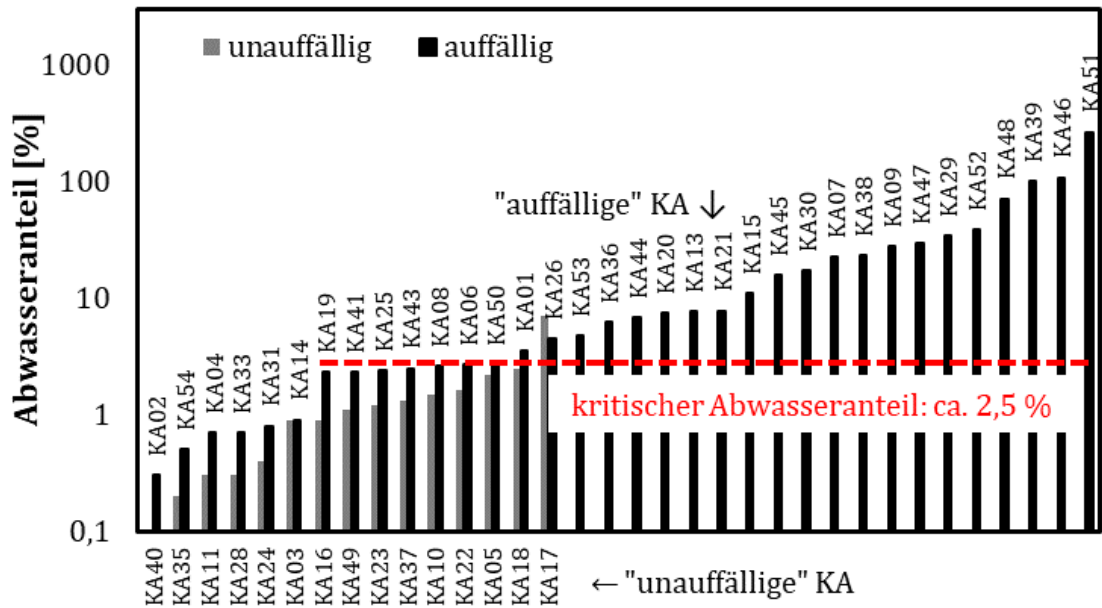


Abbildung 66: Nach Größen sortierte Zusammenstellung der Abwasseranteile für unauffällige und auffällige Kläranlagen.

Als „unauffällig“ gelten Kläranlagen, wenn im Einleitungsgewässer unterhalb der Einleitung weder eine JD-UQN noch ein JD-UQN-Vorschlag bzw. ein Beurteilungswert überschritten wird. Bei „auffälligen“ Kläranlagen werden diese Grenzwerte überschritten. Der Abwasseranteil wurde bestimmt als Quotient der Jahresabwassermenge bezogen auf den Mittelwasserabfluss (MQ).

9.2 Einfluss der Klärschlammausbringung auf die Gewässerbelastung

Am Beispiel von Süderbrarup wird der mögliche Einfluss der Klärschlammausbringung auf die (Vor-)belastung der Gewässer untersucht. Es ist bekannt, dass noch im Jahr 2018 der Klärschlamm ortsnahe landwirtschaftlich verwertet wurde. Da das Gewässer (Oxbek) nicht durch die Einleitung weiterer Kläranlagen vorbelastet ist, erfolgt eine Gegenüberstellung der Ergebnisse der Klärschlamm-Analysen aus dem PrioSH-Projekt mit den aktuellen Daten (Tabelle 304).

Es fällt auf, dass für alle Arzneistoffe, die im Klärschlamm nachweisbar waren, vergleichsweise geringe Stofffracht-Anteile (KA-Ablauf bezogen auf reduziertes Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung) festzustellen sind (Carbamazepin, Diclofenac, Metformin, Metoprolol). Andere Arzneistoffe mit vergleichsweise geringem Frachtanteil (Gabapentin, Sulfamethoxazol), konnten nicht im Klärschlamm nachgewiesen werden. Es ist dennoch denkbar, dass eine Konzentration im Klärschlamm unterhalb der BG zu einer entsprechenden Vorbelastung im Gewässer führen kann (Gabapentin, ähnlich auch für Sulfamethoxazol zu vermuten). Die Konzentration von Gabapentin überschreitet bereits oberhalb der Kläranlage den JD-UQN-Vorschlag (vgl. Abs. 6, KA41 – Süderbrarup).

Tabelle 304: Gegenüberstellung der Frachtanteile mit Stoffkonzentrationen im Klärschlamm (Beispiel Süderbrarup).

Stoff ^{*1}	Konzentration im Klärschlamm [µg/kg TS] ^{*2}	Konzentration im Gewässer [µg/L] ^{*3}	Frachtanteil [%] ^{*4}
Carbamazepin	0,056	< BG	68,85
Ciprofloxacin	< BG	< BG	< BG
Diclofenac	0,136	0,035	52,21
Gabapentin	< BG	0,123	43,70
Ibuprofen	< BG	< BG	< BG
Iopamidol	< BG	< BG	< BG
Metformin	0,068	0,189	23,62
Metoprolol	0,072	< BG	66,58
Sulfamethoxazol	< BG	< BG	85,18
<i>Benzo[a]pyren</i>	<i>0,045</i>	<i>0,001</i>	<i>7,92</i>
<i>Benzo[a]anthracen</i>	<i>0,040</i>	<i>0,002</i>	<i>11,22</i>
<i>Benzo[b]fluoranthen</i>	<i>0,055</i>	<i>0,002</i>	<i>5,35</i>
<i>Benzo[k]fluoranthen</i>	<i>0,020</i>	<i>0,001</i>	<i>4,24</i>
<i>Fluoranthen</i>	<i>0,120</i>	<i>0,005</i>	<i>11,17</i>
<i>Pyren</i>	<i>0,090</i>	<i>0,005</i>	<i>18,38</i>
<i>PFOS</i> ^{*5}	<i>0,045</i>	<i>0,003</i>	<i>1,79</i>
<i>Cypermethrin</i>	< BG	< BG	< BG
<i>Dichlorvos</i>	< BG	< BG	< BG
<i>Diuron</i>	< BG	< BG	< BG
<i>Terbutryn</i>	< BG	< BG	< BG
Triclosan	0,876	< BG	< BG
<i>Glyphosat</i>	<i>8,500</i>	<i>0,142</i>	<i>6,11</i>
Imidacloprid	< BG	< BG	46,82
<i>Acesulfam-K</i>	< BG	<i>0,625</i>	<i>3,45</i>
<i>Benzotriazol</i>	<i>0,073</i>	<i>0,137</i>	<i>32,64</i>
Bisphenol A	0,198	< BG	< BG

^{*1} Dargestellt sind nur Stoffe, die in beiden Projekten (PrioSH-1 und SpuGeSH) berücksichtigt wurden.
^{*2} Mittlere Stoffkonzentration im Klärschlamm im Jahr 2018 (Datengrundlage: PrioSH-1, Süderbrarup, Intensiv-Monitoring)
^{*3} Konzentration im Gewässer oberhalb der KA-Einleitung (PN 1), JD-Werte für Süderbrarup.
^{*4} Anteil der Stofffracht im KA-Ablauf bezogen auf die Stofffracht im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung (bezogen auf JD-Werte, Süderbrarup).
^{*5} Im Jahr 2019 (mithin zwischen beiden Projekten) wurde die Zulassung von PFOS u.a. für die Verwendung gegen Blattschneiderameisen zurückgezogen.
Kursiv sind Stoffe, die vermutlich ohnehin überwiegend diffus eingetragen werden. Ausgenommen ist der Eintragspfad über Klärschlamm.

Für keine der genannten Arzneistoffe ist ein entsprechender anderer diffuser Eintragspfad bekannt. Es wurden im Rahmen der aktuellen Untersuchungen auch bei anderen Kläranlagen keine Hinweise auf solche diffusen Einträge dieser Stoffgruppe gefunden. Es ist daher zu vermuten, dass die für die Arzneistoffe festgestellten Stoffkonzentrationen im reduzierten Gewässernetz oberhalb der Einleitung der KA Süderbrarup auf die Ausbringung von Klärschlamm zurückzuführen ist. Dieses kann sich zeitlich auch noch einige Jahre nach Beendigung der Ausbringung bemerkbar machen. Bei Stoffen, die bekanntermaßen über die Atmosphäre transportiert und deponiert werden (z. B. PAK und Acesulfam-K) und die zeitgleich mit dem Klärschlamm ausgebracht werden, überlagern sich beide Effekte. Die Folge sind die vergleichsweise sehr geringen Frachtanteile.

Mit diesem Eintragspfad könnten die z. T. geringen Frachtanteile bei fehlender Vorbelastung erklärt werden. Hierfür wäre ein Abgleich mit Daten bzgl. einer aktuellen und ehemaligen Ausbringung von Klärschlamm notwendig. Diese Daten liegen nicht vor. Es wird daher ein zentrales Kataster empfohlen, in dem alle Flächen auf denen eine Klärschlammausbringung erfolgte (oder noch immer erfolgt) erfasst werden. Dieses würde helfen, die signifikanten Eintragspfade zu verifizieren. Ferner könnten zurückgehende Stofffrachten in den Gewässern nach Beendigung der Klärschlamm-Ausbringung identifiziert werden.

9.3 Zur Unterscheidung diffus und punktuell eingetragener Stoffe

Die erhobenen Daten erlauben eine Abschätzung, welche Stoffgruppen (oder Einzelstoffe) überwiegend diffus in die Gewässer eingetragen werden. Andererseits können Stoffe identifiziert werden, die vorrangig punktuell über Kläranlagen eingebracht werden. Abbildung 67 stellt die Stofffrachtanteile (Fracht im Kläranlagen-Ablauf mit den Frachten im reduzierten Gewässernetz unterhalb der Einleitung – jeweils bezogen auf die JD-Werte) gegenüber.

Erkennbar ist, dass Anlagen mit ähnlicher Konstellation sich vergleichbar verhalten. Die aus der KA in die Gewässer emittierten Stofffrachten sind vergleichbar (s. Abbildung 67, KA Süderbrarup vs. KA Hohenlockstedt). Dominanter Parameter ist dabei der theoretische Abwasseranteil (ermittelt als Quotient aus Jahresabwassermenge und Mittelwasserabfluss MQ bezogen auf ein Jahr). Obschon dieses ein sehr verallgemeinernder Parameter ist, der keinerlei Bezug auf die Abflussverhältnisse am Tag der Probenahme nimmt, sind die Frachtanteile bei Anlagen mit ähnlichem theoretischen Abwasseranteil am größten. In der Abbildung 67 liegen folglich die Wertpaare für die Teilabbildungen mit der KA Silberstedt am weitesten von der Einheitsgeraden ($m = 1, b = 0$) entfernt. Die KA besitzt den kleinsten Abwasseranteil und zugleich die größte Vorbelastung. Sie unterscheidet sich in diesen Kategorien deutlich von anderen Kläranlagen und weist daher abweichende Frachtanteile auf.

Bezogen auf einzelne Stoffgruppen lässt sich feststellen, dass die PAK meist am weitesten entfernt von der Einheitsgeraden liegen. Dieses scheint unabhängig von den Parametern zu sein, die in Abbildung 67 in der Tabelle aufgeführt werden. Insgesamt lässt sich daraus ein Indiz ableiten, dass die PAK ubiquitär vorkommen und überwiegend atmosphärisch verfrachtet und dann trocken oder feucht deponiert werden. Ähnlich verhält sich der Süßstoff Acesulfam-K (in der Abbildung mit einem lilafarbenen Quadrat gekennzeichnet), dass sich tendenziell wie die PAK zu verhalten scheint. Insgesamt werden für diesen Stoff vergleichsweise geringe Frachtanteile verzeichnet. Folglich kann dieser Zusammenhang auch als Indiz dafür gewertet werden, dass der Süßstoff wenigstens z. T. diffus in die Gewässer eingetragen wird. Dieses passt zur Anwendung in der Schweinemast und der folgenden Ausbringung mit dem Wirtschaftsdünger, der solche diffusen Einträge zur Folge hat (vgl. Abs. 5.5.1, S. 128).

Wenig überraschend liegen in der Abbildung die Wertepaare für die Arzneistoffe überwiegend im oberen rechten Bereich, der angibt, dass die Stoffe überwiegend aus den Kläranlagen emittiert werden. Für die Gruppen der Perfluorierten Tenside und der Pflanzenschutzmittel (PSM) ist dieser Trend deutlich geringer ausgeprägt, was wiederum auf einen höheren diffus eingetragenen Stofffracht-Anteil schließen lässt.

Ein wenigstens semi-diffuser Stoffeintrag wird anhand der Proben aus der Mözener Au (aus dem Regional-Messprogramm, ID 112, 212 und 312) belegt. Das EZG der Mözener Au hat eine Größe von 60,3 km², aber nur eine kleine Kläranlage mit einer Anschlussgröße von 582 EW. Zudem werden im Mözener See möglicherweise Stoffe aus dieser oberhalb liegenden kleinen Kläranlagen umgesetzt. Das EZG kann daher als idealtypisch für die Feststellung diffuser Stoffe gelten.

Tatsächlich konnten in der Mözener Au vor Einmündung in die Trave neben den ubiquitär vorkommenden PAK auch der Süßstoff Acesulfam-K, Melamin und Metformin nachgewiesen werden. Der Vergleich der einwohnerspezifischen Frachten in der Mözener Au mit den entsprechenden in dieser Studie ermittelten Frachten im KA-Ablauf zeigt deutlich, dass der Stoff überwiegend diffus eingetragen wird und nicht vom Abwasseranteil, der Vorbelastung oder angeschlossener KA abhängt (Tabelle 305). Ein ubiquitär bedingter Eintrag der Stoffe hängt im Wesentlichen von den Eigenschaften des EZG (Größe, Topografie, Nutzugs, Vegetation etc.) und des Niederschlags ab. Die in Tabelle 306 zusammengefassten Frachten, die auf die Größe des EZG bezogen sind, können somit nur ein Anhalt für ähnliche Einzugsgebiete sein. Grundsätzlich kann aber mit dieser Methode der Eintrag der Stoffe abgeschätzt werden.

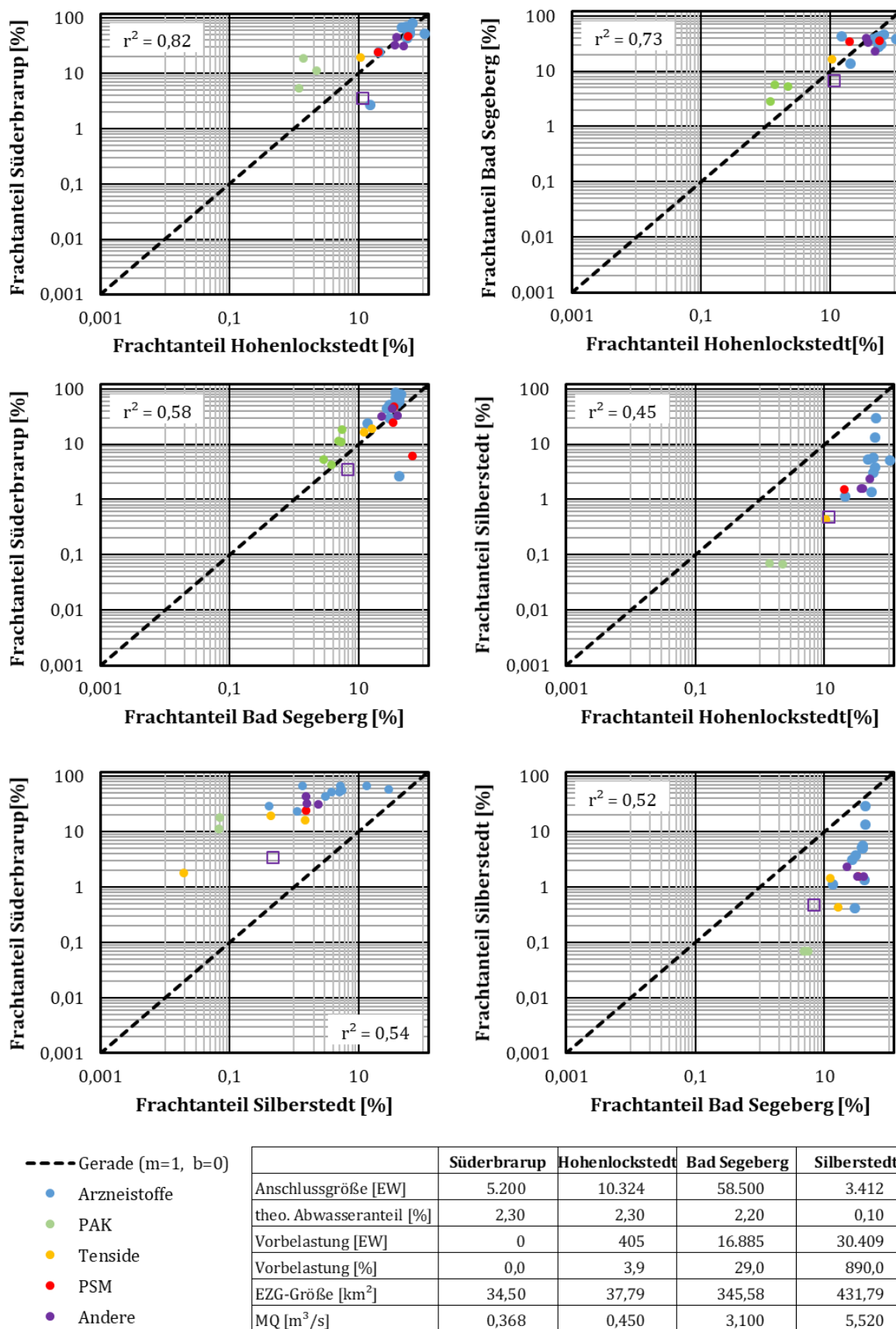


Abbildung 67: Gegenüberstellung der Frachtanteile im KA-Ablauf bezogen auf die Fracht im reduzierten Gewässernetz unterhalb der Einleitung für verschiedene Standorte.

Tabelle 305: Einwohnerspezifische Frachten in der Mözener Au [mg/(EW*d)] unmittelbar vor Einmündung in die Trave im Vergleich zu Frachten im KA-Ablauf.

	Mözener Au ¹			alle KA-Abläufe, Median ²
	1. PN	2. PN	3. PN	
Acesulfam-K	1,69	3,44	5,11	0,045
Melamin	2,75	2,70	3,29	0,341
Metformin	0,66	1,40	n.d.	0,103
Benzo[a]pyren	n.d.	0,013	0,029	n.a.
Benzo[a]anthracen	n.d.	0,020	0,059	0,00001
Benzo[b]fluoranthen	n.d.	0,020	0,049	0,00001
Benzo[k]fluoranthen	n.d.	n.d.	0,029	n.a.
Flouranthen	0,041	0,263	0,380	0,00021
Pyren	0,032	0,236	0,410	0,00020

¹ Proben aus der Mözener Au, 1. bis 3. Probenahme (PN).
² Medianwerte aller Proben im KA-Ablauf aus dieser Studie, vgl. hierzu die Tabellen in Abs. 5

Tabelle 306: Auf die EZG-Größe bezogene Frachten [mg/(km²*d)] in der Mözener Au unmittelbar vor Einmündung in die Trave.

	1. PN	2. PN	3. PN
Acesulfam-K	16,35	33,18	49,35
Melamin	26,56	26,02	31,77
Metformin	6,36	13,50	n.d.
Benzo[a]pyren	n.d.	0,13	0,28
Benzo[a]anthracen	n.d.	0,20	0,56
Benzo[b]fluoranthen	n.d.	0,20	0,47
Benzo[k]fluoranthen	n.d.	n.d.	0,28
Flouranthen	0,39	2,54	3,67
Pyren	0,31	2,28	3,95

Die in Tabelle 305 und Tabelle 306 aufgeführten Stoffe werden daher offenbar überwiegend diffus infolge nasser oder trockener Deposition in die Gewässer eingetragen. Obschon die gezeigten Daten für das EZG der Mözener Au erhoben wurden, kann aufgrund des großräumigen/ regionalen atmosphärischen Transportes mit Frachteinträgen in gleicher Größenordnung auch in anderen EZG ausgegangen werden. Für alle anderen in dieser Studie berücksichtigten Stoffe kann dieser Zusammenhang nicht festgestellt werden.

10 Zusammenstellung der UQN-Überschreitungen

Zentrales Ziel der Studie ist die Feststellung, ob JD- oder ZHK-UQN (und auch Vorschläge) im Bereich der Kläranlagen-Einleitungen überschritten werden und ob den Kläranlagen ein signifikanter Frachtanteil zukommt. In diesem Abschnitt werden die Daten aus dem Monitoring zusammengetragen und für die Seen und die Fließgewässer getrennt präsentiert.

10.1 Seen

Es wurden insgesamt fünf Seen im Rahmen des Messprogrammes beprobt, der Ratzeburger See sowie der Stolper See wurden an zwei Terminen beprobt, bei den restlichen drei Seen wurde nur ein einziges Mal beprobt⁶⁴. Insgesamt wurden über alle Probenahmeterminen, Seen und Profiltiefen summiert sechs geltende JD-UQN oder JD-UQN-Vorschläge überschritten, die in Tabelle 307 zusammengefasst sind.

10.1.1 Überschreitungen einer JD-UQN

Tabelle 307: Anzahl positiver Proben (> BG) für Stoffe mit geltender JD-UQN oder mit JD-UQN-Vorschlag.

	Ratzeburger See	Neustädter Binnenwasser	Kleiner Plöner See	Hemelsdorfer See	Stolper See
Benzo[a]pyren	2/8	1/1			1/6
Iomeprol	8/8	1/1			2/6
Pyren	4/8	1/1	4/4	4/4	4/6
Perfluorooctansulfonsäure		1/1	3/4		2/6
Acesulfam-K	8/8	1/1	4/4	4/4	6/6
Gabapentin	8/8		4/4	4/4	6/6

Angeben ist die Anzahl der Proben > BG und die Gesamtzahl der Proben pro See (über alle Tiefen). So bedeutet z.B. „2/8“, dass zwei aus acht Proben Konzentrationen oberhalb der BG aufwiesen.
Überschreitungen geltender JD-UQN oder JD-UQN-Vorschläge sind grau hinterlegt

Benzo(a)pyren

Das PKA Benzo[a]pyren wurde in Einzelfällen in Konzentrationen oberhalb der JD-UQN (= 0,00017 µg/L) festgestellt (Tabelle 308). Alle Konzentrationen liegen unweit oberhalb der BG (= 0,0002 µg/L). Es ist keine Abhängigkeit von der Tiefe der Probenentnahme erkennbar.

Tabelle 308: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung der JD-UQN für Benzo[a]pyren in den Seen führen.

Tiefen [m]	Ratzeburger See		Neustadt	Plön	Hemelsdf.	Stolper See	
	1. PN	2. PN				1. PN	2. PN
1	< 0.0002	< 0.0002	0,0004	< 0.0002	< 0.0002	< 0.0002	0,0002
10	0,0002	< 0.0002		< 0.0002	< 0.0002	< 0.0002	< 0.0002
13/14	0,0003	< 0.0002				< 0.0002	< 0.0002
22/20/24	< 0.0002	< 0.0002		< 0.0002	< 0.0002		
30/38				< 0.0002	< 0.0002		

Überschreitungen der JD-UQN sind fett markiert. Grau hinterlegte Felder zeigen an, dass keine Proben in den entsprechenden Tiefen genommen wurden.

⁶⁴ Häufigere Probenahmen wären zur Beurteilung der Gewässerqualität und zur Verifizierung der Ergebnisse wünschenswert, konnten aber im Rahmen des Projekts aufgrund logistisch-organisatorischer Gründe nicht umgesetzt werden.

Iomeprol

Das Röntgenkontrastmittel Iomeprol konnte in allen Proben des Ratzeburger See in Konzentrationen oberhalb des JD-UQN-Vorschlags (= 0,1 µg/L) nachgewiesen werden. Im Stolper See wurde es in zwei von sechs Proben oberhalb des JD-UQN-Vorschlages festgestellt. Im Plöner See sowie im Hemmelsdorfer See konnte es nicht oberhalb der BG (= 0,03 µg/L) festgestellt werden.

Tabelle 309: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages für Iomeprol in den Seen führen.

Tiefen [m]	Ratzeburger See		Neustadt	Plön	Hemelsdf.	Stolper See	
	1. PN	2. PN				1. PN	2. PN
1	0,60362	0,35235	0,86850	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03
10	0,66370	0,39038		< 0.03	< 0.03	0,04230	< 0.03
13/14	0,64504	0,41715				0,04000	< 0.03
22/20/24	0,68256	0,49118		< 0.03	< 0.03		
30/38				< 0.03	< 0.03		
Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages sind fett markiert. Grau hinterlegte Felder zeigen an, dass keine Proben in den entsprechenden Tiefen genommen wurden.							

Pyren

Die Konzentrationen des PAK Pyren führen in der Mehrzahl der Proben zu einer Überschreitung der JD-UQN (= 0,0023 µg/L). Ein deutlicher Unterschied ergibt sich jeweils für die 1. und 2. Probenahme am Ratzeburger See und im Stolper See, der ggf. saisonal bedingt ist.

Tabelle 310: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung der JD-UQN für Pyren in den Seen führen.

Tiefen [m]	Ratzeburger See		Neustadt	Plön	Hemelsdf.	Stolper See	
	1. PN	2. PN				1. PN	2. PN
1	0,0043	< 0.001	0,0069	0,0023	0,0015	0,0023	0,0037
10	0,0060	< 0.001		0,0023	0,0031	0,0037	< 0.001
13/14	0,0034	< 0.001				0,0041	< 0.001
22/20/24	0,0017	< 0.001		0,0040	0,0028		
30/38				0,0013	0,0035		
Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages sind fett markiert. Grau hinterlegte Felder zeigen an, dass keine Proben in den entsprechenden Tiefen genommen wurden.							

Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)

Die JD-UQN von PFOS (= 0,00065 µg/L) liegt unweit über der BG (= 0,0005 µg/L). Das Tensid konnte nur in Einzelfällen nachgewiesen werden. In wenigen Fällen wird die JD-UQN überschritten (Tabelle 311).

Tabelle 311: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung der JD-UQN für Perfluorooctansulfonsäure in den Seen führen.

Tiefen [m]	Ratzeburger See		Neustadt	Plön	Hemelsdf.	Stolper See	
	1. PN	2. PN				1. PN	2. PN
1	< 0.0005	< 0.0005	0,0027	0,0008	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005
10	< 0.0005	< 0.0005		< 0.0005	< 0.0005	0,0005	< 0.0005
13/14	< 0.0005	< 0.0005				0,0006	< 0.0005
22/20/24	< 0.0005	< 0.0005		0,0007	< 0.0005		
30/38				0,0011	< 0.0005		
Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages sind fett markiert. Grau hinterlegte Felder zeigen an, dass keine Proben in den entsprechenden Tiefen genommen wurden.							

Acesulfam-K

Der JD-UQN-Vorschlag für Acesulfam-K (= 0,1 µg/L) liegt deutlich über der BG (= 0,02 µg/L). Der Süßstoff konnte in allen Proben nachgewiesen werden, führt aber nur im Plöner See, dem Hemelsdorfer See sowie dem Stolper See zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages.

Tabelle 312: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages für Acesulfam-K in den Seen führen.

Tiefen [m]	Ratzeburger See		Neustadt	Plön	Hemelsdf.	Stolper See	
	1. PN	2. PN				1. PN	2. PN
1	0,0600	0,0600	0,0437	0,2325	0,2180	0,2400	0,2993
10	0,0600	0,0700		0,2397	0,2375	0,2500	0,2624
13/14	0,0708	0,0680				0,2376	0,2538
22/20/24	0,0690	0,0800		0,2764	0,2496		
30/38				0,2569	0,2484		
Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages sind fett markiert. Grau hinterlegte Felder zeigen an, dass keine Proben in den entsprechenden Tiefen genommen wurden.							

Gabapentin

Der JD-UQN-Vorschlag für Gabapentin (= 0,1 µg/L) liegt deutlich über der BG (= 0,02 µg/L). Der Arzneistoff konnte in allen Proben – mit Ausnahme des Neustädter Binnenwassers – nachgewiesen werden, führt aber nur im Hemelsdorfer See sowie dem Stolper See zu einer gelegentlichen Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages.

Tabelle 313: Festgestellte Konzentrationen die zu einer Überschreitung des JD-UQN-Vorschlages für Gabapentin in den Seen führen.

Tiefen [m]	Ratzeburger See		Neustadt	Plön	Hemelsdf.	Stolper See	
	1. PN	2. PN				1. PN	2. PN
1	0,0400	0,0220	< 0.02	0,0450	0,1036	0,1024	0,0563
10	0,0500	0,0220		0,0420	0,0901	0,0918	0,0516
13/14	0,0583	0,0250				0,0761	0,0546
22/20/24	0,0600	0,0300		0,0401	0,1035		
30/38				0,0400	0,0840		
Überschreitungen des JD-UQN-Vorschlages sind fett markiert. Grau hinterlegte Felder zeigen an, dass keine Proben in den entsprechenden Tiefen genommen wurden.							

10.1.2 Andere nachweisbare Stoffe

Weiterhin wurden über alle Probenahmeterminen, Seen und Profiltiefen summiert 18 Stoffe im zulässigen Bereich (< JD-UQN bzw. eines JD-UQN-Vorschlages) festgestellt (Tabelle 314). Viele Stoffe lassen sich in allen Seen nachweisen. Hierzu zählen einerseits die atmosphärisch transportierten PAK, aber auch viele Arzneistoffe (z.B. Oxypurinol). Dieses könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Stoffe entweder äußerst persistent sind oder im Vergleich zur BG in hohen Frachten in den See geleitet werden.

Ohne eine qualitative und quantitative Erfassung wenigsten aller oberirdischen Zuflüsse in die Seen, lassen sich keine weiteren Aussagen über solche Zusammenhänge treffen. In keinem Fall kann einer Kläranlage eine Signifikanz für einzelne Stoffeinträge zugerechnet werden, da die eingeleiteten Wassermengen im Vergleich zum Wasservolumen des Sees klein sind.

Um saisonale Abhängigkeiten und weitergehende Zusammenhänge verstehen zu können, sollte ein tiefergehendes Messprogramm fokussiert auf die Seen durchgeführt werden.

Tabelle 314: Anzahl positiver Proben (> BG) für Stoffe ohne geltende JD-UQN oder ohne JD-UQN-Vorschlag.

	Ratze- burger See	Neustädter Binnen- wasser	Kleiner Plöner See	Hemels- dorfer See	Stolper See
Carbamazepin				4/4	
DEET	2/8		1/4	2/4	
Metoprolol					4/6
Benzotriazol	7/8	1/1	4/4	4/4	6/6
Σ 4-/5-Methylbenzotriazol		1/1		4/4	6/6
Cyclamat	1/8				1/6
Oxypurinol	8/8	1/1	4/4	4/4	6/6
Valsartan		1/1	3/4		6/6
Valsartansäure	8/8	1/1	4/4	4/4	6/6
Amidotrizesäure	1/8	1/1			
Melamin	4/8		4/4	4/4	6/6
Metformin	4/8		1/4	4/4	6/6
Perfluorbutansulfonsäure				4/4	
Perfluorbutansulfonsäure	2/8		4/4	4/4	2/6
Benzo[a]anthracen	5/8	1/1	4/4	4/4	2/6
Benzo[b]fluoranthren	6/8	1/1	4/4	4/4	1/6
Benzo[k]fluoranthren	2/8	1/1	2/4		
Fluoranthren	6/8	1/1	4/4	4/4	3/6
Angaben ist die Anzahl der Proben > BG und die Gesamtzahl der Proben pro See (über alle Tiefen). So bedeutet z.B. „2/8“, dass zwei aus acht Proben Konzentrationen oberhalb der BG aufwiesen.					

10.2 Fließgewässer

Folgende Ausführungen beruhen auf der in Abs. 3.8.1 erläuterten Datenauswertung und den in den folgenden Abschnitten diskutierten Ergebnissen. Es werden hier nur die 49 Kläranlagen berücksichtigt, die in Fließgewässer einleiten. Die sechs in Seen einleitende Kläranlagen wurden gesondert betrachtet (Abs. 10.1).⁶⁵

10.2.1 Überschreitungen von ZHK-UQN

Eine Überschreitung der ZHK-UQN (gem. OGewV, Anhang 6 und 8) im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung wurde nur für das Pflanzenschutzmittel Dichlorvos unterhalb der KA Lägerdorf und Wankendorf festgestellt. Weiteres in den entsprechenden Teilen in Abs. 5.4.2. Dichlorvos wurde als Insektizid gegen Schädlinge in der Landwirtschaft und

⁶⁵ Von den insgesamt 54 untersuchten Kläranlagen leiten sechs in einen See ein (KA Einhaus und KA Ratzeburg in den Ratzeburger See, KA Plön in den kleinen Plöner See, KA Neustadt in das Neustädter Binnenwasser, KA Timmendorfer Strand in den Hemelsdorfer See und die KA Wankendorf in den Stolper See). Da die KA Wankendorf aber zunächst in die Hollenbek einleitet, die ihrerseits Teil des reduzierten Gewässernetzes ist und nach kurzer Fließstrecke in den Stolper See mündet, wird diese KA sowohl bei der Betrachtung der Seen als auch bei den Fließgewässern berücksichtigt.

im hygienischen Bereich eingesetzt. Seit 2007 ist die Anwendung des Wirkstoffes in Deutschland verboten. Auf europäischer Ebene hat Dichlorvos seit 2012 keine Zulassung mehr.

10.2.2 Überschreitungen von JD-UQN

Tabelle 315 stellt die Überschreitungen der JD- und ZHK-UQN sowie der entsprechenden Vorschläge für alle Stoffe zusammen. Folgende Stoffe führen regelmäßig zu einer Überschreitung der JD-UQN (gem. OGeV, Anhang 6 und 8) im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung. Es wird darauf hingewiesen, dass die im Rahmen des Projektes ermittelten JD-Werte i. d. R. auf drei Stichproben aus dem Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) beruhen.

Imidacloprid	bei 37 von 49 Kläranlagen
Benzo[a]pyren:	bei 33 von 49 Kläranlagen
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	bei 22 von 49 Kläranlagen
Flouranthen	bei 2 von 49 Kläranlagen
Dichlorvos	bei 2 von 49 Kläranlagen

Die Überschreitung der JD-UQNs für die PAK (Benzo[a]pyren und Flouranthen) lassen sich nicht auf einen signifikanten Frachtanteil der KA-Einleitung zurückführen. Bei den Einträgen von Imidacloprid und PFOS ist diese Zuordnung nicht eindeutig und muss im Einzelfall geprüft werden (s. hierzu insbesondere die Ausführungen zum jeweiligen Stoff in Abs. 5). Die Überschreitung der JD-UQN von Dichlorvos ist ein Einzelfall (s. hierzu die Ausführungen zur Überschreitung der ZHK-UQN).

Tabelle 315: Zusammenstellung der festgestellten JD- und ZHK-UQN-Überschreitungen.

Spurenstoffe		Bestimmungsgrenze		JD-UQN		ZHK-UQN	
Spurenstoff		BG LURR	BG THL	JD-UQN	Vorschläge	ZHK-UQN	Vorschläge
				von 49	von 49	von 147	von 147
Humanarzneistoffe	<i>Amidotrizoesäure</i>	< 0,0250	< 0,0300		28		
	<i>Azithromycin</i>	< 0,0250	< 0,0100		9		0
	Bezafibrat	< 0,0100	< 0,0200		0		0
	<i>Carbamazepin</i>	< 0,0050	< 0,0200		3		0
	Ciprofloxacin	< 0,0250	< 0,0200		0		0
	<i>Clarithromycin</i>	< 0,0100	< 0,0200		1		2
	<i>Diclofenac</i>	< 0,0100	< 0,0100		33		0
	<i>Erythromycin A</i>	< 0,0100	< 0,0100		1		0
	<i>Gabapentin</i>	< 0,0100	< 0,0200		28		
	Guanylharnstoff	< 0,0250	< 0,2000				
	<i>Ibuprofen</i>	< 0,0100	< 0,0200		12		0
	<i>Iomeprol</i>	< 0,0250	< 0,0300		18		
	<i>Iopamidol</i>	< 0,0250	< 0,0300		2		
	Metformin	< 0,0100	< 0,0200		0		0
	Metoprolol	< 0,0100	< 0,0200		0		0
	Oxypurinol	< 0,0100	< 0,0200				
	<i>Primidon</i>	< 0,0100	< 0,0200		9		
	<i>Sotalol</i>	< 0,0100	< 0,0200		5		

Spurenstoffe		Bestimmungsgrenze		JD-UQN		ZHK-UQN	
	Spurenstoff	BG LURR	BG THL	JD-UQN	Vorschläge	ZHK-UQN	Vorschläge
	Sulfamethoxazol	< 0,0100	< 0,0200		0		0
	Tramadol	< 0,0100	< 0,0200		23		
	Valsartan	< 0,0100	< 0,0200		22		
	Valsartansäure	< 0,0100	< 0,0200				
	Venlafaxin	< 0,0100	< 0,0200		18		
	Venlafaxinsäure	< 0,0100	< 0,0200				
PAK	Benzo[a]pyren	< 0,0001	< 0,0002	33		0	
	Benzo[a]anthracen	< 0,0002	< 0,0002		1		
	Benzo[b]fluoranthen	< 0,0002	< 0,0002			0	
	Benzo[k]fluoranthen	< 0,0002	< 0,0002			0	
	Fluoranthen	< 0,0008	< 0,0010	2		0	
	Pyren	< 0,0008	< 0,0010		25		0
Perfluorierte	Perfluorooctansulfon-säure	< 0,0003	< 0,0005	22		0	
	Perfluorbutansäure	< 0,0010	< 0,0010				
	Perfluorbutansulfonsäure	< 0,0010	< 0,0010				
	Perfluorooctansäure	< 0,0010	< 0,0010		0		
PSM/Biozid	Cypermethrin	< 0,0001	< 0,0500	0		0	
	Dichlorvos	< 0,0100	< 0,0200	2		6	
	Diuron	< 0,0100	< 0,0200	0		0	
	DEET	< 0,0100	< 0,0200		0		0
	Tebuconazol	< 0,0100	< 0,0100		0		0
	Terbutryn	< 0,0010	< 0,0200	0		0	
	Triclosan	< 0,0001	< 0,0200	0		0	
	Glyphosat		< 0,1000		0		0
	Mecoprop	< 0,0100	< 0,0200	0			
	Imidacloprid	< 0,0050	< 0,0020	37		0	
Süß-	Acesulfam-K	< 0,0100	< 0,0200		41		
	Cyclamat	< 0,0100	< 0,1000		0		
Tria-	Σ 4-/5-Methylbenzotriazol	< 0,0100	< 0,0200		0		0
	Benzotriazol	< 0,0100	< 0,0200		0		0
Sons-	Bisphenol A	< 0,0250	< 0,0500		0		0
	Melamin	< 0,0100	< 0,0200		0		

Tabelle 316 stellt die Überschreitungen der JD-UQN zusammen, wenn ein relevanter JD-Frachtanteil (> 50 %) auf die Kläranlagen-Einleitung zurückzuführen ist. Im Weiteren wird bewertet, ob dieser zunächst rechnerische Frachtanteil tatsächlich nachweisbar ist. Bei rot markierten Feldern ist dieser Zusammenhang sicher. Grün markierte Einträge zeigen an, dass die KA keine relevanten Frachten emittiert. Insgesamt wird somit für die in Tabelle 316 (fett, kursiv) markierten 27 Kläranlagen ein weitergehendes, idealerweise ganzjähriges Monitoring empfohlen. Bei 23 dieser Kläranlagen konnte eine Frachtbestimmung durchgeführt werden.

Bei weiteren vier Kläranlagen (Satrup, Nortorf, Rendsburg, Meldorf) erfolgt eine weitergehende Bewertung anhand der theoretischen Abwasseranteile sowie auf Basis festgestellter Konzentrationen auch oberwasserseitig der KA-Einleitung. Für diese KA wird ebenfalls auf Basis dieser Auswertung ein weitergehendes Monitoring empfohlen. Bei einer weiteren Kläranlagen (Aukrug-Bünzen) kann nicht sicher geklärt werden, ob diese signifikant zu einer JD-UQN-Überschreitung (von Imidacloprid) beitragen. Sie werden daher ebenfalls für ein weitergehendes Monitoring vorgeschlagen.

Tabelle 316: Zusammenstellung und Bewertung der JD-UQN-Überschreitungen (Fließgewässer).

	Kläranlage	Imida- cloprid	Benzolal- pyren	PFOS	Flour- anthen	Dichlor- vos
KA01	Albersdorf	ja	ja	ja	nein	nein
KA02	Aukrug-Bünzen	ja (?)	ja	nein	nein	nein
KA03	Bad Bramstedt	ja	ja	nein	nein	nein
KA04	Bad Oldesloe	ja	nein	nein	nein	nein
KA05	Bad Segeberg	ja	ja	nein	nein	nein
KA06	Böklund	ja	ja	nein	nein	nein
KA07	Boostedt	ja	ja	nein	nein	nein
KA08	Bordesholm	ja	ja	nein	nein	nein
KA09	Bredstedt	ja	ja	ja	nein	nein
KA10	Burg * ¹	nein	nein	nein	nein	nein
KA11	Eggebek/Langstedt	nein	ja	ja	nein	nein
KA13	Eutin	ja	ja	ja	ja	nein
KA14	Flintbek	ja	ja	nein	nein	nein
KA15	Gettorf	ja	ja	ja	nein	nein
KA16	Groß-Wittensee * ¹	nein	ja	nein	nein	nein
KA17	Handewitt	nein	nein	nein	nein	nein
KA18	Hanerau-Hademarschen	nein	ja	nein	nein	nein
KA19	Hohenlockstedt	ja	nein	nein	nein	nein
KA20	Hohenwestedt	ja	ja	nein	nein	nein
KA21	Kropp	ja	nein	nein	nein	nein
KA22	Lägerdorf * ¹	nein	nein	nein	nein	ja
KA23	Leck	nein	nein	ja	nein	nein
KA24	Lohe-Föhrden	nein	nein	nein	nein	nein
KA25	Lütjenburg	ja	ja	ja	nein	nein
KA26	Malente	ja	nein	nein	nein	nein
KA28	Neversdorf	ja	ja	nein	nein	nein
KA29	Niebull	ja	ja	ja	nein	nein
KA30	Nortorf * ¹	ja	nein	nein	nein	nein
KA31	Owschlag	ja	nein	nein	nein	nein
KA33	Preetz	nein	ja	ja	nein	nein
KA35	Reinfeld	ja	ja	nein	nein	nein
KA36	Satrup * ¹	ja	ja	ja	ja	nein
KA37	Schafflund	nein	nein	nein	nein	nein
KA38	Schönberg	ja	ja	ja	nein	nein
KA39	Schwarzenbek	ja	ja	ja	nein	nein
KA40	Silberstedt	nein	ja	ja	nein	nein
KA41	Süderbrarup	ja	ja	ja	nein	nein
KA43	Trittau	ja	ja	nein	nein	nein
KA44	Wankendorf	ja	nein	nein	nein	ja
KA45	Ahrensburg	ja	ja	ja	nein	nein
KA46	Bargteheide	ja	nein	ja	nein	nein
KA47	Bornhöved	ja	nein	nein	nein	nein
KA48	Heide	ja	nein	ja	nein	nein
KA49	Krempe * ¹	nein	ja	ja	nein	nein

KA50	Meldorf ^{*1}	ja (?)	nein	nein	nein	nein
KA51	Neumünster	ja	ja	ja	nein	nein
KA52	Rendsburg ^{*1}	ja	ja	ja	nein	nein
KA53	Sereetz	ja	nein	ja	nein	nein
KA54	Tarp	ja	ja	ja	nein	nein

Angegeben ist, ob eine Überschreitung der JD-UQN vorliegt (ja/ nein).

fett, kursiv: KA wird für ein weitergehendes Monitoring empfohlen

fett: KA hat einen signifikanten Frachtanteil (> 50 %)

grün: KA trägt nicht maßgeblich zur Überschreitung der JD-UQN bei

rot: KA trägt maßgeblich zur Überschreitung der JD-UQN bei

^{*1} Bei diesen Kläranlagen war die Abflussbestimmung nicht möglich; damit können keine Frachtanteil bestimmt werden. Eine Bewertung der Signifikanz muss daher argumentativ erfolgen.

Nicht berücksichtigt werden hier die in Seen einleitenden KA (vgl. Abs. 10.1)

Die meisten Überschreitungen sind für das Insektizid Imidacloprid registriert worden (bei 37 von 49 Kläranlagen). In vielen Fällen (22 der 37 KA) kann diese Überschreitung auf einen relevanten Eintrag aus der KA zurückgeführt werden.

Der PAK Benzo[a]pyren, welcher bei fast ebenso vielen KA zu einer Überschreitung der JD-UQN führt (bei 31 von 49 KA) wird hingegen nicht in erster Linie aus KA in die Gewässer eingetragen. Folglich lässt sich für diesen Stoff nur in drei Fällen ein relevanter Frachtanteil (> 50 %) aus dem KA-Ablauf nachweisen.

Für das Imprägniermittel PFOS kann eine Überschreitung der JD-UQN im reduzierten Gewässernetz unterhalb der Einleitung von 22 der 49 untersuchten KA festgestellt werden. Da dieser Stoff neben einem direkten Eintrag über die urbanen Entwässerungssysteme offenbar auch in nennenswerten Umfang atmosphärisch deponiert wird, kann ein relevanter Eintrag nur in sieben Fällen festgestellt werden.

10.2.3 Überschreitung von JD-UQN-Vorschlägen

Tabelle 315 stellt auch die Überschreitungen von JD-UQN-Vorschlägen für alle Stoffe zusammen. Folgende Stoffe führen regelmäßig zu einer Überschreitung der JD-UQN-Vorschläge (gem. **Anhang 3** dieser Studie) im reduzierten Gewässernetz unterhalb der KA-Einleitung. Es wird darauf hingewiesen, dass die im Rahmen des Projektes ermittelten JD-Werte i. d. R. auf drei Stichproben aus dem Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) beruhen.

Acesulfam-K	bei 41 von 49 Kläranlagen
Diclofenac	bei 33 von 49 Kläranlagen
Amidotrizoesäure	bei 28 von 49 Kläranlagen
Gabapentin	bei 28 von 49 Kläranlagen
Pyren	bei 25 von 49 Kläranlagen
Tramadol	bei 23 von 49 Kläranlagen
Valsartan	bei 22 von 49 Kläranlagen
Iomeprol	bei 18 von 49 Kläranlagen
Venlafaxin	bei 18 von 49 Kläranlagen
Ibuprofen	bei 12 von 49 Kläranlagen
Azithromycin	bei 9 von 49 Kläranlagen
Primidon	bei 9 von 49 Kläranlagen
Sotalol	bei 5 von 49 Kläranlagen

Carbamazepin	bei	3	von 49 Kläranlagen
Iopamidol	bei	2	von 49 Kläranlagen
Benzo[a]anthracen	bei	1	von 49 Kläranlagen
Clarithromycin	bei	1	von 49 Kläranlagen
Erythromycin A	bei	1	von 49 Kläranlagen

In Tabelle 317 und Tabelle 318 werden die Überschreitungen der JD-UQN-Vorschläge dieser Stoffe (ab einer Überschreitung bei mindestens 10 von 49 Kläranlagen) zusammengestellt und bewertet (s. hierzu analog Tabelle 316 für die mittels JD-UQN geregelten Stoffe).

Tabelle 317: Zusammenstellung und Bewertung der JD-UQN-Vorschlags-Überschreitungen (Fließgewässer), Teil 1 von 2.

Kläranlage		Acesul- fam-K	Diclo- fenac	Amido- trizoe- säure	Gaba- pentin	Pyren
KA01	Albersdorf	nein	ja	ja	ja	ja
KA02	Aukrug-Bünzen	ja	nein	nein	nein	ja
KA03	Bad Bramstedt	ja	nein	nein	nein	ja
KA04	Bad Oldesloe	ja	ja	ja	nein	nein
KA05	Bad Segeberg	ja	ja	ja	nein	ja
KA06	Böklund	ja	ja	ja	nein	ja
KA07	Boostedt	ja	ja	ja	ja	nein
KA08	Bordesholm	ja	ja	nein	ja	nein
KA09	Bredstedt	ja	ja	nein	ja	ja
KA10	Burg ^{*1}	ja	nein	ja	nein	nein
KA11	Eggebek/Langstedt	ja	nein	ja	nein	ja
KA13	Eutin	nein	ja	ja	ja	ja
KA14	Flintbek	ja	ja	nein	nein	ja
KA15	Gettorf	ja	ja	ja	ja	ja
KA16	Groß-Wittensee ^{*1}	nein	nein	nein	nein	ja
KA17	Handewitt	ja	nein	nein	nein	nein
KA18	Hanerau-Hademarschen	nein	nein	nein	nein	ja
KA19	Hohenlockstedt	ja	nein	ja	nein	nein
KA20	Hohenwestedt	ja	ja	nein	ja	ja
KA21	Kropp	nein	ja	ja	nein	ja
KA22	Lägerdorf ^{*1}	ja	nein	nein	nein	nein
KA23	Leck	ja	nein	nein	nein	ja
KA24	Lohe-Föhrden	nein	nein	nein	nein	nein
KA25	Lütjenburg	ja	ja	ja	ja	ja
KA26	Malente	ja	ja	ja	ja	nein
KA28	Neversdorf	ja	ja	ja	nein	ja
KA29	Niebull	ja	ja	ja	ja	ja
KA30	Nortorf ^{*1}	ja	ja	ja	ja	ja
KA31	Owschlag	ja	ja	nein	ja	nein
KA33	Preetz	ja	nein	nein	nein	nein
KA35	Reinfeld	ja	ja	ja	nein	ja
KA36	Satrup ^{*1}	ja	ja	ja	ja	ja
KA37	Schafflund	nein	nein	nein	nein	nein
KA38	Schönberg	ja	ja	ja	ja	ja
KA39	Schwarzenbek	ja	ja	ja	ja	nein
KA40	Silberstedt	ja	nein	nein	nein	ja
KA41	Süderbrarup	ja	ja	ja	ja	nein
KA43	Trittau	ja	ja	nein	ja	nein
KA44	Wankendorf	ja	nein	nein	ja	ja
KA45	Ahrensburg	ja	ja	nein	ja	nein

Kläranlage		Acesulfam-K	Diclofenac	Amido-trizoesäure	Gabapentin	Pyren
KA46	Bargtheide	ja	ja	ja	ja	nein
KA47	Bornhöved	nein	ja	ja	ja	nein
KA48	Heide	ja	ja	ja	ja	nein
KA49	Krempe * ¹	ja	ja	ja	ja	nein
KA50	Meldorf * ¹	ja	nein	ja	ja	nein
KA51	Neumünster	ja	ja	ja	ja	ja
KA52	Rendsburg * ¹	ja	ja	ja	ja	nein
KA53	Sereetz	ja	ja	nein	ja	nein
KA54	Tarp	ja	ja	ja	ja	nein
<p>Angegeben ist, ob eine Überschreitung der JD-UQN vorliegt (ja/ nein).</p> <p>fett, kursiv: KA wird für ein weitergehendes Monitoring empfohlen</p> <p>fett: KA hat einen signifikanten Frachtanteil (> 50 %)</p> <p>grün: KA trägt nicht maßgeblich zur Überschreitung der JD-UQN bei</p> <p>rot: KA trägt maßgeblich zur Überschreitung der JD-UQN bei</p> <p>*¹ Bei diesen Kläranlagen war die Abflussbestimmung nicht möglich; damit können keine Frachtanteil bestimmt werden. Eine Bewertung der Signifikanz muss daher argumentativ erfolgen.</p> <p>Nicht berücksichtigt werden hier die in Seen einleitenden KA (vgl. Abs. 10.1)</p>						

Tabelle 318: Zusammenstellung und Bewertung der JD-UQN-Vorschlags-Überschreitungen (Fließgewässer), Teil 2 von 2.

Kläranlage		Tramadol	Valsartan	Lomeprol	Venlafaxin	Ibuprofen
KA01	Albersdorf	ja	nein	nein	nein	ja
KA02	Aukrug-Bünzen	nein	nein	nein	nein	nein
KA03	Bad Bramstedt	nein	nein	nein	nein	nein
KA04	Bad Oldesloe	nein	nein	ja	nein	nein
KA05	Bad Segeberg	ja	nein	ja	ja	nein
KA06	Böklund	nein	nein	nein	nein	nein
KA07	Boostedt	ja	ja	nein	ja	nein
KA08	Bordesholm	ja	nein	ja	ja	nein
KA09	Bredstedt	ja	ja	nein	ja	ja
KA10	Burg * ¹	nein	nein	nein	nein	nein
KA11	Eggebek/Langstedt	nein	nein	nein	nein	nein
KA13	Eutin	ja	ja	nein	ja	nein
KA14	Flintbek	nein	nein	ja	nein	nein
KA15	Gettorf	ja	nein	ja	nein	ja
KA16	Groß-Wittensee * ¹	nein	nein	nein	nein	nein
KA17	Handewitt	nein	nein	nein	nein	nein
KA18	Hanerau-Hademarschen	nein	nein	nein	nein	nein
KA19	Hohenlockstedt	nein	nein	nein	nein	nein
KA20	Hohenwestedt	nein	nein	nein	nein	nein
KA21	Kropp	nein	nein	nein	nein	nein
KA22	Lägerdorf * ¹	nein	nein	nein	nein	nein
KA23	Leck	nein	nein	nein	nein	nein
KA24	Lohe-Föhrden	nein	nein	nein	nein	nein
KA25	Lütjenburg	ja	ja	ja	ja	ja
KA26	Malente	ja	ja	ja	ja	nein
KA28	Neversdorf	ja	nein	ja	nein	nein

KA29	<i>Niebull</i>	ja	nein	ja	ja	nein
KA30	<i>Nortorf</i> ^{*1}	ja	nein	nein	ja	nein
KA31	<i>Owschlag</i>	nein	ja	nein	nein	ja
KA33	<i>Preetz</i>	nein	ja	nein	nein	nein
KA35	Reinfeld	nein	ja	ja	nein	nein
KA36	<i>Satrup</i> ^{*1}	ja	ja	nein	nein	ja
KA37	Schafflund	nein	nein	nein	nein	nein
KA38	<i>Schönberg</i>	ja	ja	ja	ja	nein
KA39	<i>Schwarzenbek</i>	ja	ja	nein	ja	nein
KA40	Silberstedt	nein	nein	nein	nein	nein
KA41	<i>Süderbrarup</i>	ja	nein	nein	ja	nein
KA43	<i>Trittau</i>	ja	ja	ja	nein	nein
KA44	<i>Wankendorf</i>	nein	ja	nein	nein	nein
KA45	<i>Ahrensburg</i>	ja	ja	ja	ja	nein
KA46	<i>Bargteheide</i>	ja	ja	ja	ja	ja
KA47	<i>Bornhöved</i>	ja	nein	ja	ja	nein
KA48	<i>Heide</i>	ja	ja	ja	ja	ja
KA49	Krempe ^{*1}	nein	ja	nein	nein	ja
KA50	<i>Meldorf</i> ^{*1}	nein	ja	nein	nein	ja
KA51	<i>Neumünster</i>	ja	ja	ja	ja	ja
KA52	<i>Rendsburg</i> ^{*1}	ja	ja	ja	ja	nein
KA53	<i>Sereetz</i>	nein	ja	nein	nein	nein
KA54	<i>Tarp</i>	nein	nein	nein	nein	ja

Angegeben ist, ob eine Überschreitung der JD-UQN vorliegt (ja/ nein).

fett, kursiv: KA wird für ein weitergehendes Monitoring empfohlen

fett: KA hat einen signifikanten Frachtanteil (> 50 %)

grün: KA trägt nicht maßgeblich zur Überschreitung der JD-UQN bei

rot: KA trägt maßgeblich zur Überschreitung der JD-UQN bei

^{*1} Bei diesen Kläranlagen war die Abflussbestimmung nicht möglich; damit können keine Frachtanteil bestimmt werden. Eine Bewertung der Signifikanz muss daher argumentativ erfolgen.

Nicht berücksichtigt werden hier die in Seen einleitenden KA (vgl. Abs. 10.1)

Es zeigt sich, dass 32 der 49 Kläranlagen⁶⁶ einen potentiell signifikanten Beitrag zur Überschreitung von UQN-Vorschlägen und weiteren Beurteilungswerten haben (fett, kursiv markiert in Tabelle 317 und Tabelle 318). Die Einführung der JD-UQN-Vorschläge hätte zur Folge, dass sieben weitere Kläranlagen einen signifikanten Beitrag zur Überschreitung haben würden, die bisher unauffällig bzgl. der Überschreitung von bereits in der OGewV geregelten Stoffen waren (KA Bad Oldesloe, KA Flintbek, KA Preetz, KA Süderbrarup, KA Bornhöved, KA Seeretz und KA Tarp). Dieses wäre damit zu begründen, dass dann erstmals (Human-) Arzneistoffe geregelt wären, die primär über Kläranlagen in die Gewässer eingeleitet werden. Drei Kläranlagen (KA Aukrug-Bünzen, KA Hohelockstedt, KA Krempe), bei denen die geltende JD-UQN für Imidacloprid überschritten wird, wären vor dem Hintergrund der hier berücksichtigten JD-UQN-Vorschläge bzw. Beurteilungswerte hingegen unauffällig.

Demgegenüber stehen 15 Kläranlagen, die insgesamt als unauffällig gelten und weder JD-UQN noch JD-UQN-Vorschläge bzw. Beurteilungswerte überschreiten⁶⁷. Diesen haben gemein, dass sie einen vergleichsweise geringen Abwasseranteil haben (vgl. hierzu Abs. 9.1.4).

⁶⁶ Dieses bezieht sich nur auf die in Tabellen 317 und 318 aufgeführten Stoffe, die bei wenigstens 10 von 49 Kläranlagen zur Überschreitung eines JD-UQN-Vorschlages bzw. Beurteilungswertes führen würden.

⁶⁷ KA03 Bad Bramstedt, KA05 Bad Segeberg, KA10 Burg, KA11 Eggebek/Langstedt, KA16 Groß-Wittensee, KA17 Handewitt, KA18 Hanerau-Hademarschen, KA22 Lägerdorf, KA23 Leck, KA24 Lohe-Föhrden, KA28 Neversdorf, KA35 Reinfeld, KA37 Schafflund, KA40 Silberstedt, KA49 Krempe.

11 Ableitung von Kennwerten

Eines der Ziele der Studie ist die Ableitung von Kennwerten zur Quantifizierung des Einflusses von Kläranlagen auf die Gewässerqualität vor dem Hintergrund geltender oder vorgeschlagener UQN. Als hilfreich für die Identifikation relevanter Spurenstoffe erweist sich die Einteilung in Stoffklassen. Darüber hinaus können verschiedene Kenngrößen zur Anwendung kommen, um kritische Kläranlagen-Einleitungen bzw. kritische Gewässerabschnitte *a priori* zu identifizieren. Diese werden in den folgenden Abschnitten diskutiert.

11.1 Stoffklassen

Es können sechs Stoffklassen definiert werden, in denen Stoffe gleichen Ursprungs und gleichen Verhaltens im Gewässer zusammengefasst werden (Tabelle 319). Es werden die Eintragspfade unterschieden nach dem mengenmäßig i. d. R. relevanten Frachtanteil. Unter den punktuellen Einleitungen können bei den hier berücksichtigten Stoffen v. a. die Kläranlagen angesehen werden. Folglich sind in den entsprechenden Stoffklassen A und D in erster Linie (Human-) Arzneistoffe zu finden. Hinzu kommt das Insektizid Imidacloprid.

Diffus eingetragene Stoffe (Stoffklassen C und F) sind vor allem die PAK. Etwas überraschend wird der Süßstoff Acesulfam-K ebenfalls einem dominanten diffusen Eintragspfad zugeordnet. Dieses erfolgt auf Basis der Beobachtungen in dieser Studie, die einen signifikanten Stoffeintrag indizieren. Für die PAK wird von einem überwiegend diffusen Stoffeintrag ausgegangen, obwohl Niederschlagswassereinleitungen als Punktquellen relevant sein können. Dieser Unterscheidung ist im Rahmen dieser Studie nicht möglich. Es wird daher vorerst von einem diffusen Eintrag, der in diesem Sinne auch Niederschlagswassereinleitungen umfasst, ausgegangen.

Semi-diffus eingetragene Stoffe (Stoffklassen B und E) können in Abhängigkeit der lokalen Randbedingungen (z. B. Größe und Nutzung des EZG, Anschlussgröße, Vorbelastung) sowohl mit einem signifikanten, diffusen als auch punktuellen Frachtanteil vertreten sein.

Die Einordnung hinsichtlich der Abbaubarkeit bzw. Persistenz erfolgt auf Basis der Stoffeigenschaften, aufgrund bekannter Eliminationsmechanismen (Abs. 5), auf der Grundlage der Ergebnisse der PrioSH-Studie⁶⁸ sowie basierend auf den in dieser Studie erhobenen Daten. Das Regional-Messprogramm liefert in dieser Hinsicht wertvolle Hinweise.

Mit Blick auf die Kläranlagen sind insbesondere die Stoffklassen A und D als kritisch zu betrachten, in denen überwiegend punktuell eingeleitete Stoffe betrachtet werden. Als besonders problematisch müssen dann Stoffe der Klasse D gelten, da diese im Gewässer nicht (oder kaum) umgesetzt werden. Zugleich könnten (und müssten) diese Stoffe effektiv bei einer Aufrüstung um eine sog. 4. Reinigungsstufe zurückgehalten werden.

⁶⁸ s. hierzu Stoffgruppen (vgl. Abs. 5.1, Abschlussbericht PrioSH-1).

Tabelle 319: Einteilung der berücksichtigten Spurenstoffe in Stoffklassen mit vergleichbarer Herkunft und Verbleib im Gewässer.

	Maßgeblicher Eintragspfad		
	Punktuell	Semi-diffus	Diffus
Abbaubar¹	A <i>Diclofenac (p)</i> <i>Gabapentin (?)</i> <i>Metoprolol (p?)</i> <i>Sulfamethoxazol (p)</i> <i>Tramadol (p, b?)</i> Imidacloprid (p, b)	B <i>Metformin (?)</i> <i>Melamin (?)</i>	C <i>Acesulfam-K (p)</i>
Persistent	D <i>Azithromycin</i> <i>Amidotrizesäure</i> <i>Carbamazepin</i> <i>Guanylharnstoff</i> <i>Iomeprol</i> <i>Iopamidol</i> <i>Oxypurinol</i> <i>Primidon</i> <i>Valsartan</i> <i>Valsartansäure</i> <i>Venlafaxin</i> <i>Venlafaxinsäure</i> <i>Σ4- und 5-Methylbenzotriazol</i>	E <i>Benzotriazol</i>	F Benzo[a]pyren <i>Benzo[a]anthracen</i> <i>Benzo[b]fluoranthen</i> <i>Benzo[k]fluoranthen</i> <i>Fluoranthen</i> <i>Pyren</i> PFOS PFOA Diethyltoluamid (DEET)

¹ Abbau: photolytisch (p), biologisch (b), unbekannt (?). Hierfür wird nur der potentielle Rückhalt im Gewässer, nicht aber in den Kläranlagen, berücksichtigt.

Farbcodierung: **Arzneistoffe** (bzw. deren Metabolite); PAK; **Perfluorierte Tenside**; **Pflanzenschutzmittel**; **Süßstoffe**; **Triazole**, Sonstige.

Keine Einordnung möglich für *Bezafibrat*, *Ciprofloxacin*, *Clarithromycin*, *Erythromycin A*, *Ibuprofen*, *Solatol*, **Perfluorbutansäure (PFBA)**, **Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)**, *Cypermethrin*, *Dichlorvos*, *Diuron*, *Tebuconazol*, *Terbutryn*, *Triclosan*, *Glyphosat*, *Mecoprop*, *Cyclamat*, *Bisphenol A*.

Fett: Regelmäßige Überschreitung der JD-UQN / *kursiv:* Regelmäßige Überschreitung eines JD-UQN-Vorschlages (regelmäßig bedeutet hier: bei mehr als 25 % der betrachteten Kläranlagen).

11.2 Größe des Einzugsgebietes

Es wäre zu vermuten, dass die Größe des Einzugsgebietes einen Einfluss auf Konzentrationen bzw. Frachten insbesondere diffus eingetragener Stoffe haben kann. Die festgestellten Frachtanteile erlauben diese Zuordnung allerdings nicht. Die Frachtanteile im KA-Ablauf bezogen auf die Fracht im reduzierten Gewässernetz unterhalb der Einleitung nehmen für die überwiegend punktuell eingetragenen Stoffe (hier: Arzneistoffe) tendenziell mit zunehmender EZG-Größe ab. Die mit zunehmender EZG-Größe zurückgehenden Frachtanteile lassen sich aber auch mit der entsprechenden höheren Vorbelastung der Gewässer, die bei größeren EZG wahrscheinlicher ist, erklären. Dieses kommt umso mehr bei (weitgehend) persistenten Stoffen zum Tragen, wenn kein Abbau (biologisch oder photolytisch) im Gewässer stattfindet.

Die festgestellten Zusammenhänge sind lediglich Indizien für bestimmte Vorgänge im Gewässer, die eine Einordnung hinsichtlich der maßgeblichen Eintragspfade sowie der Abbaubarkeit eines Stoffes unterstützen. Sie sind allerdings aufgrund noch immer geringer Korrelationskoeffizienten nicht übertragbar auf andere Gewässerabschnitte. Es muss daher ebenfalls berücksichtigt werden, dass die Gewässer bereits durch andere (KA-) Einleitungen vorbelastet sind. Wenigstens sollte als Kriterium die Anschlussgröße der betrachteten KA (und nicht die Größe des EZG) hinzugenommen werden. Da die Größe des EZG direkt auf den mittleren Abfluss (MQ) wirkt, scheint der Abwasseranteil (s.o.) der besser geeignete Parameter, da dieser direkt Bezug auf diese Größe nimmt.

11.3 Vorbelastung

Die Vorbelastung gibt das Verhältnis aus der Summe aller KA-Anschlussgrößen der oberhalb der betrachteten Kläranlage liegenden im Vergleich zur Anschlussgröße der betrachteten KA an. Eine hohe Vorbelastung gibt somit an, dass im Gewässer – besonders bei persistenten Stoffen – eine nennenswerte Stofffracht im Gewässer bereits vor der KA-Einleitung vorhanden sein kann.

Zur Beurteilung einer JD- oder ZHK-UQN-Überschreitung wird die Signifikanz ermittelt, die angenommen wird, wenn der Frachtanteil mehr als 50 % entspricht. Die Frachtanteile geben den Quotienten aus der Fracht im KA-Ablauf (PN 2) und der Gesamtfracht im Gewässer unterhalb der KA-Einleitung (PN 3) an. Bei persistenten Stoffen, die ausschließlich über Kläranlagen eingetragen werden, wird dieser Schwellenwert bei einer Vorbelastung ab 100 % erwartet, d. h. die Summe aller oberhalb liegenden KA ist gleich der Anschlussgröße der betrachteten KA.

Liegen die Frachtanteile bei einer Vorbelastung von 100 % unterhalb dieses Signifikanzniveaus von 50 % deutet dies auf einen diffusen Eintrag der Stoffe hin. Bei einem Frachtanteil von mehr als 50 % kann bei punktuell eingetragenen Stoffen von einem Rückhalt im Gewässer ausgegangen werden. Der Vorbelastungsquotient kann somit als Parameter zur Einschätzung der Signifikanz einer Stoffeinleitung genutzt werden.

11.4 Einwohnerdichte

Dass es einen Zusammenhang zwischen der Bevölkerungsdichte und der im Gewässer nachweisbaren Frachtanteile für alle punktuell eingetragenen Stoffe gibt, ist naheliegend und wird bestätigt. Die Einwohnerdichte wird hier als Quotient der Anschlussgrößen-Summe und der Größe des oberirdischen Einzugsgebietes des reduzierten Gewässernetzes an der KA-Einleitung bestimmt. Damit wird ein Parameter, der die stoffliche Belastung beinhaltet, mit einer hydrologischen Größe kombiniert.

11.5 Abwasseranteil

Der Abwasseranteil ist der Quotient aus Jahresabwassermenge und mittlerem Abfluss im Gewässer (MQ, bezogen auf ein ganzes Jahr). Er kann im Gewässer dazu dienen, Gewässerabschnitte mit einer möglichen Überschreitung einer JD-UQN (oder eines Vorschlages) zu identifizieren. Da aber andere Einflüsse wie eine Vorbelastung des Gewässers oder ein möglicher Abbau im Gewässer mit diesem Modell nicht berücksichtigt werden, ist es nur bedingt aussagekräftig. Auch ist es für überwiegend diffus eingetragene Stoffe (s. hierzu Stoffklassen) nicht

sinnvoll anwendbar. Überschlüssig wurde aber festgestellt, dass ein Abwasseranteil von mindestens 2,5 % dazu geeignet ist, einen signifikanten Beitrag zur Überschreitung einer JD-UQN bzw. eines Vorschlages zu bedingen. Dieses trifft umso mehr zu, wenn die Vorbelastung im Gewässer gering ist. Dieser Ansatz könnte helfen, relevante kleine Kläranlagen (< 5.000 EW) *a priori* zu identifizieren.

12 Empfehlungen

12.1 Empfehlungen für nachfolgende Messprogramme

Die in der Studie verwendete Methode hat sich grundsätzlich als geeignet für die Feststellung der Stoffkonzentrationen und der Frachtanteile zur Beurteilung der Signifikanz erwiesen. Bei spezifischen Konstellationen ist allerdings eine Anpassung des Messprogramms erforderlich. Aus den Erfahrungen der aktuellen Studie werden daher Empfehlungen für nachfolgende Messprogramme abgeleitet.

SBR/ Schönungsteiche

Die Probenahme bei SBR-Reaktoren mit einem diskontinuierlichen Abfluss bedarf besonderer Planung, um eine repräsentative Probenahme zu gewährleisten. Insbesondere wenn SBR-Anlagen nicht über einen Ausgleichsbehälter oder einen Schönungsteich verfügen, ist eine Frachtbestimmung schwierig und eine Massenbilanzierung mit den hier zugrunde gelegten Methoden sowie ein Abgleich mit JD- oder ZHK-UQN scheint aufgrund von Über-/Unterschätzungen der Konzentrationen im Gewässer fehlerbehaftet.

Es wäre eine Anpassung der Probenahmestrategie zu empfehlen. Eine durchflussproportionale Mischprobe mit zeitgleicher kontinuierlicher Abflussmessung wäre zielführend, was einen deutlich höheren Personalaufwand und auch einen höheren Investitionsaufwand zur Folge hätte. Alternativ könnte eine Bilanzierung anhand vieler Einzelproben (z. B. mehrere aufeinanderfolgender 1h-Mischproben) bei jeweils paralleler Abflussmessung erfolgen. Diese Variante hätte zwar höhere Analysekosten zur Folge. Zugleich wären die Investkosten geringer. Daher kommt diese Lösung nur infrage, wenn wenige Kläranlagen auf diese Weise untersucht werden sollen.

Marschgebiete

In den Marschgebieten mit sehr geringem Gefälle hängt die Fließrichtung nicht ausschließlich von der Topografie, sondern ggf. auch von der Tide ab. Die Fließrichtung kann sich bei langanhaltendem Tidehochwasser oder hohem Tideniedrigwasser umkehren bzw. der Abfluss kann zum Erliegen kommen. Die Beprobung des Gewässers ist dann nur bedingt sinnvoll, da die aus der KA emittierten Stofffrachten sich dann nicht linear im Gewässer unterhalb der KA ausbreiten, sondern sich im Umfeld der Einleitung ober- und unterwasserseitig ausbreiten und akkumulieren können. Ein Abgleich mit JD- oder ZHK-UQN ist dann nur bedingt sinnvoll. Die Probenahmestrategie wäre für diese Situation anzupassen.

Sinnvoll wäre mindestens eine 12h-Mischprobe (zeitproportional über die Dauer wenigstens einer Tidedauer) im Gewässer und im KA-Ablauf sowie eine kontinuierliche Durchflussmessung. Eine durchflussproportionale Mischprobe ist kritisch zu sehen, da der Abfluss z. T. zum Erliegen kommt bzw. sich umkehren kann. Ideal, aber wohl am aufwendigsten, wäre eine ereignisgesteuerte Probenahme, die nur bei einem Abfluss in Richtung der Vorflut eine durchflussproportionale Probenahme erzwingt. Idealerweise würde die Probenahme dann mit mehreren aufeinander folgenden 1h-Mischproben erfolgen. Das ist wohl die aufwendigste Variante, aber vielleicht die einzige die eine sichere Beurteilung der Wasserqualität nach OGewV in Bezug auf die Überschreitung einer JD-UQN ermöglicht. Es wird daher empfohlen für diese Fälle (alle Kläranlageneinleitungen in den Marschgebieten an der Westküste) eine angepasste Probenahmestrategie zu entwickeln.

Seen

Die berücksichtigten Seen wurden ein- oder zweimal jeweils an der tiefsten Stelle in unterschiedlichen Tiefen beprobt. Es wurden im Vergleich zu den Fließgewässern relativ wenige Spurenstoffe oberhalb der BG detektiert. Überschreitungen einer JD-UQN (oder eines Vorschlages) kommen vergleichsweise selten vor. ZHK-UQN werden gar nicht überschritten. Dieses kann entweder auf eine relativ hohe Verdünnung im See bzw. einem in allen Fällen relativ niedrigen Abwasseranteil liegen sowie an einem über die Dauer der Verweilzeit (z.T. mehrere Jahre) andauernden biologischen oder photolytischen Abbau.

Es wird daher für die Seen eine qualitative und quantitative Erfassung wenigstens der oberirdischen Zuflüsse in die Seen empfohlen. Nur so lassen sich weitere Aussagen über die Persistenz (bzw. Anreicherung im See) oder einen Abbau erzielen. Mit der in dieser Studie angewandten Methode wurde kein Zusammenhang zwischen Kläranlagen-Einleitungen und Konzentrationen im See ermittelt, eine Signifikanz von Kläranlagen für einzelne Stoffeinträge konnte nicht zugerechnet werden.

Seen, die über Fließgewässer miteinander verbunden sind, können überdies einen erheblichen Einfluss auf die im reduzierten Gewässernetz festzustellenden Stoffkonzentrationen und -frachten haben (z.B. der Einfluss des Mözener Sees oder der Plöner Seen im Verlauf der Schwentine). Zum einen können Seen eine Senke für Spurenstoffe sein, da sie den photolytischen Abbau begünstigen können. Andererseits muss angenommen werden, dass Seen zugleich auch eine Quelle von Stoffen sein können, die atmosphärisch transportiert und dann trocken oder nass direkt im See deponiert werden. Für ein besseres Verständnis dieser Prozesse in den vielen Seen Schleswig-Holsteins wird in entsprechendes Messprogramm empfohlen. Zu prüfen wären z. B. ob erhöhte Frachten entsprechender Stoffe vom Anteil von See-Oberflächen (oder anderen Nutzungen) im Einzugsgebiet abhängt.

Diffuser Eintrag zwischen PN 1 und PN 3

Es lässt sich feststellen, dass sich ein (diffuser) Eintrag von Stofffrachten zwischen den Probenahmestellen auch bei Einhaltung einer für die vollständige Durchmischung erforderlichen Fließstrecke deutlich bemerkbar machen kann. Insbesondere bei diffus eingetragenen Stoffen kann die Herkunft nicht immer festgestellt werden. Nicht in allen Fällen hängen diese Stoffeinträge unmittelbar vom Niederschlag ab. Probenahmestellen sind daher mit Sorgfalt zu wählen. Umstände, die einen Einfluss auf die Stofffrachten haben können, sind vor Ort an jedem Mess-tag kritisch zu beobachten und zu bewerten.

12.2 Allgemeine Empfehlungen

Über die Empfehlungen für nachfolgende Messprogramme hinaus geben die Autoren weitere Empfehlungen, die hinsichtlich einer Ausbreitung von Spurenstoffen beachtet werden sollten. Die genannten Problemstellungen wurden im Rahmen der vorliegenden Studie offenbar.

Klärschlammausbringung

Die Projektdaten deuten darauf hin, dass die Ausbringung von Klärschlamm potentiell z. T. erheblich zur (Vor-) Belastung der Gewässer beitragen können. Die Validierung dieses Zusammenhangs ist derzeit nicht möglich..

Aufgrund der möglichen Stoffeinträge in die Gewässer (und zugleich möglicherweise ins Grundwasser), die zur Überschreitung von UQN führen können, sowie der zugleich ausgebrachten Mikroplastiken und (multiresistenten) Keime wird eine weitergehende

Untersuchung empfohlen, die die Klärschlammausbringung für Kläranlagen < 50.000 EW untersucht.

SBR-Anlagen/ Ausgleichsbehälter

Auch wenn dies durch die Untersuchungsergebnisse dieser Studie nicht unmittelbar belegt wird, so wird empfohlen, für alle SBR-Anlagen einen Ausgleichsbehälter oder einen Schönungsteich vorzusehen. Andernfalls führt die diskontinuierliche Einleitung des Klarwassers während der Dekantierphasen zu einem erhöhten hydraulischen und stofflichen Stress im Gewässer, der das aquatische Ökosystem unnötig belastet. Unter anderem hat dieses zur Folge, dass kurzzeitig sehr hohe Stoffkonzentrationen erreicht werden können und damit möglicherweise ZHK-UQN überschritten werden könnten. Mit der in dieser Studie angewandten Probenahmestrategie konnte diese Phänomen allerdings nicht festgestellt werden.

Veterinärmedizin/ Tiermast

Es liegen keine Daten vor, die eine Frachtabschätzung der in der Veterinärmedizin verwendeten Arzneistoffe oder sonstiger Nahrungsergänzungsmittel (z. B. synthetische Süßstoffe) erlauben würden. Es liegen wenige Daten über die tatsächliche Gabe bzw. den Verbrauch dieser Stoffe vor. Noch weniger ist über den mit dem Wirtschaftsdünger (Gülle) ausgebrachten Anteil bekannt. Die über diesen Pfad auch über das Grundwasser/ den Basisabfluss in die Gewässer eingetragenen Stofffrachten können daher im Maximalfall identifiziert, in keinem Fall aber abgeschätzt werden. Im Rahmen der Auswertung der vorliegenden Studie wurden z. T. signifikante Frachtanteil von Stoffen, die zunächst eine ausschließlich menschlichen Applikation zugeordnet wären (Acesulfam-K, Metformin), dem diffusen Eintrag in die Gewässer zugerechnet. Dieser Eintragspfad ist vermutlich eine Folge intensiver Tierhaltung. Erfolgt für derlei Stoffe keine Erfassung und Quantifizierung sowie nötigenfalls eine Regulierung dieser Stoffströme, könnte selbst eine flächendeckende Einführung der sog. 4. Reinigungsstufe nicht zur Einhaltung der UQN im Gewässer führen.

Vor dem Hintergrund einer starken Fokussierung auf die Kläranlagen zur Verbesserung der Gewässerqualität wird empfohlen, parallel auch den Einsatz sowie die Ausbringung von Spurenstoffen in der Landwirtschaft nicht aus dem Blick zu behalten. Es wird daher eine zentrale Datenbank empfohlen, in dem die in der Veterinärmedizin und in der Tiermast eingesetzten Stoffe nach Art und Menge erfasst werden. Zudem ist ein Kataster der Flächen, auf denen der Wirtschaftsdünger mit den vermeintlich enthaltenen Inhaltsstoffen ausgebracht wird, empfohlen.

Konzept der UQN mit Signifikanzschwelle

Geltendes Recht nach OGewV sieht vor, dass die Gewässer vor dem Hintergrund definierter UQN bewertet werden. Kläranlagen-Einleitungen werden nach dem vorliegenden Untersuchungs-Konzept dann als potentiell signifikant eingestuft, wenn ihr Frachtanteil, der zur Überschreitung der UQN führt, 50 % übersteigt. Für diese Kläranlagen wäre im ersten Schritt ein weitergehendes Monitoring zu prüfen und, anhängig von dessen Ergebnis, ggf. eine erweiterte Verfahrenstechnik (4. Reinigungsstufe) anzudenken.

Die Bewertung des chemischen und ökologischen Zustandes nach WRRL erfolgt nur im reduzierten Gewässernetz, das heißt für Gewässerabschnitte, die eine Einzugsgebietsgröße von wenigstens 10 km² aufweisen. Tatsächlich leiten viele der auch in dieser Studie berücksichtigten Kläranlagen in Einleitgewässer ein, die z. T. erst nach mehreren Kilometern in das reduzierte Gewässernetz münden. Hinzu kommen viele kleine Kläranlagen (< 5.000 EW), die bisher nicht berücksichtigt wurden. Eine Bewertung entsprechender Gewässerabschnitte, die

wesentlich für das Wiederbesiedlungspotential und damit für die Erfolgsaussichten von Renaturierungsmaßnahmen ist, erfolgt bisher nicht. Da in den betroffenen Gewässerabschnitten der Abwasseranteil aber z. T. sehr hoch sein dürfte, ist eine regelhafte Überschreitung von JD-UQN zu erwarten. Gewässer (überwiegend Gräben) außerhalb des (mitunter schon trockenfallenden) reduzierten Gewässernetzes, das nach WRRL bewertet wird, können ökologisch so wertvoll sein, dass für sie gleiche Anforderungen gelten. Sie werden daher z.T. bereits in landeseigenen Untersuchungs- und Maßnahmenkonzepten berücksichtigt.

Es wird dennoch empfohlen, in einem ersten Schritt auf Basis einer GIS-basierten Ermittlung des Abwasseranteils unter Berücksichtigung aller Kläranlagen (GK 1 bis 5) besonders kritische Gewässerabschnitte flächendeckend für Schleswig-Holstein zu identifizieren.

Erweiterung des Gewässerschutzkonzeptes

Die Gefährdung der Gewässer wird vermutlich chronisch unterschätzt, da gemäß WRRL lediglich die Messwerte einzelner Stoffe mit UQN verglichen werden. Es ist aber unerlässlich, das Zusammenwirken von Stoffen ebenfalls zu betrachten. Hier sind keine wissenschaftlichen Ursache-Wirkung-Beziehungen von Stoffkombinationen bzw. Stoffgruppierungen bekannt. Reduzieren sich z. B. die UQN-Werte bei Vorhandensein eines weiteren Stoffes oder weiterer Stoffe? Diese Fragestellung ist nicht nur hochgradig komplex und damit aufwendig nachzuweisen, sondern vermutlich genauso relevant wie die Betrachtung einzelner Stoffe. Dies lässt sich allein aus der Betrachtung von Wechselwirkungen bzw. Nebenwirkungen von Arzneistoffen auf den Menschen ableiten.

Aus diesem Grund wird hier dringend vorgeschlagen, auf Bundesebene zusätzlich ein Vorsorgekonzept einzuführen, um den Schaden auf die Gewässerbiozönose möglichst klein zu halten. Bis zum Nachweis möglicher Ursache-Wirkung-Beziehungen von Stoffkombinationen bzw. Stoffgruppierungen müsste das Vorsorge-Konzept beinhalten, dass an jeder Einleitungsstelle die beste verfügbare Abwasserreinigungstechnik eingesetzt wird. Dadurch würde wertvolle Zeit gewonnen, die wissenschaftlichen Erkenntnisse bzgl. des Zusammenwirkens von Stoffen zu vervollständigen. Gleichzeitig könnten die Gewässerschäden so klein wie möglich gehalten werden. Zugleich könnten zu erwartende Probleme, die aus der Einleitung der in dieser Studie nicht berücksichtigten Mikroplastiken und (multi-) resistenten Keime resultieren können, minimiert werden. Es wird daher grundsätzlich empfohlen, bei notwendiger Einführung der sog. 4. Reinigungsstufe nicht nur die Elimination von Spurenstoffen, sondern auch die Elimination von Keimen und den Rückhalt von Mikroplastiken zu berücksichtigen.

TEIL V - LITERATURVERZEICHNIS

- Adler, Peter; Steger-Hartmann, Thomas; Kalbfus, Wolfgang (2001): Vorkommen natürlicher und synthetischer östrogenen Steroide in Wässern des süd- und mitteldeutschen Raumes. In: *Acta hydrochim. hydrobiol.* 29 (4), S. 227. DOI: 10.1002/1521-401X(200111)29:4<227::AID-AHEH227>3.0.CO;2-R.
- Aktories, Klaus; Förstermann, Ulrich; Hofmann, Franz; Starke, Klaus (Hg.) (2017): Allgemeine und spezielle Pharmakologie und Toxikologie. Für Studenten der Medizin, Veterinärmedizin, Pharmazie, Chemie und Biologie sowie für Ärzte, Tierärzte und Apotheker. Urban-& Fischer-Verlag. 12. Auflage. München: Elsevier.
- 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(1998100)73:2<93::AID-JCTB910>3.0.CO;2-7.
- Aparicio, Virginia C.; Gerónimo, Eduardo de; Marino, Damián; Primost, Jezabel; Carriquiriborde, 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.
- Arslan-Alaton, I.; Olmez-Hanci, T.; Korkmaz, G.; Sahin, C. (2017): Removal of iopamidol, an iodinated X-ray contrast medium, by zero-valent aluminum-activated H₂O₂ and S₂O₈²⁻. In: *Chemical Engineering Journal* 318, S. 64–75. DOI: 10.1016/j.cej.2016.05.021.
- Bacigalupo, Maria A.; Meroni, Giacomo (2007): Quantitative determination of diuron in ground and surface water by time-resolved fluoroimmunoassay: seasonal variations of diuron, carbofuran, and paraquat in an agricultural area. In: *Journal of agricultural and food chemistry* 55 (10), S. 3823–3828. DOI: 10.1021/jf063442o.
- 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.
- Bartels, Peter; Tümpling, Wolf von (2007): Solar radiation influence on the decomposition process of diclofenac in surface waters. In: *Science of The Total Environment* 374 (1), S. 143–155. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.11.039.
- Bayer, Anne; Asner, Robert; Schüssler, Walter; Kopf, Willi; Weiß, Klaus; Sengl, Manfred; Letzel, Marion (2014): Behavior of sartans (antihypertensive drugs) in wastewater treatment plants, their occurrence and risk for the aquatic environment. In: *Env Sci Poll Res Int* 21 (18), S. 10830–10839. DOI: 10.1007/s11356-014-3060-z.
- Behrendt, J. (2019): Per- und Polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in Hamburg-Aktueller Stand der Untersuchungen, aktuelle Nachweise und Verbesserungspotenziale. Online verfügbar unter https://reposit.haw-hamburg.de/bitstream/20.500.12738/8862/1/behrendtjuliane_geschwaerzt.pdf.
- Beier, Silvio (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. Zugl.: Aachen, Techn. Hochsch., Diss., 2010. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen.

- Belton, Kerry; Schaefer, Edward; Guiney, Patrick D. (2020): A Review of the Environmental Fate and Effects of Acesulfame-Potassium. In: *Integrated environmental assessment and management* 16 (4), S. 421–437. DOI: 10.1002/ieam.4248.
- Berenzen, N.; Hümmer, S.; Liess, M.; Schulz, R. (2003): Pesticide peak discharge from wastewater treatment plants into streams during the main period of insecticide application: ecotoxicological evaluation in comparison to runoff. In: *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 70 (5), S. 891–897. DOI: 10.1007/s00128-003-0066-5.
- Berenzen, Norbert; Lentzen-Godding, Annette; Probst, Michael; Schulz, Holger; Schulz, Ralf; Liess, Matthias (2005): A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. In: *Chemosphere* 58 (5), S. 683–691. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.05.009.
- Bergmann, A.; Fohrmann R.; Weber F.-A. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.
- 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.
- Bester, K. (2003): Triclosan in a sewage treatment process—balances and monitoring data. In: *Water research* 37 (16), S. 3891–3896. DOI: 10.1016/S0043-1354(03)00335-X.
- Bester, Kai (2005): Fate of triclosan and triclosan-methyl in sewage treatment plants and surface waters. In: *Archives of environmental contamination and toxicology* 49 (1), S. 9–17. DOI: 10.1007/s00244-004-0155-4.
- Betts, Kellyn S. (2007): Perfluoroalkyl acids: what is the evidence telling us? In: *Environmental health perspectives* 115 (5), A250-6. DOI: 10.1289/ehp.115-a250.
- Beyer, Karl-Heinz (1990): Bezafibrat. In: Karl-Heinz Beyer (Hg.): Biotransformation der Arzneimittel. 2. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 90–91.
- BfArM (2000): Widerruf von ionischen Röntgenkontrastmitteln (Amidotrizoesäure, Iotalaminsäure) zur intravasalen Anwendung angeordnet. Online verfügbar unter <https://www.bfarm.de/SharedDocs/Risikoinformationen/Pharmakovigilanz/DE/RI/2002minus/RI-asi-ion-roentgenkontrastm-widerruf.html>, zuletzt aktualisiert am 2000, zuletzt geprüft am 12.05.2022.
- Bhatt, Pankaj; Huang, Yaohua; Zhang, Wenping; Sharma, Anita; Chen, Shaohua (2020): Enhanced Cypermethrin Degradation Kinetics and Metabolic Pathway in *Bacillus thuringiensis* Strain SG4. In: *Microorganisms* 8 (2). DOI: 10.3390/microorganisms8020223.
- BIOSBYTE; HSDB (1995): Iopamidol. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/8075>.
- Björklenius, Berndt; Ripszám, Mátyás; Haglund, Peter; Lindberg, Richard H.; Tysklind, Mats; Fick, Jerker (2018): Pharmaceutical residues are widespread in Baltic Sea coastal and off-shore waters - Screening for pharmaceuticals and modelling of environmental concentrations of carbamazepine. In: *The Science of the total environment* 633, S. 1496–1509. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.276.
- BLAC (2003): Arzneimittel in der Umwelt Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK). Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit. Online verfügbar unter <https://epub.sub.uni-hamburg.de/epub/volltexte/2009/2849/pdf/arznei03.pdf>, zuletzt geprüft am 03.01.2022.

- Bockbrader, H.; Drug Bank (2010): Gabapentin. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://www.drugbank.ca/drugs/DB00996>.
- Boekels, Angelika; Ulf Schulze-Hennings; Christian Maus (2017): Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Münster - Am Loddenbach. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/171203_Machbarkeitsstudie_M%C3%BCnster_Am_Lodenbach/Kurzbericht_M%C3%BCnster_Loddenbach_Druckversion.pdf, zuletzt geprüft am 21.12.2021.
- 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.
- Börner, Horst; Schlüter, Klaus; Aumann, Jens (2009): Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz. 8., überarb. Aufl. 2009. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg (Springer-Lehrbuch). Online verfügbar unter <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:31-epflicht-1527539>.
- 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.
- Brauch (2010): Vorkommen von Xenobiotika in Schwebstoffen und Sedimenten Baden-Württembergs. Unter Mitarbeit von H. J. and Lucas, M. and Sacher, F. (1436-7882).
- 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.
- Brunsch, Andrea F.; Langenhoff, Alette A. M.; Rijnaarts, Huub H. M.; Ahring, Alexander; Ter Laak, Thomas L. (2019): In situ removal of four organic micropollutants in a small river determined by monitoring and modelling. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 252 (Pt A), S. 758–766. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.05.150.
- 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.
- Burkhardt, M.; Junghans, M.; Zuleeg, S.; Boller, M.; Schoknecht, U.; Lamani, X. et al. (2009a): 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.
- Burkhardt, M.; S. Zuleeg; R. Vonbank; R. Haag; M. Boller (2009b): Diffuse Belastung von Regenabwasser durch organische Problemstoffe und offene Fragen zum Regenwasser-Management (70). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/profile/m-burkhardt/publication/292268024_diffuse_belastung_von_regenabwasser_durch_organische_problemstoffe_und_offene_fragen_zum_regenwasser-management.
- Buser, Hans-Rudolf; Poiger, Thomas; Müller, Markus D. (1998): Occurrence and Fate of the Pharmaceutical Drug Diclofenac in Surface Waters: Rapid Photodegradation in a Lake. In: *Environmental science & technology* 32 (22), S. 3449–3456. DOI: 10.1021/es980301x.
- Carazo-Rojas, Elizabeth; Pérez-Rojas, Greivin; Pérez-Villanueva, Marta; Chinchilla-Soto, Cristina; Chin-Pampillo, Juan Salvador; Aguilar-Mora, Paula et al. (2018): Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agro-ecosystem. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 241, S. 800–809. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.06.020.

- 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.
- 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.
- 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.
- CLARA, Manfred (2004): Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe beider biologischen Abwasserreinigung. Hg. v. Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß. Online verfügbar unter <https://repositum.tuwien.at/bitstream/20.500.12708/409/2/Clara%20Manfred%20-%202004%20-%20Das%20Verhalten%20ausgewaehlter%20organischer%20Spurenstoffe%20bei...pdf>, zuletzt geprüft am 23.11.2021.
- Coll, Claudia; Bier, Raven; Li, Zhe; Langenheder, Silke; Gorokhova, Elena; Sobek, Anna (2020): Association between Aquatic Micropollutant Dissipation and River Sediment Bacterial Communities. In: *Environmental science & technology* 54 (22), S. 14380–14392. DOI: 10.1021/acs.est.0c04393.
- 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.
- Cuprys, Agnieszka; Thomson, Paisley; Ouarda, Yassine; Suresh, Gayatri; Rouissi, Tarek; Kaur Brar, Satinder et al. (2020): Ciprofloxacin removal via sequential electro-oxidation and enzymatic oxidation. In: *Journal of hazardous materials* 389, S. 121890. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121890.
- Danner, Marie-Claire; Robertson, Anne; Behrends, Volker; Reiss, Julia (2019): Antibiotic pollution in surface fresh waters: Occurrence and effects. In: *The Science of the total environment* 664, S. 793–804. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.406.
- 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.
- Di Guardo, Andrea; Finizio, Antonio (2018): A new methodology to identify surface water bodies at risk by using pesticide monitoring data: The glyphosate case study in Lombardy Region (Italy). In: *The Science of the total environment* 610-611, S. 421–429. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.049.
- Dieter, Hermann H.; Frank, Dieter; Hermann, Heide; Konietzka, Rainer; Six, Ellen; Stockerl, Rudolf; Trenck, Theo von der (2010): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. NSO-Heterozyklen. Erarbeitet vom Unterausschuss "Geringfügigkeitsschwellenwerte für NSO-Heterozyklen" des Ständigen Ausschusses „Grundwasser und

Wasserversorgung“ der LAWA 2009 / 2010. Online verfügbar unter https://www.umweltministerkonferenz.de/umlbeschluesse/umlaufBericht2011_6.pdf, zuletzt geprüft am 17.02.2022.

DIHK (2020): REACH: Bevorstehende Einordnung von PFBS als SVHC. Online verfügbar unter <https://blog.ostwestfalen.ihk.de/umwelt-energie/reach-bevorstehende-einordnung-von-pfbs-als-svhc/>, zuletzt aktualisiert am 08.03.2022, zuletzt geprüft am 08.03.2022.

Diluk R W Kannangara (2016): The mechanisms of hyperuricaemia and gout, and its treatment with xanthine oxidoreductase inhibitors. A thesis submitted in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. Online verfügbar unter <https://unsworks.unsw.edu.au/fapi/datastream/unsworks:40380/SOURCE02?view=true>, zuletzt geprüft am 24.11.2021.

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.

Drug Bank: Estradiol; Profiles of Drug Substances. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://www.drugbank.ca/drugs/DB00783>.

Drug Bank: Estrone. Online verfügbar unter <https://www.drugbank.ca/drugs/DB00655>.

Drug Bank: Tramadol. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://www.drugbank.ca/drugs/DB00193>.

Dsikowitzky, Larissa (2002): Umweltgeochemische Charakterisierung der niedermolekularen organischen Fracht des Flußsystems Lippe. Von der Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Geowissenschaften der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen. Online verfügbar unter <https://d-nb.info/96943636x/34>, zuletzt geprüft am 07.02.2022.

Eichler, Dörthe; Kumke, Katrin; Roth, Carmen; Höhne, Uwe (2018): Leitfaden zur Hydrometrie des Bundes und der Länder – Pegelhandbuch. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Hg. v. Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. Stuttgart.

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; Ziegler, Katrin (2011): Arzneimittelwirkstoffe, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Abwassereinleitungen und Fließgewässern in Sachsen. Freistaat Sachsen.

Environmental Working Group (2020): Why Are DuPont and Chemours Still Discharging the Most Notorious ‘Forever Chemical’? Online verfügbar unter <https://www.ewg.org/news-insights/news/why-are-dupont-and-chemours-still-discharging-most-notorious-forever-chemical>, zuletzt aktualisiert am 04.03.2022, zuletzt geprüft am 07.03.2022.

EPA, DSSTox; BIOBYTE Starlist (2009): Iomeprol. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://comptox.epa.gov/dashboard/DTXSID1049061>.

EU (2017): VERORDNUNG (EU) 2017/ 1000 DER KOMMISSION - vom 13. Juni 2017 - zur Änderung von Anhang XVII der Verordnung (EG) Nr. 1907/ 2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) betreffend Perfluorooctansäure (PFOA), ihre Salze und PFOA-Vorläuferverbindungen. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R1000&from=DE>, zuletzt geprüft am 07.03.2022.

- EU, 2018/840 (2018): DURCHFÜHRUNGSBESCHLUSS (EU) 2018/840 DER KOMMISSION. zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpoltik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Durchführungsbeschlusses (EU) 2015/495 der Kommission. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018D0840&from=EN>, zuletzt geprüft am 22.12.2021.
- European Commission; Joint Research Centre; Institute for Health and Consumer Protection (2000): Glyphosat. IUCLID-CD-ROM. Hg. v. GESTIS und European Chemicals Bureau. Ispra, Italy. Online verfügbar unter <https://gestis.dguv.de/data?name=490312>.
- 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.
- Fonseca, Eddie; Hernández, Félix; Ibáñez, María; Rico, Andreu; Pitarch, Elena; Bijlsma, Lubertus (2020): Occurrence and ecological risks of pharmaceuticals in a Mediterranean river in Eastern Spain. In: *Environment international* 144, S. 106004. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106004.
- François, Brillet; Armand, Maul; Marie-José, Durand; Thouand, Gérald (2016): From laboratory to environmental conditions: a new approach for chemical's biodegradability assessment. In: *Env Sci Poll Res Int* 23 (18), S. 18684–18693. DOI: 10.1007/s11356-016-7062-x.
- 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).
- Funke, Jan; Prasse, Carsten; Lütke Eversloh, Christian; Ternes, Thomas A. (2015): Oxypurinol - A novel marker for wastewater contamination of the aquatic environment. In: *Water research* 74, S. 257–265. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.007.
- Furtmann et al. (2021): Mitt Umweltchem Ökotox 3/ 2021. Online verfügbar unter https://www.gdch.de/fileadmin/downloads/Netzwerk_und_Strukturen/Fachgruppen/Umweltchemie_Oekotoxikologie/mblatt/2021/b3h321.pdf, zuletzt geprüft am 04.01.2022.
- 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.
- Gan, Zhiwei; Sun, Hongwen; Feng, Biting; Wang, Ruonan; Zhang, Yanwei (2013): Occurrence of seven artificial sweeteners in the aquatic environment and precipitation of Tianjin, China. In: *Water research* 47 (14), S. 4928–4937. DOI: 10.1016/j.watres.2013.05.038.
- Gan, Zhiwei; Sun, Hongwen; Wang, Ruonan; Hu, Hongwei; Zhang, Pengfei; Ren, Xinhao (2014): Transformation of acesulfame in water under natural sunlight: joint effect of photolysis and biodegradation. In: *Water research* 64, S. 113–122. DOI: 10.1016/j.watres.2014.07.002.

- 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.
- Geldsetzer, Felix (2017): Infoblatt Benzo(a)pyren. Online verfügbar unter https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/doc/infoblatt_benzoapyren.pdf, zuletzt geprüft am 19.04.2022.
- GESTIS (2021a): Ammoniumperfluorooctanoat. Online verfügbar unter <https://gestis.dguv.de/data?name=115708>, zuletzt aktualisiert am 14.12.2021, zuletzt geprüft am 07.03.2022.
- GESTIS (2021b): Benzo[k]fluoranthren. Online verfügbar unter <https://gestis.dguv.de/data?name=490187>, zuletzt aktualisiert am 14.12.2021, zuletzt geprüft am 01.03.2022.
- GESTIS (2021c): Fluoranthren. Online verfügbar unter <https://gestis.dguv.de/data?name=030010>, zuletzt aktualisiert am 14.12.2021, zuletzt geprüft am 02.03.2022.
- GESTIS (2021d): GESTIS-Stoffdatenbank. Online verfügbar unter <https://gestis.dguv.de/data?name=530304>, zuletzt aktualisiert am 14.12.2021, zuletzt geprüft am 07.02.2022.
- GESTIS (2021e): Pyren. Online verfügbar unter <https://gestis.dguv.de/data?name=022830>, zuletzt aktualisiert am 14.12.2021, zuletzt geprüft am 02.03.2022.
- GESTIS (2022a): Benzo(a)pyren. Online verfügbar unter [https://www.chemie.de/lexikon/Benzo\(a\)pyren.html](https://www.chemie.de/lexikon/Benzo(a)pyren.html), zuletzt aktualisiert am 28.02.2022, zuletzt geprüft am 28.02.2022.
- GESTIS (2022b): Benzo(b)fluoranthren. Online verfügbar unter <https://gestis.dguv.de/data?name=490186>, zuletzt aktualisiert am 14.12.2021, zuletzt geprüft am 01.03.2022.
- GESTIS (2022c): Melamin-Stoffdatenbank;GHS-Sicherheitsdatenblatt. Hg. v. Thermo Fisher Scientific. Online verfügbar unter <https://gestis.dguv.de/data?name=013360>, zuletzt aktualisiert am 14.12.2021, zuletzt geprüft am 23.02.2022.
- GESTIS; ECHA, Europäische Chemikalienagentur (2021): Acelsulfam-K;Informationen über registrierte Substanzen.
- GESTIS; Merck (2022): Cyclamat,Stoffdatenblatt-033690. Online verfügbar unter https://gestis-api.dguv.de/api/print/de/033690?excluded_chapters=&id=3776242edce524f8d5eab4809696015779f73b3ed5101e6a5da7195e6740b761, zuletzt geprüft am 16.02.2022.
- GESTIS; Sangster, J.: Melamin. Hg. v. LOG KOW Databank und Technical Database Services. Sangster Research Laboratories. Montreal, Canada, New York.
- 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.
- 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.
- Goss, Kai-Uwe (2008): The pKa values of PFOA and other highly fluorinated carboxylic acids. In: *Environmental science & technology* 42 (2), S. 456–458. DOI: 10.1021/es702192c.
- 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.
- Gottschlich, Anne; Dopp, Eike; Narhstedt, Andreas; Wencki, Kristina (2017): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Erprobung einer Biotestbatterie zum Monitoring der Spurenstoffadsorption mit Aktivkohle bei der weitergehenden Abwasserreinigung (BioMon). Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/Az1704020104b_201_Abschlussbericht_BioMon_181121.pdf, zuletzt geprüft am 17.02.2022.
- Götz; Otto; Singer (2015): Überprüfung des Reinigungseffekts. Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffe (34). Online verfügbar unter https://envilab.ch/fileadmin/files/documents/Fachartikel/FA_Aqua_u_Gas_2_2015.pdf, zuletzt geprüft am 15.12.2021.
- Götz, C.; Kase, R.; Ort; Singer, H.; Bergmann, S. (2012): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. Studie im Auftrag des MKULNV-NRW.
- Götz, C. W.; Envilab AG (2012): Mikroverunreinigungen aus Nutztierhaltung. In: *Aqua&Gas* N°11 (52). Online verfügbar unter http://envilab.ch/fileadmin/files/documents/Fachartikel/FA-Mikroverunreinigungen_Nutztierhaltung-2012.pdf, zuletzt geprüft am 22.02.2022.
- Götz, T.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Fuchs, S.; Scherer, U. (2009): Abschätzung der Einträge von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in deutsche Gewässer. In: *Environ Sci Eur* 21 (5), S. 433–442. DOI: 10.1007/s12302-009-0090-0.
- 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/datastream/PDF/view>.

- Guo, Leilei; Dai, Zhiling; Guo, Jingjing; Yang, Wenlong; Ge, Feng; Dai, Yijun (2020): Oligotrophic bacterium *Hymenobacter latericoloratus* CGMCC 16346 degrades the neonicotinoid imidacloprid in surface water. In: *AMB Express* 10 (1), S. 7. DOI: 10.1186/s13568-019-0942-y.
- 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.
- Haakh, Frieder; Eisele, Wolfgang (2017): Das Kennzahlensystem zur Unternehmenssteuerung bei der Landeswasserversorgung. Online verfügbar unter <https://www.lw-online.de/fileadmin/lwonline/redaktion/pdf-dateien/publikationen/schriftenreihe/2017-SR-Beitrag-07.pdf>, zuletzt geprüft am 16.02.2022.
- 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.
- 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.
- Hanselman, Travis A.; Graetz, Donald A.; Wilkie, Ann C. (2003): Manure-borne estrogens as potential environmental contaminants: a review. In: *Environmental science & technology* 37 (24), S. 5471–5478. DOI: 10.1021/es034410.
- 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, Yuan; Wang, Liangjie; Chen, Zhan; Shen, Bo; Wei, Jinshan; Zeng, Ping; Wen, Xianghua (2021): Catalytic ozonation for metoprolol and ibuprofen removal over different MnO₂ nanocrystals: Efficiency, transformation and mechanism. In: *The Science of the total environment* 785, S. 147328. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147328.
- Hegemann, Werner; Busch, Kerstin (2003): Verbundprojekt: Untersuchungen zum Einfluß der Verfahrenstechnik in Kläranlagen auf Eliminierung ausgewählter Östrogene und Xenööstrogene aus dem Abwasser, zuletzt geprüft am 21.02.2022.
- 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).

- Henning, Nina; Kunkel, Uwe; Wick, Arne; Ternes, Thomas A. (2018): Biotransformation of gabapentin in surface water matrices under different redox conditions and the occurrence of one major TP in the aquatic environment. In: *Water research* 137, S. 290–300. DOI: 10.1016/j.watres.2018.01.027.
- Henzler, Aline F.; Greskowiak, Janek; Massmann, Gudrun (2014): Modeling the fate of organic micropollutants during river bank filtration (Berlin, Germany). In: *Journal of contaminant hydrology* 156, S. 78–92. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2013.10.005.
- 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.
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) (2009): Arzneimittel in südhessischen Fließgewässern 2007 / 2008 und 2009.
- Hirsch, Jens; Zadi (2022): Datenblatt PSM - Tachigaren 70 WP. Online verfügbar unter <https://apps2.bvl.bund.de/psm/jsp/DatenBlatt.jsp?kennr=043185-00>, zuletzt aktualisiert am 14.02.2022, zuletzt geprüft am 14.02.2022.
- Hirsch, R.; Ternes, T. A.; Lindart, A.; Haberer, K.; Wilken, R. D. (2000): A sensitive method for the determination of iodine containing diagnostic agents in aqueous matrices using LC-electrospray-tandem-MS detection. In: *Fresenius J Anal Chem* 366 (8), S. 835–841. DOI: 10.1007/s002160051581.
- 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.
- HMDB, Human Metabolome Database: Sotalol. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <http://www.hmdb.ca/metabolites/HMDB0014632>.
- HMDB, Human Metabolome Database (2012): Showing metabocard for Bezafibrate (HMDB0015465). Hg. v. Human Metabolome Database. Online verfügbar unter <https://hmdb.ca/metabolites/HMDB0015465>, zuletzt aktualisiert am 19.03.2022, zuletzt geprüft am 19.03.2022.
- HMDB, Human Metabolome Database (2022): Bezafibrate. Hg. v. PubChem. Human Metabolome Database. Internet. Online verfügbar unter <http://www.hmdb.ca/metabolites/HMDB0015465>.
- Honti, Mark; Bischoff, Fabian; Moser, Andreas; Stamm, Christian; Baranya, Sándor; Fenner, Kathrin (2018): Relating Degradation of Pharmaceutical Active Ingredients in a Stream Network to Degradation in Water-Sediment Simulation Tests. In: *Water Resour. Res.* 54 (11), S. 9207–9223. DOI: 10.1029/2018WR023592.
- Høverstad, T.; Carlstedt-Duke, B.; Lingaas, E.; Norin, E.; Saxerholt, H.; Steinbakk, M.; Midtvedt, T. (1986): Influence of oral intake of seven different antibiotics on faecal short-chain fatty acid excretion in healthy subjects. In: *Scandinavian Journal of Gastroenterology* 21 (8), S. 997–1003. DOI: 10.3109/00365528608996411.
- HSDB (2021): LOGKOW Database. A databank of evaluated octanol-water partition coefficients (Log P). Hg. v. The Hazardous Substances Data Bank (HSDB).
- HSDB; Bhatarai, B.; Gramatica, P.; Rahman MF (2022): Perfluorooctanoic acid. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/9554#section=Solubility>, zuletzt aktualisiert am 07.03.2022, zuletzt geprüft am 07.03.2022.

- HSDB; Caceres-Jensen L (2009): GLYPHOSATE. Hg. v. PubChem und J Environ Qual 38. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3432>.
- HSDB; Chamberlain K (1996): IMIDACLOPRID. Pestic Sci 47. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7373>.
- HSDB; Cheng J (2009): Perfluorooctane sulfonic acid. J Phys Chem A 113(29). Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7099>.
- HSDB; Demaagd, P. G.J. (1998): Benzo(a)pyrene. 17. Aufl. Hg. v. PubChem und Environ Toxicol Chem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/2554>.
- HSDB; Finn, A.; Acta Technol Legis Med (1986): DICLOFENAC. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7234>.
- HSDB; Hansch, C.; Leo, A.; D. Hoekman (1995a): DEET. Exploring QSAR- Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Hg. v. PubChem und American Chemical Society. Washington, DC.
- HSDB; Hansch, C.; Leo, A.; D. Hoekman (1995b): Terbutryn; Exploring QSAR - Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Hg. v. American Chemical Society. Washington, DC. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1525>.
- HSDB; Hansch, C.; Leo, A.; Hoekman, D. (1995c): ESTRADIOL; Exploring QSAR - Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Hg. v. PubChem und American Chemical Society. Washington, DC. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3589>.
- HSDB; Hansch, C.; Leo, A.; Hoekman, D. (1995d): Estrone; Exploring QSAR - Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Hg. v. PubChem und American Chemical Society. Washington, DC. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3324>.
- HSDB; Hansch, C.; Leo, A.; Hoekman, D. (1995e): ETHINYLESTRADIOL; Exploring QSAR - Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Hg. v. PubChem und American Chemical Society. Washington, DC. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3587>.
- HSDB; IARC (1983): FLUORANTHENE; Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. V32. Hg. v. PubChem und World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. Geneva. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/5486>.
- HSDB; Ilchmann A (1993): Mecoprop. Chem Ing Tech 65. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1738>.
- HSDB; MacBean, C. (2008a): IMIDACLOPRID; e-Pesticide Manual. 15th ed., ver. 5.1. Hg. v. PubChem und British Crop Protection Council. Alton, UK. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7373>.
- HSDB; MacBean, C. (2008b): Mecoprop; e-Pesticide Manual. 15th ed., ver. 5.1. Hg. v. PubChem und British Crop Protection Council. Alton, UK. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1738>.
- HSDB; May We (1978): BENZ(A)ANTHRACENE. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/4003>.
- HSDB; May We (1983): Benzo(a)pyrene;. Hg. v. PubChem (J Chem Ref Data 28). Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/2554>.
- HSDB; Nawara, A.; Agric Food Chem (1997): CIPROFLOXACIN. Hg. v. PubChem und J Agric Food Chem (45).

- HSDB; NITE; Chemical Risk Information Platform (2012a): Triclosan; Biodegradation and Bioconcentration. Hg. v. PubChem und Natl Inst Tech Eval. Tokyo, Japan. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7194>.
- HSDB; O'Neil, M. J. (2013): Triclosan; The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. Hg. v. PubChem und Royal Society of Chemistry. The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7194>.
- HSDB; Osol, A.; Hoover, J. E. (1975): SULFAMETHOXAZOLE. Remington's Pharmaceutical Sciences. Hg. v. PubChem und Mack Publishing Co. 15th ed. Easton, Pennsylvania. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3186>.
- HSDB; Pearlman, R. S. (1984): BENZO(K)FLUORANTHENE. 13. Aufl. Hg. v. PubChem und Chem Ref Data. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/6012>.
- HSDB; Sangster, J. (2005): GABAPENTIN. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7364>.
- HSDB; Sangster, J. (2014): VALSARTAN. LOGKOW Database. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7519>.
- HSDB; Sangster, J.; LOGKOW Database (2006): GLYPHOSATE;. A databank of evaluated octanol-water partition coefficients (Log P). Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3432>.
- HSDB; Serjant, E. P.; Dempsey, B. (1979): 1,2,3-Benzotriazole; Ionisation Constants of Organic Acids in Aqueous Solution. IUPAC Chemical Data Series No. 23. Hg. v. PubChem und Pergamon Press. International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC). New York, New York. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/4143>.
- HSDB; SPARC (2006): TEBUCONAZOLE; pKa/property server. Ver 3. Jan, 2006. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7448>.
- HSDB; SPARC (2009): DIATRIZOATE. pka/property server Ver 4.5. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/4042>.
- HSDB; Tomlin CDS (2003): TEBUCONAZOLE; The e-Pesticide Manual: a world compendium. Tebuconazole 13th ed. PC CD-ROM, Version 3.0. Hg. v. PubChem und British Crop Protection Council. Surrey, UK:
- HSDB; Tomlin CDS (2004a): IMIDACLOPRID;. The e-Pesticide Manual, 13th Edition Version 3.1. Hg. v. PubChem und British Crop Protection Council. Surrey UK. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7373>.
- HSDB; Tomlin CDS (2004b): TERBUTRYNE; Terbutryn (886-50-0). In: The e-Pesticide Manual. 13th Edition Version 3.1. Hg. v. PubChem und British Crop Protection Council. Surrey UK. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1525>.
- HSDB; US EPA; EPI, Estimation Program Interface (2012b): Perfluorooctane sulfonic acid;. Ver.4.1. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7099>.
- HSDB; US EPA; EPI, Estimation Program Interface (2012c): Perfluorooctanoic acid. Ver.4.11. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7137>.
- HSDB; Wang, L. (1986): BENZ(A)ANTHRACENE. Hg. v. PubChem und Huanjing Kexue Xuebao. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/4003>.

- HSDB; Weber, J. B. (1970): MELAMINE. Res Rev 32. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/2648>.
- HSDB; Yalkowsky, S. H.; Dannenfelser, R. M. (1992): IBUPROFEN. Ver 5. Tucson, AZ. Hg. v. PubChem und Univ AZ, College of Pharmacy. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3099>.
- HSDB; Yalkowsky, S. H.; He, Yan (2003a): ESTRADIOL; Handbook of Aqueous Solubility Data. Hg. v. PubChem und CRC Press LLC. An Extensive Compilation of Aqueous Solubility Data for Organic Compounds Extracted from the AQUASOL dATABASE. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3589>.
- HSDB; Yalkowsky, S. H.; He, Yan (2003b): ETHINYLESTRADIOL; Handbook of Aqueous Solubility Data. Hg. v. PubChem und CRC Press LLC. An Extensive Compilation of Aqueous Solubility Data for Organic Compounds Extracted from the AQUASOL dATABASE. Boca Raton, FL. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3587>.
- HSDB; Yalkowsky, S. H.; He, Yan (2003c): Terbutryn; Handbook of Aqueous Solubility Data. An Extensive Compilation of Aqueous Solubility Data for Organic Compounds Extracted from the AQUASOL dATABASE. Hg. v. PubChem und CRC Press LLC. Boca Raton, FL. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1525>.
- HSDB; Yalkowsky, S. H.; He, Yan; Jain, P. (2010a): BENZO(B)FLUORANTHENE; Handbook of Aqueous Solubility Data Second Edition. Hg. v. PubChem und CRC Press. Boca Raton, FL. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/4035>.
- HSDB; Yalkowsky, S. H.; He, Yan; Jain, P. (2010b): Triclosan;. Handbook of Aqueous Solubility Data Second Edition. Hg. v. PubChem und CRC Press. Boca Raton, FL. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7194>.
- HSDB; Zeng, G. (2006): Bisphenol A. Chemosphere 65. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/513>.
- Hu, Jianying; Cheng, Shuijie; Aizawa, Takako; Terao, Yoshiyasu; Kunikane, Shoichi (2003): Products of aqueous chlorination of 17beta-estradiol and their estrogenic activities. In: *Environmental science & technology* 37 (24), S. 5665–5670. DOI: 10.1021/es034324.
- Huang, Yuanxing; Liang, Manli; Ma, Luming; Wang, Yaowei; Zhang, Daofang; Li, Liang (2021): Ozonation catalysed by ferrosilicon for the degradation of ibuprofen in water. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 268 (Pt A), S. 115722. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115722.
- Hulscher, Th.E.M. ten; Cornelissen, G. (1996): Effect of temperature on sorption equilibrium and sorption kinetics of organic micropollutants - a review. In: *Chemosphere* 32 (4), S. 609–626. DOI: 10.1016/0045-6535(95)00345-2.
- 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.
- IFA (2022): Stoffdatenblatt-102496 5-Methyl-1H-benzotriazol -Methyl-1H-benzotriazol. Online verfügbar unter https://gestis-api.dguv.de/api/print/de/102496?excluded_chapters=&id=699b3428de469130efcf991be35d65b3367adc567f12b4b5745c8ba9851f3b0f, zuletzt geprüft am 17.02.2022.
- Ivanová, Lucia; Fáberová, Milota; Mackul'ak, Tomáš; Grabic, Roman; Bodík, Igor (2017): Estimation of amount of selected pharmaceuticals sorbed onto digested sludge from wastewater treatment plant Bratislava-Petržalka. In: *Environmental research* 155, S. 31–35. DOI: 10.1016/j.envres.2017.02.001.

- Ivašėkin, 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.
- Jakimska, A.; Śliwka-Kaszyńska, M.; Reszeczyńska, J.; Namieśnik, J.; Kot-Wasik, A. (2014): Elucidation of transformation pathway of ketoprofen, ibuprofen, and furosemide in surface water and their occurrence in the aqueous environment using UHPLC-QTOF-MS. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 406 (15), S. 3667–3680. DOI: 10.1007/s00216-014-7614-1.
- 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; Baur, Nina; Böckelmann, Uta; Dünnbier, Uwe; Eckhardt, Alexander; Gnirß, Regina; et al. (2016): 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; Zietzschmann, Frederik; Stapf, Michael; Sperlich, Alexander; Ruhl, Aki Sebastian; Miehe, Ulf; Gnirß, Regina (Hg.) (2018): TestTools – Entwicklung und Validierung von schnellen Testmethoden zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des urbanen Wasserkreislaufs. Technische Universität Berlin. Berlin: Universitätsverlag der TU Berlin.
- Jeon, Hee-Kyung; Chung, Yong; Ryu, Jae-Chun (2006): Simultaneous determination of benzo-phenone-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.; HSDB (2002): METFORMIN. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7080>.
- JONES, O.; Voulvoulis, N.; LESTER, J. (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.
- 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; Buerge, Ignaz J.; Hauser, Andrea; Müller, Markus D.; Poiger, Thomas (2008): Azole fungicides: occurrence and fate in wastewater and surface waters. In: *Environmental science & technology* 42 (19), S. 7193–7200. DOI: 10.1021/es8009309.
- 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.
- Kanyika-Mbewe, Charity; Thole, Benard; Makwinja, Rodgers; Kaonga, Chikumbusko Chiziwa (2020): Monitoring of carbaryl and cypermethrin concentrations in water and soil in Southern Malawi. In: *Environmental monitoring and assessment* 192 (9), S. 595. DOI: 10.1007/s10661-020-08557-y.
- 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.
- 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.
- Khan, S. J.; Ongerth, J. E. (2002): Estimation of pharmaceutical residues in primary and secondary sewage sludge based on quantities of use and fugacity modelling. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 46 (3), S. 105–113. DOI: 10.2166/wst.2002.0065.
- Kimura, Katsuki; Hara, Hiroe; Watanabe, Yoshimasa (2007): Elimination of selected acidic pharmaceuticals from municipal wastewater by an activated sludge system and membrane bioreactors. In: *Environmental science & technology* 41 (10), S. 3708–3714. DOI: 10.1021/es061684z.
- 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.
- Klasmeier, J.; Kehrein N.; Berlekamp J.; Matthies M. (2011): Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern. Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. USF - Institut für. Osnabrück.
- Knapp, Holger (2009): Lebensmittel: Melamin. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. Online verfügbar unter https://www.lgl.bayern.de/lebensmittel/chemie/toxische_reaktionsprodukte/melamin/, zuletzt aktualisiert am 23.02.2022, zuletzt geprüft am 23.02.2022.
- Knepper, T.P; Pilz, N.; Seel, P. (1996): Das Insektenrepellent Diethyltoluamid (DEET): Ein neuer Problemstoff für die Wasserwerke? Hg. v. ARW Jahresbericht.
- 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.
- Kondor, Attila Csaba; Molnár, Éva; Jakab, Gergely; Vancsik, Anna; Filep, Tibor; Szeberényi, József et al. (2022): Pharmaceuticals in water and sediment of small streams under the pressure of urbanization: Concentrations, interactions, and risks. In: *The Science of the total environment* 808, S. 152160. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152160.

- 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.
- Kråkström, Matilda; Saeid, Soudabeh; Tolvanen, Pasi; Kumar, Narendra; Salmi, Tapio; Kronberg, Leif; Eklund, Patrik (2020): Ozonation of carbamazepine and its main transformation products: product determination and reaction mechanisms. In: *Env Sci Poll Res Int* 27 (18), S. 23258–23269. DOI: 10.1007/s11356-020-08795-0.
- 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.
- 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.
- Kuch, H. M.; Ballschmiter, K. (2001): Determination of endocrine-disrupting phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRGC-(NCI)-MS in the picogram per liter range. In: *Environmental science & technology* 35 (15), S. 3201–3206. DOI: 10.1021/es010034m.
- Kuckelkorn (2020): Liste GOW Stoffe. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5620/dokumente/listegowstoffehnepsm-20200728-homepage_kopie_0.pdf, zuletzt geprüft am 24.12.2021.
- Kunkel, Uwe; Radke, Michael (2012): Fate of pharmaceuticals in rivers: Deriving a benchmark dataset at favorable attenuation conditions. In: *Water research* 46 (17), S. 5551–5565. DOI: 10.1016/j.watres.2012.07.033.
- 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).
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt and Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (2006): 2. Bericht zum Sondermessprogramm Arzneistoffe im Grundwasser, in Fließgewässern und in Zu- und Abläufen von kommunalen Kläranlagen des Landes Sachsen-Anhalt (Zeitraum 2004 bis 2005).
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg; Baden-Württemberg (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. Stand: August 2014. Karlsruhe: LUBW Landesanstalt für Umwelt Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- 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.
- Larson, Robert J.; Cowan, Christina E. (1995): Quantitative application of biodegradation data to environmental risk and exposure assessments. In: *Environ Toxicol Chem* 14 (8), S. 1433–1442. DOI: 10.1002/etc.5620140821.

- Launay, M.; Kuch, B.; Dittmer, U.; H Steinmetz (2013): Auswahl organischer Spurenstoffe als Indikatoren zur Bewertung von Gewässerqualität bei Regenwetter. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/profile/marie-alexandra-launay/publication/280524403_auswahl_organischer_spurenstoffe_als_indikatoren_zur_bewertung_von_gewasserqualitat_bei_regenwetter.
- Layton, A. C.; Gregory, B. W.; Seward, J. R.; Schultz, T. W.; Sayler, G. S. (2000): Mineralization of Steroidal Hormones by Biosolids in Wastewater Treatment Systems in Tennessee U.S.A. In: *Environmental science & technology* 34 (18), S. 3925–3931. DOI: 10.1021/es9914487.
- Lehnberg, Kai Werner (2010): Einfluss von biogenen Wasserinhaltsstoffen auf die Eliminierung von 17[alpha]-Ethinylestradiol, Bisphenol A und Ciprofloxacin durch Adsorption an Pulveraktivkohle. Zugl.: Aachen, Techn. Hochsch., Diss., 2010. Aachen: Shaker (Akademische Edition Umweltforschung, 46). Online verfügbar unter <https://publications.rwth-aachen.de/record/63821/files/3450.pdf>, zuletzt geprüft am 21.02.2022.
- Lesjean, B.; Gnirss, R.; Buisson, H.; Keller, S.; Tazi-Pain, A.; Luck, F. (2005): Outcomes of a 2-year investigation on enhanced biological nutrients removal and trace organics elimination in membrane bioreactor (MBR). In: *Water Sci Technol* 52 (10-11), S. 453–460. DOI: 10.2166/wst.2005.0723.
- LfU (2009): Arzneimittelwirkstoffe und ausgewählte Metaboliten.. Untersuchungen in bayerischen Gewässern 2004 - 2008. Hg. v. Germany. Augsburg. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- lfulg (2007): Arzneimittelwirkstoffe: Arzneimittelwirkstoffe in Abwassereinleitungen und Gewässern in Sachsen. Berichtigte Fassung 2007. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- LHW (2010): 3. Bericht zum Messprogramm Arzneistoffe im Grundwasser, in Fließgewässern und in Zu- und Abläufen von kommunalen Kläranlagen des Landes Sachsen-Anhalt (2006 bis 2007). Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt and Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- Li, Chengliang; Ji, Rong; Schäffer, Andreas; Sequaris, Jean-Marie; Amelung, Wulf; Vereecken, Harry; Klumpp, Erwin (2012): Sorption of a branched nonylphenol and perfluorooctanoic acid on Yangtze River sediments and their model components. In: *J. Environ. Monit.* 14 (10), S. 2653–2658. DOI: 10.1039/C2EM30394A.
- Li, Dandan; Yao, Yiming; Sun, Hongwen (2021): Emission and Mass Load of Artificial Sweeteners from a Pig Farm to Its Surrounding Environment: Contribution of Airborne Pathway and Biomonitoring Potential. In: *Environmental science & technology* 55 (4), S. 2307–2315. DOI: 10.1021/acs.est.0c05326.
- Li, Dandan; Yao, Yiming; Sun, Hongwen; Wang, Yu; Pu, Jian; Calderón, Raul et al. (2020): Artificial Sweeteners in Pig Feed: A Worldwide Survey and Case Study in Pig Farms in Tianjin, China. In: *Environmental science & technology* 54 (7), S. 4059–4067. DOI: 10.1021/acs.est.9b06853.
- Liang, Shun-Hsin (2019): Ein neuartiger Ansatz für die Analyse ultrakurzkettiger PFAS in Wasserproben. Gleichzeitige Direktanalyse ultrakurzkettiger, alternativer und traditioneller PFAS. Online verfügbar unter <https://www.restekgmbh.de/sites/default/files/downloads/evan3220a-de.pdf>, zuletzt geprüft am 09.03.2022.
- Lipthay, Julia R. de; Sørensen, Sebastian R.; Aamand, Jens (2007): Effect of herbicide concentration and organic and inorganic nutrient amendment on the mineralization of mecoprop, 2,4-D and 2,4,5-T in soil and aquifer samples. In: *Environmental Pollution* 148 (1), S. 83–93. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.11.005.

- Liu, Shuyu; Yang, Renjun; Yin, Nuoya; Faiola, Francesco (2020): The short-chain perfluorinated compounds PFBS, PFHxS, PFBA and PFHxA, disrupt human mesenchymal stem cell self-renewal and adipogenic differentiation. In: *Journal of Environmental Sciences* 88, S. 187–199. DOI: 10.1016/j.jes.2019.08.016.
- 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.
- 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.
- Luo, Jingyang; Wu, Lijuan; Chen, Yinguang; Feng, Leiyu; Cao, Jiashun (2019): Integrated approach to enhance the anaerobic biodegradation of benzo[a]anthracene: A high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbon in sludge by simultaneously improving the bioavailability and microbial activity. In: *Journal of hazardous materials* 365, S. 322–330. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.11.012.
- Lv, Jia; Chang, Hong; Wang, Yu; Wang, Mingming; Xiao, Jianru; Zhang, Qiang; Cheng, Yiyun (2015): Fluorination on polyethylenimine allows efficient 2D and 3D cell culture gene delivery. In: *Journal of materials chemistry. B* 3 (4), S. 642–650. DOI: 10.1039/C4TB01447B.
- Ma, Ling; Liu, Yarui; Xu, Jiayao; Sun, Hongwen; Chen, Hao; Yao, Yiming et al. (2017): Mass loading of typical artificial sweeteners in a pig farm and their dissipation and uptake by plants in neighboring farmland. In: *The Science of the total environment* 605–606, S. 735–744. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.027.
- Ma, Ruixue; Qu, Han; Wang, Bin; Wang, Fang; Yu, Gang (2020): Widespread monitoring of chiral pharmaceuticals in urban rivers reveals stereospecific occurrence and transformation. In: *Environment international* 138, S. 105657. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105657.
- Mackay, Donald; Shiu, Wan Ying (1992): Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Boca Raton: Lewis.
- Magram, Saleh F. (2014): Removal of Benzo[a]pyrene from Wastewater Using a Sequencing Anoxic/anaerobic-aerobic Membrane Bioreactor: Effect of SRT. In: *J. of Environmental Science and Technology* 8 (1), S. 35–41. DOI: 10.3923/jest.2015.35.41.
- Mandal, Abhishek; Singh, Neera (2017): Optimization of atrazine and imidacloprid removal from water using biochars: Designing single or multi-staged batch adsorption systems. In: *International journal of hygiene and environmental health* 220 (3), S. 637–645. DOI: 10.1016/j.ijheh.2017.02.010.
- Maniak, Ulrich (2016): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

- Marco Scheurer; Amandine Michel; Heinz-Jürgen Brauch; Wolfgang Ruck; Frank Sacher (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.
- 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, Anjoys; 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.
- Marino, D.; Ronco, A. (2005): Cypermethrin and chlorpyrifos concentration levels in surface water bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. In: *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 75 (4), S. 820–826. DOI: 10.1007/s00128-005-0824-7.
- McFarland, J. W.; Berger, C. M.; Froshauer, S. A.; Hayashi, S. F.; Hecker, S. J.; Jaynes, B. H. et al. (1997): Quantitative structure-activity relationships among macrolide antibacterial agents: in vitro and in vivo potency against *Pasteurella multocida*. In: *Journal of medicinal chemistry* 40 (9), S. 1340–1346. DOI: 10.1021/jm960436i.
- McKinstry, Doris; Rommel, Alan; Sugerman, A. (1984): Pharmacokinetics, Metabolism, and Excretion of Iopamidol in Healthy Subjects. In: *Investigative Radiology* 19 (5), S. 171–174.
- MedLexi (2021): Estron - Funktion & Krankheiten | MedLexi.de. Online verfügbar unter <https://medlexi.de/Estron>, zuletzt aktualisiert am 14.11.2021, zuletzt geprüft am 22.02.2022.
- Merck & Co (2013): The Merck index. An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. 15. ed. Cambridge: RSC Publ. Royal Soc. of Chemistry. Online verfügbar unter <http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy1404/2013444070-d.html>.
- 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.
- Miceli, Diego Daniel; Vidal, Patricia Noemi; Batter, María Fernanda Cabrera; Pignataro, Omar; Castillo, Victor Alejandro (2018): Metformin reduces insulin resistance and the tendency toward hyperglycaemia and dyslipidaemia in dogs with hyperadrenocorticism. In: *Open veterinary journal* 8 (2), S. 193–199. DOI: 10.4314/ovj.v8i2.13.
- 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 - Kläranlagen und Raumfilter -. Unter Mitarbeit von Technische Universität Berlin und Martin Jekel.

- Moreno-González, David; Lara, Francisco J.; Jurgovská, Nikola; Gámiz-Gracia, Laura; García-Campaña, Ana M. (2015): Determination of aminoglycosides in honey by capillary electrophoresis tandem mass spectrometry and extraction with molecularly imprinted polymers. In: *Analytica chimica acta* 891, S. 321–328. DOI: 10.1016/j.aca.2015.08.003.
- Morgenschweis, Gerd (2018): Hydrometrie. Theorie und Praxis der Durchflussmessung in offenen Gerinnen. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg (VDI-Buch). Online verfügbar unter <http://swbplus.bsz-bw.de/bsz501086536cov.htm>.
- Müller, Peter; Müller-Dolezal, Heidi; Stoltz, Renate; Söll, Hanna (2014): Houben-Weyl Methods of Organic Chemistry Vol. V/3, 4th Edition. Fluorine and Chlorine Compounds. 4. 4th Edition. Stuttgart: Thieme. Online verfügbar unter <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:24-epflicht-1925050>.
- Mutschler, E.; G., Geisslinger; Heyo K. Kroemer; P. Ruth; M. Schäfer-Korting (Hg.) (2008): Arzneimittelwirkungen. Lehrbuch der Pharmakologie und Toxikologie. 9., vollständig neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Stuttgart: Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft.
- 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.
- Nahrstedt, Andreas; Anja, Rohn; Klaus, Alt; Xin, Wu (2017): Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 64 (9), S. 790–801.
- Nam, Seung-Woo; Yoon, Yeomin; Choi, Dae-Jin; Zoh, Kyung-Duk (2015): Degradation characteristics of metoprolol during UV/chlorination reaction and a factorial design optimization. In: *Journal of hazardous materials* 285, S. 453–463. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.11.052.
- Năstuneac, Violeta; Panainte-Lehăduș, Mirela; Moșneguțu, Emilian Florin; Gavrilăș, Simona; Cioca, Gabriela; Munteanu, Florentina-Daniela (2019): Removal of Cypermethrin from Water by Using *Fucus Spiralis* Marine Alga. In: *International journal of environmental research and public health* 16 (19). DOI: 10.3390/ijerph16193663.
- NICNAS (2005): POTASSIUM PERFLUOROBUTANE SULFONATE: HAZARD ASSESSMENT, zuletzt geprüft am 08.03.2022.
- 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.
- Nishi, Iwaki; Kawakami, Tsuyoshi; Onodera, Sukeo (2008): Monitoring of triclosan in the surface water of the Tone Canal, Japan. In: *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 80 (2), S. 163–166. DOI: 10.1007/s00128-007-9338-9.
- Nödler (2013): Occurrence and fate of the angiotensin II receptor antagonist transformation product valsartan acid in the water cycle – A comparative study with selected β -blockers and the persistent anthropogenic wastewater indicators carbamazepine and acesulfame. In: *Water research* (17). Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313541300674X>.
- NORMAN (2012): EMPODAT Database of the Network of reference laboratories for monitoring of emerging environmental pollutants (NORMAN). http://www.normandata.eu/empodat_index.php accessed between November 2012 and June 2013.
- Nowara, Adrian; Burhenne, Jürgen; Spiteller, Michael (1997): Binding of Fluoroquinolone Carboxylic Acid Derivatives to Clay Minerals. In: *Journal of agricultural and food chemistry* 45 (4), S. 1459–1463. DOI: 10.1021/jf960215l.

- Onda, K.; Nakamura, Y.; Takatoh, C.; Miya, A.; Katsu, Y. (2003): The behavior of estrogenic substances in the biological treatment process of sewage. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 47 (9), S. 109–116. DOI: 10.2166/wst.2003.0504.
- O'Neil, M. J. (2006): The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. Hg. v. Merck and Co. Whitehouse Station, NJ. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/8075>.
- O'Neil, M.J; HSDB (2001): The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 13th Edition. Hg. v. Merck and Co. und PubChem. Whitehouse Station, NJ. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/6531>.
- 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.
- Oppenheimer, Joan; Eaton, Andrew; Badruzzaman, Mohammad; Haghani, Ali W.; Jacangelo, Joseph G. (2011): Occurrence and suitability of sucralose as an indicator compound of wastewater loading to surface waters in urbanized regions. In: *Water research* 45 (13), S. 4019–4027. DOI: 10.1016/j.watres.2011.05.014.
- OTT HydroMet (2018): MF pro Bedienungsanleitung. 7. Aufl. Online verfügbar unter <https://www.ott.com/de-de/produkte/download/ott-mf-pro-bediungsanleitung-1/>, zuletzt geprüft am 04.11.2021.
- Paíga, Paula; Santos, Lúcia H. M. L. M.; Amorim, Célia G.; Araújo, Alberto N.; Montenegro, M. Conceição B. S. M.; Pena, Angelina; Delerue-Matos, Cristina (2013): Pilot monitoring study of ibuprofen in surface waters of north of Portugal. In: *Env Sci Poll Res Int* 20 (4), S. 2410–2420. DOI: 10.1007/s11356-012-1128-1.
- Palmisano, Raffaella; Campanella, Luigi (2015): Photo-Degradation of Amoxicillin, Streptomycin, Erythromycin and Ciprofloxacin by UV and UV/TiO₂ 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.
- Papagiannaki, Dimitra; Medana, Claudio; Binetti, Rita; Calza, Paola; Roslev, Peter (2020): Effect of UV-A, UV-B and UV-C irradiation of glyphosate on photolysis and mitigation of aquatic toxicity. In: *Scientific reports* 10 (1), S. 20247. DOI: 10.1038/s41598-020-76241-9.
- Pfeifer, Siegfried; Borchert, Hans-Hubert (1981): Biotransformation von Arzneimitteln. 1. Aufl. Berlin: Verl. Volk u. Gesundheit.
- Pinnekamp, J. (2009): Eliminierung von Spurenstoffen aus Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren. Pilotprojekt Kreiskrankenhaus Waldbröl. Unter Mitarbeit von Beier, S., Cramer, C., Schröder, H., Mauer, C., Selke, D. Hg. v. Germany Aachen. RWTH Aachen.
- 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.
- Popp, Maximilian; Hann, Stephan; Mentler, Axel; Fuerhacker, Maria; Stingeder, Gerhard; Kollensperger, Gunda (2008): Determination of glyphosate and AMPA in surface and waste water using high-performance ion chromatography coupled to inductively coupled plasma dynamic reaction cell mass spectrometry (HPIC-ICP-DRC-MS). In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 391 (2), S. 695–699. DOI: 10.1007/s00216-008-2037-5.
- PubChem (2022): Benzo[b]fluoranthene. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/9153>, zuletzt aktualisiert am 01.03.2022, zuletzt geprüft am 01.03.2022.
- 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.
- Ra, Jiwoon; Yoom, Hoonsik; Son, Heejong; Lee, Yunho (2020): Occurrence and transformation of gabapentin in urban water quality engineering: Rapid formation of nitrile from amine during drinking water chlorination. In: *Water research* 184, S. 116123. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116123.
- 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.
- Rahmani, Ali Reza; Nematollahi, Davood; Samarghandi, Mohammad Reza; Samadi, Mohammad Taghi; Azarian, Ghasem (2018): A combined advanced oxidation process: Electrooxidation-ozonation for antibiotic ciprofloxacin removal from aqueous solution. In: *Journal of Electroanalytical Chemistry* 808, S. 82–89. DOI: 10.1016/j.jelechem.2017.11.067.
- Reemtsma, Thorsten; Miehe, 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, Damià 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.
- Rehm, Hubert; Letzel, Thomas (2016): Der Experimentator: Proteinbiochemie/Proteomics. 7. Aufl. 2016. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg (Experimentator). Online verfügbar unter <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:31-epflicht-1622697>.
- Riegel, Marcel (2022): Entfernung (kurzkettiger) PFAS mit einem neuen Ansatz aus Aktivkohle und Ionenaustauscher. In: *Vom Wasser* 120 (1), S. 4–9. DOI: 10.1002/vomw.202200001.
- Rivas, F. Javier; Solís, Rafael R.; Beltrán, Fernando J.; Gimeno, Olga (2019): Sunlight driven photolytic ozonation as an advanced oxidation process in the oxidation of bezafibrate, cotinine and iopamidol. In: *Water research* 151, S. 226–242. DOI: 10.1016/j.watres.2018.12.013.

- 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, U. and Friesel, P. (2004): Arzneimittel in der Umwelt - Ergebnisse des BLAC-Untersuchungsprogramms.
- Rosińska, A. (2021): The influence of UV irradiation on PAHs in wastewater. In: *Journal of environmental management* 293, S. 112760. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112760.
- 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.
- Rúa-Gómez, Paola C.; Püttmann, Wilhelm; ' (2012): Occurrence and removal of lidocaine, tramadol, venlafaxine, and their metabolites in German wastewater treatment plants. In: *Env Sci Poll Res Int* 19 (3), S. 689–699. DOI: 10.1007/s11356-011-0614-1.
- 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.
- Saalfrank, Franziska (2013): Gesundheitliche Bewertung von Süßstoffen unter besonderer Schwerpunktsetzung auf Aspartam. Online verfügbar unter https://reposit.haw-hamburg.de/bitstream/20.500.12738/6347/1/BA_Franziska_Saalfrank.pdf, zuletzt geprüft am 16.02.2022.
- 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 Volume 1*, Bd. 1241. Washington, DC: American Chemical Society (ACS Symposium Series), S. 121–131.
- Sadezky, A. (2008): Proposal of an environmental indicator and classification system of pharmaceutical product residues for environmental management. Knowledge and Need Assessment on Pharmaceutical Products in Environmental Waters (KNAPPE) (Deliverable number: D1.2).
- Salzner, Jens; Sgoff, Dieter; Bader, Hans Joachim (2011): Melamin - Bedeutende Industriechemikalie und toxischer Milchezusatz. In: *CHEMKON* 18 (2), S. 59–64. DOI: 10.1002/ckon.201010150.
- Sattelberger, Robert (1999): Arzneimittelrückstände in der Umwelt. In: *Bestandsaufnahme und Problemdarstellung. Report R-162, Federal Environmental Agency, Vienna*.
- Schaffer, M.; HSDB (2012): Chemosphere 87. Primidon. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3169>.
- 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; 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.
- Schlechtriem, Christian; Nendza, Monika; Hahn, Stefan; Zwintscher, Ariane; Schüürmann, Gerit; Kühne, Ralph (2015): Contribution of non-lipid based processes to the bioaccumulation of chemicals. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/daten_bmu/pools/forschungsdatenbank/fkz_3711_63_405_1_lipophilie_bioakkumulation_bf.pdf.
- Schlüsener (2015): Occurrence of venlafaxine, other antidepressants and selected metabolites in the Rhine catchment in the face of climate change. Unter Mitarbeit von Hardenbicker, Paulin and Nilson, Enno and Schulz, Manoj and Viergutz Carsten and Terne, Thomas A.}. Online verfügbar unter https://ac.els-cdn.com/S0269749114003996/1-s2.0-S0269749114003996-main.pdf?_tid=be45d2c2-65d7-408f-bcc5-93245e185e97&acdnat=1551447112_03cf9aa4b61bd58af00419fef106e913.
- Schneider, Carmen (2005): Synthetische organische Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt und ihr Verhalten im Klärprozess. Online verfügbar unter <http://elib.uni-stuttgart.de/handle/11682/244>.
- Schwarzenbach, René P.; Escher, Beate I.; Fenner, Kathrin; Hofstetter, Thomas B.; Johnson, C. Annette; Gunten, Urs von; Wehrli, Bernhard (2006): The challenge of micropollutants in aquatic systems. In: *Science (New York, N.Y.)* 313 (5790), S. 1072–1077. DOI: 10.1126/science.1127291.
- 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>.
- Seitz, Wolfram; Schulz, Wolfgang; Winzenbacher, Rudi (2019): Systematische Aufnahme der Spurenstoffbelastung eines Systematische Aufnahme der Spurenstoffbelastung eines Flusswassers im Zustrom zur Trinkwassergewinnung. Online verfügbar unter https://en.gdch.de/fileadmin/downloads/Netzwerk_und_Strukturen/Fachgruppen/Umweltchemie_Oekotoxikologie/mblatt/2019/heft319.pdf#page=9, zuletzt geprüft am 23.02.2022.
- Seitz, Wolfram; Weber, Walter H.; Jiang, Jia-Qian; Lloyd, Barry J.; Maier, Matthias; Maier, Dietrich; Schulz, Wolfgang (2006): Monitoring of iodinated X-ray contrast media in surface water. In: *Chemosphere* 64 (8), S. 1318–1324. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.12.030.
- Seitz, Wolfram; Winzenbacher, Rudi (2017): A survey on trace organic chemicals in a German water protection area and the proposal of relevant indicators for anthropogenic influences. In: *Environ Monit Assess* 189 (6), S. 244. DOI: 10.1007/s10661-017-5953-z.
- Servos, M. R.; Bennie, D. T.; Burnison, B. K.; Jurkovic, A.; McInnis, R.; Neheli, T. et al. (2005): Distribution of estrogens, 17beta-estradiol and estrone, in Canadian municipal wastewater treatment plants. In: *Science of The Total Environment* 336 (1-3), S. 155–170. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.05.025.
- Settimo, Luca; Bellman, Krista; Knegt, Ronald M. A. (2014): Comparison of the accuracy of experimental and predicted pKa values of basic and acidic compounds. In: *Pharmaceutical research* 31 (4), S. 1082–1095. DOI: 10.1007/s11095-013-1232-z.
- 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; Jaus, Sylvia; Hanke, Irene; Lück, Alfred; Hollender, Juliane; Alder, Alfredo C. (2010): Determination of biocides and pesticides by on-line solid phase extraction coupled with mass spectrometry and their behaviour in wastewater and surface water. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 158 (10), S. 3054–3064. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.06.013.
- Singer, Heinz; Müller, Stephan; Tixier, Céline; Pillonel, 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.
- Skark, C. (2010): Organische Spurenstoffe im Oberflächenwasser der Ruhr. Monitoring der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR). Zwischenbericht 2009 und Auswertung der zur Verfügung gestellten Datenbank. Deutschland Gehalte/Konzentrationen Humanpharmaka Oberflächengewässer. AWWR.
- Stahl, Thorsten; Falk, Sandy; Brunn, Hubertus (2015): Verbreitet, aber kaum bewertet - perfluorierte Alkylsubstanzen. In: *Nachr. Chem.* 63 (5), S. 557–562. DOI: 10.1002/nadc.201590174.
- 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: *Bioresource technology* 101 (7), S. 2090–2095. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.10.086.
- Stasinakis, Athanasios S.; Kotsifa, Sevasti; Gatidou, Georgia; Mamais, Daniel (2009): Diuron biodegradation in activated sludge batch reactors under aerobic and anoxic conditions. In: *Water research* 43 (5), S. 1471–1479. DOI: 10.1016/j.watres.2008.12.040.
- Straub, Jürg Oliver; Caldwell, Daniel J.; Davidson, Todd; D'Aco, Vincent; Kappler, Kelly; Robinson, Paul F. et al. (2019): Environmental risk assessment of metformin and its transformation product guanyurea. I. Environmental fate. In: *Chemosphere* 216, S. 844–854. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.036.
- 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.
- Süßstoff-Verband e.V. (2021): Cyclamat - Süßstoff-Verband e.V. Online verfügbar unter <https://suessstoff-verband.info/suessstoff-wissen/suessstoffe-ueberblick/cyclamat/>, zuletzt aktualisiert am 24.08.2021, zuletzt geprüft am 16.02.2022.
- Sweetman, Sean C. (Hg.) (2011): Martindale. The complete drug reference. 37. ed. London: Pharmaceutical Press.

- Tassoulas, Lambros J.; Robinson, Ashley; Martinez-Vaz, Betsy; Aukema, Kelly G.; Wackett, Lawrence P. (2021): Filling in the Gaps in Metformin Biodegradation: a New Enzyme and a Metabolic Pathway for Guanylurea. In: *Applied and environmental microbiology* 87 (11). DOI: 10.1128/AEM.03003-20.
- 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 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.; Bonerz, Matthias; Herrmann, Nadine; Teiser, Bernhard; Andersen, Henrik Rasmus (2007): Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: an option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. In: *Chemosphere* 66 (5), S. 894–904. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.06.035.
- Ternes, Thomas A.; Herrmann, Nadine; Bonerz, Matthias; Knacker, Thomas; Siegrist, Hansruedi; Joss, Adriano (2004b): A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (K_d) 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>.
- Thrun, Alexander (2021): Deponie-Sickerwasserreinigung im Zeichen neuer Herausforderungen durch PFC. In: *Müll und Abfall* (2). DOI: 10.37307/j.1863-9763.2021.02.07.
- Tisler, Selina; Zwiener, Christian (2018): Formation and occurrence of transformation products of metformin in wastewater and surface water. In: *The Science of the total environment* 628-629, S. 1121–1129. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.105.
- Tixier, Céline; Singer, Heinz P.; Oellers, Sjeff; 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.; Sorkin, 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.
- 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.
- Trautwein, Christoph; Berset, Jean-Daniel; Wolschke, Hendrik; Kümmerer, Klaus (2014): Occurrence of the antidiabetic drug Metformin and its ultimate transformation product Guanylurea in several compartments of the aquatic cycle. In: *Environment international* 70, S. 203–212. DOI: 10.1016/j.envint.2014.05.008.
- Triebeskorn, Rita; Hetzenauer, Harald (2012): Micropollutants in three tributaries of Lake Constance, Argen, Schussen and Seefelder Aach: a literature review. In: *Environ Sci Eur* 24 (1). DOI: 10.1186/2190-4715-24-8.

- Türk (2013): Stoffdosiers Anhang. Hg. v. Arbeitsgemeinschaft „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Kläranlagenertüchtigung“. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/wasser/klaeranlage_abwasser/TP9_Anhang_Gesamt_final_140305.pdf#page=3, zuletzt geprüft am 18.03.2022.
- 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.
- UBA (2022a): 1H-Benzotriazol, 4(oder 5)-Methyl- 1H-Benzotriazol. Kennnummer 1449. Online verfügbar unter <https://webigoletto.uba.de/Rigoletto/Home/SearchDetail/1449>, zuletzt aktualisiert am 17.02.2022, zuletzt geprüft am 17.02.2022.
- UBA, Umweltbundesamt (2022b): Arzneimittel und Umwelt:Eintrag und Vorkommen. Unter Mitarbeit von 2021. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/arzneimittel/humanarzneimittel/arzneimittel-umwelt>, zuletzt geprüft am 18.02.2022.
- Umweltbundesamt (2016): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar?Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/polyzyklische_aromatische_kohlenwasserstoffe.pdf, zuletzt geprüft am 01.03.2022.
- Umweltprobenbank (2020): Benzofluoranthen [Summe b+j+k] -. Umweltprobenbank des Bundes. Online verfügbar unter <https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes/12409>, zuletzt aktualisiert am 03.03.2022, zuletzt geprüft am 03.03.2022.
- Umweltprobenbank (2022a): Fluoranthen. Umweltprobenbank des Bundes. Online verfügbar unter <https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes/10088>, zuletzt aktualisiert am 02.03.2022, zuletzt geprüft am 02.03.2022.
- Umweltprobenbank (2022b): Pyren. Umweltprobenbank des Bundes. Online verfügbar unter <https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes/10089>, zuletzt aktualisiert am 02.03.2022, zuletzt geprüft am 02.03.2022.
- UPB (2021): Benz[a]anthracen. Hg. v. Umweltprobenbank des Bundes. Online verfügbar unter <https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes/10091>, zuletzt aktualisiert am 28.02.2022, zuletzt geprüft am 28.02.2022.
- Urase, 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.
- US EPA: Estimation programs interface suite™ for Microsoft® windows, v 4.11.
- US EPA; EPI (2010): Clarithromycin. Ver.4.1. Hg. v. Hazardous Substances Data Bank. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/8055>.
- US EPA; EPI; E (2009): Erythromycin. Ver.4.0. Hg. v. Hazardous Substances Data Bank. Online verfügbar unter <https://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitdl.htm>.
- US EPA; EPI; Estimaion Program Interface Suite (2010): Azithromycin. Hg. v. Hazardous Substances Data Bank. Online verfügbar unter <https://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitdl.htm>.
- US EPA; EPI; Estimaion Program Interface Suite (2012a): METFORMIN. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7080>.
- US EPA; EPI; Estimaion Program Interface Suite (2016): METFORMIN. Ver.4.1. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7080>.

- US EPA; EPI; Estimation Program Interface Suite; Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (2012b): GABAPENTIN. Ver. 4.11. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7364>.
- US EPA; EPI, Estimation Program Interface (2012): Tramadol. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7047>.
- US EPA; EPI, Estimation Program Interface; HSDB (2011): Venlafaxine. Ver.4.1. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/6699>.
- US EPA; EPI, Estimation Program Interface; HSDB (2012c): DEET. Ver. 4.11. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1582>.
- US EPA; EPI, Estimation Program Interface; HSDB (2012d): VALSARTAN. Ver.4.11. Hg. v. PubChem.
- US EPA; Estimation Program Interface Suite (EPI); Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (2004): Carbamazepine. Ver.3.12. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3019>.
- Vallejo, A.; Prieto, A.; Moeder, M.; Usobiaga, A.; Zuloaga, O.; Etxebarria, N.; Paschke, A. (2013): Calibration and field test of the Polar Organic Chemical Integrative Samplers for the determination of 15 endocrine disrupting compounds in wastewater and river water with special focus on performance reference compounds (PRC). In: *Water research* 47 (8), S. 2851–2862. DOI: 10.1016/j.watres.2013.02.049.
- Valls-Cantenys, Carme; Scheurer, Marco; Iglesias, Mònica; Sacher, Frank; Brauch, Heinz-Jürgen; Salvadó, Victoria (2016): A sensitive multi-residue method for the determination of 35 micropollutants including pharmaceuticals, iodinated contrast media and pesticides in water. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 408 (22), S. 6189–6200. DOI: 10.1007/s00216-016-9731-5.
- 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, P.; Zambello, E., (2015): Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil - A critical review. In: *The Science of the total environment* 538, S. 750–767. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.108.
- 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.
- Voigt, Melanie; Jaeger, Martin. (2017): On the photodegradation of azithromycin, erythromycin and tylosin and their transformation products – A kinetic study. In: *Sustainable Chemistry and Pharmacy* 5, S. 131–140. DOI: 10.1016/j.scp.2016.12.001.
- 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.

- Vulava, Vijay M.; Cory, Wendy C.; Murphey, Virginia L.; Ulmer, Candice Z. (2016): Sorption, photodegradation, and chemical transformation of naproxen and ibuprofen in soils and water. In: *The Science of the total environment* 565, S. 1063–1070. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.132.
- 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.
- Weber; Müller, A.; Weiss, S. C.; Seitz, W.; Schulz, W. (2009): 1H-benzotriazole and tolyltriazoles in the aquatic environment. Occurrence in ground, surface and wastewater (107). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/290822691_1H-benzotriazole_and_tolyltriazoles_in_the_aquatic_environment_Occurrence_in_ground_surface_and_wastewater.
- Weigel, S. (2003): Occurrence, distribution and fate of pharmaceuticals and further polar contaminants in the marine environment. Universität Hamburg.
- 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.
- Winzenbacher, Rudi; Seitz, Wolfram; Schulz; Wolfgang (2015): Bedeutung der Spurenstoffanalytik für die Wasserversorgung- Was, Wie, Warum? Online verfügbar unter https://www.lw-online.de/fileadmin/lwonline/redaktion/pdf-dateien/publikationen/schriftenreihe/Beitrag_6_Winzenbacher_2015.pdf, zuletzt geprüft am 23.02.2022.
- Wishart, David S.; Knox, Craig; Guo, An Chi; Shrivastava, Savita; Hassanali, Murtaza; Stothard, Paul et al. (2006): DrugBank: a comprehensive resource for in silico drug discovery and exploration. In: *Nucleic acids research* 34 (Database issue), D668–72. DOI: 10.1093/nar/gkj067.
- Yahya, Muna Sh; Oturan, Nihal; El Kacemi, Kacem; El Karbane, Miloud; Aravindakumar, C. T.; Oturan, Mehmet A. (2014): Oxidative degradation study on antimicrobial agent ciprofloxacin by electro-Fenton process: kinetics and oxidation products. In: *Chemosphere* 117, S. 447–454. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.08.016.
- Yalkowsky, S. H.; He, Yan; Jain, P.; HSDB (2010a): Iopamidol. Hg. v. PubChem. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/8075>.
- Yalkowsky, S. H.; He, Yan; Jain, P.; HSDB (2010b): Primidone. Handbook of Aqueous Solubility Data Second Edition. Hg. v. PubChem und CRC Press. Boca Raton, FL. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/3169>.
- Yalkowsky, Samuel H.; He, Yan; Jain, Parijat (2016): Handbook of Aqueous Solubility Data: CRC Press.
- Yang, Jiaoxue; Lv, Guochun; Zhang, Chenxi; Wang, Zehua; Sun, Xiaomin (2020): Indirect Photodegradation of Sulfamethoxazole and Trimethoprim by Hydroxyl Radicals in Aquatic Environment: Mechanisms, Transformation Products and Eco-Toxicity Evaluation. In: *International journal of molecular sciences* 21 (17). DOI: 10.3390/ijms21176276.

- Yang, Tao; Mai, Jiamin; Wu, Sisi; Liu, Chunping; Tang, Liuyan; Mo, Zongwen et al. (2021): UV/chlorine process for degradation of benzothiazole and benzotriazole in water: Efficiency, mechanism and toxicity evaluation. In: *The Science of the total environment* 760, S. 144304. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144304.
- 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, Jiangyong; 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, Yongjun; Geissen, Sven-Uwe; Gal, Carmen (2008): Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. In: *Chemosphere* 73 (8), S. 1151–1161. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.07.086.
- 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.
- Zhu, Hongkai; Kannan, Kurunthachalam (2020): Occurrence and distribution of melamine and its derivatives in surface water, drinking water, precipitation, wastewater, and swimming pool water. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 258, S. 113743. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113743.

TEIL VI – ANHANG

Anhang 1 Berücksichtigte Spurenstoffe

Stoff	CAS-Nr.	Vorkommen/ Einsatz	BG [µg/L]	Methode
Arzneistoffe				
Amidotrizoesäure	117-96-4	Röntgenkontrastmittel	0,030	LC Röntgenkontrastmittel
Azithromycin	83905-01-5	Antibiotikum (Makrolid)	0,010	LC Spurenstoffe ESI+
Bezafibrat	41859-67-0	Fibrat	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Carbamazepin	298-46-4	Antiepileptikum	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Ciprofloxacin	85721-33-1	Antibiotikum (Fluorchinolon)	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Clarithromycin	81103-11-9	Antibiotikum (Makrolid)	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Diclofenac	15307-86-5	Schmerzmittel/ Entzündungshemmer	0,010	LC Spurenstoffe ESI+
Erythromycin A	114-07-8	Antibiotikum (Makrolid)	0,010	LC Spurenstoffe ESI+
Gabapentin	60142-96-3	Antiepileptikum	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Guanylharnstoff	141-83-3	Abbauprodukt von Metformin	0,200	LC Metformin
Ibuprofen	15687-27-1	Schmerzmittel/ Entzündungshemmer	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Iomeprol	78649-41-9	Röntgenkontrastmittel	0,030	LC Röntgenkontrastmittel
Iopamidol	60166-93-0	Röntgenkontrastmittel	0,030	LC Röntgenkontrastmittel
Metformin	657-24-9	Antidiabetikum	0,020	LC Metformin
Metoprolol	51384-51-1	Betablocker	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Oxypurinol	2465-59-0	Harnsäurehemmer	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Primidon	125-33-7	Antikonvulsiva	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Sotalol	3930-20-9	Betablocker	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Sulfamethoxazol	723-46-6	Antibiotikum (Sulfonamid)	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Tramadol	27203-92-5	Opioid	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Valsartan	137862-53-4	Antihypertensivum	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Valsartansäure	164265-78-5	Abbauprodukt von Valsartan	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Venlafaxin	93413-69-5	Antidepressivum	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Venlafaxin-O-desmethyl	93413-62-8	Abbauprodukt von Venlafaxin	0,020	LC Spurenstoffe ESI+

Stoff	CAS-Nr.	Vorkommen/ Einsatz	BG [µg/L]	Methode
PAKs				
Benzo[a]pyren	50-32-8	PAK	0,001	DIN 38407 - F 39:2011-09
Benzo[a]-anthracen	56-55-3	PAK	0,001	DIN 38407 - F 39:2011-09
Benzo[b]-fluoranthen	205-99-2	PAK	0,001	DIN 38407 - F 39:2011-09
Benzo[k]-fluoranthen	207-08-9	PAK	0,002	DIN 38407 - F 39:2011-09
Fluoranthen	206-44-0	PAK	0,002	DIN 38407 - F 39:2011-09
Pyren	129-00-0	PAK	0,002	DIN 38407 - F 39:2011-09
Perfluorierte Tenside				
Perfluoroktan-sulfonat (PFOS)	1763-23-1	PFOS	0,0005	DIN 38407 - F 42:2011-03
Perfluorbutansäure (PFBA)	375-22-4	PFBA	0,001	DIN 38407 - F 42:2011-03
Perfluorbutan-sulfonsäure (PFBS)	375-73-5	PFBS	0,001	DIN 38407 - F 42:2011-03
Perfluoroktan-säure (PFOA)	335-67-1	PFOA	0,001	DIN 38407 - F 42:2011-03
Pflanzenschutzmittel				
Cypermethrin	52315-07-8	Insektizid	0,050	LC Spurenstoffe ESI+
Dichlorvos	62-73-7	Insektizid	0,010	LC Spurenstoffe ESI+
Diuron	330-54-1	Herbizid	0,050	LC Spurenstoffe ESI+
Diethyltoluamid (DEET)	134-62-3	Pestizid	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Tebuconazol	107534-96-3	Fungizid	0,010	LC Spurenstoffe ESI+
Terbutryn	886-50-0	Algizid, Herbizid	0,020	LC Spurenstoffe ESI+
Triclosan	3380-34-5	Biozid, Konservierungsstoff	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Glyphosat	1071-83-6	Herbizid	0,100	DIN ISO 16208: 2017-09
Mecoprop	93-65-2	Pestizid	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Imidacloprid	138261-41-3	Insektizid, Tierarznei	0,002	LC Spurenstoffe ESI+
Süßstoffe				
Acesulfam-K	55589-62-3	Synthetischer Süßstoff	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Cyclamat	139-05-9	Synthetischer Süßstoff	0,100	LC Spurenstoffe ESI-

Stoff	CAS-Nr.	Vorkommen/ Einsatz	BG [µg/L]	Methode
Triazole				
Σ4- und 5-Methylbenzotriazol	136-85-6 29878-31-7	Korrosionsschutzmittel	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Benzotriazol	95-14-7	Korrosionsschutzmittel	0,020	LC Spurenstoffe ESI-
Sonstige				
Bisphenol A	80-05-7	Weichmacher, Grundstoff Kunststoffherstellung	0,050	LC Spurenstoffe ESI-
Melamin	108-78-1	Sonstige (Melaminharz)	0,020	LC Metformin
Estrogene				
17-α-Ethinylestradiol	57-63-6	Östrogen	0,0001	
17-β-Estradiol	50-28-2	Östrogen	0,0001	
Estron	53-16-7	Östrogen	0,0001	

Anhang 2 Stoffkennwerte

Angegeben werden die Wasserlöslichkeit L bei 20 °C, der dekadische Logarithmus des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ($\log K_{ow}$), der Sorptionskoeffizient (k_d) sowie der negative dekadische Logarithmus der Säurekonstante (pK_s).

Stoff	L [mg/L]	$\log K_{ow}$ [-]	k_d [L /kg TS]	pK_s [-]	Referenz
Arzneistoffe					
Amidotrizoe-säure	9,0 ^a	1,37 ^a	n.d.	1,13 ^b 7,95 ^b	^a (Türk 2013) (Türk 2013) ^b (HSDB und SPARC 2009)
Azithromycin	2,37 ^a	4,02 ^a	380 ^b _{Seku.} 367 ^b _{Faul.} 352-460 ^c	8,74 ^d	^a (US EPA et al. 2010) ^b (Verlicchi et al. 2015) ^d (Göbel et al. 2005)
Bezafibrat	1,55 ^a	4,25 ^b	20 ^c	3,83 acidic ^d 0,84 basic ^d	^a (HMDB 2022) ^b (Ternes et al. 2007) ^c (CLARA 2004) ^d (HMDB 2012)
Carbamazepin	18 ^a	2,25 ^b	16 ^c	13,9 ^d	^a (US EPA et al. 2004) ^b (Ternes und Römbke 2005) ^c (Ternes et al. 2004b) ^d (JONES et al. 2002)
Ciprofloxacin	30000 ^a	0,28 ^b	416,9 ^b	8,62 ^c	^a (HSDB et al. 1997) ^b (Stuer-Lauridsen et al. 2000) ^c (Settimo et al. 2014)
Clarithromycin	1,693 ^a	3,16 ^b	262 ^c 15849 ^d Sekundärsch. 25400 ^d Primärsch. 715 ^e Eindicker	8,99 ^e	^a (US EPA und EPI 2010) ^b (Wishart et al. 2006) ^c (Göbel et al. 2005) ^d (Verlicchi et al. 2015) ^e (Ivanová et al. 2017)
Diclofenac	2,37 ^a	4,02 bis 4,51 ^b	15 bis 151 ^b	3,99 ^c	^a (HSDB et al. 1986) ^b (Hyland et al. 2012; Papa-georgiou et al. 2016; Radjenović et al. 2009) ^c (Settimo et al. 2014)
Erythromycin A	4,2 ^a	3,06 ^b	164,76 ^c	8,88 ^b	^a (US EPA et al. 2009) ^b (Wishart et al. 2006) ^c (Jones et al. 2002)
Gabapentin	4,49*10 ^{+3a}	-1,1 ^b	n.d.	3,7 ^c	^a (US EPA et al. 2012b) ^b (HSDB und Sangster 2005) ^c (Bockbrader und Drug Bank 2010)
Guanylharnstoff	n.d.	-1,22 ^b 2,22 ^b	n.d.	n.d.	^b (US EPA)
Ibuprofen	21 ^a	3,5-4,5 ^b	7,1-446 ^c	4,45 ^d	^a (HSDB et al. 1992) ^b (Stuer-Lauridsen et al. 2000) ^c (Stuer-Lauridsen et al. 2000; Hyland et al. 2012;

Stoff	L [mg/L]	log K _{ow} [-]	k _d [L /kg TS]	pK _s [-]	Referenz
					Radjenović et al. 2009; Jones et al. 2002) d(Settimo et al. 2014)
Iomeprol	n.d.	-2,79 ^a	n.d.	n.d.	(EPA und BIOBYTE Starlist 2009)
Iopamidol	[1,2*10 ⁵] ^a	-2,42 ^b	n.d.	10,70 ^c	^a (Yalkowsky et al. 2010a) ^b (BIOBYTE und HSDB 1995) ^c (O'Neil 2006)
Metformin	[1,06*10 ⁶] ^a	-2,64 ^b	8-37 ^c	12,4 ^d	^a (US EPA et al. 2016) ^b (US EPA et al. 2012a) ^c (Marco Scheurer et al. 2012) ^d (Jones und HSDB 2002)
Metoprolol	[1,0*10 ⁶] ^a	1,88-2,04 ^b	64,5 ^c	9,7 ^d	^a (O'Neil und HSDB 2001) ^b (Hanisch et al. 2002) ^c (Wick et al. 2009) ^d (Settimo et al. 2014)
Oxypurinol	n.d.	-0,68 ^a 1,7 ^b -0,3 ^c	n.d.	n.d.	^a (Funke et al. 2015) ^b (Diluk R W Kannangara 2016) ^c (Khan und Ongerth 2002)
Primidon	480 ^a	0,91 ^b	n.d.	12.3 ^c	^a (Yalkowsky et al. 2010b) ^b (Wishart et al. 2006) ^c (Schaffer und HSDB 2012)
Sotalol	782 ^a	0,24 ^b	18 ^c	9,76 ^d	^a (HMDB) ^b (Wishart et al. 2006) ^c (Wick et al. 2009) ^d (Settimo et al. 2014)
Sulfamethoxazol	610 ^a	0,89 ^b	256 ^c 126-500 ^d	1.6 ^e 5.7 ^e	^a (HSDB et al. 1975) ^b (Gunten 2005) ^c (Göbel et al. 2005) ^d (Hyland et al. 2012; Berthod et al. 2017; Papageorgiou et al. 2016; Karthikeyan und Meyer 2006) ^e (Boreen et al. 2004)
Tramadol	1151 ^a	3,01 ^b	47 ^c	9,41 ^d	^a (US EPA und EPI 2012) ^b (Rúa-Gómez et al. 2012) ^c (Wick et al. 2009) ^d (Drug Bank)
Valsartan	1,406 ^a	4,0 ^b	n.d.	3,6 ^c	^a (US EPA et al. 2012d) ^b (HSDB 2021) ^c (HSDB und Sangster 2014)
Valsartansäure	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Venlafaxin	267 ^a	3,20 ^b	100 ^c 490 ^c	9,5 ^d	^a (US EPA et al. 2011) ^b (HSDB 2021) ^c (Verlicchi et al. 2015) ^d (Settimo et al. 2014)
Venlafaxinsäure	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PAKs					
Benzo[a]anthracen	0,0094 ^a	5,76 ^b	n.d.	n.d.	^a (HSDB und May We 1978) ^b (HSDB und Wang 1986)
Benzo[a]pyren	0,00162 ^a	6,13 ^b	n.d.	n.d.	^a (HSDB und May We 1983)

Stoff	L [mg/L]	log K _{ow} [-]	k _d [L /kg TS]	pK _s [-]	Referenz
					^b (HSDB und Demaagd 1998)
Benzo[b]fluor-anthen	0,0015 ^a	5,78 ^b	n.d.	n.d.	^a (HSDB et al. 2010a) ^b (GESTIS 2022b)
Benzo[k]fluor-anthen	0,0008 ^a	6,11 ^b	n.d.	n.d.	^a (HSDB und Pearlman 1984) ^b (GESTIS 2021b)
Fluoranthen	0,2-0,26 ^a	5,2 ^b	n.d.	n.d.	^a (HSDB und IARC 1983) ^b (GESTIS 2021c)
Pyren	0,134 ^a	5,0 ^a	n.d.	n.d.	^a (GESTIS 2021e)
Perfluorierte Tenside					
PFOS	0,0032 ^a	4,49 ^a	1645 ^b 6309 ^c	<1,0 ^d	^a (HSDB et al. 2012b) ^b (Yu et al. 2009) ^c (Zareitalabad et al. 2013) ^d (HSDB und Cheng J 2009)
PFBA	n.d.	2,18 ^a	n.d.	n.d.	^a (Schlechtriem et al. 2015)
PFBS	n.d.	2,01 ^a	n.d.	n.d.	^a (Schlechtriem et al. 2015)
PFOA	2290 ^a 4340 ^a	4,81-6,3 ^b	405 ^c 10025 ^d	-0,5 - 4,2 ^e	^a (HSDB et al. 2022) ^b (HSDB et al. 2012c) ^c (Yu et al. 2009) ^d (Li et al. 2012) ^e (Goss 2008)
Pflanzenschutzmittel					
Cypermthrin	1,0 ^a	6,0 ^a	n.d.	n.d.	^a (Năstuneac et al. 2019)
Dichlorvos	8,0 ^a	1,43 ^a	n.d.	n.d.	^a (Ning et al. 2012)
Diuron	42 ^a	2,78 ^a	n.d.	n.d.	^a (Köck-Schulmeyer et al. 2013)
Diethyl-toluamid	912 ^a	2,02	n.d.	n.d.	^a (US EPA et al. 2012c) ^b (HSDB et al. 1995a)
Tebuconazol	36 ^a	3,7 ^a	n.d.	2,3 ^b	^a (HSDB und Tomlin CDS 2003) ^b (HSDB und SPARC 2006)
Terbutryn	25 ^a	3,74 ^b	n.d.	4,3 ^c	^a (HSDB et al. 2003c) ^b (HSDB et al. 1995b) ^c (HSDB und Tomlin CDS 2004b)
Triclosan	10 ^a	4,76 ^b	n.d.	7,9 ^c	^a (HSDB et al. 2010b) ^b (HSDB et al. 2012a) ^c (HSDB und O'Neil 2013)
Glyphosat	10100 ^a	-3,4 ^b	n.d.	2,0 ^c 2,6 ^c 5,6 ^c 10,6 ^c	^a (European Commission et al. 2000) ^b (HSDB et al. 2006) ^c (HSDB und Caceres-Jensen L 2009)
Mecoprop	880 ^a	3,13 ^b	3,57 ^c	3,21 ^a	^a (HSDB und MacBean 2008b) ^b (HSDB und Ilchmann A 1993) ^c (Lipthay et al. 2007)

Stoff	L [mg/L]	log K _{ow} [-]	k _d [L /kg TS]	pK _s [-]	Referenz
Imidacloprid	610 ^a	0,57 ^b	n.d.	1,56 ^c 11,12 ^c	^a (HSDB und MacBean 2008a) ^b (HSDB und Tomlin CDS 2004a) ^c (HSDB und Chamberlain K 1996)
Süßstoffe					
Acesulfam-K	[2,37*10 ³] ^a	-0,31 ^b	n.d.	n.d.	^a (GESTIS und ECHA 2021) ^b (Lange et al. 2012; Cas-tronovo et al. 2017)
Cyclamat	[2,0*10 ⁵] ^a	-2,63 ^a	n.d.	n.d.	^a (GESTIS und Merck 2022)
Triazole					
Σ4- und 5-Methyl-benzotriazol	5 ^a	1,89 ^a	n.d.	n.d.	^a (Hart et al. 2004)
Benzo-triazol	[20-28*10 ³] ^a	1,23 bis 1,44 ^b	n.d.	8,37 ^c	^a (Harris et al. 2007) ^b (Zhang et al. 2011; Cornell et al. 2000) (HSDB et al. 1979)
Sonstige					
Bisphenol A	120-300 ^a	2,5-4,5 ^a	190 ^b 308-365 ^c 263-651 ^d	9,6 ^e	^a (Kalmykova et al. 2013) ^b (Hyland et al. 2012) ^c (Zhao et al. 2008) ^d (Urase und Kikuta 2005) ^e (HSDB und Zeng 2006)
Melamin	300 ^a	-1,37 ^b	n.d.	5,0 ^c	^a (GESTIS 2022c) ^b (GESTIS und Sangster) ^c (HSDB und Weber 1970)
Estrogene					
17-α-Ethnyl-estradiol	11,3 ^a	3,67 ^b	n.d.	n.d.	^a (HSDB et al. 2003b) ^b (HSDB et al. 1995e)
17-β-Estradiol	3,9 ^a	4,01 ^b	n.d.	10,46	^a (HSDB et al. 2003a) ^b (HSDB et al. 1995c) ^c (Drug Bank)
Estron	760 ^a	3,13 ^b	n.d.	n.d.	^a (Drug Bank) ^b (HSDB et al. 1995d)

Anhang 3 Zusammenstellung gültiger und vorgeschlagener UQN

Gruppe	Stoff	OGewV, Anhang 6		Schweiz ¹		Frankreich ²		NRW-D4 ³		ETOX ⁴		LLUR ⁵	
		JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]	CQK [µg/l]	AQK [µg/l]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]
Humanarzneistoffe	Anidotrizoesäure							0,1				0,1	
	Azithromycin			0,019	0,18					0,019	0,18	0,019	0,18
	Bezaifibrat			2,3	4000			0,1		2,3	4000	2,3	4000
	Carbamazepin			2	2000	0,5		0,5	2000	2	2000	0,5	2000
	Ciprofloxacin			0,089	0,36			0,089		0,1	3,6	0,1	3,6
	Clarithromycin			0,12	0,19			0,1	0,6	0,12	0,19	0,12	0,19
	Diclofenac			0,05		0,15	60	0,05		0,05		0,05	60
	Erythromycin A			0,3	1,1			0,2	2	0,04	2,3	0,04	2,3
	Gabapentin							0,1		10		0,1	
	Guanylharnstoff												
	Ibuprofen			0,011	1710			0,01		0,011	1710	0,011	1710
	Iomeprol							0,1				0,1	
	Iopamidol							0,1				0,1	
	Metformin			160	640					5	640	5	640
	Metoprolol			8,6	75			8,6		8,6	75	8,6	75
	Oxypurinol												
	Primidon											0,1	
	Sotalol											0,1	
	Sulfamethoxazol			0,6	2,7			0,6		0,6	2,7	0,6	2,7
	Tramadol											0,1	
	Valsartan			560	9000							0,1	
PAK	Valsartansäure												
	Venlafaxin											0,1	
	Venlafaxinsäure							0,1					
	Benzo[a]pyren	0,00017	0,27									0,00017	0,27
	Benzo[a]anthr.							0,002				0,002	
	Benzo[b]fluor.		0,017										0,017
	Benzo[k]fluor.		0,017										0,017
	Fluoranthren	0,0063	0,12									0,0063	0,12
	Pyren							0,0023	0,023	0,0023	0,023	0,0023	0,023

Gruppe	Stoff	OGewV, Anhang 6		Schweiz ¹		Frankreich ²		NRW-D4 ³		ETOX ⁴		LLUR ⁵	
		JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]	CQK [µg/l]	AQK [µg/l]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]	JD-UQN [µg/l]	ZHK-UQN [µg/L]
Perfl. Tenside	PFOS	0,00065	36	0,002	36					0,00065	36		
	PFBA												
	PFBS												
	PFOA									0,1			
PSM/Biozid	Cypermethrin	0,00008	0,0006	0,00003	0,00044					0,00008	0,0006	0,00008	0,0006
	Dichlorvos	0,0006	0,0007							0,0006	0,0007		
	Diuron	0,2	1,8	0,07	0,25							0,2	1,8
	DEET			88	410					88	410	88	410
	Tebuconazol			0,24	1,4	1		1		0,625	1,4	0,625	1,4
	Terbutryn	0,065	0,34	0,065	0,34							0,065	0,34
	Triclosan	0,02	0,2	0,11	0,11							0,02	0,2
	Glyphosat			120	360	28	70	28	360	120	360	120	360
	Mecoprop	0,1										0,1	
	Imidacloprid	0,002	0,1	0,013	0,1					0,002	0,1		
Süßstoffe	Acesulfam-K							0,32				0,1	
	Cyclamat											10	
Triazole	Σ 4-/5-Methylben.							20		20	425	20	425
	Benzotriazol			19	160					19	158	19	158
Sonstige	Bisphenol A			0,24	53	1,6				0,24	53	0,24	53
	Melamin					360						10	
Estrogene	17-alpha-Ethin.												
	17-beta-Estradiol												
	Estron												
¹ Schweizer Gewässerschutzordnung: CQK = Chronisches Qualitätskriterium; AQK = Aktuelles Qualitätskriterium													
² Gem. Datenbank Portail Substances Chimique des INERIS (French National Institute for Industrial Environment and Risks), verfügbar unter: https://substances.ineris.fr/fr/page/9 (zuletzt abgerufen am 11.05.2022).													
³ Sog. D4-Liste des Landes NRW. Bereitgestellt durch das LLUR am 12.08.2021.													
⁴ Nach Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele (ETOC) des UBA, online verfügbar unter: https://webetox.uba.de/webETOX/index.do (zuletzt abgerufen am 11.05.2022).													
⁵ UQN-Vorschläge, ermittelt durch das LLUR, Daten bereitgestellt am 12.08.2021.													

Anhang 4 Kenndaten der untersuchten Kläranlagen

Erläuterungen:

- UTM-Koordinaten in UTM 32N
- Art der Kanalisation: T = Trennsystem/ M = Mischsystem – angegeben ist der größere Längenteil
- GK = Größenklasse (nach AbwV, Anhang 1)
- Behandlungsverfahren:
 - o a: Abwasserteich unbelüftet
 - o a/m/b/n: Abwasserteich unbelüftet/mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation
 - o a sonstige: sonstige Kombinationen mit unbelüfteten Abwasserteichen
 - o ab: Abwasserteich belüftet
 - o ab/n: Abwasserteich belüftet/Nitrifikation
 - o ab/n/p: Abwasserteich belüftet/Nitrifikation/P-Fällung
 - o ab/p: Abwasserteich belüftet/P-Fällung
 - o ab sonstige: sonstige Kombinationen mit belüfteten Abwasserteichen
 - o m/b: mechanisch/biologische Behandlung
 - o m/b+a mechanisch/biologische Behandlung + unbelüfteter Abwasserteich
 - o m/b+ab: mechanisch/biologische Behandlung + belüfteter Abwasserteich
 - o m/b/p: mechanisch/biologische Behandlung/P-Fällung
 - o m/b/p/ab: mechanisch/biologische Behandlung/P-Fällung/belüfteter Abwasserteich
 - o m/b/bio-p: mechanisch/biologische Behandlung/biol P-Elimination
 - o m/b/bio-p/p: mechanisch/biologische Behandlung/biol P-Elimination/P-Fällung
 - o m/b/f: mechanisch/biologische Behandlung/Filtration
 - o m/b/p/f: mechanisch/biologische Behandlung/P-Fällung/Filtration
 - o m/b/n: mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation
 - o m/b/n/p: mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation/P-Fällung
 - o m/b/n/d: mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation/ Denitrifikation
 - o m/b/n/d/p: mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation/ Denitrifikation/P-Fällung
 - o m/b/n/d/bio-p: mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation/ Denitrifikation/biol. P-Elimination
 - o m/b/n/d/bio-p/p: mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation/ Denitrifikation/biol. P-Elimination/P-Fällung
 - o m/b/n/d/p/f: mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation/ Denitrifikation/P-Fällung/Filtration
 - o m/b/n/d/bio-p/p/f: mechanisch/biologische Behandlung/Nitrifikation/ Denitrifikation/biol P-Elimination/P-Fällung/Filtration
 - o m/b sonstige: sonstige Kombinationen mit mechanisch/biologischer Abwasserbehandlung
 - o sonstiges: sonstiges
- JAW = Jahresabwassermenge [m^3/a]
- Einleitung: Gibt an, ob der KA-Ablauf direkt in das reduzierte Gewässernetz einmündet oder über ein Vorflut-/ Einleitgewässer oder über eine Rohrleitung
- Anzahl Probenahmestellen: Im Umfeld der KA-Einleitung, gem. Abs. 3.1
- GFV-Einheit Einleitung ins red. Gewässernetz: Nummer des Teileinzugsgebiets (GFV-Einheit) im reduzierten Gewässernetz. Entweder liegt die Einleitstelle der KA in dieser GFV-Einheit oder das Einleitgewässer der Kläranlage (nicht red. Gewässernetz) entwässert in diese
- GFV-Einheit Einleitung Nummer des Teileinzugsgebietes (GFV-Einheit), in dem die Einleitung der Kläranlage liegt – kann vom reduzierten Gewässernetz abweichen
- Größe EZG [km^2] – gibt die Größe der oberirdischen EZG bis zur Einleitung an
- MNQ [m^3/s] – Mittlerer Niedrigwasserabfluss (arithmetische Mittel aus den jährlich niedrigsten Abflüssen (NQ) für die Jahre des Betrachtungszeitraums)
- Q_{Median} [m^3/s] – Median-Abfluss – wird an gleich vielen Tagen unter- und überschritten, liegt in der Regel unterhalb MNQ.
- MQ [m^3/s] – Mittelwasserabfluss (arithmetisches Mittel des Abflusses aller Tage des Betrachtungszeitraums)
- MNq, q_{Median} , M_q [$\text{L}/(\text{s} * \text{ha})$] – Abflussspenden, abgeleitet aus der sog. Regionalisierung (verfügbar über: umweltdaten.landsh.de/atlas [Wasser/ Flüsse und Bäche/ regionalisierte Abflüsse], zuletzt abgerufen am 11.05.2022)

Der Anteil von Kläranlagen-Abläufen an der Spurenstoff-Belastung in den Oberflächengewässern von SH

ID	Name der Kläranlage	UTM Ost	UTM Nodr	Art der Kanalisation (Längenanteil > 50%)	Kreis	Schlüssel EU	Ausbaugröße_EW 2018	Anschlussgröße_EW 2018	GK
1	Albersdorf	32517782	5999601	T	HEI	DETP_SH51001	8300	3615	3
2	Aukrug-Bünzen	32552160	5992532	T	RE	DETP_SH58009	7000	4198	3
3	Bad Bramstedt	32557210	5974960	T	SE	DETP_SH60004	54000	24180	4
4	Bad Oldesloe	32591442	5963349	T	OD	DETP_SH62004	40000	27515	4
5	Bad Segeberg	32585056	5975278	T	SE	DETP_SH60005	82500	58500	4
6	Böklund	32540470	6050985	T	SL	DETP_SH59008	16800	16121	4
7	Boostedt	32566264	5985424	T	SE	DETP_SH60011	7000	5030	3
8	Bordesholm	32569343	6004417	T	RE	DETP_SH58022	25500	12269	4
9	Bredstedt	32496719	6051440	T	NF	DETP_SH54019	16000	12800	4
10	Burg (Dithmarschen)	32516705	5982023	T	HEI	DETP_SH51016	9500	5128	3
11	Eggebek/Langstedt	32523753	6051689	T	SL	DETP_SH59138	5500	4393	3
12	Einhaus	32614841	5954101	T	RZ	DETP_SH53026	8400	3279	3
13	Eutin	32604743	6001300	T	OH	DETP_SH55012	35000	22809	4
14	Flintbek	32569553	6011934	T	RE	DETP_SH58053	12000	9299	4
15	Gettorf	32562349	6029204	T	RE	DETP_SH58058	12900	12900	4
16	Groß Wittensee	32548797	6024331	T	RE	DETP_SH58066	6400	3017	3
17	Handewitt	32519532	6068666	M	SL	DETP_SH59119	7000	6161	3
18	Hanerau-Hademarschen	32527750	5998510	T	RE	DETP_SH58072	8000	3483	3
19	Hohenlockstedt	32538699	5979712	T	IZ	DETP_SH61042	11500	10324	4
20	Hohenwestedt	32541894	5992822	T	RE	DETP_SH58077	11460	7235	3
21	Kropp	32531709	6027156	T	SL	DETP_SH59053	12600	12317	4
22	Lägerdorf	32538780	5970311	T	IZ	DETP_SH61061	9200	3401	3
23	Leck	32495454	6068913	T	NF	DETP_SH54076	12500	9152	4
24	Lohe-Föhrden	32532580	6021927	T	RE	DETP_SH58097	6250	4424	3
25	Lütjenburg	32604354	6017492	T	PLÖ	DETP_SH57048	30000	22842	4
26	Malente	32601371	6004829	T	OH	DETP_SH55028	22000	10811	4
27	Neustadt	32618866	5998127	T	OH	DETP_SH55032	50000	25000	4
28	Neversdorf	32585666	5969200	T	SE	DETP_SH60062	8200	9020	3
29	Niebull	32486370	6072637	T	NF	DETP_SH54088	30000	11500	4
30	Nortorf	32555682	6003539	T	RE	DETP_SH58117	21500	20409	4
31	Owschlag	32540115	6027538	T	RE	DETP_SH58127	7500	4542	3
32	Plön	32590850	6002675	T	PLÖ	DETP_SH57057	35000	23690	4
33	Preetz	32583681	6011572	T	PLÖ	DETP_SH57062	50000	18954	4
34	Ratzeburg	32615006	5954182	T	RZ	DETP_SH53100	34000	20400	4
35	Reinfeld	32597109	5964585	T	OD	DETP_SH62061	24500	8455	4
36	Satrup	32537577	6061685	T	SL	DETP_SH59071	25000	15135	4
37	Schafflund	32510488	6067863	T	SL	DETP_SH59158	7000	4724	3
38	Schönberg	32589051	6029268	T	PLÖ	DETP_SH57073	26000	24000	4
39	Schwarzenbek	32596605	5929743	T	RZ	DETP_SH53116	50000	21792	4
40	Silberstedt	32522425	6039767	T	SL	DETP_SH59079	7582	3412	3
41	Süderbrarup	32550398	6055683	T	SL	DETP_SH59083	6000	5200	3
42	Timmendorfer Strand	32616709	5984108	T	OH	DETP_SH55042	35000	18328	4
43	Trittau	32593222	5939178	T	OD	DETP_SH62082	26500	31050	4
44	Wankendorf	32580019	5996876	T	PLÖ	DETP_SH57085	8000	6500	3
45	Ahrensburg	32581149	5949417	T	OD	DETP_SH62001	49000	43000	4
46	Bargteheide	32581836	5954483	T	OD	DETP_SH62006	42500	36128	4
47	Bornhöved	32581088	5991712	T	SE	DETP_SH60012	6000	4280	3
48	Heide	32503537	6003848	T	HEI	DETP_SH51069	40000	30744	4
49	Krempe	32531480	5965698	T	IZ	DETP_SH61015	5400	3274	3
50	Meldorf	32505653	5992105	T	HEI	DETP_SH51135	72150	36231	4
51	Neumünster	32560987	5990821	T	RE	DETP_SH58044	380000	139764	5
52	Rendsburg	32541391	6015129	T	RE	DETP_SH58135	220000	76400	5
53	Seeretz	32612695	5976103	T	OH	DETP_SH55035	80000	56134	4
54	Tarp	32526672	6058016	T	SL	DETP_SH59171	6100	5800	3

ID	Anlagentyp	Behandlungs- verfahren	Abfluss	JAW erlaubt [m³/a]	JAW 2018 m³/a
1	SBR-Anlage mit Ausgleichsbecken	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	250000	215947
2	SBR-Anlage ohne Schönungsteich	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	230000	225477
3	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p/f	kontinuierlich	1400000	1383654
4	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	1600000	1565840
5	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	2100000	2196045
6	Durchlaufanlage mit Schönungsteichen	m/b/N/D/p	kontinuierlich	450000	516240
7	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p	kontinuierlich	332500	387296
8	SBR-Anlage ohne Schönungsteich	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	570000	695407
9	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	512000	591939
10	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p	kontinuierlich	250000	179343
11	SBR-Anlage mit Ausgleichsbecken	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	150000	227583
12	Durchlaufanlage mit Schönungsteichen (See)	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	250000	306710
13	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	1300000	1076510
14	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p	kontinuierlich	442125	378750
15	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	550000	510389
16	SBR-Anlage ohne Ausgleichsbecken	m/b/n/d/p	diskontinuierlich	190000	171800
17	SBR-Anlage mit Schöngsteichen	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	280000	476617
18	SBR-Anlage mit Schönungsteich	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	240000	251914
19	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p	kontinuierlich	323000	322931
20	SBR-Anlage mit Schönungsteich	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	360000	362330
21	SBR-Anlage mit Schönungsteich	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	450000	824216
22	SBR-Anlage mit Schönungsteich	m/b/n/d	kontinuierlich	197000	154903
23	Durchlaufanlage, wird jedoch stoßweise über Pu	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	450000	688095
24	Durchlaufanlage	m/b/n/p	kontinuierlich	230000	228580
25	Durchlaufanlage mit Schönungsteich	m/b/n/d/p	kontinuierlich	824000	767217
26	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p/f	kontinuierlich	650000	637153
27	Durchlaufanlage (See)	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	1400000	1293009
28	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p	kontinuierlich	370000	422572
29	Durchlaufanlage und SBR-Anlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	750000	822201
30	SBR-Anlage mit Schönungsteich	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	600000	640603
31	Durchlaufanlage	m/b/n/p	kontinuierlich	180000	190490
32	Durchlaufanlage (See)	m/b/n/d/p	kontinuierlich	1000000	1078620
33	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	950000	1234746
34	Durchlaufanlage (See)	m/b/n/d/p/f	kontinuierlich	750000	839642
35	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	600000	601981
36	SBR-Anlage ohne Schönungsteich	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	375000	362100
37	Durchlaufanlage mit Schönungsteich	m/b/n/d/p	kontinuierlich	233000	314768
38	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	715000	794201
39	Durchlaufanlage mit Schönungsteich	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	920400	918562
40	SBR-Anlage mit Ausgleichsbecken	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	237500	242063
41	SBR-Anlage mit Schönungsteichen	m/b/n/d/bio-p/p	diskontinuierlich	250000	270378
42	SBR-Anlage ohne Schönungsteich	m/b/n/d/p/f	diskontinuierlich	950000	1053484
43	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p	kontinuierlich	790000	903513
44	Durchlaufanlage mit Schönungsteichen	m/b/bio-p/p	kontinuierlich	270000	282698
45	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	2400000	2365280
46	Durchlaufanlage	m/b	kontinuierlich	39000	1489272
47	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	284700	191480
48	Durchlaufanlage??	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	1800000	2027441
49	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p	kontinuierlich	160000	187394
50	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	650000	660391
51	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	8000000	8103557
52	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p/f	kontinuierlich	4200000	3730528
53	Durchlaufanlage	m/b/n/d/bio-p/p	kontinuierlich	2250000	2544105
54	Durchlaufanlage	m/b/n/d/p	kontinuierlich	300000	346679

ID	Einleitgewässer	Einleitung	Anzahl Probenahmestellen	GFV-Einheit Einleitung ins red. Gewässernetz	GFV-Einheit Einleitung
1	Gieselau/Westerau	direkt	3	59787849	59787849
2	Bünzau	direkt	3	59764719	59764719
3	Bramau	direkt	3	59766913	59766913
4	Mittlere Trave	direkt	3	9621731	9621731
5	Trave	direkt	3	96213973	96213973
6	Wellspanger Au	Vorfluter	3	9612239	9612239
7	Brokenlander Au	Rohrleitung	3	59765211	59765211
8	Eider	direkt	3	5978239	5978239
9	Bredstedter Bach	direkt	3	9554781	9554781
10	Vorfluter zu Burger Au (Red. Gew.: Burger Au)	Vorfluter	3	5978963	5978963
11	Treene	Rohrleitung	3	9522359	9522359
12	Grenzgraben Buchholz-Einhaus Gewässer Nr. 1.16 (red. Gew.:	Vorfluter	1 (+See)	962437	962437
13	Ehmbruchgraben (Red. Gew.: Schwentine)	Bach	5	9614199	9614199
14	Eider	lange Rohrleitung (unter Bah	3	5978255	5978255
15	Lindenauer Mühlenau (red. Gew.: Hülkenbek)	Bach (ca. 3 km)	4	5978342	5978342
16	Schirnauer Au	lange Rohrleitung (unter See	4	5978369	5978369
17	Graben Nr. 46 (Red. Gew.: Meyner Mühlenstrom)	Vorfluter	4	9561115	9561115
18	Viehbach (red. Gew.: Hanerau)	Vorfluter (ca. 3 km)	4	5978767	5978768
19	Steinteichgraben (Red. Gew.: Rantzau)	Vorfluter	3	59767659	59767669
20	Glüsinger Au (Red. Gew.: Wapelfelder Au)	Vorfluter (ca. 1,5 km)	4	59787423	59787424
21	Rieselbach (Red. Gew.: Bennebek)	Vorfluter (ca. 6 km)	4	95212665	95212666
22	WBV Hörnerau (Red. Gew.: Breitenburger Kanal)	Vorfluter (ca. 1,3 km)	3	59767839	59769612
23	Lecker Au	direkt	3	956279	956279
24	Neue Sorge	Rohrleitung	3	9521239	9521239
25	Kossau	Vorfluter	3	961691	961691
26	Graben ohne Bezeichnung (Red. Gew.: Malenter Au)	Vorfluter	4	96142999	96142999
27	Lübscher Mühlenbach in Neustädter Binnenwasser	direkt	1 (+1 See)	9619491	9619491
28	Vorfluter Nr. 360 (Red. Gew.: Trave)	Vorfluter (ca. 1,5 km)	4	96215333	96215334
29	Niebüller Graben (Red. Gew.: Südlicher Rollwagenzug)	Vorfluter	3	9589421	9589421
30	Graben (red. Gew.: Brokeler Au)	Vorfluter (ca. 0,5 km)	4	5978611	5978611
31	Mühlenau	Rohrleitung	3	95212279	95212279
32	Kleiner Plöner See	direkt	1 (+4 See)	9614557	9614557
33	Schwentine	direkt	3	96147	96147
34	Grenzgraben Buchholz-Einhaus Gewässer Nr. 1.16 (red. Gew.:	Vorfluter	1 (+4 See)	962437	962437
35	Graben zur Trave (Red. Gew.: Trave)	Vorfluter	3	9621911	9621911
36	Mühlenstrom	Rohrleitung	3	9522169	9522169
37	Vorfluter Nr. 103 (Red. Gew.: Schafflunder Mühlenstrom)	Vorfluter (ca. 1,3 km)	5	9561159	956116
38	Graben ohne Bezeichnung (red. Gew.: Schönberger Au)	Vorfluter	3	961563	961563
39	Schwarze Bek (red. Gew.: Schwarze Au)	Bach	5	5954411	5954412
40	Vorfluter ohne Bezeichnung zur Rumbrandenau (red. Gew.: T	Bach (ca. 2 km)	4	9522773	9522774
41	Oxbek	direkt	3	9612265	9612265
42	Timmendorfer Mühlengraben (red. Gew.: Mühlenau)	Vorfluter (ca. 2 km)	1 (+4 See)	961989791	961989769
43	Bille	Vorfluter	3	595431	595431
44	Hollenbek in den Stolper See	direkt	3 (+3 See)	96146499	96146499
45	Ammersbek Hunnau	direkt	3	5956451	5956451
46	Bargtheider Klärwerksgraben (red. Gew.: Bunsbach)	Vorfluter	3	5956461	5956461
47	Alte Schwentine	Rohrleitung	3	96146111	96146111
48	Norderstrom	Rohrleitung	3	951298261	951298261
49	Grevenkoper Außenwettern (Red. Gew.: Neuenbrooker Haup	Vorfluter	3	59769693	59769694
50	Süderau	Rohrleitung	3	951227	951227
51	Bullenbek	direkt	3	59763291	59763291
52	Eider	Rohrleitung	3	9521131	9521131
53	Schwartau	Rohrleitung	3	962697	962697
54	Treene	direkt	3	9522351	9522351

ID	Größe Einzugsgebiet A_{ges} [km ²]	MNQ [m ³ /s]	Q_{Median} [m ³ /s]	MQ [m ³ /s]	MNQ [L/[s*km ²]]	Q_{Median} [L/[s*km ²]]	MQ [L/[s*km ²]]	Abwasseranteil [AW/ Q_{Median}] [%]	Abwasseranteil [AW/MQ] [%]
1	17,73	0,027	0,135	0,198	1,543	7,610	11,178	5,1	3,5
2	165,17	0,565	1,581	2,177	3,423	9,571	13,180	0,5	0,3
3	425,37	1,741	3,839	5,023	4,092	9,024	11,809	1,1	0,9
4	727,59	2,082	4,523	6,921	2,862	6,216	9,513	1,1	0,7
5	345,56	0,649	2,095	3,096	1,879	6,064	8,959	3,3	2,2
6	50,66	0,138	0,387	0,597	2,715	7,648	11,788	4,2	2,7
7	3,34	0,004	0,040	0,054	1,081	11,992	16,185	30,6	22,7
8	91,35	0,169	0,624	0,864	1,846	6,829	9,455	3,5	2,6
9	7,07	0,009	0,046	0,067	1,227	6,569	9,501	40,4	27,9
10	45,94	0,133	0,267	0,386	2,902	5,801	8,396	2,1	1,5
11	195,27	0,449	1,725	2,331	2,301	8,834	11,938	0,4	0,3
12	317,53	0,294	0,943	1,547	0,926	2,970	4,871	1,0	0,6
13	59,76	0,049	0,250	0,451	0,813	4,183	7,555	13,7	7,6
14	136,37	0,393	1,054	1,350	2,881	7,729	9,897	1,1	0,9
15	13,49	0,042	0,109	0,146	3,132	8,100	10,827	14,8	11,1
16	51,85	0,170	0,488	0,581	3,283	9,414	11,197	1,1	0,9
17	22,71	0,108	0,154	0,215	4,751	6,796	9,451	9,8	7,0
18	28,69	0,102	0,226	0,324	3,565	7,862	11,301	3,5	2,5
19	37,79	0,230	0,367	0,455	6,100	9,709	12,040	2,8	2,3
20	11,45	0,039	0,117	0,155	3,431	10,240	13,527	9,8	7,4
21	28,61	0,157	0,258	0,335	5,473	9,014	11,718	10,1	7,8
22	33,47	0,049	0,223	0,309	1,457	6,653	9,226	2,2	1,6
23	166,44	0,446	1,305	1,808	2,677	7,840	10,860	1,7	1,2
24	145,89	0,512	1,368	1,756	3,510	9,379	12,033	0,5	0,4
25	123,02	0,124	0,591	1,008	1,008	4,800	8,193	4,1	2,4
26	53,68	0,037	0,263	0,452	0,695	4,905	8,426	7,7	4,5
27	123,00	0,125	0,443	0,884	1,016	3,604	7,188	9,3	4,6
28	457,28	1,096	2,921	4,287	2,397	6,387	9,376	0,5	0,3
29	7,92	0,012	0,054	0,077	1,466	6,772	9,708	48,6	33,9
30	9,14	0,029	0,089	0,119	3,214	9,745	12,999	22,8	17,1
31	62,14	0,189	0,587	0,743	3,041	9,449	11,950	1,0	0,8
32	398,09	0,911	2,414	3,210	2,288	6,064	8,063	1,4	1,1
33	634,20	1,584	4,422	5,437	2,498	6,973	8,572	0,9	0,7
34	317,53	0,294	0,943	1,547	0,926	2,970	4,871	2,8	1,7
35	819,22	2,407	4,464	7,805	2,938	5,450	9,528	0,4	0,2
36	16,74	0,015	0,105	0,185	0,912	6,272	11,052	10,9	6,2
37	70,10	0,300	0,587	0,777	4,286	8,379	11,091	1,7	1,3
38	13,67	0,015	0,074	0,108	1,071	5,397	7,877	34,1	23,4
39	4,98	0,003	0,016	0,029	0,551	3,199	5,840	182,9	100,2
40	431,79	1,619	4,228	5,516	3,749	9,793	12,775	0,2	0,1
41	34,50	0,012	0,194	0,368	0,351	5,628	10,663	4,4	2,3
42	36,42	0,046	0,132	0,236	1,260	3,621	6,476	25,3	14,2
43	145,96	0,201	0,696	1,147	1,374	4,769	7,861	4,1	2,5
44	15,10	0,025	0,100	0,131	1,638	6,591	8,708	9,0	6,8
45	63,23	0,093	0,295	0,479	1,476	4,664	7,579	25,4	15,7
46	6,39	0,007	0,027	0,044	1,036	4,244	6,814	174,2	108,5
47	2,74	0,014	0,015	0,021	4,974	5,492	7,485	40,3	29,6
48	9,22	0,014	0,060	0,090	1,512	6,499	9,763	107,2	71,4
49	50,92	0,109	0,376	0,530	2,132	7,389	10,409	1,6	1,1
50	84,25	0,200	0,516	0,766	2,368	6,130	9,097	4,1	2,7
51	9,26	0,029	0,072	0,096	3,127	7,745	10,412	358,1	266,4
52	29,29	0,157	0,243	0,309	5,362	8,282	10,545	48,8	38,3
53	210,92	0,242	0,993	1,725	1,147	4,706	8,178	8,1	4,7
54	178,47	0,391	1,508	2,117	2,189	8,450	11,864	0,7	0,5

Anhang 5 Vorbelastung Gewässer

Erläuterungen:

- Einleitung: Gibt an, ob der KA-Ablauf direkt in das reduzierte Gewässernetz einmündet oder über ein Vorflut-/ Einleitgewässer oder über eine Rohrleitung
- Vorbelastung Vorfluter: Gibt qualitativ an, ob im Gewässer eine potentielle Vorbelastung zu erwarten ist
- Abflussbestimmung nach Abs. 3.4
 - o MID – Bestimmung der Fließgeschwindigkeit mit Magnetisch-Induktiven Sensor
 - o Chlorid – Salzverdünnungsmethode
- Ort der Abflussmessungen:
 - o OW –Oberwasserseitig im reduzierten Gewässernetz
 - o UW – Unterwasserseitig im reduzierten Gewässernetz
 - o V – Vorflut-/ Einleitgewässer, das nicht Teil des red. Gewässernetzes ist
 - o KA – Kläranlagenablauf
- Anzahl Kläranlagen im oberen EZG: Gibt die Anzahl der Kläranlagen im gesamten EZG oberhalb der KA-Einleitung in das reduzierte Gewässernetz an/ berücksichtigt Kläranlagen der Größenklassen GK 1 bis 5
- Name Kläranlagen mit Größenklasse (GK) und Anschlussgröße (AG); KA = Kläranlage/ KT = Klärteich
- Anteil Anschlussgröße [%] – Summe der AG aller oberhalb liegenden Kläranlagen [GK 1 bis 5] / AG der untersuchten KA

ID	Name der Kläranlage	Einführung	Vorbereitung?	Abfluss- bestimmung	Ort Abfluss- messungen	Anzahl KA im oberen EZG	Name KA im oberen EZG	Anschlussgröße kleine KA's vor See	Anschlussgröße kleine KA's nach See	Anschlussgröße Kas oberes EZG insgesamt [EW]	Anteil Anschlussgröße [%]	Kläranlagen
1	Albersdorf	direkt	-	MID	OW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
2	Aukrug-Bünzen	direkt	-	Chlorid		8	KA Gnutz (GK 2; AG: 1080); KA Heinkenborstel (GK 1; AG 104); KA Mörel (West) (GK 1; AG: 50); KA Mörel Ost (GK 1; AG 206); KA Poyenberg (GK 1, AG 391); KA Grauel (GK 1; AG: 233); KA Aukrug-Hornfeld (GK 1; AG: 371); KA Tappendorf (GK 1; AG: 324)	0	0	2759	65,7	keine
3	Bad Bramstedt	direkt	-	Chlorid		22	KA Lenföhden (GK 2; AG: 2983); KA Nützen (GK 2; AG: 1096); KT Winsen (GK 1; AG: 443); KT Kattendorf (GK 2; AG: 924); KT Sievershütten (GK 2; AG 1156); KT Oering (GK 2; AG: 1381); KA Seth (GK 2; AG: 1977); KT Suvenborn (GK 2; AG: 803); KT Fredesdorf (Dorfstr.) (GK 1; AG: 153); KT Fredesdorf (Ch.Rohlf's Str.) (GK 1; AG: 229); KT Bark-Ost (GK 1, AG: 157); KT Bark-Lunden (GK 1; AG: 292); KT Bockhorn (GK 1; AG: 624); KT Todesfelde (GK 2; AG 1320); KT Hartenholm (GK 2; AG: 2867); KT Struvenhütten (GK 2; AG: 1490); KT Schmalfeld (GK 2; AG: 2325); KA Rickling (GK 2; AG: 3425); KT Heidmühlen Mühlenholz (GK 1; AG 82); KT Rodenbek (GK 1; AG: 429); KA Klint (GK 1; AG: 200); KT Bimühlen (GK 1; AG: 1143)	0	0	25499	105,5	keine
4	Bad Oldesloe	direkt	-	MID	OW	17	KA05 Bad Segeberg; KA28 Neversdorf; Travenbrück-Sühlen (GK 1; AG: 296); Travenbrück-Tralau (GK 1; AG: 461); Nütschau (GK 1; AG: 259); KT Wakendorf I (GK 1; AG: 523); Schlammersdorf (GK 1; AG 357); Vinzier (GK 1; AG 352); Havighorst (GK 1; AG: 225); KA Sülfeld (GK 2; AG 2051); Neritz Looswiese (GK 1; AG 341); Todendorf (GK 2; AG: 1288); Mollhagen (GK 2; AG: 2673); Lasbek (GK 2; AG: 1194); Lasbek-Gut (GK 1; AG: 220); Steinhorst (GK 1; AG: 638); Stubben (GK 1; AG: 421); Pölitz Schmachthagen (GK 1; AG: 95); Redtwisch (GK 2; AG: 894)	0	0	12288	44,7	keine

ID	Name der Kläranlage	Einführung	Vorbelastung	Abluss- bestimmung	Ort Abfluss- messungen	Anzahl KA im oberen EZG	Name KA im oberen EZG	Anschlussgröße kleine KA's vor See	Anschlussgröße nach See	Anschlussgröße Kas oberes EZG insgesamt [EW]	Anteil [%]	Industrie- kläranlagen	
5	Bad Segeberg	direkt	-	MID	OW	29	Oberrhalb Wardensee: Rehorst-Dorf (GK 1; AG: 565); KT Stubben-Ost (GK 1; 61); Willendorf (GK 1; AG: 87); KT Söhren (GK 1; AG: 178); KT Steinbek (GK 1; 133); KT Schieren (GK 1; AG: 261); KT Geschendorf (GK 2; AG: 706); Pöhl's-Kampwiese (GK1; AG: 200); KT Strukdorf (GK 1; AG: 236); KT Westerrade (GK 1; AG: 467); KT Wulfisfelde (GK 1; AG: 241); KT Ellsdorf (GK 1; AG: 185); KT Goldenbek (GK 1; AG: 269); KT Pronstorf (GK 1; AG: 187); KT Strenglin (GK 1; AG: 493); KT Glasau (GK 1; AG: 786); KT Seelamp (GK 1; AG: 232); KT Berlin (Siedorf) (GK 1; AG: 568); KT Gnissau (GK 1; AG: 554); KT Garbek (GK 2; AG: 781); KT Gut Wensin (GK 1; AG: 52); KT Gut Rohlstorf (GK 1; AG: 105) Unterrhalb Wardensee: KT Warden (GK 1; AG: 553); KT Quaal (GK 1; AG: 585); KT Blunk-Kieskuhle (GK 1; AG: 248); KT Blunk-Bargenloven (GK 1; AG: 446); KA Trappenkamp (GK 4; AG 7706); KT Negermbötel-Hamdorf (GK 1; AG: 240); KT Negermbötel (GK 1; AG: 768)	7347	9538	16885	28,9	keine	
6	Bäklund	Vorfuter	Felder	Chlorid		2	KA Idstedt (GK 1; AG: 600); KA Neuberend (AG: 1036)	1636	0	1636	10,1	keine	
7	Boostedt	Rohrleitung	Dorf, Teich	MID	UW	0	keine	0	0	0	0,0	keine	
8	Bordesholm	direkt	-	MID	UW	5	KA Klein Barkau (GK 1; AG: 191); KT Bamissen (GK 1; AG: 142); KT Warnau (GK 1; AG: 352); KT Kirchbarkau (GK 2; AG: 968); Durchfluss Bothkamper See KA Groß Buchwald (GK 1; AG: 357)	1653	357	2010	16,4	keine	
9	Bredstedt	direkt	-	MID/ Chlorid	Ka + Chlorid	0	keine	0	0	0	0,0	keine	
10	Burg (Dithmarschen)	Vorfuter	nur KA	Chlorid		2	Buchholz (dithmarschen) (GK 2; AG: 2001); Großenrade/Brickeln/Quickborn (GK 1; AG: 1357)	0	0	3358	65,5	keine	

ID	Name der Kläranlage	Einführung	Vorbelastung Vorfluter?	Abfluss- bestimmung	Ort Abfluss- messungen	Anzahl KA im oberen EZG	Name KA im oberen EZG	Anschlussgröße kleine KA's vor See	Anschlussgröße kleine KA's nach See	Anschlussgröße insgesamt [EW]	Anteil [%]	Industrie- Kläranlagen
11	Esgebek/Langstedt	Rohrleitung	-	MID	OW	0	KA 36 Satrup; KA 54 Tarp	0	0	0	0,0	keine
12	Einhaus	Vorfluter	-			0	keine	0	0	0	0,0	keine
13	Eutin	Bach	Stadt	MID	V + OW	5	KA Kasseeedorf (GK 2; AG: 521); KT Gut Stendorf (GK 1; AG 90); KT Sagau Teich 1 (GK 1; 59); KT Sagau Teich 2 (GK 1; AG: 89); KT Zarneku (GK 1; AG: 69); Durchfluss Großer Eutiner See	828	0	828	3,6	keine
14	Flintbek	lange Rohrleitung (unter Bahnschienen)	-	MID	OW	2	KA08 Bordesholm; KA Schmalstede (GK 1; AG: 306); KA Rumohr (GK 2; AG: 1243)	0	0	1549	16,7	keine
15	Gettorf	Bach (ca. 3 km)	Stadt, Felder	MID	V + OW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
KA	Groß Wittensee	lange Rohrleitung (unter See durch)	-	MID	UW	3	KA Holsee (GK 3; AG: 12616); KA Goosefeld (GK 2; AG 641); Durchfluss Wittensee; KA Bündorf (GK 2; AG: 820)	13257	820	14077	466,6	AB Firma Engel Egon, Goosefeld
17	Handewitt	Vorfluter	Felder	MID	V + UW	0	evtl. aus Dänemark? Sonst nicht	0	0	0	0,0	keine
18	Hanerau-Hademarschen	Vorfluter (ca. 3 km)	Dorf, Felder	MID/ Volumetrisch	KA + V + OW	2	KA Warringholz (GK 1; AG: 270); KA Thaden (GK 1; AG: 221)	0	0	491	14,1	keine
19	Hohenlockstedt	Vorfluter	Dorf, See	MID	OW	2	KA Silzen (GK 1; AG: 154); KA Peissen (GK 1; AG: 251)	0	0	405	3,9	keine
20	Hohenwestedt	Vorfluter (ca. 1,5 km)	Dorf	MID	V + OW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
21	Kropp	Vorfluter (ca. 6 km)	Felder, Dorf	MID	V + OW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
22	Lägerdorf	Vorfluter (ca. 1,3 km)	nur KA	Chlorid		3	Lutzhorn (GK 1; AG: 542); Osterhorn (GK 1; AG: 402)	0	0	1541	45,3	keine
23	Leck	direkt	-	MID	KA + OW	4	KA Weesby (GK 1; AG: 38); KA Osterby (GK 1; AG: 280); Spakebüll (GK 1; AG: 122); Ladelund (GK 2; AG: 1096)	0	0	1536	16,8	keine
24	Lohe-Föhnden	Rohrleitung	-	MID	OW	1	KA31 Owschlag; KA Tetenhusen (GK 2; AG: 1450)	0	0	1450	32,8	keine
25	Lütjenburg	Vorfluter	nur KA	Zolli/Chlorid	KA + Chlorid	11	KT Trent (GK 1; AG: 313); KA Kossau (GK 1; AG: 218); KT Lebrade (GK 1; AG: 312); KA Sellin (GK 1; AG: 152); KT Stellböken (West) (GK 1; AG: 53); KT Stellböken (Ost) (AG 1; AG: 34); KA Mucheln (GK 1; AG: 140); Durchfluss Tresdorfer See; KT Sael (GK 1; AG: 146); KT Damrau (GK 1; AG: 600); KT Engellau (GK 1; AG: 189); KT Kühren (GK 1; AG: 240)	1222	1175	2397	10,5	keine

ID	Name der Kläranlage	Einführung	Vorbelastung?	Abluss- bestimmung	Ort Abfluss- messungen	Anzahl KA im oberen EZG	Name KA im oberen EZG	Anschlussgröße kleine KAs vor See	Anschlussgröße kleine KAs nach See	Anschlussgröße KAs oberes EZG insgesamt [EW]	Anteil [%]	Industrie- Kläranlagen
26	Malente	Vorfluter direkt	Felder	MID	V + UW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
27	Neustadt	-	-	-	-	0	nur andere Zulaufe zum See	0	0	0	0,0	keine
28	Neversdorf	Vorfluter (ca. 1,5 km)	nur KA	MID	V + UW	11	KA05 Bad Segeberg: KT Heiderfeld (GK 1; AG: 142); KT Kükels (GK 1; AG: 440); KT Schwissel (GK 1; AG: 251); KT Traventhal (GK 1; AG: 475); KT Weede (GK 2; AG: 974); KT Mielsdorf (GK 1; AG: 118); KT Klein Gladebrügge (GK 1; AG: 663); KT Stubben-West (GK 1; AG: 102); KT Bühnsdorf-Ost (GK 1; AG: 225); KT Bühnsdorf-West (GK 1; AG: 454); KT Neungörs (GK 1; AG: 714);	0	0	4558	50,5	WW Leezen-Budölp e.G
29	Niebuß	Vorfluter	Dorf, Felder	MID	UW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
30	Nortorf	Vorfluter (ca. 0,5 km)	Felder	MID	V + UW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
31	Owschlag	Rohrleitung	-	MID	KA + UW	2	KA Brekendorf (GK 2; AG: 1100); KA Jagel (GK 2; AG: 2105)	0	0	3205	70,6	keine
32	Plön	direkt	-	-	-	5	KA13 Eutin; KA 26 Malente; KA Grebin (GK 2; AG: 470); KT Schlamersdorf (GK 2; AG: 900); KA Muggesfelder Heide (GK 1; AG: 133); KT Trensfeld (GK 1; AG: 646); KA Bredenbek (GK 1; AG: 74); Durchfluss mehrere Seen (Dieksee, Behler See, Gr. Plöner See, Kl. Plöner See)	2223	0	2223	9,4	KA Zentraldeponie; KT Nehms-Lehmberg; KT Obsthof Münster; KA Kurhelim; KA Behl
33	Preetz	direkt	-	MID	UW	11	KA13 Eutin; KA 26 Malente; KA32 Plön; KA Wahlstorf (GK 1; AG: 156); KA Kührsorf (GK 1; AG: 127); KA Wielen (GK 1; AG: 183); KT Wahlstorf-Hof (GK 1; AG: 41); Durchfluss Lankersee Zusätzlich über Alte Schwentine: KA47 Bornhöved; KA44 Wankendorf; KA Nettelsee (GK 1; AG: 475); KA Löptin (GK 1; AG: 208); KA Postfeld (GK 1; AG: 405); KT Klein Kühren (GK 1; AG: 509); KA Ketelsberg (GK 1; AG: 158); KA Honigsee (GK 1; AG: 463); KA Boksee (GK 1; AG: 327); Durchfluss Postsee	3052	0	3052	16,1	KA Fäkaldeponie; KA Obitz; KA Freudenholm

ID	Name der Kläranlage	Einführung	Vorbelastung?	Abfluss- bestimmung	Ort Abfluss- messungen	Anzahl KA im oberen EZG	Name KA im oberen EZG	Anschlussgröße kleine KA's vor See	Anschlussgröße kleine KA's nach See	Anschlussgröße KAs oberes EZG insgesamt [EW]	Anteil [%]	Kläranlagen
34	Ratzeburg	Vorfluter	-			0	keine	0	0	0	0,0	keine
35	Reinfeld	Vorfluter	nur KA	Chlorid		9	KA05 Bad Segeber; KA28 Neversdorf; KA04 Bad Oldesloe; Steinfeld (GK1; AG: 266); Meddewade (GK2; AG: 920); Barnitz-Damm (GK1; AG: 243); KT Dissau (GK1; AG: 522); KA Obermühle (GK1; AG: 75); KT Reinsbek (GK1; AG: 412); Mönkhagen (GK1; AG: 513); Langliendorf (GK1; AG: 256); Heilschoop (GK1; AG: 569);	3776	0	3776	44,7	keine
36	Satrup	Rohrleitung	-	MID	OW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
37	Schafflund	Vorfluter (ca. 1,3 km)	Stadt, Felder	MID	V + OW + UW + Melerei	1	KA17 Handewitt; KA Wallshüll II (GK1; AG: 620)	0	0	620	13,1	keine
38	Schönberg	Vorfluter	nur KA	MID	UW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
39	Schwarzenbek	Bach	Stadt	MID	2x V + UW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
40	Silberstedt	Bach (ca. 2 km)	Felder	MID	KA + V + OW	10	KA 36 Satrup; KA 54 Tarp; KA 11 Eggebek; KA Wanderup (GK2; AG: 1919); KA Jorl (GK1; AG: 150); KA Sollerup (GK1; AG: 276); Zusätzlich Bollinsdeder Au; KA Klappholz-Mitte (GK1; AG: 43); KA Havetofloet (GK1; AG: 245); KA Sieverstedt (GK2; AG: 1076); KA Klappholz-Lammerskier (GK1; 52); KA Klappholz (GK1; AG: 69); KA Gammelund (GK1; AG: 709); Durchfluss Bollinsdeder Mühlenfeld; KA Bollingstedt (GK1; AG: 542)	2194	2887	5081	148,9	keine
41	Süderbrarup	direkt	-	MID	KA + UW	0	keine	0	0	0	0,0	keine
42	Timmendorfer Strand	Vorfluter (ca. 2 km)	Stadt			0	keine	0	0	0	0,0	keine
43	Trittau	Vorfluter	RW	Chlorid		9	Schiphorst (GK1; AG: 674); Schönberg (GK2; AG: 1655); Wentorf (GK1; AG: 648); Linau (GK2; AG: 868); KA Köthel (GK1; AG: 600); KA Schretstaken (GK1; AG: 523); KA Mühlenrade (GK1; AG: 183); Basthorst (GK1; AG: 421); Dahnker (GK1; AG: 155)	0	0	5727	18,4	keine

ID	Name der Kläranlage	Einführung	Einleitung	Vorbelastung?	Abluss- bestimmung	Ort Abfluss- messungen	Anzahl KA im oberen EZG	Name KA im oberen EZG	Anschlussgröße kleine KA's vor See	Anschlussgröße nach See	Kas oberes EZG insgesamt [EW]	Anteil [%]	Industrie- Kläranlagen
44	Wankendorf	direkt	-	MID	OW		3	KT Ruhwinkel Dorfstr. (GK 1; AG: 99); KT Ruhwinkel Ch.Roß-Weg (GK 1; AG: 63); Durchfluss Schlerensee	162	0	162	2,5 keine	
45	Ahrensburg	direkt	-				0	keine	0	0	0	0,0 keine	
46	Bargteheide	Vorfluter	nur KA				0	keine	0	0	0	0,0 keine	
47	Bornhöved	Rohrleitung	-				0	keine	0	0	0	0,0 keine	
48	Heide	Rohrleitung	-				0	keine	0	0	0	0,0 keine	
49	Krempe	Vorfluter	Felder				4	KA Dägeling (GK 2; AG: 1463); KA Krempheide (GK 2; AG: 4045); KA Süderau (GK 1; AG: 419); KA Neuenbrook (GK 1; AG: 695)	0	0	6622	202,3 keine	
50	Meldorf	Rohrleitung	-				7	Gudendorf (GK 1; AG: 937); Windbergen (GK 1; AG: 1773); Frestedt (GK 1; AG: 132); Süderhastedt (GK 2; AG: 851); Krumstedt (GK 1; AG: 511; Nindorf (GK 1; AG: 62); Bargenstedt (GK 1; AG: 2015)	0	0	6281	17,3 keine	
51	Neumünster	direkt	-				0	keine	0	0	0	0,0 keine	
52	Rendsburg	Rohrleitung	-				0	keine	0	0	0	0,0 keine	
53	Seeretz	Rohrleitung	-				16	KA Braak, Langenwehde (GK 1; AG: 116); KA Gothendorf (GK 1; AG: 70); KT Gr. Meinsdorf (GK 1; AG: 326); KT Rübél (Süsel) (NG 1; AG: 277); KA Bockholt, Kattensahl (GK 1; AG: 137); KA Bockholt, Overdick (GK 1; AG: 90); Durchfluss Barkauer See; KA Ahrensboik (GK 3; AG: 7000); KT Schwochel (GK 1; AG: 109); KA Holstendorf (GK 1; AG: 153); KT Dunkelsdorf (GK 1; AG: 168); KT Böbs (GK 1; AG: 155); KT Lebatz (GK 1; AG: 144); KT Grebenhagen (GK 1; AG: 90); KT Cashagen (GK 1; AG: 214); KT Dakendorf (GK 1; AG: 128); KA Curau (GK 1; AG: 522);	1016	8683	9699	17,3 keine	
54	Tarp	direkt	-				12	KA 36 Satrup; KA Sörupmühle 1 (GK 1; AG: 61); KA Sörupmühle 2 (GK 1; AG: 40); KA Sörup (GK 2; AG: 2371); KA Flatzby (GK 1; AG: 59); KA Husby (GK 2; AG: 1882); KA Hörup-Weseby (GK 1; AG: 193); KA Hörup-Nord (GK 1; AG: 484); KA Hörup-Süd (GK 1; AG: 416); KA Freienwill (GK 2; AG: 2803); Durchfluss Trefsee; KA Munkwolstrup (GK 2; AG: 1285); Durchfluss Sankelmarker See; KA Oeversee (GK 2; AG: 1592); KA Süderschmedeby (GK 1; AG: 458)	9594	2050	11644	200,8 keine	

Anhang 6 Probenahmepunkte Regional-Messprogramm

ID	UTM		Bezeichnung	Gewässer
	Rechts	Hoch		
101	5977850	594185	Bissnitz Oberlauf	Bissnitz
102	5977910	595091	Bissnitz_Zufluss	Bissnitz
103	5978709	596313	Goldenbach	Goldenbach
104	5981611	595807	Stengliner Mühlenbach	Stengliner Mühlen.
105	5982412	593712	Trave_oberhalb_Wadersee	Trave
106	5982161	589744	Trave_Ablauf_Wardersee	Trave
107	5980838	586269	Trave_Klein Rönna	Trave
108	5981531	584511	Brandsau	Brandsau
109	5979599	584099	Trave - Schackendorf	Trave
110	5977162	584578	Trave - Bad Segeberg	Trave
111	5975432	584525	Trave - Högersdorf	Trave
111a	5975275	585053	Trave - oberhalb KA Bad Segeberg	Trave
111b	5975282	585053	Ablauf KA Bad Segeberg	kein
111c	5975357	585173	Trave - unterhalb KA Bad Segeberg	Trave
112	5974521	583988	Mözener Au (gesamt)	Mözener Au
113	5973158	581681	Mözener au (Oberlauf)	Mözener Au
114	5973591	585547	Trave - Herrenmühle	Trave
115	5972325	586325	Trave - Traventhal	Trave
116	5971325	587405	Tegelbek/ Twisselbek	Tegelbek
117	5969912	587240	Trave - Kupfermühle	Trave
117a	5969275	586637	Trave - oberhalb KA Neversdorf	Trave
117b	5969286	585489	Ablauf KA Neversdorf	kein
117c	5969091	586681	Trave - unterhalb KA Neversdorf	Trave
117d	5969240	586599	Einleitgewässer KA Neversdorf	Gewässer 360
118	5967798	586671	Trave - Sühlen	Trave
119	5966038	587216	Trave - Schlamersdorf	Trave
120	5965394	588590	Pulverbek	Pulverbek
121	5964379	588776	Trave - Altfresenburg	Trave
122	5963695	589883	Trave - Trave-Stadion	Trave
123	5961632	589394	Beste	Beste
124	5961434	590442	Barnitz	Barnitz
125	5963286	590905	Trave -Bad Oldesloe	Trave
125a	5963342	591398	Trave - oberhalb KA Bad Oldesloe	Trave
125b	5963349	591442	Ablauf KA Bad Oldesloe	kein
125c	5963494	591579	Trave - unterhalb KA Bad Oldesloe	Trave
126	5963695	593384	Trave - Sehmsdorf	Trave
127	5964252	595922	Trave - Benstaben	Trave
128	5964505	596916	Mühlenau	Mühlenau/ Heilsau
128a	5964466	597023	Trave - oberhalb KA Reinfeld	Trave
128b	5964585	597112	Ablauf KA Reinfeld	kein
128c	5964266	597300	Trave - unterhalb KA Reinfeld	Trave
129	5963182	599095	Trave - Barnitz	Trave

ID	Trave-km [km]	Teil_A _E [km ²]	Summe_A _E [km ²]	Teil_EW [EW]	Summe_EW [EW]	Σ EW / Σ A _E
101		39,53	39,53	1828	1828	46,24
102		12,70	12,70	1236	1236	97,32
103		15,25	15,25	686	686	44,98
104		10,71	10,71	493	493	46,03
105		129,51	129,51	2921	2921	22,55
106	0	36,43	244,13	344	7508	30,75
107	5,865	27,57	271,70	1363	8871	32,65
108		42,57	42,57	934	934	21,94
109	10,286	16,90	331,17	768	10573	31,93
110	13,32	7,86	339,03	0	10573	31,19
111	15,72	6,06	345,09	0	10573	30,64
111a	16,527	0,00	345,09	0	10573	30,64
111b		0,00	0,00	58500	58500	
111c	16,672	0,00	345,09	58500	69073	200,16
112		60,30	60,30	582	582	9,65
113		41,45	41,45	582	582	14,04
114	19,286	7,26	412,65	663	70318	170,41
115	20,858	8,85	421,50	726	71044	168,55
116		30,19	30,19	2499	2499	82,78
117	24,261	1,42	453,11	0	73543	162,31
117a	25,06	3,90	457,01	0	73543	160,92
117b		0,00	0,00	9020	9020	
117c	25,243	0,00	457,57	0	82563	180,44
117d		0,56	0,56	0	0	0,00
118	26,536	5,74	463,31	296	82859	178,84
119	28,755	7,29	470,60	461	83320	177,05
120		20,57	20,57	880	880	42,78
121	31,584	18,64	509,81	611	84811	166,36
122	33,089	16,29	526,10	225	85036	161,63
123		137,58	137,58	9057	9057	65,83
124		55,45	55,45	2048	2048	36,93
125	34,959	7,46	726,59	0	96141	132,32
125a	35,466	1,12	727,71	0	96141	132,11
125b		0,00	0,00	27515	27515	
125c	35,707	0,00	727,71	27515	123656	169,92
126	37,999	2,50	730,21	0	123656	169,34
127	40,964	10,49	740,70	1186	124842	168,55
128		74,56	74,56	2347	2347	31,48
128a	42,253	3,07	818,33	243	127432	155,72
128b		0,00	0,00	8455	8455	
128c	42,601	0,85	819,18	0	135887	165,88
129	45,314	12,02	831,20	0	135887	163,48

Digitaler Anhang

Anhang D.1: Datenblätter Kläranlagen (pdf)

Anhang D.2: Ergebnistabelle „Bewertung UQN“ (xlsx)

Anhang D.3: Ergebnistabelle „Spezifische Frachten“ (xlsx)

Anhang D.4: Ergebnistabelle „Seen“ (xlsx)

Anhang D.5: Ergebnistabelle „Trave-Messprogramm“ (xlsx)

