

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3712 21 225
UBA-FB-00 [trägt die UBA-Bibliothek ein]

Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2

von

Thomas Hillenbrand, Felix Tettenborn
Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (Fraunhofer ISI), Karlsruhe

Stephan Fuchs, Snezhina Toshovski
Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruhe

Steffen Metzger, Imee Tjoeng
Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS), Stuttgart

Paul Wermter
Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW),
Aachen

Michael Kersting, Dieter Hecht, Nicola Werbeck
Ruhr-Forschungsinstitut für Innovations- und Strukturpolitik (RUFIS) e. V. , Bochum

Pascal Wunderlin
Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ VSA, Zürich

unter Mitarbeit von
Yannis Geiger, Lara Wöhler, Florian Zörb; Fraunhofer ISI
Natalie Palm, Susanne Tettinger; FiW
Helmut Karl, Thomas Ebben; RUFIS
Aline Meier; VSA

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Juni 2016

Kurzbeschreibung

Die Reduzierung der Belastungen der Gewässer mit Mikroschadstoffen ist eine wichtige Zielsetzung der Wasserwirtschaft. Grundlage hierfür ist die Europäische Wasserrahmenrichtlinie¹, in der festgelegt ist, dass zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch relevante Schadstoffe oder Schadstoffgruppen spezifische Maßnahmen umzusetzen sind, sobald Umweltqualitätsnormen (UQN), die als Zielgrößen zur Erreichung des guten chemischen Zustandes der Oberflächengewässer über die Richtlinie 2013/39/EG für 45 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen festgelegt wurden, überschritten werden. Zur Verminderung und Vermeidung der Emissionen der relevanten Stoffe sind sowohl Maßnahmen an der Quelle als auch im Emissionspfad nachgelagerte Maßnahmen denkbar. Bei der Auswahl von geeigneten Maßnahmen spielen die Wirksamkeit und die damit verbundenen Kosten eine wesentliche Rolle.

Zur Unterstützung dieses Ansatzes und zur Ergänzung und Vervollständigung der von Oktober 2012 bis Oktober 2014 durchgeführten Arbeiten des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“ (FKZ: 3712 21 225), die in dem Bericht UBA Texte 85/2014 umfassend dokumentiert sind, wurden von November 2014 bis März 2016 weitergehende Untersuchungen durchgeführt.

Die nachfolgend in diesem Bericht beschriebenen, weitergehenden Arbeiten umfassen

- eine Aktualisierung der Stoffflussbetrachtungen sowie Analysen und Konkretisierung von quellenorientierten Maßnahmen zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen aus dem Bereich von Importtextilien, Arzneistoffen und ausgewählten Bioziden,
- eine Relevanzbewertung der Stoffe der EU-Watch-List (Durchführungsbeschluss 2015/495) für Deutschland,
- die Modellierung von Stoffeinträgen und von zugehörigen Emissionsminderungsmaßnahmen deutschlandweit,
- eine Aktualisierung und Erweiterung der Kosten- und Effizienzdaten einer weitergehenden Mikroschadstoffelimination (4. Reinigungsstufe auf Kläranlagen),
- eine Diskussion der Kostenträgerschaft der Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe,
- Untersuchungen zur Analyse des volkswirtschaftlichen Nutzens von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe,
- einen Blick auf die weiteren Entwicklungen zum Umgang mit Mikroschadstoffen in der Schweiz und
- Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen, die zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer beitragen.

¹ Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Abstract

Reducing the contamination of water bodies with micropollutants is an important objective of the water industry. This is based on the European Water Framework Directive², which stipulates that specific measures have to be implemented to combat water pollution caused by relevant pollutants or pollutant groups as soon as environmental quality standards (EQS) are exceeded. These standards were defined as target figures for 45 priority substances or groups of substances to achieve a good chemical status of surface water in the Directive 2013/39/EU. Both source-based measures and end-of-pipe measures are conceivable to avoid and reduce the emissions of the relevant substances. Their effectiveness and the associated costs play a major role when selecting suitable measures.

Further studies were carried out from November 2014 until March 2016 to support this approach and to supplement and complete the studies conducted from October 2012 until October 2014 in the research and development project “Measures to reduce micropollutants emissions to water” (FKZ: 3712 21 225) that are documented in detail in the UBA Texte 85/2014 report.

The studies described in this report cover

- Updating the substance flow analyses as well as analyses and specification of source-oriented measures to reduce micropollutant emissions from the fields of imported textiles, pharmaceuticals and selected biocides
- Analysing the relevance of the substances on the EU Watch List (implementing decision 2015/495) for Germany
- Modelling substance emissions and the associated emission reduction measures across Germany
- Updating and enhancing the cost and efficiency data to account for advanced micropollutant elimination (4th stage of purification in sewage treatment plants)
- Discussing who should foot the bill for the emission reduction measures for micropollutants
- Studies to analyse the macroeconomic benefit of emission reduction measures for micropollutants
- Looking at further developments dealing with micropollutants in Switzerland
- Recommendations of measures and combinations of measures that contribute to reducing and avoiding micropollutant emissions to water.

² Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis.....	14
Abkürzungsverzeichnis	18
Zusammenfassung	22
Summary.....	27
1 Hintergrund und Zielsetzung.....	31
2 Aktualisierung der Stoffflussbetrachtungen sowie Analysen und Konkretisierung quellenorientierter und dezentraler Maßnahmen	32
2.1 Kurzdarstellung wesentlicher Arbeitsinhalte und Ergebnisse der Phase 1	32
2.2 Arbeitsinhalte der Phase 2	32
2.3 Methodik der Stoffflussbetrachtungen sowie der Zusammenstellung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen in die Gewässer	33
2.4 Ergänzungen/Aktualisierungen der Stoffflussbetrachtungen.....	33
2.4.1 Terbutryn	33
2.4.2 Diclofenac	35
2.4.3 Bewertung von Verbrauchsmengen bei Arzneistoffen	37
2.4.4 Bewertung der Relevanz von „Hot-Spots“ bei Arzneistoffeinträgen.....	39
2.5 Weiterführende Analyse und Konkretisierung von quellenorientierten und dezentralen Maßnahmen zur Emissionsreduktion	42
2.5.1 Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer.....	43
2.5.2 Maßnahmen zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen aus Textilien in die Gewässer	56
2.5.3 Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen Biozidanwendungen im Außenbereich in die Gewässer.....	59
2.6 Aktualisierung der zusammenfassenden Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe.....	62
3 Beschreibung der Stoffe der EU-Watch-List und Relevanzbewertung für Deutschland	67
3.1 Hintergrund/Problemstellung	67
3.2 Arbeitsinhalte der Phase 2	67
3.3 Methodik	68
3.4 Ergebnisdarstellung.....	68
3.4.1 Ethinylestradiol.....	68
3.4.2 Estradiol, Estron.....	71
3.4.3 Diclofenac	74
3.4.4 Makrolide Antibiotika.....	75

3.4.5	2,6-Ditert-butyl-4-methylphenol (BHT)	78
3.4.6	2-Ethylhexyl-4-methoxycinnamate (EHMC).....	80
3.4.7	Methiocarb.....	83
3.4.8	Neonicotinoide.....	84
3.4.9	Oxadiazon.....	86
3.4.10	Triallat	87
3.5	Zusammenfassung der Datenlage und der Relevanzbewertung	88
4	Modellierung von Stoffeinträgen und Emissionsminderungsmaßnahmen	90
4.1	Kurzdarstellung der wesentlichen Arbeitsinhalte und Ergebnisse der Phase 1	90
4.2	Arbeitsinhalte der Phase 2	90
4.3	Methodik	90
4.3.1	Übertragbarkeit der Modellierung vom Neckarraum auf Deutschland	91
4.3.2	Integration neuer Stoffe	94
4.3.3	Methodik der Modellierung von Gewässerkonzentrationen.....	100
4.3.4	Methodik der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen.....	102
4.3.5	Eingangsdaten für Maßnahmen	104
4.4	Ergebnisse der Modellierung der Stoffeinträge ausgewählter Stoffe (IST-Zustand)	107
4.4.1	Risikoquotienten.....	107
4.4.2	PAK ₁₆	108
4.4.3	Nonylphenol.....	109
4.4.4	Arzneistoffe	111
4.4.5	Terbutryn	118
4.4.6	Triclosan	121
4.5	Ergebnisse der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen für Deutschland	123
4.5.1	PAK ₁₆	123
4.5.2	Nonylphenol.....	125
4.5.3	Arzneistoffe	127
4.5.4	Terbutryn	134
4.5.5	Triclosan	136
4.6	Zusammenfassung und Fazit der Modellierungsergebnisse	138
4.6.1	Modellierung der Stoffeinträge.....	138
4.6.2	Modellierung von Maßnahmenkombinationen	139
4.7	Beschreibung des zusätzlichen Datenbedarfs (als Input für Monitoring-Programme und parallele F&E-Projekte)	141

4.7.1	Datenbedarf in Bezug auf die kommunalen Entwässerungssysteme inkl. Kläranlage	141
4.7.2	Datenbedarf in Bezug auf stoffspezifische Daten	141
5	Aktualisierung und Erweiterung der Kosten- und Effizienzdaten einer 4. Reinigungsstufe zur gezielten Mikroschadstoffelimination	144
5.1	Kurzdarstellung der wesentlichen Arbeitsinhalte und Ergebnisse der Phase 1	144
5.2	Arbeitsinhalte der Phase 2	145
5.3	Methodik	145
5.4	Neuester Stand des Wissens und der Technik einer 4. Reinigungsstufe	147
5.4.1	Stand der Umsetzung	147
5.4.2	Neue Erkenntnisse zur Reinigungsleistung	148
5.4.3	Verfahrenstechniken zur Nachbehandlung	149
5.4.4	Weitere Technologien zur gezielten Entfernung von Mikroschadstoffen	151
5.5	Aktualisierte Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe in Deutschland und Sensitivitätsanalyse	152
5.5.1	Aktualisierung der Kläranlagendaten	152
5.5.2	Aktualisierung der spezifischen Kostenkennzahlen für die Verfahren der Mikroschadstoffelimination	153
5.5.2.1	Datengrundlage der Kosten für die Spurenstoffstufe	153
5.5.2.2	Spezifische Kosten für die Spurenstoffstufe	155
5.5.2.3	Kosten für die Nachbehandlung	155
5.5.3	Kostenabschätzung	156
6	Betrachtung der Kostenträgerschaft von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe	162
6.1	Hintergrund / Problemstellung	162
6.2	Arbeitsinhalte der Phase 2	162
6.3	Methodik	163
6.4	Kostenträgerschaft bei der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen	165
6.4.1	Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen – Ansätze für eine verursachergerechte Finanzierung	166
6.4.2	Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen – verursachergerechte Umlage der Kosten	167
6.4.3	Zusammenfassende Bewertung der Betrachtung der Kostenträgerschaft und Handlungsbedarf	168
7	Untersuchung des volkswirtschaftlichen Nutzens von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe	170
7.1	Hintergrund / Problemstellung	170
7.2	Arbeitsinhalte der Phase 2	171

7.3	Methode	171
7.4	Diskussion und Bewertung nützlicher Effekte	178
8	Umgang mit Mikroschadstoffen in der Schweiz	183
8.1	Ausgangslage	183
8.2	Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen	183
8.3	Diffuse Einträge	186
8.4	Schlussfolgerungen	186
9	Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen, die zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer beitragen	187
10	Weitergehende Arbeiten	192
11	Quellenverzeichnis	193
12	Anhang	219
12.1	Zusatzinformationen zu den Stoffen der ersten EU-Watch-List	219
12.2	Zusatzinformationen zur Modellierung	222

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm für Terbutryn	35
Abbildung 2:	Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm für Diclofenac	37
Abbildung 3:	Jahresverbrauchsmengen in t/a ausgewählter Arzneistoffe in Deutschland.....	38
Abbildung 4:	Verteilung der Verbrauchsmengen ausgewählter Arzneistoffe auf Einzelhandel und Krankenhäuser	38
Abbildung 5:	Verkaufsmengen ausgewählter Arzneistoffe.....	39
Abbildung 6:	Einwohnerspezifische Fallzahlen von Krankenhäusern über Einwohnerzahlen der betreffenden Kommunen	40
Abbildung 7:	Einwohnerspezifische Bettenzahlen von Gesundheitseinrichtungen über Einwohnerzahlen der betreffenden Kommunen	41
Abbildung 8a und 8b:	Verteilung von Krankenhäusern und Vorsorge- bzw. Rehabilitationseinrichtungen in Baden-Württemberg und Summe der Betten von Krankenhäusern und Vorsorge- bzw. Rehabilitationseinrichtungen pro Einzugsgebiet in Baden-Württemberg.....	41
Abbildung 9:	Einsatzbereiche von Bioziden.....	60
Abbildung 10:	Vorkommen von Ethinylestradiol in verschiedenen Matrices.....	70
Abbildung 11:	Vorkommen von Estradiol in verschiedenen Matrices.....	73
Abbildung 12:	Veränderung der Verkaufsmengen von Estradiol und Ethinylestradiol	74
Abbildung 13:	Veränderung der Verkaufsmengen von Antibiotika, inkl. der in der EU-Watch-List aufgeführten Makrolide	77
Abbildung 14:	Jahreszeitabhängiger EPMC-Einfluss.....	82
Abbildung 15:	Festlegung der Gebietsauslässe für die Modellierung der Gewässersituation	100
Abbildung 16:	Analysegebiete mit deutschem Einzugsgebiet.....	101
Abbildung 17:	Gebietsauslässe.....	101
Abbildung 18:	Verteilung der Jahresabwassermenge der Kläranlagen nach Größenklasse für das Jahr 2010	106
Abbildung 19:	Relative Bedeutung der Eintragspfade an den PAK-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011	108
Abbildung 20:	Risikoquotienten für Nonylphenol im Ist-Zustand	110
Abbildung 21:	Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Nonylphenol-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011	111
Abbildung 22:	Vergleich der Modellierungsergebnisse für Arzneistoffe im Zeitraum 2006 bis 2011 anhand des einwohnerbezogenen und kombinierten Ansatzes für Deutschland	112

Abbildung 23:	Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Arzneistoff-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011	113
Abbildung 24:	Risikoquotienten für Arzneistoffe im Ist-Zustand	114
Abbildung 25:	Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Terbutryn-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011	119
Abbildung 26:	Risikoquotienten für Terbutryn im Ist-Zustand.....	119
Abbildung 27:	Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Triclosan-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011	121
Abbildung 28:	Risikoquotienten für Triclosan im Ist-Zustand	122
Abbildung 29:	Modellierte Reduktionspotenziale für die PAK₁₆-Einträge durch Maßnahmen.....	124
Abbildung 30:	Modellierte Reduktionspotenziale für die Nonylphenol-Einträge durch Maßnahmen	126
Abbildung 31:	Risikoquotienten für Nonylphenol nach Umsetzung der Maßnahmen.....	126
Abbildung 32:	Modellierte Reduktionspotenziale für die Diclofenac-Einträge durch Maßnahmen	129
Abbildung 33:	Modellierte Reduktionspotenziale für die Ibuprofen-Einträge durch Maßnahmen	129
Abbildung 34:	Modellierte Reduktionspotenziale für die Iomeprol-Einträge durch Maßnahmen	130
Abbildung 35:	Modellierte Reduktionspotenziale für die Sulfamethoxazol-Einträge durch Maßnahmen	130
Abbildung 36:	Risikoquotienten für Diclofenac nach Umsetzung der Maßnahmen.....	134
Abbildung 37:	Modellierte Reduktionspotenziale für die Terbutryn-Einträge durch Maßnahmen	135
Abbildung 38:	Risikoquotienten für Terbutryn nach Umsetzung der Maßnahmen	136
Abbildung 39:	Modellierte Reduktionspotenziale für die Triclosan-Einträge durch Maßnahmen	137
Abbildung 40:	Risikoquotienten für Triclosan nach Umsetzung der Maßnahmen	138
Abbildung 41:	Stoffspezifische Verteilung der Risikoquotienten für den Ist-Zustand.....	139
Abbildung 42:	Maßnahmenvergleich für Diclofenac	140
Abbildung 43:	Maßnahmenvergleich für Triclosan	140
Abbildung 44:	Risikomatrix der Kostenbestandteile.....	147
Abbildung 45:	Entfernung ausgewählter Substanzen in der Adsorptionsstufe von vier Kläranlagen aus Baden-Württemberg über mehrere Betriebsjahre	149

Abbildung 46:	Geeignete Verfahren zur Nachbehandlung bei einer 4. Reinigungsstufe.....	151
Abbildung 47:	Spezifische Kosten der Spurenstoffstufe (GK 3-5).....	155
Abbildung 48:	Kostenrisiken des PAC-Verfahrens	158
Abbildung 49:	Kostenrisiken des GAC-Verfahrens	159
Abbildung 50:	Kostenrisiken des Ozonung-Verfahrens.....	160
Abbildung 51:	Verknüpfung von Maßnahmenbereichen mit Aspekten der Finanzierung	164
Abbildung 52:	Nutzenbestimmung	172
Abbildung 53:	Von den Effekten zur Bewertung	172
Abbildung 54:	Übersicht der großtechnischen Umsetzungen (rot: Planung, Bau oder in Betrieb) und Pilotanlagen (blau) zur Elimination von Spurenstoffen auf Kläranlagen in der Schweiz	185
Abbildung 55:	Untersuchungsansatz zur Ableitung und Analyse von Emissionsminderungsmaßnahmen.....	187
Abbildung 56:	Wesentliche Bestandteile einer „Strategie Mikroschadstoffe“	191

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Informationsplattformen für Arzneistoffe und Präparate	47
Tabelle 2:	Parameter für die Gefahrenbewertung des schwedischen Umweltklassifizierungssystems	48
Tabelle 3:	Verteilung des Arzneimittelverbrauchs in Dänemark nach Nielsen (2014)	53
Tabelle 4:	Priorisierung von Krankenhäusern bzgl. Notwendigkeit einer dezentralen Abwasserbehandlung in der dänischen Hauptstadtregion	54
Tabelle 5:	Aktualisierter Maßnahmensteckbrief für Arzneistoffe (Zusammenfassung).....	63
Tabelle 6:	Maßnahmensteckbrief für Biozideinträge aus der Außenanwendung	64
Tabelle 7:	Maßnahmensteckbrief für Schadstoffemissionen aus Importtextilien	65
Tabelle 8:	Aktualisierter Überblick der Wirkpotenziale verschiedener Ansatzpunkte für Emissionsminderungsmaßnahmen.....	66
Tabelle 9:	Stoffeigenschaften von Ethinylestradiol	69
Tabelle 10:	Stoffeigenschaften von Estradiol und Estron	71
Tabelle 11:	Berechnete Eliminationsraten bei Estron und Estradiol für die biologische Elimination sowie die Ozonung auf einer Schweizer Abwasserreinigungsanlage	72
Tabelle 12:	Gemittelte Hormonkonzentrationen* in einer Schweizer Abwasserreinigungsanlage mit eingebauter Ozonungsstufe**	73
Tabelle 13:	Stoffeigenschaften ausgewählter Makrolide.....	75
Tabelle 14:	Stoffeigenschaften Ditert-butyl-4-methylphenol (BHT)	78
Tabelle 15:	Stoffeigenschaften von Ethylhexyl-4-methoxycinnamate (EHMC)	81
Tabelle 16:	Stoffeigenschaften von Methiocarb	83
Tabelle 17:	Inlandsabsatz und Ausfuhr von Neonicotinoiden	85
Tabelle 18:	Stoffeigenschaften von Oxadiazon	86
Tabelle 19:	Stoffeigenschaften von Triallat.....	87
Tabelle 20:	Stoffe der EU-Watch-List, Zusammenfassung der Informationslage.....	89
Tabelle 21:	Aus der Eintragsberechnung und Wasserbilanz in MoRE resultierenden PAK-Konzentrationen im Regen- und Mischwasser	93
Tabelle 22:	Triclosan-Gehalt im Klärschlamm	97
Tabelle 23:	Triclosan-Rückhalteleistung in kommunalen Kläranlagen.....	98
Tabelle 24:	Modellierte Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen	103

Tabelle 25:	Verwendete Eliminationsleistung der Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe	105
Tabelle 26:	Verwendete Qualitätskriterien für die Ergebnisdarstellung	107
Tabelle 27:	Berechnete PAK₁₆-Konzentrationen	108
Tabelle 28:	Vergleich der PAK-Fracht mit modellierten mittleren PAK-Einträgen im Zeitraum 2006 bis 2011	109
Tabelle 29:	Berechnete Nonylphenol-Konzentrationen	110
Tabelle 30:	Berechnete Arzneistoff-Konzentrationen	114
Tabelle 31:	Vergleich der berechneten Diclofenac-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit den modellierten mittleren jährlichen Eintragsfrachten im Zeitraum 2006 bis 2011 in kg/a	115
Tabelle 32:	Vergleich der berechneten Ibuprofen-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit modellierten mittleren jährlichen Eintragsfrachten im Zeitraum 2006-2011 in kg/a	115
Tabelle 33:	Vergleich der berechneten lomeprol-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit modellierten mittleren jährlichen Eintragsfrachten im Zeitraum 2006 bis 2011 in kg/a	116
Tabelle 34:	Vergleich der berechneten Sulfamethoxazol-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit modellierten mittleren jährlichen Eintragsfrachten im Zeitraum 2006 bis 2011 in kg/a	117
Tabelle 35:	Arzneistoff-Konzentrationen in Oberflächengewässer	117
Tabelle 36:	Berechnete Terbutryn-Konzentrationen	118
Tabelle 37:	Vergleich der berechneten Terbutryn-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit den modellierten mittleren jährlichen Einträgen im Zeitraum 2006 bis 2011	120
Tabelle 38:	Berechnete Triclosan-Konzentrationen	121
Tabelle 39:	Berechnete PAK₁₆-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung	124
Tabelle 40:	Berechnete Nonylphenol-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung	125
Tabelle 41:	Berechnete Diclofenac-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung	132
Tabelle 42:	Berechnete Ibuprofen-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung	132
Tabelle 43:	Berechnete lomeprol-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung	133
Tabelle 44:	Berechnete Sulfamethoxazol-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung	133
Tabelle 45:	Berechnete Terbutryn-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung	135

Tabelle 46:	Berechnete Triclosan-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung.....	137
Tabelle 47:	Differenzierte Kostenerhebung aus den Literaturangaben	144
Tabelle 48:	Regressionsergebnisse	146
Tabelle 49:	Großtechnische Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe in kommunalen Kläranlagen in Deutschland und in der Schweiz	148
Tabelle 50:	Stand der Umsetzung von möglichen Verfahren zur Nachbehandlung des Abwassers	150
Tabelle 51:	Gegenüberstellung der Kläranlagenanzahl der Jahre 2008, 2010 und 2012	152
Tabelle 52:	Die behandelten Jahresabwassermengen aus den drei Erhebungsjahren sowie die Mittelwerte der jeweiligen Größenklasse (in Mio. m³/a).....	153
Tabelle 53:	Übersicht über die zusätzlich verwendeten Kostenangaben.....	154
Tabelle 54:	Spezifische Kosten der Nachbehandlung (in €/m³)	156
Tabelle 55:	Jahreskosten der 4. Reinigungsstufe (in Mio. €/a)	156
Tabelle 56:	Streuung der Einzelkosten	157
Tabelle 57:	Sensitivitäten in Bezug auf die Einzelkosten.....	157
Tabelle 58:	Durchschnittliche Gebührenbelastung in NRW und Abschätzung der Steigerung mit Ausbau der 4. Reinigungsstufe (mit und ohne Nachbehandlung).....	167
Tabelle 59:	Ergebnisse der Fragebogenaktion	175
Tabelle 60:	Attributsausprägungen	180
Tabelle 61:	Bewertungsoptionen	180
Tabelle 62:	Beschreibung ausgewählter Maßnahmen zur Emissionsminderung für Mikroschadstoffe mit hoher Umsetzungsrelevanz	188
Tabelle 63:	Vorteile und Grenzen quellenorientierter und nachgeschalteter Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe.....	190
Tabelle 64:	Toxizitätsdaten gegenüber aquatischen Organismen von Clarithromycin und seiner Hauptmetabolite.....	219
Tabelle 65:	Umweltverhalten ausgewählter Neonicotinoide.....	219
Tabelle 66:	LD₅₀ unterschiedlicher Neonicotinoide für verschiedene Spezies	220
Tabelle 67:	Nachweisgrenzen unterschiedlicher Neonicotinoide.....	220
Tabelle 68:	Detection frequency and concentration of neonicotinoids in the rivers of Osaka City and their estuaries. The results of two sampling campaigns are shown: Aug 2009 in the upper rows and May 2010 in the lower row.	221
Tabelle 69:	Wirkung (LD₅₀) von Triallat auf verschiedene Spezies in Süßwassergewässern	221

Tabelle 70:	Gemessene PAK-Konzentrationen im Regenwasserkanal	223
Tabelle 71:	Gemessene PAK-Konzentrationen im Mischwasserüberlauf	225
Tabelle 72:	Gemessene Nonylphenol-Konzentrationen im Regenwasserkanal.....	225
Tabelle 73:	Gemessene Nonylphenol-Konzentrationen im Mischwasserüberlauf	227
Tabelle 74:	Gemessene Arzneistoff-Konzentrationen im Mischwasserüberlauf	228
Tabelle 75:	Terbutryn-Konzentration in Kläranlagenzuläufen.....	229
Tabelle 76:	Terbutryn-Konzentration in Kläranlagenabläufen	230
Tabelle 77:	Terbutryn-Konzentration im Regenwasserkanal der Trennkanalisation und im Mischwasserüberlauf im Mischsystem	230
Tabelle 78:	Triclosan-Konzentration in Kläranlagenzuläufen	231
Tabelle 79:	Triclosan-Konzentration in Kläranlagenabläufen	232
Tabelle 80:	PAK₁₆-Eingangsdaten	233
Tabelle 81:	Nonylphenol-, Terbutryn- und Triclosan-Eingangsdaten.....	233
Tabelle 82:	Arzneistoffe-Eingangsdaten	233

Abkürzungsverzeichnis

AESGP	Europäischer Verband der Arzneimittel-Hersteller (Association of the European Self-Medication Industry)
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AOP	Advanced Oxidation Processes
AR	Kanton Appenzell Ausserrhoden
ARA	Abwasserreinigungsanlage (Schweizer Bezeichnung für Kläranlage)
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e.V.
BAT	Best Available Techniques
BAFU	Schweizer Bundesamt für Umwelt
BCF	Biokonzentrationsfaktor
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BG	Bestimmungsgrenze
BHT	Butylhydroxytoluol bzw. Ditert-butyl-4-methylphenol
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BLAC	Bund/länder-Arbeitsgemeinschaft Chemikaliensicherheit: Arbeitsgremium der Umweltministerkonferenz
BW	Baden-Württemberg
CAS	Chemical Abstracts Service: Weist Chemikalien eindeutige Identifikationsnummern zu
CH	Länderkennzeichen Schweiz
CHF	Schweizer Franken
DDD	Definierte Tagesdosis (engl.: Defined Daily Dose); auch angenommene Mittlere Tagesdosis
DKTIG	Deutsche Krankenhaus TrustCenter und Informationsverarbeitung GmbH
DOC	Dissolved Organic Carbon
E	Einwohner
E_{ang}	Angeschlossene Einwohner
E1	Estron (natürliches Hormon)
E2	Estradiol (natürliches Hormon)
EE2	Ethinylestradiol (synthetisches Hormon)

EAOP	Elektrochemical Advanced Oxidation Processes
ECHA	European Chemicals Agency
EG	Europäische Gemeinschaft
EHMC	Ethylhexyl-4-methoxycinnamate
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EMSR-Technik	Elektro-, Mess-, Steuerungs- und Regeltechnik
EPA	US Environmental Protection Agency
EU	Europäische Union
EUROSTAT	Statistische Amt der Europäischen Union
EW	Einwohnerwerte
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft. Ursprüngliche Name des Zusammenschlusses europäischer Staaten zur Förderung der gemeinsamen Wirtschaftspolitik im Rahmen der europäischen Integration (1957 bis 1992)
EZG	Einzugsgebiet
FDZ	Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder
GAC	Granulierte Aktivkohle (Granular activated carbon)
GK	Größenklasse
GKV	Gesetzliche Krankenversicherungen
GOTS	Global Organic Textile Standard
GSchG	Gewässerschutzgesetz (Schweiz)
GSchV	Gewässerschutzverordnung (Schweiz)
HBCDD	Hexabromcyclododecan
HELCOM	Kommission zum Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum (Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area).
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
JD-UQN	Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnorm
KA	Kläranlage
KKS	Kaufkraftstandard
KMU	Kleine und mittlere Unternehmen
KomAbwRL	Kommunalabwasserrichtlinie
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
MAK	Maximale Arbeitsplatz-Konzentration
MAK-Infektion	Mycobacterium-Avium-intrazelluläre-Komplex-Infektion
MEC	Measured Environmental Concentration
MindER	Pilotprojekt zur Minderung des Eintrags von Röntgenkontrastmitteln in die Umwelt. Forschungsprojekt Fraunhofer ISI
MNQ	Mittlerer Niedrigabfluss
MoRE	Modeling of Regionalized Emissions
MQ	Mittlerer Abfluss
MRS�	Manufacturers Restricted Substance List
MS	Mischsystem
MSC-East	Meteorological Synthesizing Centre - East
MSS	Mikroschadstoffe
MUNLV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
NRW	Nordrhein-Westfalen
NSAP	Nichtsteroidale Antiphlogistika
NSAR	Nichtsteroidale Antirheumatika
O₃	Ozon
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
PAC	Pulverisierte Aktivkohle (Powdered activated carbon)
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PBT	Persistent, bioakkumulierend, toxisch
PEC	Predicted environmental concentration
PFOS	Perfluorooctansulfonat
PNEC	Predicted no effect concentration
PRTR	Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister
RBF	Retentionsbodenfilter
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals. EU-Chemikalienverordnung

ReAs	Reduzierung der Gewässerbelastungen mit Rückständen von Arzneistoffen in ausgewählten Pilotgebieten. Forschungsprojekt Fraunhofer ISI
RPA	Regionalisierte Pfadanalyse
RQ	Risikoquotient
RÜB	Regenüberlaufbecken
RW	Regenwetter
SH	Schleswig-Holstein
SK	Schräglklärer
SPCs	Summaries of Product Characteristics (europaweit gültige Fachinformationen)
TBT	Tributylzinn
TS	„Trennsystem“ bei Systemangaben „Trockensubstanz“ bei Konzentrationsangaben
TW	Trockenwetter
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
WIdO	Wissenschaftliches Institut der AOK
WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
ZDHC	Zero Discharge of hazardous chemicals - eine Initiative von Textil-Herstellern
ZH	Kanton Zürich
ZHK-UQN	Zulässige Höchstkonzentration Umweltqualitätsnorm

Zusammenfassung

Hintergrund

Die Reduzierung der Belastungen der Gewässer mit Mikroschadstoffen ist eine wichtige Zielsetzung der Wasserwirtschaft. Grundlage hierfür ist die Europäische Wasserrahmenrichtlinie³, in der in Artikel 16 „Strategien gegen die Wasserverschmutzung“ festgelegt ist, dass spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch relevante Schadstoffe oder Schadstoffgruppen umzusetzen sind, sobald Umweltqualitätsnormen (UQN), die als Zielgrößen zur Erreichung des guten chemischen Zustandes der Oberflächengewässer über die Richtlinien 2008/105/EG und 2013/39/EG für 45 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen festgelegt wurden, überschritten werden.

Grundsätzlich können zur Verminderung und Vermeidung der Emissionen der relevanten Stoffe Maßnahmen an der Quelle (Stoffvermeidung/produktionsintegrierter Umweltschutz) als auch im Emissionspfad nachgelagerte Minderungsmaßnahmen (z. B. an den eigentlichen Eintragsstellen in die Gewässer wie Kläranlagen oder Misch- und Regenwasser-Überläufe) eingesetzt werden. Die Effektivität und Effizienz dieser Maßnahmen kann sich deutlich unterscheiden.

Vor diesem Hintergrund wurden in Hillenbrand et al. (2015) geeignete Maßnahmen bzw. Kombinationen von Maßnahmen und ihre Randbedingungen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen über das kommunale Abwassersystem in die Gewässer beschrieben, die sich durch eine hohe Kosteneffizienz auszeichnen. Bei der Bewertung der Maßnahmen standen das Zusammenwirken, die Wirksamkeit und Kosteneffizienz von quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen im Vordergrund. Als wesentliches Ergebnis dieser Arbeiten wurde vorgeschlagen, von Seiten des Bundes die unterschiedlichen Maßnahmen im Rahmen einer „Strategie Mikroschadstoffe“ zu bündeln, in die alle relevanten Akteure ausgewogen einzubinden sind. In daran anknüpfenden Arbeiten wurden verschiedene Aspekte weitergehend bearbeitet und ergänzende Fragestellungen aufgegriffen.

Methodik

Entsprechend der Vorgehensweise in Phase 1 wurden für ausgewählte Mikroschadstoffe emissionsorientierte Stoffflussanalysen sowie zur Berechnung der über die verschiedenen Pfade eingetragenen Schadstoffmengen Regionalisierte Pfadanalysen mit Hilfe des Modellierungswerkzeug MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) eingesetzt. Die Ergebnisse dieser Analysen dienen als Grundlage für die Auswahl und Bewertung geeigneter Emissionsminderungsmaßnahmen. Hinsichtlich Kosten und Wirkung der 4. Reinigungsstufe wurde insbesondere auf neueste Erfahrungswerte aus Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und der Schweiz zurückgegriffen. Dabei wurde ein zusätzlicher Schwerpunkt auf Untersuchungen zu Techniken und Kosten der Nachbehandlung gelegt. Zusätzlich wurden unterschiedliche Ansätze zur Kostenträgerschaft untersucht und verfügbare Methoden zur Untersuchung des volkswirtschaftlichen Nutzens von Emissionsminderungsmaßnahmen bewertet.

Aktualisierung der Stoffflussbetrachtungen sowie Analysen und Konkretisierung quellenorientierter Maßnahmen

Die Relevanz von quellenorientierten Maßnahmen und ihre Bedeutung zum Beitrag zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen in die Umwelt werden vielfach diskutiert. Gleichzeitig zeigte sich in den vergangenen Arbeiten zur „Herleitung geeigneter Maßnahmen zur Reduktion und Vermeidung des Eintrages der ausgewählten Mikroschadstoffe ins Gewässer“ und zur „Erarbeitung von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen und deren Rahmenbedingungen, Darstellung des Zusammenwirkens, der Wirksamkeit und Kosteneffizienz sowie Ermittlung der Kosten von deren Umsetzung

³ Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

anhand von Szenarien-Betrachtungen“, dass zur differenzierten Bewertung quellenorientierter Maßnahmen und zum Vergleich mit den nachgeschalteten-Maßnahmen vertiefte Analysen notwendig sind.

Daher erfolgten für drei ausgewählte Bereiche (Mikroschadstoffe aus dem Bereich von Importtextilien, Arzneistoffe und ausgewählte Biozide) weitergehende und differenziertere Beschreibungen für quellenorientierte und z. T. dezentrale Maßnahmen mit Hinblick auf mögliche Umsetzungen.

Relevanzbewertung der Stoffe der EU-Watch-List für Deutschland

Über den Durchführungsbeschluss 2015/495 wurde seitens der Europäischen Kommission eine Beobachtungsliste für Stoffe vorgegeben, die ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die aquatische Umwelt aufweisen, für die aber insbesondere aufgrund unzureichender Monitoringdaten bislang eine europaweite Relevanz nicht belegt werden kann, obwohl Produktions- und Verbrauchsmengen sowie Stoffeigenschaften umweltrelevante Einträge in Gewässer nahelegen. Bei Bestätigung einer europaweiten Belastung sollen die entsprechenden Stoffe im Rahmen der regelmäßigen Aktualisierung in die Liste der prioritären Stoffe aufgenommen werden. Die Beobachtungsliste umfasst Stoffe, die im Arzneibereich eingesetzt werden (Ethinylestradiol, Estradioal und Estron sowie Diclofenac und drei Makrolid-Antibiotika), zwei Stoffe, die unter anderem in Pflegeprodukten zu finden sind (BHT als Antioxidans und EHMC als UV-Filter) sowie Substanzen, die in Pflanzenschutzmitteln verwendet werden (Oxadiazon, Triallat, Methiocarb, Neonicotinoide). Während sich einige Stoffe durch einen breit gestreuten Verbrauch auszeichnen (Arzneistoffe und Stoffe in Pflegeprodukten), sollten andere Stoffe in Deutschland aufgrund fehlender Einsatzzulassungen keine Rolle hinsichtlich der aktuellen Emissionsituation spielen (Oxadiazon und Triallat).

Für eine erste Bewertung der Relevanz der Stoffe der Beobachtungsliste für Deutschland wurden die Aspekte Produktion und Nutzung in Deutschland, mögliche Emissionsquellen sowie die aktuelle Belastungssituation anhand der verfügbaren Informationen und Daten einbezogen. Die Charakteristika wurden in kurzen Stoffbeschreibungen dokumentiert. Die Ergebnisse der Stoffcharakterisierung und der Relevanzbewertung flossen in die Ableitung effizienter Maßnahmenkombinationen mit ein, um so die Entwicklungen auf europäischer Ebene hinsichtlich möglicher neuer prioritärer Stoffe berücksichtigen zu können.

Modellierung von Stoffeinträgen und Emissionsminderungsmaßnahmen

Die Quantifizierung von Einträgen über punktförmige und diffuse Pfade ist eine wesentliche Grundlage für die Beurteilung des Gewässerzustands und im Falle einer Verfehlung von Qualitätszielen für eine effektive Maßnahmenplanung. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde eine erste Abschätzung der Gewässersituation für ausgewählte Mikroschadstoffe für Deutschland durchgeführt. Die berücksichtigten Stoffe sind polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Nonylphenol, Terbutryn, Triclosan und die Arzneistoffe Diclofenac, Ibuprofen, Iomeprol und Sulfamethoxazol.

Die Einträge von Mikroschadstoffen in die deutschen Gewässer wurden mit dem Modell MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) berechnet. Trotz bestehender Unsicherheiten bei den verwendeten Eingangsdaten und bei der Quantifizierung der stofflichen Einträge kann die Punktquelle „kommunale Kläranlage“ als Haupteintragspfad für nahezu alle der betrachteten Mikroschadstoffen identifiziert werden. Nur die PAK werden überwiegend über diffuse Eintragspfade, wie die Kanalisationssysteme und atmosphärische Deposition, emittiert.

Anschließend wurden die modellierten Einträge in Gewässerkonzentrationen umgerechnet. Dadurch konnten die Ergebnisse der Eintragsmodellierung für die Ausgangssituation anhand gemessener Konzentrationen in den Gewässern plausibilisiert werden. Gewässerinterne Prozesse wurden hierbei nicht berücksichtigt.

Die berechneten Gewässerkonzentrationen wurden außerdem genutzt, um die Gewässersituation im Vergleich zu den geltenden Zielvorgaben einzuschätzen. Für einige Stoffe (Nonylphenol, Sulfamethoxazol, Terbutryn) wurden die Zielvorgaben nur an sehr wenigen Gebietsauslässen überschritten. Die berechneten Ibuprofen-Konzentrationen waren immer unterhalb des Qualitätsziels. Für Diclofenac und Triclosan wurde dagegen flächendeckend eine Qualitätszielüberschreitung ermittelt.

Ausgehend von dem identifiziertem Handlungsbedarf und der Relevanz der einzelnen Eintragspfade wurden Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge modelliert. Die Wirksamkeit von quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen wurde in Bezug auf ihr eintragsminderndes und qualitätsverbesserndes Potenzial analysiert. Für Diclofenac und Triclosan zeigt sich dabei, dass durch die Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit vierter Reinigungsstufe in Kombination mit quellenbezogenen Maßnahmen eine sehr deutliche Reduktion der Einträge um nahezu 80 Prozent bzw. knapp 70 Prozent erreicht werden kann. Trotzdem ist auch dann mit Überschreitungen der Qualitätskriterien zu rechnen. Auch anhand der Ergebnisse für die weiteren Stoffe wird deutlich, dass ein Mix aus quellenorientierten und nachgeschalteten Maßnahmen erforderlich ist, um die Ziele des guten chemischen Gewässerzustands längerfristig erreichen zu können.

Aktualisierung und Erweiterung der Kosten- und Effizienzdaten einer 4. Reinigungsstufe zur gezielten Mikroschadstoffelimination

In den letzten Jahren wurden mehrere kommunale Kläranlagen in Deutschland und in der Schweiz mit einer 4. Reinigungsstufe nachgerüstet. Aus dem Betrieb dieser Reinigungsstufe können neue Erfahrungen und Erkenntnisse gewonnen werden. So zeigt sich, dass der Eliminationsumfang ausgewählter Substanzen im Regelbetrieb bei einer definierten Dosiermenge des Hilfsstoffs vergleichsweise konstant gehalten werden kann. Darüber hinaus zeigen die Erfahrungen von mehreren Kläranlagen, dass sich die Reinigungsleistungen der Anlagen (deutlich) unterscheiden können.

Nach derzeitigem Wissenstand bedarf es bei einer 4. Reinigungsstufe im Anschluss an das eigentliche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination einer Nachbehandlung des Abwassers. Im Fall der Ozonung dient die Nachbehandlung dem biologischen Abbau der gebildeten Transformationsprodukte, wohingegen beim Einsatz von Pulveraktivkohle hierdurch ein weitestgehender Partikelrückhalt sichergestellt wird. Die Anwendung von granulierter Aktivkohle erfordert keine weitere Nachbehandlungsstufe.

In den aktuellen Forschungsaktivitäten wurde die Eignung weiterer Verfahren zur gezielten Mikroschadstoffelimination untersucht. In der Mehrzahl der Verfahren handelt es sich um oxidative Prozesse. Keines der Verfahren ist gegenwärtig so weit entwickelt, dass es bereits für eine großtechnische Anwendung auf einer Kläranlage umsetzbar ist. Aktuell wird ebenfalls die Kombination von Ozon und Aktivkohleanwendung diskutiert.

Basierend auf der aktualisierten Kostenschätzung sind für die Ertüchtigung aller Kläranlagen der Größenklassen 3 bis 5 um eine zusätzliche Spurenstoffstufe (Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen), je nach betrachteter Verfahrenstechnik, netto Jahreskosten in Höhe von 562 Mio. € (Ozonung), 684 Mio. € (PAC-Anwendung) bzw. 691 Mio. € (GAC-Anwendung) zu erwarten. Angesichts der Notwendigkeit einer Nachbehandlungsstufe im Anschluss der eigentlichen Spurenstoffstufe ist mit weiteren 582 Mio. €/a für den Bau und Betrieb der Nachbehandlung zu rechnen. Für die Ertüchtigung von Kläranlagen der Größenklasse 5 betragen die jährlichen Kosten rund 415 bis 435 Mio. €. Etwa die Hälfte der Kosten resultiert aus der Nachbehandlung.

Die Kosten der Kläranlagenertüchtigung können für das PAC-Verfahren und die Ozonung mit einer mittleren Schätzgüte bestimmt werden. Je nach Verfahren zeigen sich Kostenrisiken an verschiedenen Stellen. In allen drei untersuchten Verfahren sind aber die Betriebsmittel (Aktivkohle bei PAC- und GAC-Verfahren bzw. Energie bei der Ozonung) sowohl von den Anteilen an den Jahreskosten als auch bei den Risiken hervorzuheben. Die Eliminationsleistungen einzelner Techniken hinsichtlich

verschiedener Mikroschadstoffe unterscheiden sich ebenso wie das Vorkommen von Mikroverunreinigungen in unterschiedlichen Gewässern und die jeweiligen örtlichen Gegebenheiten. Insofern müssen Strategien entwickelt werden, die über eine pauschale Lösung hinausgehen und unter Berücksichtigung der Besonderheiten des Einzelfalls eine kosteneffiziente und verhältnismäßige Lösung gewährleisten.

Betrachtung der Kostenträgerschaft der Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe

Im Rahmen eines strategischen Ansatzes zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in die aquatische Umwelt können durch die Art der Verteilung der Kostenübernahme Lenkungswirkungen und insbesondere in Kombination mit Informationsmaßnahmen Verhaltensanreize geschaffen werden, die direkt und indirekt zu weiteren Eintragsreduktionen führen können. Abgabenslösungen bieten vor diesem Hintergrund einen besonderen Gestaltungsspielraum bei der Beteiligung verschiedener Akteure.

In diesem Zusammenhang werden aktuell diskutierte Vorschläge zur verursachergerechten Kostenverteilung von Maßnahmen zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen zusammengefasst und bewertet. Der Betrachtungsschwerpunkt wird hierbei, aufgrund der hohen Wirksamkeit einer Eintragsreduktion bei einer Vielzahl von Stoffen, auf die 4. Reinigungsstufe gelegt.

Untersuchungen zur Analyse des volkswirtschaftlichen Nutzens von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe

Im Rahmen einer Analyse des volkswirtschaftlichen Nutzens von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe wurde untersucht, wie Effekte von Emissionsminderungsmaßnahmen erfasst und bewertet werden können. Als Verfahren standen Zahlungsbereitschaftsanalysen im Mittelpunkt. Diese Analysen wurden einerseits mit anderen Bewertungsverfahren verglichen. Andererseits erfolgte eine Untersuchung, welche Daten und Informationen in welcher Form von Seiten der Technik, Naturwissenschaften und Medizin für eine Bewertung bereitgestellt werden sollten. Darüber hinaus wurde ein Überblick über aktuelle Studien zur Bewertung von Gewässerzustandsveränderungen erarbeitet, um zu überprüfen, ob und unter welchen Voraussetzungen dort gewonnene Ergebnisse für eine Bewertung von reduzierten Mikroschadstoffeinträgen nutzbar gemacht werden können. Schwerpunktmäßig wurde die bisher einzige Studie zur Ermittlung einer Zahlungsbereitschaft für die Elimination von Spurenstoffen dahingehend geprüft, inwieweit die Ergebnisse von der Schweiz auf Deutschland übertragen werden könnten. Bei allen Arbeitsschritten ging es darum herauszuarbeiten, unter welchen Voraussetzungen eine solche Zahlungsbereitschaftsanalyse wie möglich ist.

Entwicklungen zum Umgang mit Mikroschadstoffen in der Schweiz

In der Schweiz besteht Handlungsbedarf in Gewässern mit hohem Abwasseranteil, in Gewässern im Einzugsgebiet von Seen und bei kleinen Gewässern mit großen diffusen Einträgen von Pflanzenschutzmitteln. Die geplanten Maßnahmen zur Reduktion von Mikroverunreinigungen sollen dem Schutz der Trinkwasserressourcen, dem Schutz der aquatischen Systeme und zudem der Reduktion der Gesamtfracht an Mikroverunreinigungen in den Gewässern dienen, womit die Oberlieger-Verantwortung wahrgenommen wird. Die Umsetzung der Maßnahmen hat mit der Inkraftsetzung der Änderung des Gewässerschutzgesetzes und der Gewässerschutzverordnung am 1. Januar 2016 bereits begonnen. Durch die Vorgabe von Kriterien zur Auswahl der Kläranlagen, die eine zusätzliche Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen installieren sollen und die Vorgabe einer zu erreichenden Reinigungsleistung von 80 Prozent sind die Weichen für einen zielgerichteten Kläranlagenausbau in der Schweiz gestellt. Zudem wird mit dem Aktionsplan Pflanzenschutzmittel die Reduktion von Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen angestrebt. Mit diesen Maßnahmen wird sich die Gewässerqualität markant verbessern.

Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen, die zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer beitragen

Um die erforderliche Effektivität, im Sinne einer ausreichenden Wirksamkeit hinsichtlich der zu erzielenden Emissionsminderung, und eine hohe Effizienz, d.h. hohe Kosten-Wirksamkeit, zu erreichen und gleichzeitig grundsätzliche Prinzipien wie Verursacher- und Vorsorgeprinzip zu erfüllen, ist ein breiter Ansatz bei der Zusammenstellung der relevanten Handlungsoptionen notwendig. Die Maßnahmen betreffen sehr verschiedene Akteursgruppen und knüpfen an unterschiedliche Ansatzpunkte (z.B. Abwasserverordnung, Abwasserabgabengesetz, Arzneimittelzulassung, Umweltkennzeichnung, Informations- und Bildungsmaßnahmen, REACH) an. Die notwendige Kombination quellenorientierter, dezentraler und nachgeschalteter Emissionsminderungsmaßnahmen verdeutlicht den Bedarf für eine umfassende Gesamtstrategie unter Einbindung aller relevanten Akteure. Eine solche Strategie muss neben dem Risikomanagement, in dessen Rahmen die Umsetzung der Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffeinträge fallen, weitere Bestandteile umfassen wie z.B. die Risikocharakterisierung und die Risikokommunikation und einem begleitenden Programm zum Monitoring und zur Öffentlichkeitsarbeit.

Summary

Background

Reducing the contamination of water bodies with micropollutants is an important objective of the water industry. This is based on the European Water Framework Directive⁴, which stipulates in Article 16 “Strategies against pollution of water” that specific measures have to be implemented to combat water pollution caused by relevant pollutants or pollutant groups as soon as environmental quality standards (EQS) are exceeded. These standards were defined as target figures for 45 priority substances or groups of substances to achieve a good chemical status of surface water in the Directives 2008/105/EC and 2013/39/EU.

In principle, to reduce and avoid emissions of the relevant substances, both measures at the source (substance avoidance/ environmental protection integrated in production) and downstream reduction measures along the emission pathway can be applied (e. g. at the actual discharge points into water such as municipal wastewater treatment plants or combined wastewater and stormwater overflows). The effectiveness and efficiency of these measures can vary greatly.

Given this background, Hillenbrand et al. (2015) describe measures or combinations of measures and their framework conditions that are suitable to reduce the emission of micropollutants to water bodies via the municipal wastewater system and that are characterized by high cost efficiency. When evaluating the measures, the focus was on the interaction, effectiveness and cost efficiency of source-based and end-of-pipe measures. One major result of this work was the proposal that the government should group the different measures in a “micropollutant strategy”, which should include all the relevant stakeholders in a fair and representative way. In follow-up studies, additional issues were taken up and further work was conducted on different aspects.

Methodology

In line with the methodology in Phase 1, for selected micropollutants, emission-oriented substance flow analyses and the modelling tool MoRE³ (Modelling of Regionalized Emissions) and regionalized pathway analyses were used to calculate the amount of pollutants emitted via the different pathways. The results of these analyses serve as the basis for the selection and evaluation of suitable emission reduction measures. With regard to the costs and effect of the fourth stage of purification, reference was made to the latest figures from experiences in Baden-Wuerttemberg, North Rhine-Westphalia and Switzerland. Here, there was an additional focus on analyses of the techniques and costs of the post treatment stage. In addition, different approaches to financing the costs were examined and the available methods of analysing the macroeconomic benefits of emission reduction measures were assessed.

Updating the substance flow analyses as well as analysing and specifying source-oriented measures

The relevance of source-oriented measures and their contribution to reducing micropollutant emissions to the environment are often discussed. At the same time, in the previous studies on “Herleitung geeigneter Maßnahmen zur Reduktion und Vermeidung des Eintrages der ausgewählten Mikroschadstoffe ins Gewässer” (Deriving suitable measures to reduce and avoid the emission of selected micropollutants to water) and on “Erarbeitung von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen und deren Rahmenbedingungen, Darstellung des Zusammenwirkens, der Wirksamkeit und Kosten-effizienz sowie Ermittlung der Kosten von deren Umsetzung anhand von Szenarien-Betrachtungen” (Developing cost-efficient combinations of measures and their framework conditions; describing

⁴ Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy.

their interaction, effectiveness and cost efficiency as well as determining the costs of their implementation using scenario analyses), it was shown that detailed analyses are necessary for a differentiated evaluation of source-oriented measures and to compare them with end-of-pipe measures.

For this reason, more advanced and differentiated descriptions of source-oriented and some decentralized measures were made with regard to their possible implementation in three selected fields (micropollutants from the fields of imported textiles, pharmaceuticals and selected biocides).

Analysing the relevance of substances on the EU Watch List for Germany

The European Commission established a watch list of substances in its implementing decision 2015/495 that pose a significant potential risk to the aquatic environment, but for which Europe-wide relevance has not been proven so far due to insufficient monitoring data, even though the quantities produced and consumed suggest environmentally-relevant emissions to water. If Europe-wide contamination is confirmed, the relevant substances should be added to the list of priority substances in the course of its regular updates. The watch list covers substances used in pharmaceuticals (ethinylestradiol, estradioal and estrone as well as diclofenac and three macrolide antibiotics), two substances that are found in personal care products among others (BHT as an antioxidant and EHMC as a UV filter) and substances used in pesticides (oxadiazon, triallate, methiocarb and neonicotinoids). While some substances are characterized by widespread consumption (pharmaceuticals and care products), other substances should play no role in Germany with regard to the current emission situation as they have not been approved for use here (oxadiazon and triallate).

An initial assessment of the relevance of substances on the watch list for Germany included the aspects of production and use in Germany, possible emission sources and current state of pollution using available information and data. The characteristics were documented in substance fact sheets. The results of the substance characterization and the relevance analysis were then used to derive efficient combinations of measures in order to consider the developments at European level with regard to potential new priority substances.

Modelling substance emissions and emission reduction measures

Quantifying the emissions via concentrated and diffuse pathways forms an essential basis for judging water quality and for planning effective measures should quality targets not be met. In the course of this project, an initial estimation of the water situation was conducted for selected micropollutants for Germany. The substances analysed are polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), nonylphenol, terbutryn, triclosan, and the pharmaceuticals diclofenac, ibuprofen, iomeprol and sulfamethoxazole.

The MoRE model (Modelling of Regionalized Emissions) was used to calculate the emissions of micropollutants into German water bodies. In spite of existing uncertainties with the input data used and the quantification of substance emissions, the point source “municipal wastewater treatment plants” was able to be identified as a main emission pathway for almost all the micropollutants analysed. Only the polycyclic aromatic hydrocarbons are mainly emitted via diffuse pathways such as the sewer system and atmospheric deposition.

Subsequently, the modelled emissions were converted into water concentrations. This enables plausibility checks of the emission modelling results for the starting situation using measured concentrations in water bodies. Internal water processes were not considered here.

The calculated water concentrations were also used to assess the state of water bodies compared to the currently valid target values. For some substances (nonylphenol, sulfamethoxazole, terbutryn), the set target limits were only exceeded at a very few catchment outlets. The calculated ibuprofen concentrations were always below the quality target. For diclofenac and triclosan, in contrast, quality targets were exceeded nationwide.

Based on the identified need for action and the relevance of the individual emission pathways, measures to reduce substance emissions were modelled. The effectiveness of source-based and end-of-pipe measures and combinations thereof was analysed in relation to their potential to reduce emissions and improve water quality. It emerged that almost 80 percent of diclofenac emissions and almost 70 percent of triclosan emissions can be reduced by equipping all wastewater treatment plants > 10,000 p.e. with a fourth purification stage combined with source-based measures. Even then, it must be expected that quality criteria are still exceeded. Based on the results for the other substances as well, it becomes clear that a mix of source-oriented and end-of-pipe measures is necessary to be able to achieve the objective of the good chemical state of water in the longer term.

Updating and extending the cost and efficiency data of a 4th stage of purification for targeted micropollutant elimination

Recently, several municipal wastewater treatment plans in Germany and Switzerland have been retrofitted with a fourth stage of purification. New experiences and insights can be gained from the operation of this purification stage. For instance, it appears that the elimination rate of selected substances can be kept relatively constant in normal operation with a defined dosage of the auxiliary material. In addition, the experiences at several treatment plants show that the purification performance of the plants can vary (greatly).

Based on the current state of knowledge, a 4th purification stage requires post-treatment of the wastewater following the actual process used to eliminate micropollutants. In the case of ozonation, this post-treatment is used for biodegradation of the transformation products formed, while it ensures maximum particle retention when powdered activated carbon is used. The use of granulated activated carbon does not require any additional post-treatment stage.

The suitability of other processes for targeted micropollutant elimination was explored in the current research activities. The majority of these are oxidative processes. None of the methods is currently so well developed that it is ready for large-scale application in a wastewater treatment plant. At present, the combination of ozone and activated carbon use is being discussed.

Based on updated cost calculations, net annual costs of € 562 million (ozonation), € 684 million (PAC) or € 691 million (GAC) are expected when retrofitting all wastewater treatment plants in size classes 3 to 5 with an additional trace substance stage (purification stage to eliminate micropollutants) depending on the analysed process technology. An additional € 582 million/a is calculated for the construction and operation of the necessary post-treatment stage following the actual trace substance stage. The annual costs of retrofitting wastewater treatment plants of size class 5 amount to around € 415 million to € 435 million. About half of these costs are due to the post-treatment.

The costs of upgrading wastewater treatment plants can be estimated with reasonable accuracy for PAC and ozonation. Depending on the process, there are cost risks at different points. In all three analysed methods, the operating resources (activated carbon in PAC and GAC and energy in ozonation) stand out in terms of their shares in annual costs as well as in the risks. The elimination rates of individual technologies vary with regard to different micropollutants as does the presence of micropollutants in different water bodies and the respective local conditions. Strategies have to be developed that go beyond global, one-shoe-fits-all solutions and guarantee cost-efficient and relative solutions that consider the individual circumstances of each specific case.

Considering who should bear the costs of emission reduction measures for micropollutants

As part of a strategic approach to reducing micropollutant emissions to the aquatic environment, incentives can be created that steer behaviour through the type of cost allocation and that, especially when combined with information measures, can lead directly and indirectly to additional emission

reductions. Given this background, how levy schemes are designed offers particular scope for the participation of different actors.

In this context, the suggestions currently being discussed to distribute the costs of measures to reduce micropollutant emissions in line with the polluter-must-pay principle are summarized and assessed. The focus here is on the 4th purification stage because of its high effectiveness in reducing the emissions of a large number of substances.

Studies to analyse the macroeconomic benefit of emission reduction measures for micropollutants

In the course of analysing the macroeconomic benefit of emission reduction measures for micropollutants, it was examined how the effects of emission reduction measures can be documented and assessed. The focus was on analyses of the willingness-to-pay. On the one hand, these analyses were compared with other assessment methods. On the other hand, it was examined which data and information in which form need to be provided for the assessment on the part of the technology, sciences and medicine. In addition, a review was made of current studies evaluating changes in the state of water in order to check whether and under which preconditions the results obtained there can be used to assess reduced micropollutant emissions. The main focus was on the only study made so far to identify the willingness-to-pay for the elimination of trace substances and this was reviewed in detail to try and establish to what extent the results in Switzerland could be transferred to Germany. At every point, the goal was to work out how and under which preconditions such a willingness-to-pay analysis is possible.

Developments dealing with micropollutants in Switzerland

There is a need for action in Switzerland in water bodies with a high wastewater share, in catchment areas of lakes and in small water bodies with high diffuse emissions of pesticides. The planned measures to reduce micropollutants are intended to protect drinking water reserves, the aquatic systems and additionally reduce the total micropollutant load in water, whereby upriver responsibility is assumed. Implementing the measures began on 1 January 2016 with the amendment to the Swiss Waters Protection Act and the Waters Protection Ordinance. This paves the way for a targeted deployment of wastewater treatment plants in Switzerland by specifying the criteria for selecting the treatment plants that are to install an additional purification stage to eliminate micropollutants, and by specifying the purification efficiency to be achieved as 80 percent. In addition, the Swiss Pesticide Action Plan targets the reduction of micropollutants from diffuse sources. These measures should result in a marked improvement in water quality.

Recommendations for measures and combinations of measures contributing to reducing and avoiding micropollutant emissions to water

In order to achieve the necessary effectiveness, in the sense of being sufficiently effective to reach the targeted emission reduction, and high efficiency, i.e. high cost-effectiveness, and simultaneously comply with fundamental principles like the polluter-pays principle and the principle of pollution prevention, a broad approach is needed when combining the relevant options. The measures affect very different stakeholder groups and have different starting points (e.g. Wastewater Ordinance, Wastewater Charges Act, drug licensing, environmental labelling, information and educational measures, REACH). The necessary combination of source-oriented, decentralised and end-of-pipe emission reduction measures highlights the need for a comprehensive overall strategy integrating all the relevant stakeholders. Besides risk management, which covers the implementation of measures to reduce pollutant emissions, such a strategy has to encompass additional components such as e.g. risk characterization and risk communication and an accompanying programme of monitoring and public relations.

1 Hintergrund und Zielsetzung

Die Belastung der Gewässer mit Mikroschadstoffen steht im Blickpunkt verschiedener europäischer Gewässerschutzrichtlinien: In Artikel 16 der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG ist festgelegt, dass spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch relevante Schadstoffe oder Schadstoffgruppen umzusetzen sind. Über die Richtlinie 2008/105/EG wurden für 33 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen Umweltqualitätsnormen (UQN) als Zielgröße zur Erreichung des guten chemischen Zustandes der Oberflächengewässer vorgegeben. Durch Richtlinie 2013/39/EG wurden diese teilweise angepasst sowie zwölf neue Stoffe als prioritäre Stoffe aufgenommen, und über den Durchführungsbeschluss 2015/495 zur Überwachung von bestimmten Stoffen in Gewässern (u. a. Flüsse, Bäche) wurden mögliche Kandidaten für die Aufnahme in die Liste prioritärer Stoffe aufgeführt, für die die Auswirkungen auf die Gewässer durch die Mitgliedsstaaten zu beobachten sind (EU-Watch-List). Sofern hierauf basierend für einen Stoff ein Risiko für die aquatische Umwelt besteht, soll der Stoff in die Liste der prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen werden.

Für die in der WRRL geforderten spezifischen Emissionsminderungsmaßnahmen sind grundsätzlich Ansätze an der Quelle (Stoffvermeidung/produktionsintegrierter Umweltschutz) als auch im Emissionspfad nachgelagerte Minderungsmaßnahmen denkbar (z. B. an den eigentlichen Eintragsstellen in die Gewässer wie Kläranlage oder Misch- und Regenwasser-Überläufen). Vor diesem Hintergrund wurden in Hillenbrand et al. (2015) geeignete Maßnahmen bzw. Kombinationen von Maßnahmen und ihre Randbedingungen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen über das kommunale Abwassersystem in die Gewässer erarbeitet, die sich durch eine hohe Kosteneffizienz auszeichnen. Bei der Bewertung der Maßnahmen standen das Zusammenwirken, die Wirksamkeit und Kosteneffizienz von quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen im Vordergrund. Als wesentliches Ergebnis dieser Arbeiten in Bezug auf Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen von Seiten des Bundes wurde vorgeschlagen, die unterschiedlichen Maßnahmen im Rahmen einer „Strategie Mikroschadstoffe“ des Bundes zu bündeln, in die alle relevanten Akteure ausgewogen einzubinden sind. Übergeordnete Zielsetzung sollte die Einhaltung der über Wasserrahmenrichtlinie bestehenden Qualitätsziele im Bereich des Gewässerschutzes sein.

Zur Unterstützung dieses Ansatzes und zur Ergänzung und Vervollständigung der von Oktober 2012 bis Oktober 2014 durchgeführten Arbeiten des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“ (FKZ: 3712 21 225), die in dem Bericht UBA Texte 85/2014 umfassend dokumentiert sind, wurden von November 2014 bis März 2016 weitergehende Untersuchungen durchgeführt, die nachfolgend beschrieben werden.

Die Arbeiten umfassen

- eine Aktualisierung der Stoffflussbetrachtungen sowie Analysen und Konkretisierung von quellenorientierten Maßnahmen zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen,
- eine Relevanzbewertung der Stoffe der EU-Watch-List für Deutschland,
- die Modellierung von Stoffeinträgen und von zugehörigen Emissionsminderungsmaßnahmen für Deutschland,
- eine Aktualisierung und Erweiterung der Kosten- und Effizienzdaten einer weitergehenden Spurenstoffelimination (4. Reinigungsstufe auf Kläranlagen),
- eine Diskussion der Kostenträgerschaft der Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe,
- Untersuchungen zur Analyse des volkswirtschaftlichen Nutzens von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe,
- einen Blick auf die weiteren Entwicklungen zum Umgang mit Mikroschadstoffen in der Schweiz und
- Aktualisierung der Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen, die zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer beitragen.

2 Aktualisierung der Stoffflussbetrachtungen sowie Analysen und Konkretisierung quellenorientierter und dezentraler Maßnahmen

2.1 Kurzdarstellung wesentlicher Arbeitsinhalte und Ergebnisse der Phase 1

Da für viele Mikroschadstoffe wie z. B. Inhaltsstoffe von Haushaltchemikalien, Einsatzstoffe in kleinen und mittleren Unternehmen (KMU), Arzneistoffe oder Biozide der Eintrag über das kommunale Abwassersystem den dominierenden Eintragspfad in die Gewässer darstellt, wurden aus diesen Schadstoffen bzw. Schadstoffgruppen anhand definierter und abgestimmter Kriterien (s. Hillenbrand et al. 2015) exemplarisch zwölf ausgewählt und die emissionsrelevanten Stoffflüsse analysiert. Die Ergebnisse wurden als Grundlage für die Modellierung von Stoffeinträgen sowie für die Ableitung von Emissionsminderungsmaßnahmen verwendet. Diese Maßnahmen wurden beschrieben, bewertet und in Maßnahmensteckbriefen dargestellt.

2.2 Arbeitsinhalte der Phase 2

Die Relevanz von quellenorientierten Maßnahmen und ihre Bedeutung zum Beitrag zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen in die Umwelt werden vielfach in der Fachöffentlichkeit diskutiert. Gleichzeitig zeigte sich in den vorangegangenen Arbeiten zur Herleitung geeigneter „Maßnahmen zur Reduktion und Vermeidung des Eintrages ausgewählter Mikroschadstoffen in die Gewässer“ und zur Erarbeitung von „kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen und deren Rahmenbedingungen“ (Kapitel 4 und 7, Hillenbrand et al. 2015), aufgrund der komplexen und zum Teil dynamischen Ausgangssituation mit vielen verschiedenen Schadstoffen, Eintragspfaden und Ansatzmöglichkeiten zur Eintragsminderung, dass zur differenzierten Bewertung quellenorientierter Maßnahmen und zum qualifizierten Vergleich mit nachgeschalteten Maßnahmen, vertiefte Analysen ebenso notwendig sind wie die Berücksichtigung aktueller Umsetzungen.

Die Problematik zeigt sich u. a. bei Arzneimitteln, für die zwar unterschiedliche Ansätze quellenorientierter Emissionsminderungsmaßnahmen zur Verfügung stehen und teilweise auch diskutiert werden (z. B. Kennzeichnung der Umweltrelevanz, Reduktion der Anwendungsmengen bei umweltrelevanten Wirkstoffen, sachgerechte Entsorgung), für die aber bislang weder weitergehende Umsetzungen noch signifikante Emissionsminderungen erkennbar sind. Ein weiteres Beispiel sind Textilchemikalien, bei denen bisherige Maßnahmen, bspw. nationale Standards und Labeling, bislang zu keinen umfassenden Eintragsminderungen geführt haben. Ein wesentlicher Grund ist, dass die Anwendung von Textilchemikalien (darunter besonders umweltrelevante Stoffe wie bspw. Nonylphenol, Triclosan, HBCDD, TBT) in Länder außerhalb der deutschen oder europäischen Regulierung verlagert wurde. Die entsprechenden Stoffe gelangen über den Weg der Importtextilien und den Lebenszyklus der Textilien (u. a. beim Waschen) in die aquatische Umwelt. Eine Kontrolle von Schadstoffkonzentrationen in Importprodukten bei der Einfuhr erfolgt nur stichprobenartig. Auch eine Vielzahl von „Öko-Labeln“, die von Textilherstellern eingesetzt werden und die bei den Verbrauchern auch in gewissem Umfang Akzeptanz finden, führt bislang noch zu keiner nennenswerten Verringerung der Eintragsmengen.

Daher sollen für drei ausgewählte Bereiche (Mikroschadstoffe aus dem Bereich von Importtextilien, Arzneistoffe sowie ausgewählte Biozide) weitergehende Untersuchungen zur Konkretisierung sowie der Umsetzbarkeit der verschiedenen Maßnahmenoptionen, mit besonderem Fokus auf Maßnahmen an der Quelle, erfolgen, um daraus Empfehlungen für das weitere Vorgehen ableiten zu können.

2.3 Methodik der Stoffflussbetrachtungen sowie der Zusammenstellung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen in die Gewässer

Stoffflussanalysen

Die in Phase 1 erarbeiteten emissionsorientierten Stoffflussanalysen, in denen die hinsichtlich der resultierenden Umweltbelastungen besonders relevanten Stoffflüsse aus den Bereichen Stoffherstellung, Stoffverwendung in Produkten, Stoff- bzw. Produktanwendung sowohl im gewerblichen wie auch im Haushaltsbereich und der nachfolgenden Entsorgung erfasst werden, wurden überprüft. Sofern notwendig, wurden einzelne Daten aktualisiert.

Maßnahmenbewertung

Entsprechend der Arbeiten in Phase 1 erfolgt eine ergänzende Zusammenstellung stoffspezifischer Maßnahmen zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen in die Gewässer vor dem Hintergrund der aktuellen Aktivitäten zur Verbesserung der Gewässerqualität in Europa. Die Beschreibung und Bewertung der möglichen Maßnahmen erfolgte analog zu Phase 1 auf Basis unterschiedlicher, z. T. aufeinander aufbauender Arbeiten (vgl. dazu Böhm et al. 2002; Interwies et al. 2004; Londong et al. 2006; Jandel et al. 2008; IKS 2012a; Dieter et al. 2010; Mathan et al. 2012; Hillenbrand et al. 2015). Grundlage der Maßnahmenauswahl waren folgende Überlegungen:

- Verursacherprinzip: hervorgehobene Bedeutung in der Umweltpolitik (vgl. z. B. Erwägungsgrund 11 der WRRL);
- Effektivität: ausreichende Wirksamkeit hinsichtlich der zu erzielenden Emissionsminderung;
- Effizienz: Ziel einer möglichst hohen Kosten-Wirksamkeits-Relation (vgl. WRRL, Art. 11);
- Berücksichtigung bereits eingeleiteter Maßnahmen;
- Ergebnisse zu Stoffemissionsmustern, Eintragspfaden, Stoffeintragsmodellierung und Kosten.

Erfahrungen zu den Maßnahmen existieren zum Teil auf regionaler Ebene, teilweise flächendeckend und zum Teil im innereuropäischen Ausland. Der Bereich Landwirtschaft wurde weitestgehend weiter ausgeklammert.

Die hier erarbeiteten Maßnahmen werden entsprechend der ersten Projektphase hinsichtlich der Kriterien Status bzw. Stand der Umsetzung, Wirkung, Kosten, technische Einsatzfähigkeit und sekundäre Umwelteffekte bewertet. Die Ergebnisse werden in zusammenfassenden Maßnahmensteckbriefen erfasst.

Aus den erarbeiteten Maßnahmensteckbriefen, der emissionsorientierten Stoffflussanalyse und den Ergebnissen aus der Stoffeintragsmodellierung können Empfehlungen für kosteneffiziente Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen abgeleitet werden.

2.4 Ergänzungen/Aktualisierungen der Stoffflussbetrachtungen

Aufbauend auf Hillenbrand et al. (2015) werden im Folgenden für die Stoffflussbetrachtungen von Terbutryn und Diclofenac die zugrundeliegenden Annahmen ergänzt und aktualisiert. Weitergehende Details zur Umweltrelevanz, zum Umweltverhalten und zu Umweltkonzentrationen sowie zu stoffspezifischen Regelungen und Stoffeigenschaften sind in Hillenbrand et al. (2015) aufgeführt.

2.4.1 Terbutryn

Terbutryn gehört zu den Bioziden und wird in Deutschland vor allem als Algizid in verschiedenen kunstharzgebundenen Fassadenanstrichen und -beschichtungen sowie in Dachfarben eingesetzt, um

Algenbewuchs und Pilzbefall bspw. an Hausfassaden zu vermeiden (Burkhardt et al. 2009b; Walser 2008).

Durch Niederschlag und Kondenswasser wird Terbutryn aus Fassaden und Dachflächen ausgewaschen und gelangt über Dachrinnen und Hausdrainagen in den Regenwasserkanal und anschließend in die Oberflächengewässer oder durch Versickerung über den Boden ins Grundwasser, bzw. über den Pfad der Mischwasserkanalisation in die Kläranlage und von dort in die Gewässer.

Umweltkonzentrationen von Terbutryn in deutschen Fließgewässern liegen entsprechend der in (Hillenbrand et al. 2015) dargestellten Datenlage überwiegend in einem Bereich von 3-65 ng/l (Quednow und Püttmann 2009; Triebkorn und Hetzenauer 2012).

Stoffflussbetrachtung

Entsprechend einer Schätzung der Troy Corporation (2010, zitiert in Musgrave et al. 2011) betrug die gesamte verkaufte Jahresmenge an Terbutryn in der EU 200 t/a, wobei der Verbrauch zwischen den Ländern stark variiert:

Nach Musgrave et al. (2011) wurde in den Niederlanden, Finnland, Schweden und Großbritannien kein Produkt mit Terbutryn zugelassen, während der Verbrauch in Dänemark bei nahezu 100 mg pro Einwohner lag, was einer Terbutrynmenge von ca. 5,6 t/a entspricht. Nach Burkhardt und Dietschweiler (2013) wurde in der Schweiz 2011 eine Gesamtbiozidmenge von 10-30 t/a in Farben und Putzen eingesetzt, davon 1-5 t/a Terbutryn (entspricht 120-620 mg pro Einwohner).

Geht man, bei einem (höheren, relativen) Gesamtbiozidverbrauch in Farben und Putzen in Deutschland von 250-400 t/a (1,3-2,5 mal mehr pro Person als in der Schweiz) (Burkhardt und Dietschweiler 2013), von einer vergleichbaren Markt- und Anwendungssituation in der Schweiz und in Deutschland aus, liegt der Terbutrynverbrauch in Deutschland bei 13-125 t/a. Basierend auf einem Expertengespräch (Burkhardt 2013) kann die Verbrauchsmenge auf 50-100 t/a eingegrenzt werden, was rund 625-1.250 mg pro Einwohner entspräche.

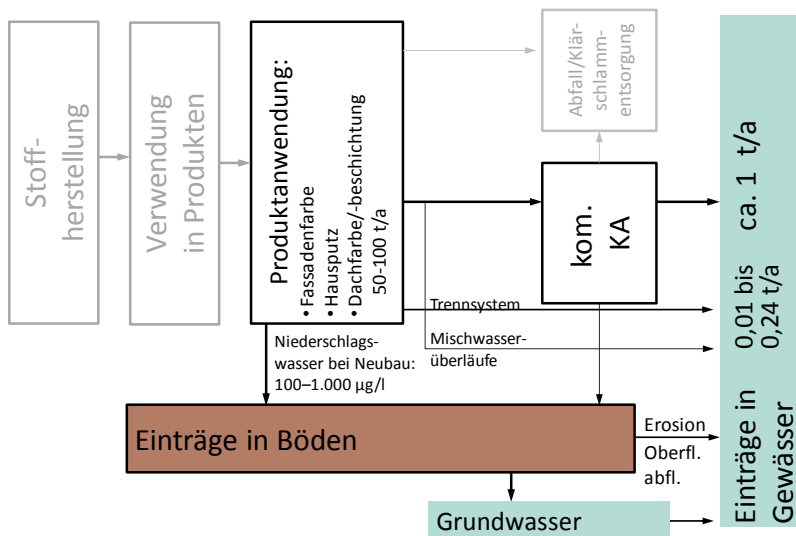
Die Abschätzung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland in die Gewässer beruhen auf einer durchschnittlichen Terbutryn-Konzentration im Abwasser von 0,13 µg/l (Quednow und Püttmann 2007) und einer Gesamtabwassermenge von etwa 10 Mrd. m³ (Jahresabwassermenge in öffentlichen Kläranlagen in Deutschland inkl. Fremdwasser und Regenwasser von Destatis 2014) und liegen somit bei etwa 1 t/a.

Geht man bei der Abschätzung der Einträge aus dem Trennsystem von der sehr konservativen Annahme aus, dass die Konzentrationen in einem Bereich von 0,01 bis 0,32 µg/l liegen (entsprechend der Konzentrationen aus Ableitungen aus Fassaden in Burkhardt et al. 2009a) und einer Regenwassermenge von schätzungsweise 1 Mrd. m³ (DESTATIS 2013a), die über die Trennkanalisation in die Gewässer eingeleitet wird, ergibt sich ein Eintrag von 10-240 kg/a.

Einträge von Regenwasser in den Boden können insbesondere in Neubaugebieten Terbutrynkonzentrationen von 100-1.000 µg/l beinhalten. Die Rückhalteprozesse in der Bodenmatrix sind hierbei noch nicht ausreichend untersucht. Entsprechend bleiben die Terbutrynemissionen in die Gewässer via Erosion und Oberflächenabfluss unklar.

Informationen zu Emissionen aus den Bereichen Stoff- und Produktherstellung liegen nicht vor (Entec 2010).

Der emissionsorientierte Stofffluss von Terbutryn ist in Abbildung 1 dargestellt. Im Vergleich zu Hillenbrand et al. (2015) wurden somit, basierend auf den oben dargestellten Annahmen, die Abschätzungen der Stoffeinträge, die über kommunale Kläranlagen und über die Trennkanalisation in die Gewässer eingeleitet werden, angepasst.

Abbildung 1: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm für Terbutryn

Darstellung: Fraunhofer ISI

2.4.2 Diclofenac

Diclofenac gehört in Deutschland zu den meistverkauften Schmerzmitteln mit entzündungshemmender Wirkung, die in der Arzneistoffgruppe der nichtsteroidalen Antirheumatika (NSAR) bzw. Antiphlogistika (NSAP) erfasst sind (Schwabe und Paffrath 2014). Die gemessenen Umweltkonzentrationen (MEC) liegen zum Teil über den Konzentrationen, bei denen keine Effekte in der Umwelt zu erwarten sind (PNEC) (Bergmann et al. 2011). Aufgrund seiner ökotoxikologischen Wirkung und der teilweise hohen Umweltfunde (vgl. Bergmann et al. 2011) wird Diclofenac in der 2015 veröffentlichten EU-Watch-List (EC 2015/495) aufgeführt. Entsprechend sind Analysen und ggf. Bewertungen der emissionsrelevanten Verwendungen und Eintragspfade sowie daraus abzuleitende kosteneffiziente Emissionsminderungsmaßnahmen notwendig.

Stoffflussbetrachtung

Angaben zu Produktionsmengen in Deutschland liegen nicht vor, da die Hersteller nicht verpflichtet sind, ihre Daten offenzulegen (Schulte-Oehlmann et al. 2007). Die Abwassermenge aus dem Produktionsbereich pharmazeutischer Erzeugnisse belief sich 2010 auf rund 0,12 Prozent des gesamten Abwasseraufkommens Deutschlands, von denen ca. 87 Prozent nach Vorreinigung nach dem Stand der Technik eingeleitet wurden (DESTATIS 2014a). Es liegen jedoch für Deutschland keine Daten zu möglichen Ablaufkonzentrationen von Arzneistoffen aus diesem Bereich vor, da es in Bezug auf Arzneistoffe bislang noch keine systematische Erfassung gibt. Der Verband der europäischen Industrie für Selbstmedikation (AESGP 2012) und die (IKSR 2010a) schätzen den Eintrag über den Eintragspfad Direkteinleiter auf < 10 Prozent. Im Rahmen der in Hillenbrand et al. (2015) dargestellten Stoffflussbetrachtung wurde der Eintrag über Direkteinleiter aufgrund des niedrigen Abwasseraufkommens aus diesem Bereich und aufgrund der fehlenden belastbaren Daten als vernachlässigbar (< 1 Prozent) angenommen.

Die Verkaufsmenge von Diclofenac in Deutschland belief sich 2013 auf über 83 Tonnen (IMS Health 2015) mit einem leichten Rückgang seit 2008, trotz eines allgemein zunehmenden Trends von NSAP-Verschreibungen. Systemische Anwendungen (Tabletten etc.) sind hierbei stark dominierend. Laut GKV-Arzneimittelindex im Wissenschaftlichen Institut der AOK (WiDo 2013) liegt das Verhältnis von systemischer Anwendung zur topischen Anwendung (Salben etc.) bei rund 35:1. Angaben zu den verkauften nicht verschreibungspflichtigen Präparaten zur topischen Anwendung liegen nicht vor. Unabhängig von der Größe des Anteils ist bei diesen Präparaten jedoch von geringeren Mengen (Dic-

lofenac-Konzentrationen im Präparat < 5 %) auszugehen, die das oben aufgeführte Mengenverhältnis nicht stark beeinflussen. Die Menge, die durch äußerliche Anwendungen in das Abwasser gelangen kann (Ausscheidung nach Aufnahme in den Körper, Eintrag bei Körperhygiene oder beim Wäschewaschen) ist nur schwer abschätzbar, da u. a. die Resorptionsmenge topischer Anwendungen stark vom individuellen (Anwendungs-)Verhalten abhängig ist.

Laut IMS Health (2015) betrug bei den verschreibungspflichtigen Präparaten der Anteil von Diclofenac, der über den Einzelhandel an Privatverbraucher abgegeben wurde, 95 Prozent. Über Gesundheitseinrichtungen wurden rund 5 Prozent der Gesamtmenge abgegeben.

Zum Teil wird Diclofenac auch im Veterinärbereich angewendet. In Deutschland ist diese Anwendung jedoch untersagt. In Spanien und in Italien wurde Diclofenac für den veterinär-medizinischen Bereich wieder zugelassen (vgl. Lombard 2014).

Allgemein wird die Compliance (Anwendung entsprechend Verschreibung) von Medikamenten auf 70–80 Prozent geschätzt (Larsen et al. 2009; Oldenkamp 2011). Im Projekt PHARMAS (Oldenkamp 2011) wurde der Anteil der Non-Compliance-Verwendung/Entsorgung auf 18,4 Prozent geschätzt. Hiervon wird entsprechend Götz und Keil (2007) geschätzt, dass ca. 16 Prozent der Non-Compliance (Tabletten) über die Toilette entsorgt werden. Götz und Deffner (2010) schätzen den Anteil der Alt- und Restmedikamenten, die über den Abfluss entsorgt werden, auf insgesamt 14 Prozent. Abschätzungen zu Einzelstoffen liegen nicht vor. Für Krankenhäuser wird im Rahmen der Stoffflussbetrachtung von einer höheren Compliance Rate ausgegangen.

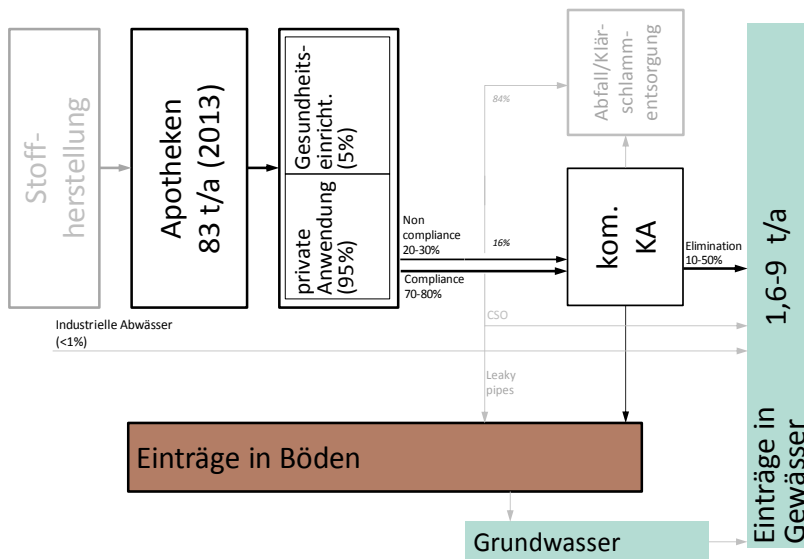
Nach Einnahme ist entsprechend Arzneimittel-Kompendium der Schweiz (2015) von einer Ausscheidungsrate der Muttersubstanz von 1 Prozent auszugehen. Nach Kümmerer et al. (2011) werden 5–10 Prozent der Substanz in Konjugate⁵ umgewandelt. Geht man entsprechend Ternes (2001) davon aus, dass Konjugate in der Abwasserreinigung wieder gespalten werden können, erhöht sich die Fracht, die in die Gewässer eingetragen wird, entsprechend.

Informationen zum Abbau von Diclofenac auf der Kläranlage reichen, basierend auf diversen Quellen (Abegglen et al. 2009a; Miehe 2010; Böhler und Siegrist 2011; Grünebaum 2011; Bornemann et al. 2012), für die verschiedenen Größenklassen und die unterschiedlichen Ausbaustufen von Kläranlagen von „kein Effekt“ bis 60 Prozent Abbaurate. Für die Abschätzung der Stoffeinträge in die Gewässer im Rahmen der Stoffflussanalyse wird für die Gesamtheit der Kläranlagen in Deutschland von einer Abbaurate von 10–50 Prozent ausgegangen.

Entsprechend ist über den Eintragspfad kommunale Kläranlage mit einem Eintrag von Diclofenac in die Gewässer von 1,6–4 t/a zu rechnen. Sofern man die Konjugate berücksichtigt, muss mit 5–9,4 t/a an Diclofenac-Einträgen gerechnet werden. Weitere Eintragspfade (Veterinärbereich, landwirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung) werden nicht betrachtet.

Der emissionsorientierte Stofffluss von Diclofenac ist in Abbildung 2 dargestellt. Im Vergleich zu Hiltenbrand et al. (2015) wurde somit, basierend auf den oben dargestellten Annahmen, die Abschätzungen der Stoffeinträge, die über kommunale Kläranlagen in die Gewässer eingeleitet werden, angepasst.

⁵ Arzneistoff über funktionelle Gruppen mit wasserlöslichen Molekülen verbunden (konjugiert); hierdurch wird die Ausscheidung über die Nieren oder über die Galle möglich.

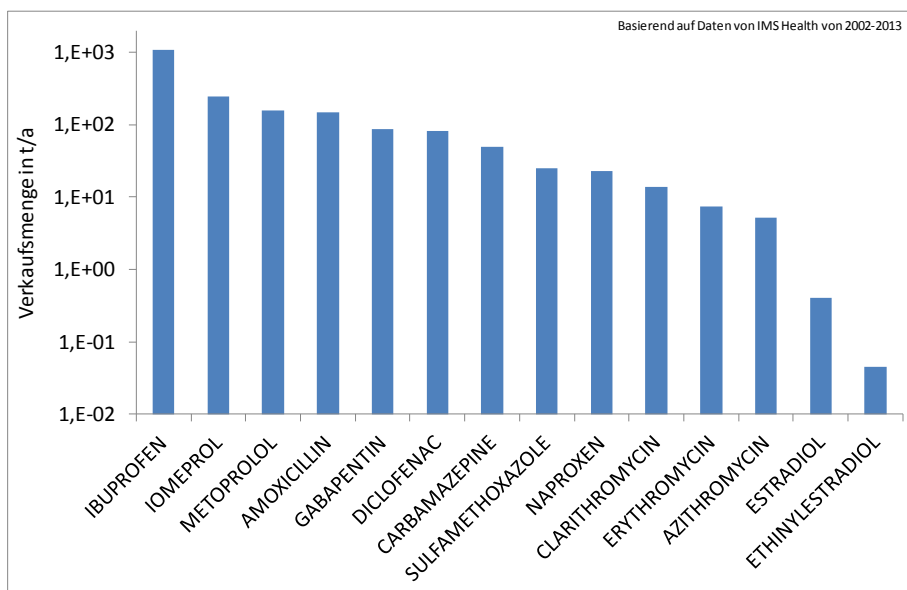
Abbildung 2: Emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm für Diclofenac


Darstellung: Fraunhofer ISI

2.4.3 Bewertung von Verbrauchsmengen bei Arzneistoffen

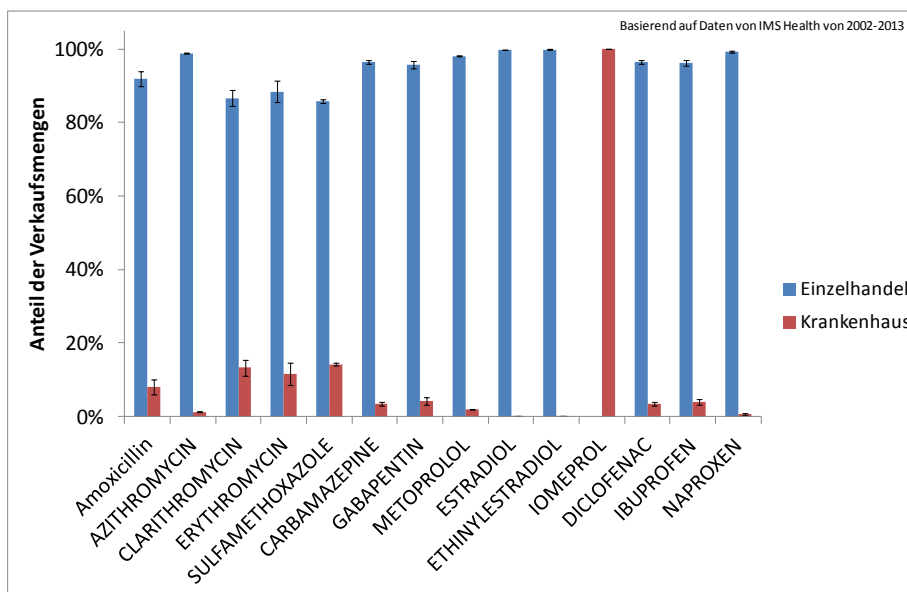
Die Verbrauchsmengen ausgewählter und in der öffentlichen Diskussion stehender Arzneistoffe in Deutschland reichen von über 1.000 t/a bei Ibuprofen bis auf unter 50 kg/a bei Ethinylestradiol (Abbildung 3). Einzelne Stoffe, insbesondere bei den Röntgenkontrastmitteln, werden ausschließlich bei Gesundheitseinrichtungen (Krankenhäuser und Spezialpraxen zur ambulanten Behandlung von Patienten) eingesetzt. Bei den betrachteten Antibiotika werden bis nahezu 20 Prozent der Gesamtmenge über Gesundheitseinrichtungen verabreicht, bei den betrachteten Schmerzmitteln werden bis zu 5 Prozent der Gesamtmenge über Gesundheitseinrichtungen verabreicht (Abbildung 4). Bei einzelnen Anwendungsbereichen gibt es z. T. über die Zeit deutliche Verschiebungen von einem Stoff zum anderen (Bsp. Rückgang bei Carbamazepin, zunehmende Mengen bei Gabapentin, Abbildung 5). Dies kann u. a. auf einer besseren Wirksamkeit bei geringeren Nebenwirkungen von neuen Präparaten zurückgeführt werden (Schwabe und Paffrath 2014). Phänomene, wie dieses verdeutlichen die Dynamik im Bereich der Arzneistoffe und sind bei der Ableitung und Bewertung von stofforientierten und allgemeineren Emissionsminderungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

Abbildung 3: Jahresverbrauchsmengen in t/a ausgewählter Arzneistoffe in Deutschland

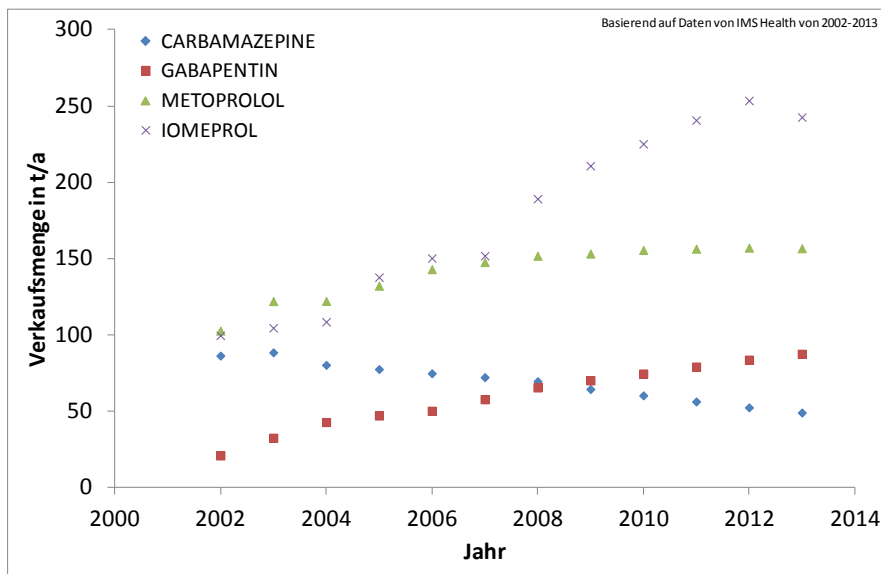


Darstellung: Fraunhofer ISI. Daten: IMS-Health (2015)

Abbildung 4: Verteilung der Verbrauchsmengen ausgewählter Arzneistoffe auf Einzelhandel und Krankenhäuser



Darstellung: Fraunhofer ISI. Daten: IMS-Health (2015)

Abbildung 5: Verkaufsmengen ausgewählter Arzneistoffe

Darstellung: Fraunhofer ISI. Daten: IMS-Health (2015)

2.4.4 Bewertung der Relevanz von „Hot-Spots“ bei Arzneistoffeinträgen

Zur Potentialabschätzung möglicher dezentraler Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer bei Gesundheitseinrichtungen wird vielfach die Relevanz dieser Eintragsquellen vor dem Hintergrund der allgemeinen Belastung des Abwassers mit Arzneistoffen durch Haushalte diskutiert. Entsprechend folgt eine Bewertung der Sachlage.

In Deutschland gab es 2013 rund 2.000 Krankenhäuser (2002: 2.221) mit insgesamt etwas über 500.000 Betten. In diesem Jahr wurden nahezu 19 Millionen Patienten (Fallzahl) während einer durchschnittlichen Verweildauer von 7,5 Tagen behandelt (DESTATIS 2013b). Nach DESTATIS (2013c) werden für 2013 u. a. 1.218 Fachabteilungen für Innere Medizin, 767 psychiatrische Fachabteilungen und 272 Fachabteilungen für Strahlentherapie und Nuklearmedizin aufgeführt. Hinzu kommen andere medizinische Einrichtungen, wie Arztpraxen, Dialysezentren und Einrichtungen für Labormedizin. Der überwiegende Teil der Krankenhäuser leitet das Abwasser in die öffentliche Kanalisation ein (Mauer 2011). Die Zusammensetzung in Bezug auf die Standardparameter der Siedlungswasserwirtschaft (CSB, N, P, pH etc.) ist nach Mauer (2011) mit kommunalem Abwasser vergleichbar. Hinsichtlich der Belastung des Abwassers mit Pharmakarückständen zeigte sich in den Arbeiten von Mauer (2011) ein uneinheitliches Bild. Insbesondere bei den „einrichtungsspezifischen Stoffen“, bspw. bestimmte Antibiotika- und Röntgenkontrastmittel, lagen die Konzentrationen im Krankenhausabwasser „teilweise um den Faktor 10 bis 100 über denen im kommunalen Abwasser“.

Im Rahmen des SAUBER+-Vorhabens⁶ wurde die Bedeutung von unterschiedlichen Gesundheitseinrichtungen für den Eintrag von Pharmakarückständen in die Umwelt untersucht. Es zeigte sich, dass sich bei Psychiatrien, Pflegeheimen und allgemeinen Krankenhäusern im Vergleich zu Privathaushalten nur bei „einrichtungstypischen Mitteln“ (Krankenhäuser: Clomethiazol (Sedativum); Pflegeheime: Moclobemid und Quetiapin (Neurologika)) höhere Eintragspotenziale ergeben (Herrmann et al. 2015). Bei einer regionalen Betrachtung spielen die bilanzierten Einrichtungen allerdings „eine eher untergeordnete Rolle“. Lediglich „krankenhaustypische Wirkstoffe, wie das zur Infektionsprophylaxe bei Operationen verwendete Cefuroxim“, sowie Clomethiazol und Acetazolamid zeigten relevante Eintragspotenziale (Herrmann et al. 2015).

⁶ Verbundprojekt im Rahmen der BMBF-RiSKWa-Fördermaßnahme „Innovative Konzepte und Technologien für die separate Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens“; <http://sauberplus.de/>.

Nach Herrmann et al. (2015) kann es insbesondere bei der Betrachtung von Einzugsgebietsgrößen kleiner 75.000 Einwohner mit einer hohen Dichte an Gesundheitseinrichtungen zu höheren Emissionen aus Gesundheitseinrichtungen als aus den Privathaushalten kommen. Vom Fraunhofer ISI wurden für eine Bewertung der Relevanz von Gesundheitseinrichtungen die folgenden Parameter für das Land Baden-Württemberg miteinander verglichen (Projekt „ReAs- Reduzierung der Gewässerbelastungen mit Rückständen von Arzneistoffen in ausgewählten Pilotgebieten“⁷⁾:

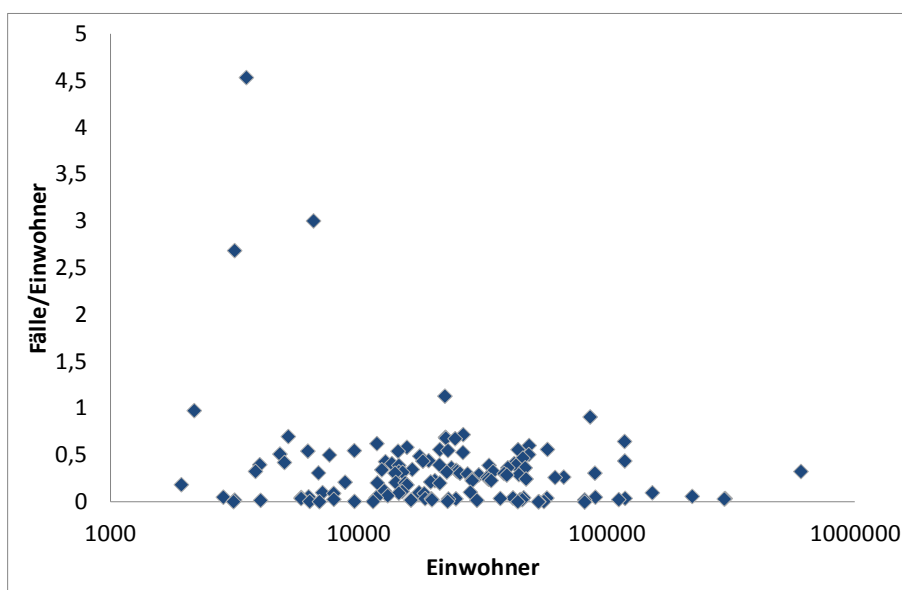
- Größe von Gesundheitseinrichtungen (Fall- u. Bettenzahlen von Krankenhäusern nach DKTIG (2015)),
- Bettenzahlen für Krankenhäuser, Vorsorge- sowie Reha-Einrichtungen nach DESTATIS (2014b)),
- Größe der zugehörigen Gemeinden (entsprechend DESTATIS (2015)) und
- Kläranlagen sowie die entsprechenden Gewässerabflüsse (entsprechend RP KA 2015).

Anhand von Durchschnittsverbräuchen pro Bett (basierend auf IMS Health 2015; Feldmann 2005; Mauer 2011) wurde die Belastung der Vorfluter durch ausgewählte Hot-Spots abgeschätzt.

Es zeigt sich, dass in den meisten Fällen die Fallzahlen der Krankenhäuser deutlich unterhalb der Einwohnerzahlen der betroffenen Kommunen liegen. In Einzelfällen, insbesondere bei kleinen Kommunen, in denen große Krankenhäuser liegen, übersteigen die Fallzahlen die Einwohnerzahlen (Abbildung 6). Bei einer Betrachtung der Bettenzahlen von Gesundheitseinrichtungen (Krankenhäuser, Reha- und Vorsorgeeinrichtungen) ist insbesondere in kleineren Kommunen davon auszugehen, dass die Gesundheitseinrichtungen für einen relevanten Anteil an der Gesamtabwassermenge einer Kommune bzw. für einen hohen Anteil der eingeleiteten Arzneistofffrachten verantwortlich sein können (Abbildung 7). Inwieweit über ambulante Patienten ein Arzneimittelaustrag aus Gesundheitseinrichtungen und somit der Eintrag von Arzneistoffen über das Haushaltsabwasser aus dem privaten Bereich erfolgt, wurde hierbei bislang nicht berücksichtigt. Bei den Standorten mit einem hohen Verhältnis von Fallzahlen in Gesundheitseinrichtungen zu Einwohnerzahlen dominieren die folgenden Abteilungen

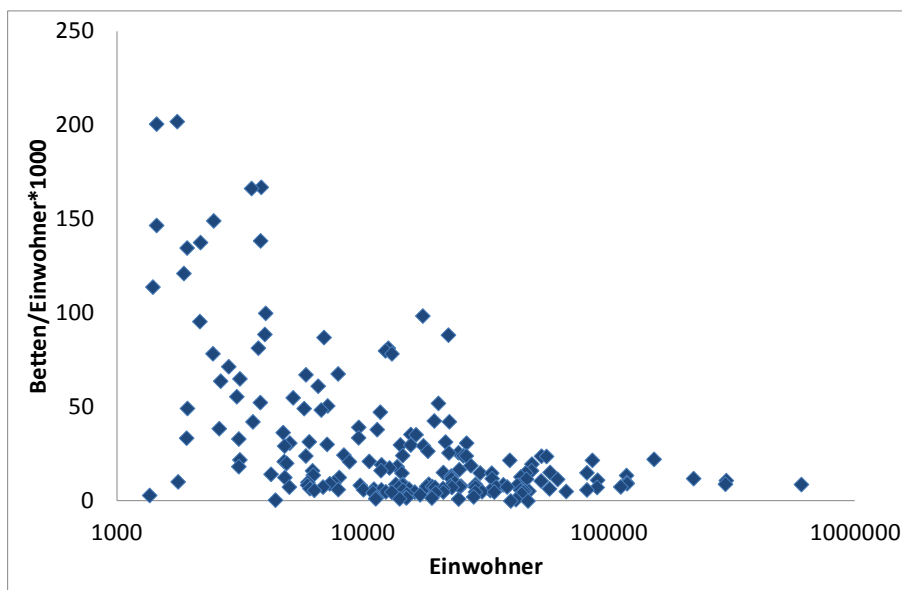
- | | |
|--|-------------------|
| • Innere Medizin (inkl. Hämatologie, Onkologie, etc.), | • Psychiatrie, |
| • Orthopädie, | • Psychotherapie, |
| • Neurologie, | • Pneumologie und |
| | • Kardiologie. |

Abbildung 6: Einwohnerspezifische Fallzahlen von Krankenhäusern über Einwohnerzahlen der betreffenden Kommunen



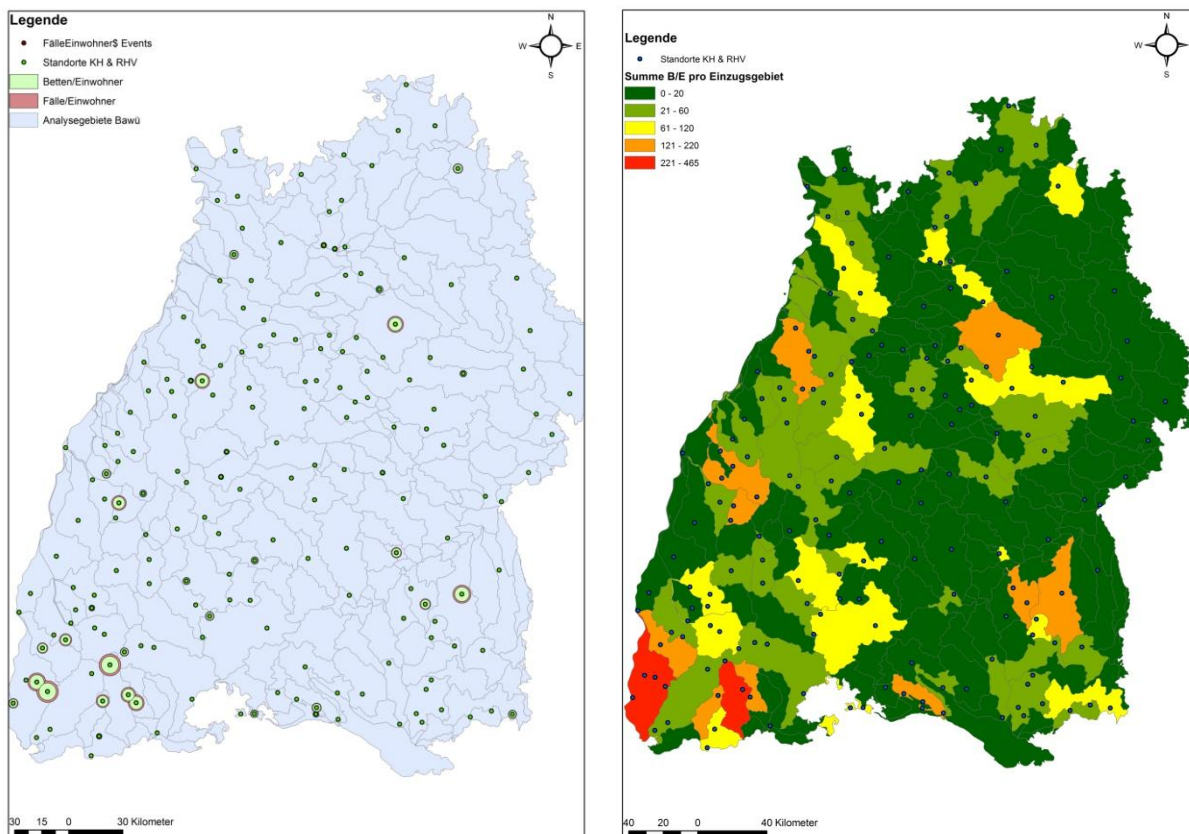
Darstellung: Fraunhofer ISI

Abbildung 7: Einwohnerspezifische Bettenzahlen von Gesundheitseinrichtungen über Einwohnerzahlen der betreffenden Kommunen



Darstellung: Fraunhofer ISI

Abbildung 8a und 8b: Verteilung von Krankenhäusern und Vorsorge- bzw. Rehabilitationseinrichtungen in Baden-Württemberg und Summe der Betten von Krankenhäusern und Vorsorge- bzw. Rehabilitationseinrichtungen pro Einzugsgebiet in Baden-Württemberg



Darstellung: Fraunhofer ISI

Bei einer Abschätzung möglicher Arzneistoffeinträge, basierend auf gemittelten Arzneistoffverbräuchen pro Bett, zeigte sich, dass an mehreren Standorten (ohne Berücksichtigung von zusätzlichen Oberliegerbelastungen) allein durch die Einträge der Gesundheitseinrichtungen die PNEC-Werte in den betreffenden Vorflutern bei mehreren Stoffen (u. a. Diclofenac und Sulfamethoxazol) überschritten werden.

Wie in den Abbildung 8a und 8b zu sehen, wurde auch bei einer differenzierteren Betrachtung von radiologischen Einrichtungen in Baden-Württemberg deutlich, dass in mehreren Kommunen eine vergleichsweise hohe Dichte von Radiologen pro Einwohner herrscht (Quelle: ReAs⁷ und MindER¹² (in press)). Inwieweit dies zu erhöhten Einträgen in die Umwelt führt, wurde bislang nicht verifiziert.

Basierend auf diesen Erkenntnissen ist davon auszugehen, dass dezentrale Maßnahmen in Gesundheitseinrichtungen unter bestimmten Rahmenbedingungen eine hohe Relevanz haben können, insbesondere sofern hohe Einträge verursacht werden und nachgeschaltete Maßnahmen auf den entsprechenden kommunalen Kläranlagen nicht in Frage kommen.

2.5 Weiterführende Analyse und Konkretisierung von quellenorientierten und dezentralen Maßnahmen zur Emissionsreduktion

Ergänzend zu den in Hillenbrand et al. (2015) dokumentierten Maßnahmenbeschreibungen und Maßnahmensteckbriefen wurden für die Bereiche der Arzneistoffe, Schadstoffe aus der Textilbranche und Biozide mit Anwendung im Außenbereich weitere Beschreibungen von quellenorientierten und z. T. dezentralen Maßnahmen erarbeitet, die zu einer Minderung bzw. Reduktion der Stoffeinträge in die Gewässer beitragen können. In diesem Zusammenhang werden folgende Maßnahmen näher betrachtet:

- Entwicklung „umweltfreundlicherer“ Arzneistoffe und Änderung der Zulassungs- und Erstattungspraxis;
- Maßnahmen mit Bezug zum Gesundheitssystem / Einflussmöglichkeiten auf Verschreibungen;
- Informationsmaßnahmen, darunter
 - Akteursplattformen, insb. die Initiative seitens des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg bzgl. „Arzneimittelwirkstoffe in der aquatischen Umwelt“;
 - frei verfügbare Informationsplattformen;
 - Umweltklassifikationssystem;
- Dezentrale bzw. semizentrale Erfassung von Abwasser(teil)strömen und Abfällen mit Arzneistoffen;
- Dezentrale Behandlung von Abwasser aus Gesundheitseinrichtungen;
- Informationsmaßnahmen, inkl. frei verfügbarer Informationsplattformen im Bereich der Textilindustrie;
- die Eigeninitiative von internationalen Unternehmen aus dem Textilbereich bzgl. einer Vermeidung von Einleitungen von gefährlichen Stoffen aus der Textil- und Schuhindustrie zur Verbesserung der Umweltbedingungen und der Lebensqualität (ZDHC),
- die Multi-Stakeholder Initiative im Rahmen des Bündnisses für nachhaltige Textilien und
- die verschiedenen Informationsplattformen im Biozidbereich.

⁷ ReAs: Reduzierung der Gewässerbelastungen mit Rückständen von Arzneistoffen in ausgewählten Pilotgebieten; gefördert durch das Regierungspräsidium Karlsruhe, laufend. <http://www.isi.fraunhofer.de/isi-de/n/projekte/ReAs.php>

2.5.1 Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer

In Hillenbrand et al. (2015) wurden Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer anhand der Beispielstoffe Diclofenac, Ibuprofen, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Iomeprol abgeleitet. Bei den durchgeführten Stoffflussanalysen ergaben sich hinsichtlich wesentlicher Quellen und Eintragspfade folgende Ergebnisse:

- Haupteinsatzgebiet von Arzneistoffen ist zum einen der private Bereich, zum anderen kommen bestimmte, besonders effektive oder spezifische Arzneistoffe hauptsächlich in Gesundheitseinrichtungen zur Anwendung.
- Einträge in die Umwelt können deshalb vor allem über das häusliche Abwasser aufgrund von Anwendung und nachfolgender Ausscheidung von Arzneimitteln oder deren nicht sachgemäße Entsorgung über den Abfluss oder Toiletten sowie aus Gesundheitseinrichtungen (bspw. Radiologien, etc.) kommen.

Um Emissionen von Arzneistoffen in die Gewässer zu verringern, wurden bei (Hillenbrand et al. 2015) neben den nachgeschalteten Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen sowohl quellenorientierte Maßnahmen - bei der Stoffentwicklung, bei der Verschreibung von Arzneimitteln, bei der Anwendung und der Entsorgung – als auch dezentrale Maßnahmen zur Erfassung und Behandlung von Abwässern aus Gesundheitseinrichtungen abgeleitet.

Auf diesen Ergebnissen aufbauend wurden eine weitergehende Analyse der bereits erfolgten Umsetzungen und eine Konkretisierung der folgenden Maßnahmenbereiche durchgeführt:

- Entwicklung „umweltfreundlicherer“ Arzneistoffe und Änderung der Zulassungs- und Erstattungspraxis,
- Änderungen in der Verschreibungspraxis und Vermeidung von Arzneimittelbedarf durch Gesundheitsförderung,
- Informationsmaßnahmen/Akteursplattformen bzw. frei verfügbare Informationsplattformen,
- Umweltklassifikationssystem,
- dezentrale Erfassung und Behandlung von Abwasser(teilströmen) bzw. Reststoffen.

Entwicklung „umweltfreundlicherer“ Arzneistoffe und Änderung der Zulassungs- und Erstattungspraxis

Die Entwicklung umweltfreundlicherer Arzneistoffe wird sowohl seitens der Wissenschaft (vgl. Kümmerer und Hempel 2010; Leuphana 2014) als auch seitens der Pharmaunternehmen (vgl. u. a. vfa 2013) vorangetrieben:

- Im Rahmen eines DBU-Forschungsprojektes zielt bspw. Kümmerer (Leuphana 2014) auf die Entwicklung eines umweltverträglichen, leichter abbaubaren Antibiotikums ab.
- Die Aktivitäten der forschenden Pharma-Unternehmen liegen nach vfa (2013) auf der Entwicklung
 - neuer Darreichungsformen zur Reduktion (bis zu 50 Prozent) der benötigten Wirkstoffdosen,
 - neuer Impfstoffe als vorbeugende Maßnahmen,
 - „Protein-basierter Wirkstoffe [...] die einen wesentlich geringeren Wirkstoffeinsatz ermöglichen“ und gut abbaubar sind und
 - neuer Therapiekonzepte, um „Langzeitbehandlung[en ...] durch eine kurzfristige kausale Therapie [...] zu ersetzen“ bzw. den Arzneimiteinsatz effektiver zu gestalten.

Aufgrund des erhöhten Forschungs- und Entwicklungsbedarfs bei der Entwicklung von umweltfreundlicheren Arzneistoffen können im Rahmen der Patentierung ggf. „ergänzende Schutzzertifikate“ (engl.: Supplementary Protection Certificates, SPC) beantragt werden, die den Patentschutz um bis zu 5 Jahre verlängern (EU Verordnung (EWG) 1768/92, kodifiziert durch Verordnung (EG) 469/2009).

Zudem könnte die Entwicklung von umweltfreundlicheren Arzneistoffen durch Veränderungen bei der Zulassungs- und Erstattungspraxis, bspw. über eine Honorierung eines niedrigeren Umwelttrisikos bei der Festlegung des erstattungsfähigen Arzneimittelpreises, gefördert werden (Hillenbrand et al. in press). Die gesetzliche Grundlage für die Einbeziehung der Umweltverträglichkeit durch den gemeinsamen Bundesausschuss (G-BA) und den GKV-Spitzenverband müsste allerdings erst noch geschaffen werden.

Die Förderung von Verschreibungen von Arzneimitteln mit einer besseren Umweltverträglichkeit könnte weiterhin über Anreize für die verschreibenden Ärztinnen und Ärzte erfolgen. Hierfür könnten Arzneimittel mit einer besseren Umweltverträglichkeit durch die Landesverbände der Krankenkassen und die Kassenärztlichen Vereinigungen in den Praxisbudgets⁸ gesondert aufgenommen und vergütet werden, um so das Ausgabevolumen von den Festbetragsgruppen mit umweltverträglichen Wirkstoffen zu erhöhen.

Wie in Hillenbrand et al. (2015) dargestellt, ist die Entwicklung und Zulassung neuer oder veränderter Medikamente in der Regel zeit- und kostenintensiv. Die Effekte greifen jedoch langfristig und flächendeckend. Die Richtlinien 2001/83/EG⁹ bzw. 2004/27/EG¹⁰, die eine Prüfung möglicher Auswirkungen auf die Umwelt bei der Zulassung von Humanarzneimitteln vorsieht, bilden hierfür eine erste Grundlage.

Maßnahmen mit Bezug zum Gesundheitssystem / Einflussmöglichkeiten auf Verschreibungen

Zu den weiteren Maßnahmen mit Bezug zum Gesundheitssystem gehören nach Hillenbrand et al. (in press), neben Information und Schulung des Fachpersonals, die Vermeidung von Fehlverordnungen bspw. entsprechend der Priscus-Liste¹¹, die Anpassung der Verschreibungsmengen an den jeweiligen Bedarf und die Vermeidung von Arzneimittelbedarf durch Präventivmaßnahmen und Gesundheitsförderung.

Durch Optimierungen bei der Verschreibungspraxis könnten, insbesondere in dem Bereich der Polypharmazie im Alter, zum einen Fehlverordnungen reduziert und passgenauere, ggf. personalisierte Verordnungen realisiert werden, zum anderen die verschriebenen Verbrauchsmengen auf den entsprechenden Bedarf angepasst werden. Für diesen Bereich gibt es bereits erste praktische Erfahrungen. Gleichzeitig besteht jedoch auch hier weiterer Bedarf an Forschung sowie rechtlicher Anpassung.

Administrative Vorgaben bei der unterschiedlichen Abrechnung von Kassen- und Privatpatienten können nach ersten Erkenntnissen aus dem vom Fraunhofer ISI bearbeiteten Projekt MindER¹² (in press) möglicherweise zu Arzneimittelresten führen, die am nächsten Tag nicht mehr genutzt werden

⁸ Für Arztpraxen werden praxisindividuelle Budgets (Richtgrößen) festgelegt, deren Überschreitung finanzielle Sanktionen nach sich zieht. Diese Richtgrößen werden jährlich von den Landesverbänden der Krankenkassen und der Kassenärztlichen Vereinigung in einer sogenannten Arzneimittelverordnung festgelegt, welche sich nach einer bundesweiten Empfehlung richtet. Sie legt mitunter das Ausgabevolumen für die Vertragsärzte fest (KV Berlin 2013). Um Ärztinnen und Ärzte nicht zu belasten, wären evtl. Sonderregelungen für Praxisbudgets in Zusammenhang mit umweltfreundlichen Medikamenten zu setzen.

⁹ Richtlinie zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel.

¹⁰ Richtlinie zur Änderung der Richtlinie 2001/83/EG zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel.

¹¹ Die Priscus-Liste ist eine Auflistung von potenziell inadäquater Medikation (PIM) für ältere Menschen. Hintergrund für diese Liste ist die zunehmende Multimorbidität (Mehrfacherkrankung) im Alter und die damit verbundene häufige Mehrfacheinnahme von verschiedenen Arzneimitteln (Polypharmazie). Hierbei kann es zu gefährdenden Wechselwirkungen zwischen den Präparaten bzw. Beeinträchtigungen von Wirkungsweisen der Arzneimittel kommen, aufgrund sogenannter PIM. Auch gibt es Wirkstoffe, die auch bei alleiniger Einnahme für ältere Menschen ungeeignet sind. Die Liste soll somit eine Entscheidungshilfe für Ärztinnen und Ärzte darstellen, die richtige Medikation und Arzneimittel für eine optimale Therapie und Versorgung von älteren Patientinnen und Patienten zu gewährleisten (Holt et al. 2011).

¹² MindER Minderung des Eintrags von Röntgenkontrastmitteln in die Umwelt; gefördert durch das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, laufend.

dürfen und daher entsorgt werden müssen. Die Entsorgung flüssiger Arzneimittel könnte über das Abwassersystem erfolgen. Eine klare Regelung der Entsorgung, die den Pfad des Abwassersystems vermeidet, könnte ggf. Abhilfe schaffen.

Grundsätzlich kann durch allgemeine Gesundheitsförderung (Primär-, Sekundär-, und Tertiärprävention¹³) der Arzneimittelbedarf gesenkt werden. Auch hier liegen Erfahrungen aus verschiedenen Bereichen vor. Eine Umsetzung in der Regelversorgung bedarf aber eines ganzheitlichen strategischen Ansatzes auf gesundheitspolitischer Ebene, bei dem alle relevanten Akteure einbezogen, die verschiedenen Maßnahmenbereiche mit berücksichtigt und die jeweils notwendigen Rahmenbedingungen geschaffen werden.

Von diesen Maßnahmen kann ein langfristiges und flächendeckendes Wirkungspotenzial ausgehen. Während für die Vermeidung von Fehlverordnungen durch Vorarbeiten (u. a. Klärung von Mehrfacherkrankungen und möglicher Polypharmazie, individualisierte Medikation) einmalig hohe Kosten entstehen können, ergeben sich später Potenziale für Kosteneinsparungen bei den Gesundheitsausgaben sowie bei den gesamtgesellschaftlichen Kosten. Der Ansatz genau benötigter Verschreibungsmengen, der bereits in einigen Ländern (Großbritannien, den Niederlanden, Tschechien, Israel und den USA) bei der Verschreibung von Antibiotika praktiziert wird (Kardas et al. 2008), wird als verhältnismäßig wenig kostenintensiv eingeschätzt. Beide Ansätze sind erprobt; es sind keine sekundären Umwelteffekte zu erwarten.

Neben dem Forschungsbedarf bei der Optimierung der Verschreibungspraxis bestünde bei allen Ansätzen rechtlicher Anpassungsbedarf.

Akteursplattformen

Vor dem Hintergrund des Handlungsbedarfs zur Reduzierung der Einträge von Arzneistoffen in die Umwelt wurde von Seiten des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg in 2014 ein Dialog mit den betroffenen gesellschaftlichen Akteuren gestartet. Der äußere Rahmen dieses Dialogs sind regelmäßige eintägige Workshops. Bis Februar 2016 fanden vier entsprechende Veranstaltungen statt. Eingeladen sind dazu Vertreter der pharmazeutischen Industrie, der Ärzte- und Apothekerschaft, dem Sozialbereich, der Umweltverbände, Patientenorganisationen sowie Vertreter aus dem Bereich der Wasserver- und Abwasserentsorgung sowie der angewandten Forschung. Die wichtigsten Ziele der Initiative sind die Information und Sensibilisierung hinsichtlich der Thematik sowie die gemeinsame Erarbeitung von Handlungsoptionen zur Senkung der Umwelteinträge. Soweit möglich, wird auch die Umsetzung konkreter Maßnahmen angestoßen bspw. hinsichtlich der Information der Bürger über die fachgerechte Entsorgung von Altmedikamenten. Über den Erfolg von umgesetzten Maßnahmen wird im Rahmen der Workshops berichtet. Diese Informationen werden gleichzeitig dazu genutzt, um neue Ansätze und Handlungsoptionen zu identifizieren.

Frei verfügbare Informationsplattformen

Neben gezielten Informationskampagnen zum Thema Arzneistoffe in der Umwelt (s. u. a. Lippeverband 2015; UM-BW 2015; UBA 2013b; DECHEMA) und möglichen Maßnahmen zur Eintragsvermeidung/-minderung existieren eine Reihe von frei zugänglichen Web-basierten Informationsplattformen (siehe Tabelle 1), über die sich Verbraucher über Arzneimittel und somit auch über die darin enthaltenen Wirkstoffe informieren können. Zum Teil werden hier auch Hinweise bzgl. Umweltrelevanz von Arzneistoffen aufgeführt.

¹³ Primärprävention: Förderung von Gesundheit bzw. der Verhinderung von Krankheiten (z. B. Impfungen, Gesundheitsberatung). Sekundärprävention: Früherkennung/Vermeidung von Progredienz und Komplikationen von Krankheiten (Screening-Programme) Tertiärprävention: Minderung von Krankheitsfolgen, Verschlimmerung und Rückfällen

Grundinformationen zu Anwendungsbereichen und Wirkprinzipien von Arzneistoffen lassen sich über die freie Enzyklopädie Wikipedia (wikipedia.org) abrufen. Für weit verbreitete Wirkstoffe werden auch Angaben zu Nebenwirkungen und Dosierung in Präparaten aufgeführt, vereinzelt auch Hinweise bzgl. Umweltauswirkungen. Relevante Angaben sind in der Regel mit Einzelnachweisen (Referenzen) bzw. weiterführenden Links hinterlegt. Zudem ist zu jedem Stoff eine Verknüpfung zu der englischsprachigen Internetplattform „DrugBank“ (Wishart et al. 2015) aufgeführt, die wiederum Detailinformationen zur Pharmakologie, mit Angaben zum Wirkmechanismus, teilweise inkl. relevanter Metaboliten und beteiligter Enzyme, sowie Ausscheidungsraten und Halbwertszeiten von über 8.000 Einträgen (Arzneistoffe und in den USA und Kanada geführten Präparate) aufführt.

Die Entwicklung der DrugBank, deren Informationen seit 2006 öffentlich und frei verfügbar sind, wurde durch verschiedene kanadische staatliche Institutionen gefördert: das kanadische Institut für Gesundheitsforschung (Canadian Institutes of Health Research), die Alberta Innovates – Health Solutions, einem Forschungsinstitut der Provinz Alberta, und das TMIC (The Metabolomics Innovation Centre). Die Nutzung ist für Forschungs- und Bildungszwecke vorgesehen, nicht für die fachliche medizinische Beratung, Diagnose oder Behandlung. Die Datenbasis beruht auf verschiedenen Quellen, unter anderen PubMed, Merck Manual, e-Therapeutics und DailyMed¹⁴.

Die Informationen der DrugBank werden zusätzlich auf der deutschsprachigen Plattform generika.cc aufgeführt, die Daten zu 17.504 Arzneimitteln vorhält. Generika.cc ist ein Medikamentenportal der Schweiz und auch in englischer und französischer Sprache sowie für mobile Endgeräte verfügbar.

Generika.cc ist als Preissuchmaschine für den Endverbraucher/Patienten angelegt und wurde im Jahr 2001 von Siegfried, Bosshard und Davatz ins Leben gerufen. Die Informationsplattform gehört zu ODDB.org (open drug database), die auf dem Open Source Gedanken aufbaut. Die hinterlegten Daten stammen von den Arzneimittelherstellern, von Swissmedic¹⁵, dem Bundesamt für Gesundheit der Schweiz, von verschiedenen Internetquellen und von Benutzern, die die Informationslage erweitern können. Finanziert wird die Plattform mittels Werbung gemäß der Schweizer Verordnung für Arzneimittelwerbung und über kostenpflichtige Bereiche der Plattform.

Als wichtige Informationsgrundlage für medizinisch-pharmazeutisches Fachpersonal zu den in Deutschland vermarkteten Humanarzneimitteln dient seit den 1930er Jahren das Arzneimittelverzeichnis „Rote Liste“. Herausgeber ist die Rote Liste Service GmbH, eine Tochter des Bundesverbandes der Pharmazeutischen Industrie e. V. (BPI) und des Verbandes Forschender Arzneimittelhersteller (vfa). Hinterlegt sind für aktuell rund 6.100 Präparate neben den Handelsnamen der Präparate, Angaben zu Hersteller, Abgabestatus (bspw. apothekenpflichtig, rezeptpflichtig), Zusammensetzung der Wirkstoffe, mögliche Neben- und Wechselwirkungen sowie weitere Hinweise, die in der Regel auch auf den Packungsbeilagen der Präparate aufgeführt werden. Die Einträge erfolgen auf freiwilliger Basis und sind für die Hersteller zudem kostenpflichtig. Somit wird der Arzneimittelmarkt in Deutschland nicht vollständig repräsentiert. Informationen zu Umweltrelevanz sind in der Regel nicht enthalten. Weitere Informationsplattformen der Rote Liste Service GmbH sind zum einen der Patienten-Info-Service, über den Gebrauchsinformationen der Präparate für Patienten (insb. blinde und sehbehinderte Personen) zur Verfügung gestellt werden sollen. Die Verfügbarkeit der Informationen ist allerdings ebenfalls abhängig von der Teilnahme der Arzneimittelhersteller. Außerdem werden über den FachInfo-Service der Rote Liste Service GmbH, entsprechend Arzneimittelgesetz (AMG) „Fachinformationen bzw. für in Europa zugelassene Arzneimittel die entsprechenden SPCs¹⁶ ..] zur Verfügung“ gestellt (derzeit ca. 7.000 Einträge) (BPI).

¹⁴ PubMed.gov: www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed; Merck Manual: www.merckmanuals.com; e-Therapeutics: www.e-therapeutics.ca; DailyMed: dailymed.nlm.nih.gov/dailymed/.

¹⁵ Schweizerische Zulassungs- und Aufsichtsbehörde für Heilmittel (Arzneimittel und Medizinprodukte).

¹⁶ Summaries of Product Characteristics (europaweit gültige Fachinformationen).

Umweltinformationen zu Arzneistoffen sind auf den vorhandenen Informationsplattformen für Verbraucher und medizinisch-pharmazeutisches Fachpersonal bislang überwiegend nicht enthalten. Gleichzeitig existieren hier bereits umfangreiche und gut ausgearbeitete Informationsstrukturen, in die gegebenenfalls weitere Metainformationen wie die Umweltrelevanz integriert werden könnten.

Wie bereits in Hillenbrand et al. (2015) dargestellt, empfiehlt das UBA (2012b, S. 145), die fachlich anerkannten „Fachmedien bei der Verbreitung von Informationen zum Vorkommen, zum Verhalten und zur Vermeidung von HAMR [Rückständen aus Humanarzneimitteln] in der aquatischen Umwelt [...] zu unterstützen“. Die entsprechenden Empfehlungen hält das UBA (2012b, S. 146) „für zielführend und unmittelbar umsetzbar“.

Tabelle 1: Informationsplattformen für Arzneistoffe und Präparate

Datenbank	Zielgruppe/ Zugriff	Träger / Initiator	Informationsgrundlage
DrugBank	Forschung/ Bildung	Canadian Institutes of Health Research	u. a. PubMed, Merck Manual, FDA, e-Therapeutics, DailyMed
Generika.cc	Endverbraucher (Preissuch-maschine)	DDB.org (Open-Source), Siegfried Bosshard, Davatz	Herstellerangaben, Swissmedic, Bundesamt für Gesundheit der Schweiz, diverse frei verfügbare Quellen und Benutzerinput
PubMed	öffentlich	National Center for Biotechnology Information, U.S. National Library of Medicine	
Merck Manual	öffentlich	Merck & Co., Inc., USA	Herstellerangaben
DailyMed		Informationsplattform der FDA (U.S. Food and Drug Administration)	
Rote Liste	Medizinisch-pharmazeutisches Fachpersonal	Rote Liste Service GmbH bzw. BPI, vfa	Herstellerangaben

Darstellung: Fraunhofer ISI

Umweltklassifikationssystem

Ein wichtiges Element von Informationsmaßnahmen stellen Umweltklassifikationssysteme dar, bei dem bspw. Medikamente in verschiedene Umwelt-Gefährdungsklassen eingeordnet werden und deren Ergebnisse von Fachpersonal und Verbrauchern genutzt werden können, um problematische Substanzen zu vermeiden. Ein entsprechendes System wurde bereits vor über zehn Jahren in Schweden initiiert. Entsprechend existieren umfassende Erfahrungen, die für eine mögliche Realisierung eines ähnlichen Anstzes in Deutschland genutzt werden können. Entsprechend folgt eine kurze Beschreibung der Hintergründe und der Umsetzung in Schweden sowie eine Bewertung.

Hintergrund des schwedischen Umweltklassifikationssystems

Basierend auf zunehmenden Diskussionen in Bezug auf Arzneistoffeinträge in die Umwelt, deren mögliche Wirkungen auf die Umwelt und möglicher Beeinträchtigungen der Trinkwasserqualität,

wurde in Schweden Anfang des 21. Jahrhunderts ein Umweltklassifikationssystem für Arzneimittel aufgebaut. Es sollte zunächst Medizinern bei Verschreibungen einen Anhaltspunkt bezüglich der Umweltverträglichkeit der verschiedenen Arzneimittel geben (Wennmalm und Gunnarsson 2010), um gegebenenfalls auf umweltfreundlichere Pharmazeutika mit gleicher Wirkung zurückgreifen zu können. Zudem soll Patienten, der allgemeinen Bevölkerung sowie Wissenschaftlern ein Überblick über die Umweltverträglichkeit von Medikamenten gegeben werden (Citec 2009; Ebert et al. 2014; Fass.se 2012).

Grundlage der Aktivitäten waren Berichte über die Umweltwirkungen von Arzneistoffen (u.a. Umweltrisikobewertungen und Gefahrenanalysen), die durch das Umweltressorts des Stockholmer Provinziallandtags (Environmental Department of the Stockholm County Council) in Kooperation mit dem staatlichen Apothekenverband Apoteket AB durchgeführt wurden (Carlsson et al. 2006; LIF 2008; Wennmalm und Gunnarsson 2009).

Da ein gesetzlich verankertes Klassifikationssystem nicht mit dem EU-Recht zu vereinbaren war, wurde auf Initiative der damaligen Umweltministerin Lena Sommestad ein freiwilliges Umweltklassifikationssystem vom schwedischen Verband der Pharmaindustrie (Swedish Association of the Pharmaceutical Industry) aufgestellt. Der Verband übernahm auch die Organisation verschiedener beteiligter Stakeholder (LIF 2008; Wennmalm und Gunnarsson 2009).

Das Klassifikationssystem wurde 2005 mit dem Ziel eingeführt, bis zum Jahr 2010 alle in Schweden zugelassenen Arzneistoffe in das System aufgenommen zu haben. Im Jahr 2010 waren zwar alle Wirkstoffgruppen Bestandteil des Klassifikationssystems (Andersson et al. 2013), jedoch nur knapp über 60 Prozent der in Schweden zugelassenen Wirkstoffe klassifiziert (Ågerstrand und Rudén 2010).

Vorgehen/Funktionsweise des schwedischen Umweltklassifikationssystems

Arzneistoffe werden in Bezug auf Umweltrisiko und Umweltgefahr bewertet. Beide Ergebnisse werden bei der Bewertungsdarstellung angegeben.

Zur Bewertung des Umweltrisikos wird das Verhältnis der prognostizierten Umweltkonzentration (Predicted Environmental Concentration, PEC) zur Maximalkonzentration, die keine Auswirkungen auf Flora und Fauna hat (Predicted No Effect Concentration, PNEC entsprechend standardisierter Labortests OECD 203, 202, 201 oder Äquivalent), ermittelt (LIF 2008; Stockholm County Council 2014b) und in vier Stufen eingeordnet:

- vernachlässigbar („insignificant“) bei $PEC/PNEC \leq 0,1$
- niedrig („low“) bei $PEC/PNEC > 0,1 \leq 1$
- gemäßigt („moderate“) bei $PEC/PNEC > 1 \leq 10$
- hoch („high“) bei $PEC/PNEC > 10$

Für die Darstellung der Gefahr für die Umwelt werden die drei Parameter Persistenz, Bioakkumulation sowie Toxizität (PBT) nach OECD Richtlinien aufgeführt (Stockholm County Council 2014a) und entsprechend Tabelle 2 klassifiziert.

Tabelle 2: Parameter für die Gefahrenbewertung des schwedischen Umweltklassifizierungssystems

Parameter	Klassifikationswert
Persistenz (entspr. OECD 301 od. vergleichbar)	
• nicht bzw. kaum biologisch abbaubar	3
• biologisch abbaubar	0

Parameter	Klassifikationswert
Bioakkumulation (entspr. OECD 107, 117 od. vergleichbar)	
• Potenzial für Bioakkumulation	3
• geringes Potenzial für Bioakkumulation	0
Toxizität (entspr. OECD 201, 202, 203 od. vergleichbar)	
• sehr starke Toxizität	3
• starke Toxizität	2
• mittlere Toxizität	1
• geringe Toxizität	0

Darstellung: Fraunhofer ISI. Quelle: Stockholm County Council (2014a)

Sofern keine Daten bezüglich eines oder mehrerer Parameter vorhanden sind, wird von dem jeweils höchsten Wert ausgegangen. Substanzen, wie Vitaminpräparate oder homöopathische Arzneimittel, von denen keine Gefährdung für die Umwelt ausgehen, wurden von der Klassifikation ausgeschlossen (Stockholm County Council 2014b).

Die für die Klassifizierung notwendigen Daten werden von den Pharmaunternehmen bereit gestellt und von dem unabhängigen schwedischen Umweltforschungsinstitut ILV entsprechend einer definierten Richtlinie geprüft, bevor sie über den Internetauftritt des Umweltklassifikationssystems *fass.se* veröffentlicht werden (Örtlund et al. 2014; IVL Swedish Environmental Research Institute 2014). Bei Bedarf wird das publizierende Pharmaunternehmen aufgefordert, die Datenlage zu vervollständigen. Die Verantwortung bzgl. der Inhalte der veröffentlichten Umweltdaten liegt jedoch bei den Pharmaunternehmen. Die Gutachten sprechen lediglich Empfehlungen aus (Fass.se 2012; Örtlund et al. 2014).

Die Ergebnisse der Umweltrisikobewertung müssen für eine dauerhafte Verwendung im Rahmen der schwedischen Umweltklassifikation alle drei Jahre aktualisiert werden, um bspw. Veränderungen im Verbrauchsverhalten über die Zeit berücksichtigen zu können (Örtlund et al. 2014). Sofern Wirkstoffe von verschiedenen Herstellern verwendet werden (bspw. einige Östrogene) wurden teilweise über das IVL gesonderte Studien durchgeführt, um die Datenbasis zu vereinheitlichen (Andersson et al. 2013).

Bewertung des schwedischen Systems zur Umweltklassifikation von Arzneimitteln

Die auf dem Internetauftritt des Umweltklassifizierungssystems (*fass.se*) aufgeführten Informationen liegen überwiegend in schwedischer Sprache vor. Daher wurde keine eigene tiefergehende Bewertung durchgeführt.

Bei einer detaillierten Betrachtung der Qualität des Klassifikationsprozesses anhand von 36 Beispielsubstanzen aus 48 Risk Assessments durch Ågerstrand und Rudén (2010) wurde deutlich, dass die zugrundeliegenden Umweltdaten teilweise lückenhaft waren oder Diskrepanzen aufwiesen. Datenlücken führten aufgrund der ersatzweise verwendeten Höchstwerte zu Überschätzungen der Umweltgefahr. Sofern mehrere Risk Assessments für eine Substanz vorlagen, variierte teilweise das Klassifikationsergebnis (Ågerstrand und Rudén 2010). Weitere Schwachstellen waren, dass die Datenerhebung teilweise auf modellierten anstelle experimentell zu erhebenden Werten beruhte, zum Teil war die Herkunft der Daten unklar, eine Verifizierung der Daten durch wissenschaftliche Literatur war nicht gefordert und die Auslegung der Richtlinien für die Datenerhebung wurde offenbar flexibel gestaltet. Das IVL hat als prüfende Instanz nur begrenzte Einflussmöglichkeiten auf die Qualität der Umweltklassifikation. Mögliche inhaltliche bzw. qualitative Verbesserungen, basierend auf statistischen

Auswertungen über die Prüfungshäufigkeit pro Datensatz, wurden laut Örtlund et al. (2014) nicht veröffentlicht.

Grundsätzlich bewerten Ågerstrand und Rudén (2010) es als positiv, dass die Klassifizierungsergebnisse öffentlich einsehbar sind. Als Gründe für die erkannten Mängel werden aufgeführt, dass das Vorhaben zum einen ein sehr junges Projekt ist, welches in sehr geringer Zeit aufgebaut wurde und sich somit noch in der Startphase befindet, zum anderen darauf, dass Datenbereitstellung und Nutzung des Systems auf freiwilliger Basis beruhen.

Wennmalm und Gunnarsson (2009) führen an, dass Arzneistoffe aus der Veterinärmedizin außer Acht gelassen werden und Metabolite, die durch Abbau von Medikamenten im Körper entstehen, bei der Bewertung nicht berücksichtigt werden. Kombinationswirkungen verschiedener Arzneistoffe in der Umwelt (Pomati et al. 2008) werden bislang nicht berücksichtigt, da zu diesem Bereich bislang wenig belastbare Informationen vorliegen (Kümmerer 2008).

Aus einer Studie von Citec Information und Life Sciences geht hervor, dass bislang viele Ärzte keine Erfahrung mit der Verwendung des Umweltklassifikationssystems hatten (Citec 2009). Auch Robért beschreibt ein Desinteresse am Thema Nachhaltigkeit bei Medizinern (Medical Products Agency 2009).

Ärzte (insb. mit Zusatzqualifikationen im naturwissenschaftlichen Bereich), die sich generell für umweltrelevante Themen interessieren, zeigten Bemühungen, das System zu nutzen und in ihren medizinischen Alltag einzubeziehen (Citec 2009).

Eine weitere Befragung seitens Citec Information und Life Sciences, die auf eine Auswahl von Akteuren abzielte, die mit der Materie bereits vertraut waren, ergab, dass die alleinige Darstellung der Ergebnisse der Umweltklassifikation, ohne Hinweise auf Handlungsalternativen, nicht ausreicht. Sich scheinbar widersprechende Informationen, wie bspw. ein als „insignifikant“ eingestuftes Umwelttrisiko bei hohem PBT-Index führten zu Verwirrungen. Ein direkter Vergleich von Arzneimitteln war zudem nicht möglich.

Seitens der Anwender auf der Seite der medizinischen Fachleute wurde das System als unpraktisch angesehen und die Informationsbeschaffung als schwierig und zeitaufwändig; teilweise wurden fehlende Umweltdaten bemängelt (2010 waren 691 der 1090 in Schweden registrierten Arzneistoffen klassifiziert). Das Zusammenspiel dieser Gründe, bei gleichzeitig knapp bemessenen Zeiten für die reguläre komplexe Arbeit, verhindere vielfach die zusätzliche (zeitintensive) Beschäftigung mit dem Thema Umweltverträglichkeit von Medikamenten. Als Verbesserungswunsch wurde eine Überarbeitung der grafischen Darstellung aufgeführt, so dass Präparate, die eine besondere Gefährdung für die Umwelt darstellen, schnell erkennbar sind (Citec 2009).

Durch die Einführung des Umweltklassifikationssystems in Schweden, die von weiteren Informationskampagnen des Apothekenverbands Apoteket AB begleitet wurde, stieg zum einen die Aufmerksamkeit in der Öffentlichkeit bezüglich der Problematik von Arzneistoffeinträgen in der Umwelt, gleichzeitig sank die unsachgemäße Entsorgung von Arzneimitteln in Schweden erheblich (Persson et al. 2009).

Wie in Hillenbrand et al. (2015) dargestellt, werden die Kosten für umfassende Informationsmaßnahmen, die berufliche Fortbildungen für Fachpersonal und Aufklärungskampagnen zur sachgerechten Entsorgung von Arzneimittelrestbeständen umfassen können, von Keil (2008) auf unter zehn Millionen Euro pro Jahr geschätzt. Das UBA (2012b) hält ein nationales Umwelt-Klassifikationssystem für Arzneistoffe mit einem wirkungsindifferenten Wichtungskriterium für „(Umwelt)/Rohwasser-Relevanz“ für wünschenswert und machbar. Es empfiehlt eine entsprechende Einrichtung zusammen mit damit verbundenen Informationssystemen zur Medikamentenauswahl (z. B. zentrale Datenbank) für das Fachpersonal.

Dezentrale/semizentrale Erfassung von relevanten Stoffströmen

Zur dezentralen bzw. semizentralen Erfassung von relevanten Stoffströmen gehören bspw. die dezentrale Erfassung von Röntgenkontrastmitteln mittels Urin-Sammelbeuteln und die Erfassung spezifischer Abwasser(teil)strömen bspw. über Toilettenbereiche in Abteilung mit einem hohen Anteil an separat zu erfassendem Abwasser, die an ein separates Erfassungsnetz angeschlossen sind und somit gesondert behandelt werden können. Vor allem im Bereich der Erfassung über Sammelbeutel gibt es gegenwärtig Erfahrungen aus der Praxis.

Hintergrund der dezentralen/semizentralen Erfassung von relevanten Stoffströmen

In den rund 2.000 Krankenhäusern in Deutschland (DESTATIS 2013b) und den anderen medizinischen Einrichtungen fallen sehr unterschiedlich zusammengesetzte Abwasserteilströme an, die zum Teil einer speziellen Aufbereitung bedürfen (vgl. DWA-Merkblatt zu Abwasser aus Krankenhäusern und anderen medizinischen Einrichtungen, DWA 2010). Für den Abwasseranfall der Bereiche „Normalpflege“, „Intensivpflege“, „OP-Bereich“ sowie der infektiions- und nuklearmedizinischen Stationen werden in dem DWA-Merkblatt die charakteristischen Inhaltsstoffe beschrieben.

Vorgehen/Funktionsweise der dezentralen/semizentralen Erfassung von relevanten Stoffströmen

Die dezentrale Erfassung von Abwasserteilströmen aus Gesundheitseinrichtungen ist bislang vor allem beim Einsatz von Röntgenkontrastmitteln in Pilotversuchen untersucht worden. Sie ist aber prinzipiell auch auf andere umweltproblematische Humanarzneistoffe anwendbar, die innerhalb von Gesundheitseinrichtungen eingesetzt werden.

Bei der Erfassung mittels Urin-Sammelbeuteln werden Sammelbeutel an die Patienten ausgegeben mit der Maßgabe, ihren Urin ca. 24 h separat zu sammeln. Dieses Verfahren ist in die bestehende Logistik von Krankenhäusern oder Arztpraxen einzugliedern. Durch die Ausgabe von Sammelbeuteln können (nach vorheriger Aufklärung der Patienten) Patienten, sowohl auf stationärer als auch ambulanter Ebene, abgedeckt werden. Die Sammelbeutel beinhalten Gelbildern zur Verfestigung des Urins. Die vollen Behälter können dann zum Restabfall hinzugegeben werden, der ebenso wie Behälter ohne Gelbilder, die beispielsweise aus der stationären Behandlung nicht mobiler Patienten stammen, der Verbrennung zugeführt wird (Schuster et al. 2006). Bisherige Studien weisen einen hohen stationsspezifischen Erfassungsgrad von rund 40-60 Prozent aus (Pineau et al. 2005a).

Die Kosten für Sammlung, Erfassung und Entsorgung setzen sich aus den Materialkosten (laufende Kosten) bzw. den Personalkosten für Ärzte, Pflegekräfte, Radiologiemitarbeiter und den Entsorgungsdienst zusammen. Der Arbeitsaufwand je Patient wird basierend auf bisherigen Studien mit einem Bedarf des Arztes von 1 min, der Pflegekraft von 14 min, der Radiologie von 1 min und dem Entsorgungsdienst von 1 min abgeschätzt (Schuster et al. 2006). Laut Schuster et al. (2006) liegen die Kosten bei 11 bis 22 € pro Patient. Der Erfassungsgrad in Kliniken ist allerdings bislang mit einer hohen Unsicherheit (50 Prozent) behaftet (Schuster et al. 2006). Nicht untersucht wurde bisher die Erfassung von Röntgenkontrastmitteln im Kontext von Arztpraxen beziehungsweise bei ambulanten Patienten.

Akzeptanzuntersuchungen zur Sammlung mit Urinbeuteln wurden im Rahmen des noPILLS-Projektes¹⁷ (Adamczak 2015) und von Pineau et al. (2005b) an insgesamt vier Kliniken durchgeführt. Die ermittelten Patientenakzeptanzen schwanken zwischen 30 und 60 Prozent. Die Studien zeigen, dass die Sammlung von Urinbeuteln personalseitig gut in den Klinikalltag integriert werden kann und eine hohe Personalakzeptanz vorhanden ist. Bei den bisherigen Studien wurden allerdings nur sehr wenige und zum Teil ausgewählte Patienten erreicht.

¹⁷ Für weitere Informationen s. www.no-pills.eu.

Die Wirksamkeit der Maßnahme hängt von der Akzeptanz des Personals und der Patienten ab. Deshalb sollten bei der Durchführung die in Götz et al. (2011) beschriebenen Hinweise für Kommunikationsstrategien (z. B. Verankerung der Thematik in Gremien, Ansprache strategischer Kernzielgruppen, Sensibilisierung der Ärzteschaft, Kommunikation von Handlungsmöglichkeiten) berücksichtigt werden, um die Akzeptanz bei den Anwendern zu gewährleisten. Die Bereitschaft bei Patienten und medizinischem Personal, eine entsprechende Sammlung in die täglichen Abläufe zu integrieren wird in einer aktuellen Studie des Fraunhofer ISI im Rahmen einer breit angelegten Befragungen bei gleichzeitiger Umsetzung einer Urinsammlung mittels Beuteln untersucht. Das vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft des Landes Baden-Württemberg geförderte Projekt soll Aufschluss darüber geben, ob eine flächendeckende separate Sammlung und Entsorgung des mit Röntgenkontrastmitteln belasteten Urins eine im Sinne des Gewässerschutzes effiziente und sinnvolle Maßnahme ist (vgl. <http://www.minder-rkm.de/>).

Auf die Verwendung und Entsorgung bezogene Informationsmaßnahmen, wie sie beispielsweise bei Adamczak (2015) vorgestellt werden, können in den Gesundheitseinrichtungen zusätzlich zur Reduktion von Restmengen und zur sicheren Entsorgung über den Restmüll¹⁸ anstatt über den Abwasserpfad führen (Pineau et al. 2005a; IKSR 2010c; UBA 2014a; BLAC 2003) und somit die oben aufgeführten Ansätze zur getrennten Erfassung unterstützen.

Dezentrale Behandlung von Abwässern aus Gesundheitseinrichtungen

Die dezentrale Behandlung von Abwässern aus Krankenhäusern und anderen Gesundheitseinrichtungen erfordert nicht die Mitwirkung der Patienten. Sie wirkt auf Röntgenkontrastmittel, aber auch auf viele andere Humanarzneistoffe, die in diesen Einrichtungen den Patienten verabreicht werden. Die angewendeten Verfahren haben eine Breitbandwirkung auf verschiedene Mikroschadstoffe, die im Krankenhausabwasser in höheren Konzentrationen vorliegen als in der zentralen Kläranlage.

In Deutschland wurden in den vergangenen Jahren für zwei Pilotanlagen Untersuchungen zur dezentralen Behandlung von Krankenhausabwasser veröffentlicht: Eine wurde im Rahmen des PILLS-Projektes der EU¹⁹ im Jahr 2011 im Marienhospital in Gelsenkirchen (Mulder et al. 2012), die andere bereits 2006 in Waldbröl im Auftrag des Ministeriums für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) in Betrieb genommen (Pinnekamp und Merkel 2008; Pinnekamp et al. 2009). Beide Pilotanlagen sind mit einem Membranbioreaktor (MBR) sowie weitergehenden Behandlungsverfahren mit Ozon (Oxidation) und Aktivkohle (Adsorption) ausgestattet, um großtechnisch Optimierungsmöglichkeiten aufzuzeigen.

Ein neues Konzept wird in Delft, Niederlande, getestet (Batelaan et al. 2013). Der sog. „Pharmafilter“ soll neben der verbesserten Reinigung zusätzlich die Entsorgungslogistik in der Klinik erleichtern. Abfälle und Abwasser werden über ein gemeinsames System in den Pharmafilter geleitet und dort zerkleinert. Flüssige Bestandteile gelangen in die Kläranlage, die mit MBR, Ozonung und Filtration durch Aktivkohle ausgestattet ist, die Behandlung fester Bestandteile erfolgt anaerob. Notwendig ist die Verwendung von Einweg-Produkten aus biologisch-abbaubaren Materialien innerhalb der Klinik, z. B. Einweg-Bettpfannen, welche direkt in den Pharmafilter gegeben werden.

Neben diesen Erfahrungen auf Basis von Pilotprojekten sollen in Dänemark für die größten Gesundheitseinrichtungen innerhalb der kommenden ein bis zwei Jahre Einleitbedingungen erstellt werden, die dazu führen soll, dass an relevanten Standorten eine dezentrale Behandlung des Krankenhausabwassers umgesetzt wird. Um hieraus mögliche Empfehlungen für Deutschland ableiten zu können, folgt eine kurze Beschreibung der Hintergründe und des Vorgehens bzw. der Funktionsweise des dänischen Ansatzes, sowie der ersten Umsetzung am Standort Herlev.

¹⁸ In Deutschland wird der Restmüll nahezu flächendeckend verbrannt.

¹⁹ Für weitere Informationen s. www.pills-project.eu.

Hintergrund des dänischen Ansatzes zur dezentralen Behandlung von Krankenhausabwasser

In Dänemark gibt es 70 zum Teil sehr große kommunale Krankenhäuser und 20 Krankenhäuser privater Träger²⁰, über die im Schnitt jeweils rund 63 Tausend Einwohner versorgt werden können. In Deutschland können im Vergleich hierzu rund 40 Tausend Einwohner pro Krankenhaus versorgt werden (DESTATIS (2014b; 2015); ohne Berücksichtigung von Vorsorge- oder Rehabilitationseinrichtungen). Vor dem Hintergrund öffentlicher Diskussionen bzgl. umweltgefährlicher Arzneimittel sowie gefährlicher und resistenter Keime wurden insbesondere große Gesundheitseinrichtungen, vor allem aufgrund eines hohen Anteils von Einträgen bei den Zytostatika und in der Hormontherapie, aber zum Teil auch bei Antibiotika (Tabelle 3), als mögliche Punktquellen ausgemacht (Nielsen 2015; Nielsen et al. 2015). Gleichzeitig wurden große kommunale Kläranlagen in den letzten Jahren bereits modernisiert und ausgebaut, während kleinere Anlagen möglichst einfach an zukünftige Entwicklungen anpassbar bleiben sollen.

Tabelle 3: Verteilung des Arzneimittelverbrauchs in Dänemark nach Nielsen (2014)

Behandlungsort	Zytostatika	Hormontherapie	Antibiotika	Schmerzmittel
Krankenhaus stationär	16 %	42 %	26 %	4 %
Krankenhaus ambulant	83 %	54 %	2 %	0,2 %
Allgemeine (General public)	1 %	4 %	72 %	96 %

Daten basieren auf Data (2012) from Copenhagen catchment area (WWTP Lynetten), zitiert bei Nielsen (2014)

Vorgehen/Funktionsweise des dänischen Ansatzes zur dezentralen Behandlung von Krankenhausabwasser

Auf Initiative des Umweltministeriums im Jahr 2011 (Nielsen 2014) sollen entsprechend Krarup et al.; Nielsen (2015b; 2015a; 2015) daher für die größten Gesundheitseinrichtungen innerhalb der kommenden ein bis zwei Jahre Einleitbedingungen entsprechend einer Indirekteinleiterverordnung für industrielle Betriebe erstellt werden. Sofern die Qualität des gereinigten Abwassers ausreicht, sollen auch hier Direkteinleitungen in die Gewässer möglich sein. Nach Nielsen (2014) wurde bereits Ende 2013 eine Richtlinie seitens der Kommunen erstellt, die Hilfestellung für eine Priorisierung von Einrichtungen gibt und Grenzwerte für Arzneistoffe bei der Einleitung in das öffentliche Kanalnetz enthält.

Als prioritär zu behandelnde Punktquellen werden Standorte aufgeführt,

- die mehr als 2 Prozent der Gesamtbelastung an problematischen Arzneistoffen in die jeweilige kommunale Kläranlage einleiten,
- in denen Zytostatika oder Röntgenkontrastmittel verwendet werden,
- die mehr als 1.000 Fälle pro Jahr behandeln oder mehr als 500 Operationen pro Jahr durchführen sowie
- psychiatrische Einrichtungen mit mehr als 100 Betten.

Kleinere Quellen werden als diffuse Einleitungen angesehen und nicht näher betrachtet.

²⁰ Compilierung verschiedener Listen der Region Hovedstaden, Region Sjælland, Region of Southern Denmark, Region Midtjylland, Region Nordjylland, Brancheforeningen for privathospitaler og klinikker bei Wikipedia: www.regionh.dk; www.regionsjaelland.dk; www.regionsyddanmark.dk; www.rm.dk; www.rn.dk; www.privatehospitaler.dk

Arzneistoffe werden in einer Umweltbewertung entsprechend ihrer Wirkung auf den Menschen, ihrer Abbaubarkeit in der Umwelt und ihrer Toxizität in drei Gruppen eingeteilt:

- Sehr gefährliche Stoffe: unerwünscht in der Kanalisation.
- Gefährliche Stoffe, die auf Konzentrationen unterhalb der Umweltqualitätsnormen reduziert werden sollten.
- Für das kommunale Abwassersystem nicht problematische Stoffe.

Für 40 Stoffe wurden konkrete Grenzwerte erarbeitet. Hierbei wurden die PNEC-Werte ebenso berücksichtigt, wie ein möglicher Abbau in kommunalen Kläranlagen ohne weitergehende Spurenstoff-elimination. Zu den Stoffen (mit den jeweiligen Grenzwerten in Klammern) gehören entsprechend Nielsen (2014):

- Azithromycin (0,12 µg/l)
- Ibuprofen (170 µg/l)
- Sulfamethoxazol (0,31 µg/l)
- Ciprofloxacin (0,01 µg/l)
- Olanzapin (11 µg/l)
- Tramadol (26 µg/l)
- Diclofenac (0,1 µg/l)
- Paracetamol (420 µg/l)

Basierend auf diesen Anforderungen wurden fünf Krankenhausstandorte in der Capital Region rund um Kopenhagen als relevante Eintragsquellen identifiziert, drei weitere als Eintragsquellen mit mittlerer Relevanz und drei Standorte mit geringer Relevanz eingestuft (Tabelle 4) (Nielsen 2014). Je nach Größe, möglicherweise vorhandenem Bau/Umbedarfen ergeben sich laut Nielsen (2014) Anforderungen wie dezentrale Maßnahmen, Substitution, Teilstromerfassung und -behandlung bis hin zur Behandlung des gesamten Krankenhausabwassers.

Tabelle 4: Priorisierung von Krankenhäusern bzgl. Notwendigkeit einer dezentralen Abwasserbehandlung in der dänischen Hauptstadtregion

Hospital/ Psychiatric Center	No. of beds	Catchment/ recipient	Highly hazardous pharmaceuticals [kg/yr]	Hazardous pharmaceuticals [kg/yr]	Sum of exceedance of LM* in waste- water (Meas. konc./LM)	Antibiotics contribution (excl. penicillins) [%]	Classification as point source
Bornholm	100	Small/ marine	15	134		58	Medium source
Amager	120	Large/ marine	25	205		2	Minor source
Psych. Ballerup	140	Large/ marine	9	33		< 0,1	Minor source
Psych. St. Hans	180	Large/ marine	68	50		< 0,1	Minor source
Gentofte	280	Large/marine	52	337		2	Medium source
Glostrup	310	Large/ marine	50	286		13	Medium source
New Northern Zealand	670	Small/ fresh	130	989		79	Major source
Hvidovre	800	Large/ marine	111	818	25	27	Major source
New Bispebjerg	860	Large/ marine	147	754		9	Major source
Copenhagen	1100	Large/ marine	436	1381		28	Major source
New Herlev	1100	Large/ marine	181	700	104	18	Major source

Quelle: Nielsen (2014); "Sum of exceedance of LM": Summe aller überschrittenen Grenzwerte ausgewählter Pharmaka für die Einleitung in die Kanalisation; Antibiotikaanteil der Gesundheitseinrichtung in der dazugehörigen Kläranlage

Demonstrationsstandort Herlev

Auf Initiative der Regionalregierung des Großezugsgebietes von Kopenhagen (Regional Government of Greater Copenhagen) wurde zusammen mit öffentlichen und privatwirtschaftlichen

Akteuren ein Konzept zur dezentralen Behandlung von Abwässern aus Gesundheitseinrichtungen erstellt und am Standort des Herlev Hospital in Kopenhagen umgesetzt (Krarup et al. 2015a). Die Anlage in Herlev, an der die optimale Behandlung im großtechnischen Maßstab (180,000 m³/a) demonstriert, getestet und weiter optimiert werden soll, besteht aus einem Membranbelebungsreaktor mit einer parallelen Nachbehandlung durch GAC, Ozon und UV (line 1) bzw. Ozonbehandlung, GAC und UV (line 2) (Nielsen et al. 2015). Bis auf wenige Ausnahmen konnten für alle ausgewählten Arzneistoffe Ablaufkonzentrationen unterhalb der PNEC-Werte erzielt werden. Toxizitätstests an Daphnien und Fischen zeigten ebenfalls keine Auffälligkeiten (Nielsen et al. 2015).

Der behördliche Genehmigungsprozess für die angestrebte direkte Einleitung in den nächsten Vorfluter wurde bereits initiiert. Das Gesamtbudget wird von Nielsen (2014) mit € 5,8 Mio. (inkl. Gebäude) angegeben, bei abgeschätzten Betriebskosten (inkl. Schlammbehandlung) von 1,02 €/m³ (Nielsen et al. 2015). Es wird erwartet, dass sich die Kosten aufgrund eingesparter Abwassergebühren innerhalb von 6-7 Jahren amortisieren (Nielsen 2014).

Inwieweit durch Maßnahmen bei Gesundheitseinrichtungen in Deutschland relevante Arzneistoffeinträge in die Umwelt vermieden werden können und inwieweit der dänische Ansatz auf Deutschland übertragbar ist, wurde unter anderem im Sauber+-Projekt²¹ untersucht und wird gegenwärtig im ReAs-Projekt⁷ geprüft.

Ergänzende Ansatzpunkte zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer

Weitere Ansatzpunkte auf dezentraler bzw. semizentraler Ebene zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen in die Gewässer aus Gesundheitseinrichtungen beinhalten neben der Erfassung von Abwasserteilströmen und der Behandlung des Abwassers die

- Minimierung des Medikamentenverbrauchs,
- Einsatz von Alternativstoffen,
- Verschärfung von Hygieneanforderungen und
- Sammlung von Restmedikamenten.

Neben den hier betrachteten Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen in die Gewässer, die überwiegend aus dem urbanen Bereich stammen, können Arzneistoffe auch aus dem Bereich der Landwirtschaft in die Gewässer eingetragen werden. Die Menge der in der Landwirtschaft eingesetzten Arzneistoffen beläuft sich schätzungsweise auf 1.500 t/a, z. T. räumlich stark begrenzt eingesetzt, überwiegend in Form von Antibiotika (Hillenbrand et al. (in press); vgl. rund 8.000 t/a Gesamtmenge an Humanarzneistoffen, UBA (2014)). Entsprechend werden ergänzend zu den hier und in Hillenbrand et al. (2015) dargestellten Maßnahmen in Hillenbrand et al. (in press) auch Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen aus der Landwirtschaft (insb. Informations- und Aufklärungskampagnen, Intensivierung der Regulierung, Anreizmechanismen, Förderung von ökologischen Haltungsformen) vorgestellt und über Maßnahmensteckbriefe bewertet:

Zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen aus der Landwirtschaft wurden bereits erste Handlungsschritte unternommen. Bei der Zulassung von Tierarzneimitteln werden Umweltaspekte mit einbezogen und können eine Zulassung verhindern. Für eine bessere Erfassung und Regelung der Antibiotikaabgaben in der Tierhaltung wurde 2013 das Arzneimittelgesetz novelliert. Darüber hinaus wurden im Jahr 2000 durch die Bundestierärztekammer und eine Arbeitsgruppe der Länderarbeitsgemeinschaft Verbraucherschutz die „Leitlinien für den sorgfältigen Umgang mit antibakteriell wirksamen Tierarzneimitteln“ entwickelt und 2010 aktualisiert.

Im europäischen Ausland wurden darüber hinaus umfangreiche positive Erfahrungen mit Informations- und Aufklärungskampagnen sowie mit Anreizmechanismen und intensivierten regulativen Einschränkungen, bspw. in Bezug auf Antibiotikagaben als Präventivmaßnahmen, gemacht. Als Neben-

²¹ <http://www.sauberplus.de/>

effekt kann mit einer Sensibilisierung Akteure (u. a. Landwirte und Verbraucher) in Bezug auf die Problematik von Schadstoffeinträgen aus der Landwirtschaft gerechnet werden.

Ergänzend ist festzuhalten, dass u. a. aufgrund eines weitgehenden Verzichts auf Antibiotika beim ökologischen Landbau und bei Qualitätsfleischprogrammen (BMEL 2015) deutlich weniger Arzneistoffeinträge (absolut und pro Tier) aus diesen Bereichen in die Umwelt zu erwarten sind als aus der konventionellen Intensivtierhaltung. Zudem haben die Größe der Betriebe, die Dauer der Mast sowie die Art der Haltung Effekte auf den Antibiotikaverbrauch, die laut Birkel (2012) zum einen darauf zurückzuführen sind, dass die Stressbelastung beeinflusst wird, die wiederum die Anfälligkeit für Erkrankungen erhöhen kann. Zum anderen reduzieren geringere Besatzungsdichte, wie sie in diesen Fällen der Haltung häufiger realisiert werden können, Übertragungsraten von Krankheitserregern.

2.5.2 Maßnahmen zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen aus Textilien in die Gewässer

In Hillenbrand et al. (2015) wurden Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen von Mikroschadstoff aus Textilien in die Gewässer am Beispiel von Nonylphenol abgeleitet. Bei der entsprechend durchgeführten Stoffflussanalyse ergaben sich bzgl. der wesentlichen Eintragspfade von Nonylphenol folgende Ergebnisse:

- Ein wesentliches Einsatzgebiet von Nonylphenoethoxylaten (NPE) und Nonylphenol (NP) liegt bei der Textilherstellung im außer-europäischen Ausland.
- Haupteintragspfad in die Gewässer in Deutschland bildet somit das kommunale Abwassersystem, in das u. a. das in Importtextilien enthaltene NPE über die häusliche Textilwäsche eingetragen wird.

Um Emissionen von Nonylphenol in die Gewässer zu verringern, wurden neben den nachgeschalteten Maßnahmen vor allem quellenorientierte Maßnahmen, wie Stoffsubstitution auch im Ausland, Begrenzungen der Belastung von Importtextilien und Informationsmaßnahmen abgeleitet.

Aufbauend auf den exemplarischen Ergebnissen zu Nonylphenol, wurden die abgeleiteten Maßnahmen zur Reduktion von Nonylpholeinträgen hinsichtlich einer Eignung als mögliche Maßnahmen zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen aus Textilien in die Gewässer im Allgemeinen geprüft, sodass in der aktuellen Projektphase eine Analyse der bereits erfolgten Umsetzungen und eine Bewertung der folgenden Maßnahmenbereiche zur Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen aus Textilien in die Gewässer im Allgemeinen statt finden konnte:

- Informationsmaßnahmen/-kampagnen,
- Selbstverpflichtungen und
- Akteursplattformen.

Informationsmaßnahmen/Frei verfügbare Informationsplattformen

Verschiedene Umweltorganisationen (u. a. Ökotest, Greenpeace) geben seit mehreren Jahren Schadstoffanalysen von Verbraucherprodukten in Auftrag, darunter auch Textil- und sonstige Bekleidungsartikel, deren Import im Rahmen von Hillenbrand et al. (2015) als Haupteintragspfad für Stoffe wie NPE in die Gewässer in Deutschland identifiziert wurde. Seit 2011 wurden bspw. durch die Umweltorganisation Greenpeace im Rahmen der Detox-Kampagne (in Deutschland auch unter dem Slogan „Schmutzige Wäsche“) umfangreiche Studien zum Einsatz von Mikroschadstoffen im Textilbereich durchgeführt (vgl. Brigden 2012; Erwood 2014; Gaßner 2014; Santen et al. 2016).

Im Sommer 2014 wurden im Rahmen dieser Aktivitäten beispielsweise Kinderbekleidung, Kinderschuhe und Schuhe für junge Erwachsene aus Einkäufen in deutschen, österreichischen und schweizer Märkten und unabhängigen Laboren auf Schadstoffe getestet. Herstellungsländer waren China,

Bangladesch, Vietnam, Indien und Italien. Mehr als die Hälfte der Proben enthielten Schadstoffe in Konzentrationen, die oberhalb der von Greenpeace für Kinderkleidung herangezogenen Vergleichs- und Vorsorgewerte lagen (u. a. aus BfR und UBA Veröffentlichungen bzgl. Bewertung von Chemikalien in Kindertextilien und Kinderschuhen). Zu den gefundenen problematischen Substanzen gehörten Dimethylformamid (DMF), das als „Substanz mit besonders besorgniserregenden Eigenschaften“ als Kandidat für die Regulierung nach REACH-Verordnung gelistet ist, 2-Phenyl-2-propanol (2PP) und Acetophenon, PAK, PFC, NPE und Phthalate (Greenpeace 2014). Bei allen Stoffen gibt es auf nationaler und EU-Ebene verschiedene Initiativen, den Einsatz in Produkten zu beschränken und Einträge in die Umwelt zu reduzieren:

Eine aktuelle Studie beschäftigt sich zum wiederholten Mal mit Schadstoffen in Outdoor-Bekleidung. Hierbei stand insbesondere der Einsatz von per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC), insbesondere von PFOA in unterschiedlichen Markenprodukten im Fokus (Santen et al. 2016). Als Ergebnis zeigte sich, dass über eine weite Bandbreite von Marken, Preissegmenten und Produktparten verschiedene Schadstoffe gefunden werden. Faktoren, die möglicherweise den Spielraum für faire und ökologische Produktion beeinflussen können, sind Stückzahlen und Sortimentwechsel. Grundsätzlich wurden Schadstoffe aber ebenso in günstigen, über Discounter vertriebenen Artikeln nachgewiesen, wie auch in Artikeln von teuren Model-Labels.

Als weitere Aktivität wurde bspw. seitens Greenpeace der Einkaufsratgeber für schadstofffreie Kleidung „Textil-Label unter der Detox-Lupe“ (Brodde und Sadik 2014) erstellt, aktualisiert und neu aufgelegt. In diesem Ratgeber werden die Zertifizierungsbedingungen der verschiedenen Textil-Label bewertet: Der Internationale Verband der Naturtextilwirtschaft (IVN Best) und der Global Organic Textile Standard (GOTS) bspw. verbieten bereits in der Textilproduktion den Einsatz von Schadstoffen. Andere Textil-Label haben im Laufe der Zeit ihre Standards verschärft. Grundsätzlich problematisch und für die Verbraucher möglicherweise verwirrend ist, dass die verschiedenen Label unterschiedliche Anforderungen an die Schadstoffauswahl, -konzentrationen und den Einsatz der Schadstoffe haben.

Selbstverpflichtung/freiwillige Vereinbarungen

Als Konsequenz auf die Ergebnisse der verschiedenen Studien wurden seitens Hersteller (u. a. Adidas, Nike, Puma, H&M, Tchibo, Rewe, Penny, Lidl, Hofer, Aldi, Interspar) verschiedene Schritte und Maßnahmen kommuniziert, um den Einsatz von Schadstoffen in Importprodukten zu reduzieren bzw. zu vermeiden. Zusätzlich verständigten sich die Hersteller auf das „Detox-Commitment“: Danach soll bis 2020 auf den Einsatz aller „gefährlichen Chemikalien“ (hazardous chemicals) in der Produktion verzichtet werden, die über eigene Restriktionslisten („Manufacturers Restricted Substance List (MRSL)“) definiert werden.

Freiwillige Selbstverpflichtungen bzgl. des Einsatzes umwelt-/gesundheitsgefährlicher Stoffe in Haushaltsprodukten und im Textilbereich reichen weit zurück (bspw. in UK 1976: freiwilliger Verzicht auf Gebrauch von NPEs in häuslichen Reinigungsprodukten).

Um die Umweltverantwortung der Textil-/Bekleidungsbranche zu demonstrieren und zu stärken, wurde auf internationaler Ebene 2011 von einer kleinen Gruppe von Textil-Herstellern (Marken) die Initiative „Zero Discharge of hazardous chemicals (ZDHC) ins Leben gerufen, mit dem Ziel, einen positiven Wandel in Bezug auf Emissionen von Schadstoffen während des Produktlebenszyklus von Artikeln zu initiieren (ZDHC 2015). Zu den 19 Mitgliedern (signatory brands) gehörten u. a. Adidas-Gruppe, C&A, Esprit, G-Star Raw, H&M, Inditex, Jack Wolfskin, Levi Strauss & Co., Li Ning, M&S, New Balance Athletic Shoe, Inc., NIKE, Inc. und PUMA SE.

Folgende Ziele sollten entsprechend der zweiten Joint Roadmap (ZDHC 2013) bis zum Jahr 2020 erreicht sein:

- Elimination oder Substitution von gefährlichen Chemikalien in Produkten und deren Produktion.
- Einsatz eines transparenten Prozesses zur Förderung von unproblematischeren Substanzen.
- Einsatz von „Tools, Best Practice und Training“ zur Förderung von Verantwortungsbewusstsein beim Einsatz von Chemikalien („chemical stewardship“).
- Entwicklung von gemeinschaftlichen, abgestimmten Bewertungswerkzeugen, die in der gesamten Industrie angewendet werden.
- Klare Richtlinien bezüglich der besten Verfahren, die für alle Interessenvertreter der Lieferkette anwendbar sind.
- Entwicklung eines Systems der Offenlegung, das in Zusammenarbeit mit der Lieferkette entworfen wird. Dieses soll der Öffentlichkeit und den Konsumenten ermöglichen, Informationen über potenzielle Gefahren der eingesetzten Chemikalien zu erlangen.
- Das gesamte System der Lieferanten, Marken, Regierungen und NGOs ist engagiert und beteiligt sich, ist innovativ und erfüllt seine jeweiligen Verpflichtungen, um die sichere Nutzung von Chemikalien zu garantieren.
- Entwicklung eines transparenten und kontinuierlichen Prozesses der Verbindlichkeit für Interessenvertreter, der hilft Vertrauen aufzubauen und starke Anpassung zwischen allen Beteiligten zu sichern.

Mittlerweile wurden aus diesen Punkten fünf Kernziele unter der Vision „einer flächendeckenden Umsetzung eines nachhaltigen Einsatzes von Chemikalien und von Best Practices in der Textilindustrie um Verbraucher, Arbeitnehmer und die Umwelt zu schützen“, herausgearbeitet (ZDHC 2015):

- Elimination oder Substitution prioritär gefährlicher Chemikalien in Produkten und bei deren Herstellung.
- Implementation eines transparenten Auswahlprozesses, um einen sicherere[n Einsatz von] Chemikalien zu fördern.
- Implementieren gemeinsamer Instrumente, Best Practices und Trainings, um die Verantwortung im Bereich des Einsatzes von Chemikalien zu fördern.
- Schließen von Partnerschaften mit Akteuren, um Transparenz bei der Verwendung und Freisetzung chemischer Stoffe zu fördern.
- Förderung einer Ausweitung von Best-Practices durch Einbindung entscheidender Akteure.

Zu den Arbeitsaufträgen der Initiative gehören die Entwicklung einer Liste von Stoffeinschränkungen (Manufacturers Restricted Substance List (MRSL)), Forschungsaktivitäten in Bezug auf Gefährdungsbeurteilungen von Chemikalien, zur Stoffpriorisierung und um mögliche Handlungsoptionen/Alternativstoffe ableiten zu können. Um Transparenz zu erhöhen und um Konsistenzen bei Umweltprüfungen über die gesamte Lieferkette gewährleisten zu können, wurde ein Audit-Prozess initiiert. Als weiteres Aufgabenfeld wird in ZDHC (2015) die Unterstützung von Abwasserbehandlungsleitlinien (s. Literaturstudie Textile Industry Wastewater Discharge Quality Standards: Literature Review, ZDHC Nov. 2015) aufgeführt sowie umfangreichere Datenerfassung und -verarbeitung. Diese Aktivitäten sollen durch Trainings- und Fortbildungsmaßnahmen ergänzt werden.

Neben den Aktivitäten von und für die aktiven Mitglieder aus der Textilbranche wird ein Austausch mit weiteren Plattformen angestrebt.

Akteursplattformen

Im April 2014 wurde das „Textilbündnis“ auf Initiierung der Bundesregierung unter Federführung des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) „mit Vertreterinnen und Vertreter von 27 Unternehmen, Verbänden, Gewerkschaften, Nichtregierungsorganisationen und Zertifizierern“ im Rahmen eines Runden Tisches ins Leben gerufen. Aufgabe des Bündnisses sollte die Erarbeitung gemeinsamer Ziele sein, hinsichtlich der „Transparenz in der textilen Lieferkette“, der „Wirksamkeit von Maßnahmen zur Förderung der Sozial- und Umweltstandards“ und

zur „Orientierung an den Bedürfnissen der Verbraucherinnen und Verbraucher“ (Deutscher Bundestag 2014).²² Mittlerweile ist die Anzahl der Mitglieder auf 176 (Stand 04.02.2016; textilbündnis 2016) angewachsen.

Als Anliegen der Teilnehmenden wurde zu Beginn eine enge Einbindung von Stakeholdern aus Produktionsländern gewünscht. Zudem sollten die Deutschen Gewerkschaften in den Prozess zur Entwicklung des Textilbündnisses eingebunden werden, um gemeinsam mit allen Beteiligten Koordinations- und Kooperationsmöglichkeiten mit bestehenden Multistakeholder-Initiativen bspw. zur Entwicklung eines Siegels zu erörtern. Zu den Zielen des Bündnisses gehören die Definition von Bündnis-Standards, Handlungsempfehlungen für eine Verbesserung von Rahmenbedingungen in den Produktionsländern, eine transparente Kommunikation, die den Verbraucher berücksichtigt und die Schaffung einer Plattform zum Erfahrungsaustausch und der Überprüfung von möglichen Maßnahmen (textilbündnis 2016). Die erzielten Verbesserungen sollen nachweisbar sein und transparent dargestellt werden. Entsprechend verpflichten sich die Teilnehmer, sich aktiv bei der Gestaltung der Ziele zu beteiligen (textilbündnis 2015).

Das Bündnis wird durch einen Steuerungskreis strategisch geführt. Fachthemen werden in zeitlich begrenzten Expertengruppen erarbeitet. Die Arbeiten werden durch ein Bündnissekretariat unterstützt (textilbündnis 2015). Zu den zu erarbeitenden Themen gehören die Erstellung von Umsetzungsanforderungen im Bereich Umwelt und Chemikalien. Hier werden verschiedene Standards in der Textilindustrie (u. a. Bluesign, Detox, ZDHC, Ökotex, GOTS, Blauer Engel, EU Ecolabel) überprüft, um ein Kriterienraster für die Entwicklung eines Textilbündnis-eigenen Standards zu entwickeln (Förster 2016).

2.5.3 Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen Biozidanwendungen im Außenbereich in die Gewässer

Der Einsatz von Bioziden teilt sich nach Biozidprodukte-Verordnung EU/528/2012 in 4 Hauptgruppen und insgesamt 22 Produktarten (Abbildung 9) mit sehr unterschiedlichen Anwendungsbereichen und sehr unterschiedlichen Charakteristika auf. Im Rahmen der zweiten Phase des vorliegenden Projektes wurde der Fokus auf Biozide mit Anwendungen im Außenbereich von Gebäuden gelegt.

²² Zu den Vertreterinnen und Vertretern, die am ersten Runden Tisch (30.04.2014) beteiligt waren, gehörten: „Adidas, Adler Modemärkte AG, Aldi Nord, Aldi Süd, Außenhandelsvereinigung (AVE), Bundesvereinigung Deutscher Arbeitgeberverbände (BDA), Bundesverband Dt. Sportartikel-Industrie, C&A, DGB Bundesvorstand, Fairtrade International, Gesamtverband Textil & Mode, H&M, Handelsverband Deutschland (HDE), IG Metall, Kampagne für Saubere Kleidung (stellvertretend INKOTA-netzwerk e. V.), KIK Textilien, LIDL Stiftung, Metro Group, Hohenstein Institute (OEKO-TEX), Otto Group, Oxfam Deutschland e. V., Stiftung Warentest, Südwind Institut für Ökonomie und Ökumene e. V., Tchibo GmbH, Transfair Deutschland, TÜV Rheinland, TÜV Süd“ (Deutscher Bundestag 2014).

Abbildung 9: Einsatzbereiche von Bioziden

- **Desinfektionsmittel**
 - Menschliche Hygiene
 - Desinfektionsmittel und Algenbekämpfungsmittel, die nicht für eine direkte Anwendung bei Menschen und Tieren bestimmt sind
 - Hygiene im Veterinärbereich
 - Lebens- und Futtermittelbereich
 - Trinkwasser
- **Schutzmittel** zur Verhütung der Entstehung von Mikroben und Algen.
 - Schutzmittel für Produkte während der Lagerung
 - Beschichtungsschutzmittel
 - Holzschutzmittel
 - Schutzmittel für Fasern, Leder, Gummi und polymerisierte Materialien
 - Schutzmittel für Baumaterialien
 - Schutzmittel für Flüssigkeiten in Kühl- und Verfahrenssystemen
- **Schleimbekämpfungsmittel** (in ind. Anwendung; bspw. Holz u. Papier..)
- **Schutzmittel** für Bearbeitungs- und Schneideflüssigkeiten (bspw. bei Metall- und Glasbearbeitung)
- **Schädlingsbekämpfungsmittel**
 - Rodentizide (gegen Nagetiere)
 - Avizide (gegen Vögel)
 - Bekämpfungsmittel gegen Mollusken und Würmer und Produkte gegen andere Wirbellose.
 - Fischbekämpfungsmittel
 - Insektizide, Akarizide und Produkte gegen andere Arthropoden
 - Repellentien und Lockmittel
 - Produkte gegen sonstige Wirbeltiere
- **Sonstige Biozidprodukte**
 - Antifouling-Produkte
 - Flüssigkeiten für Einbalsamierung und Taxidermie

Darstellung Fraunhofer ISI nach EU/528/2012

Als Maßnahmen zur Reduktion von Biozideinträgen aus dem Außenbereich von Gebäuden in die Gewässer wurden bei Hillenbrand et al. (2015) anhand des Beispielsstoffes Terbutryn folgende Bereiche erarbeitet:

- Änderungen im Anwendungsbereich,
- Produktveränderung:
 - Verkapselung der Biozide im Fassadenanstrich oder in Dachfarben,
 - Einsatz biozidfreier, mineralischer Anstriche,
- Stoffsubstitution,
- Informationsmaßnahmen,
- Dezentrale Maßnahmen.

Aufbauend auf diesen Ergebnissen wurden jetzt aktuelle Arbeiten in den folgenden Bereichen berücksichtigt:

- Informationsmaßnahmen,
- Reduktionen beim Einsatz und
- nachhaltig umweltgerechte Verwendung.

Informationsmaßnahmen

Das Umweltbundesamt stellt umfangreiche Informationen für Verbraucher bereit:

Auf der Homepage des Umweltbundesamtes (UBA 2015b) finden sich grundlegende Informationen und Verweise auf weitere Informationsplattformen (darunter REACH-CLP-Biozid Helpdesk; ECHA, baua; PAN Germany) sowie auf eigene Arbeiten (UBA 2014c, 2014b; Gartiser et al. 2015).

Daneben bestehen die Biozid-Portale zum einen des Umweltbundesamtes (UBA 2016), zum anderen der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (baua 2014), Informationsseiten des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR) und Biozid-Seiten der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) für weitergehende Informationen. Die Plattformen sind überwiegend untereinander verlinkt.

Somit stehen dem Verbraucher umfangreiche und sehr aktuelle Informationen zu den verschiedenen Bereichen der Biozidanwendungen, möglicher Umweltprobleme und Vermeidungsmöglichkeiten zur Verfügung.

Reduktionen beim Einsatz

Zur Verringerung des Biozideinsatzes an Fassaden hat das Umweltbundesamt verschiedene Merkblätter erstellt. Die Merkblätter enthalten allgemeine Informationen (Merkblatt 1), Entscheidungshilfen für Planer (Merkblatt 2), Entscheidungshilfen für Handwerksbetriebe zur Auswahl und Verwendung geeigneter Fassadenfarben und –putze (Merkblatt 3), Entscheidungshilfen für Handwerker vor Ort zum sicheren Umgang mit biozidhaltigen Produkten (Merkblatt 4) sowie Entscheidungshilfen und Informationen für Heimwerker (Merkblatt 5) (UBA 2014b). Somit ist eine gut verständliche Informationsgrundlage in unterschiedlichen Bereichen gewährleistet.

Als Faktoren, die zu einer Verringerung bzw. Vermeidung des Biozideinsatzes führen können, werden folgende Punkte aufgeführt:

- sorgfältige Planung,
- Umgebungsgestaltung,
- konstruktiver Witterungsschutz,
- Produktwahl,
- Auswahl der Beschichtungstypen,
- Wirkstoffeinbettung,
- Verwendung,
- Fassadenunterhalt und
- Entsorgung und Reinigung der Verarbeitungswerkzeuge.

Um biozidfreie Alternativen bewerten zu können, wurde von Gartiser et al. (2015) ein Bewertungskonzept mittels festgelegter nachvollziehbarer Kriterien erarbeitet und biozidfreie Alternativen im Hinblick auf ihre Zweckmäßigkeit und Konkurrenzfähigkeit mit Bioziden verglichen. Das Konzept soll laut Gartiser et al. (2015) „eine Grundlage für die Akzeptanz von Alternativen und deren Verwendung anstelle von Bioziden schaffen und als Voraussetzung für eine behördliche Empfehlung von Alternativen herangezogen werden“.

Nachhaltig umweltgerechte Verwendung

Im Rahmen des Positionspapiers „Biozide – Vorschlag für einen europäischen Ansatz für eine nachhaltig umweltgerechte Verwendung“ führt das Umweltbundesamt notwendige Maßnahmen für einen nachhaltig umweltgerechten Einsatz von Bioziden auf (UBA 2014c):

- Gute fachliche Praxis und alternative Methoden,
- Aus- und Weiterbildung,
- Auflagen für den Verkauf,
- Geräte zur Ausbringung von Bioziden,
- Verbot oder Beschränkung bestimmter Anwendungsmethoden,
- Beschränkung der Anwendung von Bioziden in sensiblen Gebieten,
- Informationen und Bewusstseinsbildung,
- Generierung von Daten,
- Umweltmonitoring und
- Überwachung.

Ergänzt werden die Vorschläge für einen europäischen Ansatz durch mögliche regulatorische und nicht-regulatorische Maßnahmen, die bereits im Vorfeld auf nationaler Ebene umgesetzt werden könnten.

2.6 Aktualisierung der zusammenfassenden Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe

Basierend auf den in Phase 1 erarbeiteten Ergebnissen sowie den in Unterkapitel 2.5.1 bis 2.5.3 beschriebenen neu gewonnenen Erkenntnissen wurden die in Phase 1 erstellte Bewertung ergänzt und aktualisiert, so dass sich die in Tabelle 5, Tabelle 6 und Tabelle 7 dargestellten Zusammenfassungen der Bewertungsergebnisse für Maßnahmen zur Reduktion von Arzneistoffeinträgen, von Einträgen von Schadstoffen aus dem Textilbereich sowie von Einträgen aus Biozidanwendungen im Außenbereich ergeben.

Bei dem zusammenfassenden, aktualisierten Maßnahmensteckbrief für Arzneistoffe (Tabelle 5) wurden im Vergleich zu Hillenbrand et al. (2015) die bewerteten Maßnahmenbereiche ergänzt und konkretisiert bzw. stärker differenziert. Aus dem Maßnahmensteckbrief für das Stoffbeispiel Terbutryn bei Hillenbrand et al. (2015) wurden die entsprechenden Bewertungen der Maßnahmen für Biozideinträge aus der Anwendung im Außenbereich im Allgemeinen abgeleitet (Tabelle 6). Die Maßnahmenkategorien wurden hierbei beibehalten. Aus dem Maßnahmensteckbrief für das Stoffbeispiel Nonylphenol bei Hillenbrand et al. (2015) wurden die entsprechenden Bewertungen der Maßnahmen für Schadstoffemissionen aus Importtextilien abgeleitet (Tabelle 7). Die Maßnahmenkategorien wurden hierbei ebenfalls beibehalten.

In Tabelle 8 sind zum Überblick für die einzelnen Schadstoffe die Ansatzpunkte relevanter Emissionsminderungsmaßnahmen aufgelistet und das Eliminationspotenzial über drei Stufen (hohes, mittleres und schwaches/kein Potenzial) halbquantitativ zusammenfassend bewertet.

Tabelle 5: Aktualisierter Maßnahmensteckbrief für Arzneistoffe (Zusammenfassung)

Maßnahmen:	an der Quelle: a) umweltfreundliche Arzneistoffe und Änderung in der Zulassung und Erstattung b) Veränderung im Anwendungsbereich	Informationsmaßnahmen: a) zu Alternativen b) Umweltklassifikationssystem	Dezentrale Maßnahmen: Erfassung und Abwasserbeh. in Gesundheitseinrichtungen	Umweltgerechte und sichere Entsorgung	Nachgeschaltete Maßnahmen: <i>verbesserte kommunale Abwasserbehandlung</i>
Status	a) ! b) ✓	a) ! b) !	! (F&E-Bedarf)	✓	!
Wirkung	a) langfristig, einzelstoffsp., flächendeckend b) langfristig	a) (noch) keine Erfahrungswerte b) gute Erfahrungen in Schweden	je nach Arzneistoff: gering bis hoch	in Bezug auf bisher über den Wasserpfad entsorgte AM hoch	je nach Arzneistoffe: gering bis hoch
Kosten (bzw. Kosten-Wirksamkeit)	a) hoch b) gering / mittel	a) gering b) verh. gering	gering / mittel	geringe Zusatzkosten notwendig	einzelstoffspezifisch hoch
Technische Einsatzfähigkeit:	a) F&E-Bedarf b) z. T. ✓	a) ✓ b) ✓ (EU-Ausland)	F&E-Bedarf	Erfahrung vorhanden	✓
sekundäre Umwelteffekte	a) mögliche Effekte der Ersatzstoffe b) z. T. Steigerung d. Gesundheitsaus.		Ggf. Sensibilisierung	Erhöhung Abfallaufkommen; Ggf. Energiebedarf bei Abwasserbeh.	+ (andere Schadstoffe) - (Energiebedarf)
Handlungsbedarf:	Entwicklung eines Systems Umw.Kl.; Info-Maßnahmen für unterschiedliche Zielgruppen; rechtlicher Anpassungsbedarf		F&E-Bedarf; rechtlicher Anpassungsbedarf	Weitere unterstützen der Informationsmaßnahmen	rechtlicher Anpassungsbedarf

✓ = Maßnahmen in der Umsetzung; ! = Maßnahmen verfügbar; + = positiver Effekt der Maßnahme;
 - = negativer Effekt der Maßnahme; F&E-Bedarf = Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Darstellung: Fraunhofer ISI

Tabelle 6: Maßnahmensteckbrief für Biozideinträge aus der Außenanwendung

Maßnahmen:	an der Quelle: <i>a) Stoffsubstitution</i> <i>b) Verkapselung</i> <i>c) bauliche Maßnahmen</i>	Informations- maßnahmen	Dezentrale Maßnahmen: <i>gezielte dezentrale Regenwasserbehandlung</i>	Nachgeschaltete Maßnahmen : <i>a) verbesserte zentrale Regenwas- serbehandlung</i> <i>b) verbesserte kommunale Abwas- serbehandlung</i>
Status	a) ✓ b) ✓ c) ✓	z. T. ✓	! (z. T. F&E-Bedarf)	! zu a) F&E-Bedarf
Wirkung	a) Hoch (langfrist.) b) Mittel c) Einzelstandort- bez. hoch	gering bis mittel	hoch	hoch
Kosten (bzw. Kosten- Wirksamkeit)	gering	gering	gering bis mittel	einzelstoff- spezifisch hoch
Technische Einsatzfähigkeit	✓	✓	✓ (F&E-Bedarf)	a) F&E-Bedarf b) ✓
sekundäre Umwelteffekte	a) Ersatzstoffe (?)		+	a) + b) +/-
Handlungsbedarf:	F&E-Bedarf, Unterstützung informatorischer Maß- nahmen		F&E-Bedarf, rechtl. Anpassungs- bedarf	F&E-Bedarf; rechtl. Anpassungs- bedarf

✓ = Maßnahmen in der Umsetzung; ! = Maßnahmen verfügbar; + = positiver Effekt der Maßnahme;
 - = negativer Effekt der Maßnahme; F&E-Bedarf = Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Darstellung: Fraunhofer ISI

Tabelle 7: Maßnahmensteckbrief für Schadstoffemissionen aus Importtextilien

Maßnahmen:	an der Quelle: <i>Stoffsubstitution im Bereich Textilien</i>	Informationsmaßnahmen: <i>Labeling für Textilien</i>	Nachgeschaltete Maßnahmen: verbesserte kommunale Abwasserbehandlung
Status	✓	✓	!
Wirkung	hoch	gering bis mittel	z. T. hoch
Kosten bzw. Kosten-Wirksamkeit	gering	gering	einzelstoffspezifisch hoch
Technische Einsatzfähigkeit	✓	✓	✓
sekundäre Umwelteffekte	keine	Generelle Sensibilisierung in Bezug auf das Thema Mikroschadstoffe in der Umwelt möglich	+ (andere Schadstoffe) - (Energiebedarf)
Handlungsbedarf:	Einführung von Importbeschränkungen; Integration von mehr Unternehmen in Textilbündnisse; Erhöhung des Marktanteils von Textilien mit Öko-Label; Überwachung von Grenzwerten!		rechtlicher Anpassungsbedarf

✓ = Maßnahmen in der Umsetzung; ! = Maßnahmen verfügbar; + = positiver Effekt der Maßnahme;
 - = negativer Effekt der Maßnahme; F&E-Bedarf = Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Darstellung: Fraunhofer ISI

Tabelle 8: Aktualisierter Überblick der Wirkpotenziale verschiedener Ansatzpunkte für Emissionsminderungsmaßnahmen

		Biozide			Arzneistoffe					sonstige organische Stoffe			
		Terbutryn	Triclosan	TBT	Diclofenac	Ibuprofen	Metoprolol	Lomeprol	Sulfamethox.	PAK	Nonylphenol	PFOS	HBCDD
Maßnahmen an der Quelle	Änderungen im Anwendungsbereich	!	-	-	!	!	-	+	-	+	-	!	!
	Produktveränderungen	o	-	-	-	-	-	-	-	-	-	!	o
	Stoffsubstitution / Ersatzstoffe	+	!	-	+	+	!	+	+	o	+	+	!
Informationsmaßnahmen	Information Bevölkerung	+	!	-	!	!	!	-	-	+	+	-	o
	Information Fachpersonal	+	!	!	o	o	o	o	o	-	-	o	o
Dezentrale Maßnahmen	Indirekteinleiter	n.r.	n.r.	n.r.	-	-	-	+	o	n.r.	n.r.	+	n.r.
	Niederschlagswasser (Gebäude-, Quartiersebene)	+	-	-	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	+	n.r.	n.r.	-
nachgeschaltete Maßnahmen	gezielte Entsorgung	-	-	!	!	!	!	!	!	-	-	!	!
	kommunale KA (konventionell)	-	+	-	°/+	+	+	°/+	o	+	+	!	!
	- Pulver-/Aktivkohle	+	+	+	+	+	+/-	+	+/-	!	+	+	+
	- Ozonung	?	+	o	+	-	-	-	+	!	!	-	+
	Behandlung Mischwasser	!	!	-	-	-	-	-	-	+	!	!	!
	Behandlung Niederschlagswasser	+	-	-	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	+	n.r.	n.r.	-

(+ hohes Potenzial; ° mittleres Potenzial; - schwaches/kein Potenzial;
! positiver Effekt; ? unklarer Effekt; n. r. Eintragspfad nicht relevant)

Darstellung: Fraunhofer ISI

3 Beschreibung der Stoffe der EU-Watch-List und Relevanzbewertung für Deutschland

3.1 Hintergrund/Problemstellung

Basierend auf der EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG sowie in Ergänzung zu den Richtlinien 2008/105/EG und 2013/39/EU über die Festlegungen zu prioritären und prioritär gefährlichen Stoffen hat die Europäische Kommission am 20.03.2015 den Durchführungsbeschluss 2015/495 (ABl. EU vom 24.03.2015 Nr. L 78/40) zur Überwachung von bestimmten Stoffen in Gewässern (u. a. Flüsse, Bäche) veröffentlicht, in dem mögliche Kandidaten für die Aufnahme in die Liste prioritärer Stoffe aufgeführt sind. Aufgrund des Durchführungsbeschlusses sind die EU-Mitgliedstaaten verpflichtet, die Auswirkungen der Stoffe der Beobachtungsliste auf die Gewässer zu beobachten. Somit sind die aufgeführten Stoffe an ausgewählten Messstellen zu überwachen, um weitere Erkenntnisse über die Wirkung auf die Gewässergüte festzustellen. Die gesammelten Daten sollen als Grundlage für die Risikobewertungsverfahren dienen. Sofern hierauf basierend für einen Stoff ein Risiko für die aquatische Umwelt besteht, wird der Stoff in die Liste der prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen.

Die Beobachtungsliste führt folgende Stoffe/Stoffgruppen auf:

- Sexualhormone (als Einzelstoffe werden aufgeführt: 17-alpha-Ethinylestradiol sowie 17 beta-Estradiol und Estron),
- Diclofenac,
- Makrolid-Antibiotika (als relevante Stoffe werden aufgeführt: Erythromycin, Clarithromycin, Azithromycin),
- vier Pflanzenschutzmittel (als Einzelstoffe/-stoffgruppen werden aufgeführt: Oxadiazon, Triallat, Methiocarb, Neonicotinoide) sowie
- 2,6-Ditert-butyl-4-methylphenol (Antioxidans in Verbraucherprodukten wie z. B. Kosmetika oder Verpackungsmaterialien) und
- 2-Ethylhexy-4-methoxycinnamat (UV-Filter in Pflegeprodukten, insb. Sonnencremes).

Die Anzahl der Stoffe/Stoffgruppen der Beobachtungsliste ist auf zehn bzw. aufgrund von zukünftigen Aktualisierungen auf maximal 14 Stoffe begrenzt. Alle zwei Jahre ist eine Aktualisierung seitens der Kommission durchzuführen.

3.2 Arbeitsinhalte der Phase 2

Für eine erste Bewertung der Relevanz der Stoffe der ersten EU-Watch-List (EU 2015/495) für Deutschland wurden folgende Aspekte einbezogen: Aktuelle Produktion und Nutzung in Deutschland, mögliche Emissionsquellen sowie die aktuelle Belastungssituation anhand der verfügbaren Informationen und Daten. Die Stoffcharakteristika wurden in kurzen Stoffbeschreibungen dokumentiert.

Die Ergebnisse der Stoffcharakterisierung und der Relevanzbewertung wurden bei der Ableitung effizienter Maßnahmenkombinationen berücksichtigt, um so den Entwicklungen auf europäischer Ebene hinsichtlich möglicher neuer prioritärer Stoffe gerecht werden zu können.

3.3 Methodik

Angelehnt an Böhm et al. (2002) und erfolgt eine kompakte Darstellung der Informationen zu den zehn Stoffen/Stoffgruppen der EU-Watch-List (EU 2015/495). Die Darstellung umfasst – soweit möglich – folgende Inhalte:

- Kurzbeschreibung
- Nomenklatur und Stoffeigenschaften mit
 - Hauptnamen und weitere Bezeichnungen, Stoffgruppe
 - CAS-Nummer, EG-Nummer
 - Summenformel, Molekulargewicht
 - Chemisch-physikalische Stoffeigenschaften (Wasserlöslichkeit, Dichte, Dampfdruck, etc.)
- Umweltrelevanz und Umweltverhalten, soweit möglich mit Angaben zu
 - ggf. Wirkmechanismen
 - Persistenz/Abbaubarkeit
 - Bioakkumulationspotenzial
 - Toxizität/Ökotoxizität
- Umweltkonzentrationen (national, EU-weit bzw. international)
 - gewässerrelevante Emissionspfade, Emissionsmengen
- Produktion und Verwendung
 - Produktion in Deutschland bzw. Europa
 - Verwendungen in Deutschland bzw. Europa.

Die Bewertung der Relevanz der Stoffe für Deutschland erfolgt im Rahmen des Projektkontextes (Mikroschadstoffe mit Haupteintragspfad über das kommunale Abwassersystem) und anhand der vorliegenden Datenlage.

3.4 Ergebnisdarstellung

3.4.1 Ethinylestradiol

Übersicht

Ethinylestradiol, auch 17- α -Ethinylestradiol genannt bzw. abgekürzt EE2, ist ein synthetischer Arzneistoff aus der Gruppe der Estrogene. Aufgrund der Ethinylgruppe am C-17 hat EE2 im Vergleich zum Estradiol (s. Unterkapitel 3.4.2) eine deutlich erhöhte orale Bioverfügbarkeit. EE2 wird zur Empfängnisverhütung und in der Hormonersatztherapie eingesetzt. Mit einem $\log K_{ow}$ -Wert von 3,67 ist ein relevantes Akkumulationspotenzial in aquatischen Organismen gegeben, gleichzeitig ist bereits bei sehr niedrigen Konzentrationen von endokrinen Wirkungen in der Umwelt auszugehen (Hilp 2006). Ethinylestradiol gehört zu den weltweit meist verbreiteten Arzneiwirkstoffen (UBA 2014a).

Stoffeigenschaften und Metabolismus

Estradiol neigt nach Aufnahme zu einer starken Metabolisierung und zur Bildung von Konjugaten (s. Fußnote 5), vornehmlich als Sulfate und Glucuronide (Birkett 2003 und Birkett und Lester 2003 zitiert in Schmitt und Welker 2006). Im Körper wird EE2 im Darm absorbiert und dort teilweise auch metabolisiert. Überwiegend findet die Metabolisierung von EE2 aber in der Leber statt. Die Ausscheidungshalbwertszeit schwankt zwischen 5 und 16 Stunden. Wichtige Stoffeigenschaften sind in Tabelle 9 aufgeführt und werden, soweit notwendig, unter dem Unterpunkt „Umweltwirkung“ diskutiert.

Tabelle 9: Stoffeigenschaften von Ethinylestradiol

Hauptname	Ethinylestradiol
Weitere Bezeichnungen	17- α -Ethinylestradiol; Ethinyl-estradiolum (Latein); 19-Nor-17 α -pregna-1,3,5(10)-trien-20-in-3,17-diol (IUPAC)
Stoffgruppe	synthetische Estrogene
Summenformel	C ₂₀ H ₂₄ O ₂
CAS-Nummer	57-63-6
EG-Nummer	200-342-2
Molekulargewicht in g/mol	296.40
Schmelzpunkt in °C	182 bis 184
Fettlöslichkeit als log K _{ow}	3,67
Sorptionsverhalten als log K _{oc}	Est. 510
Bioakkumulation in aquatischen Organismen als Bioakkumulationsfaktor BCF	Est. 110
PNEC	1,0x10 ⁻⁵ µg/l
Löslichkeit eines Gases in einer Flüssigkeiten als Henry-Konstante	8.5x10 ⁻⁶ atm-cu m/mole

Quellen: U.S. National Library of Medicine; Pubchem; Bergmann et al. (2011)

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Ethinylestradiol gehört zu den endokrin wirksamen Substanzen, die in der Umwelt stark verbreitet sind und estrogene oder androgene Wirkung haben (Hilp 2006). Die Fettlöslichkeit mit einem log K_{ow} von 3,67 lässt auf eine lipophile Verbindung schließen, der Bioakkumulationsfaktor (BFC) liegt unter 500. Ab einem BCF von ≥ 500 besteht laut 1272/2008/EG (Einstufungs-, Kennzeichnungs- und Verpackungs-VO) ein Indiz für das Biokonzentrationspotenzial zu Einstufungszwecken (Tettenborn und Hillenbrand 2014).

Bereits im Bereich von wenigen Nanogramm (0,1–5 ng/l) können Effekte (Verhaltensänderungen, Veränderungen der embryonalen Entwicklung, Reproduktion und Geschlechterverhältnis) bei aquatischen Organismen festgestellt werden (Micael et al. 2007; Soares et al. 2009; Santos et al. 2010). Im Rahmen von Lebenszyklusstudien wurde bereits bei sehr niedrigen Konzentrationen von Ethinylestradiol beobachtet, dass Balz und Eiablage und somit die Fortpflanzung von Süßwasserfischen (hier Zebrafische) verhindert werden (Fraunhofer IME 2014). Zudem wurde durch EE2 eine Verweiblichung männlicher Regenbogenforellen und Karpfen beobachtet, die auf eine Induzierung des Dotterproteins Vitellogenin zurückzuführen ist, das normalerweise nur bei weiblichen Fischen gebildet wird (Petrovic M. et al. 2002; LfU Bayern 2007). Derartige Effekte können zu Populationszusammenbrüchen führen, wie bereits im Freilandversuch an der Dickkopfelritze beobachtet wurde (Kidd et al. 2007). Der PNEC für chronische Effekte liegt bei 0,01 ng/l. Laut Bergmann et al. (2011) übersteigen die bis dato gemessenen maximalen Umweltkonzentrationen (MEC_{max}) den PNEC-Wert für chronische Effekte um einen Faktor von 3.800.

Bei Untersuchungen zur Abbaubarkeit von Estrogenen erwies sich Ethinylestradiol als deutlich beständiger als die natürlichen Estrogene (Jürgens et al. 1998).

Zum Verhalten in der Kläranlage dokumentiert Stumpf et al. (1996) einen Rückhalt von 89 Prozent, während bei IKSR (2010b) eine Eliminationsleistung in einer Kläranlage von 60 Prozent aufgeführt

sind. Kreuzinger et al. (2011) berichten von einer Entfernung von EE2 nach dem Ausbau der Kläranlage auf Stickstoffentfernung von ca. 91 Prozent. Andere Messprogramme ermitteln deutlich geringere Eliminationsleistungen (Bspw.: Rückhalt Ethinylestradiol Tropfkörperanlage: 36 Prozent (Schullerer et al. 2001). Bei der Ozonierung wurde bei einer Dosis von 1,08g O₃/g DOC eine Entfernerungsrate von über 72 Prozent erreicht. (Kreuzinger et al. 2011).

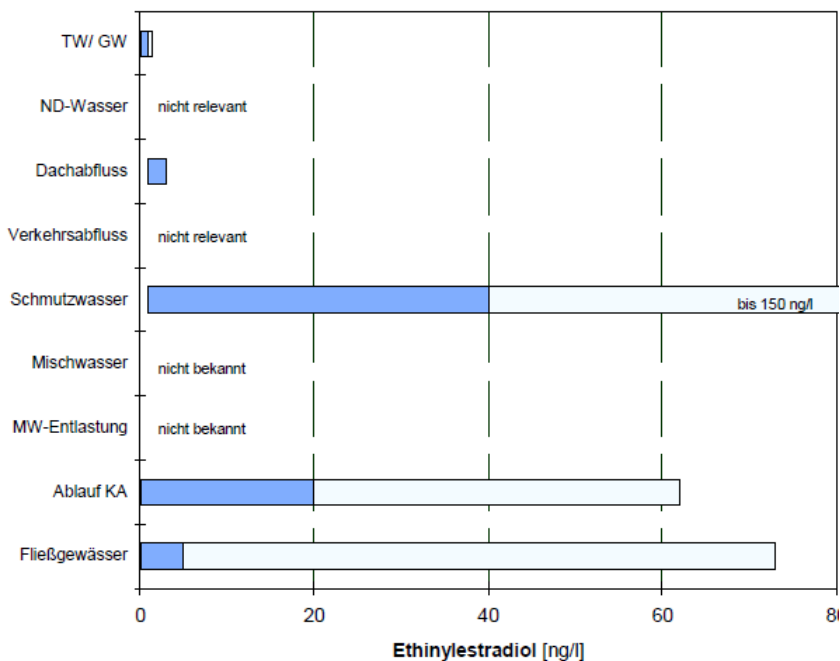
Umweltkonzentrationen

EE2 findet sich in Zu- und Abläufen von Kläranlagen sowie in Fließgewässern (zitiert in Hilp (2006)) und kann zum Teil in Grundwasser und Trinkwasser (u. a. Bergmann et al. 2011) nachgewiesen werden. Nach einer Literaturrecherche von Schneider wurden in Deutschland, der Schweiz, England, Italien, Holland und in den USA in Oberflächengewässern mittlere Konzentrationen von 0,5 bis 3 ng/l gemessen. Meistens liegen die Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze (Schneider 2005). Im Trinkwasser wurde Ethinylestradiol in Bayern mit bis zu 2 ng/l gemessen (Kalbfus 1998).

Künstliche Estrogene wie Ethinylestradiol treten in Kläranlagen häufiger und in höheren Konzentrationen auf als natürliche Estrogene (bis zu 62 ng/l (BUND 2001)). Die gemessenen Werte im Zulauf einer Pilotanlage lagen zwischen 1,5 und 7,4 ng/l (Kreuzinger et al. 2011).

Während Gehring et al. (2004), Klein und Hund-Rinke (2004) sowie BLAC (2003) von Ethinylestradiolgehalten im Klärschlamm von 83 bis 136 µg/kg TS berichten, wiesen die Klärschlämme in NRW bei MUNLV (2006) durchweg Hormonkonzentrationen < 10 µg/kg TS (Estradiol, Ethinylestradiol, Estron) auf.

Abbildung 10: Vorkommen von Ethinylestradiol in verschiedenen Matrices



Quelle: Schmitt und Welker (2006)

Produktion und Verwendung

Angaben zu Produktionsmengen in Deutschland liegen nicht vor (Schulte-Oehlmann et al. 2007). Die Verkaufsmenge von Ethinylestradiol lag 2013 in Deutschland bei 45,5 kg und blieb über die letzten zehn Jahre relativ konstant (Abbildung 12) (IMS Health 2015).

Die Tagesdosis variiert je nach Anwendung zwischen 10 µg und 1,5 mg (Bsp.: DDD Kontrazeption: 30 µg EE2; DDD Palliativtherapie bei Prostatakrebs bis zu 1,5 mg) (eMC 2015). Aus den Angaben der Tagesdosis kann jedoch aufgrund der unterschiedlichen Höhen für verschiedene Anwendungen nicht auf einen Gesamtverbrauch geschlossen werden.

Relevanz für Deutschland

Die bisher dokumentierten verschiedenen und z. T. hohen PNEC-Überschreitungen (vgl. u. a. Bergmann et al. 2011) weisen trotz der scheinbar verhältnismäßig geringen Verbrauchsmengen, aufgrund der hohen endokrinen Wirksamkeit des Stoffes, auf eine hohe Relevanz bzgl. der genauen Erfassung der Emissionssituation und eines möglichen Handlungsbedarfes zur Verminderung bzw. Vermeidung von Einträgen in die Gewässer in Deutschland hin.

3.4.2 Estradiol, Estron

Übersicht

Estradiol oder 17-β-Estradiol, kurz E2, und Estron, kurz E1, sind natürlich vorkommende estrogen wirksame Substanzen. Der Anwendungsbereich deckt sich mit Ethinylestradiol (EE2), wobei die Wirksamkeit von Estradiol höher ist als die von EE2 (Schmitt und Welker 2006) und von Estron. Aufgrund des log K_{ow} -Wertes von 4,01 ist bei Estradiol ebenfalls von einem relevanten Akkumulationspotenzial in aquatischen Organismen auszugehen (BLAC 2003). Des Weiteren muss, wie bei allen endokrinen Wirkstoffen, eine sehr niedrige Wirkschwelle bei aufnehmenden Organismen angenommen werden (LANUV 2007).

Stoffeigenschaften und Metabolismus

Im Körper wird Estradiol in erster Linie in der Leber zu den Hauptmetaboliten Estriol und Estron, sowie deren Konjugate metabolisiert. Die Ausscheidung erfolgt zu 90 Prozent in Form von Glucuroniden und Sulfaten über den Urin. (LANUV 2007)

Wichtige Stoffeigenschaften sind in Tabelle 10 aufgeführt und werden, soweit notwendig, unter dem Unterpunkt „Umweltwirkung“ diskutiert.

Tabelle 10: Stoffeigenschaften von Estradiol und Estron

Hauptname	Estradiol (E2)	Estron (E1)
Weitere Bezeichnungen	17β-Estradiol; 1,3,5(10)-Estratrien-3,17β-diol	3-Hydroxyestra-1,3,5(10)-trien-17-on
Stoffgruppe	natürliche Estrogene	natürliche Estrogene
Summenformel	C ₁₈ H ₂₄ O ₂	C ₁₈ H ₂₂ O ₂
CAS-Nummer	50-28-2	53-16-7
EG-Nummer	200-023-8	
Molekulargewicht in g/mol	272,38	270,36
Schmelzpunkt in °C	177	261–264
Fettlöslichkeit als log KOW	4,01	1,31
Sorptionsverhalten als log KOC	3,45	457 bis 18.000
Bioakkumulation in aquatischen Organismen als Bioakkumulationsfaktor BCF	Est. 200	54

Hauptname	Estradiol (E2)	Estron (E1)
PNEC	2,0x10⁻⁵ µg/l (Sicherheitsfaktor 50)	1,0x10⁻¹ µg/l (Sicherheitsfaktor 100)
Löslichkeit eines Gases in einer Flüssigkeiten als Henry-Konstante	3.6x10⁻¹¹ atm-cu m/mole	3.8x10⁻¹⁰ atm-cu m/mole

Quellen: Pubchem; Bergmann et al. (2011)

Umweltrelevanz, Umweltverhalten und Abbau

Estradiol gilt als potenteste estrogen wirksame natürliche Substanz. Estron besitzt etwa ein Drittel der biologischen Aktivität von Estradiol (Negele et al. 2003). Die Wirkschwelle für Estradiol liegt bei 1 ng/l und führt bei Regenbogenforellen zu einer Verweiblichung und zu Fortpflanzungsstörungen (LANUV 2007). Laut Bergmann et al. (2011) übersteigen die bis dato gemessenen maximalen Umweltkonzentrationen (MEC_{max}) bei Estradiol den PNEC-Wert um einen Faktor von 140. Umweltkonzentrationen von Estron lagen laut Bergmann et al. (2011) unterhalb des PNEC-Wertes.

Gleichzeitig sind die natürlichen Estrogene im Vergleich zu synthetischen leichter abbaubar. Bei Untersuchungen zur Abbaubarkeit von Estrogenen wurde Estradiol bei Raumtemperatur unter aeroben Bedingungen innerhalb weniger Tage zu Estron oxidiert. Unter anaeroben Bedingungen war die Oxidation von Estradiol zu Estron teilweise reversibel und alle Abbauvorgänge verliefen deutlich langsamer (Jürgens et al. 1998). Es kann davon ausgegangen werden, dass Estradiol nahezu vollständig in der Umwelt abgebaut wird (LANUV 2007). Auch bei Kläranlagen wurden hohe Eliminationsleistungen für Estradiol (64 bis über 90 %) und Estron (über 90 %) beim Vergleich der Zu- und Ablaufkonzentrationen beobachtet (IKSR 2010b; Schmitt und Welker 2006). Der Abbau mittels Ozonung erfolgt bei Estron mit 0,65 g O₃/g DOC zu 60 Prozent und mit 1,08 g O₃/g DOC zu 50 Prozent (Kreuzinger et al. 2011).

Tabelle 11: Berechnete Eliminationsraten bei Estron und Estradiol für die biologische Elimination sowie die Ozonung auf einer Schweizer Abwasserreinigungsanlage

	Elimination Biologie in %	Elimination Ozonung in %	Gesamt-elimination in %
Estron	95 ±3	99 ±1	100 ±0
Estradiol	96 ±1		97 ±1

Quelle: Abegglen et al. (2009a)

Umweltkonzentrationen

Natürliche Estrogene werden verhältnismäßig selten und im Allgemeinen nur in niedrigeren Konzentrationen bzw. unterhalb der Nachweisgrenzen in den verschiedenen Umweltkompartimenten gemessen (Schneider 2005). Es sind jedoch auch Funde in bayerischen Oberflächengewässern bis 5,5 ng/l Estradiol (Bayerischer Landtag 2001) und bis zu 5 ng/l Estron sowie in bayerischem Trinkwasser bis 0,3 ng/l Estradiol und bis zu 1 ng/l Estron (Kalbfus 1998) dokumentiert.

Konzentrationen im Ablauf deutscher Kläranlagen reichten in der Vergangenheit bis 21 ng/l Estradiol (Kalbfus 1998) und bis 76 ng/l Estron (Wegener et al. 1999). Bei einer Korrelation sogenannter Estradiol-Äquivalente und dem vermuteten Anteil an eingeleitetem Abwasser aus Kläranlagen in baden-württembergischen Fließgewässern konnten nach Regenfällen höhere EEQ-Werte in Fließgewässern gemessen werden, was auf potenzielle Einträge aus der Mischwasserkanalisation

zurückgeführt wird (Triebskorn et al. 2002). Im Zulauf einer Pilotanlage wurden beide Hormone mit Konzentrationen um 1 ng/l nachgewiesen (Kreuzinger et al. 2011).

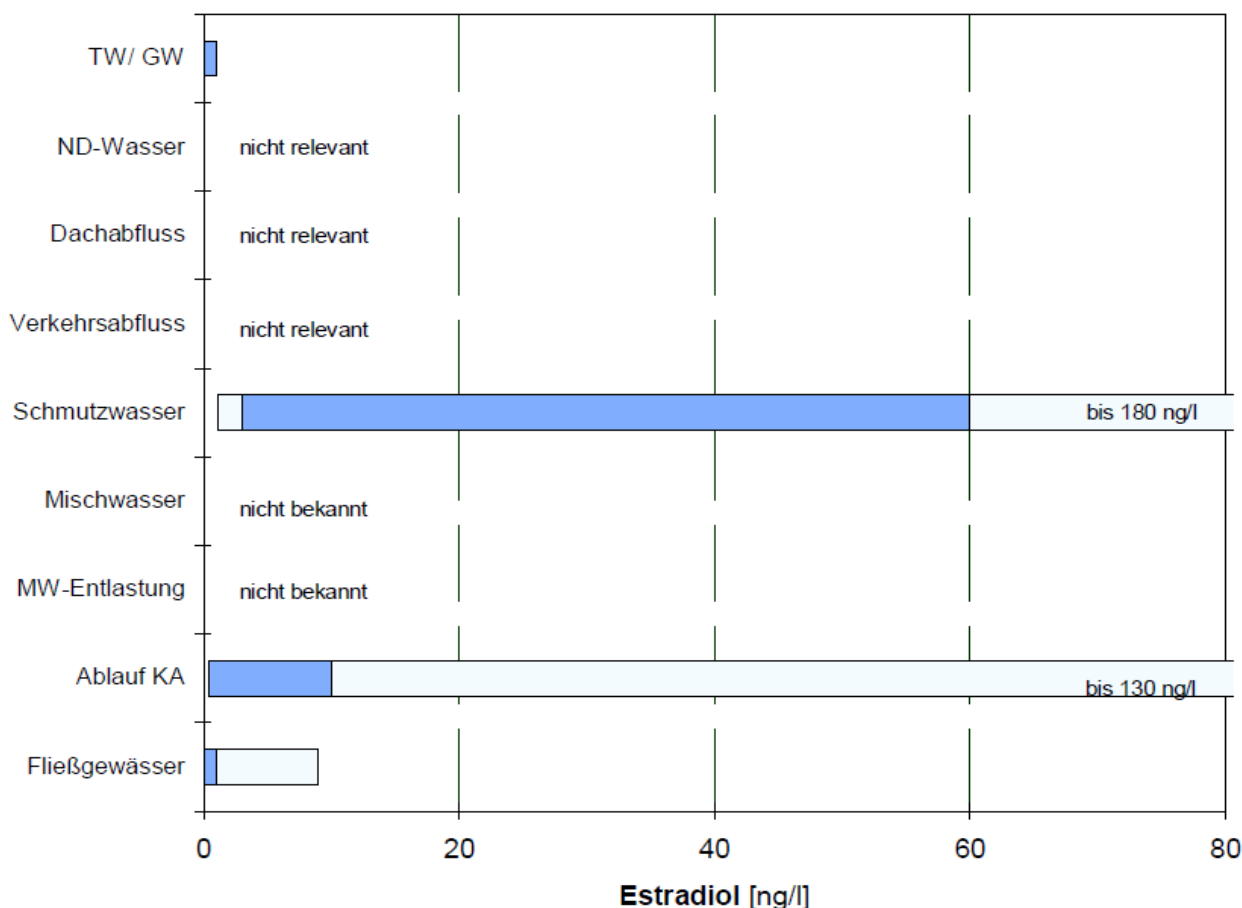
Im Klärschlamm wurden nach Gehring et al. (2004), Klein und Hund-Rinke (2004) und BLAC (2003) Estradiolkonzentrationen von 10 bis 56 µg/kg TS gemessen. In NRW wurden entsprechend MUNLV (2006) durchweg Hormonkonzentrationen < 10 µg/kg TS im Klärschlamm detektiert.

Tabelle 12: Gemittelte Hormonkonzentrationen* in einer Schweizer Abwasserreinigungsanlage mit eingebauter Ozonungsstufe**

	Vorklärung in ng/l	Nachklärung in ng/l	Ozonung in ng/l	Sandfilter in ng/l
Estron	77 ±13	4 ±2	< 0,1	< 0,4
Estradiol	13 ±3	<1,1	< 0,4	< 0,8

Quelle: Abegglen et al. (2009a); * aus 5 Kampagnen; ** mittlere Ozondosis: 0,62 ± 0,05 gO₃/gDOC

Abbildung 11: Vorkommen von Estradiol in verschiedenen Matrices

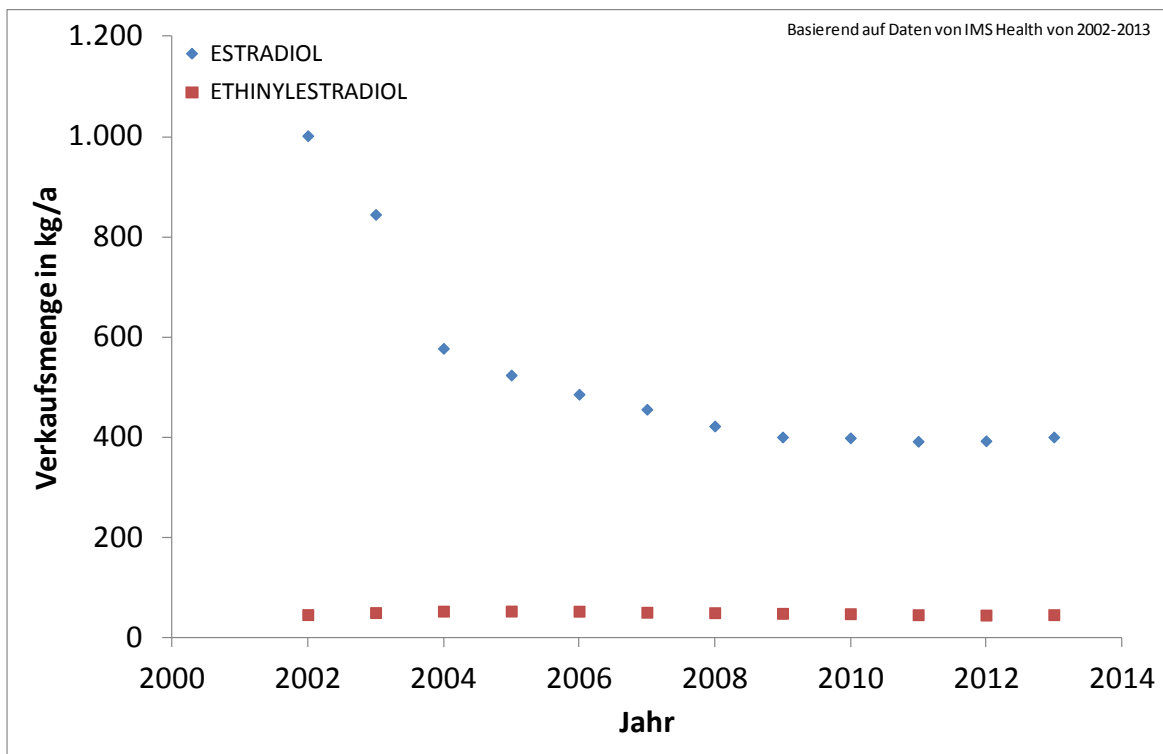


Quelle: Schmitt und Welker (2006)

Produktion und Verwendung

Die Verkaufsmenge von Estradiol liegt bei rund 400 kg/a und ist seit einigen Jahren stabil (IMS Health 2015)(Abbildung 12).

Abbildung 12: Veränderung der Verkaufsmengen von Estradiol und Ethinylestradiol



Darstellung: Fraunhofer ISI. Daten: IMS Health 2015

Für Estron wird vom DIMDI eine empfohlene Tagesdosis von 1 mg angegeben, für Estradiol je nach Anwendungsart und Kombination zwischen 7,5 µg und 2 mg. Hieraus können jedoch keine konkreten Eintragsmengen abgeleitet werden.

Europäische Hersteller von Estradiol sind:

- Bayer Pharma AG, Deutschland, und
- Valdepharm, Frankreich.

Relevanz für Deutschland

Die bisher dokumentierten verschiedenen PNEC-Überschreitungen von Estradiol (vgl. u. a. Bergmann et al. 2011) weisen trotz der scheinbar verhältnismäßig geringen Verbrauchsmengen und trotz der im Vergleich zu dem synthetischen Hormon EE2 besseren Abbaubarkeit in der Umwelt, vor allem aufgrund der hohen endokrinen Wirksamkeit der Stoffe, auf eine hohe Relevanz bzgl. eines möglichen Handlungsbedarfes zur Verminderung bzw. Vermeidung von Einträgen in die Gewässer in Deutschland hin.

3.4.3 Diclofenac

Übersicht

s. Hillenbrand et al. (2015) bzw. Kapitel 2.4.2 zu Diclofenac.

Relevanz für Deutschland

Die bisher dokumentierten PNEC-Überschreitungen (vgl. u. a. Bergmann et al. 2011) weisen auf eine hohe Relevanz bzgl. eines möglichen Handlungsbedarfes zur Verminderung bzw. Vermeidung von Einträgen in die Gewässer in Deutschland hin.

3.4.4 Makrolide Antibiotika

Übersicht und Verwendung

Makrolide sind organische ringförmige Moleküle mit bis zu über 60 Ringgliedern, die sich durch sogenannte intramolekulare Estergruppen (heterocyclische Verbindungen, die innerhalb des Moleküls eine Sauerstoffbrücke direkt am selben Kohlenstoffatom einer Carbonylgruppe enthalten) auszeichnen. Zur Stoffklasse der Makrolidantibiotika gehört eine Vielzahl von Stoffen. Im Rahmen der Beobachtungsliste werden explizit Erythromycin, Clarithromycin und Azithromycin aufgeführt.

Azithromycin findet Anwendung bei Infektionen der Atemwege einschließlich Lungenentzündungen, akuter Verschlimmerung der chronischen Bronchitis, Nasennebenhöhlenentzündungen, Entzündungen im Rachenbereich und Angina, außerdem bei Mittelohrentzündungen, Haut- und Wundinfektionen sowie Lyme-Borreliose. Weiterhin wird es zur Prophylaxe sogenannter MAK-Infektion (*Mycobacterium-Avium*-intrazelluläre-Komplex-Infektion), die bei immungeschwächten Patientinnen oder Patienten auftreten kann, sowie bei Harnröhreninfektionen eingesetzt (*Chlamydia trachomatis*).

Clarithromycin wird zur Behandlung von Infektionen der Atemwege wie Bronchitis oder Lungenentzündung (Pneumonie), im Hals-Nasen-Ohren-Bereich wie Mandel- oder Nebenhöhlenentzündung Sinusitis oder der Haut wie Eiterflechte (Impetigo) oder Wundrose (Erysipel) angewendet.

Erythromycin wird zur Behandlung von Infektionskrankheiten des Hals-, Nasen- und Ohrenbereiches, der Bindehaut, der tiefen Atemwege eingesetzt. Ebenso bei Wundrosen, Diphtherie oder bestimmten Harnröhrenentzündungen.

Sowohl bei Azithromycin mit einem $\log k_{ow}$ -Wert von 4,02, bei Clarithromycin mit einem $\log k_{ow}$ -Wert von 3,16 als auch bei Erythromycin mit einem $\log k_{ow}$ -Wert von 3,06, kann von einem relevanten Akkumulationspotenzial in aquatischen Organismen ausgegangen werden.

Stoffeigenschaften und Metabolisierung

Azithromycin wird in Form von Tabletten oder als orale Suspension verabreicht. Der Stoff wird nur recht langsam abgebaut, wodurch sich eine lange Verweildauer im Körper und im Allgemeinen kurze Therapiedauern ergeben. Die Ausscheidung erfolgt zum größten Teil über die Galle und die Gallenflüssigkeit renal (über die Niere) und via Fäzes (über den Stuhl) (generica.cc 2015a).

Clarithromycin wird sowohl oral als auch parenteral verabreicht und vom Dünndarm schnell absorbiert. Die Ausscheidung erfolgt bei Erwachsenen zu 20 bis 30 Prozent in unveränderter Form über den Urin. Bei hohen Medikamentendosen kann dieser Wert jedoch auf bis zu 60 Prozent ansteigen. Der Hauptmetabolit 14-Hydroxy-Clarithromycin wird zu 10 bis 15 Prozent ebenfalls über den Urin ausgeschieden und gilt ebenfalls als antibakteriell wirksam (LANUV 2007).

Die Anwendung von Erythromycin erfolgt peroral (über den Mund bzw. geschluckt) oder auch topisch (Auftrag auf die Haut). Der Stoff wird teilweise in der Leber metabolisiert, wobei das pharmakologisch nahezu unwirksame Desmethyl-Erythromycin entsteht. Die Ausscheidung erfolgt weitestgehend über den Urin und Gallenflüssigkeit (LANUV 2007).

Wichtige Stoffeigenschaften sind in Tabelle 13 aufgeführt und werden, soweit notwendig, unter dem Unterpunkt „Umweltwirkung“ diskutiert.

Tabelle 13: Stoffeigenschaften ausgewählter Makrolide

Hauptname	Azithromycin	Clarithromycin	Erythromycin
Stoffgruppe	Makrolidantibiotika	Makrolidantibiotika	Makrolidantibiotika
Summenformel	$C_{38}H_{72}N_2O_{12}$	$C_{38}H_{69}NO_{13}$	$C_{37}H_{67}NO_{13}$

Hauptname	Azithromycin	Clarithromycin	Erythromycin
CAS-Nummer	83905-01-5	81103-11-9	114-07-8
EG-Nummer	617-500-5	617-200-4	204-040-1
Molekulargewicht in g/mol	748,98	747,95	733,93
Schmelzpunkt in °C	114	225,7	135-140
Fettlöslichkeit als log K _{ow}	4,02	3,16	3,06
Sorptionsverhalten als log K _{oc}		2,18	2,76
Bioakkumulation in aq. Org. als BCF		56	49
PNEC	4,8 µg/l (Sicherheitsfaktor: 25.000)	2x10 ⁻¹ µg/l (Sicherheitsfaktor: 10)	2,1x10 ⁻¹ µg/l (Sicherheitsfaktor: 100)

Quellen: PubChem; Bergmann et al. (2011)

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

In der Umwelt ist Azithromycin hauptsächlich in aquatischen Systemen vorhanden und wird nur langsam abgebaut. Messwerte zwischen 0,1 und 1 µg/l existieren für Kläranlagenabläufe und Oberflächengewässer (Bergmann et al. 2011). Trotz eines bei Bergmann et al. (2011) angegebenen hohen Sicherheitsfaktors von 25.000 liegt der PNEC mit 4,8 µg/l über den bis dato gemessenen Umweltkonzentrationen.

Für Clarithromycin liegt die niedrigste Konzentration, bei der Auswirkungen auf Organismen beobachtet werden können, für die Grünalge *Pseudokirchneriella subcapitata* bei 2 µg/l, was zu einem PNEC von 0,2 µg/l führt (Bergmann et al. 2011). Der Vergleich mit bereits gemessenen Umweltkonzentrationen von bis zu 0,98 µg/l weist auf eine hohe Umweltrelevanz hin. Laut Bergmann et al. (2011) übersteigen die bisher gemessenen maximalen Umweltkonzentrationen (MEC_{max}) den PNEC-Wert ca. um den Faktor fünf. Eine Zusammenstellung von Toxizitätsdaten von Clarithromycin und seiner Hauptmetabolite gegenüber aquatischen Organismen findet sich im Anhang in Tabelle 64.

Clarithromycin ist laut Alexy et al. (2004) und McArdell et al. (2003) nicht ohne Weiteres biologisch abbaubar, kann aber durch Ozonung mit 0,62 g O₃/gDOC nahezu vollständig entfernt werden. Abegglen et al. (2009a) Göbel et al. (2007) und Spongberg und Witter (2008) beobachteten Eliminationsraten für Clarithromycin von weniger als 20 Prozent, wohingegen Senta et al. (2013) auf eine Eliminationsrate von 69 Prozent bei konventioneller Klärschlammbehandlung in der Kläranlage von Zagreb verweist. Abegglen (2010) beobachtete Eliminationsraten von 0-50 Prozent für Clarithromycin in Schweizer Kläranlagen.

Erythromycin ist in der Umwelt und auf Kläranlagen schlechter abbaubar als Clarithromycin, was zu höheren Umweltkonzentrationen führen kann. Laut Bergmann et al. (2011) übersteigen die bisher gemessenen maximalen Umweltkonzentrationen (MEC_{max}) den PNEC-Wert um den Faktor 8,3. Abegglen et al. (2009a) berichten von einer Reinigungsleistung von unter 50 Prozent auf konventionellen Kläranlagen und von 80 Prozent durch Ozonung mit 0,62 g O₃/gDOC.

Umweltkonzentrationen

In den von Loganathan et al. (2009) untersuchten Kläranlagen wurde Azithromycin mit Konzentrationen von 4 bis 300 ng/l nachgewiesen.

Clarithromycin wird häufig in Oberflächengewässern und zum Teil auch im Grundwasser nachgewiesen. Für den Rhein wird eine Konzentration von 0,011 µg/l, die Wupper 0,007 µg/l und die Agger

0,025 µg/l angegeben (LANUV 2007). Die höchste in Deutschland gemessene Konzentration liegt bei 0,98 µg/l (LANUV 2007). Des Weiteren konnte Clarithromycin bereits im Grundwasser mit 0,24 µg/l bis 0,89 µg/l nachgewiesen werden (Hirsch 1998). Funde im Trinkwasser liegen nicht vor.

Erythromycin wird ebenfalls regelmäßig in Kläranlagenabläufen nachgewiesen, jedoch auch in Oberflächengewässern wie dem Rhein, mit Konzentrationen zwischen 0,005 µg/l und 0,3 µg/l. Die höchste gemessene Konzentration liegt bei 1,7 µg/l, positive Befunde im Grundwasser liegen ebenfalls vor LANUV (2007) verweist hierbei auf Sacher et al. (2001 und Lilienblum et al. (1998).

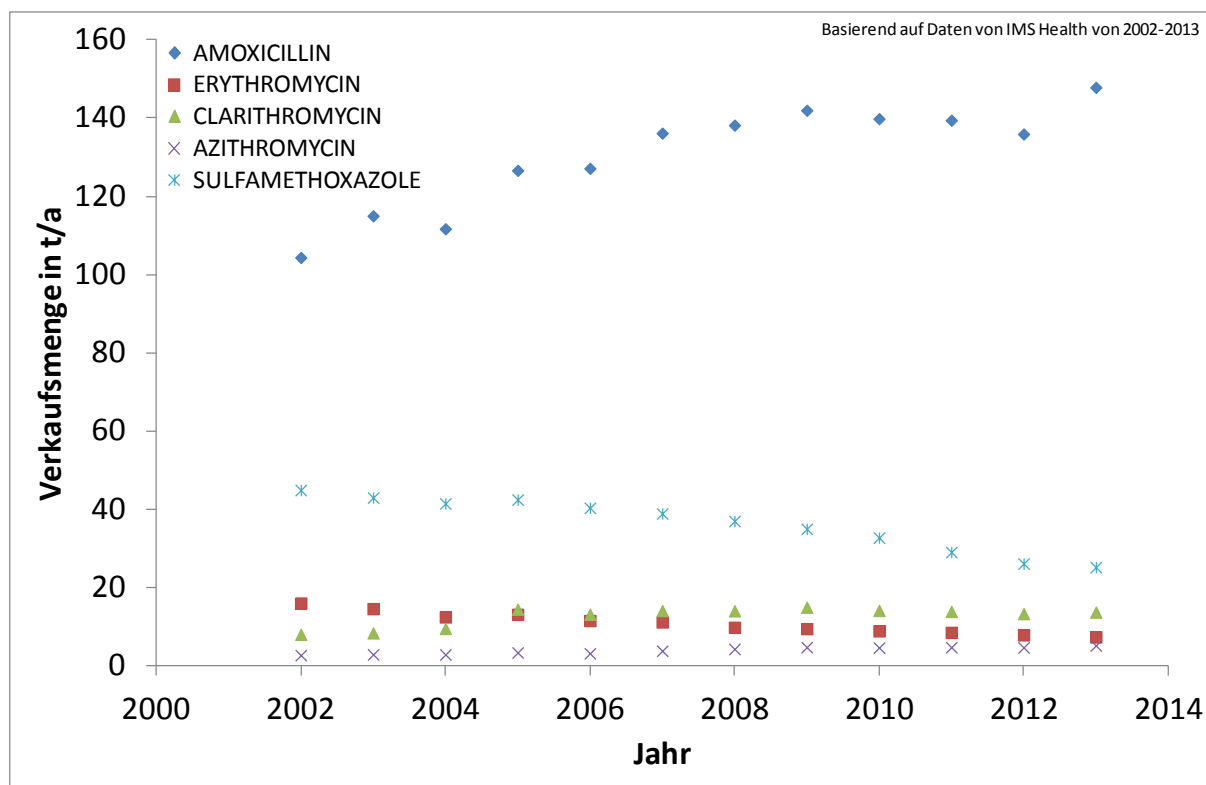
Die gemessenen Konzentrationen in Klärschlämmen liegen im Maximum für Erythromycin bei 36 µg/kg TS und für Clarithromycin bei 180 µg/kg TS (Bergmann et al. 2011).

Produktion und Verwendung

Die Verkaufsmengen für die Makrolid-Antibiotika sind seit mehreren Jahren stabil, mit Verbrauchswerten von 13,7 t/a für Clarithromycin, 7,3 t/a für Erythromycin und 5,1 t/a für Azithromycin für das Jahr 2013 (IMS Health 2015). Die Verbrauchsmengen sind bei anderen Antibiotikagruppen zum Teil deutlich höher, vgl. 148 t/a bei Amoxicillin und 25,2 t/a bei Sulfamethoxazol.

Die empfohlenen Tagesdosen für Erwachsene variieren je nach Anwendungsart für Azithromycin zwischen 0,3 g und 0,5 g, für Clarithromycin zwischen 0,5 g und 1 g und für Erythromycin zwischen 1 g und 2 g (generica.cc 2015a, 2015b, 2015c). Hieraus können jedoch keine Eintragsmengen abgeleitet werden.

Abbildung 13: Veränderung der Verkaufsmengen von Antibiotika, inkl. der in der EU-Watch-List aufgeführten Makrolide



Darstellung: Fraunhofer ISI. Daten: IMS Health 2015

Relevanz für Deutschland

Die bisher dokumentierten PNEC-Überschreitungen (vgl. u. a. Bergmann et al. 2011) weisen auf eine hohe Relevanz bzgl. eines möglichen Handlungsbedarfes zur Verminderung bzw. Vermeidung von Einträgen in die Gewässer in Deutschland bei Clarithromycin und bei Erythromycin hin. Bei Azithromycin scheint die Relevanz deutlich geringer zu sein (vgl. Bergmann et al. 2011).

3.4.5 2,6-Ditert-butyl-4-methylphenol (BHT)

Übersicht

2,6-Ditert-butyl-4-methylphenol wird auch Butylhydroxytoluen, oder kurz BHT genannt. Weitere Namen sind 2,6-Di-tert-butyl-p-kresol und E 321. Es wird in zahlreichen lipophilen Verbraucherprodukten z. B. Kosmetika oder Verpackungsmaterialien und als zugelassener Lebensmittelzusatzstoff (E 321) als Antioxidans eingesetzt, um die Veränderungen von Produkten durch Luftsauerstoff zu verhindern bzw. zu verlangsamen (UWT 2011). BHT wird aber auch als Zusatz für PE, PP, Polyester und PVC für eine bessere Wärmeleitfähigkeit verwendet und dient primär zur Frischhaltung von Nahrungsmitteln (Joint Research Center 2015).

Laut dem deutschen Verbrauchermagazin Öko-Test rief BHT bei Tierversuchen Veränderungen am Immunsystem und Blutbild sowie an Leber und Schilddrüse hervor. Der Stoff reichert sich demnach auch im menschlichen Gewebe an und kann in den Fötus gelangen. Desweiteren wird er z. T. als allergieauslösend bezeichnet (ÖKO-TEST 2009). BHT soll nach Joint Research Center (2015a) im Ausgangszustand die menschliche Gesundheit nicht beeinflussen, die Metabolite (Hydroxybenzaldehyde) sollen aber möglicherweise krebserregend sein und die DNA schädigen können.

Stoffeigenschaften

BHT ist praktisch unlöslich in Wasser (Log Kow: 5,10) (GESTIS-Stoffdatenbank). Die Deutsche Forschungsgemeinschaft beschreibt BHT als krebserregend der Kategorie 4, was bedeutet: „Stoffe, die bei Tier oder Mensch Krebs erzeugen oder als krebserzeugend für den Menschen anzusehen sind [... für die aber] kein Beitrag zum Krebsrisiko für den Menschen zu erwarten [ist]. Die Einstufung wird insbesondere durch Befunde zum Wirkungsmechanismus gestützt, die beispielsweise darauf hinweisen, dass eine Steigerung der Zellproliferation, Hemmung der Apoptose oder Störung der Differenzierung im Vordergrund stehen.“ (DFG 2009).

BHT ist nicht genotoxisch. Die Substanz ist leicht biologisch abbaubar. Der höchste BCF-Wert liegt bei 2500 L/kg (Joint Research Center 2015b) und erfüllt damit unter REACH das Teilkriterium „Bioakkumulationspotential“ für PBT.

Wichtige Stoffeigenschaften sind in Tabelle 14 aufgeführt und werden, soweit notwendig, unter dem Unterpunkt „Umweltwirkung“ diskutiert.

Tabelle 14: Stoffeigenschaften Ditert-butyl-4-methylphenol (BHT)

Hauptname	Ditert-butyl-4-methylphenol
Weitere Bezeichnungen	Butylhydroxytoluen, BHT, 2,6-Di-tert-butyl-p-kresol, E 321
Stoffgruppe	Toluolderivate
Summenformel	C ₁₅ H ₂₄ O
CAS-Nummer	128-37-0

Hauptname	Ditert-butyl-4-methylphenol
EG-Nummer	204-881-4
Molekulargewicht in g/mol	220,35
Schmelzpunkt in °C	69-70
Fettlöslichkeit als log K _{ow}	5,10
Sorptionsverhalten als log K _{oc}	3,91
Bioakkumulation in aquatischen Organismen als Bioakkumulationsfaktor BCF	2.500
Flüchtigkeit als Dampfdruck in Pa (20°C)	1,3
PNEC _{rw}	3,16 µg/l (Sicherheitsfaktor 100)
PNEC _{sed}	1.290 mg/kg Trockenmasse

Quelle: PubChem; Joint Research Center (2015b)

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

In der Natur wird BHT biologisch zu BHT-CHO abgebaut (Mikami et al. 1979a,b; Inui et al. 1979a,b). Außerdem berichten Matsuo et al. (1984) und Oikawa et al. (1998), dass BHT-Metabolite in Mäusen und Ratten Peroxide erzeugen, welche deren DNA schädigen.

Für Mikroorganismen beträgt die 24h-EC₅₀ für BHT 1,7 mg/l. Der 48h-EC₅₀ beläuft sich auf 0,48 mg/l; bis 0,15 mg/l wurden keine Effekte beobachtet (ECHA 2007). Nach Fisher Scientific (2004) beträgt die 48h LC₅₀ bei Killifischen 2,5 mg/L.

Umweltkonzentrationen

In den deutschen Flüssen Rhein, Elbe, Main, Oder, Nidda und Schwarzbach wurden BHT-Konzentrationen im Wasser von 7 bis 791 ng/l gemessen. Die Konzentration des Abbauproduktes BHT-CHO im Flusswasser betrug zwischen 29 und 223 ng/ (Fries und Püttmann 2002). In der Oder wurden in den Jahren 2000-2001 in allen Proben Konzentrationen von BHT und BHT-CHO zwischen 178 und 102 ng/l gemessen (Fries und Püttmann 2004). Diese Durchschnittskonzentrationen ergaben sich auch bei den Messungen am Rhein (Rodil et al. 2010).

Im Grundwasser variierten die gemessenen BHT-Werte von „nicht nachweisbar“ bis zu 2156 ng/l und die BHT-CHO-Werte von „nicht nachweisbar“ bis zu 674 ng/l. Mittelwerte von BHT und BHT-CHO im Grundwasser belaufen sich auf 132 ng/l bzw. 84 ng/l (Rodil et al. 2010).

Beide Stoffe wurden auch im Regenwasser in Frankfurt/Main nachgewiesen mit Konzentrationen von 1.797 ng/l für BHT und 59 ng/l für BHT-CHO (Fries und Püttmann 2002). Durchschnittliche Konzentrationen des Dachabflusses liegen bei 92 ng/l für BHT bzw. 138 ng/l für BHT-CHO (Rodil et al. 2010).

Von Higuchi et al. (2004) wurde BHT in Glasflaschen nachgewiesen (2,5 µg/l), was zu dem Schluss führte, dass die PE-Flaschendeckel die Quelle des BHT darstellten. Bach et al. (2012) merkt an, dass BHT bei der Produktion von PE verwendet werden kann.

BHT wurde zusammen mit anderen tertiären Butylphenolen, Methylphenolen und Alkylphenolen in 130 Proben in Schweden analysiert (in Luft, Wasser, Sedimenten, Schlamm und Fisch). BHT wurde in 40 Prozent der Wasserproben gefunden, in einem Konzentrationsbereich von ca. 0,1–3 µg/l (Remberger et al. (2003) zitiert in Loos (2015)).

Rodil et al. (2010) analysierten BHT und andere synthetische, phenolische Antioxidantien und deren Metabolite im Fluss Sar in Galizien und den Zu- und Abfluss von Kläranlagen (in der Nähe von Santiago di Compostela). Die BHT-Konzentrationen im Fluss lagen zwischen 32-112 ng/l, und am Abfluss der Kläranlage wurden Werte bis zu 251 ng/l gemessen.

Produktion

Laut anses (2016) werden pro Jahr 1.000-10.000 bzw. 10.000-100.000 [sic] Tonnen BHT pro Abgabestelle (dissemination site) angegeben. Hersteller gibt es weltweit. Angaben zu Produktions- und Verbrauchsmengen für Deutschland liegen nicht vor.

Zu den europäischen Herstellern von BHT gehören:

- 3M Belgium BVBA/SPRL, Belgien
- Addivant Germany GmbH, Deutschland
- Chemijos Industrija UAB, Litauen
- Oxiris Chemicals S.A., Spanien
- Sasol UK Limited 1 Hockley Court, England
- Sun Chemical B.V., Niederlande.

Relevanz für Deutschland

BHT wurde seitens Joint Research Center (2015b) für eine Aufnahme in die EU-Beobachtungsliste insbesondere aufgrund eines errechneten Risikos für Organismen auf und im Boden eines Gewässers und aufgrund des weit verbreiteten Einsatzes und des hohen BFC empfohlen. Auch wenn für Deutschland bis dato keine konkreten Verbrauchsmengen und keine PNEC-Überschreitungen vorliegen, erscheint aufgrund der vom Joint Research Center (2015b) aufgeführten Gründe eine detailliertere Bestandsaufnahme notwendig.

3.4.6 2-Ethylhexyl-4-methoxycinnamate (EHMC)

Übersicht

2-Ethylhexyl-4-methoxycinnamate, auch bekannt als EHMC, 4-Methoxyzimtsäure-2-ethylhexylester, Octinoxat und OMC ist ein Sonnenschutzmittel auf Basis Zimtsäureester, die UV-Strahlen im UV-B-Bereich absorbiert (Carvalho et al. 2015). Daher wird es als UV-Filter in vielen Kosmetika, wie z. B. Sonnencremes verwendet. Durch den Abtrag von Haut und Kleidern, bei Freizeitaktivitäten oder indirekt durch Abwasser gelangen diese UV-Filter in die aquatische Umwelt und wurden auch schon in Sediment und Biota entdeckt (Gao et al. 2013; Carvalho et al. 2015).

Aufgrund von hormonellen Störungen, wie Veränderungen der Geschlechtsorgane, die bei Tieren dokumentiert wurden, steht EHMC auf der Prioritätenliste der EU für hormonell wirksame Stoffe (Codecheck 2015).

Stoffeigenschaften

EHMC ist kaum wasserlöslich ($\log K_{ow}$: 6,1) (Sigma-Aldrich 2014). Es lagert sich an Schwebstoffe und Sedimente an und ähnelt dem Hormon Ecdyson, was zu einer Störung des Hormonhaushaltes führt (Ozáez et al. 2013).

EHMC wird von der EU im „Endocrine Disruptor Program“ in die Kategorie 1 eingestuft, welche für Substanzen steht, bei denen in mindestens einem lebenden Organismus bereits hormonelle Aktivität dokumentiert wurde (Maine Center for Disease Control and Prevention 2015; The Danish Environmental Protection Agency 2011)

Wichtige Stoffeigenschaften sind in Tabelle 15 aufgeführt und werden, soweit notwendig, unter dem Unterpunkt „Umweltwirkung“ diskutiert.

Tabelle 15: Stoffeigenschaften von Ethylhexyl-4-methoxycinnamate (EHMC)

Hauptname	Ethylhexyl-4-methoxycinnamate (EHMC)
Weitere Bezeichnungen	4-Methoxyzimtsäure-2-ethylhexylester; Octinoxat; EHMC; OMC
Stoffgruppe	Zimtsäureester
Summenformel	$C_{18}H_{26}O_3$
CAS-Nummer	5466-77-3
EG-Nummer	226-775-7
Molekulargewicht in g/mol	290,40 g/mol
Schmelzpunkt in °C	-25
Fettlöslichkeit als log K_{ow}	6,10
Sorptionsverhalten als log K_{oc}	3,93
Bioakkumulation in aquatischen Organismen als Bioakkumulationsfaktor BCF	174 bis 433
Flüchtigkeit als Dampfdruck in mm Hg at 25 deg C (est)	2.3×10^{-5}
Löslichkeit eines Gases in einer Flüssigkeiten als Henry-Konstante	8.5×10^{-6} atm-cu m/mole

Quelle: PubChem

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

EHMC wird nicht als genotoxisch klassifiziert, nachdem bei Mäusen keine Konsequenzen einer EHMC-Zufuhr von bis zu 5000mg/kg Körpergewicht festgestellt werden konnte (ECHA). Die Substanz hat einen BCF-Wert von 433 l/Kg, ist aber verhältnismäßig gut biologisch abbaubar (Joint Research Center 2015b; ECHA).

Für aquatische Organismen ist EHMC toxisch. Es bewirkt sowohl bei Wirbellosen Veränderungen und Beeinflussungen homoneller Rezeptorgene (Ozáez et al. 2013) als auch bei Wirbeltieren und Menschen (Schreurs et al. 2002). Nach Versuchen am Menschen zeigte sich, dass EHMC zwar geringfügig in die Haut absorbiert wird, sich aber so gut wie nicht in Blut oder Ausscheidungen anreichert (ECHA).

Unter anaeroben Bedingungen in einem aquatischen System wurden in einem Versuch 67 Prozent des EHMC in 79 Tagen biologisch abgebaut (ECHA).

Bei Mäusen konnten keine gesundheitlichen Konsequenzen einer Inhalation von EHMC festgestellt werden (ECHA), jedoch kam es zu Langzeiteffekten bei weiblichen Ratten (Seidlová-Wuttke et al. 2006).

EHMC lässt sich nicht komplett in konventionellen Kläranlagen entfernen (Liu et al. 2012).

Umweltkonzentrationen

EHMC wurde in der Schweiz in unbehandeltem und behandeltem Abwasser (jeweils 0,5-19 µg/l und bis zu 100 ng/l), in Oberflächenwasser (< 2-92 ng/l) und in Fischen (50-1800 ng/g) nachgewiesen.

Im Sommer 1997 wurde EHMC im Rhein bei Basel an 47 Messstellen untersucht, wobei eine Durchschnittskonzentration von 5,5 ng/l ermittelt wurde.

Desweiteren wurde 1998 der Zürichsee untersucht (Straub 2002). Die EHMC-Konzentrationen im behandelten Abwasser aus dem Abflüssen Schweizer Kläranlagen lag zwischen $< 0,01$ - $0,1 \mu\text{g/l}$. Die höchsten EHMC-Konzentrationen in Schweizer Seen lagen bei 7 ng/l (Balmer et al. 2005). In Schweden wurden 2009-2010 verschiedene UV-Filter in 52 Proben analysiert (24 Oberflächengewässer, 8 Kläranlagen-Abfluss, 8 Klärschlamm, 7 Sediment, 5 Fisch). Hier wurde eine passende analytische Methode für die verschiedenen Proben entwickelt. EHMC-Konzentrationen betrugen in Abflüssen bis zu 49 ng/l, in Oberflächenwasser bis zu 15 ng/l und im Sediment bis zu 45 ng/g (Remberger et al. 2011). Die Nachweisgrenze von Konzentrationen in Seen reicht bis 26 ng/l (Poiger et al. 2004).

Rückstände von UV-Filtern finden sich in Abwasser, Klärschlamm, Schwimmbadwasser, Oberflächenwasser, Sedimenten, Fischen, in anderen aquatischen Organismen, Boden, und sogar im Trinkwasser (Gao et al. 2013).

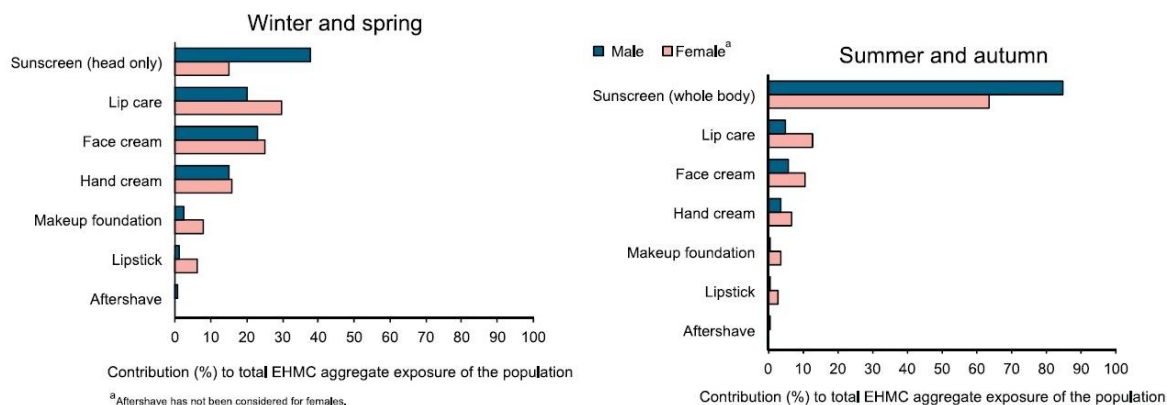
An Badestränden konnten erhöhte EHMC-Konzentrationen festgestellt werden, welche durch direktes Abwaschen der Sonnencreme von der Haut der Badegäste verursacht wurde: 52,5 ng/l in Chur (Schweiz) und 35,7 ng/l in Toralla (Spanien) (Paredes et al. 2014).

EHMC konnte in Hong Kong, Tokyo, Bangkok, New York, Los Angeles, Shantou, Chaozhou sowie in der Arktis an über 30 Prozent der Messstellen nachgewiesen werden; z. B. New York: (100 ng/l; EHMC). An heißen Sommertagen im Juni/August wurden an einem hoch frequentierten Strandabschnitt in Hong Kong Werte über 1.000 ng/l gemessen (Kameda et al. 2011).

In verschiedenen maritimen Organismen konnte EHMC ebenfalls nachgewiesen werden. So auch im Gewebe der Gemeinen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) mit bis zu 256 ng/g (Tsui et al. 2014). Fent et al. weist Werte von 337 und 701 ng/g in Fischen und Kormoranen schweizer Flüsse nach.

In Versuchen mit der Neuseeländischen Zwergdeckelschnecke (*P. antipodarum*) zeigt sich, dass die Art sehr sensitiv gegenüber getesteten UV-Filtersubstanzen ist. Im ersten chronischen Versuch mit EHMC konnten bereits ab einer Konzentration von 0,08 mg/kg hoch signifikante Effekte festgestellt werden. Die Ergebnisse zeigen eine deutliche Reduktion der Embryonen bei einer Exposition gegenüber den UV Filtern. Die starke Reproduktionstoxizität bei *P. antipodarum* durch die UV-Filter kann es in stark belasteten Gewässern wie Badeseen u. U. zu einer Gefährdung der ganzen Population führen. Durch die hohen Konzentrationen der UV-Filter in den Sommermonaten kann eine Beeinträchtigung anderer Mollusken auch nicht ausgeschlossen werden. Die Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit, weitere Langzeitstudien mit benthischen Arten zu Effekten von UV-Filtersubstanzen zur Erweiterung der unzureichenden Datenlage durchzuführen (Barth und Heinrich 2010).

Abbildung 14: Jahreszeitabhängiger EHMC-Einfluss



Quelle: Manová et al. (2015)

Produktion und Verwendung

Es wird geschätzt, dass für den Weltmarkt jährlich 10.000 Tonnen UV-Filter produziert werden (Danovaro et al. 2008). ECHA (2013) verzeichnet eine EHMC-Produktion von 1.000-10.000 Tonnen pro Jahr. Seit 2001 gibt es einen Rückgang der nicht photostabilen Filter (EHMC und BMDM).

Im Jahr 2001 wurde EHMC über 80 Prozent in Sonnenschutzmitteln verwendet, 2006 hingegen nur noch in weniger als 60 Prozent (Kant. Laboratorien 2006). Angaben zu Produktions- und Verbrauchsmengen für Deutschland liegen nicht vor.

Europäische Hersteller von EHMC sind:

- BASF SE, Deutschland
- DSM Nutritional Products GmbH, Deutschland
- Harlan Laboratories Ltd, England
- Symrise AG, Deutschland (verantwortlich für SDS).

Relevanz für Deutschland

EHMC wurde seitens Joint Research Center (2015b) für eine Aufnahme in die EU-Beobachtungsliste insbesondere aufgrund eines errechneten Risikos für Organismen auf und im Boden eines Gewässers und aufgrund des weit verbreiteten Einsatzes und seiner endokrinen bzw. toxischen Eigenschaften gegenüber aquatischen Organismen empfohlen. Auch wenn für Deutschland bis dato keine konkreten Verbrauchsmengen und keine belastbaren Umweltdaten vorliegen, erscheint aufgrund der vom Joint Research Center (2015b) aufgeführten Gründe eine Erfassung der Emissionssituation in Deutschland sinnvoll.

3.4.7 Methiocarb

Übersicht

Methiocarb ist eine Carbamat-Verbindung mit insektizider, akarizider und molluskizider Aktivität und in Insektensprays für den Hausgebrauch zugelassen. Methiocarb wirkt auf das Nervensystem und ist auch für Menschen giftig. Es kann zu Erbrechen, Durchfall, Atemnot und Lungenödemen führen. Es wird jedoch nicht als karzinogen gelistet. Für Wasserlebewesen ist es sehr giftig.

Stoffeigenschaften

Methiocarb ist mäßig löslich und adsorbiert an Sedimente und Schwebstoffe (I Johnson I, L Rockett, C Atkinson and E Aldous 2006). Wichtige Stoffeigenschaften sind in Tabelle 16 aufgeführt und werden, soweit notwendig, unter dem Unterpunkt „Umweltwirkung“ diskutiert.

Tabelle 16: Stoffeigenschaften von Methiocarb

Hauptname	Methiocarb
Stoffgruppe	Thioether, Carbamate
Summenformel	C ₁₁ H ₁₅ NO ₂ S
CAS-Nummer	2032-65-7
EG-Nummer	217-991-2
Molekulargewicht in g/mol	225
Schmelzpunkt in °C	119
Fettlöslichkeit als log K _{ow}	2,92
Sorptionsverhalten als log K _{oc}	2,96

Hauptname	Methiocarb
Bioakkumulation in aquatischen Organismen als Bioakkumulationsfaktor BCF	35
Flüchtigkeit als Dampfdruck in Pa (20°C)	
Löslichkeit eines Gases in einer Flüssigkeiten als Henry-Konstante	1.18×10^{-9} atm-cu m/mole

Quelle: PubChem

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Die akute toxische Wirkung von Methiocarb auf junge Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*, $3,25 \pm 0,79$ g) wurde unter stabilen Bedingungen in Glasaquarien beobachtet. Die Konzentrationen von Methiocarb im Test reichten von 1,25 bis 7,5 mg/l. In Methiocarb ausgesetztem Fisch wurden Gewebeveränderungen, Ödeme und Hautablösungen beobachtet. Die LC50-Konzentration, die für 50 Prozent der Individuen im Beobachtungszeitraum tödlich ist, liegt zwischen 4,82 und 5,43 mg/l (Altinok et al. 2006).

Nach drei Tagen in natürlichem, aerobem Wasser wurden 80 Prozent des Methiocarb abgebaut (I Johnson I, L Rockett, C Atkinson and E Aldous 2006).

Umweltkonzentrationen

Angaben zu Konzentrationen in der aquatischen Umwelt in Deutschland liegen nicht vor.

In Yaqui Valley im Nordwesten Mexikos wurden verschiedene Carbamate als Insektizide verwendet. Bei einer Untersuchung ließen sich $5.4 \mu\text{g/l}$ Methiocarb im Grundwasser nachweisen (García de Llasera, M.P und Bernal-González).

In der Region um Almeria wurden im Grundwasser Konzentrationen von ca. $0,4 \mu\text{g/l}$ gemessen. Methiocarb konnte auch in Grundwasser in Nebraska mit Konzentrationen unter $0,5 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen werden (Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority k.D.).

Stoffspezifische Regelungen

Seit 2014 ist Methiocarb nicht mehr als Schneckenkorn zugelassen (BVL 2014).

Produktion und Verwendung

In Deutschland werden jährlich 25-100 Tonnen Methiocarb vertrieben. Aus Deutschland werden jährlich 250-1.000 Tonnen Methiocarb exportiert (BVL 2014).

Relevanz für Deutschland

Auch wenn für Deutschland bis dato keine belastbaren Umweltdaten vorliegen, erscheint neben den vom Joint Research Center (2015b) aufgeführten Gründe für die Aufnahme in die Watch-List, insb. der Überprüfung der Wirksamkeit des Zulassungsbeschränkungen in Schneckenkorn, aufgrund der Vertriebsmenge von 25-100 t/a in Deutschland eine Erfassung der Emissionssituation sinnvoll.

3.4.8 Neonicotinoide

Übersicht

Neonicotinoide gehören weltweit zu den am schnellsten wachsenden Insektizid-Klassen und wirken neurotoxisch. In über 120 verschiedenen Ländern sind sie für den Einsatz an hunderten von Pflanzenarten zugelassen (Morrisey et al. 2015).

Über Neonicotinoide in Deutschland ist bislang nur wenig bekannt. Zu der Gruppe der Neonicotinoide gehören: folgende Einzelsubstanzen, die in einem gemeinsamen Analyseverfahren bestimmt werden können:

- Imidacloprid (CAS-Nummer 105827-78-9/138261-41-3, EU Nummer 428-040-8),
- Thiacloprid (CAS-Nummer 111988-49-9),
- Thiamethoxam (CAS-Nummer 153719-23-4, EU Nummer 428-650-4),
- Clothianidin (CAS-Nummer 210880-92-5, EU Nummer 433-460-1),
- Acetamiprid (CAS-Nummer 135410-20-7/160430-64-8).

Stoffeigenschaften

Eine Übersicht der Stoffeigenschaften verschiedener Neonicotinoide findet sich im Anhang in Tabelle 65.

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Neonicotinoide gelten als persistent, leicht auswaschbar sowie hochtoxisch für eine große Zahl wirbelloser Tiere. Schon bei niedrigen Konzentrationen (unter 1 µg/l bei akuter Exposition oder 0,1 µg/l bei dauerhaftem Aussetzen) können schädliche Auswirkungen auf aquatische Wirbellose beobachtet werden (Gibbons et al. 2015) (Morrissey et al. 2015).

Umweltkonzentrationen

Morrissey et al. 2015 stellten fest, dass in den meisten Oberflächengewässern, die in verschiedenen Studien untersucht wurden, Neonicotinoide nachgewiesen werden konnten. Hierzu wurden 29 Studien zusammengetragen. Diese fanden sich u. a. in Flüssen, Kanälen sowie in Feuchtgebieten in der Nähe von Ackerflächen. Das Geometrische Mittel der Durchschnittswerte von 19 dieser Studien lag bei 0,13 µg/l. Das Mittel der Höchstwerte von 27 dieser Studien belief sich auf 0,63 µg/l.

Nachweisgrenzen und Analysedaten zu Funden in Osaka, Japan sind im Anhang in Tabelle 67 und Tabelle 68 aufgeführt.

Produktion und Verwendung

Der Inlandsabsatz einzelner Neonicotinoide lag für das Jahr laut BVL (2014) zwischen Werten < 1 t bei Acetamiprid und bis zu 100-250 t bei Thiacloprid. Nähere Details zu Inlandsabsatz und Ausfuhr finden sich in Tabelle 17.

Tabelle 17: Inlandsabsatz und Ausfuhr von Neonicotinoiden

Hauptname	Inlandsabsatz in t	Ausfuhr in t
Thiacloprid	100-250	250-1.000
Clothianidin	25-100	250-1.000
Imidacloprid	25-100	1.000-2.500
Acetamiprid	< 1,0	-

Darstellung: Fraunhofer ISI. Daten: BVL (2014)

Relevanz für Deutschland

Aufgrund der weltweit wachsenden Umsatzmengen dieser Insektizidklasse, des durchaus relevanten Inlandsabsatzes bspw. von Thiacloprid, Clothianidin und Imidacloprid und der bis dato wenig aussagekräftigen Datenlage bzgl. Umweltkonzentrationen in Deutschland, erscheint eine detailliertere Erfassung der Emissionssituation in Deutschland notwendig.

3.4.9 Oxadiazon

Übersicht

Oxadiazon ist ein Stoff mit herbizider Wirkung, der in der Europäischen Union mit Auflagen zugelassen ist. In den deutschsprachigen Ländern sind allerdings keine Produkte mit Oxadiazon zugelassen.

Stoffeigenschaften

Oxadiazon gehört zu der Stoffgruppe der Oxadiazole, hat einen relativ hohen Bioakkumulationsfaktor von bis zu 708 in Fischen, ist nahezu unlöslich in Wasser aber lipophil. Wichtige Stoffeigenschaften sind in Tabelle 18 aufgeführt und werden, soweit notwendig, unter dem Unterpunkt „Umweltwirkung“ diskutiert.

Tabelle 18: Stoffeigenschaften von Oxadiazon

Hauptname	Oxadiazon
Weitere Bezeichnungen	
Stoffgruppe	Oxadiazole
Summenformel	$C_{15}H_{18}Cl_2N_2O_3$
CAS-Nummer	19666-30-9
EG-Nummer	243-215-7
Molekulargewicht in g/mol	345,22
Schmelzpunkt in °C	90
Fettlöslichkeit als log K_{ow}	4,80
Sorptionsverhalten als log K_{oc}	2,83-3,51
Bioakkumulation in aquatischen Organismen als Bioakkumulationsfaktor BCF	24,1-708 in Fisch
Flüchtigkeit als Dampfdruck in Pa (20°C)	1.15×10^{-7} mm Hg
Löslichkeit eines Gases in einer Flüssigkeiten als Henry-Konstante	7×10^{-8} atm-cu m/mole

Quelle: PubChem

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Oxadiazon bindet stark an organische Stoffe. Ungebundenes Oxadiazon wird durch Lichteinfluss zersetzt. Die Toxizität von Oxadiazon steigt jedoch mit steigendem Lichteinfluss.

Der Stoff bindet an Böden und wird häufig in Oberflächengewässer ausgewaschen. Dort kann er sich an Sedimenten oder organischen Stoffen anlagern (EPA und Office of Pesticide Programs 2015).

Stoffspezifische Regelungen

In Deutschland sind keine Produkte mit Oxadiazon als PSM zugelassen (BVL 2014).

Umweltkonzentrationen

Angaben zu Umweltkonzentrationen liegen nicht vor.

Produktion und Verwendung

Jährlich werden 25-100 Tonnen Oxadiazon aus Deutschland exportiert (BVL 2014).

Relevanz für Deutschland

Da für Deutschland nach BVL (2014) keine Produkte mit Oxadiazon als PSM zugelassen sind, sollten keine relevanten Emissionen in die aquatische Umwelt vorkommen. Es ist jedoch zu prüfen, ob bspw. aufgrund von Anwendungen in der Vergangenheit Umweltkonzentrationen vorliegen, aufgrund derer ein weiterer Handlungsbedarf zur Verminderung bzw. Vermeidung von Einträgen in die Gewässer abgeleitet werden muss.

3.4.10 Triallat

Übersicht

Triallat ist ein in Deutschland nicht zugelassenes Herbizid.

Stoffeigenschaften

Triallat hat einen hohen Bioakkumulationsfaktor von bis zu 1.800, ist nahezu unlöslich in Wasser aber lipophil. Wichtige Stoffeigenschaften sind in Tabelle 19.

Tabelle 19: Stoffeigenschaften von Triallat

Hauptname	Triallat
Stoffgruppe	Thiocarbamate
Summenformel	$C_{10}H_{16}Cl_3NOS$
CAS-Nummer	2303-17-5
EG-Nummer	218-962-7
Molekulargewicht in g/mol	304.66
Schmelzpunkt in °C	29-30
Fettlöslichkeit als log K _{ow}	4,60
Sorptionsverhalten als log K _{oc}	3,35
Bioakkumulation in aquatischen Organismen als Bioakkumulationsfaktor BCF	1.800
Flüchtigkeit als Dampfdruck in Pa (20°C)	
Löslichkeit eines Gases in einer Flüssigkeiten als Henry-Konstante	1.2×10^{-5} atm-cu m/mole

Quelle: PubChem

Umweltrelevanz und Umweltverhalten

Die Halbwertszeit von Triallat bei aerobem Abbau zu CO₂ wird mit 18-98 Tagen angegeben (US EPA 2001). In die Umwelt gelangt Triallat u. a. aufgrund seiner flüchtigen Eigenschaften (Verflüchtigung von Triallat in wässriger Lösung von rund 50 % nach einer Woche). Triallat bindet stark an Bodenpartikel, wodurch bei Erosionsereignissen verstärkt Triallat von behandelten Feldern in die Gewässer gelangen kann.

Tabelle 69 im Anhang führt die toxische Wirkung von Triallat auf verschiedene Spezies auf.

Stoffspezifische Regelungen

Produkte mit Triallat sind nach BVL (2014) in Deutschland nicht zugelassen.

Umweltkonzentrationen

Angaben zu Konzentrationen in deutschen Gewässern liegen nicht vor.

Triallat wurde in vier Flüssen in der kanadischen Provinz Manitoba mit Konzentrationen von 3-150 ng/l gemessen. In der benachbarten Provinz Saskatchewan wurden während der Schneeschmelze sogar Konzentrationen von 1,58 bis 6,77 µg/l registriert (CCME 1999). Hoffman et al. wiesen in Cherry Creek (Denver, USA) Werte von maximal 0,035 µg/l nach.

Produktion und Verwendung

Es liegen keine Daten zum jährlichen Im-/Export vor (BVL 2014).

Relevanz für Deutschland

Da für Deutschland nach BVL (2014) keine Produkte mit Triallat zugelassen sind, sollten keine Emissionen in die aquatische Umwelt vorkommen. Es ist jedoch zu prüfen, ob bspw. aufgrund von Anwendungen in der Vergangenheit Umweltkonzentrationen vorliegen, aufgrund derer ein weiterer Handlungsbedarf zur Verminderung bzw. Vermeidung von Einträgen in die Gewässer abgeleitet werden muss.

3.5 Zusammenfassung der Datenlage und der Relevanzbewertung

Die Informationslage zu den Stoffen der EU-Watch-List ist in Tabelle 20 zusammengefasst. Die Stoffe umfassen Arzneistoffe (3 Hormone, 1 Schmerzmittel und Antibiotika), Wirkstoffe in Verbrauchsmitteln (Antioxidanz und UV-Filter in Kosmetika), sowie Pestizide und Pflanzenschutzmittel.

Hinsichtlich Produktions- bzw. Verkaufsmenge und Umweltkonzentrationen liegen bei den Arzneistoffen bereits verhältnismäßig gute Informationen vor. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass bei den Antibiotika bei Analysen von Konzentrationen in den verschiedenen Umweltkompartimenten bislang oftmals andere Antibiotika-Gruppen im Fokus standen.

Bei den Stoffen mit Einsatz im alltäglichen Gebrauch (BHT und EHMC) fehlen bislang belastbare Angaben zu Produktions- und Verkaufsmengen in Deutschland sowie belastbare Angaben zu Umweltkonzentrationen.

Zu dem Insektizid Methiocarb und der Gruppe von Pestiziden, der Neonicotinoide liegen nur zum Teil Daten zum Inlandsabsatz vor. Es ist zu prüfen, in welchem Umfang es zu Anwendungen kommt und welche Einträge hierdurch verursacht werden können.

Die Pflanzenschutzmittel Oxadiazon und Triallat sollten in Deutschland hinsichtlich Produktion und Verkauf keine Rolle spielen, da entsprechende Produkte nicht zugelassen sind. Es ist jedoch auch hier zu prüfen, ob anderweitige Anwendungen vorkommen und Einträge verursachen können, oder ob bspw. aufgrund von Anwendungen in der Vergangenheit Umweltkonzentrationen vorliegen, aufgrund derer ein zusätzlicher Handlungsbedarf zur Verminderung bzw. Vermeidung von Einträgen in die Gewässer abgeleitet werden muss.

Tabelle 20: Stoffe der EU-Watch-List, Zusammenfassung der Informationslage

Stoff/ Stoffgruppe	Verwendungsbereich	Angaben zu Produktions-/ Verkaufsmengen	Vertrieb in Dt.	Informationen zu Um- weltkonzentration	PNEC-Überschreitungen in Deutschland
17- α - Ethinylestradiol	Arzneistoff (synth. Sexualhormon)	Verkaufsmengen nach IMS-Health	40 kg/a	Zahlreiche Messwerte aus Dt. und Europa	$MEC_{max}:PNEC = 3.800$ (Bergmann et al. 2011)
17- β -Estradiol (E2), Estron (E1)	Arzneistoff (natürl. Sexualhormon)	Verkaufsmengen nach IMS-Health	400 kg/a	Zahlreiche Messwerte aus Deutschland	E2: $MEC_{max}:PNEC = 140$ E1: $MEC_{max}:PNEC < 1$ (Bergmann et al. 2011)
Diclofenac	Arzneistoff (Antiphlogistikum)	Verkaufsmengen basierend auf Daten von IMS-Health	84 t/a	Zahlreiche Messwerte aus Deutschland	$MEC_{max}:PNEC = 31$ (Bergmann et al. 2011)
Makrolide Antibiotika	Relevante Stoffe: Erythromycin, Clarithromycin, Azithromycin	Verkaufsmengen basierend auf Daten von IMS-Health	Erythr.: 7,3 t/a Clarithr.: 13,7 t/a Azithr.: 5,1 t/a	Viele Daten aus Europa	$MEC_{max}:PNEC = 8,3$ $MEC_{max}:PNEC = 4,9$ $MEC_{max}:PNEC < 1$ (Bergmann et al. 2011)
2,6-Ditert-butyl-4- methylphenol (BHT)	Antioxidanzie in Verpackungsmaterialien, Kosmetika oder Lebensmitteln	Schätzungen über weltweite Produktion	unbekannt	Messwerte aus Dt., Spanien, Frankreich und Japan	unbekannt
2-Ethylhexyl 4- methoxycinnamate (EHMC)	UV-Filter in Kosmetika	Schätzungen über weltweite Produktion	unbekannt	Messwerte weltw. vor- handen, die meisten aus der Schweiz	unbekannt
Methiocarb	Insektizid, Akarizid und Molluskizid	Angaben vom BVL	25-100 t/a	Messwerte aus Nord- amerika und Europa	unbekannt
Neonicotinoide (gemeinsame analyti- sche Bestimmung von 5 Stoffen)	Gruppe von Pestiziden (u. a. Imidacloprid; Thiacloprid; Thiamethoxam; Clothianidin; Acetamiprid)	Angaben vom BVL	zw. < 1, 0 und 100-250 t/a	Messwerte aus Nord- amerika und Europa	unbekannt
Oxadiazon	Pflanzenschutzmittel	Oxadiazon-Produkte in Dt. nicht zugelassen	unbekannt	keine Angaben vorliegend	unbekannt
Triallat	Pflanzenschutzmittel; Carbamat Herbizid	Triallat-Produkte in Dt. nicht zugelassen; keine Angaben vorliegend	unbekannt	Messwerte aus Nordamerika	unbekannt

Darstellung: Fraunhofer ISI

4 Modellierung von Stoffeinträgen und Emissionsminderungsmaßnahmen

4.1 Kurzdarstellung der wesentlichen Arbeitsinhalte und Ergebnisse der Phase 1

In der ersten Projektphase erfolgte die Modellierung der Einträge ausgewählter Mikroschadstoffe mit dem Ziel, die Relevanz der einzelnen Eintragspfade zu ermitteln und zu bewerten. Die Stoffeinträge wurden anhand des Modellierungswerkzeugs MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) und der Methode der Regionalisierten Pfadanalyse (RPA) quantifiziert. In Abhängigkeit von der Relevanz der Eintragspfade wurden geeignete emissionsmindernde Maßnahmen abgeleitet und in MoRE eingebunden, sodass ihre Wirksamkeit in Bezug auf die Gewässerqualität untersucht werden konnte.

Das MoRE-System erlaubt über die Abbildung von Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen eine Bewertung von Handlungsoptionen und Reduktionspotenzialen. In Abhängigkeit von vorhandenen Verfahrensstufen und Anlagengröße wurden z.B. zielgerichtete Maßnahmen für kommunale Kläranlagen implementiert. Als Modellierungsraum wurde das Einzugsgebiet des Neckars gewählt.

Für das Neckar-Einzugsgebiet wurden die Einträge in die Gewässer für die Mikroschadstoffe polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Σ EPA-PAK₁₆), Nonylphenol, Diclofenac, Ibuprofen, Iomeprol und Sulfamethoxazol quantifiziert und in Gewässerkonzentrationen umgerechnet. Für die betrachteten Stoffe wurde schließlich ein Risikoquotient ermittelt, der die berechnete Umweltkonzentration in Beziehung zu dem jeweils geltenden Qualitätskriterium, der Zielgröße, setzt. Besonders hohe Belastungen werden dabei für das Analgetikum Diclofenac deutlich.

Die für PAK₁₆, Nonylphenol und die Arzneistoffe in MoRE implementierten quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen verdeutlichen das erhebliche Minderungspotenzial der betrachteten Maßnahmen. Für das Diclofenac ist jedoch festzustellen, dass selbst bei der Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit 4. Reinigungsstufe und einer damit verbundenen Reduktion der in die Gewässer eingeleiteten Diclofenac-Einträge um nahezu 77 Prozent weiterhin mit Überschreitungen des Qualitätskriteriums zu rechnen ist.

Die Modellierung der Maßnahmen erlaubte eine wirkungsbezogene Bewertung von verschiedenen Handlungsoptionen. Die Ergebnisse zeigen, dass ein Mix aus quellenorientierten und nachgeschalteten Maßnahmen erforderlich ist, um die Ziele des guten chemischen Gewässerzustands zu erreichen.

4.2 Arbeitsinhalte der Phase 2

In der zweiten Phase des Projektes wurden die Modellierungsansätze vom Neckarraum auf Deutschland übertragen. Zudem wurde die Modellierung um zwei zusätzliche Stoffe (Terbutryn und Triclosan) erweitert. Eine umfangreiche Recherche zu Stoffkonzentrationen im urbanen Abfluss wurde im Hinblick auf die Verbesserung der Modellierung des Eintragspfades „Kanalisationssysteme“ durchgeführt. Bei der Modellierung der Gewässerkonzentrationen basierend auf die in MoRE modellierten Stoffeinträge wurde der geeignete Bezugsabfluss (MQ bzw. MNQ) und Parameter-Niveaus (Zielgrößen) diskutiert. Weiterhin wurden zusätzliche Maßnahmen für die Implementierung in MoRE konzipiert und umgesetzt. Die Auswirkungen von Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen wurden auf Bundesebene ausgewertet und diskutiert. Basierend auf Datenrecherche und Datenverfügbarkeit wurde der zusätzliche Datenbedarf beschrieben.

4.3 Methodik

Zur Bewertung der Relevanz der Eintragspfade wurde analog zu der ersten Projektphase eine Stoffeintragsmodellierung mit dem Modellierungswerkzeug MoRE durchgeführt. Als Bilanzierungsraum

wurde Deutschland gewählt. Als Modellierungszeitraum wurden die Jahre 2006 bis 2011 herangezogen, da für diese aktualisierte Eingangsdaten vorlagen. Die Eintragsberechnung erfolgte auf Basis von Einzeljahren. Um den Effekt von hydrologischen Schwankungen zu reduzieren und mittlere Bedingungen abbilden zu können, wurden die Ergebnisse anschließend zu einem Mittelwert für die Periode 2006 bis 2011 zusammengefasst.

Die Eintragsmodellierung der ausgewählten Stoffe (Σ EPA-PAK₁₆, Nonylphenol, Diclofenac, Ibuprofen, Iomeprol, Sulfamethoxazol, Terbutryn und Triclosan) folgt der Methode der Regionalisierten Pfadanalyse (RPA). Der methodische Rahmen ist detailliert in Hillenbrand et al. (2015) und European Commission (2012) dargelegt. In Anhang 12.2 sind die verwendeten stofflichen Eingangsdaten zusammengefasst (Tabelle 80 bis Tabelle 82).

4.3.1 Übertragbarkeit der Modellierung vom Neckarraum auf Deutschland

Die in Hillenbrand et al. (2015) umgesetzte regionalisierte Betrachtung der Stoffeinträge und der Wirksamkeit von Maßnahmenkombinationen am Beispiel des Neckarraums wurde auf Deutschland übertragen. Die an der Datengrundlage angepassten Änderungen und die dabei entstandene Limitierung sowie die getroffenen Festlegungen werden in dem folgenden Kapitel erläutert.

Die Flussdiagramme zu den Berechnungsansätzen für alle modellierten Stoffe sind dem Materialanhang zu diesem Vorhaben zu entnehmen.

Modellierungsgrundlage: kommunale Kläranlagen als Punktquellen

Anhand der Betrachtung des Neckarraums, für den eine verhältnismäßig gute und differenzierte Datenlage vorliegt, konnte gezeigt werden, dass die Eintragsmodellierung von Mikroschadstoffen mittels MoRE grundsätzlich machbar ist und plausible Ergebnisse liefert (Hillenbrand et al. 2015).

Die Übertragung der Modellierungsansätze vom Neckar-Einzugsgebiet auf Gesamtdeutschland erwies sich für die diffusen Eintragspfade als unproblematisch. Die räumliche Modellierungseinheit ist in den beiden Fällen das Analysegebiet, so dass nur eine Erweiterung bzw. Vervollständigung des Eingangsdatensatzes außerhalb der Analysegebiete von Neckar vorgenommen werden musste.

Ein größerer Aufwand entstand bei der Übertragung der Modellierungsansätze für den Pfad „Kommunale Kläranlage“. Die dazu bundesweit vorliegenden Daten stammen aus zwei Quellen. Zum einen ist der Datensatz der Kommunalabwasserrichtlinie (UBA 2012a), der alle kommunalen Kläranlagen ≥ 2.000 EW bereitstellt. Im Rahmen des Projektes „Maßnahmeneffizienz“ (Fuchs et al. 2016) wurden diese Kläranlagen als Punktquellen in MoRE eingebunden. Hierdurch besteht die Möglichkeit, Maßnahmen räumlich differenziert und in Abhängigkeit von Eigenschaften der Kläranlagen abzubilden. Ein wesentlicher Nachteil dieses Datensatzes ist, dass die an Kläranlagen tatsächlich angeschlossenen Einwohner nicht vorliegen. Sie sind die wichtigste Größe für die Berechnung der Arzneistoff-Einträge über den einwohnerbezogenen Ansatz (Hillenbrand et al. 2015).

Zum anderen liegt ein Datensatz beim Forschungsdatenzentrum (FDZ) der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder 2012, 2013) vor, der alle Kläranlagen < 2.000 EW bereitstellt. Die Nutzung der Daten ist aber nur in aggregierter Form (auf Gemeindeebene) möglich. Die Berechnung der Stoffeinträge über Kläranlagen < 2.000 EW konnte daher bundesweit nur auf Ebene der Analysegebiete durchgeführt werden. Eine anlagenscharfe Abbildung, wie im Neckareinzugsgebiet war nicht möglich. Die Aufbereitung der für die Modellierung benötigten Eingangsdaten ist in Fuchs et al. (2016) erläutert.

Aufgrund der gegebenen Datenlage erfolgte eine getrennte Berechnung der Stoffeinträge über kommunale Kläranlagen für die Teilpfade:

- Kläranlagen ≥ 2.000 EW für einzelne Abwasserbehandlungsanlagen und anschließende Aufsummierung der Einträge aller Anlagen innerhalb eines Analysegebiets und

- Kläranlagen < 2.000 EW auf Ebene der Analysegebiete.

Die Ergebnisse der beiden Teilpfade werden in einem letzten Berechnungsschritt aufsummiert. Im Gegensatz dazu erfolgte die Berechnung der Einträge über kommunalen Kläranlagen im Neckar-Einzugsgebiet anlagenscharf für alle Kläranlagen > 50 EW.

Diese beschriebene Einschränkung der Datenverfügbarkeit führt dazu, dass Maßnahmen für Kläranlagen < 2.000 EW nicht anlagenspezifisch entwickelt und umgesetzt werden können, sondern nur für die Gesamtheit aller Anlagen < 2.000 EW im Analysegebiet. Für die Ziele dieses Vorhaben ist dies allerdings unproblematisch, da abhängig vom betrachteten Stoff nur 5 bis 10 Prozent (Ibuprofen bis knapp 20 %) der Gesamteinträge über Kläranlagen < 2.000 EW emittiert werden.

Eingangsdaten

Angeschlossene Einwohner

Für die Arzneistoffe wurden in der ersten Projektphase zwei Modellierungsansätze verfolgt:

- ein einwohnerbezogener Ansatz (berücksichtigt die einwohnerspezifische Fracht im Kläranlagenzulauf) und
- ein konzentrationsbezogener Ansatz (berücksichtigt die Arzneistoff-Konzentration im Kläranlagenzulauf).

Die Eintragsberechnung über den konzentrationsbezogenen Ansatz wurde an die bundesweit verfügbaren Daten zu kommunalen Kläranlagen angepasst. Eine Übertragung des einwohnerbezogenen Ansatzes war nicht möglich, da der Datensatz für die Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie (UBA 2012a) keine konkreten Angaben zu den angeschlossenen Einwohnern enthält.

Über den FDZ-Datensatz (Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder 2012, 2013) liegt diese Information auf Ebene der Gemeinden in aggregierter Form vor. Es wurde daher geprüft, ob eine Zuordnung der Einwohner zu den Kläranlagen der Gemeinde möglich ist. Untersucht wurden zwei Übertragungsstrategien: (i) über die Lage der Kläranlagen (UBA 2012a) in den Gemeinden des FDZ-Datensatzes (Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder 2012, 2013) und (ii) anhand der Anlagennamen.

Beide Vorgehensweisen sind sehr aufwändig und gleichzeitig mit großen Unsicherheiten verbunden. Es wurde letztlich ein kombinierter Datensatz erzeugt, der vorrangig auf der Zuweisung der Namen der Anlagen und Gemeinden basiert und ergänzend die lagebezogene Zuweisung enthält. Um die Güte des erzeugten Datensatzes zu bewerten, wurde eine Plausibilisierung mit dem Baden-Württembergischen Kläranlagendatensatz durchgeführt. Insgesamt wurden 638 Kläranlagen für BW verglichen.

In der Summe konnten 9.989.688 Einwohner den Kläranlagen zugeordnet werden. Im Baden-Württembergischen Kläranlagendatensatz liegen für alle Anlagen 10.143.146 angeschlossene Einwohner vor. Das entspricht einer Abweichung von 1,5 Prozent. Die Gesamtabweichung ist damit vernachlässigbar gering. Allerdings zeigt eine Detailanalyse, dass für einzelne Anlagen sehr große Abweichungen auftreten, die zu einer räumlichen Verzerrung der Stoffeinträge und der Gewässerkonzentrationen führen. Deshalb wurde auf die Übertragung des einwohnerbezogenen Ansatzes am Ende verzichtet.

Stoffliche Eingangsdaten

Die Modellierung der Stoffeinträge auf Bundesebene wurde für die Jahre von 2006 bis 2011 in MoRE in der Modellversion 2.0 angelegt und durchgeführt, die im Rahmen des Projektes „Maßnahmeneffizienz“ (Fuchs et al. 2016) entwickelt wurde. Detaillierte Informationen zu den verwendeten allgemeinen Eingangsdaten können aus Fuchs et al. (2014) und Fuchs et al. (2016) entnommen werden.

Die stofflichen Eingangsdaten wurden aus der ersten Projektphase übernommen. Alle Änderungen im Vergleich zu Hillenbrand et al. (2015) sind in diesem Kapitel beschrieben.

Weiterhin sollte die Verbesserung der Modellierung der Einträge über Mischwasserüberläufe und Regenwassereinleitungen erfolgen. Beide wurden in der ersten Projektphase in Bezug auf die stoffspezifischen Eingangsdaten als verbesserungsbedürftig identifiziert. Da insbesondere die Einträge über Mischwasserüberläufe für einige prioritäre Stoffe von hoher Relevanz sind, wurde die Datenlage explizit geprüft.

PAK₁₆

Für der Eintragsberechnung der PAK₁₆-Einträge über Dränagen und Grundwasser wird die Konzentration im Drainage- und Grundwasser auf null gesetzt statt auf die halbe Nachweisgrenze von 0,01 µg/l (Duijnsveld et al. 2008). Diese Änderung wurde von Fuchs et al. (2016) vorgenommen.

Die PAK₁₆-Einträge über Kanalisationssysteme wurden bisher anhand eines mittleren Oberflächenpotenzials von 8,4 g/(ha·a) berechnet, das auf einer mittleren Regenwasserkonzentration von 2.700 ng/l beruht. Gemäß aktuellen Daten zu PAK-Konzentrationen im Regenwasserabfluss von befestigten Flächen (Anhang, Tabelle 70), erscheint diese zuvor flächendeckend verwendete Konzentration zu hoch. Für nicht hoch urbanisierte Gebiete ergibt sich mittlere PAK₁₆-Konzentration von 2000 ng/l bzw. ein Oberflächenpotenzial von 6,7 g/(ha·a). Deshalb wurde für die Modellierung innerhalb von Agglomerationsräumen weiterhin mit 8,4 g/(ha·a) gerechnet, während für versiegelte Flächen außerhalb von Agglomerationsräumen ein reduziertes Oberflächenpotenzial von 6,7 g/(ha·a) angesetzt wurde. Die Tabelle 70 und Tabelle 71 im Anhang dokumentieren die berücksichtigten Daten aus der herangezogenen Literatur.

Die berechneten Frachten wurden mit MoRE in regional differenzierte Konzentrationen umgerechnet. Tabelle 21 gibt die mittleren Konzentrationen im Regen- und Mischwasser sowie den Wertebereich wieder.

In der MoRE Modellversion 2.0. wird eine klärtechnische Wirksamkeit von Durchlaufbecken, die einen Volumenanteil von ca. 43 Prozent am gesamten Regenbeckenvolumen haben (Fuchs et al. 2016), von 20 Prozent in Form eines Sedimentationswirkungsgrades (Fuchs et al. 2013a) angenommen. Hierbei werden Durchlaufbecken, Regenklärbecken, Regenrückhaltebecken, Regenüberläufe, Speicherbecken und Fangbecken sowie Stauraumkanäle berücksichtigt. Die in Tabelle 21 aufgeführten Werte können daher nur bedingt mit Messungen im Kanal verglichen werden.

Tabelle 21: Aus der Eintragsberechnung und Wasserbilanz in MoRE resultierenden PAK-Konzentrationen im Regen- und Mischwasser

in ng/l	Regenwasser	Mischwasser
mittlere Konzentration	1.840	1.350
Wertebereich	< 1.640-7.550	< 1.280-4.000

Darstellung: IWG, KIT

Nonylphenol

Für die Eintragsberechnung von Nonylphenol für Deutschland war eine Erweiterung der Eingangsdaten für industrielle Direkteinleiter erforderlich. Die im deutschen Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (PRTR) berichteten Nonylphenol-Einträge über industrielle Direkteinleiter in das Kompartiment Wasser (UBA 2013a) wurden für die Jahre 2007 bis 2011 in die Modelldatenbank übernommen. Dem Eintrag für das Jahr 2006 wurden die Einträge im Jahr 2007 gleichgesetzt.

Die in der ersten Projektphase verwendeten Nonylphenol-Konzentrationen im Regenwasserkanal und im Mischwasserüberlauf liegen bei 370 ng/l und 700 ng/l. Verglichen mit den neuen Veröffentlichungen aus Tabelle 72 und Tabelle 73 im Anhang erscheinen die gewählten Werte für die Modellierung nach wie vor plausibel.

Arzneistoffe

Die einwohnerspezifische Verbrauchsmenge wurde aus den Verbrauchszahlen (IMS Health (2013) und der Gesamteinwohnerzahl für Deutschland (Fuchs et al. 2016) für die Jahre 2006 bis 2011 ausgerechnet. Für die Gesamteinwohnerzahl wurde das im Rahmen des Projektes „Maßnahmeneffizienz“ (Fuchs et al. 2016) verbesserte Eingangsdatum verwendet, das auf dem aktuellsten europäischen Datensatz zur Bevölkerungsdichte (Statistisches Amt der Europäischen Union 2014b) und statistische Daten (Statistisches Amt der Europäischen Union 2014a) basiert. Einzelheiten zur Datenaufbereitung sind Fuchs et al. (2016) zu entnehmen.

Bei Diclofenac wird die mittlere Rückhalteleistung der Kläranlagen aufgrund der Auswertung weiterer Untersuchungen (LUBW (2014a), Abegglen et al. (2009a), Grünebaum (2011), Bornemann et al. (2012), Miehe (2010) Böhler und Siegrist (2011)) von 20 Prozent auf 40 Prozent hochgesetzt. Die verwendete mittlere Ablaufkonzentration beträgt 0,9 µg/l im Vergleich zu der mittleren Ablaufkonzentration von 1,2 µg/l in der ersten Projektphase.

Für die Modellierung mit MoRE wird angenommen, dass über den Oberflächenabfluss von befestigten Flächen kein Arzneistoffeintrag ins Abwasser erfolgt. Für die Arzneistoffe liegen sehr wenige Messungen im Mischwasser vor. Verglichen mit den gesammelten Literaturdaten aus Tabelle 74 im Anhang erscheinen die berechneten Konzentrationen von Diclofenac, Ibuprofen und Sulfamethoxazol plausibel. Für Iomeprol konnte kein Vergleich durchgeführt werden. Daher wird bei der Modellierung weiterhin mit dem Verdünnungsansatz gerechnet (Hillenbrand et al. 2015).

4.3.2 Integration neuer Stoffe

Die Modellierung wurde um zwei Stoffe Terbutryn und Triclosan erweitert, da diese im Vergleich zu den bislang implementierten Stoffen andere Verwendungs- und Emissionsmuster aufweisen. Es wurde eine umfangreiche Datenrecherche für die relevanten Eintragspfade durchgeführt, die u. a. bestehende Datenlücken aufzeigte. Aufgrund der unsicheren Datenlage für die beiden Stoffe und der fehlenden Validierungsmöglichkeiten der Eintragsberechnung sind die Ergebnisse der Modellierung für Terbutryn und Triclosan als eine erste Abschätzung der Stoffeinträge zu sehen. Weitere Monitoringprogramme sind unerlässlich, um die Qualität der Eintragsmodellierung zu verbessern.

Die Modellierung der Terbutryn- und Triclosan-Einträge erfolgte auf Bundesebene für den Zeitraum 2006 bis 2011.

Terbutryn

Für die Abschätzung der Terbutryn-Einträge in die deutschen Oberflächengewässer wurden der punktuelle Eintragspfad „Kommunale Kläranlagen“ und der diffuse Eintragspfad „Kanalisationssysteme“ berücksichtigt. Sie werden als Haupteintragspfade für diesen Stoff angesehen. Terbutryn wird aus Fassadenanstrichen und Beschichtungen ausgewaschen und gelangt mit dem Niederschlagswasserabfluss von versiegelten Flächen in die Kanalisation. Für weitere Eintragspfade lagen keine verwertbaren Daten vor. Ein Eintrag aus dem landwirtschaftlichen Bereich wird hierbei als vernachlässigbar angesehen, da Terbutryn nicht mehr als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln zugelassen ist (Europäische Gemeinschaft 2002). Zudem war die Literaturrecherche zu Oberbodengehalte nicht ergiebig.

Kommunale Kläranlage

Die Terbutryn-Konzentration im Kläranlagenzulauf hängt aufgrund der Anwendungsbereiche (u. a. Algizid in Fassadenanstriche und Dachfarben) stark von der Größe der angeschlossenen (Neu-)Baugebiete ab. Da diese Information auf Bundesebene nicht verfügbar ist, wird für diesen Eintragspfad eine mittlere repräsentative Konzentration abgeleitet. Tabelle 75 im Anhang gibt einen Überblick über die berichteten Stoffkonzentrationen in der Literatur.

Die Spannweite der gefundenen Zulaufkonzentrationen ist groß und reicht von < 5 bis zu über 2.000 ng/l , was die Ableitung einer mittleren repräsentativen Zulaufkonzentration sehr schwierig macht. Unter Berücksichtigung aller Metainformationen der Veröffentlichungen erscheint eine mittlere Terbutryn-Zulaufkonzentration von 100 ng/l sinnvoll.

Bollmann et al. (2014a) untersuchten das Vorkommen von Terbutryn im Zulauf von 5 Kläranlagen in Dänemark und Schweden während Regen- (RW) und Trockenwetter (TW). Dabei fanden sie heraus, dass Terbutryn in höheren Konzentrationen bei Trockenwetter als bei Regenwetter im Zulauf vorkommt. Dies ist ein Indiz, dass die Auswaschung von Fassaden und Dächern nicht die einzige Quelle für den Stoffeintrag ist, sondern auch andere konstante Quellen wie Haushalte potenzielle Quellen sind. Dies könnten u. a. Malerfarben sein.

Analog zu den Konzentrationen im Zulauf der Kläranlagen wurden auch Kläranlagenablaufkonzentrationen recherchiert. Tabelle 76 im Anhang fasst die Ergebnisse zusammen.

Zusätzlich zu den aggregierten Literaturangaben in Form von Mittelwert, Median oder Wertebereich werden in einer Datenbank des IWG verfügbare Einzelmessungen gesammelt. Für den Kläranlagenablauf liefern Bertolini und Rezzonico (2010), Grünebaum (2011), Herbst und Hilbig (2012), Triebkorn (2012), Erftverband (2013), Bundesamt für Umwelt (2013a) und LUBW (2014a) insgesamt 340 Einzelmesswerte. Die Auswertung der Daten nach UBA (2015a) ergibt eine mittlere Terbutryn-Konzentration von 42 ng/l im Ablauf. In die Auswertung fließen insgesamt 151 Werte ein, davon liegen 55 oberhalb der verwendeten analytischen Bestimmungsgrenzen. Die Maximalkonzentration bei dieser Auswertung beträgt 170 ng/l , der Median liegt bei 25 ng/l . Aufgrund der Datenanalyse wird eine mittlere Kläranlagenablaufkonzentration von 50 ng/l für die Modellierung verwendet.

Über die berichteten Wirkungsgrade, Zu- und Ablaufkonzentrationen wurde die Plausibilität des gesamten Zahlengerüsts geprüft. Abegglen und Siegrist (2012) stellten in einem Pilotversuch fest, dass sich die Rückhalteleistung von nitrifizierenden und nicht nitrifizierenden Anlagen für Terbutryn unterscheidet. Die Elimination der nicht nitrifizierenden biologischen Reinigung lag bei ca. 35 Prozent (Wertebereich 25 % bis knapp 50 %), die der nitrifizierenden Anlage ca. 45 Prozent (Wertebereich 25 % bis 70 %). Da die Unterschiede nicht so gravierend sind, wird für die Modellierung keine Differenzierung vorgenommen. Singer et al. (2010) berichtet über die Rückhalteleistung einer Schweizer Kläranlage in der Größenordnung von 72 ± 14 Prozent. Aktuelle Untersuchungen von LUBW (2014a) an sechs Baden-Württembergischen Kläranlagen ergeben einen Wirkungsgrad unter 20 Prozent. Für die Modellierung wurde aus den verfügbaren Informationen eine mittlere Rückhalteleistung von 50 Prozent abgeleitet.

Daten für die Terbutryn-Gehalte im Klärschlamm, die helfen könnten, die sehr unterschiedlichen Angaben zu den Wirkungsgraden (20 % bis 72 %) zu verdichten, wurden nicht gefunden.

Kanalisationssysteme

Die Terbutryn-Auswaschung aus Fassaden- und Dachbeschichtungen bei einem Regenereignis ist von diversen Faktoren abhängig, wie beispielsweise dem Alter der Beschichtung, der Anzahl der Geschosse, dem Fassadensystem. Burkhardt et al. (2009a) stellt fest, dass nicht nur ihre Wasserlöslichkeit die Menge der ausgetragenen Biozide bestimmt, sondern weitere Prozesse, wie Photoabbau, Verflüchtigung und Bindungsvermögen in der Putzmatrix, berücksichtigt werden müssen. Der Eintrag in

die Kanalisation unterliegt komplexen und räumlich differenzierten Wechselwirkungen, die aufgrund bundesweit nicht verfügbarer Daten nicht abgebildet werden können. Für die Modellierung wurde daher aus den vorhandenen Daten eine Stoffkonzentration im Regenwasserkanal und im Mischwasserüberlauf abgeleitet, die mittleren Bedingungen repräsentiert. Die hierfür nutzbare Datenbasis ist in Tabelle 77 im Anhang zusammengefasst. Obwohl Terbutryn ein regenwasserburtiges Stoff ist, liegen insgesamt nur wenige Daten vor.

Bollmann et al. (2014b) berichtet von einem First-Flush-Effekt bei Terbutryn in 3 von 12 untersuchten Regenereignissen. Burkhardt et al. (2007), (2009a), (2009c), (2011) und (2012) befasst sich detailliert mit der Auswaschung von Terbutryn aus Fassaden.

Anhand der verfügbaren Messergebnisse wird für die Modellierung der Einträge über den Regenwasserkanal eine mittlere Konzentration von 50 ng/l angenommen. Die Konzentration in der Mischwasserentlastung wird anhand des ATV Arbeitsblatt 128 abgeleitet (ATV; GFA 1992). Danach wird von einer Mindestverdünnung des Schmutzwassers mit Regenwasser von 1:7 ausgegangen. Unter Berücksichtigung der abgeschätzten mittleren Konzentration im Kläranlagenzulauf von 100 ng/l und der geschätzten mittleren Konzentration im Regenwasserkanal von 50 ng/l ergibt sich rechnerisch eine mittlere Konzentration von 60 ng/l im Mischwasser. Dieser Wert wird bei der Modellierung verwendet und liegt auch im Wertebereich der tatsächlich gemessenen Terbutryn-Konzentrationen im Mischwasser aus Tabelle 77 im Anhang.

Relevanz weiterer Eintragspfade

Das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (2012) berichtet, dass Messungen in den Jahren 2001 bis 2010 an mehr als 1.000 LUBW-Grundwassermessstellen nur negative Befunde ergaben. Das Bundesamt für Umwelt (2009) berichtet, dass bei 227 Messungen nur ein Wert von 18 ng/l oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG) 2004 lag, bei 524 Messungen waren 5 Werte oberhalb der BG mit einem Maximum von 25 ng/l 2005 und bei 462 Messungen waren 5 Messwerte oberhalb der BG mit einem Maximum von 36 ng/l im Jahr 2006. Weiterhin gibt das Bundesamt für Umwelt (2013b) an, dass bei 530 Messungen kein Wert oberhalb der Grenze von 100 ng/l lag im Jahr 2011. Stuart et al. (2011) berichtet für Großbritannien eine maximale Terbutryn-Konzentration im Grundwasser von 1.940 ng/l bei Messungen an 74 Stellen.

Da für Deutschland keine belastbaren Grundwassermessdaten gefunden wurden, wurde auf die Modellierung von diesem Eintragspfad verzichtet.

Da Terbutryn in der Landwirtschaft nicht mehr als Pflanzenschutzmitteln zugelassen ist, ist auch nicht mit bedeutenden Einträgen aus dem Grundwasser zu rechnen. Die Recherche zu Terbutryn-Oberbodengehalten hatte keinen verwertbaren Informationen geliefert.

Zum Eintragspfad über Sportboote berichten Watermann et al. (2015), dass Terbutryn insgesamt in nur wenigen Hafenstandorten nachweisbar ist. Die Konzentrationen der Medianwerte liegen bei 9 ng/l im Salzwasser, bei 2 ng/l im Brackwasser und bei 5 ng/l im Süßwasser. Auffällig ist, dass die jeweiligen Referenzstandorte zu den belasteten Häfen gleiche bzw. ähnliche Konzentrationen von Terbutryn aufwiesen. Folglich kann der Eintrag von Terbutryn über Sportboote in die Binnengewässer als vernachlässigbar gesehen werden und wird in der Modellierung nicht berücksichtigt.

Bewertung der verwendeten Eingangsdaten

Die umfangreichen Recherchen zu Terbutryn ergaben einen wenig konsistenten Datensatz mit teilweise widersprüchlichen Angaben. Häufig fehlen essenzielle Zusatzinformationen zur Einordnung der berichteten Konzentrationen. So ist es beispielsweise denkbar, dass tatsächlich in Abhängigkeit von der Charakteristik des Einzugsgebiets und der Gebäudestruktur sehr weit auseinander liegenden Konzentrationen auftreten können und somit die große Spannbreite der Zulaufkonzentrationen und Wirkungsgrade der Kläranlagen begründen.

Insgesamt ist die Datenlage insbesondere für Misch- und Regenwasser, aber auch für den Kläranlagenzu- und Ablauf begrenzt. Die Ableitung der für die Modellierung genutzten Eingangsdaten war daher besonders schwierig, und die erzeugten Ergebnisse stellen deshalb nur eine erste Annäherung der realen Verhältnisse dar. Daher ist es dringend zu empfehlen, diesen Stoff verstärkt in anlaufenden Monitoringprogrammen aufzunehmen. Nur auf Basis von validen Messdaten kann die Güte der Modellergebnisse signifikant verbessert werden.

Triclosan

Für die Abschätzung der Triclosan-Einträge in die deutschen Oberflächengewässer wurden die Eintragspfade „Kommunale Kläranlagen“ und „Kanalisationssysteme“ bei der Modellierung berücksichtigt. Zum Stoffeintrag bzw. Vorkommen über andere Eintragspfade wurden keine verwertbaren Informationen gefunden. Ein relevanter Eintrag aus dem landwirtschaftlichen Bereich ist nicht zu erwarten, da keine gezielten Anwendungen von Triclosan in der landwirtschaftlichen Produktion bekannt sind. Triclosan könnte jedoch durch den auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgebrachten Klärschlamm über den Oberflächenabfluss oder Erosion in die Gewässer gelangen. Da aber weder Angaben zu den Triclosan-Oberbodengehalten, noch zu Konzentration im Oberflächenabfluss vorliegen, wird von der Modellierung dieser Pfade abgesehen.

Kommunale Kläranlage

Die verfügbaren Daten für Triclosan im Kläranlagenzu- und -ablauf sind in Tabelle 78 und Tabelle 79 im Anhang zusammengefasst.

Die Bandbreite der berichteten Konzentrationen im Zulauf liegt zwischen < 100 bis über 6.700 ng/l. Die Untersuchungen aus den letzten Jahren zeigen insgesamt Konzentrationen im unteren Bereich; daher wird für die Modellierung eine mittlere Konzentration von 1.500 ng/l angenommen.

Für den Ablauf liefern verschiedene Quellen Schleswig-Holstein (2007), Loos et al. (2009b), Bertolini und Rezzonico (2010), Grünebaum (2011), Erftverband (2013) und LUBW (2014a) insgesamt 235 Einzelmesswerte. Die Auswertung der Daten nach der in UBA (2015a) beschriebenen Methodik ergibt eine mittlere Triclosan-Konzentration von 50 ng/l für den Ablauf. In die Auswertung flossen insgesamt 159 Werte ein, davon liegen 83 oberhalb der verwendeten analytischen BG. Die maximale berücksichtigte Konzentration bei dieser Auswertung beträgt 370 ng/l, der Variationskoeffizient liegt bei 1,4, das Median bei 25 ng/l.

Zur Plausibilisierung der festgelegten Ablaufkonzentration wurden Rückhalteleistungen der kommunalen Kläranlagen betrachtet. Triclosan wird überwiegend partikelgebunden transportiert, hat einen hohen Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient und neigt zur Absorption an Biomasse und damit zur Akkumulation im Klärschlamm. Die Werte aus Tabelle 22 bestätigen dies.

Tabelle 22: Triclosan-Gehalt im Klärschlamm

Quelle	Gehalt in mg/kg	Bemerkung
Fahlenkamp et al. (2006b)	3,6-6,9	Median KA Köln (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	5,7-8,6	90%-Wert KA Köln (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	5,3-7,3	Median KA Düsseldorf (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	13-12	90%-Wert KA Düsseldorf (Nordrhein-Westfalen)
Bahr et al. (2007)	0,02-0,43	Wertebereich (Schleswig-Holstein)
Bahr et al. (2007)	0,157	Mittelwert (Schleswig-Holstein)
Ruel et al. (2008)	41,9	Mittelwert (Frankreich)

Darstellung: IWG, KIT

Aufgrund der chemischen Eigenschaften von Triclosan ist von einer hohen Rückhalteleistung in kommunalen Kläranlagen auszugehen. Verschiedene Einzelstudien bestätigen dies und differenzieren den Rückhalt in Bezug auf die beteiligten Prozesse. Ruel et al. (2008) geben eine mittlere biologische Eliminationsleistung von 96 Prozent an, bei einer physiko-chemischen Rückhalteleistung von im Mittel 50 Prozent. Abegglen und Siegrist (2012) stellen in einem Pilotversuch fest, dass eine sowohl nitrifizierende als auch denitrifizierende biologische Reinigung ca. 25 Prozent Eliminationsleistung erreicht. Gómez et al. (2007) ermittelt Eliminationsleistung für Triclosan von 88 ± 5 Prozent. Miège et al. (2009) geben eine mittlere Rückhalteleistung von ca. 80 Prozent an.

Heidler und Halden (2007) ermitteln in ihren Untersuchungen einen mittleren Wirkungsgrad von 98 ± 1 Prozent, der zu 50 ± 19 Prozent aus einer Akkumulation am Schlamm und zu 48 ± 19 Prozent aus Transformation bzw. biologischem Abbau besteht. Nur 2 ± 1 Prozent verlassen nach ihren Untersuchungen die Kläranlage und werden in den Vorfluter eingeleitet. Weitere Prozesse wie Volatilisation (Verflüchtigung) und photolytischer Abbau werden als vernachlässigbar angenommen.

Thompson et al. (2005) stellen fest, dass die Rückhalteleistung der Kläranlagen von der hydraulischen Aufenthaltszeit abhängig ist. Wenn sie größer als 15 Stunden ist, werden > 95 Prozent zurückgehalten, wenn sie < 4 Stunden ist, nur 58 Prozent bis 86 Prozent.

Tabelle 23: Triclosan-Rückhalteleistung in kommunalen Kläranlagen

Quelle	Wirkungsgrad in %	Bemerkung
Singer et al. (2002)	94	79 % Abbau bei der biologischen Reinigung und 15 % Adsorption am Schlamm
Fahlenkamp et al. (2006b)	90	KA Düsseldorf (85 % Sorption, 5 % Abbau Belebungsbecken) (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	> 90	KA Köln (90 % Sorption, 5 % bis 10 % Abbau Belebungsbecken) (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	> 95	Nordrhein-Westfalen
Gómez et al. (2007)	88 ± 5	Spanien
Heidler und Halden (2007)	98 ± 1	US-mid Atlantic (50 % Sorption, 48 % Abbau)
Miège et al. (2009)	80	Frankreich
Rosal et al. (2010)	75	Mittelwert KA bei Madrid, (Spanien)
Choubert et al. (2011)	> 70	Frankreich, 19 KA
Bueno et al. (2012)	70	5 KA (Spanien)
Abegglen und Siegrist (2012)	25	Wertebereich 10 % bis 35 % (Schweiz) wurde bei der Ableitung der Rückhalteleistung für die Modellierung nicht berücksichtigt
Staufer und Ort (2012)	89	15 % Adsorption an Schlamm, 79 % biologische Degradation
Pasquini et al. (2014)	75	3 KA (Frankreich)
LUBW (2014a)	> 80	Baden-Württemberg

Darstellung: IWG, KIT

McAvoy et al. (2002) demonstrieren, dass Triclosan nur unter aeroben Bedingungen biologisch abgebaut wird. Folglich ist es davon auszugehen, dass eine Denitrifikationsstufe nicht zu verbesserter

Rückhalteleistung der Kläranlagen beiträgt. Dieses Ergebnis ist auch im Einklang mit dem Ergebnis von Abegglen und Siegrist (2012). Tabelle 23 fasst weitere Literaturwerte zur Triclosan-Rückhalteleistung in kommunalen Kläranlagen zusammen.

Die kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen haben überwiegend einen hohen Eliminationswirkungsgrad in Bezug auf Triclosan. Eine mittlere Rückhalteleistung zwischen 80 und 85 Prozent erscheint realistisch. Anbetracht der angenommenen mittleren Zulaufkonzentration von 1500 ng/l, den berichteten Ablaufkonzentrationen und den hohen Wirkungsgraden der Kläranlagen wird für die Modellierung eine mittlere Ablaufkonzentration von 250 ng/l angesetzt.

Kanalisationssysteme

Triclosan hat seine Hauptanwendungsbereiche als Desinfektionsmittel und in Körperpflegeprodukten. Deshalb erscheint ein Triclosan-Eintrag durch den Regenabfluss als unwahrscheinlich und die Konzentration im Regenwasserkanal wurde im Modell mit Null angenommen.

Für das Mischwasser ergibt eine in Baden-Württemberg durchgeführte Untersuchung von Glas und Leineweber (2007) einen Median der Triclosan-Konzentration im Regenüberlaufbecken von 34 ng/l, der 90 Prozent-Wert liegt bei 146 ng/l. Es wurde keine Vergleichsstudie gefunden, mit der diese Werte plausibilisiert werden konnten. Aus diesem Grund wurde auch hier der Verdünnungsansatz nach ATV-A 128 gewählt. Bei der Verdünnung der angenommenen Konzentration im Kläranlagenzulauf von 1.500 ng/l mit sieben Teilen Regenwasser ergibt sich eine mittlere Konzentration im Mischwasser von 200 ng/l, die für die Modellierung verwendet wurde.

Weitere Eintragspfade

Loos et al. (2010) berichtet über die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchung von 23 europäischen Staaten im Herbst 2008. Die Nachweishäufigkeit von Triclosan lag bei knapp 2 Prozent mit einer Nachweisgrenze von 2 ng/l. Die Positivbefunde der Konzentrationen lagen zwischen 7 und 9 ng/l. Nach (Barnes et al. 2008) ist Triclosan in den Grundwasserkörpern der USA der am häufigsten detektierte Stoff im Gegensatz zu Europa. Lapworth et al. (2012) fassen die maximal gemessenen Triclosan-Konzentrationen im Grundwasser von sechs Studien (US, Canada, China, Europa (Loos et al. 2010) und Großbritannien) zusammen und geben einen Wertebereich von 1,6 bis 2.110 ng/l mit einem Mittel von 425 ng/l. Stuart et al. (2011) berichtet für Großbritannien eine maximale Triclosan-Konzentration von Messungen an 22 Stellen von 2.210 ng/l. Für Deutschland konnte keine vergleichbaren Studien gefunden werden bzw. keine repräsentativen Triclosan-Konzentrationen im Grundwasser. Daher wurde von der Modellierung diesen Eintragspfades abgesehen.

Die Triclosan-Oberbodengehalte auf landwirtschaftlich genutzten Flächen werden in der Größenordnung von 98 µg/kg für Canada aus den Jahren 2008 bis 2009 sechs Monate nach Ausbringung vom triclosanhaltigen Klärschlamm (Gottschall et al. 2012) und von 20 µg/kg bis ca. 55 µg/kg für die USA 2005 (Xia et al. 2010) angegeben. Auf europäischer Ebene wurden keine ähnlichen Veröffentlichungen gefunden. Deshalb wird auf die Modellierung von Triclosan-Einträgen über den landwirtschaftlichen Bereich verzichtet.

Bewertung der verwendeten Eingangsdaten

Für die kommunalen Kläranlagen ergibt sich ein konsistenter Datensatz, auf dessen Basis eine realitätsnahe Beschreibung dieses Eintragspfads möglich erscheint. Deutlich unsicherer ist die Ermittlung mittlerer repräsentativer Konzentrationen für den Eintragspfad „Kanalisationssysteme“. Für weitere potenzielle Pfade fehlen auf Deutschland übertragbare Untersuchungen zum Triclosan-Vorkommen im Grundwasser und landwirtschaftlichen Bereich.

4.3.3 Methodik der Modellierung von Gewässerkonzentrationen

Ableitung der Gebietsabflüsse

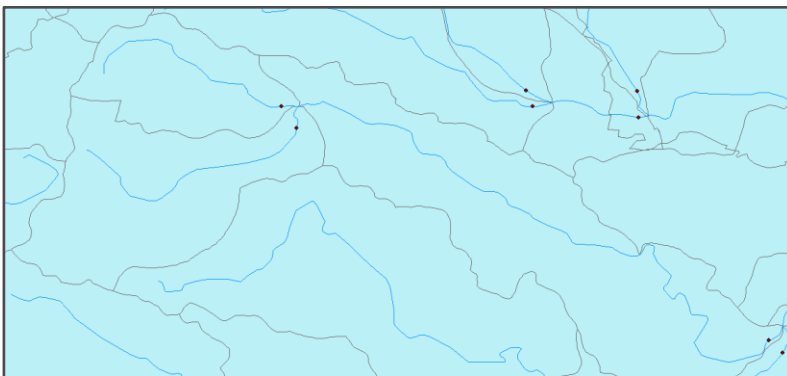
Um den Gewässerzustand beurteilen zu können, werden neben den modellierten Einträgen Gebietsabflüsse benötigt. Der für jedes Analysegebiet mit MoRE modellierte Stoffeintrag wurde entlang des Abflussbaums ohne Berücksichtigung von Retentionsprozessen aufsummiert. Um aus dem Eintrag die Konzentration am Gebietsauslass zu berechnen, wurde der langjährige mittlere Gebietsabfluss des Hydrologischen Atlas (Bundesanstalt für Gewässerkunde 2013) genutzt. Dieser Datensatz beinhaltet die hydrologischen Kennzahlen für Einzugsgebiete größer 500 km².

Einige Flussgebietseinheiten wie Rhein, Donau oder Elbe haben einen großen Teil ihres Einzugsgebiets im Ausland. Die Eintragsberechnung wurde nur für Deutschland durchgeführt. Der Stoffeintrag aus den angrenzenden ausländischen Flussgebietsanteilen wurde nicht berücksichtigt. Im Gegensatz dazu wurde aber die aus dem Ausland zufließende Wassermenge in den hydrologischen Kenndaten integriert. Damit führt die Abschätzung des Gewässerzustandes an einem Gebietsauslass mit großem ausländischem Anteil des Einzugsgebietes zwangsläufig zu einer Unterschätzung der Konzentrationen. Deshalb wurden in einem ersten Schritt anhand des Abflussbaumes die Analysegebiete identifiziert, die ausschließlich deutsche Gebietsanteile aufweisen. Abbildung 16 stellt das Ergebnis der Analyse dar. Die Hauptläufe von Donau, Rhein, Elbe und Oder sind eindeutig erkennbar als Analysegebiete, deren Einzugsgebiet z.T. im Ausland liegt. Sie werden bei der Modellierung der Gewässerkonzentrationen nicht berücksichtigt.

In einem zweiten Bearbeitungsschritt wurde die Position der zu modellierenden Gebietsauslässe festgelegt. Anhand des Gewässernetzes des Hydrologischen Atlas (Bundesanstalt für Gewässerkunde 2013) und der Lage der Analysegebiete wurden jeweils vor dem Zusammenfluss zweier Flussläufe Endpunkte gesetzt. Der nächste Punkt im gemeinsamen Flussverlauf wird am Ende des nächsten Analysegebiets gesetzt. Abbildung 15 veranschaulicht die Vorgehensweise.

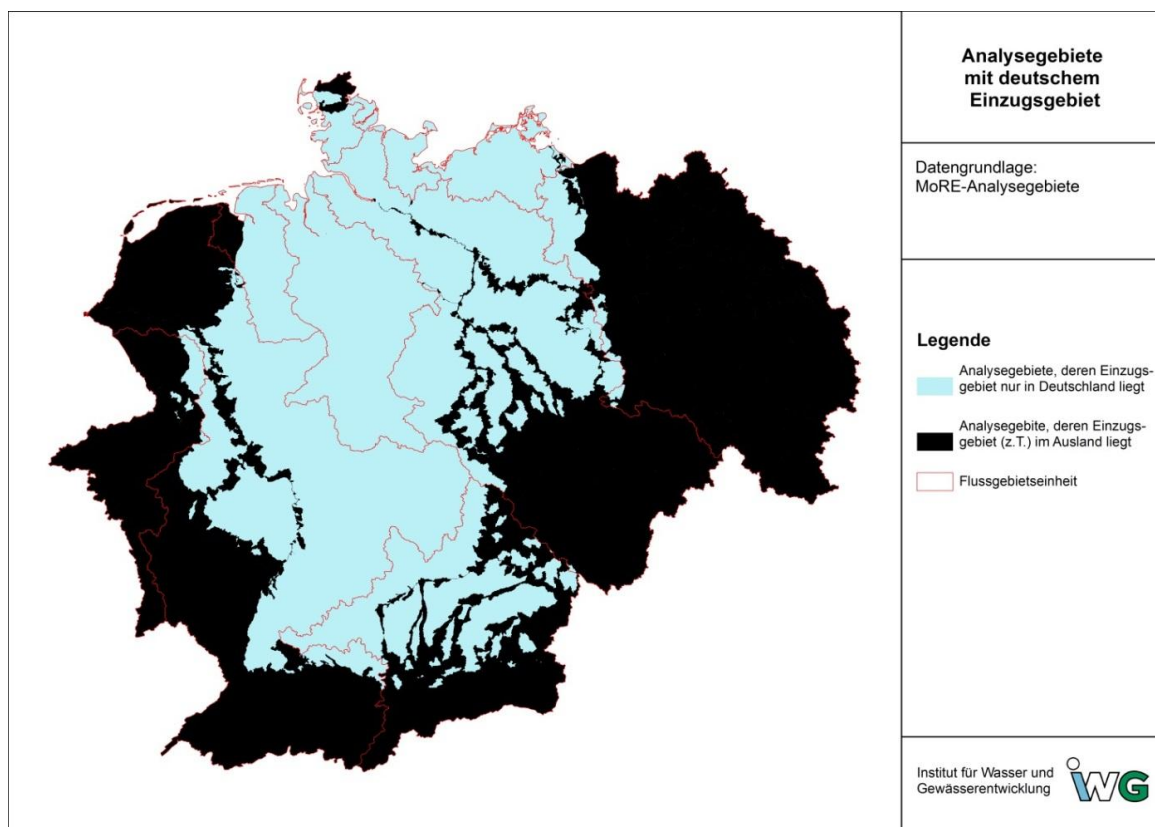
Durch die beschriebene Vorgehensweise wurden insgesamt 740 Gebietsauslässe definiert, die homogen über Deutschland verteilt sind. Für diese Punkte wurde eine Gewässerkonzentration aus der Summe der modellierten Einträge und dem Gebietsabfluss berechnet. Hierzu wurden der langjährige mittlere Abfluss (MQ) und der langjährige mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) des Hydrologischen Atlas (Bundesanstalt für Gewässerkunde 2013) für jeden Gebietsauslass ermittelt. Abbildung 17 stellt die räumliche Verteilung der Gebietsauslässe dar.

Abbildung 15: Festlegung der Gebietsauslässe für die Modellierung der Gewässersituation



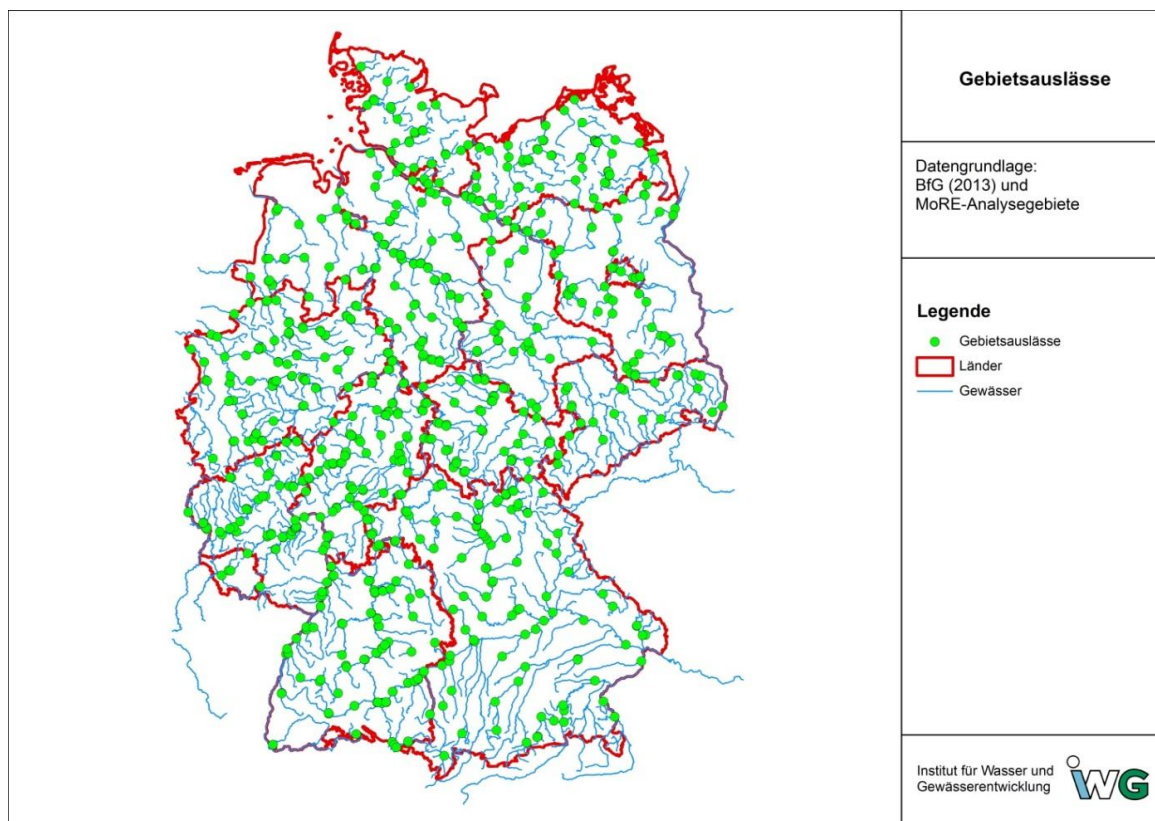
Darstellung: IWG, KIT

Abbildung 16: Analysegebiete mit deutschem Einzugsgebiet



Darstellung: IWG, KIT

Abbildung 17: Gebietsauslässe



Darstellung: IWG, KIT

Relevante Zielgrößen

Bei der Modellierung der Gewässerkonzentrationen stellt sich die grundsätzliche Frage, welcher der geeignete Bezugsabfluss ist. Je nach Fragestellung sind verschiedene Bezugsabflüsse und Parameter-Niveaus möglich. Im Sinne eines worst-case Szenarios ist der MNQ mit dem PNEC-Wert für die nicht prioritären Stoffe der WRRL geeignet. Bei den prioritären Stoffen der WRRL kann der MQ in Verbindung mit JD-UQN und MNQ in Verbindung mit ZHK-UQN verwendet werden. Bei einigen Stoffen besteht ein erheblicher Unterschied zwischen dem Qualitätsziel mit Bezug zur Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) und der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN) (z. B. PFOS: Faktor 55.000), so dass je nach betrachtetem Stoff, Bezugsabfluss und UQN-Definition die Darstellung der Gewässersituation unterschiedlich ausfallen kann.

Aus Sicht der Modellierung ist der Bezug auf mittleren Bedingungen (MQ mit JD-UQN) für die Beurteilung der Gewässersituation die bevorzugte Vorgehensweise, da das MoRE-Modellkonzept mittlere Bedingungen abbildet. Die stofflichen Eingangsdaten für Mikroschadstoffe basieren in MoRE hauptsächlich auf die Mittelwertbildung. Um die jährlichen hydrologischen Schwankungen bei der Eintragsberechnung auszugleichen, werden die berechneten Einträge innerhalb definierter Bilanzzeiträume von 3 oder 5 Jahren gemittelt.

Im Rahmen der Modellierung mit MoRE wurden die Bezugsabflüsse MQ und MNQ aus dem Hydrologischen Atlas der BfG für die modellierten Gebietsauslässe eingebunden. Die Beurteilung der Gewässersituation erfolgt für die nicht prioritären Stoffe in den beiden Fällen anhand der PNEC-Werte als Qualitätskriterium. Für die prioritären Stoffe wird der JD-UQN in Verbindung mit dem MQ und ZHK-UQN in Verbindung mit MNQ verwendet. Beide Berechnungen werden immer parallel von MoRE durchgeführt.

4.3.4 Methodik der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmenkombinationen

Definition von Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen

Anhand der Modellierungsergebnisse des Ist-Zustandes (Kapitel 4.4) für die verschiedenen Stoffe bzw. Stoffgruppen wurden die Eintragspfade mit dem größten Reduktionspotenzial identifiziert. Stoffspezifisch wurden Maßnahmen an der Quelle, nachgeschaltete Maßnahmen, sowie die Kombination aus den beiden umgesetzt. In Tabelle 24 sind die modellierten Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen zusammengefasst.

Im Vergleich zu der ersten Projektphase (Hillenbrand et al. 2015) wurden die Maßnahmen Erhöhung klärtechnischer Wirksamkeit im Trenn- und Mischsystem (Nachrüstung mit Schrägklärern (SK)) und Erhöhung klärtechnischer Wirksamkeit im Trenn- und Mischsystem (Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter (RBF)) neu entwickelt.

Zudem wurden für Terbutryn und Triclosan quellenbezogenen Maßnahmen mit einer Langzeitwirkung (Wirkstoffsubstitution in Produkten und Produktveränderung im Anwendungsbereich) für die modellierten Jahre 2006 bis 2011 im Modell implementiert. Von einer Ergebnisdarstellung im Bericht wurde aber abgesehen (für Einzelheiten s. 4.3.5), da die damit verbundenen Kenntnislücken nicht vernachlässigbar sind.

Tabelle 24: Modellierte Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen

Stoff	Maßnahme bzw. Kombination	Bezeichnung in nachfolgenden Abbildungen
PAK	Reduktion der atmosphärischen PAK-Einträge um 20 %	Reduktion atmosphärischer Einträge
	Erhöhung klärtechnischer Wirksamkeit im Trenn- und Mischsystem durch Nachrüstung mit Schrägklärern(SK), η Feinpartikel 60 %	Nachrüstung mit Schrägklärern im Trenn- und Mischsystem
	Erhöhung klärtechnischer Wirksamkeit im Trenn- und Mischsystem durch Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter(RBF), η Feinpartikel 95 %	Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter im Trenn- und Mischsystem
	Reduktion der atmosphärischen PAK-Einträge um 20 % und Erhöhung klärtechnischer Wirksamkeit im Trenn- und Mischsystem (Nachrüstung mit Schrägklärern)	Reduktion atmosphärischer Einträge & Nachrüstung mit Schrägklärern im Trenn- und Mischsystem
	Reduktion der atmosphärischen PAK-Einträge um 20 % und Erhöhung klärtechnischer Wirksamkeit im Trenn- und Mischsystem (Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter)	Reduktion atmosphärischer Einträge & Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter im Trenn- und Mischsystem
Nonylphenol, Arzneistoffe, Terbutryn & Triclosan	Nachrüstung aller Kläranlagen > 100.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	Ozonierung bei Kläranlagen > 100.000 EW
	Nachrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	Ozonierung bei Kläranlagen > 50.000 EW
Arzneistoffe & Triclosan	Nachrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	Ozonierung bei Kläranlagen > 10.000 EW
Arzneistoffe	Verringerung der Arzneistoff-Verbrauchsmenge um 20 % und Nachrüstung aller Kläranlagen > 100.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	weniger Verbrauch. & Ozonierung (> 100.000 EW)
	Verringerung der Arzneistoff-Verbrauchsmenge um 20 % und Nachrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	weniger Verbrauch & Ozonierung (> 50.000 EW)
	Verringerung der Arzneistoff-Verbrauchsmenge um 20 % und Nachrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	weniger Verbrauch & Ozonierung (> 10.000 EW)
Nonylphenol, Terbutryn & Triclosan	Produktlabeling / Informationskampagne mit Ziel einer 20 % Eintragsreduktion & Nachrüstung aller Kläranlagen > 100.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	Produktlabeling/ Informationskampagne & Ozonierung (> 100.000 EW)
	Produktlabeling / Informationskampagne mit Ziel einer 20 % Eintragsreduktion & Nachrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	Produktlabeling / Informationskampagne & Ozonierung (> 50.000 EW)
Triclosan	Produktlabeling / Informationskampagne & Nachrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit 4. Reinigungsstufe (Ozonierung)	Produktlabeling / Informationskampagne & Ozonierung (> 10.000 EW)

Darstellung: IWG, KIT

4.3.5 Eingangsdaten für Maßnahmen

Maßnahmen an der Quelle

Die Einbindung der quellenbezogenen Maßnahmen im Modell erfolgt anhand pauschaler Abminderungsfaktoren, indem eine maßnahmenpezifische Variable wird in die Berechnungsansätze integriert und in Abhängigkeit von der Maßnahmenwirkung durch Varianten des Eingangsdatums variiert wird. Gegenüber der ersten Projektphase wurden Maßnahmen an Quelle für die neuen Stoffe Terbutryn und Triclosan eingebunden.

Die Maßnahme zur Reduktion der atmosphärischen PAK-Einträge um 20 Prozent (im Sinne strengere Anforderungen für Hausfeuerungsanlagen über die BImSchV (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2010)) wirkt sich auf die Eintragspfade „Atmosphärische Deposition“, „Oberflächenabfluss“ und „Urbane Systeme“ aus. Diese Maßnahme wird als realistisch angesehen, da selbst die Schwankungsbreite der atmosphärischen Depositionsrate für den Leitparameter Benzo[a]pyren in den letzten Jahren um ca. 20 Prozent liegt (EMEP-Meteorological Synthesizing Centre - East 2012, 2013).

Mit der Maßnahme „Verringerung der Arzneistoff-Verbrauchsmenge“ wird eine Reduktion des Verbrauches von 20 Prozent simuliert. Bei den Arzneimitteln sind die Verbrauchsmengen in den letzten Jahren teilweise je nach Arzneistoff um bis zu 30 bis 40 Prozent angestiegen (IMS Health 2013). Die Ibuprofen- und Iomeprol-Verbrauchsmengen sind beispielsweise um mehr als 40 Prozent von 2006 bis 2012 in Deutschland gestiegen, daher erscheint eine pauschale Abminderung der Verbrauchsmengen um 20 Prozent möglich. Diese Maßnahme wirkt sich auf die Eintragspfade „Urbane Systeme“ und „kommunale Kläranlagen“ aus.

Bei der Maßnahme „Produktlabeling & Informationskampagne“ wird angenommen, dass eine 20 prozentige Reduktion der Einträge über das Abwasser erreichbar ist. Es ist von einer realistischen Schätzung für die betrachteten Stoffe auszugehen, da zahlreiche stoffeintragsmindernde Ansätze in den letzten Jahren häufig diskutiert und umgesetzt wurden (Burkhardt et al. 2011; Jämsä et al. 2013). Diese Maßnahme wirkt sich auf die Eintragspfade „Urbane Systeme“ und „kommunale Kläranlagen“ aus.

Weitere relevante quellenbezogene Maßnahmen sind die Wirkstoffsubstitution mit dem langfristigen Ziel zur Reduktion der Einträge um bis zu 95 Prozent und die Produktveränderung bzw. Veränderung im Anwendungsbereich mit dem langfristigen Ziel zur Reduktion der Einträge um bis zu 75 Prozent für die Stoffe Terbutryn und Triclosan. Auf die Modellierung dieser zwei quellenbezogenen Maßnahmen in MoRE wird verzichtet, da eine vollständige Substitution die anderen Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen sinnlos macht und außerdem die zeitliche Entwicklung der Langzeitlösung schwer prognostizierbar ist.

Nachgeschaltete Maßnahmen

Gegenüber der ersten Projektphase wurden die nachgeschalteten Maßnahmen im Bereich der Kanalisationssysteme weiterentwickelt und neu umgesetzt. Die Maßnahmen im Bereich der kommunalen Kläranlagen wurden von der ersten Projektphase übernommen. Die Eliminationsleistung der 4. Reinigungsstufe wurde aber beispielhaft auf das für viele Parameter effektivere Verfahren der Ozonierung bezogen und nicht wie in Hillenbrand et al. (2015) auf eine mittlere Eliminationsleistung unabhängig von der Verfahrensart.

Für die definierten Maßnahmen im Bereich kommunaler Kläranlagen (4. Reinigungsstufe; s. Tabelle 24) wurden mittlere Eliminationsleistungen verwendet. Für die Simulation einer Ausrüstung der Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe wurde das Verfahren der Ozonierung gewählt. Für die Mehrzahl der betrachteten Stoffe aus Tabelle 24 ist die Ozonierung das wirkungsvollere Verfahren und vermit-

telt so eine zutreffende Vorstellung bezüglich der erreichbaren Eintragsreduktion. Tabelle 25 enthält die in der Modellierung verwendeten stoffspezifischen Eliminationsleistungen für das Verfahren der Ozonierung, bezogen auf dem Ablauf der Nachklärung. Zum Vergleich wird auch die stoffspezifische mittlere Eliminationsleistung für das Verfahren der Pulveraktivkohle angegeben. Für Nonylphenol und die Arzneistoffe ist die Ableitung der Eliminationsleistung in Hillenbrand et al. (2015) detailliert beschrieben. Terbutryn wird durch Ozonierung mit ca. 80 Prozent laut Abegglen und Siegrist (2012) eliminiert, Margot et al. (2013) und Hollender et al. (2009) berichten über noch höhere Eliminationsleistungen (85 % $\pm$ 10 bzw. > 89 %). Für das Verfahren der Pulveraktivkohle sind die Literaturangaben widersprüchlicher. Sie schwanken zwischen 41 Prozent (Abegglen und Siegrist 2012) und 80 Prozent $\pm$ 13 (Margot et al. 2013)). Triclosan wird nach Abegglen und Siegrist (2012) mit über 78 Prozent durch Ozonierung eliminiert und zwischen 50 bis 86 Prozent mit Pulveraktivkohle.

Tabelle 25: Verwendete Eliminationsleistung der Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe

Eliminationsleistung in %	Ozonierung	Pulveraktivkohle
Nonylphenol	50	11
Diclofenac	95	> 80
Ibuprofen	60	80
Iomeprol	40	50
Sulfamethoxazol	95	35
Terbutryn	80	60
Triclosan	80	60

Darstellung: IWG, KIT

Für die Maßnahmen zur Nachrüstung der Kläranlagen werden drei Szenarien berücksichtigt (Abbildung 18):

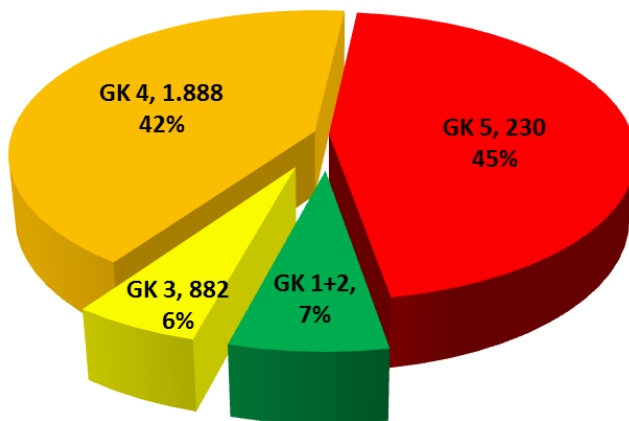
- ▶ Ausbau aller Kläranlagen der Größenklasse 5 (> 100.000 EW). Das entspricht 230 Anlagen, die über 45 Prozent der Jahresabwassermenge in Deutschland behandeln.
- ▶ Ausbau aller Kläranlagen der Größenklasse 5 sowie der großen Kläranlagen der Größenklasse 4 mit einer Ausbaugröße von > 50.000 EW. Das entspricht insgesamt 525 Anlagen, die ca. 60 Prozent der Jahresabwassermenge behandeln.
- ▶ Ausbau aller Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 (> 10.000 EW). Das entspricht über 2.100 Anlagen, die 87 Prozent der Jahresabwassermenge behandeln.

In MoRE wurde darüber hinaus eine Maßnahme implementiert, bei der benutzerdefiniert nur bestimmte Kläranlagen ausgerüstet werden können. Dies können Anlagen an Gewässern mit hoher Abwasserlast sein oder Anlagen in einem Trinkwasserschutzgebiet. Dafür müssen die Anlagen im Präprozessing (außerhalb des Modells) ermittelt werden. Diese Informationen konnten bundesweit im Rahmen des Projektes nicht aufbereitet werden. Deshalb wird auf die Modellierung dieser Maßnahmen verzichtet.

Im Bereich der Kanalisationssysteme wird die Wirksamkeit klärtechnischer Bauwerke in der Literatur auf den Feststoffrückhalt bezogen. Es gibt mittlerweile auch Angaben zur Wirksamkeit auf die feine Feststofffraktion (< 63 μ m), die besonders hoch mit Schadstoffen belastet ist. Da die Ergebnisse der Literaturrecherche nicht ausreichend waren, um stoffspezifische Annahmen zu treffen, wurde auf die Wirksamkeit in Bezug auf den Feststoffrückhalt zurückgegriffen und diese für die vorwiegend partikulär gebundenen Stoffen wie die PAK₁₆ angenommen.

Regenbecken im Trennsystem und im Mischsystem haben eine Speicherwirkung für einen Teil des Niederschlagsabflusses. Mit dem hydraulischen Rückhalt erfolgt zusätzlich eine Reinigung der Regenabflüsse durch Sedimentation. Der mit der klärtechnischen Wirksamkeit der Anlagen verbundene Stoffrückhalt kann durch strömungsoptimierende Einbauten im Becken (z. B. Schrägklärer) oder die Nachschaltung einer weiteren Verfahrensstufe (Retentionsbodenfilter) deutlich erhöht werden. Der Umfang des Einsatzes von Schrägklären und Retentionsbodenfiltern lässt sich für Deutschland nicht zuverlässig quantifizieren. Deshalb wird für die Modellierung als Ausgangssituation davon ausgegangen, dass der Ausbaugrad Null ist.

Abbildung 18: Verteilung der Jahresabwassermenge der Kläranlagen nach Größenklasse für das Jahr 2010



Darstellung: IWG,KIT. Daten: (UBA 2012a)

Die Maßnahme „Erhöhung der klärtechnischen Wirksamkeit im Misch- und Trennsystem“ wurde für das Mischsystem im Rahmen des Projektes „Maßnahmeneffizienz“ entwickelt (Fuchs et al. 2015) und auf das Trennsystem übertragen. In beiden Systemen wurden folgende Maßnahmen modelliert:

- ▶ Nachrüstung von Durchlaufbecken (Regenüberlauf- und Regenklärbecken): Verringerung der Oberflächenbeschickung durch geeignete Einbauten wie Schrägklärer und
- ▶ Nachschaltung von Retentionsbodenfiltern (RBF): Behandlung (erhöhter Feststoffrückhalt) eines Teils des Mischwasserüberlaufs bzw. Regenwassers durch Bau von RBF zwischen Entlastungsbauwerk und Vorfluter.

Nur für Durchlaufbecken wurde eine Optimierung durch den Einbau von Schrägklärern oder durch die Nachrüstung von Retentionsbodenfiltern in der Modellierung berücksichtigt. Der Anteil der Durchlaufbecken an den Regenbecken wird in Deutschland zwischen 37 Prozent (LUBW 2014b) und 50 Prozent (LANUV 2014) angenommen. Für ein Standard-Durchlaufbecken wurde eine Sedimentationswirkung von 20 Prozent (Fuchs et al. 2013a) angenommen, die durch Einbau von Schrägklärern auf 60 Prozent (Fuchs et al. 2013b) erhöht wird. Mit dem erhöhten Feststoffrückhalt (Feinpartikel) werden auch die an den Feststoffpartikeln gebundenen Stoffe zurückgehalten. Es wurde angenommen, dass eine proportionale Frachtminderung stattfindet.

Retentionsbodenfilter weisen einen sehr hohen Feinpartikelrückhalt auf (95 %) (Fuchs et al. 2010). Sie werden in der Regel als weitergehende Behandlungsstufe einem existierenden Regenbecken nachgeschaltet. Für Retentionsbodenfilter wurde die konservative Annahme getroffen, dass nur ein Volumenanteil von 50 Prozent des Mischwasserüberlaufs bzw. des Regenwasserabflusses im Filter behandelt wird.

4.4 Ergebnisse der Modellierung der Stoffeinträge ausgewählter Stoffe (IST-Zustand)

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Stoffeintragsmodellierung für Deutschland als mittlere Einträge der Jahre 2006 bis 2011 dargestellt. Zudem wird der aus der Eintragsmodellierung resultierende Gewässerzustand betrachtet. Für die Plausibilisierung der Ergebnisse werden aus Konzentrations- und Abflussdaten berechnete Gewässerfrachten herangezogen sowie die gemessenen Konzentrationen in den Gewässern.

4.4.1 Risikoquotienten

Damit die Ergebnisse der Einzelstoffe in Bezug auf die Gewässersituation untereinander vergleichbar sind, wird der Risikoquotient (RQ) herangezogen. Die Risikobewertung erfolgt über den Vergleich der berechneten Umweltkonzentration (modellierte langjährige mittlere Einträge geteilt durch den langjährigen mittleren Gebietsabfluss am Auslass) mit einem Qualitätskriterium (UQN bzw. PNEC). Der Risikoquotient wird mit der folgenden Formel berechnet:

$$RQ = \frac{\text{berechnete Umweltkonzentration}}{\text{Qualitätskriterium}}$$

Wenn der Risikoquotient < 1 ist, ist die Gewässersituation unkritisch. Wenn er > 1 ist, leitet sich ein Handlungsbedarf in Bezug auf die Stoffeintragsreduzierung ab. Für die Visualisierung der Risikoquotienten wurde aufgrund der Übersichtlichkeit eine dreifarbige Skala gewählt: grün für Risikoquotient $< 0,5$, gelb für Risikoquotient zwischen 0,5 und 1, rot für Risikoquotient > 1 und kleiner 5 und für RQ > 5 noch eine dunklere Abstufung der roten Farbe.

In Tabelle 26 sind die verwendeten Qualitätskriterien für die Stoffe zusammengefasst. Wie in der ersten Projektphase dargestellt, kann für den Summenparameter PAK₁₆ kein geeignetes Qualitätskriterium festgelegt werden, da sich die Toxizitätsuntersuchungen i. d. R. auf einzelne PAK-Vertreter beziehen. Daher wurde auf eine Darstellung der Gewässerqualität in Bezug auf die PAK₁₆ verzichtet.

Für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol konnte kein PNEC-Wert in der Literatur gefunden werden. In der Veröffentlichung von Engelmann et al. (2011) wird ein Prüfwert vorgeschlagen, der jedoch nicht mit den verwendeten Qualitätskriterien der anderen Stoffe vergleichbar ist, da er keinen direkten Bezug zu Toxizitätswerten wie bei den anderen Arzneistoffen hat. Deshalb konnte kein RQ für Iomeprol ermittelt und damit auch nicht die Gewässerqualität dargestellt werden.

Tabelle 26: Verwendete Qualitätskriterien für die Ergebnisdarstellung

Stoff	Wert in µg/l	Quelle
Nonylphenol	0,3	JD-UQN, Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2013)
Diclofenac	0,1	PNEC, Bergmann et al. (2011)
Ibuprofen	60	PNEC, Bergmann et al. (2011)
Iomeprol	0,1	Prüfwert, Engelmann et al. (2011)
Sulfamethoxazol	0,59	PNEC, Bergmann et al. (2011)
Terbutryn	0,065	JD-UQN, Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2013)
Triclosan	0,02	JD-UQN, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Darstellung: IWG, KIT

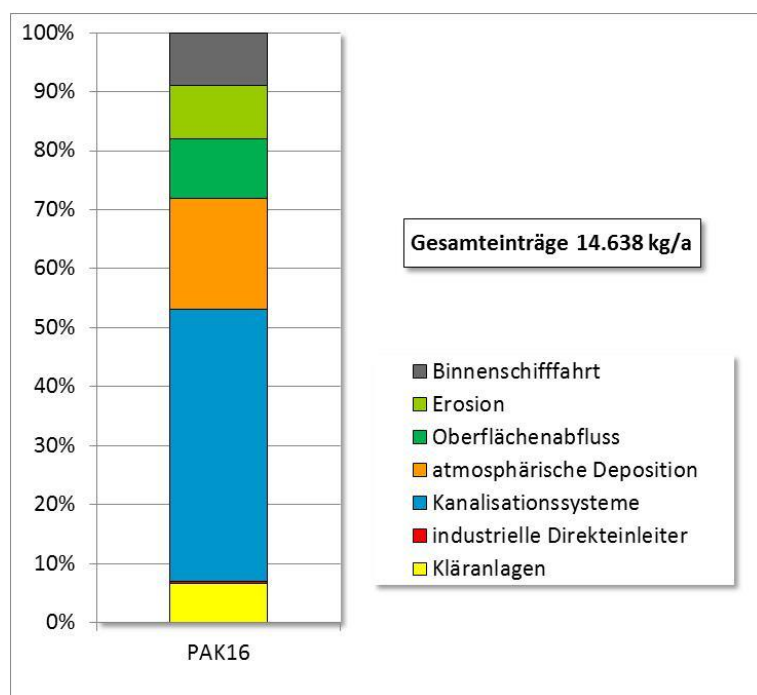
4.4.2 PAK₁₆

PAK₁₆-Einträge

Die mittleren jährlichen PAK₁₆-Einträge in die Oberflächengewässer Deutschlands betragen für den Zeitraum 2006 bis 2011 ca. 14.600 kg/a. Die Kanalisationssysteme sind mit 46 Prozent des Gesamteintrags der Haupteintragspfad. Ein weiterer wichtiger Pfad ist die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche, die 19 Prozent zum Gesamteintrag beiträgt. Der Oberflächenabfluss, die Erosion und die Binnenschifffahrt sind als weitere Eintragspfade mit einem Frachtanteil von insgesamt 28 Prozent ebenfalls bedeutend. Die Eintragspfade kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter spielen eine eher untergeordnete Rolle (siehe Abbildung 19).

Da für die Summe der 16 PAK-Vertreter nach EPA kein geeignetes Qualitätskriterium vorhanden ist, können die an den Gebietsauslässen berechneten PAK₁₆-Gewässerkonzentrationen nicht bewertet werden (Tabelle 27).

Abbildung 19: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den PAK-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011



Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 27: Berechnete PAK₁₆-Konzentrationen

in µg/l	25. Quantil	Median	Mittelwert	75. Quantil	95. Quantil	Maximum
Konzentration	0,08	0,12	0,22	0,20	0,70	13

Darstellung: IWG, KIT

Ergebnisplausibilisierung

Im Rahmen des Projektes „Maßnahmeneffizienz“ (Fuchs et al. 2016) wurden die Abfluss- und PAK-Konzentrationsdaten in den Gewässern der Länder gesammelt und in der MoRE-Datenbank abgelegt. Aus diesen Daten können für einzelne PAK-Vertreter die Gewässerfrachten berechnet werden. In der MoRE-Datenbank liegen Gütedaten in Form von Konzentrationswerte für neun PAK-Vertreter vor:

Anthracen, Benzo[a]pyren, Benzo[b]fluoranthren, Benzo[g,h,i]perylen, Benzo[k]fluoranthren, Fluoranthren, Indeno[1,2,3-c,d]pyren, Naphthalin und Phenanthren. Nicht bei jeder Gütemessstelle wurden alle neun PAK-Vertreter gemessen. Um die modellierten Einträge mit Gewässerfrachten vergleichen zu können, wurden Kriterien zur Auswahl der Gütemessstellen festgelegt:

- ▶ mindestens 12 Gütemessungen je PAK-Vertreter innerhalb eines Jahres
- ▶ alle neun PAK-Vertreter wurden gemessen
- ▶ mindestens vier Jahre Messdaten in der Periode 2006 bis 2011
- ▶ Einzugsgebiet vollständig in Deutschland.

Auf dieser Basis blieben nur neun Gütemessstellen, die fast alle in Baden-Württemberg liegen, übrig (s. Tabelle 28).

Tabelle 28: Vergleich der PAK-Fracht mit modellierten mittleren PAK-Einträgen im Zeitraum 2006 bis 2011

Gütemess- stelle	Name	Größe EZG in km ²	Anzahl Jahre	Gewässerfracht in kg/a	mod. Einträge 2006-2011 in kg/a
BW06	Mannheim/Neckar	13.957	6	503	537
BW07	Kochendorf/Neckar	8.510	6	128	370
BW08	Poppenweiler	4.982	4	84	232
BW09	Deizisau	3.995	5	55	149
BW20	Ulm- Wiblingen/Donau	5.384	6	52	127
BW26	Besigheim/Enz	2.220	4	36	75
BW30	Wertheim	1.806	4	11	35
HE011	Bischofsheim	27.188	4	351	920
SN03	Gröditz	803	4	2	30

Darstellung: IWG, KIT

Der Vergleich zeigt, dass die modellierten Einträge tendenziell höher sind als die berechneten Gewässerfrachten. Dies liegt einerseits daran, dass für nur neun von 16 PAK-Vertreter Gütemessungen vorliegen, die modellierten Einträge sich aber auf alle 16 Vertreter beziehen. Andererseits werden gewässerinterne Retentionsprozesse nicht berücksichtigt. Dennoch können die Modellierungsergebnisse als plausibel angenommen werden.

4.4.3 Nonylphenol

Nonylphenol-Einträge

Die modellierten jährlichen Nonylphenol-Einträge in die Gewässer betragen im Mittel ca. 3,9 t/a für den Zeitraum 2006 bis 2011 für Deutschland. Die Einträge über kommunale Kläranlagen haben einen Anteil von 48 Prozent an den Gesamteinträgen. Den Kanalisationssystemen sind 51 Prozent zuzuordnen, wobei die Einträge über Mischwasserüberläufe mit 27 Prozent dominieren, gefolgt von Regenwasserkanal mit 21 Prozent. Über industrielle Direkteinleiter werden weniger als 1 Prozent eingetragen. Abbildung 21 zeigt die Relevanz der einzelnen Eintragspfade für Deutschland.

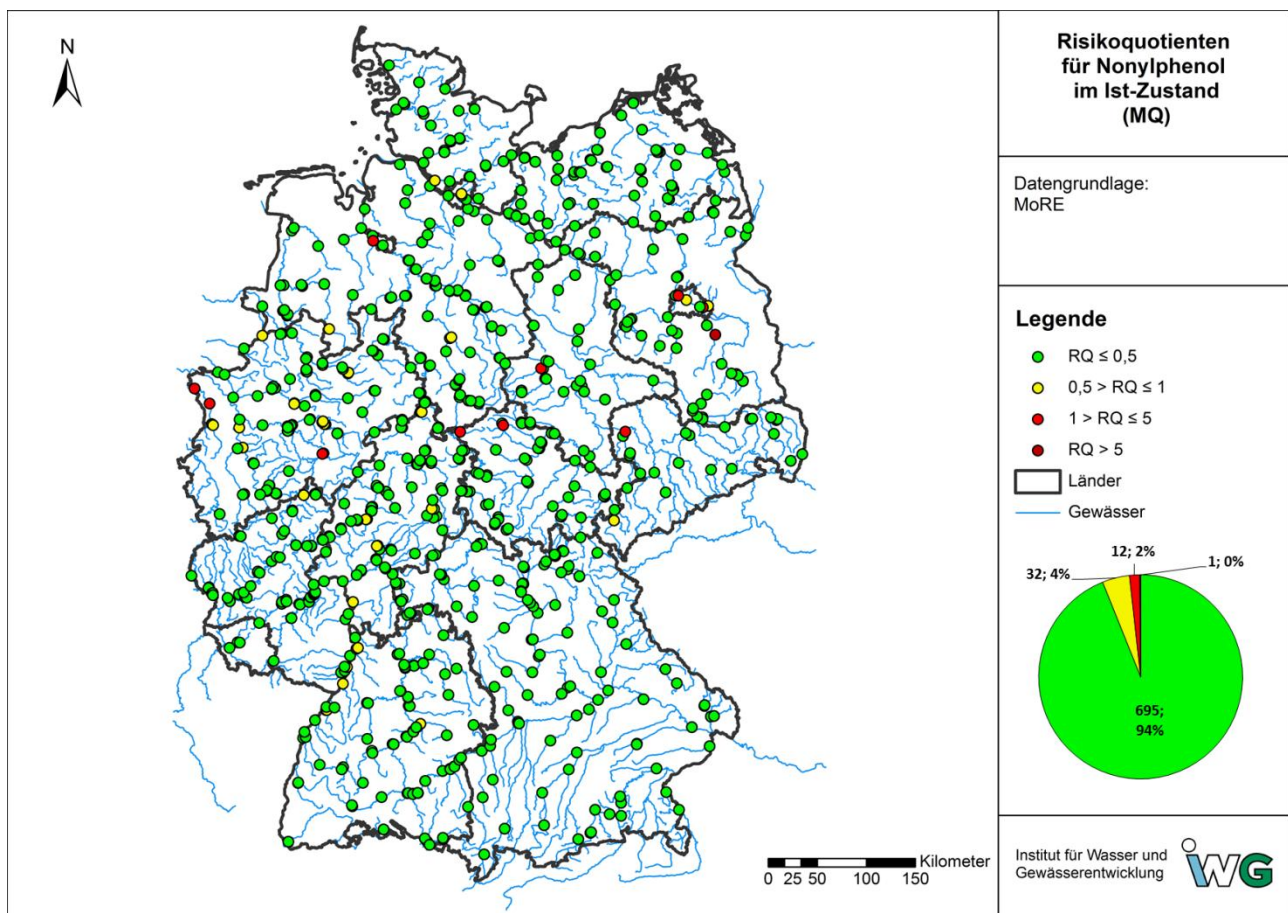
Die berechneten mittleren jährlichen Nonylphenol-Gesamteinträge wurden in Gewässerkonzentrationen an den Gebietsauslässen umgerechnet. Der Wertebereich der modellierten Konzentrationen ist in Tabelle 29 zusammengefasst. Das Qualitätskriterium von $0,3 \mu\text{g/l}$ (2013/39/EU) wird bei 94 Prozent der modellierten Gebietsauslässe deutlich unterschritten ($< \text{UQN}/2$). Indem die modellierten Gewässerkonzentrationen in Relation zu dem Qualitätskriterium gesetzt wurden, ergeben sich nur bei 2 Prozent der modellierten Gebietsauslässe ein RQ über 1 (Abbildung 20). Zudem liegt er lediglich bei 4 Prozent der Modellierungspunkte zwischen 0,5 und 1. Deshalb besteht die Abbildung überwiegend aus grünen Punkten.

Tabelle 29: Berechnete Nonylphenol-Konzentrationen

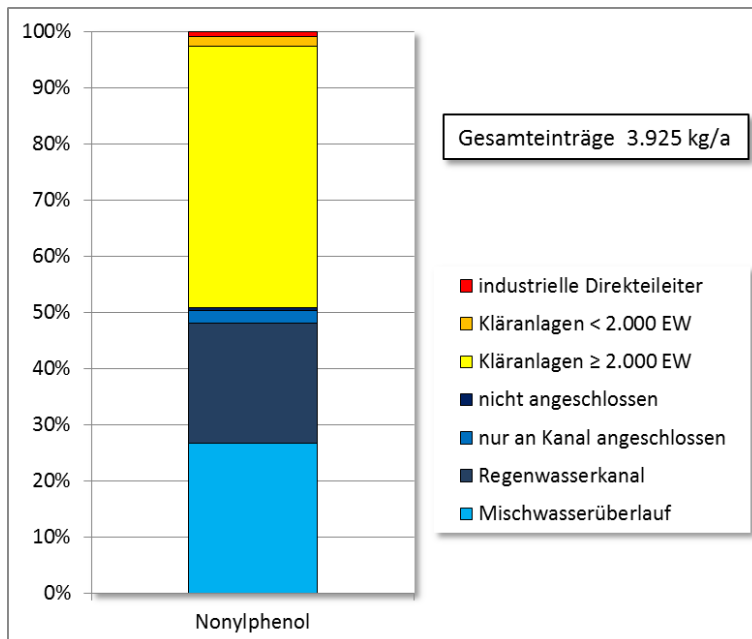
in $\mu\text{g/l}$	25. Quantil	Median	Mittelwert	75. Quantil	95. Quantil	Maximum
Konzentration	0,015	0,030	0,052	0,052	0,18	1,8

Darstellung: IWG, KIT

Abbildung 20: Risikoquotienten für Nonylphenol im Ist-Zustand



Darstellung: IWG, KIT

Abbildung 21: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Nonylphenol-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011

Darstellung: IWG, KIT

Ergebnisplausibilisierung

Für Nonylphenol liegen keine ermittelten Gewässerfrachten aus den Gütemessstellen der Bundesländer vor, die für Ergebnisplausibilisierung herangezogen werden können. Die IKS (2012b) berichtet über gemessene Nonylphenol-Konzentrationen im Rhein-Hauptstrom und in den Nebenflüssen. Die Mehrzahl der Messungen lag unterhalb der BG. Für den Hauptstrom ergab sich ein Wertebereich zwischen $< 0,01 \mu\text{g/l}$ und $0,28 \mu\text{g/l}$. In den Nebenflüssen wurden Konzentrationen von bis zu $0,24 \mu\text{g/l}$ im Zeitraum 2006 bis 2010 gemessen. Für den Zeitraum 2009 bis 2012 wurden Konzentrationen im Bereich von kleiner $0,001 \mu\text{g/l}$ bis $0,07 \mu\text{g/l}$ im Bericht der IKS (2015) veröffentlicht. Die Nonylphenol-Gewässerfrachten liegen eindeutig in der Größenordnung von den mit MoRE modellierten, so dass das Modellergebnis als plausibel anzusehen ist.

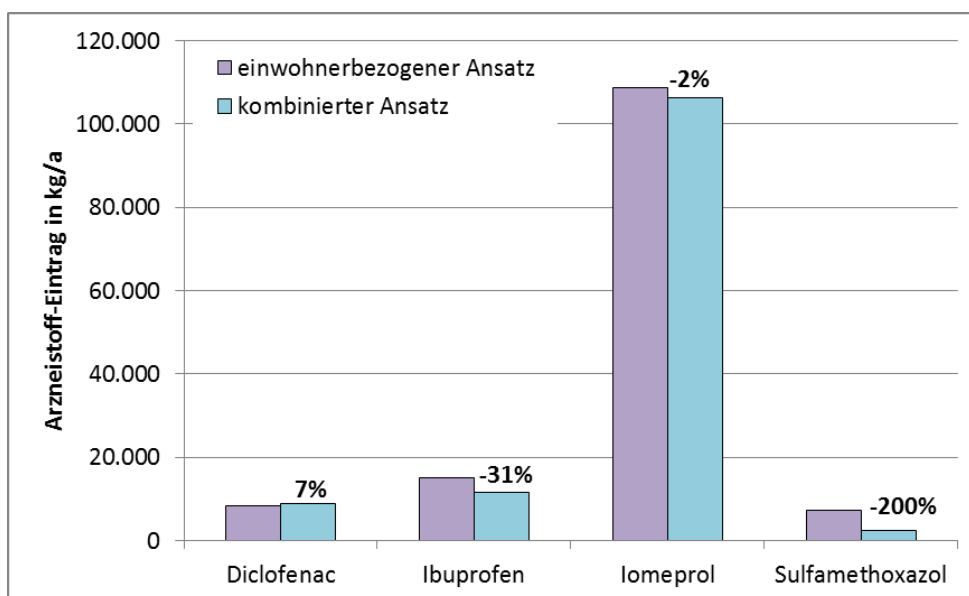
4.4.4 Arzneistoffe

In der ersten Projektphase (Hillenbrand et al. 2015) wurden die Arzneistoff-Einträge in die Gewässer über einen einwohner- und einen konzentrationsbezogenen Ansatz modelliert. Der Vergleich mit Gewässerfrachten zeigte eine bessere Übereinstimmung der Modellierungsergebnisse mit dem einwohnerbezogenen Ansatz. Da auf Bundesebene die für diesen Ansatz wichtigste Größe – die Anzahl der an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner auf Ebene der einzelnen Anlagen – nicht verfügbar ist, erfolgte die Eintragsberechnung anlagenscharf mit dem konzentrationsbezogenen Ansatz. Die Berechnung der Einträge über die Kanalisation erfolgte anhand der nicht angeschlossenen und die nur an Kanal angeschlossenen Einwohner mit dem einwohnerbezogenen Ansatz. So werden in dieser Projektphase die gesamten Arzneistoff-Einträge über einen „kombinierten Ansatz“ berechnet: die Einträge über Kläranlagen anhand mittlerer Konzentrationen und die Einträge über Einwohner, die nur an die Kanalisation oder nicht angeschlossen sind, über den einwohnerbezogenen Ansatz.

Für die Analysegebiete kann der Eintrag über Kläranlagen auch mit dem einwohnerbezogenen Ansatz berechnet werden, da für diese Betrachtungsebenen alle Eingangsdaten vorliegen. Die mit dem „kombinierten“ und einwohnerbezogenen Ansatz berechneten mittleren Gesamteinträge für den Bezugszeitraum 2006 bis 2011 sind in Abbildung 22 gegenübergestellt. Für Diclofenac und Iomeprol

sind die Unterschiede vernachlässigbar gering. Bei Ibuprofen erklärt sich der Unterschied z. T. anhand der Tatsache, dass bei dem einwohnerbezogenen Ansatz der schlechtere Wirkungsgrad der Kläranlagen ohne eine weitergehende Behandlung nicht berücksichtigt wird (Hillenbrand et al. 2015), da diese Differenzierung auf Analysegebietsebene nicht möglich ist. Bei Sulfamethoxazol werden anhand mittlerer Kläranlagenablaufkonzentration um den Faktor drei niedrigere Gesamteinträge errechnet. Bei dem Vergleich mit den verfügbaren gemessenen Gewässerfrachten erscheinen die Einträge über den einwohnerbezogenen Ansatz zumindest für einige Einzugsgebiete wie z. B. Neckar Endpegel (CYY003) (s. Tabelle 34) zutreffender. Für andere Gütemessstellen (CYY137 und CYY104) erscheint der „kombinierte“ Ansatz besser geeignet. Es kann schlecht abgeschätzt werden, welcher Ansatz die Realität besser abbildet, da die Gütemessstellen, an denen einen Frachtvergleich durchgeführt werden konnte, sehr wenig sind.

Abbildung 22: Vergleich der Modellierungsergebnisse für Arzneistoffe im Zeitraum 2006 bis 2011 anhand des einwohnerbezogenen und kombinierten Ansatzes für Deutschland



Darstellung: IWG, KIT

Arzneistoff-Einträge

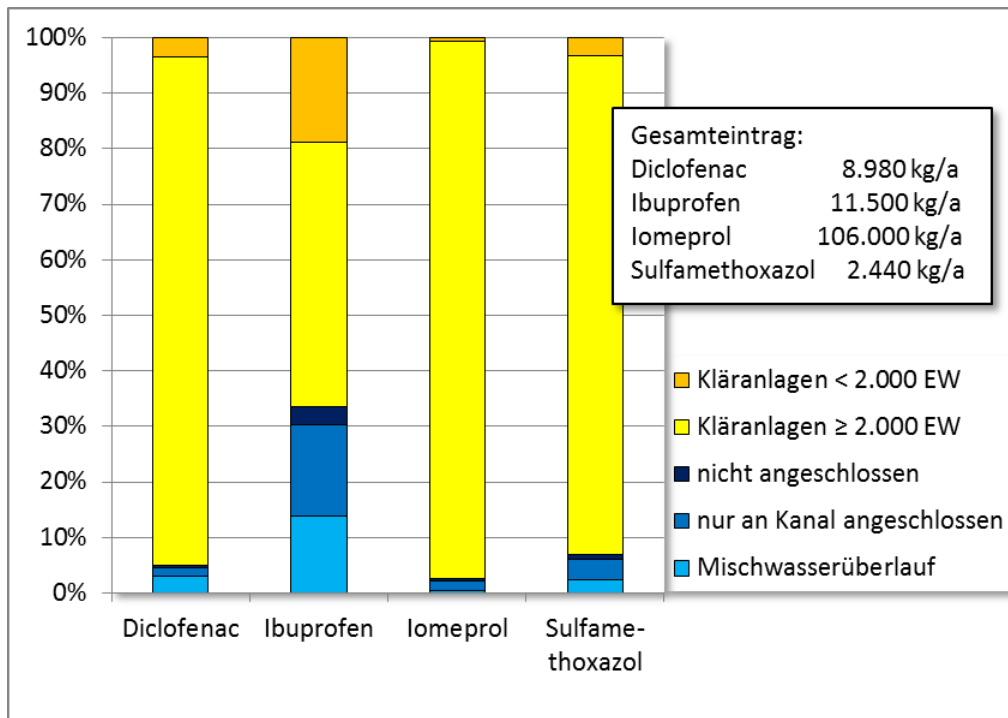
Die jährlichen mittleren Gesamteinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands betragen für Diclofenac 8,98 t/a, für Ibuprofen 11,5 tg/a, für Iomeprol 106 t/a und für Sulfamethoxazol 2,44 t/a im Bezugszeitraum 2006 bis 2011.

Abbildung 23 zeigt die Relevanz der einzelnen Eintragspfade bei den betrachteten Arzneistoffen. Bei allen ist die kommunale Kläranlage der Haupteintragspfad. Für Diclofenac resultieren 95 Prozent der Einträge über Kläranlagen und nur 5 Prozent über Kanalisationssysteme; für Ibuprofen sind es 67 Prozent und 33 Prozent respektive; für Iomeprol 97 Prozent und 3 Prozent; für Sulfamethoxazol entsprechend 93 Prozent und 7 Prozent. Es ist ersichtlich (wie bereits in der Projektphase 1), dass die Bedeutung der Einträge über Kanalisationssysteme deutlich zunimmt, bei Stoffen, die in den Kläranlagen gut abgebaut werden. Ibuprofen, das in denitrifizierenden Kläranlagen zu ca. 95 Prozent zurückgehalten wird, verdeutlicht den Effekt, der auch durch Untersuchungen von Musolff et al. (2010) bestätigt wird.

Im Vergleich zum Einzugsgebiet des Neckars, das in der ersten Projektphase betrachtet wurde, nimmt auf Bundesebene die Relevanz der Einträge über Kanalisationssysteme zu. Für Gesamt-

deutschland ist der Anteil der nur an Kanal angeschlossenen und nicht angeschlossenen Einwohner höher als im Neckareinzugsgebiet im Süden Deutschlands.

Abbildung 23: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Arzneistoff-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011



Darstellung: IWG, KIT

In Tabelle 30 sind die berechneten Konzentrationen der Gebietsauslässe statistisch ausgewertet. Bei Diclofenac ergibt sich für mehr als die Hälfte der modellierten Punkte eine Gewässerkonzentration größer als das $\frac{1}{2}$ Qualitätskriterium von $0,1 \mu\text{g/l}$.

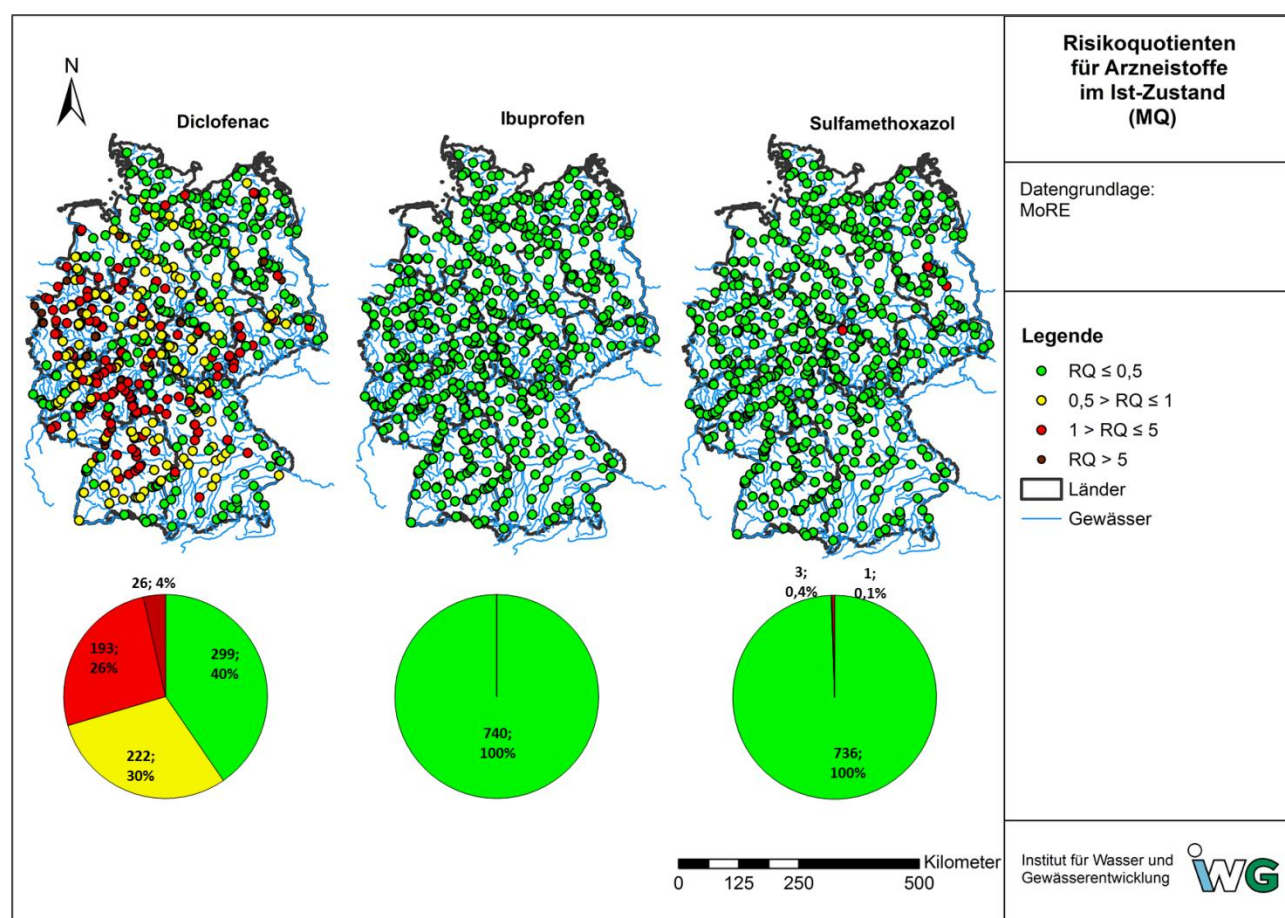
Die Risikobewertung für die Arzneistoffe erfolgt über den Vergleich der modellierten Gewässerkonzentrationen (das Quotient aus den modellierten Stoffeinträgen und dem Gebietsabfluss am Auslass) mit den für die Arzneistoffe zugrunde gelegten Qualitätskriterien aus Tabelle 26. So ergeben sich die Risikoquotienten an den ausgewählten Gebietsauslässen, die in Abbildung 24 dargestellt sind. Die Tortendiagramme zeigen die Verteilung der RQ-Werte in Prozenten und als absolute Zahl. Von insgesamt 740 modellierten Gebietsauslässen wird für Diclofenac ein $\text{RQ} > 1$ an 219 Auslässen (entspricht 30 %) erreicht. Für Sulfamethoxazol wird nur an drei Stellen (entspricht $< 1\%$) der Wert $\text{RQ} > 1$ überschritten und für Ibuprofen wird an keinem Modellierungspunkt ein $\text{RQ} > 1$ berechnet. Für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol gibt es derzeit kein Qualitätskriterium, das für die Beurteilung der Gewässersituation herangezogen werden kann. Würde man den Prüfwert von $0,1 \mu\text{g/l}$ verwenden, hätten nur 204 Modellierungspunkte bzw. 27 Prozent der betrachteten Gebietsauslässe ein $\text{RQ} < 1$. An 34 Prozent der 740 Modellierungspunkte würde ein $\text{RQ} > 5$ erreicht werden.

Als Belastungsschwerpunkte sind eindeutig die dicht besiedelten Gebiete und Ballungsräume zu erkennen. Die in Kläranlagen erreichbare mittlere Ablaufkonzentration von Diclofenac beträgt $0,9 \mu\text{g/l}$ und liegt damit um den Faktor 9 über dem Qualitätskriterium von $0,1 \mu\text{g/l}$. Bei Diclofenac reichen der modellierten RQ bis zu 25, bei Sulfamethoxazol bis 1,4, was jeweils dem Überschreitungsfaktor des entsprechenden Qualitätskriteriums entspricht. An diesen Gebietsauslässe werden kritische Gewässerszustände in Bezug auf die zwei Arzneistoffe erwartet. Belastungsschwerpunkte sind sowohl schwache Vorfluter als auch Gewässer in der Nähe von Agglomerationsräumen (z. B. Berlin).

Tabelle 30: Berechnete Arzneistoff-Konzentrationen

in µg/l	Diclofenac	Ibuprofen	Iomeprol	Sulfamethoxazol
25. Quantil	0,03	0,05	0,08	0,008
Median	0,06	0,10	0,24	0,020
Mittelwert	0,11	0,19	0,88	0,030
75. Quantil	0,11	0,20	0,71	0,030
95. Quantil	0,36	0,56	2,90	0,100
Maximum	2,50	9,90	58,00	0,800

Darstellung: IWG, KIT

Abbildung 24: Risikoquotienten für Arzneistoffe im Ist-Zustand

Darstellung: IWG, KIT

Ergebnisplausibilisierung

Bei der Plausibilisierung der berechneten Arzneistoff-Einträge wird u. a. auf die Daten der LUBW (2014a) zurückgegriffen. Dort werden anhand gemessener Arzneistoff-Konzentrationen in den Gewässern die Frachten von baden-württembergischen Fließgewässern für das Jahr 2013 berechnet. Diese werden mit den gemittelten modellierten Arzneistoff-Einträgen mittels des kombinierten und einwohnerbezogenen Ansatzes für den Zeitraum 2006 bis 2011 verglichen. Nur für die Gütemessstellen, deren Einzugsgebiet vollständig in Deutschland liegt, erfolgte die Gegenüberstellung. In der Tabelle 31 bis Tabelle 34 sind die Modellierungsergebnisse für die zwei Berechnungsansätze im Ver-

gleich zu den Gewässerfrachten dargestellt. Bei Diclofenac und Sulfamethoxazol liegt die mittlere Abweichung von modellierten Einträgen zu Gewässerfrachten bei ca. 35 Prozent, bei Ibuprofen und Iomeprol bei ca. 65 Prozent. Dies könnte daran liegen, dass Diclofenac und Sulfamethoxazol schlechter abbaubar sind als Ibuprofen und Iomeprol. Außerdem wurden die Retentionsprozesse im Gewässer bei diesen Stoffen nicht berücksichtigt, weshalb die modellierten Einträge höher liegen als die Gewässerfrachten. Jedoch sollten die aus gemessenen Konzentrationen und Abflüssen der Gütemessstellen berechneten Gewässerfrachten kritisch geprüft werden. Dabei sind Aspekte wie der Anteil an Konzentrationsmessungen oberhalb der verwendeten Bestimmungsgrenzen oder die Probenahmeart wie z. B. 24h-Mischprobe oder Stichproben, abflussgewichtet oder zeitproportional zu berücksichtigen. Dies ist wichtig für die realitätsnahe Abschätzung der Gewässerfrachten.

Tabelle 31: Vergleich der berechneten Diclofenac-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit den modellierten mittleren jährlichen Eintragsfrachten im Zeitraum 2006 bis 2011 in kg/a

Gewässer	Gütemessstelle	Größe EZG km ²	Gewässerfracht	komb. Ansatz	einw.bez. Ansatz
Körsch	CKS022	129	29	24	21
Echaz	CYS027	135	16	21	13
Leimbach	CLE021	187	10	13	17
Glems	CEN629	197	23	17	19
Stockacher Aach	CCD008	221	0,1	0,3	3
Kraichbach	CKR026	395	15	21	17
Würm	CEN457	419	19	32	26
Rems	CRS121	581	41	48	34
Kinzig	CKI901	1.409	37	34	27
Jagst	CJA903	1.833	17	38	21
Kocher	CKO905	1.962	37	69	38
Enz	CEN901	2.230	140	130	99
Donau	CQQ803	5.431	61	116	77
Neckar	CYY137	7.883	210	573	422
Neckar	CYY104	10.449	300	691	494
Neckar	CYY003	13.933	570	808	572
Mittlere Abweichung:				36%	30%

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 32: Vergleich der berechneten Ibuprofen-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit modellierten mittleren jährlichen Eintragsfrachten im Zeitraum 2006-2011 in kg/a

Gewässer	Gütemessstelle	Größe EZG km ²	Gewässerfracht	komb. Ansatz	einw.bez. Ansatz
Körsch	CKS022	129	11	18	34
Leimbach	CLE021	187	5	17	28

Gewässer	Gütemessstelle	Größe EZG km²	Gewässerfracht	komb. An- satz	einw.bez. Ansatz
Glems	CEN629	197	2	13	29
Kraichbach	CKR026	395	6	26	43
Würm	CEN457	419	5	24	40
Rems	CRS121	581	36	44	57
Jagst	CJA903	1.833	17	82	36
Kocher	CKO905	1.962	29	115	62
Enz	CEN901	2.230	59	104	153
Neckar	CYY137	7.883	120	467	677
Neckar	CYY104	10.449	93	620	795
Neckar	CYY003	13.933	330	775	922
Mittlere Abweichung:				66%	67%

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 33: Vergleich der berechneten Iomeprol-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit modellierten mittleren jährlichen Eintragsfrachten im Zeitraum 2006 bis 2011 in kg/a

Gewässer	Gütemessstelle	Größe EZG	Gewässerfracht	komb. An- satz	einw.bez. Ansatz
Körsch	CKS022	129	33	320	274
Echaz	CYS027	135	130	324	163
Leimbach	CLE021	187	13	273	219
Glems	CEN629	197	89	175	242
Stockacher Aach	CCD008	221	0	1	37
Kraichbach	CKR026	395	24	157	211
Würm	CEN457	419	41	370	333
Rems	CRS121	581	190	128	439
Kinzig	CKI901	1.409	110	233	356
Jagst	CJA903	1.833	30	104	270
Kocher	CKO905	1.962	150	186	486
Enz	CEN901	2.230	860	1.274	1.280
Donau	CQQ803	5.431	240	688	987
Neckar	CYY137	7.883	1.740	5.905	5.429
Neckar	CYY104	10.449	1.860	6.926	6.348
Neckar	CYY003	13.933	3.760	7.679	7.368
Mittlere Abweichung:				63%	70%

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 34: Vergleich der berechneten Sulfamethoxazol-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit modellierten mittleren jährlichen Eintragsfrachten im Zeitraum 2006 bis 2011 in kg/a

Gewässer	Gütemessstelle	Größe EZG	Gewässerfracht	komb. Ansatz	einw.bez. Ansatz
Körsch	CKS022	129	11	6	19
Echaz	CYS027	135	6	6	11
Leimbach	CLE021	187	5	6	14
Glems	CEN629	197	9	5	16
Kraichbach	CKR026	395	5	9	24
Würm	CEN457	419	11	8	23
Rems	CRS121	581	15	13	30
Jagst	CJA903	1.833	10	10	18
Kocher	CKO905	1.962	20	18	33
Enz	CEN901	2.230	59	34	87
Donau	CQQ803	5.431	32	31	67
Neckar	CYY137	7.883	150	152	368
Neckar	CYY104	10.449	170	183	430
Neckar	CYY003	13.933	410	214	499
Mittlere Abweichung:				33%	49%

Darstellung: IWG, KIT

Zur weiteren Ergebnisplausibilisierung können die modellierten Wertebereiche der Arzneistoff-Konzentrationen aus Tabelle 30 mit beobachteten Gewässerkonzentrationen aus Literaturquellen verglichen werden (Tabelle 35). Die modellierten Arzneistoff-Gewässerkonzentrationen für Deutschland liegen im Wertebereich der zitierten Literatur. Damit sind die Modellierungsergebnisse als plausibel anzusehen.

Tabelle 35: Arzneistoff-Konzentrationen in Oberflächengewässer

Quelle	Raumbezug	Diclofenac	Ibuprofen	lomeprol	Sulfa-methoxazol
Loos et al. (2009a)	europäische Flüsse	0,247 (Max) 0,017 (Ø)	31 (Max) 0,395 (Ø)		4,1 (Max) 0,076 (Ø)
IKSR (2010c)	mehrere Messstellen in Rhein-Hauptstrom	0,08-0,36 (Max) < 0,05-0,076 (Ø)			0,03-0,11(Max) 0,014-0,05 (Ø)
		< 0,05-0,076 (Ø)			0,014-0,05 (Ø)
Tribskorn und Hetzenauer (2012)	drei Bodenseezuflüssen (Arger, Schussen und Seefelder Aach)	0,005-0,137 (Max)	0,018 (Max)		
Girbig und	Oberflächengewäs-	< 0,01-0,51 (Ø)			> 0,005-0,14 (Ø)

Quelle	Raumbezug	Diclofenac	Ibuprofen	lome- prol	Sulfa- methoxazol
Steffen (2013)	ser in Niedersachsen				
Fleig und Brauch (2014)	Messstellen Basel und Karlsruhe	0,19 bzw. 0,13 (Max)		0,31 bzw. 0,27 (Max)	
LUBW (2014b)	baden-württemb. Messstellen	< 0,01-0,91 (ø)	< 0,01-0,1 7 (ø)	0,02 bis 4 (ø)	< 0,01-0,38 (ø)
IKSR (2015)		0,13 (Max)	0,07 (Max)		< 0,1 (Max)

Darstellung: IWG, KIT. Max = Maximum; ø = Mittelwert

Die Literatureinsicht zeigt positive Arzneistoffbefunde in vielen Flussgebieten Deutschlands und Europas, was auf die Dringlichkeit der Problematik hindeutet. Loos et al. (2009a) führen Diclofenac als Stoff mit der höchsten Nachweishäufigkeit (83 %) bei einer europaweiten Untersuchung von organischen Schadstoffen in europäischen Flüssen auf. Girbig und Steffen (2013) berichten über die Ergebnisse der Untersuchung von Oberflächengewässern auf Humanarzneistoffe in Niedersachsen im Zeitraum 2010 bis 2011. So liegen die jahresdurchschnittlichen Diclofenac-Konzentrationen an 26 Prozent der untersuchten 140 Messstellen über den PNEC-Wert bzw. über den UQN-Vorschlag der LAWA. Für Sulfamethoxazol wird eine Überschreitung an 4 Prozent der Messstellen beobachtet. Zudem wird angekündigt, dass im Vergleich zu den Untersuchungen im Jahr 2006 sich der Gewässerzustand in Bezug auf die zwei Arzneistoffe verschlechtert.

4.4.5 Terbutryn

Terbutryn-Einträge

Die modellierten jährlichen Terbutryn-Einträge für Deutschland betragen im Mittel 686 kg/a für den Zeitraum 2006 bis 2011. Dabei haben die Einträge über kommunale Kläranlagen einen Anteil von 69 Prozent an den Gesamteinträgen. Die restlichen 31 Prozent sind den Kanalisationssystemen zuzuordnen, wobei die Einträge über das Regenwasserkanal mit 17 Prozent dominieren, gefolgt von Mischwasserüberläufen mit 13 Prozent. Somit ist der Eintragspfad „Kommunale Kläranlage“ der relevanteste Eintragspfad und demzufolge der mit dem größten Reduktionspotenzial. Abbildung 25 zeigt die Relevanz der einzelnen Eintragspfade für Deutschland.

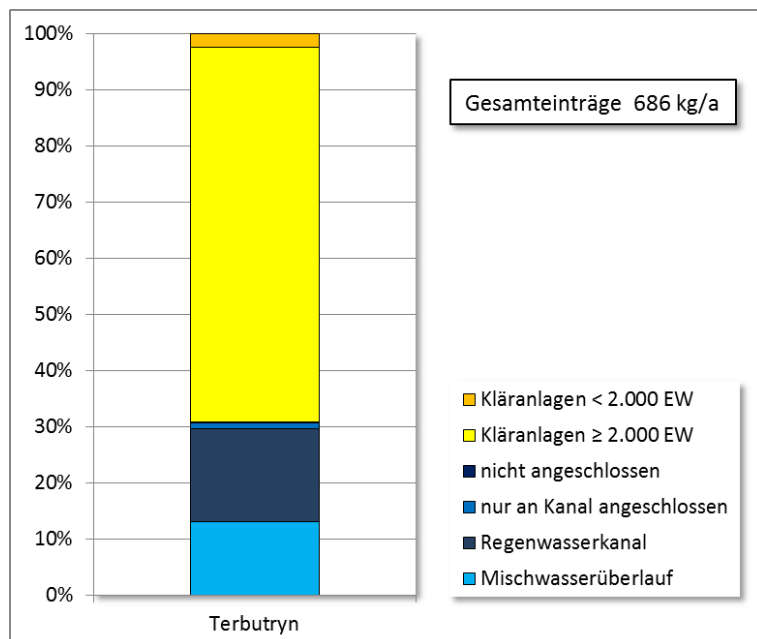
Die berechneten mittleren jährlichen Terbutryn-Gesamteinträge wurden in Gewässerkonzentrationen an den Gebietsauslässen umgerechnet. Der Wertebereich der modellierten Konzentrationen ist in Tabelle 36 zusammengefasst. Bei 99 Prozent der modellierten Gebietsauslässe wird das Qualitätskriterium von 0,065 µg/l (2013/39/EU) nicht überschritten. Überschreitungen ergeben sich nur in Einzelfällen. Aus den Konzentrationen und dem Qualitätskriterium wurde dann der RQ berechnet. Abbildung 26 visualisiert die resultierenden RQ. Nur bei 1 Prozent der modellierten Gebietsauslässe liegt der RQ über 1. Lediglich bei 3 Prozent der Modellierungspunkte liegt der RQ zwischen 0,5 und 1.

Tabelle 36: Berechnete Terbutryn-Konzentrationen

in µg/l	25. Quantil	Median	Mittelwert	75. Quantil	95. Quantil	Maximum
Konzentration	0,003	0,005	0,009	0,009	0,03	0,3

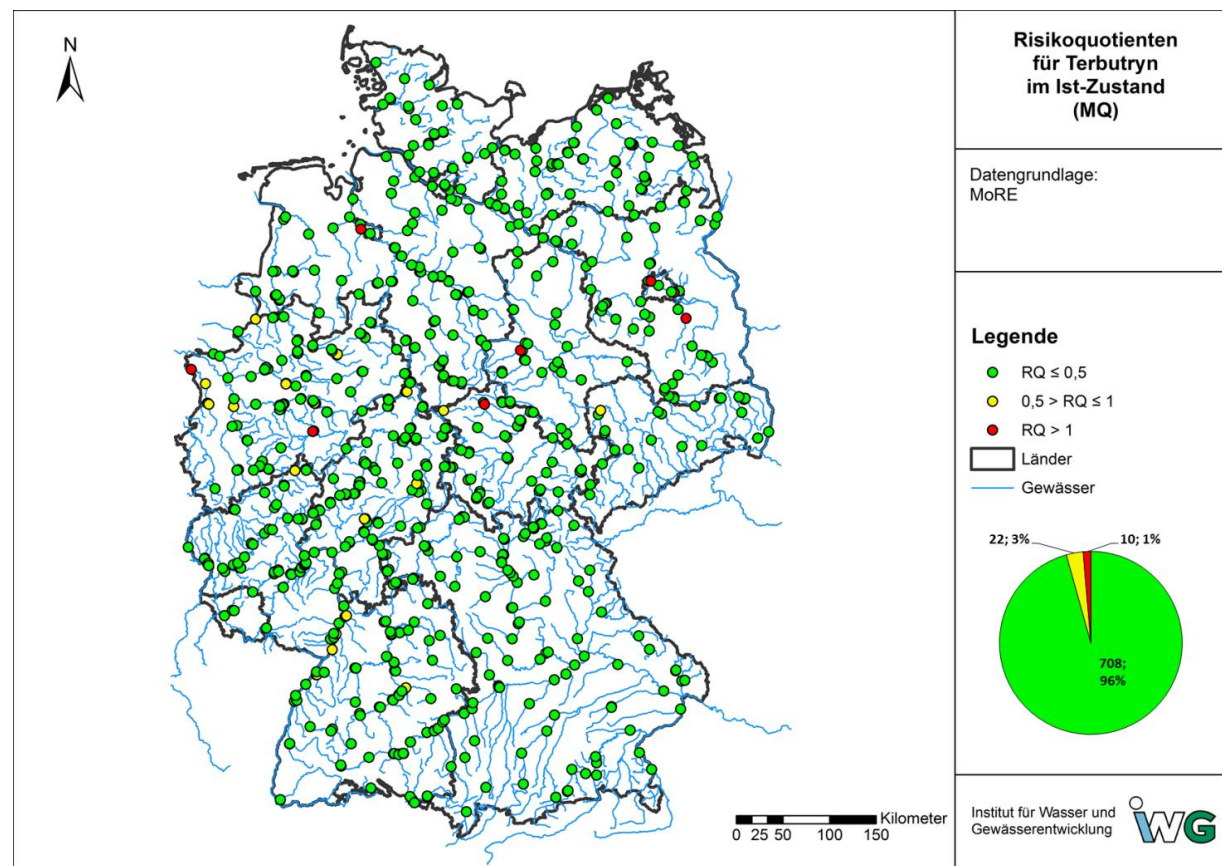
Darstellung: IWG, KIT

Abbildung 25: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Terbutryn-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011



Darstellung: IWG, KIT

Abbildung 26: Risikoquotienten für Terbutryn im Ist-Zustand



Darstellung: IWG, KIT

Ergebnisplausibilisierung

Auch für die Plausibilisierung der Terbutryn-Ergebnisse wird auf die Frachtberechnung der LUBW (2014a) zurückgegriffen, da keine anderen Daten vorlagen. An vielen der betrachteten Gütemessstellen konnten keine Gewässerfrachten berechnet werden, da die gemessenen Konzentrationen unterhalb der verwendeten Bestimmungsgrenze lagen. An acht Gütemessstellen war ein Vergleich von Gewässerfrachten mit den modellierten Einträgen möglich (s. Tabelle 37), wobei sich eine mittlere Abweichung von 44 Prozent ergibt. Die modellierten Einträge liegen höher als die an den acht baden-württembergischen Gütemessstellen berechneten Gewässerfrachten, liegen aber in derselben Größenordnung. Da das Modell MoRE, wie bereits dargestellt, keine Retentionsprozesse in den Gewässern berücksichtigt, kann davon ausgegangen werden, dass die modellierten Einträge eine Annäherung an der Realität darstellen.

Tabelle 37: Vergleich der berechneten Terbutryn-Fracht für das Jahr 2013 (LUBW 2014a) mit den modellierten mittleren jährlichen Einträgen im Zeitraum 2006 bis 2011

Gewässer	Gütemessstelle	Größe EZG	Gewässerfracht in kg/a	modellierter Eintrag in kg/a
Körsch	CKS022	129	1,2	1,6
Leimbach	CLE021	187	0,3	0,9
Glems	CEN629	197	0,6	1,2
Kraichbach	CKR026	395	0,9	1,5
Würm	CEN457	419	0,9	2,1
Rems	CRS121	581	2,1	3,2
Neckar	CYY137	7.883	23,0	37,3
Neckar	CYY104	10.449	27,0	44,9
Mittlere Abweichung:				44%

Darstellung: IWG, KIT

Die IKSRL (2015) stellt die Ergebnisse von Messungen an Gütemessstellen für den Rhein für den Zeitraum 2009 bis 2012 zusammen. Die Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l liegt unterhalb der JD-UQN von 0,065 µg/l. An keiner der Gütemessstellen wurde Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen.

Die LUBW (2014a) hat mittlere Terbutryn-Konzentrationen an baden-württembergischen Gütemessstellen in dem Wertebereich zwischen < 0,01 µg/l und 0,035 µg/l gemessen. Tribskorn und Hetzenauer (2012) berichten über einen Wertebereich der Terbutryn-Konzentrationen in drei Zuflüssen des Bodensees zwischen 0,0002 µg/l bis 0,017 µg/l. Für dänische Gewässer wird eine maximale Terbutryn-Konzentration von 0,014 µg/l angegeben (Vorkamp et al. 2014). In einer älteren Veröffentlichung von Quednow und Püttmann (2007) wird ein Wertebereich der Konzentrationen zwischen < 0,004 µg/l bis 5,6 µg/l mit einem Mittel zwischen 0,03 µg/l bis 0,58 µg/l angegeben.

Bei dem Vergleich der modellierten Terbutryn-Konzentrationen (Tabelle 36) mit den in der Literatur berichteten kann zusammengefasst werden, dass die modellierten Konzentrationen in derselben Größenordnung liegen.

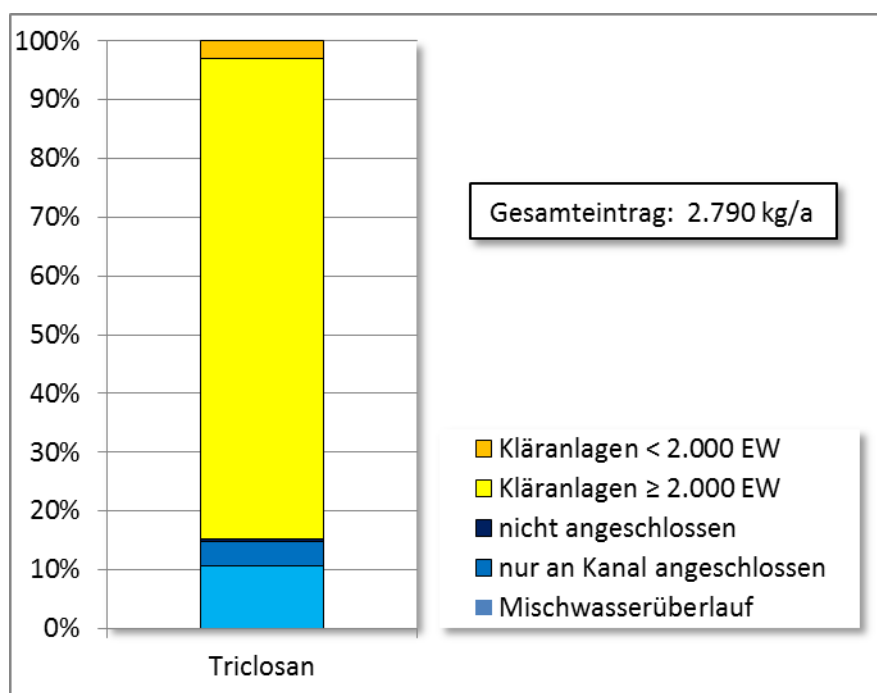
4.4.6 Triclosan

Triclosan-Einträge

Die modellierten jährlichen Triclosan-Einträge für Deutschland betragen im Mittel 2,79 t/a für den Zeitraum 2006 bis 2011. Dabei haben die Einträge über kommunale Kläranlagen einen Anteil von 85 Prozent der Gesamteinträge. Die restlichen 15 Prozent sind den Kanalisationssystemen zuzuordnen, wobei die Einträge über Mischwasserüberläufe mit 11 Prozent dominieren. Abbildung 27 zeigt die Relevanz der einzelnen Eintragspfade für Deutschland.

Die modellierten Triclosan-Einträge wurden anhand der Gebietsabflüsse in Gewässerkonzentrationen umgerechnet. Für den Median der modellierten Konzentrationen ergibt sich 0,02 µg/l, was dem Qualitätskriterium entspricht (s. Tabelle 26). Für den Mittelwert resultiert eine um den Faktor 2 höhere Triclosan-Konzentration von 0,04 µg/l (Tabelle 38). Die Risikobewertung erfolgt über die Gegenüberstellung der modellierten Konzentrationen und des Qualitätskriteriums (Tabelle 26). Abbildung 28 stellt die Ergebnisse dar. Die Belastungsschwerpunkte liegen im zentralen und westlichen Teil Deutschlands vor. Bei der Hälfte der Modellierungspunkte ergibt sich ein RQ > 1, bei 20 Prozent der Gebietsauslässe liegt der RQ zwischen 0,5 und 1.

Abbildung 27: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Triclosan-Gesamteinträgen im Zeitraum 2006 bis 2011

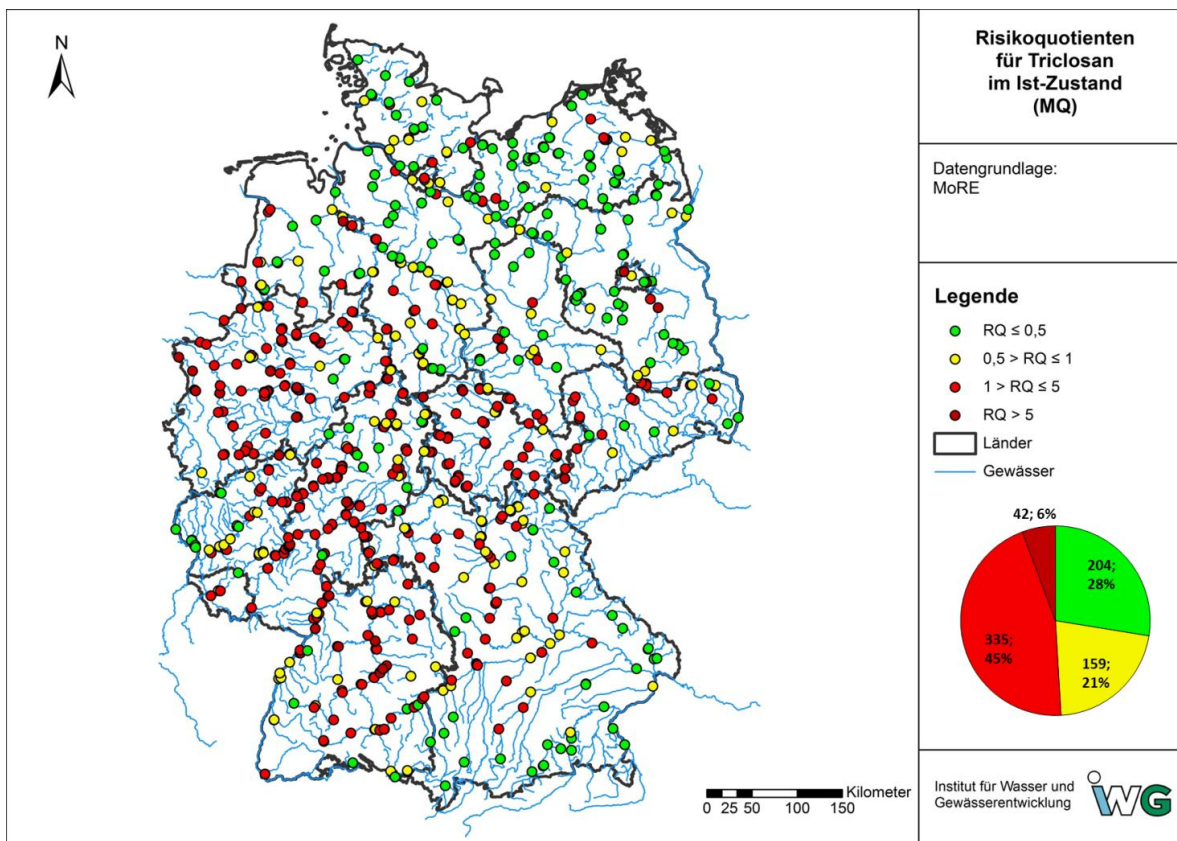


Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 38: Berechnete Triclosan-Konzentrationen

in µg/l	25. Quantil	Median	Mittelwert	75. Quantil	95. Quantil	Maximum
Konzentration	0,01	0,02	0,04	0,04	0,11	1,13

Darstellung: IWG, KIT

Abbildung 28: Risikoquotienten für Triclosan im Ist-Zustand

Darstellung: IWG, KIT

Ergebnisplausibilisierung

Die LUBW (2014a) hat mittlere Triclosan-Konzentrationen für baden-württembergischen Messstellen ermittelt. Fast alle Messungen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von $0,05 \mu\text{g/l}$; nur für eine Messstelle konnte eine mittlere Konzentration mit $0,073 \mu\text{g/l}$ berechnet werden. Im Gütebericht des Ruhrverbades wurden gemessene Triclosan-Konzentrationen im Ruhrlängsverlauf für das Jahr 2014 (Ruhrverband 2015) berichtet. Der Maximalwert betrug $0,016 \mu\text{g/l}$; im Mündungsbereich der Ruhr bei Duisburg wurde der höchste Jahresmittelwert mit $0,011 \mu\text{g/l}$ gemessen.

Diese Werte liegen in der Größenordnung des Vorschlags für die JD-UQN und darüber und im unteren Wertebereich der von MoRE modellierten Konzentrationen. Zudem ist es zu berücksichtigen, dass Triclosan in Kläranlagen z. T. biologisch abgebaut wird und insgesamt eine hohe Rückhalteleistung vorhanden ist. Demzufolge ist auch eine Selbstreinigung der Gewässer in Bezug auf diesen Stoff zu erwarten. Da MoRE die Retention von diesem Stoff in den Gewässern nicht berücksichtigt, erklärt sich, warum die modellierten Konzentrationen im Vergleich zu den tatsächlichen überschätzt werden.

Durch den freiwilligen Verzicht auf Triclosan seitens des Industrieverbandes Körperpflege- und Waschmittel e. V.²³ im Jahr 2001 ist es mit einer Abnahme der Einträge in die Gewässer bzw. der Konzentrationen, wie in Ruhrverband (2015) berichtet, zu rechnen. Für die Ableitung der Eingangsdaten für die Modellierung liegen aber nur wenige Daten vor, um eine zeitliche Tendenz zu analysieren, so dass in dem Zeitraum 2006 bis 2011 mit konstanten stofflichen Eingangsdaten gerechnet wird. Dies kann zusätzlich zu einer Überschätzung der modellierten Gewässerkonzentrationen für den Zeitraum 2006 bis 2011 führen.

²³ Freiwilliger Verzicht des deutschen Industrieverbandes Körperpflege- und Waschmittel e. V. bzgl. des Gebrauchs von Triclosan in Wasch- und Reinigungsmitteln, 2001 (Quelle: <http://www.uba.de/uba-info-medien/4319.html>).

4.5 Ergebnisse der Modellierung der stoffspezifischen Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen für Deutschland

Die Wirkungen der Maßnahmen bzw. der Maßnahmenkombinationen werden anhand zwei verschiedener Aspekte ausgewertet. Einerseits wird die eintragsbezogene Reduzierung für Deutschland betrachtet, wobei die Verschiebung der Bedeutung einzelner Eintragspfade in Abhängigkeit von den durch die Maßnahmen reduzierten Einträgen gezeigt wird. Zudem wird das gesamte Reduktionspotenzial für die Summe aller Einträge betrachtet. Andererseits wird die Auswirkung von Maßnahmen bzgl. der Zielerreichung (eine qualitätsbezogene Betrachtung) analysiert. Die Abkürzung der Maßnahmen in den Abbildungen und Tabellen in diesem Abschnitt sind Tabelle 24 zu entnehmen. Die Reduktionspotentiale durch Maßnahmen werden in diesem Kapitel als mäßig bewertet, wenn sie in der Größenordnung von bis zu ca. 30 Prozent liegen, als mittel (> 30 bis ca. 70 %) und als hoch, wenn sie über 70 Prozent sind.

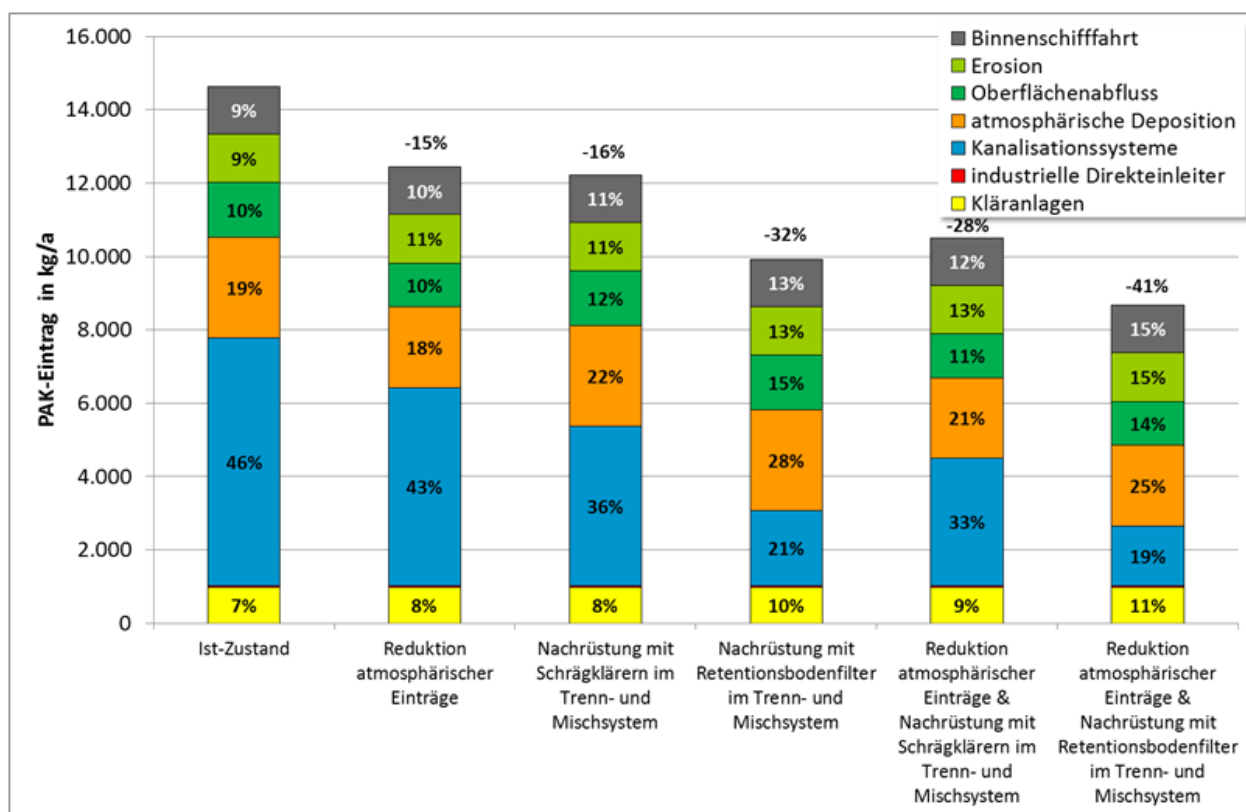
4.5.1 PAK₁₆

Die in Tabelle 24 aufgelisteten Maßnahmen zur Reduzierung der PAK₁₆-Einträge in die Gewässer zeigen ein mäßiges bis mittleres Reduktionspotenzial. Abbildung 29 fasst die Modellierungsergebnisse zusammen. Während die Einzelmaßnahme zur Reduzierung der atmosphärischen PAK₁₆-Einträge die Gesamteinträge nur um 15 Prozent reduziert, zeigt die Maßnahmenkombination Reduzierung der PAK₁₆-Einträge in die Atmosphäre und die Erhöhung klärtechnischer Wirksamkeit im Trenn- und Mischsystem durch die Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter (Reduktion atmosphärischer Einträge & Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter im Trenn- und Mischsystem) ein höheres Reduktionspotenzial von 41 Prozent. Ein geringeres Reduktionspotenzial zeigt die Maßnahmenkombination mit der Nachrüstung durch Schrägklärer (Reduktion atmosphärischer Einträge & Nachrüstung mit Schrägklärern im Trenn- und Mischsystem) mit 28 Prozent. Durch die Kombination von quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen greifen die nachgeschalteten Maßnahmen auf die durch die quellenorientierten Maßnahmen bereits reduzierten Einträge zu, so dass höhere Reduktionspotenziale erreicht werden können als bei den Einzelmaßnahmen. Zum Vergleich werden für die Einzelmaßnahmen zur Erhöhung der klärtechnischen Wirksamkeit im Misch- und Trennsystem 16 Prozent weniger Gesamteinträge über die Ausrüstung der Regenüberlaufbecken und Regenklärbecken mit Schrägklärern und 32 Prozent für die Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter erreicht (Abbildung 29).

Bei der Betrachtung der Relevanz der einzelnen Eintragspfade unter dem Einfluss von Maßnahmen ist zu sehen, dass die Relevanz der Pfade, auf die die Maßnahmen wirken, tendenziell zugunsten der anderen Pfade abnimmt. Die relative Bedeutung des Pfades „Kanalisationssysteme“ schrumpft von 46 Prozent im Ist-Zustand bis zu 19 Prozent für die Maßnahmenkombination (Reduktion atmosphärischer Einträge & Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter im Trenn- und Mischsystem).

Die aus den Einträgen berechneten Konzentrationen an den Gebietsauslässen bei einem mittleren Abfluss für den Ist-Zustand und die Konzentrationen nach Implementierung der modellierten Maßnahmen sind in Tabelle 39 zusammengestellt. Sie können aus den bereits dargestellten Bedingungen zu keinem eindeutigen Qualitätskriterium in Verbindung gebracht werden. Für die Summe der JD-UQN der acht PAK aus der Richtlinie 2013/39/EU ergibt sich eine Konzentration von ca. 2,14 µg/l, wobei selbst für Naphthalin die JD-UQN 2 µg/l beträgt. Eine qualitative Bewertung der modellierten Konzentrationen ist aber schwierig. Markant ist es jedoch, dass die maximale PAK₁₆-Konzentration im Ist-Zustand um den Faktor 100 höher liegt als der Median. Das bedeutet, dass für schwache Vorfluter mit einem großen Abwasseranteil kritische Zustände denkbar sind. Durch die Kombination von quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen wird annäherungsweise eine Halbierung der Gewässerkonzentrationen erreicht.

Abbildung 29: Modellierte Reduktionspotenziale für die PAK₁₆-Einträge durch Maßnahmen



Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Tabelle 39: Berechnete PAK₁₆-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung

in µg/l	Ist-Zustand	Reduktion atmosphärischer Einträge	Nachrüstung mit Schrägklärern im Trenn- und Mischsystem	Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter im Trenn- und Mischsystem	Reduktion atmosphärischer Einträge & Nachrüstung mit Schrägklärern im Trenn- und Mischsystem	Reduktion atmosphärischer Einträge & Nachrüstung mit Retentionsbodenfilter im Trenn- und Mischsystem
25. Quantil	0,076	0,064	0,065	0,051	0,056	0,045
Median	0,120	0,102	0,100	0,078	0,085	0,068
Mittelwert	0,224	0,190	0,183	0,144	0,157	0,125
75. Quantil	0,200	0,172	0,161	0,130	0,138	0,112
95. Quantil	0,698	0,576	0,553	0,392	0,461	0,338
Maximum	13,000	10,000	10,000	7,000	8,000	6,000

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

4.5.2 Nonylphenol

Das Ergebnis der Wirkungen der Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen auf die Einträge von Nonylphenol ist im Vergleich zum Ist-Zustand in Abbildung 30 dargestellt. Die nachgeschalteten Einzelmaßnahmen für die Ausrüstung der kommunalen Kläranlagen > 100.000 EW und > 50.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe (Ozonierung) zeigen eine ähnliche Eintragsreduktion von 11 Prozent bzw. 14 Prozent. Obwohl im Vergleich zum Ausbau der Kläranlagen > 100.000 EW (230 Anlagen) weitere 300 Anlagen nachgerüstet werden (s. Abschnitt 4.3.5), ergibt sich nur eine gesteigerte Reduktion der Einträge um 3 Prozent. Analog zu dieser Tendenz ergeben sich auch für die Maßnahmenkombinationen durch Produktlabeling und Informationskampagnen und Ausrüstung der Anlagen mit 4. Reinigungsstufe die Reduktionspotenziale von 29 Prozent für den Ausbau aller Anlagen > 100.000 EW bzw. 32 Prozent für den Ausbau aller Anlagen > 50.000 EW.

Insgesamt ist bei den modellierten quellenorientierten und nachgeschalteten eintragsmindernden Maßnahmen für Nonylphenol ein mäßiges Reduktionspotenzial zu verzeichnen. Dies liegt daran, dass neben der angenommenen Reduktionswirkung von 20 Prozent bei den Informationsmaßnahmen, eine 4. Reinigungsstufe mit dem Verfahren der Ozonierung lediglich 50 Prozent der Ausgangsfracht eliminieren kann.

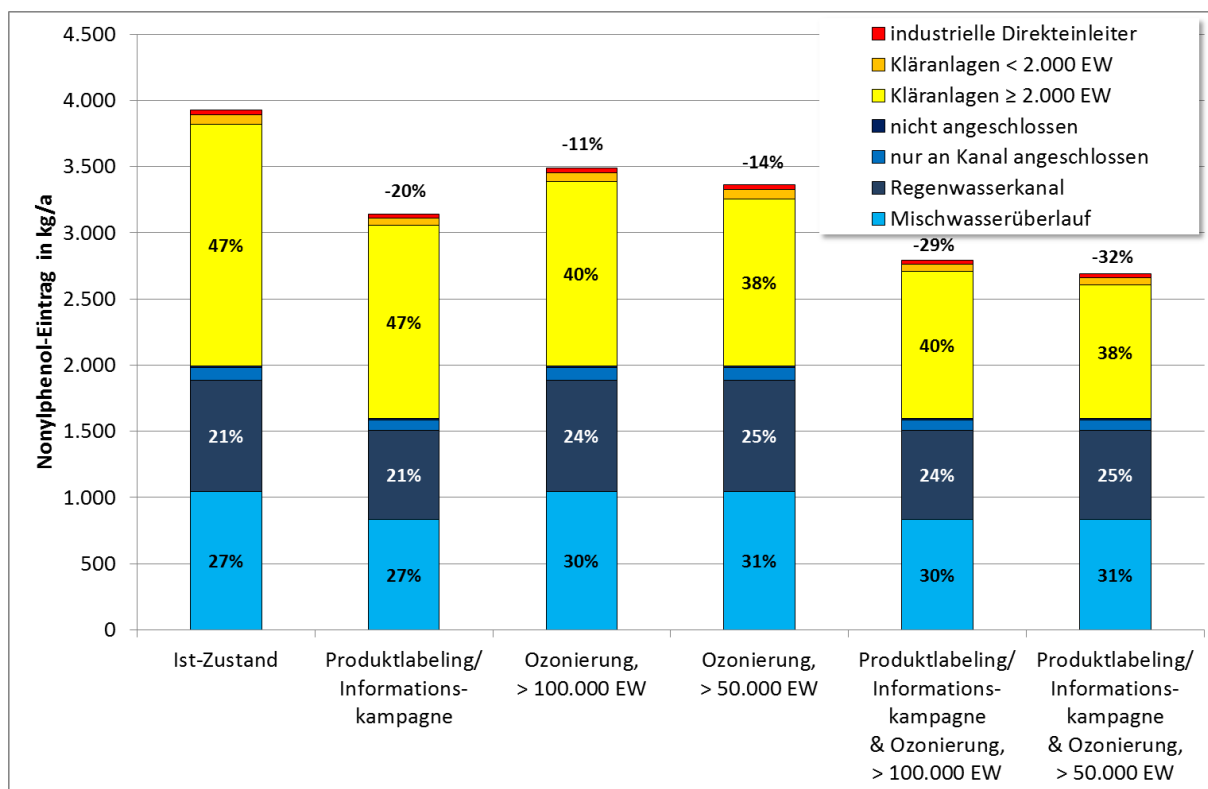
Tabelle 40 fasst die Kenngrößen der Gewässerkonzentrationen (25.Quantil, Median, Mittelwert, 75. und 95.Quantil und Maximum) zusammen. In Abbildung 31 sind die modellierten Konzentrationen in Bezug zu dem Qualitätskriterium gesetzt. Flächendeckend ist die Nonylphenol-Gewässersituation unbedenklich. In Einzelfällen wird das Qualitätsziel verfehlt. Trotz der Kombination aus quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen wird keine deutliche Verbesserung der kritischen Gewässerzustände in Berliner, Bremener, Leipziger Raum und Ruhrgebiet erreicht. Es ist ein Faktor von 10 zwischen dem 95. Quartil und der maximalen Konzentration zu verzeichnen und das spricht wie bei den PAK₁₆ dafür, dass für schwache Vorfluter mit einem großen Abwasseranteil kritische Zustände denkbar sind.

Tabelle 40: Berechnete Nonylphenol-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung

in µg/l	Ist-Zustand	Produkt-labeling/ Informations- kampagne	Ozonierung bei Kläran- lagen > 100.000 E W	Ozonierung bei Kläran- lagen > 50.000 EW	Produkt-labeling/ Informati- onskamp. & Ozonierung (> 100.000 EW)	Produkt-labeling/ Informati- onskamp. & Ozonierung (> 50.000 E W)
25. Quantil	0,015	0,012	0,015	0,015	0,012	0,012
Median	0,030	0,024	0,029	0,028	0,023	0,023
Mittelwert	0,052	0,042	0,049	0,048	0,040	0,038
75. Quantil	0,052	0,041	0,050	0,048	0,040	0,039
95. Quantil	0,182	0,145	0,170	0,158	0,136	0,126
Maximum	1,815	1,452	1,750	1,711	1,400	1,369

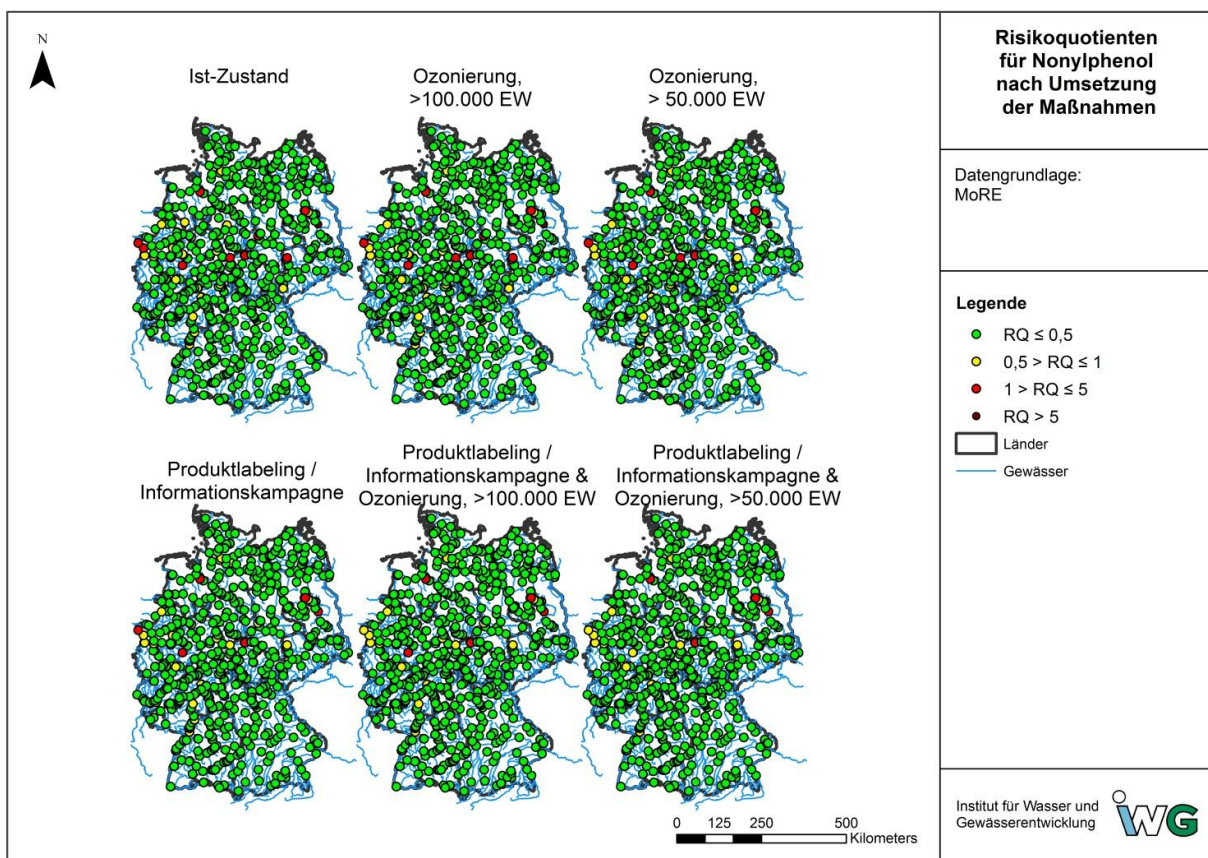
Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Abbildung 30: Modellierte Reduktionspotenziale für die Nonylphenol-Einträge durch Maßnahmen



Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Abbildung 31: Risikoquotienten für Nonylphenol nach Umsetzung der Maßnahmen



Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

4.5.3 Arzneistoffe

Frachtreduktion

Die Ergebnisse der Wirkung der modellierten Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen auf die Reduzierung der Eintragsfrachten von Arzneimitteln gegenüber dem Ist-Zustand sind in Abbildung 32 bis Abbildung 35 dargestellt.

Die quellenbezogene Maßnahme „20 Prozent weniger Verbrauch“ wirkt sich auf alle Eintragspfade als pauschaler Abminderungsfaktor für die verwendeten stoffspezifischen Eingangsdaten wie Arzneistoff-Verbrauchsmenge pro Einwohner und Konzentration im Kläranlagenzulauf bei Trockenwetter aus. Aufgrund des linearen Zusammenhangs an dieser Stelle, fallen im Vergleich zum Ist-Zustand insgesamt 20 Prozent weniger an Eintragsfrachten an.

Die Verfahren der 4. Reinigungsstufe sind von zentraler Bedeutung für die Maßnahmenbetrachtung, da der Eintragspfad „kommunale Kläranlage“ bei allen Arzneistoffen die größte Relevanz hat. Entsprechend der unterschiedlichen Eliminationsleistungen der 4. Reinigungsstufe (Ozonierung) (s. Abschnitt 4.3.5) ergibt sich stoffspezifisch eine unterschiedliche Eintragsminderung.

Für Diclofenac zeigt die Ozonierung eine sehr hohe Eliminationsleistung von 95 Prozent, was bei der Ausrüstung der Kläranlagen > 100.000 EW zu einer Eintragsminderung von 41 Prozent führt. Bei der Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW wird sogar eine Halbierung der Gesamteinträge im Vergleich zu dem Ist-Zustand erreicht. Bei der Kombination dieser Maßnahmen mit einer zusätzlichen Reduktion der Arzneistoff-Verbrauchsmengen als quellenbezogene Maßnahme werden 53 Prozent bzw. 63 Prozent der Einträge gegenüber dem Ist-Zustand reduziert. Zudem ist es festzuhalten, dass das Reduktionspotenzial der nachgeschalteten Maßnahme zur Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe annäherungsweise genauso groß ist wie das Potenzial der Maßnahmenkombination mit Ausrüstung der Anlagen > 100.000 EW und gleichzeitiger Verringerung der Arzneistoff-Verbrauchsmengen an der Quelle (ca. 53 bis 54 %).

Bei der Ausrüstung aller Anlagen der Größenklasse 4 und 5 (ca. 2.100 Anlagen > 10.000 EW) werden knapp 80 Prozent der Diclofenac-Einträge gegenüber der Ausgangssituation reduziert. Dieses Reduktionspotenzial unterscheidet sich nur noch geringfügig von dem Potenzial bei der Maßnahmenkombination, bei der alle Anlagen > 10.000 EW ausgerüstet werden und zusätzlich die Arzneistoff-Verbrauchsmengen an der Quelle reduziert werden (79 vs. 83 %).

Insgesamt können für Diclofenac über die modellierten Maßnahmen infolge der guten Eliminationsleistung der 4. Reinigungsstufe bedeutende Anteile der Einträge reduziert werden. So wird die relative Bedeutung des Eintragspfades „kommunale Kläranlagen“ von 95 Prozent im Ist-Zustand auf 76 Prozent bei der Kombination aus quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen verringert.

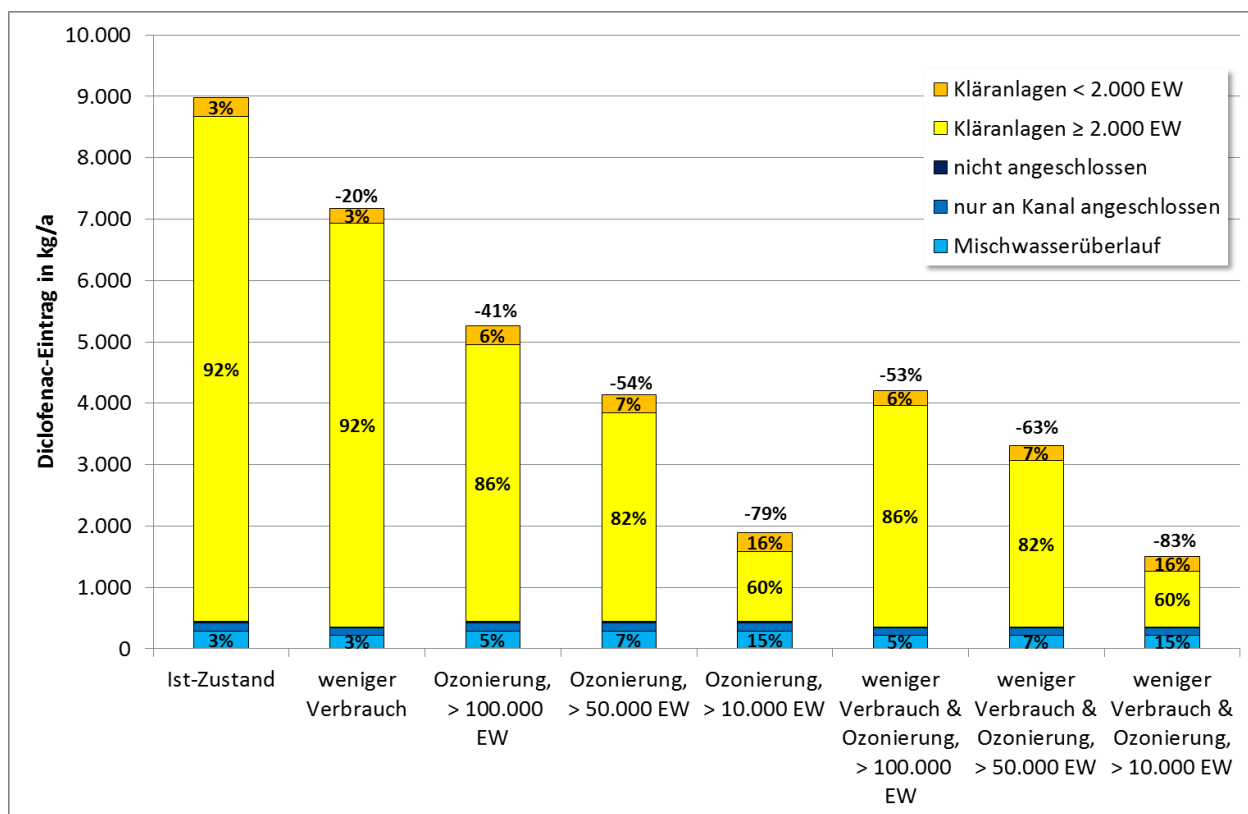
Bei Ibuprofen werden insgesamt deutlich niedrigere Reduktionspotenziale über eine 4. Reinigungsstufe erreicht. Über eine Ozonierung als 4. Reinigungsstufe werden über die verschiedenen betrachteten Ausbaustufen im Mittel 60 Prozent der Ibuprofen-Einträge in kommunalen Kläranlagen in Bezug auf die Ablaufkonzentrationen eliminiert. Kläranlagen mit einer Denitrifikationsstufe eliminieren Ibuprofen zu mehr als 95 Prozent in der biologischen Stufe, während Kläranlagen mit kurzer Aufenthaltszeit des Abwassers eine Rückhalteleistung von 25 Prozent aufweisen. Kläranlagen < 2.000 EW, die durch Nachrüstungsmaßnahmen nicht erfasst werden, haben daher einen wesentlichen Anteil an Einträgen. In diesem Zusammenhang ist die 20 prozentige Verringerung der Verbrauchsmenge von Ibuprofen besonders bedeutend. Durch sie kann eine Eintragsminderung erreicht werden, die der Ausrüstung von über 2.100 Anlagen mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe gleich kommt. Bei der Kombination aus quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen können bis zu 37 Prozent der Ibuprofen-Einträge gegenüber dem Ist-Zustand reduziert werden. Ein weiterer Grund für das im

Vergleich zu Diclofenac geringere Reduktionspotenzial bei Ibuprofen ist der relativ hohe Anteil an Einträgen über Kanalisationssysteme. Auf eine Modellierung der Reduktionspotentiale von Maßnahmen in diesem Bereich wurde aber verzichtet, da aufgrund der Wasserlöslichkeit von Ibuprofen erwartet wird, dass die bestehenden, auf Sedimentationsprozesse basierenden klärtechnischen Anlagen für diesen Arzneistoff wenig bis kaum Wirkung haben. Zudem ist die Wirksamkeit von nachgerüsteten Regenbecken mit klärtechnischen Bauwerken in Bezug auf Arzneistoffe wenig erforscht.

Die Ozonierung hat für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol eine Eliminationsleistung von ca. 40 Prozent. Daraus resultiert eine Minderung der Einträge von 34 Prozent bis zu 38 Prozent bei der Ausrüstung der kommunalen Kläranlagen > 100.000 EW bzw. > 10.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe (Ozonierung) (Abbildung 34). Die geringeren Unterschiede bei den Reduktionspotenzialen für die Ausrüstung der 230 großen Kläranlagen und der über 2.100 Anlagen der Größenklasse 4 und 5 bestehen darin, dass bei der Modellierung für die Anlagen der Größenklasse 5 eine deutlich höhere mittlere Konzentration angesetzt wird (21 µg/l im Ablauf der Nachklärung) wie bei den Anlagen der Größenklasse 1 bis 4 (2,4 µg/l im Ablauf der Nachklärung) (Hillenbrand et al. 2015). Die Kombinationen der modellierten quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen bringen untereinander ähnliche Reduktionspotenziale mit bis zu max. 50 Prozent. Hier spiegeln sich die oben beschriebenen Effekte wider. Insgesamt resultieren für den Arzneistoff Iomeprol mäßige bis mittlere Reduktionspotenziale.

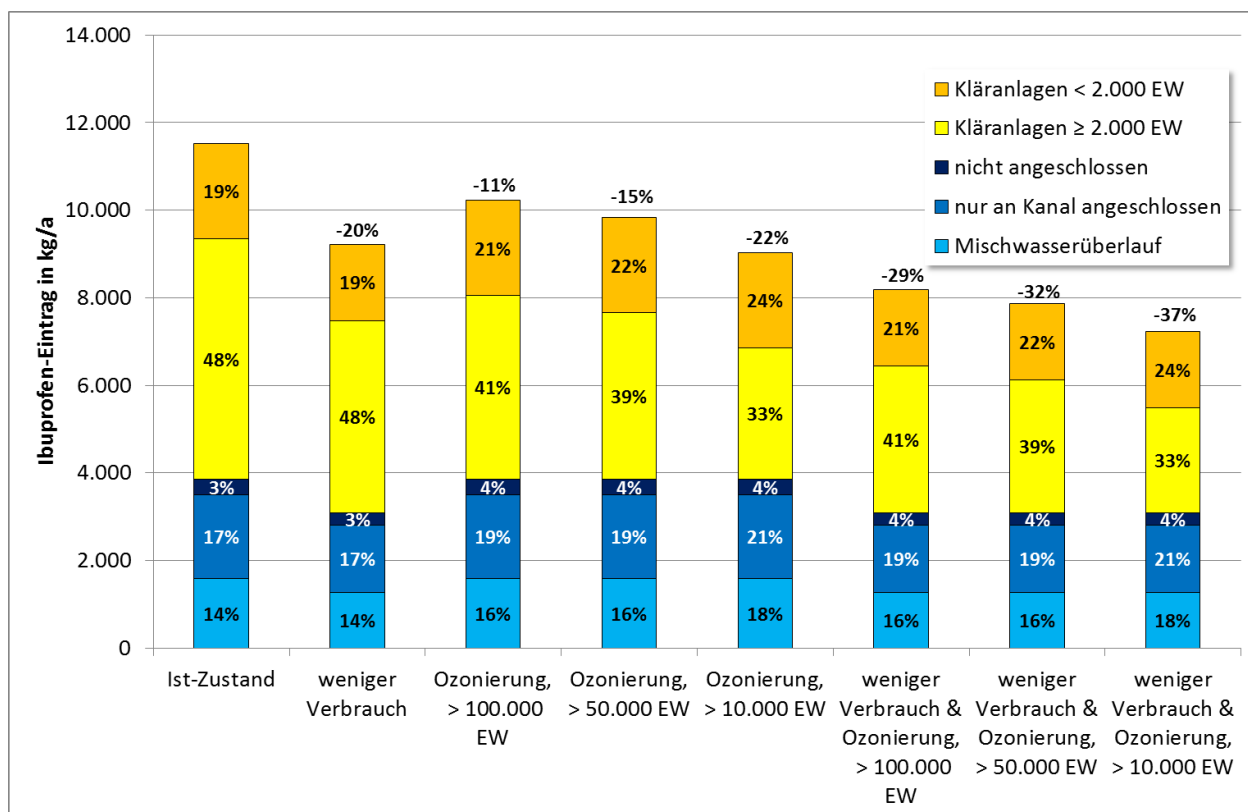
Die Ergebnisse der Wirkung der Maßnahmen auf die Reduzierung der Einträge von Sulfamethoxazol in Abbildung 35 zeigen ein ähnliches Verhalten wie bei Diclofenac. Die Sulfamethoxazol-Eliminationsleistung der Ozonierung ist mit 95 Prozent sehr hoch und bewirkt eine mittlere bis hohe Eintragsminderung. Bei der Ausrüstung der kommunalen Kläranlagen > 100.000 EW werden bis zu 41 Prozent der Einträge gegenüber dem Ist-Zustand reduziert, bei den Kläranlagen > 50.000 EW sind es 53 Prozent und bei den Anlagen > 10.000 EW bis zu 77 Prozent. Bei der Kombination aus der modellierten quellenorientierten und nachgeschalteten Maßnahmen (die Verringerung der Arzneistoff-Verbrauchsmenge um 20 Prozent und Nachrüstung der Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe, Ozonierung) können bis zu maximal 82 Prozent der Einträge reduziert werden. Ähnlich wie bei Diclofenac hat die Einzelmaßnahme zur Ausrüstung aller Kläranlagen > 50.000 EW mit 4. Reinigungsstufe genauso viel Reduktionspotenzial (52 bis 53 %) wie die Maßnahmenkombination aus Ausrüstung aller Anlagen > 100.000 EW und gleichzeitiger Verringerung der Verbrauchsmengen um 20 Prozent (Abbildung 35).

Abbildung 32: Modellierte Reduktionspotenziale für die Diclofenac-Einträge durch Maßnahmen



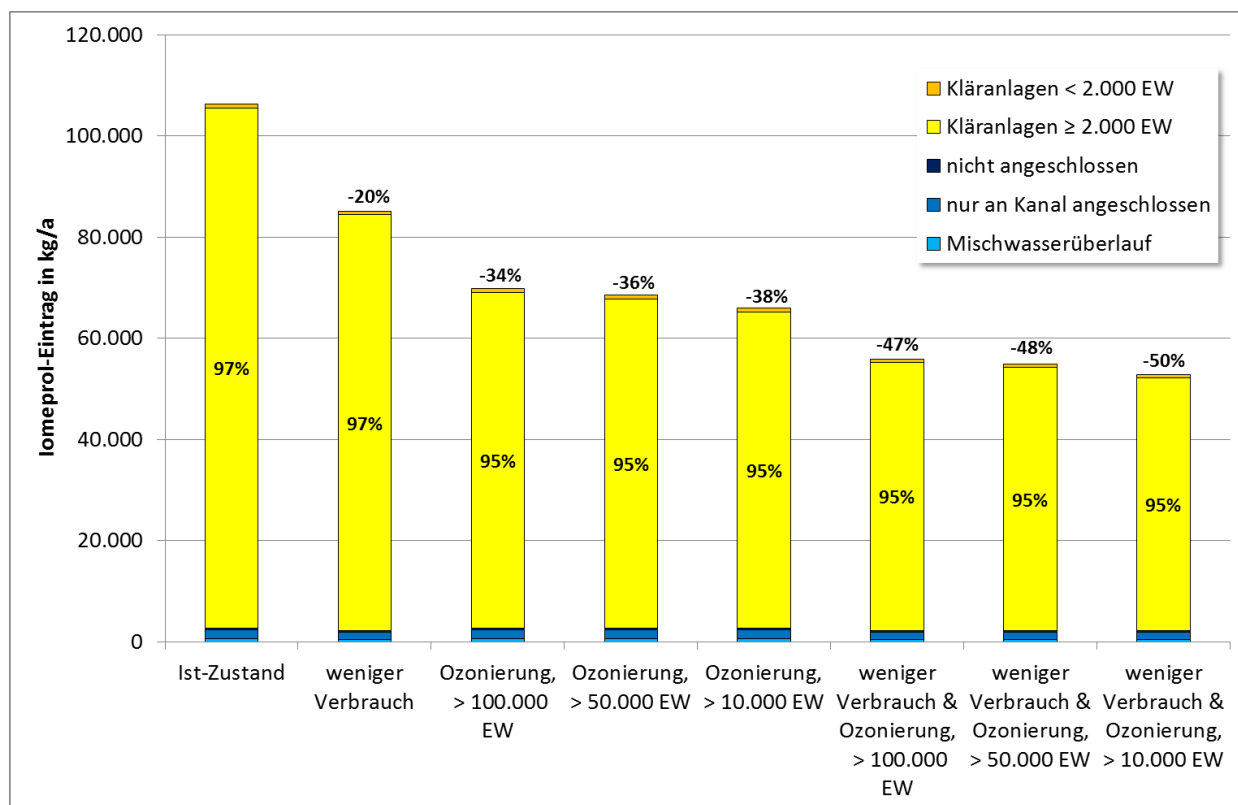
Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Abbildung 33: Modellierte Reduktionspotenziale für die Ibuprofen-Einträge durch Maßnahmen



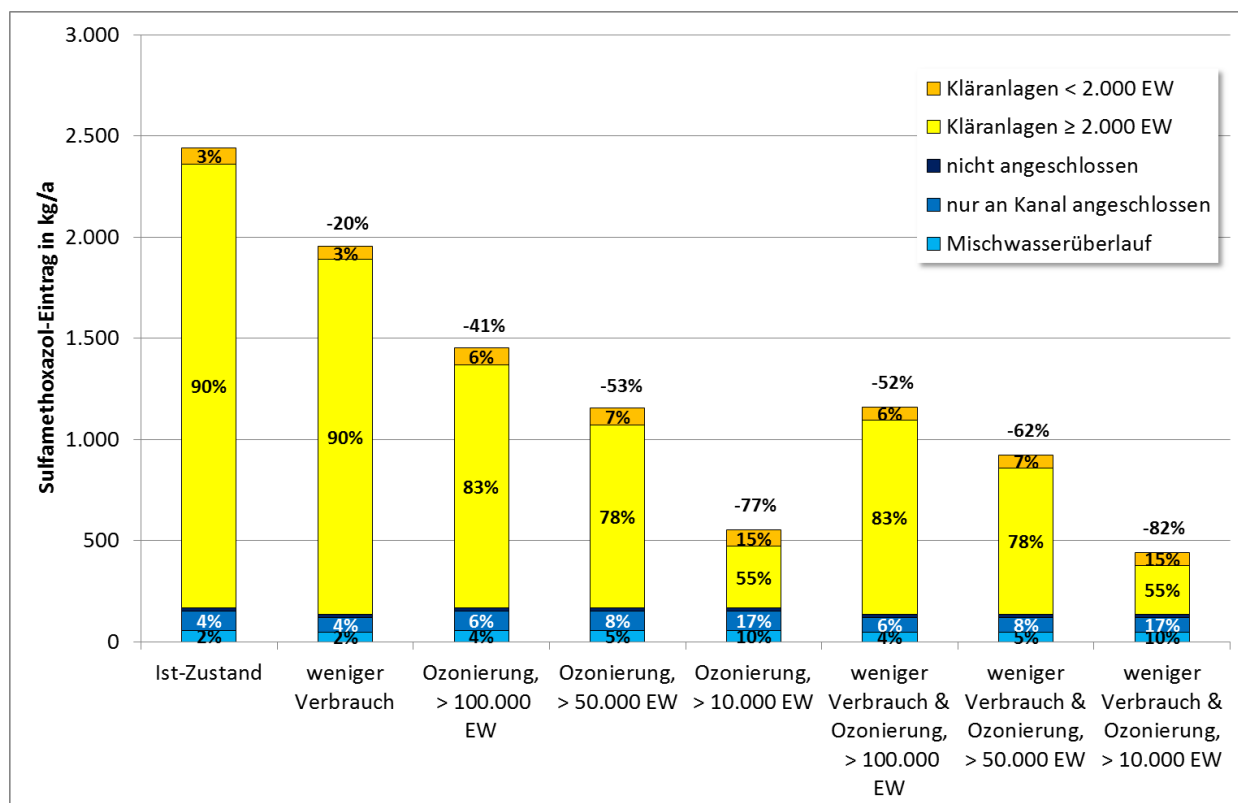
Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Abbildung 34: Modellierte Reduktionspotenziale für die Iomeprol-Einträge durch Maßnahmen



Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Abbildung 35: Modellierte Reduktionspotenziale für die Sulfamethoxazol-Einträge durch Maßnahmen



Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Gewässersituation

Eine Zusammenfassung der Wertebereiche der ermittelten Konzentrationen für die Arzneistoffe ist in Tabelle 41 bis Tabelle 44 zu finden. Für Ibuprofen und Sulfamethoxazol sind die ermittelten Konzentrationen selbst im Ist-Zustand flächendeckend deutlich unterhalb der Qualitätskriterien (Abbildung 24). Bei Sulfamethoxazol wird nur in sehr wenigen Einzelfällen eine Verfehlung des Qualitätsziels ermittelt, die sich jedoch mit der Maßnahme Ausrüstung aller Kläranlagen > 100.000 EW mit 4. Reinigungsstufe vermeiden lässt. Für Iomeprol können die modellierten Konzentrationen aufgrund des Fehlens von geeignetem Qualitätskriterium nicht qualitativ ausgewertet werden, so dass an diesen Stellen auf die Betrachtung der Auswirkung von Maßnahmen auf den Gewässerzustand verzichtet wird. Dagegen wird für Diclofenac eine detaillierte Analyse durchgeführt. Abbildung 36 zeigt die resultierenden Risikoquotienten nach Anwendung der Maßnahmen. Die Abbildung zeigt deutlich, dass erst, nachdem alle Anlagen > 10.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe ausgebaut werden, die Risikoquotienten nahezu flächendeckend < 1 werden. Dann liegen sie nur noch an wenigen Gebietsauslässen über 1. Dieses Bild ändert sich nur unwesentlich auch wenn die Maßnahme zur Ausrüstung aller Kläranlagen > 10.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe mit einer 20 prozentigen Verringerung der Verbrauchsmengen an der Quelle kombiniert wird. Das bedeutet, dass die modellierten Kombinationen aus quellenorientierten und nachgeschalteten Maßnahmen für Diclofenac ein nicht ausreichendes Reduktionspotential haben, um flächendeckend das Qualitätskriterium zu unterschreiten.

Tabelle 41: Berechnete Diclofenac-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung

in µg/l	Ist-Zustand	weniger Verbrauch	Ozonierung bei Kläranlagen >100.000 EW	Ozonierung bei Kläranlagen >50.000 EW	Ozonierung bei Kläranlagen >10.000 EW	weniger Verbrauch & Ozonierung, (>100.000 EW)	weniger Verbrauch & Ozonierung (>50.000 EW)	weniger Verbrauch & Ozonierung (>10.000 EW)
25. Quantil	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01
Median	0,06	0,05	0,05	0,05	0,02	0,04	0,04	0,02
Mittelwert	0,11	0,09	0,09	0,07	0,03	0,07	0,06	0,02
75. Quantil	0,11	0,09	0,09	0,08	0,04	0,07	0,06	0,03
95. Quantil	0,36	0,29	0,28	0,22	0,08	0,23	0,18	0,06
Maximum	2,50	2,00	2,17	2,17	0,75	1,74	1,74	0,60

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Tabelle 42: Berechnete Ibuprofen-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung

in µg/l	Ist-Zustand	weniger Verbrauch	Ozonierung bei Kläranlagen >100.000 EW	Ozonierung bei Kläranlagen >50.000 EW	Ozonierung bei Kläranlagen >10.000 EW	weniger Verbrauch & Ozonierung, (>100.000 EW)	weniger Verbrauch & Ozonierung (>50.000 EW)	weniger Verbrauch & Ozonierung (>10.000 EW)
25. Quantil	0,05	0,04	0,05	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03
Median	0,10	0,08	0,10	0,09	0,09	0,08	0,08	0,07
Mittelwert	0,19	0,15	0,18	0,18	0,16	0,15	0,14	0,13
75. Quantil	0,20	0,16	0,19	0,19	0,17	0,16	0,15	0,14
95. Quantil	0,56	0,45	0,53	0,50	0,48	0,43	0,40	0,38
Maximum	9,90	7,92	9,90	9,90	9,40	7,92	7,92	7,52

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Tabelle 43: Berechnete Iomeprol-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung

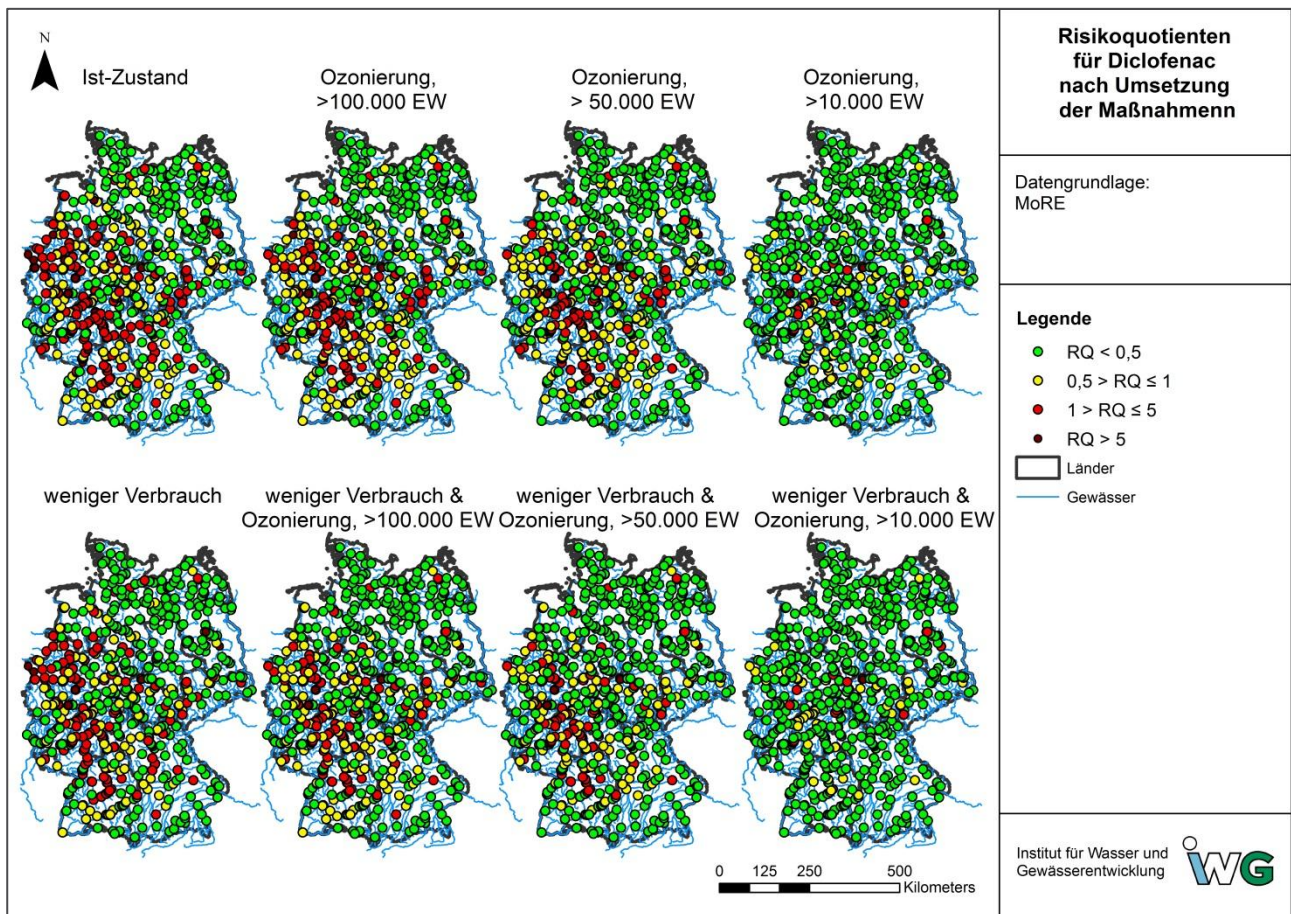
in µg/l	Ist-Zustand	weniger Verbrauch	Ozonierung bei Kläranlagen >100.000 EW	Ozonierung bei Kläranlagen >50.000 EW	Ozonierung bei Kläranlagen >10.000 EW	weniger Verbrauch & Ozonierung, (>100.000 EW)	weniger Verbrauch & Ozonierung (>50.000 EW)	weniger Verbrauch & Ozonierung (>10.000 EW)
25. Quantil	0,08	0,07	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07	0,05
Median	0,24	0,19	0,24	0,23	0,18	0,19	0,18	0,15
Mittelwert	0,88	0,70	0,63	0,62	0,57	0,51	0,49	0,46
75. Quantil	0,71	0,57	0,56	0,55	0,49	0,45	0,44	0,39
95. Quantil	2,95	2,36	2,05	1,98	1,90	1,64	1,59	1,52
Maximum	58	46	35	35	35	28	28	28

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Tabelle 44: Berechnete Sulfamethoxazol-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung

in µg/l	Ist-Zustand	weniger Verbrauch	Ozonierung bei Kläranlagen >100.000 EW	Ozonierung bei Kläranlagen >50.000 EW	Ozonierung bei Kläranlagen >10.000 EW	weniger Verbrauch & Ozonierung, (>100.000 EW)	weniger Verbrauch & Ozonierung (>50.000 EW)	weniger Verbrauch & Ozonierung (>10.000 EW)
25. Quantil	0,007	0,006	0,003	0,006	0,005	0,002	0,007	0,006
Median	0,015	0,013	0,006	0,012	0,011	0,004	0,015	0,013
Mittelwert	0,024	0,021	0,010	0,020	0,017	0,008	0,024	0,021
75. Quantil	0,026	0,022	0,012	0,021	0,018	0,009	0,026	0,022
95. Quantil	0,076	0,061	0,027	0,061	0,049	0,022	0,076	0,061
Maximum	0,837	0,837	0,455	0,669	0,669	0,364	0,837	0,837

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Abbildung 36: Risikoquotienten für Diclofenac nach Umsetzung der Maßnahmen

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

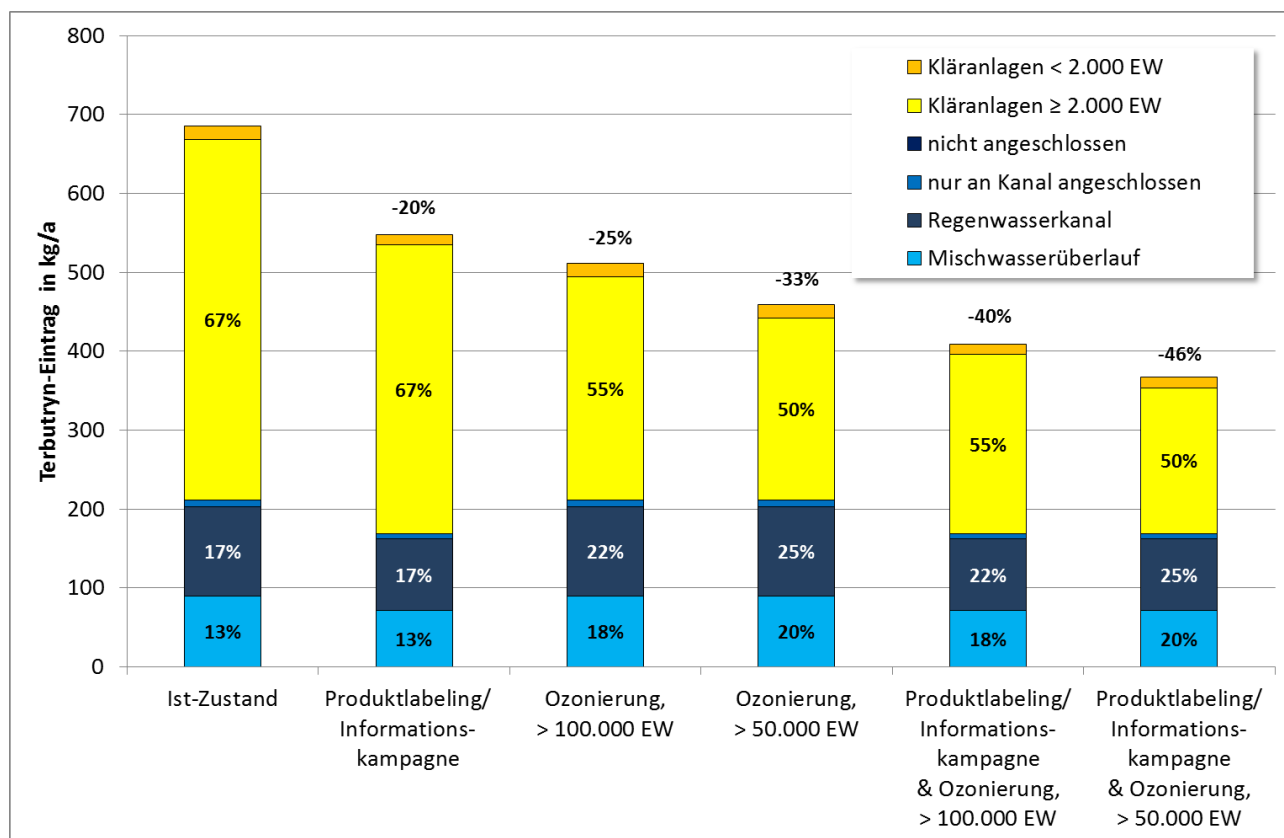
4.5.4 Terbutryn

Die modellierten Reduktionspotenziale für die Eintragsfrachten von Terbutryn durch die betrachteten eintragsmindernden Maßnahmen sind in Abbildung 37 dargestellt.

Die nachgeschalteten Einzelmaßnahmen für die Ausrüstung der kommunalen Kläranlagen > 100.000 EW und > 50.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe (Ozonierung) bewirken eine Eintragsreduktion der Einträge von 25 bzw. 33 Prozent. Für die Maßnahmenkombinationen: Ausrüstung der kommunalen Kläranlagen mit einer Ozonierung und gleichzeitiger Reduktion über den Abwasserpfad durch Informationskampagnen ergibt sich eine Reduktion der Terbutryn-Einträge von 40 bzw. 46 Prozent. Die relative Bedeutung des Eintragspfades „kommunale Kläranlagen“ in Bezug auf die Gesamteinträge geht von 67 Prozent im Ist-Zustand auf 55 bzw. 50 Prozent bei den Maßnahmenkombinationen zurück. Insgesamt ist bei den modellierten eintragsmindernden Maßnahmen für Terbutryn ein mäßiges bis mittleres Reduktionspotenzial zu verzeichnen.

Der Risikoquotient liegt nur an wenigen Modellierungspunkten über 1 (Abbildung 38). Die Kombinationen aus quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen führen zu deutlicher Eintragsreduktion, trotzdem bestehen Überschreitungen der UQN an einzelnen Modellierungspunkten (Tabelle 45 und Abbildung 38). Diese sind auf schwache Vorfluter mit einem hohen Abwasseranteil zurückzuführen.

Abbildung 37: Modellierte Reduktionspotenziale für die Terbutryn-Einträge durch Maßnahmen

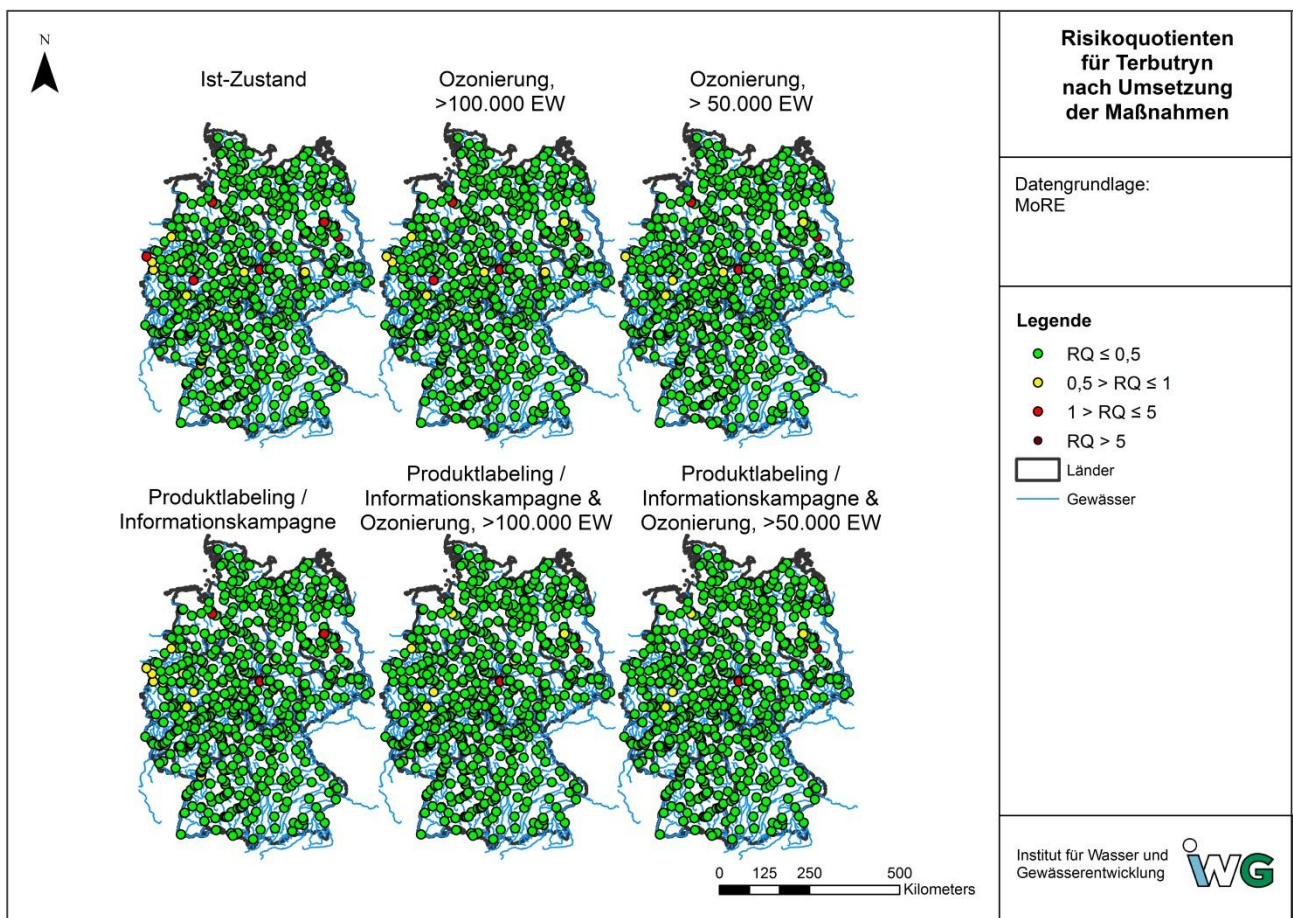


Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Tabelle 45: Berechnete Terbutryn-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung

in µg/l	Ist-Zustand	Produkt-labeling/ Informations- kampagne	Ozonierung bei Kläranla- gen >100.000 EW	Ozonierung bei Kläranla- gen >50.000 EW	Produkt-labeling/ Informations- kampagne & Ozonierung, (>100.000 EW)	Produkt-labeling/ Informations- kampagne & Ozonierung, (>50.000 EW)
25. Quantil	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Median	0,005	0,004	0,005	0,004	0,004	0,004
Mittelwert	0,009	0,007	0,008	0,007	0,006	0,006
75. Quantil	0,009	0,007	0,008	0,007	0,006	0,006
95. Quantil	0,029	0,023	0,024	0,022	0,019	0,018
Maximum	0,283	0,226	0,257	0,241	0,205	0,193

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu denmodellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

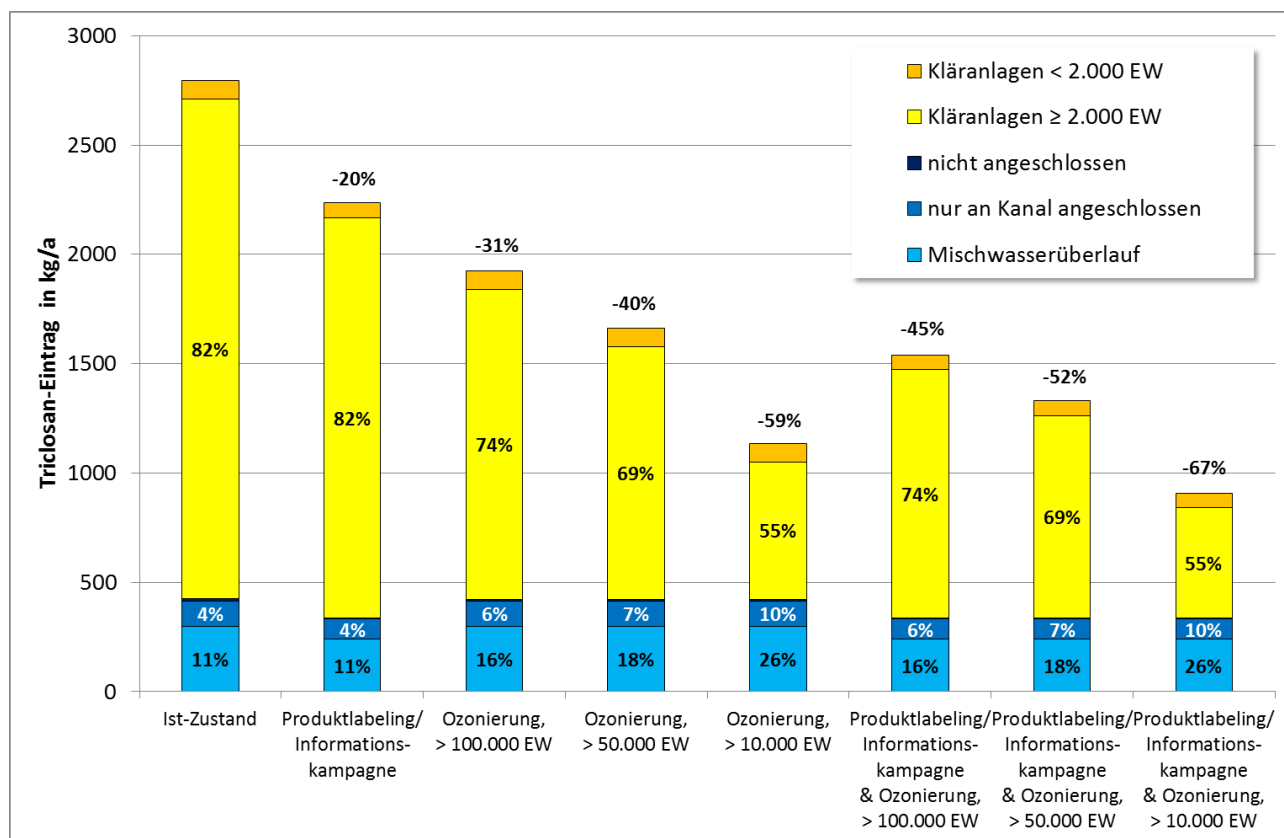
Abbildung 38: Risikoquotienten für Terbutryn nach Umsetzung der Maßnahmen

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

4.5.5 Triclosan

Abbildung 39 fasst die Ergebnisse der modellierten Maßnahmenwirkungen für die Eintragsreduzierung von Triclosan zusammen. Bei der Ausrüstung der kommunalen Kläranlagen > 100.000 EW, > 50.000 EW und > 10.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe (mit Ozonierung) werden respektive 31 Prozent, 40 Prozent und 59 Prozent der Einträge im Vergleich zum Ist-Zustand reduziert. Bei der Kombination dieser nachgeschalteten Maßnahmen mit der quellenbezogenen Maßnahme „Produktlabeling und Informationskampagne“, die eine 20 prozentige Reduktion der Einträge über das Abwasser bewirkt, werden die Einträge entsprechend der unterschiedlichen Abwasseranteile der mit einer 4. Reinigungsstufe ausgerüsteten Anlagen mit 45 Prozent, 52 Prozent und 67 Prozent gegenüber der Ausgangssituation reduziert.

Der RQ liegt im Ist-Zustand in 50 Prozent der Fälle über eins. Selbst die Kombinationen aus quellenbezogenen und nachgeschalteten Maßnahmen führen zu keiner flächendeckenden Unterschreitung der Qualitätsziele (Abbildung 40). Die Anzahl der kritischen Modellierungspunkte konnte durch die Maßnahmenkombinationen reduziert werden. Dennoch liegen über 25 Prozent aller modellierten Konzentrationen an den Gebietsauslässen über dem Qualitätskriterium (Tabelle 46).

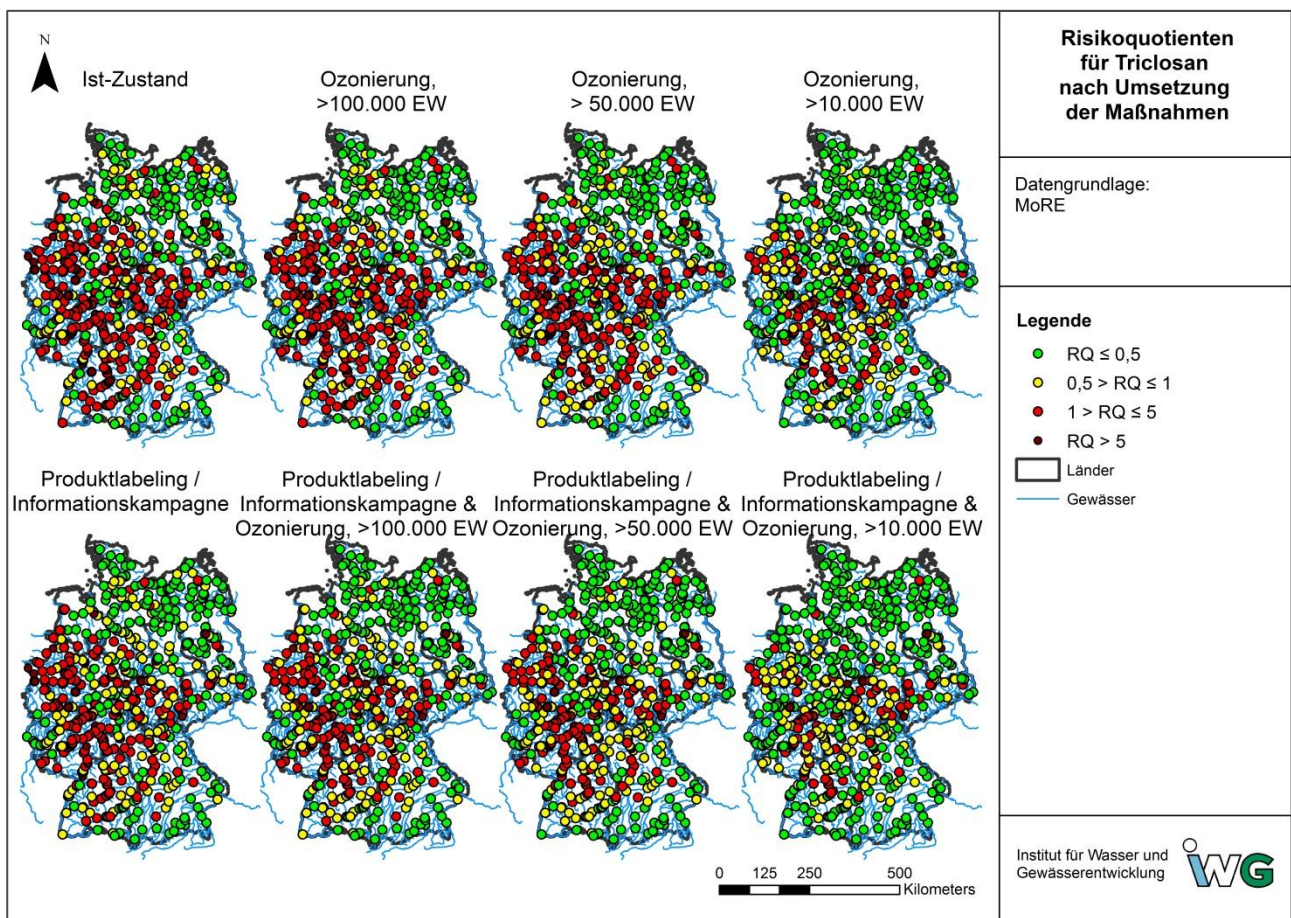
Abbildung 39: Modellierte Reduktionspotenziale für die Triclosan-Einträge durch Maßnahmen

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Tabelle 46: Berechnete Triclosan-Konzentrationen im Ist-Zustand und nach Maßnahmenumsetzung

in µg/l	Ist-Zu-stand	Produkt-labeling /Infor-mations kam-pagne	Ozonie-rung bei Kläran-lagen >100.000 EW	Ozonie-rung bei Kläran-lagen >50.000 EW	Ozonie-rung bei Kläran-lagen >10.000 EW	Produkt-labeling/ Informati-onsskam-pagne & Ozonierung (> 100.000 EW)	Produkt-labeling/ Informati-onsskam-pagne & Ozonierung (> 50.000 EW)	Produkt-labeling/ Informati-onsskam-pagne & Ozonierung (> 10.000 EW)
25. Quantil	0,009	0,007	0,008	0,007	0,005	0,006	0,006	0,004
Median	0,020	0,016	0,018	0,016	0,010	0,015	0,013	0,008
Mittelwert	0,036	0,029	0,030	0,027	0,017	0,024	0,021	0,014
75. Quantil	0,037	0,030	0,032	0,029	0,019	0,026	0,023	0,015
95. Quantil	0,109	0,087	0,090	0,079	0,051	0,072	0,064	0,041
Maximum	1,126	0,901	1,126	1,126	0,792	0,901	0,901	0,634

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Abbildung 40: Risikoquotienten für Triclosan nach Umsetzung der Maßnahmen

Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

4.6 Zusammenfassung und Fazit der Modellierungsergebnisse

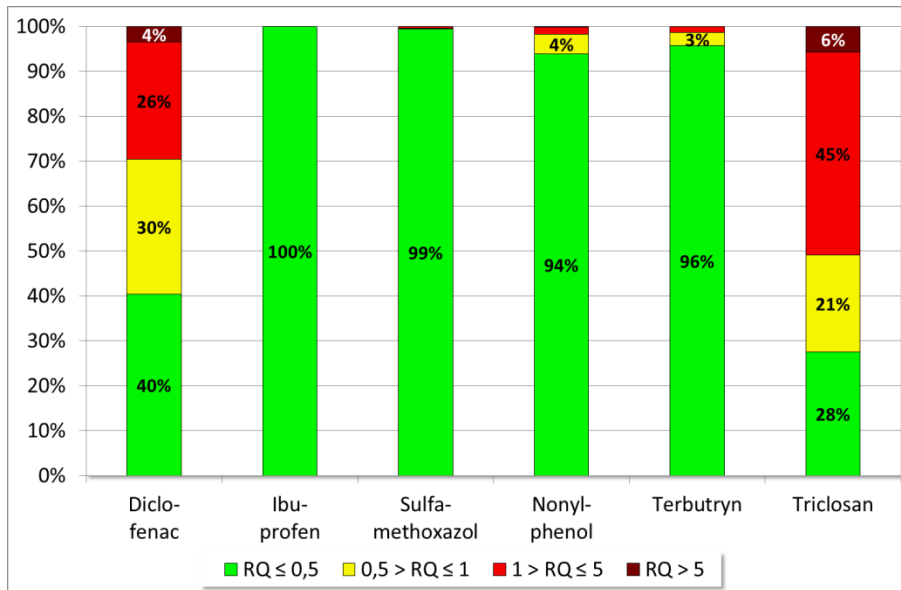
4.6.1 Modellierung der Stoffeinträge

Die Stoffeintragsmodellierung für Mikroverunreinigungen erweist sich aufgrund der begrenzten stofflichen Eingangsdaten und ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung nach wie vor als schwierig. Mit dem Werkzeug MoRE werden Einträge modelliert. Um diese zu plausibilisieren bzw. zu validieren, werden Gewässerfrachten benötigt. Die Datenlage zu den Mikroschadstoffen ist diesbezüglich sehr lückenhaft und verwertbare Konzentrations- bzw. Frachtangaben sind nur sehr begrenzt zugänglich. Ein weiteres Problem ist, dass Standardmessprogramme nicht mit dem Ziel einer Frachtbilanz durchgeführt werden, sondern lediglich an der Überschreitung von Qualitätskriterien orientiert sind und daher nur ein lückenhaftes Bild der im Gewässer transportierten Frachten ergeben. Häufig werden Bestimmungsgrenzen verwendet, die oberhalb der tatsächlichen Umweltkonzentrationen liegen. Trotz dieser Einschränkungen ist ein Abgleich mit Gewässerfrachten unverzichtbar und zeigt im gegebenen Fall, dass die Eintragsmodellierung plausible Ergebnisse liefert.

Die berechneten Stoffeinträge wurden in Gewässerkonzentrationen entlang des Abflussbaums für ausgewählte Gebietsauslässe umgerechnet. Um die Vergleichbarkeit der Relevanz der Stoffe untereinander zu gewährleisten, wurden die Konzentrationen in der Gegenüberstellung zu Qualitätskriterien in Risikoquotienten umgerechnet. In Abbildung 41 sind die modellierten stoffspezifischen Risikoquotienten für alle Stoffe im Ist-Zustand zusammengefasst. Die Analyse des Ist-Zustandes bei mittlerem Abfluss zeigt insbesondere für Diclofenac und Triclosan eine deutliche Qualitätszielüberschrei-

tung und damit einen Handlungsbedarf. An 30 bzw. 51 Prozent der Modellierungspunkte liegen die Konzentrationen oberhalb der angesetzten Qualitätsziele. Auch die modellierten Konzentrationen der anderen Stoffe überschreiten die Qualitätskriterien an einzelnen Gebietsauslässen. Alle Modellierungsergebnisse wurden bei einem mittleren Abfluss gerechnet. Bei einem Niedrigwasserabfluss nach langer Trockenwetterperiode in den Sommermonaten ist temporär mit besonders hohen Belastungssituationen zu rechnen, was zu einer akuten toxischen Wirkung auf die Gewässerorganismen führen kann. Unter diesen Bedingungen werden auch die Gebietsauslässe kritisch, deren modellierten Konzentrationen im Ist-Zustand über 0,5 RQ liegen.

Abbildung 41: Stoffspezifische Verteilung der Risikoquotienten für den Ist-Zustand



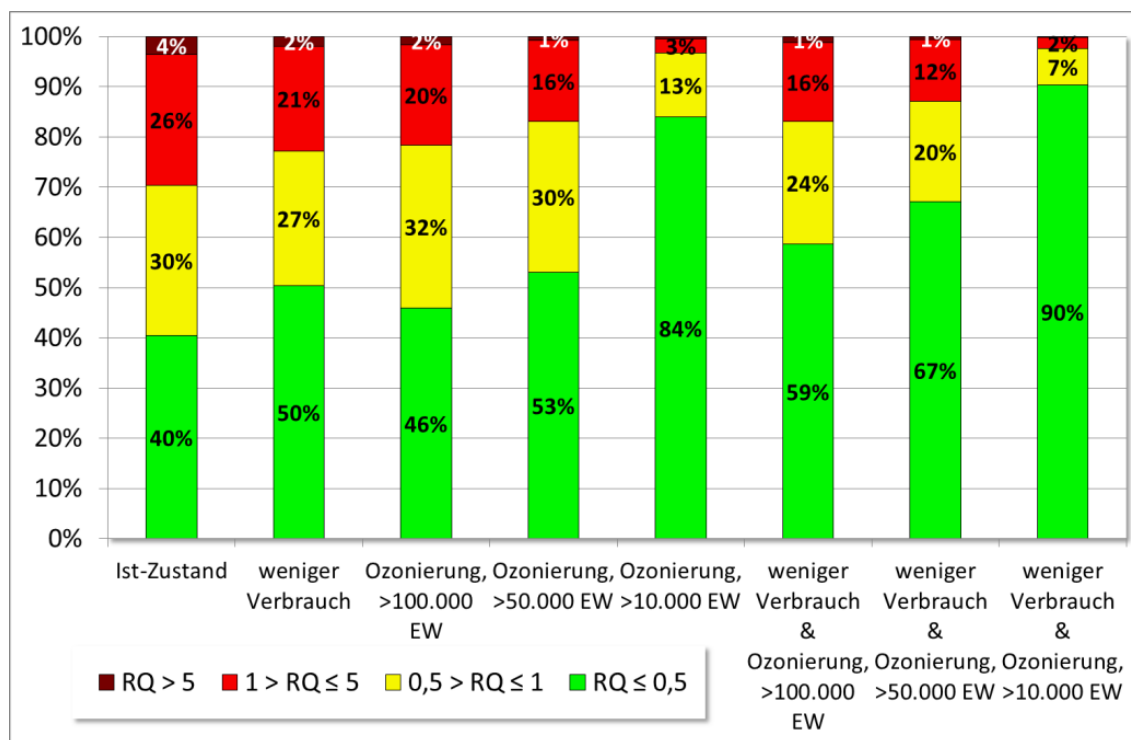
Darstellung: IWG, KIT

4.6.2 Modellierung von Maßnahmenkombinationen

Ausgehend von den Ergebnissen der Eintragsberechnung im Ist-Zustand wurden Maßnahmen entwickelt, die an den Eintragspfaden ansetzen, die den größten Teil für die Einträge in die Gewässer verursachen. Die Ergebnisse der Maßnahmenberechnung bestätigen die Erkenntnisse aus der ersten Projektphase (Hillenbrand et al. 2015). Die Gewässerbelastung mit Mikroschadstoffen kann sowohl durch quellenbezogene als auch nachgeschaltete Maßnahmen vermindert werden. Es ist jedoch durch keine der Einzelmaßnahmen möglich, alle relevanten Stoffeinträge in den gewünschten Mengen zu reduzieren. Die Ergebnisse der modellierten Maßnahmen zeigen deutlich, wie unterschiedlich die stoffspezifischen Wirkungen der verschiedenen Eingriffsmöglichkeiten sein können. In den meisten Fällen ist das Qualitätskriterium erst durch quellenorientierte und nachgeschaltete Maßnahmenkombinationen erreichbar. Stoffeigenschaften und Nutzungsschwerpunkte begrenzen die Zielerreichung.

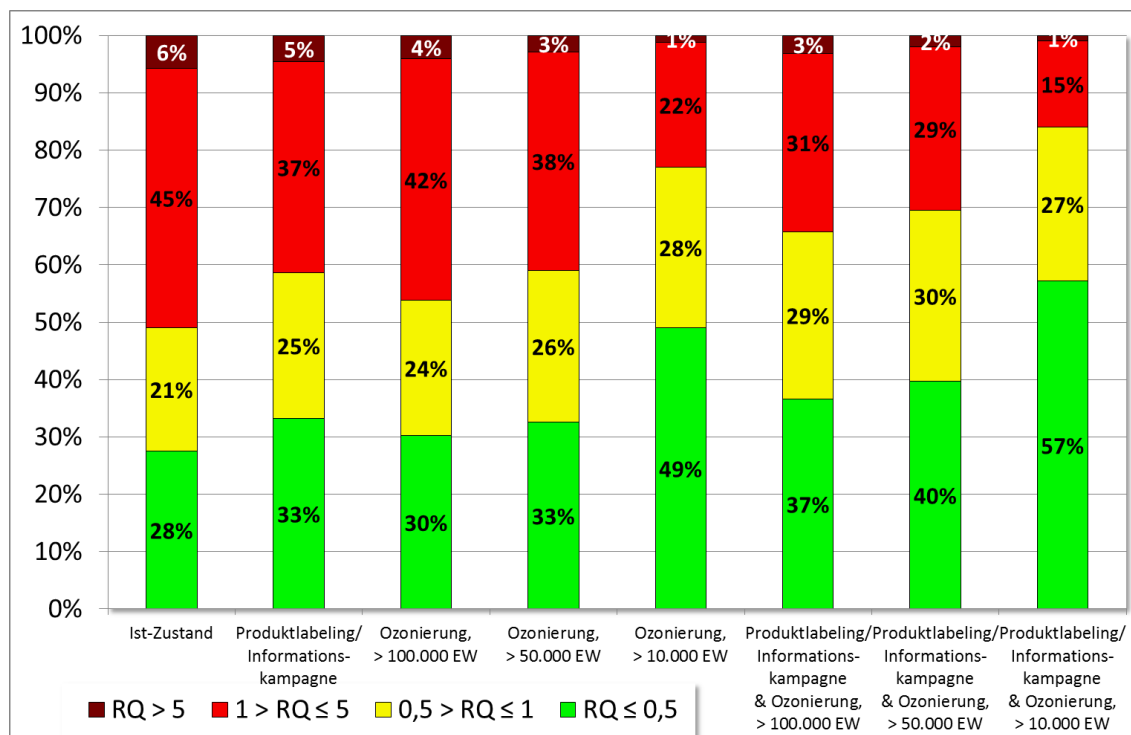
In den Abbildung 42 und Abbildung 43 sind die RQ für die modellierten Wirkungen der Maßnahmen für Diclofenac und Triclosan dargestellt. Im Vergleich mit Abbildung 32 wird deutlich, dass, auch wenn über 80 Prozent der Diclofenac-Einträge durch Maßnahmen reduziert werden, die RQ an ca. 10 bis 15 Prozent der modellierten Gebietsauslässe weiterhin über eins liegen wird. Für Triclosan können durch Maßnahmen bis zu mehr als 60 Prozent der Einträge im Vergleich zum Ist-Zustand reduziert werden (Abbildung 39). Trotzdem liegen die ermittelten Konzentrationen für ca. 16 bis 23 Prozent der Modellierungspunkte oberhalb des Qualitätsziels (UQN: 0,02 µg/l). Dies verdeutlicht den weiteren Handlungsbedarf.

Abbildung 42: Maßnahmenvergleich für Diclofenac



Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Abbildung 43: Maßnahmenvergleich für Triclosan



Darstellung: IWG, KIT. Weitere Informationen zu den modellierten Maßnahmen s. Tabelle 24

Die nachgeschalteten Maßnahmen, v. a. die 4. Reinigungsstufe, sind als erste umsetzbare und effektive Handlungsmöglichkeit anzusehen. Sie sind allein dennoch keine Garantie für die flächendeckende Erreichung eines guten chemischen und biologischen Zustands der Gewässer. Vielmehr sind

auch quellenbezogene Maßnahmen notwendig, damit die Langfristigkeit der positiven Effekte gewährleistet wird. Die Umsetzung von quellenorientierten Maßnahmen ist auch mit politischen und wirtschaftlichen Entscheidungen verbunden, die meistens mit langwierigen Verhandlungen verbunden sind und einige Jahrzehnte in Anspruch nehmen können. Die aktuellen Messungen in den deutschen Oberflächengewässern unterstreichen jedoch für einige Stoffe (s. Abschnitt 4.4) einen akuten Handlungsbedarf, so dass nachgeschaltete Maßnahmen im Abwasserbereich erforderlich sind. Eine zielführende Strategie zur Minderung der Einträge von Mikroschadstoffen basiert aber stets auf einer Kombination aus nachgeschalteten und quellenorientierten Maßnahmen.

Ein weiterer grundlegender Aspekt, der zur besseren Planung und Prioritätensetzung bei den umweltentlastenden Maßnahmen beiträgt, ist das Gewässermonitoring. Um die Wirksamkeit der Maßnahmen festzustellen ist ein begleitendes Monitoring in den Gewässern, im Ablauf der Kläranlagen und in den weiteren urbanen Abflussströmen unabdingbar.

4.7 Beschreibung des zusätzlichen Datenbedarfs (als Input für Monitoring-Programme und parallele F&E-Projekte)

Ausgehend von der Erfahrung der ersten und zweiten Projektphase wurde der Datenbedarf identifiziert, um die Datengrundlage für die Modellierung der Stoffeinträge wesentlich zu verbessern.

4.7.1 Datenbedarf in Bezug auf die kommunalen Entwässerungssysteme inkl. Kläranlage

Um den Stoffaustrag aus urbanen Systemen bundesweit besser abbilden zu können, ist es erforderlich, dass die Anzahl der an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner zumindest für alle Kläranlagen ≥ 2.000 EW bekannt ist und ein Datensatz mit den Standorten und Charakteristika aller kommunalen Kläranlagen > 50 EW und < 2.000 EW verfügbar ist.

Zusätzlich helfen weitere Merkmale bei der Entwicklung von realitätsnäheren Modellierungsansätzen:

- ▶ Fremdwasseranteil
- ▶ Industrieanteil
- ▶ Größe des Einzugsgebiets bzw. angeschlossene Fläche
- ▶ Verteilung Misch- und Trennsystem
- ▶ Verfahrenstechnik (Tropfkörper, Belebungsbecken, Nachklärbecken .. etc.)

4.7.2 Datenbedarf in Bezug auf stoffspezifische Daten

Die meisten stofflichen Eingangsdaten sind durch nicht zu vernachlässigbare Unsicherheiten gekennzeichnet. Sie bestehen hauptsächlich darin, dass oft die verwendeten Analyseverfahren nicht sensitiv genug sind und die Ziele der Untersuchungen nicht an einer Stoffeintragsquantifizierung ausgerichtet sind, indem die Probenahme z.B. auf Stichproben basiert. Die Plausibilisierung der Messergebnisse ist oft nicht möglich, da nur einzelne Studien verfügbar sind, die widersprechlichen Angaben machen oder bei denen die Wertebereiche der Untersuchungsergebnisse weit auseinander liegen.

Kommunale Kläranlagen

Kommunale Kläranlagen sind für die meisten Mikroschadstoffe einer der relevantesten Eintragspfade. Daher sind auch die stofflichen Eingangsdaten von großer Bedeutung. Die Berechnung von Stoffeinträgen auf Basis unsicherer Daten kann zu eklatanten Fehleinschätzungen der Eintragungssituation führen und damit zu einer falschen Priorisierung bei der Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Stoffeintragsreduktion.

Bei den meisten organischen Mikroverunreinigungen ist eine fehlende Regionalisierung der Eingangsdaten für den Eintragspfad „Kommunale Kläranlage“ zu verzeichnen. Für die Modellierung wird mit einer mittleren Zu- bzw. Ablaufkonzentrationen gerechnet, die aus einer unzureichend dokumentierten Datenbasis abgeleitet werden. Zukünftig sollte eine differenzierte Bilanzierung (z. B. Größenklassen spezifisch, spezifisch nach Kanalisationssystemen oder anhand der Siedlungscharakteristik) der Stoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen angestrebt werden. Dafür sollte die Datenbasis zur Ableitung von repräsentativen Konzentrationen mit validen Messwerten erweitert werden, was weiterer Untersuchungen bedarf.

Die Erfahrung und Erkenntnisse aus Lambert et al. (2013) hinsichtlich der Entwicklung einer adäquaten Probenahme-strategie (Probenahme, Probenaufbereitung, Analytik) für kommunale Abwasserbehandlungsanlagen mit dem Ziel der Stoffeintragsbilanzierung könnten hierzu verwendet werden. Diese Empfehlungen richten sich u. a. an die Vollzugsbehörden der Länder, um zu gewährleisten, dass eine konsistente Datenbasis für relevante prioritäre Stoffe mit Blick auf Bilanzierungsanforderungen bspw. in Sondermessprogrammen im kommunalen Abwassersystem geschaffen werden kann.

Industrielle Direkteinleiter

In der PRTR-Datenbank (UBA 2013a) wird nur eine bestimmte Stoffpalette erfasst. Deshalb ist diese Datenquelle für die regionalisierte Pfadanalyse als unzureichend zu bezeichnen. Das PRTR ist hinsichtlich der Informationen zu Einträgen von prioritären Stoffen, insbesondere von den organischen prioritären Stoffen, grundsätzlich nicht sehr ergiebig. Zudem ist es durch die Vorgabe der notwendigen Schadstoffschwellenwertüberschreitung nicht möglich, alle schadstoffemittierenden Betriebe zu erfassen. Einige bleiben unberücksichtigt, obwohl sie Schadstoffmengen in die Oberflächengewässer einleiten. Um die Modellierung der Stoffeinträge über Punktquellen zu verbessern, ist die Kenntnis aller schadstoffemittierenden industriellen Direkteinleiter notwendig.

Kanalisationssysteme

In Bezug auf die Konzentrationen von Mikroverunreinigungen im Mischwasserüberlauf oder im Regenwasserkanal des Trennsystems sind aktuelle nationale und internationale Veröffentlichungen verfügbar (Clara et al. 2014a; Bressy et al. 2012; Gasperi et al. 2014b; Cladière et al. 2013; Birch et al. 2011; Bressy et al. 2011; Lamprea und Ruban 2011; Björklund et al. 2009; Gasperi et al. 2014a; Zgheib et al. 2011; Nakari et al. 2011; Kalmykova et al. 2013). Einige deutsche Forschungsprojekte sind bereits abgeschlossen worden (Knerr et al. 2015; Wicke et al. 2015), andere sind in der Abschlussphase (Erftverband (2013), SchussenAktiv^{plus}²⁴). Im Rahmen des Projektes²⁵ in Bayern werden Mischwasserüberlaufbecken auf Schadstoffe wie Schwermetalle, PAK, Pflanzenschutzmittel, Biozide und Arzneistoffe untersucht. Die verfügbaren Studien ermöglichen es eine Vorstellung dafür zu entwickeln, in welcher Größenordnung die gemessenen Stoffkonzentrationen liegen. Die angegebenen Wertebereiche liegen meistens in derselben Größenordnung, bei einigen Studien resultieren aber auch Ergebnisse, die nicht in dem übrigen Datenkollektiv einzuordnen sind. Da bei den Datenquellen unterschiedliche Randbedingungen wie Einzugsgebiet, Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode, Probenahmeart- und frequenz etc. vorliegen, sind sie auch nicht direkt vergleichbar. Aus den verfügbaren Daten ist es lediglich möglich eine nicht regionalisierte für die mittleren Bedingungen repräsentative Stoffkonzentration für die Mehrheit der untersuchten Mikroverunreinigungen abzuschätzen. Für eine verbesserte Modellierung der Stoffeinträge soll eine Differenzierung

²⁴ <http://schussenaktivplus.de/>

²⁵ „Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern“; Auftraggeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt; Auftragnehmer: Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

nach Siedlungscharakteristik an mehreren bundesweit verteilten Standorten im Misch- und Trennsystem untersucht werden. Die Ergebnisse von Wicke et al. (2015) zeigen einen ersten Ansatz für solche Untersuchungen im Regenwasserkanal.

Gewässerfrachten

Zusätzliche Daten zur aktuellen Gewässerbelastung sind essenziell für die Plausibilisierung bzw. Validierung der Ergebnisse der Eintragsmodellierung. Die Immissionsdaten sollten so erhoben werden, dass die tatsächlichen Gewässerkonzentrationen mit geeigneten Bestimmungsgrenzen und mit mindestens einer Messung pro Monat erfasst werden, um eine zuverlässige Jahresfrachtberechnung durchführen zu können. Eine Koordinierung des Zeitbezugs der Stoffeintragsmodellierung und Monitoring sollte ebenfalls gegeben sein.

5 Aktualisierung und Erweiterung der Kosten- und Effizienzdaten einer 4. Reinigungsstufe zur gezielten Mikroschadstoffelimination

5.1 Kurzdarstellung der wesentlichen Arbeitsinhalte und Ergebnisse der Phase 1

Mikroschadstoffe können zum Teil mit den heutigen Verfahrenstechniken kommunaler Kläranlagen nur unzureichend aus dem Abwasser entfernt werden. Es bedarf daher der erweiterten Reinigung des Abwassers in gesonderten Verfahrenstechniken, welche auch mit dem Begriff der „4. Reinigungsstufe“ bezeichnet werden. Aus der Vielzahl von Pilotprojekten und großtechnischen Umsetzungen auf kommunalen Kläranlagen hat sich die Anwendung von Ozon als auch von Aktivkohle als praxistaugliche Verfahren zur gezielten Mikroschadstoffelimination etabliert. Mit den beiden Verfahren lässt sich ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen gut bis sehr gut eliminieren. Gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass es Substanzen gibt, die nicht oder nur in vergleichsweise geringem Umfang mit diesen Verfahrenstechniken aus dem Abwasser eliminiert werden.

Nach derzeitigem Wissensstand bedarf es sowohl bei der Ozonung als auch beim Einsatz von Pulveraktivkohle im Anschluss an das eigentliche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination (= „Spurenstoffstufe“) einer Nachbehandlung des Abwassers. Im Falle der Ozonung dient diese dem biologischen Abbau der gebildeten Transformationsprodukte, wohingegen beim Einsatz von Pulveraktivkohle hierdurch ein weitestgehender Partikelrückhalt sichergestellt wird. In Hinblick auf die Anwendung eines Verfahrens zur gezielten Mikroschadstoffelimination gilt es zu berücksichtigen, dass mit den verschiedenen Verfahren weitere, sekundäre Reinigungseffekte, wie bspw. eine Verringerung des CSB oder des Phosphorgehaltes im Kläranlagenablauf als auch eine Verbesserung der hygienischen Ablaufqualität des Abwasser, erlangt werden können.

Anhand einer Literaturstudie und statistischer Auswertung der Kläranlagendaten der kommunalen Abwasserrichtliniendatenbank (KomAbwRL) des Umweltbundesamtes wurde eine Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau kommunaler Kläranlagen in Deutschland mit der 4. Reinigungsstufe durchgeführt. Die in den Literaturquellen angegebenen einzelnen Kostenbestandteile für den Ausbau einer 4. Reinigungsstufe wurden differenziert nach den in Tabelle 47 angegebenen Kostenbestandteilen erfasst und ausgewertet.

Tabelle 47: Differenzierte Kostenerhebung aus den Literaturangaben

Investitionskosten	Gesamtjahreskosten	
	Investitionsjahreskosten	Jahresbetriebskosten
Bau	Bau	Personal
Maschinen	Maschinen	Betriebsmittel
EMSR-Technik	EMSR-Technik	Energie
		Entsorgung

Darstellung: RUFIS

Um die unterschiedlichen Währungen, Erhebungsjahre, unterschiedlichen Berechnungsmethoden und Wertansätze zu vereinheitlichen, wurden folgende Anpassungen der Kostenansätze durchgeführt:

1. Umrechnung in Euro-Beträge nach Kaufkraftparitäten.
2. Anpassung der Einzelkosten auf ein einheitliches Betrachtungsjahr.
3. Verwendung einheitlicher Abschreibungszeiträume und Diskontzinssätze für die Investitionskosten.

4. Umrechnung der einmaligen Investitionskosten (inkl. Reinvestitionen) auf Investitionsjahreskosten nach den Vorgaben der KVR-Leitlinien.
5. Ansatz eines einheitlichen Energiepreises für die (z. T. nachberechneten) Energieverbräuche.
6. Berechnung der spezifischen Kosten der 4. Reinigungsstufe je m³ Jahresabwassermenge für Kläranlagen der Größenklasse drei oder größer.²⁶

Aus den jeweiligen spezifischen Kosten der erfassten Literaturangaben wurden in Abhängigkeit der Ausbaugröße der kommunalen Kläranlagen eine Regression und ein Vertrauensbereich berechnet, in dem mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 Prozent die spezifischen Kosten einer weiteren Kläranlagenertüchtigung liegen werden.

Unter Beachtung der statistischen Unsicherheiten ergibt die Kostenabschätzung, dass für einen Ausbau aller 3.013 deutschen Kläranlagen der Größenklassen 3 bis 5 zur gezielten Mikroschadstoffentfernung jährliche Gesamtkosten von rund 1,3 Milliarden Euro (netto) zu erwarten sind. Etwa die Hälfte der Gesamtkosten resultiert aus der Notwendigkeit einer Nachbehandlung des Abwassers. Die spezifischen Kosten pro Kubikmeter des behandelten Abwassers reichen von 0,05 €/m³ für Kläranlagen der Größenklasse 5 bis 0,12 €/m³ für Kläranlagen der Größenklasse 3.

5.2 Arbeitsinhalte der Phase 2

In der zweiten Projektphase wurden die aus aktuellen Forschungsaktivitäten resultierenden Erkenntnisse zu weiteren Verfahren für die Mikroschadstoffelimination als auch die Erkenntnisse zur Mikroschadstoffentfernung aus dem großtechnischen Betrieb der etablierten Verfahren zusammengestellt.

Angesichts der Notwendigkeit einer Nachbehandlung im Anschluss der eigentlichen Spurenstoffstufe wurden hierfür Verfahren, die bereits erprobt und als geeignet eingestuft sind, aufgezeigt. Zudem sollte die Vielfältigkeit der Verfahrenstechniken entsprechend in der Ermittlung der Kosten für die Nachbehandlungsstufe mit berücksichtigt werden.

Anknüpfend an die Arbeiten der ersten Projektphase wurden die umfangreichen Kostenrechnungen für eine 4. Reinigungsstufe anhand aktualisierter Daten fortgeführt. Der bestehende Datenpool zu den Kosten für eine 4. Reinigungsstufe wurde erweitert, um die Datenbasis für die Kostenabschätzung zu verdichten. In Phase 1 wurden die Unsicherheiten der Kostenschätzung durch die Angabe eines Vertrauensintervalls dargestellt. In Phase 2 wurden die Regressionsgleichung und damit die Berechnungsgrundlage des Vertrauensbereichs angepasst, um so eine schiefe Verteilung der spezifischen Kosten um die Regressionsgerade zu berücksichtigen.

Zusätzlich wurden in Phase 2 weitere Kostenrisiken betrachtet und für die unterschiedlichen Kostenbestandteile (vgl. Tabelle 47) und Anlagentechniken kalkuliert. Es fand in Absprache mit dem UBA eine Aggregation und Darstellung der Kostenrisiken in einer Risikomatrix statt.

5.3 Methodik

Anhand einer weiteren Literaturstudie und der gesammelten Erfahrungen aus der Praxis wurden neue Erkenntnisse über die Effizienz der 4. Reinigungsstufe sowie über die verschiedenen Nachbehandlungsverfahren des Abwassers zusammengestellt. Darüber hinaus wurden weitere Verfahren zur gezielten Mikroschadstoffelimination, die in verschiedenen Forschungsvorhaben erprobt wurden, aufgezeigt.

²⁶ Verwendet wurden die Jahresabwassermengen, da für eine Hochrechnung der spezifischen Kosten auf alle Kläranlagen Deutschland eine einheitliche Berechnungsgrundlage erforderlich ist. Die Jahresabwassermenge der deutschen Kläranlagen wird generell erfasst. Die angeschlossenen Einwohner oder die gebührenfähigen Abwassermengen liegen dagegen nicht flächendeckend vor.

Für die Kostenabschätzung wurde die gleiche Methodik wie in der ersten Projektphase (Hillenbrand et al. 2015) angewendet. Sowohl die Kläranlagendaten als auch die spezifischen Kostenfaktoren wurden anhand weiterer Daten aktualisiert. Die Feststellung der in den Kläranlagen behandelten Jahresabwassermenge erfolgte anhand der Datenbank zur Kommunalabwasserrichtlinie (KomAbwRL) des Umweltbundesamtes. Bei den ermittelten Jahresabwassermengen handelte es sich um Mittelwerte der Daten von den drei Erhebungsjahren 2008, 2010 und 2012.

In die Ermittlung der spezifischen Kostenfaktoren flossen weitere Kostenangaben aus jüngst veröffentlichten Literaturquellen ein. Zusätzlich zu der in Phase 1 verwendeten Literatur, wurden 14 weitere Quellen verarbeitet. Die Kostenschätzung in der Phase 2 basiert somit auf 56 Kostenangaben für die Anwendung von Pulveraktivkohle (PAC), 30 Angaben für die Anwendung von granulierter Aktivkohle (GAC) und 37 Werten für eine Ozonung. Die Kostenangaben wurden analog zur Phase 1 vereinheitlicht und bereinigt, wobei die Kaufkraftparitäten und Preisindizes aktualisiert wurden. Als einheitliches Umrechnungsjahr wurde das Jahr 2014 gewählt.

Die spezifischen Kosten in Abhängigkeit von der Anlagengröße wurden aufbereitet und in Phase 1 mit Hilfe folgender Regressionsgleichung geschätzt:

$$\text{spez.K.} = \beta_1 \cdot \text{Ausb.Gr.}^{\beta_2}.$$

Für die Phase 2 wurde diese Regressionsgleichung durch eine logarithmierte Gleichung ersetzt:

$$\ln(\text{spez.K.}) = \ln(\beta_1 \cdot \text{Ausb.Gr.}^{\beta_2})$$

bzw.

$$\ln(\text{spez.K.}) = \ln(\beta_1) + \beta_2 \cdot \ln(\text{Ausb.Gr.}).$$

Im Gegensatz zur ersten Gleichung kann bei den logarithmierten Werten die Hypothese der Normalverteilung der Werte für die logarithmierte Anlagengröße und für die logarithmierten spezifischen Kosten nach dem Shapiro-Wilk-Test und dem Shapiro-Francia-Test auf Normalverteilung aufrecht erhalten werden. Das gilt auch für den One-Way-Kolmogorov-Smirnov-Test (vgl. StataCorp, 2009, S. 826ff., 1735ff., 1845ff.; eigene Berechnungen).

Die Regressionsergebnisse der Koeffizienten $\ln(\beta_1)$ und β_2 für die Gesamtkosten sowohl für die drei unterschiedlichen Verfahrenstechniken als auch für die simultane Berechnung über alle Verfahrenstechniken sind in Tabelle 48 angegeben. Sie geben die Steigung und den Achsenabschnitt der modifizierten Schätzfunktion an. Die Schätzungen der spezifischen Kosten für die Verfahren PAC und Ozonung können mit einem korrigierten R^2 in Höhe von ca. 40 Prozent angegeben werden, wohingegen die Schätzung für das GAC-Verfahren als unsicher einzustufen sind. Ausgehend von den logarithmierten Werten wurden die obere und die untere Bandbreite des Vertrauensintervalls analog zu dem in Phase 1 beschriebenen Verfahren berechnet.

Tabelle 48: Regressionsergebnisse

	PAC	GAC	Ozonung	alle Verfahren
$\ln(\beta_1)$	-0,082809964	-2,267720999	-0,675858096	0,032104151
β_2	-0,230801539	-0,034600064	-0,192428522	-0,232605947
$\text{korrr.}R^2$	0,404058668	-0,033952314	0,392697730	0,180672079
n	56	30	37	123

Berechnungen: RUFIS

Zusätzlich wurden in Phase 2 zwei weitere Kenngrößen für die einzelnen Kostenbestandteile und die drei unterschiedlichen Verfahrenstechniken berechnet: die Schätzgüte der jeweiligen Regressionsgleichungen und die Sensitivität der Kostenbestandteile je Anlagentechnik.

1. Die Schätzgüte wurde anhand des normierten Standardschätzfehlers bestimmt. Zugrunde gelegt wurden hierbei jeweils für die logarithmierten Werte die Werte nach:

$$z_i^* = \frac{z_i}{\hat{z}_i}, \text{ wobei } z_i \text{ die logarithmierten spezifischen Kosten der Anlage } i, \hat{z}_i \text{ die dazugehörigen geschätzten logarithmierten spezifischen Kosten und } z_i^* \text{ die Relation zwischen diesen beiden Größen angibt. Ein größerer normierter Standardschätzfehler gibt an, dass eine größere Ungenauigkeit der Schätzung aufgrund der Streuung der zugrundeliegenden Werte und damit eine geringere Schätzgüte vorliegen.}$$

2. Die Sensitivität gibt an, wie sich die Gesamtjahreskosten über alle zu ertüchtigenden Kläranlagen prozentual verändern, wenn ein einzelner Kostenbestandteil (vgl. Tabelle 47) um ein Prozent variiert wird. Eine größere Sensitivität zeigt an, dass die Gesamtkosten sensibler auf Preisänderungen des jeweils betrachteten Kostenbestandteils reagieren.

Setzt man einen konservativen und damit risikoscheuen Entscheider voraus, wird eine geringere Schätzgüte bzw. eine höhere Sensitivität als nachteilig bewertet. Dies bedeutet, dass der Entscheider bei einer Realisierung einer zusätzlichen Anlage das Risiko höherer Kosten höher gewichtet als die ebenfalls möglichen Vorteile geringerer Kosten. Werden beide Kenngrößen in ein gemeinsames Schema übertragen, kann eine Einteilung der Risiken wie in Abbildung 44 dargestellt erfolgen.

Abbildung 44: Risikomatrix der Kostenbestandteile

hohe Streuung/ niedrige Schätzgüte	mittleres Risiko	hohes Risiko
	geringes Risiko	mittleres Risiko
	niedrige Sensitivität	hohe Sensitivität

Darstellung: RUFIS

5.4 Neuester Stand des Wissens und der Technik einer 4. Reinigungsstufe

5.4.1 Stand der Umsetzung

Sowohl die Anwendung von Ozon als auch von Aktivkohle haben sich als praxistaugliche Verfahren zur gezielten Mikroschadstoffelimination in der Abwasserreinigung etabliert. In den letzten Jahren werden beide Verfahren vermehrt in den kommunalen Kläranlagen im deutschsprachigen Raum großtechnisch umgesetzt. Gegenwärtig betreiben 18 kommunale Kläranlagen in Deutschland und in der Schweiz eine Stufe zur gezielten Mikroschadstoffelimination (vgl. Tabelle 49). Zu den drei Kläranlagen, die bereits seit den 1990er Jahren eine Aktivkohlestufe besitzen, wurden zwischen 2009 und 2015 13 weitere Kläranlagen in Deutschland um eine 4. Reinigungsstufe erweitert. Zwei weitere Anlagen in Baden-Württemberg befinden sich im Bau und werden im Jahr 2016 in Betrieb genommen.

In der Kläranlage Mannheim wurde im Jahr 2010 ein Fünftel der vorgesehenen Ausbaugröße der Adsorptionsstufe realisiert, um zunächst Betriebserfahrungen mit der neuen Technik zu sammeln. Aufgrund der positiven Erfahrungen mit der angewandten Verfahrenstechnik wird die Stufe zur gezielten Mikroschadstoffelimination gegenwärtig ausgebaut. Die Inbetriebnahme für die adsorptive Behandlung des gesamten angedachten Volumenstroms von 1.500 L/s erfolgt im Jahr 2016.

Tabelle 49: Großtechnische Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe in kommunalen Kläranlagen in Deutschland und in der Schweiz

Verfahrenstechnik	Kläranlage	Ausbaugröße in E	Jahr der Inbetriebnahme
Ozon	Neugut (CH)	150.000	2014
	Bad Sassendorf	13.000	2009
	Duisburg-Vierlinden	30.000	2011
Granulierte Aktivkohle	Obere Lutter	380.000	2014
	Gütersloh-Putzhagen	150.600	2013
	Rietberg	46.500	2014
	Westerheim	5.500	2016
Pulveraktivkohle	Mannheim (erweitert)	725.000	2016
	Steinhäule	440.000	2014
	Böblingen-Sindelfingen	250.000	2011
	Langwiese	184.000	2013
	Albstadt-Ebingen	125.000	1992
	Lahr	100.000	2015
	Hechingen	57.200	1999
	Dülmen	55.000	2015
	Stockacher Aach	43.000	2011
	Lautlingen	36.000	1992
	Laichingen	35.000	2015
	Herisau Bachwis (CH)	34.000	2015
	Kressbronn-Langenargen	24.000	2011

Quelle: Metzger et al. 2015/2016

5.4.2 Neue Erkenntnisse zur Reinigungsleistung

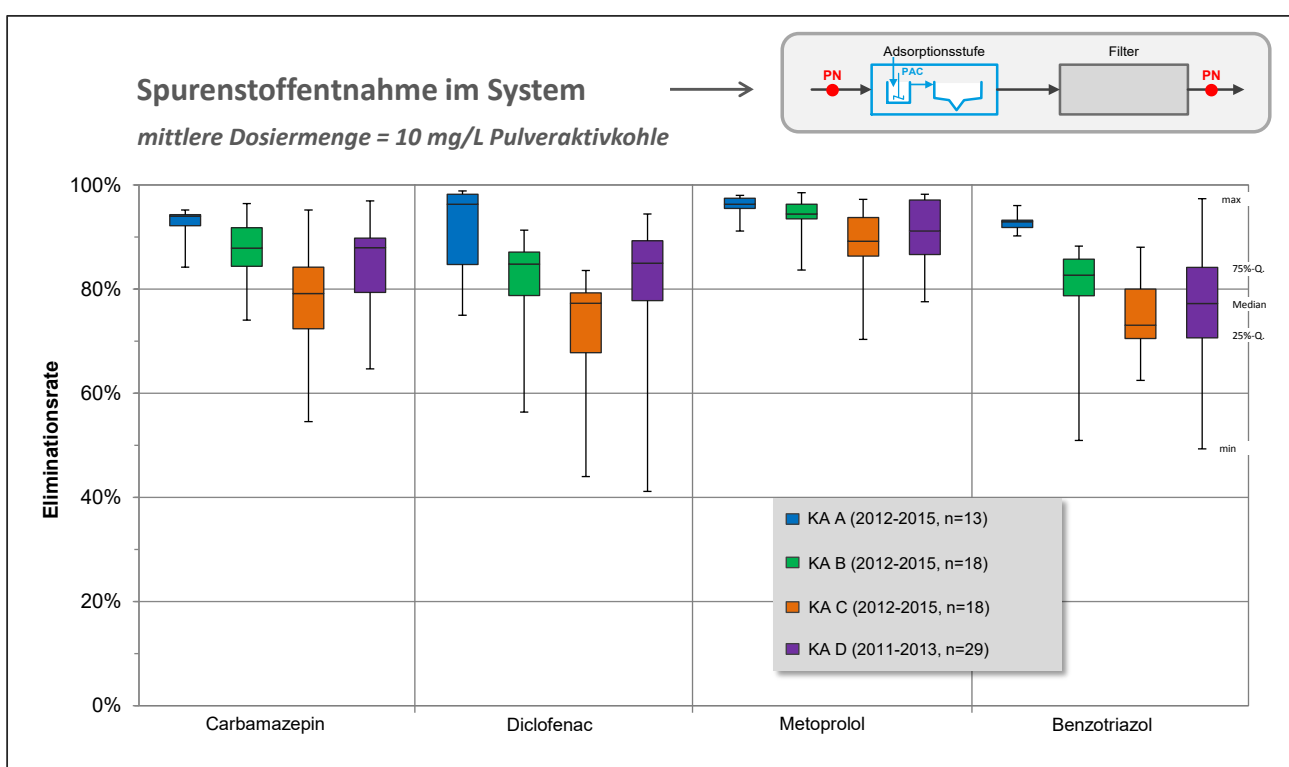
Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass mit den beiden etablierten Verfahren eine Vielzahl von Mikroschadstoffen eliminiert werden kann. Der Umfang der erreichbaren Reinigungsleistung hängt allerdings von Faktoren wie der jeweiligen Stoffeigenschaft, der Dosiermenge des eingesetzten Hilfsstoffs (Ozon oder Aktivkohle) sowie der Konzentration von konkurrierenden Stoffen in dem zu behandelten Abwasser (bspw. gelöste Restorganik) ab. Demzufolge kann sich die Reinigungsleistung bzw. die benötigte spezifische Hilfsstoffdosiermenge einer Anlage von der einer anderen Anlage unterscheiden.

Die großtechnisch erlangten Erfahrungen haben allerdings gezeigt, dass sich der Eliminationsumfang ausgewählter Substanzen im Regelbetrieb vergleichsweise konstant darstellt. In der Kläranlage

Neugut in der Schweiz, die eine Ozonung seit 2014 betreibt, werden die fünf Substanzen Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Mecoprop und Sulfamethoxazol durch eine Ozondosiermenge von 2,0 bis 3,3 mg/l durchweg zu über 80 Prozent eliminiert (Schachtler 2015).

Die Erfahrungen von vier Kläranlagen in Baden-Württemberg zeigen, dass mit Einsatz von 10 mg/l Pulveraktivkohle die Substanz Metoprolol nahezu immer zu weit mehr als 80 Prozent aus dem Abwasser entfernt wird. Anhand der Abbildung 45 wird jedoch auch deutlich, dass der Umfang der Elimination sowohl von der Substanz als auch von den kläranlagenspezifischen Randbedingungen bedingt ist.

Abbildung 45: Entfernung ausgewählter Substanzen in der Adsorptionsstufe von vier Kläranlagen aus Baden-Württemberg über mehrere Betriebsjahre



Darstellung: KomS

5.4.3 Verfahrenstechniken zur Nachbehandlung

Nach derzeitigem Wissenstand gilt bei einer Ozonung als auch beim Einsatz von Pulveraktivkohle eine Nachbehandlung des Abwassers im Anschluss an das eigentliche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination als notwendig. Dabei sind je nach Verfahren zur Mikroschadstoffelimination verschiedene Nachbehandlungstechniken einzusetzen. Bei der Anwendung von Ozon dient die Nachbehandlung primär zum biologischen Abbau der gebildeten Transformationsprodukte. Dementsprechend sind Verfahren mit ausgewiesener biologischer Aktivität auszuwählen. Beim Einsatz von Pulveraktivkohle fungiert die Nachbehandlung als eine Barriere, um die Feinfraktion der beladenen Aktivkohle weitestgehend zurückzuhalten. Deshalb sind hierbei Verfahren mit hoher Effizienz zum Partikelrückhalt anzuwenden.

Beim Einsatz von granulierter Aktivkohle ist keine weitere Nachbehandlungsstufe erforderlich. Aufgrund ihrer Beschaffenheit kommt ihr Einsatz in Form eines granulierten Aktivkohlefilterbettes zur Anwendung, welches vom biologisch gereinigten Abwasser durchströmt wird. Um jedoch einer Beladung des granulierten Aktivkohlefilterbettes mit abfiltrierbaren Stoffen vorzubeugen, kann einem

granulierten Aktivkohlefilter eine Filtereinheit zum Rückhalt der partikulären Abwasserinhaltsstoffe vorgeschaltet werden, um somit die Rückspülhäufigkeit des granulierten Filters zu reduzieren.

Bei vielen der in Deutschland als auch in der Schweiz umgesetzten 4. Reinigungsstufen kommt als Nachbehandlungsstufe ein Sandfilter zum Einsatz. Neben dem Rückhaltgrad von partikulären Stoffen weist das Filterbett nach einer längeren Betriebsdauer ausreichende biologische Aktivität auf, um die nach der Ozonung gebildeten Transformationsprodukte abzubauen (Abegglen und Siegrist 2012; Böhler 2015). So kann diese Technik sowohl nach einer Ozonung als auch nach einer Pulveraktivkohleanwendung eingesetzt werden.

Abbildung 46 zeigt weitere bereits erprobte und als geeignet eingestufte Verfahrenstechniken zur Nachbehandlung. In Tabelle 50 wird beschrieben, an welchen Standorten die verschiedenen Verfahrenstechniken zur Nachbehandlung bislang Anwendung finden.

Tabelle 50: Stand der Umsetzung von möglichen Verfahren zur Nachbehandlung des Abwassers

Nachbehandlung zum Verfahren	Verfahrenstechnik	Kläranlage	Status
Ozon	Schönungsteich	Bad Sassendorf	in Betrieb
	Mehrschichtfilter	Neugut (CH)	in Betrieb
		Wüeri, Regensdorf (CH)	Pilotprojekt
		Lausanne (CH)	Pilotprojekt
	Kontinuierlich gespülter Filter	Duisburg-Vierlinden	in Betrieb
Pulveraktivkohle	Tuchfilter	Lahr	in Betrieb
		Laichingen	in Betrieb
	Fuzzy-Filter®	Barntrop	Pilotprojekt
	Sandfilter	Mannheim	in Betrieb
		Steinhäule	in Betrieb
		Böblingen-Sindelfingen	in Betrieb
		Langwiese	in Betrieb
		Albstadt-Ebingen	in Betrieb
		Lautlingen	in Betrieb
		Hechingen	in Betrieb
		Dülmen	in Betrieb
		Stockacher Aach	in Betrieb
		Kressbronn-Langenargen	in Betrieb
		Herisau Bachwis (CH)	in Betrieb
	Kontinuierlich gespülter Filter	Emmingen-Liptingen	Pilotprojekt
		Wetzikon (CH)	Pilotprojekt

Darstellung: KomS

Abbildung 46: Geeignete Verfahren zur Nachbehandlung bei einer 4. Reinigungsstufe



Darstellung: KomS

5.4.4 Weitere Technologien zur gezielten Entfernung von Mikroschadstoffen

Derzeit wurden und werden in verschiedenen Forschungsprojekten die Eignung weiterer Verfahren zur gezielten Mikroschadstoffentfernung untersucht. Bei der Mehrzahl der Verfahren handelt es sich um oxidative Prozesse. Als mögliche Verfahren wurden u. a. bislang betrachtet:

- ▶ **AOP mit ultraviolettem Licht (UV) und Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2)**
Das UV-Licht verursacht eine Spaltung des Wasserstoffperoxids in Hydroxyl-Radikale, die wiederum mit den Mikroschadstoffen reagieren. Neben der Reaktion mit den Hydroxyl-Radikalen können bestimmte Mikroschadstoffe durch das UV-Licht direkt abgespalten werden (Photolyse-Prozesse). Außerdem zeigt dieses Verfahren anders als die Ozonung keine Empfindlichkeit gegenüber der im Abwasser enthaltene Nitrit- und Bromid-Verbindungen. (Schulze-Hennings 2011; Miklos et al. 2016)
- ▶ **EAOP (Elektrochemischer Advanced Oxidation Processes)**
Die Bildung der Hydroxyl-Radikale erfolgt bei diesem Verfahren durch elektrochemische Abspaltung des Wassermoleküls an Diamantelektroden. Ein Zusatz von weiteren Chemikalien ist dadurch nicht erforderlich. (Kopf 2014)
- ▶ **Oxidation mit Ferrat**
Dieses Verfahren beruht auf der Oxidation der Mikroschadstoffe durch die Zugabe von Ferrat (Eisen in der Oxidationsstufe 6+). Das Ferrat selbst wird durch den Prozess zu Eisen der Oxidationsstufe 3+ (Fe^{3+}) reduziert, welches anschließend als Fällungsmittel wirkt und Phosphate aus dem Abwasser entfernt. (Zimmermann-Steffens et al. 2013)
- ▶ **Einsatz von Eisen-/Mangan-oxidierenden Bakterien zum biol. Abbau von Mikroschadstoffen**
Bestimmte Eisen-/Mangan-oxidierende Bakterien sind in der Lage, Mikroschadstoffe abzubauen. Durch Kultivierung ausgewählter Bakterienstämme und deren Adaptation an reale Be-

triebsbedingungen wird versucht, die Abbaurate der Mikroschadstoffe zu steigern. (TU Berlin 2012)

Keines der Verfahren ist, unter Einbezug von ökonomischen Aspekten, gegenwärtig so weit entwickelt, dass es sich bereits für die Anwendung auf einer Kläranlage eignet.

Basierend auf den Erfahrungen der Ozonung und Aktivkohleanwendung wird aktuell diskutiert, inwiefern durch die Kombination der beiden Verfahren deren Effektivität verbessert werden kann. Man geht heute davon aus, dass eine vorgeschaltete Ozonung die Standzeiten eines granulierten Aktivkohlefilterbetts bis zum Austauschen des Filtermaterials tendenziell verlängert. Untersuchungen von Zietzschmann et al. (2015) machen deutlich, dass durch die Ozonung von Abwasser Stoffe derart verändert werden können, dass sie nicht mehr an die Aktivkohle adsorbieren. Somit stehen sie auch nicht mehr in Konkurrenz zur Adsorption anderer Mikroschadstoffe, was wiederum einen geringeren Aktivkohleverbrauch für die Mikroschadstoffelimination in einer nachgeschalteten adsorptiven Stufe zur Folge hat. Welche zusätzlichen Effekte durch die Kombination mehrerer Verfahren erlangt werden können, ist gegenwärtig noch offen. Zugleich wird bei der Realisierung derartiger „Kombisysteme“ zu klären sein, wie die Einzelverfahren aufeinander abzustimmen und zu betreiben sind, um neben einer effizienten Mikroschadstoffelimination einen bestmöglichen ökonomischen Betrieb zu erreichen.

5.5 Aktualisierte Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe in Deutschland und Sensitivitätsanalyse

5.5.1 Aktualisierung der Kläranlagendaten

Zur Aktualisierung der Kläranlagendaten wurde die Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG (KomAbwRL-Datenbank) des Umweltbundesamtes aus den Jahren 2008, 2010 und 2012 herangezogen. Die Daten der drei Jahre wurden ausgewertet und gegenübergestellt. Dabei stellte sich heraus, dass geringfügige Unterschiede bei der Kläranlagenanzahl vorhanden sind. Diese Unterschiede lassen sich durch einen Zusammenschluss von Kläranlagen und anteilige oder vollständige Stilllegungen erklären. Tabelle 51 zeigt eine Übersicht über die Anzahl der registrierten Kläranlagen je Größenklasse.

In der ersten Projektphase wurden die Daten aus dem Jahr 2010 der Kostenabschätzung zu Grunde gelegt. Dabei wurden drei Kläranlagen, die seit den 1990er Jahren bereits über eine 4. Reinigungsstufe verfügen, nicht in die Auswertung miteinbezogen. Aufgrund ihrer vergleichsweise kleinen Ausbaugröße ist ihr Anteil an den Gesamtkosten angesichts der statistischen Unsicherheiten unerheblich. Da in den letzten Jahren mehrere Kläranlagen der Größenklasse 5 um eine 4. Reinigungsstufe erweitert wurden, ist der Kostenanteil dieser Anlagen bei einer Kostenabschätzung für einen flächendeckenden Ausbau nicht mehr zu vernachlässigen. Deshalb werden in der aktuellen Projektphase die Daten aller registrierten Kläranlagen ab der Größenklasse 3 für die Berechnung der Kosten für einen flächendeckenden Ausbau der 4. Reinigungsstufe herangezogen.

Tabelle 51: Gegenüberstellung der Kläranlagenanzahl der Jahre 2008, 2010 und 2012

Erhebungsjahr	2008	2010	2012
Anzahl registrierter Kläranlagen	4.322	4.304	4.279
davon inaktiv	90	53	37
davon mit Ausbaugröße ≤ 5.000 E	1.237	1.235	1.233

Anzahl betrachteter Kläranlagen (ab GK 3 / Ausbaugröße > 5.000 E)	2.995	3.016	3.009
davon GK 3 (5.000–10.000 E)	884	896	882
davon GK 4 (10.001–100.000 E)	1.882	1.890	1.898
davon GK 5 (> 100.000 E)	229	230	229

Quelle: UBA 2008, 2010 & 2012a

Ausschlaggebend für die Kostenabschätzung sind die behandelten Jahresabwassermengen der Kläranlagen. Diese werden allerdings durch Faktoren wie den Wasserverbrauch und die Witterungsbedingungen beeinflusst. So beträgt die Differenz der behandelten Jahresabwassermenge aller Kläranlagen der Größenklasse 3 bis 5 zwischen den drei Erhebungsjahren rund 2 bis 4 Prozent. Um die Schwankungen bei der Kostenabschätzung zu berücksichtigen, wird der Mittelwert der behandelten Jahresabwassermenge aus den drei Jahren herangezogen. Aus der Datenbank lässt sich für jede Größenklasse ein Mittelwert berechnen. Die Größenklassen 4 und 5 werden hierzu, wie in der ersten Projektphase, in drei bzw. vier Untergruppen eingeteilt. Tabelle 52 zeigt die behandelten Jahresabwassermengen der drei Erhebungsjahre je Größenklasse (GK) sowie die berechneten Mittelwerte.

Tabelle 52: Die behandelten Jahresabwassermengen aus den drei Erhebungsjahren sowie die Mittelwerte der jeweiligen Größenklasse (in Mio. m³/a)

GK	Ausbaugröße in E	Erhebungsjahr			Mittelwert*
		2008	2010	2012	
3	5.000 – 10.000	511	542	510	521
4	A 10.001 – 20.000	845	876	841	854
	B 20.001 – 50.000	1.755	1.820	1.745	1.773
	C 50.001 – 100.000	1.278	1.344	1.324	1.315
5	A 100.001 – 200.000	920	932	903	918
	B 200.001 – 500.000	1.341	1.412	1.320	1.358
	C 500.001 – 1.000.000	683	739	656	692
	D > 1.000.000	1.370	1.305	1.313	1.329
Gesamte behandelte Jahresabwassermenge*		8.703	8.969	8.612	8.761

*Gerundete Werte

Quelle: UBA 2008, 2010 & 2012a

5.5.2 Aktualisierung der spezifischen Kostenkennzahlen für die Verfahren der Mikroschadstoffelimination

5.5.2.1 Datengrundlage der Kosten für die Spurenstoffstufe

Zusätzlich zu den 17 Veröffentlichungen, die in der ersten Projektphase als Basis zur Ermittlung der spezifischen Kosten verwendet wurden, wurden weitere 14 Quellen ausgewertet. Aus den neuen hinzugekommenen Veröffentlichungen wurden 45 Kostenangaben von 18 Kläranlagen ausgewertet. Bei vier Angaben handelt es sich um eine Aktualisierung der bereits in der ersten Phase verwendeten Kostenangaben.

Eine Übersicht über die weiteren Veröffentlichungen sowie die für die Kostenabschätzung betrachtete Kostenangaben ist in Tabelle 53 dargestellt. Insgesamt ist die Datengrundlage für die Ermittlung der spezifischen Kosten um 12 Kostenangaben für die Anwendung von Ozon, 19 Kostenangaben für den Einsatz von Pulveraktivkohle und 14 Kostenangaben für die Anwendung von granulierter Aktivkohle erweitert worden.

Tabelle 53: Übersicht über die zusätzlich verwendeten Kostenangaben

Quelle	betrachteter Kläranlagenstandort	Verfahren	Anzahl betrachtete Kostenangaben
Merten (2011)	Gütersloh-Putzhagen	Granulierte Aktivkohle	3
Alt und Drewes (2013)	Löhne	Granulierte Aktivkohle	1
		Pulveraktivkohle	1
		Ozon	1
Biebersdorf et al. (2013)	Ochtrup	Pulveraktivkohle	2
		Granulierte Aktivkohle	1
		Ozon	1
Christ und Mitsdoerffer (2013)	Espelkamp	Ozon*	1
		Pulveraktivkohle	1
		Granulierte Aktivkohle	1
Krüger und Schulte-Bahrenberg (2013)	Herford	Granulierte Aktivkohle	1
		Pulveraktivkohle	1
		Ozon	1
Benstöm et al. (2014)	Düren-Merken	Granulierte Aktivkohle	3
Biebersdorf und Kaub (2014)	Wesel	Pulveraktivkohle	1
		Granulierte Aktivkohle	1
		Ozon	1
Biebersdorf et al. (2014)	Emmerich	Pulveraktivkohle	1
		Granulierte Aktivkohle	1
		Ozon	1
Maus et al. (2014)	Duisburg-Hochfeld	Ozon	2
Metzger et al. (2014)	Lahr	Pulveraktivkohle	3
	Mannheim		
	Ravensburg		
Rummler und Harmjanßen (2014a)	Greven	Pulveraktivkohle	2
		Ozon	1
Rummler und Harmjanßen (2014b)	Stadtlohn	Pulveraktivkohle	4
		Ozon	1
Waermer (2014)	Barntrop	Granulierte Aktivkohle	1
		Pulveraktivkohle	3
Grünebaum et al. (2014b)	Duisburg-Vierlinden	Ozon*	1
	Obere Lutter	Granulierte Aktivkohle*	1
	Bad Sassendorf	Ozon*	1

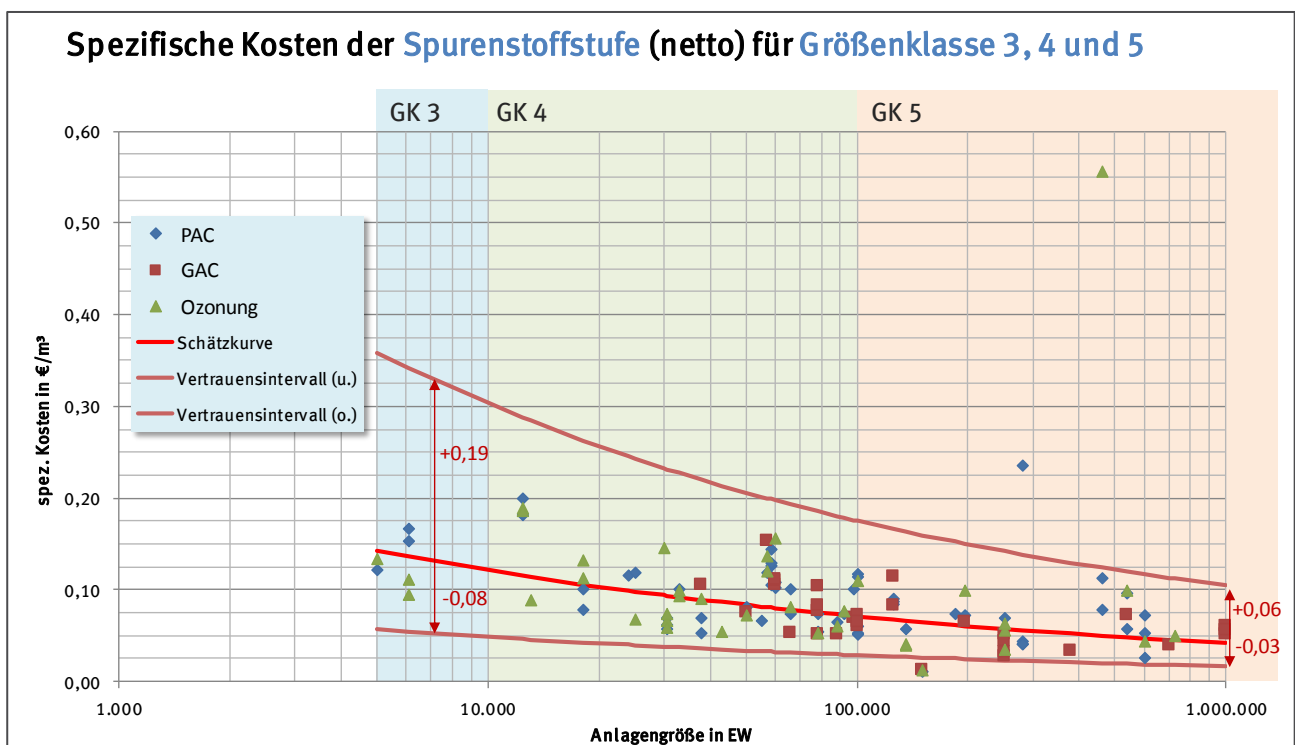
*Aktualisierung der in Projektphase 1 bereits verwendeten Kostenangaben

Darstellung: KomS

5.5.2.2 Spezifische Kosten für die Spurenstoffstufe

Die Ergebnisse der Regression und des Vertrauensintervalls (exemplarisch für die Regression über alle Verfahren) für die spezifischen Kosten der Spurenstoffstufe sind in Abbildung 47 dargestellt. Die Regressionsgerade gibt den mittleren erwarteten Wert der spezifischen Kosten in Abhängigkeit von der Anlagengröße an, während das Vertrauensintervall den Bereich beschreibt, in dem die spezifischen Kosten einer neuen Anlage mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 Prozent liegen. In absoluten Kosten ist dieser Bereich bei kleinen Anlagen deutlich größer als bei großen Anlagen. Prozentual liegen die Grenzen des Vertrauensintervalls bei der Betrachtung aller Verfahrenstechniken der Spurenstoffstufe bei 60 Prozent unter den Werten der Regressionsgleichung bzw. bei knapp 150 Prozent darüber.

Abbildung 47: Spezifische Kosten der Spurenstoffstufe (GK 3-5)



Darstellung: KomS, RUFIS

5.5.2.3 Kosten für die Nachbehandlung

Analog zur Datengrundlage der Spurenstoffstufe sind in der zweiten Projektphase die Recherchen für die Nachbehandlungsstufe ausgeweitet worden. Es hat sich jedoch gezeigt, dass für die unterschiedlichen Verfahren der Nachbehandlung nur wenige auswertbare Pilotstudien existieren. Eine valide statistische Schätzung, ähnlich der Vorgehensweise bei der Spurenstoffstufe, ist daher zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht möglich.

Eine Auswertung der in insgesamt 11 Quellen verwendeten Kostenangaben für die Verfahren Tuchfilter, Sandfilter, Fuzzy-Filter® und Dynasand®-Filter hat zudem ergeben, dass die spezifischen Kosten verschiedener Verfahren in den in der Literatur verfügbaren Kostenstudien in nahezu allen Fällen günstiger sind als die in der ersten Projektphase angenommenen spezifischen Kosten für die Nachbehandlung. Zugleich hat sich gezeigt, dass sich die Kosten für die einzelnen Verfahren deutlich voneinander unterscheiden.

Für die Kostenabschätzung werden daher weiterhin die Kostenangaben für den Bau und Betrieb eines Zweischichtsandfilters der ersten Projektphase herangezogen, welche aus Diskussionen mit Klär-

anlagenbetreibern und Experten im Abwasserbereich aus Erfahrungswerten abgeleitet wurden (vgl. Tabelle 54).

Tabelle 54: Spezifische Kosten der Nachbehandlung (in €/m³)

Größenklasse	Spezifische Kosten
3	0,10
4	0,08
5	0,05

Quelle: Hillenbrand et al. 2015

5.5.3 Kostenabschätzung

Unter Verwendung der in Tabelle 48 angegebenen Regressionskoeffizienten wurden für die drei Verfahrenstechniken der Spurenstoffstufe die mittleren zu erwartenden Jahreskosten in Abhängigkeit der Größenklassen der Kläranlagen bestimmt (vgl. Tabelle 55). Hierfür wurden die spezifischen Kosten der Klassenmitten und die für die jeweilige Größenklasse relevante Jahresabwassermenge aller Kläranlagen Deutschlands angesetzt. In der obersten Größenklasse wurden die spezifischen Kosten für Anlagen mit einem Ausbaugrad für eine Millionen Einwohnerwerte zugrunde gelegt. Zusätzlich wurden die in angegebenen spezifischen Kosten der Nachbehandlungsstufe analog eingesetzt, um die Kosten für die Nachbehandlung ohne Abhängigkeit der Verfahrenstechnik der Spurenstoffstufe zu berechnen.

Tabelle 55: Jahreskosten der 4. Reinigungsstufe (in Mio. €/a)

GK	EW	Spurenstoffstufe			Nachbehandlungsstufe
		PAC	GAC	Ozonung	
3	5.001–10.000	76	50	58	52
4	10.001–20.000	104	78	81	68
	20.001–50.000	174	152	140	142
	50.001–100.000	107	107	88	105
	10.001–100.000	385	336	309	315
5	100.001–200.000	62	71	53	46
	200.001–500.000	74	98	65	68
	500.001–1.000.000	31	47	28	35
	> 1.000.000	56	89	50	66
	> 100.001	223	305	196	215
Summe GK 3, 4 & 5		684	691	562	582
Nachbehandlung GK 3, 4 & 5		582	582	582	
Summe inkl. Nachbehandlung		1.267	1.274	1.145	

Berechnung: RUFIS

Für die Ertüchtigung aller Kläranlagen der Größenklassen 3 bis 5 mit einer zusätzlichen Spurenstoffstufe sind Jahreskosten in Höhe von 562 Mio. € (Ozonung), 684 Mio. € (PAC-Anwendung) bzw. 691 Mio. € (GAC-Anwendung, jedoch unter Einschränkung der statistischen Aussagekraft; vgl. Tabelle 48) zu erwarten. Werden alle Anlagen mit einer zusätzlichen Nachbehandlungsstufe ausgerüstet, sind weitere 582 Mio. € zu erwarten. Werden allein die Kläranlagen der Größenklasse 5 ertüchtigt,

liegen die Jahreskosten bei etwa 200 bzw. 220 Mio. € (ohne Berücksichtigung der GAC-Anwendung), zu denen nochmals 215 Mio. € für die Nachbehandlungsstufe hinzukommen. Im Ergebnis ist zu beachten, dass die Jahreskosten durch die Nachbehandlungsstufe quasi verdoppelt werden.

Die Schätzung von Investitions-, Betriebs- und Jahressummen aus Beobachtungen sind mit statistischen Unsicherheiten verbunden. Diese betreffen die Genauigkeit und Vorhersagegüte der spezifischen Kosten und die Änderung der Gesamtkosten bei zukünftigen Preisänderungen. In Tabelle 56 werden für die drei Techniken der Spurenstoffstufe die statistischen Streuungen der einzelnen Kostenbestandteile angegeben. In Tabelle 57 werden die Sensitivitäten für diese Kostenbestandteile wiedergegeben. Beide können analog zum in Kapitel 5.3 dargestellten Risikoraster wiedergegeben werden.

Tabelle 56: Streuung der Einzelkosten

	PAC	GAC	Ozonung
Bau- und Nebenkosten	0,232	0,215	0,136
Maschinen	0,174	0,309	0,160
EMSR	0,238	0,300	0,160
Summe Investition	0,236	0,315	0,150
Personal	0,153	0,125	0,261
Betriebsmittel	0,166	0,256	0,127
Energie	0,133	0,168	0,141
Entsorgung	0,182	0,155	n.v.
Wartung/Versicherung	0,152	0,151	0,122
Summe Betrieb	0,159	0,285	0,111
Insgesamt	0,128	0,335	0,114

Quelle: RUFIS

Tabelle 57: Sensitivitäten in Bezug auf die Einzelkosten

	PAC	GAC	Ozonung
Bau- und Nebenkosten	0,146%	0,120%	0,121%
Maschinen	0,165%	0,123%	0,182%
EMSR	0,086%	0,0935	0,102%
Summe Investition	0,396%	0,337%	0,405%
Personal	0,049%	0,055%	0,063%
Betriebsmittel	0,338%	0,491%	0,167%
Energie	0,058%	0,051%	0,286%
Entsorgung	0,094%	0,002%	n.v.
Wartung/Versicherung	0,065%	0,063%	0,079%
Summe Betrieb	0,604%	0,663%	0,595%
Zinssatz*	3,512%	2,925%	3,402%

* bei einer Änderung des Zinssatzes um 1 %-Punkt

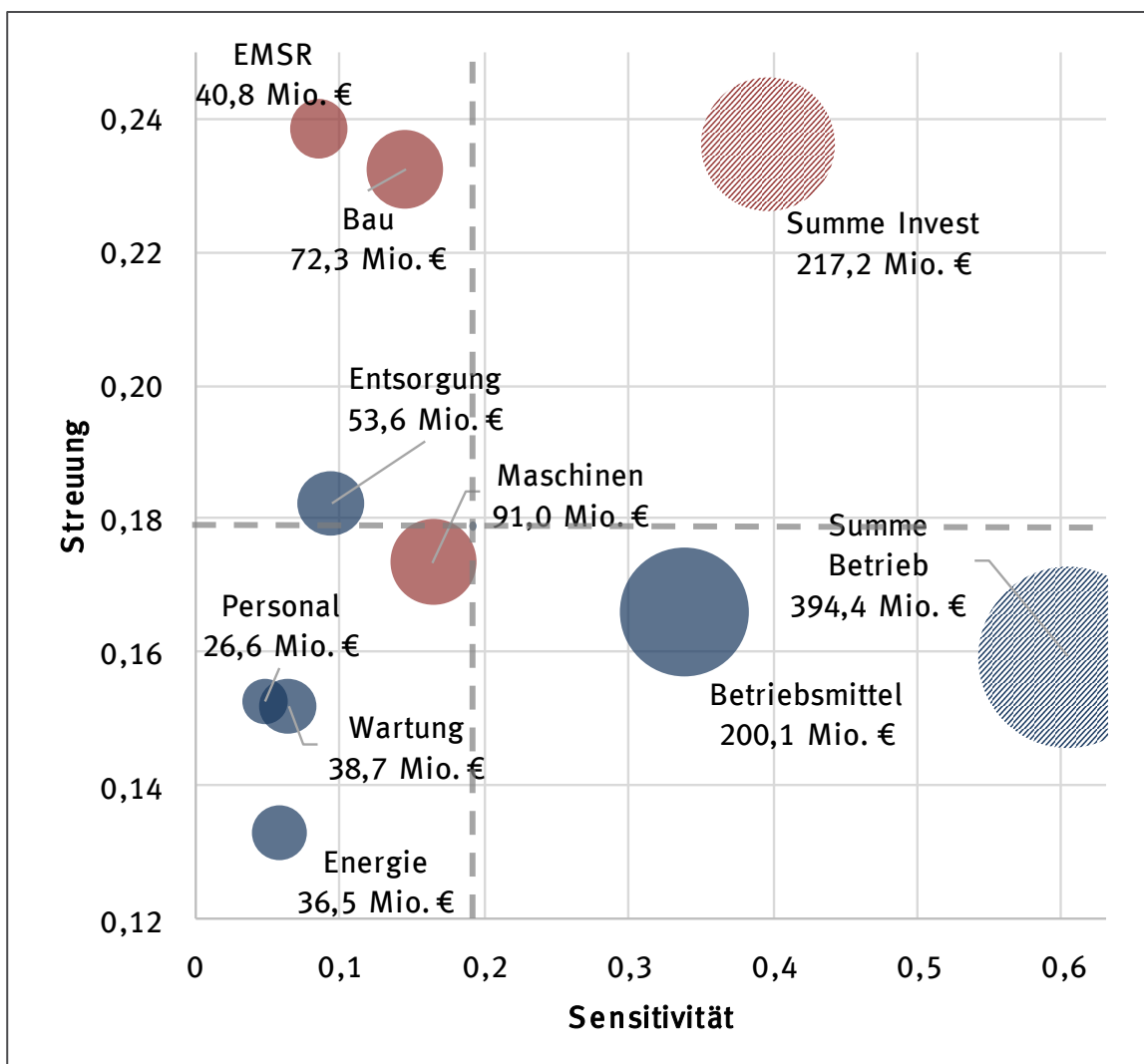
Quelle: RUFIS

In Abbildung 48 werden die Kostenrisiken für das PAC-Verfahren abgebildet. Das eingezeichnete gestrichelte Fadenkreuz unterteilt die in schematisch dargestellten Risikobereiche und wurde anhand der für die Einzelkostenbestandteile mit den jeweiligen Jahreskosten gewichteten Streuungs-

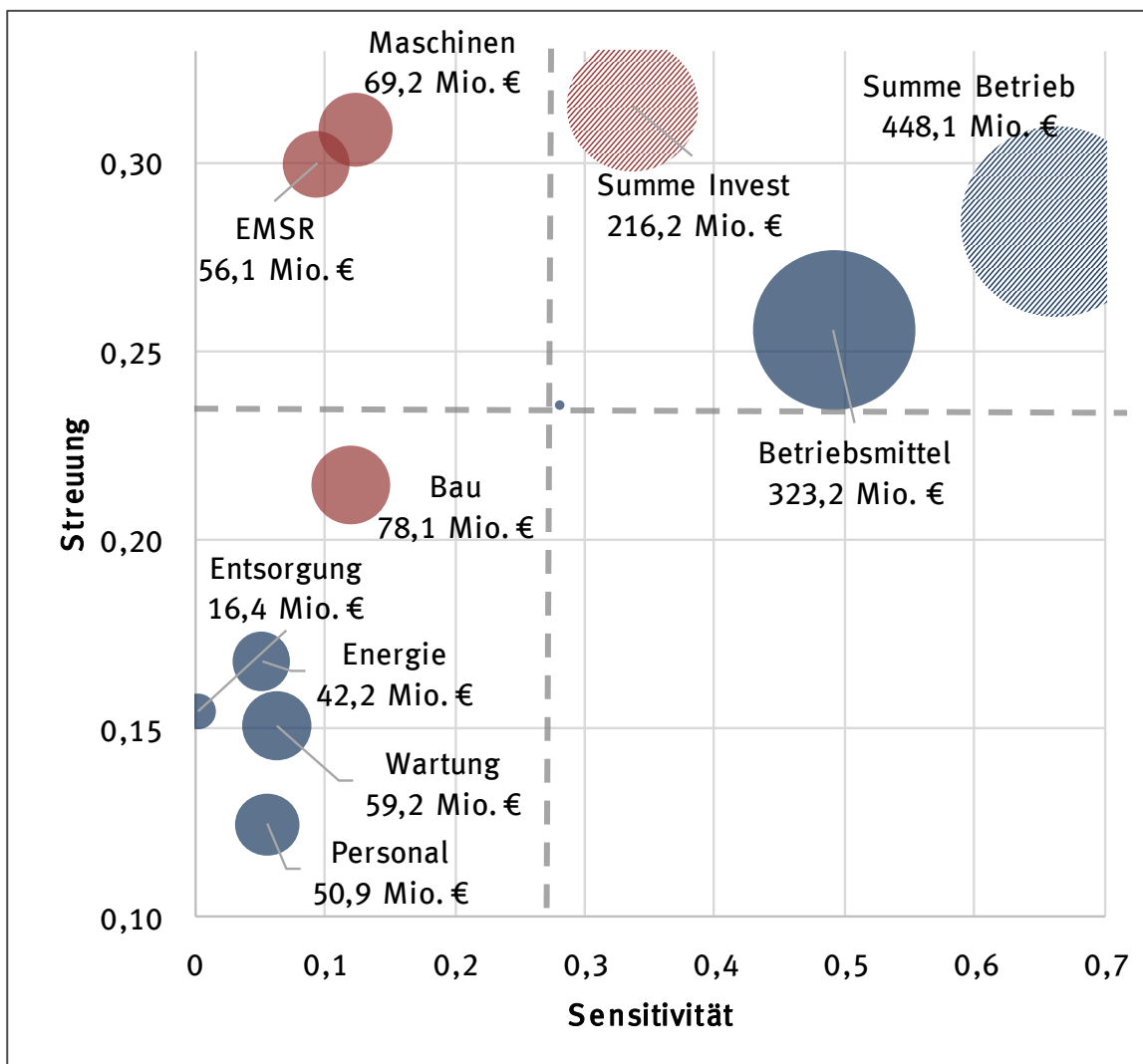
maße bzw. Sensitivitäten errechnet. Die Position der einzelnen Kreise gibt die jeweiligen Streuungs- und Sensitivitätswerte an; die Größe der Kreise spiegelt die jeweilige Höhe der Einzelkosten wider. Zur Information wurden ebenfalls die jeweiligen Angaben für die gesamten Investitions- bzw. Betriebskosten eingezeichnet.

In Bezug auf die statistische Vorhersagegüte sind beim PAC-Verfahren insbesondere die Baukosten und die Kosten für die EMSR-Technik überdurchschnittlich hoch. Besonders große Sensitivitäten sind bei den Betriebsmitteln (hierzu zählen insbesondere die Kosten für die Aktivkohle eine Rolle) zu erwarten. Zukünftige Schwankungen der Kosten für die eingesetzte Aktivkohle wirken sich besonders stark auf die zu erwartenden Gesamtkosten aus. Dies gilt sowohl für die Schwankungen im Preis der Aktivkohle als auch für die zur Elimination einzusetzenden Dosierungen und damit für die Mengen der Aktivkohle.

Abbildung 48: Kostenrisiken des PAC-Verfahrens

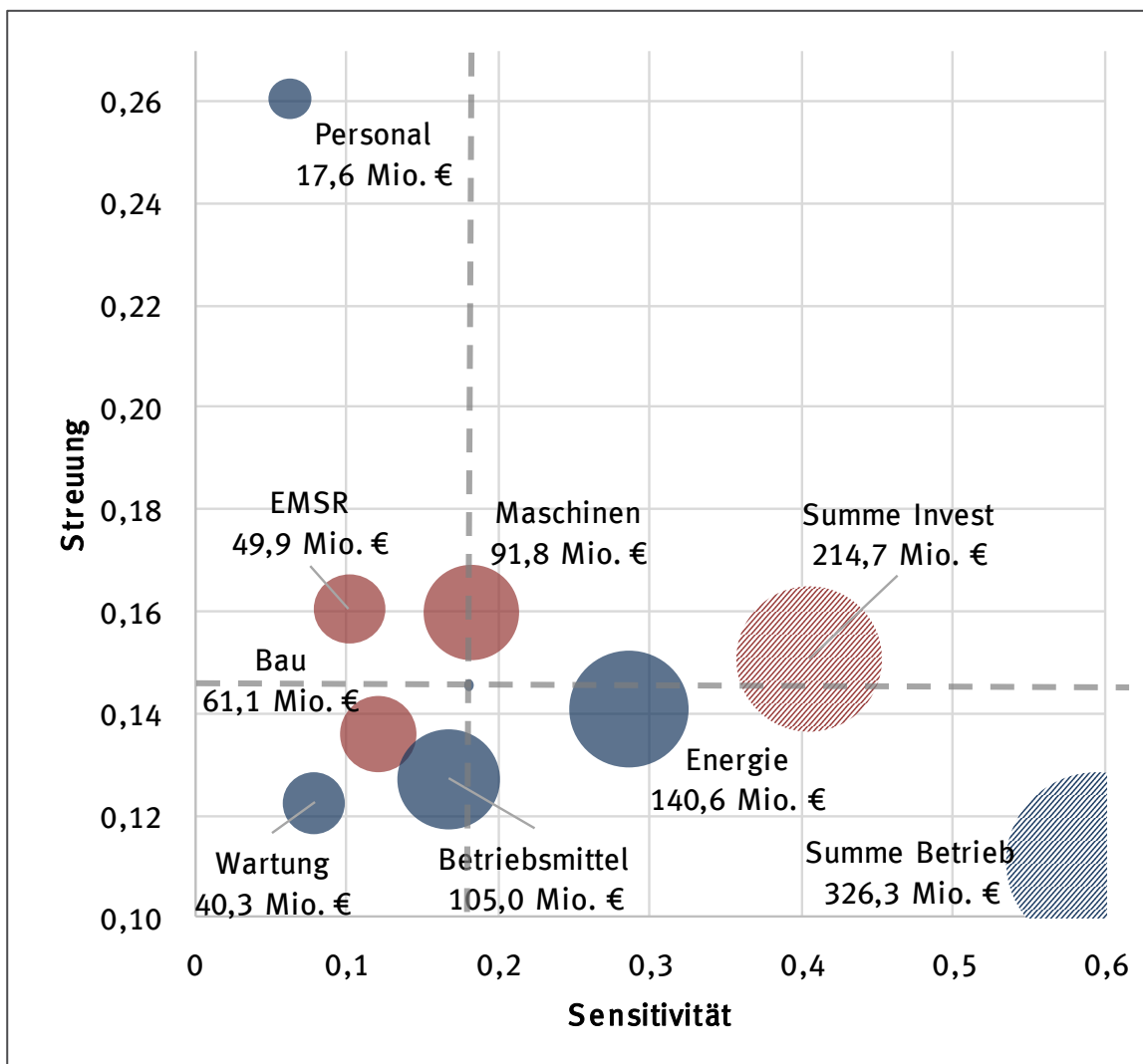


Darstellung: RUFIS

Abbildung 49: Kostenrisiken des GAC-Verfahrens**Darstellung: RUFIS**

Beim GAC-Verfahren sind die Jahreskosten für die erforderlichen Maschinen und die EMSR-Technik statistisch vergleichsweise unsicher. Mit hohem Risiko anzusehen sind hier die Kosten für die Betriebsmittel, die im rechten oberen Risikoquadranten anzusiedeln sind. Im Vergleich der drei untersuchten Verfahren sind hier zugleich die höchsten Einzelkosten festzustellen (gut 320 Mio. € p.a., insb. für die Aktivkohle). Die sonstige Verteilung der Streuungsmaße und der Sensitivitäten liegt deutlich höher als bei den anderen beiden Verfahren.

Die Ozonung weist, verglichen mit den beiden Verfahren der Aktivkohlebehandlung, im Mittel geringere Streuungsmaße auf. Die jeweiligen spezifischen Kosten der einzelnen Anlagenbestandteile bzw. Betriebskosten der ausgewerteten Verfahren lassen somit eine bessere Schätzung zu. Allein die Personalkosten streuen vergleichsweise stark. Wie bei den Aktivkohleverfahren sind auch hier die Kosten für die Energiekosten (insb. für die Erzeugung des zur Elimination eingesetzten Ozons) besonders sensitiv in Bezug auf zukünftige Preisänderungen.

Abbildung 50: Kostenrisiken des Ozonung-Verfahrens**Darstellung: RUFIS**

Insgesamt sind das PAC-Verfahren und die Ozonung bei großen Kläranlagen in den Jahreskosten vergleichbar gut geeignet, um Mikroverunreinigungen aus den Kläranlagenabläufen zu eliminieren. Bei Anlagen der Größenklassen 3 und 4 (vgl. Tabelle 55) zeigen sich Vorteile bei der Ozonung. In Bezug auf die Kostenrisiken kann insgesamt die Ozonung als leicht vorteilhaft eingestuft werden. Unabhängig davon liegen die zukünftigen Risiken in allen Verfahrenstechniken in der Entwicklung der in Zukunft zu erwartenden Preise für Aktivkohle bzw. Energie. Gleichmaßen sind diese Risiken relevant für die jeweils notwendige Dosierung der Aktivkohle bzw. der Ozonmengen.

Der effektive Einsatz eines einzelnen Verfahrens für sämtliche Kläranlagen (oder für alle Kläranlagen einer bestimmten Größenklasse) kann nicht abschließend empfohlen werden. Die Auswahl ist abhängig von den jeweiligen Eliminationsaufgaben der individuellen Anlage, die von der jeweils vorliegenden Belastung mit unterschiedlichen Mikroverunreinigungen abhängt. Insofern ist eine individuelle Planung und Entscheidung in Abhängigkeit von der spezifischen Belastungskonstellation erforderlich, um das kosteneffizienteste Verfahren zu bestimmen.

1. Je nach Gewässerstruktur und Lokalisierung unterschiedlicher Kläranlagen könnte eine Erüchtigung kleinerer Anlagen effizienter sein als zunächst eine Aufrüstung der großen Anlagen. Hier ist die jeweilige Belastung in den unterschiedlichen Gewässerabschnitten zu be-

rücksichtigen und eine geeignete Ertüchtigungsstrategie für das jeweilige Gewässer zu entwickeln.

2. In gleichem Maße ist zu prüfen, wie hoch die Eliminationsraten (und damit verbunden der Einsatz der jeweiligen Aktivkohle bzw. Ozon und die damit verbunden Kosten) sein müssen, um die belasteten Gewässer in einen hinreichend guten Zustand zu versetzen.
3. Gegebenenfalls sind weitere oder alternative Ansatzpunkte für eine Reduzierung der Gewässerbelastungen durch Mikroverunreinigungen zu ermitteln und in die optimale Entscheidung mit einzubeziehen.
4. Letztendlich stellt sich auch die Frage, ob die mit einer Reduzierung der Belastung durch Mikroverunreinigungen der Gewässer verbundenen Nutzen die erforderlichen Kosten rechtfertigen und die Kosten somit als verhältnismäßig einzustufen sind (vgl. hierzu Kapitel 7).

6 Betrachtung der Kostenträgerschaft von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe

6.1 Hintergrund / Problemstellung

Ein erforderlicher Schritt auf dem Weg zur Entwicklung einer nationalen Strategie zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in die aquatische Umwelt von Deutschland ist die Thematisierung der Kostenträgerschaft von Emissionsminderungsmaßnahmen. Dieses Teilthema war in der ersten Projektphase nicht Gegenstand der Betrachtungen und wird in diesem Bericht der Phase 2 von den Autoren erstmals betrachtet.

Das Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) legte 2012 eine geschlossene Strategie zu deren Minderung aus kommunalen Kläranlagen (Abegglen und Siegrist 2012) vor. Der BAFU-Bericht konzentriert sich zunächst auf den kommunalen Abwasserpfad als einen der relevanten und gleichzeitig technisch-organisatorisch „beeinflussbaren“ Eintragspfade von Mikroschadstoffen in die aquatische Umwelt und schätzt für die vorgeschlagenen Maßnahmen die Umsetzungskosten ab. Der Stand der aktuell diskutierten Vorschläge für eine deutsche Strategie zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in die aquatische Umwelt und die der Unterlieger mit Blick auf die verursachergerechte Kostenverteilung einer 4. Reinigungsstufe soll im Folgenden zusammengefasst und bewertet werden.

6.2 Arbeitsinhalte der Phase 2

Die Schädlichkeit von Mikroschadstoffen, das Verhalten und das Vorkommen von Mikroschadstoffen in der aquatischen Umwelt in Deutschland wird ausführlich in ersten Projektbericht und aktualisiert in diesem Bericht in den Kapiteln 2 bis 4 dargestellt. Es wird auf die Kombination unterschiedlicher Maßnahmenoptionen verwiesen. Dabei handelt es sich um einen Mix aus

- ▶ Quellenorientierten Maßnahmen,
- ▶ Dezentralen Maßnahmen sowie
- ▶ Nachgeschalteten Maßnahmen (4. Reinigungsstufe).

Kapitel 5 dieses Berichts legt mit der Abschätzung der Kosten für die Einführung einer so genannten 4. Reinigungsstufe die Grundlage zur Betrachtung der Kostenträgerschaft für die Ertüchtigung von kommunalen Kläranlagen, auf die sich dieses Kapitel fokussiert.

In der heutigen Industriegesellschaft ist die Verwendung von „Weichmachern“ (Bsp. Phthalate) in Produkten des täglichen Gebrauchs beispielsweise in Plastikumverpackungen von Lebensmitteln zulässig, also stehen gesellschaftliche Akteursgruppen wie Produzenten und Konsumenten in der Verantwortung, sich mit den Konsequenzen zu beschäftigen (Abnahme von männlicher Fertilität: Colborn et al. (1996)). Private Haushalte und damit die gesamte Bevölkerung verursacht als Verbraucher das Inverkehrbringen von Arzneistoffen, deren Freisetzung über den Pfad der kommunalen Kläranlagen zu Konzentrationen in Gewässern führen, die ökotoxikologisch kritisch zu bewerten sind (Bergmann et al. 2011). Die Wasserwirtschaft kann einen Beitrag leisten und die komplexen Zusammenhänge gegenüber Bürgern und internationalen Unterliegern (Bsp. Niederlande) darstellen und zur Diskussion stellen. In diesem Zusammenhang setzen die folgenden Ausführungen einen gesellschaftlichen Konsens zur Reduzierung der Mikroverunreinigungen in der Umwelt voraus.

Die Betrachtungen der Kostenträgerschaft gehen vom Ziel einer umweltmedienübergreifenden Minderung der Mikroschadstoffbelastungen, bzw. der Einhaltung der UQN in Gewässern aus. Eine Einschränkung auf Einzelmedien oder –pfade hat Konsequenzen für die Maßnahmenableitung. Beschränken sich die Emissionsminderungsmaßnahmen lediglich auf einen Teil der Eintragspfade ist zu erwarten, dass sich die Minderung auch nur entsprechend der Emissionsfrachtanteile dieser Pfade auf die Gesamtbelastung auswirkt. Wenn also beispielsweise die 4. Reinigungsstufe flächendeckend auf allen kommunalen Kläranlagen umgesetzt würde, könnte man den kontinuierlichen Eintrag von

Mikroschadstofffrachten in erheblichen Maße und damit auch die Gesamtbelastung der aquatischen Umwelt reduzieren. Für andere Eintragspfade beispielsweise aus diffusen Quellen bliebe dieses Vorgehen natürlich wirkungslos, die Belastungen aus diffusen Quellen würden nicht reduziert.

Im gesamten Kontext ist die Entwicklung einer nachhaltigen Strategie zu unterstellen. Dies umfasst also die Bewertung der Umweltkosten von Eliminationsmaßnahmen ebenso wie deren Wirksamkeit.

Grundsätzlich folgt die Diskussion dieser höchst komplexen Materie einer Strategie zur Reduzierung von Mikroschadstoffen in die Umwelt dem Vorgehen nach dem Vorsorgeprinzip. Bei den diskutierten Mikroschadstoffen geht es um Stoffe mit vielfältigem human- und ökotoxikologischem Gefährdungs- oder Schadenspotenzial.

6.3 Methodik

Quellenorientierte Maßnahmen als Bestandteil der Minderungsstrategie, ermöglichen eine unmittelbare Anwendung des Verursacherprinzips, welches im Grundsatz besagt, dass derjenige, der eine Umweltbeeinträchtigung zu vertreten hat (verursacht) auch im Hinblick auf deren Beseitigung oder Verringerung in die Pflicht genommen wird. Wie beim Vorsorgeprinzip spricht man auch beim Verursacherprinzip von einem Grundprinzip des Umweltrechts.

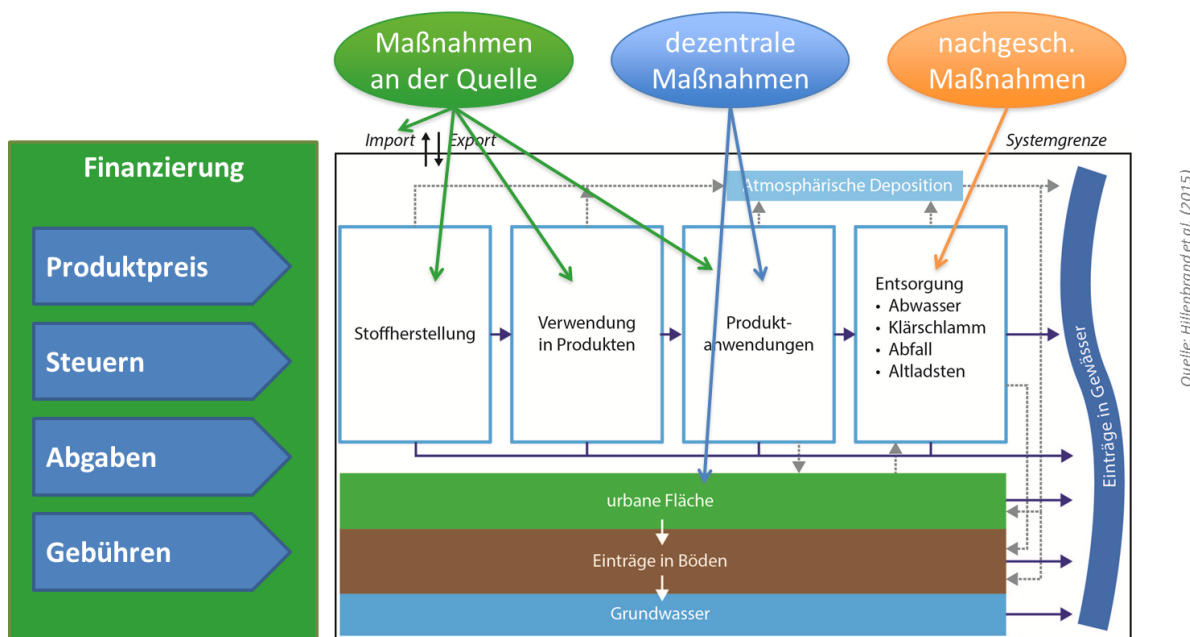
In der Literatur wird mit Verweis auf die Theorie der Wirtschaftswissenschaften das Verursacherprinzip aber auch als „Leerformel“ bezeichnet und damit in seiner Bedeutung deutlich geschmälert. Unstrittig ist, dass man im Bereich der Mikroschadstoffe nicht nur einen Verursacher identifizieren kann, denn sowohl Produzent als auch Konsument und Entsorger können im Hinblick auf den Eintrag ins Gewässer als Verursacher angesehen werden. Das Prinzip ist somit zunächst nicht unmittelbar anwendbar.

Die Verfolgung des Verursacherprinzips im Gesamtkontext Mikroschadstoffe scheint dennoch vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Strategieentwicklung von Bedeutung. Sie kann eine Grundvoraussetzung für eine ausreichende Akzeptanz für die Maßnahmenumsetzung darstellen, sowohl was die Identifizierung der Maßnahmenträger als auch die Übernahme von Kosten betrifft. Darüber hinaus sollte es Ziel einer umfassenden Minderungsstrategie sein, die Verursacher – an welcher Stelle der Verursacherkette sie auch anzusiedeln sind – an der Finanzierung der Maßnahmen angemessen zu beteiligen.

Die Diskussion um die Finanzierung der Maßnahmen und eine angemessene Beteiligung potentieller Verursacher (Hersteller, Verbraucher, Einleiter, etc.) oder auch Vorteilhabender kann vor dem Hintergrund der grundsätzlichen, bekannten Maßnahmenoptionen, aber darüber hinaus auch in allgemeiner Form geführt werden.

Maßnahmenauswahl

Vor Einleitung ins Gewässer stehen die oben erläuterten quellenorientierten, dezentralen und nachgeschalteten Maßnahmen) zur Verfügung (Abbildung 51). Zusätzlich setzt die Trinkwasserwirtschaft noch auf das sogenannte Multi-Barrieren-Prinzip (Castell-Exner und Meyer). Ähnlich wie bei den Eliminationsverfahren von Mikroschadstoffen auf Kläranlagen stehen als eine Barriere zur Verhinderung des Eintrags von Mikroschadstoffen ins Trinkwasser grundsätzlich sowohl oxidative Verfahren wie die Ozonung als auch adsorptive Verfahren wie die Aktivkohlefiltrierung zur Verfügung.

Abbildung 51: Verknüpfung von Maßnahmenbereichen mit Aspekten der Finanzierung

Darstellung: FiW, angelehnt an Fraunhofer ISI

Zu den quellenorientierten Maßnahmen gehören Stoffverbote, die wiederum zu Stoffsubstitutionen oder auch Produktneuentwicklungen führen können. Bei der Forderung, das Verursacherprinzip stärker zur Anwendung zu bringen und die Stoffeinträge an ihrer Quelle zu reduzieren, verweist das UBA (2015c) auf Umsetzungshemmnisse: „Für alle stoffrechtlichen Maßnahmen zur Beschränkung oder zu Verboten der Verwendung ist das europäische Stoffrecht einschlägig. Allerdings werden dieselben Stoffe, je nach Verwendung (z. B. als Pflanzenschutzmittel oder Biozid), zu einem unterschiedlichen Zeitpunkt und mit unterschiedlichen Restriktionen reguliert. Gleichzeitig werden häufig nur besonders wichtige Anwendungen beschränkt und es verbleiben Einträge aus kleineren, nicht beschränkten und auch nicht substituierbaren Anwendungen. Schließlich betreffen die Regelungen nur die Herstellung, Vermarktung und Anwendung, weshalb die Emissionen während des Nutzungszeitraums – etwa bei Baumaterialien – teilweise mehrere Jahrzehnte betragen können und auch die Entsorgung der Reststoffe unberücksichtigt bleibt. Humanarzneimittel werden in den entsprechenden europäischen Zulassungsverfahren bislang zwar im Hinblick auf Umweltrelevanz bewertet, es erfolgen aber keine Anwendungsverbote oder -einschränkungen bei nachgewiesener Umweltrelevanz.“ Daraus folgt, dass eine Strategie, die allein auf quellenorientierten Maßnahmen wie der alleinigen europäischen Regulierung der Inverkehrbringung von Stoffen fußt, zu kurz. Mit Blick auf die räumliche (Eintragspfade), funktionale (Eliminationsmechanismen/-maßnahmen) und zeitliche (kurz-, mittel- und langfristige Entfaltung der Wirksamkeit) Komplexität des Themas ist ein Maßnahmenmix zur Emissionsminderung erforderlich.

Dezentrale Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft betreffen beispielsweise den Bereich der Regenwasserbehandlung. Die Relevanz der hierüber eingetragenen Mikroschadstofffrachten in Bezug auf die Gesamtfracht aus dem Bereich der Siedlungsentwässerung kann noch nicht abschließend bewertet werden. Zumindest für gelöste Mikroschadstofffrachten spielen sie mit rund 3-5 Prozent Anteil an den gesamten Jahresfrachteinträgen eine untergeordnete Rolle im Vergleich zu kontinuierlichen Kläranlageneinträgen (Wermter 2015). Ihre Relevanz wäre nach Festlegung des Grads der Umsetzung der 4. Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen neu zu bewerten. Eher partikulär gebundene Mikroschadstoffe weisen ein anderes Verhalten auf: hier hängen Emissionsfrachtanteile von der Konfiguration der Behandlungsbauwerke ab. In solchen Fällen ist nach eigener Einschätzung von einer größeren Bandbreite der Eintragspotenziale auszugehen.

Als technische Maßnahmen vor der Einleitung in die aquatische Umwelt steht die Ertüchtigung von kommunalen Kläranlagen grundsätzlich zur Verfügung. Mit Eliminationsverfahren der so genannten 4. Reinigungsstufe erfolgt eine Breitbandwirkung auf eine Vielzahl von bekannten und unbekannten Stoffen mit Eliminationsgraden von 10 bis über 90 Prozent je nach Mikroschadstoff und damit in der Summe eine relevante Reduzierung der Gesamteinträge.

Informationsmaßnahmen unterschiedlicher Art stellen eine weitere Maßnahmenoption dar, bei der sowohl die breite Öffentlichkeit (Information, Konsumverhalten etc.) oder ausgewählte Berufsgruppen (Ärzte, Produktanwender, etc.) für die Thematik Mikroschadstoffe in der Umwelt sowie mögliche Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen sensibilisiert werden.

Für die Auswahl von Maßnahmen werden wiederholt zwei Kernanforderungen formuliert (Hillenbrand et al. 2015, Gälli et al. 2009):

- ▶ Maßnahmen mit hoher Relevanz im Hinblick auf das Minderungspotenzial möglichst mit Breitbandwirkung; Identifizierung der zu ertüchtigenden Anlagen auf Grundlage einer kombinierten Betrachtung (Emissions- und Immissionsminderungspotenzial), d. h. mit Blick auf die Einhaltung der UQN-Zielkriterien (OGewV, Anlage 7) sowie flussgebietspezifischen Anforderungen der OGewV (Anlage 5),
- ▶ Kosteneffizienz, unter Berücksichtigung der vorhandenen technischen Rahmenbedingungen.

Zur Gewährleistung eines nachhaltigen Vorgehens wird es um einen Maßnahmenmix gehen, der als Gesamtstrategie aufeinander abzustimmen ist und für den die Fragen der Finanzierung und Kostenträgerschaft zu beantworten sind. Instrumente mit Lenkungswirkung und der Möglichkeit zur Verstärkung von Verhaltensanreizen sind in diesem Zusammenhang von besonderer Bedeutung.

Bei einem Vergleich mit dem Schweizer Vorgehen ist zu berücksichtigen, dass für die Strategieentwicklung in Deutschland in erster Linie die europäischen Anforderungen (UQN) maßgebend sind, in der Schweiz aber mehrere Zielkriterien definiert (Oberliegerverantwortung, Frachtreduktion, schwache Vorfluter, Trinkwassernutzung) und öffentlich diskutiert wurden. Auf Grundlage von Kosten-Nutzen-Bewertungen wurden auf diesen Kriterien aufbauend die zu ertüchtigenden Anlagen identifiziert.

Das MKULNV nennt in diesem Zusammenhang vergleichbare Kriterien und die wasserwirtschaftlich ungünstigen hydrologischen Randbedingungen (Mertsch 2015). Sie umfassen: Gewässer mit ungünstigen Mischungsverhältnissen (gereinigtes Abwasser zu natürlichem Abfluss) bei MNQ, Trinkwasserrelevanz, Handlungsbedarf bei abwasserbürtiger Belastung in Gewässern mit schlechtem ökologischen Zustand, Immissionsbetrachtung.

Entsprechende Kostenansätze und Ergebnisse der Kostenabschätzung sind in Kapitel 5 dargestellt.

6.4 Kostenträgerschaft bei der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen

Mit Blick auf die Kostenträgerschaft einer 4. Reinigungsstufe für kommunale Kläranlagen stehen seit einiger Zeit drei Umsetzungsansätze in der Diskussion. Dies umfasst das in Kapitel 8 dargestellte Schweizer Modell, für das im Rahmen einer nationalen Strategieentwicklung eine neue Abwasserabgabe als Kopfpauschale mit Selbstbehalt zur Finanzierung von Emissionsminderungsmaßnahmen eingeführt wurde. Neben der Finanzierung dient die neue Schweizer Abwasserabgabe gleichermaßen der Kostenumlage.

Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg gehen zwei unterschiedliche Wege bei der Umsetzung von Ertüchtigungsmaßnahmen auf kommunalen Kläranlagen. Das Umweltministerium aus Düsseldorf setzt auf die Immissionsorientierung. Kann auf Basis von Monitoringdaten der betreffenden Gewässer ein Zusammenhang zwischen einer Kläranlage und Mikroschadstoffen hergestellt werden, fordern die zuständigen Behörden die Umsetzung von Minderungsmaßnahmen von den Betreibern ein. Zur Finanzierung bzw. Teilfinanzierung der anlagenspezifischen Ermittlung des technischen

Maßnahmenbedarfs und der erforderlichen Investitionskosten von Ertüchtigungsmaßnahmen von kommunalen Kläranlagen bietet NRW den Betreibern von kommunalen Kläranlagen Fördermittel, die aus der Abwasserabgabe bereitgestellt werden.

In Baden-Württemberg setzt das Umweltministerium einen Anreiz zur Umsetzung von Minderungsmaßnahmen über Investitionsförderungen finanziert aus der Abwasserabgabe. Die Förderung der Investivkosten liegt bei maximal 25 Prozent. Das Umweltministerium verfolgt dabei das Freiwilligkeitsprinzip. Ein besonders wichtiges Element bei der freiwilligen Einführung der 4. Reinigungsstufe insbesondere auf größeren kommunalen Kläranlagen ist die wissenschaftlich-technische Begleitung der Umsetzung durch Kompetenzzentrum Spurenstoffe (KomS). Es begleitet und unterstützt die Umsetzung von Ertüchtigungsmaßnahmen kostenfrei von der Feststellung des Maßnahmenbedarfs über die technische Planung und Umsetzung der Maßnahmen bis hin zu einem angepassten Monitoring des Betriebs.

6.4.1 Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen – Ansätze für eine verursachergerechte Finanzierung

Gawel et al. (2014) schlagen die Verwendung der Abwasserabgabe zur Finanzierung der 4. Reinigungsstufe vor und legen als Szenario eine Ertüchtigung der Kläranlagen der GK 5 zugrunde. Das „Schweizer Modell“ (vgl. Kap. 8 sowie Gälli et al. 2009), das zur Finanzierung des gewählten Maßnahmenpaktes eine pauschale Abgabe pro Einwohner vorsieht, wird vergleichend gegenübergestellt, aber von Gawel et al. (2015) als nicht zielführend für Deutschland erachtet.

Die Nutzung der in Deutschland rechtlich verankerten Abwasserabgabe zur Finanzierung des Kläranlagenausbaus zur Elimination von Spurenstoffen scheint naheliegend, unabhängig davon, ob eine ordnungsrechtliche Verpflichtung hinterlegt ist und davon, ob Mikroschadstoffe eine direkte Relevanz als Abgabeparameter haben. Das Aufkommen der Abwasserabgabe ist gemäß §13 AbwAG zu verwenden „für Maßnahmen, die der Erhaltung oder Verbesserung der Gewässergüte dienen.“ Der vorgeschlagene Ansatz wird insofern im Grundsatz als naheliegend und sinnvoll erachtet.

In Bezug auf das in der Studie zugrunde gelegte Szenario wird jedoch bereits die Empfehlung ausgesprochen, die Abgabe in ihrer absoluten Höhe deutlich anzuheben. Hierzu wird auf die Vorschläge verwiesen, die zur Reform der Abwasserabgabe in einem Vorläufervorhaben entwickelt wurden (Abgabesatzerhöhung, Aufgabe von Verrechnungsmöglichkeiten etc., hierzu Gawel et al. (2014)). Die Vorschläge in der Studie wurden mit entsprechenden Vergleichsrechnungen hinterlegt. Unterstellt man nun, wie oben dargelegt, dass eine Ertüchtigung der Kläranlagen der GK 5 längst nicht ausreichend ist, um die Gewässerschutzziele flächendeckend zu erreichen, können diese Vergleichsrechnung nicht als Grundlage für eine Bewertung der Auswirkungen herangezogen werden.

Ausgehend von der Annahme, dass alle Einwohner aufgrund ihres Konsumverhaltens zu der zu verringenden Mikroschadstofffracht der kommunalen Kläranlagen beitragen, kann man dem Schweizer Modell eine weitgehende Verwirklichung des Verursacherprinzips bescheinigen. Die Verwendung der Abwasserabgabe in Deutschland kann in ähnlicher Weise interpretiert werden, wenn auch die Höhe der Beteiligung nach anderen Kriterien (Schadparameter AbwAG) bemessen wird.

Von Gawel et al. (2015) wird dem Ansatz über die reine Finanzierungsfunktion hinaus auch eine Lenkungsfunktion zugesprochen, die im Hinblick auf die Mikroschadstoffe hier nicht nachvollzogen werden kann. Diese würde doch vielmehr voraussetzen, dass Mikroschadstoffe als Abgabeparameter in das AbwAG integriert werden. Dass dies heute (noch) nicht belastbar, mit vertretbarem Aufwand und praktikabel umsetzbar ist, ist jedoch, wie auch in der Studie dargelegt, plausibel. Ohne praktikablen Mikroschadstoffeabgabeparameter kann jedoch keine Lenkungsfunktion erreicht werden.

In der Diskussion um die Maßnahmenoptionen zur Reduzierung der Mikroschadstoffbelastungen wird richtigerweise und wie oben dargestellt auf technische, zentrale Maßnahmen und auch auf

quellenorientierte Maßnahmen abgestellt. Die Diskussion um die Ertüchtigung der Kläranlagen und deren Finanzierungswege schließen bislang aber aus, dass ähnlich einem Fondsgedanken im Schweizer-Modell, ein Aufkommen zur Maßnahmenfinanzierung angestrebt wird, dass sich auf eine breitere Basis stützt – nämlich hier auf einen größeren Adressatenkreis aus der Verursacherkette.

In diesem Zusammenhang können Produktabgaben oder auch Instrumente ähnlich dem „Grünen Punkt“ in der Abfallentsorgung eine Rolle spielen. Dem Vorschlag zur methodischen Entwicklung derartiger Abgabenslösungen wird gerne entgegen gehalten, dass eine solche Abgabe auch mit einer Lenkungswirkung verbunden sein muss. Diese könnte bspw. beim Produzenten mit einer Stoffsubstitution oder Verfahrensumstellung, beim Verbraucher mit einer Konsumumstellung verbunden sein. Die Bemessung der Abgabehöhe mit dem Ziel einer Lenkungsfunktion erfordert eine komplexe und fundierte methodische Herleitung und erschwert insofern zweifelsohne die Findung und Festsetzung der Abgabenhöhe (vgl. hierzu Gawel et al. 2015). Eine Abgabenslösung kann aber auch ohne nachhaltige Lenkungswirkung zur Finanzierung und damit zur Kostenbeteiligung beitragen. Insbesondere vor dem Hintergrund der Akzeptanzfindung und der Anwendung des Verursacherprinzips wird in der Entwicklung und Einführung von Produktabgaben ein durchaus wichtiger Beitrag zu einem nachhaltigen Vorgehen gesehen.

6.4.2 Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen – verursachergerechte Umlage der Kosten

Die Literatur weist auf Basis von Erfahrungswerten aus Forschungsprojekten und neueren Zahlen der Betreiber mittlerweile zahlreiche Angaben und Vergleichsbetrachtungen im Hinblick auf die zu erwartenden Mehrbelastungen der Kläranlagen bei Ertüchtigung aus. Insgesamt wird den Abschätzungen, insbesondere bei den größeren Anlagen, im Wesentlichen eine zumutbare Auswirkung auf die durchschnittliche Gebührenmehrbelastung beigemessen (hierzu Kapitel 5 sowie z. B. Mertsch et al. (2013), Grünebaum et al. (2014a), Gawel et al. 2015, UBA 2015).

Tabelle 58: Durchschnittliche Gebührenbelastung in NRW und Abschätzung der Steigerung mit Ausbau der 4. Reinigungsstufe (mit und ohne Nachbehandlung)

NRW [€/m³]	Wert	bez. auf MW	m³-Kosten 4. Stufe			m³-Kosten 4. Stufe + NB		
2012			0,051 €	0,092 €	0,124 €	0,051 € + 0,05 €	+0,08 €	+0,10 €
			GK 5	GK 4	GK 3	GK 5	GK 4	GK 3
2,80 €	P75	188%	1,8%	3,3%	4,4%	3,6%	6,1%	8,0%
2,18 €	Mittel	100%	2,3%	4,2%	5,7%	4,6%	7,9%	10,3%
1,50 €	P25	54%	3,4%	6,3%	8,3%	6,7%	11,5%	14,9%

Quelle: FiW auf Basis von Daten von IT.NRW (2013)

Die oben dargestellten Gebührensteigerungen weisen zwar teilweise deutlich höhere Steigerungsraten aus, als im kommunalpolitischen Umfeld gerne vertreten werden wollen, führen aber in der Belastung des einzelnen Haushalts und Bürgers immer noch zu zumutbaren Absolutwerten, die im Durchschnitt deutlich weniger pro Jahr als eine Tankfüllung ausmachen.

Die Diskussion um die zukünftigen Investitionen in die Abwasserbehandlung bedarf vor einer abschließenden Festlegung von Maßnahmenprogrammen einer Zusammenführung der möglichen Fol-

genabschätzungen. Neben den Auswirkungen auf die Kostenentwicklung durch Ertüchtigung (4. Reinigungsstufe) wirken bspw. insbesondere Investitionen für Ersatz und zum Substanzerhalt auf den Gebührenhaushalt (hierzu z. B. Dohmann 2014). Die Bewertung der Zumutbarkeit im Gebührenhaushalt allein in Bezug auf einen isolierten Maßnahmenbereich ist insofern nicht ausreichend.

Um die Zumutbarkeit von Gebührensteigerungen zu bewerten, ist es erforderlich eine Bewertung der Gebührenentwicklung umfassend und nicht nur für einen Maßnahmenbereich vorzunehmen. Insbesondere sind zu betrachten:

- Ertüchtigung 4. Reinigungsstufe
- Ausbau der Niederschlagswasserbehandlung
- Investitionen in Ersatz und Substanzerhalt
- Anpassungsmaßnahmen an Wandelprozesse (Klima, Demographie, ...)

Im Hinblick auf eine verursachergerechte Umlage der Kosten der Kläranlage ist grundsätzlich festzuhalten, dass eine Umlage über die vorhandenen Gebührenmodelle möglich ist und eine gewisse Abbildung des Verursacherprinzips damit bereits gewährleistet. Eine einwohnerbezogene Umlage, wie im Schweizer Modell, bildet das allgemeine Konsumverhalten in ähnlicher Weise ab wie eine Umlage über den Schmutzwassermaßstab.

Sofern aus den oberen bereits als Bedarf festgestellten Stoffflussanalysen belastbare und auch übertragbare Kriterien für eine anteilige Betrachtung der eingetragenen Mikroschadstofffrachten über den Schmutzwasser- und den Niederschlagswasserpfad vorliegen, kann eine Übertragung und Differenzierung im Gebührenmodell vorgenommen werden. Wünschenswert wäre weiterhin die Entwicklung eines „Starkverschmutzermodells“ für nachweisliche Hot-Spots im Indirekteinleiterbereich (Pflegeeinrichtungen, Krankenhäuser, best. gewerbl. Indirekteinleiter).

6.4.3 Zusammenfassende Bewertung der Betrachtung der Kostenträgerschaft und Handlungsbedarf

Das Wissen um den Eintrag von Mikroschadstoffen und deren Wirkungen auf die aquatische Umwelt ist noch lückenhaft, und in vielerlei Hinsicht besteht noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Dennoch ist erklärtes umweltpolitisches Ziel, Mikroschadstoffe über greifend über alle Umweltmedien nachhaltig zu reduzieren. In einer vollständigen Betrachtung ist es jedoch erforderlich, alle Stufen des Lebenszyklus von möglichen Mikroschadstoffen zu betrachten: Herstellung, Transport, Inverkehrbringen, Stoff-/Produktanwendung sowie Freisetzung und Entsorgung. In diesem Kontext kann der Verursacherbegriff mehrfach interpretiert werden. Sowohl Produzenten, Konsumenten als auch Entsorgern kann für das Inverkehrbringen bzw. das Freisetzen der Stoffe eine Verursacherverantwortung zugewiesen werden.

Zur Gewährleistung eines nachhaltigen Vorgehens wird es um einen Maßnahmenmix gehen, der als Gesamtstrategie aufeinander abzustimmen ist, und für den die Fragen der Finanzierung und Kostenträgerschaft zu beantworten sind. Instrumente mit Lenkungswirkung und der Möglichkeit zur Verstärkung von Verhaltensanreizen sind in diesem Zusammenhang von besonderer Bedeutung. Gerade Abgabensysteme bieten vor diesem Hintergrund einen besonderen Gestaltungsspielraum. Wenn auch die Abwasserabgabe eine Erweiterung für den Bereich Mikroverunreinigungen noch nicht erwarten lässt (s. wie oben erwähnt auch Gawel et al. (2015)), sind doch die Ansätze zur Einführung einer Produktabgabe geeignet, die Hersteller und Verbraucher grundsätzlich zu beteiligen. Eine Abgabensystem verfolgt zugleich mehrere Ziele. Dies sind neben der reinen Finanzierungsfunktion (Zweckbindung der Mittelverwendung) insbesondere die Lenkungs- und Anreizfunktion (Anreiz zur Stoffsubstitution, Verfahrensumstellung, Verhaltensänderung, etc.). Die Entfaltung einer Lenkungswirkung ist im Wesentlichen von der Höhe der Abgabe abhängig. Diese vor dem Hintergrund einer

Lenkungsfunktion zu ermitteln ist sicherlich eine der Schwierigkeiten im Zusammenhang mit der Entwicklung eines solchen Instruments. Verhaltensanreize verlangen aber auch einen transparenten Umgang mit der Problematik, sowohl im Hinblick auf die Hersteller, Verbraucher und im Fall der Arzneimittel auch der verschreibenden Ärzte. Hier sind nur dann nachhaltige Ergebnisse zu erwarten, wenn ausreichend und umfassende informiert und aufgeklärt wird.

Die Bewertung einer verursachergerechten Kostenträgerschaft einer 4. Reinigungsstufe in Deutschland hängt unmittelbar von der Festlegung der Maßnahmen und des Maßnahmenumfangs ab. Die Einführung der so genannten 4. Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen der Größenklasse 5 lässt nur eine eingeschränkte Zielerreichung erwarten.

Die konsequente Verfolgung des Verursacherprinzips im Gesamtkontext Mikroschadstoffe scheint vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Strategieentwicklung von Bedeutung. Sie kann eine Grundvoraussetzung für eine ausreichende Akzeptanz für die Maßnahmenumsetzung darstellen, sowohl was die Identifizierung der Maßnahmenträger als auch die Übernahme von Kosten betrifft. Darüber hinaus sollte es Ziel einer umfassenden Minderungsstrategie sein, die Verursacher – an welcher Stelle der Verursacherkette sie auch anzusiedeln sind – an der Finanzierung der Maßnahmen angemessen zu beteiligen.

Ein nachhaltiger Umgang mit der Ressource Wasser erfordert eine intensive Auseinandersetzung mit dem Thema Kostenträgerschaft und in diesem Zusammenhang:

- ▶ eine konsequentere Verfolgung des Verursacherprinzips,
- ▶ die Bereitschaft, Maßnahmen für relevante Eintragspfade zu entwickeln und umzusetzen,
- ▶ die Bereitschaft, die Kosten hierfür zu tragen und neue Instrumente zur Finanzierung zu entwickeln und
- ▶ den politischen Willen hierüber einen gesellschaftlichen Konsens zu erzielen.

7 Untersuchung des volkswirtschaftlichen Nutzens von Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe

7.1 Hintergrund / Problemstellung

Arzneimittelrückstände, Körperpflegemittel, Industrie- und Haushaltschemikalien, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel und andere Mikroverunreinigungen gelangen über das Abwasser in Gewässer und führen zu Veränderungen bei Wasserlebewesen. Welche Auswirkungen damit für Ökosysteme und den Menschen verbunden sind, ist erst ansatzweise erforscht. Mit Emissionsminderungsmaßnahmen erfolgt eine Frachtreduktion, so dass die Mikroschadstoffkonzentration in Gewässern abnimmt. Zu begründen sind solche Maßnahmen wegen des geringen Wissens über die Stoffwirkungen vor allem mit dem Vorsorgeprinzip.

Vorsorge ist aber nicht umsonst zu haben. Entweder müssen Investitionen in Techniken und Prozesse vorgenommen werden, die mit einem laufenden Ressourceneinsatz einhergehen. Die dafür eingesetzten Mittel können für andere Zwecke nicht mehr genutzt werden. Oder es muss darauf verzichtet werden, Produkte herzustellen oder zu nutzen, die zu den Mikroschadstoffeinträgen führen. Insofern ist über eine Frage zu entscheiden, die wie folgt formuliert werden kann: Ist eine Gesellschaft bereit, Ressourcen einzusetzen (oder Verzicht zu leisten), um Mikroschadstoffeinträge in Gewässer zu vermindern?

In einer Welt knapper Ressourcen sind Begründungen für emissionsmindernde Maßnahmen, welche allein die rechtliche Zulässigkeit und die technische Machbarkeit hervorheben, wenig hilfreich. Wirtschaftlich rational kann die gestellte Frage nur beantwortet werden, wenn die Vor- und Nachteile von Emissionsminderungsmaßnahmen bewertet werden. Dazu sind ein Bewertungsverfahren und ein Bewertungsmaßstab erforderlich. Das Verfahren umfasst die beteiligten Akteure und die Bewertungsmethodik. Der Bewertungsmaßstab ist notwendig, um unterschiedliche Vor- und Nachteile von Minderungsmaßnahmen vergleichbar zu machen, so dass eine Gesamtbewertung vorgenommen werden kann.

Welche Methodik eingesetzt wird, welche Akteure beteiligt werden und welcher Bewertungsmaßstab genutzt wird, ist grundsätzlich offen. Der ökonomisch bevorzugte Maßstab ist Geld. Allerdings kann das im Wirtschaftsgeschehen weit verbreitete Bewertungsverfahren „Markt“, an dem viele Akteure als Konsumenten und Produzenten von Leistungen teilhaben, kaum genutzt werden, um Gewässerqualität zu bewerten. Der Grund liegt darin, dass es keine Märkte für Gewässerqualität gibt. Insofern ist ein anderes Verfahren erforderlich – nach Möglichkeit bei Beibehaltung des Bewertungsmaßstabes „Geld“. Damit verbindet sich der große Vorteil, dass die zur Emissionsminderung eingesetzten, weitgehend mit Geld bewerteten Ressourcen, unmittelbar mit dem Wert einer reduzierten Mikroschadstoffemission verglichen werden können. Maßnahmen sollten dann nur durchgeführt werden, wenn der damit verbundene monetäre Wert (der Nutzen) die monetären Nachteile (die Kosten) übersteigt.

Derartige (monetäre) Nutzen-Kosten-Analysen werden praktisch vielfach genutzt, spielen allerdings in Deutschland bisher eine deutlich geringere Rolle als in Staaten wie den USA. Tradition haben sie in der Bundesrepublik bspw. bei der Bundesverkehrswegeplanung (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur 2014). Gefordert wird ein stärkerer Einsatz von (monetären) Nutzen-Kosten-Analysen im Verwaltungshandeln vom Bundesrechnungshof (Der Präsident des Bundesrechnungshofes als Bundesbeauftragter für Wirtschaftlichkeit 2013). Die Europäische Kommission erwartet, dass bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (monetäre) Nutzen-Kosten-Analysen eingesetzt werden, mit denen auch eine vermutete Unverhältnismäßigkeit von Kosten zu belegen ist (European Commission 2009).

Wirtschaftswissenschaft und Praxis haben verschiedene Verfahren entwickelt, um auch im Falle fehlender Märkte eine monetäre Wertschätzung für Güter bestimmen zu können. Im Projektkontext sind vor allem Befragungen, mit denen die Wertschätzung von Bürgern für eine verbesserte Gewässerqualität ermittelt werden kann, geeignet.

7.2 Arbeitsinhalte der Phase 2

Es wurde untersucht, wie Effekte von Emissionsminderungsmaßnahmen erfasst und bewertet werden können. Als Verfahren standen Zahlungsbereitschaftsanalysen im Mittelpunkt. Diese Analysen wurden einerseits mit anderen Bewertungsverfahren verglichen. Andererseits erfolgte eine Untersuchung, welche Daten und Informationen in welcher Form von Seiten der Technik, Naturwissenschaften und Medizin für eine Bewertung bereitgestellt werden sollten. Darüber hinaus wurde ein Überblick über aktuelle Studien zur Bewertung von Gewässerzustandsveränderungen erarbeitet, um zu überprüfen, ob und unter welchen Voraussetzungen dort gewonnene Ergebnisse für eine Bewertung von reduzierten Mikroschadstoffeinträgen nutzbar gemacht werden können. Schwerpunktmäßig wurde die bisher einzige Studie (Logar et al. 2015) zur Ermittlung einer Zahlungsbereitschaft für die Elimination von Mikroverunreinigungen dahingehend geprüft, inwieweit die Ergebnisse von der Schweiz auf Deutschland übertragen werden könnten. Bei allen Arbeitsschritten ging es darum herauszuarbeiten, unter welchen Voraussetzungen eine Zahlungsbereitschaftsanalyse wie möglich ist.

7.3 Methode

Zum Verständnis der ökonomischen Bewertung von Gewässern sind zwei Aspekte grundlegend: Nutzen ist das Ergebnis einer Bewertung nützlicher Effekte, und bewertet werden Veränderungen eines Zustands.

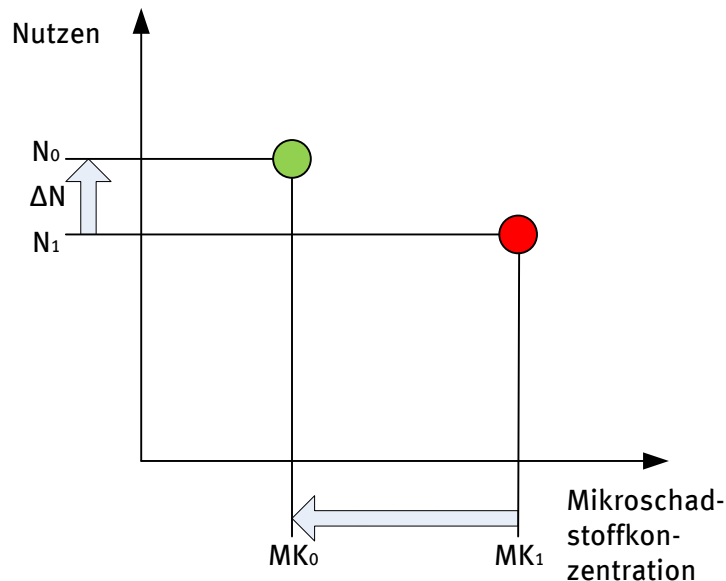
Gewässer lassen sich anhand von Attributen beschreiben: Flora und Fauna, Trübung, Temperatur, Fließgeschwindigkeit, Inhaltsstoffe usw. Diese können durch Maßnahmen verändert werden. Die Veränderungen wirken hinsichtlich eines Zielzustands positiv oder negativ, d. h. sie bringen mit Blick auf diesen Zustand nützliche oder schädliche Effekte mit sich. Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroverunreinigungen führen zu einer Frachtreduktion und damit zu einer geringeren Stoffkonzentration in Gewässern. Diese Effekte sind messbar oder zumindest beschreibbar, ebenso wie ihr Einfluss auf Gewässerlebewesen. Sie können grundsätzlich als nützlich eingestuft und somit als „nützliche Effekte“ bezeichnet werden. Damit ist aber noch nichts über ihren Nutzen ausgesagt. Dieser ergibt sich erst, wenn die Effekte bewertet werden. Nutzen kann verschieden ermittelt und dargestellt werden, bspw. wie folgt:

- Art und Ausmaß der nützlichen Effekte von Maßnahmen können mit Nutzenpunkten auf einer Skala von bspw. 0 bis 10 bewertet werden, wobei ein höherer Punktwert für einen größeren Nutzen steht.
- Es kann der Grad der Zustimmung oder Ablehnung zu einer Aussage erfragt werden. Diese könnte im Projektzusammenhang wie folgt formuliert sein: „Das Vorhandensein von Mikroverunreinigungen in Gewässern führt zu Veränderungen bei Wasserlebewesen, die von Wissenschaftlern als problematisch eingestuft werden. Deshalb sollten Maßnahmen zur Minderung des Eintrags dieser Stoffe ergriffen werden.“ Die Antwortmöglichkeiten liegen bspw. auf einer Skala zwischen „Stimme voll zu“ und „Stimme überhaupt nicht zu“, wobei die Antwort „Stimme voll zu“ den höchsten Nutzen anzeigt.
- Es kann nach der Zahlungsbereitschaft für Emissionsminderungsmaßnahmen gefragt werden. Eine hohe Bewertung der damit verbundenen nützlichen Effekte bedeutet einen hohen Nutzen, der sich in einer hohen Zahlungsbereitschaft niederschlägt.

Bewertet wird aber nicht „der“ Gewässerzustand, sondern eine Zustandsverbesserung. Der Zustand ist bspw. zunächst durch eine Mikroschadstoffkonzentration MK_1 gekennzeichnet (Abbildung 52). Durch technische Maßnahmen kann diese Konzentration auf MK_0 gesenkt werden, womit nützliche

Effekte bspw. aufgrund des für Wasserlebewesen nun verbesserten Umfelds einhergehen. Diese werden bewertet und führen zu einem Nutzenzuwachs von ΔN . Wie groß dieser Nutzenzuwachs ist, hängt von der Wertschätzung für die nützlichen Effekte ab. Sowohl der Ausgangsnutzen N_1 als auch der Endnutzen N_0 sind und bleiben unbekannt. Dieser Hinweis ist insofern wichtig, als gegen monetäre Nutzenbewertungen häufig fälschlicherweise vorgebracht wird, damit würde „die“ Umwelt in ihrer Gesamtheit monetär bewertet werden, was unmöglich sei. Tatsächlich gilt in den Worten von Hampicke (1998): „Monetarisierung ist marginal“.

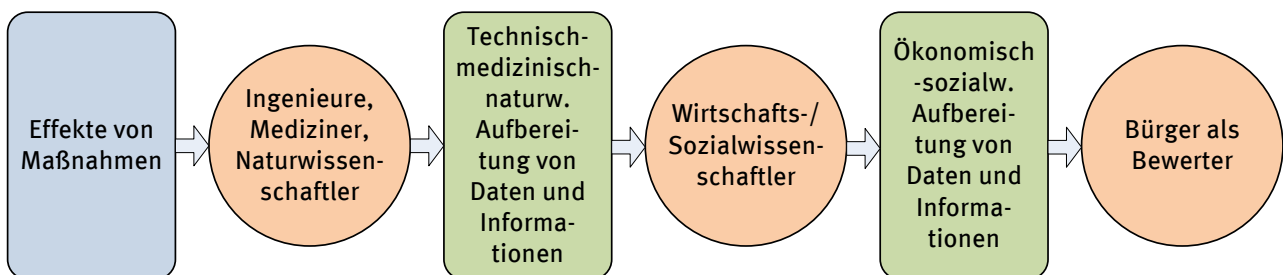
Abbildung 52: Nutzenbestimmung



Darstellung: RUFIS

Um eine Veränderung von Gewässerattributen bewerten zu können, müssen die damit verbundenen nützlichen Effekte zunächst erfasst und anschließend bewertbar dargestellt werden. Hier ist eine enge Zusammenarbeit zwischen verschiedenen Disziplinen erforderlich (Abbildung 53).

Abbildung 53: Von den Effekten zur Bewertung



Darstellung: RUFIS

Die nützlichen Effekte von Maßnahmen müssen von Ingenieuren, Medizinern und Naturwissenschaftlern so mithilfe von Daten und Informationen aufbereitet werden, dass sie als Grundlage für eine Bewertung nutzbar sind. Aufgabe von Wirtschafts- und Sozialwissenschaftlern ist es anschließend, diese Daten und Informationen – in Zusammenarbeit mit den anderen Disziplinen – so aufzubereiten und zu präsentieren, dass die nützlichen Effekte von Bürgern erkannt und bewertet werden können.

Bei diesem notwendigen Zusammenwirken verschiedener Disziplinen besteht noch großer Handlungs- und Forschungsbedarf. Keeler et al. (2012) kommen in diesem Zusammenhang u. a. zu folgenden Ergebnissen:

- Ökonomische Bausteine einer Bewertung sind oft unzureichend mit den ökologischen und hydrologischen Bausteinen verknüpft.
- Die Betrachtung von Gewässerqualitätsveränderungen erfolgt häufig isoliert voneinander (technisch-naturwissenschaftlich-medizinisch auf der einen, ökonomisch auf der anderen Seite).
- Der Output technisch-naturwissenschaftlicher Modelle, mit denen Attributsveränderungen von Gewässern abgebildet werden, entspricht nicht ausreichend dem benötigten Input der ökonomischen Modelle.
- Ökonomen erwarten für Bewertungen oft einen Input, den die Technik/Naturwissenschaft/Medizin nicht vollständig liefern kann.
- Idealerweise sollten technisch-naturwissenschaftlich-medizinische Modelle Veränderungen im Gewässerzustand so darstellen, dass die für Menschen nützlichen Effekte erkennbar werden. Veränderungen infolge von Maßnahmen sollten also bspw. nicht als Konzentrationsveränderung von Schadstoffen, sondern als reduziertes Gesundheitsrisiko im Trinkwasser oder verbesserte Lebensbedingungen für (den Bürgern bekannte) Wasserlebewesen dargestellt werden.
- Von Seiten der Ökonomie muss stärker deutlich gemacht werden, welcher Input in welcher aufbereiteten Form für eine Bewertung erforderlich ist.

Um im Projektzusammenhang Informationen darüber zu erhalten, welche Daten und Informationen von Seiten der Technik/Naturwissenschaft/Medizin für eine Bewertung der Effekte reduzierter Mikroschadstoffeinträge geliefert werden können, wurde ein Fragebogen erstellt, der von Mitgliedern des Projektkonsortiums ausgefüllt wurde (siehe dazu den folgenden Kasten).

Fragebogen zum technisch-naturwissenschaftlich-medizinischen Input für eine Bewertung

- **Auf wen (Menschen) oder was (Flora, Fauna) wirken als nützlich angesehene Effekte einer geringeren Mikroschadstoffkonzentration direkt?**
 - Können bspw. Badende einen direkten Vorteil erlangen, weil mit Mikroverunreinigungen belastete Gewässer Gesundheitsrisiken mit sich bringen, die nun reduziert werden?
Falls dem so ist: Welche Risiken oder Gefahren werden reduziert?
 - Können Gewerbetreibende einen direkten Vorteil erlangen, weil mit Mikroverunreinigungen belastete Gewässer Produktionsrisiken mit sich bringen, die nun reduziert werden?
Falls dem so ist: Welche Risiken oder Gefahren werden reduziert?
 - Verbessern sich die Lebensbedingungen für Pflanzen und Tiere im Gewässer, wenn die Mikroschadstoffkonzentration abnimmt?
Falls dem so ist: In welcher Form ändern sich die Lebensbedingungen?
Verbessert sich dadurch das ökologische System insgesamt?
 - Gibt es sonstige direkte Effekte?
- **Auf wen (Menschen) oder was (Flora, Fauna) wirken die als nützlich angesehenen Effekte einer geringeren Mikroschadstoffkonzentration indirekt?**
 - Werden gesundheitliche Risiken oder Gefahren im Trinkwasser reduziert, wenn im Rohwasser die Konzentration der Mikroverunreinigungen zurückgeht?
Falls dem so ist: Welche Risiken oder Gefahren werden reduziert?
 - Kann aufgrund einer besseren Rohwasserqualität der technische Aufwand bei der

Fragebogen zum technisch-naturwissenschaftlich-medizinischen Input für eine Bewertung

- Trinkwassergewinnung reduziert werden?**
 - **Werden Risiken oder Gefahren bei der Lebens- oder Futtermittelproduktion reduziert, weil Bewässerungswasser oder in der Nahrungsmittelindustrie eingesetztes Wasser weniger stark mit Mikroverunreinigungen belastet ist?**
Falls dem so ist: Welche Risiken oder Gefahren werden reduziert?
 - **Werden Risiken oder Gefahren für fischessende Angler reduziert, weil die geangelten Fische weniger stark durch Mikroverunreinigungen belastet sind?**
 - **Gibt es sonstige indirekte Effekte?**
- **Wie wird das Auftreten der nützlichen Effekte von Fachleuten eingestuft?**
 - **Die nützlichen Effekte werden von Fachleuten vermutet.**
 - **Die nützlichen Effekte sind nach Angaben von Fachleuten mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit zu erwarten.**
 - **Die nützlichen Effekte treten nach Ansicht der Fachleute nahezu sicher auf.**
- **Wie ist der Stand des Wissens über die nützlichen Effekte?**
 - **Unter Wissenschaftlern und Praktikern herrscht weitgehend Konsens über das Auftreten der nützlichen Effekte.**
 - **Unter Wissenschaftlern und Praktikern sind viele einzelne Aspekte bezüglich der nützlichen Effekte strittig.**
 - **Es besteht noch weiterer Forschungsbedarf.**
- **Woher stammen die Kenntnisse über die nützlichen Effekte?**
 - **Die Erkenntnisse stammen aus praktischen Erfahrungen.**
 - **Die Erkenntnisse stammen aus Laborversuchen.**
 - **Die Erkenntnisse sind aus Modellen theoretisch abgeleitet worden**

Abgefragt wurde zunächst, ob es direkte nützliche Effekte für den Menschen oder für Gewässerlebewesen gibt. Hintergrund der Einbeziehung von Flora und Fauna ist, dass Untersuchungen zeigen, dass Menschen oft auch direkt einen Nutzen daraus ziehen, wenn das Umfeld für Tiere und Pflanzen verbessert wird. Anschließend wurde um Informationen dahingehend gebeten, ob reduzierte Mikroschadstoffeinträge indirekt Nutzen stiften können, weil bspw. die Trinkwasserqualität verbessert wird oder essbare Fische weniger stark belastet wären. Für eine Bewertung nützlicher Effekte spielt es auch eine Rolle, wie sicher das Wissen über die Effekte ist, inwieweit Einigkeit darüber besteht, und wie die heute vorliegenden Erkenntnisse gewonnen wurden. Diese Aspekte wurden mit den drei letzten Fragen abgedeckt.

Die Antworten auf diese Fragen müssen für eine praktische Nutzung in einer Zahlungsbereitschaftsanalyse so formuliert sein, dass sie in einer Bewertungsuntersuchung von einem Nicht-Fachmann – einem Bürger oder Unternehmensmitarbeiter – verstanden werden können. Insofern ist ein Kompromiss zwischen wissenschaftlicher Genauigkeit und allgemeiner Verständlichkeit zugunsten der Nachvollziehbarkeit erforderlich.

Folgende Hypothese kann formuliert werden: Wenn nützliche Effekte direkt oder indirekt den Menschen selbst treffen, die Effekte nahezu sicher sind, die Fachleute sich nahezu einig sind und die Erkenntnisse auf praktischen Erfahrungen beruhen, wird die Wertschätzung für eine Verminderung von Mikroschadstoffeinträgen höher sein als wenn die Effekte Flora und Fauna betreffen, die Fachleute sich nicht einig sind, die Erkenntnisse unsicher und aus theoretischen Überlegungen abgeleitet worden sind.

In der folgenden Tabelle 59 sind die vom Projektkonsortium genannten (möglichen) nützlichen Effekte einer reduzierten Mikroschadstoffemission hinsichtlich der Sicherheit des Wissens, dem Wissensstand und der Wissensquelle dargestellt.

Tabelle 59: Ergebnisse der Fragebogenaktion

(mögliche) nützliche Effekte	Einstufung Fachleute			Stand des Wissens			Wissensquelle		
	sicher	erwartet	vermutet	weitgehend Konsens	strittig	Forschungsbedarf	Praxis	Studien	Theorie
Badegewässer									
• reduzierte hygienische Belastung	Grün			Grün			Grün	Gelb	
• reduzierte chronische Effekte		Gelb				Orange			
Angelgewässer: geringer belastete Fische	Grün			Grün			Grün	Gelb	
Fischzucht: geringer belastete Fische		Gelb				Orange		Gelb	
Lebensmittelproduktion									
• Bessere Produktqualität lebensmittelverarbeitender Betriebe mit (Eigen)Wasserversorgung			Orange			Orange		Gelb	
• Reduzierte Risiken bei der Bewässerung von Sonderkulturen (z. B. Obstanbau)		Gelb				Orange		Gelb	
Mehr Möglichkeiten zur Regenwassernutzung		Gelb				Orange		Gelb	
Trinkwasserversorgung (bessere Rohwasserqualität)									
• Reduktion gesundheitlicher Risiken	Grün			Grün				Gelb	Orange
• Reduzierter Aufwand bei der Rohwasseraufbereitung	Grün			Grün			Grün	Gelb	Orange
Verbesserte Lebensbedingungen für aquatische Organismen	Grün			Grün			Grün	Gelb	

Grün: Erkenntnisse gelten als sicher; Stand des Wissens unter Fachleuten (weitgehend) konsensual; Wissen wurde aus praktischen Erfahrungen gewonnen.

Gelb: erwartete Effekte u.U. strittig; Wissen um nützliche Effekte beruht auf Studien.

Orange: Nützliche Effekte vermutet; Forschungsbedarf; vorhandenes Wissen vor allem theoretisch gewonnen.
Darstellung: RUFIS

Nützliche Effekte reduzierter Mikroschadstoffeinträge sind nach Tabelle 59 für Badegewässer, aquatische Organismen, die Lebensmittelproduktion, die Regenwassernutzung und die Trinkwasserversorgung zu erwarten. Der Erkenntnisstand ist aber verschieden. Dies wird in der Tabelle durch die unterschiedlichen Farben noch einmal hervorgehoben. Grüne Felder zeigen an, dass Erkenntnisse als

sicher gelten, der Stand des Wissens unter Fachleuten (weitgehend) konsensual ist und Wissen aus praktischen Erfahrungen gewonnen wurde. Gelbe Felder bezeichnen erwartete Effekte, die u.U. strittig sind. Das Wissen um nützliche Effekte beruht auf Studien. Die Farbe Orange zeigt an, dass nützliche Effekte von Fachleuten vermutet werden, bezüglich des Wissens Forschungsbedarf besteht und das vorhandene Wissen vor allem theoretisch gewonnen wurde. Je häufiger in einer Zeile Felder grün hinterlegt sind, desto eher ist davon auszugehen, dass Maßnahmen zur Minderung von Mikroschadstoffeinträgen nützliche Effekte mit sich bringen. So kann bspw. bei einer Befragung unterstellt werden, dass es infolge geeigneter Maßnahmen zu einer reduzierten hygienischen Belastung von Badegewässern kommt. Soll dagegen die bessere Qualität von Produkten lebensmittelverarbeitender Betriebe mit (Eigen)Wasserversorgung in eine Bewertung nützlicher Effekte mit einbezogen werden, muss berücksichtigt werden, dass Effekte hier nur vermutet werden und trotz einiger Studien weiterer Forschungsbedarf besteht.

Um eine monetäre Wertschätzung für die in Tabelle 59 dargestellten nützlichen Effekte reduzierter Mikroschadstoffemissionen zu bestimmen, kommen vor allem zwei Verfahren in Betracht: die kontingente Bewertung und Choice-Analysen. Beide Formen der Zahlungsbereitschaftsanalyse sind zur Bestimmung des Wertes von Umweltleistungen verbreitet. Bei einer kontingenten Bewertung (Lesser et al. 1997; King und Mazzotta 2000a) wird nach „der“ gesamten Zahlungsbereitschaft für eine relativ detailliert beschriebene Veränderung von Gewässerattributen gefragt. Damit ist eine hohe Informationsverdichtung bezüglich der nützlichen Effekte verbunden. So wurde bspw. in einer Untersuchung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie an der Unteren Wupper nach einer ausführlichen Hinführung der Befragten zur Bewertungsfrage folgendes Bewertungsszenario präsentiert (Hecht et al. 2015):

„Die Gewässerqualität der Wupper ist in den vergangenen Jahrzehnten bereits deutlich verbessert worden. Allerdings bestehen immer noch starke Belastungen, z. B. durch Schadstoffe, durch die Stadtentwässerung und durch die Nutzung von Wasser zu Kühlungs Zwecken. Insgesamt entspricht der Zustand der Wupper trotz erfolgter Verbesserungen noch nicht den umweltpolitischen Zielen.

Die Gewässerqualität kann durch verschiedene Maßnahmen weiter verbessert werden. Diese würden vor allem die Artenvielfalt in der Unteren Wupper erhöhen. U. a. würden regionstypische Fische wie Äschen, Bachforellen und andere seltene Arten überhaupt wieder oder in größerer Zahl in der Wupper leben. Die mit den Maßnahmen verbundenen Kosten müssten letztlich von den Bürgern in der Region getragen werden.

Daher nun die Frage an Sie: Wären Sie prinzipiell dazu bereit, einen bestimmten finanziellen Beitrag zu leisten, um die Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität zu ermöglichen?“

Bei einer Choice-Analyse (Bundesamt für Umwelt (BAFU) 2009; King und Mazzotta 2000b) werden einzelne Attribute, die durch Maßnahmen in verschiedenem Ausmaß beeinflusst werden können, in unterschiedlichen Kombinationen zur Bewertung präsentiert. Die Befragten müssen wählen, welche Kombination von Attributsveränderungen, damit einhergehenden nützlichen Effekten und damit verbundenen Kosten sie präferieren. Darauf aufbauend kann mit geeigneten Analyseverfahren ermittelt werden, welche Zahlungsbereitschaft für unterschiedlich ausgeprägte Veränderungen einzelner Attribute besteht. Praktisch erfolgt eine Beschränkung auf wenige Variationen von Attributen, weil sonst der zeitliche Aufwand und die Komplexität der Bewertung stark zunehmen. Oft werden den Testpersonen zwischen 8 und 16 Entscheidungssituationen präsentiert.

Aktuelle Untersuchungen mit dem Fokus auf Gewässerqualität und/oder Gewässernutzungen, in denen kontingente Bewertungen und Choice-Analysen genutzt wurden, stammen bspw. von Hecht et al. (2015), Logar et al. (2015), Meyerhoff et al. (2014), Strehl (2013), Bliem, M., Getzner, M. (2012), Ramajo-Hernández und del Saz-Salazar (2012), Stithou et al. (2012), Alcon et al. (2012), Metcalfe

(2012) und Brouwer (2011). Von diesen Untersuchungen ist aber nur die von Logar et al. (2015) (direkt) darauf ausgerichtet, eine Zahlungsbereitschaft für reduzierte Mikroschadstoffemissionen zu bestimmen.

Für monetäre Zahlungsbereitschaftsanalysen gibt es einen breit ausgearbeiteten Anforderungskatalog. Zwei Gütekriterien sind die Reliabilität und die Validität. Reliabilität bedeutet, dass eine erneute Untersuchung am gleichen Bewertungsobjekt dieselben Ergebnisse liefern sollte. Validität bezieht sich auf die Gültigkeit. Hier geht es darum, ob mit einer Befragung tatsächlich das erfasst wird, was gemessen werden soll. Die Validität und die Reliabilität der Befragungsergebnisse werden durch verschiedenste Faktoren beeinflusst, vor allem durch

- Messfehler bei der Befragung,
- die Beschreibung des zu bewertenden Gutes und
- die Beziehung zwischen Befragten und dem Bewertungsgegenstand.

Viele Probleme einer Bevölkerungsbefragung sind handwerklich-technischer Natur und können durch die sorgfältige Vorbereitung und Durchführung der Untersuchung gering gehalten werden. An das Bewertungsdesign werden vor allem folgende Anforderungen gestellt (Fischer und Menzel 2005):

- Zu Beginn einer Befragung muss das Untersuchungsziel erklärt werden, damit die Bürger Fragen richtig einordnen können und zur Teilnahme motiviert werden. Im Projektkontext kann das Ziel darin gesehen werden, durch Maßnahmen zur Minderung von Mikroschadstoffemissionen Risiken für Mensch und Gewässer zu reduzieren.
- Das zu bewertende Gewässer muss mit seinen Eigenschaften präzise beschrieben werden.
- Den Befragten muss verständlich gemacht werden, welche (potenziell) nützlichen Effekte mit Maßnahmen zur Emissionsminderung einhergehen.
- Es sollte deutlich gemacht werden, dass sich die Bewertung durch die Befragten tatsächlich auf die Entscheidung auswirken wird, ob das Gut bereitgestellt wird, und dass im Falle der Bereitstellung Kosten anfallen.
- Die Form der Finanzierung von Maßnahmen sollte dargelegt werden.
- Die anfallenden Kosten können als Größenordnung angegeben werden.
- Die Befragten können darauf hingewiesen werden, dass ihr Einkommen begrenzt ist und der Betrag, den sie für eine Reduktion von Mikroschadstoffeinträgen zahlen würden, für andere Zwecke nicht mehr zur Verfügung steht

Für die Belastbarkeit der Ergebnisse einer Befragung spielen nach Fischer und Menzel (2005) auch

- die persönliche Relevanz des zu bewertenden Gewässers (das persönliche „Involvement“),
- die wahrgenommene (partielle) Ersetzbarkeit des Gewässers,
- die wahrgenommene Verantwortung für das Gewässer und
- das Verständnis für das Bewertungsobjekt als natürliche Einheit

eine große Rolle. Die persönliche Relevanz bestimmt die Bereitschaft, Informationen über das Bewertungsobjekt zu verarbeiten. Hier spielen Aspekte wie der persönliche Nutzen eine Rolle. Falls ein Gewässer aus Sicht der Bewertenden als nicht ersetzbar (nicht austauschbar) angesehen wird, kann sich dies in Zahlungsverweigerungen niederschlagen. Eine Substituierbarkeit ist aus Sicht eines Bewertenden u.a. dann zu erwarten, wenn es andere Umweltgüter gibt, die eine vergleichbare Funktion (z.B. als Badegewässer) haben. Sicht ein befragter Bürger wegen fehlender Verantwortung keine Notwendigkeit, zur Bereitstellung eines qualitativ verbesserten Gewässers beizutragen, wird es auch an der Bereitschaft fehlen, vermittelte Informationen intensiv zu nutzen. Schließlich müssen die Befragten einen Begriff vom zu bewertenden Gut haben. Sie müssen es als natürliche Einheit begreifen, damit es so wie von den Fragenden beabsichtigt interpretiert wird und sich die Befragten bezüglich der zu bewertenden Effekte nicht unsicher und überfordert fühlen. Ein Gewäs-

ser können sich die Bewertenden gut vorstellen. Inwieweit das auch für die zu bewertenden Effekte gilt, hängt von der Art und Weise der Aufbereitung von relevanten Daten und Informationen ab.

7.4 Diskussion und Bewertung nützlicher Effekte

Eine kontingente Bewertung oder eine Choice-Analyse können weder als Wahl im demokratietheoretischen Sinn noch als Abstimmung oder Bürgerbegehren angesehen werden (Stratmann und Hellenbroich 2005). Es handelt sich auch nicht um eine Volksbefragung, weil weder ein Projekt mit einer „Ja oder nein“-Antwortmöglichkeit zur Wahl gestellt wird, noch alle Wähler daran teilnehmen. Eine Befragung leistet aber einen entscheidenden Beitrag zur Verwirklichung des Ziels, die Bevölkerung stärker an gesellschaftlichen Entscheidungen zu beteiligen. Die kontingente Bewertung und Choice-Analysen können zwar nicht direkt als partizipatives Verfahren eingestuft werden, denn es handelt sich nicht um einen diskursiven Prozess „im Sinne eines methodisch aufgebauten Ablaufes, Austausches, Meinungswechsels zu einem bestimmten Thema“ (Stratmann und Hellenbroich 2005). Das Ergebnis einer monetären Bewertung kann aber als repräsentatives ökonomisches Interesse in einen behördlichen Entscheidungsprozess einfließen.

Monetäre Bewertungen sind verhältnismäßig aufwändig, liefern aber eine nachvollziehbare Bewertung nützlicher Effekte anhand des Maßstabs Geld, mit dem auch ein großer Teil der Kosten bewertet wird. Politik und Verwaltungen treffen viele Entscheidungen im Umwelt-, speziell auch im Wasserbereich, aber die Kriterien, die diesen Entscheidungen zugrunde liegen, sind häufig für den Bürger nicht nachvollziehbar und überprüfbar. Bei praktischen Entscheidungen ist oft kaum erkennbar, wie einzelne entscheidungsrelevante Aspekte gewichtet, bewertet und zu einer Gesamtbewertung zusammengeführt worden sind. Sowohl das Verfahren als auch der Bewertungsmaßstab bleiben vage. Insofern darf Kritik an monetären Nutzenbewertungen nur relativ gesehen werden, weil für Entscheidungen Bewertungen erforderlich sind und weil alle Bewertungsverfahren Herausforderungen mit sich bringen. Costanza et al. (2001) bringen die Sinnhaftigkeit einer monetären Bewertung am Beispiel von Ökosystemen wie folgt auf den Punkt:

„Die Bewertung des Ökosystems ist zweifelsohne schwierig, doch wir haben gar nicht die Wahl, ob wir sie vornehmen wollen oder nicht. Denn die auf gesellschaftlicher Ebene getroffenen Entscheidungen über Ökosysteme implizieren Bewertungen. Wir können wählen, ob wir diese Bewertungen explizit vornehmen oder nicht. Wir können sie vornehmen, indem wir die am besten geeigneten Theorien der Ökonomik zugrunde legen oder nicht und indem wir die damit verbundenen hohen Unsicherheiten explizit berücksichtigen oder nicht.“

Juristen stehen einer monetären Nutzenbewertung tendenziell skeptisch gegenüber. Nach einer Untersuchung von Klauer et al. (2015) werden die grundlegenden Schwächen darin gesehen, dass

- die für eine monetäre Bewertung benötigten quantitativen Kosten- und Nutzendaten derzeit nicht vollständig verfügbar sind,
- eine umfassende, vollständige Datenerhebung als unrealistisch erscheint,
- Probleme bestehen, den möglichen Nutzen einer Maßnahme zu quantifizieren und monetär zu bewerten und
- mit der Monetarisierung ein erheblicher Aufwand und große Unsicherheiten verbunden sind.

Dabei wird aber außen vor gelassen,

- dass ohne Bewertungen keine Entscheidungen getroffen werden können und
- andere Bewertungsverfahren mit denselben Problemen konfrontiert sind. Auch in Alternativverfahren zur monetären Bewertung wie Nutzwertanalysen oder qualitativen Nutzen-Kosten-Vergleichen
 - sind nutzen- und kostenrelevante Daten unvollständig,
 - ist eine vollständige Datenerhebung unrealistisch,

- bestehen Probleme, den Nutzen zu quantifizieren und
- entsteht ein großer Aufwand, ohne dass alle Unsicherheiten behoben werden können.

Darüber hinaus stehen die Verfechter von Alternativverfahren wie beschreibenden Nutzen-Kosten-Abwägungen oder Nutzwertanalysen vor der großen Herausforderung, transparent und nachvollziehbar zu zeigen, wie anhand unterschiedlicher Maßstäbe gemessene oder beschriebene Nutzen und Kosten für eine Entscheidung zu einer Gesamtbewertung zusammengeführt worden sind.

Das Potenzial von monetären Nutzenermittlungen zeigt die bereits erwähnte Untersuchung von Logar et al. (2015). Logar, Brouwer, Maurer und Ort haben diese in der Schweiz durchgeführt. Mit Maßnahmen an Kläranlagen soll hier die Gesamtfracht an Mikroverunreinigungen um 50 Prozent vermindert, kleine Gewässer mit einem hohen Abwasseranteil sollen entlastet werden. Dazu müssten 123 von 750 Kläranlagen ausgebaut werden. Ermittelt wurde die Zahlungsbereitschaft der Bürger für diese Maßnahmen anhand eines Choice-Experimentes. Es wurde eine Internetbefragung in den deutschsprachigen Kantonen der Schweiz durchgeführt. 4.011 Personen über 18 Jahren erhielten per Mail eine Aufforderung, sich zu beteiligen. Davon füllten 1.000 den Fragebogen aus. Der Ablauf der Studie folgte der üblichen Vorgehensweise: Zunächst gab es Informationen über Mikroverunreinigungen, und es wurden Fragen zum Wissen über und zur Einschätzung von Risiken durch die Verunreinigungen gestellt. In einem zweiten Schritt wurde das Choice-Experiment durchgeführt, in einem dritten und letzten Schritt wurden die sozioökonomischen Eigenschaften der Teilnehmer abgefragt.

Das Choice-Experiment beinhaltete vier Attribute:

1. Risikopotenzial der Mikroverunreinigungen
Die Beschreibung der Gewässerbelastungen erfolgte anhand von 15 Einzelsubstanzen. Deren Risikopotenzial wurde abhängig von der Anzahl dieser Substanzen, die flussabwärts von Kläranlagen Umweltqualitätsnormen überschreiten, als niedrig, mäßig oder hoch eingestuft. Bspw. wurde das Risiko in dem Fall, dass 1 bis 3 der 15 berücksichtigten Mikroverunreinigungen Umweltqualitätsnormen überschreiten, als „mäßig“ beschrieben.
2. Geografische Reichweite der Risikoreduktion
Hier wurde unterschieden, ob durch eine Maßnahme eine Risikoreduktion in der ganzen Schweiz oder nur in einem Kanton erreicht werden würde.
3. Verbesserung des Wissensstandes
Mit dieser Komponente wurde der Umstand berücksichtigt, dass das Wissen um die Wirkungen von Mikroverunreinigungen auf die menschliche Gesundheit gering ist. Ohne zusätzliche Investitionen in Forschung wurde davon ausgegangen, dass nach 20 Jahren konkretere Erkenntnisse über die Auswirkungen vorliegen würden. Durch zusätzliche Ausgaben könnten die Erkenntnisse annahmegemäß in 15, 10 oder 5 Jahren bereitstehen.
4. Zusätzliche Kosten
Hier wurden unterschiedliche zusätzliche Kosten der „Wasserrechnung“ genannt, die die Befragten tragen müssten, wenn Maßnahmen ergriffen würden und/oder mehr in die Forschung investiert würde. Angegeben wurden Beträge zwischen 0 und 150 CHF pro Haushalt und Jahr.

In der folgenden Tabelle 60 sind die Attribute „Risikopotenzial“, räumliche „Reichweite von Maßnahmen“, Zeitraum für „Konkreteres Wissen durch Forschung“ und „Zusätzliche Kosten pro Haushalt und Jahr“ mit ihren unterschiedlichen, durch die Forschergruppe festgelegten Ausprägungen dargestellt. Die niedrigste Zahl an Ausprägungen (zwei) weist die Reichweite von Maßnahmen auf. Hier wird nur unterschieden, ob Maßnahmen alleine in einem Kanton oder in der gesamten Schweiz wirken. Die höchste Zahl an Ausprägungen (sieben) findet sich bei den zusätzlichen Kosten, die Haushalte pro Jahr tragen müssten, wenn Maßnahmen in bestimmter Art und Weise ergriffen würden.

Tabelle 60: Attributsausprägungen

	Attribute			
	Risikopotenzial	Reichweite von Maßnahmen	Konkreteres Wissen infolge von Forschung	Zusätzliche Kosten pro Haushalt und Jahr
Ausprägung 1	niedrig	Kanton	in 5 Jahren	0 CHF
Ausprägung 2	mäßig	Schweiz	in 10 Jahren	10 CHF
Ausprägung 3	hoch	-	in 15 Jahren	25 CHF
Ausprägung 4	-	-	in 20 Jahren	50 CHF
Ausprägung 5	-	-	-	75 CHF
Ausprägung 6	-	-	-	100 CHF
Ausprägung 7	-	-	-	150 CHF

Darstellung: RUFIS nach Angaben bei Logar et al. (2015)

Aus den insgesamt 16 Ausprägungen der vier Attribute in Tabelle 60 wurden verschiedene Fragebögen mit unterschiedlichen Kombinationen der Attributsausprägungen entwickelt. Einzelne Versionen wurden zufällig unter den Befragten verteilt. Tabelle 61 zeigt eine Version als Beispiel. Die Befragten mussten sich hier für Option A, Option B oder die Option „Keine Veränderung“ entscheiden.

Tabelle 61: Bewertungsoptionen

	Optionen		
	Option A	Option B	Keine Veränderung
Risikopotenzial für die Umwelt	niedrig	mäßig	
Raum	gesamte Schweiz	Ihr Kanton	
Verfügbarkeit von neuen Erkenntnissen nach ...	5 Jahren	15 Jahren	
Anstieg der Wasserrechnung	100 CHF/Jahr	50 CHF/Jahr	0 CHF/Jahr
Welche Option würden Sie bevorzugen? (bitte ankreuzen)			

Darstellung: RUFIS in Anlehnung an Logar et al. (2015)

Durch Anwendung geeigneter statistischer Verfahren konnte ein Zusammenhang zwischen den einzelnen Attributsausprägungen und der Zahlungsbereitschaft für sie hergestellt werden. Die Studie führte zu folgenden Ergebnissen:

- 89 Prozent der Befragten äußerten eine positive Zahlungsbereitschaft.
- Um das derzeit hohe oder mäßige Risikopotenzial auf ein geringes zu reduzieren, sind die Haushalte bereit, pro Jahr 100 CHF (etwa 105 Euro) zusätzlich zu zahlen.
- Eine Reduktion des Risikopotenzials in der gesamten Schweiz ist den Haushalten zusätzlich 51 CHF (etwa 53,5 Euro) pro Jahr wert.
- 10 Jahre früher vorliegende Forschungsergebnisse über die Auswirkungen von Mikroverunreinigungen auf die Gesundheit bringen eine zusätzliche Zahlungsbereitschaft in Höhe von 60 CHF (etwa 63 Euro) pro Haushalt und Jahr mit sich.

Unter der Annahme, dass zur Zeit keine zusätzlichen Ausgaben für Forschung vorgesehen sind und durch den Ausbau von 123 Kläranlagen nur 42 Prozent der Schweizer Bevölkerung einen Nutzen verzeichnen können, ergibt sich bei der Zahlungsbereitschaft von 100 CHF eine Gesamtzahlungsbereitschaft für die Schweiz in Höhe von 155 Mio. CHF. Aufgrund der vorgenommenen Einschränkungen wird dieser Wert von Logar et al. (2015) als konservativ angesehen. Generell stufen sie einen Kläranlagenausbau (mit Ozonung) als gesamtwirtschaftlich sinnvoll ein. Sie weisen aber darauf hin, dass vor allem die Kostenschätzung das Nutzen-Kosten-Verhältnis bestimmt. Bei hohen zukünftigen Kosten kann dieses Verhältnis auch kleiner als 1 werden.

Für eine erste Orientierung hinsichtlich des Nutzens reduzierter Mikroschadstoffemissionen stellt sich in Ermangelung konkreter Untersuchungen für Deutschland die Frage, inwieweit die Schweizer Untersuchungsergebnisse von Logar et al. (2015) verwendbar sind. Die Zahlungsbereitschaft aus einer bereits durchgeführten Untersuchung an einem Studienort kann allerdings oft nicht einfach auf einen anderen Ort (Politikort) und zu einer anderen Zeit übertragen werden. Wird ein solcher Benefit Transfer erwogen, muss zum einen geprüft werden, ob der zu bewertende Sachverhalt gleich oder vergleichbar ist. Zum anderen müssen sozioökonomische Merkmale der Bewertenden in der Studien- und in der Politikregion ähnlich sein, oder es muss eine an den Unterschieden orientierte Anpassung der Zahlungsbereitschaft vorgenommen werden.

Inwieweit der zu bewertende Sachverhalt in Deutschland und der Schweiz gleich oder vergleichbar ist, ist eine von Naturwissenschaftlern und Medizinern zu beantwortende Frage. Im Projektkonsortium wurden hier keine grundlegenden Probleme gesehen. Bei den sozioökonomischen Merkmalen der bewertenden Bürger sind dagegen Unterschiede erkennbar, die einer direkten Übernahme der Zahlungsbereitschaft Grenzen setzen. Ganz grundlegend sind die Risikokenntnis und die Risikoeinschätzung zu nennen. Dazu liegen allerdings keine direkt vergleichbaren Angaben vor. Logar et al. (2015) kommen für die Schweiz zu dem Ergebnis, dass die Bevölkerung in den deutschsprachigen Kantonen relativ gut über Mikroverunreinigungen und potenzielle Risiken informiert ist. 75 Prozent der Bevölkerung sind sich aber nach Angaben der Autoren nicht über das Niveau des möglichen Umweltrisikos im eigenen Gebiet bewusst. Götz et al. (2014) haben in einer Befragung zu Medikamentenrückständen im Wasserkreislauf in Deutschland festgestellt, dass nur 53 Prozent der Befragten schon einmal davon gehört haben. 12 Prozent gaben an, gut über das Thema informiert zu sein. 60 Prozent der Befragten vermuteten, dass die Pharmaindustrie den größten Verursacheranteil beiträgt. An zweiter Stelle wurde die unsachgemäße Entsorgung genannt. Der aus wissenschaftlicher Sicht wichtigste Grund, die Ausscheidung nicht verarbeiteter Medikamente mit dem Urin, war aus Sicht der Befragten der unbedeutendste. Die hier kurz referierten Untersuchungsergebnisse zur Risikokenntnis und -einschätzung lassen keinen unmittelbaren Schluss auf unterschiedliche Risikoeinschätzungen in der Schweiz und in Deutschland zu. Die Risikokenntnis kann im Zuge einer Befragung verbessert werden. Unterschiedliche Risikoeinstellungen führen aber vermutlich zu verschiedenen Zahlungsbereitschaften.

Die Zahlungsbereitschaft wird des Weiteren bspw. durch das Alter, die Bildung, das Einkommen, Präferenzen und die bereits bestehende Steuer- und Abgabenbelastung bestimmt. Starke Abweichungen bei diesen sozioökonomischen Merkmalen zwischen der Studien- und der Politikregion können zu unterschiedlichen Bewertungen nützlicher Effekte einer Mikroschadstoffreduktion führen. Folgende Beispiele verdeutlichen die Unterschiede zwischen Deutschland und der Schweiz:

- Das Bruttoinlandsprodukt je Einwohner erreicht nach Angaben des Statistischen Bundesamtes (Statistisches Bundesamt 2015) in der Schweiz 87.475 US\$, in Deutschland 47.590 US\$.
- Der Bruttomonatsverdienst eines Vollzeitbeschäftigten wird in derselben Quelle für die Schweiz mit 3.313 KKS ausgewiesen, für Deutschland mit 2.746 KKS.²⁷

²⁷ KKS: Kaufkraftstandard. In diese Messgröße fließt im Unterschied zu einer einfachen wechsellkursbezogenen Umrechnung von Währungen die unterschiedliche Kaufkraft in verschiedenen Staaten ein.

- Nach Angaben der OECD (2015) besitzen in der Schweiz 40 Prozent der 25-64jährigen einen Bachelor- oder Masterabschluss bzw. verfügen über eine Promotion (oder vergleichbare Abschlüsse). In Deutschland sind es 26 Prozent.

In vielen Zahlungsbereitschaftsanalysen zeigt sich, dass mit steigendem Einkommen pro Kopf, aber bspw. auch mit besserer Bildung, die Zahlungsbereitschaft für zusätzliche Umweltqualität zunimmt. Insofern ist ein direkter Transfer der durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft aus der Studie von Logar et al. (2015) in Entscheidungsprozesse kritisch zu sehen, wenn damit konkrete Maßnahmen begründet werden sollen. Korrekturbedarf besteht erkennbar etwa bezüglich des Einkommens, welches zudem auf geeignete Art und Weise in die Währung „Euro“ transferiert werden muss (Ahtiainen et al. 2015). Dazu müssten Informationen über die Einkommenselastizität der Nachfrage nach Risikoreduktion durch verminderte Mikroschadstoffemissionen gewonnen werden. Diese Elastizität liefert eine Information, wie stark sich die Zahlungsbereitschaft ändert, wenn das Einkommen um 1 Prozent steigt oder sinkt. Es fehlt aber bisher an Metaanalysen, in denen eine Vielzahl von Untersuchungen zum Thema Mikroschadstoffelimination ausgewertet worden sind. Solche Metaanalysen ermöglichen es aufgrund der größeren Daten- und Informationsmenge, zuverlässigere Übertragungen von Zahlungsbereitschaften vorzunehmen. Eine weitere Möglichkeit, Zahlungsbereitschaften anzupassen und zu übertragen besteht darin, eine Schätzfunktion für die Zahlungsbereitschaft am Studienort aufzustellen. In diese Funktion fließen verschiedene Bestimmungsgrößen der Zahlungsbereitschaft ein, mit denen deren Höhe erklärt werden kann, und eine Übertragung an den Politikort erfolgt unter der Annahme, dass die Zusammenhänge dort ähnlich sind (Meyerhoff 2001).

Um Zahlungsbereitschaften speziell in Deutschland zu ermitteln, könnte eine kontingente Bewertung anhand einer CATI-Befragung (Computer Assisted Telephone Interview) durchgeführt werden. Zudem wäre eine Choice-Analyse möglich. Diese bietet sich dann an, wenn ähnlich wie in der Untersuchung von Logar et al. (2015) mehrere Attribute im Zusammenhang mit reduzierten Mikroschadstoffemissionen unter Bewertungsgesichtspunkten interessant erscheinen. Bei einer kontingenten Bewertung würde dagegen eine Zahlungsbereitschaft für – in zusammenfassender Form beschriebene – nützliche Effekte einer Mikroschadstoffreduktion abgefragt. Da bei der Choice-Analyse optische Darreichungen erforderlich sind, ist eine telefonische Befragung nicht möglich. Sie könnte bspw. über das Internet vorgenommen werden. Neben der Methodenauswahl stellt sich auch die Frage nach dem optimalen Untersuchungsraum. Nur bundesweit repräsentative Befragungen lassen keine valide regionale Auswertung der Ergebnisse zu. An dieser Stelle ist von Bedeutung, mit welchen Mitteln Maßnahmen zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen finanziert werden sollen. Bei Bundessteuern wäre eine bundesweite durchschnittliche Zahlungsbereitschaft zu erfragen, auf die Bevölkerung hochzurechnen und den Gesamtkosten gegenüberzustellen. Liegt die Maßnahmenfinanzierung dagegen in den Händen bspw. von Ländern oder Verbänden, wären kleinräumiger ausgerichtete Befragungen angebracht. Dies vor dem Hintergrund, dass bei der Befragung eine möglichst große Übereinstimmung von Nutznießern und Kostenträgern erreicht werden sollte und regionale Unterschiede hinsichtlich der bestehenden Kostenbelastung, der Bildung, des Einkommens usw. berücksichtigt werden können.

8 Umgang mit Mikroschadstoffen in der Schweiz

8.1 Ausgangslage

Der Eintrag von organischen Mikroverunreinigungen über den Auslauf kommunaler Kläranlagen in die Gewässer wurde in der Schweiz als problematisch erkannt. Die öffentliche Diskussion wurde durch verschiedene Studien und Messungen in Gewässern, unter anderem im Rahmen der Rheinüberwachung, angeregt (vgl. Hillenbrand et al. 2015, Kapitel 5.1). Das Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) lancierte deshalb 2006 das Projekt „Strategie Micropoll“. Das Ziel war, einen Überblick über die Belastung der Schweizer Oberflächengewässer durch Mikroverunreinigungen sowie mögliche Maßnahmen zur Reduktion dieser Einträge zu erarbeiten. Aus der Situationsanalyse konnte geschlossen werden, dass speziell im dicht besiedelten Schweizer Mittelland eine erhöhte Belastung der Oberflächengewässer durch Mikroverunreinigungen auftritt und somit nachteilige Auswirkungen auf aquatische Organismen zu erwarten sind. Als wichtigster punktueller Eintragspfad wurde das kommunale Abwasser identifiziert. Problematisch ist die Situation vor allem bei Gewässern mit einem hohen Anteil an gereinigtem Abwasser. Vereinzelt wurden Stoffe auch in Seen oder im Grundwasser nachgewiesen, die zur Trinkwassergewinnung genutzt werden (Gälli et al. 2009). Das Projekt „Strategie Micropoll“ beinhaltet auch Untersuchungen zu verschiedenen technischen Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen. Die Pilotversuche haben gezeigt, dass sowohl die Ozonung als auch die Adsorption an Aktivkohle effektive und umsetzbare Verfahren darstellen. Im Weiteren wurde gezeigt, dass die untersuchten Verfahren, (i) eine Vielzahl von Mikroschadstoffen eliminieren, (ii) deren negative Effekte weitgehend entfernen, (iii) sich auf bestehenden Kläranlagen integrieren lassen und (iv) wirtschaftlich betrieben werden können (Abegglen und Siegrist 2012).

8.2 Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen

Basierend auf diesen Grundlagen erarbeitete das BAFU 2009 eine Anpassung der Gewässerschutzverordnung (GSchV), welche von 80 Prozent der Befragten grundsätzlich begrüßt wurde. Es wurde jedoch eine konkrete finanzielle Lösung gefordert. Alle wichtigen Akteure wurden in Vernehmlassungen und Anhörungen in den Gesetzgebungsprozess integriert. Auf diese Weise wurde eine geeignete Finanzierungslösung entwickelt und der Entwurf zur Änderung des Gewässerschutzgesetzes (GSchG) ausgearbeitet (vgl. Hillenbrand et al. 2015, Kapitel 5.2). Nachdem die Änderung des GSchG am 21. März 2014 vom eidgenössischen Parlament gut geheißen worden sind, traten diese per 1. Januar 2016 in Kraft. Die Änderungen sehen vor, dass der Bund bei zentralen Abwasserreinigungsanlagen eine Abwasserabgabe erhebt, welche sich basierend auf den angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohnern (E_{ang}) und einem zweckgebundenen Abgabesatz von jährlich maximal 9 CHF²⁸ pro E_{ang} berechnet. Diese Abgabe speist einen nationalen Fonds. Die zentralen Kläranlagen übertragen die Abwasserabgabe an die Verursacher, d. h. Privathaushalten und Direkteinleitern aus Gewerbe- und Industriebetrieben. Der Bund empfiehlt, dass dabei die bestehenden Gebührenmodelle der Kläranlage zur Anwendung kommen (siehe dazu „Empfehlung zur Weiterverrechnung der Abwasserabgabe“ der Fachverbände VSA und Organisation Kommunale Infrastruktur OKI (VSA/OKI 2015)).

Die Abgabe ist bis zum 31. Dezember 2040 befristet (GSchG Artikel 60b). Aus dem Fonds werden Abgeltungen von 75 Prozent der Erst-Investitionen von Maßnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf Kläranlagen finanziert. Ebenfalls abgeltungsberechtigt sind Kanalisationen, die anstelle solcher Anlagen und Einrichtungen erstellt werden, bspw. bei einer Anschlussleitung von einer Kläranlage an eine andere nahe gelegene Kläranlage oder bei einer Abflussleitung zu einem stärkeren Vorfluter. Die Kantone sind für die Umsetzung zuständig.

²⁸ Wechselkurs 1.04.2016, 1 Euro = 1.0942 CHF

Am 1. Januar 2016 trat ebenfalls die revidierte GSchV in Kraft, welche der Bundesrat am 4. November 2015 genehmigt hatte. Sie beinhaltet die Kriterien zur Auswahl der Abwasserreinigungsanlagen, die Maßnahmen zur Elimination der Mikroverunreinigungen treffen müssen. Zudem enthält sie grundsätzliche Angaben zur Erhebung der Abwasserabgabe und fordert eine Reinigungsleistung von 80 Prozent für Mikroverunreinigungen, bezogen auf den Zulauf.

Im Folgenden sind die Anlagen und Einrichtungen aufgelistet, welche Maßnahmen treffen müssen und abgeltungsberechtigt sind, nach Art. 61a Abs. 1 GSchG in Verbindung mit Anhang 3.1 Ziffer 2 Nr. 8 GSchV:

- ▶ Anlagen ab 80.000 E_{ang}: Mit dem Ausbau dieser Anlagen wird die Oberliegerverantwortung wahrgenommen.
- ▶ Anlagen ab 24.000 E_{ang} im Einzugsgebiet von Seen zum Schutz der Wasserressourcen.
- ▶ Anlagen ab 8.000 E_{ang}, die in ein Fließgewässer mit einem Anteil von mehr als 10 Prozent bezüglich organische Spurenstoffe ungereinigtem Abwasser einleiten. Mit diesen Maßnahmen werden aquatische Ökosysteme geschützt.
- ▶ Andere Anlagen ab 8.000 E_{ang}, wenn eine Reinigung aufgrund besonderer hydrogeologischer Verhältnisse erforderlich ist. Dies betrifft Kläranlagen in Regionen mit stark heterogenen Karst- und Kluft-Grundwasserleitern, wenn das gereinigte Abwasser rasch und unmittelbar nach dem Kläranlagen-Auslauf im Untergrund versickert und dies zu einer Belastung unterirdischer Trinkwasserressourcen oder – nach Exfiltration – von Oberflächengewässern führt.
- ▶ Anlagen ab 1.000 E_{ang}, (in Kraft ab 1.1.2021)
 - die in ein Gewässer mit einem Anteil von mehr als 5 Prozent bezüglich organische Spurenstoffe ungereinigtem Abwasser einleiten,
 - wenn das Gewässer in einem ökologisch sensiblen Gebiet liegt oder für die Trinkwasserversorgung wichtig ist
 - und wenn der Kanton die Anlagen im Rahmen einer Planung im Einzugsgebiet zur Reinigung verpflichtet.

Diese Voraussetzungen müssen kumulativ erfüllt sein.

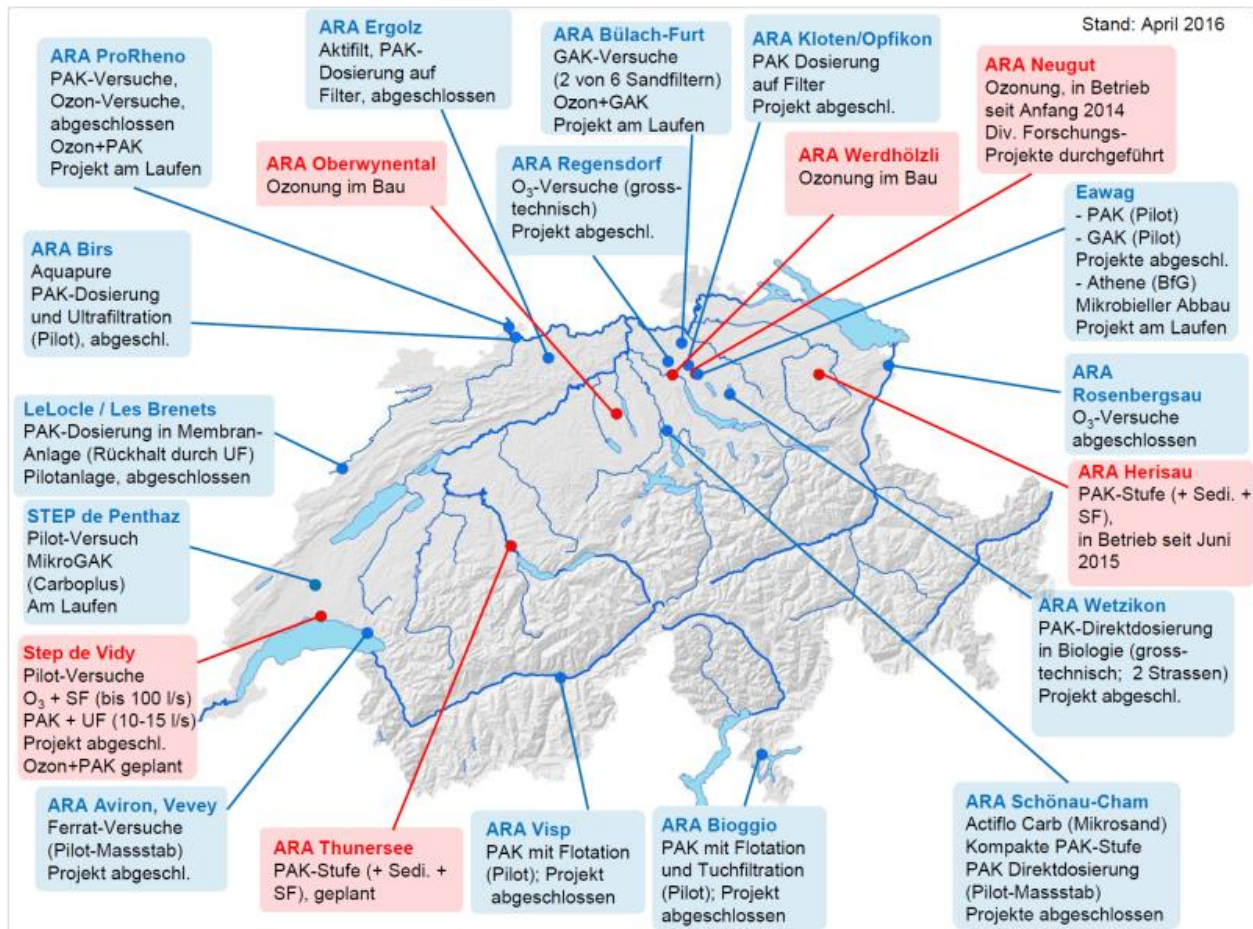
- ▶ Kanalisationen, die anstelle von Anlagen und Einrichtungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen erstellt werden.

Der zielgerichtete Ausbau der Kläranlagen mit einer Stufe zur Elimination von Spurenstoffen dient dem Schutz der Trinkwasserressourcen und der aquatischen Ökosysteme und reduziert die Gesamtfracht des Eintrags von Mikroverunreinigungen in Gewässer (Oberliegerverantwortung).

Aktuell sind beim BAFU weitere Dokumente in Arbeit, die die Umsetzung der Gewässerschutzgesetzgebung präzisieren. Dazu gehören einerseits die Verordnung des Eidgenössischen Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) zur „Überprüfung des Reinigungseffekts von Maßnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen bei Abwasserreinigungsanlagen“. Dort werden die zwölf Substanzen zur Überprüfung des Reinigungseffekts und genauere Vorgaben zur Berechnung festgelegt. Diese zwölf Substanzen sind in zwei Gruppen unterteilt: „sehr gut entfernbar“ (Gruppe 1) und „gut entfernbar“ (Gruppe 2). Zur Berechnung des Reinigungseffekts sollen mindestens sechs der genannten Substanzen verwendet werden, wobei das Verhältnis 2:1 der Gruppe 1 zu Gruppe 2 eingehalten werden muss. Das Auswahlverfahren der zu messenden Substanzen ist in Götze et al. (2015) beschrieben. Die departementale Verordnung ist gegenwärtig in der Vernehmlassung und wird voraussichtlich im 3. Quartal 2016 in Kraft treten.

Ein weiteres Dokument des Bundesamts für Umwelt, die Vollzugshilfe „Finanzierung“, beinhaltet das Vorgehen zur Erhebung der angeschlossenen Einwohnerinnen und Einwohner, den Ablauf der Abgabeerhebung und erläutert die Abgeltungen bei der Umsetzung von Maßnahmen im Detail. Die Anhörung dazu ist beendet, und ein voraussichtliches Inkrafttreten erfolgt im Frühling 2016.

Abbildung 54: Übersicht der großtechnischen Umsetzungen (rot: Planung, Bau oder in Betrieb) und Pilotanlagen (blau) zur Elimination von Spurenstoffen auf Kläranlagen in der Schweiz



Darstellung: Wunderlin et al. (2015), reproduced with permission of swisstopo / JA100119;
Datenquelle: Eawag (2011)

Für die umsichtige Planung der Maßnahmen auf ausgewählten Kläranlagen und deren Anpassung an lokale Begebenheiten steht im Rahmen der genannten Finanzierungslösung bis zum Jahr 2040 genügend Zeit zur Verfügung. Einige Projekte zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf Kläranlagen wurden bereits durchgeführt (siehe Abbildung 54). Aus diesen Projekten konnten wertvolle Erkenntnisse und Erfahrungen abgeleitet werden. Zudem sind in der Schweiz bereits zwei großtechnische Anlagen realisiert worden: Auf der ARA Neugut in Dübendorf (ZH) wurde eine Ozonung installiert, welche seit Anfang 2014 in Betrieb ist. Auf der ARA Bachwis in Herisau (AR) wurde eine PAK-Stufe implementiert, die seit Juni 2015 läuft. Die gesetzliche Zielvorgabe von 80 Prozent Spurenstoff-Elimination kann in beiden Anlagen problemlos eingehalten werden. Auf diesen Anlagen laufen derzeit verschiedene Optimierungen. Weitere Anlagen befinden sich in der Planungs- oder bereits in der Realisierungsphase.

8.3 Diffuse Einträge

Neben dem Eintrag von organischen Mikroverunreinigungen aus kommunalen Kläranlagen als Punktquellen wurden in den letzten Jahren auch das Ausmaß der Einträge aus diffusen Quellen wie Landwirtschaft, Straßenverkehr und Siedlungen via Mischüberläufen und Regenwasserkanälen untersucht. Als eine der wichtigsten Quellen, die eine Belastung durch Spurenstoffe verursacht, wurde die Landwirtschaft identifiziert, wobei die Pflanzenschutzmittel gemäß dem heutigen Erkenntnisstand die kritischste Stoffgruppe für Wasserlebewesen darstellen. Die Resultate dieser Untersuchungen wurden in der Publikation des Bundesamts für Umwelt „Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen“ (Braun et al. 2015) publiziert. Dies ist eine Zusammenfassung aller relevanten Publikationen zu dieser Thematik. Gegenwärtig arbeitet das BAFU an der Aufnahme von neuen und wirkungsvollen Maßnahmen zur Reduktion der Gewässerbelastung im „Aktionsplan Pflanzenschutzmittel“, der voraussichtlich Ende 2016 publiziert wird.

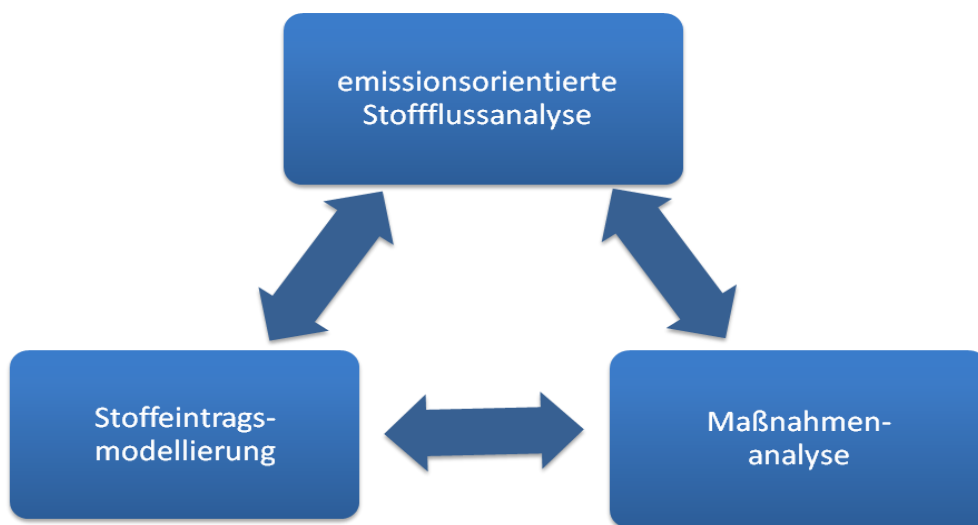
8.4 Schlussfolgerungen

Zusammenfassend besteht vor allem im dicht besiedelten Schweizer Mittelland, in Gewässern mit hohem Abwasseranteil und bei kleinen Gewässern mit großen diffusen Einträgen von Pflanzenschutzmitteln Handlungsbedarf. Mit dem gezielten Ausbau von Kläranlagen mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen und dem Aktionsplan Pflanzenschutzmittel wird die Gewässerqualität markant verbessert werden. Die Steuerung erfolgt über die gesetzlichen Anforderungen an die Gewässer und an die Abwassereinleitung. Wichtig ist, dass die Entscheidungen zur Festlegung der Maßnahmen auf einer Kosten-Nutzen-Betrachtung basieren, in die alle relevanten Interessen einfließen. Die Kantone bestimmen, basierend auf den Kriterien gemäß GSchV, im Rahmen der kantonalen Planung diejenigen Kläranlagen, welche ausgebaut werden sollen. Zudem legen sie den ungefähren Zeitpunkt des Ausbaus fest. Dadurch wird eine zielgerichtete und effiziente Reduktion von Mikroverunreinigungen sichergestellt. Für jede auszubauende Kläranlage muss eine individuelle Lösung gefunden werden, welche die jeweiligen Begebenheiten und Einflussfaktoren berücksichtigt.

9 Empfehlungen für Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen, die zur Verminderung und Vermeidung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer beitragen

In Kap. 2.3 sind die bei der Ableitung von Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zu berücksichtigenden, wesentlichen Aspekte beschrieben. Besondere Relevanz besitzen dabei die Effektivität (ausreichende Wirksamkeit hinsichtlich der zu erzielenden Emissionsminderung) und die Effizienz (hohe Kosten-Wirksamkeit) der Maßnahme. Entsprechend greift der gewählte Untersuchungsansatz auf die Ergebnisse der emissionsorientierten Stoffflussanalyse und der Stoffeintragsmodellierung zurück bzw. setzt diese für die Bewertung von Maßnahmenoptionen ein (vgl. Abbildung 55).

Abbildung 55: Untersuchungsansatz zur Ableitung und Analyse von Emissionsminderungsmaßnahmen



Darstellung: Fraunhofer ISI

Um auch weitere Zielsetzungen (wie z. B. Verursacher- und Vorsorgeprinzip, Berücksichtigung bereits eingeleiteter Maßnahmen) bei der Maßnahmenauswahl zu berücksichtigen, ist ein breiter, übergreifender Ansatz bei der Zusammenstellung der relevanten Handlungsoptionen notwendig. Die beschriebenen weitergehenden Analysen zu möglichen Emissionsminderungsmaßnahmen verdeutlichen diese Breite. Die Maßnahmen umfassen dabei nicht nur sehr unterschiedliche Handlungs- bzw. Politikfelder, sondern auch die verschiedenen Emissionsquellen bzw. Eintragspfade. Sie beinhalten damit sowohl quellenorientierte als auch nachgeschaltete Ansatzpunkte. Die Ergebnisse bestätigen damit die Erkenntnisse aus der ersten Projektphase (Hillenbrand et al., 2015). In Tabelle 62 sind entsprechend der Ergebnisse aus Kap. 2, 4 und 5 für besonders wichtige Emissionsminderungsmaßnahmen die für eine weitere Konkretisierung und Umsetzung relevanten Informationen zusammengefasst. Darauf aufbauend sind in Tabelle 63 die Vorteile und Grenzen quellenorientierter bzw. nachgeschalteter Emissionsminderungsmaßnahmen in allgemeiner Form beschrieben.

Tabelle 62: Beschreibung ausgewählter Maßnahmen zur Emissionsminderung für Mikroschadstoffe mit hoher Umsetzungsrelevanz

Nr.	Maßnahme	mögliche Ansatzpunkte	relevante Akteure	Wirkung / Eliminationspotenzial	Zusatzaspekte	Wechselwirkungen mit
1	kommunale Abwasserentsorgung: weitergehende Abwasserreinigung in relevanten Kläranlagen	Anpassung des Anhang 1 der Abwasserverordnung	Entsorger, Kommunen, Bundesländer	• schadstoffspezifisch (von + bis -) • Breitbandwirkung	• Relevanz abhängig von Kläranlagengröße, Gewässerbelastung, Anforderungen wie bspw. Trinkwasserschutz • erprobte Techniken • erhöhter Energiebedarf • Festlegung Überwachungsmodalitäten	3, 8
2	kommunale Abwasserentsorgung: weitergehende Niederschlags- und Mischwasserbehandlung bei relevanten Einleitungen	Erweiterung der Abwasserverordnung	Entsorger, Kommunen, Bundesländer	• schadstoffspezifisch (von + bis -) (insbesondere an Feinstpartikel gebundene Stoffe) • Breitbandwirkung	• erprobte Techniken • Kosten-Wirksamkeit stark von Randbedingungen abhängig • dezentral oder nachgeschaltet	3
3	kommunale Abwasserentsorgung: Anpassung der Abwasserabgabe	Abwasserabgabengesetz	Entsorger, Kommunen, Bundesländer	• indirekte Wirkungen (Anreizwirkung, Finanzierungsinstrument)	• einsetzbar zur gezielten Kostenverteilung	1, 2, 8
4	Gesundheitsbranche: „umweltfreundlichere“ Humanarzneistoffe	Zulassungsregelungen für Humanarzneimitteln, finanzielle Anreize, Informationsmaßnahmen	Pharmaindustrie, Krankenkassen, Ärzteschaft, Apotheker	• langfristige Wirkung • flächendeckend	• bei neuen Medikamenten, Umgang mit Altstoffen? • hoher F&E-Bedarf	5, 6
5	Gesundheitsbranche: Reduktion der Arzneistoff-Mengen, Veränderungen im Anwendungsbereich	finanzielle Anreize, Informations- und Bildungsmaßnahmen	Ärzteschaft, Apotheker, Pharmaindustrie, Krankenkassen	• mittel- bis langfristige Wirkung • flächendeckend	• Höhe des Umsetzungspotenzials strittig	4, 6
6	Gesundheitsbranche: Informations- und Bildungsmaßnahmen Fachpersonal und Bevölkerung	a) Maßnahmen für unterschiedliche Zielgruppen, Umweltkennzeichnung von Arzneimitteln	Fachpersonal, Pharmaindustrie, Krankenkassen, Bundesländer, Kommunen,	• (dauerhafte) Wirkung schwierig abzuschätzen • flächendeckend • ad (b): nur für den	• Erfahrungen in Schweden zur Umweltkennzeichnung; Pilotprojekt in Dülmen; umsetzbar auf verschiedenen Ebenen • ad (b): laufende Aktivitäten bspw. über verschiedene Bundesländer und Verbände	4, 5, 7

Nr.	Maßnahme	mögliche Ansatzpunkte	relevante Akteure	Wirkung / Eliminationspotenzial	Zusatzaspekte	Wechselwirkungen mit
		b) Infos zur umweltgerechten Entsorgung	Umweltverbände	über Toiletten entsorgten Anteil		
7	Gesundheitsbranche: Rückhalt von Röntgenkontrastmitteln (RKM)	dezentrale Sammlung und Entsorgung von Urin bzw. Abwässer mit hoher RKM-Belastung	Fachpersonal, Krankenkassen, Träger Gesundheitseinrichtungen	bei Hot-Spots mittlere bis hohe Wirkung	- weitgehende Elimination von RKM aus Abwasser sehr aufwendig - erste Pilot-Projekte umgesetzt	6
8	kommunale bzw. industrielle Abwasserentsorgung: Abwasser(vor)-behandlung	a) Gesundheitseinrichtungen b) sonstige relevante Branchen	Träger Gesundheitseinrichtungen, Ärzteschaft, Krankenkassen, Branchenverbände, Kommunen	bei Hot-Spots mittlere bis hohe Wirkung	- Standortbedingungen entscheidend, Bedarf insbesondere bei größeren Einrichtungen in kleinen Kommunen und Gewässern mit geringen Abflüssen - Behandlungstechniken verfügbar	1, 3, 4
9	Textilbranche: Förderung nachhaltiger Textilien	Unterstützung des „Bündnis für nachhaltige Textilien“ hinsichtlich des Einsatzes umweltfreundlicher Textilchemikalien	Textilbranche, Umweltverbände	- bzgl. Textilchemikalien (z. B. NPEO) mittlere bis hohe Wirkung - kurz- bis mittelfristig	- Ersatzstoffe stehen zur Verfügung (auf europäischer Ebene weitgehende Stoffverbote) - Erhöhung des Anteils nachhaltiger Textilien - Monitoring notwendig	10
10	Chemiebranche: Erweiterung der REACH-Anforderungen auf Importprodukte	Erweiterung von REACH (EU-Ebene)	Chemieindustrie	z. T. hohe Wirkung (z. B. NPEO-Emissionen) - langfristige Wirkung	Monitoring notwendig	9
11	Chemiebranche: Regelungen zum nachhaltigen Einsatz von Bioziden	Umweltgerechte Verwendung von Bioziden (u. a. Gute fachliche Praxis, Anwendungsbeschränkungen) (national und EU-Ebene)	Biozidhersteller und -anwender (z. B. Baubranche)	- hohe Wirksamkeit bzgl. Biozide - mittel- bis langfristige Wirkung	- Übertragung der Erfahrungen aus dem Bereich Pflanzenschutzmittel (ggf. Aufnahme von Bioziden in die Richtlinie 2009/128/EG) - umfassende Bewertung von Ersatzstoffen notwendig - Monitoringprogramm	9

Darstellung: Fraunhofer ISI

Tabelle 63: Vorteile und Grenzen quellenorientierter und nachgeschalteter Emissionsminderungsmaßnahmen für Mikroschadstoffe

	quellenorientierte Maßnahmen	nachgeschaltete Maßnahmen:
Vorteile	• Umsetzung des Verursacherprinzips • flächendeckende, Umweltmedien-übergreifende Minderung der Umweltbelastungen • Reduktion der Emissionen aus Eintragspfaden, die nicht oder nicht ausreichend über nachgeschaltete Maßnahmen erfasst werden können	• erprobte Techniken stehen zur Verfügung • Breitbandwirkung • Techniken können in vorhandene Anlagen integriert und betrieben werden • 4. Reinigungsstufe in GK 5: kosteneffiziente Maßnahme zur Verringerung der Grundbelastung der Gewässer • positive Zusatzeffekte
Grenzen	• Emissionen aus bereits vorhandenen Anwendungen mit z. T. zeitlich verzögerten bzw. sehr lang anhaltenden Emissionen („Lager“ bzw. „Depots“) • schwer oder nur unvollständig zu begrenzende Anwendungen bzw. Emissionspfade (z. B. Importprodukte, Nischenprodukte, luftbürtige Ferntransporte) • sehr hochwertige, nicht oder kaum zu beschränkende Verwendungen	• bei speziellen Stoffen je nach Verfahrenstechnik nur geringe Eliminationswirkung • bei sensiblen Gewässern oder Schutz regionaler Trinkwasserreserven zusätzlich Einbindung von Anlagen < GK 5 sowie ggf. zusätzliche Maßnahmen notwendig • erhöhter Verbrauch von Betriebsmitteln (Energie, Aktivkohle, etc.)

Darstellung: Fraunhofer ISI

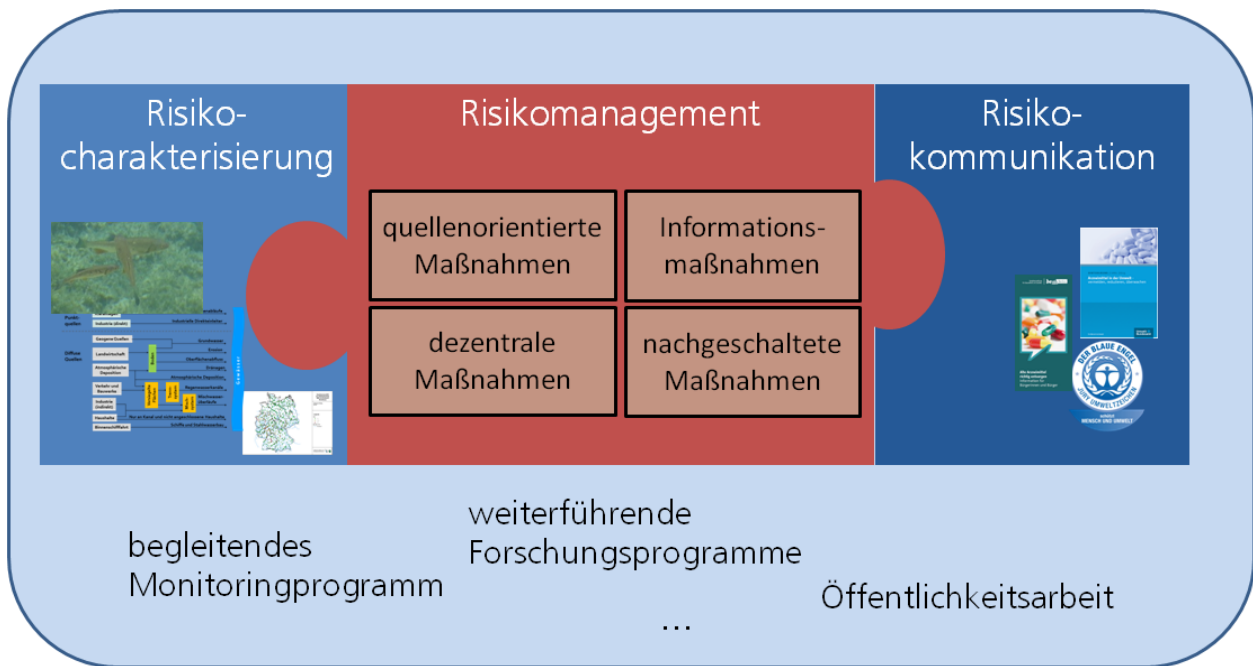
Die Ergebnisse der Stoffflussbetrachtungen und Eintragsbilanzierungen zeigen, dass gewässerrelevante Emissionen von Mikroschadstoffen über das kommunale Abwassersystem aus sehr unterschiedlichen Anwendungen und Sektoren stammen. Für quellenorientierte Emissionsminderungsmaßnahmen sind aufgrund der unterschiedlichen Anwendungs- und Emissionsmuster angepasste Ansätze notwendig, die bspw.

- ▶ Stoffsubstitution,
- ▶ Produktveränderungen,
- ▶ Änderungen bei der Anwendung oder auch
- ▶ (begleitende) Info-Maßnahmen

umfassen. Für eine deutliche und hinsichtlich der zu erreichenden Qualitätsziele ausreichenden Minderung der Einträge wird dennoch eine Kombination quellenorientierter, dezentraler und nachgeschalteter Emissionsminderungsmaßnahmen notwendig sein. Dies verdeutlicht den Bedarf für eine umfassende Gesamtstrategie unter Einbindung aller relevanten Akteure (vgl. Abbildung 56). Neben dem Risikomanagement, in dessen Rahmen die Umsetzung der Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffeinträge fallen, sind die Risikocharakterisierung und die Risikokommunikation weitere wichtige Bestandteile eines solchen Ansatzes. Ein begleitendes Monitoringprogramm dient zum einen zur Darstellung der erreichten Verbesserungen und zur Erfolgskontrolle, zum anderen zur Bewertung und ggf. Anpassung der umgesetzten Maßnahmen. Zusätzlich könnten Anpassungen der

Strategie notwendig werden, wenn sich wichtige Randbedingungen oder Zielsetzungen bspw. auf europäischer Ebene verändern. Weiterführende Forschungsprogramme können sowohl im Bereich der Risikocharakterisierung als auch für das Risikomanagement weitergehende Informationen liefern, um Effizienz und Erfolg der Strategie zu erhöhen. Die Öffentlichkeitsarbeit ist zentrales Element der Risikokommunikation, kann jedoch auch die Akzeptanz der Maßnahmen im Bereich des Risikomanagements fördern.

Abbildung 56: Wesentliche Bestandteile einer „Strategie Mikroschadstoffe“



Darstellung: Fraunhofer ISI

10 Weitergehende Arbeiten

Zur umfassenden Minderung der Gewässerbelastungen mit Mikroschadstoffen in Deutschland ist, aufbauend auf den vorliegenden Erkenntnissen, eine Ausgestaltung und schrittweise Umsetzung der verschiedenen Maßnahmen im Sinne einer umfassenden Strategie wie beschrieben zu empfehlen. Unter Beteiligung der betroffenen Akteure bedarf es dazu einer Konkretisierung und Priorisierung des Vorgehens in den verschiedenen Handlungsfeldern.

Gleichzeitig zeigen die Projektergebnisse an einzelnen Punkten weitergehenden Untersuchungsbedarf. Für die Modellierung der Stoffeinträge besteht beispielsweise der Bedarf, die Datengrundlage zu verbessern. Die Recherchen zu Stoffen der Watch-List aber auch die Diskussionen im Rahmen der Abschlussveranstaltung, verdeutlichen darüber hinaus, dass im Bereich der Haushaltschemikalien und Pflegemittel über die bisherigen Betrachtungen zu Triclosan zusätzliche Arbeiten notwendig sind. Diese Stoffgruppe ist im Rahmen der bisherigen Untersuchungen und Modellierungen noch nicht dezidiert einbezogen worden. Das Beispiel Benzotriazol, das breitflächig eingesetzt, in vielen Gewässern nachweisbar ist (Groß et al. 2012; Will et al. 2013), zeigt jedoch die Relevanz dieses Bereichs deutlich. Ziel weiterführender Arbeiten sollte sein abzuschätzen, ob aus diesem Bereich heraus zusätzliche Handlungserfordernisse abzuleiten sind.

Hinsichtlich der Relevanz von Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen sowie bei möglichen Hot-Spots wie z. B. Gesundheitseinrichtungen erscheint es für den weiteren Umsetzungsprozess notwendig, die erreichbaren Verbesserungen bei der Gewässerqualität genauer quantifizieren zu können. Mit Hilfe der zur Verfügung stehenden Methoden und Modellierungsinstrumente sowie zusätzlicher Monitoringergebnisse zur Gewässerqualität ist es möglich, entsprechende Auswertungen vorzunehmen bzw. die Genauigkeit der Modellergebnisse zu erhöhen. Unter Berücksichtigung von Vorbelastungen der Gewässer sind auf Punktquellen bezogene Aussagen zur Erreichbarkeit von bestehenden oder zu erwartenden Umweltqualitätsnormen für ausgewählte Stoffe (z. B. Diclofenac) möglich und könnten statistisch ausgewertet werden. Allerdings bleiben weiterhin Fragen offen, bspw. ob die ausgewählten Stoffe die Vielfalt im Bereich der Mikroschadstoffe ausreichend abdecken – auch wenn anhand der Vorgehensweise versucht wurde, die unterschiedlichen Emissionsbereiche zu erfassen und repräsentative Vertreter aus diesen Bereichen auszuwählen. Außerdem sind aus aktuell laufenden Projekten zur pilothaften Umsetzung von Emissionsminderungsmaßnahmen zusätzliche Erkenntnisse zu erwarten, die bei der weiteren Konkretisierung einer Strategie Mikroschadstoffe genutzt werden könnten. Beispielhaft sind dazu zwei in Baden-Württemberg unter Federführung des Fraunhofer ISI laufende Projekte zu nennen:

- ▶ MindER (Pilotprojekt zur Minderung des Eintrags von Röntgenkontrastmitteln in die Umwelt, <http://www.minder-rkm.de>), in dessen Rahmen sowohl in einer Klinik als auch in einer Röntgenpraxis das Konzept der Erfassung von Röntgenkontrastmitteln mittels Urinbeuteln über einen längeren Zeitraum in einem großen Umfang erprobt wird, sowie
- ▶ ReAS (Reduzierung der Gewässerbelastungen mit Rückständen von Arzneistoffen in ausgewählten Pilotgebieten), das zum Ziel hat, für drei Gebiete mit Gesundheitseinrichtungen effiziente Konzepte zur Reduzierung der Arzneistoffeinträge unter Berücksichtigung quellenorientierter, dezentraler als auch nachgeschalteter Maßnahmen zu erarbeiten.

Die Berücksichtigung neuer Erkenntnisse wird grundsätzlich vor dem Hintergrund der hohen Dynamik im Themengebiet Mikroschadstoffe eine wichtige Aufgabe bleiben.

11 Quellenverzeichnis

Abegglen, C. (2010): Mikroverunreinigungen in Kläranlagen. In: *GWA* (7).

Abegglen, C.; Escher, B.; Hollender, J.; Koepke, S.; Ort, Christoph; Peter, A. et al. (2009a): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Studie der Eawag im Auftrag des BAFU und des AWEL. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz. Zürich. Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/03716/11218/11223/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 09.01.2014.

Abegglen, C.; Escher, B.; Hollender, Koepke, S.; Ort, C.; Peter, A. J.; Siegrist, H. et al. (2009b): Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf.

Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Michael Schärer. Bundesamt für Umwelt. Bern (Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S.). Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01661/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 09.01.2014.

Adamczak, K. (2015): noPILLS report. Interreg IV B NWE project partnership 2012 - 2015. Hg. v. Emschergenossenschaft. Online verfügbar unter http://www.no-pills.eu/conference/BS_NoPills_Final%20Report_long_EN.pdf, zuletzt geprüft am 13.08.2015.

AESGP (2012): AESGP Report from the BIO Intelligent Service (BIO IS). Workshop on Pharmaceuticals in the Environment (PIE), zuletzt geprüft am 05.09.2014.

Ågerstrand, M.; Rudén, C. (2010): Evaluation of the accuracy and consistency of the Swedish environmental classification and information system for pharmaceuticals (11).

Ahtiainen, H.; Artell, J.; Czajkowski, M.; Meyerhoff, J. (2015): Performance of different approaches in international benefit transfer: Insights from a nine country experiment. University of Warsaw, Faculty of Economic Sciences, Working Papers No. 28/2015 (176), 2015, Warsaw., zuletzt geprüft am 12.12.2015.

Alcon, F.; Martin-Ortega, J.; Berbel, J.; Miguel, M. D. de (2012): Environmental benefits of reclaimed water: An economic assessment in the context of the Water Framework Directive. In: *Water Policy*, Vol. 14 (1), S. 148-159.

Alexy, R.; Kümpel, T.; Kümmerer, K. (2004): Assessment of degradation of 18 antibiotics in the Closed Bottle Test. In: *Chemosphere* 57 (6), S. 505–512. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.06.024.

Alt, K.; Drewes, T. (2013): Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination. Kläranlage Löhne. Hydro-Ingenieure. Düsseldorf.

Altinok, I.; Capkin, E.; Karahan, S.; Boran, M. (2006): Effects of water quality and fish size on toxicity of methiocarb, a carbamate pesticide, to rainbow trout. In: *Environmental toxicology and pharmacology* 22 (1), S. 20–26. DOI: 10.1016/j.etap.2005.11.002.

Andersson, H.; Magnér, J.; Wallberg, P. (2013): Self-declarations of environmental classification in www.fass.se. Experiences from the reviewing process during 2012. Hg. v. IVL Swedish Environmental Research Institute. Online verfügbar unter <http://www.ivl.se/download/18.372c2b801403903d27526f8/1379592751184/B2124.pdf>, zuletzt geprüft am 17.09.2015.

anses (2016): Justification Document for the Selection of a CoRAP Substance. Substance Name (public name): 2,6-di-tert-butyl-p-cresol. Unter Mitarbeit von EC no 204-881-4. Hg. v. French MSCA. French agency for food, environmental and occupational health & safety, zuletzt geprüft am 25.05.2016.

Arzneimittel-Kompendium der Schweiz (2015): Diclofenac rapid Helvepharm. Fachinformation. Arzneimittel-Kompendium der Schweiz. Online verfügbar unter <http://www.compendium.ch/mpro/mnr/19663/html/de?Platform=Desktop>, zuletzt aktualisiert am 12.03.2016, zuletzt geprüft am 12.04.2016.

ATV; GFA (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Abwassertechnische Vereinigung e.V.; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. -GFA-, Hennef. Arbeitsblatt ATV-A 128. In: *ATV-Regelwerk Abwasser - Abfall* (Band A 128), zuletzt geprüft am 09.01.2014.

Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority (k.D.): ENVIRONMENT.

- Bach, C.; Dauchy, X.; Chagnon, M.; Etienne, S. (2012): Chemical compounds and toxicological assessments of drinking water stored in polyethylene terephthalate (PET) bottles: A source of controversy reviewed. In: *Water Research* 46 (3), S. 571–583. DOI: 10.1016/j.watres.2011.11.062.
- Bachor, A.; Schumann, A.; Röpke, A.; Scharf, E.; Dethloff, M.; Nakari, T. et al. (2011): COHIBA WP3, National Report. German Results. Agency for Environment, Nature Conservation and Geology Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow. Online verfügbar unter www.cohiba-project.net/publications.
- Bahr, C.; Günther, T.; Perner, J.; Pohl, A.; Schneider, P.; Müller, V. et al. (2007): Bewertung der (organischen) Schadstoffbelastung kommunaler Klärschlämme in Schleswig-Holstein hinsichtlich der zukünftigen landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig Holstein. Kiel. Online verfügbar unter http://www.schleswig-hols-tein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/Abfall/05_Siedlungsabfaelle/005_VerwertungDuenger_Klaerschlamme/005_Schadstoffbelastung_Klaerschlaemme/PDF/Bericht_Bewertung_Schadstoffbelastung__blob=publicationFile.pdf, zuletzt geprüft am 09.08.2012.
- Balmer, M. E.; Buser, H.-R.; Müller, M. D.; Poiger, T. (2005): Occurrence of some organic UV filters in wastewater, in surface waters, and in fish from Swiss lakes. In: *Environ. Sci. Technol.* (39), S. 953–962.
- Barnes, K. K.; Kolpin, D. W.; Furlong, E. T.; Zaugg, S. D.; Meyer, M. T.; Barber, L. B. (2008): A national reconnaissance of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States — I) Groundwater. In: *Science of The Total Environment* 402 (2-3), S. 192–200. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.04.028.
- Barth, H.-J.; Heinrich, A. B. (2010): „Super-Gau“ Golf von Mexiko. In: *Umweltwiss Schadst Forsch* 22 (4), S. 499–501. DOI: 10.1007/s12302-010-0144-3.
- Batelaan, M.V.; van den Berg, E.A.; Koetse, Ir.E.; Wortel, Ir. N.C.; Rimmelzwaan, J.; Vellinga, S. (2013): Evaluation report Pharmafilter. Full scale demonstration in the Reinier de Graaf Gasthuis (Hospital) Delft. Amersfoort (Rapport / STOWA). Online verfügbar unter <http://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwiGrd7ozabJAhULn3IKHVLGCMMQFggdMAA&url=http%3A%2F%2Fnieuwesantatie.stowa.nl%2Fupload%2Fpublicaties%2FSTOWA%25202013%252016%2520LR.pdf&usg=AFQjCNHlnCLFZPglsyx1SZWfWmgAlZs5tQ&bvm=bv.108194040,d.bGg>, zuletzt geprüft am 23.11.2015.
- baua (2014): Biozid-Portal. Hg. v. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA). Online verfügbar unter <http://www.biozid-portal.de/biozid-portal/de/Startseite.html>, zuletzt aktualisiert am 04.02.2016, zuletzt geprüft am 04.02.2016.
- baua (2015): Biozide. Bundesstelle für Chemikalien. Hg. v. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin. Online verfügbar unter <http://www.baua.de/de/Chemikaliengesetz-Biozidverfahren/Biozide/Zulassungsstelle-Biozide.html>, zuletzt aktualisiert am 04.02.2016, zuletzt geprüft am 04.02.2016.
- Baumann, Michaela; Weiss, Klaus; Maletzki, Dirk; Schüssler, Walter; Schudoma, Dieter; Kopf, Willi; Kühnen, Ute (2015): Aquatic toxicity of the macrolide antibiotic clarithromycin and its metabolites. In: *Chemosphere* 120, S. 192–198. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.05.089.
- Bayerischer Landtag (2001): Medikamentenrückstände in Oberflächengewässern. Drucksache 14/6443.
- Becouze, C.; Bertrand-Krajewski, J.-L.; Dembélé, A.; Cren-Olivé, C.; Coquery, M. (2009): Preliminary assessment of fluxes of priority pollutants in stormwater discharges in two urban catchments in Lyon, France. In: *IWA World Water Congress and Exhibition, Montreal, Canada, Sept. 19-24, 2010*. Online verfügbar unter <http://www.esprit-rhodanos.fr/publications/diffuse-pollution-s-oul09.pdf>.
- Benstöm, F.; Stepkes, H.; Rolfs, T.; Montag, D.; Pinnekamp, J. (2014): Untersuchung einer bestehenden Filterstufe mit dem Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung organischer Restverschmutzung auf der Kläranlage Düren-Merken. Abschlussbericht. Wasserverband Eifel-Rur; Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. Düren.

- Bergmann, A.; Fohrmann, R.; Weber, F. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Hg. v. Umweltbundesamt. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (UBA-Texte, 66/2011). Online verfügbar unter <http://www.uba.de/uba-info-medien/4188.html>, zuletzt geprüft am 24.10.2013.
- Bertolini, T.; Rezzonico, S. (2010): Mikroverunreinigungen im gereinigten Abwasser von kommunalen ARA. Kurzbericht zur Messkampagne vom Mai 2010. Amt für Umwelt und Energie des Kantons St. Gallen, Schweiz. St. Gallen.
- Biebersdorf, N.; Kaub, J. M. (2014): Kläranlage Wesel 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikrosschadstoffen. Tutthaus & Meyer Ingenieurgesellschaft mbH. Bochum.
- Biebersdorf, N.; Kaub, J. M.; Alda, J. (2013): Kläranlage Ochtrup 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Tutthaus & Meyer Ingenieurgesellschaft mbH. Bochum.
- Biebersdorf, N.; Kaub, J. M.; Urueta, F. (2014): Kläranlage Emmerich 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Tutthaus & Meyer Ingenieurgesellschaft mbH. Bochum.
- Birch, H.; Mikkelsen, P. S.; Jensen, J. K.; Lützhøft, H.-C. H. (2011): Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark. In: *Water Science & Technology* 64 (2), S. 485. DOI: 10.2166/wst.2011.687.
- Birkel, Kathrin (2012): BUND Hintergrundinformationen zu Antibiotikaeinsatz und Resistenzbildung in der Intensivtierhaltung. Hg. v. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. Berlin. Online verfügbar unter http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/pdfs/landwirtschaft/20120108_landwirtschaft_antibiotika_intensivhaltung_hintergrund.pdf.
- Birkett, J. W.; Lester, J. N. (2003): Endocrine Disruptors in Wastewater and Sludge Treatment Processes. In: *Environmental Health Perspectives* 111 (10), S. A550-A550.
- Björklund, K.; Cousins, A. P.; Strömvall, A.; Malmqvist, P. (2009): Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. In: *Science of The Total Environment* 407 (16), S. 4665–4672. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.04.040.
- BLAC (2003): Arzneimittel in der Umwelt. Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Hg. v. Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC). Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.blac.de/servlet/is/2146/P-2c.pdf>, zuletzt geprüft am 23.11.2015.
- Bliem, M.; Getzner, M. (2012): Willingness to pay for river restoration: differences across time and scenarios. *Environmental Economics and Policy Studies*, 14(3), S. 241-260.
- BMEL (2015): Ökologischer Landbau in Deutschland. Stand: Juli 2015. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft und Referat 516 - Ökologischer Landbau. Bonn. Online verfügbar unter www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/_Texte/OekologischerLandbauDeutschland.html.
- Böhler, M. (2015): Übersicht zu den biologischen Nachbehandlungen. Projekt "ReTREAT" - Verfahrenstechnik und Betriebsergebnisse. VSA Peak Veranstaltung am 12./19.06.2015. Eawag. Dübendorf.
- Böhler, M.; Siegrist, H. (2011): Aktivkohledosierung in den Zulauf zur zur Flockungs-Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon - Grosstechnische Umsetzung im Rahmen ergänzender Untersuchungen zum MicroPoll-Projekt. DWA-Seminar Weitergehende Abwasserreinigung. Bonn, 18.01.2011.
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Liebert, J.; Schleich, J.; Walz, R. (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. Texte 12/02. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Umweltbundesamt. Berlin (UFOPLAN, 299 21 289). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2101.pdf>, zuletzt geprüft am 03.09.2014.
- Bollmann, U. E.; Tang, C.; Eriksson, E.; Jönsson, K.; Vollertsen, J.; Bester, K. (2014a): Biocides in urban wastewater treatment plant influent at dry and wet weather: Concentrations, mass flows and possible sources. In: *Water Research* 60, S. 64–74. DOI: 10.1016/j.watres.2014.04.014.

- Bollmann, U. E.; Vollertsen, J.; Carmeliet, J.; Bester, K. (2014b): Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment – Concentrations, mass loads and emission processes. In: *Water Research* 56, S. 66–76. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.033.
- Bornemann, C.; Erbe, V.; Hachenberg, M.; Kolisch, G.; Osthoff, T.; Taudien, Y. (2012): Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandene Flockungsfiltrationsanlagen am Beispiel der Kläranlage Buchenhofen. Tagungsband, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen (45. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft).
- BPI: BPI - Partner im Gesundheitswesen: Rote Liste Service GmbH. Hg. v. Bundesverband der Pharmazeutischen Industrie e.V. (BPI). Berlin. Online verfügbar unter <http://www.bpi.de/bpi/netzwerk/rote-liste-service-gmbh/>, zuletzt geprüft am 29.01.2016.
- Braun, C.; Gälli, R.; Leu, Ch.; Munz, N.; Schindler, W.; Strahm, I.; Wittmer, I. (2015): Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen. Situationsanalyse. Bundesamt für Umwelt, Bern. In: *Umwelt-Zustand* (1514), S. 78.
- Bressy, A.; Gromaire, M.-C.; Lorgeoux, C.; Saad, Mohamed; Leroy, F.; Chebbo, Ghassan (2012): Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. In: *Water Research* (46), S. 6799–6810. DOI: 10.1016/j.watres.2011.12.017.
- Bressy, A.; Gromaire, M.-C.; Lorgeoux, C.; Chebbo, G. (2011): Alkylphenols in atmospheric depositions and urban runoff. In: *Water Science & Technology* 63 (4), S. 671. DOI: 10.2166/wst.2011.121.
- Brigden, Kevin (2012): Nonylphenol ethoxylates (NPEs) in textile products, and their release through laundering. Greenpeace Research Laboratories Technical Report 01/2012. In: *Greenpeace Research Laboratories Technical Report* (01/2012), S. 9. Online verfügbar unter http://www.greenpeace.to/greenpeace/wp-content/uploads/2012/03/dirty_laundry_product_testing_technical_report_01-2012.pdf, zuletzt geprüft am 24.06.2014.
- Brodde, K.; Sadik, O. (2014): Textil-Label unter der Detox-Lupe. Einkaufsratgeber für giftfreie Kleidung. 3. Auflage. Greenpeace e. V., zuletzt geprüft am 23.03.2016.
- Brouwer, R. (2011): A mixed approach to payment certainty in discrete choice welfare estimation. *Applied Economics*, 43, S. 2129-2142.
- Bueno, M. Martínez.; Gomez, M. J.; Herrera, S.; Hernando, M. D.; Agüera, A.; Fernández-Alba, A. R. (2012): Occurrence and persistence of organic emerging contaminants and priority pollutants in five sewage treatment plants of Spain: Two years pilot survey monitoring. In: *Environmental Pollution* 164, S. 267–273. DOI: 10.1016/j.envpol.2012.01.038.
- BUND (2001): hormonaktive-substanzen-im-wasser.
- Bundesamt für Umwelt (Hg.) (2009): Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Zustand und Entwicklung 2004-2006. Unter Mitarbeit von Sybille Kilchmann, Miriam Reinhardt, Marc Schürch und Daniel Traber. Bundesamt für Umwelt. Bern. Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01021/index.html?lang=de&lang=de>, zuletzt geprüft am 01.09.2015.
- Bundesamt für Umwelt (2013a): Datensätze der Schweiz zu Konzentrationen von Kläranlagenläufen. Auszug aus Datenbank. Unter Mitarbeit von Nicole Munz.
- Bundesamt für Umwelt (Hg.) (2013b): Nationale Grundwasserbeobachtung NAQUA. Pflanzenschutzmittel PSM und PSM-Abbauprodukte im Grundwasser. Zeitraum 2011. Bundesamt für Umwelt. Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/wasser/13465/13483/14976/14988/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 01.09.2015.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2009): Mehrwert naturnaher Wasserläufe. Untersuchung zur Zahlungsbereitschaft mit besonderer Berücksichtigung der Erschliessung für den Langsamverkehr, Bern, zuletzt geprüft am 13.12.2015.
- Bundesanstalt für Gewässerkunde (2013): Hydrologischer Atlas von Deutschland/BfG 2003. GIS-Datensatz zu Ablusskennwerten in Deutschland für Einzugsgebiete größer 500 km². Unter Mitarbeit von Frank Loy, 02.07.2013.
- Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (2010): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen. 1. BImSchV, vom 26.01.2010. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_1_2010/gesamt.pdf.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit: Entwurf der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Online verfügbar unter <http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewaesser/detailseite-binnengewaesser/artikel/ogewv-oberflaechengewaesserverordnung/>, zuletzt geprüft am 15.10.2015.

Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2014): Grundkonzeption für den Bundesverkehrswegeplan 2015 - bedarfsgerecht - transparent – herausfordernd. Bonn.

Burkhardt, M. (2013): Persönliche Kommunikation.

Burkhardt, M.; Dietschweiler, C. (2013): Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz. Bautenfarben und -putze (PA 7), Holz (PA 8), Mauerwerk (PA 10) und Antifouling (PA 21). Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Wasser und Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien. HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC). Bern, zuletzt geprüft am 01.09.2014.

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: *Umweltwiss Schadst Forsch* 21 (1), S. 36–47. DOI: 10.1007/s12302-008-0033-1.

Burkhardt, M.; Junghans, M.; Zuleeg, S.; Schoknecht, U.; Lamani, X.; Bester, K. (2009b): Biozide in Gebäudefassaden. - ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. Regulatorische Ökotoxikologie und Stoffbewertung - Originalarbeit. Unter Mitarbeit von Bastian Etter, Michael Federer, Jan Landert, Thomas Marti und Adrian Wichser. Hg. v. Walter Giger. Online verfügbar unter http://www.researchgate.net/publication/225405904_Biozide_in_Gebuedefassaden_kotoxikologische_Effekte_Auswaschung_und_Belastungsabschtzung_fr_Gewsser.

Burkhardt, M.; Kupper, T.; Hean, S.; Haag, R.; Schmid, P.; Kohler, M.; Boller, M. (2007): Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. In: *Water Science & Technology* 56 (12), S. 63. DOI: 10.2166/wst.2007.807.

Burkhardt, M.; Zuleeg, S.; Marti, T.; Lamani, X.; Bester, Kai; Vonbank, R. et al. (2009c): Auswaschung aus Fassaden versus nachhaltiger Regenwasserentsorgung? Dübendorf, Essen.

Burkhardt, M.; Zuleeg, S.; Vonbank, R.; Bester, Kai; Carmeliet, J.; Boller, M.; Wangler, T. (2012): Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions. In: *Environ. Sci. Technol.* 46 (10), S. 5497–5503. DOI: 10.1021/es2040009.

Burkhardt, M.; Zuleeg, S.; Vonbank, R.; Schmid, P.; Hean, S.; Lamani, X. et al. (2011): Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. In: *Water Science & Technology* 63 (9), S. 1974. DOI: 10.2166/wst.2011.128.

BVL (2014): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2013.

Carlsson, C.; Johansson, A.-K.; Alvan, G.; Bergman, K.; Kühler, T. (2006): Are pharmaceuticals potent environmental pollutants? Part I: environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients. In: *The Science of the total environment* (364 (1-3)), S. 67–87.

Carvalho et al. (2015): Development of the first Watch List under the Environmental Quality Standards Directive. European Commission. Joint Research Centre Technical Report.

Castell-Exner, C.; Meyer, V. (2010): Das Multi-Barrieren-Prinzip: Basis für eine sichere und nachhaltige Trinkwasserversorgung (Energie | Wasser-Praxis, 11/2010, S. 44–49). Online verfügbar unter http://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/organisation/sicherheit/1011castell_multibarriere.pdf.

CCME (1999): Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life - Triallate. Online verfügbar unter <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/218>, zuletzt geprüft am 11.05.2015.

Choubert, J.-M.; Martin Ruel, S.; Esperanza, M.; Budzinski, H.; Miège, C.; Lagarrigue, C.; Coquery, M. (2011): Limiting the emissions of micro-pollutants: what efficiency can we expect from wastewater treatment plants? In: *Water Science & Technology* 63 (1), S. 57. Online verfügbar unter <http://www.iwaponline.com/wst/06301/wst063010057.htm>.

Christ, O.; Mitsdoerffer, R. (2013): Weitergehende Reduzierung von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Espelkamp. GFM GmbH. München.

Citec (2009): Environmental classification of pharmaceuticals in Sweden. A qualitative market research study. Citec Information, Life Sciences. Hg. v. Pfizer AB, LIF und SKL.

Cladière, M.; Gasperi, J.; Lorgeoux, C.; Bonhomme, C.; Rocher, V.; Tassin, B. (2013): Alkylphenolic compounds and bisphenol A contamination within a heavily urbanized area: case study of Paris. In: *Environ Sci Pollut Res* 20 (5), S. 2973–2983. DOI: 10.1007/s11356-012-1220-6.

Clara, M.; Gruber, G.; Humer, F.; Hofer, T.; Kretschmer, F.; Ertl, T. et al. (2014a): Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Projektbericht SHTURM. Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. Online verfügbar unter <http://www.bmlfuw.gv.at/publikationen/wasser/abwasser/Spurenstoffemissionen-aus-Siedlungsgebieten-und-von-Verkehrsflaechen.html>, zuletzt geprüft am 27.10.2014.

Clara, M.; Hochedlinger, G.; Weiß, S.; Windhofer, G.; Hanefeld, W.; Scheffknecht, C.; Zessner, M. (2014b): Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach. Projektbericht. Unter Mitarbeit von Alexandra Freudenschuß, Oliver Gabriel, Sandra Kulcsar, Andrea Sitka, Werner Bader, Florineth et al. Amt der Vorarlberger Landesregierung. Wien, Bregenz. Online verfügbar unter <http://www.vorarlberg.at/pdf/modellierungezgdornbirne2.pdf>, zuletzt geprüft am 12.02.2015.

Codecheck (2015): 2-Ethylhexyl-4-methoxycinnamate. Hg. v. BUND - Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland. Online verfügbar unter <http://www.codecheck.info/inhaltsstoff/Ethylhexyl-Methoxycinnamate>, zuletzt geprüft am 17.02.2016.

Colborn, T.; Dumanoski, D.; Myers, J. P. (1996): Our Stolen Future. Are we threatening our fertility, intelligence, and survival? A scientific detective story. Dutton.

Costanza, R.; Daly, H.; Goodland, R.; Cumberland, J.; Norgaard, R. (2001): Einführung in die ökologische Ökonomik, 2001, Stuttgart.

Danovaro, Roberto; Bongiorno, Lucia; Corinaldesi, Cinzia; Giovannelli, Donato; Damiani, Elisabetta; Astolfi, Paola et al. (2008): Sunscreens Cause Coral Bleaching by Promoting Viral Infections. In: *Environmental Health Perspectives* 116 (4), S. 441–447. DOI: 10.1289/ehp.10966.

De la Cruz, N.; Giménez, J.; Esplugas, S.; Grandjean, D.; Alencastro, L. F. de; Pulgarín, C. (2012): Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. In: *Water Research* 46 (6), S. 1947–1957. DOI: 10.1016/j.watres.2012.01.014.

DECHEMA (2016): Arzneimittel-Entsorgung richtig gemacht. Hg. v. Wissenschaftliches Begleitvorhaben der BMBF-Fördermaßnahme RiSKWa und DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. Online verfügbar unter <http://www.arzneimittelentsorgung.de/>, zuletzt geprüft am 01.05.2016.

Del Río, H.; Suárez, J.; Puertas, J.; Ures, P. (2013): PPCPs wet weather mobilization in a combined sewer in NW Spain. In: *Science of The Total Environment* 449, S. 189–198. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.049.

Der Präsident des Bundesrechnungshofes als Bundesbeauftragter für Wirtschaftlichkeit (2013): Anforderungen an Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen finanzwirksamer Maßnahmen nach §7 Bundeshaushaltsordnung. Schriftenreihe des Bundesbeauftragten für Wirtschaftlichkeit in der Verwaltung, Band 18, 2013, Stuttgart.

DESTATIS (2013a): Öffentliche Abwasserbehandlung und -entsorgung -. Fachserie 19, Reihe 2.1.2. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/AbwasserOeffentlich2190212139004.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 14.04.2016.

DESTATIS (2013b): Staat & Gesellschaft - Krankenhäuser - Eckdaten der Krankenhäuser 2013 . Hg. v. Statistisches Bundesamt. Internet. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesellschaftStaat/Gesundheit/Krankenhaeuser/Tabellen/KrankenhaeuserJahreVeraenderung.html>, zuletzt aktualisiert am 03.03.2015, zuletzt geprüft am 28.04.2015.

DESTATIS (2013c): Staat & Gesellschaft - Krankenhäuser - Krankenhäuser nach Fachabteilungen . Hg. v. Statistisches Bundesamt. Internet. Online verfügbar unter

<https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesellschaftStaat/Gesundheit/Krankenhaeuser/Tabellen/KrankenhaeuserFA.html>, zuletzt aktualisiert am 21.04.2015, zuletzt geprüft am 28.04.2015.

DESTATIS (2014a): Tabelle - Abwasser: Deutschland, Jahre, Abwassereinleitungsarten. Produktionsbereiche 1991 - 2010.

DESTATIS (2014b): Verzeichnis der Krankenhäuser und Vorsorge- oder Rehabilitationseinrichtungen (Krankenhausverzeichnis). Stand: 31.12.2013. Wiesbaden. Online verfügbar unter www.statistikportal.de.

DESTATIS (2015): Fortschreibung des Bevölkerungsstandes, Ergebnisse auf Grundlage des Zensus 2011. Wiesbaden.

Deutscher Bundestag (2014): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Renate Künast, Uwe Kekeritz, Claudia Roth (Augsburg), weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN zu Geplante Einführung eines Textilsiegels durch die Bundesregierung. - Drucksache 18/1740 - (Drucksache 18/2049), zuletzt geprüft am 04.02.2016.

Dieter, H. H.; Götz, K.; Kümmerer, K.; Rechenberg, B.; Keil, F. (2010): Handlungsmöglichkeiten zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihren Rückständen in das Roh- und Trinkwasser. Statusbeschreibung und Empfehlungen aus einem Fachgespräch, das Umweltbundesamt (UBA) und Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) am 21./22. Januar 2010 in Berlin auf Anregung des Bundesministeriums für Gesundheit (Ref 324) durchführten. Hg. v. Umweltbundesamt. Berlin/Frankfurt am Main.

DKTIG (2015): Deutsches Krankenhaus Verzeichnis. Leipzig. Online verfügbar unter www.deutsches-krankenhaus-verzeichnis.de.

Dohmann, M. (2014): Voraussichtliche Investitionen für eine nachhaltige Abwasserinfrastruktur. ISBN 978-3-938996-40-9. Hg. v. Univ. Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp. Aachen (Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 234, 47. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 19.- 21. März 2014).

Duijnsveld, W.H.M.; Godbersen, L.; Dilling, J.; Gäbler, H.; Uttermann, J.; Klump, G.; Scheeder, G. (2008): Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Umweltbundesamt. Hannover. Online verfügbar unter http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/2008_Hintergrundkonz_Schadstoffe_in_SIWA.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 24.10.2012.

DWA (2010): Merkblatt DWA-M 775. Abwasser aus Krankenhäusern und anderen medizinischen Einrichtungen. In: *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.*

Eawag (2011): Kläranlagen der Schweiz. Überarbeitet auf der Basis des Projektes: Maurer, M.; Herlyn, A. (2007): Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Eawag/Bafu-Bericht Gälli R., Schmid-Kleikemper J., Ort C., Schärer M. 2009: Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Bern: Bundestamt für Umwelt. 103 p.

EC: Commission implementing decision (EU) 2015/495 - of 20 March 2015 - establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council - (notified under document C(2015) 1756). In: *Official Journal of the European Union* (L 78/40), zuletzt geprüft am 05.02.2016.

ECHA: REACH. European Chemicals Agency - Annankatu 18, P.O. Box 400, FI-00121 Helsinki, Finland. Online verfügbar unter <http://echa.europa.eu/>, zuletzt geprüft am 28.07.2015.

ECHA: Verordnung über Biozidprodukte - ECHA. Online verfügbar unter <http://echa.europa.eu/de/regulations/biocidal-products-regulation>, zuletzt geprüft am 04.02.2016.

ECHA (2007): Results of the Evaluation of the PBT/PVB Properties of 2,6-di-tert-butyl-m-cresol, S. 1–10, zuletzt geprüft am 14.04.2016.

ECHA (2013): Submitted Restriction proposals - ECHA. Sweden. Hg. v. European Chemicals Agency. ECHA. Online verfügbar unter <http://echa.europa.eu/de/registry-of-submitted-restriction-proposal-intentions/-/substance/3602/search/+term>, zuletzt geprüft am 17.06.2014.

eMC, electronic Medicines Compendium (2015): Ethinylestradiol. In Zusammenarbeit mit: Medicines and Healthcare Products Regulatory Agency (MHRA) sowie der European Medicines Agency (EMA). Online verfügbar unter <http://www.medicines.org.uk/emc/medicine/16780>, zuletzt geprüft am 06.05.2015.

EMEP-Meteorological Synthesizing Centre - East (2012): Bereitstellung von Modellergebnissen zur atmosphärischen Deposition von Benzo[a]pyren. für den Zeitraum 2006-2009. Unter Mitarbeit von Ilia Ilyin. Online verfügbar unter <http://www.msceast.org/>, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

EMEP-Meteorological Synthesizing Centre - East (2013): Modellergebnisse zur atmosphärischen Deposition von Benzo[a]pyren. für das Jahr 2011. Daten-Download, 13.11.2013. Online verfügbar unter http://www.msceast.org/index.php?option=com_content&view=article&id=162&Itemid=29, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Engelmann, U.; Rohde, S.; Ziegler, K. (2011): Arzneimittelwirkstoffe, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Abwasserleitungen und Fließgewässern in Sachsen. Arzneistoffbericht 2011. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Sachsen. Online verfügbar unter http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/17_Arzneistoffe_Bericht_2011.pdf, zuletzt geprüft am 28.04.2014.

EPA, U. S.; Office of Pesticide Programs (2015): Oxadiazon RED Fact Sheet | Pesticides | US EPA. Online verfügbar unter http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/REDs/factsheets/oxadiazon_fs.htm, zuletzt aktualisiert am 19.01.2015, zuletzt geprüft am 11.05.2015.

Erftverband (2013): Datensatz zur Stoffkonzentrationen im Zulauf von einem Retentionsbodenfilter und einem Regenrückhaltebecken sowie Zu- und Ablaufkonzentrationen von vier Kläranlagen im Einzugsgebiet der Swist. Unter Mitarbeit von Andrea Brunsch, 2013.

Erwood, S. (2014): Hazardous chemicals in branded luxury textile products on sale during 2013. In: *Greenpeace Research Laboratories Technical Report 01/2014*, S. 8. Online verfügbar unter <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/publications/toxics/2014/Technical-Report-01-2014.pdf>, zuletzt geprüft am 07.07.2014.

Europäische Gemeinschaft (2002): Verordnung (EG) Nr. 2076/2002 der Kommission vom 20. November 2002 zur Verlängerung der Frist gemäß Artikel 8 Absatz 2 der Richtlinie 91/414/EWG des Rates und über die Nichtaufnahme bestimmter Wirkstoffe in Anhang I dieser Richtlinie sowie den Widerruf der Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln mit diesen Wirkstoffen. 2076/2002/EG.

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. In: *Amtsblatt der Europäischen Union* (L226).

European Commission (2009): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 20. Guidance Document on Exemptions to the Environmental Objectives, 2009, Luxembourg. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/pdf/Guidance_document_20.pdf.

European Commission (2012): Technical guidance on the preparation of an inventory of emissions, discharges and losses of priority and priority hazardous substances. Brussels: European Commission (Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)). Online verfügbar unter <http://www.emissieregistratie.nl/ERPUBLIEK/documenten/Water/WFD%20guidance%20on%20emission%20inventories.pdf>.

Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Hannich, C. B.; Sonntag, C. von; Golloch, A.; Sein, M. (2006a): Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen Teil 2b und 3. Abschlussbericht. Hg. v. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Nowotny, N.; Ries, T.; Hannich, C.; Peulen, C. et al. (2006b): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Teil 2. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter

http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Elimination%20Teil2.pdf, zuletzt geprüft am 18.03.2013.

Fass.se (2012): Environmental classification of pharmaceuticals at www.fass.se. Guidance for pharmaceutical companies. Online verfügbar unter http://www.fass.se/pdf/Environmental_classification_of_pharmaceuticals-120816.pdf, zuletzt geprüft am 15.09.2015.

Feldmann, D. F. (2005): Modellberechnungen zum Verhalten und Verbleib von Arzneimittelrückständen im Krankenhaus-abwasser und Beurteilungsmöglichkeiten ihres ökotoxikologischen Gefährdungspotentials. Fakultät III – Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin zur Erlangung des akademischen Grades Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) genehmigte Dissertation. Berlin, zuletzt geprüft am 02.02.2016.

Fent, K.; Zenker, A.; Rapp, M. (2010): Widespread occurrence of estrogenic UV-filters in aquatic ecosystems in Switzerland. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 158 (5), S. 1817–1824. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.11.005.

Fischer, A.; Menzel, S. (2005): Die Eignung von Gütern für Zahlungsbereitschaftsanalysen. In: Marggraf, R.; Bräuer, I.; Fischer, A.; Menzel, S.; Stratmann, U.; Suhr, A. (Hrsg.): Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen. Einsatzmöglichkeiten von Zahlungsbereitschaftsanalysen in Politik und Verwaltung. Ökologie und Wirtschaftsforschung, Bd. 55, 2005, Marburg, S. 113-147.

Fisher Scientific (2004): Material Safety Data Sheet BHT. Online verfügbar unter <https://fscimage.fishersci.com/msds/96012.htm>, zuletzt aktualisiert am 03.04.2004, zuletzt geprüft am 26.04.2016.

Fochtman, P.; Mielżyńska-Nivach, D.; Nałęcz-Jaworski, G.; Nakari, T.; Nowak, B. (2011): COHIBA WP3 National Report. Polish Results. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region). Hg. v. The Institute for Ecology of Industrial Areas. Katowice.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2012): Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung. Merkmalsträger „Abwasserbehandlungsanlage“. Bezugsjahr 2007. Online verfügbar unter http://dok.fdz-metadaten.de/3/32/322/322130/erheb/200700/Merkmale_Abwasserbehandlungsanlage_2007.pdf, zuletzt geprüft am 03.09.2014.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2013): Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung. Merkmalsträger „Abwasserbehandlungsanlage“. Bezugsjahr 2010. Online verfügbar unter http://dok.fdz-metadaten.de/3/32/322/322130/erheb/200700/Merkmale_Abwasserbehandlungsanlage_2007.pdf, zuletzt geprüft am 03.09.2014.

Förster, J. (2016): Aktivitäten der UAG MRSL des Bündnis für nachhaltige Textilien, 15.01.2016. E-Mail an T. Hillenbrand.

Fraunhofer IME (2014): Umwelthormone – kleine Mengen mit großer Wirkung. 1.4.2014. Forschung Kompakt - Thema 6. Schmallenberg. Teigeler, Matthias, Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie IME-AE, Auf dem Aberg 1, 57392 Schmallenberg. Online verfügbar unter <https://www.fraunhofer.de/de/presse/presseinformationen/2014/April/umwelthormone.html>, zuletzt geprüft am 19.01.2016.

Fries, E.; Püttmann, W. (2002): Analysis of the antioxidant butylated hydroxytoluene (BHT) in water by means of solid phase extraction combined with GC/MS. In: *Water Research* 36 (9), S. 2319–2327. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00453-5.

Fries, E.; Püttmann, W. (2004): Monitoring of the antioxidant BHT and its metabolite BHT-CHO in German river water and ground water. In: *Science of The Total Environment* 319 (1-3), S. 269–282. DOI: 10.1016/S0048-9697(03)00447-9.

Fuchs, S.; Dimitrova, S.; Kittlaus, S.; Wander, R.; Reid, L.; Tettenborn, F. (2014): Aktualisierung der Stoffeintragsmodellierung (Regionalisierte Pfadanalyse) für die Jahre 2009 bis 2011. unveröffentlicht. Karlsruher Institut für Technologie. Karlsruhe.

Fuchs, S.; Eyckmanns-Wolters, R.; Uhl, M.; Mohn, R.; Maus, C.; Sommer, M. et al. (2013a): Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz.

cherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; DWA. Online verfügbar unter http://iswww.iwg.kit.edu/medien/Abschlussbericht_ReduktionFeststoffeintragPhase1.pdf.

Fuchs, S.; Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. 1. Aufl. Online veröffentlicht: Springer-Verlag.

Fuchs, S.; Mayer, I.; Haller, B.; Roth, H. (2013b): Lamella settlers for storm water treatment - performance and design recommendations. In: *Water Science & Technology* In press. DOI: 10.2166/wst.2013.698.

Fuchs, S.; Weber, T.; Wander, R.; Toshovski, S.; Kittlaus, S.; Reid, L. et al. (2015): Ermittlung der Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen unter WRRL mit Hilfe des Bilanzmodells MONERIS. Kurztitel "Maßnahmeneffizienz". Forschungskennzahl 3711 21 220. Hg. v. Umweltbundesamt. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Fuchs, Stephan; Weber, Tatyana; Wander, Ramona; Toshovski, Snezhina; Kittlaus, Steffen; Reid, Lucas et al. (2016): Ermittlung der Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen unter WRRL mit Hilfe des Bilanzmodells MONERIS. Kurztitel: "Maßnahmeneffizienz". Forschungskennzahl 3711 21 220. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA Texte).

Gälli, Rene; Schmid-Kleikemper, Jutta; Ort, Christoph; Schärer, Michael (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Hg. v. Bundesamt für Umwelt. Bern.

Gao, Li; Yuan, Tao; Zhou, Chuanqi; Cheng, Peng; Bai, Qifeng; Ao, Junjie et al. (2013): Effects of four commonly used UV filters on the growth, cell viability and oxidative stress responses of the *Tetrahymena thermophila*. In: *Chemosphere* 93 (10), S. 2507–2513. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.09.041.

García de Llasera, M.P; Bernal-González, M.: Presence of carbamate pesticides in environmental waters from the north-west of Mexico: determination by liquid chromatography (8).

Gartiser, S.; Petersen, E.; Smolka, S. (2015): Prüfung und Empfehlung von Alternativen zur Biozid-Anwendung Berichtsteil II. Konzept zur Entwicklung und Validierung von Kriterien zur Bewertung von biozidfreien Alternativen. Hg. v. Umweltbundesamt. Hydrotox GmbH, Freiburg; UMG Verlags- und Dienstleistungservice GmbH, Bremen; Pestizid Aktions-Netzwerk e.V., Hamburg. Dessau-Roßlau (UBA-Texte, 100/2015), zuletzt geprüft am 04.02.2016.

Gasperi, J.; Geara, D.; Lorgeoux, C.; Bressy, A.; Zedek, S.; Rocher, Vincent et al. (2014a): First assessment of triclosan, triclocarban and paraben mass loads at a very large regional scale: Case of Paris conurbation (France). In: *Science of The Total Environment* 493, S. 854–861. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.06.079.

Gasperi, J.; Moilleron, R. (2010): Data on stormwater and wastewater pollution, 2010. per Email an Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft, z.Hd. Snezhina Toshovski. Excel-Sheet.

Gasperi, J.; Sebastian, C.; Ruban, V.; Delamain, M.; Percot, S.; Wiest, L. et al. (2014b): Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. In: *Environ Sci Pollut Res* 21 (8), S. 5267–5281. DOI: 10.1007/s11356-013-2396-0.

Gasperi, J.; Zgheib, S.; Cladière, M.; Rocher, V.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers. In: *Water Research* 46 (20), S. 6693–6703. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.041.

Gaßner, V. (2014): Zeit zu entgiften - Detox. Unter Mitarbeit von Anja Franzenburg, Beate Steffens, Sigrid Totz. Hg. v. Greenpeace e. V. Greenpeace e. V. Online verfügbar unter <https://www.greenpeace.de/kampagnen/detox>, zuletzt aktualisiert am 18.06.2014, zuletzt geprüft am 18.06.2014.

Gawel, E.; Köck, W.; Kern, K.; Schindler, H.; Holländer, R.; Anlauf, K. et al. (2014): Reform der Abwasserabgabe: Optionen, Szenarien und Auswirkungen einer fortzuentwickelnden Regelung. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau (UBA Texte, 55/2014).

Gehring, M.; Tennhardt, L.; Bilitewski, B. (2004): Endokrin aktive Stoffe im Klärschlamm. In: *Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten* (30).

- generica.cc (2015a): Fachinformation zu Azithromycin von Pfizer. Online verfügbar unter <http://generika.cc/de/generika/fachinfo/reg/61257>, zuletzt aktualisiert am Oktober 2015, zuletzt geprüft am 14.04.2016.
- generica.cc (2015b): Fachinformation zu Claromycin. Online verfügbar unter <http://generika.cc/de/generika/fachinfo/reg/57770>, zuletzt aktualisiert am Januar 2015, zuletzt geprüft am 14.04.2016.
- generica.cc (2015c): Fachinformation zu Erythrocin. Online verfügbar unter <http://generika.cc/de/generika/fachinfo/reg/41996>, zuletzt aktualisiert am August 2015, zuletzt geprüft am 14.04.2016.
- GESTIS-Stoffdatenbank: 2,6-Di-tert-butyl-p-kresol. Online verfügbar unter [http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/014260.xml?f=templates\\$fn=default.htm\\$3.0](http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/014260.xml?f=templates$fn=default.htm$3.0), zuletzt geprüft am 15.04.2015.
- Gibbons, D.; Morrissey, C.; Mineau, P. (2015): A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. In: *Environ Sci Pollut Res* 22 (1), S. 103–118. DOI: 10.1007/s11356-014-3180-5.
- Girbig, A.; Steffen, D. (2013): Untersuchung niedersächsischer Oberflächengewässer auf bestimmte Humanarzneimittel (Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol). Hg. v. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Hildesheim.
- Glas, M.; Leineweber, U. (2007): Darstellung von Maßnahmen zur Verminderung von Stoffeinträgen aus Abwasseranlagen – EU-WRRL -. Umweltministerium Baden-Württemberg. Stuttgart.
- 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.
- Gómez, M. J.; Martínez Bueno, M. J.; Lacorte, S.; Fernández-Alba, A. R.; Agüera, Ana (2007): Pilot survey monitoring pharmaceuticals and related compounds in a sewage treatment plant located on the Mediterranean coast. In: *Chemosphere* 66 (6), S. 993–1002. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.07.051.
- Gottschall, N.; Topp, E.; Metcalfe, C.; Edwards, M.; Payne, M.; Kleywegt, S. et al. (2012): Pharmaceutical and personal care products in groundwater, subsurface drainage, soil, and wheat grain, following a high single application of municipal biosolids to a field. In: *Chemosphere* 87 (2), S. 194–203. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.018.
- Götz, C.; Otto, J.; Singer, H. (2015): Überprüfung des Reinigungseffekts – Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffe. In: *Aqua und Gas* (2/2015).
- Götz, Christian; Hollender, Juliane; Kase, Robert (2010): Mikroverunreinigungen. Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag. Dübendorf. Online verfügbar unter http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/doc/Bericht_Beurteilungskonzept.pdf.
- Götz, K.; Benzing, C.; Deffner, J. & Keil, F. (2011): Kommunikationsstrategien zur Schärfung des Umweltbewusstseins im Umgang mit Arzneimitteln. Handbuch. Unter Mitarbeit von B. Birzle-Harder, L. Strelau und C. Siegl. Hg. v. Umweltbundesamt. Frankfurt am Main (ISOE-Studenten, 16). Online verfügbar unter http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/3708_61_400_arznei_bf.pdf, zuletzt geprüft am 23.11.2015.
- Götz, K.; Birzle-Hader, B.; Sunderer, G. (2014): Ergebnisse einer Repräsentativbefragung zu Medikamentenrückständen im Wasserkreislauf und zur Medikamentenentsorgung. Korrespondenz Abwasser, Abfall, Jg. 61, Nr. 12, S. 1102-1105.
- Götz, K.; Deffner, J. (2010): Options for a More Environmentally Friendly Handling. In: Kümmerer und Hempel (Hg.): *Green and Sustainable Pharmacy*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 149–164.
- Götz, K.; Keil, F. (2007): Medikamentenentsorgung in privaten Haushalten: Ein Faktor bei der Gewässerbelastung mit Arzneimittelwirkstoffen? In: *UWSF - Z Umweltchem Ökotox* 19 (3), S. 180–188. DOI: 10.1065/uwsf2007.07.201.
- Greenpeace (2014): Dreckige Discounter Gefährliche Chemikalien in Supermarkt-Kleidung. Ergebnisse und Methoden: Ergänzung zum Factsheet vom 23. Oktober 2014. Online verfügbar unter http://www.greenpeace.org/austria/Global/austria/dokumente/Factsheets/Discounter-Check_Technical%20Supplement_ms1.pdf, zuletzt geprüft am 23.03.2016.

- Groß, R.; Leisewitz, A.; Moch, K. (2012): Untersuchung der Einsatzmengen von schwer abbaubaren organischen Inhaltsstoffen in Wasch- und Reinigungsmitteln im Vergleich zum Einsatz dieser Stoffe in anderen Branchen im Hinblick auf den Nutzen einer Substitution. FKZ: UBA-FB 3709 65 430. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Öko-Institut e.V.; Öko-Recherche GmbH, zuletzt geprüft am 01.05.2016.
- Grotehusmann, D.; Lambert, B.; Fuchs, S.; Graf, J. (2014): Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss. Bundesanstalt für Straßenwesen. unveröffentlicht, zuletzt geprüft am 17.11.2014.
- Grünebaum, T. (2011): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht Phase 1. Düsseldorf: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Grünebaum, T.; Jardin, N.; Lübken, M.; Wichern, M.; Lyko, S.; Rath, L. et al. (2014a): Untersuchung verschiedener Verfahren zur weitergehenden Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen im großtechnischen Maßstab. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* (61).
- Grünebaum, T.; Stenzel, N.; Lutze, H.; Haun, E.; Wolter, S.; Lyko, S. et al. (2014b): Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeption und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Arge Spurenstoffe NRW Teilprojekt 6. Abschlussbericht zur Phase 2.
- GSchG (1991): Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz) vom 24. Januar 1991 (Stand 1.1.2016).
- GSchV (1998): Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (Stand 2. Februar 2016)- 814.201.
- Hampicke, U. (1998): Ökonomische Bewertungsgrundlagen und die Grenzen einer „Monetarisierung“ der Natur. In: Theobald, W. (Hrsg.): Integrative Umweltbewertung. Theorie und Beispiele aus der Praxis, 1998, Berlin, Heidelberg, S. 95-117.
- Hecht, D.; Karl, H.; Werbeck, N. (2015): Untersuchung der Handlungsspielräume und der Erreichbarkeit der Ziele der WRRL an der Unteren Wupper im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse am Beispiel der Wärmebelastung. RUFIS, Beiträge zur Ballungsraumforschung, H. 15, 2015, Bochum.
- Heidler, Jochen; Halden, Rolf U. (2007): Mass balance assessment of triclosan removal during conventional sewage treatment. In: *Chemosphere* 66 (2), S. 362–369. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.04.066.
- Herbst, Heinrich; Hilbig, Ralf (2012): Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost. Machbarkeitsstudie. Hg. v. InfraStruktur Neuss AöR. Köln. Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf, zuletzt geprüft am 18.01.2013.
- Herrmann, M.; Olsson, O.; Fiehn, R.; Herrel, M.; Kümmerer, K. (2015): Bedeutung von Einrichtungen des Gesundheitswesens am Eintrag von Arzneimitteln in die Umwelt. Innovative Konzepte und Technologien für die separate Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens. Posterbeitrag im Rahmen der BMBF-FONA Veranstaltung zu "Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf (RiSKWa). Institut für Nachhaltige Chemie und Umweltchemie, Leuphana Universität Lüneburg; Ortenau Klinikum Offenburg-Gengenbach.
- Higuchi, Akon; Yoon, Boo Ok; Kaneko, Takayuki; Hara, Mariko; Maekawa, Maya; Nohmi, Takashi (2004): Separation of endocrine disruptors from aqueous solutions by pervaporation. Dioctylphthalate and butylated hydroxytoluene in mineral water. In: *J. Appl. Polym. Sci.* 94 (4), S. 1737–1742. DOI: 10.1002/app.21093.
- Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Menger-Krug, E.; Marscheider-Weidemann, F.; Fuchs, S.; Toshovski, S. (2015): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. Hg. v. 85/2014 Umweltbundesamt (UBA Texte). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/massnahmen-zur-verminderung-des-eintrages-von-0>.
- Hillenbrand, Thomas; Tettenborn, Felix; Bratan, Tanja (in press): Gutachten zum Thema „Human- und tiermedizinische Wirkstoffe in Trinkwasser und Gewässern – Mengenanalyse und Vermeidungsstrategien. Themenfeld 1: Mengenanalyse und Trends von Pharmakarückständen bzw. Mikroverunreinigungen im Wasser in Deutschland und im internationalen

Vergleich; Themenfeld 3: Alternative technische Strategien zur Vermeidung von Belastungen durch Pharmakarückstände und Mikroverunreinigungen im Vergleich. Hg. v. Deutschen Bundestag, vorgelegt dem Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB). Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, zuletzt geprüft am 27.01.2016.

Hilliges, Rita; Schriewer, Alexander; Helmreich, Brigitte (2005): Entfernung von Schadstoffen aus Straßenabflüssen einer stark befahrenen Straße durch ein mehrstufiges Filtersystem. In: Brigitte Helmreich (Hg.): Niederschlagswasserbehandlung in urbanen Systemen. 33. Abwassertechnisches Seminar. München (Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, 185), S. 163–183.

Hilp, Manfred (2006): Ökologie. Arzneimittelbelastung in der Umwelt. Govi-Verlag Pharmazeutischer Verlag GmbH (Pharmazeutische Zeitung online, 47). Online verfügbar unter <http://www.pharmazeutische-zeitung.de/index.php?id=2280>, zuletzt geprüft am 19.01.2016.

Hirsch, R. (1998): Antibiotika in der Umwelt. In: Arzneimittel in Gewässern - Risiko für Mensch, Tier und Umwelt? Fachtagung, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie.

Hoffman, R. S.; Capel, P. D.; Larson, S. J.: Comparison of pesticides in eight U.S. urban streams.

Hollender, Juliane; Zimmermann, Saskia G.; Koepke, Stephan; Krauss, Martin; McArdell, Christa S.; Ort, Christoph et al. (2009): Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration. In: *Environ. Sci. Technol.* 43 (20), S. 7862–7869. DOI: 10.1021/es9014629.

Holt, S.; Schmiedl, S.; Thürmann, P. A. (2011): PRISCUS-Liste potenziell inadäquater Medikation für ältere Menschen. gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Förderkennzeichen: 01ET0721Stand. Hg. v. ThürmannLehrstuhl für Klinische Pharmakologie, Private Universität Witten/Herdecke gGmbH, Witten, Germany und Philipp Klee-Institut für Klinische Pharmakologie, HELIOS Klinikum Wuppertal, Wuppertal, Germany.

Huhtala, Sami; Munne, Päivi; Nakari, Tarja; Nuutinen, Jari; Perkola, Noora; Sainio, Pirjo et al. (2011): WP3 Innovative Approaches To Chemical Controls Of Hazardous Substances. Country Report Of Finland. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region). Hg. v. Finnish Environment Institute, SYKE. Helsinki.

I Johnson I, L Rockett, C Atkinson and E Aldous (2006): Effects of water quality and fish size on toxicity of methiocarb, a carbamate pesticide, to rainbow trout. In: *Environmental toxicology and pharmacology* 22 (1), S. 20–26. DOI: 10.1016/j.etap.2005.11.002.

IKSR (2010a): Auswertungsbericht Humanarzneimittel. Unter Mitarbeit von Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Hg. v. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Koblenz (IKSR Berichte). Online verfügbar unter <http://www.iksr.org/de/dokumentearchiv/fachberichte/fachberichte-einzeldarstellung/artikel/699/index.html>, zuletzt geprüft am 24.10.2013.

IKSR (2010b): Auswertungsbericht Östrogene. Hg. v. IKS. Koblenz (186).

IKSR (2010c): Auswertungsbericht Röntgenkontrastmittel. Bericht Nr. 187. Hg. v. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR). Koblenz. Online verfügbar unter http://www.iksr.org/uploads/media/IKSR-Bericht_Nr._187d.pdf, zuletzt geprüft am 23.11.2015.

IKSR (2012a): Auswertungsbericht Industriechemikalien. Bericht 202. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, zuletzt geprüft am 09.07.2014.

IKSR (2012b): Stoffdatenblatt Industriechemikalien - Diglyme, Bisphenol A, Nonylphenol. Bericht 202 d. Anlage C. Hg. v. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins.

IKSR (2015): Die Entwicklung und Bewertung der Rheinwasserqualität 2009 - 2012. Hg. v. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Online verfügbar unter <http://www.iksr.org/de/dokumentearchiv/fachberichte/fachberichte-einzeldarstellung/artikel/889/index.html>, zuletzt geprüft am 04.09.2015.

IMS Health (2013): Verbrauchszahlen ausgewählter Humanarzneimittel (2001-2012). IMS AG. Cham Switzerland.

IMS Health (2015): Verbrauchszahlen ausgewählter Humanarzneimittel (2002-2013). IMS AG. Cham Switzerland.

Interwies, E.; Kraemer, R. A.; Kranz, N.; Görlach, B.; Dworak, T.; Borchardt, D. et al. (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasser-rahmenrichtlinie - HANDBUCH. Forschungsbericht 202 21 210 UBA-FB 000563. Hg. v. Umweltbundesamt. Ecologic, Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik; Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz e.V. an der Universität Kassel. Berlin (UBA Texte, 02/04), zuletzt geprüft am 21.07.2014.

IT.NRW (2013): Kommunale Abwasserentgelte NRW. Online verfügbar unter https://www.it.nrw.de/presse/pressemitteilungen/2013/pdf/308_13.pdf.

IVL Swedish Environmental Research Institute (2014): Owner. Online verfügbar unter <http://www.ivl.se/english/startpage/about/owner.4.7df4c4e812d2da6a41680009932.html>, zuletzt geprüft am 16.09.2015.

Jämsä, S.; Mahlberg, R.; Holopainen, U.; Ropponen, J.; Savolainen, A.; Ritschkoff, A.-C. (2013): Slow release of a biocidal agent from polymeric microcapsules for preventing biodeterioration. In: *Progress in Organic Coatings* 76 (1), S. 269–276. DOI: 10.1016/j.porgcoat.2012.09.018.

Jandel, B.; Jannning, J.; Lau, K.; Schulze, M.; Steffen, D. (2008): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer Teil C Chemie. Hg. v. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Wasserrahmenrichtlinie, Band 4). Online verfügbar unter http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/24316/Leitfaden_Ma%C3%9Fnahmenplanung_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser_Teil_C_Chemie_Band_4.pdf, zuletzt geprüft am 14.07.2014.

Joint Research Center (2015a): Analytical methods for possible WFD 1st watch list substances. Directive 2008/105/EC, as amended by Directive 2013/39/EU in the field of water policy. Unter Mitarbeit von Robert Loos. Europäische Kommission. Online verfügbar unter <https://ec.europa.eu/jrc>, zuletzt geprüft am 04.08.2015.

Joint Research Center (2015b): Development of the first Watch List under the Environmental Quality Standards Directive. Directive 2008/105/EC, as amended by Directive 2013/39/EU, in the field of water policy. Unter Mitarbeit von Teresa Lettieri. Hg. v. Europäische Kommission.

Jürgens, M. D.; Johnson, A. C.; Williams, R. J. (1998): Fate and behaviour of steroid estrogens in rivers. A scoping study. In: *R and D Technical Report*, S. 120.

Kaj, Lennart; Allard, Ann-Sofie; Andersson, Hanna; Hageström, Ulla (2011): WP3 National Report Sweden. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region). Hg. v. Swedish Environmental Research Institute. Stockholm.

Kalbfus, W. (1998): Exposition und Wirkung endokriner Substanzen im aquatischen System. In: *Wiener Mitteilungen* (153), S. 33–44.

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.

Kameda, Yutaka; Kimura, Kumiko; Miyazaki, Motonobu (2011): Occurrence and profiles of organic sun-blocking agents in surface waters and sediments in Japanese rivers and lakes. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 159 (6), S. 1570–1576. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.02.055.

Kant. Laboratorien (2006): Sonnenschutzmittel / UV-Filter, Konservierungsmittel und Deklaration. Kantonale Laboratorien Aargau, Basel-Landschaft und Basel-Stadt.

Kardas et al. (2008): A global survey of antibiotic leftovers in the outpatient setting. In: *International Journal of Antimicrobial Agents* (2), S. 188.

Keeler, B. L.; Polasky, S.; Brauman, K. A.; Johnson, K. A.; Finlay, J. C.; O'Neill, A. et al. (2012): Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109 (45), S. 18619–18624., zuletzt geprüft am 07.12.2015.

Keil, Florian (2008): Humanarzneimittelwirkstoffe: Handlungsmöglichkeiten zur Verringerung von Gewässerbelastungen. Eine Handreichung für die Praxis. Forschungsprojekt start. Unter Mitarbeit von et al. Hg. v. Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) GmbH. Online verfügbar unter www.start-project.de, zuletzt geprüft am 23.07.2014.

- Kidd, K. A.; Mills, K. H.; Palace V.P.; Evans R.E.; Lazorchak J.M.; Flick R.W. (2007): Collapse of a fish population after exposure to synthetic estrogen (Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 104 (21): 8897-8901).
- King, D. M.; Mazzotta, M. (2000a): Contingent Valuation Method. In: King, D.M.; Mazzotta, M.: Ecosystem Valuation, zuletzt geprüft am 12.12.2015.
- King, D. M.; Mazzotta, M. (2000b): The Contingent Choice Method. In: King, D.M.; Mazzotta, M.: Ecosystem Valuation., zuletzt geprüft am 10.12.2015.
- Klauer, B.; Sigel, K.; Schiller, J.; Hagemann, N.; Kern, K. (2015): Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie – Ein Verfahren zur Begründung weniger strenger Umweltziele. UFZ-Bericht 01/2015. Zugleich Endbericht des F+E-Vorhabens Nr. O 3.14 im Auftrag der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser mit dem Titel Nutzen-Kosten-Analyse in der Wasserwirtschaft: Methoden im europäischen Vergleich und die Ableitung eines kohärenten Verfahrens für die LAWA, Laufzeit des Vorhabens: 02/2014 – 01/2015, 2015, Leipzig., zuletzt geprüft am 13.12.2015.
- Klein, W.; Hund-Rinke, K. (2004): Sorption an Klärschlamm-Risiko im Kreislauf.
- Knerr, Henning; Schmitt, Theo G.; Gretzschel, Oliver; Kolisch, Gerd; Taudien, Yannick (2015): Das Projekt Mikro_N - Motivation und Vorgehensweise. In: Mikroschadstoffe aus Abwasseranlagen in Rheinland-Pfalz. Tagungsband. Kaiserslautern (Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, 39), S. 27–49.
- Kopf, W. (2014): Ökotoxikologische Effekte von Spurenstoffen - Laborversuch zu Exposition und Wirkung. Fachtagung Anthropogenen Spurenstoffe zwischen wissenschaftlicher Erkenntnis und praktischem Handlungsbedarf am 09./10.10.2014. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU). Augsburg, zuletzt geprüft am 01.04.2016.
- Körgmaa, Vallo; Laht, Mailis; Paasrand, Kaddy; Parts, Laine; Pöllumäe, Arno; Volkov, Epp et al. (2011): WP3 Innovative Approaches To Chemical Controls Of Hazardous Substances. National Report Of Estoni. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region). Hg. v. Estonian Environmental Research Centre. Helsinki.
- Krärup, Jess; Sørensen, Jakob; Nielsen, Ulf; Grønborg, Ole; Zimmermann, Stefan (2015a): New standard for hospital wastewater treatment. In: *Filtration + Separation* 52 (3), S. 44–45. DOI: 10.1016/S0015-1882(15)30141-5.
- Krärup, Jess; Sørensen, Jakob; Nielsen, Ulf; Grønborg, Ole; Zimmermann, Stefan (2015b): Private-Public Innovation Project. Wastewater treatment at Herlev Hospital, Denmark. Langaa, Denmark (Grundfos Biobooster), zuletzt geprüft am 29.01.2016.
- Kreuzinger, Norbert; Schaar, Heidi; Knasmüller, Siegfried; Ferk, Franziska; Mišák, Miroslav; Sommer, Regina et al. (2011): KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik. Hg. v. Lebensministerium. Wien. Online verfügbar unter http://iwr.tuwien.ac.at/fileadmin/mediapool-wasserguete/Projekte/KomOzon/KomOzon_Endbericht.pdf, zuletzt geprüft am 29.01.2014.
- Krüger, M.; Schulte-Bahrenberg, D. (2013): Elimination von Spurenstoffen / CSB bei der Kläranlage Herford. Machbarkeitsstudie. Herforder Abwasser GmbH; Pöyry Deutschland GmbH. Essen.
- Kümmerer (2008): Pharmaceuticals in the Environment - A Brief Summary. In: Klaus Kümmerer (Hg.): Pharmaceuticals in the environment. Sources, fate, effects, and risks. 3rd ed. Berlin: Springer, S. 3–21.
- Kümmerer; Hempel (Hg.) (2010): Green and Sustainable Pharmacy. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. Online verfügbar unter http://api.ning.com/files/FqUQcxvtwPdquJWYJTnL-lo-nUF0UFagBbrRCVtyPhVfeE6aH*RE5bUCri5ywwDrT800H1v8LfOhCv7TL4AMLhzh1y0-cfY/GreenandSustainablePharmacy.pdf, zuletzt geprüft am 29.11.2013.
- Kümmerer; Schuster, A.; Längin, A.; Happel, O.; Thoma, A.; Schneider, K. et al. (2011): Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab- und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Texte 46/2011. Unter Mitarbeit von Hermann H. Dieter. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau (UFOPLAN, 206 61 202). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4149.pdf>, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Lambert, Benedikt; Fuchs, Stephan; Sacher, Frank (2013): Entwicklung eines Bilanzierungsinstrumentes für den Eintrag von Schadstoffen aus kommunalen Kläranlagen in Gewässer. Forschungsvorhaben finanziert durch die DBU und die Bundesländer. Vorläufige Ergebnisse des Sondermessprogramms zu Stoffkonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen. Sinsheim.

Lamprea, K.; Ruban, V. (2011): Pollutant concentrations and fluxes in both stormwater and wastewater at the outlet of two urban watersheds in Nantes (France). In: *Urban Water Journal* 8 (4), S. 219–231. DOI: 10.1080/1573062X.2011.596211.

LANUV (2007): - Fachbericht 2. Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie - Fachbericht 2. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, zuletzt geprüft am 17.02.2016.

LANUV (2014): Auszug aus der REBEKA-Datenbank. Fachbereich 53: Hochwasserschutz, Stadtentwässerung, Klima u. Wasserwirtschaft. Datenlieferung per E-Mail durch Birgit Wienert, 11.09.2014.

Lapworth, D. J.; Baran, N.; Stuart, M. E.; Ward, R. S. (2012): Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. In: *Environmental Pollution* 163, S. 287–303. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.12.034.

Larsen, J.; Stovring, H.; Kragstrup, J.; Hansen, D. G. (2009): Can differences in medical drug compliance between European countries be explained by social factors. analyses based on data from the European Social Survey, round 2. In: *BMC Public Health* (9(1)), S. 145. DOI: 10.1186/1471-2458-9-145.

Lesser, J. A.; Dodds, D. E.; Zerbe Jr., R.O (1997): *Environmental Economics and Policy*, 1997, Reading, Massachusetts u.a.O.

Leuphana (2014): Weltweiten Eintrag von Medikamentenwirkstoffen in die Umwelt stoppen. Umweltfreundliche Antibiotika: DBU gibt 460.000 Euro für Forschungsprojekt an Uni Lüneburg. 16. Dezember 2014, Nr. 67/2014, AZ 30839. Lüneburg. Kümmerer, K. Elpers, F.-G.; Stalljohann-Schemme, M.; Grabara, A., DBU, An der Bornau 2, 49090 Osnabrück, zuletzt geprüft am 27.01.2016.

LfU Bayern (2007): Hormonelle Wirkungen von Umweltchemikalien. Online verfügbar unter http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/biol_analytik_toxizitaetstests/hormonelle_wirkungen/index.htm, zuletzt aktualisiert am 22.06.2007, zuletzt geprüft am 05.02.2016.

LIF (2008): Swedish Environmental classification of pharmaceuticals. Online verfügbar unter <http://service.lif.se/default.aspx?id=36816>, zuletzt geprüft am 14.09.2015.

Lippeverband (2015): DSADS. Den Spurenstoffen auf der Spur - Ein Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands. Hg. v. Lippeverband. EmscherGenossenschaft. Online verfügbar unter <http://www.dsads.de>, zuletzt aktualisiert am 09.03.2015, zuletzt geprüft am 01.05.2016.

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 (Barking, Essex : 1987)* 165, S. 225–232. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.10.009.

Loganathan, Bommanna; Phillips, Malia; Mowery, Holly; Jones-Lepp, Tammy L. (2009): Contamination profiles and mass loadings of macrolide antibiotics and illicit drugs from a small urban wastewater treatment plant. In: *Chemosphere* 75 (1), S. 70–77. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.11.047.

Logar, I.; Brouwer, R.; Maurer, M.; Ort, C. (2015): Wert der Spurenstoffelimination. Eine ökonomische Analyse zum Ausbau Schweizer Abwasserreinigungsanlagen. *Aqua & Gas* No.2, S. 42-48., zuletzt geprüft am 12.12.2015.

Lombard, A. (2014): Warnung vor einer ernsthaften Bedrohung europäischer Geier. IAF.

Londong, J.; Geiger, W. F.; Meusel, S.; Meyer, P.; Werbeck, N.; Hecht, D.; Karl, H. (2006): Auswahl von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung zur Erfüllung der EG-Wasserrahmenrichtlinie - Beispiel Lippe. Abschlussbericht. Hg. v. Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Bauwissenschaften Siedlungswasserwirtschaft; Bauhaus Universität Weimar Professur Siedlungswasserwirtschaft; Ruhr-Forschungsinstitut für Innovations- und Strukturpolitik (Aktenzeichen IV-9-042 049).

- Loos, Robert (2015): Analytical methods for possible WFD 1st watch list substances. Directive 2008/105/EC, as amended by Directive 2013/39/EU in the field of water policy. Luxembourg: Publications Office (EUR, Scientific and technical research series, 27046).
- Loos, Robert; Gawlik, Bernd Manfred; Locoro, Giovanni; Rimaviciute, Erika; Contini, Serafino; Bidoglio, Giovanni (2009a): EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. In: *Environmental Pollution* 157 (2), S. 561–568. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.09.020.
- Loos, Robert; Locoro, Giovanni; Comero, Sara; Contini, Serafino; Schwesig, David; Werres, Friedrich et al. (2010): Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. In: *Water Research* 44 (14), S. 4115–4126. DOI: 10.1016/j.watres.2010.05.032.
- Loos, Sibren; Middelkoop, Hans; Perk, Marcel van der; van Beek, Rens (2009b): Large scale nutrient modelling using globally available datasets: A test for the Rhine basin. In: *Transfer of pollutants in soils, sediments and water systems: From small to large scale (AquaTerra)* 369 (3–4), S. 403–415. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.02.019.
- LUBW (2014a): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Unter Mitarbeit von Frank Sacher, Astrid Thoma, Markus Lehmann, Isabel Scherer und Katrin Stier. Hg. v. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. Online verfügbar unter http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/243039/spurenstoffinventar_2012_2013.pdf, zuletzt geprüft am 16.10.2014.
- LUBW (2014b): Auszug aus der WIBAS-Datenbank zu den Regenüberlaufbecken. Datenlieferung durch Referat 41, Stand 15.08.2014, 15.08.2014.
- Maine Center for Disease Control and Prevention (2015): Chemicals of High Concern. Environmental & Occupational Health Programs.
- Manová, Eva; Goetz, Natalie von; Hungerbuehler, Konrad (2015): Aggregate consumer exposure to UV filter ethylhexyl methoxycinnamate via personal care products. In: *Environment International* 74, S. 249–257. DOI: 10.1016/j.envint.2014.09.008.
- Margot, Jonas; Kienle, Cornelia; Magnet, Anoÿs; Weil, Mirco; Rossi, Luca; de Alencastro, Luiz Felipe et al. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? In: *Science of The Total Environment* 461–462, S. 480–498. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.034.
- Masiá, A.; Ibáñez, M.; Blasco, C.; Sancho, J. V.; Picó, Y.; Hernández, F. (2013): Combined use of liquid chromatography triple quadrupole mass spectrometry and liquid chromatography quadrupole time-of-flight mass spectrometry in systematic screening of pesticides and other contaminants in water samples. In: *Analytica Chimica Acta* 761, S. 117–127. DOI: 10.1016/j.aca.2012.11.032.
- Mathan, Cindy; Marscheider-Weidemann, Frank; Menger-Krug, Eve; Tettenborn, F.; Andersson, H.; Dudutyte, Z. et al. (2012): COHIBA WP5 - Cost effective Management Options to Reduce Discharges, Emissions and Losses of Hazardous Substances - FINAL REPORT. Hg. v. HELCOM Secretariat, Helsinki. Finnland. Federal Environment Agency of Germany. Dessau-Roßlau, Germany. Online verfügbar unter www.cohiba-project.net/publications/en_GB/publications/_files/87107525717984893/default/WP5_Recommendation_Report.pdf, zuletzt geprüft am 03.03.2015.
- Matsuo, M.; Mihara, K.; Okuno, M.; Oikawa, H.; Miyamoto, J. (1984): Comparative metabolism of 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxytoluene (BHT) in mice and rats (22), S. 345–354.
- Mauer, Christian (2011): Technische und ökonomische Aspekte der separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwasser. Dissertation. Technischen Hochschule Aachen, Aachen. Fakultät für Bauingenieurwesen.
- Maus, C.; Herbst, H.; Hilbig, R. (2014): Einsatz einer Anlage zur Spurenstoffelimination unter Berücksichtigung vorhandener technischer Anlagenressourcen auf der Kläranlage Duisburg-Hochfeld. Machbarkeitsstudie. Grontmij GmbH. Köln.
- McArdell, C.; Molnar, E.; Suter, M.J.F.; Giger, W. (2003): Occurrence and fate of macrolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. In: *Environ. Sci. Technol.* (37), S. 5479–5486.
- McAvoy, Drew; Schatowitz, Bert; Jacob, Martin; Hauk, Armin; Eckhoff, William (2002): Measurement of triclosan in wastewater treatment systems. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 21 (7), S. 1323–1329.

- Medical Products Agency (2009): Post Conference Booklet: Sustainable Development and Pharma-ceuticals - Sweden 2009. Online verfügbar unter <https://lakemedelsverket.se/upload/eng-mpa-se/OF2009/Booklet%20Sustainable%20Development%20and%20Pharmaceuticals.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2015.
- Merten, M. (2011): Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle im Ablauf des Klärwerks Gütersloh-Putzhagen. Konzeptstudie. ATEMIS GmbH. Aachen.
- Mertsch, V. (2015): Welche Kläranlagen in NRW müssen zur Mikroschadstoffentfernung ertüchtigt werden? 11.11.2015. Symposium „Arzneimittel – Mikroschadstoffe: Welche Maßnahmen sind zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands der Gewässer notwendig?“. Düsseldorf, 2015.
- Metcalf, P. J. (2012): Non-Market Valuation Using Stated Preferences: Applications in the Water Sector. Thesis submitted to the Department of Geography and Environment, the London School of Economics and Political Science, in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy, 2012, o.O., zuletzt geprüft am 13.12.2015.
- Metzger, S.; Rößler, A.; Türk, J.; Antakyali, D.; Schulz, J.; Wunderlin, P.; Meier, A. (2015/2016): Status Quo der Erweiterung von Kläranlagen um eine Stufe zur gezielten Spurenstoffelimination. In: *wwt-Modernisierungsreport*, S. 14–19.
- Metzger, S.; Tjoeng, I. O.; Rößler, A.; Schwentner, G.; Rölle, R. (2014): Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. In: *Korrespondenz Abwasser Abfall* 61 (11), S. 1029–1037.
- Meyerhoff, J. (2001): Die Übertragung von Nutzeninformationen auf andere Orte: Benefit Transfer als praktikables Instrument in der Naturschutzpraxis.
- Meyerhoff, J.; Horbat, A.; Matranga, M.; Mutz, D.; Remy, C.; Rouault, P.; Venohr, M. (2014): Sozioökonomische Analysen. In: NITROLIMIT. Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar?, 2014, o.O., S. 156-189., zuletzt geprüft am 13.12.15.
- Micael, J.; Reis-Henriques, M. A.; Carvalho, A. P.; Santos, M. M. (2007): Genotoxic effects of binary mixtures of xenoandrogens (tributyltin, triphenyltin) and a xenoestrogen (ethinylestradiol) in a partial life-cycle test with Zebrafish (*Danio rerio*). In: *Environment International* 33 (8), S. 1035–1039. DOI: 10.1016/j.envint.2007.06.004.
- Miège, C.; Choubert, J.-M.; Ribeiro, L.; Eusèbe, M.; Coquery, M. (2009): Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants - Conception of a database and first results. In: *Environmental Pollution* 157 (5), S. 1721–1726. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749108006660>.
- Miehe, Ulf (2010): Wirksamkeit technischer Barrieren zur Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen - Kläranlagen und Raumfilt. Dissertation. Technischen Universität Berlin, Berlin. Fakultät III - Prozesswissenschaften.
- Miklos, D.; Hübner, U.; Remy, C.; Jekel, M.; Drewes, J. (2016): The OH-radical exposure concept as a promising assessment tool to compare advanced oxidation processes (AOPs). IUVA World Congress & Exhibition am 31.01. – 03.02.2016, Vancouver, Canada.
- Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (Hg.) (2012): Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer. Spurenstoffbericht Baden-Württemberg 2012. Online verfügbar unter http://www.koms-bw.de/pulsepro/data/img/uploads/R21040_2_%20Anlage%20Anthropogene_Spurenstoffe_im_Gewaesser_2012.pdf, zuletzt geprüft am 18.01.2013.
- Morrissey, Christy A.; Mineau, Pierre; Devries, James H.; Sanchez-Bayo, Francisco; Liess, Matthias; Cavallaro, Michael C.; Liber, Karsten (2015): Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. In: *Environment International* 74, S. 291–303. DOI: 10.1016/j.envint.2014.10.024.
- Mulder, M.; Kujawa-Roeleveld, K.; Schuman, E. (2012): Evaluation of PILLS/SLIK demonstration installation for removal of pharmaceutical compounds from hospital wastewater. Final report. Online verfügbar unter https://www.mirabellamulder.nl/www2/2012_SLIK.pdf, zuletzt geprüft am 23.11.2015.
- MUNLV (2006): Klärschlamm entsorgung: Eine Bestandsaufnahme.

Musgrave, H.; Tattersall, C.; Clarke, S.; Comber, S.; Houldin, M.; European Commission (DG Environment) (2011): Technical Support for the Impact Assessment of the Review of Priority Substances under Directive 2000/60/EC. Substance Assessment: Terbutryn. Entec UK Limited. European Commission. Brussels.

Musolff, Andreas; Leschik, Sebastian; Reinstorf, Frido; Strauch, Gerhard; Schirmer, Mario (2010): Micropollutant Loads in the Urban Water Cycle. In: *Environ. Sci. Technol.* 44 (13), S. 4877–4883. Online verfügbar unter <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es903823a?journalCode=esthag&quickLinkVolume=44&quickLinkPage=4877&selectedTab=citation&volume=44>.

Nakari, Tarja; Schultz, Eija; Sainio, Pirjo; Munne, Päivi; Bachor, Alexander; Kaj, Lennart et al. (2011): Innovative Approaches to Chemicals control of hazardous substances. WP3 Final Report. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region). Hg. v. Finnish Environment Institute, SYKE. Helsinki.

Negele, D.; Schwaiger, J.; Steineck, C.; Fischer-Scherl, T.; Ferling, H.; Mallow, U. (2003): Wirkung von endokrin wirksamen Stoffen auf Amphibien. Effektmonitoring mit frühen Entwicklungsstadien. Forschungsbericht im Rahmen des Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 299 65 221/32), zuletzt geprüft am 19.01.2016.

Nielsen, Ulf (2014): Danish Management of Hospital Wastewater. DHI, 07.04.2014, zuletzt geprüft am 29.01.2016.

Nielsen, Ulf (2015): Hintergründe zum Konferenzbeitrag "Full scale treatment of hospital wastewater at a large university hospital in Denmark" consisting of MBR, GAC and ozone. Singapore, 24.11.2015. persönliches Gespräch an Felix Tettborn.

Nielsen, Ulf; Fredskilde, Jette W.L.; Madsen, Kristina Buus; Rasmussen, Jan; Rindel, Kim; Fink, Nis et al. (2011): WP3 Innovative Approaches To Chemical Controls Of Hazardous Substances. Results from chemical analysis, acute and chronic toxicity tests in Case Studies. Danish National Report. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region). Hg. v. DHI.

Nielsen, Ulf; Jørgensen, P. E.; Klausen, M. M.; Hauerberg, C. H.; Sørholm, Jakob; Tuerk, J. (2015): Full scale treatment of hospital wastewater at a large university hospital in Denmark consisting of MBR, GAC and ozone. In: Micropol & Ecohazard Conference 2015, 9th IWA Specialist Conference on Assessment and Control of Micropollutants and Hazardous Substances in Water; 22-25 November 2015, Singapore; <http://www.micropol2015.sg/>, zuletzt geprüft am 29.01.2016.

OECD (2015): Bildung auf einen Blick 2015. OECD-INDIKATOREN, o.O, zuletzt geprüft am 10.12.2015.

Oikawa, S.; Nishino, K.; Inoue, S.; Mizutani, T.; Kawanishi, S. (1998): Oxidative DNA damage and apoptosis induced by metabolites of butylated hydroxytoluene. In: *Biochem Pharmacol* (56), S. 361–370.

Oldenkamp, R. (2011): Realistic worst-case exposure assessment for a selected number of pharmaceuticals. PHARMAS - Ecological and human riskassessment for antibiotics and cancer drugs found in the environment.

Örtlund, L.; Wallberg, P.; Magnér, J. (2014): Self-declarations of environmental classification in www.fass.se. Experiences from the reviewing process during 2013. Hg. v. IVL Swedish Environmental Research Institute. Online verfügbar unter <http://www.ivl.se/download/18.41ba7c1514a956c967d15fe/1425044153558/B2213+Annual+report+2013+FASS.pdf>, zuletzt geprüft am 16.09.2015.

Ozáez, Irene; Martínez-Guitarte, José Luis; Morcillo, Gloria (2013): Effects of in vivo exposure to UV filters (4-MBC, OMC, BP-3, 4-HB, OC, OD-PABA) on endocrine signaling genes in the insect *Chironomus riparius*. In: *The Science of the total environment* 456-457, S. 120–126. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.03.081.

PAN Germany: Biozidrisiken mindern. Haushaltstipps: Sauber & hygienisch ohne gefährliche Biozide. Hg. v. Pestizid Aktions-Netzwerk e.V. (PAN Germany). Online verfügbar unter <http://www.pan-germany.org/deu/projekte/biozide.html>, zuletzt geprüft am 04.02.2016.

Paredes, E.; Perez, S.; Rodil, R.; Quintana, J. B.; Beiras, R. (2014): Ecotoxicological evaluation of four UV filters using marine organisms from different trophic levels *Isochrysis galbana*, *Mytilus galloprovincialis*, *Paracentrotus lividus*, and *Siriella armata*. In: *Chemosphere* 104, S. 44–50. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.053.

- Pasquini, Laure; Munoz, Jean-François; Pons, Marie-Noëlle; Yvon, Jacques; Dauchy, Xavier; France, Xavier et al. (2014): Occurrence of eight household micropollutants in urban wastewater and their fate in a wastewater treatment plant. Statistical evaluation. In: *Science of The Total Environment* 481, S. 459–468. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.075.
- Persson, Matilda; Sabelström, Emma; Gunnarsson, Bo (2009): Handling of unused prescription drugs — knowledge, behaviour and attitude among Swedish people. In: *Environment International* 35 (5), S. 771–774. DOI: 10.1016/j.envint.2008.10.002.
- Petrovic M.; Solé M.; López de Alda, M.; Barceló D. (2002): Endocrinedisruptors in sewage treatment plants, receiving riverwaters, and sediments: Integration of chemical analysis and biological effects on feral carp. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* (21(10)), S. 2146–2156.
- Pineau, C.; Heinzmann, B.; Schwarz, R.-J.; Wiemann, M. & Schulz, C. (2005a): Getrennte Erfassung von iodorganischen Röntgenkontrastmitteln in Krankenhäusern. Phase 1: Machbarkeitsstudie, Abschlussbericht. Online verfügbar unter http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/RKM/RKM_Bericht1_27.04.05.pdf, zuletzt geprüft am 23.11.2015.
- Pineau, Claire; Heinzmann, Bernd; Schwarz, Rolf-Jürgen; Wiemann, Matthias; Schulz, Christina (2005b): Getrennte Erfassung von iodorganischen Röntgenkontrastmitteln in Krankenhäusern. Phase 1: Machbarkeitsstudie, Abschlussbericht. Online verfügbar unter http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/RKM/RKM_Bericht1_27.04.05.pdf, zuletzt geprüft am 23.11.2015.
- Pinnekamp, J.; Beier, S.; Cramer, C.; Schröder, H. Fr.; Mauer, C.; Selke, D. (2009): Eliminierung von Spurenstoffen aus Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren - Pilotprojekt Kreiskrankenhaus Waldröhl. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Aachen. Online verfügbar unter <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussberichtpilotprojekt.pdf>, zuletzt geprüft am 23.11.2015.
- Pinnekamp, J.; Merkel, W. (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Gütebetrachtungen und Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Kostenbetrachtungen. Abschlussbericht. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. (07/111.1 (IV-7-042 1 D 7); 07/111.2 (IV-7-042 1 D 6)). Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_IV-7-042%201%20D%206+7.pdf, zuletzt geprüft am 23.11.2015.
- Poiger, Thomas; Buser, Hans-Rudolf; Balmer, Marianne E.; Bergqvist, Per-Anders; Müller, Markus D. (2004): Occurrence of UV filter compounds from sunscreens in surface waters: regional mass balance in two Swiss lakes. In: *Chemosphere* 55 (7), S. 951–963. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.01.012.
- Pomati, F.; Orlandi, C.; Clerici, M.; Luciani, F.; Zuccato, E. (2008): Effects and interactions in an environmentally relevant mixture of pharmaceuticals. In: *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 102, S. 129–137.
- Pubchem. Hg. v. National Center for Biotechnology Information, U.S. National Library of Medicine. 8600 Rockville Pike, Bethesda, MD 20894, USA. Online verfügbar unter <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>, zuletzt geprüft am 27.07.2015.
- Quednow, Kristin; Püttmann, Wilhelm (2007): Monitoring terbutryn pollution in small rivers of Hesse, Germany. In: *J. Environ. Monit.* 9 (12), S. 1337. DOI: 10.1039/b711854f.
- Quednow, Kristin; Püttmann, Wilhelm (2009): Temporal concentration changes of DEET, TCEP, terbutryn, and nonylphenols in freshwater streams of Hesse, Germany: possible influence of mandatory regulations and voluntary environmental agreements. In: *Environ Sci Pollut Res* 16 (6), S. 630–640. DOI: 10.1007/s11356-009-0169-6.
- Ramajo-Hernández, J.; del Saz-Salazar, S. (2012): Estimating the non-market benefits of water quality improvement for a case study in Spain: A contingent valuation approach, in: *Environmental Science & Policy*, Vol. 22, S. 47–59.
- REACH-CLP-Biozid Helpdesk (2014): Biozide. Hg. v. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin. Bundesstelle für Chemikalien / Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin. Online verfügbar unter <http://www.reach-clp-biozid-helpdesk.de/de/Biozide/Biozide.html>, zuletzt aktualisiert am 04.02.2016, zuletzt geprüft am 04.02.2016.

Remberger, Mikael; Lilja, Karl; Kaj, Lennart; Viktor, Thomas; Brorström-Lundén, Eva (2011): Results from the Swedish National Screening Programme. Subreport 3: UV-Filters.

Rodil, Rosario; Quintana, José Benito; Basaglia, Giulia; Pietrogrande, Maria Chiara; Cela, Rafael (2010): Determination of synthetic phenolic antioxidants and their metabolites in water samples by downscaled solid-phase extraction, silylation and gas chromatography–mass spectrometry. In: *Journal of Chromatography A* 1217 (41), S. 6428–6435. DOI: 10.1016/j.chroma.2010.08.020.

Rosal, Roberto; Rodríguez, Antonio; Perdigón-Melón, José Antonio; Petre, Alice; García-Calvo, Eloy; Gómez, María José et al. (2010): Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation. In: *Water Research* 44 (2), S. 578–588. DOI: 10.1016/j.watres.2009.07.004.

RP KA (2015): Datenabfrage aus Berichtssystem zu Angeschlossene KLA je Einrichtung, Ausbaugröße in EW-Werten, JAWM nach Wasserrechtsbescheid (Bemessungswassermenge); Abflüsse in den jeweiligen Gewässern MNQ bzw. MQ).

Ruel, S.; Ginestet, P.; Choubert, J.-M.; Coquery, M. (2008): Semi-quantitative analysis of a specific database on priority and emerging substances in wastewater and sludge. In: *Water Science & Technology* 57 (12), S. 1935. Online verfügbar unter <http://www.iwaponline.com/wst/05712/wst057121935.htm>.

Ruhrverband (Hg.) (2015): Ruhrgütebericht 2014. Ruhrverband. Online verfügbar unter <http://www.ruhrverband.de/presse/publikationen/wissen/>, zuletzt geprüft am 15.10.2015.

Rummler, M.; Harmjanßen, K. (2014a): Möglichkeiten der Elimination prioritärer Stoffe in der Kläranlage Greven. Abschlussbericht. Ingenieurbüro Rummler+Hartmann GmbH. Havixbeck.

Rummler, M.; Harmjanßen, K. (2014b): Möglichkeiten der Elimination prioritärer Stoffe in der Kläranlage Stadtlohn. Abschlussbericht. Ingenieurbüro Rummler+Hartmann GmbH. Havixbeck.

Santen, M.; Brigden, K.; Cobbing, M. (2016): Leaving Traces. The hidden hazardous chemicals in outdoor gear - Greenpeace product test 2016. Hg. v. Greenpeace e. V. Hamburg, zuletzt geprüft am 05.02.2016.

Santos, L. H.; Araújo, A. N.; Fachini, A.; Pena, A.; Delerue-Matos, C.; Montenegro, M. (2010): Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. In: *Journal of Hazardous Materials* 175 (1-3), S. 45–95. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.100.

Schachtler, M. (2015): Elimination Mikroverunreinigungen mit Ozon. Fachforum Spurenstoffelimination auf Kläranlagen am 2./3. Juli 2015, Nesselwang.

Schmitt, T. G.; Welker, A. (2006): Emissionen von gefährlichen Stoffen aus den Abwasserentsorgungssystemen vor dem Hintergrund der EG-WRRL. Hg. v. SIWAWI. TU Kaiserslautern. Kaiserslautern.

Schneider, Christian (2005): Entwicklung, Optimierung und Validierung eines Immunoassays zur sensitiven Detektion des endokrinen Disruptors 17(alpha)-Ethinylestradiol. Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg. Bonn.

Schreurs, R.; Lanser, P.; Seinen, W.; van der Burg, B. (2002): Estrogenic activity of UV filters determined by an in Vitro reporter gene assay and an in Vivo transgenic zebrafish assay. In: *Archives of Toxicology* (75(5-6)), S. 257–261.

Schullerer, S.; Bolz, U.; Metzger, J. W. (2001): Östrogen aktive Substanzen - Vergleich verschiedener Reinigungsstufen während der Abwasserbehandlung. Poster bei der Jahrestagung der Wasser Chemischen Gesellschaft, 21-23. Mai 2001, Bad Willingen.

Schulte-Oehlmann, Ulrike; Oehlmann, Jörg; Püttmann, Wilhelm (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt: Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 19 (3), S. 168–179. DOI: 10.1065/uwsf2007.07.202.

Schulze-Hennings, U. (2011): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung. 1.Fachsymposium Mikroschadstoffe NRW am 12.04.2011. Düsseldorf.

Schuster, Petra; Heinzmann, Bernd; Schwarz, Rolf-Jürgen; Wiemann, Matthias; Schulz, Christina (2006): „Getrennte Erfassung von jodorganischen Röntgenkontrastmitteln in Krankenhäusern". Phase 2: Praktische Durchführung. Abschlussbericht Mai 2006; Forschungsprojekt. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. Online verfügbar unter

http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/RKM/Abschlussbericht_RKM-P2.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2014.

Schwabe, U.; Paffrath, D. (Hg.) (2014): Arzneiverordnungs-Report 2014. Aktuelle Daten, Kosten, Trends und Kommentare. 1. Aufl. Berlin: Springer.

Seidlová-Wuttke, D.; Christoffel, J.; Rimoldi, G.; Jarry, H.; Wuttke, W. (2006): Comparison of effects of estradiol with those of octylmethoxycinnamate and 4-methylbenzylidene camphor on fat tissue, lipids and pituitary hormones. In: *Toxicol. Appl. Pharmacol.* (214), S. 1–7.

Senta, Ivan; Terzic, Senka; Ahel, Marijan (2013): Occurrence and fate of dissolved and particulate antimicrobials in municipal wastewater treatment. In: *Water Research* 47 (2), S. 705–714. DOI: 10.1016/j.watres.2012.10.041.

Sigma-Aldrich (2014): Safety Data Sheet zu 4-Methoxyzimtsäure-(2-ethylhexylester), zuletzt geprüft am 26.04.2016.

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* 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.

Soares, J.; Coimbra, A. M.; Reis-Henriques, M. A.; Monteiro, N. M.; Vieira, M. N.; Oliveira, J. M. A. et al. (2009): Disruption of zebrafish (*Danio rerio*) embryonic development after full life-cycle parental exposure to low levels of ethinylestradiol. In: *Aquatic toxicology (Amsterdam, Netherlands)* 95 (4), S. 330–338. DOI: 10.1016/j.aquatox.2009.07.021.

Spongberg, Alison L.; Witter, Jason D. (2008): Pharmaceutical compounds in the wastewater process stream in Northwest Ohio. In: *The Science of the total environment* 397 (1-3), S. 148–157. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.02.042.

StataCorp (2009): Stata: Release 11. Stata Base Reference Manual, College Station, TX.

Statistisches Amt der Europäischen Union (Hg.) (2014a): Absolute und relative Bevölkerungsveränderung auf Ebene der NUTS-3 Regionen. Statistisches Amt der Europäischen Union. Online verfügbar unter http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_r_gind3&lang=de, zuletzt aktualisiert am 26.06.2013, zuletzt geprüft am 06.02.2014.

Statistisches Amt der Europäischen Union (Hg.) (2014b): GEOSTAT-Bevölkerungsraster nach Zensus 2011. Statistisches Amt der Europäischen Union. Online verfügbar unter http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/gisco_Geographical_information_maps/popups/references/population_distribution_demography, zuletzt geprüft am 21.10.2014.

Statistisches Bundesamt (2015): Statistisches Jahrbuch. Deutschland und Internationales 2015, 2015, Wiesbaden, zuletzt geprüft am 10.12.2015.

Staufer, Philipp; Ort, Christoph (2012): Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen. Faktenblatt "Diffuse Mikroverunreinigungsemissionen aus Siedlungen (DIMES)". Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt. Eawag. Dübendorf. Online verfügbar unter http://www.eawag.ch/forschung/sww/schwerpunkte/urbane_einzugsgebiete/dimes/DIMES_Faktenblatt.pdf, zuletzt geprüft am 27.08.2013.

Stithou, M.; Hynes, S.; Hanley, N.; Campbell, D. (2012): Estimating the Value of Achieving "Good Ecological Status" in the Boyne River Catchment in Ireland Using Choice Experiments, in: *The Economic and Social Review*, Vol. 43, No.3, Autumn, S. 397-422., zuletzt geprüft am 13.12.2015.

Stockholm County Council (2014a): About Classification. Online verfügbar unter <http://www.janusinfo.se/Beslutsstod/Miljo-och-lakemedel/About-the-environment-and-pharmaceuticals/About-classification/>, zuletzt aktualisiert am 10.04.2014, zuletzt geprüft am 16.09.2015.

Stockholm County Council (2014b): Environmentally classified pharmaceuticals. Online verfügbar unter http://www.janusinfo.se/Global/Miljo_och_lakemedel/Miljobroschyr_2014_engelsk_webb.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2015.

Strāķe, Solvita; Poikāne, Rita; Putna, Ieva; Pfeifere, Māriķe; Jansons, Mintauts; Balode, Maija et al. (2011): WP3 Innovative Approaches To Chemical Controls Of Hazardous Substances. National Report Of Latvia. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region). Hg. v. Latvian Institute Of Aquatic Ecology. Latvia.

Stratmann, U.; Hellenbroich, T. (2005): Zahlungsbereitschaftsanalysen als Entscheidungshilfe für die Verwaltung. In: Marggraf, R.; Bräuer, I.; Fischer, A.; Menzel, S.; Stratmann, U.; Suhr, A. (Hrsg.): Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen. Einsatzmöglichkeiten von Zahlungsbereitschaftsanalysen in Politik und Verwaltung. Ökologie und Wirtschaftsforschung, Bd. 55, 2005, Marburg, S. 209-306.

Straub, J. O. (2002): Concentrations of the UV filter ethylhexyl methoxycinnamate in the aquatic compartment: a comparison of modelled concentrations for Swiss surface waters with empirical monitoring data. In: *Toxicol. Lett.* (131), S. 29–37.

Strehl, C. (2013): Studie zur ökonomischen und gesellschaftlichen Bedeutung der Angelfischerei in Nordrhein-Westfalen: Abschlussbericht im Auftrag des Fischereiverbandes Nordrhein-Westfalen e.V., 2013, Mülheim an der Ruhr., zuletzt geprüft am 13.12.2015.

Stuart, M. E.; Manamsa, K.; Talbot, J. C.; Crane, E. J. (2011): Emerging contaminants in groundwater. Groundwater Science Programme. Open Report OR/11/013. Hg. v. British Geological Survey. British Geological Survey. Keyworth, Nottingham.

Stumpf, M.; Ternes, T. A.; Haberer, P.; Baumann, W. (1996): Nachweis von natürlichen und synthetischen Östrogenen in Kläranlagen und Fließgewässern. In: *Vom Wasser* (87), S. 251–261.

Ternes, T. (2001): Vorkommen von Pharmaka in Gewässern. In: *Wasser & Boden* (53(4)), S. 9–14.

Tettenborn, Felix; Hillenbrand, Thomas (2014): Neue prioritäre/prioritär gefährliche Stoffe der Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates - Stoffdatenblätter -; Anhang G "Stoffdatenblätter der neuen prioritären Stoffe" zu "Entwicklung europäischer Leitlinien für die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste gemäß Art. 5(1) und 5(6) der Tochterrichtlinie zu prioritären Stoffen". Im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 3709 67 219).

textilbündnis (2015): Aktionsplan Bündnis für Nachhaltige Textilien. Hg. v. Bündnis für nachhaltige Textilien, zuletzt geprüft am 04.02.2016.

textilbündnis (2016): Ziele & Vorgehensweise. Hg. v. Bündnis für nachhaltige Textilien. Online verfügbar unter <https://www.textilbuendnis.com/index.php/de/startseite/aktionsplan/ziele-vorgehensweise>, zuletzt geprüft am 04.02.2016.

The Danish Environmental Protection Agency (2011): The EU list of potential endocrine disruptors. Kopenhagen.

Thomas, Paul; Foster, Gregory (2005): Tracking acidic pharmaceuticals, caffeine, and triclosan through the wastewater treatment process. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (1), S. 25–30.

Thompson, A.; Griffin, P.; Stuetz, R.; Cartmell, E. (2005): The Fate and Removal of Triclosan during Wastewater Treatment. In: *Water Environment Research* 77 (1), S. 63–67.

Trautvetter, Helene; Clara, Manfred; Gabriel, Oliver; Strenn, Birgit; Zessner, Matthias (2015): Emissionsabschätzung für prioritäre Stoffe. Hg. v. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Österreich. Wien.

Triebskorn, R.; Adam, S.; Bolz, U.; Honnen, W.; Köhler, H.-R.; Luckenbach, T.; Schwaiger (2002): Das Projekt "VALIMAR": Expositions- und Effektmonitoring an zwei Fließgewässern in Baden-Württemberg. In: *Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt – eine Bedrohung? Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* (168), S. 83–102.

Triebskorn, Rita (2012): Modellstudie zur Effizienz der Reduktion der Gehalte an anthropogenen Spurenstoffen durch Aktivkohle in Kläranlagen: Monitoring vor Inbetriebnahme der Adsorptionsstufe auf der Kläranlage Langweise. "SchussenAktiv". Hg. v. Universität Tübingen. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. Online verfügbar unter

<http://schussenaktivplus.de/sites/default/files/SchussenAktivAbschlu%C3%9Fbericht%2016.12.pdf>, zuletzt geprüft am 26.09.2013.

Triebskorn, Rita; Hetzenauer, Harald (2012): Micropollutants in three tributaries of Lake Constance, Argen, Schussen and Seefelder Aach: a literature review. In: *Environmental Sciences Europe* 8 (24). DOI: 10.1186/2190-4715-24-8.

Tsui, Mirabelle; Leung, H. W.; Wai, Tak-Cheung; Yamashita, Nobuyoshi; Taniyasu, Sachi; Liu, Wenhua et al. (2014): Occurrence, distribution and ecological risk assessment of multiple classes of UV filters in surface waters from different countries. In: *Water Research* 67, S. 55–65. DOI: 10.1016/j.watres.2014.09.013.

TU Berlin (2012): Elimination von Spurenstoffen durch Eisenbakterien während der Abwasserbehandlung. Teil des BMBF-Verbundprojekts TransRisk., zuletzt geprüft am 01.04.2016.

U.S. National Library of Medicine (Hg.): Hazardous Substances Data Bank (HSDB). Ethinylestradiol. National Institutes of Health, Health & Human Services. Online verfügbar unter <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search2/r?dbs+hsdb:@term+@rn+@rel+57-63-6>, zuletzt geprüft am 19.01.2016.

UBA (2008): e-Kommunalabwasser. Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasser-richtlinie. Auszug erhalten am 08.11.2013. Online verfügbar unter http://wiki.enda.eu/e_kommu/index.php/Hauptseite, zuletzt aktualisiert am 29.08.2014, zuletzt geprüft am 26.04.2016.

UBA (2010): e-Kommunalabwasser. Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasser-richtlinie. Auszug erhalten am 08.11.2013. Online verfügbar unter http://wiki.enda.eu/e_kommu/index.php/Hauptseite, zuletzt aktualisiert am 29.08.2014, zuletzt geprüft am 26.04.2016.

UBA (2012a): e-Kommunalabwasser. Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie. Auszug erhalten am 20.02.2012. Online verfügbar unter http://wiki.enda.eu/e_kommu/index.php/Hauptseite.

UBA (2012b): Maßnahmen zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihrer Rückstände in das Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung. In: *Bundesgesundheitsbl.* 55 (1), S. 143–149. DOI: 10.1007/s00103-011-1388-9.

UBA (2013a): Deutsches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (PRTR). Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <http://www.thru.de/thrude/downloads/>.

UBA (2013b): Entsorgung von Arzneimitteln. Hg. v. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/arzneimittel/entsorgung-von-arzneimitteln>, zuletzt aktualisiert am 01.08.2014, zuletzt geprüft am 02.08.2014.

UBA (2014a): Arzneimittel in der Umwelt sind eine globale Herausforderung. Nr. 18/2014, 9.4.2014, Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/presse/presseinformationen/arzneimittel-in-der-umwelt-sind-eine-globale>, zuletzt geprüft am 19.01.2016.

UBA (2014b): Merkblätter: Entscheidungshilfen zur Verringerung des Biozideinsatzes an Fassaden. Hg. v. Umweltbundesamt, zuletzt geprüft am 04.02.2016.

UBA (2014c): Biozide - Vorschlag für einen europäischen Ansatz für eine nachhaltig umweltgerechte Verwendung. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau (Position), zuletzt geprüft am 04.02.2016.

UBA (2015a): Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGewV in Deutschland. Abschlussbericht. Unter Mitarbeit von Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe „Koordinierung der Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG. Umweltbundesamt.

UBA (2015b): Homepage UBA. Hg. v. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/>, zuletzt aktualisiert am 04.02.2016, zuletzt geprüft am 04.02.2016.

UBA (2015c): Position März 2015 – Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern. Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/organische_mikroverunreinigungen_in_gewassern_vierte_reinigungsstufe.pdf, zuletzt geprüft am 13.12.2015.

UBA (2016): Biozid-Portal. Hg. v. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <http://www.biozid.info/>, zuletzt geprüft am 04.02.2016.

UM-BW (2015): Alles Klar? Gewässer schützen - Alte Arzneimittel richtig entsorgen. Publikationsart: Faltblatt. Seitenzahl: 6 Seiten. 1. Auflage: Juli 2013; 2. überarbeitete Auflage: August 2015. Hg. v. Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft. Online verfügbar unter <http://um.baden-wuerttemberg.de/de/presse-service/publikation/did/arzneimittel-richtig-entsorgen-gewaesser-schuetzen/>, zuletzt geprüft am 02.08.2015.

US EPA (2001): Reregistration Eligibility Decision for Triallate. Online verfügbar unter <http://www.epa.gov/opp00001/reregistration/REDs/2695.pdf>, zuletzt geprüft am 11.05.2015.

UWT (2011): Butylhydroxytoluol (BHT technisch). Umwelttechnologie GmbH. Online verfügbar unter <http://www.uwt-umwelt.de/26.html>, zuletzt aktualisiert am 02.05.2011, zuletzt geprüft am 15.04.2015.

vfa (2013): VFA-Positionspapier. Arzneistoffe in der Umwelt. Hg. v. Verband Forschender Arzneimittelhersteller e.V. (vfa). Berlin, zuletzt geprüft am 27.01.2016.

Vorkamp, Katrin; Bossi, Rossana; Bester, Kai; Bollmann, Ulla E.; Boutrup, Susanne (2014): New priority substances of the European Water Framework Directive: Biocides, pesticides and brominated flame retardants in the aquatic environment of Denmark. In: *Science of The Total Environment* 470-471, S. 459–468. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.096.

VSA/OKI (2015): Empfehlung des Verbands Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) und der Organisation Kommunale Infrastruktur (OKI) zur Weiterverrechnung der Abgabe gemäss Art. 60b des Gewässerschutzgesetzes, zuletzt geprüft am 26.04.2016.

Waermer, F. (2014): Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Bartrup durch Pulveraktivkohle und anschließender Abtrennung der Feststoffe unter Einsatz des Fuzzy-Filters. Ingenieurbüro Dipl.-Ing. M. Danjes GmbH. Detmold.

Walser, A. (2008): Gewässerbelastung durch Biozide aus Gebäudefassaden. In: *GWA*, S. 639–647.

Watermann, Burkhard; Daehne, Dagmar; Fürle, Constanze; Thomsen, Anja (2015): Sicherung der Verlässlichkeit der Anti-fouling-Expositionsschätzung im Rahmen des EU-Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im Bereich Sportboothäfen. Umweltbundesamt. Dessau (UBA-Texte, 68/2015). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/sicherung-der-verlaesslichkeit-der-antifouling>.

Wegener, G.; Persin, J.; Karrenbrock, F.; Rörden, O.; Hübner, I. (1999): Vorkommen und Verhalten von natürlichen und synthetischen Östrogenen und deren Konjugate in der aquatischen Umwelt. In: *Vom Wasser* (92), S. 347–360.

Wennmalm, A.; Gunnarsson, B. (2009): Pharmaceutical management through environmental product labeling in Sweden. In: *Environnement International* (35 (5)), S. 775–777.

Wennmalm, A.; Gunnarsson, B. (2010): Experiences with the Swedish Environmental Classification Scheme. In: Klaus Kümmerer und Maximilian Hempel (Hg.): *Green and sustainable pharmacy*. Springer. Berlin, London.

Wermter, P. (2015): Ableitung von Bezugsabflüssen zur Bestimmung von Mikroschadstoffkonzentrationen in Fließgewässern. Dissertation. Hg. v. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen. Aachen (Band 237).

Wicke, Daniel; Matzinger, Andreas; Rouault, Pascale (2015): Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. Hg. v. Kompetenzzentrum Wasser Berlin. Kompetenzzentrum Wasser Berlin. Berlin.

WlD (2013): GKV-Arzneimittelindex im Wissenschaftlichen Institut der AOK – Fertigarzneimittel.

Will, J.; Högel, C.; Klopp, R. (2013): Vorkommen und Herkunft der Industriechemikalien Benzotriazole und TMDD im Oberflächenwasser und kommunalen Abwasser - Beispiel Ruhr. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* ((60) Nr. 8), S. 684–690, zuletzt geprüft am 01.05.2016.

Wishart, D. S.; Knox, C.; Guo, A. C.; Shrivastava, S.; Hassanali, M.; Stothard, P. et al. (2015): DrugBank: a comprehensive resource for in silico drug discovery and exploration. *Nucleic Acids Res.* 2006 Jan 1;34(Database issue):D668–72. 16381955.

Wunderlin, P.; Joss, A.; Siegrist, H.; Abegglen, C.; Schärer, M. (2015): Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen, www.micropoll.ch – Wissensplattform des VSA, Aqua&Gas Nr. 2, 2015.

Xia, Kang; Hundal, Lakhwinder S.; Kumar, Kuldip; Armbrust, Kevin; Cox, Albert E.; Granato, Thomas C. (2010): Triclocarban, triclosan, polybrominated diphenyl ethers, and 4-nonylphenol in biosolids and in soil receiving 33-year biosolids application. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 29 (3), S. 597–605. DOI: 10.1002/etc.66.

Yamamoto, Atsushi; Terao, Tomoko; Hisatomi, Hirotaka; Kawasaki, Hideya; Arakawa, Ryuichi (2012): Evaluation of river pollution of neonicotinoids in Osaka City (Japan) by LC/MS with dopant-assisted photoionisation. In: *Journal of environmental monitoring : JEM* 14 (8), S. 2189–2194. DOI: 10.1039/c2em30296a.

ZDHC (2013): Joint Roadmap Version 2.

ZDHC (2015): Textile Industry Wastewater Discharge Quality Standards: Literature Review. Hg. v. Zero Discharge of Hazardous Chemicals (ZDHC), zuletzt geprüft am 04.02.2016.

Zgheib, Sally; Moilleron, Régis; Chebbo, Ghassan (2011): Influence of the land use pattern on the concentrations and fluxes of priority pollutants in urban stormwater. In: *Water Science & Technology* 64 (7), S. 1450. DOI: 10.2166/wst.2011.770.

Zietzschmann, F.; Mitchell, R-L; Jekel, M. (2015): Impacts of ozonation on the competition between organic micropollutants and effluent organic matter in powdered activated carbon adsorption. In: *Water Research* (84), S. 153–160. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.031.

Zimmermann-Steffens, S.; Gunten, U. v.; Thonney, D. (2013): Einsatz von Ferrat und Ozon zur Behandlung kommunalen Abwassers im Pilotmassstab. Schlussbericht zu den Pilotversuchen an der ARA Aviron in Vevey. Lausanne.

12 Anhang

12.1 Zusatzinformationen zu den Stoffen der ersten EU-Watch-List

Tabelle 64: Toxizitätsdaten gegenüber aquatischen Organismen von Clarithromycin und seiner Hauptmetabolite

Organism; endpoint Method	Clarithromycin CAS: 81103-11-9	14-Hydroxy(R)-clarithromycin CAS: 110671-78-8	N-Desmethyl-clarithromycin (containing 8% of clarithromycin as impurity) CAS: 101666-68-6
<i>Danio rerio</i> ; fish embryo lethality DIN EN ISO 15088-T6	EC ₅₀ : >2000 µg L ⁻¹	EC ₅₀ : >2000 µg L ⁻¹	EC ₅₀ : >2000 µg L ⁻¹
<i>Daphnia magna</i> ; immobilisation EN ISO 6341-L40	EC ₅₀ : >2000 µg L ⁻¹	EC ₅₀ : >2000 µg L ⁻¹	EC ₅₀ : >700 µg L ⁻¹
<i>Daphnia magna</i> ; reproduction OECD 211	NOEC: >2100 µg L ⁻¹	NOEC: >850 µg L ⁻¹	NOEC: 150 µg L ⁻¹ LOEC: 750 µg L ⁻¹
<i>Lemna minor</i> ; growth OECD 221	NOE _E C: >1900 µg L ⁻¹ (fronds, area) NOE _E C: 800 µg L ⁻¹ (dry weight)		
<i>Desmodesmus subspicatus</i> ; growth DIN EN ISO 8692	E _r C ₅₀ : 37.1 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 27.8 µg L ⁻¹ NOE _E C: 25 µg L ⁻¹ E _r C ₅₀ : 32.1 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 26.8 µg L ⁻¹ NOE _E C: n.d.	E _r C ₅₀ : 46.3 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 24.2 µg L ⁻¹ NOE _E C: 20 µg L ⁻¹ E _r C ₅₀ : 32.6 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 23.2 µg L ⁻¹ NOE _E C: n.d.	E _r C ₅₀ : 575.2 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 156.4 µg L ⁻¹ NOE _E C: 115 µg L ⁻¹ E _r C ₅₀ : 239.2 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 119.1 µg L ⁻¹ NOE _E C: n.d.
<i>Anabaena flos-aquae</i> ; growth OECD 201	E _r C ₅₀ : 12.1 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 2.6 µg L ⁻¹ NOE _E C: n.d. E _r C ₅₀ : 5.6 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 1.1 µg L ⁻¹ NOE _E C: <0.84 µg L ⁻¹	E _r C ₅₀ : 27.2 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 8.7 µg L ⁻¹ NOE _E C: 2.7 µg L ⁻¹ E _r C ₅₀ : 10.2 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 3.1 µg L ⁻¹ NOE _E C: 1.0 µg L ⁻¹	E _r C ₅₀ : 134.0 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 19.3 µg L ⁻¹ NOE _E C: n.d. E _r C ₅₀ : 39.9 µg L ⁻¹ E _r C ₁₀ : 10.7 µg L ⁻¹ NOE _E C: 3.4 µg L ⁻¹

Quelle: Baumann et al. (2015)

Tabelle 65: Umweltverhalten ausgewählter Neonicotinoide

Compound	Molecular Mass (Da) ^b	Water Solubility (mg/L) @ 20 °C	Lipophilicity (log K _{OW})	Soil Affinity (log K _{OC})	Soil Persistence (DT ₅₀ in days) ^c	Water Photolysis (DT ₅₀ in days)	Water Hydrolysis (DT ₅₀ in days) ^d
Acetamiprid	222.7	2950	0.80	2.3	2–20	34	Stable; 420 (pH 9)
Clothianidin	249.7	340	0.91	2.08	13–1386	<1	Stable; 14.4 (pH 9)
Dinotefuran	202.2	39,830	–0.55	1.41	50–100	<2	Stable
Imidacloprid	255.7	610	0.57	2.19–2.90	104–228	<1	Stable; >1 yr (pH 9)
Nitenpyram	270.7	590,000	–0.66	1.78	1–15	NA	Stable; 2.9 (pH 9)
Thiacloprid	252.7	184	1.26	3.67	9–27	10–63	Stable
Thiamethoxam	291.7	4100	–0.13	1.75	7–72	2.7–39.5	Stable; 11.5 (pH 9)

^a Data sources: Pesticide Products Database (PPDB) University of Hertfordshire; 2006–2013 and Hazardous Substances Data Bank (HSDB) Accessed Feb. 5 2014. Available at: <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>.

^b Da = Dalton = g/mol.

^c Under anaerobic conditions, compounds are much more stable in water and soil.

^d Under acidic or neutral pH conditions, compounds are stable to hydrolysis, whereas under alkaline conditions (pH 9) hydrolysis can occur.

Quelle: Gibbons et al. (2015)

Tabelle 66: LD₅₀ unterschiedlicher Neonicotinoide für verschiedene Spezies

Table 1 Single (acute) dose LD ₅₀ (for mammals birds and reptiles, mg/kg) and LC ₅₀ (for fish and amphibia, mg/L) for imidacloprid, clothianidin and fipronil				
Taxon	Species	Imidacloprid	Clothianidin	Fipronil
Mammal	Rat, <i>Rattus norvegicus</i>	425-475 (MT) ^a	5,000 (PNT) ⁱ	97 (MT) ⁱ
	Mouse, <i>Mus musculus</i>	131-300 (MT) ^a	>389 (MT) ⁱ	95 (MT) ^m
Bird	Mallard, <i>Anas platyrhynchos</i>	283 (MT) ^b	>752 (ST) ^j	2,150 (PNT) ⁱ
	Ring-necked pheasant, <i>Phasianus colchicus</i>			31 (HT) ⁱ
	Grey partridge, <i>Perdix perdix</i>	13.9 (HT) ^f		
	Red-legged partridge, <i>Alectoris rufa</i>			34 (HT) ⁱ
	Northern bobwhite quail, <i>Colinus virginianus</i>	152 (MT) ^a	>2,000 (PNT) ^k	11.3 (HT) ^j
	Japanese quail, <i>Coturnix japonica</i>	31 (HT) ^a	423 (MT) ^k	
	Feral pigeon, <i>Columba livia</i>	25-50 (HT) ^a		>2,000 (PNT) ⁱ
	House sparrow, <i>Passer domesticus</i>	41 (HT) ^a		
	Field sparrow, <i>Spizella pusilla</i>			1,120 (ST) ⁱ
	Canary, <i>Serinus canaria</i>	25-50 (HT) ^a		
	Zebra finch, <i>Taeniopygia guttata</i>			310 (MT) ^a
Fish	Bluegill sunfish, <i>Lepomis macrochirus</i>	105 (PNT) ^a	>117 (PNT) ⁱ	0.083 (VHT) ⁱ
	Japanese carp, <i>Cyprinus carpio</i>			0.34 (HT) ⁱ
	Nile tilapia, <i>Oreochromis niloticus</i>			0.042-0.147 (VHT-HT) ⁱ
	Rainbow trout, <i>Oncorhynchus mykiss</i>	>83-211 (ST-PNT) ^a	>105 (PNT) ⁱ	0.246 (HT) ⁱ
	Rainbow trout (fry)	1.2 (MT) ^d		
	Sheepshead minnow, <i>Cyprinodon variegatus</i>	161 (PNT) ^a	>93.6 (ST) ^j	0.13 (HT) ⁱ
	Zebrafish, <i>Danio rerio</i>	241 (PNT) ^f		
Amphibia	Black-spotted pond frog, <i>Rana nigromaculata</i>	129-219 (PNT) ^{a,f}		
	Indian rice frog, <i>Rana limnocharis</i>	82-366 (ST-PNT) ^{a,f,g}		
	Western chorus frog, <i>Pseudacris triseriata</i>	194 (PNT) ^h		
	American toad, <i>Bufo americanus</i>	234 (PNT) ^h		
Reptile	Fringe-toed lizard, <i>Acanthodactylus dumerili</i>			30 (HT) ^o

Toxicity classification follows US EPA (2012): PNT practically non-toxic, ST slightly toxic, MT moderately toxic, HT highly toxic, VHT very highly toxic. For birds, mammals and reptiles: PNT >2,000, ST 501-2,000, MT 51-500, HT 10-50, VHT <10. For aquatic organisms, fish and amphibia: PNT >100, ST >10-100, MT >1-10, HT 0.1-1, VHT <0.1. Note that kg in the LD₅₀ units refers to body weight of the dosed animal. Source references denoted by superscripts are as follows: ^a SERA 2005, ^b Fossen 2006, ^c Grolleau 1991 in Anon 2012, ^d Cox 2001, ^e Tisler et al. 2009, ^f Feng et al. 2004, ^g Nian 2009, ^h Howard et al. 2003, ⁱ DeCant and Barrett 2010, ^j European Commission 2005, ^k Mineau and Palmer 2013, ^l Tingle et al. 2003, ^m Connelly 2011, ⁿ Kinulagodage et al. 2008 (NB: a formulation of fipronil containing the dispersant solvent diacetone alcohol was sevenfold more toxic than technical grade fipronil itself), ^o Peveling and Demba 2003 (NB: 42 %, rather than 50 %, mortality)

Quelle: Gibbons et al. (2015)

Tabelle 67: Nachweisgrenzen unterschiedlicher Neonicotinoide

detection ranges			
Imidacloprid	acetamiprid	clothianidin	thiametoxam
0.001 (> LOD) to 320 ^a µg/l	0.008 to 44.1 µg/l	0.003 to 3.1 µg/l	0.001 to 225 ^b µg/l

a: 320 µg/l were measured in Dutch agricultural surface water

b: 225 µg/l were measured in playa wetlands of the Texas high plains

Quelle: Morrissey et al. (2015)

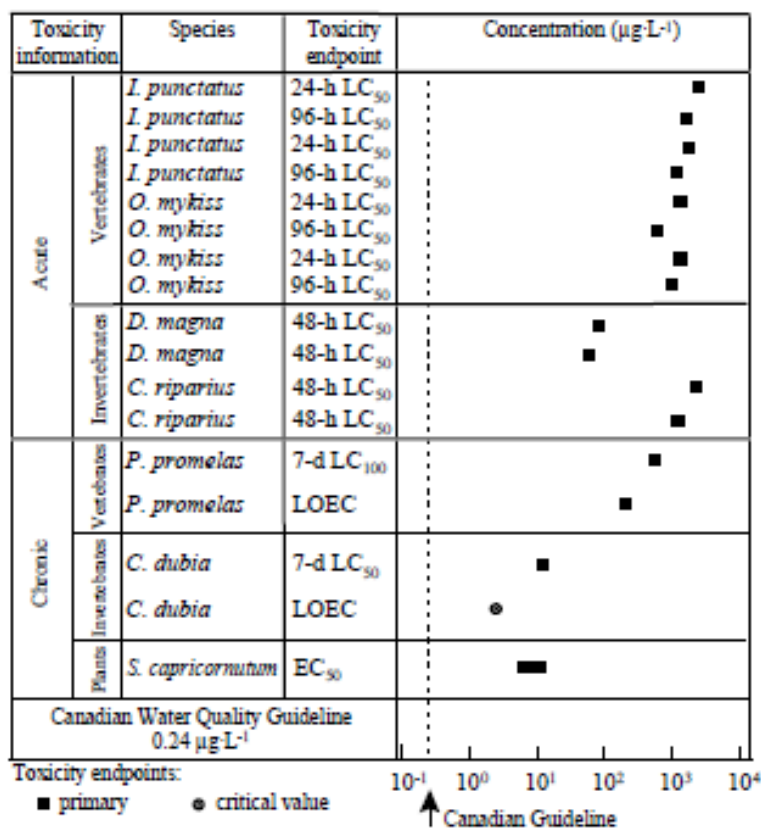
Tabelle 68: Detection frequency and concentration of neonicotinoids in the rivers of Osaka City and their estuaries. The results of two sampling campaigns are shown: Aug 2009 in the upper rows and May 2010 in the lower row.

Compound	Frequency	Geometric mean/ng L ⁻¹	Minimum/ng L ⁻¹	Maximum/ng L ⁻¹
Acetamiprid	0/24	—	—	—
	2/21	1,4	nd	1,4
Clothianidin	20/24	3,5	nd	12,0
	21/21	2,9	1,0	7,8
Dinotefuran	24/24	30,0	9,4	100,0
	21/21	9,9	3,7	31,0
Imidacloprid	16/24	2,5	nd	7,0
	20/21	8,6	nd	25,0
Nitenpyram	0/24	—	—	—
	0/21	—	—	—
Thiamethoxam	18/24	1,5	nd	3,2
	21/21	3,8	1,5	11,0

nd, not detected

Quelle: Yamamoto et al. 2012

Tabelle 69: Wirkung (LD₅₀) von Triallat auf verschiedene Spezies in Süßwassergewässern



Quelle: CCME 1999

12.2 Zusatzinformationen zur Modellierung

Tabelle 70: Gemessene PAK-Konzentrationen im Regenwasserkanal

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Hilliges et al. (2005)	ΣPAK 16	700/700 (390-1.270)	Median/Mittelwert (Wertebereich)	Straßen
Gasperi und Moilleron (2010)		1.360/2.631 (607-7.370)	Median/Mittelwert (Wertebereich)	Wohn-/Gewerbegebiet
Birch et al. (2011)	ΣPAK 15	197-707 1.576 88	Wertebereich Einzelmessung Einzelmessung	Wohn-/Industriegebiet; Straßen Wohn-/Industriegebiet Straßen
Lamprea und Ruban (2011)	ΣPAK 15	60 (10-140) 110 (40-270) < 50 860 (90-4.710)	Median (Wertebereich) Median (Wertebereich) Median Median (Wertebereich)	Wohngebiet, Trockenwetterperiode (TW) Wohngebiet, Regenwetterperiode (RW) Wohn-/Gewerbegebiet, Schnellstraße (TW) Wohn-/Gewerbegebiet, Schnellstraße (RW)
Zgheib et al. (2011)	ΣPAK 16	1.327 (677-5.627) 2.922 (879-6.477) 2.090 (794-5.380)	Median (Wertebereich) Median (Wertebereich) Median (Wertebereich)	Wohngebiet Wohn-/Gewerbegebiet (hoch urban) Wohn-/Gewerbegebiet (hoch urban)
Nielsen et al. (2011)	ΣPAK 9	96	Einzelmessung	Industriegebieten
Staufer und Ort (2012)	ΣPAK 16	2.030 (29-60.000)	Mittelwert (Wertebereich)	Straßen/Plätze, Dächer
Bressy et al. (2012)	ΣPAK 13	1.100 (550-2.200)	Median (10. und 90. Perzentil)	Wohngebiet
Kalmykova et al. (2013)	ΣPAK 15	760	Einzelmessung	Wohn-/Gewerbegebiet

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Grotehusmann et al. (2014)	ΣPAK 16	4.770 2.660 2.680	Mittelwert Mittelwert Mittelwert	Autobahnabfluss, Standort 1 Autobahnabfluss, Standort 2 Autobahnabfluss, Standort 3
Clara et al. (2014a)	ΣPAK 16	15-24 83-125	Wertebereich Wertebereich	- Straßenabfluss
Gasperi et al. (2014b)	ΣPAK 16 ΣPAK 13	1.362 892 1.135 1.237 723 644	Mittelwert Mittelwert Mittelwert Mittelwert Mittelwert Mittelwert	Wohngebiet (Etagenwohnungen) Wohngebiet (Einzel- und Mehrfamilienhäuser) industrielles Gebiet Wohngebiet (Etagenwohnungen) Wohngebiet (Einzel- und Mehrfamilienhäuser) industrielles Gebiet
Clara et al. (2014b)	ΣPAK 15	19-89 75-140	Wertebereich Wertebereich	Wohn-/Gewerbegebiet Straßen
Trautvetter et al. (2015)	ΣPAK 15	15-85 60-120	Wertebereich Wertebereich	Wohn-/Gewerbegebiet Außerurbane Straßen
Wicke et al. (2015)	ΣPAK 16	970/1.900 (340-6.700)	Median/Mittelwert (25. und 95. Perzentil)	Wohn-/Gewerbegebiet (Altbau, Neubau, Einfamilienhäuser, Straßenablauf, Gewerbe)
Für die Ableitung der Oberflächenpotentiale in MoRE	ΣPAK 16	2.700 2.000	innerhalb von Agglomerations- räumen außerhalb von Agglomerations- räumen	ergibt Oberflächenpotential von 8,4 g/(ha·a) ergibt Oberflächenpotential von 6,7 g/(ha·a)

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 71: Gemessene PAK-Konzentrationen im Mischwasserüberlauf

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Glas und Leineweber (2007)	ΣPAK 8	98	Maximum	Wohn-/Gewerbegebiet
Gasperi und Moilleron (2010)	ΣPAK 16	2010 (980-2760)	Mittelwert (Wertebereich)	Wohn-/Gewerbegebiet
Birch et al. (2011)	ΣPAK 15	17.350	Einzelmessung	Wohngebiet, Straßen
Nielsen et al. (2011)	ΣPAK 9	250; 1.000	Einzelmessungen	Kopenhagener Hafen
Lambert et al. (2013)	ΣPAK 16	1.033 (380-1.524)	Mittelwert (Wertebereich)	Wohn-/Gewerbegebiet (Kläranlagenzulauf, Regenwettersituation, reines Mischsystem)
Clara et al. (2014a)	ΣPAK 16	78-125	Wertebereich	-
Clara et al. (2014b)	ΣPAK 15	42-110	Wertebereich	Wohn-/Gewerbegebiet
Trautvetter et al. (2015)	ΣPAK 15	60-120	Wertebereich	Wohn-/Gewerbegebiet

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 72: Gemessene Nonylphenol-Konzentrationen im Regenwasserkanal

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Becouze et al. (2009)	Nonylphenol	273 (132-460)	Mittelwert (Wertebereich)	Industriegebiet
Björklund et al. (2009)	4-n-Nonylphenol	< 20	Wertebereich	Wohngebiet
	iso-Nonylphenol	< 20-320	Wertebereich	Wohngebiet
	4-Nonylphenol	< 10-500	Wertebereich	Wohngebiet
	4-n-Nonylphenol	< 20	Wertebereich	Autobahnabfluss
	iso-Nonylphenol	< 200-1.200	Wertebereich	Autobahnabfluss
	4-Nonylphenol	< 100-200	Wertebereich	Autobahnabfluss

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Gasperi und Moilleron (2010)	Nonylphenol	760 (430-7.100)	Median (10. und 90. Perzentil)	Wohn-/Gewerbegebiet
Birch et al. (2011)	Nonylphenol	< 100 320 100 170-430	Einzelmessung Einzelmessung Einzelmessung Wertebereich	Straßen Wohngebiet Wohn-/Industriegebiet Wohn-/Industriegebiet; Straßen
Bressy et al. (2011)	Nonylphenol	470 (160-920) 1.500, 1.900 560 (150-750)	Median (10. und 90. Perzentil) Einzelmessungen Median (10. und 90. Perzentil)	Wohngebiet Straßenabfluss Gebäudeabfluss
Zgheib et al. (2011)	Nonylphenol	550 (300-5.240) 4.520 (1.590-9.170)	Median (Wertebereich) Median (Wertebereich) Median (Wertebereich)	Wohngebiet Wohn-/Gewerbegebiet Wohn-/Gewerbegebiet
Nielsen et al. (2011)	Nonylphenol	190	Mittelwert	Straßen, Parkplätze (Dänemark)
Körgmaa et al. (2011)	4-Nonylphenol	230	Einzelmessung	Estland
Huhtala et al. (2011)	4-Nonylphenol	250, 380	Einzelmessungen	Finnland
Bachor et al. (2011)	4-Nonylphenol	170	Einzelmessung	Deutschland
Strāķe et al. (2011)	4-Nonylphenol	420	Einzelmessung	Lettland
Fochtman et al. (2011)	4-Nonylphenol	420, 290	Einzelmessung	Polen
Kaj et al. (2011)	4-Nonylphenol	120, 2.000	Einzelmessung	Schweden
Cladière et al. (2013)	Nonylphenol	398/400 (272-533)	Median/Mittelwert (Wertebereich)	Wohn-/Gewerbegebiet
Kalmykova et al. (2013)	iso-Nonylphenol	1.100 270	Einzelmessung Einzelmessung	Autobahnabfluss Wohn-/Gewerbegebiet

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Grotehusmann et al. (2014)	Nonylphenol	220	Mittelwert	Autobahnabfluss
Gasperi et al. (2014b)	Nonylphenol	359 (187-509))	Mittelwert (20. und 80. Perzentil)	Wohn-/Gewerbegebiet
Clara et al. (2014a)	Nonylphenol	770 (< BG-2.000) 200 (< 100-780)	Mittelwert (Wertebereich) Mittelwert (Wertebereich)	- Straßenabfluss
Clara et al. (2014b)	Nonylphenol	110 (0-180)	Mittelwert (Wertebereich)	Wohngebiet
als Eingangsdatum in MoRE	Nonylphenol	370	Modellkonstante	

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 73: Gemessene Nonylphenol-Konzentrationen im Mischwasserüberlauf

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Glas und Leineweber (2007)	Nonylphenol	276; 495; 1.126	Median; 90. Perzentil; Maximum	Wohngebiet
Becouze et al. (2009)	Nonylphenol	283 (69-743)	Mittelwert (Wertebereich)	Wohngebiet
Birch et al. (2011)	Nonylphenol	< 100	Einzelmessung	Wohngebiet, Straßen
Nielsen et al. (2011)	Nonylphenol	< 100-510	Wertebereich	Kopenhagener Hafen
Gasperi et al. (2012)	Nonylphenol	1.070/1.244 (645-2.190)	Median/Mittelwert (Wertebereich)	Wohn-/Gewerbegebiet
Cladière et al. (2013)	Nonylphenol	668/721 (445-1.208)	Median/Mittelwert (Wertebereich)	Wohn-/Gewerbegebiet
Clara et al. (2014a)	Nonylphenol	1.000 (200-3.600)	Mittelwert (Wertebereich)	-

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Clara et al. (2014b)	Nonylphenol	310 (160-430)	Mittelwert (Wertebereich)	Wohngebiet
als Eingangsdatum in MoRE	Nonylphenol	700	Modellkonstante	

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 74: Gemessene Arzneistoff-Konzentrationen im Mischwasserüberlauf

Quelle	Stoff	Werte in ng/l	Art der Werte	Einzugsgebiet
Glas und Leineweber (2007)	Diclofenac Ibuprofen	6; 18; 52 35; 107; 130	Median; 90. Perzentil; Maximum Median; 90. Perzentil; Maximum	Wohngebiet Wohngebiet
Staufer und Ort (2012)	Diclofenac Sulfamethoxazol	56; 85; 443 6; 10; 82	Mittelwert; 75. Perzentil; Maximum Mittelwert; 75. Perzentil; Maximum	
Erftverband (2013)	Diclofenac Ibuprofen Iomeprol Sulfamethoxazol	160/210 550/800 < 25/350 < 25/100	Median/Mittelwert Median/Mittelwert Median/Mittelwert Median/Mittelwert	
Del Río et al. (2013)	Diclofenac Ibuprofen	140/55 600/1.280	Median/Mittelwert Median/Mittelwert	
Clara et al. (2014b)	Diclofenac Ibuprofen Sulfamethoxazol	340 460 7,8	- - -	berechnet anhand Verdünnungsansatz (UBA Wien)
Hillenbrand et al. (2015)	Diclofenac Ibuprofen Iomeprol Sulfamethoxazol	210 1.090 2.630 50	- - - -	Berechnet anhand Verdünnungsansatz (MoRE)

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 75: Terbutryn-Konzentration in Kläranlagenzuläufen

Quelle	Konzentration in ng/l	Bemerkung
Quednow und Püttmann (2007)	330	Ebertstadt Juni 2005 Einzelmessung (Hessen)
Quednow und Püttmann (2007)	250	Ebertstadt September 2005 Einzelmessung (Hessen)
Quednow und Püttmann (2007)	80	Darmstadt Juni 2005 Einzelmessung (Hessen)
Quednow und Püttmann (2007)	90	Darmstadt September 2005 Einzelmessung (Hessen)
Quednow und Püttmann (2007)	120	Nauheim September 2005 Einzelmessung (Hessen)
Quednow und Püttmann (2007)	30	Pfungstadt Juni 2005 Einzelmessung (Hessen)
Quednow und Püttmann (2007)	30	Pfungstadt September 2005 Einzelmessung (Hessen)
Quednow und Püttmann (2007)	2.530	Weinheim Juni 2005 Einzelmessung (Hessen)
Quednow und Püttmann (2007)	1.720	Weinheim September 2005 Einzelmessung (Hessen)
Abegglen und Siegrist (2012)	49±24	Mittelwert, Regensdorf (Schweiz)
Abegglen und Siegrist (2012); Margot et al. (2013)	37±22	Mittelwert, Lausanne (Schweiz)
Abegglen und Siegrist (2012)	78±102	Mittelwert, Eawag (Schweiz)
Masiá et al. (2013)	5–183	Wertebereich (Spanien)
Erftverband (2013)	280	Mittelwert, 4 Kläranlagen
Erftverband (2013)	< 50–2.000	Wertebereich, 4 Kläranlagen
LUBW (2014a)	< 100	Mittelwert und Median (Baden-Württemberg))
LUBW (2014a)	< 100–400	Wertebereich (Baden-Württemberg))
Bollmann et al. (2014a)	26	KA Bjergmarken (24 h) (Regewetter (RW)) (Dänemark)
Bollmann et al. (2014a)	5–24	KA Bjergmarken (12 x 2 h) (RW) (Dänemark)
Bollmann et al. (2014a)	5/7	KA Öresundsverket (Stichprobe) (RW) (Schweden)
Bollmann et al. (2014a)	62	KA Bjergmarken (24 h) (Trockenwetter (TW)) (Dänemark)
Bollmann et al. (2014a)	6-55	KA Bjergmarken (12 x 2 h) (TW) (Dänemark)
Bollmann et al. (2014a)	18	KA Avedøre (24 h) (TW) (Dänemark)
Bollmann et al. (2014a)	14	KA Lynetten (24 h) (TW) (Dänemark)
Bollmann et al. (2014a)	21	KA Mølleävrø (24 h) (TW) (Dänemark)

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 76: Terbutryn-Konzentration in Kläranlagenabläufen

Quelle	Konzentration in ng/l	Bemerkung
Glas und Leineweber (2007)	148	Median (Baden-Württemberg)
Singer et al. (2010)	20±4	Mittelwert, KA Regensdorf Tertiary effluent (Schweiz)
Singer et al. (2010)	70±20	Mittelwert, KA Regensdorf Primary effluent (Schweiz)
Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (2012)	150	Mittelwert (Baden-Württemberg)
De la Cruz, N. et al. (2012)	19	Mittelwert KA Vidy Lausanne (Schweiz)
Abegglen und Siegrist (2012)	31±11	Mittelwert, Regensdorf (Schweiz)
Abegglen und Siegrist (2012); Margot et al. (2013)	19±17	Mittelwert, Lausanne (Schweiz)
Masiá et al. (2013)	9-46	Wertebereich (Spanien)
LUBW (2014a)	51	Mittelwert (Baden-Württemberg)
LUBW (2014a)	< 51-260	Wertebereich (Baden-Württemberg)

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 77: Terbutryn-Konzentration im Regenwasserkanal der Trennkanalisation und im Mischwasserüberlauf im Mischsystem

Quelle	Konzentration in ng/l	Bemerkung
Regenwasserkanal		
Burkhardt et al. (2011)	< 100-800	Wertebereich Regenwassereinleitung (Schweiz)
Burkhardt et al. (2011)	< 100	Median Regenwassereinleitung (Schweiz)
Staufer und Ort (2012)	12	Mittelwert Regenwassereinleitung (Schweiz)
Staufer und Ort (2012)	111	Max Regenwassereinleitung (Schweiz)
Erftverband (2013)	< 50	Regenrückhaltebecken (Nordrhein-Westfalen)
Bollmann et al. (2014b)	52	Median Regenwassereinleitung (Dänemark)
Bollmann et al. (2014b)	1.840	Max Regenwassereinleitung (suburban) (Dänemark)
Wicke et al. (2015)	40	Mittelwert, 72 Messungen, verschiedene Siedlungsstrukturen, Vorläufige Projektergebnisse
Wicke et al. (2015)	30	Median, 72 Messungen, verschiedene Siedlungsstrukturen, Vorläufige Projektergebnisse
Wicke et al. (2015)	10 / 60 / 140	25% / 75% / 95%-Wert; 72 Messungen, verschiedene Siedlungsstrukturen, Vorläufige Projektergebnisse

Mischwasserüberlauf

Quelle	Konzentration in ng/l	Bemerkung
Glas und Leineweber (2007)	119	Median Regenüberlaufbecken (RÜB) (Baden-Württemberg)
Glas und Leineweber (2007)	156	90%-Wert RÜB (Baden-Württemberg)
Staufer und Ort (2012)	3	Mittelwert Mischwasserentlastung (Schweiz)
Staufer und Ort (2012)	26	Max Mischwasserentlastung (Schweiz)
Erftverband (2013)	< 50	Zulauf vom Retentionsbodenfilter im Mischsystem (Nordrhein-Westfalen)

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 78: Triclosan-Konzentration in Kläranlagenzuläufen

Quelle	Konzentration in ng/l	Bemerkung
Thomas und Foster (2005)	3.000	KA1, USA
Thomas und Foster (2005)	3.300	KA2, USA
Thomas und Foster (2005)	3.600	KA3, USA
Fahlenkamp et al. (2006b)	2.600	Median KA Köln (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	6.700	90%-Wert KA Köln (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	1.400	Median KA Düsseldorf (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	1.700	90%-Wert KA Düsseldorf (Nordrhein-Westfalen)
Gómez et al. (2007)	1.800	Mittelwert (Spanien)
Gómez et al. (2007)	390-4.200	Wertebereich (Spanien)
Ruel et al. (2008)	1.230	Mittelwert (Frankreich)
Miège et al. (2009)	380	Einzelwert (Frankreich)
Rosal et al. (2010)	860	Mittelwert KA bei Madrid, (Spanien)
Abegglen und Siegrist (2012)	1.933±922	Mittelwert, Lausanne (Schweiz)
Abegglen und Siegrist (2012)	710±494	Mittelwert. Eawag (Schweiz)
Bueno et al. (2012)	900-1.700	Wertebereich 5 KA (Spanien)
Erftverband (2013)	< 100	alle Werte, 3 Kläranlagen (Nordrhein-Westfalen)
Gasperi et al. (2014a)	2140-5.260	10 bzw. 90%-Wert im Mischwasserkanal beim Trockenwetter (Paris, Frankreich)
Gasperi et al. (2014a)	3.450	Median, im Mischwasserkanal beim Trockenwetter (Paris, Frankreich)
LUBW (2014a)	< 500	Mittelwert und Median (Baden-Württemberg)
LUBW (2014a)	< 500-970	Wertebereich (Baden-Württemberg)

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 79: Triclosan-Konzentration in Kläranlagenabläufen

Quelle	Konzentration in ng/l	Bemerkung
Thomas und Foster (2005)	72	KA1, USA
Thomas und Foster (2005)	47	KA2, USA
Thomas und Foster (2005)	28	KA3, USA
Fahlenkamp et al. (2006a)	380	90%-Wert KA Köln (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006a)	310	90%-Wert KA Düsseldorf (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006a)	710	90%-Wert KA Bottrop (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	180	Median KA Köln (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	210	90%-Wert KA Köln (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	100	Median KA Düsseldorf (Nordrhein-Westfalen)
Fahlenkamp et al. (2006b)	140	90%-Wert KA Düsseldorf (Nordrhein-Westfalen)
Glas und Leineweber (2007)	35	Median (Baden-Württemberg)
Glas und Leineweber (2007)	69	90%-Wert (Baden-Württemberg)
Gómez et al. (2007)	200	Mittelwert (Spanien)
Gómez et al. (2007)	80-400	Wertebereich (Spanien)
Ruel et al. (2008)	230	Mittelwert (Frankreich)
Loos et al. (2009b)	75	Mittelwert (europaweit)
Loos et al. (2009b)	101	90%-Wert (europaweit)
Miège et al. (2009)	130	Median (Frankreich)
Miège et al. (2009)	150	Mittelwert (Frankreich)
Götz et al. (2010)	116	Mittelwert (Schweiz)
Götz et al. (2010)	224	90%-Wert (Schweiz)
Rosal et al. (2010)	219	Mittelwert KA bei Madrid, (Spanien)
Abegglen und Siegrist (2012)	116	Mittelwert, Micropoll Datenbank (BAFU 2010), Stand April 2010 (Schweiz)
Abegglen und Siegrist (2012)	224	90%-Wert, Micropoll Datenbank (BAFU 2010), Stand April 2010 (Schweiz)
Abegglen und Siegrist (2012)	1.223±667	Mittelwert, Lausanne (Schweiz)
Abegglen und Siegrist (2012)	96	Mittelwert. Eawag (Schweiz)
Bueno et al. (2012)	301	Mittelwert 5 KA (Spanien)
Bueno et al. (2012)	100-600	Wertebereich 5 KA (Spanien)
De la Cruz, N. et al. (2012)	135	Mittelwert KA Vidy Lausanne (Schweiz)
LUBW (2014a)	< 250	Mittelwert (Baden-Württemberg)

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 80: PAK₁₆-Eingangsdaten

Eingangsdatum	PAK ₁₆
Qualitätskriterium	-
Konz. im KA-Ablauf	0,08 µg/l Bayern 0,02 µg/l Schleswig Holstein 0,11 µg/l restl. Länder
Oberflächenpotenzial der versiegelten Flächen	8,41 g/(ha·a) innerhalb von Agglomerationsräumen; 6,7 g/(ha·a) außerhalb von Agglomerationsräumen
Depositionsrate	< 1 bis 54 g/(ha·a)
Gehalt des Bodens (geogen)	0,2 mg/kg
Gehalt im Oberboden	0,3 mg/kg
Gehalt im Regen	0,085 bis 0,107 µg/l
Konzentration im Grundwasser	0 µg/l
Konzentration im Drainagewasser	0 µg/l
Einträge über Stahlwasserbau, spezifisch	1,7 bis 2,4 g/(ha·a)
Einträge über Schiffe, spezifisch	6,6 g/(ha·a)

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 81: Nonylphenol-, Terbutryn- und Triclosan-Eingangsdaten

Eingangsdatum	Nonylphenol	Terbutryn	Triclosan
UQN als Qualitätskriterium	0,3 µg/l	0,065 µg/l	0,02 µg/l
Konz. im KA-Zulauf	1,2 µg/l	0,1 µg/l	1,5 µg/l
Konz. im KA-Ablauf	0,2 µg/l	0,05 µg/l	0,25 µg/l
Wirkungsgrad von KA	85%	50%	85%
Konz. im Abfluss über Mischwasserüberläufe	0,70 µg/l	0,06 µg/l	0,2 µg/l
Konz. im Abfluss über Regenwasserkanäle	0,37 µg/l	0,05 µg/l	0 µg/l
Wirkungsgrad von KA mit Ozonierung	50%	80%	80%
Wirkungsgrad von KA mit Pulveraktivkohle	11%	60%	60%

Darstellung: IWG, KIT

Tabelle 82: Arzneistoffe-Eingangsdaten

Eingangsdatum	Diclofenac	Ibuprofen	Iomeprol	Sulfamethoxazol
PNEC	0,1 µg/l	60 µg/l	-	0,59 µg/l
Compliance Faktor	0,8	0,8	0,95	0,8
Entsorgung Faktor	0,025	0,025	0	0,025
Ausscheidung Faktor	0,16	0,3	1	0,3
Verbrauchsmenge, einwohner-spezifisch	1,1 bis 1,15 g/(E·a)	6,9 bis 11,5 g/(E·a)	1,9 bis 3 g/(E·a)	0,4 bis 0,5 g/(E·a)

Eingangsdatum	Diclofenac	Ibuprofen	Iomeprol	Sulfamethoxazol
Konz. im KA-Zulauf bei Trockenwetter (allgemein)	1,5 µg/l	8,5 µg/l	3 µg/l	0,3 µg/l
Konz. im Abfluss über KA, > 100.000 EW Ausbaugröße	0,9 µg/l	0,5 µg/l	21 µg/l	0,24 µg/l
Konz. im Abfluss über KA mit Zweitbehandlung	0,9 µg/l	6,4 µg/l	2,4 µg/l	0,24 µg/l
Konz. im Abfluss über KA mit weitergehender Behandlung	0,9 µg/l	0,5 µg/l	2,4 µg/l	0,24 µg/l
Wirkungsgrad von KA mit Zweitbehandlung	40%	25%	40%	20%
Wirkungsgrad von KA mit weitergehender Behandlung	40%	94%	40%	20%
Wirkungsgrad von KA mit Ozonierung	95%	60%	40%	95%
Wirkungsgrad von KA mit Pulveraktivkohle	83%	80%	50%	35%
Wirkungsgrad von KA mit 4. Stufe (allgemein)	90%	70%	45%	-

Darstellung: IWG, KIT