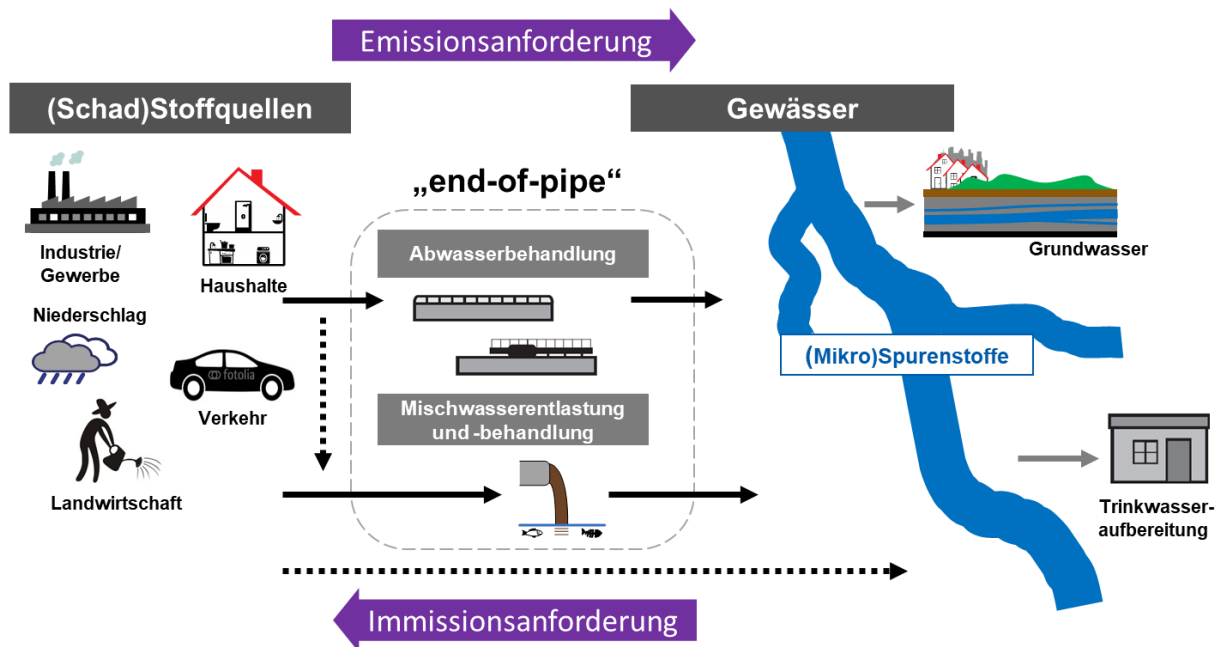


Immissionsbasierte Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft für einen ganzheitlichen Gewässerschutz



1 Einleitung

Die Reduzierung der Emissionen aus der Siedlungsentwässerung gewinnt im Zuge der Erreichung einer guten Gewässerqualität zunehmend an Bedeutung. Stand in der Vergangenheit vor allem ein emissionsbezogener Ansatz, d.h. eine anlagenbezogene Reduktion der Einträge in das Gewässer im Vordergrund, so wird heute der immissionsbezogene Ansatz verfolgt, bei dem die Auswirkungen der Einträge auf die Gewässer im Zentrum stehen. Der rechtliche Ordnungsrahmen für einen europaweiten Gewässerschutz wurde mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 gelegt. „Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss“ (EU 2000). Die Kernaufgabe der WRRL stellt hierbei die Erreichung eines guten ökologischen sowie chemischen Zustandes der Gewässer bis 2015 respektive mit Fristverlängerung bis spätestens 2027 dar. Ein überwiegender Teil der deutschen Oberflächengewässer erfüllt derzeit die Anforderungen an einen guten Zustand im Sinne der WRRL nicht (BMUB & UBA 2016).

Die Gewässerqualität wird maßgeblich durch anthropogene Einflussfaktoren z.B. Emissionen aus Landwirtschaft und der Siedlungsentwässerung beeinflusst. Gera-

de kleine und mittlere Flussläufe sind vor allem in Zeiten von Niedrigwasser geprägt von Kläranlagenabflüssen. Bei anderen Abflussverhältnissen (z.B. Starkregenereignis) wird der Abwasseranteil im Gewässer durch die Mischwasserentlastung entscheidend mit beeinflusst, vgl. Kuhbier (2003). Hierbei stellt sich immer häufiger die Frage, ob die bisherigen Instrumente der Siedlungsentwässerung (Misch- oder Regenwasserentlastungs- und -behandlungsanlagen sowie Kläranlagen) für die geforderten Ziele zur Erreichung eines guten Gewässerzustandes nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) ausreichen. Neben den organischen Stoffen und Nährstoffen stehen auch anthropogene Spurenstoffe zunehmend im Fokus, wobei die Priorisierung der Stoffe in Relation zu den Effekten im Gewässer erfolgen sollte. Zur Reduktion und Vermeidung der Emissionen der relevanten (Schad)Stoffe können Maßnahmen quellenorientiert oder nachgelagert (z.B. an Punktquellen der Siedlungswasserwirtschaft) erfolgen, vgl. BMUB und UBA (2017), Hillenbrand *et al.* (2016), Hillenbrand *et al.* (2014).

2 Immissionsanforderungen

Zur Ableitung und Priorisierung von Maßnahmen wurden verschiedene (Schad)Stoffe in Abhängigkeit ihrer vorhergesagten Umweltkonzentration (PEC, predicted environ-

mental concentration) sowie der vorhergesagten Konzentration ohne negative Auswirkung auf die Umwelt (PNEC, predicted no-effect concentration) berücksichtigt. Die Angabe der PEC bezieht sich, in diesem Fall, auf die im Ablauf einer kommunalen Kläranlage vorkommende (durchschnittliche) Konzentration. Das Verhältnis aus PEC zu PNEC definiert den Risikoquotienten, wobei für $PEC/PNEC \geq 1$ ein Risiko für die (aquatische) Umwelt besteht (EC 1996). Bei der Auswahl von (Schad)Stoffen wurden neben anthropogenen Spurenstoffen auch konventionelle (ab)wasserchemische Stoffe wie z.B. organische Kohlenstoffverbindungen sowie Nährstoffe berücksichtigt, vgl. Tabelle 1.

2.1. Auswahl und Priorisierung von (Schad)Stoffen

Infolge bisher fehlender legislativer Reglementierungen von anthropogenen Spurenstoffen für den Bereich der Siedlungsentwässerung in Deutschland sowie bestehender Emissionsanforderungen für die konventionellen Abwasserinhaltsstoffe, unabhängig von der Größenklasse der Kläranlage, erfolgte die Auswahl exemplarisch anhand des Risikoquotienten (RQ). Hierbei repräsentieren die ausgewählten (Schad)Stoffe ein breites Spektrum im

Hinblick auf das Risiko für die Umwelt, ausgedrückt über das PEC/PNEC-Verhältnis. Bei der individuellen Auswahl für bestimmte Gewässerabschnitte sind ggf. flussgebiets- sowie einzugsgebietspezifische Stoffe zu berücksichtigen, sofern diese einen relevanten RQ aufweisen.

Bedingt durch die stetige Weiterentwicklung der Sensitivität der Analyseverfahren für (Ab)Wassermatrizes nimmt Zahl nachweisbarer Spurenstoffe proportional zu. Bei der Auswahl und Priorisierung von Spurenstoffen ist nicht die Anzahl, sondern sind die chemisch-physikalischen Eigenschaften (z.B. Persistenz) sowie toxikologische Effekte in der Umwelt relevant. Hierzu werden sogenannte Leitparameter vorgeschlagen, die charakteristisch für Eintragsquellen (Schmutz- Misch- und Niederschlagswassereinleitungen, Oberflächenwasserabfluss von Straßen etc.) und Transport- und Umweltverhalten (unpolar/polar, abbaubar/persistent) sind (vgl. z.B. Jekel *et al.* (2015)). Bei der Auswahl von (Schad)Stoffen als sogenannte Leitparameter für die Ableitung und Priorisierung von Maßnahmen für den Gewässerschutz ist der Effekt auf die aquatische Umwelt zu berücksichtigen.

Tabelle 1: Übersicht der PEC (predicted environmental concentration), PNEC (predicted no-effect concentration) und PEC/PNEC-Verhältniswerte für ausgewählte (Schad)Stoffe

Stoffe		PEC ⁽¹⁾	PNEC	PEC/PNEC	
Diclofenac	(DCF) $\mu\text{g/l}$	1,97 ⁽²⁾	0,05 ⁽⁶⁾	39,4	
Ibuprofen	(IBU) $\mu\text{g/l}$	0,06 ⁽²⁾ (2,68 ^(2,12))	0,011 ⁽¹⁷⁾	5,45	
Carbamazepin	(CBZ) $\mu\text{g/l}$	1,97 ⁽²⁾	0,42 ⁽⁵⁾	4,69	
Clarithromycin	(CLA) $\mu\text{g/l}$	0,10 ⁽²⁾	0,09 ⁽⁴⁾	1,11	
Terbutryn	(TBT) $\mu\text{g/l}$	0,07 ⁽¹⁶⁾ (0,13 ^(12,16))	0,065 ⁽¹³⁾	1,09	
Sulfamethoxazol	(SMX) $\mu\text{g/l}$	0,20 ⁽²⁾	0,59 ⁽⁷⁾	0,34	
Mecoprop	(MCP) $\mu\text{g/l}$	0,02 ^(3,15)	0,1 ⁽¹³⁾	0,20	
Metoprolol	(MET) $\mu\text{g/l}$	1,46 ⁽²⁾	7,90 ⁽⁸⁾	0,18	
Benzotriazol	(Bz) $\mu\text{g/l}$	2,70 ⁽³⁾	20,0 ⁽⁹⁾	0,14	
Tris(2-chlorethyl)phosphat	(TCEP) $\mu\text{g/l}$	0,071 ⁽³⁾	4,00 ⁽¹⁵⁾	0,02	
Iopromid	(IPM) $\mu\text{g/l}$	0,11 ⁽²⁾	> 10.000 ⁽¹⁰⁾	0,00	
Ortho-Phosphat-Phosphor	(sP) mg/l	< 2 ⁽¹¹⁾	≤ 0,07 ⁽¹³⁾	28,57	
Phosphor-Gesamt	(TP) mg/l	< 2 ⁽¹¹⁾	≤ 0,1 ⁽¹³⁾	20,00	
Ammonium-Stickstoff	(NH ₄ -N) mg/l	≤ 2 ⁽¹¹⁾	≤ 0,1 ⁽¹³⁾	20,00	
Nitrit-Stickstoff	(NO ₂ -N) $\mu\text{g/l}$	≤ 200 ⁽¹¹⁾	≤ 30 ⁽¹³⁾	6,66	
Nitrat-Stickstoff	(NO ₃ -N) mg/l	≤ 10 ⁽¹¹⁾	≤ 2,5 ⁽¹³⁾	4,00	
total organic carbon	(TOC) mg/l	< 20 ⁽¹¹⁾	< 7 ⁽¹³⁾	2,86	
(1)	PEC im Ablauf von Kläranlagen	(7)	Ferrari <i>et al.</i> (2004)	(13)	OGewV (2016)
(2)	UBA (2016)	(8)	Cleuvers (2005)	(14)	DWA (2016)
(3)	Loos <i>et al.</i> (2013)	(9)	Wenzel <i>et al.</i> (2015), Seeland <i>et al.</i> (2012)	(15)	Berthold <i>et al.</i> (2016)
(4)	EU (2015)	(10)	Steger-Hartmann <i>et al.</i> (1999)	(16)	Luft <i>et al.</i> (2014)
(5)	Ferrari <i>et al.</i> (2003)	(11)	Tchobanoglous <i>et al.</i> (2014)	(17)	ÖkoTox (2017)
(6)	Bouissou-Schurtz <i>et al.</i> (2014)	(12)	PEC im Zulauf von Kläranlagen		

Anhand der Tabelle 1 wird deutlich, dass nicht nur Vertreter der anthropogenen Spurenstoffe, wie z.B. Diclofenac (RQ = 39,4), ein signifikantes Risiko für die Umwelt darstellen, sondern auch bspw. Ortho-Phosphat-Phosphor (RQ = 28,6) und Ammonium-Stickstoff (RQ = 20,0). Weiterhin sind die unterschiedlichen Eintragspfade von Stoffen zu berücksichtigen, was eine Verschiebung der Priorisierung von Schadstoffen zur Folge haben kann. Beispielsweise wird das Schmerzmittel Ibuprofen sehr gut biologisch in kommunalen Kläranlagen abgebaut (vgl. Jekel *et al.* (2015)), weist jedoch eine niedrige PNEC von 0,011 µg/l (ÖkoTox (2017)) auf. Wird Schmutzwasser unbehandelt in verdünnter Form durch Mischwassereinleitungen in Oberflächengewässer eingetragen, erhöht sich das Risiko für die aquatische Umwelt um den Faktor 10 und mehr, in Abhängigkeit vom Verdünnungsverhältnis.

2.2. Ableitung von immissionsbasierten Ablaufkonzentrationen

Mit Hilfe der PNEC der ausgewählten (Schad)Stoffe sowie des Anteils an Abwasser in dem jeweiligen Gewässerabschnitt lassen sich vereinfacht immissionsbasierte Ablaufkonzentrationen für die Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung herleiten. Demnach handelt es sich um eine Mischungsrechnung. Der Anteil des Abwassers im Oberflächengewässer ist hierbei direkt auf die jeweilige Einleitung aus der Siedlungsentwässerung bezogen, wobei davon ausgegangen wird, dass ein unbelasteter Zustand vor der Einleitung besteht. Dementsprechend sind die aus der Abbildung 1 und Abbildung 2 resultierenden Ablaufkonzentrationen (C_{KA}) als günstig anzusehen.

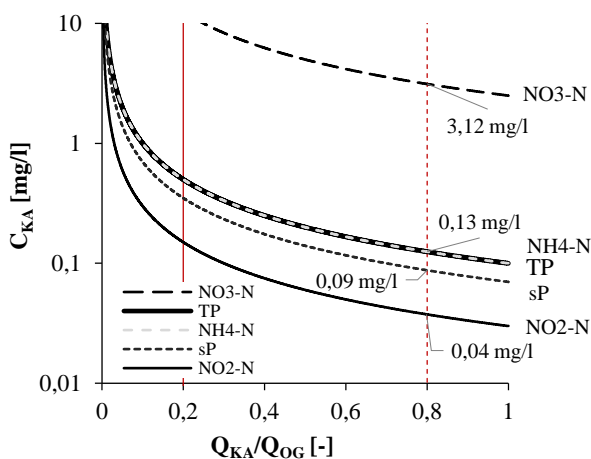


Abbildung 1: Immissionsbasierte Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit des Anteils an Abwasser aus Kläranlageneinleitungen (Q_{KA}) im Oberflächengewässer (Q_{OG}) für ausgewählte konventionelle Abwasserparameter

Abbildung 1 zeigt deutlich, dass mit steigendem Abwasseranteil im Gewässer geringere Konzentrationen im

Ablauf der Kläranlagen eingehalten werden müssen, um die Zielwerte resp. Qualitätsnormen gemäß Tabelle 1 zu erreichen. Nach der Abwasserverordnung (AbwV 2016) werden die emissionsbasierten Ablaufkonzentrationen nach der Größenklasse der jeweiligen Kläranlage geregelt. Ziel ist es, die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering zu halten, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist (WHG 2016). Im Vergleich dazu wird der Fokus hier auf den Anteil der Einleitung im Gewässer gelegt. Somit sind für alle Größenklassen, die sich jeweils örtlich ergebenden Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit des Abwasseranteils einzuhalten. Bei einem Abwasseranteil von beispielsweise 80 Prozent wird deutlich, dass konventionelle Kläranlagen die sich ergebenden Ablaufanforderungen nicht ohne weitergehende Maßnahmen (vgl. Kapitel 3) erreichen können.

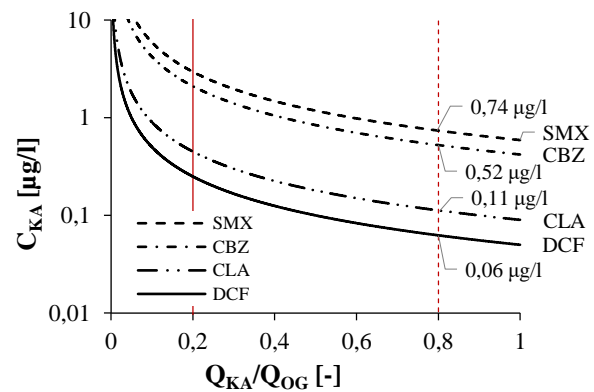


Abbildung 2: Immissionsbasierte Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit des Anteils an Abwasser aus Kläranlageneinleitungen (Q_{KA}) im Oberflächengewässer (Q_{OG}) für ausgewählte anthropogene Spurenstoffe (siehe Tabelle 1)

Abbildung 2 zeigt analog zu Abbildung 1 die Ablaufkonzentrationen für ausgewählte Spurenstoffe. Beispielsweise liegt die abgeleitete Konzentration für Sulfamethoxazol (SMX) deutlich über der PEC womit die Gewässerrelevanz im Vergleich zu Diclofenac (DCF) als gering einzustufen ist. Dabei ist allerdings zu beachten, dass bei einem geringen Abwasseranteil unterhalb der Kläranlage im Gewässerabschnitt prinzipiell keine höheren Ablaufkonzentrationen zulässig sind. Es ist grundsätzlich nach dem Vorsorgeprinzip zu handeln und anzustreben, die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering wie möglich zu halten (WHG 2016). Anhand der lokal abgeleiteten Immissionsanforderungen kann zum einen die Auswahl/Priorisierung sowie Bewertung von Maßnahmen in der Siedlungsentwässerung vorgenommen werden. Das Konzept der immissionsbasierten Ablaufkonzentrationen kann ebenfalls unter gewissen Einschränkungen auf die Mischwasserentlastung sowie -behandlung übertragen werden, vgl. Kapitel 3.3. Entscheidend ist dabei die getroffene (Schad)Stoffauswahl.

3 Ableitung und Priorisierung von Maßnahmen für den Gewässerschutz

Die Darstellung und Ableitung sowie Priorisierung von Maßnahmen bezieht sich nachfolgend auf Bausteine der Siedlungsentwässerung. Diese werden in mischwasserbezogene, kläranlagenbezogene und entwässerungsstrukturelle Maßnahmen unterteilt. Der Einfluss aus diffusen Quellen wie beispielsweise aus der Landwirtschaft wird nicht betrachtet.

Wie bereits bei der Herleitung von immissionsbasierten Ablaufkonzentrationen kann der Abwasseranteil als Tool für die Ableitung und Priorisierung von Maßnahmen verwendet werden. Abbildung 3 stellt exemplarisch den Abwasseranteil verschiedener Kläranlagen in einem Flusseinzugsgebiet dar.

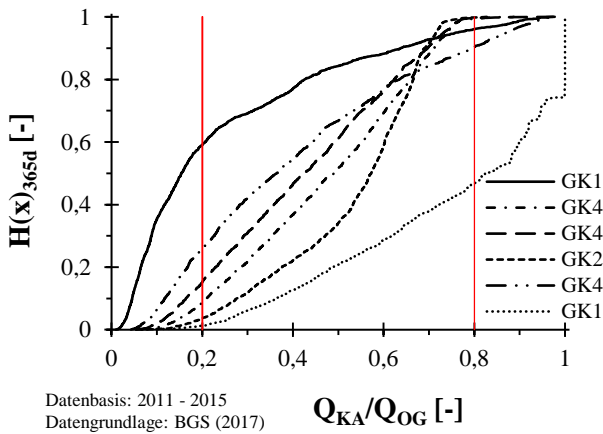


Abbildung 3: Unterschreitungshäufigkeit ($H(x)$) des Abwasseranteils verschiedener Kläranlagen in Abhängigkeit des Abwasseranteils nach der Einleitung (Q_{KA}/Q_{OG}) in ein Oberflächengewässer des Nidda-Einzugsgebietes

Unter Berücksichtigung der Anforderungen der Ablaufkonzentration in Abhängigkeit des Abwasseranteils (siehe Kapitel 2) nimmt mit steigendem Abwasseranteil die Anforderung an die Einleitung zu. Beträgt beispielsweise der Abwasseranteil an 40 Prozent der Tage im Jahr mehr als 80 Prozent, sollten, in Abhängigkeit von der strategischen Maßnahmenplanung, neben kläranlagenbezogenen Maßnahmen ebenfalls entwässerungsstrukturelle Maßnahmen im Sinne einer ganzheitlichen Flussgebietsentwicklung berücksichtigt werden.

Die Priorisierung von Maßnahmen auf Basis des Abwasseranteils an der Einleitstelle entspricht nicht dem Ansatz nach Hillenbrand *et al.* (2014) zur Minderung des Eintrags von Spurenstoffen. Hillenbrand *et al.* (2014) priorisieren u.a. den Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 3 bis 5, wobei auf eine Frachtreduktion abgezielt wird. Hierbei bleiben Kläranlagen kleinerer Größenklassen sowie die Mischwassereinleitungen unberücksichtigt.

Etwa 78 Prozent aller öffentlichen Kläranlagen in Deutschland sind der Größenklasse 3 und kleiner zuzuordnen, wobei der Anteil an der Anlagenkapazität nur 9,7 Prozent beträgt, vgl. Tabelle 2. Im Sinne der WRRL sollte die Auswahl und Priorisierung von Maßnahmen nicht alleine anhand der Größenklasse erfolgen, sondern die Aufnahmefähigkeit des Oberflächengewässers berücksichtigen.

Tabelle 2: Übersicht der öffentlichen Kläranlagen in Deutschland nach Hillenbrand *et al.* (2016)

GK	Kapazität [EW]	Anzahl [-]	Anteil [%]
5	74.450.000	230	49,6
4	61.070.000	1.888	40,7
3, 2, 1	14.585.000	7.473	9,7

Stand: 31.12.2010

Die Bedeutung von Mischwassereinleitungen für Gewässer sowie deren Einzugsgebiete ist bis dato nicht ausreichend geklärt, infolge unzureichender Datenmenge und -qualität, vgl. Porth und Schüttrumpf (2017). Abbildung 4 stellt einen qualitativen Vergleich der CSB-Entlastungsfrachten aus der Mischwasserentlastung sowie der Kläranlage dar. Hierbei wird deutlich, dass Emissionen aus Mischwassereinleitungen einen signifikanten Einfluss darstellen können. Vorhersagen über die tatsächlichen Schmutzkonzentrationen des Mischwassers einzelner Regenereignisse sind dabei i.d.R. nicht möglich. Vielmehr wird im Sinne der Bemessung und des Nachweises eine rechnerische, fiktive CSB-Jahresfracht mit vergleichendem Charakter in der Schmutzfrachtsimulation ermittelt. Daher sind gemessene Stoffkonzentrationen an Kläranlagen nur bedingt mit den simulierten Daten der Mischwasserentlastung vergleichbar. Nichtsdestotrotz zeigt die Gegenüberstellung der CSB-Entlastungsfrachten, dass Entlastungsbauwerke im Mischsystem einen wesentlichen Anteil an den Gesamtemissionen aus urbanen Entwässerungssystemen haben können, vgl. Klepiszewski und Seiffert (Juni 2013).

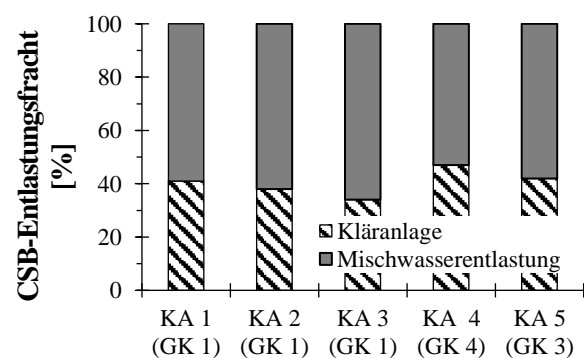


Abbildung 4: CSB-Entlastungsfracht verschiedener Einzugsgebiete aufgeteilt nach Emissionsquelle

Die Ergebnisse von Launay *et al.* (2016) zeigen, dass die Spurenstoffkonzentration in Oberflächengewässern signifikant durch Regenereignisse beeinflusst werden und Mischwasserentlastungen und Oberflächenabflüsse zum Auftreten von Konzentrationsspitzen führen.

Die Ergebnisse von Wicke *et al.* (2017) und Launay *et al.* (2017) zeigen, dass bei einigen Spurenstoffen Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen (UQN) im Gewässer bei Regenereignissen vorliegen. Die Frachten der Spurenstoffe aus Mischwasserentlastungen liegen hierbei in der gleichen Größenordnung wie bei den Spurenstoffen im Kläranlagenzulauf (Launay *et al.* 2017). Für Spurenstoffe, die einem biologischen Abbau in der Kläranlage unterliegen, wurden höhere Emissionen durch die Mischwasserentlastung festgestellt. Dies zeigt, dass im Rahmen einer Gesamtstrategie zur Reduktion der Emissionen aus der Siedlungsentwässerung Mischwasserüberläufe sowie der Regenabfluss aus der Trennkanalisation mitberücksichtigt werden müssen.

Die bisherige Praxis hinsichtlich der Bemessung und des Nachweises von Mischwasserentlastungen in Hessen berücksichtigt als Ersatzparameter für die Belastung eines Oberflächengewässers durch Mischwasserentlastungen lediglich die spezifische CSB-Fracht als allgemeiner Indikator der Verschmutzung. Des Weiteren werden Entlastungshäufigkeit und -dauer miteinbezogen. Der Nachweis wird mit Hilfe einer repräsentativen Regenreihe geführt. Als Anforderung an das Gesamtsystem Kläranlage und Mischwasserentlastung werden lediglich allgemeingültig die Optimierung hinsichtlich Schmutzfrachtemissionen bei Regenwetter und die Orientierung des zu behandelnde Mischwasserabflusses an dem hydraulischen Leistungsvermögen der Kläranlage gestellt (StaHe 1992). Konkrete Vorgaben zur Optimierung des Gesamtsystems oder der Gewässerbelastung bestehen nicht. Zudem werden keine realen Abflussbedingungen berücksichtigt, sondern nur mit Hilfe der repräsentativen Regenreihe qualitative Aussagen über die Entlastungseigenschaften der Bauwerke getroffen. Eine Gegenüberstellung zur entlasteten Kläranlagenfracht oder die Einbeziehung weiterer Indikatorparameter erfolgt i.d.R. nicht. Damit handelt es sich um eine reine Emissionsbetrachtung im Rahmen der Bauwerke eines Kläranlageneinzugsgebietes. Die Rahmenbedingungen der Einleitungsstellen in das Gewässer, wie z.B. Gewässergröße, Abflussverhältnisse, Vorbelastung, bleiben bisher unberücksichtigt.

Für die Ableitung von Maßnahmen im Bereich der Mischwasserentlastung kann analog zum Vorgehen bei Kläranlagen unter Berücksichtigung des Abwasseranteils der Mischwasserentlastung im Oberflächengewässer

(vereinfacht im Jahresmittel) die immissionsbasierte Ablaufkonzentration herangezogen werden. Abbildung 5 stellt exemplarisch für ein Teileinzugsgebiet der Nidda die CSB-Entlastungsfracht verschiedener Mischwasserentlastungen sowie den Handlungsbedarf, abgeleitet nach dem Parameter Gesamt-P sowie dem Spurenstoff Ibuprofen, dar.

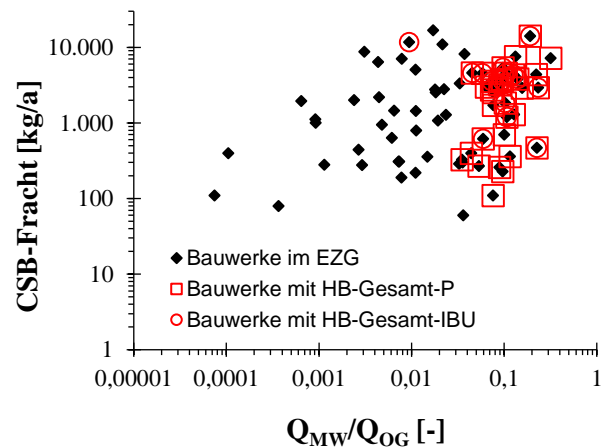


Abbildung 5: CSB-Entlastungsfracht verschiedener Mischwasserentlastungsbauwerke in Abhängigkeit des Anteils am jährlichen Gewässerabfluss im Jahresmittel inklusive der Priorisierung von Maßnahmen mit Handlungsbedarf (HB) für Gesamt-Phosphor sowie Ibuprofen (IBU) an einem Oberflächengewässer des Nidda-Einzugsgebietes

Hierbei wird deutlich, dass nicht nur auf Grundlage der entlasteten CSB-Fracht die Ableitung des Handlungsbedarfs erfolgen sollte. Unterschiede für einzelne Parameter können je nach Eintragspfad auftreten. So wird Ibuprofen lediglich einwohnerspezifisch eingetragen, wohingegen Phosphor auch über einen Flächeneintrag in das System gelangen kann. Die Stoffauswahl hat dabei entscheidenden Einfluss bei der Auswahl der betroffenen Bauwerke.

3.1. Vorgehen zur Ableitung und Priorisierung von Maßnahmen

Zur Ableitung von Maßnahmen ist zunächst das Einzugsgebiet bzw. Teileinzugsgebiet festzulegen, um die Untersuchungsgrenzen zu definieren. Dabei führt ein gewässerbezogener Ansatz häufig zu einem über die bestehenden siedlungswasserwirtschaftlichen Strukturen hinausgehenden Systemgebiet. In der Praxis bedeutet dies häufig die gemeinsame Betrachtung verschiedener Kläranlageneinzugsgebiete (KZG) und ggf. auch die „Zerschneidung“ bestehender KZG. Dies ist z.B. der Fall, wenn Bauwerke eines KZG in verschiedene Gewässer(abschnitte) entwässern und somit für den betrachteten Gewässerabschnitt nur ein Teil der Bauwerke berücksichtigt werden soll. Die Wahl der Größe des Flusseinzugsgebietes kann dabei unter verschiedenen Aspekten erfolgen. So kann eine Betrachtung des Gesamtflussgebietes

für eine Übersicht über bestehende Strukturen sinnvoll sein. Zur Ableitung von konkreten Maßnahmen ist die Betrachtung von Teileinzugsgebieten/ Gewässerabschnitten notwendig. Dabei werden Nebengewässer separat betrachtet, um Interaktionen zwischen einzelnen Einleitungen aufzuzeigen und Besonderheiten der Standorte zu berücksichtigen. Im Hinblick auf Standortbesonderheiten sollten dabei Aspekte wie z.B. bestehende Trinkwasserschutzgebiete oder Krankenhausstandorte frühzeitig berücksichtigt werden.

Nach der Festlegung des Einzugsgebiets erfolgt die Bestandsaufnahme der Bauwerke der Siedlungsentwässerung. Dazu zählen sowohl Kläranlagen als auch Bauwerke der Mischwasserentlastung und Einleitungen aus Trennsystemen. Hierbei ist in einem ersten Schritt die vollständige Erfassung der Bauwerke, ggf. über behördliche Zuständigkeitsgrenzen hinweg und unabhängig von der Größe (z.B. auch häusliche Kleinkläranlagen), sinnvoll. Im Zuge der Betriebsdatenauswertung der Kläranlagen hat sich gezeigt, dass die Berücksichtigung der EK-VO-Berichte der Kläranlagen in erster Näherung ein geeignetes Tool sind, um eine Datenbasis hinsichtlich Abflussmengen und -konzentrationen zu erhalten. Hierzu empfiehlt sich einen Zeitraum von 3 bis 5 Jahren zu betrachten. Zur Ermittlung der für das Gewässer relevanten Frachten wird die Berücksichtigung der 24-Stunden-Mischproben als erste Indikation vorgeschlagen. Dabei ist zu beachten, dass diese lediglich eine Aussage zur Gewässerfrachtbelastung über größere Zeiträume (z.B. Jahresmittel) geben können. Die festgelegten Grenzwerte der Kläranlagen werden i.d.R. deutlich höher sein, so dass Stoßbelastungen bei diesem Ansatz unberücksichtigt bleiben. Des Weiteren sind die Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen bezüglich Veränderungen und Plausibilität kritisch zu hinterfragen. Hierbei sind Umbaumaßnahmen zur Verbesserung der Ablaufkonzentrationen zu berücksichtigen. Für die die Bestandsaufnahme im Bereich der Mischwasser- und Regenwasserbehandlung müssen für die betroffenen KZG die Schmutzfrachtsimulations-Datensätze zusammengefügt werden. Die Datensätze sind auf Vollständigkeit und Plausibilität hinsichtlich der getroffenen Annahmen zu prüfen. Dabei sind die Aktualität und die jeweils gewählte Grundlage der Berechnung kritisch zu hinterfragen.

Zur Ableitung von immissionsbasierten Maßnahmen kann der Abwasseranteil im Gewässer genutzt werden. Dazu muss zunächst der mittlere Jahresabfluss an der Einleitstelle ermittelt werden. Vereinfacht kann hier über eine Regionalisierung von Pegeldaten ein langjähriger mittlerer Gewässerabfluss geschätzt werden. Eine präzisere Abbildung ergibt sich mittels einer Niederschlags-Abflussmodellierung (N-A-Modell). Die Modellierung

sollte den Zeitraum der ausgewerteten Kläranlagendaten abdecken und ermöglicht eine differenziertere Darstellung. Im Anschluss kann mit der Abflussmengenmessung der Kläranlage der mittlere, jährliche Kläranlagenabfluss bestimmt und der Anteil ermittelt werden. Dieser kann wiederum genutzt werden, um die für die Kläranlage relevanten Abflusskonzentrationen zu berechnen. Dazu werden vereinfacht die angestrebten Grenz- und UQN-Werte verrechnet mit der an der Einleitstelle herrschenden mittleren Verdünnung angesetzt, vgl. Abbildung 1 und Abbildung 2. Damit ergeben sich individuelle Ablaufkonzentrationen für die Kläranlage, die die Aufnahmefähigkeit des Gewässers berücksichtigen. Anhand dieser können anschließend die notwendigen Maßnahmen ermittelt werden.

Im Bereich der Mischwasserentlastung kann analog dazu vorgegangen werden (Abbildung 5). Die hier ermittelten Abwasseranteile sind aufgrund der Tatsache, dass der Abfluss in das Gewässer nicht kontinuierlich erfolgt, mit größeren Unsicherheiten behaftet. Orientierungswerte für die Relevanz einzelner Bauwerke können aus Kenndaten vorhandener Schmutzfrachtberechnungen abgeleitet werden (z.B. mittleres jährliches Entlastungsvolumen, Entlastungsrate). Mit einem N-A-Modell zur Simulation des Entlastungsverhaltens auf Basis gemessener Regenreihen und über, im Idealfall an Messwerte, angepasste Datensätze können lokale Randbedingungen abgebildet werden. Die Auswertung der resultierenden Entlastungsganglinien ermöglicht unter Einbeziehung des Gewässerabflusses eine bauwerksspezifische Einschätzung der Relevanz. Wird Handlungsbedarf an einem Bauwerk festgestellt, sind neben nachgeschalteten Maßnahmen auch systemintegrierte Maßnahmen (z.B. Anpassung Drosselabfluss) zu prüfen.

3.2. Entwässerungsstrukturelle Maßnahmen

Zu entwässerungsstrukturellen Maßnahmen zählen neben der Schließung inklusive der Überleitung des Abwassers zu einer benachbarten und größeren Kläranlage auch die Zusammenlegung benachbarter Kläranlagen. Der Aufwand für den Erhalt und Betrieb von Kläranlagen < GK 3 ist i.d.R. überproportional hoch, bezogen auf die angeschlossenen Einwohner, vgl. Porth *et al.* (2017). Daher lohnt es sich insbesondere bei Kläranlagen dieser Größenordnung entwässerungsstrukturelle Maßnahmen zu prüfen. Der Anschluss bzw. Zusammenschluss erfolgt dann z.B. über eine Druckleitung. Basis für die Ableitung/Entscheidungsfindung sind neben den immissionsbasierten Ablaufkonzentrationen resp. dem Abwasseranteil die Wirtschaftlichkeit des Ausbaus/Sanierung der Anlage/n und der demographische Wandel. Außerdem sind Aspekte der Trassenfindung (Berücksichtigung von

Zwangspunkten) mit zu berücksichtigen, wodurch die Kosten signifikant beeinflusst werden können. Dabei spielen z.B. die Lage in Schutzgebieten, die Verlegung innerhalb von Ortslagen, die geodätische Höhenlage und die Querung von Straßen oder Schienen eine entscheidende Rolle. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht sinnvoll können entwässerungsstrukturelle Maßnahmen dann sein, wenn z.B. Kläranlagen der GK < 3 an empfindlichen Oberläufen liegen oder der Zustand eines Gewässers den Ausbau der darin entwässernden Kläranlagen erfordert. Dann ist zu prüfen, ob ein Zusammenschluss oder Anschluss an eine größere Kläranlage sinnvoll ist. Ob sich aufgrund der i.d.R. nicht linear verlaufenden spezifischen Kosten eines Ausbaus Kostenvorteile ergeben, ist dann im Einzelfall zu prüfen. Des Weiteren ist die verbleibende Belastung durch Mischwasserüberläufe in die Entscheidungsfindung einzubeziehen. Entwässerungsstrukturelle Maßnahmen können unter Umständen den lokalen Wasserhaushalt massiv beeinflussen, sodass Gewässerabschnitte temporär oder dauerhaft trockenfallen mit entsprechenden ökologischen Folgen. Nach DWA (2006) und DWA (2016) ist der Aspekt des lokalen Wasserhaushaltes zu berücksichtigen, und die Veränderungen des natürlichen Wasserhaushaltes sind in mengenmäßiger und stofflicher Hinsicht so gering zu halten, wie technisch, ökologisch und wirtschaftlich vertretbar ist. Somit ist bei entwässerungsstrukturellen Maßnahmen die Beeinflussung des Wasserhaushaltes zu prüfen und gegebenenfalls flankierende Maßnahmen (z.B. dezentrale Versickerung, Entsiegelung, Abkopplung Außengebiete) zu ergreifen, um nachhaltige Gewässerschädigungen auszuschließen.

3.3. Mischwasserbezogene Maßnahmen

Maßnahmen im Bereich der Mischwasserentlastung lassen sich in Systemanpassungen und nachgeschaltete Maßnahmen untergliedern. Systemanpassungen oder Optimierungsmaßnahmen im Kanalnetz können z.B. Anpassung des Drosselabflusses, Abflusssteuerung, Erhöhung des Speichervolumens, Anpassung der Schwelle sein. Nachgeschaltete Maßnahmen sind z.B. Retentionsbodenfilter (RBF) und nachgeschaltete technische Feststoffabscheidungen. Aufgrund dessen, dass jedes Kanalsystem anders auf Systemanpassungen reagiert, sind „systemintegrierte“ Maßnahmen auf andere Einzugsgebiete nur sehr begrenzt übertragbar. Bei nachgeschalteten Maßnahmen wie z.B. Retentionsbodenfiltern spielen der Platzbedarf, die lokalen geologischen Verhältnisse und der Betriebsaufwand eine entscheidende Rolle hinsichtlich ihrer Realisierbarkeit. Mit einem RBF können neben chemisch-physikalischen Parametern auch Spurenstoffen reduziert werden. (Knorz *et al.* 2017)

3.4. Kläranlagenbezogene Maßnahmen

Zusätzlich zu den zuvor aufgezeigten Maßnahmen ist eine Ertüchtigung resp. Nachrüstung von Kläranlagen mit weiteren Verfahrensstufen stellenweise notwendig. Hierbei muss zwischen der Reduktion von konventionellen Parametern gemäß AbwV (2016) und Spurenstoffen unterschieden werden.

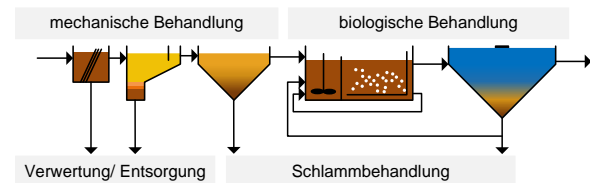


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Behandlungsstufen einer konventionellen kommunalen Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation

Mit dem heutigen Stand der Verfahrenstechnik (vgl. Abbildung 6) auf Kläranlagen ist die Reduktion der in Tabelle 1 aufgelisteten Spurenstoffe nur unzureichend gewährleistet. Selbst durch betriebstechnische Optimierung kann keine signifikante Steigerung der Reduktion erreicht werden. Hierzu sind weitergehende Verfahren notwendig. Diese sind durch bautechnische Maßnahmen im Sinne einer „4. Reinigungsstufe“ als Barriersystem bzw. End-of-pipe-Lösung in die bestehende Infrastruktur zu integrieren oder nachzuschalten. Die Implementierung von (weitergehenden) Maßnahmen ist standort- und einzugsgebietspezifisch in einer Einzelfallentscheidung, unter Ausnutzung von Synergieeffekten (z.B. die weitergehende Abscheidung von partikulären (Schad)Stoffen im Zuge der Phosphorreduktion) durch die Kombination von Verfahren, durchzuführen. Kläranlagen die nur einen geringen Anteil am Gewässerabfluss ausmachen, können ggf. mit betriebstechnischen oder bautechnischen Maßnahmen soweit ertüchtigt/nachgerüstet werden, dass ein guter Gewässerzustand erreicht werden kann. Nachfolgend wird exemplarisch auf eine Auswahl von betriebstechnischen und bautechnischen Maßnahmen zur Gewährleistung der Immissionsanforderungen eingegangen.

3.4.1. Betriebstechnische Maßnahmen

Die Implementierung von betriebstechnischen Maßnahmen zur Minimierung von Stickstoff- und Phosphoremisionen kann u.a. durch folgende Bausteine erfolgen:

- Optimierung der Steuerung und Dosierung von Fäll- und Flockungsmitteln
- Ausgleich von Zulaufmengen- und Frachtspitzen, z.B. durch die Zwischenspeicherung des Zentratwassers aus der Entwässerung des Faulschlammes
- Anpassung/ Optimierung der Belüftungsstrategie

3.4.2. Bautechnische Maßnahmen

Bautechnische Maßnahmen können integriert sowie nachgeschaltet erfolgen. Zur Gewährleistung der weitergehenden Spurenstoffreduktion ist die Fortschreibung des Stands der Technik notwendig, wobei die Anforderungen an weitergehende (adsorptive, oxidative und physikalische) Verfahren wie folgt definiert werden können (vgl. Abegglen und Siegrist (2012)):

- Breitbandwirkung, d.h. Ausnutzung von Synergieeffekten zur Reduktion einer Vielzahl von (Schad)Stoffen
- Vermeidung der Bildung von Transformationsprodukten, die schädlicher sind als die Ausgangsprodukte, durch weitergehende Verfahren

Für die Reduktion von Spurenstoffen stehen unter anderem Adsorption an Aktivkohle (Pulver- oder granulierte Aktivkohle) oder Ozonung sowie eine Kombination zur Verfügung, vgl. Abbildung 7. Diese Verfahren können für einen weitergehenden Feststoffrückhalt mit vor- oder nachgeschalteten Filtrationsverfahren kombiniert werden. Der Einsatz von Kombinationsverfahren bestehend aus Ozonung und granulierter Aktivkohle kann in Anbetracht sensibler Einzugsbiote (z.B. Trinkwasserschutzgebiet, Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser) sowie spezieller Einleiter im Einzugsgebiet der Kläranlage (z.B. hoher Industrieanteil, Krankenhäuser- und Pflegeheime) im Hinblick auf eine Breitbandwirkung notwendig sein.

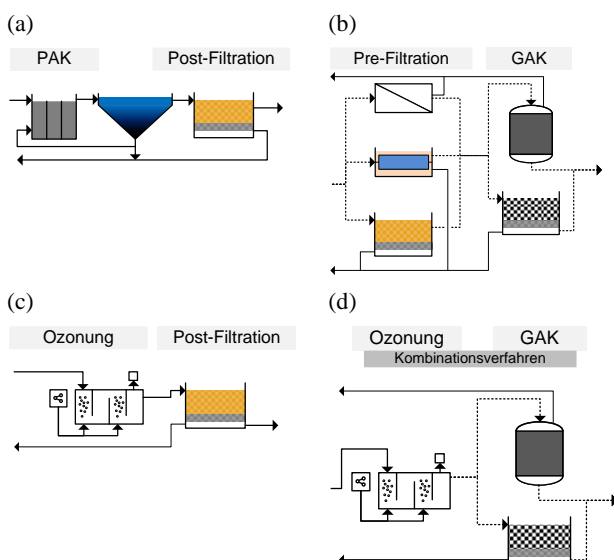


Abbildung 7: Schematische Darstellung ausgewählter nachgeschalteter Verfahren zur weitergehenden Abwasserbehandlung (a: Pulveraktivkohle; b: granulierte Aktivkohle; c: Ozonung mit nachgeschalteter biologischer Behandlung; d: Kombinationsverfahren aus Ozonung und granulierter Aktivkohle)

4 Fazit

Die Bausteine der Siedlungsentwässerung sind für die Erreichung des guten Zustandes nach WRRL ganzheitlich im Sinne der Gewässerqualität zu betrachten. Hierzu ist ein Immissionsbasierter Ansatz für die Ableitung von Grenzwerten zu verfolgen und somit die Aufnahmefähigkeit des Gewässers zu berücksichtigen. Ein Tool für die Auswahl und die Relevanz von Punktquellen kann der Abwasseranteil im Gewässer darstellen. Dies bedingt unter Umständen eine Verschiebung der Maßnahmenbetrachtung, beispielsweise bei Priorisierung von relevanten Kläranlagen. Der Fokus der Betrachtung der wasserwirtschaftlichen Praxis liegt derzeit bei den Größenklassen 3 bis 5 und basiert auf dem Ansatz der allgemeinen Frachtreduzierung von prioritären Stoffen. Von Relevanz für die in der WRRL berücksichtigten Wasserorganismen und Lebensgemeinschaften sind jedoch weniger Stofffrachten, sondern vielmehr Stoffkonzentrationen. Im Rahmen des Immissionsbasierten Ansatzes wurden Kläranlagen der Größenklasse kleiner 3 sowie Mischwasserentlastungen einbezogen aufgrund dessen, dass diese in Oberflächengewässern mit einem geringen Aufnahmevermögen signifikant zur Verschlechterung des biologischen und chemischen Gewässerzustands beitragen. Es stehen verschiedene Maßnahmenoptionen an den Bausteinen der Siedlungsentwässerung zur Verfügung, die unter Berücksichtigung der lokalen Randbedingungen sowie der Interaktionen im KZG angesetzt werden können. Weiterhin können strukturelle Maßnahmen wie z.B. die Schließung von Kläranlagen geeignet sein, Gewässeroberläufe zu entlasten.

5 Literatur

- Abegglen C. und Siegrist H. (2012). *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*, Bundesamt für Umwelt, Bern.
- AbwV (2016). Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 1. Juni 2016 (BGBl. I S. 1290) geändert worden ist. In, Bundesministerium für Justiz und Verbraucherschutz, Deutschland.
- Berthold, Schlösser-Kluger und Seel (2016). *Kläranlageneinleitungen in oberirdische Gewässer und dadurch bedingte Spurenstoffeinträge in das Grundwasser im Hessischen Ried*, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie.
- BMUB und UBA (2016). *Die Wasserrahmenrichtlinie - Deutschlands Gewässer*, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt, Bonn, Dessau.
- BMUB und UBA (2017). *Policy-Paper Empfehlungen des Stakeholder-Dialogs »Spurenstoffstrategie des Bundes« an die Politik zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer*, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt, Bonn, Dessau.
- Cleuvers M. (2005). Initial risk assessment for three β -blockers found in the aquatic environment. *Chemosphere* **59**(2), 199-205.
- DWA (2006). Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE). In, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- DWA (2016). Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. In: (*Entwurf*), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- EC (1996). Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93/667/EEC on risk assessment for new notified substances and the Commission regulation (EC) 1488/94 on Risk substances. In, European Chemical Bureau, Ispra, Italy.
- EU (2000). Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In, Rat der Europäischen Union, pp. 1 - 72.
- EU (2015). 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. In, Europäische Kommission; Carvalho, R. N., Ceriani, L., Ippolit, A., Lettieri, T., Luxembourg.
- Ferrari B. t., Paxéus N., Giudice R. L., Pollio A. und Garric J. (2003). Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibric acid, and diclofenac. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **55**(3), 359-70.
- Hillenbrand T., Tettenborn F., Fuchs S., Toshovski S., Metzger S., Tjoeng I., Wermter P., Kersting M., Hecht D., Werbeck N. und Wunderlin P. (2016). *Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer - Phase 2*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Hillenbrand T., Tettenborn F., Menger-Krug E., Marscheider-Weidemann F., Fuchs S., Toshovski S., Kittlaus S., Metzger S., Tjoeng I., Wermter P., Kersting M. und Abegglen C. (2014). *Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Jekel M., Dott W., Bergmann A., Dünnbier U., Gnirß R., Haist-Gulde B., Hamscher G., Letzel M., Licha T., Lyko S., Mieke U., Sacher F., Scheurer M., Schmidt C. K., Reemtsma T. und Ruhl A. S. (2015). Selection of organic process and source indicator substances for the anthropogenically influenced water cycle. *Chemosphere* **125**, 155-67.
- Klepiszewski K. und Seiffert S. (Juni 2013). *Statistische Erfassung von Entlastungsbauwerken der Mischwasserbehandlung im Einzugsgebiet der Chiers*, tudor - Centre de Ressources des Technologies pour l'Environnement.
- Knorz K., Mertens F. M., Brunsch A. F., Dahmen H. und Christoffels E. (2017). Elimination von Spurenstoffen im Retentionsbodenfilter. In: *Spurenstoffe im Regen- und Mischwasserabfluss*, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA), Stuttgart.
- Kuhbier S. (2003). *Charakterisierung der Selbstreinigungsprozesse und des Gewässerzustandes eines abwasserbelasteten Fließgewässers (Horloff/Vogelsberg) mit Hilfe von Sediment und Aufwuchs*. Dissertation, Fachbereich Argrwissenschaften, Ökotoptologie und Umweltmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen, Marburg.
- Launay M., Dittmer U., Besier H., Haas U., Maier M. und Amend R. (2017). Regenbedingte Emissionen organischer Spurenstoffe aus Mischsystemen. In: *Spurenstoffe im Regen- und Mischwasserabfluss*, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA), Stuttgart.
- Launay M. A., Dittmer U. und Steinmetz H. (2016). Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows – Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. *Water Research* **104**(Supplement C), 82-92.

- Luft A., Wagner M. und Ternes T. A. (2014). Transformation of Biocides Irgarol and Terbutryn in the Biological Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology* **48**(1), 244-54.
- OGewV (2016). Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern vom 20. Juni 2016. In: *Bundesgesetzblatt Jahrgang 2016 Teil I Nr. 28, ausgegeben zu Bonn am 23. Juni 2016*, Bundesanzeiger Verlag, Bonn, pp. 1373 - 443.
- ÖkoTox (2017). Qualitätskriterienvorschläge Oekotoxzentrum. <http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/> (accessed 06.06.2017 2017).
- Porth M. und Schüttrumpf H. (2017). *Wasser, Energie, Umwelt - Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall I*. Springer Vieweg, Wiesbaden.
- Seeland A., Oetken M., Kiss A., Fries E. und Oehlmann J. (2012). Acute and chronic toxicity of benzotriazoles to aquatic organisms. *Environmental Science and Pollution Research* **19**(5), 1781-90.
- StaHe (1992). Regeln der Technik bei der Mischwasserbehandlung; hier: Einführung der Programmversion 3.1 des Schmutzfrachtsimulationsmodells SMUSI, Bezug: Erlaß vom 23. Februar 1989 - III B 2 - 79 f 02.09 - 3184/89 - (n.v.). In, Staatsanzeiger für das Land Hessen, Deutschland, p. 339.
- Steger-Hartmann T., Länge R. und Schweinfurth H. (1999). Environmental Risk Assessment for the Widely Used Iodinated X-Ray Contrast Agent Iopromide (Ultravist). *Ecotoxicology and Environmental Safety* **42**(3), 274-81.
- Tchobanoglous G., Stensel D., Tsuchihashi R., Burton F., Abu-Orf M., Bowden G. und Pfang W. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and Resource recovery*. McGraw-Hill Education, New York.
- UBA (2016). Database "Pharmaceuticals in the environment". In, Dessau-Roßlau, Germany.
- Wenzel A., Schlich K., Shemotyuk L. und Nendza M. (2015). *Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- WHG (2016). Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das durch Artikel 4 des Gesetzes vom 26. Juli 2016 (BGBl. I S. 1839) geändert worden ist. In, Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, Deutschland.
- Wicke D., Matzinger A., Caradot N., Schubert R.-L., Sonnenberg H., Seegern v. D., Heinzemann B. und Rouault P. (2017). Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. In: *Spurenstoffe im Regen- und Mischwasserabfluss*, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA), Stuttgart.

Herausgeber: Projektverbund NiddaMan, Frankfurt, Januar 2018

AutorInnen: Thomas Fundneider *, Kathrin Flick **, Oliver Kraft ***, Lutz Härtel **, Susanne Lackner *

Kontakt: * Technische Universität Darmstadt, Institut IWAR, Fachgebiet Abwasserwirtschaft
 ** UNGER ingenieure Ingenieurgesellschaft mbH, FB Abwasserreinigung/ Stadtentwässerung
 *** Brandt Gerdes Sitzmann Wasserwirtschaft GmbH

GEFÖRDERT VOM

