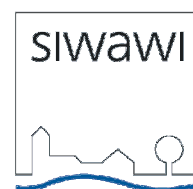


Schlussbericht

Emissionen von gefährlichen Stoffen aus den Abwasserentsorgungssystemen vor dem Hintergrund der EG-WRRL

Juli 2006

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt
PD Dr.-Ing. habil. A. Welker
Postfach 3049
67653 Kaiserslautern



Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	IV
1 Veranlassung.....	1
2 Definition der maßgeblichen Abflussarten in Abwasserentsorgungssystemen	4
2.1.1 Oberflächenabfluss	6
2.1.2 Kanalisation	7
2.1.3 Kläranlage.....	9
3 Beschreibung der ausgewählten Stoffe bzw. Stoffparameter	12
3.1 Auswahl und Charakterisierung maßgeblicher Stoffe bzw. Stoffparameter	12
3.2 Summenparameter CSB.....	14
3.3 Ammonium als Beispielverbindung für Stickstoffbelastungen	17
3.4 Schwermetalle	20
3.4.1 Cadmium (Cd).....	20
3.4.2 Kupfer (Cu)	22
3.4.3 Blei (Pb)	24
3.5 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)	28
3.5.1 Herbizide.....	28
3.5.1.1 Isoproturon.....	28
3.5.1.2 Diuron	30
3.6 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	33
3.7 Flammschutzmittel: Polybromierte Diphenylether (PBDE)	36
3.8 Alkylphenole (Nonylphenol)	38
3.9 Bisphenol A	41
3.10 Komplexbildner EDTA und NTA	43
3.11 Phthalate (DEHP)	46
3.12 Zinnorganyle.....	50
3.13 Humanarzneimittel.....	53
3.13.1 Carbamazepin.....	55
3.13.2 Ibuprofen.....	56

3.13.3 Diclofenac	58
3.14 Hormone Estradiol und Ethinylestradiol	63
4 Qualitative Bewertung der wichtigsten stofflichen Emissionen aus Abwasserentsorgungssystemen	67
5 Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulation zur Verteilung von Stoffemissionen aus Abwassersystemen, exemplarisch dargestellt an einem fiktiven Einzugsgebiet ...	74
5.1 Beschreibung des fiktiven Einzugsgebietes, des verwendeten Modells/Programms und der stofflichen Eingangswerte.....	75
5.2 Vergleich der emittierten Jahresfrachten aus Misch- und Trennsystemen für die Basisvariante (Szenario 0)	80
5.2.1 Grundlagen	80
5.2.2 Ergebnisse der Simulationsberechnung für das Mischsystem.....	84
5.2.3 Ergebnisse der Simulationsberechnungen für das Trennsystem.....	85
5.2.4 Darstellung der Einzelfrachten im Vergleich zwischen Misch- und Trennsystem	87
5.3 Szenarien mit Variationen der stofflichen Eingangsdaten sowie Veränderungen im Einzugsgebiet.....	91
5.3.1 Grundlagen	91
5.3.1.1 Stoffrückhalt in den Regenentlastungsbauwerken durch Absetzvorgänge (Szenario 1a).....	92
5.3.1.2 Erhöhung des Regenbeckenvolumens zur Nachbildung von quasi „Null- Emissionen“ aus der Mischwasserentlastung (Szenario 1b)	93
5.3.1.3 Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Einzugsgebiet (z.B. Abkopplung von Flächen) (Szenario 2a).....	94
5.3.1.4 Berücksichtigung weitergehender klärtechnischer Maßnahmen bei der Mischwasserbehandlung durch Bodenfilter (Szenario 3a)	95
5.3.2 Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulation aus den Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten für die Stoffe Kupfer, PAK, Diuron, EDTA, NTA, Carbamazepin und Ibuprofen.....	97
5.3.2.1 Vorwiegend oberflächenbürtige Stoffe Kupfer, PAK und Diuron.....	98
5.3.2.2 Schmutzwasserbürtige Stoffe EDTA und NTA	102
5.3.2.3 Schmutzwasserbürtige Humanarzneimittel Ibuprofen und Carbamazepin	105
5.3.3 Fazit der Simulationsberechnungen.....	108
6 Fazit und Schlussfolgerungen	111

7	Literaturverzeichnis	114
8	Anhang.....	127
8.1	Zusammenstellung der Eingangsdaten.....	127
8.2	Zusammenstellung der Simulationsergebnisse für die Eingangsdaten- und Netzvarianten für die Substanzen bzw. Stoffparameter CSB, Ammonium, Kupfer, PAK, Diuron, EDTA, NTA, Carbamazepin, Ibuprofen, Ethinylestradiol, Estradiol 131	

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4-1: Einordnung der verschiedenen Stoffe bzw. Stoffparameter bezogen auf das Aufkommen und den Rückhalt in den Teilsystemen Kläranlage (Zulauf, Ablauf, Klärschlamm) und Mischwasserbehandlung (Oberflächenabfluss, Mischwasserabfluss, Mischwasserentlastungsabfluss) (Aufkommen/ Rückhalt: ++: sehr hoch; +: hoch; o: mittel; - : niedrig; - - : sehr niedrig); (Datenlage: - : gering; o : mittel; + : hoch) /Welker 2004/.....	69
Tabelle 4-2: (Fortsetzung) Einordnung der verschiedenen Stoffe bzw. Stoffparameter bezogen auf das Aufkommen und den Rückhalt in den Teilsystemen Kläranlage und Mischwasserbehandlung ...	70
Tabelle 4-3: Einordnung der Stoffe bzw. Stoffparameter mit Kenngrößen und die Bewertung ihrer Relevanz in den Abwasserentsorgungssystemen (Relevanz: +: hoch; o: mittel; -: niedrig) /Welker 2004/	72
Tabelle 5-1: Zusammenstellung der Abflusswerte für die Basisvariante (Szenario 0)	77
Tabelle 5-2: Variation der Eingangsdaten bezogen auf Konzentrationsangaben (niedrig – mittel – hoch) in den Abflussarten Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss und Kläranlagenablauf (Trockenwetter und Regenwetter)	79
Tabelle 5-3: Vergleich der Eingangswerte und der Abflussvolumina von Szenario 0 (mittlerer Fall) mit Szenario 1b	93
Tabelle 5-4: Vergleich der Eingangswerte und der Volumina von Szenario 0 (mittlerer Fall) mit Szenario 2a (Abkopplung im Bestand)	94
Tabelle 5-5: Tendenzielle Einschätzung der Auswirkungen auf die emittierten Gesamtfrachten aus einem fiktiven Mischsystem (Summe Schmutzfracht Mischwasserentlastung und Ablauf Kläranlage) bei Veränderungen im Einzugsgebiet (Netzvarianten) sowie stofflichen Eingangsdaten (Eingangsdatenszenarien) im Vergleich zur Basisvariante (Szenario 0) (Auswirkungen: ++: deutliche Erhöhung; +: Erhöhung; o: keine signifikante Veränderung; - : Verringerung; - - : deutliche Verringerung); n.s.: nicht sinnvoll.....	110
Tabelle 8-1: Zusammenstellung der in der Simulation verwendeten Stoffkonzentrationen in verschiedenen Abflussarten.....	128

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Darstellung des urbanen Wasserkreislaufs mit den wichtigsten Umweltkompartimenten und Teilsystemen der Abwasserentsorgung. MW-Kanal: Mischwasserkanal; RW-Kanal: Regenwasserkanal /Welker 2004/	5
Abbildung 3-1: Aufkommen von CSB in verschiedenen Matrices. Niederschlagswasser (n=7); Dachabfluss (n=8); Verkehrsflächenabfluss (n=32); Schmutzwasser (n=25); Mischwasser (n=33); Mischwasserentlastungsabfluss (n=24); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=3) /Welker 2004/... 15	
Abbildung 3-2: Aufkommen von Ammonium in verschiedenen Matrices. Niederschlagswasser (n=10); Dachabfluss (n=8); Verkehrsflächenabfluss (n=24); Schmutzwasser (n=12); Mischwasser (n=11); Mischwasserentlastungsabfluss (n=17); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=5) /Welker 2004/... 18	
Abbildung 3-3: Aufkommen von Cadmium in verschiedenen Matrices: TW (Trinkwasser) / GW (Grundwasser) (n=7); Niederschlagswasser (n=22); Dachabfluss (n=21); Verkehrsflächenabfluss (n=54); Schmutzwasser (n=17); Mischwasserabfluss (n=9); Mischwasserentlastungsabfluss (n=12); Ablauf KA (n=18); Fließgewässer (n=9); Klärschlamm (n=7) /Welker 2004/	22
Abbildung 3-4: Aufkommen von Kupfer in verschiedenen Matrices. TW (Trinkwasser) / GW (Grundwasser) (n=4); Niederschlagswasser (n=22); Dachabfluss (n=25); Verkehrsflächenabfluss (n=73); Schmutzwasser (n=16); Mischwasserabfluss (n=9); Mischwasserentlastungsabfluss (n=17); Ablauf KA (n=18); Fließgewässer (n=5); Klärschlamm (n=7) /Welker 2004/	24
Abbildung 3-5: Aufkommen von Blei in verschiedenen Matrices. TW (Trinkwasser) / GW (Grundwasser) (n=7); Niederschlagswasser (n=23); Dachabfluss (n=33); Verkehrsflächenabfluss (n=53); Schmutzwasser (n=19); Mischwasserabfluss (n=13); Mischwasserentlastungsabfluss (n=19); Ablauf KA (n=19); Fließgewässer (n=10); Klärschlamm (n=7) /Welker 2004/	26
Abbildung 3-6: Aufkommen von Isoproturon in verschiedenen Matrices: Niederschlagswasser (n=3); Straßen-/Hofabflüsse (n=5); Mischwasserabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=1); Mischwasserentlastungsabfluss (n=1); Ablauf KA (n=17); Fließgewässer (n=12) /Welker 2004/	29
Abbildung 3-7: Aufkommen von Diuron in verschiedenen Matrices. Niederschlagswasser (n=1); Straßen-/Hofabflüsse (n=3); Mischwasserabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=1); Mischwasserentlastungsabfluss (n=1); Ablauf KA (n=18); Fließgewässer (n=18) /Welker 2004/	31
Abbildung 3-8: Aufkommen von PAK in verschiedenen Matrices. Trinkwasser (n=1); Niederschlagswasser (n=8); Dachabfluss (n=6); Verkehrsflächenabfluss (n=19); Schmutzwasser (n=4); Mischwasserentlastungsabfluss (n=4); Mischwasser (n=4); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=1); Boden (n=4); Klärschlamm (n=8) /Welker 2004/	34
Abbildung 3-9: Aufkommen von Nonylphenol in verschiedenen Matrices. Trinkwasser (n=6); ND-Wasser (Niederschlag) (n=1); Dachabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=18); Ablauf KA (n=32); Fließgewässer (n=22); Klärschlamm (KS) (n=23) /Welker 2004/	39
Abbildung 3-10: Aufkommen von BPA in verschiedenen Matrices. Grundwasser (n=1); Schmutzwasser (n=10); Ablauf KA (n=13); Fließgewässer (n=12); Klärschlamm (n=5) /Welker 2004/	42
Abbildung 3-11: Aufkommen von EDTA in verschiedenen Matrices. Trinkwasser (TW)/ Grundwasser (GW) (n=1) ; Schmutzwasser (n=2); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=5) /Welker 2004/	44
Abbildung 3-12: Aufkommen von NTA in verschiedenen Matrices. Schmutzwasser (n=2); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=3) /Welker 2004/	44

Abbildung 3-13: Aufkommen von DEHP in verschiedenen Matrices. Niederschlagswasser (n=3); Verkehrsflächenabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=6); Ablauf KA (n=11); Gewässer (n=6); Gewässersediment (n=6); Klärschlamm (n=13) /Welker 2004/	48
Abbildung 3-14: Aufkommen von TBT in verschiedenen Matrices. Schmutzwasser (n=3); Ablauf KA (n=5); Gewässer (n=10); Gewässersedimente (n=12); Klärschlamm (n=12) /Welker 2004/	51
Abbildung 3-15: Quellen und Verteilung von Arzneimitteln (Human- und Tierarzneimittel) im urbanen Wasserkreislauf.....	54
Abbildung 3-16: Aufkommen von Carbamazepin in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=9); Schmutzwasser (n=5); Ablauf Kläranlage (n=8); Fließgewässer (n=8).....	56
Abbildung 3-17: Aufkommen von Ibuprofen in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=9); Schmutzwasser (n=10); Ablauf Kläranlage (n=17); Fließgewässer (n=11)	57
Abbildung 3-18: Aufkommen von Diclofenac in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=4); Schmutzwasser (n=6); Ablauf KA (n=11); Fließgewässer (n=12) /Welker 2004/	59
Abbildung 3-19: Aufkommen von Estradiol in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=5); Schmutzwasser (n=14); Ablauf KA (n=16); Fließgewässer (n=9) /Welker 2004/	65
Abbildung 3-20: Aufkommen von Ethinylestradiol in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=4); Dachabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=10); Ablauf KA (n=18); Fließgewässer (n=9) /Welker 2004/	65
Abbildung 5-1: Schema des fiktiven Einzugsgebietes; zwei Regenüberläufe R10 und R30, zwei Regenüberlaufbecken B10 und B20, ein Trenngebiet F22, ein Einzeleinleiter E 10 /Leinweber 2002/	76
Abbildung 5-2: Eingangswerte für die Matrices Trockenwetterabfluss (TW), Oberflächenabfluss, Ablauf der Kläranlage (KA) bei Trockenwetter (TW) und Regenwetter (RW) für CSB, Ammonium und Kupfer	81
Abbildung 5-3: Eingangswerte für die Matrices Trockenwetterabfluss (TW), Oberflächenabfluss, Ablauf der Kläranlage (KA) bei Trockenwetter (TW) und Regenwetter (RW) für die oberflächenbürtigen organischen Stoffe (PAK, Diuron) sowie die schmutzwasserbürtigen Komplexbildner NTA und EDTA	82
Abbildung 5-4: Eingangswerte für die Matrices Trockenwetterabfluss (TW), Oberflächenabfluss, Ablauf der Kläranlage (KA) bei Trockenwetter (TW) und Regenwetter (RW) für die schmutzwasserbürtigen organischen Stoffe (Humanarzneimittel Carbamazepin und Ibuprofen) sowie die Hormone Estradiol und Ethinylestradiol.....	83
Abbildung 5-5: %-Anteil der niederschlagsbedingten Schmutzfrachten (Mischwasserentlastung und Kläranlagenablauf bei Regenwetter) an den Gesamtemissionen (Summe Schmutzfracht Mischwasserentlastung und Kläranlage bei Trocken- und Regenwetter) beim Mischsystem.....	84
Abbildung 5-6: %-Anteil der Schmutzfracht aus den Oberflächenabflüssen an den Gesamtemissionen (Summe Schmutzfracht Oberflächenabflüsse und Kläranlage) beim Trennsystem.....	86
Abbildung 5-7: Emittierte Einzelfrachten der Entwässerungssysteme Mischsystem (MS) und Trennsystem (TS) für die Stoffe CSB, Ammonium, Kupfer, PAK und Diuron	88
Abbildung 5-8: Emittierte Einzelfrachten der Entwässerungssysteme Mischsystem (MS) und Trennsystem (TS) für die „schmutzwasserbürtigen“ Stoffe Carbamazepin (Carb), Estradiol (E2), Ethinylestradiol (Ethin), EDTA und NTA	89

Abbildung 5-9: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für Kupfer	98
Abbildung 5-10: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für PAK	100
Abbildung 5-11: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für Diuron	101
Abbildung 5-12: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für EDTA	102
Abbildung 5-13: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für NTA	103
Abbildung 5-14: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für Carbamazepin	105
Abbildung 5-15: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für Ibuprofen	106

Abkürzungsverzeichnis

AbwAG	Abwasserabgabengesetz
A _E	Gesamtfläche des Einzugsgebiets
A _{E,b}	befestigte Fläche des Einzugsgebiets
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AP	Alkylphenole
AP _n EO	Alkylphenoethoxylate
ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
B(a)P	Benzo[a]pyren
BBzP	Butyl-Benzylphthalat
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
BCF	Biokonzentrationsfaktor
BMU	Bundesministerium für Umwelt
BPA	Bisphenol A
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
Cd	Cadmium
C-KATW	Konzentration Kläranlagenablauf bei Trockenwetter
C-KARW	Konzentration Kläranlagenablauf bei Regenwetter
C-OA	Konzentration Oberflächenabfluss
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
C-TW	Konzentration Trockenwetterabfluss
Cu	Kupfer
DBP	Dibutylphthalat
DBT	Dibutylzinnverbindungen
DEHP	Diethylhexylphthalat
DKRR	Deutsche Kommission zur Reinhaltung des Rheins
E2	Estradiol
EE2	Ethinylestradiol
EC ₅₀	Effect Concentration
EDTA	Ethylendiamintetraacetat
EPA	Environmental Protection Agency
FK	Feldkapazität

GV	Glühverlust
GW	Grundwasser
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
$K_2Cr_2O_7$	Kaliumdichromat
KA	Kläranlage
K_H	Henry-Konstante
K_p	Festkörper-Wasser-Verteilungs-Konstante
KS-VO	Klärschlammverordnung
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
$LD(C)_{50}$	Lethal Dose/Concentration
LOEC-Wert	Lowest Observed Effect Concentration
LUA	Landesumweltamt
MS	Mischsystem
n.b.	nicht bestimmt
n.n.	nicht nachweisbar
NA	Niederschlagsabfluss
NH_3	Ammoniak
NH_4	Ammonium
Ni	Nickel
NO_2^-	Nitrit
NO_3^-	Nitrat
NOEC-Wert	No Observed Effect Concentration
NP_nEO	Nonylphenoethoxylate
$NP_{1,2}EO$	Nonylphenolmono- und diethoxylat
$NP_{1,2}EC$	Carboxylverbindungen von $NP_{1,2}EO$
NP	Nonylphenol
NTA	Nitrilotriacetat
PAK	Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PEC	Predicted Environmental Concentration
PNEC	Predicted No Effect Concentration
PSBM	Pflanzenschutz- und Behandlungsmittel

Pt	Platin
PVC	Polyvinylchlorid
q _A	Flächenbeschickung
Q _{Ent}	Entlastungsabfluss
Q _F	Fremdwasserabfluss
Q _G	Gewerblicher Abfluss
Q _{Gew}	Abfluss Gewässer
Q _{RT,TG}	Regenwasserabfluss aus Trenngebieten
Q _S	Schmutzwasserabfluss
Q _{S,TG}	Schmutzwasserabfluss aus Trenngebieten
Q _T	Trockenwetterabfluss
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
RW	Regenwetter
SF	Schmutzfracht
TBT	Tributylzinnverbindungen
TS	Trennsystem
TVO	Tinkwasserverordnung
TW	Trockenwetter
UBA	Umweltbundesamt
UMK-AG	Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz
UQN	Umweltqualitätsnorm
V-KA	Volumen Kläranlagenablauf
V-MWE	Volumen Mischwasserentlastung
WGK	Wassergefährdungsklasse
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
w _S	Wasserverbrauch
ZNS	Zentrales Nervensystem
ZV	Zielvorgaben

1 Veranlassung

Anfang 2005 sind in NRW im Zuge der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Bestandsaufnahmen für die Oberflächengewässer zur Bewertung des ökologischen und des chemischen Zustandes fertig gestellt worden /N.N. 2004/. Trotz einer allgemein stärkeren Betonung der biologischen Kriterien in der WRRL werden weiterhin vielfältige chemische Parameter betrachtet.

Insbesondere die Stoffe bzw. Stoffgruppen der Anhänge IX und X der WRRL, die den chemischen Zustand der Gewässer charakterisieren, sind zu berücksichtigen. In dieser Liste sind neben einigen Schwermetallen (z.B. Cadmium) vorwiegend organische Schadstoffe aufgeführt. Es finden sich zum einen viele sog. Altstoffe (z.B. PCB), die seit langem mit Anwendungsverbieten bzw. -beschränkungen belegt sind. Zum anderen sind noch aktuell zugelassene Pestizide (z.B. Isoproturon) als sog. prioritäre Stoffe aufgeführt /EU Kommission 2001/.

Darüber hinaus spielen chemische Parameter nach EG-WRRL auch eine Rolle bei der Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer. So werden einige Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen im Anhang VIII der EG-WRRL genannt. Sofern sie in signifikanten Mengen in die Oberflächengewässer eingeleitet werden, müssen sie bestimmte national festzulegende Umweltqualitätsnormen (UQN) erfüllen.

Neben den Regelungen der EG-WRRL sind in NRW weitere Vorgaben zur Bewertung der Schadstoffbelastungen in Oberflächengewässern zu berücksichtigen (Gewässerziel-VO NRW, Allgemeine Güteanforderungen (AGA) u.a.). Diese Ausführungen machen deutlich, dass grundsätzlich eine Vielzahl von Substanzen bzw. Substanzgruppen in verschiedenen Regelungen aufgeführt wird und damit zu betrachten ist. Teilweise werden einzelne Parameter in verschiedenen Vorgaben benannt. Die jeweils angegebenen Qualitätsziele unterscheiden sich aber auch bei der gleichen Substanz.

Bei der Durchführung der Bestandsaufnahme in NRW nach EG-WRRL wurden daher zur Gewässerbeurteilung verschiedene Grundlagen je nach Stoff herangezogen. Häufig wurden die chemischen Gewässergüteklassifikationen sowie die Umweltqualitätsnormen der Muster-VO nach den Vorschlägen der LAWA berücksichtigt /N.N. 2004/.

Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme sind unterteilt nach verschiedenen Wasserkörpern seit 2004 in NRW verfügbar /N.N. 2004/. Allgemein lässt sich aus den Untersuchungsergebnissen bei allen ortsspezifischen Unterschieden folgern, dass die Wasserkörper bezogen auf die Kriterien „chemischer Zustand“ bzw. „ökologisch-chemischer Zustand“ häufig in die Kategorie „gefährdet“ oder „möglicherweise gefährdet“ eingestuft wurden.

Damit ergab sich die Frage nach der Herkunft dieser Schadstoffemissionen. Zu diesem Aspekt wurden sowohl für herkömmlich in Wassermatrizes betrachtete Parameter (Nährstoffe, TOC u.a.) als auch für einige Schadstoffe (Schwermetalle) erste vergleichende Bilanzrechnungen durchgeführt. Dabei wurden die Abläufe von kommunalen und industriellen Kläranlagen sowie die niederschlagsbedingten Einträge wie Mischwasserentlastungen und Trenngebietsauslässe berücksichtigt. Des Weiteren wurden die Einträge aus den diffusen Quellen in die Bewertung einbezogen.

Wiederum ergaben sich bezogen auf einzelne Wasserkörper auf Grund der variierenden Datenlagen und ortsspezifischen Faktoren unterschiedliche Ergebnisse. Trotzdem kann in der Tendenz bei vielen Fällen abgeleitet werden, dass stoffliche Emissionen aus den kommunalen Abwassersystemen im Vergleich zu anderen Emissionsquellen in erheblichem Maße zur Gewässerbelastung beitragen /N.N. 2004/. Das ist insofern bedeutsam, als durch Maßnahmen im industriellen Bereich die Einträge aus Direkteinleitungen in letzter Zeit spürbar vermindert worden sind. Innerhalb der Emissionen aus den Abwassersystemen konnte durch erste Bilanzrechnungen nachgewiesen werden, dass stoffliche Einträge aus den niederschlagsbedingten Einleitungen (Mischwasserentlastungen und Trenngebietsauslässe) bei einigen Schadstoffen (z.B. Schwermetalle und PAK) besonders signifikant sind.

Weiterhin wird betont, dass die Datenbasis gerade für die hier besonders zu betrachtenden organischen Schadstoffe immer noch sehr lückenhaft ist. Insbesondere fehlt es an Daten zum Aufkommen der vorwiegend organischen Schadstoffe in den wichtigsten Abflussarten der Abwassersysteme. Diese sind zum einen die Abläufe der Kläranlagen, die bereits seit längerem im Blickpunkt des Interesses stehen (s.u.). Zum anderen sind die niederschlagsbedingten Abflüsse (z.B. Mischwasserentlastungen, Trenngebietsauslässe) zu betrachten; für diese Abflussarten liegen bislang kaum Erkenntnisse vor.

Insgesamt ist festzustellen, dass im Zuge der Umsetzung der WRRL zukünftig eine Fülle an neuen Stoffen zu betrachten ist, über deren Aufkommen an den verschiedenen Punkten der städtischen Entwässerung jedoch kaum Erkenntnisse vorhanden sind.

Damit stellt sich die drängende Frage, wie in den Abwasserentsorgungssystemen in Zukunft mit diesen „neuen“ Stoffen umgegangen werden soll. Wegen der außergewöhnlich hohen Vielfalt von Aufkommens- und Wirkungsdaten sowie der Stoffeigenschaften ist es nur in begrenztem Umfang möglich, allgemeingültige Empfehlungen zur Behandlung aller dieser Stoffe zu geben.

Es muss daher ein pragmatischer Ansatz gefunden werden zwischen stoffbezogenen Einzelaussagen und den allgemeinen Anforderungen aus dem Ingenieurbereich nach praktikablen und kostengünstigen Problemlösungen. Einen ersten Beitrag hierzu soll die vorgelegte Studie leisten.

Um die genannten Ziele zu erreichen, wird eine zweigeteilte Vorgehensweise gewählt. Im ersten Teil (Kapitel 2 und 3) werden verfügbare Ergebnisse von Untersuchungsprogrammen ausgewertet und die wichtigsten Kenngrößen für relevante Stoffe beschrieben und analysiert. Das betrifft die rechtlichen Grundlagen, die Stoffeigenschaften, die Wirkungen und die Herkunftsbereiche der Stoffe, das Aufkommen in den einzelnen Teilbereichen des urbanen Wasserkreislaufs und auch Vermeidungs- und Verringerungspotenziale.

Zunächst werden in Kapitel 2 die maßgeblichen Abflussarten in den Abwassersystemen beschrieben. Schwerpunktmäßig werden die Besonderheiten des Oberflächenabflusses behandelt sowie die Komponenten der Kanalisation und der Kläranlage erläutert.

In Kapitel 3 folgt dann eine Kurzbeschreibung von ca. 20 Stoffen bzw. Stoffgruppen, die in Abwassersystemen vorkommen, nach den oben genannten Kriterien. Aufgrund der nach Stoffen gegliederten Beschreibung stellt Kapitel 3 ein Nachschlagewerk dar, in dem die für

jede Verbindung wesentlichen Aspekte zu finden sind. Ein kurzes Fazit am Ende der Ausführungen über eine Stoffgruppe ermöglicht es dem schnellen Leser, sich einen Überblick zu verschaffen.

Im Kapitel 4 werden für 20 ausgewählte Stoffe bzw. Stoffgruppen eine zusammenfassende Einordnung und Bewertung vorgenommen.

Im zweiten Teil der Arbeit (Kapitel 5) werden tiefer gehende Betrachtungen über die stofflichen Verteilungsvorgänge im Abwassersystem angestellt. Zu diesem Zweck wird der Detaillierungsgrad deutlich erhöht und zwar durch die Beschränkung auf ein Teilsystem - vornehmlich das Mischsystem mit den Emissionen „Kläranlagenablauf“ und „Mischwasserentlastung“ - sowie die gewählte Methodik. So werden mit Hilfe des Instruments der Schmutzfrachtsimulation die maßgeblichen Stoffemissionen (11 Stoffe) aus dem Mischsystem auf der Basis von Annahmen mittlerer Konzentrationen berechnet. Die jeweiligen Randbedingungen für die Berechnung werden dabei in Anlehnung an aktuelle Fragestellungen der Siedlungswasserwirtschaft, z.B. die Abkopplung von Flächen, festgelegt und mit verschiedenen Szenarien abgebildet.

2 Definition der maßgeblichen Abflussarten in Abwasserentsorgungssystemen

In einem ersten Schritt werden die maßgeblichen technischen Elemente (z.B. Kanalisation und Kläranlage) der Abwasserentsorgungssysteme sowie der Oberflächenabfluss dargestellt. Die wichtigsten Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Teilsystemen und der Verlauf der bisher bekannten Stoffströme werden erläutert. Als wichtige Abflussarten werden der Trockenwetterabfluss (entspricht Zulauf Kläranlage), die niederschlagsbedingten Einleitungen (Mischwasserentlastungen, Trenngebietsauslässe) und der Ablauf der Kläranlagen definiert.

Darüber hinaus sind auch die Wechselwirkungen zwischen den Fließgewässern und anderen Umweltbereichen von Interesse. So können **Boden** und **Grundwasser** Auswirkungen auf die Fließgewässer haben, direkt durch Bodenerosion, indirekt durch Stofftransport aus dem Grundwasser. Auch die **Atmosphäre** trägt zur stofflichen Belastung bei, unmittelbar durch Deposition oder mittelbar durch den Oberflächenabfluss.

Die aus stofflicher Sicht zum Teil bedeutsamen Direkteinleitungen aus **industriellen Kläranlagen** in Fließgewässer werden nicht näher behandelt. Die Beschaffenheit der Abwässer ist im starken Maß abhängig von der Art der Rohstoffe und Erzeugnisse und vom Herstellungsprozess. In letzter Zeit sind große Erfolge bei der Reduktion dieser Emissionen durch innerbetriebliche Maßnahmen erzielt worden. Industrielle Emissionen können in urbanen Systemen jedoch nicht ganz vernachlässigt werden, weil Stoffeinträge durch **Indirekteinleiter** in die städtischen Abwassersysteme stattfinden.

Die Abbildung 2-1 zeigt das Gesamtsystem „Urbaner Wasserkreislauf“ mit den wichtigsten Komponenten und den relevanten Stoffströmen. Für die Fließgewässer sind vor allem die Einträge aus den Abwasserentsorgungssystemen bedeutend. Sie stammen aus den Kläranlagenabläufen, den Regentlastungen des Mischsystems und den Regenauslässen des Trennsystems, aus denen die Oberflächenabflüsse direkt in die Gewässer eingeleitet werden. Weitere Einträge in die Fließgewässer, z.B. durch Erosion von unbebauten, vorwiegend unbefestigten landwirtschaftlichen und sonstigen Flächen sind durch gestrichelte Linien gekennzeichnet. Analoges gilt für die Stoffflüsse zwischen den Umweltkompartimenten Atmosphäre, Boden und Grundwasser.

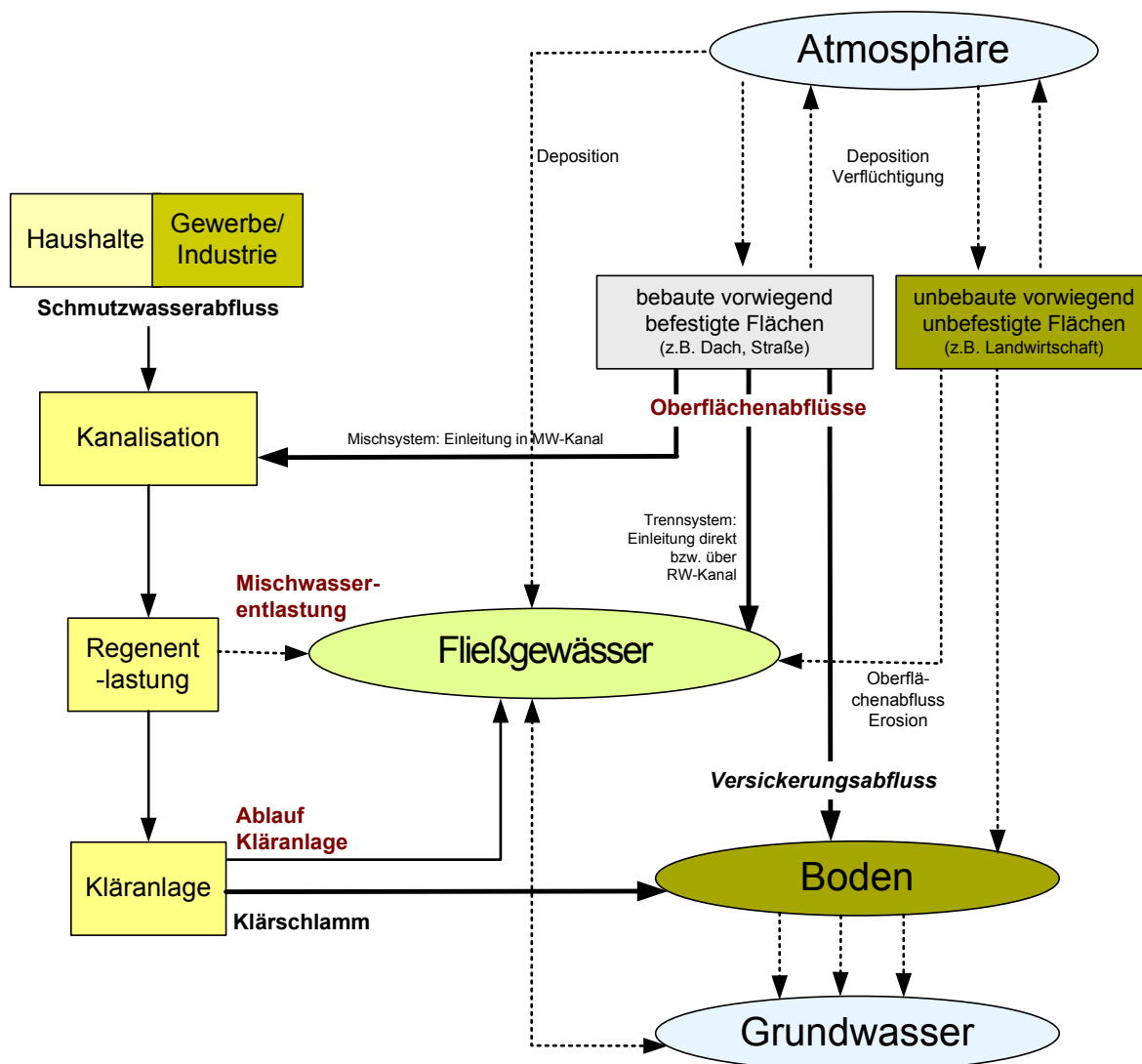


Abbildung 2-1: Darstellung des urbanen Wasserkreislaufs mit den wichtigsten Umweltkompartimenten und Teilsystemen der Abwasserentsorgung. MW-Kanal: Mischwasserkanal; RW-Kanal: Regenwasserkanal (Welker 2004)

In den folgenden Ausführungen werden die baulichen Systeme des urbanen Wasserkreislaufs vorgestellt, unterteilt in das Teilsystem Kläranlage und das Teilsystem Kanalisation (s.u.). Ferner wird der Oberflächenabfluss als wichtige Teilkomponente des Abwassersystems beschrieben.

2.1.1 Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss von **befestigten Flächen**, der aufgrund der Zielsetzung der Studie von besonderer Bedeutung ist, gelangt je nach Entwässerungskonzeption in Regenwasserkänäle, in Mischwasserkänäle oder durch Versickerung in den Untergrund. Die Abflussmenge wird durch die Intensität und die Dauer des Niederschlags sowie durch den Prozess der Abflussbildung bestimmt, bei dem die Vorgänge der Benetzung und der Muldenauffüllung sowie der Befestigungsgrad eine Rolle spielen.

Die **Primärbelastung im Niederschlag** resultiert aus Stoffen, die als Gase, Stäube oder Aerosole auf die Erdoberflächen gelangen. Die in Messprogrammen vorwiegend erfassten Stoffparameter kommen vielfach aus dem Abwasserbereich (z.B. CSB, Stickstoff, Phosphor). In letzter Zeit werden aber auch zunehmend Schwermetalle und organische Schadstoffe betrachtet. Hierbei werden vornehmlich diejenigen Verbindungen untersucht, die durch anthropogene Aktivitäten in die Atmosphäre eingetragen werden (z.B. PAK, Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle) /Hütter und Remmler 1997/.

Beim Auftreffen auf Oberflächen und dem Abfließen nimmt der Niederschlag eine Vielzahl von Stoffen in unterschiedlicher Konzentration auf. Diese **Sekundärbelastung** ist wiederum von verschiedenen flächenspezifischen und ortsspezifischen Faktoren abhängig. Im untersuchten Stoffspektrum sind neben den Abwasserparametern die Schwermetalle, anorganische Salze und einige organische Schadstoffe, z.B. PAK und MKW, anzutreffen.

Abhängig von der Zielsetzung werden in Untersuchungsprogrammen der Oberflächenabfluss als Ganzes oder Teilabflüsse von bestimmten Flächenarten betrachtet, beispielsweise die Abflüsse von Dachflächen und von Verkehrsflächen.

Die Untersuchungen zur Qualität von **Dachabflüssen** unterscheiden sich in ihren Zielen. In einigen Studien werden Dachabflüsse zur Prüfung der Eignung für die Direkteinleitung in oberirdische Gewässer bzw. für die Versickerung untersucht /z.B. Förster 1996, Förster und Herrmann 1996b/. Bei anderen Messprogrammen steht die mögliche Nutzung als Brauchwasser in Regenwassernutzungsanlagen im Vordergrund /z.B. Rott und Schlichtig 1994/. Am häufigsten werden Dachabläufe in Kombination mit anderen Abflussarten, z.B. Straßenabflüssen, untersucht, um so stoffliche Einträge in die Kanalsysteme zu erfassen und zu quantifizieren /z.B. Pitt et al. 1995, Bannermann et al. 1993/.

Vielfach gemessen werden einige Abwasserparameter (z.B. CSB), Schwermetalle, Keime und einige organische Schadstoffe (z.B. PAK, Nitrophenole, CKW-Pestizide).

Damit sind die wichtigsten Einflussfaktoren für das Aufkommen und die Zusammensetzung von Dachabflüssen das Dachmaterial, das Niederschlagsgeschehen und das Ausmaß der atmosphärischen Deposition.

Im Vergleich zu den Dachabflüssen ist die Variabilität der beobachteten Stoffkonzentrationen in **Verkehrsflächenabflüssen** noch stärker ausgeprägt. Dies liegt teilweise daran, dass sehr unterschiedliche Verkehrsflächen betrachtet wurden. Häufig wurden Autobahnabflüsse mit hohen Verkehrsbelastungen untersucht; hierbei standen mögliche Einflüsse auf den anstehenden Boden und das Bodensickerwasser im Vordergrund /z.B. Dierkes 1999/. Des Weiteren wurde der Niederschlagsabfluss von Stadtstraßen betrachtet, um die verschiedenen stofflichen Einträge in die Mischkanalisationen gegenüberzustellen /Xanthopoulos und

Hahn 1993/. Nur wenige Daten sind bislang zur Abflusszusammensetzung von wenig befahrenen Wohnstraßen und Parkplätzen verfügbar.

Das Stoffspektrum umfasst neben den Abwasserparametern (z.B. AFS, CSB) Schwermetalle (z.B. Blei, Zink, Platin), Stoffe aus Auftausalzen (z.B. Chlorid) und einige organische Verbindungen (z.B. PAK, MKW).

Trotz der vielfältigen einzugsgebietsspezifischen, niederschlagsspezifischen und untersuchungsmethodischen Einflüsse kann gefolgert werden, dass Verkehrsflächenabflüsse in der Regel höhere stoffliche Belastungen als Dachabflüsse aufweisen. Die wesentlichen Parameter, die die Zusammensetzung von Verkehrsflächenabflüssen beeinflussen, sind im Folgenden zusammengestellt:

- Verkehrsbedingte Faktoren (z.B. Verkehrsbelastung (DTV), Geschwindigkeit, ruhender/fließender Verkehr, Fahrbahnmateriale, Straßenreinigung)
- Atmosphärische Deposition
- Sonstige Oberflächenverunreinigungen (z.B. Vegetation)
- Niederschlagsgeschehen (z.B. Ereignisdynamik, Intensität, Trockenzeit)
- Jahreszeit (z.B. Winterdienst)

Dachabflüsse und Verkehrsflächenabflüsse bilden zusammen den Oberflächenabfluss, der auf verschiedene Weise weitergeleitet wird. Zum einen kann er bei Versickerung in das Boden/Grundwasser-System eingetragen werden, zum anderen gelangt er bei Ableitung direkt in die Oberflächengewässer. Die dritte und häufigste Variante ist die Ableitung in die Kanalisation.

2.1.2 Kanalisation

Ein wichtiges Unterscheidungskriterium ist die Wahl des Entwässerungsverfahrens. Deshalb werden im Folgenden die Unterschiede zwischen den am häufigsten in Deutschland verwendeten Trenn- und Mischsystemen beschrieben.

Messprogramme zum Aufkommen und der Verteilung von Stoffen in den Komponenten der Kanalisation berücksichtigen überwiegend die klassischen Abwasserparameter (AFS, CSB, Stickstoff, Phosphor). Wesentlich weniger ist bekannt über das Verhalten von BSB-Verbindungen und Schwermetallen. Fast keinerlei Messungen existieren zu organischen Schadstoffparametern.

Trennkanalisation

In Deutschland werden Trennsysteme vorwiegend im nord- und ostdeutschen Raum realisiert. In der Trennkanalisation werden Schmutz- und Regenwasser getrennt in zwei Kanälen abgeleitet.

Der **Regenwasserkanal** erfasst den Oberflächenabfluss von Dach- und Verkehrsflächen. Das Aufkommen und die Zusammensetzung des Regenwasserabflusses sind abhängig vom Niederschlagsgeschehen, der Größe und Charakteristik des Kanalnetzes und des Einzugsgebietes (s.o.) und den naturräumlichen Rahmenbedingungen.

Der Regenwasserabfluss gelangt über die Trenngebietsauslässe in die oberirdischen Gewässer, ggf. nach einer Vorbehandlung in einer Regenwasserbehandlungsanlage (z.B. Regenklärbecken). Der Verlauf von Regenwasserabflüssen unterliegt niederschlagsbedingt einer ausgeprägten Dynamik in Quantität und Qualität (bis zwei Größenordnungen).

Der **Schmutzwasserkanal** leitet den Trockenwetterabfluss (Summe aus Schmutzwasser und Fremdwasser) ab, dessen Aufkommen und Zusammensetzung im Vergleich zum Oberflächenabfluss relativ konstant sind. Es sind Tages- und Wochenschwankungen in der Abflussmenge zu beachten; industrielle Einleiter können die Zusammensetzung beeinflussen. Die wichtigsten Einflussfaktoren sind die Zahl und das Verhalten der Einwohner, die Indirekteinleiterstruktur und das Kanalnetz, in dem z.B. ein Vorabbau des BSB stattfindet. Aus dem Schmutzwasserkanal gelangt der Trockenwetterabfluss zur Reinigung in die Kläranlage.

Mischkanalisation

In der Mischkanalisation werden Schmutz- und Regenwasser in einem Mischkanal gemeinsam abgeleitet. Im Mischkanal entsteht bei abflusswirksamen Regenereignissen der **Mischwasserabfluss**. Er besteht aus **Trockenwetter- und Oberflächenabfluss**; die Faktoren, die für Aufkommen und Zusammensetzung dieser Einzelabflusstypen maßgebend sind, wurden bereits beschrieben.

Im Mischwasserkanal unterliegt der Mischwasserabfluss verschiedenen **Transport- bzw. Transformationsprozessen**, z.B. durch Remobilisierung von Kanalablagerung und Sielhaut. Er ist geprägt durch eine hohe Dynamik in Menge und Zusammensetzung.

Bei Überschreitung der Kapazität der Mischkanalisation wird der Mischwasserabfluss in die Oberflächengewässer entlastet, entweder über **Regenüberläufe** (ohne Speicherwirkung) oder über **Regenüberlaufbecken** (mit Speicherwirkung). Bei den Regenüberläufen kann kein gezielter Rückhalt von Stoffen erreicht werden; hier steht eine reine Stoffverteilung entsprechend der Abflussaufteilung im Vordergrund. Bei den Regenüberlaufbecken lässt sich, je nach Ausführung, ein signifikanter Feststoffrückhalt erzielen. Einzelne Untersuchungen zeigen, dass verschiedene Schadstoffe (z.B. Schwermetalle) überwiegend an den feinen und damit schlechter absetzbaren Feststoffen adsorbiert vorliegen. Damit ist der potenzielle Rückhalt dieser Stoffe in Regenbecken geringer als derjenige der Feststoffe anzusetzen.

Mischwasserentlastungen treten abhängig vom Niederschlagsgeschehen und von der Art der gewählten Speicherbauwerke auf. In der Zusammensetzung sind im Vergleich zu den Trenngebietsauslässen große Unterschiede, bedingt durch die Vermischung von Schmutzwasser und Oberflächenabfluss, zu beobachten.

Modifizierte Entwässerungssysteme

Neben den reinen Misch- oder Trennsystemen existieren **geplante und ungeplante Modifikationen** der Entwässerungssysteme. Zu den ungeplanten, vermeidbaren „Modifikationen“ gehören beispielsweise Trennsysteme, die durch Fehllanschlüsse von Oberflächenabflüssen an den Schmutzwasserkanal gekennzeichnet sind. Geplante Modifikationen zeichnen sich durch einen bewussten, am natürlichen Wasserkreislauf orientierten Umgang mit dem Regenwasser bzw. dem Oberflächenabfluss aus. Ein Beispiel für ein solches **modifiziertes System** ist das Mischsystem mit der Abkopplung von gering verschmutzten Niederschlagsabflüssen zur Versickerung. Eine solche Maßnahme vermindert das Mischwasservolumen und wirkt sich auf die Mischwasserzusammensetzung, häufig im Sinne einer Konzentrationserhöhung aus.

2.1.3 Kläranlage

Die stofflichen Einträge in die **Kläranlage bei Trockenwetter** sind beim Trenn- und Mischsystem weitgehend identisch. Maßgebend ist der Trockenwetterabfluss, resultierend aus dem Schmutzwasserabfluss aus Haushalten und ggf. den gewerblichen Einleitern sowie dem Fremdwasser. Das Aufkommen und die Zusammensetzung sind im Vergleich zum Oberflächen- bzw. Mischwasserabfluss relativ gleichmäßig. Zu beachten sind Schwankungen im Tages- und Wochenverlauf, im Abflussvolumen und in der Zusammensetzung. Davon abgesehen kann die Zusammensetzung je nach Indirekteinleiterstruktur stark von den „normalen“ Konzentrationsannahmen im Schmutzwasser abweichen. Fremdwasserzuflüsse treten ortsspezifisch in höchst unterschiedlichem Maße auf, sie können 0 - 1.000 % der Schmutzwassermenge ausmachen. In der Regel bewirken Fremdwasserzuflüsse eine Verdünnung der Stoffkonzentrationen im Trockenwetterabfluss.

Die Qualität des Trockenwetterabflusses ist sehr intensiv untersucht, wobei der Schwerpunkt auf den abwasserrelevanten Parametern AFS, CSB, BSB, Stickstoff und Phosphor liegt. Sehr viel weniger Informationen sind über das Aufkommen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen verfügbar.

Die **Zulaufsituation der Kläranlage bei Regenwetter** variiert sowohl im Mischsystem als auch im Trennsystem, allerdings sind die Veränderungen beim Mischsystem stärker ausgeprägt. Dabei können nach Krebs /2002/ verschiedene Phasen unterschieden werden. Nach der Phase der Abflusssteigerung folgt eine Zuflusssituation, in der der Zufluss der hydraulischen Kapazität der Kläranlage entspricht (häufig ca. $2 Q_s + Q_f$). Nach dem Mischwasserereignis reduziert sich die Zulaufmenge; in diesen Zeitraum fällt die Entleerung

der im Einzugsgebiet angeordneten Regenbecken. Nach der Entleerung folgt die Trockenwetterphase. In allen Phasen der Mischwasserbeschickung werden Prozesse in der Kläranlage durch Transportvorgänge im Kanal und durch interne Effekte beeinflusst. Beispielsweise erhöht sich die Gefahr des Schlammabtriebs aus der Nachklärung infolge gesteigerter Zulaufmengen /Seggelke 2002, Krebs 2002/.

Untersuchungen über mögliche Veränderungen der Stoffumsetzungsprozesse und der Ablaufkonzentrationen in Kläranlagen bei Mischwasserzufluss sind erst in letzter Zeit verstärkt durchgeführt worden. Entsprechend den einzuhaltenden Ablaufparametern wurden dabei häufig die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorparameter betrachtet /Seggelke 2002, Thöle 1999/. Vereinzelt wird über Untersuchungen zur Veränderung der Schwermetallablaufkonzentration berichtet /Schäfer 1999/.

Demgegenüber existieren bislang sehr wenige Untersuchungen zur Bilanzierung von organischen Schadstoffen in den einzelnen Behandlungsstufen der Kläranlagen /MUNLV 2004/. Die meisten Studien fokussieren entweder auf die Erfassung der Stoffkonzentrationen in Zu- und Ablauf oder im Klärschlamm.

Grundsätzlich sind die folgenden stofflichen Prozesse maßgebend auf der Kläranlage:

Gasaustausch in Teilsystemen der mechanischen Stufe, z.B. im belüfteten Sandfang, und der biologischen Stufe, vor allem im Belebungsbecken.

Hier ist die Stoffeigenschaft Flüchtigkeit, z.B. ausgedrückt über den K_H -Wert, entscheidend. Flüchtige Stoffe, wie das Tetrachlorethen (PER) werden bis zu über 80 % mit Hilfe dieses Prozesses aus dem Abwasser entfernt /Fent 1998/. Außerdem verlässt Stickstoff über die Denitrifikation, bei der Nitrat zu molekularem Stickstoff umgewandelt wird, über diesen Weg die Kläranlage.

Sorptions- bzw. Desorptionsvorgänge

Sorptions- bzw. Desorptionsvorgänge sind in allen Stufen der Kläranlage möglich. Das Ausmaß hängt von der Neigung der betrachteten Stoffe ab, an Feststoffe zu adsorbieren. Diese Eigenschaft kann z.B. durch den K_p -Wert einer Verbindung ausgedrückt werden. Viele lipophile Schadstoffe, aber auch Schwermetalle, haben eine hohe Sorptionsneigung und reichern sich dadurch in den Schlammfraktionen der Kläranlage an. Für viele organische Stoffe ist eine solche Anreicherung im Klärschlamm bereits nachgewiesen worden (z.B. PAK, Dioxine). Die hohe Belastung schränkt die Möglichkeiten der Verwertung des Klärschlammes, z.B. in der Landwirtschaft, ein.

Biologischer Abbau

Dieser wichtige Prozess findet in Festkörpern, vorwiegend aber in Belebungsbecken unter meist aeroben Bedingungen statt. Anaerobe biologische Abbauprozesse laufen in der Schlammbehandlung, z.B. Schlammfäulung, ab. Anhand der klassischen Abwasserparameter (z.B. CSB, Ammonium) sind biologische Abbauprozesse relativ gut untersucht.

In der Kläranlage wird durch eine gezielte Einstellung bestimmter Betriebsbedingungen (z.B. Belüftung, Aufenthaltszeit) versucht, spezifischen Mikroorganismen ein Milieu zu bieten, in dem sie den biologischen Abbau möglichst effektiv vollziehen. Neben den Milieubedingungen ist die Stoffeigenschaft Abbaubarkeit entscheidend. Der biologische Abbau von organischen Substanzen kann sowohl teilweise bis zur Bildung von Metaboliten als auch vollständig bis zur Mineralisierung erfolgen. Hierbei ist zu beachten, dass einige Metaboliten eine höhere Toxizität als ihre Ausgangsverbindungen aufweisen (z.B. Nonylphenol).

3 Beschreibung der ausgewählten Stoffe bzw. Stoffparameter

3.1 Auswahl und Charakterisierung maßgeblicher Stoffe bzw. Stoffparameter

Als Basis für die Auswahl der näher betrachteten Substanzen (Leitparameter) sollen zunächst die rechtlichen Regelungen dienen, vor allem die EG-Wasserrahmenrichtlinie. Als weitere Kriterien werden die mögliche toxische Wirkung der Stoffe (Mensch, aquatische Organismen), das signifikante Aufkommen in den Abwassermatrices und die Verfügbarkeit von Daten herangezogen.

Um einen ersten Überblick zu gewinnen und eine geeignete Grundlage für die weitere Vorgehensweise zu erhalten, wird zunächst ein breites Spektrum von Stoffen betrachtet mit dem Schwerpunkt auf den organischen Schadstoffen. Neben den auszuwählenden Substanzen sind als Vergleichsparameter der CSB und das Ammonium mit aufgeführt. Als anorganische Schadstoffe werden beispielhaft Cadmium, Blei und Kupfer berücksichtigt. Für die organischen Schadstoffe wird ein Fokus auf den Verbindungen aus den Anhängen der EG-WRRL und weiteren Gewässervorgaben aus NRW (z.B. AGA) liegen. Als weitere Entscheidungshilfe dienen die Vorschläge des LAWA UA „Gefährliche Stoffe“ /LAWA-UA Gefährliche Stoffe 2005/. Auf der Basis der genannten Quellen werden vorwiegend die nachstehend aufgeführten, für das Land NRW relevanten Substanzen bzw. Substanzgruppen betrachtet:

- Industriechemikalien (z.B. Nonylphenol, BPA)
- Substanzen aus „personal care products“ (z.B. Komplexbildner)
- Pflanzenschutzmittel (z.B. Landwirtschaftsherbizid Isoproturon, Urbanherbizid Diuron)
- Arzneimittel (z.B. Antiepileptikum Carbamazepin, Analgetika Ibuprofen und Diclofenac)
- Hormone (z.B. natürliches Hormon Estradiol, künstliches Hormon Ethinylestradiol)
- Weitere Substanzen (z.B. PAK, DEHP)

Für die ausgewählten Stoffe und Stoffparameter werden in Kapitel 3 – soweit Daten vorhanden – stichwortartig die folgenden Kenngrößen zusammengefasst:

- (1) Allgemeines und Stoffeigenschaften (Auflistung in rechtlichen Regelungen, Transport vorwiegend gelöst – partikulär)
- (2) Wirkungen
- (3) Herkunft bzw. Haupteinsatzgebiet sowie Vorkommen und Verteilung in den Abwasserentsorgungssystemen
- (4) Bandbreite bisher gemessener Konzentrationen in den unterschiedlichen Abwasser-matrices

Ergänzt wird die Zusammenstellung um Vorgaben, die sich vornehmlich auf das Kompartiment Fließgewässer beziehen. Hierzu können die Zielvorgaben (ZV) der LAWA oder die Umweltqualitätsnormen (UQN) aus Österreich herangezogen werden. Die UQN-Werte sind im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL entwickelt worden /AK CHÜZ 2003/.

Im Rahmen der Auswertung der verfügbaren Daten ist die **Darstellung der Stoffkonzentrationsbereiche** in den verschiedenen Teilkomponenten bzw. Teilströmen ein wichtiger Teilaspekt. Da hier je nach Stoff und Matrix auf eine völlig unterschiedliche Datenlage zurückgegriffen werden muss, wird bewusst keine statistische Auswertung der veröffentlichten Messdaten vorgenommen. Die Vergleichbarkeit von Messdaten eines Stoffes in einer Matrix ist ohnehin erschwert durch vielfältige methodikspezifische und ortsspezifische Unterschiede /Welker 2004/. Da eine wesentliche Intention der Abhandlung die Angabe von stofflichen Trends in den Abwassersystemen ist, wird ein anderer Auswertemodus gewählt. Alle verfügbaren Angaben über die Konzentration eines Stoffes in einer Matrix, z.B. für das Ammonium im Schmutzwasserabfluss, werden berücksichtigt. Man erhält einen Spannweitenbereich, der von extrem niedrigen bis zu extrem hohen Konzentrationen reicht (z.B. Abbildung 3-2, heller Balken). Für die einzelnen Matrices ergeben sich äußerst unterschiedliche Spannweiten, die nicht miteinander korrespondieren. Um dennoch die Konzentrationen eines Stoffes in zwei in einer Abbildung dargestellten Matrices miteinander vergleichen zu können, z.B. die NH_4 -Konzentration im Schmutzwasserabfluss mit der im Kläranlagenablauf, wird ein zusätzlicher, engerer Konzentrationsbereich festgelegt. (z.B. Abbildung 3-2, dunkler Balken), und zwar nach subjektiven, nicht nach statistischen Vorgaben. Hierzu werden die Messprogramme qualitativ auf ihre Repräsentanz überprüft /Welker 2004/.

3.2 Summenparameter CSB

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Summenparameter, der die chemisch oxidierbaren Kohlenstoffverbindungen erfasst; ausgedrückt durch die Menge an Sauerstoff, der mit den im Wasser enthaltenen vorwiegend organischen Stoffen reagiert; Maß für den Verbrauch an Sauerstoff ist der Verbrauch an einem Oxidationsmittel (Kaliumpermanganat KMnO_4 bzw. Kaliumdichromat $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)
- Auflistung in verschiedenen wasserrelevanten Regelungen und Vorgaben vorwiegend für die Matrices Abwasser und Oberflächengewässer /AbwV 2002, BWK M3 2001, LAWA 1998b/

Wirkungen:

- Summenparameter CSB: keine Aussagen über direkte toxische Wirkungen an Organismen möglich
- Kenngröße zur Anzeige eines Sauerstoffverbrauchs durch Organismen in Oberflächengewässern

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Große Schwankungen der CSB-Konzentrationen im **Oberflächenabfluss**; in den USA niedrigere Gehalte (ca. 50 bis 65 mg/l) /Smullen et al. 1999/; aber auch extrem hohe Belastungen bis zu CSB-Konzentrationen von 990 mg/l im innerstädtischen Bereich in Frankreich /Laine et al. 1998/
- Beim Oberflächenabfluss ist das CSB/BSB₅-Verhältnis mit ca. 10 wesentlich höher als beim Schmutzwasserabfluss (ca. 2:1). -> Anteil leicht abbaubarer organischer Verbindungen beim Oberflächenabfluss wesentlich geringer als beim Schmutzwasser
- Einflussfaktoren für Aufkommen in Oberflächenabflüssen: Niederschlags-/Abflussgeschehen (Regenhöhe und Intensitätsverteilung, Vorbelastung u.a.), Straßenreinigung und Windverfrachtung, vorangegangene Trockenperiode (zeitabhängige Akkumulation auf Straßenoberfläche), Untersuchungsmethodik (Probennahme, Probenaufbereitung, Auswerteverfahren u.a.)
- Untersuchungen in **Dachabflüssen** häufiger als bei **Abflüssen von Verkehrsflächen**; Dachabflüsse in der Regel geringer belastet mit CSB-Verbindungen als Verkehrsflächenabflüsse
- **Schmutzwasser**: neben CSB wird auch der BSB₅ und der TOC bestimmt. Interessant für die Bewertung der Abbaubarkeit sind die Verhältniszahlen untereinander. Neben dem Gesamt-CSB werden in Kläranlagen auch einzelne Fraktionen des CSB bestimmt (z.B. S_s und S_i-Fraktionen)

- Konzentrationen in **Kläranlagenabläufen** schwanken je nach Kläranlagentyp, allerdings sind diese Schwankungen wesentlich geringer als bei den Oberflächenabflüssen. Bundesweiter Leistungsvergleich (2001) der Kläranlagenabläufe (ca. 5.800 Kläranlagen): mittlere CSB-Werte von 33 mg/l und BSB-Werte von 5 mg/l /ATV-DVWK 2001b/
- **Mischwasserabfluss**: CSB besteht aus Anteilen von Oberflächenabflüssen, dem Schmutzwasserabfluss sowie aus den im Laufe des Abflussereignisses remobilisierten **Kanalablagerungen**. Kanalablagerungen können bis zu 50 % der transportierten CSB-Mischwasserfracht ausmachen /Chebbo et al. 2001 und Gromaire et al. 2001/
- **Mischwasserentlastungen**: Regenüberläufe (RÜ) und Regenüberlaufbecken (RÜB). *Regenüberläufe*: CSB-Entlastungskonzentration durch die einfache Aufteilung der Abflussströme abhängig vom Mischverhältnis des Oberflächenabflusses zum Schmutzwasserabfluss. *Regenüberlaufbecken*: zusätzliche Reinigungsleistung durch Sedimentation (z.B. Durchlaufbecken) oder andere Prozesse (z.B. integrierte Fällung/Flockung).
- -> gemessene Konzentrationen in Mischwasserentlastungen sehr heterogen und stark abhängig von der Art der verwendeten Becken. sonstige Defizite: Datendokumentation (Niederschlagsgeschehen, Probennahme u.a.), insgesamt zu den Regenentlastungsbauwerken bzw. den möglichen Reinigungsverfahren wesentlich weniger Informationen als bei den Kläranlagen verfügbar. Tendenz: CSB-Konzentrationen in Mischwasserentlastungen geringer als in den Mischwasserabflüssen

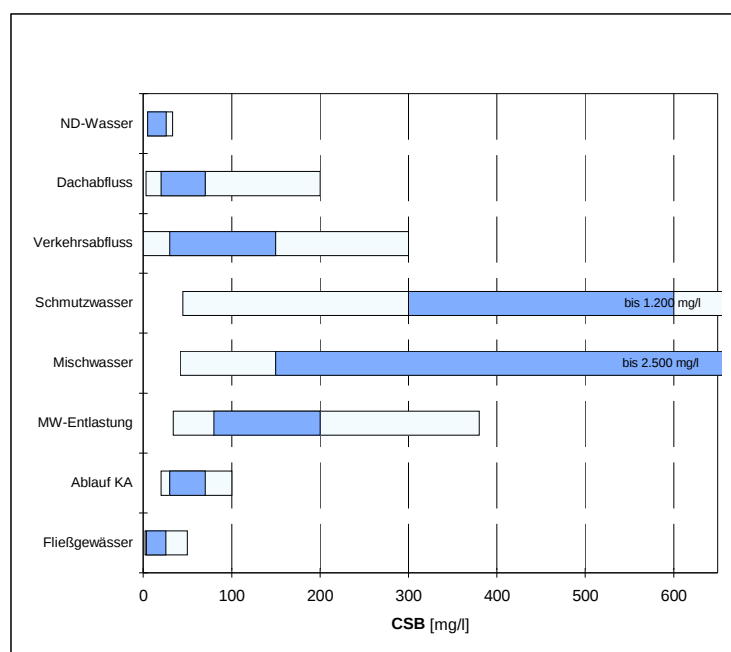


Abbildung 3-1: *Aufkommen von CSB in verschiedenen Matrices. Niederschlagswasser (n=7); Dachabfluss (n=8); Verkehrsflächenabfluss (n=32); Schmutzwasser (n=25); Mischwasser (n=33); Mischwasserentlastungsabfluss (n=24); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=3) /Welker 2004/*

Fazit

Der **CSB** ist ein wichtiger und häufig untersuchter Summenparameter zur Erfassung oxidierbarer Substanzen. Er dient als Kenngröße für den Verschmutzungsgrad von verschiedenen Wassermatrices (Oberflächenabfluss, Schmutzwasser, Ablauf der Kläranlage).

Der Charakter der CSB-Verbindungen aus den Hauptemittenten des Mischsystems ist unterschiedlich. Kläranlagenabläufe emittieren kontinuierlich weitgehend inerte CSB-Verbindungen. In Mischwasserentlastungen sind die leicht abbaubaren Anteile des CSB höher; die Fließgewässerbelastungen treten hier stoßweise und nicht vorhersagbar auf.

Wegen guter Datenlage in vielen Systemkomponenten der Abwasserentsorgungssysteme ist der CSB-Parameter eine gute Vergleichskenngröße, die auch in Zukunft von Bedeutung sein wird.

3.3 Ammonium als Beispielverbindung für Stickstoffbelastungen

Stickstoff kommt im aquatischen System in verschiedenen Formen vor. Der in einer Wasserprobe ermittelte Gesamt-Stickstoff setzt sich zusammen aus den anorganischen Verbindungen Nitrat (Oxidationsstufe +5), Nitrit (Oxidationsstufe +3) und Ammonium/Ammoniak (Oxidationsstufe -3) und den organischen Stickstoffverbindungen (Eiweiße, Aminosäuren u.a.). Allgemein unterliegen die organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen Umwandlungsprozessen, die stark von reduzierenden oder oxidierenden Milieubedingungen abhängen.

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Ammonium ist eine Teilkomponente der Stickstoffverbindungen (s.o.) und wird vorwiegend in löslicher Form in den Abflussarten transportiert.
- Gleichgewicht mit Ammoniak (NH_3), vorwiegend abhängig vom pH-Wert und der Temperatur
- Aerober mikrobiologischer Abbau (Nitrifikation) über Nitrit zu Nitrat möglich; sowohl beobachtet in natürlichen Systemen (Boden, Gewässer) als auch Umsetzung in der Abwasserreinigung
- Auflistung in verschiedenen wasserrelevanten Regelungen und Vorgaben /AbwV 2002, BWK M3 2001, LAWA 1998b/

Wirkungen:

- Wirkungen von Ammonium und Ammoniak am Menschen relativ gering
- Ausgeprägte akute Wirkung von Ammoniak an aquatischen Organismen, insbesondere an Fischen /Lammersen 1997/
- allgemein als Stickstoffverbindung eutrophierend in Gewässern wirkend
- Über chronische Wirkungen von Ammoniak an aquatischen Organismen wird ab Konzentrationen von 0,01 bis 0,08 mg/l berichtet /Fenz und Nowak 1998/.
- Auch beim Ammonium wird ab Konzentrationen von 0,002 bis 0,15 mg/l bei Fischen eine reduzierte Futteraufnahme und Degeneration von Kiemen beobachtet /Fent 1998/.

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Bilanz der Gesamtstickstoffeinträge (Jahresfrachten) in deutsche Oberflächengewässer: 28 % kommunale Kläranlagen, 11,8 % industrielle Kläranlagen, 4,0 % von urbanen Flächen (Trenngebietsauslässe, Mischwasserentlastungen) und 60,2 % sonstige diffuse Einträge (z.B. Drainagen, Grundwasser) /Böhm et al. 2000/
- -> damit sind bezogen auf die Jahresfrachten die diffusen Einträge signifikant, bezogen auf Konzentrationen können auch punktuelle Quellen bedeutsam sein

- Im **Niederschlag** werden erhöhte Ammoniumgehalte vorwiegend auf landwirtschaftliche Quellen zurückgeführt.
- In **Oberflächenabflüssen** werden - wie beim Phosphor - geringe Mengen an Ammonium gefunden, Ausnahmen sind Abflüsse von verschmutzten landwirtschaftlichen Hofflächen und Wegen sowie LKW-Parkplätze /Grotehusmann und Kasting 2002/
- Im Zulauf von **Kläranlagen** stammen Ammoniumverbindungen vorwiegend aus dem häuslichen Schmutzwasser, hierbei vorwiegend aus den menschlichen Ausscheidungen
- In Kläranlagen wird von einer weitgehenden biologischen Eliminierung (Nitrifikation) ausgegangen, da die Einhaltung bestimmter Ammonium, bzw. Gesamt-Stickstoffgehalte im Kläranlagenablauf in Abhängigkeit von der Größenklasse der Kläranlagen gesetzlich gefordert wird.
- **Mischwasserentlastungen** sind durch Verdünnung der Oberflächenabflüsse in der Regel geringer belastet (ca. 1,5 bis 8,0 mg/l) /Welker 2004/
- Bei gängiger Mischwasserbehandlung (Speicherung) ist wegen des löslichen Charakters von Ammonium kein Rückhalt zu erwarten.
- Unter bestimmten Bedingungen sind in der Spitze Ammoniumkonzentrationen in der Mischwasserentlastung möglich, die bei ungünstigen Situationen im Oberflächengewässer zu kritischen Ammoniakkonzentrationen führen können.
- In **Oberflächengewässern** zeigen erhöhte Ammoniumkonzentrationen eine akute Verschmutzung (z.B. durch Fäkalien) an.

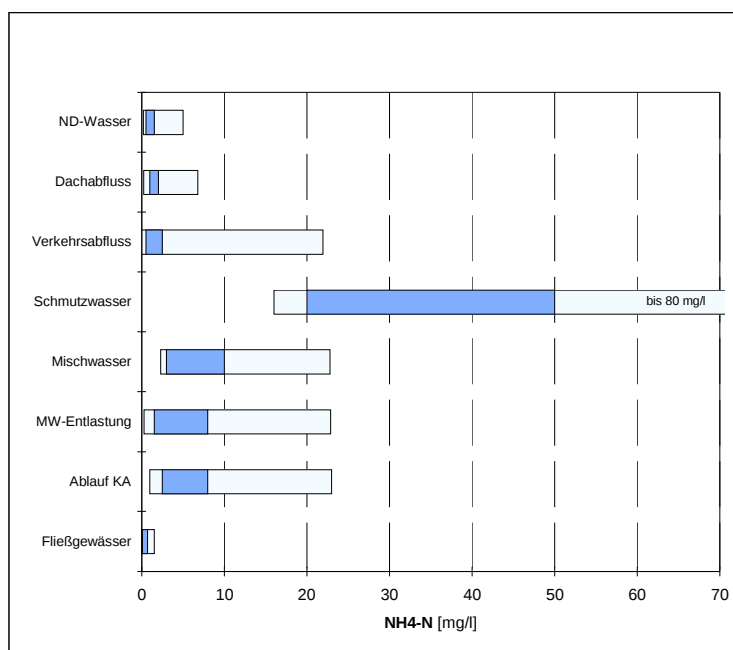


Abbildung 3-2: *Aufkommen von Ammonium in verschiedenen Matrices. Niederschlagswasser (n=10); Dachabfluss (n=8); Verkehrsflächenabfluss (n=24); Schmutzwasser (n=12); Mischwasser (n=11); Mischwasserentlastungsabfluss (n=17); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=5) /Welker 2004/*

Fazit

Aus gewässertoxikologischer Sicht ist bei den akuten Wirkungen das Ammonium/Ammoniak-Gleichgewicht relevant. Eutrophierend wirken alle Stickstoffverbindungen.

Generell sind Stickstoffverbindungen analog zum Phosphor in Oberflächenabflüssen in wesentlich geringeren Konzentrationen anzutreffen als im Schmutzwasser. Eine Ausnahme sind die Abflüsse von landwirtschaftlichen Hofflächen. Insgesamt ist trotzdem der Anteil niederschlagsbedingter Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer im Vergleich zu kommunalen Kläranlagen und anderen diffusen Quellen gering.

Bei den Einträgen aus diffusen Quellen in Oberflächengewässer bezogen auf Gesamtstickstoff überwiegen diejenigen aus dem Grundwasser und den Drainagen. Daher liegen die Ansatzpunkte zur Reduktion von Stickstofffrachten neben der Abwasserreinigung in der Verringerung der Stickstoffüberschüsse im Boden. Nur durch diese Maßnahmen ist es möglich, die Grundwasserbelastung und damit die Oberflächengewässerbelastung abzusenken.

Wegen der möglichen akuten Wirkungen von Ammonium und Ammoniak in Oberflächengewässern ist zu prüfen, ob Mischwassereinleitungen oder Trenngebietsabflüsse zu kritischen Ammoniak-Gewässerkonzentrationen führen können. Die Werkzeuge und Ansätze für Regelungen zur Beurteilung, wie beispielsweise im BWK-M3-Papier formuliert, liegen bereits vor.

Bei allen Bemühungen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen darf nicht vergessen werden, dass Stickstoff als ein essentieller Nährstoff grundsätzlich positive Einflüsse auf biologische Systeme hat. Es wird deshalb darum gehen, Stickstoffgehalte in einem sinnvollen Gleichgewicht zu halten und die Aufkommensverteilung in den Umweltkompartimenten zu stabilisieren.

3.4 Schwermetalle

In diesem Abschnitt werden häufig in Abwassersystemen untersuchte Schwermetalle, insbesondere die Elemente **Cadmium, Blei und Kupfer**, genauer betrachtet. Die Darstellung ergibt sich aus der Tatsache, dass hier sehr viele Daten vorliegen. Weiterhin ist das Cadmium ein toxikologisch besonders relevanter Schadstoff und wird deshalb in vielen rechtlichen Regelungen, z.B. in der EG-Wasserrahmenrichtlinie als prioritärer Stoff, aufgeführt (s.u.).

Im Unterschied zu vielen organischen Schadstoffen sind Schwermetalle **natürliche Stoffe**, die in verschiedenen Bindungsformen in Gesteinen vorkommen. Durch Gewinnung, Bearbeitung und Entsorgung infolge menschlicher Aktivitäten werden sie einzelnen Komponenten zusätzlich zugeführt. Unter bestimmten Bedingungen (z.B. einer hohen Verfügbarkeit von Schwermetallen) kann es dadurch zu einer problematischen Anreicherung kommen.

Wichtig für die Toxizität der Schwermetalle ist die **Verfügbarkeit**, wofür die Bindungsform (Spezifikation) und insbesondere der pH-Wert maßgeblich sind. Grundsätzlich wird den Schwermetallen eine hohe **Persistenz** zugemessen, woraus sich viele ihrer toxischen Wirkungen ergeben. Gegenüber Organismen können Schwermetalle sehr unterschiedlich toxisch wirken. So hat Kupfer gegenüber dem Menschen eine relativ geringe Toxizität, während es gegenüber Algen und Fischen stark toxisch wirkt.

Neben den **Gesamtgehalten** an Schwermetallen werden **gelöste und partikuläre Teilfraktionen** bestimmt. Die gelösten Schwermetalle können als freie Ionen oder anorganisch komplexiert, beispielsweise als Chlorid, vorliegen und sind biologisch verfügbar. Das Vorkommen der Schwermetalle in den jeweiligen Formen hängt von vielen Faktoren ab, z.B. dem pH-Wert, der Salzkonzentration, den Redoxverhältnissen und dem Vorkommen von Komplexbildnern (z.B. EDTA) oder Konkurrenzverbindungen (z.B. Calcium, Magnesium). Im Unterschied zu den gelösten Anteilen sind die partikulär gebundenen Schwermetalle in der Regel nicht bioverfügbar. Sie können als gefällte Verbindung in Sedimenten vorliegen oder adsorbiert an andere Verbindungen wie Eisenhydroxid. Die Verteilung zwischen der gelösten und partikulären Phase hängt wiederum von verschiedenen Einflussfaktoren ab. Aus diesen Ausführungen ist abzuleiten, dass die Gesamtgehalte für die Beurteilung der Relevanz von Schwermetallen in aquatischen Systemen nur bedingt aussagekräftig sind.

3.4.1 Cadmium (Cd)

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Vorkommen vornehmlich in Oxidationsstufe II
- Auflistung in diversen Regelungen (z.B. BBodschV, TVO, AbwAG)
- Anhang X EG-WRRL: Cadmium und seine Verbindungen: prioritäre gefährliche Stoffe
- einige Verbindungen in WGK 3

- Cadmium liegt im Vergleich zu anderen Schwermetallen eher gelöst in Wassermatrices vor.
- UQN: 1 µg/l /AK CHÜZ 2003/
- ZV LAWA Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“: 0,072 µg/l /UBA 2001b/

Wirkungen:

- Toxische Wirkungen für den Menschen beschrieben (z.B. Itai-Itai-Krankheit mit Skelettschrumpfung); bei chronischer Aufnahme Leber- und Nierenschäden beobachtet
- Einige Cadmiumverbindungen gelten nach Tierversuchen als eindeutig carcinogen /Eisenbrandt und Metzler 1994/.
- Schädliche Wirkungen auf Mikroorganismen ab 10 µg/l /MUNLV 2004/
- Bei aquatischen Organismen (Daphnien) Reproduktionsstörungen schon ab 0,5 bis 5 µg/l /Haritopoulou 1996/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- früher Einsatz als Korrosionsschutzmittel und als Farbpigment
- weitere Verwendung in Ni/Cd-Akkumulatoren, Herstellung von Polymerisationsharzen, TV-Schirmen und photovoltaischen Elementen
- Anthropogene Einträge stammen aus Verbrennungsvorgängen (Abfall und fossile Brennstoffe), Metallverhüttungen und Deponien /URömpf 2000/.
- Bilanz der Cadmumeinträge (Jahresfrachten) in deutsche Oberflächengewässer: 16,8 % kommunale Kläranlagen, 5,6 % industrielle Kläranlagen, 27 % von urbanen Flächen (Trenngebietsauslässe, Mischwasserentlastungen) und 50,6 % sonstige diffuse Einträge (z.B. Drainagen) /Böhm et al. 2000/
- Durch Reduktionen im gewerblichen Abwasserbereich treten grundsätzlich die Einträge aus den **Oberflächenabflüssen** stärker in den Vordergrund.
- In Dachabflüssen und Verkehrsflächenabflüssen wird Cadmium häufig gemessen, hierbei sind die Ergebnisse äußerst heterogen und von vielen Einflussfaktoren abhängig; in der Tendenz sind die Konzentrationen in den Verkehrsflächenabflüssen höher als bei den Dachabflüssen.
- Im Zulauf zu **Kläranlagen** können neben den Oberflächenabflüssen und dem häuslichen Schmutzwasser gewerbliche Indirekteinleiter trotz sinkender Tendenz zur Cd-Belastung beitragen.
- Rückhalteleistungen in Kläranlagen ausschließlich durch Klärschlammverfrachtung, Wertebereich 42 % bis 94 %, häufig bei ca. 50 % bis 60 % /Welker 2004/
- Überprüfung der ZV für Cadmium in deutschen **Oberflächengewässern** von 2001 hat ergeben, dass 46 % der Messstellen die Güteklasse II oder besser einhalten /Böhm et al. 2002/.

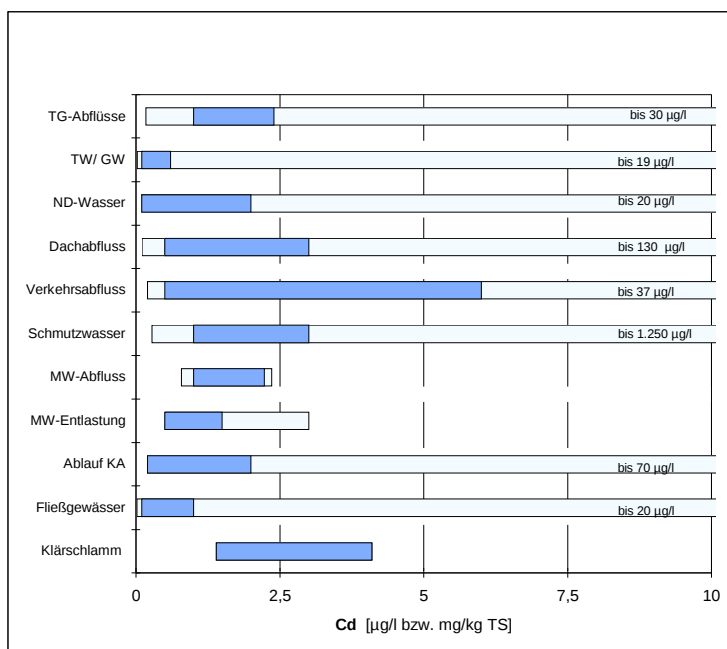


Abbildung 3-3: Aufkommen von Cadmium in verschiedenen Matrices: TW (Trinkwasser) / GW (Grundwasser) (n=7); Niederschlagswasser (n=22); Dachabfluss (n=21); Verkehrsflächenabfluss (n=54); Schmutzwasser (n=17); Mischwasserabfluss (n=9); Mischwasserentlastungsabfluss (n=12); Ablauf KA (n=18); Fließgewässer (n=9); Klärschlamm (n=7) /Welker 2004/

3.4.2 Kupfer (Cu)

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Übergangsmetall; Vorkommen vornehmlich in den Oxidationsstufen 0, I, II und III
- Liegt bevorzugt als anorganischer und organischer Komplex vor
- Auflistung in diversen Regelungen (z.B. KS-VO)
- einige Verbindungen in WGK 1 bis 3
- UQN: 1,6 bis 9,3 µg/l (je nach Härtegrad) /AK CHÜZ 2003/
- ZV LAWA Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“: 4 µg/l; ZV LAWA Schutzgut „Trinkwasser“: 20 µg/l /UBA 2001b/

Wirkungen:

- eigentlich Spurenelement für den Menschen, aber letal verlaufende Leberschäden bei Säuglingen bekannt, die mit hohen Konzentrationen exponiert wurden
- wesentlich relevanter für aquatische Organismen (Bakterien, Algen)
- Hemmung der Vermehrung von Blaualgen schon ab 0,2 µg/l /UBA 2000c/

- Vermeidungsverhalten von Forellen ab Kupferkonzentrationen von 0,1 bis 10 µg/l /Haritopoulou 1996/
- Wegen seiner hohen Komplexbildungsneigung liegt Kupfer in geringerem Umfang als frei wirkendes Ion als andere Schwermetalle vor.

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Bilanz der Kupfereinträge (Jahresfrachten) in deutsche Oberflächengewässer: 16,5 % kommunale Kläranlagen, 4,3 % industrielle Kläranlagen, 30 % von urbanen Flächen (Trenngebietsauslässe, Mischwasserentlastungen) und 49,2 % sonstige diffuse Einträge (z.B. Erosion) /Böhm et al. 2000/
- Damit stellen im Vergleich zu den Kläranlagenabläufen die niederschlagsbedingten Abflüsse (Mischwasserentlastung, Trenngebietsauslässe) einen bedeutenden Anteil an der Gewässerbelastung.
- In **Dachabflüssen** und **Verkehrsflächenabflüssen** wird Kupfer häufig gemessen, hierbei sind die Ergebnisse äußerst heterogen und von vielen Einflussfaktoren (siehe andere Schwermetalle) abhängig.
- Mögliche Quellen neben der atmosphärischen Deposition ist die Abschwemmung von Korrosionsprodukten aus Baustoffen (z.B. Kupferdächer), deshalb lokal extrem hohe Kupferkonzentration in Dachabflüssen.
- Weitere Quellen in Verkehrsflächenabflüssen sind Bremsen und Reifen /Sansalone et al. 1996/
- Im Zulauf zu **Kläranlagen** sind neben den Oberflächenabflüssen im stärkeren Maße als bei anderen Schwermetallen die Schmutzwasserabflüsse (häuslich) dominierend.
- Quelle für Kupfer im häuslichen Schmutzwasser ist das „vorbelastete“ Trinkwasser und der vermehrte Einsatz von Kupfer in Hausinstallationen.
- Rückhalteleistungen in Kläranlagen ausschließlich durch Klärschlammverfrachtung, Wertebereich bei ca. 50 % bis 90 % /Welker 2004/
- Konzentrationen in **Oberflächengewässern** und **Klärschlamm** nehmen in Deutschland gegen den sinkenden Trend bei den anderen Schwermetallen zu /N.N. 1998, zitiert in UBA 2000c/.
- Kupfergehalte in Oberflächengewässern teilweise höher als in Kläranlagenabläufen, Hinweis auf andere Quellen, wie beispielsweise Direkteintrag durch kupferhaltige Schiffsanstriche als Antifoulingmittel

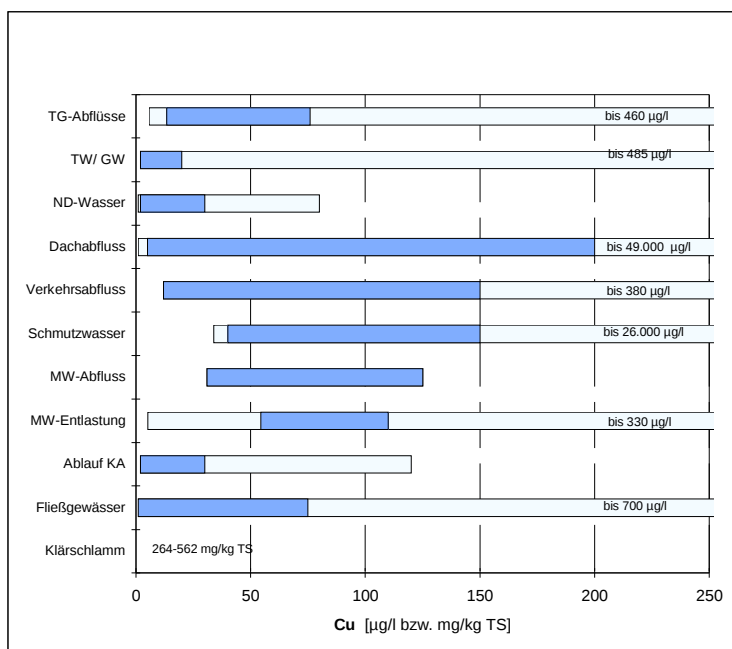


Abbildung 3-4: *Aufkommen von Kupfer in verschiedenen Matrices. TW (Trinkwasser) / GW (Grundwasser) (n=4); Niederschlagswasser (n=22); Dachabfluss (n=25); Verkehrsflächenabfluss (n=73); Schmutzwasser (n=16); Mischwasserabfluss (n=9); Mischwasserentlastungsabfluss (n=17); Ablauf KA (n=18); Fließgewässer (n=5); Klärschlamm (n=7) /Welker 2004/*

3.4.3 Blei (Pb)

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Vorkommen vornehmlich in den Oxidationsstufen II und IV
- Auflistung in diversen Regelungen (z.B. BBodschV, TVO, AbwAG)
- Anhang X EG-WRRL: Blei und seine Verbindungen prioritäre gefährliche Stoffe mit Revisionsklausel
- einige Verbindungen in WGK 2 bis 3
- Blei liegt im Vergleich zu anderen Schwermetallen überwiegend gebunden an Partikel vor und weist eine hohe Anreicherungsfähigkeit auf.
- UQN: 11 µg/l /AK CHÜZ 2003/
- ZV LAWA Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“: 3,4 µg/l /UBA 2001b/

Wirkungen:

- im Vordergrund stehen humane Vergiftungen, Blei hat eine hohe Anreicherungsfähigkeit im menschlichen Körper, Angriffsorte sind das Blutbildungssystem, das ZNS und die Niere

- einige Bleiverbindungen sind möglicherweise carcinogen /Fent 1998/
- letale Dosis für Algen und Fische bei 200 µg/l, Hemmung der Oxidation organischer Substanzen ab 100 µg/l /ATV 1999/
- Wachstumshemmung an Algen ab 28 µg/l /Haritopoulou 1996/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Anthropogene Einträge stammen aus dem Bereich des Erzbergbaus und der Verhüttung von Bleierzen und von Verbrennungsvorgängen (Abfall und fossile Brennstoffe) /URömpf 2000/.
- Weitere Einträge können aus Gebrauchsgegenständen (Batterien, Akkumulatoren) stammen, in älteren Messprogrammen wird verbleites Benzin als Quelle genannt.
- Insgesamt wird eine zurückgehende Bleibelastung prognostiziert, verursacht durch immissionsseitige Vorgaben (z.B. TA Luft) und die Substitution bleihaltiger Produkte (z.B. Benzin).
- Bilanz der Bleieinträge (Jahresfrachten) in deutsche Oberflächengewässer: 7,8 % kommunale Kläranlagen, 4,8 % industrielle Kläranlagen, 24 % von urbanen Flächen (Trenngebietsauslässe, Mischwasserentlastungen) und 63,4 % sonstige diffuse Einträge (z.B. Erosion) /Böhm et al. 2000/
- Damit stellen im Vergleich zu den Kläranlagenabläufen die niederschlagsbedingten Abflüsse (Mischwasserentlastung, Trenngebietsauslässe) einen bedeutenden Anteil an der Gewässerbelastung.
- Atmosphärische Verfrachtung auf Oberflächen vorwiegend mit Trockendeposition /Haritopoulou 1996/
- In **Dachabflüssen** und **Verkehrsflächenabflüssen** wird Blei häufig gemessen, hierbei sind die Ergebnisse äußerst heterogen und von vielen Einflussfaktoren abhängig; in der Tendenz sind die Konzentrationen in den Verkehrsflächenabflüssen höher als bei den Dachabflüssen, dabei werden Bleiverbindungen vornehmlich gebunden an die feinen schlecht absetzbaren Feststofffraktionen transportiert.
- Im Zulauf zu **Kläranlagen** sind die Oberflächenabflüsse im Vergleich zum häuslichen und gewerblichen Schmutzwasser dominierend.
- Rückhalteleistungen in Kläranlagen ausschließlich durch Klärschlammverfrachtung, Wertebereich 31 % bis 93 %, häufig bei ca. 80 % /Welker 2004/; signifikante Bleimengen werden bereits im Rechen/Sandfang und im Vorklärbecken abgezogen /Schäfer und Hoffmann 1998/
- Überprüfung der ZV für Blei in deutschen **Oberflächengewässern** von 2001 hat ergeben, dass 73 % der Messstellen die Güteklasse II oder besser einhalten /Böhm et al. 2002/.

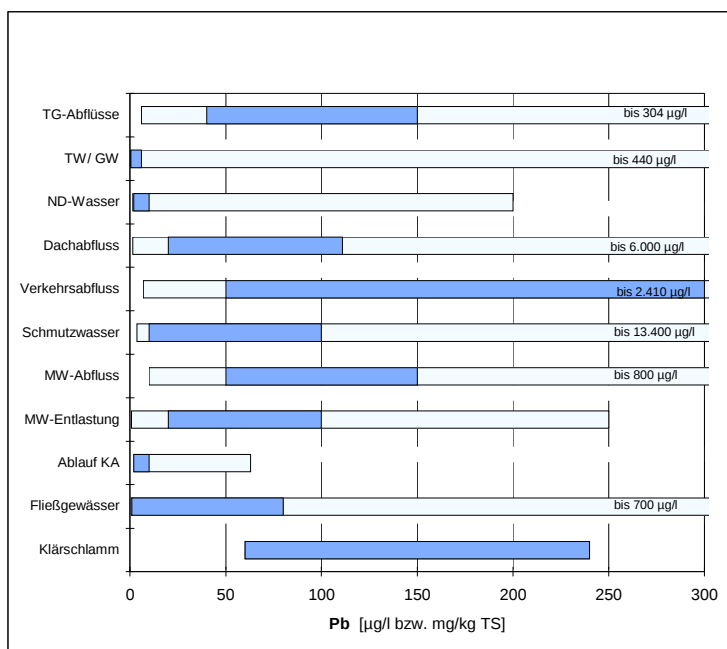


Abbildung 3-5: Aufkommen von Blei in verschiedenen Matrices. TW (Trinkwasser) / GW (Grundwasser) (n=7); Niederschlagswasser (n=23); Dachabfluss (n=33); Verkehrsflächenabfluss (n=53); Schmutzwasser (n=19); Mischwasserabfluss (n=13); Mischwasserentlastungsabfluss (n=19); Ablauf KA (n=19); Fließgewässer (n=10); Klärschlamm (n=7) /Welker 2004/

Fazit Gruppe Schwermetalle

Die Gruppe der Schwermetalle setzt sich aus vielen Einzelementen mit unterschiedlichen Stoffeigenschaften, Wirkungen und Herkunftsbereichen zusammen.

Einige von ihnen sind eindeutig toxisch wirkende Elemente (z.B. Blei und Cadmium). Andere sind essentielle Spurenelemente (z.B. Kupfer und Zink) und haben daher geringere Wirkungen auf den Menschen. Für aquatische Organismen in Fließgewässern stellt sich die Situation anders dar. Hier hat gerade das Kupfer eine ausgeprägte toxische Wirkung, z.B. auf Fische. Dazu kommt, dass beispielsweise Zink in einem viel höheren Ausmaß in frei verfügbaren, also vom Organismus aufnehmbaren Formen vorliegt als andere Verbindungen (z.B. Blei). Da Kupfer und Zink vor allem aus den urbanen Oberflächenabflüssen stammen, müssen sie als besonders relevant im Abwassersystem angesehen werden.

Dies sollte aber nicht dazu führen, dass die Wirkungen der eindeutig toxischen Schwermetalle, wie z.B. Cadmium und Quecksilber, vernachlässigt werden. Das Cadmium stammt eher aus industriellen Prozessen; Ansätze zur Reduktion der Emissionen sind bereits vielfach umgesetzt worden. Deshalb ist bei Cadmium zukünftig stärker mit langfristigen, schwer zu quantifizierenden Einträgen aus cadmiumhaltigen Produkten zu rechnen.

Da Schwermetalle nicht biologisch abbaubar sind, muss berücksichtigt werden, dass durch alle vorgeschlagenen Behandlungsmaßnahmen lediglich Verschiebungen von Stoffströmen von einer Matrix in eine andere stattfinden. Bei dem Ansatz, möglichst alle Schwermetall-

frachten vom Gewässer weg in die Kläranlage zu verfrachten, wird der Klärschlamm zur Stoffsenke. Möglicherweise gesteigerte Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm wirken sich dann negativ auf die potenziellen Entsorgungswege, z.B. die landwirtschaftliche Verwertung, aus.

Analoges gilt für das Prinzip der Versickerung von Teilen der Oberflächenabflüsse. Hier können gerade in Abflüssen von Metalldächern extreme Schwermetallgehalte (z.B. Kupfer) auftreten, die bei der Versickerung gezielt dem Bodensystem und damit potenziell dem Grundwassersystem zugeführt werden. Diese Erkenntnis führte in letzter Zeit bei belasteten Abflüssen zu den Empfehlungen, die ersten sehr hoch kontaminierten Abflüsse dem Kanalnetz zuzuführen (Erstverwurf) bzw. diesen Abfluss einer Behandlung (z.B. Spezialfilter) zu unterziehen.

3.5 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)

Als Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) werden Stoffe bezeichnet, die Pflanzen oder Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen oder nichtparasitären Beeinträchtigungen aufgrund ihrer biochemischen Wirkungen schützen. Die wichtigsten Untergruppen der PBSM sind Herbizide, Fungizide und Insektizide. Eine Übersicht über die Aufwandsmengen zeigt, dass bundesweit die Herbizide mengenmäßig die bedeutendste Wirkklasse darstellen, unter den Kulturarten dominiert der Ackerbau. Die Gruppe der Fungizide wird schwerpunktmäßig im Weinbau eingesetzt.

3.5.1 Herbizide

Herbizide lassen sich nach dem Anwendungszeitraum (z.B. Vorsaats, Voraufbau, Nachlauf), dem Ausbringungsort, der Aufnahmeart (z.B. Blätter/Boden), der Selektivität (z.B. Totalherbizid, Semitotalherbizid) und der Wirkungsweise (z.B. Photosynthesehemmer, Atmungshemmer) unterscheiden /URömpf 2000/. Während früher häufiger anorganische metallhaltige Herbizide eingesetzt wurden, die heute noch an Bodenbelastungen (z.B. Kupferbodenbelastungen der Vorderpfalz, Rheinland-Pfalz) zu erkennen sind, werden gegenwärtig überwiegend organische Herbizide verwendet.

Wichtige organische Herbizidklassen sind die Harnstoffderivate, wie Diuron und Isoproturon, und die Triazine, wie Atrazin und Simazin. Daneben gibt es eine Vielzahl von weiteren Wirkstoffen wie die Aryloxyalkansäuren (z.B. 2,4 D) und die phosphorhaltigen Aminosäuren (z.B. Glyphosat). Im Folgenden werden entsprechend ihrer Aufführung im Anhang X der EG-WRRL die Wirkstoffe Diuron und Isoproturon näher erörtert.

3.5.1.1 Isoproturon

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- in Deutschland das am häufigsten eingesetzte Herbizid (> 1.000 t/a), vorwiegend im Getreideanbau
- Anhang X EG-WRRL: prioritärer gefährlicher Stoff mit Revisionsklausel
- $\log P_{ow}$ -Wert: 2,87; WGK: 3
- zusammen mit hoher Wasserlöslichkeit wird Verlagerungspotenzial deutlich
- UQN: 0,2 µg/l /AK CHÜZ 2003/
- ZV LAWA Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“: 0,3 µg/l /UBA 2001b/

Wirkungen:

- akut toxische Wirkungen am Menschen und den aquatischen Organismen werden eher gering eingeschätzt
- wegen herbizider Eigenschaften vorwiegend algentoxisch (NOEC: 2 µg/l) /Böhm et al. 2002/
- in hohen Dosen neurotoxische Effekte beobachtet /MUNLV 2004/ und Hinweise auf carcinogene Wirkungen

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Aufgrund der hohen Einsatzmengen häufiger als andere Herbizide in **Oberflächen-gewässern** und **Grundwässern** in Deutschland bestimmbar /UBA 2002a/
- Vereinzelt Überschreitungen rechtlicher bzw. sonstiger Vorgaben (z.B. Trinkwasser-verordnung, LAWA-Qualitätsziele) zu beobachten
- Bei Eintrag in **Kläranlagen** (Anschluss Hofflächen) nur geringer Rückhalt zu erwarten /Seel et al. 1994/
- Aufkommen in Wassermatrizes (Schmutzwasser, Oberflächengewässer, Grundwässer) entsprechend der Anwendungszeiten in ausgeprägten Jahresgängen

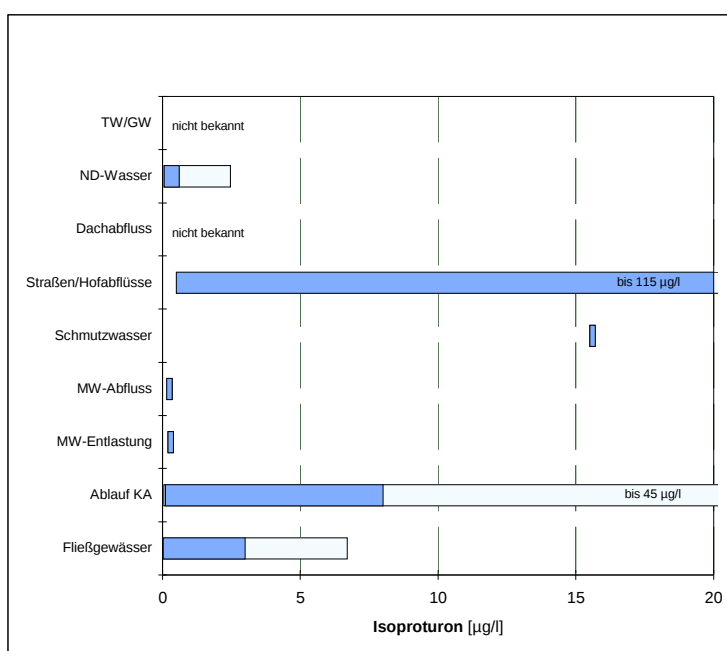


Abbildung 3-6: Aufkommen von Isoproturon in verschiedenen Matrices: Niederschlagswasser (n=3); Straßen-/Hofabflüsse (n=5); Mischwasserabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=1); Mischwasserentlastungsabfluss (n=1); Ablauf KA (n=17); Fließgewässer (n=12) /Welker 2004/

3.5.1.2 Diuron

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Einsatz als Landwirtschafts- und Urbanherbizid in Deutschland, Anwendung in Landwirtschaft (Obst- und Weinanbau) inzwischen stark beschränkt; Einsatz auf befestigten Flächen als Urbanherbizid verboten
- Anhang X EG-WRRL: prioritärer gefährlicher Stoff mit Revisionsklausel
- zusammen mit hoher Wasserlöslichkeit wird Verlagerungspotenzial deutlich
- $\log P_{ow}$ -Wert: 2,68; WGK: 3
- UQN: 0,2 µg/l /AK CHÜZ 2003/
- ZV LAWA Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“: 0,05 µg/l /UBA 2001b/

Wirkungen:

- geringe Warmblütertoxizität, allerdings kann Diuron nach Angaben der US-EPA Geburtsschäden hervorrufen /MUNLV 2004/
- wegen herbizider Eigenschaften vorwiegend algentoxisch (NOEC: 0,46 µg/l) /Böhm et al. 2002/
- gilt nach Einschätzung der EG-Kommission als Substanz mit Verdacht auf hormon-ähnliche Wirkungen /EU Kommission 1999/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Aufgrund der hohen Einsatzmengen häufiger als andere Herbizide in **Oberflächen-gewässern** und **Grundwässern** in Deutschland bestimmbar /UBA 2002a/
- Bei Eintrag in **Kläranlagen** nur geringer Rückhalt zu erwarten /Seel et al. 1994/
- Aufkommen in Wassermatrizes (Schmutzwasser, Oberflächengewässer, Grundwässer) wesentlich gleichmäßiger im Jahresverlauf als bei den reinen Landwirtschafts-herbiziden wie Isoproturon (s.o.)
- Diuron wird als Urbanherbizid auf Wegen und Plätzen sowie in Bauprodukten (z.B. Pflastersteine, Fassaden) verwendet /Böhm et al. 2002/
- Durch Verzicht der „Deutschen Bahn“ zur Anwendung im Gleisbereich deutliche Reduktion des Aufkommens erwartet

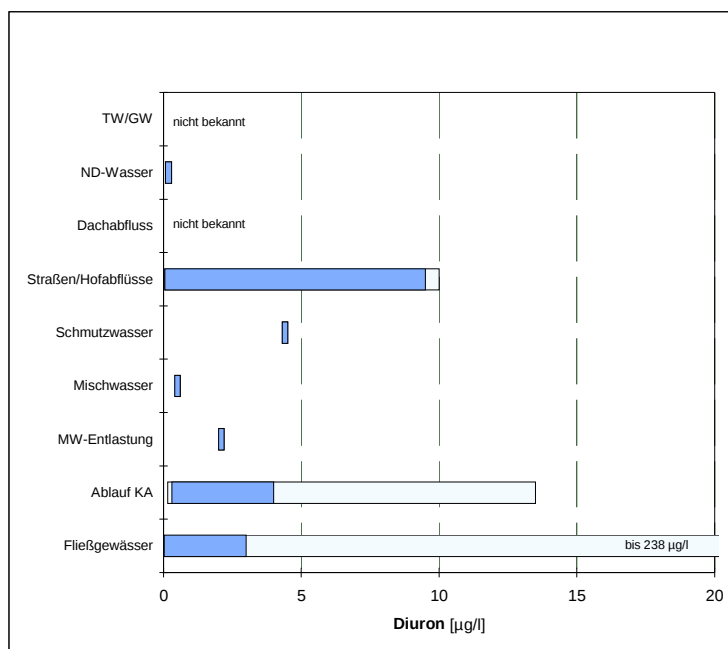


Abbildung 3-7: *Aufkommen von Diuron in verschiedenen Matrices. Niederschlagswasser (n=1); Straßen-/Hofabflüsse (n=3); Mischwasserabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=1); Mischwasserentlastungsabfluss (n=1); Ablauf KA (n=18); Fließgewässer (n=18) /Welker 2004/*

Fazit Herbizide

Die Gruppe der Herbizide besteht aus einer Vielzahl von Einzelverbindungen mit variierenden Stoffeigenschaften, Wirkungen, Aufkommensdaten und Verteilungswegen.

Als wichtige Wirkstoffe haben sich das Isoproturon und das Diuron herausgestellt. Nach einer Bewertung der LAWA ist bei anderen Wirkstoffen, wie dem Atrazin, eine rückläufige Tendenz anzunehmen. Im Unterschied dazu zeichnen sich beim Diuron und Isoproturon Probleme bei der Einhaltung der Gewässervorgaben ab /LAWA 1998b/.

Die ökotoxische Relevanz von Herbiziden in Fließgewässern ergibt sich vorwiegend indirekt durch ihre Pflanzentoxizität. Die akuten Wirkungen an Säugerorganismen sind in der Regel gering.

Neben den Direkteinleitern (Produktionsstätten) sollten zukünftig auch mögliche Einträge aus den urbanen Systemen durch Indirekteinleiter (Formulieringsbetriebe) untersucht werden /LAWA 2003/.

Eindeutig nachgewiesen werden konnte, dass Herbizide unter bestimmten Bedingungen (Anschluss Hofflächen an Mischwasserkanal, hohe Feldspritzendichte) in extrem hohen Konzentrationen in den Teilsystemen der urbanen Abwassersysteme vorkommen. Allerdings treten die Landwirtschaftsherbizide entsprechend dem Anwendungszeitraum in hohem Maße

saisonal auf. Bei den Urbanherbiziden ist von einer gleichmäßigeren Belastung im Jahresverlauf auszugehen.

Neben den Herbizidwirkstoffen sollten Insektizide mit betrachtet werden, da sie trotz geringerer Aufkommenskonzentrationen häufig höhere ökotoxische Wirkungen als die Herbizide haben. Regional, z.B. in Weinanbaugebieten, können auch die Fungizidwirkstoffe in erhöhten Konzentrationen im Abwassersystem und damit in den Gewässern auftauchen.

3.6 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) umfassen eine Vielzahl von aromatischen Verbindungen mit kondensierten Kohlenstoff-Wasserstoff-Ringsystemen. Im Anhang X der EG-WRRL sind die Einzelstoffe Naphthalin, Anthracen, Fluoranthen, Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen, Benzo[a]pyren, Benzo[g,h,i]perylen, Indeno[1,2,3-cd]pyren aufgeführt. Im Folgenden wird die Gruppe der PAK beschrieben.

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Messprogramme umfassen verschiedene Summen an Einzelverbindungen (z.B. nach Trinkwasser-VO: 6 Substanzen, nach EPA: 16 Substanzen) -> Probleme mit Vergleichbarkeit von Messdaten
- Stoffeigenschaften variierend je nach Einzelsubstanz; grundsätzlich eher lipophil und gering wasserlöslich
- Transport in Atmosphäre und Wassermatrizes vorwiegend partikelgebunden
- Wegen hoher Toxizität in vielen Regelungen aufgeführt (Trinkwasser-VO, BBodschV)
- Anhang X EG-WRRL: PAK: prioritäre gefährliche Stoffe

Wirkungen:

- Hohe Persistenz und Anreicherungsfähigkeit
- Einzelne Verbindungen carcinogen und teratogen
- Hinweise auf endokrine Effekte /Wright und Welborn 2002, zitiert in Birkett und Lester 2003/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Ungezielte Entstehung bei unvollständigen Verbrennungsvorgängen
- Anthropogene Einträge dominierend (Verkehr, Hausfeuerungen, Holzimprägnierung, Produktionsstätten wie Stahlwerke)
- In der Atmosphäre Stofftransport vorwiegend über feine Partikel
- Hierdurch hohe Konzentration in **niederschlagsbedingten Abflüssen** von befestigten Flächen /Welker 2004/
- Messungen im Schmutzwasser und im Ablauf von **Kläranlagen** wenig verfügbar
- Häufiger werden die Feststoffmatrices (Klärschlamm, Sediment, Boden) untersucht
- Rückhalt in Kläranlagen unterschiedlich je nach Einzelverbindung, niedrigkondensierte PAK-Substanzen sind aerob biologisch abbaubar, insgesamt Rückhalt in Kläranlagen vorwiegend durch die Verfrachtung in den Klärschlamm bedingt

- In **Oberflächengewässern** insgesamt rückläufige Belastungen, allerdings bei verschiedenen Einzelsubstanzen Überschreitung der Zielvorgaben feststellbar /Vogt 2002, MUNLV 2004/
- Quellen der Gewässeremissionen sind neben den Kläranlagen vor allem die niederschlagsbedingten Abflüsse (Mischwasserentlastungen, Trenngebietsauslässe) /Haritopoulou 1996, Welker 2004/

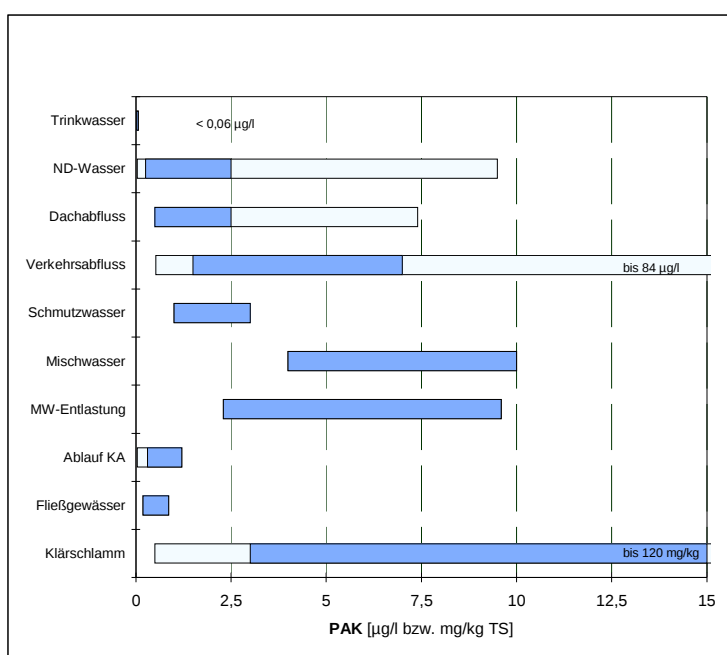


Abbildung 3-8: Aufkommen von PAK in verschiedenen Matrices. Trinkwasser (n=1); Niederschlagswasser (n=8); Dachabfluss (n=6); Verkehrsflächenabfluss (n=19); Schmutzwasser (n=4); Mischwasserentlastungsabfluss (n=4); Mischwasser (n=4); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=1); Boden (n=4); Klärschlamm (n=8) /Welker 2004/

Fazit für Summe PAK

Die PAK gelten als toxikologisch äußerst relevante Substanzgruppe. Insbesondere das Benzo[a]pyren wird als Leitsubstanz genannt. Bei dieser Verbindung muss von reproduktionstoxischen und mutagenen Wirkungen am Menschen ausgegangen werden. Deshalb wird die Relevanz für viele Umweltkompartimente, z.B. in Bezug auf die Klärschlammbelastung, sowohl für Gruppe PAK als auch für Benzo[a]pyren als hoch eingestuft.

Der Haupteintragspfad für Oberflächen und Böden ist die Atmosphäre. Ein deutliches Zeichen hierfür ist die analoge Verteilung der PAK-Verbindungsklassen nach der Anzahl der Ringe. Mit Ausnahme des Schmutzwassers, hier dominieren vermutlich industriebedingt die dreiringigen Verbindungen, ergibt sich bei allen anderen Matrices (Luft, Dachabfluss, Straßenabfluss, Klärschlamm, Boden u.a.) ein ähnliches Ringverteilungsmuster /Haritopoulou 1996/.

Die atmosphärische Deposition von PAK ist in den städtischen höher als in ländlichen Einzugsgebieten und überwiegend bedingt durch die trockene Deposition. Die Hauptquellen, bezogen auf die Summe PAK, sind Kleinf Feuerungsanlagen (Hausbrand), Großfeuerungsanlagen, Industrie- (Stahl) und Verkehrsemissionen.

Ein wichtiger Eintragspfad für Gewässer sind die Oberflächenabflüsse, insbesondere die Verkehrsflächenabflüsse. Die Messprogramme befassen sich vorwiegend mit dieser Abflussart; die Haupteinflussfaktoren sind in der Tendenz die Verkehrstärke und das Niederschlagsgeschehen. Für Dachabflüsse werden als maßgebliche Einflussfaktoren die Jahreszeit, die atmosphärische Grundbelastung und das Niederschlagsgeschehen genannt.

Nach dem Aufkommen von PAK in Oberflächenabflüssen und Niederschlag können graduell unterschieden werden: Verkehrsflächenabflüsse mit hoher Verkehrsbelastung > Verkehrsflächenabflüsse mit niedriger Verkehrsbelastung > Dachabflüsse > Niederschlag

Der partikuläre Transport ist insbesondere bei den Straßenabflüssen vorherrschend; das gilt vor allem für die höher molekularen Verbindungen. Die gelöste Fraktion spielt eine größere Rolle bei den niedermolekularen Verbindungen und den Dachabflüssen /Wachter und Herrmann 2002/. Für die PAK kann insgesamt von einem überwiegend an Partikeln gebundenen Transport ausgegangen werden. Dadurch werden PAK aus Kläranlagen vorwiegend mit dem Klärschlamm ausgetragen.

Zusammen mit dem Schmutzwasser kann im Mischsystem die Mischwasserentlastung bedeutend für den Eintrag in Gewässer sein. Hierzu sind bislang äußerst wenige Messungen durchgeführt worden. In Trennsystemen und den möglichen Regenwasserkanalabflüssen, ggf. nach Behandlung in Regenklärbecken, liegen ebenfalls sehr wenige Untersuchungen vor.

3.7 Flammschutzmittel: Polybromierte Diphenylether (PBDE)

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Polybromierte Diphenylether (PBDE) sind eine Gruppe von Einzelverbindungen (z.B. Pentabromodiphenylether (PentaBDE)),
- Einsatz als Flammschutzmittel; in Europa Produktion weitgehend eingestellt; durch Import flammgeschützter Kunststoffe weiterhin verwendet
- Anhang X EG-WRRL: Gruppe PBDE: prioritäre Stoffe; Einzelverbindung PentaBDE: prioritärer gefährlicher Stoff, deshalb Verlagerung des Einsatzes auf Decabromodiphenylether (DecaBDE) und Octabromodiphenylether (OctaBDE)
- PentaBDE: $\log P_{ow}$ -Wert: 6,58; überwiegend an Partikel transportiert
- UQN: Summe PBDE: 0,5 µg/l /AK CHÜZ 2003/

Wirkungen:

- Nur wenige ökotoxische Daten verfügbar, mögliche Beeinträchtigungen ergeben sich vorwiegend aus der hohen Persistenz und der hohen Anreicherungsfähigkeit
- PentaBDE, DecaBDE und OctaBDE gelten in Europa als Substanzen mit nachgewiesener hormonähnlicher Wirkung /EU Kommission 1999/
- Für das DecaBDE existieren Hinweise auf ein kanzerogenes Potenzial /BUWAL 2002/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- sehr wenige Aufkommensdaten in **Kläranlagen** verfügbar, Ablauf Kläranlage: 0,14 bis 2,23 ng/l PBDE /MUNLV 2004/
- Über 90% der im Zulauf der Kläranlage ankommenden PBDE-Menge wird in den Klärschlamm verfrachtet /BUWAL 2002/; Konzentration PBDE in **Klärschlämmen** aus Baden-Württemberg: 5 bis 460 µg/kg TS /Bolz et al. 2002, Wizgall 2002/ aus NRW 6,4 bis 280 µg/kg TS /MUNLV 2006/
- Außerhalb von Europa werden deutlich höhere Konzentrationen in Klärschlämmen (bis 2.290 µg/kg TS) gefunden, als möglich Ursache werden flammgeschützte Polyurethanschäume genannt /Böhm et al. 2002/.
- In **Oberflächengewässern** überwiegend Anreicherung in Sedimenten

Fazit

Entsprechend den Herkunftsmöglichkeiten ist das Auftreten von Einzelverbindungen der bromierten Flammschutzmittel in Schmutzwasser und Oberflächenabfluss möglich. Allerdings existieren bislang fast keine Messungen zu dieser Substanzgruppe.

In Kläranlagen wird aufgrund der Stoffeigenschaften eine vorwiegende Adsorption an den Klärschlamm vermutet. Hohe PBDE-Gehalte in Fischen zeigen die signifikante Anreicherungsfähigkeit dieser Substanz im aquatischen System an /Birkett 2003b, zitiert in Birkett und Lester 2003/.

3.8 Alkylphenole (Nonylphenol)

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Nonylphenol (NP): Metabolit der Nonylphenoethoxylate (NP_nEO) über die Zwischenstufen $\text{NP}_{1,2}\text{EO}$ aerob vorwiegend zu den Carboxylverbindungen ($\text{NP}_{1,2}\text{EC}$: Hauptmetaboliten im Ablauf der Kläranlage) und anaerob vorwiegend zu NP (Klärschlammfäulung)
- NP: $\log K_{ow}$: 3,28-4,48; WGK: 3; eher partikulär transportiert
- Anhang X EG-WRRL: Nonylphenole: prioritäre gefährliche Stoffe
- Ausgangsstoffe NP_nEO bisher als nichtionische Tenside angewendet, gegenwärtig in Deutschland freiwillige Selbstverpflichtung zum Verzicht des Einsatzes in Haushaltswasch- und Reinigungsmitteln sowie industriellen Reinigern
- Weiterhin Anwendung von NP_nEO in der Leder-, Textil-, Metall-, Farben/Lack- und Bauindustrie
- UQN: Summe NP 0,3 $\mu\text{g/l}$ /AK CHÜZ 2003/

Wirkungen:

- NP ist wesentlich toxischer als seine Ausgangsverbindungen NP_nEO ; NP hat ausgeprägte ökotoxische Wirkungen auf verschiedene aquatische und terrestrische Organismen; der PNEC-Wert liegt 0,33 $\mu\text{g/l}$
- NP gilt in Europa als Substanz mit nachgewiesener hormonähnlicher Wirkung /EU Kommission 1999/. Es gilt als das Xenobiotikum mit dem höchsten endokrinen Potenzial.

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- große Unterschiede bei Aufkommensdaten NP in **Kläranlagen** im Vergleich von alten und neuen Messprogrammen und im Vergleich verschiedener Länder (siehe Abbildung 3-9)
- generell hohe Anreicherung von NP im **Klärschlamm**, der Ablauf von Kläranlagen enthält höhere Konzentrationen an den carboxylierten Metaboliten ($\text{NP}_{1,2}\text{EC}$).
- NP wird in Kläranlagen in unterschiedlichem Maße aber insgesamt in hohem Umfang zurückgehalten.
- Abhängigkeit der Rückhalteleistungen von NP_nEO in Kläranlagen von der Abwasserreinigungstechnik /Spengler et al. 2002, Kusch et al. 2003/
- trotz Aufkommensschwerpunkte im Schmutzwasser vereinzelte Positivfunde in **Regen** und in **Dachabflüssen**; bei weiter sinkenden Konzentrationen im Schmutzwasserabfluss muss diese Emissionsquelle ebenfalls berücksichtigt werden /Fries und Püttmann 2004/. Allerdings liegen hierzu bislang äußerst wenige Messungen vor.

- Insgesamt deutlich zurückgehende Konzentrationen im Abwasser und in **Oberflächengewässern**. Trotzdem sind in Oberflächengewässern regional, abhängig von der Einleiterstruktur, Konzentrationen im Wirkungsbereich möglich /Ahel et al. 2000/
- Jüngere Untersuchungen in **Grundwässern** aus Baden-Württemberg zeigen erhöhte Nonylphenolkonzentrationen. Als Ursache werden undichte Kanäle und Flusssuferfiltrate benannt /LfU BW 2000/.

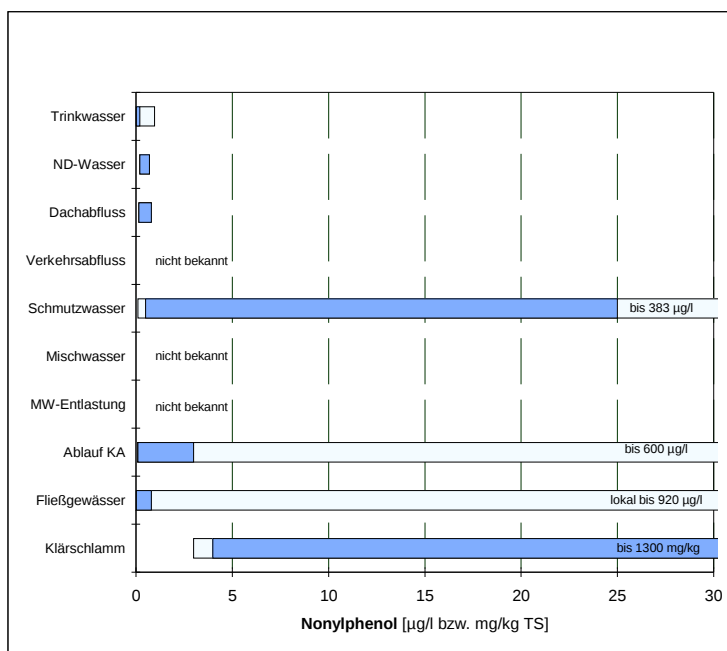


Abbildung 3-9: *Aufkommen von Nonylphenol in verschiedenen Matrices. Trinkwasser (n=6); ND-Wasser (Niederschlag) (n=1); Dachabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=18); Ablauf KA (n=32); Fließgewässer (n=22); Klärschlamm (KS) (n=23) /Welker 2004/*

Fazit

Am Beispiel der Nonylphenoethoxylate (NP_nEO) und deren teilweise toxischen Metaboliten (NP) konnte eindrucksvoll gezeigt werden, dass die alleinige Betrachtung des Aufkommens und des Verbleibs der Ausgangsverbindungen in den Abwasserentsorgungssystemen nicht ausreicht, um eine gesamtheitliche Risikobewertung einer Substanzgruppe vorzunehmen. Erst die Berichte über die erheblichen toxischen Wirkungen des Metabolits Nonylphenol führten zu Messprogrammen zur Entstehung, dem Verbleib und ggf. dem Abbau dieser Substanzgruppe in den Komponenten des urbanen Wasserkreislaufs. Die Gruppe der NP_nEO und deren Metabolite gehören deshalb zu den vergleichsweise gut untersuchten Verbindungen, eine Entwicklung, die auch bei anderen organischen Verbindungsklassen fortgesetzt werden sollte.

Trotz dieses Sachverhaltes verblieben auch für die nonylphenolischen Verbindungen Datendefizite. Dabei sind zunächst mehr ökotoxische Daten zu erheben, insbesondere für die Carboxylmetabolite; diese sind ebenfalls estrogen aktiv und stellen heute einen bedeutenden Anteil der Metaboliten im Gewässer, da sie in der Kläranlage gebildet werden

/Ahel et al. 2000/. Weiterhin sind bislang mögliche Kombinationswirkungen von NP_nEO und Metaboliten nicht untersucht worden.

Die freiwillige Selbstverpflichtung zum Einsatzverzicht betrifft die Verwendung in Waschmitteln, nicht aber den Einsatz in anderen Branchen (z.B. Bauchemie). Deshalb dürften die bislang verringerten Gehalte in den Wassermedien nicht weiter sinken. Auch kürzlich publizierte erhöhte 4-Nonylphenol-Konzentrationen in verschiedenen Lebensmitteln zeigen die weitere Relevanz dieser Verbindungen an /Guenther et al. 2002, zitiert in Birkett und Lester 2003/. Insgesamt werden, bedingt durch die Verringerungsmaßnahmen in der Industrie, zukünftig auch kommunale Quellen an Bedeutung gewinnen /UBA 2001a/.

Von Mitte der 80er Jahre bis heute ist ein deutlicher Rückgang der Belastungen in Abläufen von Kläranlagen, Klärschlämmen und Gewässern zu verzeichnen. Dennoch sind lokal estrogene Wirkungen auf aquatische Lebensgemeinschaften in Gewässern nicht auszuschließen, insbesondere bei Gewässern mit hohem Abwasseranteil oder Einleitungen aus Kläranlagen, die Abwässer aus Textilbetrieben behandeln /Bätscher et al. 1999, Bennie 1999/. Völlig ungeklärt ist in diesem Zusammenhang die Bedeutung der Mischwasserentlastungen.

3.9 Bisphenol A

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- moderate Wasserlöslichkeit (300 mg/l) und geringes Potenzial zur Bioakkumulation (BCF Werte von 5 bis 68) /ATV-DVWK IG-5.4 2002, Bättscher et al. 1999, Birkett 2003a, zitiert in Birkett und Lester 2003/
- log K_{OW}-Wert von 3,4 weist auf einen eher partikelgebundenen Transport hin /Birkett 2003a, zitiert in Birkett und Lester 2003/

Wirkungen:

- Bei Zugrundelegung aktueller PNEC-Werte werden nur geringe Überschreitungshäufigkeiten in Oberflächengewässern und Kläranlagenabläufen gefunden /Lee und Peart 2000; Fromme et al. 2002, Allner und Schaaf 2003; ATV-DVWK IG-5.4 2002/.
- Mögliche endokrine Wirkungen von BPA im Niedrigdosisbereich werden sehr kontrovers diskutiert /UBA 2001a; Bättscher et al. 1999; Allner und Schaaf 2003/.
- Nach der Einschätzung des UBA gilt BPA als hormonell wirksamer Stoff mit hoher Priorität /UBA 2001a/.
- UQN: 1,6 µg/l /AK CHÜZ 2003/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Baustein zur Herstellung von Polycarbonaten und Epoxidharzen (ca. 90 % der Einsatzmenge 10 % verteilen sich auf Verpackungen im Lebensmittelbereich (Beschichtungen von Konservendosen), Zahnbehandlung /Schäfer et al. 1996/ und auf die Verwendung in Thermopapieren sowie als Zusatzstoff in PVC (Antioxidans bzw. Inhibitor) /UBA 2001a/
- **Kläranlagen** in Baden-Württemberg: BPA im Abwasser überwiegend gelöst (97 %), trotzdem findet sich in gewissem Umfang eine Anreicherung in der Schlammbehandlung
- Bei Gesamtrückhalteleistungen von ca. 25 bis 95 %; Verteilung in Kläranlage auf ca. 20 % im Ablauf, 30 % im Schlamm und 50 % biologischer Abbau; /Bolz et al. 2001, ATV-DVWK IG-5.4 2002, Weltin und Bilitewski 2001, Schiewer et al. 2001/
- kein Abbau bei der anaeroben Schlammfäulung -> Möglichkeit der Anreicherung von BPA in Klärschlamm /Gehring et al. 2004/
- **Oberflächengewässer:** sehr unterschiedliche Gehalte an BPA gemessen. Während Fromme et al. /2002/ relativ geringe Gehalte in Gewässern finden und keinen Einfluss des vermuteten Anteils durch Abwassereinleitungen erkennen, gehen andere Autoren davon aus, dass der Abwasseranteil, insbesondere aus der Industrie, entscheidend für die BPA-Gewässerkonzentrationen ist /Körner et al. 2000/

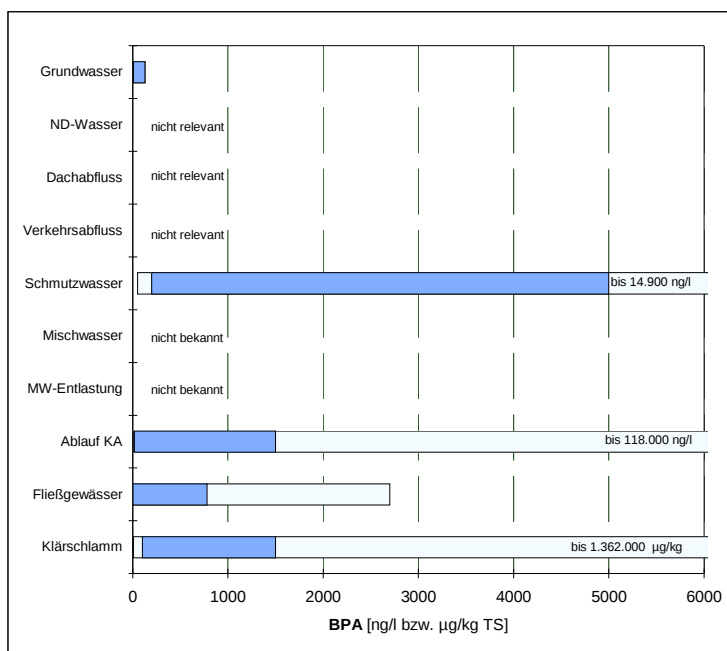


Abbildung 3-10: Aufkommen von BPA in verschiedenen Matrices. Grundwasser (n=1); Schmutzwasser (n=10); Ablauf KA (n=13); Fließgewässer (n=12); Klärschlamm (n=5) /Welker 2004/

Fazit

Die Expositionsdaten zu Bisphenol A in Wassermatrices sind nach wie vor sehr lückenhaft.

Die Ergebnisse zu möglichen endokrinen Wirkungen werden kontrovers diskutiert /UBA 2001a/. Aus den Resultaten zu akuten Wirkungen werden vorbehaltlich neuerer Erkenntnisse PNEC-Werte von 1,0 bis 1,6 µg/l genannt. Diese Werte werden von wenigen der bisher bekannten Aufkommensdaten, z.B. in Kläranlagenabläufen, überschritten. Auszuschließen ist eine Überschreitung dieser Werte unter bestimmten Randbedingungen (z.B. industrielle Einleitungen oder Gewässer im Einflussbereich von Deponien) allerdings nicht. Im Schmutzwasserabfluss werden häufiger Bisphenol A-Konzentrationen gefunden, die diese Wirkwerte überschreiten. Damit können theoretisch in den Mischwasserentlastungen trotz der Verdünnung relevante Konzentrationen auftreten. Messungen, die diese Überlegung bestätigen, fehlen bislang.

3.10 Komplexbildner EDTA und NTA

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- EDTA und NTA sind synthetische organische Komplexbildner, die in großen Mengen produziert und vielfältig angewandt werden
- Erklärung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie der Industrie (1991 und 2001): Ziel ist die Reduktion der EDTA-Frachten in oberirdischen Gewässern um 50 % innerhalb von 5 Jahren /Kühne 2002/
- Vorschlag des Umweltbundesamtes im „Maßnahmeplan nachhaltige Wasserwirtschaft“: Anwendungsbeschränkungen bzw. Kennzeichnungspflichten für schwer abbaubare organische Komplexbildner (z.B. EDTA) /N.N. 1999/
- Zielvorgaben für Gewässer in verschiedenen Vorgaben (z.B. LAWA, IKSE), unterschieden nach Schutzgütern
- UQN: EDTA: 10 µg/l; NTA: 50 µg/l /AK CHÜZ 2003/

Wirkungen:

- uneinheitliche Auffassungen über die toxikologische Relevanz von NTA und EDTA
- Humantoxisch ist mit einem nur geringen Potenzial zu rechnen, obwohl für NTA ein Verdacht auf eine teratogene Wirkung geäußert wurde /Hamm 1996/.
- Viele akute aquatische Wirkdaten liegen für EDTA weit über den auftretenden Konzentrationen in Oberflächengewässern /Rüffer 1989/.
- potenzielle Rücklösung von Schwermetallen entweder in Kläranlagen aus dem Klärschlamm oder aus Gewässersedimenten, uneinheitliche Einschätzung der Relevanz
- Vorkommen EDTA und NTA in aquatischen Systemen in weitaus höheren Konzentrationen als viele andere organische Verbindungen, deshalb wird eine Begrenzung der Emissionen rein aus Vorsorgegründen gefordert

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Einsatz in Deutschland bis 1990 vorwiegend in Waschmitteln, heute in Metallverarbeitung (Eisenbeizereien, Galvaniktechnik), in der Textilindustrie und in der Zellstoff/Papierindustrie
- Abbau von NTA in **Kläranlagen** sehr hoch (bis zu 95 %), Rückhalt von EDTA sehr gering (nahezu 0%) /Alder et al. 1997, LUA NRW 2003/
- Im Zulauf Kläranlage Düsseldorf im Jahr 2000 deutlich erhöhte Konzentrationen an einem Ersatzkomplexbildner - dem DTPA (Diethylentriaminpentaessigsäure) - gefunden. Auch für diese Verbindungen wurde in Düsseldorf nur eine geringe Elimination (23,4 %) in der Kläranlage nachgewiesen /MUNLV 2004/

- EDTA-Belastung in deutschen **Fließgewässern** von 2 bis 50 µg/l /Jekel 1998/
- Überschreitungen der LAWA-Zielvorgabe für EDTA wurden bundesweit 1999 an 60 %, 2000 an 40 % und 2001 an 33 % der Gewässergütemessstellen gefunden /UBA 2003a/
- Gewässermessprogramm NRW (2003; > 2.300 Proben): 90 %-Perzentilwerte von EDTA lagen bei 29 µg/l bei Maximalwerten von 980 µg/l /LUA NRW 2003/

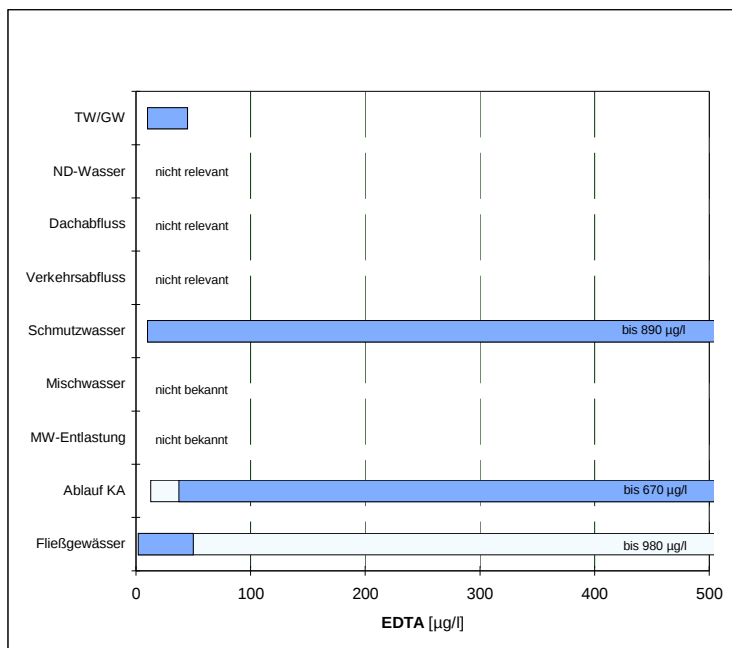


Abbildung 3-11: Aufkommen von EDTA in verschiedenen Matrices. Trinkwasser (TW)/ Grundwasser (GW) (n=1) ; Schmutzwasser (n=2); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=5) /Welker 2004/

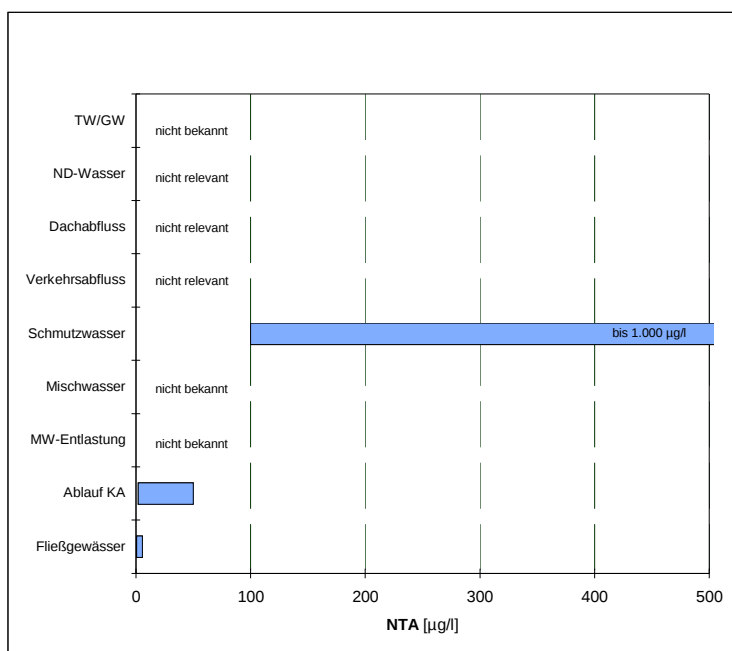


Abbildung 3-12: Aufkommen von NTA in verschiedenen Matrices. Schmutzwasser (n=2); Ablauf KA (n=7); Fließgewässer (n=3) /Welker 2004/

Fazit

Die Komplexbildner EDTA und NTA kommen im Vergleich zu anderen organischen Stoffen in relativ hohen Konzentrationen in Oberflächengewässern vor. Die Bedeutung von EDTA und NTA in Gewässern wird in der Verhinderung der Ausfällung und damit Inaktivierung gelöster Metalle und der Remobilisierung bereits gebundener Schwermetalle aus dem Sediment gesehen. Die Abbaubarkeit von Komplexbildnern in Kläranlagen und anderen Systemen (Gewässer, Bodenpassage u.a.) ist sehr unterschiedlich; EDTA ist nicht abbaubar, NTA dagegen gut abbaubar.

Auf Grund der guten Wasserlöslichkeit beider Verbindungen und - das gilt nur für EDTA - wegen der geringen Abbaubarkeit ist von einem hohen Verlagerungspotenzial in das Grundwasser auszugehen.

Analog zu vielen anderen organischen Schadstoffen ist die Relevanz der potenziell gebildeten Metaboliten (z. B. Ketopiperazinacetat aus Fe-EDTA) bislang völlig offen.

Durch Verzichtserklärungen der Industrie wird mit zurückgehenden Gehalten gerechnet; als Substitute werden andere Komplexierungsmittel (DTPA: Diethylentriaminpentaessigsäure; DPTA: Diethylenitrilopentaacetat; ADA: Alanindiessigsäure) eingesetzt, die ebenfalls als schwer abbaubar gelten und deren Wirkungen weitgehend unbekannt sind /Hamm 1996/.

Aufgrund ihrer Einsatzorte sind EDTA und NTA, aber auch andere Komplexbildner, typische Inhaltsstoffe von Schmutzwasser und Kläranlagenabläufen; allerdings fehlen weitere Messprogramme in diesem Bereich. Die Tragweite des Eintrages der Komplexbildner durch Mischwasserentlastungen ist derzeit ungeklärt.

3.11 Phthalate (DEHP)

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Phthalate sind eine Gruppe von verschiedenen Verbindungen eines Esters der Phthalsäure. Einzelkongenere weisen je nach Seitengruppe unterschiedliche chemische Eigenschaften und Wirkungen auf. Grundsätzlich sind sie, von Ausnahmen (z.B. Diethylphthalat (DEP)) abgesehen, relativ wenig flüchtig und wasserlöslich und weisen damit eine hohe Lipophilie auf.
- Massenprodukte der Industrie, das gilt insbesondere für das häufig verwendete Diethylhexylphthalat (DEHP), vielfältige Abgabe in die Umwelt; gelten heute als ubiquitär vorkommend; Abbaubarkeit ist unterschiedlich je nach Einzelsubstanz
- Die Angaben zum biotischen/ abiotischen Abbau von DEHP sind uneinheitlich; im anaeroben Milieu findet kein biologischer Abbau von DEHP statt.
- Analytik ist durch die leichte Artefaktbildung (bis zu 15 mg/l) durch Laborplastik und Chemikalien sehr schwierig /URömpf 2000/.
- Anhang X EG-WRRL: DEHP gilt als prioritärer gefährlicher Stoff mit Revisionsklausel /EU Kommission 2001/.
- UQN: DEHP 8,0 µg/l /AK CHÜZ 2003/
- QZ für Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ der IKS: DEHP 0,8 µg/l /Böhm et al. 2002/

Wirkungen:

- Vielzahl von sich widersprechenden Ergebnissen /Kollotzek et al. 1998/
- Akute säugertoxische Wirkungen sind in der Regel wegen der schnellen Metabolisierung von geringer Bedeutung.
- Einschätzung der EPA in den USA: DEHP gilt als wahrscheinlich krebserzeugend am Menschen
- Beeinträchtigung für den Menschen wird grundsätzlich bei beruflich exponierten Personen für möglich gehalten. Weitere gefährdete Personengruppe: Empfänger von Blutkonserven oder Dialysepatienten (Schlauchmaterial) /Kollotzek et al. 1998/.
- Bei einigen Einzelverbindungen, wie dem DEHP, besteht der Anfangsverdacht auf eine endokrine Wirkung, aber auch hier werden sehr divergierende Ergebnisse publiziert. DEHP ist in die von der EU verfassten Liste für Stoffe mit Beweismaterial für endokrine oder potenziell endokrine Wirkungen aufgenommen worden /EU Kommission 1999/
- Akute Wirkungen an aquatischen Organismen erst bei sehr hohen Konzentrationen. LC₅₀- und EC₅₀-Werte für das DEHP: 0,32 bis über 700 mg/l /Kollotzek et al. 1998/; DEHP in WGK 1 als schwach wassergefährdend eingestuft

- Chronische Wirkungen an Gewässerorganismen werden für das DEHP ab 3 µg/l beobachtet /Makepeace et al. 1995/. Der NOEC-Wert für DEHP in Muscheln von 42 µg/l führt zu einem PNEC-Wert von 4,2 µg/l /Fromme et al. 2002/.
- Insgesamt kann für das DEHP gefolgert werden, dass die akute Säugertoxizität gering ist, aber ein Verdacht auf estrogene Wirkung besteht. Die Ökotoxizität an aquatischen Organismen kann als mittel bis hoch eingestuft werden.

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem

- Anwendungsgebiete für DEHP vorwiegend als Weichmacher für PVC; 10-15 % werden im Bereich Dispersionen, Lacke, Farben und Emulgatoren eingesetzt /Böhm et al. 2002/
- 80 % aller Phthalateinträge stammen aus diffusen Quellen, beispielsweise von fertigen PVC-Weich-Produkten.
- Eintrag **Abwasserentsorgungssysteme** z.B. bei der Fahrzeugwäsche, beim Ablaugen von Bodenbelägen und Wandbezügen sowie Textilien mit PVC-Bedruck /Thornton et al. 2001/
- In **Kläranlagen** wird beim DEHP ein geringer biologischer Abbau festgestellt, für die Verbindungen mit kürzeren Seitenketten (DBP, DMP) wurde ein deutlich höherer biologischer Abbau ermittelt. Ein Hauptteil der DEHP-Fracht verbleibt im Klärschlamm der Kläranlage.
- Höhere biologische Abbauraten in Kläranlagen werden in Studien aus Finnland (94 %) und Japan (92-98 %) genannt /Martinen et al. 2003a, Nasu et al. 2001/.
- DEHP in **Klärschlämmen**: Konzentrationen sanken in der Vergangenheit kontinuierlich, allerdings ist hierbei nicht klar, ob die in älteren Messprogrammen erhöhten Werte durch bestimmungsmethodische Probleme (Artefaktbildung) erklärbar sind.
- In neuen Untersuchungen an Klärschlämmen aus Nordrhein-Westfalen wurde das DEHP in höheren Mengen (10 bis 100 mg/kg TS) festgestellt; alle Werte liegen unter der neuen DEHP-Vorgabe des EU-Working-Documents von 100 mg/kg TS /Stock et al. 2002/.
- Als Eintragspfade in **Fließgewässer** werden vorwiegend die feuchte atmosphärische Deposition und nicht die Einleitung aus Kläranlagen genannt /LUA NRW 2001b/. Braun et al. /2000 und 2001/ fanden in deutschen Oberflächengewässern häufig DEHP-Gehalte über 1 µg/l. Dabei sind die Konzentrationen in Fließgewässern in den letzten 10 Jahren nahezu konstant geblieben /ATV-DVWK 2003b/.
- Es sind sehr wenige Daten für **Oberflächenabflüsse** verfügbar, obwohl vieles darauf hinweist, dass DEHP in dieser Abflussart vermehrt auftritt. Auffällig sind auch die großen Schwankungsbreiten bei der Abflussart Schmutzwasser und dem Ablauf von Kläranlagen sowie den Oberflächengewässern (siehe Abbildung 3-13).

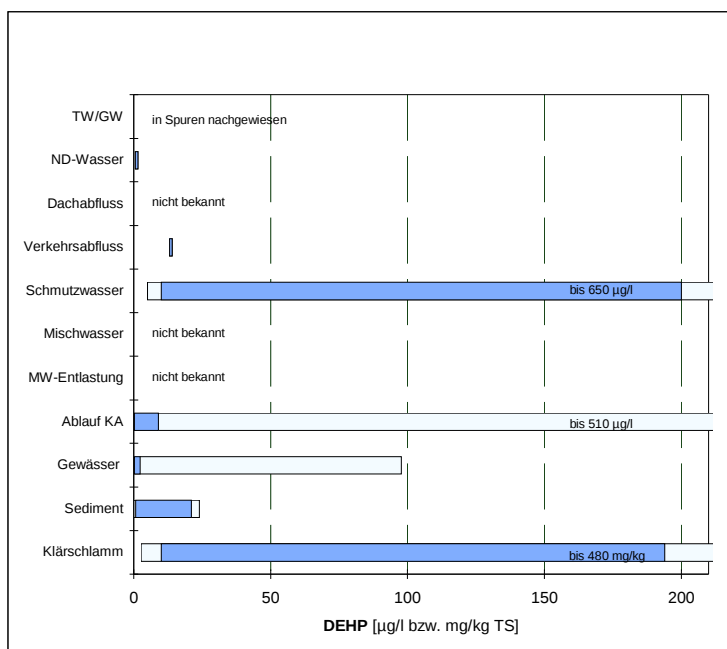


Abbildung 3-13: Aufkommen von DEHP in verschiedenen Matrices. Niederschlagswasser (n=3); Verkehrsflächenabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=6); Ablauf KA (n=11); Gewässer (n=6); Gewässersediment (n=6); Klärschlamm (n=13) /Welker 2004/

Fazit

Bei den Phthalaten steht die **Einzelverbindung DEHP** wegen der hohen Produktionszahlen und der höheren Persistenz im Vordergrund. Für den Menschen scheint das Gefährdungspotenzial dieser Substanzgruppe nach jetzigem Kenntnisstand - von Ausnahmen, besonders exponierten Personengruppen, abgesehen - vergleichsweise gering zu sein.

Bei industriellen Kläranlagen kommen Phthalate in bedeutsamen Mengen vor, allerdings werden sie zu einem Großteil zurückgehalten (> 70 %). Dies geschieht vorwiegend durch die Sorption an den Klärschlamm. Da die Phthalat-Konzentrationen in Abläufen von kommunalen Kläranlagen zum Teil unter den Fließgewässerkonzentrationen liegen, wird der Eintrag über Kläranlagen in Gewässer als moderat eingestuft. Eine besondere Bedeutung wird der atmosphärischen Nassdeposition zugesprochen /Oberdörfer et al. 2000/. Weiterhin werden Emissionen über Außenraumanwendungen während der Nutzung (z.B. Fassaden) als bedeutend angesehen /Böhm et al. 2002/.

Völlig unklar ist die Belastung der Mischwasserabflüsse und Mischwasserentlastungen; hier könnten die Einträge aus den Oberflächenabflüssen, bedingt durch atmosphärische Deposition, wirksam werden. Erste Hinweise auf diesen Eintragspfad liefern erhöhte DEHP-Gehalte in Flusssedimenten im Abstrom von Mischwasserentlastungen /Iannuzzi et al. 1997/.

Insgesamt finden sich höhere Belastungen an DEHP in Feststoffen des aquatischen Systems. So enthalten Sedimente aus Regenbecken zur Behandlung von Autobahnabflüssen extrem hohe Konzentrationen /MUNLV 2004/. Hierbei wäre zu untersuchen, welche

Quellen (möglicherweise der Unterbodenschutz von Kraftfahrzeugen) dafür verantwortlich sind.

Der von Fromme et al. /2002/ aufgestellte PNEC-Wert für DEHP (4,2 µg/l) wird von einigen Messwerten in deutschen Oberflächengewässern erreicht, allerdings ist die Datenlage sehr heterogen (Schwankungen bis zu drei Größenordnungen).

Die Verbindungen DBP und BBP kommen entsprechend ihren Einsatzmengen in wesentlich geringeren Konzentrationen vor. Der PNEC-Wert für DBP wird nur selten von Aufkommensgehalten in Gewässern und Kläranlagenabläufen erreicht. In Gewässern werden neben der atmosphärischen Deposition auf lokaler Ebene Einträge aus Deponien als relevant diskutiert /Fromme et al. 2002/.

Zukünftig sollten Wirkungsdaten von weiteren Einzelverbindungen (z.B. DINP und DIDP), die bereits jetzt in hohen Konzentrationen in Klärschlämmen auftreten, erhoben werden /Kollotzek et al. 1988/.

Grundsätzlich ist eine Reduktion der Belastungen im Abwassersystem nur durch eine Verminderung des Verbrauchs an Weich-PVC oder durch einen teilweisen Ersatz der Phthalate in PVC durch andere Weichmacher sowie durch Verwendung von Migrationssperren für Weichmacher zu erreichen.

3.12 Zinnorganyle

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Die Tributylzinn-(TBT)-Substanzen gehören zu den Zinnorganylen, wobei am Zinnatom drei Positionen mit Butylresten und eine Position mit dem zugehörigen Anion (z.B. Chlorid) besetzt sind. Entsprechend dieser allgemeinen Struktur existieren TBT-Verbindungen mit verschiedenen Anionen aber auch Monobutyl- (MBT) und Dibutylresten (DBT) sowie Organozinnverbindungen mit verschiedenen Organylen (z.B. Hexyl anstatt Butyl).
- Entsprechend der Vielzahl an vorkommenden Einzelverbindungen ist auch die Vielfalt der Stoffeigenschaften.
- Tributylzinnverbindungen am häufigsten untersucht, die korrekte Analytik ist nach wie vor schwierig
- $\log K_{ow}$: 3,2-3,8; WGK: 3; überwiegend an Feststoffe adsorbiert
- Anhang X EG-WRRL: TBT: prioritäre gefährliche Stoffe
- UQN: TBT 0,001 µg/l /AK CHÜZ 2003/
- ZV LAWA Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“: TBT 0,0001 µg/l /UBA 2001b/
- TBT bis zum Anwendungsverbot als Antifoulingfarbe bei Schiffen eingesetzt, heute angewendet als nicht agrarisches Biozid (Holzschutzmittel), als Konservierungsmittel für Dispersionsfarben sowie als Reaktionsbeschleuniger für vulkanisierende Silicone im Sanitärbereich /Oberdörfer et al. 2000/

Wirkungen:

- Innerhalb der Triorganylverbindungen, sind toxische Wirkungen stark abhängig von der Kettenlänge. So hat das Tributylzinnacetat eine ausgeprägtere Toxizität als das Trihexylzinnacetat /Kollotzek et al. 1998/.
- massive Schäden durch TBT an Austernkulturen (Störung der Schalenausbildung) in Frankreich /Fent 1998/
- TBT eine der wassergefährlichsten anthropogenen Substanzgruppe; Zusammenstellung von maßgeblichen toxischen Wirkungen bei /Fent 1998; Negele und Schwaiger 1997; ATV-DVWK AG IG 5.4 2002/.
- hohe Bioakkumulationstendenz /Kalbfus et al. 1991, UBA 2001a/
- endokrine Wirkungen, insbesondere androgene Effekte bei verschiedenen Schneckenarten, z.B. Imposéx bei Schneckenweibchen. Effekte bei Schnecken bereits ab TBT-Konzentrationen von 1,0 bis 8,3 ng/l /Oehlmann et al. 1997, ATV 1997; ATV-DVWK AG IG 5.4 2002; Bättscher et al. 1999, Kloas 2001/
- TBT-Verbindungen gelten in Europa als Substanzen mit nachgewiesener hormonähnlicher Wirkung /EU Kommission 1999/.

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Wenige Messungen im Abwassersystem; TBT-Verbindungen werden im Zulauf von Kläranlagen in Deutschland nicht mehr in relevanten Mengen detektiert /MUNLV 2004/.
- Rückhalteleistung in **Kläranlagen** sehr hoch (70 bis 98 %), davon nur ca. 30 % über biologischen Abbau, Feststoffverfrachtung in den Klärschlamm dominierend
- TBT-Konzentrationen in dt. **Klärschlämmen** abnehmend
- Ebenfalls sinkende Gehalte in **Oberflächengewässern** in Deutschland durch Wirkung des Anwendungsverbotes, in Sedimenten etwa gleichbleibende Gehalte

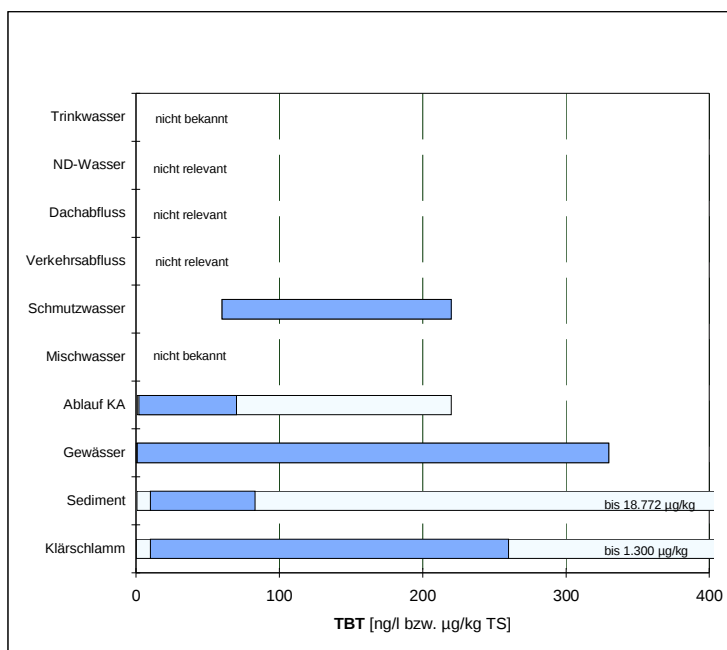


Abbildung 3-14: Aufkommen von TBT in verschiedenen Matrices. Schmutzwasser (n=3); Ablauf KA (n=5); Gewässer (n=10); Gewässersedimente (n=12); Klärschlamm (n=12) /Welker 2004/

Fazit

Die gewässertoxikologische Relevanz von Zinnorganylen, insbesondere der TBT-Verbindungen, ist durch die ausgeprägte Ökotoxizität gegeben.

Die hauptsächliche Verwendung von zinnorganischen Verbindungen (TBT) in Schifffarben ist stark rückläufig in Europa aufgrund verschiedener Anwendungsbeschränkungen. Durch den Einsatz von TBT aber auch der weiteren Verbindungen DBT und MBT in anderen Bereichen (Textilschutzmittel, PVC-Stabilisator, Vergütung von Glas u.a.) treten Zinnorganyle weiterhin in Wassermatrizes auf.

In Kläranlagen reichern sich Zinnorganyle im Klärschlamm an, nur ein geringer Anteil wird biologisch abgebaut. Aus dem Abwassersystem werden vorwiegend die Tributylzinn- (TBT), Dibutylzinn-(DBT) und die Dioctylzinnverbindungen ausgetragen.

Die Anwendungsbeschränkungen gelten gegenwärtig nur für TBT nicht aber für DBT, das nach neueren Untersuchungen eine vergleichbare toxikologische Relevanz aufweist. Darüber hinaus weist DBT die höhere Wasserlöslichkeit ein höheres Verlagerungspotenzial auf.

Da der Direkteintrag in Gewässer durch Schifffarben durch Verbote rückläufig ist, rücken die Emissionen aus Kläranlagen und Mischwasserentlastungen zukünftig stärker in den Vordergrund.

3.13 Humanarzneimittel

Zum Aufkommen von Humanarzneimitteln im Bundesgebiet gibt es nur wenige und zudem heterogene Daten. Es werden Wirkstoffe in sehr hohen Mengen (z.B. das Analgetikum Acetylsalicylsäure 3.200 t/a) und in sehr geringen Mengen (z.B. das Cytostatikum Cyclophosphamid 0,4 t/a) eingesetzt /Kümmerer 2001b, Schrey und Wilhelm 1998, zitiert in Skark und Zullei-Seibert 2001/. Für einige Arzneimittel sind in einer neueren Zusammenstellung die Verkaufszahlen in Deutschland aufgeführt. Danach wurden 2001 ca. 87 t/a Carbamazepin, ca. 85 t/a Diclofenac und ca. 344 t/a Ibuprofen abgesetzt /BLAC 2003/.

In Brandenburg wurde eine umfassende Bewertung der ökotoxikologischen Relevanz von Humanarzneimitteln in Gewässern auf der Basis des PEC/PNEC-Ansatzes durchgeführt /LUA Brandenburg 2002b/. Hierbei wurden aus Inputdaten - vorwiegend auf der Basis von Erhebungen der Verbrauchzahlen - Aufkommenskonzentrationen in Gewässern (PEC- Predicted-Environment-Concentration) berechnet. Dabei gingen der Humanmetabolismus und die Eliminierbarkeit in Kläranlagen der jeweiligen Wirkstoffe ein. Zum Vergleich wurde - soweit Daten vorhanden - die Wirkkonzentration für die empfindlichste Gewässerspezies pro Arzneimittel ermittelt und durch Division mit einem Sicherheitsfaktor eine PNEC-Konzentration (Predicted-No-Effect-Concentration) berechnet. Das gebildete PEC/PNEC Verhältnis lässt erste Aussagen zur Bewertung von Arzneimitteln in Gewässern zu und ist eine Gegenüberstellung abgeschätzter Expositionsdaten mit Prognosedaten möglicher Wirkungen. Dabei wird bei Werten über 1 von einer hohen Relevanz ausgegangen /LUA Brandenburg 2002b/.

Bei der Anwendung dieser Bewertungsmethodik werden von den Autoren vielfältige Einschränkungen und Annahmen genannt (z.B. fehlende Berücksichtigung von möglichen Kombinationswirkungen). Dennoch ist es mit diesem Ansatz möglich, eine erste orientierende Bewertung von Arzneimittel in Gewässern vorzunehmen und im Zuge zu erwartender neuer Erkenntnisse diese Ergebnisse fortzuschreiben und ggf. umzuschreiben /LUA Brandenburg 2002b/.

Neben den Humanarzneimitteln können **Tierarzneimittel** bzw. pharmakologisch wirksame Futtermittelzusatzstoffe in die aquatischen Systeme gelangen. Die Tierarzneimittel unterscheiden sich zum einen durch das eingesetzte Wirkstoffspektrum und zum anderen durch die möglichen Quellen und die Verteilungswege. In der folgenden Abbildung sind beide Arzneimitteltypen aufgeführt.



Arzneimittelgruppe	Wirkstoffe
Lipidsenker und Metabolite	(z.B. Clofibrate und Metabolit Clofibrinsäure)
Analgetica/Antiphlogistika	(z.B. Diclofenac, Ibuprofen)
Antibiotika	(z.B. Erythromycin)
Cytostatica	(z.B. Cyclophosphamid)
Arzneimittel mit hormoneller Wirkung	(z.B. Ethinylestradiol)
Antiepileptica	(z.B. Carbamazepin)
Betablocker	(z.B. Metoprolol, Betaxolol, Propanonol)
Psychopharmaka	(z.B. Diazepam)

TU Kaiserslautern, Welker: - Gefährliche Stoffe aus Abwasserentsorgungssystemen -

behandelt, wobei neben Analysewerten aus Messprogrammen auch Schätzwerte, z.B. aus Modellrechnungen, unter Zugrundelegung von Verordnungszahlen, Stoffeigenschaftsgrößen und Abwasserkennwerten /Kahn und Ongerth 2001/ verwendet werden.

3.13.1 Carbamazepin

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Carbamazepin gehört wie das Diazepam zu den Antiepileptika und Psychopharmaka, die in bedeutsamen Mengen in Oberflächengewässern gefunden werden.
- Mit einem log P_{ow} -Wert von 2,45 ist von einem mittleren Akkumulationspotenzial in aquatischen Organismen auszugehen /BLAC 2003/.
- Carbamazepin wird vorwiegend in der Wasserphase transportiert /BLAC 2003/

Wirkungen:

- widersprüchliche Angaben über die Wirkungen von Carbamazepin, insbesondere zur antiestrogenen bzw. estrogenen Wirkung
- über moderate ökotoxische Effekte bei Gewässerorganismen im Bereich von 74 bis 138 mg/l wird berichtet /Pfluger und Dietrich 2001/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- geschätzte bundesweite Carbamazepinverbrauch liegt bei ca. 87 t/a; Carbamazepin gilt als ubiquitär vorkommend
- Carbamazepin wird zu einem hohen Anteil als Konjugat ausgeschieden; eine mögliche biologische Bildung der Ausgangsubstanzen in der Kläranlage wird diskutiert.
- der mögliche Abbau in **Kläranlagen** wird als gering eingestuft /Schrey und Wilhelm 1998, zitiert in Skark und Zullei-Seibert 2001, Jones et al. 2002/
- Messungen in Kläranlagen aus Baden-Württemberg zeigen unterschiedliche Rückhalteleistungen für Carbamazepin /Metzger et al. 2004/.
- Im Unterschied zu Kläranlagenabläufen, Fließgewässern und Uferfiltrat wird Carbamazepin in aufbereitetem Trinkwasser nicht nachgewiesen /Sacher et al. 1998/. Allerdings wird es teilweise in Grundwasserproben nachgewiesen /Rohweder und Friesel 2004/.
- Wegen seiner geringen Abbaubarkeit und seiner Neigung, in der gelösten Phase transportiert zu werden, gilt Carbamazepin als Abwasserindikator mit Tracereigenschaften /Adam und Heberer 2004/.

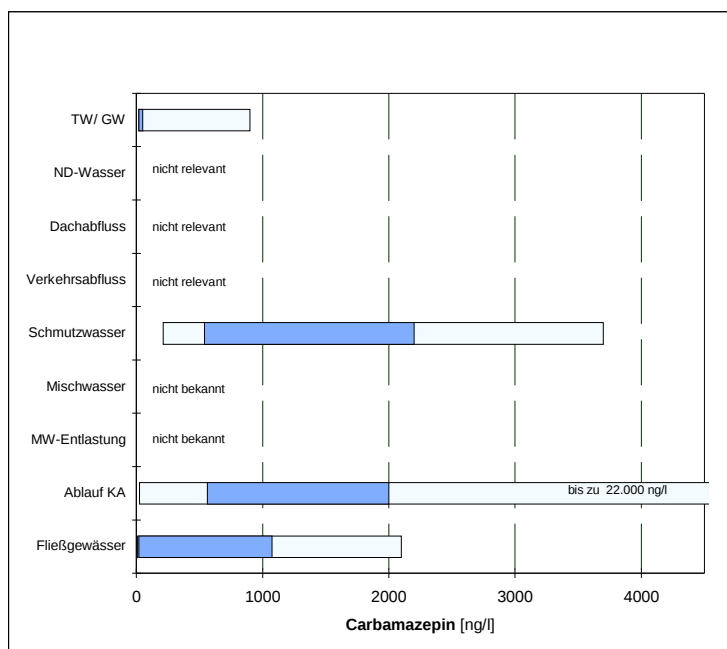


Abbildung 3-16: Aufkommen von Carbamazepin in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=9); Schmutzwasser (n=5); Ablauf Kläranlage (n=8); Fließgewässer (n=8)

Fazit

Für **Carbamazepin** werden EC_{50} -Werte in Algen von 85 mg/l und in Daphnien von 157 mg/l angegeben /Cluevers 2001, zitiert in LUA Brandenburg 2002b/. Das in Brandenburg berechnete PEC/PNEC-Verhältnis von 0,039 gibt keinen Hinweis auf ein wirkseitig begründetes Risiko. Englische Autoren kommen zu einem PEC/PNEC-Verhältnis von 0,19, das ebenfalls weit unter dem als kritisch geltenden Wert von 1 liegt /Jones et al. 2002/.

Trotzdem wird wegen der schlechten Abbaubarkeit und der möglichen reproduktionstoxischen Wirkungen am Säuger eine weitere Berücksichtigung von Carbamazepin in Monitoringprogrammen empfohlen /LUA Brandenburg 2002b, BLAC 2003/.

3.13.2 Ibuprofen

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- Ibuprofen ist ein in hohen Mengen (ca. 344 t/a) eingesetztes Antirheumatikum bzw. Analgetikum.
- Ibuprofen wird vorwiegend in der Wasserphase transportiert /BLAC 2003/.
- auf Grund der $\log P_{ow}$ -Werte von 3,5 bis 4,5 wird von einem hohen Bioakkumulationspotenzial in aquatischen Organismen ausgegangen /LUA Brandenburg 2002b/.

Wirkungen:

- sehr wenige Daten zu möglichen ökotoxischen, insbesondere chronischen, Wirkungen vorhanden
- akute Wirkungen von Ibuprofen auf verschiedene Gewässerorganismen (7,1 bis 173 mg/l) /Webb 2001a und b/
- PEC/PNEC Verhältnis (Brandenburg): 0,0014; damit schließen die Autoren eine akut schädliche Wirkung auf aquatische Organismen aus /LUA Brandenburg 2002b/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Abbau in **Kläranlagen** wird als hoch und das Verlagerungspotenzial in Grundwasser als gering eingeschätzt /Skark und Zullei-Seibert 2001, Metzger et al. 2004, Carballa et al. 2004/. Dies wird bestätigt durch geringe Konzentrationen an Ibuprofen im **Grundwasser** /Rohweder und Friesel 2004/.
- höhere Rückhalteleistung in halbtechnischen Versuchen auf Kläranlagen als beim Diclofenac /Zwiener und Frimmel 2003/
- In einer englischen Studie werden Ibuprofen-Konzentrationen im **Klärschlamm** von 0,1 bis 24,2 mg/kg TS angegeben, basierend auf theoretischen Annahmen zum Stoffverhalten und zu Einsatzmengen /Jones et al. 2002/. In Messungen in Klärschlämmen aus Hamburg wurden deutlich niedrigere Ibuprofen-Konzentrationen (0,029 mg/kg TS) festgestellt /BLAC 2003/.
- **Oberflächengewässer:** grundsätzlich geringere Konzentrationen als in Abläufen von Kläranlagen gefunden /Gross et al. 2004/

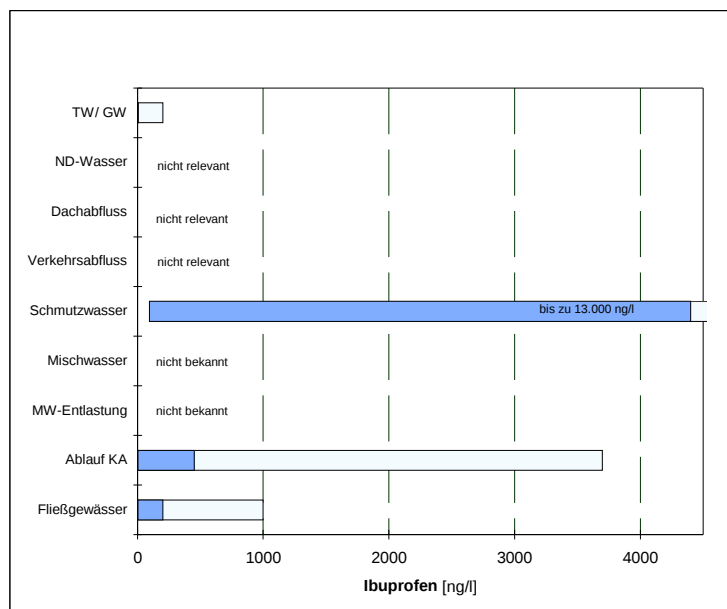


Abbildung 3-17: Aufkommen von Ibuprofen in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=9); Schmutzwasser (n=10); Ablauf Kläranlage (n=17); Fließgewässer (n=11)

Fazit

Obwohl **Ibuprofen** niedrige PEC/PNEC Verhältnisse aufweist und damit von einer geringen akuten Schädlichkeit für Gewässerorganismen ausgegangen werden kann, ist wegen der hohen Bioakkumulationstendenz ein Erreichen kritischer Wirkschwellen nicht auszuschließen /LUA Brandenburg 2002b/.

Da es zu den am häufigsten detektierten Arzneimitteln im Zulauf von Kläranlagen gehört, sollte Ibuprofen weiterhin in den Abwassermatrices (Schmutzwasserabfluss, Mischwasserentlastungen) beobachtet werden.

3.13.3 Diclofenac

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- **Diclofenac** gehört zur Gruppe der Analgetika, Antiphlogistika und Antirheumatika. Diese Wirkstoffe werden in großen Mengen (ca. 85 t/a) verabreicht und sind in Apotheken frei verfügbar; ihr Vorkommen in Abwasser und zum Teil in Fließgewässern gilt deshalb als ubiquitär.
- log P_{ow} -Wert von 1,56 weist auf ein geringes Akkumulationspotenzial in aquatischen Organismen hin /BLAC 2003/
- Diclofenac wird vorwiegend in der Wasserphase transportiert /BLAC 2003/.

Wirkungen:

- moderate aquatische Toxizität (Daphnien: EC_{50} : 37 mg/l; EC_0 : 18 mg/l; Fischen: LC_{50} 214 mg/l) /Biochemie 1999, zitiert in LUA Brandenburg 2002b/
- neuere Untersuchungen weisen auf subletale Wirkungen bei Regenbogenforellen hin /BLAC 2003/
- toxische Effekte an Geierpopulationen (Indien) bei Einsatz als Tierarzneimittel /Oaks et al. 2004, zitiert in Kolossa-Gehring et al. 2004/
- PEC/PNEC-Verhältnis von 0,01 μ g/l, liegt damit weit unter dem vielfach vorgeschlagenen Richtwert von 1

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem:

- Abbauleistung von Diclofenac in **Kläranlagen** wird als moderat und das Adsorptionsvermögen an Klärschlamm als gering eingeschätzt /Metzger et al. 2004/.
- Aufkommen in Kläranlagen unterliegt einem deutlichen Jahresgang, da im Winter erheblich höhere Mengen Diclofenac verabreicht werden /Heberer 2002/. Das Verla-

gerungspotenzial in Grundwasser wird als gering bezeichnet /Skark und Zullei-Seibert 2001/.

- Untersuchungen zum Verhalten von Diclofenac in der Bodenpassage deuten auf einen Rückhalt vornehmlich durch Sorption und Abbau hin. Dies wird auch als Ursache für die Tatsache gesehen, dass Diclofenac nur in geringem Ausmaß in Grundwasser gefunden wird /Heberer 2002/.

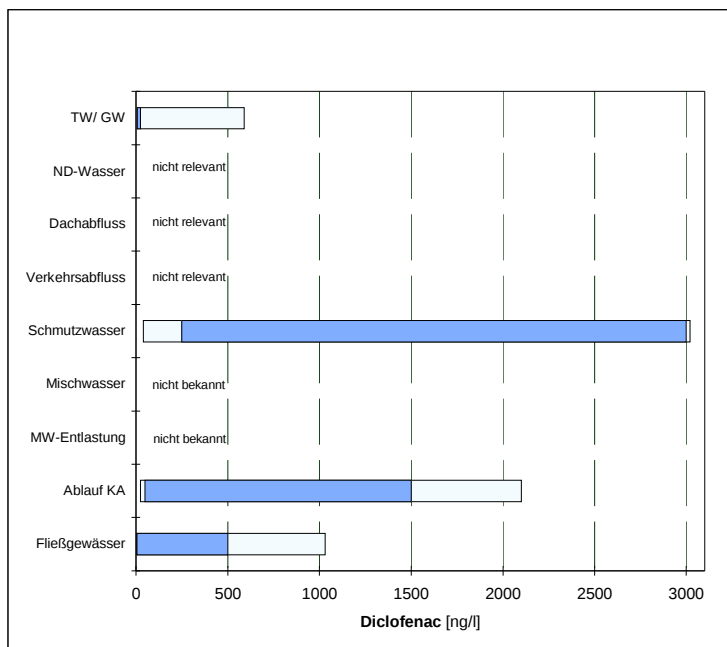


Abbildung 3-18: Aufkommen von Diclofenac in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/Grundwasser) (n=4); Schmutzwasser (n=6); Ablauf KA (n=11); Fließgewässer (n=12) /Welker 2004/

Fazit

Aufgrund eines ermittelten PEC/PNEC Verhältnisses von 0,013 und eines effizienten Humanmetabolismus wird derzeit kein Risiko für **Diclofenac** in der aquatischen Umwelt angenommen /LUA Brandenburg 2002b/.

Insgesamt stützen sich diese Annahmen auf sehr wenige Daten zu ökotoxischen Wirkungen, weshalb wegen der sehr hohen Einsatzmengen zu fordern ist, diese Substanzen weiterhin in Monitoringprogrammen der Wassermatrizes zu beobachten.

Fazit für die Gruppe der Humanarzneimittel

Die Auswertung von Aufkommensdaten von Arzneimittelsubstanzen wird erschwert durch die Vielfalt der verwendeten Wirkstoffe und Defizite bei Informationen über verwendete Mengen. Die Verordnungszahlen (Mengen) lassen nur begrenzte Aussagen über das Vorkommen in den aquatischen Systemen zu. Des Weiteren sind bei einigen Wirkstoffen die analytischen Bestimmungsmethoden nicht einheitlich und nicht vollständig dokumentiert. Ferner wird es durch den raschen Wechsel bei eingesetzten Wirkstoffen problematisch, mit Monitoringprogrammen vollständig die maßgeblichen Arzneimittelsubstanzen zu erfassen. Die aufgeführten Messwerte können also immer nur eine Momentaufnahme der gerade auftretenden und erfassten Stoffe liefern.

Im **Kläranlagensystem** werden zunehmend mehr Messungen über das Arzneimittelaufkommen durchgeführt (s.o.). Metzger et al. /2004/ finden in Zuläufen zu Kläranlagen aus Baden-Württemberg ein sich wiederholendes Muster an bestimmten Einzelwirkstoffen, ausgedrückt im Verhältnis der Substanzen Bezafibrat, Diclofenac und Ibuprofen. Nach diesen Untersuchungen kommen diese Substanzen im Zulauf von Kläranlagen häufig in Konzentrationen über 1.000 ng/l vor; im Ablauf sind häufiger die Verbindungen Carbamazepin, Diclofenac und Bezafibrat in Konzentrationen über 500 ng/l zu finden. Hier wurde weiterhin gezeigt, dass Regenwetterbedingungen die Rückhalteleistungen in der Kläranlage für einige Verbindungen, wie das Diclofenac, verringern /Metzger et al. 2004/.

Neben Einleitungen aus den Haushalten sind die **Abwässer von Krankenhäusern und Altenheimen** zu beachten. In Krankenhäusern werden häufig andere Wirkstoffe verabreicht, z.B. platinhaltige Cytostatica und Röntgenkontrastmittel /Kümmerer 2001a/.

Der Einfluss der Abwassereinleitungen auf die Gehalte an Humanarzneimitteln in **Oberflächengewässern** ist, wie ein Vergleich von Gewässern mit verschiedenem Abwasseranteil zeigt, signifikant /Heberer und Stan 1998/. Dabei weisen kleinere Gewässer mit hohem Abwasseranteil höhere Arzneimittel-Konzentrationen als größere Gewässer (z.B. Rhein, Main) auf. In größeren Gewässern können im Einzelfall Einträge durch Produktionsbetriebe, z.B. bei Störfällen und Unfällen, von Belang sein.

In Oberflächengewässern sind viele Wirkstoffe von Arzneimitteln mit hohen Einsatzmengen (z.B. Lipidsenker, Betablocker, Analgetika) in Konzentrationsbereichen von ca. 1.000 ng/l zu finden /Berthold et al. 1998/.

In Oberflächengewässern aus Baden-Württemberg weisen die Wirkstoffe Metoprolol, Carbamazepin, Clofibrinsäure, Bezafibrat, Diclofenac und Ibuprofen die häufigsten Positivbefunde auf /Sacher 2002/.

Untersuchungen von Oberflächengewässern in Nordrhein-Westfalen zeigen deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Gewässern, mit einer Tendenz zu geringeren Gehalten in den Sommermonaten. Hohe Konzentrationen wurden hier beim Sulfamethoxazol, bei einem Metabolit von Erythromycin, Metoprolol, Carbamazepin, Clofibrinsäure, Bezafibrat und Diclofenac gemessen /Stock 2002/.

In vielen Gewässern ist eine deutliche Korrelation zwischen den Aufkommenskonzentrationen und dem Abwasseranteil im Gewässer vorhanden. Dies wird sichtbar durch den Vergleich der Arzneimittelkonzentrationen in Gewässern mit den Gehalten an Bor, das als

Indikator für Abwasser gilt. Für viele Substanzen ist hier eine eindeutige Korrelation zu erkennen /BLAC 2003/.

Abgesehen von verschiedenen begründbaren Einzelfällen liegen die Gehalte insgesamt in deutschen **Grundwässern** oft deutlich niedriger als 1.000 ng/l. Bei den Substanzgruppen sind die Lipidsenker (z.B. Clofibrinsäure) und die Analgetika (z.B. Diclofenac) dominant; Antibiotika wurden in keinem Grundwasser gefunden /Berthold et al. 1998/. Grundwasserproben in einem Messprogramm in Nordrhein-Westfalen waren mit Ausnahme des Nachweises von Carbamazepin unauffällig /Stock 2002/.

Ein möglicher Eintragsweg in aquatische Systeme wird deutlich bei Untersuchungen in **Sickerwässern** von Deponien in Nordrhein-Westfalen. Hierbei wurden extrem hohe Gehalte in ungereinigtem Sickerwasser gefunden (Clofibrinsäure bis max. 10.000 ng/l, Ibuprofen bis max. 9.500 ng/l und Carbamazepin bis max. 5.200 ng/l). Diese Konzentrationen konnten insgesamt gut, aber in unterschiedlichem Ausmaß zurückgehalten werden durch eine Sickerwasserbehandlung (Aktivkohle und Membranverfahren) /Stock 2002/. Die Durchgängigkeit dieses Belastungspfades zeigt sich in Grundwasserproben im Deponieabstrombereich. Hier wurden mittlere Konzentrationen von 1.420 ng/l an Carbamazepin und 1.040 ng/l an Clofibrinsäure gefunden /BLAC 2003/.

In den verschiedenen Studien zum Aufkommen von Pharmaka in verschiedenen Wassermatrizes und deren Bewertung werden variierende Verbindungen als Leitsubstanzen genannt. Häufig aufgeführt werden **Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen, Ethinylestradiol, Metoprolol, Carbamazepin, Cytostatika** und **Antibiotika** (Human- und Tierantibiotika) /Römbke et al. 1996/. In anderen Risikobewertungen auf der Grundlage der PEC/PNEC-Methodik wird nicht ausgeschlossen, dass einige Wirkstoffe wie **Acetylsalicylsäure, Ibuprofen** und **Ethinylestradiol** relevante Verbindungen sind /Stuer-Lauridsen et al. 2000, zitiert in LUA Brandenburg 2002b/.

Über die humantoxischen Wirkungen von Humanarzneimitteln ist viel bekannt, insbesondere im Hochdosisbereich und bei geringer Wirkdauer. Defizite existieren aber bei der Beurteilung der humantoxischen Relevanz von geringen Dosen über lange Zeiträume. Dieser Fall tritt bei möglichen Belastungen des Trinkwassers ein. Ein besonderes Augenmerk sollte hierbei auf die Substanzgruppen Antibiotika, Cytostatika, Barbiturate und Diagnostika gelegt werden.

Ein deutliches Defizit ist bei den Daten zur ökotoxischen Wirkung von Humanarzneimitteln, insbesondere den längerfristigen, festzustellen. Ferner liegen kaum Erkenntnisse über mögliche synergistische bzw. antagonistische Kombinationswirkungen von Substanzgemischen vor.

Obwohl schon einige Messprogramme durchgeführt wurden, ist weiterhin eine systematische Erfassung der Emissionsquellen (z.B. Sickerwasser aus Mülldeponien, Kanalleckagen, Mischwasserentlastungen) notwendig. Insbesondere in Kläranlagen sollten Bilanzen durchgeführt werden, unter Einbeziehung der Metaboliten. Diese Metaboliten können sowohl geringere als auch höhere Wirkungen als die Ausgangsverbindungen haben. Im Vergleich zu vielen anderen Xenobiotika ist eher davon auszugehen, dass die Metaboliten von vielen Arzneimittelwirkstoffen inaktiv sind. Wichtig bleibt die Beachtung der ausgeschiedenen Konjugate, da aus ihnen im aquatischen System die aktiven Ausgangsverbindungen zurückgebildet werden können.

Insgesamt bleibt die Forderung nach einer sorgfältigen Abwägung zwischen humantherapeutischem Nutzen eines Medikaments und möglichen Wirkungen auf die Organismen des aquatischen Systems bestehen.

Maßnahmen

Neben der Verbesserung der Datenlage (insbesondere der Daten zur chronischen Wirkung im aquatischen System) sollten Maßnahmen zur Vermeidung einiger Arzneimittel bzw. zur generellen Verringerung der eingesetzten Arzneimittel (z.B. Reduktion der Wirkstoffvielfalt) überdacht werden. Dies betrifft insbesondere den sorgsamen Einsatz von Antibiotika wegen der möglichen Bildung und Weitergabe von Resistenzen auch in der Kläranlage. Nach Kümmerer /2001a/ wird das Reduktionspotenzial beim Einsatz von Antibiotika auf 50 % geschätzt.

Ergänzend sollte über neue Formen der angepassten Einnahme von Medikamenten und die Entwicklung neuer galenischer Formen („drug targeting“) nachgedacht werden /Kümmerer 2001a/. Ein wichtiger Aspekt sind hierbei Vorgaben zur sicheren Entsorgung von Arzneimitteln.

Insgesamt wird es auch in Zukunft wegen des unabdingbaren humantherapeutischen Nutzens von Arzneimitteln zu Belastungen in Abwässern, Oberflächengewässern und vereinzelt Grundwässern kommen. Deshalb sollte der Weiterentwicklung von Maßnahmen zur Behandlung von Matrices des aquatischen Systems (Kläranlage, Mischwasser, Trinkwasser) eine besondere Bedeutung zukommen. Diese könnten bei der Separation und Behandlung von belasteten Teilströmen am „point of use“ (z.B. Klinikabwässer) ansetzen /Merkel et al. 2004/. Ferner sind erste Ergebnisse zum Rückhalt von Arzneimitteln im Abwassersystem aus dem Bereich der Membrantechnik (z.B. Nanofiltration) und der physikalisch/chemischen Methoden (z.B. Ozon, UV) viel versprechend /Duget et al. 2004/.

3.14 Hormone Estradiol und Ethinylestradiol

Allgemeines und Stoffeigenschaften:

- chemische Grundstruktur von Steroiden
- neben dem Estradiol (E2) Hauptmetabolit Estron bedeutend; künstliches Hormon Ethinylestradiol (EE2) wird als Kontrazeptiva und Hormonersatztherapeutika eingesetzt; geschätzte bundesweite Verbrauch: ca. 50 kg/a /UBA 2001a/
- Mit einem $\log P_{ow}$ -Wert von 4,2 ist beim EE2 von einem relevanten Akkumulationspotenzial in aquatischen Organismen auszugehen /BLAC 2003/.
- Estradiol neigt zur starken Metabolisierung und zur Bildung von Konjugaten, vornehmlich als Sulfate und Glucuronide /Birkett 2003a, zitiert in Birkett und Lester 2003/.
- weitere estrogen wirksame Arzneimittelwirkstoffe sind das Mestranol, das im Menschen zum Ethinylestradiol metabolisiert wird, und das Phytohormon Sitosterol, welches als Lipidsenker eingesetzt wird.
- weitere Phytohormone: Daidzein und Genistein /Birkett 2003a, zitiert in Birkett und Lester 2003/

Wirkungen

- ökotoxikologische Daten von Arzneimitteln zeigen grundsätzlich große Lücken und Ergebnisunterschiede, die u.a. in der Untersuchungsmethodik begründet sind
- Unterteilung geschlechtshormonelle Effekte in estrogene, antiestrogene, androgene und antiandrogene Wirkungen; die häufigsten Untersuchungen existieren zu den Estrogenen bzw. estrogen wirksamen Substanzen
- Estradiol (E2) gilt als potenteste estrogen wirksame Substanz. Andere organische Schadstoffe (z.B. Nonylphenol) zeigen in der Regel geringere Wirkungen.
- estrogenes Potenzial in Gewässerorganismen: Synthese des Eiweißes Vitellogenin bei Fischen; die daraus ableitbaren NOEC (No Effect Concentration) ermöglichen im Vergleich mit Aufkommensdaten, z.B. im Gewässer, eine erste Einschätzung zur hormonellen Relevanz
- PEC/PNEC-Verhältnis von Ethinylestradiol lag in einer brandenburgischen Studie bei 55,5; bei diesem Wert wird von einem erheblichen Potenzial zur Umweltschädlichkeit ausgegangen /LUA Brandenburg 2002b/

Herkunft/ Vorkommen/ Verteilung im Abwassersystem

- Estron Hauptmetabolit von Estradiol, danach zügiger weiterer Abbau, demgegenüber ist die Abbaurate des Ethinylestradiols wesentlich geringer /ATV-DVWK IG 5.4 2002/
- In der Feststoffphase von Batchversuchen mit Belebtschlamm wurden 30 % des Estradiols, 50 % des Estrons und ca. 60 % des Ethinylestradiols gefunden. Unter

anaeroben Bedingungen konnte kein Abbau des Estradiols und des Ethinylestradiols ermittelt werden /ATV-DVWK IG 5.4 2002/.

- Verschiedene Untersuchungen auf **Kläranlagen** in Japan und Deutschland zeigen eine beträchtliche Eliminationsleistung für Estradiol (64 % bis über 90 %) und Estron (über 90 %) beim Vergleich der Zu- und Ablaufkonzentrationen /Nasu et al. 2001, Stumpf et al. 1996b, Schullerer et al. 2001; Kuribashi et al. 1999, zitiert in Schiewer et al. 2001/.
- Ergebnisse für das synthetische Ethinylestradiol uneinheitlich
- Stumpf et al. /1996b/ berichtet über einen Ethinylestradiol-Rückhalt von 89 % in einer Kläranlage, andere Messprogramme ermitteln deutlich geringere Eliminationsleistungen. Rückhalt Ethinylestradiol Tropfkörperanlage: 36 % /Schullerer et al. 2001/;
- Batchversuche: ebenfalls nur ein geringer Abbau von Ethinylestradiol /Wegener et al. 1999/. Die meisten Autoren gehen deshalb von einer geringeren Abbaubarkeit von Ethinylestradiol im Vergleich zu Estradiol bzw. Estron aus.
- Bedeutung des Kläranlagentyps und der einzelnen Behandlungsstufen im Mittelpunkt einiger Messprogramme /Ternes et al. 1999, zitiert in Langford und Lester 2003/
- Tropfkörperanlagen im Vergleich zu Belebungsanlagen in der Tendenz geringere Eliminationsleistungen bzw. instabiler bei Belastungsstößen /Schullerer et al. 2001, Hegemann et al. 2002/
- Anlagen mit Aktivkohlefiltern und Membrananlagen weisen sehr gute Estrogen-Reinigungsleistungen auf /Schullerer et al. 2001/.
- Bei den Studien zu der Bedeutung einzelner Behandlungsstufen der Kläranlage zeigen sich unterschiedliche Resultate. Während Hegemann et al. /2002/ von einer guten Elimination von Estrogenen schon nach der Vorklärung berichten, konnte Ternes /1999/ eine Zunahme der Konzentration von Estradiol nach der Vorklärung feststellen. Er erklärt dies mit einer hohen Glucuronidaseaktivität im Schlamm, die zu einer Freisetzung von Estradiol aus dem ausgeschiedenen Glucuronid-Derivat des Estradiols führt.
- **Klärschlamm:** Estradiolgehalte von 10 bis 56 µg/kg TS und Ethinylestradiolgehalte von 83 bis 136 µg/kg TS /Gehring et al. 2004; Klein und Hund-Rinke 2004, BLAC 2003/. In der Schlammbehandlung wird Estradiol, insbesondere unter aeroben thermophilen Bedingungen, gut abgebaut /Gehring et al. 2004/.
- **Klärschlämme** in NRW weisen durchweg Hormonkonzentrationen < 10 µg/kg TS (Estradiol, Ethinylestradiol, Estron) auf /MUNLV 2006/
- Korrelation zwischen sog. EEQ-Werte (Estradiol-Äquivalente) und dem vermuteten Anteil an eingeleitetem Abwasser aus Kläranlagen in baden-württembergischen **Fließgewässern** /Tribskorn et al. 2002a/
- Nach Regenfällen werden höhere EEQ-Werte in Fließgewässern gemessen, was auf potenzielle Einträge aus der Mischwasserkanalisation zurückgeführt wird /Tribskorn et al. 2002a/.
- Gemäß ihrer Verwendung bzw. Entstehung finden sich Estradiol und Ethinylestradiol vor allem im **Schmutzwasserabfluss** wieder.

- Im Niederschlagswasser und in den **Oberflächenabflüssen** sind in der Regel keine Estrogene zu finden (siehe Abbildung 3-19 und 3-20).

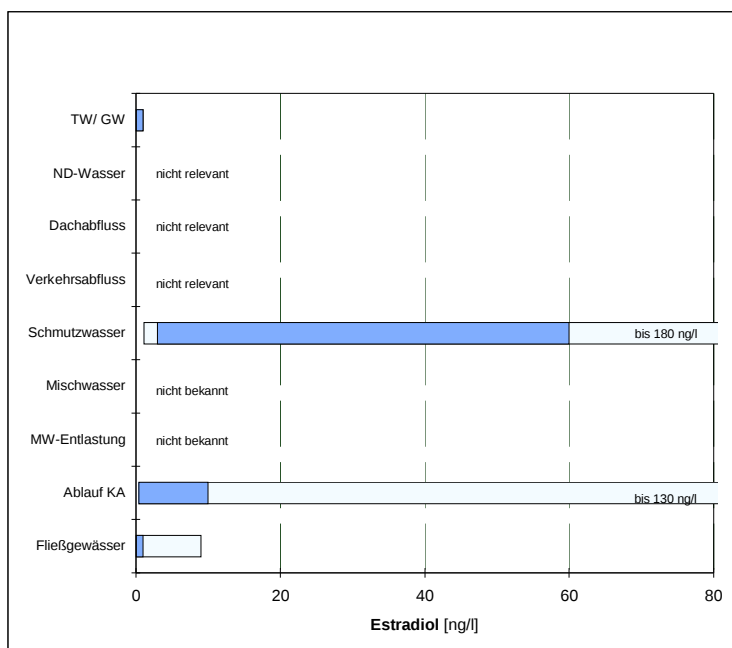


Abbildung 3-19: Aufkommen von Estradiol in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=5); Schmutzwasser (n=14); Ablauf KA (n=16); Fließgewässer (n=9) /Welker 2004/

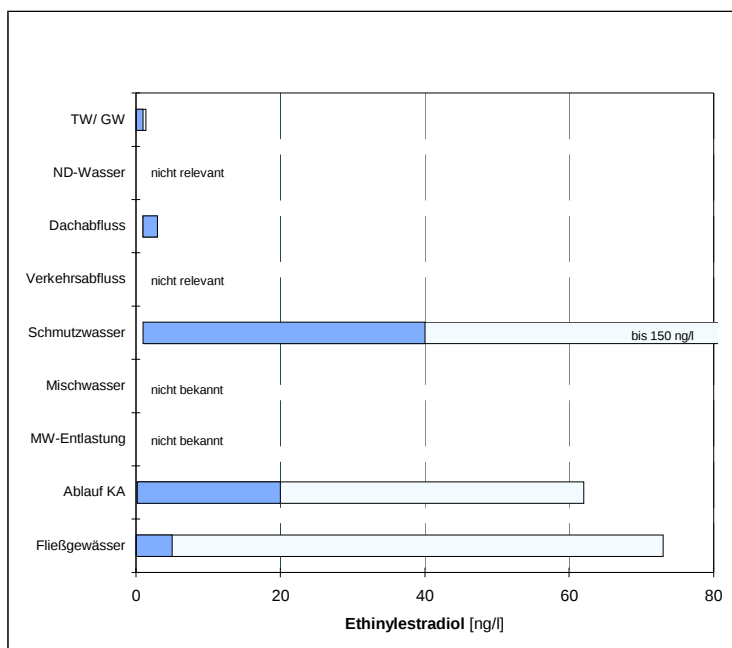


Abbildung 3-20: Aufkommen von Ethinylestradiol in verschiedenen Matrices. TW/GW (Trinkwasser/ Grundwasser) (n=4); Dachabfluss (n=1); Schmutzwasser (n=10); Ablauf KA (n=18); Fließgewässer (n=9) /Welker 2004/

Fazit

Allgemein kann für Estradiol, Estron und Ethinylestradiol eine deutliche Abnahme der Konzentrationen vom Zulauf der Kläranlage über den Ablauf der Kläranlage, die Fließgewässer bis zum Trinkwasser festgestellt werden. In Trinkwasserproben ist häufiger das synthetische Hormon Ethinylestradiol nachweisbar.

In der Kläranlage werden natürliche Estrogene (Estradiol und der Metabolit Estron) unter aeroben Bedingungen schnell abgebaut, beim Ethinylestradiol wird eine geringere Abbaubarkeit beschrieben. Der Klärschlamm stellt grundsätzlich eine Senke für nicht abgebaute Estrogene dar, allerdings liegen die rechnerisch möglichen Aufkommenskonzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenzen der heute zur Verfügung stehenden Detektionsmethoden.

Die estrogene Aktivität in Kläranlagenabläufen kann zu über 90 % den natürlichen und synthetischen Estrogenen zugeordnet werden. Einige Konzentrationen im Ablauf von Kläranlagen liegen im Bereich der Wirkkonzentrationen. Deshalb muss eine Bewertung der ökotoxischen Belastung der Fließgewässerorganismen durch das Abwassersystem offen bleiben.

Insbesondere besteht weiterer Forschungsbedarf in der Untersuchung von Kombinationswirkungen von verschiedenen Estrogenen und in der Einbeziehung weiterer hormoneller Wirkmechanismen, z.B. der androgenen Wirkung oder den Beeinträchtigungen der Schilddrüsenfunktion.

Wie bei den anderen Arzneimitteln sollte eine Prüfung von Maßnahmen zur Verminderung (z.B. Verabreichungsform, Dosierungen) als erster Schritt im Vordergrund stehen. Dabei ist aber eine Versagung einer Zulassung im Vergleich zu möglichen ökotoxischen Wirkungen sorgfältig abzuwägen.

Unabhängig von Verringerungsmöglichkeiten an der Quelle haben verschiedene Untersuchungen gezeigt, dass in der Kläranlage mit bestimmten Techniken (Membrananlagen, Aktivkohlefilter u.a.) gute Eliminationsraten für Estradiol, Estron und Ethinylestradiol zu erzielen sind. Damit bleiben die Fortentwicklung und der Einsatz moderner Abwasserreinigungstechnologien in der Regenwasserbehandlung und in der Kläranlage wichtige Aufgaben in der Zukunft.

4 Qualitative Bewertung der wichtigsten stofflichen Emissionen aus Abwasserentsorgungssystemen

Ausgehend von vorhandenen Daten zur Stoffbelastung in verschiedenen Abflussarten soll eine erste Bewertung von möglichen Belastungsschwerpunkten vorgenommen werden. Hierbei ist geplant eine Gruppierung der ausgewählten Substanzen nach speziellen Stoffeigenschaften vorzunehmen. Hierzu sinnvolle Eigenschaftsgrößen sind beispielsweise die überwiegende Herkunft der Substanzen (oberflächenbürtig, schmutzwasserbürtig), die Rückhaltekapazität in Kläranlagen sowie der Anteil an partikelvermitteltem Transport. Aus diesen Informationen lässt sich tendenziell das theoretische Verhalten der Substanzen in den Komponenten der Abwassersysteme (Kanalnetz und Kläranlage) ableiten. Ferner können hieraus erste Vorschläge zu Verringerungsmaßnahmen entwickelt werden, die im Kapitel 5 (Berechnung der Verteilung von emittierten Stofffrachten, dargestellt an einem fiktiven Einzugsgebiet) einer genaueren Überprüfung unterzogen werden.

In Tabelle 4-1 ist eine Übersicht über das **Aufkommen** von 19 Stoffen bzw. Stoffgruppen **in den Kläranlagen und in den niederschlagsbedingten Abflüssen** wiedergegeben /Welker 2004/.

Hierin ist auch eine Einschätzung des Rückhaltes der einzelnen Stoffe in der Kläranlage und in der Mischwasserbehandlung enthalten. Die Einschätzung in fünf Stufen basiert auf Messungen wie auf Annahmen, die aus den Stoffeigenschaften abgeleitet werden. So kann beispielsweise für das überwiegend gelöst transportierte Diuron trotz fehlender Messwerte angenommen werden, dass ein Rückhalt an der Mischwasserentlastung durch den Prozess des Absetzens nicht zu erwarten ist.

Aufgrund des Sachverhalts, dass für die einzelnen Stoffe und ihr Aufkommen in den verschiedenen Matrices sehr unterschiedliche Datenmengen zur Verfügung stehen, wird für jede Bewertungsgröße eine **Einschätzung der Datenlage** vorgenommen, und zwar in den Stufen „Datenlage gering“, „mittel“ bis „hoch“. Liegen keinerlei Daten vor, wird dies besonders gekennzeichnet.

In einigen Fällen sind zusätzliche Anmerkungen in der Tabelle enthalten. So kann es für die Einschätzung möglicher Reduktionsmaßnahmen, z.B. im Zulauf der Kläranlage, hilfreich sein, zu erläutern, ob eine stoffliche Belastung eher aus dem häuslichen oder industriellen Bereich stammt. Aussagen zu möglichen Quellen der Verbindungen sind in den Spalten „Aufkommen Zulauf Kläranlage“ und „Aufkommen Oberflächenabfluss“ zu finden. Hier sind sowohl eindeutig schmutzwasserbürtige Stoffe (z.B. Ibuprofen) als auch eindeutig oberflächenbürtige Stoffe (z.B. PAK) zu unterscheiden.

Die Spalten „Aufkommen Klärschlamm“, „Rückhalt Kläranlage“ und „Rückhalt Mischwasserentlastung“ geben Hinweise auf die mögliche Verteilung bzw. Elimination der Verbindungen. Für die Einschätzung „Rückhalt Kläranlage“ wird dabei auf die Einstufung nach Thornton et al. /2001/ zurückgegriffen. Hohe Gehalte im Klärschlamm (z.B. Schwermetalle) zeigen eine potenzielle Akkumulierfähigkeit an. Andere voll gelöste und gering biologisch abbaubare Verbindungen (z.B. Diuron) werden nicht in hohen Konzentrationen im Klärschlamm zu finden sein. Dementsprechend ist auch die Elimination in Kläranlagen sehr gering. Dies wird

auch für den Rückhalt in den Regenentlastungsbauwerken angenommen, obwohl bislang keine Messungen diesen Effekt bestätigen.

Aus Fließgewässersicht am interessantesten ist die Aufkommenseinschätzung der Emissionen „Ablauf Kläranlage“, „Oberflächenabfluss“ und „Mischwasserentlastungsabfluss“.

Beim Kriterium „Ablauf Kläranlage“ ist zu beachten, dass die Einschätzung in Bezug zum Aufkommen im Zulauf und zu den Erkenntnissen zum Rückhalt in der Kläranlage vorgenommen wurde. Im Unterschied zu Simulationsstudien, die die Frachtverteilung bewerten (Bezugsgröße: emittierte Jahresfracht) /Welker 2004/, wird hier das mögliche Aufkommen von Spitzenbelastungen (Konzentration) berücksichtigt.

So wird beim CSB-Parameter das Aufkommen in der Mischwasserentlastung als hoch und im Kläranlagenablauf als gering eingestuft. Dies entspricht auch den mittleren Konzentrationen in den beiden Abflussarten. Bezogen auf die emittierten Jahresfrachten nach definierten Festsetzungen einer anderen Studie /Welker 2004/ tragen die Mischwasserentlastungen lediglich mit ca. 20 % zu den Gesamtemissionen aus Kläranlage und Mischwasserentlastung bei. Dies ergibt sich aus der im Vergleich zur Mischwasserentlastung wesentlich höheren jährlichen Abflussmenge aus der Kläranlage.

Diese Divergenzen sind bei anderen Parametern mit eindeutiger Herkunft aus dem Schmutzwasser oder dem Oberflächenabfluss geringer ausgeprägt. Aus Tabelle 4-1 lässt sich somit qualitativ ablesen, in welchen Abflussarten mit einer Belastung durch einen spezifischen Stoff zu rechnen ist und auf welchem Weg er überwiegend aus dem Abwassersystem ausgetragen wird.

Es ist zu betonen, dass die Tabelle nur ausgewählte Stoffe der Literaturstudie betrachtet. Ferner bedürfen viele Ergebnisse und Einschätzungen einer Überprüfung durch Messungen. Sie ist daher als ein erstes Hilfsmittel zur Einschätzung möglicher Emissionen aus den Abwassersystemen zu betrachten. Im Weiteren muss dann stoffbezogen entschieden werden, ob das Bewertungskriterium „Konzentration“ oder „Jahresfrachten“ maßgeblich ist.

Tabelle 4-1: *Einordnung der verschiedenen Stoffe bzw. Stoffparameter bezogen auf das Aufkommen und den Rückhalt in den Teilsystemen Kläranlage (Zulauf, Ablauf, Klärschlamm) und Mischwasserbehandlung (Oberflächenabfluss, Mischwasserabfluss, Mischwasserentlastungsabfluss) (Aufkommen/ Rückhalt: ++: sehr hoch; +: hoch; o: mittel; -: niedrig; --: sehr niedrig); (Datenlage: -: gering; o: mittel; +: hoch) /Welker 2004/*

Stoffparameter/ Substanz	Kläranlage				Mischwasserbehandlung			
	Aufkommen Zulauf Klär- anlage	Aufkommen Ablauf Klär- anlage	Aufkommen Klärschlamm	Rückhalt Kläranlage	Aufkommen Oberflächen- abfluss	Aufkommen Mischwasser- abfluss (Kanalpotenzial)	Aufkommen Mischwasser- entlastungs- abfluss	Rückhalt Mischwasser- Behandlung (RE-Bauwerke)
CSB								
Aufkommen	+	-	n.b.	+	o bis +	o bis +	o	o
Datenlage	(SW)	+		(A,F)	o	o	-	-
Ammonium								
Aufkommen	+	o	n.b.	+	--	o bis -	o bis -	--
Datenlage	(SW)	+	+	+	o	o	o	-
Cadmium								
Aufkommen	+	-	+	o	+	+	o bis +	- bis o
Datenlage	(SW,I)	-	+	(F)	+	o	-	-
Kupfer								
Aufkommen	+	-	+	o bis +	++	+	o	o
Datenlage	(SW, I)	-	+	(F)	(DA)	o	-	-
Isoproturon								
Aufkommen	- bis +	- bis +	--	--	o bis ++	+	+	-
Datenlage	(sais.)	o	k.D.	-	(Hof)	-	-	k.D.
Diuron								
Aufkommen	- bis +	- bis +	--	--	o bis ++	+	+	-
Datenlage	-	o	k.D.	-	(bef. Fläch.)	-	-	k.D.
PAK								
Aufkommen	o bis -	-	+	+	++	+	o bis +	o
Datenlage	(F)	-	o	o	(SA)	-	-	-
PBDE								
Aufkommen	o	-	+	+	o	o	o	o
Datenlage	(F)	-	-	-	-	k.D.	k.D.	k.D.
DEHP								
Aufkommen	o	-	+	+	o	o	- bis o	o
Datenlage	(SW, I)	o	o	o	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.

SW: vorwiegend aus häuslichem Schmutzwasser; I: vorwiegend aus industriellem Schmutzwasser; A: biologischer Abbau in Kläranlage; F: Rückhalt in Kläranlage durch Feststoffrückhalt; DA: Dachabflüsse; SA: Straßenabflüsse; RE: Regenentlastung; sais.: saisonales Aufkommen; k.D.: keine Daten; n.s.: nicht sinnvoll; n.b.: nicht betrachtet in dieser Studie; PAK: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe; PBDE: Polybromierte Diphenylether; DEHP: Diethylhexylphthalat

Tabelle 4-2: (Fortsetzung) Einordnung der verschiedenen Stoffe bzw. Stoffparameter bezogen auf das Aufkommen und den Rückhalt in den Teilsystemen Kläranlage und Mischwasserbehandlung

	Kläranlage					Mischwasserbehandlung			
Stoffparameter/ Substanz	Aufkommen Zulauf Klär- anlage	Aufkommen Ablauf Klär- anlage	Aufkommen Klärschlamm	Rückhalt Kläranlage		Aufkommen Oberflächen- abfluss	Aufkommen Mischwasser- abfluss (Kanalpotenzial)	Aufkommen Mischwasser- entlastungs- abfluss	Rückhalt Mischwasser- Behandlung (RE-Bauwerke)
TBT									
Aufkommen	o	-	+	+	(F)	-	o bis -	-	o
Datenlage	-	-	-	-		-	k.D.	k.D.	k.D.
Nonylphenol									
Aufkommen	- bis + (SW, I)	- bis o	o bis +	o bis +	(A, F)	o	- bis o	- bis o	- bis o
Datenlage	o	o	o	o		-	k.D.	k.D.	k.D.
BPA									
Aufkommen	+	-	o	+	(A,F)	n.s.	o bis -	-	o
Datenlage	-	-	-	-			k.D.	k.D.	k.D.
NTA									
Aufkommen	+	(SW)	- -	-	++ (A)	n.s.	o	o	-
Datenlage	o	o	k.D.	o			k.D.	k.D.	k.D.
EDTA									
Aufkommen	o bis + (SW)	o bis +	-	- -		n.s.	o	o	-
Datenlage	o	o	k.D.	o			k.D.	k.D.	k.D.
Carbamazepin									
Aufkommen	o (SW)	o	n.b.	- -		n.s.	- bis o	- bis o	- -
Datenlage	o	o		o			k.D.	k.D.	k.D.
Diclofenac									
Aufkommen	o (SW)	- bis o	n.b.	o	(A)	n.s.	- bis o	- bis o	- -
Datenlage	o	o		o			k.D.	k.D.	k.D.
Ibuprofen									
Aufkommen	o (SW)	-	n.b.	+	(A)	n.s.	- bis o	-	-
Datenlage	o	o		o			k.D.	k.D.	k.D.
Estradiol									
Aufkommen	- bis o (SW)	- -	n.b.	++	(A)	n.s.	- bis o	-	o
Datenlage	o	o		o			k.D.	k.D.	k.D.
Ethinylestradiol									
Aufkommen	- bis o (SW)	-	n.b.	+	(A)	n.s.	- bis o	- bis o	- bis o
Datenlage	o	o		o			k.D.	k.D.	k.D.

SW: vorwiegend aus häuslichem Schmutzwasser; I: vorwiegend aus industriellem Schmutzwasser; A: biologischer Abbau in Kläranlage; F: Rückhalt in Kläranlage durch Feststoffrückhalt; RE: Regenentlastung; k.D.: keine Daten; n.s.: nicht sinnvoll; n.b.: nicht betrachtet in dieser Studie; TBT: Tributylzinn; BPA: Bisphenol A; NTA: Nitritotriacetat; EDTA: Ethylendiamintetraessigsäure

Abschließend soll für die ausgewählten Stoffe bzw. Stoffparameter eine Bewertung ihrer Relevanz vorgenommen werden. Zur Einteilung der Stoffgruppen werden die Merkmale „vorwiegende Herkunft“, „Anteil partikulärer Transport“ und „Rückhalt Kläranlage“ herangezogen. Sie werden als maßgebend angesehen, um Aufkommen und Verteilung der ausgewählten Stoffe und potenziell hinzukommender ähnlicher Stoffe in den Abwasserentsorgungssystemen darzustellen. Die Betrachtungen beziehen sich auf die folgenden Stoffgruppen bzw. Stoffe:

- bisher im Abwassersystem betrachtete Stoffe/Stoffparameter (oberflächenbütig und schmutzwasserbütig): CSB, Ammonium
- Schwermetalle (vorwiegend oberflächenbütig): Kupfer und Cadmium
- organische Schadstoffe (vorwiegend oberflächenbütig): PAK, Diuron
- organische Schadstoffe (schmutzwasserbütig, hoher Anteil partikulärer Transport, hoher Rückhalt in Kläranlagen): Nonylphenol, PBDE
- organische Schadstoffe (schmutzwasserbütig, geringer Anteil partikulärer Transport, geringer Rückhalt in Kläranlagen): EDTA, Carbamazepin
- organische Schadstoffe (schmutzwasserbütig, geringer Anteil partikulärer Transport, hoher Rückhalt in Kläranlagen): NTA, Estradiol, Ibuprofen

Ferner ist in Tabelle 4-3 die Bewertung der Relevanz der Stoffe für den gegenwärtigen Zustand (IST) und die mögliche zukünftige Situation (ZUKUNFT) wiedergegeben.

Die graue Unterlegung in Tabelle 4-3 kennzeichnet diejenigen Substanzen, die in Kapitel 5 mit Hilfe der Schmutzfrachtsimulation detaillierter betrachtet werden.

Tabelle 4-3: Einordnung der Stoffe bzw. Stoffparameter mit Kenngrößen und die Bewertung ihrer Relevanz in den Abwasserentsorgungssystemen (Relevanz: +: hoch; o: mittel; -: niedrig) /Welker 2004/

Stoffe/ Stoffparameter	Charakterisierung des Stoffes/ Stoffparameter	Herkunft	Anteil partikulärer Transport	Abbaubarkeit	Rückhalt Kläranlage	Gesamtrelevanz IST	Zukünftige Tendenz
Chemischer O₂-Bedarf (CSB)	Summenparameter O ₂ -zehrende vorwiegend organische Stoffe	OA + SW	moderat	hoch	hoch (A, F)	+	konstant
Ammonium (NH₄)	Stickstoffverbindung anorganischer Nährstoff	SW	sehr gering	hoch (aerob)	hoch (A)	+	konstant
Kupfer (Cu)	Schwermetall anorganische Substanz	OA + SW (H, I)	moderat	keine	moderat (F)	+	steigend
Cadmium (Cd)	Schwermetall anorganische Substanz	OA + SW (H, I)	gering	keine	moderat (F)	+	sinkend
Isoproturon	Landwirtschaftsherbizid organische Substanz	OA (saisonal)	gering	gering	sehr gering	o	konstant
Diuron	Urbanherbizid organische Substanz	OA	gering	gering	sehr gering	o	leicht sinkend
Nonylphenol (NP)	Metabolit von NPEO organische Substanz	OA (?) + SW	hoch	moderat (aerob)	hoch (F)	+	sinkend
PAK	kondensierte KW-Ringe organische Substanzen	OA + SW	moderat bis sehr hoch *	gering bis moderat *	hoch (A, F)	+	konstant
Polybromierte Diphenylether (PBDE)	Flammschutzmittel organische Substanzen	OA (?) + SW	sehr hoch	gering	hoch (F)	o	steigend
DEHP	Phthalat organische Substanz	OA (?) + SW	hoch	moderat	hoch (F)	o	leicht sinkend
TBT	Zinnorganyle organische Substanzen	SW	hoch	gering	hoch (F)	+	sinkend

Bisphenol A (BPA)	Industriechemikalie organische Substanz	SW	moderat	hoch	hoch (A, F)	o	konstant
EDTA	Komplexbildner organische Substanz	SW	sehr gering	sehr gering	sehr gering	+	konstant
NTA	Komplexbildner organische Substanz	SW	sehr gering	sehr hoch	sehr hoch (A)	o	konstant
Carbamazepin	Humanarzneimittel organische Substanz	SW	sehr gering	sehr gering	sehr gering	o	steigend
Ibuprofen	Humanarzneimittel organische Substanz	SW	sehr gering	hoch	hoch (A)	o	steigend
Diclofenac	Humanarzneimittel organische Substanz	SW	sehr gering	moderat	moderat (A)	o	steigend
Estradiol (E2)	natürliches Hormon organische Substanz	SW	gering	sehr hoch	sehr hoch (A)	+	steigend
Ethinylestradiol (EE2)	künstliches Hormon organische Substanz	SW	moderat	moderat	hoch (A)	+	steigend

SW: eher schmutzwasserbütig; OA: eher oberflächenbütig; (I): industriell; (H): häuslich (A): biologischer Abbau in Kläranlage; (F): Rückhalt in Kläranlage durch Feststoffrückhalt; *: variierend je nach betrachteter Einzelsubstanz

5 Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulation zur Verteilung von Stoffemissionen aus Abwassersystemen, exemplarisch dargestellt an einem fiktiven Einzugsgebiet

Trotz vielfältiger Anstrengungen zur Verringerung von Schadstoffeinträgen zeigt sich, dass für viele der genannten Stoffe keine (z.B. bestimmte Humanarzneimittel) bzw. keine zügige Vermeidung (z.B. bestimmte Herbizide) an der Quelle möglich ist. Hinzu kommt, dass einige dieser Substanzen in den Abwassersystemen nicht bzw. unvollständig zurückgehalten werden (z.B. Komplexbildner). Für diese Stoffe gehen bisherige Überlegungen in die Richtung der Entwicklung von end-of-pipe Behandlungslösungen vornehmlich auf der Kläranlage. Völlig außer Acht gelassen wurde aber bisher, ob bedeutende Emissionen nicht auch vorher an Entlastungspunkten, beispielsweise durch Mischwasserentlastungen, die Gewässer belasten.

Aus diesem Grund sind Erkenntnisse zur Verteilung von organischen Schadstoffen in allen Komponenten der Abwassersysteme von entscheidender Bedeutung. Ein ideales Instrument zur Ermittlung dieser Verteilung ist die Schmutzfrachtmodellierung. Dabei ist insbesondere das Mischsystem zu berücksichtigen, wo vielfältige Stoffe aus den Abflussarten Trockenwetterabfluss und Oberflächenabfluss niederschlagsabhängig vermischt werden.

Eine weitere Stärke der Simulation ist die Möglichkeit, im relativen Vergleich viele Substanzen mit wechselnden Aufkommenskonzentrationen zu untersuchen. Dies ist gerade für die organischen Schadstoffe sehr wertvoll, da im Unterschied zu den üblichen Abwasserparametern (z.B. CSB) noch keine verlässlichen Standardbelastungskonzentrationen vorliegen und damit durch die Vorgaben von Schwankungsbereichen eine Einschätzung möglich ist. Des Weiteren ermöglicht die Simulation eine relative Szenarienbetrachtung von Veränderungen von stofflichen Belastungsschwerpunkten, wenn beispielsweise typische Änderungen im Einzugsgebiet (z.B. Abkopplung von abflusswirksamen Flächen) anstehen. Viele dieser Aspekte sollen deshalb in diesem Arbeitsschritt berücksichtigt werden.

Im Folgenden werden daher die Ergebnisse einer Schmutzfrachtsimulation dargestellt. Für ausgewählte Stoffe bzw. Stoffparameter (11 Verbindungen) werden die wesentlichen Emissionen aus einem fiktiven Mischsystem - einem Modellnetz auf Grundlage des ATV-Arbeitsblattes A 128 - auf der Grundlage von mittleren Konzentrationsannahmen berechnet (Kapitel 5.2.2). Dieser Untersuchungsschritt hatte vor allem das Ziel, die Verteilung der jährlich emittierten Frachten der Schadstoffe auf den Kläranlagenablauf und die Mischwasserentlastungen des Kanalnetzes zu quantifizieren.

Weite Teile der Städte bzw. Kommunen in Deutschland (ca. 1/3 der Einwohner) und des europäischen und außereuropäischen Auslands werden im Trennsystem entwässert. Um mögliche Unterschiede bei der stofflichen Verteilung in Bezug auf die Entwässerungsverfahren herauszuarbeiten, wird das betrachtete fiktive Mischsystem in ein Trennsystem umgewandelt (Kapitel 5.2.3). Dabei werden die Annahmen zu den verschiedenen Einzugsgebietsdaten (z.B. Befestigungsgrad) und der Niederschlagsbelastung übernommen. Damit entspricht der abfließende Oberflächenabfluss im Trennsystem demjenigen im Mischsystem. Ebenfalls als identisch werden alle stofflichen Eingangsparameter der

Konzentrationen im Trockenwetterabfluss, im Oberflächenabfluss und im Kläranlagenablauf angenommen.

Im Mittelpunkt dieser Studie stehen mögliche Emissionen aus dem Mischsystem. Deshalb werden ergänzend zu der Basisvariante aus Kapitel 5.2.2 Szenarien mit Variationen der stofflichen Eingangsdaten („Eingangsdatenvarianten“) und Szenarien mit Veränderungen im Einzugsgebiet bzw. im Kanalnetz („Netzvarianten“) berechnet (Kapitel 5.3).

Insgesamt ermöglichen die Berechnungen Tendenzaussagen zum Aufkommen und zur Verteilung von herkömmlichen und möglicherweise in Zukunft bedeutsamen neuen Stoffen in den Abwassersystemen. Ferner werden die wichtigsten Einflussfaktoren mit ihren Auswirkungen auf die Emissionsverteilung herausgestellt. Dies ist eine wichtige Voraussetzung, um Maßnahmen zur Emissionsverringierung in ökologischer und ökonomischer Hinsicht sinnvoll anzusetzen.

5.1 Beschreibung des fiktiven Einzugsgebietes, des verwendeten Modells/Programms und der stofflichen Eingangswerte

Einzugsgebiet

Als Einzugsgebiet wird ein fiktives Gebiet verwendet, das bereits in verschiedenen Vergleichsrechnungen mit Schmutzfrachtberechnungsmodellen eingesetzt wurde /Schmitt und Dittmer 2002, Leinweber 2002/ und das im Arbeitsblatt der ATV-A 128 als Beispielgebiet aufgeführt ist /ATV 1992/ (siehe Abbildung 5-1).

Das Einzugsgebiet umfasst 9.900 Einwohner und weist eine kleinstädtische Struktur auf. Der Wasserverbrauch (w_s) liegt bei 147 l/E d. Das Gebiet wird zu fast 100 % im Mischsystem entwässert und hat bei einer Gesamtfläche (A_E) von 187 ha eine befestigte Fläche ($A_{E,b}$) von 98 ha. Bei einer Neigungsklasse von 2 sind im Gebiet 17 m³/ha spezifisches Regenbeckenvolumen angeordnet. Dieses verteilt sich auf zwei Regenüberlaufbecken, wobei eines als Fangbecken (B 20) und das andere als Durchlaufbecken (B 10) ausgebildet ist.

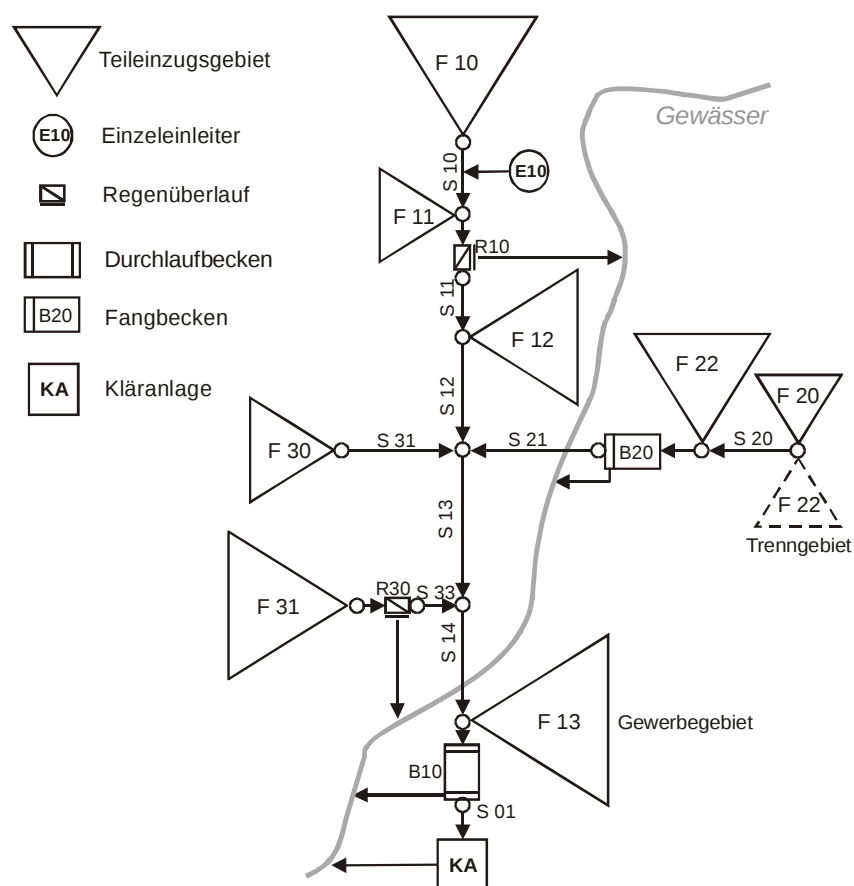


Abbildung 5-1: Schema des fiktiven Einzugsgebietes; zwei Regenüberläufe R10 und R30, zwei Regenüberlaufbecken B10 und B20, ein Trenngebiet F22, ein Einzelableiter E 10 /Leinweber 2002/

Schmutzfrachtberechnungsmodell und Abflusswerte

Es wird das Modell KOSMO (Kontinuierliche Schmutzfracht Modellierung) verwendet, das zu den hydrologisch-hydrodynamisch-deterministischen Modellen gehört /Schmitt 1994/. In dieser Untersuchung wird lediglich der hydrologische Ansatz zur Beschreibung des Kanalabflusses genutzt, der auf den Ansätzen von Kalinin-Miljukov basiert /Engel 1994/. Anwendbar sind hydrologische Ansätze in kleineren steileren Netzen mit einer geringen Neigung zu Rückstauwirkungen.

Die Stoffkonzentration des Oberflächenabflusses wird in dieser Studie mit dem Ansatz „Akkumulation/Abtrag“ berechnet. In der Schmutzbildungsphase auf der Oberfläche akkumuliert die Schmutzfracht in Abhängigkeit von der Trockenzeit zwischen den Regenereignissen. Der Abtrag von Schmutzfrachten ergibt sich aus einer exponentiellen Stoffabtragsfunktion. Die Akkumulationsfunktionen werden so im Programm ausgewählt, dass die berechneten, mittleren Oberflächenabflusskonzentrationen den Literaturannahmen entsprechen /Leinweber 2002/.

In den Regenentlastungsbauwerken werden die Stofffrachten entsprechend den Abflussverhältnissen aufgeteilt. Bei Trennbauwerken oder Regenüberläufen wird von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen. Dies bedeutet, dass die Zulaufkonzentration gleich der Überlaufkonzentration ist /Schmitt 1986/. Bei den Regenüberlaufbecken wird in der hier beschriebenen Basisvariante (Szenario 0) ohne Absetzvorgänge gerechnet, in einem Szenario 1a wird dies rechnerisch berücksichtigt (siehe Kapitel 5.4).

Die Regenbelastung ist bei allen Varianten konstant. Es wird eine einjährige Regenreihe aus dem südwestdeutschen Raum verwendet. Die Gesamtniederschlagsmenge beträgt 825 mm, die Grenzregenpause zur Diskretisierung der Regenereignisse ist 4 h.

Die Abflusswerte sind in Tabelle 5-1 für die Basisvariante 0 dargestellt.

Tabelle 5-1: Zusammenstellung der Abflusswerte für die Basisvariante (Szenario 0)

Abflusskenngrößen	Szenario 0
[l/s]	Basisvariante
Q_T	43,6
Q_S	15,1 (8.900 E)
Q_G	14,0
Q_F	11,1
$Q_{S,TG}$	1,7 (1.000 E TG 21)
$Q_{RT,TG}$	1,7 (1.000 E TG 21)

Q_T : Trockenwetterabfluss; Q_S : Schmutzwasserabfluss; Q_G : Gewerblicher Abfluss;
 Q_F : Fremdwasserabfluss; $Q_{S,TG}$: Schmutzwasserabfluss aus Trenngebieten;
 $Q_{RT,TG}$: Regenwasserabfluss aus Trenngebieten; E: Einwohner

Ermittlung der stofflichen Eingangswerte

Es werden zunächst die herkömmlichen Abwasserkenwerte (CSB, Ammonium) sowie ein Schwermetall (Kupfer) betrachtet. Die Datenlage zum Aufkommen in allen betrachteten Matrices wie den Oberflächenabflüssen, den Kanalabflüssen, den Zu- und Abläufen von Kläranlagen und den Fließgewässern ist vergleichsweise gut. Insbesondere sind viele Messungen, Literaturzusammenstellungen und die Angabe von spezifischen Werten, z.B. Cu-Fracht aus Mischwassereinleitungen pro Einwohner und Jahr, verfügbar. Deshalb ist hier die Möglichkeit der Plausibilitätskontrolle der ermittelten Werte aus der Simulation im besonderen Maße gegeben.

Die Hauptgruppe der betrachteten Substanzen bilden „klassische“ und „neue“ organische Schadstoffe. Die Berücksichtigung dieser Stoffe ergibt sich daraus, dass sie in aquatischen Kompartimenten akkumulieren und dass bereits Regelungen für sie in verschiedenen Vorschriften enthalten sind. Das Hauptgewicht liegt auf den prioritären Stoffen der EG-WRRL

/EU Kommission 2001a/ und den vielfältigen organischen Substanzen in Entwürfen bzw. erlassenen nationalen Gewässerziel-Verordnungen /N.N. 2001b/. Es ist zu erwarten, dass die zukünftigen Anforderungen an die Siedlungswasserwirtschaft von Seiten des Gewässerschutzes sich auf die organischen Schadstoffe ausdehnen werden. Die gegenwärtig verfügbaren Daten über das Aufkommen, die Verteilung und die Wirkungen der Einzelstoffe bzw. Stoffgruppen sind sehr unterschiedlich. Selbst bei den Aufkommensdaten sind je nach betrachtetem Stoff große Unterschiede zu verzeichnen. So werden PAK ihrer Herkunft entsprechend eher in Oberflächenabflüssen untersucht, viele „schmutzwasserbürtige“ Stoffe, u.a. EDTA, vorwiegend in den Abläufen von Kläranlagen. Bei der Festlegung der Eingangsdaten zur Simulation wird wie folgt vorgegangen:

Zunächst werden die Eingangsdaten zur „mittleren“ Konzentration, basierend auf der allgemeinen Datenlage und ggf. Annahmen, in den relevanten Abflussarten Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss und Ablauf der Kläranlage bei Trockenwetter und Regenwetter festgesetzt.

Die größte Schwierigkeit hierbei ist die Festlegung der Konzentration im Ablauf der Kläranlage bei Regenwetter, da nur wenige Messprogramme hierzu existieren. Sofern Untersuchungen vorhanden sind, beschäftigen sie sich überwiegend mit klassischen Abwasserparametern, wie CSB und Ammonium. In dieser Studie werden die Ablaufkonzentrationen bei Regenwetter über Bilanzen berechnet. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Rückhalteleistung in der Kläranlage bei Regenwetter derjenigen bei Trockenwetter entspricht, eine Annahme, die nicht für alle Anwendungsfälle zutreffend ist. Trotzdem ist durch die Bilanzierung gewährleistet, dass Tendenzen (Erhöhung, Verringerung) der Veränderungen der Ablaufkonzentration bei Regenwetter zutreffend abgebildet werden.

Für alle Abflussarten werden im Weiteren die möglichen Spannweiten (niedrige und hohe Konzentrationen) zum Aufkommen festgelegt. Weil nur wenige Daten verfügbar sind, kann bei vielen Stoffen/Stoffparametern keine statistische Auswertung zur Ermittlung von „mittleren“ Werten (z.B. Median) stattfinden. In diesen Fällen werden die Messprogramme qualitativ auf ihre Repräsentanz überprüft, d.h. Untersuchungen mit außergewöhnlichen Bedingungen werden möglichst nicht einbezogen. Hieraus ergibt sich ein „subjektiver Vertrauensbereich“. Auch bei der Festlegung von Spannweiten wird je nach betrachtetem Stoff unterschiedlich vorgegangen. Zum einen werden, falls keine Daten vorhanden, pauschale Abschläge oder Zuschläge zur mittleren Konzentration festgelegt; dies ermöglicht zumindest qualitativ die theoretische Betrachtung von worst-case- und best-case-Szenarien zum Verhalten dieser Stoffe. Sind ausreichend Messwerte vorhanden, wird versucht, mit den festgelegten Minimal- und Maximalwerten und den entsprechenden Szenarien eine Situation abzubilden, die auch in der Realität vorkommen kann.

Auf der Basis verschiedener Konzentrationsspannweiten werden in verschiedenen Szenarien Kombinationen aus mittleren, niedrigen und hohen Eingangswerten gebildet. Die Ergebnisse der Simulation durch **Variation der Eingangsdaten** werden in Kapitel 5.3 vorgestellt. Die grundsätzliche Vorgehensweise bei der Wahl von verschiedenen Eingangswerten zeigt Tabelle 5-2.

Tabelle 5-2: Variation der Eingangsdaten bezogen auf Konzentrationsangaben (niedrig – mittel – hoch) in den Abflussarten Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss und Kläranlagenablauf (Trockenwetter und Regenwetter)

Szenario	0	2	3	4	5	6	8
Stoffkonzentrationen	mittel Basis- variante	OA gering	OA hoch	TW gering	TW hoch	KA Rückhalt gering	KA Rückhalt hoch
Trockenwetterabfluss	mittel	mittel	mittel	verringert	erhöht	mittel	mittel
Oberflächenabfluss	mittel	verringert	erhöht	mittel	mittel	mittel	mittel
Kläranlagenablauf Trockenwetter	mittel	mittel	mittel	mittel	mittel	erhöht	verringert
Kläranlagenablauf Regenwetter	Bilanz	Bilanz	Bilanz	Bilanz	Bilanz	Bilanz	Bilanz

Im Kapitel 5.3 werden Varianten untersucht, die vorwiegend mit **Veränderungen der Netz- bzw. Einzugsgebietsstruktur** zusammenhängen und mögliche zukünftige Veränderungen in der Mischwasserbehandlung erfassen. Dabei müssen auch bestimmte stoffliche Vorgaben bei den Szenarien „Absetzen“ (Absetzeigenschaften der Stoffe im RÜB) und „Abkopplung“ (Veränderung der Oberflächenabflusskonzentration bei Abkopplung von Teilflächen) definiert werden. Im Szenario „Abkopplung“ werden z.B. durch die Abtrennung von gering verschmutzten Dachflächen die Stoffkonzentrationen der Abflüsse der Restfläche in der Regel erhöht. Die Ermittlung der neuen Konzentrationen dieser Oberflächenabflüsse wird durch eine getrennte Festlegung von mittleren Konzentrationen für Dach- und Verkehrsflächenabflüsse ermöglicht.

5.2 Vergleich der emittierten Jahresfrachten aus Misch- und Trennsystemen für die Basisvariante (Szenario 0)

Gegenstand dieses Kapitels sind Simulationen und Berechnungen zur Verteilung von Stoffen im Abwasserentsorgungssystem, die mit 11 ausgewählten Stoffen bzw. Stoffparametern durchgeführt werden.

Die Ausführungen erstrecken sich zunächst auf ein nahezu 100%iges Mischsystem, das Modellnetz aus dem ATV-Arbeitsblatt A128, mit den Emissionen Mischwasserentlastung und Ablauf der Kläranlage.

Anschließend werden - unter Verwendung der gleichen stofflichen Eingangsdaten - die Emissionen für ein Trennsystem berechnet, die aus den Trenngebietsauslässen und den Abläufen der Kläranlage in das Gewässer gelangen.

5.2.1 Grundlagen

CSB und - stellvertretend für die Nährstoffe - Ammonium werden gewählt, weil sie im Trockenwetterabfluss und Ablauf der Kläranlage häufig gemessen werden, CSB auch in Oberflächenabflüssen. In dieser Arbeit dienen sie als Kontrollparameter, weil viele Erkenntnisse zum Aufkommen und Verhalten vorliegen.

Aus Abbildung 5-2 ist zu erkennen, dass die **CSB-Belastung** sowohl aus dem Trockenwetterabfluss als auch von den Oberflächen stammen kann. Allerdings ist der CSB stärker vom Trockenwetterabfluss beeinflusst; in der Kläranlage wird CSB in großem Umfang zurückgehalten.

Aus der Gruppe der Nährstoffe wird das **Ammonium** ausgewählt, das relativ oft im Trockenwetterabfluss und in Abläufen von Kläranlagen gemessen wird. Außerdem hat es eine vergleichsweise hohe Relevanz für Fließgewässer, zum einen als Eutrophierungsfaktor und zum anderen als potenziell akut toxisch wirkende Substanz.

Aus der Gruppe der **Schwermetalle** wird das Element Kupfer berücksichtigt; dessen Konzentrationen in verschiedenen Matrices sind aus Abbildung 5-2 zu ersehen. Unübersehbar ist die große Dominanz der Oberflächenabflüsse. Kupfer stammt eher aus Dachflächen; beim Kläranlagenablauf wird im Fall von Kupfer im Regenwetterfall von höheren Konzentrationen als im Trockenwetterablauf ausgegangen. Diese Aussage stützt sich auf die Annahme, dass bei Regen mehr oberflächenbürtige Schwermetalle im Zulauf der Kläranlagen ankommen und diese zusätzliche Fracht nicht vollständig in der Kläranlage

entnommen werden kann. Dieser Effekt konnte teilweise in Messprogrammen nachgewiesen werden /Schäfer 1999/. Insgesamt wird Kupfer in Kläranlagen in hohem Maße über die Feststoffentnahme zurückgehalten.

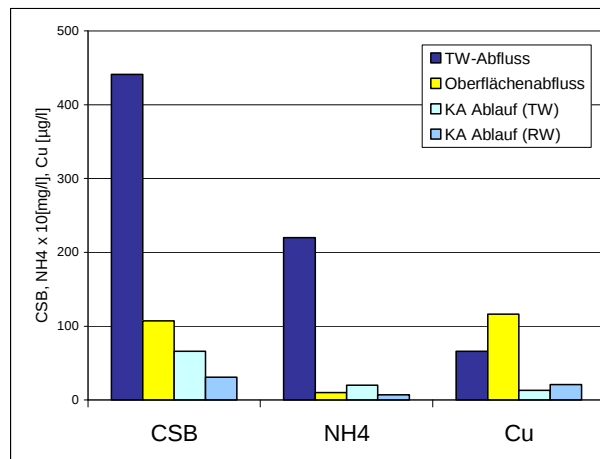


Abbildung 5-2: Eingangswerte für die Matrices Trockenwetterabfluss (TW), Oberflächenabfluss, Ablauf der Kläranlage (KA) bei Trockenwetter (TW) und Regenwetter (RW) für CSB, Ammonium und Kupfer

Die **PAK** sind eine Gruppe von toxisch relevanten Einzelverbindungen, die häufig in Oberflächenabflüssen, insbesondere Verkehrsflächenabflüssen, gemessen werden; für Trockenwetterabflüsse und Abläufe von Kläranlagen liegen nur vereinzelte Messungen vor. Im Mischwasserabfluss dominieren eindeutig die PAK aus Oberflächenabflüssen; der Rückhalt in den Kläranlagen ist je nach Einzelsubstanz unterschiedlich und wird wegen der geringen biologischen Abbaubarkeit vorwiegend durch den Feststoffrückhalt erreicht. Die Konzentration im Ablauf von Kläranlagen erhöht sich bei Regenwetter; dieser Effekt wurde durch einzelne Messprogramme bestätigt /Schäfer 1999/.

Als Beispiel für einen Pflanzenschutzmittelwirkstoff, der in extrem hohen Konzentrationen in Oberflächenabflüssen auftauchen kann, sei das Herbizid **Diuron** aufgeführt. Es gehört zu den Urbanherbizidwirkstoffen mit hohen Einsatzmengen, obwohl Anwendungsverbote bestehen. Da es schlecht abbaubar ist und überwiegend gelöst transportiert wird, ist der Rückhalt in Kläranlagen relativ gering.

Neben den bisher betrachteten Stoffen existiert eine große Gruppe von vorwiegend organischen Stoffen, die ausschließlich im Trockenwetterabfluss vorkommen, in Oberflächenabflüssen werden sie nicht angetroffen.

Die zu dieser Gruppe gehörenden Komplexbildner **EDTA** und **NTA** verhalten sich in der Klärwerkspassage völlig unterschiedlich. Während EDTA als nahezu nicht biologisch

abbaubar gilt und als lösliche Substanz im Ablauf wie im Zulauf in den gleichen Konzentrationen auftritt, ist die Nachfolgesubstanz NTA sehr gut abbaubar und wird weitgehend zurückgehalten. Typisch für EDTA im Mischsystemen ist, dass bei Regenwetter die Konzentration im Zulauf der Kläranlagen, entsprechend die im Ablauf, durch die verdünnende Wirkung des Oberflächenabflusses stark verringert wird.

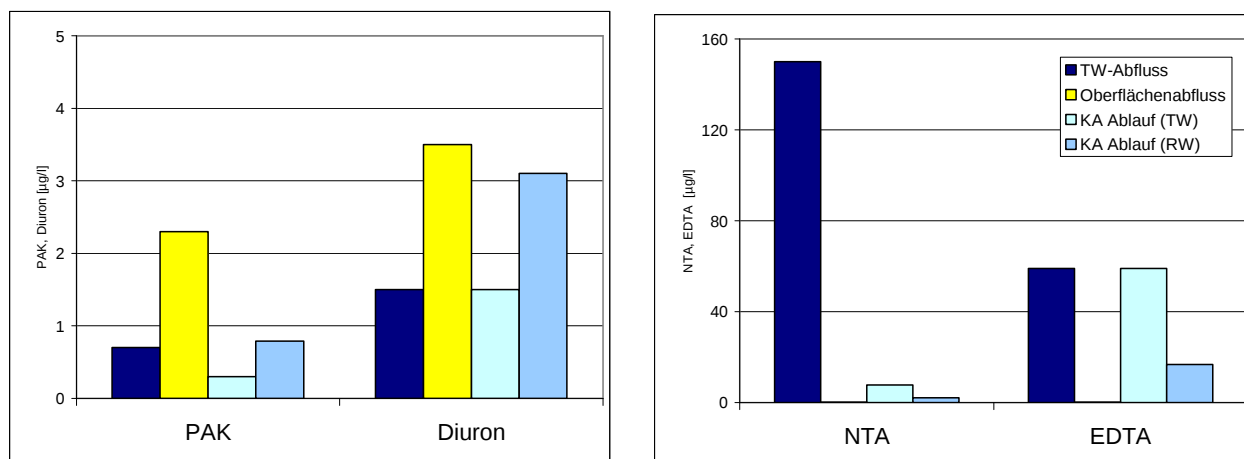


Abbildung 5-3: Eingangswerte für die Matrices Trockenwetterabfluss (TW), Oberflächenabfluss, Ablauf der Kläranlage (KA) bei Trockenwetter (TW) und Regenwetter (RW) für die oberflächenbürtigen organischen Stoffe (PAK, Diuron) sowie die schmutzwasserbürtigen Komplexbildner NTA und EDTA

Aus der großen Gruppe der im Schmutzwasser vorkommenden Humanarzneimittel sind das **Carbamazepin** und das **Ibuprofen** aufgeführt (siehe Abbildung 5-4). Während Carbamazepin in der Kläranlage nicht zurückgehalten wird, wird Ibuprofen gut abgebaut und damit in hohem Maße zurückgehalten in der Abwasserreinigung.

In wesentlich geringeren Konzentrationen als die bisher beschriebenen Stoffe kommen das natürliche Hormon **Estradiol** und das künstliche Hormon **Ethinylestradiol** im Schmutzwasser vor, allerdings können sie auch in extrem niedrigen Mengen endokrine Wirkungen hervorrufen. Positiv ist die gute Abbaubarkeit von Estradiol in Kläranlagen hervorzuheben, jedoch wird auch eine Estradiol-Bildung in der Kläranlage durch die Freisetzung von Estradiol aus ausgeschiedenen Konjugaten festgestellt. Ethinylestradiol wird in geringerem Umfang als Estradiol in Kläranlagen eliminiert.

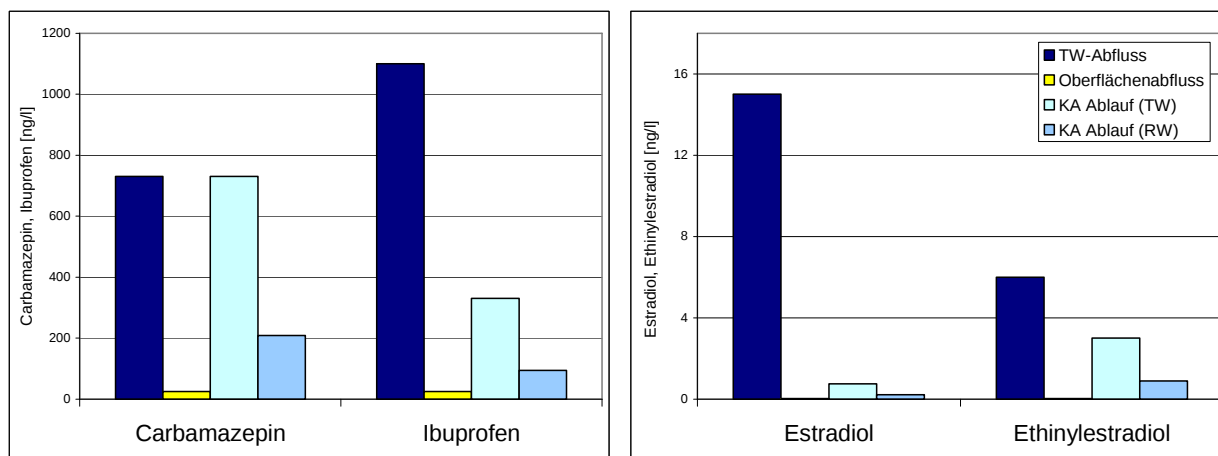


Abbildung 5-4: Eingangswerte für die Matrices Trockenwetterabfluss (TW), Oberflächenabfluss, Ablauf der Kläranlage (KA) bei Trockenwetter (TW) und Regenwetter (RW) für die schmutzwasserbürtigen organischen Stoffe (Humanarzneimittel Carbamazepin und Ibuprofen) sowie die Hormone Estradiol und Ethinylestradiol

5.2.2 Ergebnisse der Simulationsberechnung für das Mischsystem

Als Beurteilungsgrößen werden die emittierten **Jahresfrachten** [z.B. kg/a] aus der Mischwasserentlastung und aus dem Ablauf der Kläranlage herangezogen. Die Werte der Stofffrachten aus der Mischwasserentlastung, die aus zwei Regenüberläufen und zwei Regenüberlaufbecken im Einzugsgebiet stammen, werden direkt aus dem Berechnungsprogramm KOSMO entnommen. Die **Stofffrachten aus der Kläranlage** werden unterteilt nach Trocken- und Regenwetterzeiten berechnet. Dazu ist es zunächst notwendig, die entsprechenden der Kläranlage zufließenden jährlichen Abwassermengen zu ermitteln.

Alle drei berechneten Teilfrachten (Mischwasserentlastung, Ablauf der Kläranlage bei Trocken- und Regenwetter) ergeben zusammen die in das Fließgewässer emittierte Gesamtjahresfracht; diese Ergebnisse stellen die Grundlage (Vergleichsvariante, Szenario 0) für die später durchgeführten Szenarien dar (siehe Kapitel 5.3).

Zur Aussage einer möglichen Verteilung von Stoffströmen im Mischsystem wird in der folgenden Abbildung 5-5 der %-Anteil der niederschlagsbedingten Emissionen an den Gesamtemissionen dargestellt. Die niederschlagsbedingten Frachten setzen sich zusammen aus der Mischwasserentlastungsfracht und demjenigen Anteil der Kläranlagenablauffracht, der niederschlagsbedingt ist.

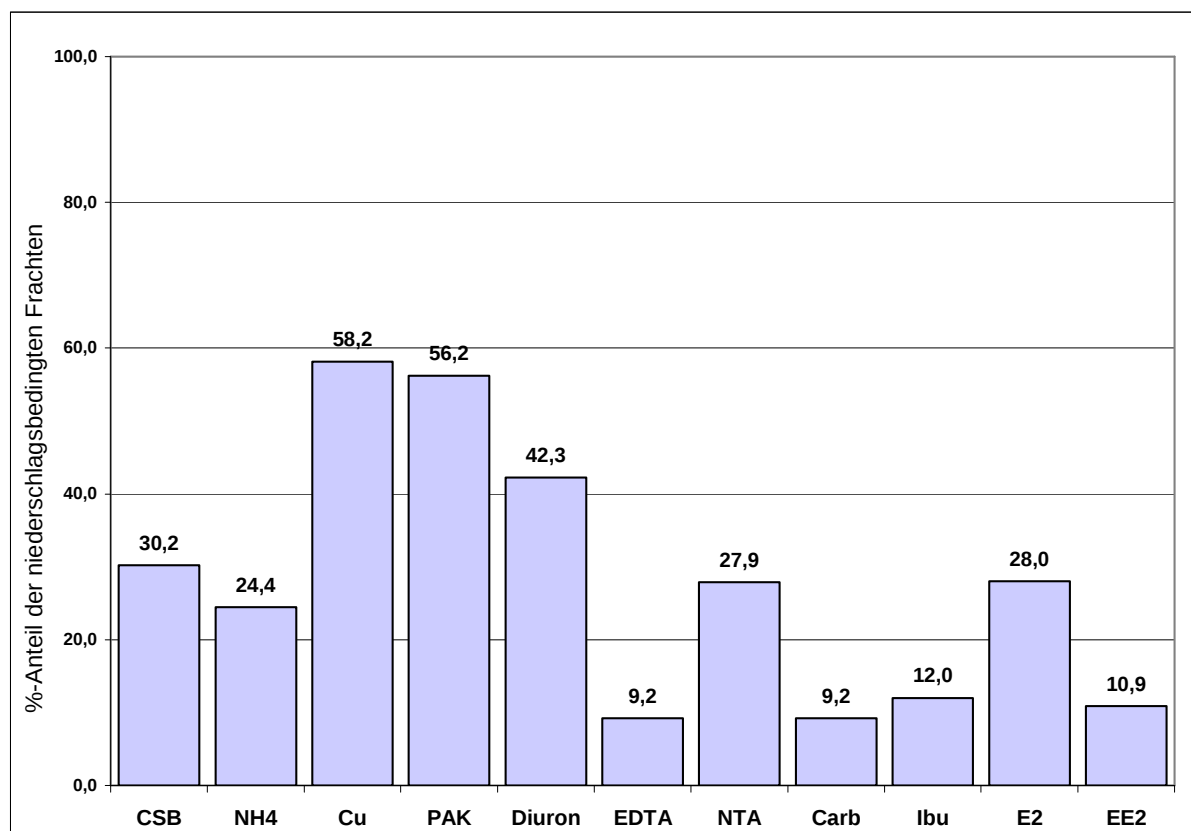


Abbildung 5-5: %-Anteil der niederschlagsbedingten Schmutzfrachten (Mischwasserentlastung und Kläranlagenablauf bei Regenwetter) an den Gesamtemissionen (Summe Schmutzfracht Mischwasserentlastung und Kläranlage bei Trocken- und Regenwetter) beim Mischsystem

Es ist aus der Abbildung ersichtlich, dass die niederschlagsbedingten Frachten bei einigen Stoffen einen wesentlichen Beitrag zu den in Fließgewässer emittierten Gesamtfrachten liefern können (z.B. ca. 58 % beim Kupfer). Einschränkend muss gesagt werden, dass ein hoher Rückhalt in der Kläranlage angenommen und mit keinem Rückhalt im Regenentlastungsbauwerk (z.B. Sedimentation im RÜB) gerechnet wird. Um diesen reduzierenden Effekt abzubilden, wird in einer der Netzvarianten ein Rückhalt der partikeltransportierten Kupferanteile durch Rückhalt in den Becken berücksichtigt (siehe Kapitel 5.3).

Für „oberflächenbürtige“ organische Schadstoffe sind die Anteile der niederschlagsbedingten Frachten an den Gesamtfrachten ebenfalls relativ hoch (z.B. PAK: ca. 56 %)

Allgemein sind die Anteile der emittierten niederschlagsbedingten Frachten der schmutzwasserbürtigen Stoffe (z.B. Carbamazepin, EDTA) geringer (ca. 9 %); die größten Emissionsfrachten stammen bei diesen Berechnungsannahmen vorwiegend aus den Abläufen der Kläranlage bei Trockenwetter.

Mit steigendem Rückhaltevermögen und damit sinkenden Kläranlagenfrachten steigt der %-Anteil der niederschlagsbedingten Frachten. Dies gilt insbesondere für die extrem gut abbaubaren Verbindungen Estradiol und NTA. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass unter bestimmten Bedingungen auch bei den schmutzwasserbürtigen Stoffen im Mischsystem mit bedeutenden Einträgen aus den niederschlagsbedingten Emissionen gerechnet werden muss.

5.2.3 Ergebnisse der Simulationsberechnungen für das Trennsystem

Die bisher getroffenen Aussagen und die im folgenden Kapitel 5.3 beschriebenen Szenarien beziehen sich auf ein Mischsystem. Weite Teile der Städte bzw. Kommunen in Deutschland und NRW werden hingegen im Trennsystem entwässert. Um mögliche Unterschiede bei der stofflichen Verteilung in Bezug auf die Entwässerungssysteme herauszuarbeiten, wird das betrachtete fiktive Mischsystem in ein Trennsystem umgewandelt.

Die wesentlichen Emissionen aus dem fiktiven Trennsystem sind die jährlichen Frachten aus den Oberflächenabflüssen, berechnet als Produkt aus Niederschlagsabfluss und Oberflächenabflusskonzentration, und dem Trockenwetterablauf, berechnet als Produkt aus dem Volumen des Kläranlagenablaufs bei Trockenwetter und der Trockenwetterablaufkonzentration. Analog zum Mischsystem kann der Prozentanteil der Oberflächenabflussfracht an der emittierten Gesamtfracht berechnet werden (siehe Abbildung 5-6).

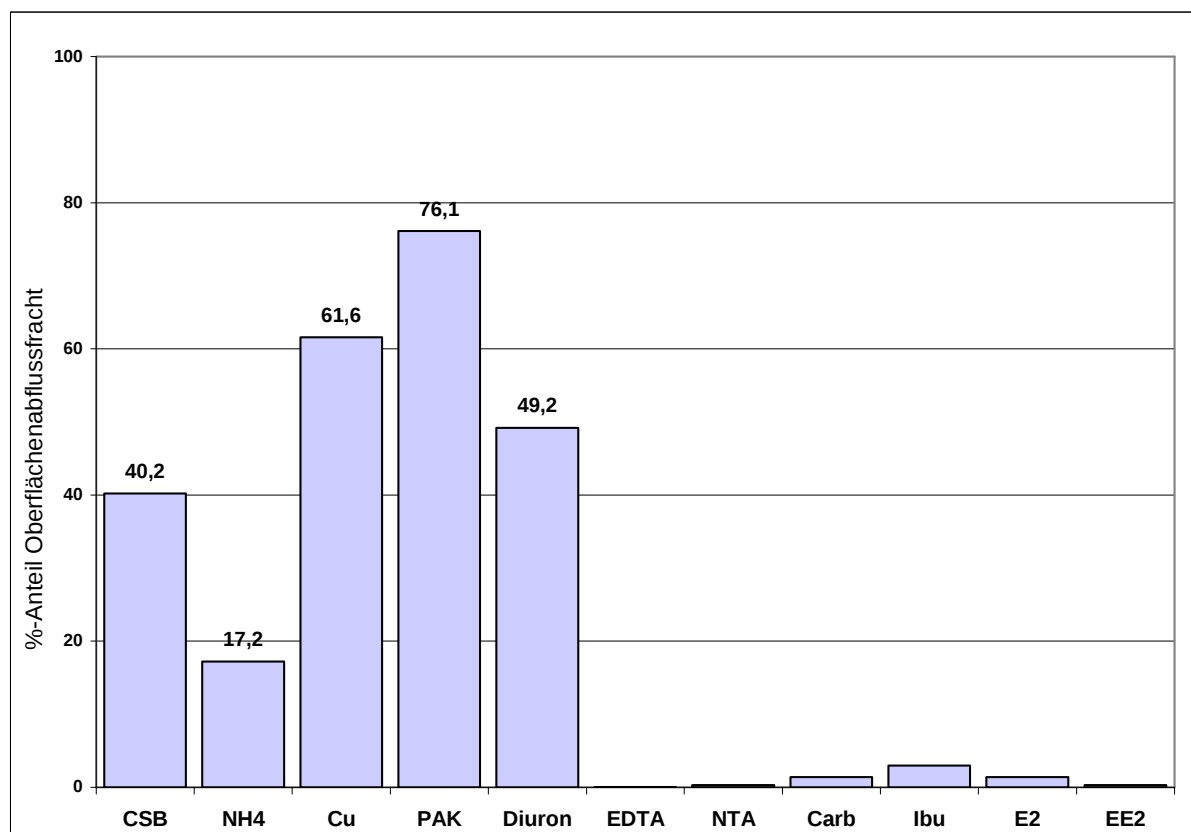


Abbildung 5-6: %-Anteil der Schmutzfracht aus den Oberflächenabflüssen an den Gesamtemissionen (Summe Schmutzfracht Oberflächenabflüsse und Kläranlage) beim Trennsystem

Abbildung 5-6 dokumentiert die deutliche Zäsur zwischen oberflächenbürtigen und schmutzwasserbürtigen Stoffen. Schmutzwasserbürtige Stoffe können per Definition nicht in Oberflächenabflüssen vorkommen; bei Trennung der Abflussarten (Schmutzwasserabfluss und Oberflächenabfluss) kann der %-Anteil der Oberflächenabflüsse also nur minimal sein. Die in der Abbildung gezeigten sehr geringen positiven Werte ergeben sich aus der Tatsache, dass zur Berechnung der Frachten entweder die niedrigste publizierte Konzentration oder die halbe Bestimmungsgrenze verwendet wurde. Da die Bestimmungsgrenze den niedrigsten sicher zu erfassenden Gehalt mit der jeweiligen Analysenmethode anzeigt, kann sie nicht null sein.

Die sonstigen Stoffe/Stoffparameter (oberflächenbürtig bzw. „oberflächen- und schmutzwasserbürtig“) weisen meist höhere Anteile in der Oberflächenabflussfracht auf, als dies bei der Mischwasserentlastungsfracht beim Mischsystem der Fall war.

5.2.4 Darstellung der Einzelfrachten im Vergleich zwischen Misch- und Trennsystem

Neben den prozentualen Verteilungen ist die Betrachtung der Gesamtfrachten mit den zugehörigen Einzelfrachten aus den Teilsystemen und möglichen Veränderungen im Vergleich der Entwässerungssysteme interessant.

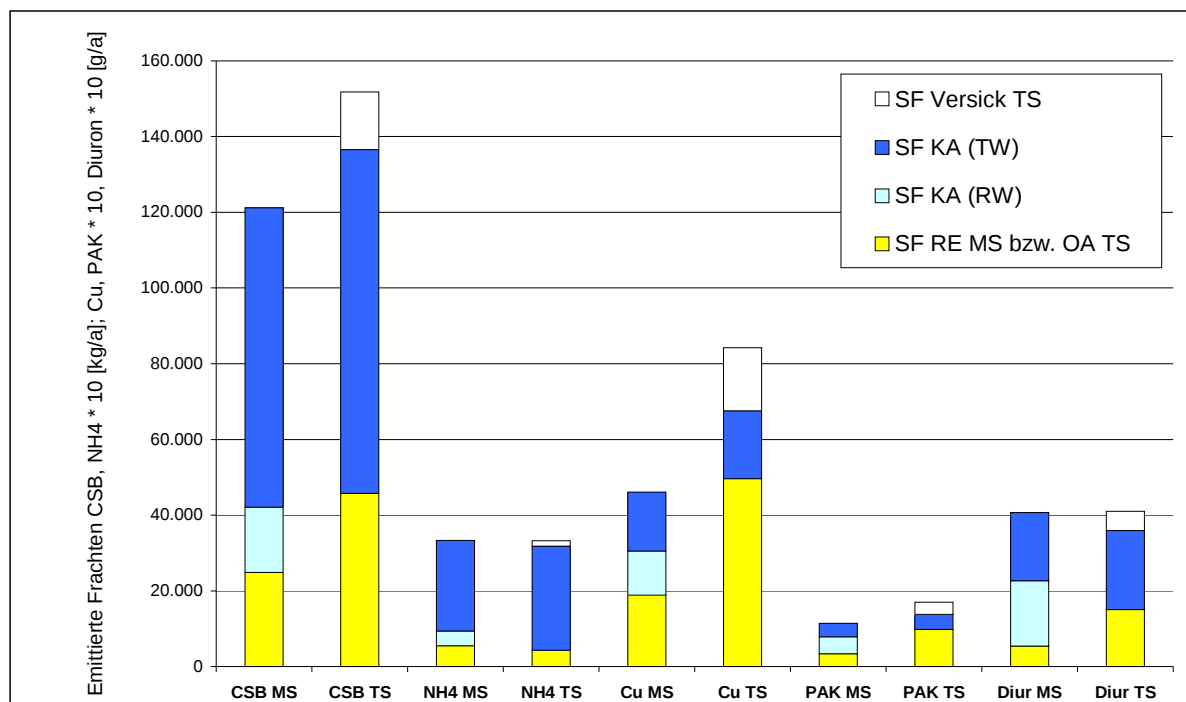
In Abbildung 5-7 sind die emittierten Einzelfrachten ausgewählter Stoffe wiedergegeben; zur besseren graphischen Darstellbarkeit sind die Frachten mit Faktoren multipliziert (siehe Achsenbeschriftung). Die Bewertungsgröße sind die jährlichen Gesamtfrachten, die in Fließgewässer emittiert werden.

In **Trennsystemen** wird häufig ein Teil der Oberflächenabflüsse der Versickerung zugeführt und gelangt damit nicht direkt in die Fließgewässer. Dieser Anteil ist vom Einzelfall abhängig und extrem unterschiedlich. In diesem Vergleich wird er mit 25 % des jährlich abfließenden Oberflächenabflusses angesetzt. Die hieraus berechnete Versickerungsfracht wird nicht pauschal abgezogen, sondern in der Graphik als weißer Balken auf die Summe aus Kläranlagenablauffracht (blauer Balken) und verbleibender Oberflächenabflussfracht (gelber Balken) aufgesetzt. Dadurch wird die Darstellung einer Spannweite des Versickerungsfrachtanteils ermöglicht. Bei der Fracht aus Oberflächenabflüssen ist zu beachten, dass eine mögliche Verringerung durch die Anordnung von Regenwasserbehandlungsmaßnahmen (z.B. Regenklärbecken) nicht berücksichtigt wurde.

Die Einzelfrachten der Kläranlagenabläufe bei Regenwetter und bei Trockenwetter beim **Mischsystem** werden mit unterschiedlichen Einfärbungen (RW: hellblauer Balken; TW: blauer Balken) dargestellt. Die Teilfracht des Kläranlagenablaufs bei Regenwetter entfällt im Trennsystem. Bezogen auf die gesamte behandelte jährliche Wassermenge (Trocken- und Regenwetter) in der Kläranlage wird hingegen im Mischsystem ein höherer Wert erreicht. Dies hat auch Auswirkungen auf die emittierten Frachten. Komplettiert wird der Gesamtfrachtbalken im Mischsystem durch die Darstellung der Einzelstofffracht der Mischwasserentlastung (gelber Balken).

Wie bei den Trennsystemen ist es auch bei den Mischsystemen denkbar, einen Teil des Oberflächenabflusses abzukoppeln und zu versickern. Diese als modifizierte Mischsysteme bezeichneten Unterformen werden im Vergleich zum reinen Mischsystem genauer in Kapitel 5.3 betrachtet. In diesem Vergleich geht es um diejenigen gewässerrelevanten Emissionen aus dem reinen Trenn- und Mischsystem; beim Trennsystem wird lediglich das Potenzial zur Versickerung graphisch hervorgehoben (s.o.).

Die in Abbildung 5-7 dargestellten Ergebnisse für die herkömmliche Abwasserparameter CSB, Ammonium und Kupfer sowie PAK und Diuron weisen einige typische Unterschiede auf.



SF Versick TS: Schmutzfracht bei Annahme von 25 % Versickerung; SF KA (TW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf bei Trockenwetter, SF KA (RW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf bei Regenwetter; SF RE MS bzw. OA TS: Schmutzfracht Regenentlastung Mischsystem bzw. Oberflächenabfluss Trennsystem

Abbildung 5-7: Emittierte Einzelfrachten der Entwässerungssysteme Mischsystem (MS) und Trennsystem (TS) für die Stoffe CSB, Ammonium, Kupfer, PAK und Diuron

Es ist zu erkennen, dass bei den oberflächenbürtigen **Schwermetallen**, wie dem **Kupfer**, die emittierte Gesamtfracht im Trennsystem - auch nach dem Abzug der Versickerungsfracht - wesentlich höher ist als die im Mischsystem. Dies ist begründet durch die Mitbehandlung belasteter Oberflächenabflüsse in Kläranlagen im Mischsystem. Durch gute Rückhalteleistungen in der Kläranlage werden die Schwermetalle in den Klärschlamm verfrachtet; hierdurch gelangen geringere Mengen in den Ablauf und damit in die Fließgewässer.

Am Beispiel der Schwermetalle wird ersichtlich, dass durch einen Austausch der Entwässerungssysteme bzw. durch die Einführung der Versickerung lediglich eine Verschiebung von Stoffströmen stattfindet. Beim Wechsel vom Trenn- in das Mischsystem werden Schwermetalle verstärkt vom Fließgewässer in den Klärschlamm verlagert. Bei der Einführung von Versickerungsmaßnahmen gelangt ein Teil der Schwermetalle nicht in Fließgewässer sondern in das Boden-/Grundwassersystem.

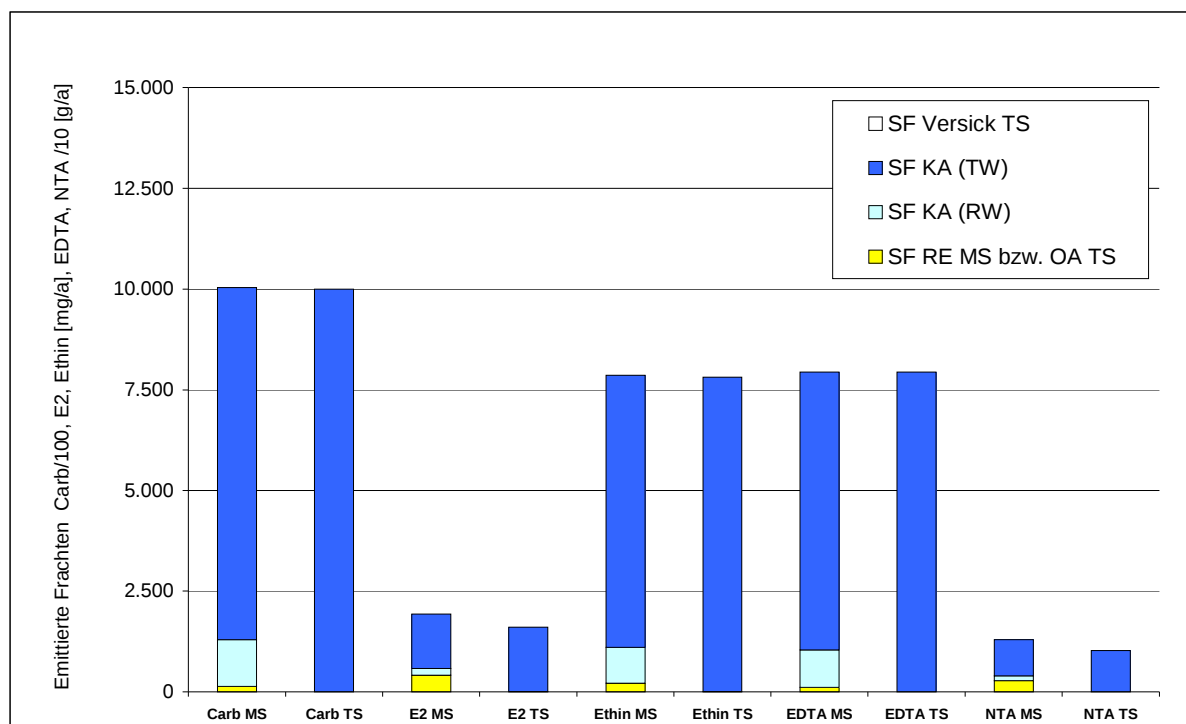
Die vorwiegend **oberflächenbürtigen Stoffe PAK** zeigen von der Tendenz her ein ähnliches Verhalten wie die Schwermetalle.

Die oben beschriebene Tendenz ist prinzipiell auch beim Stoffparameter **CSB** zu erkennen. CSB-Verbindungen stammen sowohl aus den Oberflächenabflüssen als auch aus dem Trockenwetterabfluss; hier überlagern sich also verschiedene Einflussfaktoren.

Beim Pflanzenschutzmittelwirkstoff und oberflächenbürtigen **Diuron** sind die Unterschiede zwischen Trenn- und Mischsystem, bei Berücksichtigung der Verringerung durch die Versickerungsfracht, nicht sehr hoch. Dies liegt vor allem an der geringen Rückhalteleistung in der Kläranlage.

Beim eher schmutzwasserbürtigen **Ammonium** sind im Unterschied zu den vorgenannten Verbindungen die Gesamtemissionen im Trennsystem und Mischsystem etwa in den gleichen Größenordnungen. Die Frachten aus den Oberflächenabflüssen sind im Trennsystem etwas geringer als im Mischsystem.

Weitere **schmutzwasserbürtigen Stoffe** lassen sich nach den Auswirkungen der Entwässerungssystemwahl in zwei Gruppen einteilen (siehe Abbildung 5-8).



SF Versick TS: Schmutzfracht bei Annahme von 25 % Versickerung; SF KA (TW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf bei Trockenwetter, SF KA (RW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf bei Regenwetter; SF RE MS bzw. OA TS: Schmutzfracht Regenentlastung Mischsystem bzw. Oberflächenabfluss Trennsystem

Abbildung 5-8: *Emittierte Einzelfrachten der Entwässerungssysteme Mischsystem (MS) und Trennsystem (TS) für die „schmutzwasserbürtigen“ Stoffe Carbamazepin (Carb), Estradiol (E2), Ethinylestradiol (Ethin), EDTA und NTA*

Bei denjenigen Stoffen mit einer geringen bzw. sehr geringen Abbaubarkeit in der Kläranlage (z.B. **Carbamazepin**, **EDTA**) werden aus dem Mischsystem und dem Trennsystem nahezu die gleichen Stofffrachten in Fließgewässer emittiert. Maßgeblich sind hier überwiegend die Frachten aus den Kläranlagenabläufen, oberflächenbürtige Emissionen aus dem Trennsystem spielen keine Rolle. Die oberflächenabflussbedingten Einträge aus der Mischwasserentlastung sind ebenfalls sehr gering.

Dieses Bild verschiebt sich bei den gut abbaubaren Substanzen wie **NTA**, in geringerem Ausmaß auch beim **Estradiol**. Hier werden im Mischsystem hohe Frachten aus der Mischwasserentlastung emittiert, die zu einer im Vergleich zum Trennsystem erheblich höheren Gesamtfracht führen. Für diese Stoffe hat also aus emissionsbezogener Sicht das Trennsystem eindeutig Vorteile gegenüber dem Mischsystem.

Insgesamt können durch den Vergleich eines Mischsystems und eines Trennsystems in einem fiktiven Beispieleinzugsgebiet Tendenzen zum Aufkommen und zur Verteilung von herkömmlichen und möglicherweise in Zukunft bedeutsamen neuen Stoffen aufgezeigt werden. Als wichtige Einflussfaktoren sind zu nennen:

- die stofflichen Eingangsdaten, insbesondere die Konzentration und die Verteilung auf die Matrices Trockenwetterabfluss und Oberflächenabfluss; (dadurch Einteilung der Stoffe/Stoffparameter in oberflächenbürtige, schmutzwasserbürtige oder von beiden Abflusstypen stammende)
- die Höhe des Rückhaltes der Stoffe in der Kläranlage, bedingt durch biologischen Abbau, Feststoffverfrachtung oder durch beide Prozesse
- im Trennsystem der Umfang der Oberflächenabflussfracht, die durch Versickerungsmaßnahmen in das Boden-/Grundwassersystem und nicht in die Fließgewässer gelangt

Bei der Bewertung der Ergebnisse muss betont werden, dass die Einschätzungen auf den Annahmen für das gewählte Einzugsgebiet und den gewählten Randbedingungen basieren. Im Einzelfall der Praxis können sich deutliche Unterschiede durch Veränderungen im Einzugsgebiet, z.B. klärtechnische Maßnahmen, oder durch die Annahme von anderen stofflichen Belastungen ergeben. Um diese möglichen Veränderungen und deren Auswirkungen gezielt zu betrachten, sollen deshalb im Kapitel 5.3 Szenarien zu dem oben beschriebenen mittleren Fall entwickelt werden. Die Berechnungen werden vorwiegend am Mischsystem durchgeführt.

5.3 Szenarien mit Variationen der stofflichen Eingangsdaten sowie Veränderungen im Einzugsgebiet

5.3.1 Grundlagen

Im ersten Schritt werden **Variationen der stofflichen Eingangsdaten** (Konzentrationen) der Abflusskomponenten Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss und Ablauf der Kläranlage (bei Trocken- und Regenwetter) durchgeführt. Die jeweilig angesetzten Stoffkonzentrationen können Tabelle 8-1 im Anhang entnommen werden.

Es sollen Veränderungen in den resultierenden Frachten im Vergleich zum mittleren Fall tendenziell beschrieben werden. Ziel dieser Varianten ist es nicht, eine methodisch umfassende Sensitivitätsanalyse durchzuführen; hierzu wären konstante Zu- und Abschläge anzusetzen gewesen. Vielmehr orientieren sich die Variationen weitgehend an vorhandenen Messungen und decken einen weiten Bereich ab. Die Ergebnisse der verschiedenen Stoffe sind daher nicht direkt vergleichbar, da prozentuale Veränderungen der Eingangskonzentration für eine Abflussart in einem Szenario durchaus unterschiedlich sein können.

In den folgenden Abflussarten werden Veränderungen der Konzentrationen vorgenommen:

Trockenwetterabfluss (Schmutzwasser- und Fremdwasserabfluss): Es ergeben sich mögliche Variationen aus dem Auftreten einer besonderen Belastung, z.B. durch einen gewerblichen Einleiter oder einen erhöhten Fremdwasserabfluss.

Oberflächenabfluss (Dach-, Hofflächen- und Verkehrsflächenabfluss): Es treten stark stoffspezifische Schwankungen auf. Da keine Belastung aus dieser Abflussart bei schmutzwasserbürtigen Stoffen zu erwarten ist, ist diese Variante nur sinnvoll bei vorwiegend oberflächenbürtigen Stoffen.

Ablauf der Kläranlage bei Trockenwetter: Die Festlegung von veränderten Eingangswerten ergibt sich aus Messwerten oder durch Rückrechnung aus der Rückhalteleistung der Kläranlage.

Ablauf der Kläranlage bei Regenwetter: Bei dieser Abflussart sind große Veränderungen zu erwarten, insbesondere bei schlecht abbaubaren Verbindungen, die vorwiegend aus einer Abflussart (z.B. Schmutzwasser) stammen. Mit Hilfe einer Bilanz werden die Konzentrationen im Kläranlagenablauf bei Regenwetter berechnet.

Die berechneten Volumina aus den wesentlichen Abflussarten verändern sich nicht und entsprechen Szenario 0.

Ein zweiter Schwerpunkt der Simulationen liegt auf den Szenarien mit Veränderungen im Einzugsgebiet bzw. Kanalnetz (**Netzvarianten**). Die Bewertungsgrößen sind die in Fließgewässer emittierten Gesamtfrachten sowie die Veränderungen der Einzelfrachten. Die stofflichen Eingangswerte (Konzentrationen für Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss,

Kläranlagenablauf bei Trocken- und Regenwetter) werden im Unterschied zu den Eingangsdatenvarianten konstant gehalten; sie entsprechen den Ansätzen des „mittleren“ Falls (siehe Kapitel 5.2). In den Netzvarianten werden die folgenden Aspekte berücksichtigt:

- **Rückhalt von Stoffen** in den Regenentlastungsbauwerken durch klärtechnische Maßnahmen (z.B. Absetzen) (Szenario 1a)
- **Erhöhung des Regenbeckenvolumens** zur Nachbildung von quasi „Null-Emissionen“ aus der Mischwasserentlastung (Szenario 1b)
- Einführung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Einzugsgebiet durch **Abkopplung von Flächen** (Szenario 2a)
- Berücksichtigung weitergehender klärtechnischer Maßnahmen bei der Mischwasserbehandlung durch **Bodenfilter** (Szenario 3a)

5.3.1.1 *Stoffrückhalt in den Regenentlastungsbauwerken durch Absetzvorgänge (Szenario 1a)*

Üblicherweise wird bei der Schmutzfrachtmodellierung nach ATV-A128 ohne Absetzvorgänge in den Regenentlastungsbauwerken gerechnet; diese Nichtberücksichtigung soll dem Gewässerschutz zugute kommen /ATV 1992/. Die Funktion von vielen Regenwasserbehandlungssystemen beruht aber auf dem Rückhalt von Feststoffen bzw. der an ihnen transportierten Stoffe. Häufig vollzieht sich dieser Vorgang durch das Absetzen der Feststoffe, z.B. in Durchlaufbecken. In der Realität ist bei Regenbecken ein Feststoffrückhalt mehr oder weniger gegeben; er ist abhängig von vielen Randbedingungen, z.B. der konstruktiven Gestaltung und dem ordnungsgemäßen Betrieb.

Trotz der vielfältigen Einflussfaktoren soll in Szenario 1a diese Fragestellung berücksichtigt werden. Zur Abbildung des Vorganges „Absetzen“ können verschiedene Kenngrößen im Schmutzfrachtsimulationsprogramm KOSMO, unterschiedlich je nach Stoff, implementiert werden.

Für die herkömmlichen Abwasserinhaltsstoffe wird dabei auf Absetzkurven nach Sierp zurückgegriffen, für die Schwermetalle werden die Ansätze von Brombach et al. /1992/ und Schmitt und Dittmer /2002/ berücksichtigt.

Die Berechnungsannahmen für organische Verbindungen werden mit Hilfe von Analogieschlüssen getroffen, und zwar ausgerichtet an bekannten Verbindungen mit vergleichbaren Stoffeigenschaften. So werden die überwiegend partikulär transportierten PAK wie Blei behandelt, das löslich transportierte Carbamazepin wird analog zum Ammonium eingestuft.

Unter den Bedingungen des Szenarios sind beim Vergleich mit dem mittleren Fall nur Veränderungen der Fracht aus der Mischwasserentlastung und damit der Gesamtfracht zu erwarten. Bei Berücksichtigung des Absetzens wird mit einer Reduktion gerechnet.

5.3.1.2 Erhöhung des Regenbeckenvolumens zur Nachbildung von quasi „Null-Emissionen“ aus der Mischwasserentlastung (Szenario 1b)

Hinsichtlich der Gewässerbelastung aus der Mischwasserentlastung wird häufig die Diskussion geführt, die Regenbeckenvolumina so weit zu vergrößern, dass geringere Emissionen aus der Mischwasserentlastung kommen. Dabei wird der emissionstechnische Nutzen im Zusammenhang mit deutlich erhöhten Kosten erörtert /Schmitt 1993/.

In diesem Szenario ist es nicht das Ziel, durch Variation von verschiedenen Beckenvolumina die optimalen Emissions- und Kostenkriterien aufzuzeigen. Vielmehr soll mit Hilfe eines bewusst extrem hohen Ansatzes für das spezifische Speichervolumen ($150 \text{ m}^3/\text{ha A}_{\text{E,b}}$) auf mögliche Veränderungen für unterschiedliche Stoffe hingewiesen werden. In der Realität wird selten ein so hohes spezifisches Regenüberlaufbeckenvolumen angetroffen. Vielmehr bildet ein so hohes Beckenvolumen die Gegebenheiten eines Regenrückhaltebeckens ab.

In den Ansätzen des Simulationsprogramms wird das Beckenvolumen von 17 auf $150 \text{ m}^3/\text{ha A}_{\text{E,b}}$ erhöht. Im Unterschied zu den Eingangsdatenvarianten und der oben dargestellten Absetzvariante ändert sich in diesem Szenario im Vergleich zum mittleren Fall die Aufteilung des Gesamtabflussvolumens auf die einzelnen Teilströme. Dies hat einen großen Einfluss auf die emittierten Frachten. Einen Vergleich der wichtigsten Eingangsdaten und Jahresabflussvolumina zwischen Szenario 0 und Szenario 1b gibt Tabelle 5-3 wieder.

Tabelle 5-3: Vergleich der Eingangswerte und der Abflussvolumina von Szenario 0 (mittlerer Fall) mit Szenario 1b

Eingangsdaten/ Volumina	Szenario 0	Szenario 1b
	Mittlerer Fall	Becken hoch
Spezifisches Beckenvolumen [$\text{m}^3/\text{ha A}_{\text{E,b}}$]	17,2	150
Beckenvolumen [m^3]	1.689	14.700
Volumen Mischwasserentlastung [m^3/a]	189.538	31.752 (- 83 %)
Volumen Kläranlage Regenwetter [m^3/a]	556.551	739.743 (+ 33 %)
Volumen Kläranlage Trockenwetter [m^3/a]	1.197.768	1.147.064
Volumen Summe Kläranlage [m^3/a]	1.754.319	1.886.808
Volumen Summe Gesamtabfluss [m^3/a]	1.943.857	1.918.560

Die Tabelle zeigt erwartungsgemäß ein signifikant sinkendes Entlastungsvolumen, während durch den langen Regennachlauf das Volumen des Kläranlagenablaufs bei Regenwetter erhöht wird. Folglich ist mit einer **Reduktion der Mischwasserentlastungsfracht und einer Erhöhung der Kläranlagenablauffracht bei Regenwetter zu rechnen**. Interessant ist das Ausmaß der **Gesamtemissionen**, da von Stoff zu Stoff verschiedene Rückhaltegrade in der Kläranlage bei Regenwetter anzusetzen sind (siehe Kapitel 5.3.2).

5.3.1.3 Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Einzugsgebiet (z.B. Abkopplung von Flächen) (Szenario 2a)

Eine der häufigsten Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung in Mischsystemen ist die Abkopplung von abflusswirksamen Flächen vom Kanalsystem. Die hieraus resultierenden Abflüsse werden meist direkt dem Oberflächengewässer zugeleitet oder versickert. Der Umfang der Abkopplungsmaßnahmen ist abhängig von vielen Randbedingungen vor allem von den örtlichen Gegebenheiten, u.a. den Besitzverhältnissen. Oft werden gering verschmutzte Hof- oder Dachflächen abgekoppelt, aus Platzgründen häufiger im Randbereich von Einzugsgebieten. Im Rahmen dieses Szenarios können diese Effekte nur verallgemeinernd abgebildet werden.

Grundlage von Szenario 2a ist die Überlegung, dass 50 % der Dachflächen im Randbereich abgekoppelt werden. Der Randbereich macht im betrachteten Netz 75 % der Gesamtfläche aus; das ist nach Schmitt und Dittmer /2002/ repräsentativ für kleinstädtische Verhältnisse in Deutschland. Zur Berechnung der neuen Oberflächenabflusskonzentration wurde nach einer Literaturstudie von Schmitt und Dittmer /2002/ das Verhältnis der Verkehrsflächen zu Dachflächen mit 45 % zu 55 % festgelegt. Insgesamt ergibt sich aus diesen Randbedingungen ein Abkopplungsgrad von ca. 18 %.

Im Szenario wird die Situation **Abkopplung im Bestand** abgebildet, was bedeutet, dass die Beckenvolumina auch nach den Abkopplungsmaßnahmen konstant bleiben. Die sich einstellenden Jahresvolumina für die wichtigsten Abflussarten sind in Tabelle 5-4 dargestellt.

Tabelle 5-4: Vergleich der Eingangswerte und der Volumina von Szenario 0 (mittlerer Fall) mit Szenario 2a (Abkopplung im Bestand)

Eingangsdaten/ Volumina	Szenario 0	Szenario 2a
	Basisvariante	
Spezifisches Beckenvolumen [m ³ /ha A _{E,b}]	17,2	21,0
Beckenvolumen [m ³]	1.689	1.689
Niederschlagsabfluss [m ³ /a]	570.478	485.651
Volumen NA abgekoppelt [m ³ /a]	-	84.827
Volumen Mischwasserentlastung [m ³ /a]	189.538	137.480 (-27 %)
Volumen Kläranlage Regenwetter [m ³ /a]	556.551	519.690 (-7 %)
Volumen Kläranlage Trockenwetter [m ³ /a]	1.197.768	1.202.000
Volumen Summe Kläranlage [m ³ /a]	1.754.319	1.721.690
Volumen Summe Gesamtabfluss [m ³ /a]	1.943.857	1.859.170

Beim Vergleich der Abflussmengen von Szenario 0 mit denen von Szenario 2a wird die Verringerung des Niederschlagsabflusses (NA) ersichtlich. Bei konstantem Beckenvolumen wird das Volumen der Mischwasserentlastung erheblich vermindert.

Der Vergleich der Volumina der Gesamtemissionen in Fließgewässer zeigt, dass bei Szenario 0 ca. 1.943.900 m³ jährlich eingetragen werden, bei Szenario 2a sind es ca. 1.859.000 m³. Die Differenz entspricht dem abgekoppelten Niederschlagsabfluss, der zum Teil versickert wird und damit in das Boden-/Grundwassersystem gelangt, zum Teil abgeleitet und damit in die Fließgewässer verfrachtet wird. Insofern müsste aus Sicht der Fließgewässer zumindest ein Teil des abgekoppelten Niederschlagsabflusses bzw. der entsprechenden Fracht der Gesamtemissionsfracht zugerechnet werden. Dieser Aspekt wird bei der Beschreibung der einzelnen Stoffe genauer untersucht.

Bei der Interpretation der folgenden Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass die Veränderung der Oberflächenabflusskonzentration je nach Stoff/Stoffparameter und dem Verhältnis der Konzentrationen in Dach- und Verkehrsflächenabfluss unterschiedlich ist. Bei den schmutzwasserbürtigen Stoffen (z.B. Estradiol, EDTA, NTA) ergeben sich keine Veränderungen in der Oberflächenabflusskonzentration; hier bleiben die Bestimmungsgrenzen maßgebend für die Berechnung. Bei den oberflächenbürtigen Stoffen ergeben sich beim CSB, PAK und Diuron Erhöhungen der Oberflächenabflusskonzentration, beim Kupfer verringert sich dieser Wert, da höher belastete Dachabflüsse abgekoppelt wurden /Schmitt 1998; Schmitt et al. 1999; Welker et al. 1999/.

5.3.1.4 *Berücksichtigung weitergehender klärtechnischer Maßnahmen bei der Mischwasserbehandlung durch Bodenfilter (Szenario 3a)*

Weitergehende Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung (z.B. Bodenfilter) nutzen das Prinzip der Feststoffrückhaltung durch Filtration. Weitere Prozesse, die den Stoffrückhalt in Retentionsbodenfiltern vollziehen, sind die Sorption und der biologische Abbau. Bodenfilter werden gerade in NRW vielfach realisiert und sind deshalb interessant für eine Szenario Betrachtung.

Analog zur Vorgehensweise bei Szenario 1a „Absetzen“ werden Erfahrungswerte zur stofflichen Rückhalteleistung in Bodenfiltern herangezogen. Für die klassischen Abwasserkennwerte CSB (80 %) und Ammonium (90 %) werden konstante Wirkungsgrade angenommen. Die Bodenfilter werden im fiktiven Netz nach den beiden Regenüberlaufbecken (B20 und B10) angeordnet. Damit werden ca. 90 % der Entlastungsvolumina auf die Bodenfilter geleitet. An den Bodenfiltern werden ca. 10 % der Wassermenge über den Filterüberlauf ungereinigt in das Oberflächengewässer geleitet. Die verbleibenden 80 % der Entlastungsfracht durchlaufen die Filterpassage und werden mit den angenommenen Wirkungsgraden gereinigt. Im Ergebnis reduziert sich die Gesamtentlastungsfracht um denjenigen Anteil, der in den Retentionsbodenfiltern zurückgehalten wird. Da für viele hier betrachteten Stoffe keinerlei Messungen in Retentionsbodenfiltern vorliegen, muss analog zur Vorgehensweise im Szenario „Absetzen“ (Szenario 1a) mit Analogieschlüssen gearbeitet werden. Besonders gut löslichen und schlecht biologisch abbaubaren Substanzen (z.B. EDTA, Carbamazepin) werden dabei keinerlei Rückhalteleistungen zugeordnet. Bei anderen löslichen Stoffen wird wegen der hohen biologischen Abbaubarkeit ein höherer Wert angenommen (z.B. Estradiol ca. 60 %).

Bezogen auf die emittierten Wassermengen und Stofffrachten aus der Kläranlage ergeben sich sowohl bei Trockenwetter als bei Regenwetter keine Veränderungen im Vergleich zu Szenario 0.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulation für alle beschriebenen Szenarien für ausgewählte Stoffe vorgestellt. Für die Untersuchungen werden verwendet: die Abwasserparameter CSB und Ammonium, das Schwermetall Kupfer, die oberflächenbürtigen Stoffe PAK und Diuron sowie als Vertreter der schmutzwasserbürtigen Stoffe Carbamazepin, Ibuprofen, Estradiol, Ethinylestradiol, EDTA und NTA.

5.3.2 Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulation aus den Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten für die Stoffe Kupfer, PAK, Diuron, EDTA, NTA, Carbamazepin und Ibuprofen

Im Unterschied zur möglichen Darstellung der Ergebnisse unterteilt nach den Szenarien sollen in diesem Kapitel die Simulationsergebnisse stoffweise beschrieben werden. Hierzu werden drei überwiegend oberflächenbürtige Stoffe/Stoffgruppen (**Kupfer, PAK und Diuron**) und vier schmutzwasserbürtige Stoffe (**Komplexbildner EDTA und NTA, Arzneimittel Carbamazepin und Ibuprofen**) ausgewählt. Die Simulationsergebnisse der weiteren Substanzen (**CSB, Ammonium, Hormone Estradiol und Ethinylestradiol**) sind im Anhang 8 aufgeführt.

Von den betrachteten Stoffen lassen sich einige Stoffe gut in Kläranlagen zurückhalten, wobei beispielsweise bei NTA der biologische Abbau dominiert, während Kupfer durch Überführung in den Klärschlamm zurückgehalten wird. Andere Verbindungen (Carbamazepin, EDTA) lassen sich dagegen nur zu einem sehr geringen Anteil in Kläranlagen abbauen.

Die folgenden Abbildungen zeigen die stoffweise Aufbereitung der Simulationsergebnisse für alle Eingangsdatenvarianten und alle Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 (mittel). Dabei werden die Frachten aus der Mischwasserentlastung und der Kläranlagenabläufe bei Trocken- und Regenwetter angegeben.

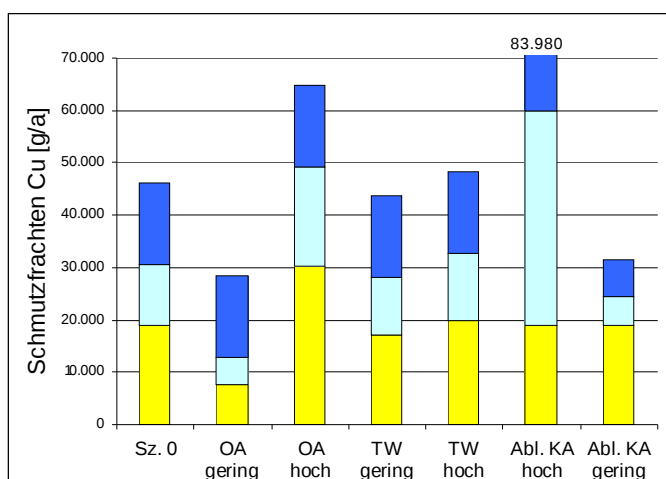
Bei der Behandlung der Netzvariante „Abkopplung“ wurde bereits dargelegt, dass Teile des „abgekoppelten“ Oberflächenabflusses zwar vom Mischkanalsystem ferngehalten werden, aber partiell direkt dem Fließgewässer wieder zufließen und es damit auch stofflich belasten können. Dieser Aspekt soll im Rahmen dieser Darstellung exemplarisch an den vorwiegend oberflächenbürtigen Stoffen (Kupfer, PAK, Diuron) behandelt werden.

5.3.2.1 Vorwiegend oberflächenbürtige Stoffe Kupfer, PAK und Diuron

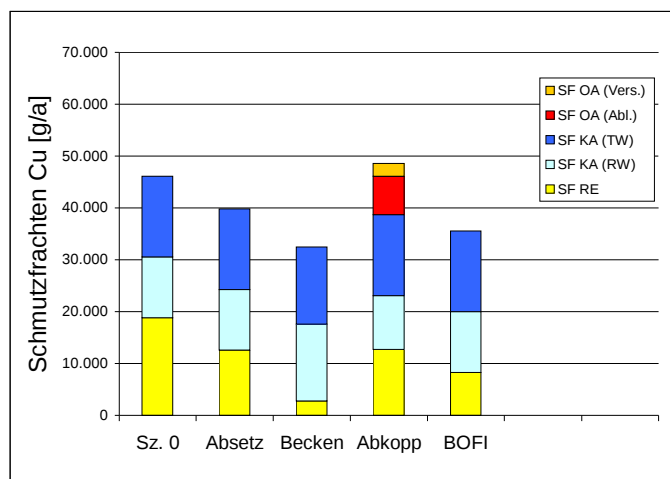
Beim oberflächenbürtigen **Kupfer** ist in allen Szenarien (siehe Abbildung 5-9) der hohe Anteil der Mischwasserentlastungsfrachten an den Gesamtfrachten auffällig. Dies ist ein markanter Unterschied im Vergleich zu den meisten schmutzwasserbürtigen Stoffen (s.u.). Kupferverbindungen werden in Kläranlagen gut zurückgehalten, was zu geringeren Anteilen der Kläranlagenfrachten im Vergleich zur Mischwasserentlastungsfracht führt.

Bei den Eingangsdatenvarianten fallen starke Änderungen durch Variation der Oberflächenabflusskonzentration auf. Diese schwankt in der Realität in einem sehr weiten Bereich, insbesondere bei den Dachflächenabflüssen. Selbst bei Annahme von niedrigen Oberflächenabflusskonzentrationen (Szenario „OA gering“) wird der große Anteil der Regenentlastung an Kupfereinträgen in Fließgewässer deutlich. Die Steigerungen der Rückhalteleistungen in der Kläranlage (Szenario „Ablauf KA gering“) führen zu vergleichbaren Reduktionen der Gesamtfrachten.

Eingangsdatenvarianten



Netzvarianten



SF OA (Vers.): Schmutzfracht der Oberflächenabflüsse von abgekoppelten Flächen, die bei Annahme von 25 % Versickerung dem Boden/Grundwasser-System zugeführt werden; SF OA (Abl.): Schmutzfracht der abgekoppelten Oberflächenabflüsse, die bei Annahme von 75 % Ableitung in die Fließgewässer gelangen; SF KA (TW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Trockenwetter; SF KA (RW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Regenwetter; SF RE: Schmutzfracht Mischwasserentlastung

Abbildung 5-9: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für Kupfer

Aus den Ergebnissen der Netzvarianten (siehe Abbildung 5-9) können erste Ansatzpunkte für mögliche Maßnahmen zur Minimierung von Kupfereinträgen abgeleitet werden.

Durch das Berücksichtigen der Absetzwirkung in den Regenbecken werden im Vergleich zu Szenario 0 größere Verminderungen der Emissionen ermittelt. Dies ist dadurch bedingt, dass Kupfer im Vergleich zu anderen Stoffen im höheren Maße partikulär transportiert wird.

Diese Eigenschaft führt auch zu verringerten Emissionen aus der Mischwasserentlastung im Szenario „Bodenfilter“. Der Rückhalt von Schwermetallen in Retentionsbodenfiltern konnte

bereits in vereinzelt Messungen nachgewiesen werden /MUNLV 2003/. Da der Anteil der Mischwasserentlastung an den Gesamtemissionen relativ hoch ist, verringert sich auch diese signifikant in diesem Szenario.

Durch das Ansetzen eines extrem hohen Beckenvolumens ($150 \text{ m}^3/\text{ha}$) kann die emittierte Gesamtfracht weiter verringert werden. Die an der Mischwasserentlastung zurückgehaltenen Kupfermengen werden zur Kläranlage geleitet und dort verstärkt in den Klärschlamm verfrachtet. Aus Sicht des Gewässerschutzes wäre diese Variante die günstigste, denn es wird damit die stärkste Reduktion der Frachten erreicht. Bei diesen Überlegungen muss allerdings bedacht werden, dass nicht abbaubare Stoffe wie Kupfer und andere Schwermetalle lediglich von einer Matrix (Mischwasserentlastung) in eine andere Matrix (Klärschlamm) verschoben werden.

Ein weiteres Szenario beschäftigt sich mit der Abkopplung von Oberflächenabflüssen. Im Szenario „Abkopplung“ sinken die emittierten Kupferfrachten aus der Mischwasserentlastung durch eine beachtliche Verringerung des Niederschlagsabflusses im Kanalnetz.

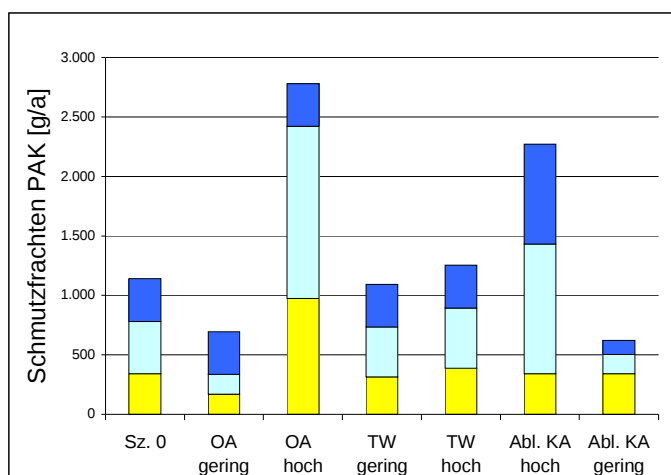
Wie bereits aufgeführt, gelangen Stofffrachten aus den abgekoppelten Niederschlagsabflüssen zum Teil ebenfalls in Fließgewässer. Um diesen Anteil in der Grafik nicht vollständig zu vernachlässigen, wurde dies mit einem zusätzlichen Balken abgebildet. Dabei wird davon ausgegangen, dass die abgekoppelte Kupferfracht (9.840 g/a) das Produkt aus dem Volumen des abgekoppelten Niederschlagsabflusses ($84.827 \text{ m}^3/\text{a}$) und dessen Kupferkonzentration (109 µg/l) ist.

In modifizierten Mischsystemen werden üblicherweise Anteile von „abgekoppelten“ Volumen, mit den darin enthaltenen Stofffrachten versickert. Obwohl die Versickerungsrate je nach Einzugsgebiet sehr unterschiedlich sein kann, wird für dieses Szenario ein Anteil von 25 % am abgekoppelten Niederschlagsabfluss angenommen. Auf Kupferfrachten umgerechnet bedeutet dies für das Szenario „Abkopplung“, dass 2.460 g/a der Versickerung zugeführt werden und damit in das Kompartiment Boden-/Grundwassersystem verfrachtet werden. Die restlichen 7.380 g/a (entspricht 75 %) gelangen unter den Bedingungen dieses Szenarios durch den Oberflächenabfluss in das Fließgewässer. Aus dessen Sicht müsste dieser Anteil den Frachten aus den Abwasserentsorgungssystemen (Regenentlastung und Kläranlage) zugerechnet werden.

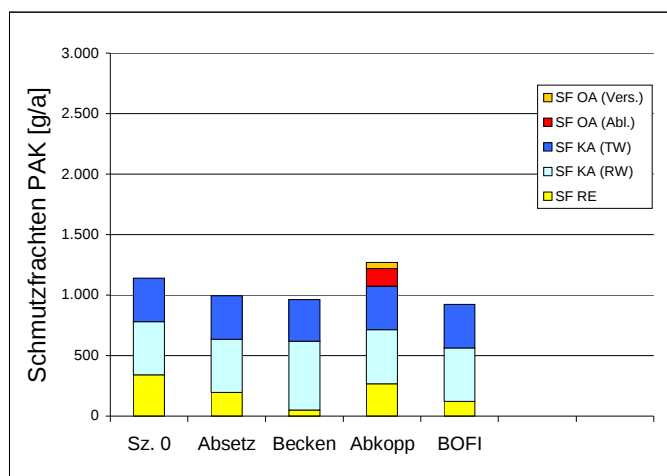
An diesem Szenario wird wiederum sichtbar, dass es bei fehlenden Möglichkeiten zur Reduktion an der Quelle und bei fehlender Abbaubarkeit eines Stoffes (hier Kupfer) lediglich zu Verteilungen von Stoffströmen im urbanen Wasserkreislauf kommt. Dabei stehen je nach Randbedingungen neben den Fließgewässern das Boden-/Grundwassersystem und der Klärschlamm im Vordergrund. Bei landwirtschaftlicher Verwertung des Klärschlammes würde wiederum das Boden-/Grundwassersystem als Aufnahmekompartiment fungieren.

Ähnlich wie Kupfer gehören die **PAK-Verbindungen** zu den überwiegend oberflächenbürtigen Stoffen. Obwohl nur wenige Daten verfügbar sind, kann ein Konzentrationsverhältnis Oberflächen- zu Trockenwetterabfluss von ca. 3:1 angegeben werden.

Eingangsdatenvarianten



Netzvarianten



SF OA (Vers.): Schmutzfracht der Oberflächenabflüsse von abgekoppelten Flächen, die bei Annahme von 25 % Versickerung dem Boden/Grundwasser-System zugeführt werden; SF OA (Abl.): Schmutzfracht der abgekoppelten Oberflächenabflüsse, die bei Annahme von 75 % Ableitung in die Fließgewässer gelangen; SF KA (TW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Trockenwetter; SF KA (RW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Regenwetter; SF RE: Schmutzfracht Mischwasserentlastung

Abbildung 5-10: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für PAK

Veränderungen der Oberflächenkonzentrationen wirken sich signifikant auf die Gesamtemissionen aus. Dies ist begründet in der weiten Spanne an vorkommenden PAK Belastungen in Oberflächenabflüssen.

Erhöhungen der Kläranlagenablaufkonzentration haben ebenfalls starke Auswirkungen. Diese Situation kann insbesondere bei Betriebsstörungen und unter Regenwettereinfluss auftreten. Erhöhte Kläranlagenablaufkonzentrationen bei Regenwetter konnten für Kupfer und PAK-Verbindungen bereits mit Messungen belegt werden /Schäfer 1999/. Auch wenn diese Situationen nicht das ganze Jahr auftreten, werden doch die möglichen Tendenzen in diesem Szenario („Ablauf KA hoch“) gut abgebildet.

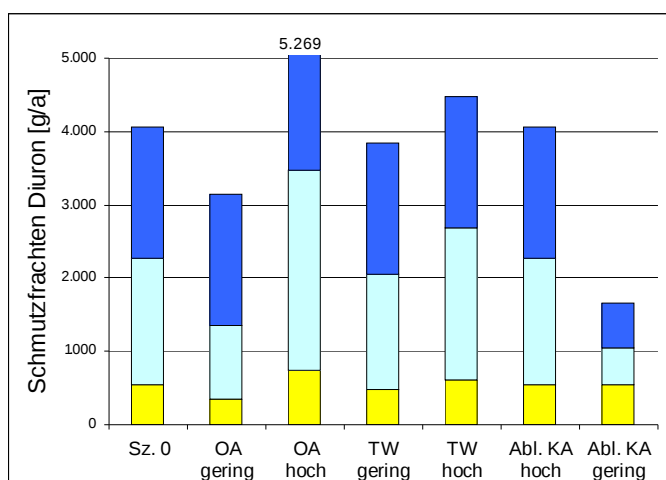
Mögliche Veränderungen durch Variation der Netzdaten sind in der Tendenz vergleichbar mit den Szenarien für Kupfer, wenn auch nicht so stark ausgeprägt.

Insgesamt liegen die Maßnahmen zur Senkung von PAK-Einträgen in Fließgewässer vorwiegend bei der Verringerung der Inputbelastung der Oberflächenabflüsse (Stichwort Luftverschmutzung). Bei fehlenden Möglichkeiten zur Verringerung an der Quelle kann ggf. über weitergehende Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung (z.B. Bodenfilter) als Zwischenlösung nachgedacht werden.

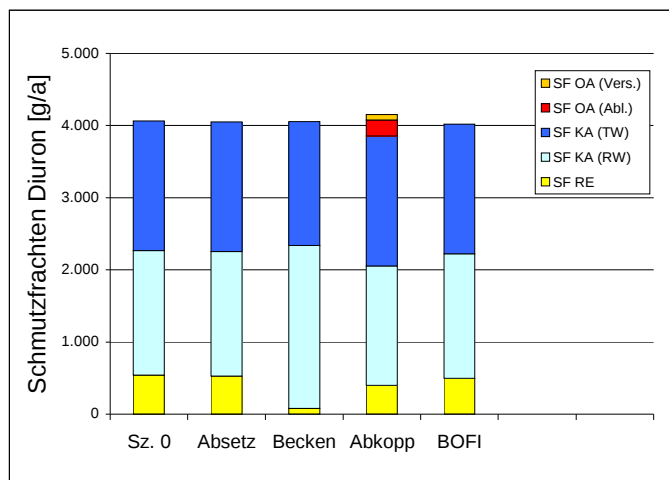
Diuron stammt als Urbanherbizid überwiegend von Oberflächenabflüssen. Im Unterschied zu den Landwirtschaftsherbiziden (z.B. Isoproturon) treten Urbanherbizide in gleichmäßigeren Konzentrationen im Jahresverlauf auf.

Da Diuron überwiegend gelöst transportiert wird und in Kläranlagen nicht abbaubar ist, sind die Emissionen aus Kläranlagen im Vergleich zur Mischwasserentlastung im stärkeren Maße dominant als bei den bisher beschriebenen oberflächenbürtigen Stoffen Kupfer und PAK (siehe Abbildung 5-9 und Abbildung 5-10).

Eingangsdatenvarianten



Netzvarianten



SF OA (Vers.): Schmutzfracht der Oberflächenabflüsse von abgekoppelten Flächen, die bei Annahme von 25 % Versickerung dem Boden/Grundwasser-System zugeführt werden; SF OA (Abl.): Schmutzfracht der abgekoppelten Oberflächenabflüsse, die bei Annahme von 75 % Ableitung in die Fließgewässer gelangen; SF KA (TW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Trockenwetter; SF KA (RW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Regenwetter; SF RE: Schmutzfracht Mischwasserentlastung

Abbildung 5-11: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für Diuron

Bei den Netzvarianten wirken sich die Bedingungen von Szenario „Absetzen“ und „Bodenfilter“ nicht aus, da Diuron überwiegend gelöst transportiert wird und wenig biologisch abbaubar ist.

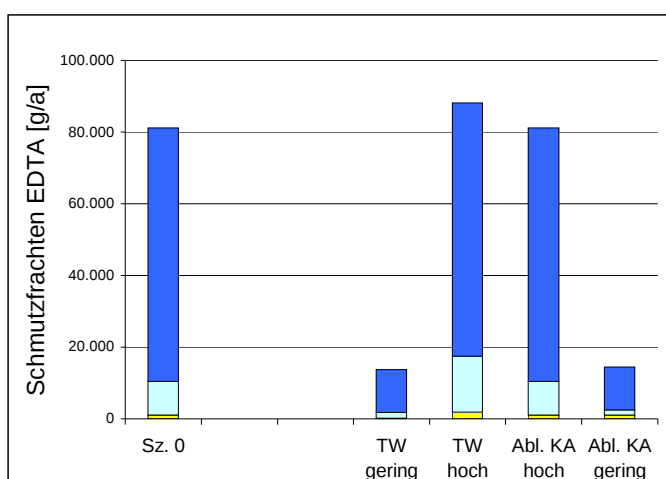
Auch eine Umleitung der Diuronströme zur Kläranlage in Szenario „Beckenvolumen hoch“ bringt keine deutliche Reduktion der Gesamtfrachten, da Diuron in der Kläranlage nicht zurückgehalten wird.

Möglichkeiten zur Reduktion der Diuroneinträge in Fließgewässer zeigen die Eingangsdatenvarianten. Zum einen bringen Maßnahmen an der Quelle, wie in Szenario „OA gering“ gezeigt, deutliche Verringerungen. Denkbar wäre hier die konsequente Umsetzung des Anwendungsverbotes von Diuron auf befestigten Flächen (z.B. Parkflächen). Zum anderen liegen Ansatzpunkte in der Verbesserung der Reinigungsleistung auf der Kläranlage (Szenario „Ablauf KA gering“). Hier sind Membranverfahren zu erwägen.

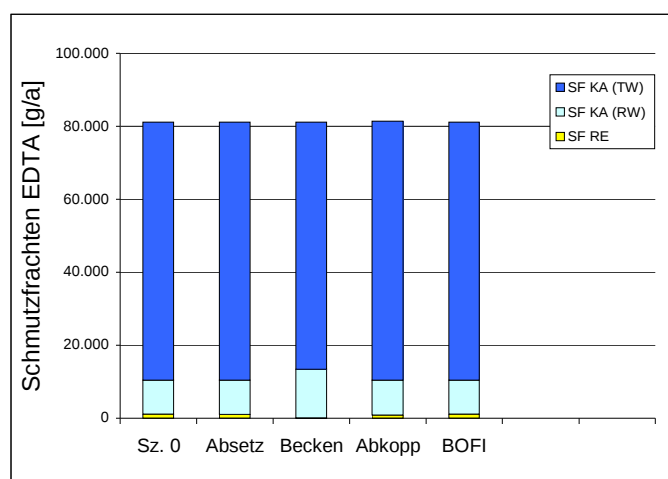
5.3.2.2 Schmutzwasserbürtige Stoffe EDTA und NTA

EDTA gehört zu den Komplexbildnern; es ist eine schwer abbaubare und überwiegend lösliche Substanz. Als schmutzwasserbürtiger Stoff kommt EDTA ausschließlich im Trockenwetterabfluss vor. Damit sind grundsätzlich die Frachtanteile aus der Mischwasserentlastung im Verhältnis zu den Frachten aus der Kläranlage äußerst gering. Bei den emittierten Kläranlagenablauffrachten dominieren die Emissionen aus dem Trockenwetterablauf.

Eingangsdatenvarianten



Netzvarianten



SF KA (TW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Trockenwetter; SF KA (RW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Regenwetter; SF RE: Schmutzfracht Mischwasserentlastung

Abbildung 5-12: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für EDTA

Die Veränderungen durch Variation der Eingangsdaten sind beim EDTA begrenzt auf Veränderungen des Trockenwetterabflusses und des Kläranlagenablaufes. Bei einer Steigerung der Trockenwetterabflusskonzentration (Szenario 5) erhöhen sich die Mischwasserentlastungsfrachten und die Kläranlagenablauffrachten bei Regenwetter.

Bei der Annahme eines Einsatzes weitergehender Abwasserreinigungsmaßnahmen lassen sich die EDTA-Emissionen erheblich vermindern (Szenario „Ablauf KA gering“).

Bei den Netzvarianten sind für EDTA keine wesentlichen Änderungen im Vergleich zu Szenario 0 zu erkennen.

Durch die überwiegend lösliche Zustandsform und die fehlende Abbaubarkeit des Stoffes werden in den Szenarien „Absetzen“ und „Bodenfilter“ keine Verringerungen der Frachten beobachtet.

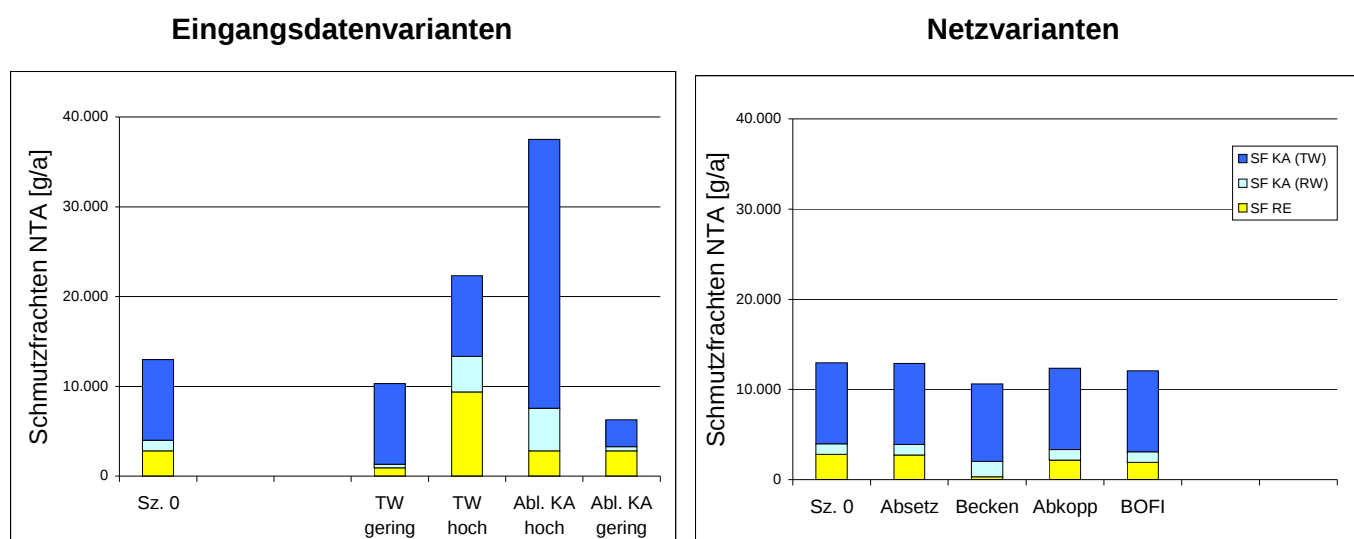
Im Szenario „Beckenvolumen hoch“ werden EDTA-Verbindungen im Regenwetterfall in höherem Maße zur Kläranlage transportiert. Da hier aber kein Rückhalt stattfindet, verändert sich die Gesamtfracht nur minimal.

Auch die Verringerung der Oberflächenabflussvolumina im Abkopplungsszenario hat keine signifikanten Auswirkungen auf die emittierten Frachten.

Insgesamt kann EDTA als eine schmutzwasserbürtige, konservative und nicht in Kläranlagen eliminierbare Substanz bezeichnet werden. Aufgrund dieser Stoffcharakteristik werden bei den Netzvarianten nur sehr geringe Änderungen im Vergleich zu Szenario 0 festgestellt. Dominierend sind die Frachten aus der Kläranlage im Vergleich zu den Mischwasserentlastungsfrachten.

Damit liegen Ansatzpunkte zur Verringerung der Einträge in der Reduktion der Schmutzwasserbelastung (Ersatz von EDTA in Waschmitteln durch andere Stoffe) oder in der Entwicklung von weitergehenden Abwasserreinigungsmethoden (siehe auch Szenario „Ablauf KA gering“).

Nitrilotriacetat (NTA) gilt als Ersatzstoff für EDTA; es ist wesentlich besser abbaubar in Kläranlagen (bis 95 %). Analog zum EDTA kommt es nur in Schmutzwasser vor und wird überwiegend gelöst transportiert.



SF KA (TW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Trockenwetter; SF KA (RW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Regenwetter; SF RE: Schmutzfracht Mischwasserentlastung

Abbildung 5-13: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für NTA

Bei Betrachtung der Simulationsergebnisse aller Szenarien sind die sichtlich höheren Anteile der Mischwasserentlastungsfrachten im Vergleich zum EDTA auffällig. Da NTA in der Kläranlage sehr gut zurückgehalten wird, sind die Anteile der emittierten Frachten hier geringer als beim EDTA. Die Folge ist, dass die Emission aus der Mischwasserentlastung bei schmutzwasserbürtigen und gut abbaubaren Verbindungen als Ansatzpunkt für mögliche Rückhaltemaßnahmen nicht vergessen werden darf.

Bei den Eingangsdatenszenarien zur Veränderung des Kläranlagenablaufes kann bei der Verringerung der Konzentrationen (Szenario „Ablauf KA gering“) ein deutlich geringeres Potenzial als bei der Erhöhung festgestellt werden. Die Steigerungsmöglichkeit der Rückhalteleistung der Kläranlage ist durch das schon hohe Niveau in Szenario 0 (Rückhalt 95 %) nicht sehr hoch. Umgekehrt sind Fälle denkbar, bei denen die Ablaufkonzentrationen

stark ansteigen können (Szenario „Ablauf KA hoch“) und damit auch die emittierten Frachten (vorwiegend Trockenwetterablauf).

In den Netzvarianten verhält sich NTA häufig ähnlich wie EDTA.

Dies gilt insbesondere für das Szenario „Absetzen“, wo, bedingt durch die hohe Löslichkeit von NTA, keine Reduktion der Frachten zu beobachten ist. Dies ist anders beim Szenario „Bodenfilter“. Da NTA eine gute Abbaubarkeit auch während der Filterpassage zugeordnet wird, sind die Reduktionsmöglichkeiten hier im Unterschied zum EDTA höher.

Auch beim Abkopplungsszenario vermindern sich die Gesamtfrachten im Vergleich zu Szenario 0 nur geringfügig, allerdings in etwas stärkerem Maße als dies beim EDTA der Fall ist. Dies ist begründet in der Verschiebung von NTA-Frachten von der Mischwasserentlastung in die Kläranlage. Da hier von einem guten Rückhalt ausgegangen wird, werden die NTA-Frachten tatsächlich eliminiert.

Besonders merkwürdig ist dieser Effekt bei Szenario „Beckenvolumen hoch“. Hier werden die in Szenario 0 aus der Mischwasserentlastung stammenden NTA-Frachten größtenteils im Becken zurückgehalten und der Kläranlage zugeführt. Bei entsprechenden biologischen Abbauraten reduzieren sich unter diesen Extrembedingungen die emittierten Gesamtfrachten deutlich.

Durch die gute Abbaubarkeit in Kläranlagen wird NTA im Unterschied zu EDTA mit einem größeren Anteil durch die Mischwasserentlastungen in Fließgewässer emittiert. Ansatzpunkte zur Reduktion dieser Emissionen können sich - bedingt durch die hohe Löslichkeit - aus der möglichen Nutzung der Absetzwirkung in Regenbecken nicht ergeben. Lediglich eine extreme Erhöhung des Beckenvolumens führt zu einer Umlenkung der NTA-Stoffströme zur Kläranlage und damit zur Herabsetzung der Mischwasserentlastungs- und der Gesamtfracht.

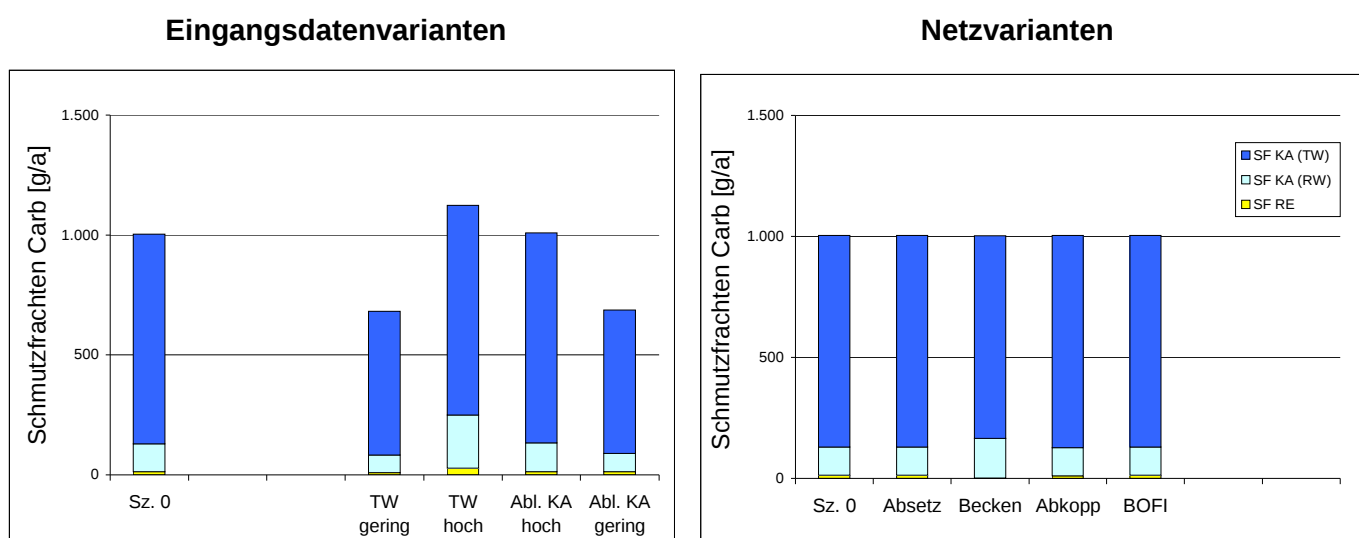
Eine Alternative wäre, den Einsatz von Bodenfiltern zu erwägen. Es existieren zwar bislang keine Messungen zum Rückhalt von NTA in diesen Bauwerken, die hohe biologische Abbaubarkeit lässt allerdings vermuten, dass hierzu ein hohes Potenzial besteht.

Da NTA eine schmutzwasserbürtige Verbindung ist, entfällt der Großteil der Belastungen auf den Kläranlagenablauf bei Trockenwetter. Trotz des schon hohen Rückhaltegrades (95 %) lassen sich weitere Reduktionen nur durch weitergehende Maßnahmen auf der Kläranlage verwirklichen.

5.3.2.3 Schmutzwasserbürtige Humanarzneimittel Ibuprofen und Carbamazepin

Die schmutzwasserbürtigen Humanarzneimittelwirkstoffe Ibuprofen und Carbamazepin werden in großen Mengen in Deutschland eingesetzt, was bedingt, dass sie häufig in Abwässern und Oberflächengewässern detektiert werden. Beide Verbindungen werden überwiegend in der gelösten Phase transportiert. Ein Unterschied besteht in ihrer Abbaubarkeit und damit Rückhaltekapazität in der Kläranlage. Während Ibuprofen in hohem Maße biologisch abbaubar ist, durchläuft Carbamazepin nahezu unverändert die Klärwerkspassage. Auch bei der Durchsickerung durch den Boden wird Carbamazepin nicht zurückgehalten. Dies erklärt auch die vereinzelt positiven Befunde an Carbamazepin in Grundwässern.

Auf Grund dieser Eigenschaften verhält sich das **Carbamazepin** in den Eingangsdaten- und Netzvarianten dieser Studie grundsätzlich ähnlich zum gerade beschriebenen EDTA (siehe Abbildung 5-12). Es kann als konservativer Stoff angesehen werden, der nicht mit herkömmlichen Techniken eliminierbar ist. Diese Eigenschaften führten bereits dazu, dass Carbamazepin als Tracersubstanz im Bereich der Kanalleckagenforschung verwendet wird /Adam und Heberer 2004/.



SF KA (TW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Trockenwetter; SF KA (RW): Schmutzfracht Kläranlagenablauf Regenwetter; SF RE: Schmutzfracht Mischwasserentlastung

Abbildung 5-14: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für Carbamazepin

Bei den Netzvarianten sind keine Ansatzpunkte für eine signifikante Emissionsreduktion von Carbamazepin zu erkennen.

Bei den Eingangsdatenvarianten ergeben sich Verringerungen durch den Einsatz weitergehender Klärtechnik (z.B. Membranverfahren) in Szenario „KA Ablauf gering“ oder bei

der Verringerung der Schmutzwasserkonzentration „TW gering“. Bei der letztgenannten Variante sollten Maßnahmen zur Vermeidung einiger Arzneimittel bzw. zur generellen Verringerung der eingesetzten Arzneimittel (z.B. Reduktion der Wirkstoffvielfalt) überdacht werden.

Grundsätzlich ähnliche Ansatzpunkte ergeben sich für die Emissionsreduktion des Wirkstoffes **Ibuprofen** (siehe Abbildung 5-15).

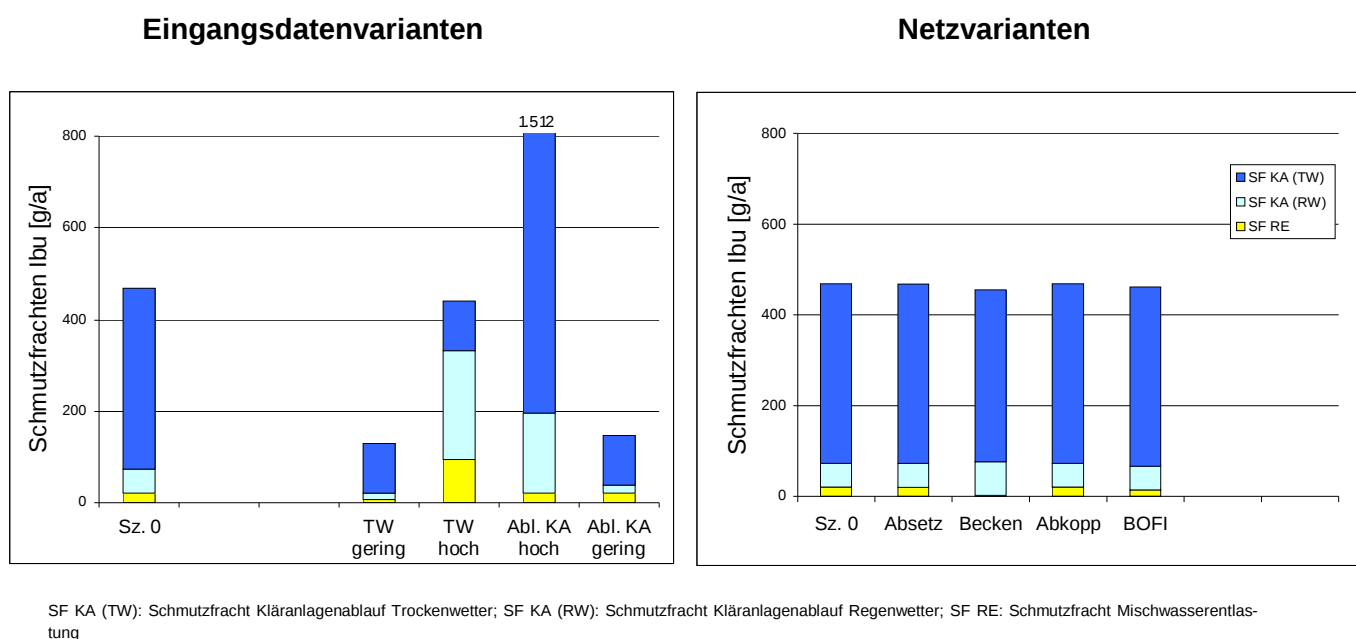


Abbildung 5-15: Darstellung der emittierten Frachten unter den Bedingungen der Eingangsdatenvarianten und Netzvarianten im Vergleich zu Szenario 0 für Ibuprofen

Bei den Netzvarianten ist beim Szenario „Absetzen“ der Einfluss der Löslichkeit von Ibuprofen unübersehbar. Beim Szenario „Absetzen“ sind keine signifikanten Verminderungen der Mischwasserentlastungsfrachten zu erkennen.

Im Unterschied zum Carbamazepin kann Ibuprofen in Retentionsbodenfiltern durch einen angenommenen hohen biologischen Abbau in stärkerem Umfang zurückgehalten werden. Damit ergibt sich bezogen auf die Gesamtemissionen ein geringes Reduktionspotenzial.

Bei Szenario „Beckenvolumen hoch“ werden Ibuprofenmengen von der Entlastung hin zur Kläranlage gelenkt. Da sie dort im hohen Maße biologisch abgebaut werden verringern sich die Gesamtemissionen. Verglichen mit dem Reduktionspotenzial von oberflächenbürtigen Stoffen (siehe Kupfer) reduzieren die emittierten Gesamtrachten aber in geringerem Ausmaß, da der Anteil der Mischwasserentlastungsfracht an der Gesamtracht kleiner ist als bei oberflächenbürtigen Stoffen.

Bei den Eingangsdatenvarianten ist bei Ibuprofen ein in der Tendenz ähnliches Verhalten im Vergleich zu anderen schmutzwasserbürtigen Stoffen zu beobachten.

Insgesamt wird es auch in Zukunft wegen des unabdingbaren humantherapeutischen Nutzens von Ibuprofen und Carbamazepin sowie weiteren Arzneimitteln zu Belastungen in Abwässern, Oberflächengewässern und vereinzelt Grundwässern kommen. Deshalb sollte neben Maßnahmen an der Quelle der Weiterentwicklung von Maßnahmen zur Behandlung von Abwasseremissionen (Kläranlagenablauf, Mischwasserentlastung) eine besondere Bedeutung zukommen.

5.3.3 Fazit der Simulationsberechnungen

In diesem Kapitel werden die wichtigsten Ergebnisse der Netzvarianten, unterschieden nach den Einzelvarianten beschrieben. Den Abschluss bildet Tabelle 5-5, in der die Auswirkungen auf die Gesamtfrachten bei Veränderungen im Einzugsgebiet (Netzvarianten) und der Stoffkonzentrationen (Eingangsdatenvarianten) abgeschätzt werden.

Szenario Absetzen:

Die Berücksichtigung des Prozesses „Absetzen“ führt im Vergleich zum mittleren Fall zu Verringerungen der Frachten der Mischwasserentlastung und der Gesamtemissionen. Dies gilt allerdings nur unter der Voraussetzung, dass die Rückhalteleistungen der Kläranlage trotz erhöhter Stoffbelastung in der gleichen Größenordnung bleiben. Die Reduktion der Gesamtemissionen schwankt je nach betrachtetem Stoff in weiten Bereichen, von keiner signifikanten Abnahme bis ca. 15 %. Die größten Veränderungen ergeben sich in Abhängigkeit davon, ob die Stoffe überwiegend gelöst oder partikulär transportiert werden.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse mögliche Ansatzpunkte, für Maßnahmen im Kanalisationssystem, insbesondere zur Behandlung partikulär transportierter Stoffe.

Szenario Bodenfilter:

Grundsätzlich kann sich die Anordnung von Retentionsbodenfiltern reduzierend auf die Mischwasserentlastungsfracht auswirken. Das Ausmaß der Reduktion hängt von den Eigenschaften des betrachteten Stoffes ab. Wird eine Substanz in hohem Maße partikulär transportiert bzw. wird sie leicht biologisch abgebaut, ist von einer hohen Eliminationsleistung in Retentionsbodenfiltern auszugehen. Umgekehrt werden Stoffe mit hoher Löslichkeit und geringer Abbaubarkeit nur wenig in der Bodenpassage zurückgehalten.

Die Auswirkungen der Bedingungen des Szenarios „Bodenfilter“ auf die emittierten Gesamtfrachten sind ebenfalls stoffspezifisch und vor allem abhängig vom Anteil der Mischwasserentlastungsfracht an den Gesamtfrachten.

Szenario Beckenvolumen hoch:

Wie zu erwarten war, sind bei allen Stoffen beträchtliche Verminderungen der Mischwasserentlastungsfracht festzustellen. Dies ist direkt auf die signifikante Verringerung der Entlastungswassermenge zurückzuführen.

Durch die hohe Speicherwirkung der Becken bedingt, fließen der Kläranlage bei Regenwetter größere Abwassermengen zu. Damit wird auch die Menge im Kläranlagenablauf im Vergleich zum Szenario 0 gesteigert, was sich bei allen Stoffen in einer Erhöhung der Frachten im Kläranlagenablauf bei Regenwetter zeigt.

Die wichtigste Größe zur Bewertung der möglichen Auswirkungen der extremen Beckenvolumenerhöhung sind die emittierten Gesamtfrachten. Hier ist bei einigen Stoffen eine

beachtliche Reduktion zu erkennen. Insbesondere gilt dies für die vorwiegend an Feststoffen transportierten Stoffe (z.B. Kupfer ca. 30 %), die gut in Kläranlagen zurückgehalten werden können. Der gleiche Effekt wird für lösliche, aber gut biologisch abbaubare Substanzen (z.B. NTA: 18 %) beobachtet.

Äußerst geringe Verminderungen (ca. < 1 %) sind bei löslichen, aber schlecht biologisch abbaubaren Substanzen (z.B. EDTA) zu verzeichnen. Bei dieser Substanzgruppe findet lediglich eine Verschiebung der Stoffströme von der Mischwasserentlastung in den Kläranlagenablauf bei Regen statt.

Damit ist nachgewiesen, dass eine extreme Beckenvolumenerhöhung (Faktor 8,7) bei einigen Stoffen nur sehr geringe Auswirkungen auf die Reduktion der Gesamtemissionen hat. Bei anderen Stoffen sind unter diesen Bedingungen Verringerungen der Gesamtfracht von bis zu ca. 30 % zu erreichen. Es bleibt abzuwägen, ob eine solche Maßnahme in Relation zu den enormen Kosten sinnvoll ist.

Szenario Abkopplung

Die Abkopplungsmaßnahmen führen in Szenario 2a zu Verminderungen der Frachten aus Mischwasserentlastungen und Kläranlagenablauf bei Regenwetter gegenüber Szenario 0.

Bei Abkopplung im Bestand (Szenario 2a) werden bedingt durch den hohen Rückgang der Entlastungswassermenge auch die höchsten Verringerungen der entsprechenden Frachten beobachtet. Diese variierten allerdings stark in Abhängigkeit vom betrachteten Stoff. Bei einigen Stoffen (z.B. EDTA) ist nahezu keine Veränderung festzustellen, bei anderen (z.B. Kupfer) beträgt sie ca. 15 %.

Die Veränderungen der emittierten Gesamtfrachten sind stoffweise zu betrachten. Dabei sind sowohl die Ursachen und als auch die Höhe der Veränderungen von Stoff zu Stoff unterschiedlich. Die Haupteinflussfaktoren sind die Veränderungen der Mischwasserentlastungsfracht und der Kläranlagenablauffracht bei Regenwetter. Die Mischwasserentlastungsfracht wird dabei beeinflusst vom Verhältnis der Konzentrationen in den Dach- und Verkehrsflächenabflüssen.

Tabelle 5-5: *Tendenzielle Einschätzung der Auswirkungen auf die emittierten Gesamtfrachten aus einem fiktiven Mischsystem (Summe Schmutzfracht Mischwasserentlastung und Ablauf Kläranlage) bei Veränderungen im Einzugsgebiet (Netzscenarien) sowie stofflichen Eingangsdaten (Eingangsdatenszenarien) im Vergleich zur Basisvariante (Szenario 0) (Auswirkungen: ++: deutliche Erhöhung; +: Erhöhung; o: keine signifikante Veränderung; -: Verringerung; --: deutliche Verringerung); n.s.: nicht sinnvoll*

	Netzscenarien				Eingangsdatenszenarien					
	Szenario 1a	Szenario 1b	Szenario 2a	Szenario 3a	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5	Szenario 6	Szenario 8
	Absetzen Regenbecken	Erhöhung Beckenvolumen	Abkoppelung *	Bodenfilter	OA gering	OA hoch	TW gering	TW hoch	KA Ablauf hoch	KA Ablauf gering
CSB	o	--	o	--	--	++	--	+	++	--
Ammonium	o	--	o	-	-	++	--	+	++	--
Kupfer	-	--	o	--	--	++	-	+	++	--
PAK	-	-	+	--	--	++	-	+	++	--
Diuron	o	o	o	o	--	++	-	+	o	--
EDTA	o	o	o	o	n.s.	n.s.	--	+	o	--
NTA	o	-	o	-	n.s.	n.s.	-	++	++	--
Carbamazepin	o	o	o	o	n.s.	n.s.	--	+	o	--
Ibuprofen	o	-	o	o	n.s.	n.s.	--	++	++	--
Ethinylestradiol	o	o	o	o	n.s.	n.s.	--	++	++	--
Estradiol	o	-	o	o	n.s.	n.s.	-	++	++	--

* bei Mitberücksichtigung der Schmutzfracht des abgekoppelten Oberflächenabflusses zur direkten Ableitung

6 Fazit und Schlussfolgerungen

Ein Schwerpunkt der Studie war die Erörterung der Stoffkenngrößen für ausgewählte **organische Schadstoffe** im Vergleich zu herkömmlichen Abwasserkennwerten (CSB, Ammonium). Die Ergebnisse lassen erkennen, wie groß die Vielfalt der untersuchten Verbindungen mit ihren variierenden Kenngrößen, Stoffeigenschaften und Wirkungen ist.

Als charakteristisches Unterscheidungskriterium wird die **Herkunft der Stoffe** definiert, die eindeutig die Belastung der verschiedenen Matrices des Abwassersystems bestimmt. Während sich die aus dem Schmutzwasser stammenden („schmutzwasserbürtigen“) Verbindungen (z.B. EDTA) überwiegend im Kläranlagenablauf finden, sind die von der Oberfläche stammenden („oberflächenbürtigen“) Verbindungen (z.B. PAK) vor allem in den niederschlagsbedingten Abflüssen zu erwarten. Beim Trennsystem sind das die Abflüsse aus den Trenngebietsauslässen, beim Mischsystem die Abflüsse aus den Mischwasserentlastungsbauwerken sowie die Kläranlagenabläufe bei Regenwetter.

Bei einigen der betrachteten Stoffe und Stoffgruppen sind bei allen Einschränkungen, die sich durch die Bedingungen des Einzelfalles ergeben können, relevante Austräge aus Abwasseranlagen zu erwarten, die zu Überschreitungen der derzeit diskutierten Zielvorgaben in oberirdischen Gewässern führen können.

Dazu gehören sowohl Vertreter der Schwermetalle, wie das Kupfer, als auch zahlreiche organische Schadstoffe. Zu den letztgenannten gehören einige Vertreter der Herbizide, wie das Diuron, sowie die Gruppe der PAK. Ferner bedeutsam sind die Gruppe der Humanarzneimittel sowie verschiedene Wirkstoffe aus Körperpflegemitteln (z.B. EDTA). Diese Substanzen bzw. Substanzgruppen sind teilweise in den Vorgaben der EG-WRRL genannt und wurden deshalb hauptsächlich in dieser Literaturstudie betrachtet.

Dabei ist zukünftig damit zu rechnen, dass neben den schon bekannten und untersuchten Substanzen bzw. Substanzgruppen, **neue Stoffe**, die aus verschiedenen Quellen in die urbanen Wassermatrices gelangen, auftreten werden. Zu diesen bislang wenig untersuchten Stoffen gehören die Flammschutzmittel (PBDE), die Organophosphorverbindungen (TCPP u.a.), sog. „harte“ Komplexbildner (DTPA), die Desinfektionsmittel (Triclosan) und verschiedene Phthalate (DEHP u.a.). Aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren, die zu einer hohen Diversität in allen Bereichen der Stoffbetrachtung (Aufkommen, Verteilung, Wirkung) führen, ist es jedoch auch in Zukunft unabdingbar, einzelfallbezogene Untersuchungsziele zu definieren und ortsspezifische Gegebenheiten genau zu erfassen.

Allgemein lässt sich aus den Untersuchungsergebnissen folgern, dass stoffliche Emissionen aus den **kommunalen Abwassersystemen** im Vergleich zu anderen Emissionsquellen in erheblichem Maße zur Gewässerbelastung beitragen. Das ist insofern bedeutsam, als durch

Maßnahmen im industriellen Bereich die Einträge aus Direkteinleitungen in letzter Zeit spürbar vermindert worden sind.

Innerhalb der Emissionen aus Abwassersystemen sind die **Mischwasserentlastungen** nicht zu vernachlässigen. Die Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulation zeigen, dass oberflächenbürtige Stoffe (z.B. PAK) und schmutzwasserbürtige Substanzen, die gut in Kläranlagen zurückgehalten werden (z.B. NTA, Estradiol), einen erheblichen Beitrag zu emittierten Frachten aus dem Abwassersystem liefern können.

Aus den bisherigen Erörterungen lässt sich folgern, dass die Auswahl der „richtigen“ Leitparameter ein schwieriges Unterfangen ist und in hohem Maße vom Untersuchungsziel abhängt. Eine Möglichkeit, in Zukunft die Vielfalt der zu bestimmenden Einzelstoffe etwas einzugrenzen, wären neue Ansätze in der Analytik von Schadstoffen.

Die sog. **wirkungsbezogene Analytik** versucht, Stoffe neben ihren reinen Stoffeigenschaften nach ihren Wirkungen in Gruppen einzuordnen. Sie kombiniert also die klassischen Analysemethoden mit verschiedenen, einfach durchzuführenden Wirkungstests.

Beispiele hierfür sind Kombinationen aus chromatographischen Analysemethoden (z.B. HPLC/DAD) und Gentoxizitätstests (z.B. umu-Test) /Noij und Bobeldijk 2002/ oder aus dem Leuchtbakterientest mit moderner zielgerichteter Analytik /Reemtsma et al. 1999/. Insgesamt stellen die Methoden zur toxizitätsgeleiteten Analytik eine signifikante Neuentwicklung dar, für die in der Zukunft ein enormes Entwicklungspotenzial vorausgesagt wird. Deshalb stellen die wirkungsbezogenen Parameter ein interessantes Forschungsfeld für die Zukunft dar.

Sowohl bei der Literaturstudie als auch bei den Simulationen wurde das hohe Datendefizit, insbesondere bei den organischen Schadstoffen und in den Komponenten Mischwasserabfluss bzw. Mischwasserentlastungen deutlich. Damit ergibt sich eine dringende Notwendigkeit zu **weiteren Messungen**.

Zukünftige Monitoringprogramme in Mischsystemen sollten ein besonderes Augenmerk auf

- die sorgsame **Auswahl der Örtlichkeit** (Repräsentativität, Gewährleistung ordnungsgemäßer Betrieb, Kooperation mit Betreiber, Vorhandensein weiterer Messtechnik wie Abflussmessungen u.a.),
- die besonders schwierigen Bedingungen bei der **Probennahme und Probenvorbereitung** bei Regenwetter (Probennahme: sinnvolle Festlegung von Intervallen, Kalkulation hoher Ausfallquoten, Auswahl Material, Verhinderung Verstopfung Probennehmer u.a.; Probenaufbereitung: Homogenisierung, Absetzeffekte, Filtrierbedingungen, Konservierung u.a.),
- und die ordnungsgemäße **analytische Detektion** in schwierigen Matrices (feststoffreicher Mischwasserabfluss) legen.

Hierbei ist eine enge Kooperation zwischen Fachleuten der Siedlungswasserwirtschaft, insbesondere mit Erfahrungen mit Messprogrammen auf Regenwasserbehandlungsanlagen und Experten der chemischen Spurenanalytik mit Erfahrungen mit schwierigen Wassermatrices notwendig. Als Ergänzung sind **Simulationsberechnungen** hilfreich, die Tendenzangaben zum Aufkommen und der Verteilung von neuen Stoffen im jeweiligen Einzugsgebiet

ermöglichen. Es können Belastungsschwerpunkte aufgezeigt werden, die wertvolle Hinweise für die Konzeption der Messprogramme liefern.

Insgesamt kann aus den Ausführungen geschlossen werden, dass eine auf Einzelkomponenten bezogene Betrachtung der stofflichen Einträge aus den Abwasserentsorgungssystemen in die Fließgewässer in Zukunft nicht ausreichend sein wird. Es müssen zukünftig Ansätze zur Planung, zur Bemessung und zum Betrieb von Abwasserentsorgungsanlagen gefunden werden, die von der sektoralen Sichtweise hin zum **integralen Gewässerschutz** führen. Dabei ist es aus Sicht der Siedlungswasserwirtschaft ein übergeordnetes Ziel, integrierte Konzepte der Abwasserentsorgung zu entwickeln, mit denen die durch Abwassereinleitungen insgesamt verursachten Gewässerbelastungen so weit wie möglich vermindert werden können.

PD Dr.-Ing. habil. A. Welker

Kaiserslautern, 31.05.2006

7 Literaturverzeichnis

AbwV (2002): Abwasserverordnung. Anhang 1, Häusliches und kommunales Abwasser. BGBl. I, S. 4.057-4.058

Adam, M.; Heberer, T. (2004) Vorkommen und Relevanz von Arzneimittelrückständen in aquatischen Systemen urbaner Räume. Bremer Colloquium Produktionsintegrierte Wasser-/Abwassertechnik 2004: Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern, B-15-B-24. IUV Institut für Umweltverfahrenstechnik, Universität Bremen

Ahel, M.; Molnar, E.; Ibric, S.; Giger, W. (2000): Estrogenic metabolites of alkylphenol polyethoxylates in secondary sewage effluents and rivers. Water, Science & Technology, Vol. 42, No. 7-8, S. 15-22

AK CHÜZ (2003): (Arbeitskreis Chemie/Überwachung Ziele) Wasserrahmenrichtlinie Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern. Strategiepapier, Österreich

Alcock, R.E.; Sweetman, A.; Jones, K.C. (1999): Assessment of organic contaminant fate in waste water treatment plants. I. Selected compounds and physicochemical properties. Chemosphere, 38, S. 2.247, zitiert in Langford und Lester 2003

Alder, A.C.; Siegrist, H.; Fent, K.; Egli, T.; Molnar, E.; Poiger, T.; Schaffner, C.; Giger, W. (1997): The fate of organic pollutants in wastewater and sludge treatment: Significant processes and impact of compound properties. Chimia, 51, S. 922-928

Allner, B.; Schaat, A. (2003): Einfluss der Verfahrenstechnik auf die Eliminierung ausgewählter Estrogene und Xenoestrogene in Kläranlagen – ein BMBF Verbundprojekt. GWF-Wasser/Abwasser, Jahrg. 144, Heft 4, S. 292-296

ATV (Abwassertechnische Vereinigung e.V.) (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen (A 128). GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef

ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1. (1997): Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen: Grundlagen und Vorprüfung sowie Hinweise zur biologischen Beurteilung mischwasserbelasteter Gewässer. Korrespondenz Abwasser, 44, Nr. 5, S. 922-927

ATV (Vereinigung für Abwasser, Abfall und Gewässerschutz) (1999): Schwermetalle in der aquatischen und terrestrischen Umwelt. ATV-Arbeitsbericht. GFA Verlag, Hennef

ATV-DVWK (2001a): Positionspapier zum Thema "Diffuse Stoffeinträge in Gewässer". Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef

ATV-DVWK (2001b): Abbaugrade rücken in den Vordergrund – 14. ATV-DVWK Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. www.atv.de, Hennef

ATV-DVWK IG-5.4 (2002): Endokrin wirksame Substanzen in Kläranlagen – Vorkommen, Verbleib und Wirkung - . Arbeitsbericht der ATV-DVWK Arbeitsgruppe IG 5.4, ATV-DVWK, Hennef

ATV-DVWK IG-4.2 (2003b): Phthalate. Arbeitsbericht der ATV-DVWK Arbeitsgruppe IG 4.2 „Gefährliche Stoffe in kommunalen Kläranlagen“. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser Abfall, 50, Nr. 8, S. 1.061-1.068

Bach, M.; Huber, A.; Frede, H.-G.; Mohaupt, V.; Zullei-Seibert, N. (2000): Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. Berichte des Umweltbundesamtes 3/00, Berlin

Bannermann, R.; Owens, D.W.; Dodds, R.B.; Hornever, N.J. (1993): Sources of pollutants in Wisconsin stormwater. Water, Science & Technology, Vol. 28, No. 3-5, S. 241-259

Bätscher, R.; Studer, C.; Fent, K. (1999): Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. Schriftenreihe Umwelt Nr. 308, Umweltgefährdende Stoffe. EAWAG und BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), Schweiz

Bennie, D.T. (1999): Review of the Environmental Occurrence of Alkylphenols and Alkylphenol Ethoxylates. Water Quality Research Journal Canada, 34, No. 1, S. 79-122

Biochemie (1999): Kundl, Sicherheitsdatenblatt Diclofenac-Natrium, zitiert in LUA Brandenburg 2002b

Birkett, J.W. (2003 a und b) Scope of the Problem, S. 1-34; Sources of Endocrine Disruptors, S. 35-58. In: Birkett, J.W.; Lester, J.N. (2003): Endocrine Disruptors in Wastewater and Sludge Treatment Processes. Lewis Publishers, CRC Press, Florida, USA

Birkett, J.W.; Lester, J.N. (2003): Endocrine Disruptors in Wastewater and Sludge Treatment Processes. Lewis Publishers, CRC Press, Florida, USA

BLAC (Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit) (2003): Arzneimittel in der Umwelt - Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg

Bolz, U.; Hagenmaier, H.; Körner, W. (2001): Input/output balance of phenolic xenoestrogens in sewage treatment plants (STP's). Poster at 11th Annual Meeting of SETAC Europe, May 6-10th 2001, Madrid

Bolz, U.; Kuch, B.; Körner, W.; Metzger, J.W. (2002): Verhalten von estrogen wirksamen Substanzen und anderen Spurenstoffen während Abwasserreinigungsprozessen. In: Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt – eine Bedrohung? Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 168, S. 37-49, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C. (2000): Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland. UBA-Texte 53/00, Forschungsbericht 296 21 524/01, Umweltbundesamt Berlin

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Müller, B.; Wiederhold, J.; Herrchen, M.; Klein, M. (2002): Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland. UBA-Texte 68/02, Forschungsbericht FB 000394, Umweltbundesamt Berlin

Braun, G.; Brüll, U.; Alberti, J.; Furtmann, K. (2000): Phthalsäureester – Belastung der Fließgewässer in NRW. Landesumweltamt NRW – Jahresbericht 1999 – Essen, 161-165, zitiert in ATV-DVWK IG-4.2, 2003b

Braun, G.; Brüll, U.; Alberti, J.; Furtmann, K. (2001): Untersuchungen zu Phthalaten in Abwassereinleitungen und Gewässern. UBA Texte 31/01, Umweltbundesamt Berlin

Brombach, H.; Michelbach, St.; Wöhrle, Chr. (1992): Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal. Abschlußbericht: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen, Phase 1, - Teilprojekt 3 - , Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz) (2002). Umweltgefährdende Stoffe, Ausgewählte polybromierte Flammschutzmittel, Stoffflussanalyse. Schriftenreihe Umwelt des BUWAL Nr. 338, Bern, Schweiz

BWK-M3 (2001): Merkblatt zur Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. BWK (Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.), Düsseldorf

Carballa, M.; Omil, F.; Lema, J.M.; Llombart, M.; Garcia-Jares, C.; Rodriguez, I., Gomez, M.; Ternes, T. (2004): Behaviour of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. Water Research, Vol. 38, S. 2.918-2.926

Chebbo, G.; Gromaire, M.-C.; Ahyerre, M.; Garnaud, S. (2001): Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the "Marais" experimental urban catchment in Paris. Urban Water, 3, S. 3-15

Dierkes, C. (1999): Verhalten von Schwermetallen im Regenabfluß von Verkehrsflächen über poröse Deckbeläge. Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Heft 14

Dieter, H.; Schmidt, R. (2004): Gesundheitliche und hygienische Bewertung pharmazeutischer Reststoffe in Trinkwasser. Bremer Colloquium Produktionsintegrierte Wasser-/Abwassertechnik 2004: Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern, B-61-B-68. IUV Institut für Umweltverfahrenstechnik, Universität Bremen

Eisenbrandt, G.; Metzler, M. (1994): Toxikologie für Chemiker: Stoffe, Mechanismen, Prüfverfahren. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1994

Engel, N. (1994): Hydrologische Simulation der Abflusstransformation in Kanalisationsnetzen, Technische Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik, Institut für Wasserbau, TH Darmstadt, Nr. 52, zitiert in Leinweber 2002

EU Kommission (1999): Mitteilung der Kommission zur Umsetzung der Gemeinschaftsstrategie für Umwelthormone – Stoffe, die in Verdacht stehen, sich störend auf das Hormonsystem des Menschen und der wildlebenden Tiere auszuwirken – KOM(1999)706

EU Kommission (2001a): Vorschlag für eine Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Festlegung der Liste der prioritären Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. EU Kommission, Brüssel

Fent, K. (1998): Ökotoxikologie, Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart

Fenz, R.; Nowak, O. (1998): Wechselwirkung zwischen Kanal, Kläranlage und Gewässer bei Regenwetter. Wiener Mitteilungen, Band 145, S. 1-44

Förster, J. (1996): Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and local infiltration. Water, Science & Technology, Vol. 33, No.6, S. 39-48

Förster, J; Herrmann, R. (1996b): Empfehlungen für die Auswahl von Dachmaterialien und zur Versickerung von Dachabfluss. In: Stoffaustrag aus Kanalisationen. Hydrologie bebauter Gebiete. Forschungsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft, Weinheim, S. 216-226

Fromme, H.; Küchler, T.; Otto, T.; Piulr, K.; Müller, J.; Wenzel, A. (2002): Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment. Water Research, Vol. 36, No. 6, S. 1.429-1.438

Gehring, M.; Tennhardt, L.; Vogel, D.; Weltin, D.; Bilitewski, B. (2004): Elimination estrogener Stoffe bei der kommunalen Klärschlammbehandlung. Bremer Colloquium Produktionsintegrierte Wasser- /Abwassertechnik 2004: Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern, C-17-C-49. IUUV Institut für Umweltverfahrenstechnik, Universität Bremen

Gromaire, M.C.; Garnaud, S.; Saad, M.; Chebbo, G. (2001): Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. Water Research, Vol. 35, No. 2, S. 521-533

Gross, B.; Montgomery-Brown, J.; Neumann, A.; Reinhard, M. (2004): Occurrence and fate of pharmaceuticals and alkylphenol ethoxylate metabolites in an effluent-dominated river and wetland. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 23, No. 9, S. 146-155

Grotehusmann, D.; Kasting, U. (2002): Untersuchung über die Beschaffenheit der Oberflächenabflüsse von Parkflächen bei Tank- und Rastanlagen. Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen FE 05.123/2000/GGB, Bergisch Gladbach

Hamm, A. (1996): Komplexbildner in Oberflächengewässern und ihre Bedeutung. In: Biochemische und ökologische Wirkmuster von Stoffen im aquatischen Bereich. Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft – Institut für Wasserforschung – Band 49, S. 91-104, Oldenbourg Verlag, München

Haritopoulou, T. (1996): Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 77, Oldenbourg Verlag, München

Heberer, T.; Stan, H.-J. (1998): Arzneimittelrückstände im aquatischen System. Wasser & Boden, 50, Nr. 4, S. 20-25

Heberer, T. (2002): Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment, a review of recent research data. Toxicology Letters, 131, S. 5-17

Hegemann, W.; Busch, K.; Spengler, P.; Metzger, J.W. (2002): Einfluss der Verfahrenstechnik auf die Eliminierung ausgewählter Estrogene und Xenoestrogenen in Kläranlagen – ein BMBF Verbundprojekt. GWF-Wasser/Abwasser, Jahrg. 143, Heft 5, S. 422-428

Helmreich, B. (2001): Endokrin wirksame Stoffe in aquatischen Systemen. Wasser & Boden, 53, Nr. 1/2, S. 1-9

Hütter, U.; Remmler, F. (1997): Möglichkeiten und Grenzen der Versickerung von Niederschlagsabflüssen in Wasserschutzgebieten. Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung, 54a, Dortmund

Iannuzzi, T.J.; Huntley, S.L.; Schmidt, C.W.; Finley, B.L.; McNutt, R.P.; Burton, S.J. (1997): Combined sewer overflows (CSO's) as source of sediment contamination in the lower passiac river, New Jersey. I. Priority pollutants and inorganic chemicals. Chemosphere, Vol. 34, No. 2, S. 213-231

Jekel, M. (1998): Gewässerbeurteilung – Sind wir am Ende mit den Qualitätskriterien?. Acta hydrochim. hydrobiol. 26, No. 1, S. 45-50

Johnson, A.C.; Belfroid, A.; Di Corcia, A. (2000): Estimating steroid oestrogen input into activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent. Sci. Total Environ., 256, S. 163, zitiert in Langford und Lester 2003

Jones, O.A.H.; Voulvoulis, N.; Lester, J.N. (2002): Aquatic environmental risk assessment for the top 25 English prescription pharmaceuticals. Water Research, 36, S. 5.013-5.022

Kahn, S.J.; Ongerth, J.E. (2001): Estimation of pharmaceutical residues in primary and secondary sludge based on quantities of use and fugacity modelling. Proceedings of the 2nd IWA World Water Congress "Efficient Water Management – Making it happen.", Berlin

Kalbfus, W.; Zellner, A.; Frey, S.; Stanner, E. (1991): Gewässergefährdung durch organozinnhaltige Antifouling-Anstriche. UBA Texte 44/91, Umweltbundesamt Berlin

Klein, W.; Hund-Rinke, K. (2004): Sorption an Klärschlamm – Risiko im Kreislauf? Bremer Colloquium Produktionsintegrierte Wasser- /Abwassertechnik 2004: Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern, B-1-B-14. IUV Institut für Umweltverfahrenstechnik, Universität Bremen

Kloas, W. (2001): Wirkungen von endokrin wirksamen Stoffen (endocrine disruptors) auf Fische und Amphibien. Wasser & Boden, 53, Nr. 1/2, S. 16-21

Kolossa-Gehring, M.; Apel, P.; Rönnefahrt, I. (2004): Aktuelle Entwicklungen bei der Risikobewertung von Humanarzneimitteln. Bremer Colloquium Produktionsintegrierte Wasser- /Abwassertechnik 2004: Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern, A-25-A-30. IUV Institut für Umweltverfahrenstechnik, Universität Bremen

Kollotzek, D.; Hartmann, E.; Kassner, W.; Kurrle, J.; Lemmert-Schmitt, E.; Beck, A. (1998): Technische, analytische, organisatorische und rechtliche Maßnahmen zur Verminderung der Klärschlammbelastung mit relevanten organischen Schadstoffen. UBA Texte 35/98, Umweltbundesamt Berlin

Körner, W.; Bolz, U.; Süßmuth, W.; Hiller, G.; Schuller, W.; Hanf, V.; Hagenmaier, H. (2000): Input/output balance of estrogenic active compounds in a major municipal sewage plant in Germany. Chemosphere, Vol. 40, No. 9-11, S. 1131-1142

Krebs, P. (2002): Integrierte Simulation von Kanalisation, Kläranlage und Fließgewässer. Aktuelle Themen der Abwassertechnik. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 169, S. 43-64, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart

Kühne, C. (2002): Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA, Emissionsbericht 2001, Landesamt für Umweltschutz, Baden-Württemberg

Kümmerer, K. (2001a): Arzneimittel, Diagnostika und Desinfektionsmittel in der Umwelt, Beurteilung und Risikomanagement. UWSF-Z Umweltchem Ökotox, 13, Nr. 5, S. 269-276

Kümmerer, K. (Editor) (2001b): Emission and biodegradability of pharmaceuticals, contrast media, disinfectants and AOX from Hospitals. In: Pharmaceuticals in the Environment, Sources, Fate, Effects and Risks. S. 29-41, Springer Verlag, Berlin

Kuribashi, S.; Goto, M.; Tanaka, H. (1999): Study on endocrine disrupting chemicals in waste water treatment plant. Japan Institute of Wastewater Engineering Technology, zitiert in Schiewer et al. 2001

Kusch, P.; Braun, P.; Möder, M.; Wießner, A.; Müller, J.; Kästner, M.; Müller, R.A. (2003): Elimination von Nonylphenolen und Bisphenol A in Teich- und Pflanzenkläranlagen. GWF-Wasser/Abwasser, Jahrg. 144, Heft 4, S. 297-301

Lammersen, R. (1997): Die Auswirkung der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern. Schriftenreihe Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 15, Institut für Wasserwirtschaft, Universität Hannover

Landesumweltamt (LUA) Brandenburg (2002b): Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen. Studien und Tagungsberichte Band 39, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam

Landesumweltamt (LUA) Nordrhein-Westfalen (1999): Gewässergütebericht 1997, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen

Landesumweltamt (LUA) Nordrhein-Westfalen (2001b): Untersuchungen zu Phthalaten in Abwassereinleitungen und Gewässern. Forschungsbericht 298 28 245, UBA-FB 00180, Umweltbundesamt Berlin

Landesumweltamt (LUA) Nordrhein-Westfalen (2002): Gewässergütebericht 2001, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen

Landesumweltamt (LUA) Nordrhein-Westfalen (2003): EDTA in Nordrhein-Westfalen, ein synthetischer Stoff in der aquatischen Umwelt, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen

Langford, K.H.; Lester, J.N. (2003): Fate and behaviour of endocrine disrupters in waster treatment processes. S. 103-144. In: Birkett, J.W.; Lester, J.N. (2003): Endocrine Disruptors in Wastewater and Sludge Treatment Processes. Lewis Publishers, CRC Press, Florida, USA

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998b): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III. Kulturbuch Verlag Berlin

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III, Teil III; Erprobung der Zielvorgaben für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden in Oberflächengewässern für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuch-Verlag, Berlin

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser UA „Gefährliche Stoffe“) (2005): Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen

Laine, S.; Poujol, T.; Dufay, S.; Baron, J.; Robert, P. (1998): Treatment of rainwater by air flotation - filtration - UV-Disinfection to ensure that treated water is of bathing water quality. Proceedings of 19th Biennial International Conference IAWQ. Vancouver, Canada, 95-102

Lee, H.B.; Peart, T.E. (2000): Determination of bisphenol A in sewage effluent and sludge by solid-phase and supercritical fluid extraction and gas chromatography/ mass spectrometry. J AOAC Int 83, S. 290-297

Leinweber, U. (2002): Anforderungen an die integrierte Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage. Dissertation, Schriftenreihe FG Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, Heft 16

LfU Baden-Württemberg (Landesamt für Umweltschutz) (2000): Grundwasser-Überwachungsprogramm, Ergebnisse der Beprobung 2000, LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe

Makepeace, D.K.; Smith, D.W.; Stanley, S.J. (1995): Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 25, No. 2, S. 93-139

Marttinen, S.K.; Kettunen, R.H.; Sormunen, K.M.; Rintala, J.A. (2003a): Removal of bis(2-ethylhexyl) phthalate, *Water Research*, Vol. 37, No. 6, S. 1.385-1.393

Matsuda, T.; Adachi, J.; Takigami, H.; Shimizu, Y.; Matsui, S. (2001): The fate of estrogens in municipal sewage treatment plant. *Proceeding of the 2nd IWA World Water Congress "Efficient Water Management – Making it happen."*, Berlin

Metzger, J.W.; Bolz, U.; Schullerer, S.; Spengler, P. (2001): Vorkommen endokrin wirksamer Substanzen in Abwasser, Gewässern und Klärschlamm. *Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium „Aktuelle Tendenzen bei der Klärschlamm Entsorgung“*. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 165, S. 127-145, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart

Metzger, J.W.; Kuch, B.; Schneider, C.; Krampe, J.; Schrader, C. (2004): Eliminierungsverfahren von Pharmaka auf Kläranlagen und Effizienz weitergehender Behandlungsstufen. *Bremer Colloquium Produktionsintegrierte Wasser- /Abwassertechnik 2004: Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern*, C-1-C-8. IUUV Institut für Umweltverfahrenstechnik, Universität Bremen

MUNLV (2003): Retentionsbodenfilter, Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. In: Ministerium für Umwelt und Naturschutz; Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen [Hrsg.] ISBN 3-9808617-1-6.

MUNLV (2004): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil D: Organische Schadstoffe in Klärschlämmen aus der kommunalen Abwasserbehandlung. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

MUNLV NRW (2004) (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz in NRW): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. MUNLV Düsseldorf, munlv.nrw.de

MUNLV NRW (2006) (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz in NRW): Klärschlamm Entsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Tagungsband zum Symposium in Aachen. MUNLV Düsseldorf,

Nasu, M.; Goto, M.; Kato, H.; Oshima, Y.; Tanaka, H. (2001): Study on endocrine disrupting chemicals in wastewater treatment plants. *Water, Science & Technology*, Vol. 43, 2, S. 101-108

Negele, R.D.; Schwaiger, J. (1997): Untersuchungen der Wirkungen von Zinnorganen auf Fische. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie "Stoffe mit endokriner Wirkung"*. Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft - Institut für Wasserforschung -, S. 126-129

N.N. (1999): Maßnahmenplan nachhaltige Wasserwirtschaft. *Umwelt*, Nr. 5, S. 235-239

N.N. (2001b): Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg über Qualitätsziel für bestimmte gefährliche Stoffe und über Programme zur Verringerung der Gewässerverschmutzung (Gewässerqualitätszielverordnung).

N.N. (2004): Bestandsaufnahmen NRW unterteilt nach Gebieten; www.rheingraben-nord.nrw.de; www.ruhr.nrw.de; www.sieg.nrw.de; www.weser.nrw.de; www.wupper.de usw.

Noij, Th.H.; Bobeldijk, I. (2002): Novel monitoring concepts to acquire new water quality knowledge. In: AutMoNet 2002 "Automation in Water Quality Monitoring", S. 81-88, Wien

Oaks, J.L.; Gilbert, M.; Virani, M.Z.; Watson, R.T.; Meteyer, C.U.; Rideout, B.A.; Shivaprasad, H.L.; Ahmed, S.; Chaudry, M.J.I.; Arshad, M.; Mahmood, S.; Ali, A.; Khan, A.A. (2004): Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427, 630-633, zitiert in Kolossa-Gehring et al. 2004

Oberdörfer, M.; Breidenich, N.; Storck, H.-D. (2000): Hormonelle und andere Wirkstoffe im kommunalen Abwasser. Jahresbericht 2000. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, S. 52-65

Oehlmann, J.; Schulte-Oehlmann, U.; Nauer, B.; Bettin, C.; Fioroni, P.; Leffler, U.S. (1997): Untersuchungen zur Ausbildung von Imposex bei Wasserschnecken durch Tributylzinn. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie "Stoffe mit endokriner Wirkung". Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft - Institut für Wasserforschung -, 102-125

Pfluger, P.; Dietrich, D.R. (2001): Effects on pharmaceuticals in the environment – an overview and principle considerations. In: Kümmerer (Editor) *Pharmaceuticals in the Environment, Sources, Fate, Effects and Risks*. S. 11-16, Springer Verlag, Berlin

Pitt, R.; Field, R.; Lalor, M.; Brown, M. (1995): Urban stormwater toxic pollutants: assessment, sources and treatability. *Water Environment Research*, Vol. 67, No. 3, S. 260-275

Reemtsma, T.; Putschew, A.; Jekel, M. (1999): Anwendung der toxizitätsgeleiteten Analytik zur Untersuchung industrieller Abwässer. *Vom Wasser*, 92, S. 243-255

Rohweder, U.; Friesel, P. (2004): Arzneimittel in der Umwelt – Ergebnisse des BLAC-Untersuchungsprogrammes. Bremer Colloquium Produktionsintegrierte Wasser-/Abwassertechnik 2004: Pharmazeutische Reststoffe in Abwässern, A-3-A-24. IUV Institut für Umweltverfahrenstechnik, Universität Bremen

Rott, U.; Schlichtig, B. (1994): Regenwassernutzung - Ein Beitrag zum Gewässerschutz oder eine Gefährdung für die Sicherheit unserer Wasserversorgung? *Wasser und Boden*, Nr. 11, S. 14-21

Rüffer, H. (1989): Zusammenfassende Berichte über einige ökotoxikologisch gefährliche Stoffe. Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis, Band 20, Abwassertechnische Vereinigung (ATV), St. Augustin

Sacher, F.; Lochow, E.; Bethmann, D.; Brauch, H.-J. (1998): Vorkommen von Arzneimittelwirkstoffen in Oberflächengewässern, *Vom Wasser*, 90, S. 233-243

Sansalone, J.; Buchberger, S.G.; Al-Abed, S. R. (1996): Fraction of heavy metals in pavement runoff. *The Science of the Total Environment*, 189/190, S. 371-378

Schäfer, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 97, Universität Karlsruhe (TH)

Schäfer, W.R.; Zahradnik, H.P.; Frijus-Plessen, N.; Schneider, K. (1996): Anthropogene Substanzen mit unerwünschter Östrogenwirkung, Auswahl an expositionsrelevanten Stoffen. *Umweltmed Forsch Prax*, 1, Nr. 1, S. 35-42

Schäfer, M.; Hoffmann, E. (1998): Reststoffmanagement auf kommunalen Kläranlagen, Teil 1: Stoffbilanzen. *GWf-Wasser/Abwasser*, Jahrg. 138, Heft 9, S. 586-591

Schiewer, S.; Meuser, K.; Wintgens, T. (2001): Verfahrenstechnische Aspekte des Verhaltens von endokrinen Substanzen in Kläranlagen. *Wasser & Boden*, 53, Nr. 1/2, S. 10-15

Schmitt, T.G. (1986): Die Behandlung der Regenentlastungsbauwerke in der Schmutzfrachtmodellierung. *Korrespondenz Abwasser*, 33, Nr. 4, 290.296, zitiert in Leinweber 2002

Schmitt, T.G. (1993): Siedlungswasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert, *Korrespondenz Abwasser*, 40, Nr. 10, S. 1.616-1.627

Schmitt, T.G. (1994): Detaillierte Schmutzfrachtberechnung nach ATV-Arbeitsblatt A 128. *Korrespondenz Abwasser*, Band 40, Nr. 12, S. 2.212-2.230, zitiert in Leinweber 2002

Schmitt, T.G. (1998): Auswirkung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung auf den Schmutzaustrag in Mischsystemen. *Korrespondenz Abwasser*, Band 45, Nr. 5, S. 914-921

Schmitt, T.G.; Wiese, J.; Leinweber, U.; Welker, A. (1999): Effects of source control measures in urban storm water management of combined sewer systems. *Proceedings "8th International Conference on Urban Storm Drainage"*, Sydney, Australia, 1.350-1.357

Schmitt, T.G.; Dittmer, U. (2002): Berücksichtigung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung und alternativer Behandlungsverfahren im Bemessungsverfahren nach ATV-Arbeitsblatt A 128. Bericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Kaiserslautern

Schrey, P.; Wilhelm, M. (1998): Arzneimittel- Literaturstudie – Teil I.- Bericht der Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Ruhruniversität Bochum, Bochum, zitiert in Skark und Zullei-Seibert 2001

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

Scrimshaw, M.D.; Lester, J.N. (2003): Fate and behaviour of endocrine disruptors in sludge treatment and disposal, S. 145-176. In: Birkett, J.W.; Lester, J.N. (2003): Endocrine Disruptors in Wastewater and Sludge Treatment Processes. Lewis Publishers, CRC Press, Florida, USA

Seel, P.; Knepper, T.P.; Stanislava, G.; Weber, A.; Haberer, K. (1994): Einträge von Pflanzenschutzmitteln in ein Fließgewässer – Versuch einer Bilanzierung. Vom Wasser, 83, S. 357-372

Seggelke, K. (2002): Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage zur Reduzierung der Gewässerbelastung. Dissertation. Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 124

Skark, C.; Zullei-Seibert, N. (2001): Beeinflussung der Grundwasserqualität durch problematische Stoffe in Klärschlamm, Kompost und Gülle. Verbundvorhaben von ATV-DVWK und DVGW. Endbericht des Instituts für Wasserforschung GmbH, Schwerte

Smullen, J.T.; Shallcross, A.L.; Cave, K.A. (1999): Updating the U.S. Nationwide Urban Runoff Quality Data Base. Water, Science & Technology, Vol. 39, No. 12, S. 9-16

Spengler, P.; Schneider, C.; Kuch, B.; Metzger, J.W.; Busch, K.; Hegemann, W. (2002): Restemissionen in Kläranlagenabläufen – Konsequenzen für das Gewässer?. In: GWA 188, 35. Essener Tagung, Beitrag Nr. 31

Stock, H.-D.; Alberti, J.; Reupert, R.R.; Hoffmann-Nogai, C.; Oberdörfer, M.; Delschen, T. (2002): Umweltrelevante Schadstoffe in Klärschlamm, Dünger und Kompost in Nordrhein-Westfalen. Vorkommen, Eigenschaften und Verhalten. 35. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA Band 188, 67/1-26. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V. Aachen

Stumpf, M.; Ternes, T.A.; Haberer, P.; Baumann, W. (1996b): Nachweis von natürlichen und synthetischen Östrogenen in Kläranlagen und Fließgewässern. Vom Wasser, 87, S. 251-261

Svenson, A.; Allard, A.-S.; Ek, M. (2003): Removal of estrogenicity in Swedish municipal sewage treatment plants, Water Research, Vol. 37, No. 18, S. 4.433-4.443

Ternes, T.A. (1998): Occurrence of drugs in German sewage treatment plant and rivers. Water research, Vol. 32, No. 11, S. 3.245-3.260

Ternes, T.A.; Stumpf, M.; Müller, J.; Wilken, R.D.; Servos, M. (1999): Behaviour and Occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants. I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. Sci. Total Environ., 225, S. 81, zitiert in Langford und Lester 2003

Thöle, D. (1999): Dynamische Simulation von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemissionen. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 106

Thornton, I.; Butler, D.; Docw, P.; Hesison, M.; Makropoulous, C.; McMullen, M.; Nieuwenhusjen, M.; Pitman, A.; Rautiu, R.; Sawyer, R.; Smith, S.; White, D.; Wilderer, P.; Paris, S.; Marani, D.; Braguglia, C.; Palerm, J. (2001): Pollutants in Urban Waste Water and Sewage Sludge. European Communities, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities

Triebskorn, R.; Adam, S.; Bolz, U.; Honnen, W.; Köhler, H.-R.; Luckenbach, T.; Schwaiger, J.; Siligato, S.; Körner, W. (2002a): 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, Band 168, S. 83-102, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart

Umweltbundesamt (UBA) (2000c): Sachstandsbericht: Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge <http://umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/cuznda.ch.pdf>

Umweltbundesamt (UBA) (2001a): Nachhaltigkeit und Vorsorge bei der Risikobewertung und beim Risikomanagement von Chemikalien, Teil II: Umweltchemikalien, die auf das Hormonsystem wirken – Belastungen, Auswirkungen, Minderungsstrategien. Umweltbundesamt Berlin

Umweltbundesamt (UBA) (2001b): Übersicht über Qualitätsanforderungen der EG, der internationalen Flussgebietsgemeinschaften und der LAWA. http://umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s2_2.htm

Umweltbundesamt (UBA) (2002a): Wasser – Oberflächengewässer – Pestizide www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s4_6.htm

Umweltbundesamt (UBA) (2003a): Informationen zum Thema EDTA <http://umweltbundesamt.de/wasser/themen>

URömpp (2000): Römpp Lexikon Umwelt, 2. Auflage, Hrsg. Hulpke, H.; Koch, H.A.; Nießner, R.; Georg Thieme Verlag, Stuttgart

Vogt, K. (2002): Chemische Qualitätskomponenten der WRLL – Anforderungen und Zwischenergebnisse. 35. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA Band 188, 10/1-11. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V. Aachen

Wachter, T.; Herrmann, R. (2002): Behaviour of polynuclear aromatic hydrocarbons, polynuclear aromatic sulphur heterocycles and polynuclear aromatic ketons during roof and road runoff. Proceedings "9th International Conference on Urban Storm Drainage", Portland, USA

Webb, S.F. (2001a): A data-based perspective on the environmental risk assessment of human pharmaceuticals I – Collation of available ecotoxicity data. In: Kümmerer, K.: Pharmaceuticals in the Environment, Springer Verlag, S. 175-201

Webb, S.F. (2001b): A data-based perspective on the environmental risk assessment of human pharmaceuticals III – Indirect human exposure. In: Kümmerer, K.: Pharmaceuticals in the Environment, Springer Verlag, S. 221-230

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. Vom Wasser, 92, S. 347-360

Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Habilitationsschrift. Schriftenreihe der TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft, Band 20

Welker, A.; Leinweber, U.; Klepischewski, K., Schmitt, T.G. (1999): "Effects of integrated stormwater management strategies on the combined sewer system and the wastewater treatment plant-river system". Water, Science & Technology, Vol. 39, No. 2, S. 151-157

Weltin, D.; Bilitewski, B. (2001): Mobilität endokrin wirksamer Substanzen im Boden nach Klärschlammaufbringung. Wasser & Boden, 53, Nr. 1/2, S. 22-26

Wizgall, R. (2002): Arzneimittel und Hormone im Wasser- Initiativen des Landes Baden-Württemberg. In: Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt – eine Bedrohung?. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 168, S. 7-24, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart

Wright, D.A.; Welborn, P. (2002): Environmental Toxicology. Cambridge University Press, Cambridge, S. 630, zitiert in Birkett und Lester 2003

WWF (1998): Hormonell und reproduktionstoxisch wirksame Pestizide. Umweltstiftung WWF-Deutschland

Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlußbericht zum Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen, Phase 1, - Teilprojekt 2 - , Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

Zwiener, C.; Frimmel, F.H. (2003): Short-term tests with a pilot sewage plant and biofilm reactors for the biological degradation of the pharmaceutical compounds clofibric acid, ibuprofen, and diclofenac. The Science of the Total Environment, (309), S. 201-211

8 Anhang

8.1 Zusammenstellung der Eingangsdaten

Tabelle 8-1: Zusammenstellung der in der Simulation verwendeten Stoffkonzentrationen in verschiedenen Abflussarten

Parameter	Abflussart	a. niedrig	b. mittel	c. hoch	Bemerkungen
CSB ges. [mg/l]	CAWANF (TW mit FW)	100	441	600	441 mg/l aus 600 mg/l wegen Fremdwasseranteil
CSB ges. [mg/l]	CMJNAV (Oberflächenabfluss)	50	Var.1: 107 Var.2: 120	200	107 mg/l: mit SA 168 mg/l und DA 50 mg/l
CSB ges. [mg/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 15 RW: *3	TW: 66 *2 RW: 31	TW: 90 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 85 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation
NH4 [mg/l]	CAWANF (TW mit FW)	10	22	50	22 mg/l aus 30 mg/l wegen Fremdwasseranteil
NH4 [mg/l]	CMJNAV (Oberflächenabfluss)	0,5	Var.1: 1,0 Var.2: 1,0	3	1,0 mg/l: mit SA 1,0 mg/l und DA 1,0 mg/l
NH4 [mg/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 0,5 RW: *3	TW: 2,0 *2 RW: 0,7	TW: 5,0 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 90 % Ablauf KA berechnet; *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation
Cu [µg/l]	CAWANF (TW mit FW)	30	66	100	66 µg/l aus 90 µg/l wegen Fremdwasseranteil
Cu [µg/l]	CMJNAV (Oberflächenabfluss)	40	Var.1: 116 Var.2: 109	200	116 µg/l: mit SA 80 µg/l und DA 150 µg/l
Cu [µg/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 6 RW: *3	TW: 13 *2 RW: 21,2	TW: 20 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 80 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation
PAK [µg/l]	CAWANF (TW mit FW)	0,3	0,7	2,0	0,7 µg/l aus 1,0 µg/l wegen Fremdwasseranteil
PAK [µg/l]	CMJNAV (Oberflächenabfluss)	1,0	Var.1: 2,3 Var.2: 2,6	8,0	2,3 µg/l: mit SA 4,0 µg/l und DA 1,0 µg/l
PAK [µg/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 0,1 RW: *3	TW: 0,3 *2 RW: 0,79	TW: 0,8 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 60 %; *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation

Parameter	Abflussart	a. niedrig	b. mittel	c. hoch	Bemerkungen
Diuron [µg/l]	CAWANF (TW mit FW)	0,5	1,5	4,0	1,5 µg/l aus 2,0 µg/l wegen Fremdwasseranteil
Diuron [µg/l]	CMJNAV (Oberflächenabfluss)	2,0	Var.1: 3,5 Var.2: 3,7	5,0	3,5 µg/l: mit SA 7,0 µg/l und DA (entspricht Niederschlag) 0,3 µg/l
Diuron [µg/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 0,5 RW: *3	TW: 1,5 *2 RW: 3,1	TW: 4,0 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 0 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation
EDTA [µg/l]	CAWANF (TW mit FW)	10	59	100	59 µg/l aus 80 µg/l wegen Fremdwasseranteil
EDTA [µg/l]	CMJNAV (Oberflächenabfluss)	< 0,05	Var.1:< 0,05	< 0,05	halbe Nachweisgrenze (0,1 µg/l) ergibt 0,05 µg/l
EDTA [µg/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 10 RW: *3	TW: 59*2 RW:16,8	TW: 100 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von 0 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation
NTA [µg/l]	CAWANF (TW mit FW)	50	150	500	150 µg/l aus 200 µg/l wegen Fremdwasseranteil
NTA [µg/l]	CMJNAV (Oberflächenabfluss)	< 0,05	Var.1:< 0,05	< 0,05	halbe Nachweisgrenze (0,1 µg/l) ergibt 0,05 µg/l
NTA [µg/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 2,5 RW: *3	TW: 7,5*2 RW:2,14	TW: 25 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 95 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation
Carbamazepin [ng/l]	CAWANF (TW mit FW)	500	730	1.500	730 ng/l aus 1.000 ng/l wegen Fremdwasseranteil
Carbamazepin [ng/l]	CMJNAV (Oberflächenabfluss)	< 25	Var.1: <25	< 25	halbe Nachweisgrenze (50 ng/l) ergibt 25 ng/l
Carbamazepin [ng/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 500 RW: *3	TW: 730*2 RW: 208	TW: 1.500 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von 0 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation

Parameter	Abflussart	a. niedrig	b. mittel	c. hoch	Bemerkungen
Ibuprofen [ng/l]	CAWANF (TW mit FW)	300	1.100	5.000	1.100 ng/l aus 1.500 ng/l wegen Fremdwasseranteil
Ibuprofen [ng/l]	CMJNAV (Oberflächenab- fluss)	< 25	Var.1:< 25	< 25	halbe Nachweisgrenze (50 ng/l) ergibt 25 ng/l
Ibuprofen [ng/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 90 RW: *3	TW: 330*2 RW: 94	TW: 1.500 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 70 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation
Estradiol [ng/l]	CAWANF (TW mit FW)	5	15	50	15 ng/l aus 30 ng/l wegen Fremdwasseranteil
Estradiol [ng/l]	CMJNAV (Oberflächenab- fluss)	< 0,025	Var.1:< 0,025	< 0,025	halbe Nachweisgrenze (0,05 ng/l) ergibt 0,025 ng/l
Estradiol [ng/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 0,25 RW: *3	TW: 0,75*2 RW: 0,21	TW: 2,5 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 95 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation
Ethinylestradiol [ng/l]	CAWANF (TW mit FW)	3	6	20	6 ng/l aus 10 ng/l wegen Fremdwasseranteil
Ethinylestradiol [ng/l]	CMJNAV (Oberflächenab- fluss)	< 0,025	Var.1:< 0,025	< 0,025	halbe Nachweisgrenze (0,05 ng/l) ergibt 0,025 ng/l
Ethinylestradiol [ng/l]	CKAEND (KA Ablauf)	TW: 1,5 RW: *3	TW: 3,0*2 RW: 0,9	TW: 10 RW: *3	*2 mit Rückhalt KA von ca. 50 % Ablauf KA berechnet *3 jedes Szenario eigene Konz nach Simulation

8.2 Zusammenstellung der Simulationsergebnisse für die Eingangsdaten- und Netzvarianten für die Substanzen bzw. Stoffparameter CSB, Ammonium, Kupfer, PAK, Diuron, EDTA, NTA, Carbamazepin, Ibuprofen, Ethinylestradiol, Estradiol

CSB:

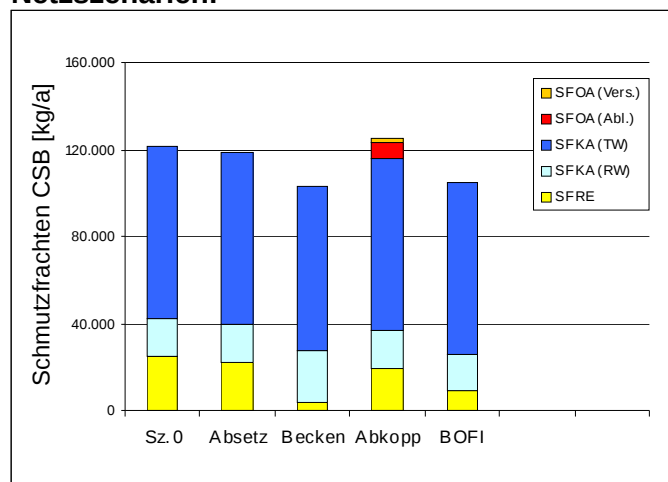
Netzszzenarien:

	Sz. 0 [kg/a]	Absetz [kg/a]	Becken [kg/a]	Abkopp [kg/a]	BOFI [kg/a]
SF OA (Vers.)				2.269	
SF OA (Abl.)				6.807	
SF RE	24.860	22.514	3.578	19.624	8.950
SF KA (RW)	17.253	17.253	23.672	17.150	17.253
SF KA (TW)	79.053	79.053	75.706	79.332	79.053
SF GES	121.166	118.820	102.956	125.182	105.256

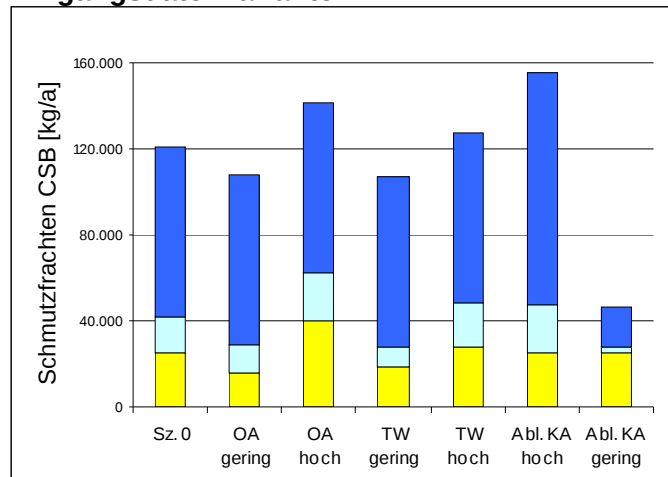
Eingangsdatenvarianten:

	OA gering [kg/a]	OA hoch [kg/a]	TW gering [kg/a]	TW hoch [kg/a]	Abl. KA hoch [kg/a]	Abl. KA gering [kg/a]
SF RE	15808	39762	18669	27642	24860	24860
SF KA(RW)	13357	22819	8905	20592	22819	3339
SF KA(TW)	79053	79053	79053	79053	107799	17967
SF GES	108218	141633	106627	127287	155478	46166

Netzszzenarien:



Eingangsdatenvarianten:



NH₄:

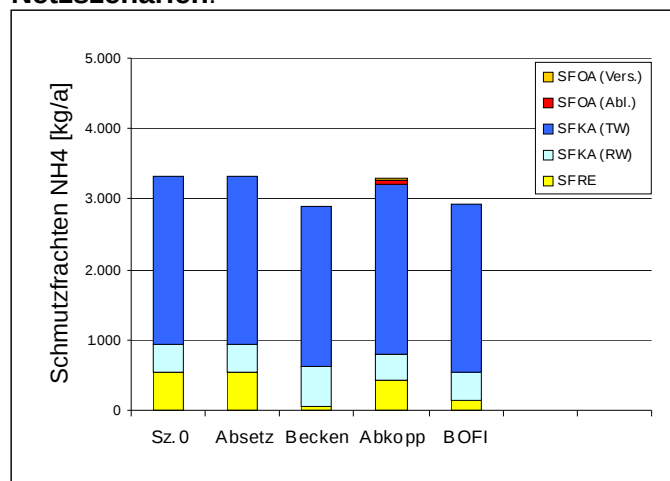
Netzszenerarien:

	Sz. 0 [kg/a]	Absetz [kg/a]	Becken [kg/a]	Abkopp [kg/a]	BOFI [kg/a]
SF OA (Vers.)				21	
SF OA (Abl.)				64	
SF RE	549	535	70	412	154
SF KA (RW)	390	390	547	385	390
SF KA (TW)	2.396	2.396	2.294	2.404	2.396
SF GES	3.335	3.321	2.911	3.286	2.940

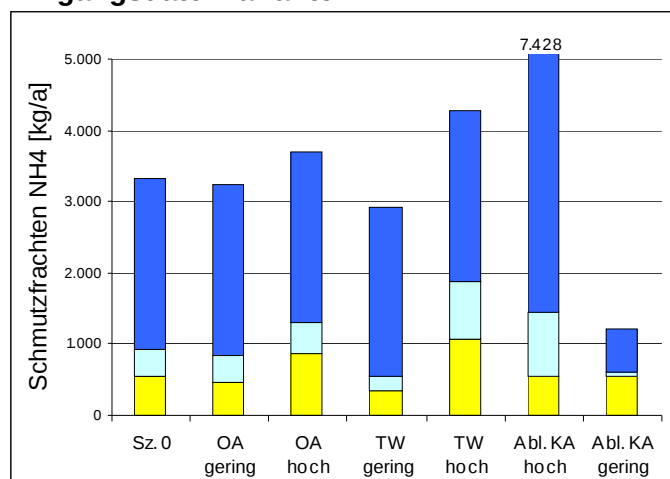
Eingangsdatenvarianten:

	OA gering [kg/a]	OA hoch [kg/a]	TW gering [kg/a]	TW hoch [kg/a]	Abl. KA hoch [kg/a]	Abl. KA gering [kg/a]
SF RE	474	859	341	1.057	549	549
SF KA(RW)	367	445	195	835	890	56
SF KA(TW)	2.396	2.396	2.396	2.396	5.989	599
SF GES	3.237	3.700	2.931	4.287	7.428	1.204

Netzszenerarien:



Eingangsdatenvarianten:



Kupfer:

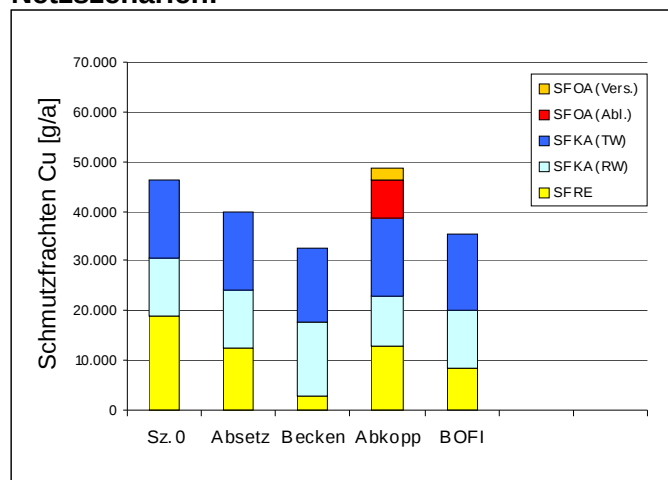
Netzszenarioszenarien:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)				2460	
SF OA (Abl.)				7.380	
SF RE	18.840	12.580	2.791	12.714	8.290
SF KA (RW)	11.688	11.688	14.795	10.394	11.688
SF KA (TW)	15.571	15.571	14.912	15.626	15.571
SF GES	46.099	39.839	32.498	48.574	35.549

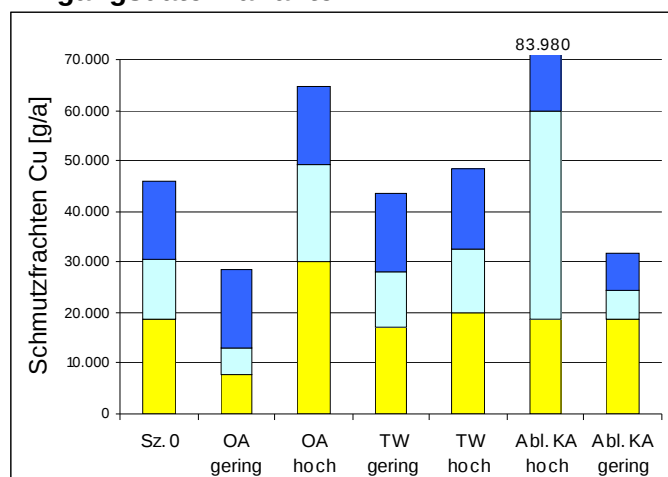
Eingangsdatenvarianten:

	OA gering [g/a]	OA hoch [g/a]	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	7.607	30.286	17.140	20.016	18.840	18.840
SF KA(RW)	5.343	18.923	10.853	12.745	41.185	5.566
SF KA(TW)	15.571	15.571	15.571	15.571	23.955	7.187
SF GES	28.521	64.780	43.564	48.332	83.980	31.592

Netzszenarioszenarien:



Eingangsdatenvarianten:



PAK:

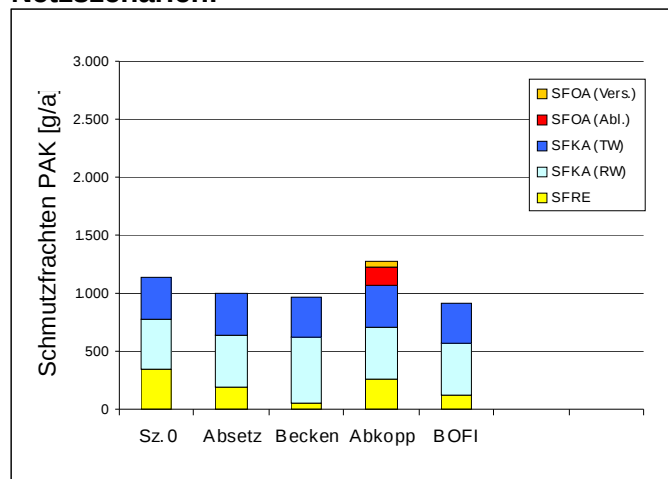
Netzszenerien:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)				49	
SF OA (Abl.)				146	
SF RE	341	195	50	266	123
SF KA (RW)	440	440	570	447	440
SF KA (TW)	359	359	344	361	359
SF GES	1.140	994	964	1.269	922

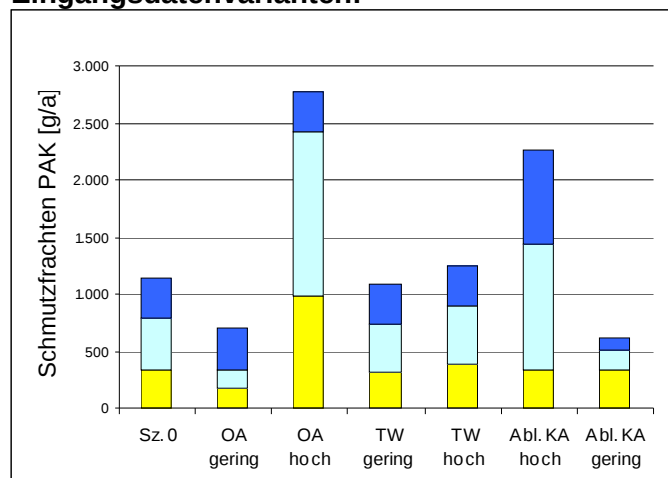
Eingangsdatenvarianten:

	OA gering [g/a]	OA hoch [g/a]	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	169	974	316	388	341	341
SF KA(RW)	167	1.447	417	506	1.091	161
SF KA(TW)	359	359	359	359	838	120
SF GES	695	2.780	1.093	1.254	2.271	623

Netzszenerien:



Eingangsdatenvarianten:



Diuron:

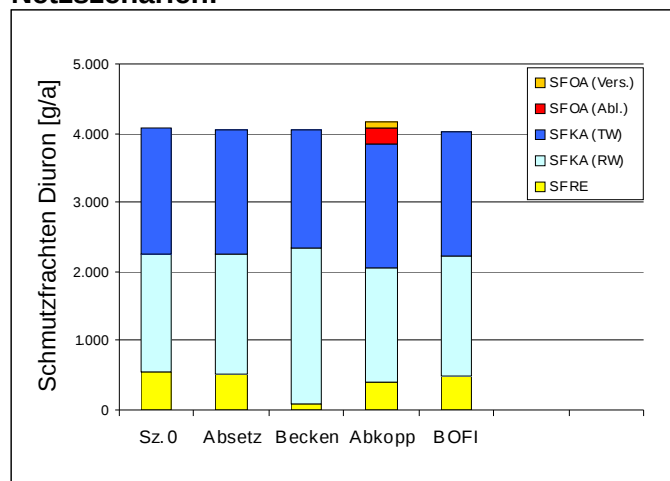
Netzszzenarien:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)				74	
SF OA (Abl.)				223	
SF RE	542	530	80	400	499
SF KA (RW)	1.725	1.725	2.256	1.653	1.725
SF KA (TW)	1.797	1.797	1.721	1.803	1.797
SF GES	4.064	4.052	4.057	4.153	4.021

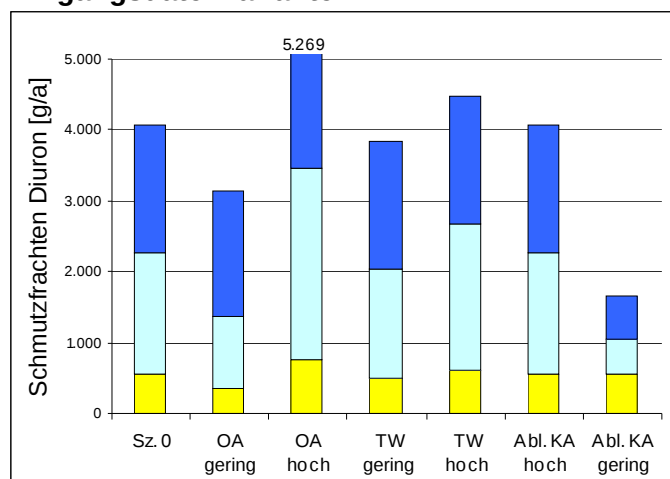
Eingangsdatenvarianten:

	OA gering [g/a]	OA hoch [g/a]	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	355	745	489	621	542	542
SF KA(RW)	1.002	2.727	1.558	2.059	1.725	512
SF KA(TW)	1.797	1.797	1.797	1.797	1.797	599
SF GES	3.153	5.269	3.844	4.477	4.064	1.653

Netzszzenarien:



Eingangsdatenvarianten:



EDTA:

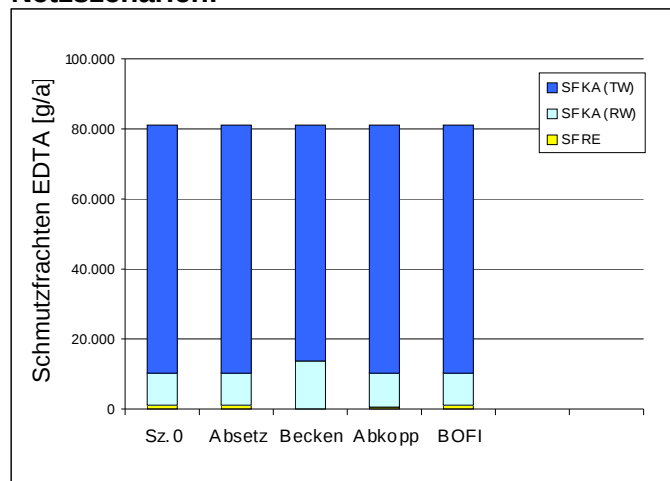
Netzszzenarien:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)				1,10	
SF OA (Abl.)				3,18	
SF RE	1108	1080	125	846	1108
SF KA (RW)	9350	9350	13315	9614	9350
SF KA (TW)	70668	70668	67677	70918	70668
SF GES	81126	81098	81117	81.382	81126

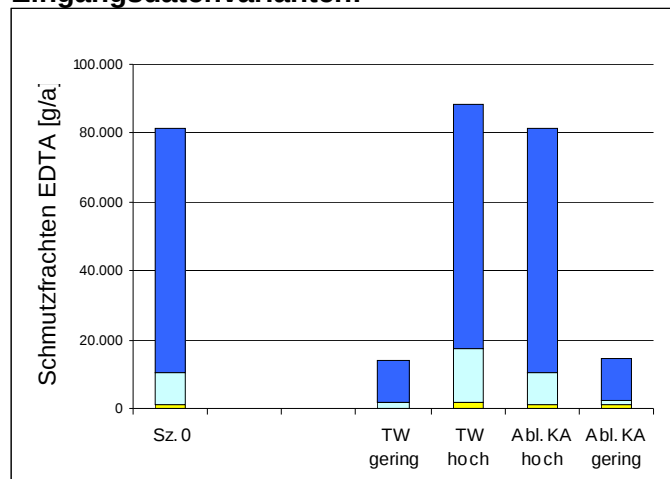
Eingangsdatenvarianten:

	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	190	1.878	1108	1.108
SF KA(RW)	1558	15.583	9350	1.391
SF KA(TW)	11978	70.668	70668	11.978
SF GES	13726	88.130	81126	14.477

Netzszzenarien:



Eingangsdatenvarianten:



NTA:

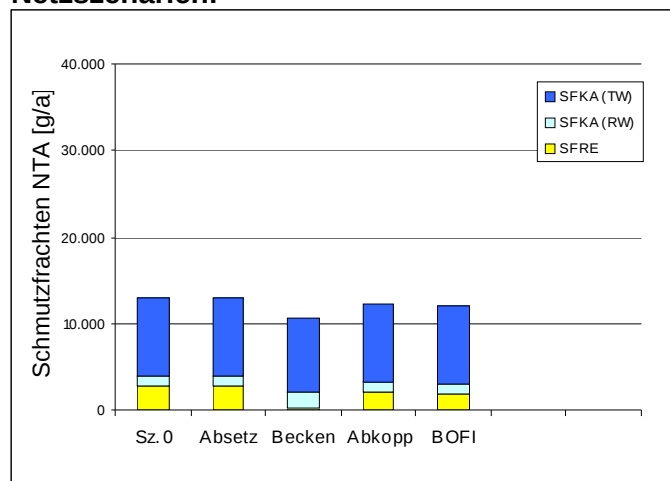
Netzszzenarien:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)					
SF OA (Abl.)					
SF RE	2.814	2.739	317	2.148	1.914
SF KA (RW)	1.169	1.169	1.701	1.195	1.169
SF KA (TW)	8.983	8.983	8.603	9.015	8.983
SF GES	12.966	12.891	10.621	12.358	12.066

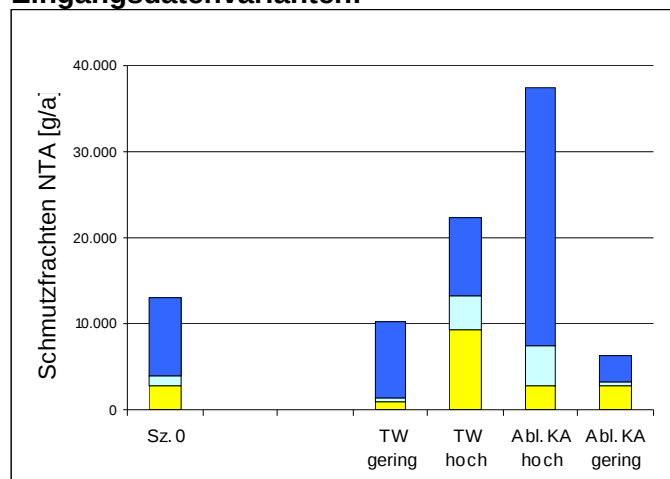
Eingangsdatenvarianten:

	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	940	9.375	2.814	2.814
SF KA(RW)	390	3.952	4.731	473
SF KA(TW)	8983	8.983	29.944	2.994
SF GES	10313	22.310	37.489	6.281

Netzszzenarien:



Eingangsdatenvarianten:



Carbamazepin:

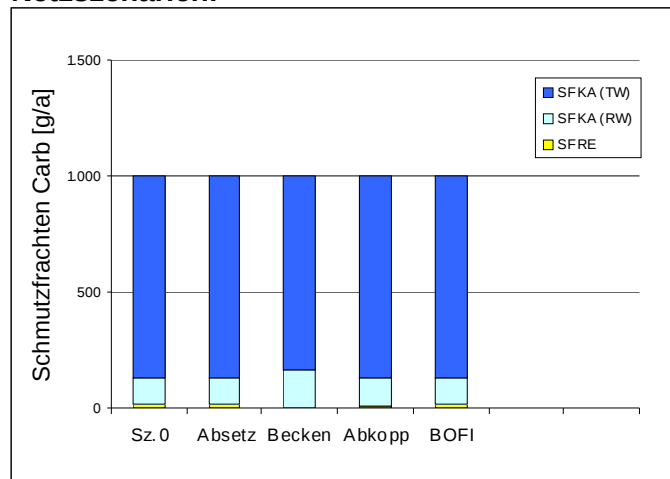
Netzszzenarien:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)					
SF OA (Abl.)					
SF RE	13,686	13,321	1,540	10,445	13,686
SF KA (RW)	115,763	115,763	164,223	115,891	115,763
SF KA (TW)	874,371	874,371	837,357	877,460	874,371
SF GES	1.003,820	1.003,455	1.003,120	1.003,796	1.003,820

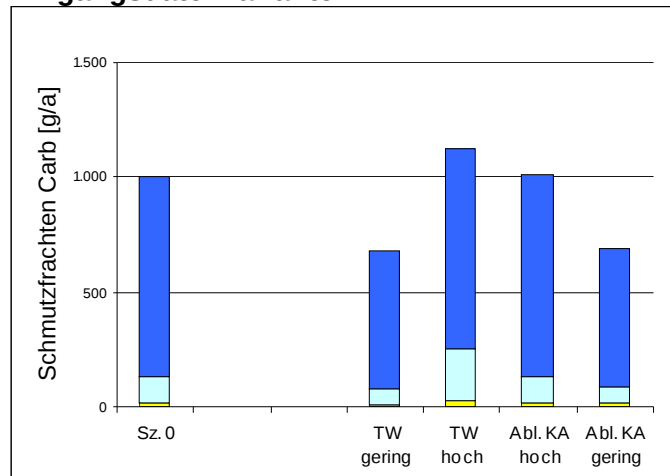
Eingangsdatenvarianten:

	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	9,375	28,120	13,686	13,686
SF KA(RW)	73,465	221,507	120,215	75,134
SF KA(TW)	598,884	874,371	874,371	598,884
SF GES	681,724	1.123,998	1.008,272	687,704

Netzszzenarien:



Eingangsdatenvarianten:



Ibuprofen:

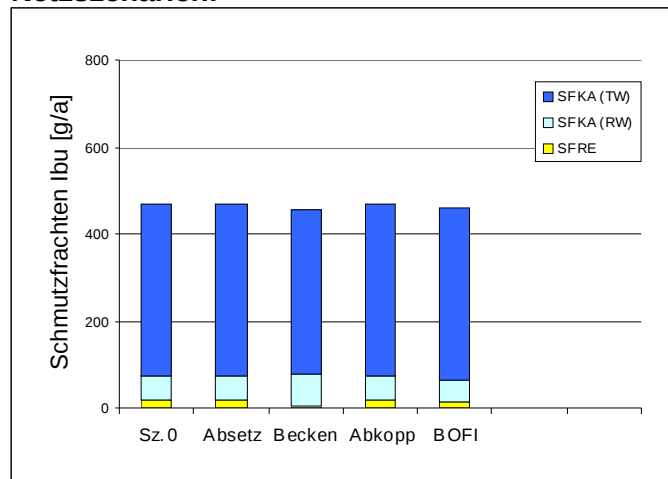
Netzszenarien:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)					
SF OA (Abl.)					
SF RE	20,622	20,070	2,321	21	14
SF KA (RW)	52,316	52,316	73,974	52	52,316
SF KA (TW)	395,263	395,263	378,531	395	395,263
SF GES	468,201	467,649	454,826	468,201	461,599

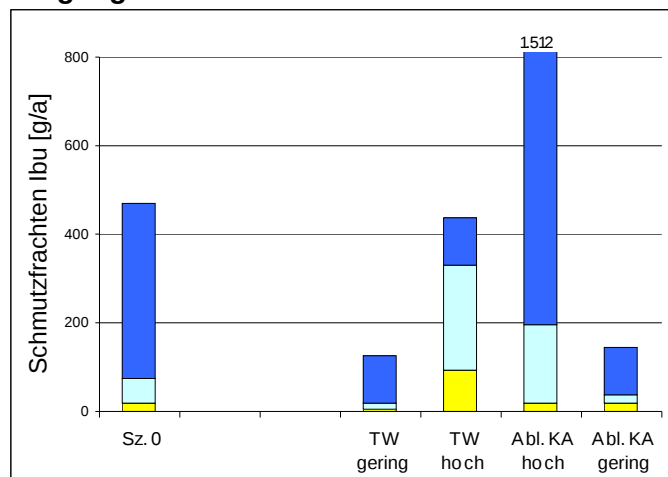
Eingangsdatenvarianten:

	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	5,627	93,727	20,622	20,622
SF KA(RW)	14,248	237,647	174,200	17,364
SF KA(TW)	107,799	107,799	1.317,540	107,799
SF GES	127,674	439,173	1.512,362	145,786

Netzszenarien:



Eingangsdatenvarianten:



Estradiol:

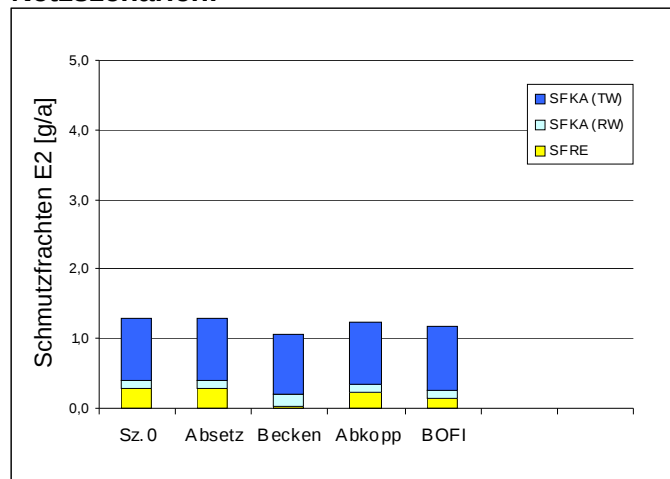
Netzszzenarien:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)					
SF OA (Abl.)					
SF RE	0,284	0,277	0,033	0,216	0,15
SF KA (RW)	0,117	0,117	0,170	0,120	0,117
SF KA (TW)	0,898	0,898	0,860	0,902	0,898
SF GES	1,299	1,292	1,063	1,240	1,17

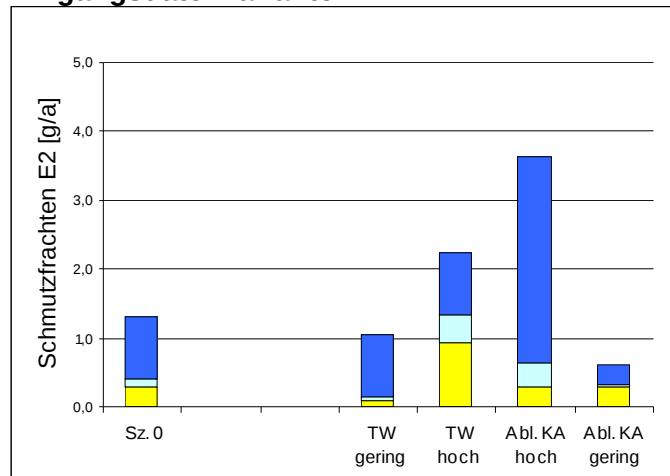
Eingangsdatenvarianten:

	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	0,097	0,940	0,284	0,284
SF KA(RW)	0,039	0,395	0,356	0,022
SF KA(TW)	0,898	0,898	2,994	0,299
SF GES	1,034	2,233	3,635	0,606

Netzszzenarien:



Eingangsdatenvarianten:



Ethinylestradiol:

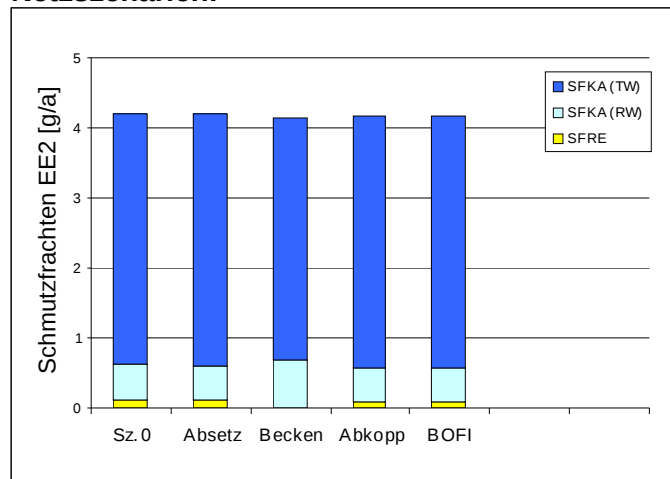
Netzszenarios:

	Sz. 0 [g/a]	Absetz [g/a]	Becken [g/a]	Abkopp [g/a]	BOFI [g/a]
SF OA (Vers.)					
SF OA (Abl.)					
SF RE	0,116	0,103	0,013	0,088	0,080
SF KA (RW)	0,501	0,501	0,681	0,478	0,501
SF KA (TW)	3,593	3,593	3,441	3,606	3,593
SF GES	4,210	4,197	4,135	4,172	4,174

Eingangsdatenvarianten:

	TW gering [g/a]	TW hoch [g/a]	Abl. KA hoch [g/a]	Abl. KA gering [g/a]
SF RE	0,060	0,377	0,116	0,116
SF KA(RW)	0,223	1,558	0,662	0,239
SF KA(TW)	1,797	3,593	7,187	1,797
SF GES	2,079	5,529	7,965	2,152

Netzszenarios:



Eingangsdatenvarianten:

