

Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern

Schlussbericht

Karlsruhe, September 2020

Forschungsvorhaben im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU)

Nickel, J.P.; Fuchs, S.

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG)

Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

Kurzzusammenfassung

In einem umfangreichen Monitoringvorhaben wurden über einen Zeitraum von drei Jahren Untersuchungen an Mischwasserentlastungen in Bayern in drei Messkampagnen durchgeführt. An 10 Mischwasserentlastungen (sechs Durchlaufbecken, zwei Fangbecken, zwei Stauraumkanäle) wurden insgesamt 164 Ereignismischproben mit Feststoffsammlern genommen und auf konventionelle Abwasserparameter, sowie 12 Schwermetalle und 34 organische Mikroschadstoffe analysiert. An zwei Durchlaufbecken und einem Fangbecken wurde der Gesamtwirkungsgrad der Mischwasserbehandlung in Bezug auf den Feststoffrückhalt untersucht. Dazu wurden zusätzliche Probenahmestellen im Anlagenzulauf eingerichtet. Weiterhin wurden an insgesamt vier Anlagen (zwei Durchlaufbecken, ein Stauraumkanal, ein Fangbecken) zeitlich aufgelöste Messungen mit automatischen Probenehmern zur Konzentrationsdynamik ausgewählter Parameter während Entlastungsereignissen durchgeführt.

Die Messergebnisse erlauben eine verbesserte Einschätzung der aus Mischwasserentlastungen resultierenden stofflichen Belastungen für Einleitgewässer und bilden eine Grundlage für die Maßnahmenplanung im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung nach Wasserrahmenrichtlinie. Aus den Daten wurden standortspezifische, sowie für Bayern insgesamt verwendbare, repräsentative Stoffkonzentrationen abgeleitet.

Der Erfolg der Mischwasserbehandlung äußert sich in Form hoher Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt und der Einhaltung zulässiger Frachtausträge (AFS63) an den untersuchten Anlagen. Gleichzeitig wird aus den ermittelten Stoffeinträgen einiger organischer Schadstoffe ersichtlich, dass weitere Maßnahmen sinnvoll sein können. Mischwasserentlastungsabflüsse sind belastet mit schmutzwasserbürtigen sowie von Oberflächen abgespülten Schadstoffen und tragen relevante Frachtanteile zur Gesamtemission von Schwermetallen, PAK und Phosphor bei.

Abstract

Investigations of combined sewer overflows (CSO) in Bavaria were carried out over a period of three years. At 10 CSO, including six sedimentation tanks, two first flush retention tanks and two sewers with extended storage capacity, a total of 164 event composite samples were taken using large volume samplers and analysed for conventional water quality parameters as well as 12 heavy metals and 34 organic micropollutants. The solids retention efficiency of combined sewage treatment was investigated in three CSO tanks. For this purpose, additional sampling points were installed in the tank inlets. Furthermore, time-resolved measurements with automatic samplers were carried out in four tanks to investigate the concentration dynamics of selected parameters during overflow events.

The results allow for an improved assessment of the pollutant loads discharged by CSO into receiving waters and serve as a basis for planning surface water management measures according to the Water Framework Directive. From the data, site-specific concentrations as well as concentrations representative of Bavaria were derived.

The success of combined sewage treatment is reflected by high overall solids retention efficiencies and compliance with permissible load discharge rates (solids < 63 µm) of the plants investigated. At the same time, the results for some organic pollutants indicate that further measures can be reasonable. CSO are polluted with both pollutants transported by wastewater and pollutants washed off surfaces by stormwater. They contribute relevant shares to the total emission of heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), and phosphorus.

Danksagung

Dieses Vorhaben wäre nicht möglich gewesen ohne die hervorragende Zusammenarbeit mit den Betreibern der untersuchten Mischwasserbehandlungsanlagen.

Besonderer Dank gilt dem Betriebspersonal für die fortwährende Bereitschaft zur schnellen Reaktion bei Regenereignissen, die eigenständige Durchführung von Probenahmen, die Unterstützung beim Einstieg in die untersuchten Bauwerke sowie bei der Installation von Messausrüstung. Weiterhin für die Bereitstellung von Daten und die Beantwortung unzähliger Fragen.

Wir danken den beteiligten Wasserwirtschaftsämtern für die Unterstützung des Vorhabens. Dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz gilt unser Dank für die Finanzierung.

Wir möchten ferner unseren Projektpartnern, dem DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), der Umwelt- und Fluid-Technik (UFT) Dr. H. Brombach GmbH und der Bioplan Landeskulturgesellschaft für die gute Zusammenarbeit danken.

Zuletzt danken die Autoren den technischen Mitarbeitern des KIT-IWG, darunter namentlich Sven Urbach, Tobias Mumbauer, Tamara Quittkat, Philipp Witz und Patrick Dufner, die angesichts der besonderen Herausforderungen bei der Einrichtung und Betreuung der räumlich weit verteilten Messstationen, mit ihrem Einsatz entscheidend zum Erfolg dieses Vorhabens beigetragen haben.

Inhaltsverzeichnis

Kurzzusammenfassung	1
Abstract.....	3
Danksagung.....	5
Abkürzungsverzeichnis.....	10
Verwendete Formelzeichen	12
1 Hintergrund und Zielsetzung	13
2 Vorgehen und Methoden.....	14
2.1 Untersuchungskonzept.....	14
2.1.1 Messkampagne M1: Entlastungsqualität.....	14
2.1.2 Messkampagne M2: Anlagenwirksamkeit	15
2.1.3 Messkampagne M3: Ereignisdynamik.....	15
2.1.4 Untersuchungen zur mikrobiologisch-hygienischen (fäkalen) Belastung und dem Vorkommen von Antibiotikaresistenzen	16
2.1.5 Untersuchungen zu Mikroplastik in Mischwasserentlastungen	16
2.2 Auswahl der untersuchten Entlastungsanlagen	17
2.2.1 Vorauswahl und Anlagenbesichtigung	17
2.2.2 Untersuchte Anlagen	17
2.3 Messeinrichtungen	20
2.3.1 Prüfung der Messeinrichtungen an den Überläufen	20
2.3.2 Zusätzliche Durchflussmessungen im Entlastungsgerinne	22
2.3.3 Durchflussmessungen im Zulauf	22
2.3.4 Prüfung der Drosselfunktion	22
2.4 Probenahme	24
2.4.1 Volumenproportionale Beprobung mit Feststoffsammler (M1, M2)	24
2.4.2 Homogenisierte Mischprobe.....	28
2.4.3 Feststoffprobe.....	29
2.4.4 Zeitproportionale Beprobung mit automatischen Probenehmern (M3)	29
2.4.5 Stichproben Trockenwetterabfluss	31
2.4.6 Transport und Lagerung	31
2.5 Analytik	32
2.5.1 Homogenisierte Mischproben und Stichproben.....	32
2.5.2 Feststoffproben und Überstandswasser.....	36
2.6 Niederschlagsdaten.....	37
2.6.1 Messstationen	37

2.6.2	Synthetische Niederschlagsreihen	37
2.7	Datenauswertung	38
2.7.1	Auswertung der Entlastungsaktivität	38
2.7.2	Qualitätssicherung Probenahme	39
2.7.3	Werte unter Bestimmungsgrenze	40
2.7.4	Boxplots	41
2.7.5	Statistische Tests	41
2.7.6	Beurteilung von Konzentrationsunterschieden aus analytischer Sicht	41
2.7.7	Nash-Sutcliffe-Effizienz	42
2.7.8	Volumengewichtete Standortmittelwerte	42
2.7.9	Abschätzung des Jahresentlastungsvolumens	42
2.7.10	Frachtberechnung	43
2.7.11	Wirkungsgrad	43
2.8	Hydrologische Modellierung	45
2.8.1	KOSIM	45
2.8.2	SWMM	47
3	Ergebnisse und Diskussion	49
3.1	Abflussmessung an Mischwasserentlastungen	49
3.1.1	Ergebnisse der Messstellenprüfungen	49
3.1.2	Entlastungsaktivität	50
3.1.3	Vergleich von Methoden der Abflussmessung	53
3.1.4	Zusammenfassung zur Abflussmessung	62
3.2	Entlastungsqualität (M1)	64
3.2.1	Dokumentation der Einzugsgebiete	65
3.2.2	Probenahmen	72
3.2.3	Qualitätssicherung Probenahme	73
3.2.4	Entlastungskonzentrationen	74
3.2.5	Vergleich mit Literaturdaten	79
3.2.6	Vergleich mit Kläranlagenabläufen	86
3.2.7	Vergleich mit Umweltqualitätsnormen	87
3.2.8	Differenzierung der Entlastungskonzentrationen	88
3.2.9	Ableitung repräsentativer Entlastungskonzentrationen	103
3.2.10	Zusammenfassung zur Entlastungsqualität	108
3.3	Anlagenwirksamkeit (M2)	110
3.3.1	Probenahmen	111
3.3.2	Qualitätssicherung Probenahme	112

3.3.3	Analysenergebnisse der Feststoffproben	113
3.3.4	Gesamtwirkungsgrade.....	117
3.3.5	Zusammenfassung zur Anlagenwirksamkeit	122
3.4	Ereignisdynamik (M3).....	123
3.4.1	Probenahme	123
3.4.2	Qualitätssicherung Probenahme	125
3.4.3	Analysenergebnisse und Maximalkonzentrationen	125
3.4.4	Vergleich der Beckentypen.....	127
3.4.5	Trockenwetterkonzentrationen	132
3.4.6	Zusammenfassung zur Ereignisdynamik.....	134
3.5	Frachtberechnung	135
3.5.1	Landesweite Stoffeinträge	135
3.5.2	Anlagenspezifische Frachten	139
3.5.3	Vergleich mit Bemessungswerten	149
3.5.4	Zusammenfassung zur Frachtberechnung.....	150
4	Zusammenfassung.....	152
5	Schlussfolgerungen.....	158
	Referenzen	162
	Abbildungsverzeichnis	172
	Tabellenverzeichnis	177
	Anhänge	181

Abkürzungsverzeichnis

4MBT	4-Methylbenzotriazol
5MBT	5-Methylbenzotriazol
ACE	Acesulfam
ACN	Acenaphthen
ACY	Acenaphthylen
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFS63	Abfiltrierbare Stoffe < 63 µm
AFSgrob	Abfiltrierbare Stoffe 63 – 2.000 µm
AFSges	Abfiltrierbare Stoffe < 2 mm gesamt
ANT	Anthracen
ATR	Atrazin
BaA	Benzo(a)anthracen
BaP	Benzo(a)pyren
BbF	Benzo(b)fluoranthen
BG	Bestimmungsgrenze
BghiP	Benzo(ghi)perylen
BkF	Benzo(k)fluoranthen
BTR	Benzotriazol
BÜ	Beckenüberlauf
CBZ	Carbamazepin
Chr	Chrysen
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CZIM	Carbendazim
DahA	Dibenz(ah)anthracen
DB	Durchlaufbecken
DCF	Diclofenac
DEHP	Di(2-ethylhexyl)phthalat
DIU	Diuron
DTV	Durchschnittlicher täglicher Verkehr
EFSA	European Food Safety Authority (Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit)
EMC	Event Mean Concentration (Ereignisbezogene mittlere Konzentration)
EPA	United States Environmental Protection Agency (Umweltschutzbehörde der Vereinigten Staaten von Amerika)
ESM	European Settlement Map
EZG	Einzugsgebiet
FB	Fangbecken
FL	Fluoren
Fluo	Fluoranthen
GV	Glühverlust
H	Hauptschluss
Imp	Imperviousness (Versiegelungsdatensatz)
IP	Indeno(1,2,3-cd)pyren
IQR	Interquartile range (Interquartilsabstand)
ISO	Isoproturon
KA	Kläranlage

KÜ	Klärüberlauf
LF	Leitfähigkeit
MCPP	Mecoprop
MET	Metolachlor
MID	Magnetisch-induktive Durchflussmessgeräte
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MoRE	Modeling of Regionalized Emissions
MPL	Metoprolol
MQ	Mittlerer Abfluss
MS	Mischsystem
MWBA	Mischwasserbehandlungsanlage
N	Nebenschluss
NAP	Naphthalin
NGm	Mittlere Neigungsgruppe
NSE	Nash-Sutcliffe-Effizienz
OK	Oberkante
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAK16	Summe der 16 EPA-PAK
PHE	Phenanthren
PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor
Pyr	Pyren
RSD	Relative Standard Deviation (Relative Standardabweichung)
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
SK	Stauraumkanal
SKO	Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung
SKU	Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung
SKZ	Stauraumkanal mit zwischenliegender Entlastung
SMC	Site Mean Concentration (Standortbezogene mittlere Konzentration)
SWMM	Storm Water Management Model
TB	Trennbauwerk
TBA	Terbutylazin
TBY	Terbutryn
TCS	Triclosan
TNb	Total Nitrogen bound (Gesamt gebundener Stickstoff)
TP	Total Phosphorous (Gesamt-Phosphor)
TR	Trockenrückstand
TS	Trennsystem
TUM	Technische Universität München
UK	Unterkante
VB	Verbundbecken
VG	Versiegelungsgrad
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Verwendete Formelzeichen

Zeichen	Einheit	Erläuterung
$A_{E,k}$	ha	Einzugsgebietsfläche (kanalisiert)
$A_{E,b,a}$	ha	Angeschlossene, befestigte Einzugsgebietsfläche
$A_{E,TS}$	ha	Trennsystemfläche im Einzugsgebiet
B_e	kg bzw. g	Frachtaustrag über Entlastung
$B_{e,a}$	kg/a bzw. g/a	Jährlicher Frachtaustrag über Entlastung
$B_{BÜ}$	kg bzw. g	Frachtaustrag über den Beckenüberlauf
$B_{KÜ}$	kg bzw. g	Frachtaustrag über den Klärüberlauf
B_{ZU}	kg bzw. g	Zulauffracht
$C_{BÜ}$	mg/l bzw. $\mu\text{g/l}$	Konzentration im Beckenüberlauf
$C_{KÜ}$	mg/l bzw. $\mu\text{g/l}$	Konzentration im Klärüberlauf
C_{ZU}	mg/l bzw. $\mu\text{g/l}$	Konzentration im Zulauf
e_0	-	Entlastungsrate
H_1	-	Hilfsgröße aus ATV-A 128 (1992)
H_2	-	Hilfsgröße aus ATV-A 128 (1992)
h_{Na}	mm	Jahresniederschlagshöhe
$h_{\ddot{u}}$	cm	Überfallhöhe
obs	l/s	Gemessene Werte bei der Berechnung der Nash-Sutcliffe-Effizienz
q_A	m/h	Oberflächenbeschickung
$q_{A,max}$	m/h	Maximale Oberflächenbeschickung
$q_{A,mittel}$	m/h	Mittlere Oberflächenbeschickung
q_{Dr}	l/(s·ha)	Drosselabflussspende
q_r	l/(s·ha)	Regenabflussspende
$Q_{BÜ}$	l/s	Beckenüberlaufabfluss
Q_{Dr}	l/s	Drosselabfluss
Q_F	l/s	Fremdwasserabfluss
$Q_{KÜ}$	l/s	Klärüberlaufabfluss
Q_m	l/s	Mischwasserabfluss zur Kläranlage (Bemessungswert)
Q_S	l/s	Schmutzwasserabfluss
Q_T	l/s	Trockenwetterabfluss
Q_{ZU}	l/s	Zulaufabfluss
r_{krit}	l/(s·ha)	Kritische Regenspende
sim	l/s	Simulierte Werte bei der Berechnung der Nash-Sutcliffe-Effizienz
$V_{KÜ}$	m ³	Entlastungsvolumen am Klärüberlauf
$V_{BÜ}$	m ³	Entlastungsvolumen am Beckenüberlauf
V_e	m ³	Entlastungsvolumen
$V_{e,a}$	m ³ /a	Jahresentlastungsvolumen
V_s	m ³ /ha	Spezifisches Speichervolumen
V_{ZU}	m ³	Zulaufvolumen
η	-	Wirkungsgrad
μ	-	Überfallbeiwert
ψ_m	-	Mittlerer Abflussbeiwert

1 Hintergrund und Zielsetzung

Über Mischwasserentlastungen gelangen Zehr-, Nähr- und Schadstoffe in Oberflächengewässer. Auf die Abschätzung der Stoffeinträge in Flussgebieten ausgerichtete Vorhaben unterstreichen übereinstimmend die Bedeutung der Mischwasserüberläufe. Gleichzeitig liegt in qualitativer Hinsicht (Stoffkonzentrationen) eine nur wenig belastbare Datenbasis zu den Gewässereinträgen vor.

Das betriebliche Monitoring von Mischwasserbehandlungsanlagen beschränkt sich, wenn vorhanden, auf die Erfassung hydraulischer Messgrößen wie Überlaufhäufigkeit, -dauer und -menge. Stoffliche Parameter werden auf Grund des hohen Aufwandes und der anspruchsvollen Analytik nicht systematisch erfasst. Aus forschungsorientierten Untersuchungsprogrammen der letzten Jahre lassen sich für konventionelle Abwasserparameter und einige Schwermetalle Tendenzen ableiten. Der Kenntnisstand insbesondere für Mikroschadstoffe ist jedoch nicht ausreichend, um verlässlich und flächendeckend mittlere Konzentrationen abzuleiten. Zum einen liegen den Daten unterschiedliche Probenahmeverfahren zu Grunde, zum anderen sind die Bestimmungsgrenzen häufig zu hoch. Ein entsprechender Forschungsbedarf wurde in den Empfehlungen des Stakeholder-Dialogs "Spurenstoffstrategie des Bundes" an die Politik zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer festgehalten (BMUB 2017, 2019).

Das Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft (KIT-IWG) wurde vor diesem Hintergrund vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) mit dem Untersuchungsvorhaben „Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern“ beauftragt. Im Rahmen des Vorhabens wurden drei Fragestellungen adressiert:

- Abschätzung der mittleren aus Mischwasserentlastungen resultierenden Belastung
- Wirksamkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen
- Dynamik von Stoffkonzentrationen während Entlastungsereignissen

Daten für die Bearbeitung dieser Fragestellungen wurden in drei Messkampagnen erhoben (M1 bis M3).

Zusätzlich wurden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) an ausgewählten Mischwasserentlastungsanlagen orientierende Untersuchungen zur mikrobiologisch-hygienischen (fäkalen) Belastung und dem Vorkommen von Antibiotikaresistenzen durchgeführt. Es ist geplant, die Ergebnisse in einem gesonderten Abschlussbericht des LfU zu veröffentlichen (Müller und Schade 2020). Die Untersuchungsstrategie ist unter 2.1.4 beschrieben.

Zur Thematik „Mikroplastik in Mischwasserentlastungen“ hat die Universität der Bundeswehr München im Rahmen des Projekts „PLASTRAT – Lösungsstrategien zur Verminderung von Einträgen von urbanem Plastik in limnische Systeme“ an einer Mischwasserentlastungsanlage orientierende Untersuchungen durchgeführt (2.1.5). Zum Zeitpunkt der Erstellung des Abschlussberichts lagen noch keine Ergebnisse vor. Sie werden zu gegebener Zeit von der Universität der Bundeswehr veröffentlicht.

2 Vorgehen und Methoden

2.1 Untersuchungskonzept

Das Vorhaben war in vier Projektphasen gegliedert:

1. Vorbereitungsphase
2. Projektbearbeitung und Projektkoordination
3. Ausrüstungs- und Etablierungsphase
4. Routinemonitoring

In der Vorbereitungsphase wurden zehn Mischwasserbehandlungsanlagen für die Untersuchung der Entlastungsqualität in Messkampagne M1 ausgewählt.

Die Phase der Projektbearbeitung und Projektkoordination stellte einen Rahmen für die gesamte Projektlaufzeit dar. Sie umfasste die Koordination, kontinuierliche Auswertung und Dokumentation des Monitorings, sowie Literaturrecherche, Dokumentation der Einzugsgebiete und hydrologische Berechnungen.

In der Ausrüstungsphase wurden die vorhandenen Messeinrichtungen an den Klär- und Beckenüberläufen mit dem Ziel der korrekten Erfassung der Entlastungsaktivität, sowie für die Verfügbarkeit verlässlicher Messsignale zur Ansteuerung der volumenproportionalen Probenahme überprüft. Um einen ordnungsgemäßen Betrieb der Anlagen sicherzustellen, wurden zudem die vorhandenen Drosselorgane geprüft. Die für die Messkampagne M1 benötigten Probenahmeeinrichtungen wurden auf den Anlagen installiert. Für die vor-Ort Betreuung und Probenahme wurde das Betriebspersonal der Anlagen gewonnen, das die Arbeiten jeweils nach Einweisung anhand realer Ereignisse durch das KIT-IWG durchführte. Für den Probenversand wurden Transportbehälter gefertigt und dem Betriebspersonal zur Verfügung gestellt. Die Analytik für organische Schadstoffe und Schwermetalle führte das TZW durch. Die Untersuchung der konventionellen Abwasserparameter erfolgte am KIT-IWG. Die Etablierungsphase diente der Etablierung der Abläufe und der ersten Einschätzung der ausgewählten Anlagen und war Teil von M1. Die Funktionsfähigkeit aller Komponenten wurde nachgewiesen und die Abläufe optimiert.

Im Routinemonitoring wurden anschließend die Messkampagnen M1 bis M3 bearbeitet.

2.1.1 Messkampagne M1: Entlastungsqualität

In Messkampagne M1 wurden neue Daten zur Entlastungsqualität von zehn Mischwasserentlastungen in Bayern erhoben. Das Monitoring umfasste die Beprobung von Entlastungsabflüssen mit Feststoffsammlern über einen Zeitraum von drei Jahren. Hierbei wurden volumenproportionale Ereignismischproben gewonnen und auf Feststoff-, Zehr- und Nährstoffparameter, bis zu 12 Schwermetalle, sowie 34 organische Mikroschadstoffe analysiert. Vor dem Hintergrund der regulatorischen Bedeutung des Parameters als neue stoffbezogene Zielgröße in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) wurden auch die

abfiltrierbaren Stoffe $< 63 \mu\text{m}$ (AFS63) bestimmt. Übergeordnetes Ziel war die Erzeugung solider Bilanzwerte zur Einschätzung der Emissionen in bayerische Oberflächengewässer.

Zur Abbildung saisonaler Variabilität wurde die Anzahl der Probenahmen je nach Entlastungsaktivität so gesteuert, dass, orientiert am hydrologischen Jahr (1. November – 31. Oktober), möglichst für jedes Quartal und jeden Standort Proben gewonnen werden sollten. Dazu wurde die Probenahme flexibel unterbrochen und fortgeführt. Insgesamt stand ein Budget von maximal 200 Analysen zur Verfügung, das möglichst gleichmäßig auf die untersuchten Anlagen verteilt werden sollte. Da sich zum Ende der Messkampagnen abzeichnete, dass die anvisierten Probenzahlen nicht erreicht werden würden, wurde die Strategie angepasst und die Erreichung eines Probenumfangs von 20 pro Anlage prioritär gegenüber der saisonalen Verteilung der Probenahmen verfolgt. An Anlagen, die auch in den Messkampagnen M2 und M3 untersucht wurden, wurde außerdem über 20 Proben pro Anlage hinaus weiter beprobt, da die Begleitparameter von zentraler Wichtigkeit für die Plausibilisierung der Daten zwischen den Kampagnen angesehen wurden. Für die zusätzlich gewonnenen Proben wurde keine Spurenstoffanalytik durchgeführt.

2.1.2 Messkampagne M2: Anlagenwirksamkeit

In der Messkampagne M2 wurde an ausgewählten Anlagen die Wirksamkeit untersucht. Die Installation zusätzlicher Probenahmeeinrichtungen am Zulauf ermöglichte eine Bilanzierung der zugeleiteten und entlasteten Stofffrachten.

Das Analysespektrum wurde für die Messkampagne M2 auf wenige Leitparameter reduziert. Die Feststoffe wurden dabei als Schlüsselparameter angesehen. Ziel war die Ermittlung des Gesamtwirkungsgrades der ausgewählten Anlagen für den Rückhalt feiner Feststoffe mit Korngrößen $< 63 \mu\text{m}$ (AFS63¹). Hierzu wurden ab Einstaubeginn bis Überlaufende die zugeleiteten und die entlasteten Frachten bilanziert. Deren Differenz ergibt den nicht entlasteten Frachtanteil (unmittelbarer Drosselabfluss, Rückhalt, Sedimentation, ggf. Ablagerungen). Die berechneten Gesamtwirkungsgrade der Anlagen beschreiben das Verhältnis von nicht entlastetem Frachtanteil zur zugeleiteten Gesamtfracht.

Die für M1 durchgeführte Beprobung wurde um die Entnahme abgesetzter Feststoffproben nach einer Sedimentation im Feststoffsammler ergänzt, um möglichst belastbare Daten für die Berechnung des Wirkungsgrades zu generieren. Diese Proben erlaubten zudem eine Untersuchung der Beschaffenheit der Feststoffe.

2.1.3 Messkampagne M3: Ereignisdynamik

In M1 und M2 wurden Mischproben über die gesamte Entlastungsdauer erzeugt. Zur Bewertung der Variabilität der Stoffkonzentration während Entlastungsereignissen wurden daher in Messkampagne M3 an ausgewählten Anlagen zeitlich aufgelöste Messungen mit automatischen Probenehmern durchgeführt.

¹ Abweichend von M1 und der in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) festgelegten Begrifflichkeit des Parameters (abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen von $0,45$ bis $63 \mu\text{m}$) erfolgte die Bestimmung in M2 anhand von abgesetzten Feststoffproben durch Nasssiebung, Flockung und anschließender Trocknung. Die Ergebnisse beinhalten auch Feststoffe mit Korngrößen $< 0,45 \mu\text{m}$ sowie Salze. Der Massenanteil dieser Inhaltsstoffe $< 0,45 \mu\text{m}$ ist vor dem Hintergrund der bei der labortechnischen Bestimmung von AFS63 aktuell erreichbaren Genauigkeit als marginal einzuordnen (siehe 2.4.3 sowie 2.5.2).

Je nach Anlagenauswahl sollte ein Vergleich der Konzentrationsverläufe im Zulauf verschiedener Beckentypen mit zugehörigem Einzugsgebiet und damit eine Prüfung der zugrundeliegenden wasserwirtschaftlichen Konzepte ermöglicht werden. Die Messkampagne sollte zudem als weitere Datenbasis für die Wirksamkeitsbetrachtung in M2 sowie zur Bewertung auftretender Maximalkonzentrationen in Entlastungsabflüssen dienen.

2.1.4 Untersuchungen zur mikrobiologisch-hygienischen (fäkalen) Belastung und dem Vorkommen von Antibiotikaresistenzen

An ausgewählten Mischwasserentlastungsanlagen wurden orientierende Untersuchungen zur mikrobiologisch-hygienischen (fäkalen) Belastung und dem Vorkommen von Antibiotikaresistenzen durchgeführt. Es ist geplant, die Ergebnisse in einem separaten Abschlussbericht des LfU zu veröffentlichen (Müller und Schade 2020). Der Bericht soll folgende Untersuchungsschwerpunkte umfassen:

- Ermittlung der **fäkalen Belastung** mit Hilfe von Kultivierungsverfahren zum Nachweis der Fäkalindikatorbakterien *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken. Zur Charakterisierung der Herkunft der fäkalen Belastungen wurde zusätzlich ein molekularbiologisches Microbial Source Tracking-Verfahren eingesetzt. Über wirtsspezifische DNA-Marker kann eine fäkale Verunreinigung einem Verursacher (z.B. Mensch oder Wiederkäuer) zugeordnet werden.
- Erfassung von **Antibiotikaresistenzen** durch die Quantifizierung von acht klinisch relevanten Antibiotikaresistenzgenen. Die untersuchten Gene codieren für Resistenzmechanismen gegen die Antibiotika Sulfonamide, Erythromycin, Fluorchinolone und verschiedene Beta-Laktame (ampC Beta-Laktamasen, ESBL und Carbapenemasen).

2.1.5 Untersuchungen zu Mikroplastik in Mischwasserentlastungen

Im Anschluss an die Beprobung eines Entlastungsereignisses durch das KIT am DB3 erfolgte die Probenahme zur Untersuchung der Mikroplastikkonzentration durch die Universität der Bundeswehr München. Dafür wurde ein im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsprojekts „PLASTRAT (Lösungsstrategien zur Verminderung von Einträgen von urbanem Plastik in limnische Systeme)“ zum Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt - Quellen - Senken - Lösungsansätze“ entwickeltes Filterrack an die Probenahmeeinrichtung des KIT gekoppelt. Mittels Kreiselpumpe wurde die Probe über eine Edelstahl-Filterkaskade (Maschenweiten: 50, 100 und 500 µm) gesaugt, um Kontaminationen durch das Probenahmesystem zu vermeiden. Da organische und anorganische Partikel die Mikroplastikanalytik erheblich stören, wurde die so aufkonzentrierte Probe mit Wasserstoffperoxid und Ultraschallbad behandelt, sowie anschließend eine Dichteseperation durchgeführt. Die zurückgebliebenen Partikel wurden auf einen Messfilter überführt und mittels Raman-Spektroskopie analysiert. Für eine ausführliche Verfahrensbeschreibung vgl. Wick et al. (2020). Zum Zeitpunkt der Erstellung des Abschlussberichts lagen noch keine Ergebnisse vor. Sie werden zu gegebener Zeit von der Universität der Bundeswehr veröffentlicht.

2.2 Auswahl der untersuchten Entlastungsanlagen

2.2.1 Vorauswahl und Anlagenbesichtigung

In Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt wurden zehn Mischwasserentlastungsanlagen ausgewählt, die die Situation in Bayern hinsichtlich der regionalen Verteilung (Topographie, Niederschlag), der Art der Einzugsgebiete (Charakter, Vorentlastungen), der Beckentypen und -volumina repräsentativ abbilden.

Vom Bayerischen Landesamt für Umwelt erfolgte eine Vorauswahl von Mischwasserbehandlungsanlagen nach folgenden Kriterien:

- Interesse und Kooperationsbereitschaft der Anlagenbetreiber (Übernahme der Beprobung durch das Personal vor Ort)
- Anlage verfügt über die notwendige Infrastruktur (Stromanschluss, Entlastungsmessungen und Datenaufzeichnung, Stellflächen für Probensammler)
- gute Zugänglichkeit ist gegeben

Mithilfe dieser Kriterien wurden 32 Anlagen vorausgewählt und besichtigt. 16 Anlagen waren Durchlaufbecken, 8 Anlagen Fangbecken und weitere 8 Anlagen Stauraumkanäle. 7 der Anlagen waren als letzte Speicherbauwerke vor der Kläranlage ausgeführt.

Im Zuge der Besichtigung wurden neben den oben genannten Kriterien die folgenden Eignungskriterien für Messkampagne 1 geprüft:

- Messung des Entlastungsabflusses ist vorhanden
- Mittlere Entlastungshäufigkeit² (gemäß Angaben der Betreiber)
- Konstruktive Gestaltung und Betrieb entsprechen den allgemein anerkannten Regeln der Technik (ATV-A 128 1992; DWA-A 166 2013)

Insgesamt 14 Anlagen kamen für eine Untersuchung nicht in Frage und wurden aussortiert.

2.2.2 Untersuchte Anlagen

Anlagen in Messkampagne M1

Die zehn Anlagen für M1 wurden dann in Abstimmung mit dem Auftraggeber nach ihrer regionalen Verteilung (Niederschlagsverteilung und Neigung des Einzugsgebietes, Aufspaltung in Nord-Süd-Achse) und aufgrund einer ausgewogenen Verteilung nach Fangbecken, Durchlaufbecken und Stauraumkanal in städtischen und ländlichen Gebieten ausgewählt (Tabelle 2.1, Abbildung 2.1). Dabei wurde versucht, eine für Bayern möglichst repräsentative Auswahl zu treffen.

² Für Bayern wird davon ausgegangen, dass die mittlere Entlastungshäufigkeit in einer Größenordnung von etwa 15 bis 25 Tagen pro Jahr liegt. Um sicherzustellen, dass sich die Anzahl der verwertbaren Entlastungsereignisse um diesen Bereich bewegt, wurden bewusst auch Becken mit höheren durchschnittlichen Entlastungsaktivitäten ausgewählt.

Tabelle 2.1: Untersuchte Mischwasserentlastungsanlagen

Anlage	Anordnung	V in m ³	V _s in m ³ /ha ¹⁾	q _{Dr} in l/(s·ha) ¹⁾	Bauart	Einzugsgebiet
DB1	N	168	22,7	1,2	Rechteckbecken, geschlossen	Ländlich geprägte Gemeinde, offene Bebauung, geringe Siedlungsdichte
DB2	N	597	29,9	3,2	Rechteckbecken, geschlossen	Ländlich geprägtes Wohngebiet
DB3	N	3.788	89,1	5,6	2 Rundbecken, offen	Mittelstädtisch
DB4	N	825	13,3	2,1	Rechteckbecken, offen	Kleinstädtisch bis ländlich, Klinik
DB5	N	1.325	16,6	6,3	Rechteckbecken, offen	Mittelstädtisch
DB6	N	5.700	20,8	2,4	Rechteckbecken mit 3 Kammern, geschlossen	Großstädtisch
FB1	N	1.100	53,1	2,9	Rechteckbecken, geschlossen	Ländlich geprägter Ortsteil
FB2	N	457	15,5	1,2	Rechteckbecken, geschlossen	Städtisches Wohngebiet
SK1	H	4.074	95,0	43,0	Stauraumkanal, geschlossen	Großstädtisch
SK2	H	1.456	9,9	2,2	Stauraumkanal, geschlossen	Wohngebiet, mittelständische Unternehmen

DB = Durchlaufbecken, SK = Stauraumkanal, FB = Fangbecken, N = Nebenschluss, H = Hauptschluss, V = Beckenvolumen inkl. Kanalnetzvolumen, V_s = Spezifisches Beckenvolumen (bezogen auf die direkt oder über Regenüberläufe angeschlossene, befestigte Einzugsgebietsfläche A_{E,b,a}), q_{Dr} = Drosselabflussspende.

¹⁾ Anlagen mit V_s > 20 – 30 m³/ha bzw. q_{Dr} > 2,5 – 3 l/(s·ha) weisen einen hohen Anteil indirekt über Vorentlastungen angeschlossener Flächen auf.

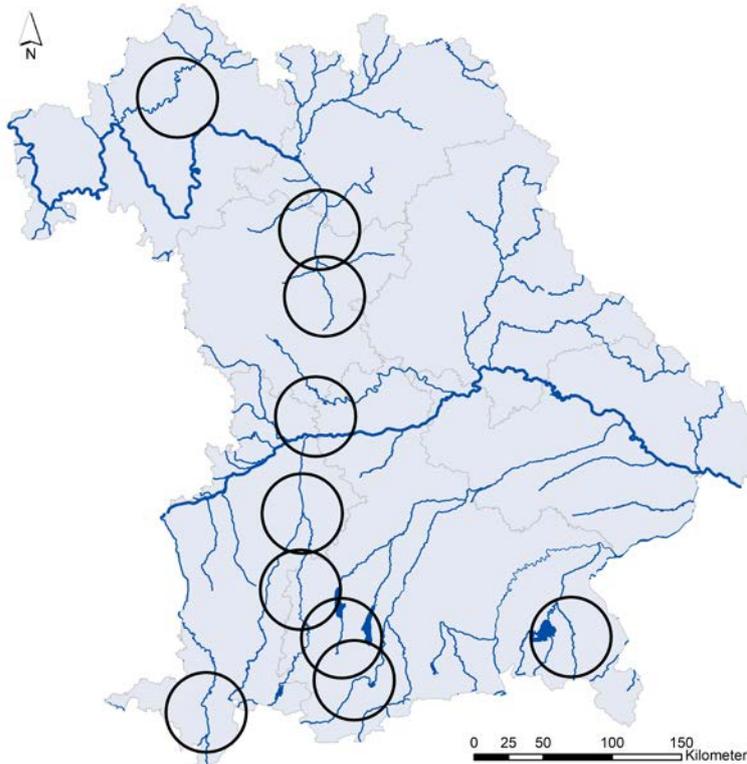


Abbildung 2.1: Lage der untersuchten Mischwasserentlastungsanlagen

Sechs der ausgewählten Anlagen sind als Durchlaufbecken im Nebenschluss ausgebildet. Neben der Speicherung von Mischwasser, wird dieses in Durchlaufbecken vor der Entlastung über den Klärüberlauf durch Sedimentation der partikulären Stoffe und durch Rückhaltung von Schwimm-, Leicht- und Grobstoffen mechanisch gereinigt (DWA-A 166 2013). Fangbecken hingegen haben nur die Aufgabe, den Spülstoß zu speichern. Die beiden untersuchten Stauraumkanäle sind mit zwischenliegender Entlastung ausgeführt. Im Fall des SK2 ist die Entlastung kurz vor dem Drosselbauwerk angeordnet. In Stauraumkanälen besteht bei hohen Fließgeschwindigkeiten die Gefahr des Austrags sedimentierbarer Stoffe sowie der Remobilisierung von Ablagerungen aus der Stauraumkammer (DWA-A 166 2013).

Anlagen in Messkampagne M2

Für die weitergehende Untersuchung in Messkampagne M2 zur Anlagenwirksamkeit wurden auf Basis der ersten Erfahrungen zur Betriebsweise und Entlastungsaktivität der 10 Anlagen in der Etablierungsphase von M1, der konstruktiven Gestaltung der Becken, sowie der technischen Voraussetzungen folgende drei Anlagen ausgewählt.

- DB6: großes Durchlaufbecken mit städtischem Einzugsgebiet
- DB2: kleineres Durchlaufbecken mit ländlich geprägtem Einzugsgebiet
- FB2: Fangbecken mit innerstädtischen Einzugsgebiet ohne Vorentlastungen.

Aufgrund der Wahl eines Fangbeckens wurde an dieser Anlage eine Kombination der Messkampagnen M2 und M3 mit einem Feststoffsammler am Beckenüberlauf und einem automatischen Probenehmer im Zulauf (Beprobung ab Beckenfüllung) umgesetzt. Die Frachtbilanz erfolgte auf Basis des mit dem automatischen Probenehmer gemessenen Konzentrationsverlaufs, aus dem sowohl die zugeleiteten, als auch die entlasteten Frachtanteile berechnet wurden (vgl. 2.7.11).

Anlagen in Messkampagne M3

Für die weitergehende Untersuchung in Messkampagne M3 zur Ereignisdynamik wurden die Anlagen FB2, DB2, DB5 und SK2 ausgewählt. Da ein Fokus auf den Vergleich der Konzentrationsdynamik zwischen unterschiedlichen Beckentypen gelegt werden sollte, wurden Eigenschaften der Becken und der zugehörigen Einzugsgebiete für die Auswahl geprüft. Zudem mussten praktische Kriterien wie die Möglichkeit der Einrichtung weiterer repräsentativer Probenahmestellen und die Verfügbarkeit von automatischen Probenehmern berücksichtigt werden.

2.3 Messeinrichtungen

Die vorhandenen Messeinrichtungen an den Klär- und Beckenüberläufen wurden mit dem Ziel der korrekten Erfassung der Entlastungsaktivität, sowie für die Verfügbarkeit verlässlicher Messsignale zur Ansteuerung der volumenproportionalen Probenahme überprüft (2.3.1). An drei Anlagen wurden zusätzlich zu den vorhandenen Messeinrichtungen Durchflussmessgeräte im Entlastungsgerinne eingebaut (2.3.2). Für alle Anlagen wurde geprüft, ob eine Nachrüstung von Durchflussmessungen im Zulauf möglich wäre und ob die Zulaufmenge sich aus den verfügbaren Messdaten berechnen lässt (2.3.3). Um ein reguläres Betriebsverhalten der Anlagen sicherzustellen, wurden zudem die vorhandenen Drosselorgane geprüft (2.3.4).

2.3.1 Prüfung der Messeinrichtungen an den Überläufen

Messstellenprüfung

Ein Kriterium für die Anlagenauswahl war die Verfügbarkeit einer Messung der Entlastungsabflüsse. Diese ist in der Regel in Form von Ultraschall- und/oder Drucksonden für die Erfassung des Wasserstandes umgesetzt. Für die Auswertung von Wasserstands-Messdaten von Regenüberlaufbecken hinsichtlich Überlaufdauer, -häufigkeit und -volumen ist sicherzustellen und ggf. regelmäßig zu prüfen, dass die Messeinrichtung korrekt misst und die Höhe der Überlaufschwelle richtig implementiert ist, damit die Messergebnisse aussagekräftig sind (BayLfW 2001; BayLfU 2012).

An acht der ausgewählten Anlagen wurde vom Projektpartner UFT im Zeitraum Dezember 2016 bis März 2017 eine Messstellenprüfung durchgeführt. Dabei wurde jeweils in vier Schritten vorgegangen:

1. Sichtung des Bauwerkes
2. Höhenmäßiges Einmessen des Nullpunktes der Messeinrichtung auf N.N. und gegenüber der Überlaufschwelle des Regenbeckens bzw. der Beckensohle unter dem Sensor. Nach einer Inspektion der Messstelle wurde zunächst die Unterkante der Drucksonde höhenmäßig sorgfältig gegenüber der Überlaufschwelle des Regenbeckens eingemessen. Dies wurde je nach den örtlichen Gegebenheiten mit einem Laserentfernungsmesser oder Zollstock durchgeführt. Abweichungen gegenüber den vorhandenen Auswerteunterlagen wurden notiert.
3. Der nächste Schritt war das Vorgeben eines bekannten „Wasserstandes“ und Überprüfung der Anzeige der Wasserstandsmessung. Ergänzend zum Merkblatt 4.3/14 (BayLfU 2012), das die Überprüfung und Beurteilung ausschließlich für die Sonden, die die Entlastungsaktivität messen, empfiehlt, wurden nach Vorgabe des Auftraggebers auch für die Beckenfüllstands-Sonden und für eine Gewässersonde jeweils mindestens drei Wasserstände simuliert. Dabei wurde folgendermaßen vorgegangen:
 - a. Die Drucksonden wurden aus den Hüllrohren in den Bauwerken herausgenommen, ggf. geputzt und in unterschiedlicher Tiefe in ein transportables, 1,00 m bzw. 2,00 m hohes, wassergefülltes Kunststoff-Standrohr eingehängt und die Wasserstände über Sondenunterkante direkt gemessen. Die Beckenfüllstands-Sonden mit Messbereichen größer als 1,00 m wurden wegen der

begrenzten Standrohrhöhe von maximal 2,00 m nur im unteren Messbereich getestet. Bei zu kurzen Sondenkabeln musste die Überprüfung im 1 m-Rohr stattfinden. Es wurde auch ein Druckmesssondenprüfgerät eingesetzt. Hier wird die Drucksonde einem definierten Luftdruck ausgesetzt. Der angezeigte Druck in m wird dann wieder mit der Anzeige im Schaltschrank verglichen.

- b. Ultraschall-Wasserstandssensor: Diesem wurde mit Hilfe einer darunter gehaltenen waagerechten Platte, dem Prüfteller, ein Wasserstand vorgetäuscht. Der Abstand zwischen Sensor und Platte wurde mit dem Lasermessgerät bzw. einem Zollstock gemessen. Wird der Abstand Sensor-Platte von dem Abstand Sensor-Nullpunkt abgezogen, dann erhält man den Wert, der am Schaltschrank angezeigt sein sollte. Diese Berechnung kann jedoch nur durchgeführt werden, wenn der eingestellte Nullpunkt der Messung bekannt ist.
4. Parallel zur Messwertsimulation im Bauwerk wurde der im Schaltschrank angezeigte Wasserstand abgelesen und dessen Abweichung zum simulierten Wasserstand berechnet. Abweichungen sind oft auf eine Nullpunktdrift des Sensors zurückzuführen. Das ist daran zu erkennen, dass die absoluten Abweichungen auch bei unterschiedlich hohen vorgegebenen Wasserständen etwa gleich groß bleiben. Nach dem Praxisratgeber „Messeinrichtungen an Regenüberlaufbecken“ (BayLfW 2001) ist eine Abweichung zwischen vorgegebenem und angezeigtem Wasserstand von weniger als ± 2 cm bei der Entlastungsmessung praktisch erreichbar und zulässig.

Die wesentlichen Ergebnisse der von UFT durchgeführten Messstellenprüfungen sind in 3.1.1 zusammengefasst. An den übrigen zwei Anlagen war eine Prüfung der vorhandenen Messeinrichtungen nicht notwendig, da diese im Jahr vor Beginn des Monitorings entweder geprüft oder neu installiert worden waren.

Fortlaufende Prüfung der Abflussdaten

Die Analogsignale der überprüften Messstellen wurden von den Anlagenbetreibern für die Verarbeitung im Steuergerät der installierten Probenahmeeinrichtungen bereitgestellt (vgl. 2.4.1). Damit wurden die Wasserstände im gesamten Untersuchungszeitraum in minütlicher Auflösung erfasst, Abflüsse berechnet und Ereignisse hinsichtlich Volumen und Dauer ausgewertet. Die ermittelten Daten wurden mit der Ereignisprotokollierung der Anlagenbetreiber abgeglichen. Sofern verfügbar, wurden auch Abflussganglinien verglichen. Traten bei dieser redundanten Signalverarbeitung Differenzen auf, wurden diese zum Anlass genommen, die Daten gegen zu prüfen, Fehler zu identifizieren und zu korrigieren.

2.3.2 Zusätzliche Durchflussmessungen im Entlastungsgerinne

An drei Anlagen wurden durch den Projektpartner UFT im Entlastungsgerinne Durchflussmesseinrichtungen nachgerüstet, um die aus Wasserstandsmessungen berechneten Entlastungsabflüsse mit einer zusätzlichen Messung zu verifizieren. Hierbei kamen Kombisensoren mit Fließgeschwindigkeitssensor durch Kreuzkorrelation und Höhenmessung über Wasserultraschall sowie redundant über Druck zum Einsatz. Diese wurden als Keilsensor auf dem Gerinneboden befestigt. Je nach Gefälle des Kanalabschnittes wurde ein Staulement jeweils unmittelbar unterhalb der Messstelle montiert. Am FB1 wurde aufgrund der besonders steilen Entlastungsleitung als weitere redundante Messung ein UFT-Parabelmesswehr mit einem Hängedruckmessumformer (keramische Messzelle) eingebaut (Abbildung 2.2). Eine Gegenüberstellung der mit verschiedenen Methoden erhobenen Messdaten erfolgt im Ergebnisteil (3.1.3).



Abbildung 2.2: Durchflussmessstelle am FB1

2.3.3 Durchflussmessungen im Zulauf

Im Zuge der Anlagenbegehung wurde die Möglichkeit der Nachrüstung von Durchflussmesseinrichtungen im Zulauf geprüft. In den meisten Fällen lagen aufgrund der Kanalnetzführung ungünstige Bedingungen (Krümmung, Gefälle, mehrere Zulaufleitungen) für die Ausbildung eines gleichförmigen Geschwindigkeitsprofils vor. Die Zuflüsse waren anhand der verfügbaren Messdaten aus der Drosselwassermenge und den Entlastungsabflüssen unter Berücksichtigung der Rückhalteänderung im Becken bestimmbar.

2.3.4 Prüfung der Drosselfunktion

Drosseleinrichtungen reagieren in der Regel weit weniger empfindlich auf Installations- und Wartungsfehler als Überlaufmesseinrichtungen und sind im Rahmen der Selbstüberwachung vom Anlagenbetreiber auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. Die an den untersuchten Anlagen eingesetzten Drosseleinrichtungen sind in Tabelle 2.2 zusammengestellt.

Tabelle 2.2: Drosseleinrichtungen der untersuchten Anlagen

Anlage	Drossel
DB1	Pumpwerk mit MID
DB2	Pumpwerk mit MID und frequenzgeregelten Pumpen
DB3	Hauptpumpwerk der Kläranlage
DB4	Schwimmer-Schieber-Drossel
DB5	Schieber-Drossel
DB6	MID-Abflussregler
FB1	MID-Abflussregler
FB2	Waagedrossel
SK1	Hauptpumpwerk der Kläranlage
SK2	Schieber-Drossel

Für den Großteil der ausgewählten Anlagen wird der Drosselabfluss durch magnetisch-induktive Durchflussmessgeräte (MID) geregelt oder zumindest mit einem solchen aufgezeichnet. MID haben erfahrungsgemäß nur selten systematische Messfehler. Schäden in der Elektronik zeigen sich meist durch Totalausfall oder unplausible Messwerte. Eine in-situ-Überprüfung des gemessenen Drosselabflusses mit mobiler Durchflussmessung wurde für diese Drosseleinrichtungen nicht durchgeführt. Stattdessen wurde eine vereinfachte Überprüfung des Drosselabflusses in Abhängigkeit vom Füllstand im Trennbauwerk oder dem vorgeschalteten Beckenvolumen anhand von Ganglinien ausgewählter Ereignisse aus der Datenaufzeichnung der Anlagenbetreiber durchgeführt. Als Beurteilungskriterium wurde in Anlehnung an Klepizewski (2017) und DWA-A 111 (2010) eine maximale Abweichung vom gegebenen Sollwert bzw. Bemessungsdrosselabfluss von $\pm 20\%$ verwendet.

Die Drosselabflüsse der Anlagen DB2, DB3, DB6, FB1 und SK1 bewegten sich über den gesamten Einstaubereich innerhalb des Toleranzbereiches von $\pm 20\%$. Am DB1 lag der Drosselabfluss im betrachteten Zeitraum überwiegend innerhalb des Toleranzbereiches, zeitweise waren Abweichungen $> 20\%$ zu beobachten. Das Pumpwerk der Anlage ist während Einstauereignissen nicht kontinuierlich aktiv. Da der Betrieb von einem nachgeschalteten Speicherbauwerk gesteuert wird, entspricht dies dem Regelbetrieb.

Bei rein mechanischen Drosseln mit beweglichen Teilen kann eine Drosselüberprüfung sinnvoll sein, da mechanische Schwergängigkeit oder Teilverlegungen Auswirkungen auf den Drosselabfluss haben können. Dies betrifft die Anlagen DB4, DB5, FB2 und SK2.

Die am FB2 verbaute Waagedrossel wurde von UFT mittels mobiler Durchflussmessung geprüft. Dazu wurde das Trennbauwerk mehrfach eingestaut und der Drosselabfluss während der Entleerungsphase aufgezeichnet. Der Drosselabfluss stimmte im Rahmen der Abweichungen ($\pm 20\%$) mit dem Bemessungsabfluss überein.

Für die am DB4 verbaute Schwimmer-Schieber-Drossel lag eine aktuelle Wartung mit indirekter Prüfung des Drosselabflusses vor. Mittels hydraulischer Berechnung anhand der messtechnisch erfassten Öffnungsfläche und Vorstauhöhe wurde der eingestellte Bemessungsabfluss von 128 l/s bestätigt.

Am SK2 wird mittels Kanalnetzsteuerung ein dynamischer Sollwert für den Drosselabfluss gesetzt. Der Istwert wird als Differenz zweier Durchflussmessungen (MID im Hauptkanal und Ultraschallfüllstandsmessung im Nebenkanal) ermittelt, die zuletzt im August

2016 geprüft und kalibriert wurden. Der räumliche Versatz der Messstellen bedingt durch die Fließzeiten eine geringe zeitliche Verzögerung des Durchflusssignals. Nach Angabe des Betreibers ist die Messung jedoch ausreichend stabil, um den Drosselschieber zu steuern. Der Drosselabfluss bewegt sich bis auf kurzzeitige Überschreitungen im Toleranzbereich um den Sollwert. Die beobachteten Überschreitungen über + 20 % sind vermutlich auf die träge Reaktion des Drosselschiebers zurückzuführen.

Für das DB5 wurde keine Drosselprüfung durchgeführt. Ziel war an diesem Standort zunächst nur die Erfassung der Entlastungsqualität und keine Untersuchung in M2. Ein regulärer Drosselbetrieb wurde unterstellt.

2.4 Probenahme

2.4.1 Volumenproportionale Beprobung mit Feststoffsammler (M1, M2)

In den Messkampagnen M1 und M2 wurden volumenproportionale Ereignismischproben von Mischwasserentlastungen mit Feststoffsammlern gewonnen. Dieses Probenahmesystem wurde vom KIT-IWG entwickelt und in den vergangenen zehn Jahren in verschiedenen Untersuchungen zur Wirksamkeit von Regenwasserbehandlungsanlagen sowie zum Eintrag von Schadstoffen aus urbanen Gebieten eingesetzt (z.B. Fuchs et al. 2010; Eyckmanns-Wolters et al. 2013; Fuchs et al. 2014; Kemper et al. 2015). Bekannte Schwächen konventioneller Probenehmer (bspw. begrenzte Beprobungsdauer) werden reduziert und eine Partikelmenge zur Verfügung gestellt, die für weitere Analysen genutzt werden kann und über das Herstellen von Ereignis- oder Langzeitmischproben eine sichere Abschätzung mittlerer Konzentrationen erlaubt. Durch die Möglichkeit zur Analyse partikelassoziierter Mikroschadstoffe in der Festphase wird zudem das Problem zu hoher Bestimmungsgrenzen für die Wasserphase ausgeschlossen.

Die Feststoffsammler bestehen aus einem Sammelbehälter, einer Probenahmepumpe und einer für diese Anwendung entwickelten Steuerungseinheit (Abbildung 2.3). Die Ansteuerung der Probenahme an den Mischwasserentlastungen erfolgte über Messsignale, die von den geprüften Messeinrichtungen (2.3.1) an die Steuerung weitergeleitet wurden. Diese berechnete anhand hinterlegter Funktionen den Entlastungsabfluss (Tabelle 2.3) und aktivierte in definierten Volumenintervallen die Probenahmepumpe. Die Intervalle von 20 bis 400 m³ wurden für jede Anlage so gewählt, dass bis zur Tankfüllung auch lange und großvolumige Ereignisse über ihre gesamte Dauer beprobt werden konnten. Ein Schwimmerschalter stoppte die Beprobung bei Füllung des Tanks.

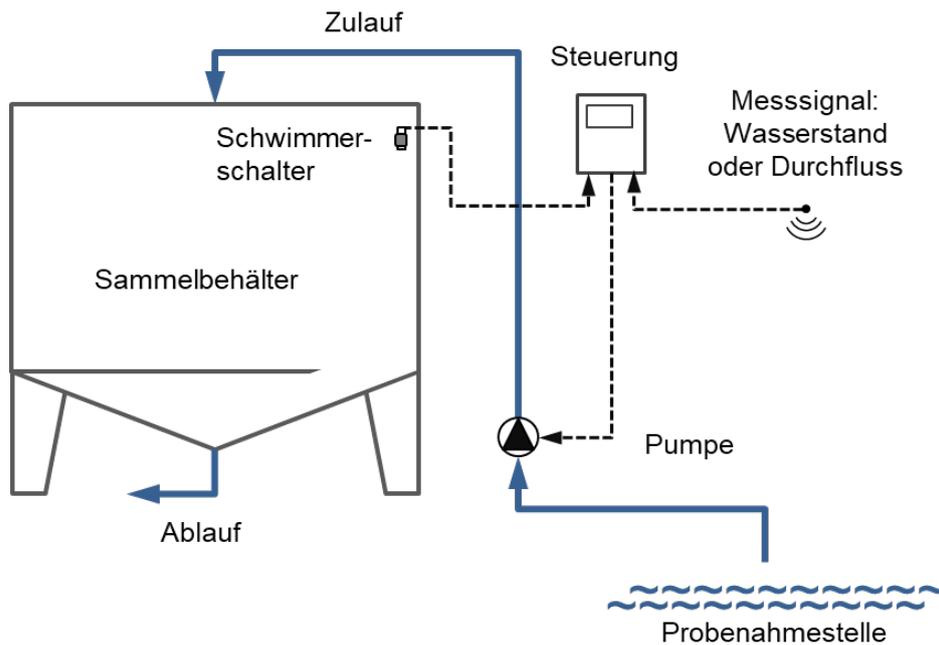


Abbildung 2.3: Schematische Darstellung eines Feststoffsammlers

Tabelle 2.3: Zur Ansteuerung der Beprobung verwendete Messsignale und angewandte Abflussberechnung

Probenahmestelle	Messeinrichtung	Signal	Abflussberechnung
DB1 KÜ	Ultraschallsonde im Zulauf	Wasserstand	An Kennlinie gefittetes Polynom
DB2 Zulauf und KÜ	Radarsonde im Zulauf	Wasserstand	An Kennlinie gefittetes Polynom
DB3 KÜ	Ultraschallsonde in Becken 1	Abfluss	-
DB4 KÜ+BÜ	Ultraschallsonde (KIT)	Wasserstand	Poleni-Formel
DB5 KÜ	Ultraschallsonde am Klärüberlauf	Wasserstand	Poleni-Formel
DB6 Zulauf und KÜ	Drucksonde am Klärüberlauf in der mittleren Beckenkammer	Abfluss	-
DB6 Zulauf während Füllung	Drucksonde über dem Pumpensumpf in Beckenkammer 1	Wasserstand	-
FB1 BÜ	Horizontal installierte Ultraschallsonde an Stauschild	Auslenkung	Lineare Kennlinie
FB2 BÜ	Drucksonde am Beckenüberlauf	Wasserstand	Poleni-Formel
SK1 BÜ	Stauschild-Winkelgeber	Winkel	Lineare Kennlinie
SK2 BÜ	Ultraschallsonde vor der Schwelle	Wasserstand	An Kennlinie gefittetes Polynom

Als Sammelbehälter wurden Edelstahl tanks mit einem Volumen von 1.000 l verwendet. Das gesammelte Probenmaterial reichte damit auch bei kleinen Entlastungsereignissen und geringerem Volumen für eine umfangreiche Schadstoffanalytik aus. Alle Komponenten des Feststoffsammlers mit langer Kontaktzeit zur Probe (Tank, Hähne) wurden in Edelstahl ausgeführt, um Minder- bzw. Mehrbefunde aufgrund von Adsorptions- und Desorptionsprozessen zu minimieren. Zur Materialauswahl wurden Vorversuche durchgeführt. Zum Schutz vor direkter Sonneneinstrahlung wurden die Feststoffsammler in Holzhütten untergebracht.

Probenahmepumpen

Für die Probenahme wurden zu- und überlaufseitig identische, leistungsstarke Peristaltik- bzw. Schlauchpumpen eingesetzt, die außerhalb aufgestellt auch aus Ex-geschützten Bereichen in geschlossenen Becken Proben ziehen konnten. Die Kombination der aus dem Einsatz resultierenden Anforderungen an die Pumpe von a) bis zu 8 m Ansaughöhe (trocken), b) intermittierender Betrieb mit einer Vielzahl von Schaltvorgängen pro Stunde, c) 220 V Antrieb, erforderte eine in Zusammenarbeit mit dem Pumpenhersteller spezifisch angepasste Lösung (Tabelle 2.4).

Tabelle 2.4: Technische Beschreibung der Schlauchpumpe

Fördermenge	1,09 m ³ /h bei 30 U/min Intervallbetrieb
Max. Förderdruck	2 bar
Max. Saughöhe	Bis 8 m
Max. Feststoffgröße	5 mm
Schlauch	NR (Naturgummi), Polyamidverstärkt, DN 30
Anschlusseinsätze	Edelstahl
Saug-/Druckanschluss	Ø 25 mm
Gewicht in kg	78 kg
Getriebemotor	1,5 kW, 1.450 U/min, IP 55, 230V Einphasenmotor
Abtriebsdrehzahl	30 U/min bei 50 Hz

Die hydraulische Förderleistung der verwendeten Schlauchpumpe wurde in einem Testlauf am KIT-IWG überprüft. Dazu wurde Leitungswasser mit dem auch zur Probenahme eingesetzten 25 mm-PVC-Spiralschlauch über verschiedene Ansaughöhen und Schlauchlängen gepumpt. Die Ansaugzeit bis der Schlauch gefüllt war und bis das Wasser den Pumpeneingang erreicht hatte wurde ermittelt. Zur Bestimmung der Fördermenge wurde die Zeit nach Füllung des Schlauchs bis zur Förderung von 10 l für jeden Versuch zweifach bestimmt und gemittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2.5 dargestellt.

Tabelle 2.5: Ergebnisse des Testlaufs zur Förderleistung der Schlauchpumpe

Ansaughöhe in m	Länge Ansaugschlauch in m	Länge Druckschlauch in m	Ansaugzeit je Schlauchmeter in s/m	Fördermenge in m ³ /h
0	11	5	-	1,29
6,4	20	5	2,1	1,17
6,4	11	5	2,2	1,11
8,1	11	5	2,4	1,05

- = nicht gemessen

Die gemessene Förderleistung liegt auch bei 8 m Ansaughöhe im Bereich der vom Hersteller angegebenen Förderleistung (Tabelle 2.4) und ermöglicht bei einer vergleichsweise geringen Drehzahl von 30 U/min einen stabilen Betrieb für die vorgesehenen Anwendungen.

Die Förderzeit für die einzelnen Teilprobenahmen wurde auf 32 s festgelegt um eine Teilprobenmenge von ca. 10 l zu erhalten. An zwei Standorten mit hoher Ansaughöhe bzw. Schlauchlänge wurden davon abweichend höhere Förderdauern und Teilprobenmengen verwendet.

In Bezug auf die stoffliche Förderleistung der Probenahmepumpe wurden ebenfalls Untersuchungen durchgeführt. Aus einem mittels Tauchpumpe durchmischten Vorlagebehälter mit 300 l Wasser und 500 mg/l Millisil® W4 (Quarzmehl mit konfektionierter Korngrößenverteilung < 250 µm) wurde über eine Ansaughöhe von 5,4 m und eine Saugschlauchlänge von 6,8 m gepumpt und jeweils 2 Stichproben der Fördermenge auf AFS63 und AFSgrob untersucht (vgl. 2.5). Der Versuch wurde 5-mal wiederholt und zeigt bei einer gewissen Variabilität, dass keine Klassierung im Probenahmeschlauch erfolgt. Die gepumpte AFS63-Konzentration betrug 207 mg/l ± 9 % gegenüber 208 mg/l ± 5 % in der Vorlage, die AFSgrob-Konzentration 263 mg/l ± 19 % gegenüber 293 mg/l ± 16 % in der Vorlage.

Ein weiterer worst-case Versuch bestätigte, dass auch Sand verlustfrei von der Pumpe transportiert wird. 20 g Sand wurde in einem 10 l Eimer angesetzt und mit der Schlauchpumpe über 5,4 m nach oben gefördert. Die Wiederfindung lag bei 99,4 – 100,1 % (n = 4).

Probenahmestellen

Die überlaufseitigen Probenahmestellen (M1) wurden im Entlastungskanal oder beckenseitig unmittelbar am Überlauf so gewählt und eingerichtet, dass eine möglichst repräsentative, gut durchmischte Probe zu erwarten war (Tabelle 2.6). Dabei mussten konstruktive und betriebliche Voraussetzungen berücksichtigt werden. Bei den Durchlaufbecken wurden die Klärüberläufe beprobt, bei den Fangbecken und Stauraumkanälen jeweils der Beckenüberlauf.

Tabelle 2.6: Ausführung der Probenahmestellen

Anlage	Probenahmestellen
Überlauf (M1)	
DB1	Schlauchanbringung beckenständig am Klärüberlauf
DB2	Auffangrinne am Klärüberlauf
DB3	Kunststoffschwelle im Entlastungskanal
DB4	Scharfkantiges Kunststoffwehr im nachgeschalteten Überlaufbauwerk (nach Zusammenführung von Klär- und Beckenüberlauf)
DB5	Schlauchanbringung beckenständig am Klärüberlauf
DB6	Auffangrinne an Absatz im Klärüberlaufgerinne
FB1	Schlauchanbringung beckenständig am Beckenüberlauf
FB2	Schlauchanbringung beckenständig am Beckenüberlauf
SK1	Betonschwelle im Entlastungskanal
SK2	V-Messwehr im Entlastungskanal
Zulauf (M2)	
DB2	Zulaufseitig in der Mitte der Zulaufschwelle
DB6	Mittig im Zulaufgerinne, auf Höhe der Zulaufschwelle zu Beckenkammer 1

Die zulaufseitigen Probenahmestellen (M2) wurden im Zulauf- oder Trennbauwerk ebenfalls mit dem Ziel gewählt, eine möglichst repräsentative Probe des der Anlage zufließenden Mischwassers zu erfassen (Tabelle 2.6). Maßgeblich war hierbei die Entnahme aus einem anhand der Geometrie des Bauwerks als möglichst turbulent durchmischten identifizierten Bereich. Die Probenahme erfolgte nicht sohlennah, sondern jeweils in Höhe

der Zulaufschwelle zum Becken. Da die feinen Feststoffe $< 63 \mu\text{m}$ im Fokus der Wirksamkeitsbetrachtung standen, wurden eventuell an der Sohle oder im Trennbauwerk zurückgehaltene Grobfractionen von der Probenahme möglicherweise nicht vollständig erfasst bzw. vernachlässigt. Für ein sich bei turbulenten Bedingungen im Zulaufbereich ausbildendes Höhenprofil der feinen Feststoffe $< 63 \mu\text{m}$ gibt es aktuell keine Hinweise. Daher wurden die Probenahmestellen nicht aufschwimmend, sondern in einer Höhe fix installiert.

2.4.2 Homogenisierte Mischprobe

Nach Entlastungsereignissen wurde aus dem Feststoffsammler eine homogenisierte Mischprobe entnommen. Zur Homogenisierung wurde die Probe im Behälter mit einer Tauchpumpe ca. 5 Minuten umgewälzt. Mit einem Schöpfer wurden dann Stichproben entnommen und in vier Probeflaschen abgefüllt (Abbildung 2.4):

- 2 l PE-Flasche für konventionelle Abwasserparameter,
- 2 l Braunglasflasche für organische Schadstoffe,
- 0,25 l LDPE-Flasche für Schwermetalle mit Säurevorlage (2,5 ml einer 1:2 verdünnten konz. Salpetersäure),
- 0,1 l Duranglasflasche für Quecksilber mit Säurevorlage (2 ml einer 1:2 verdünnten konz. Salpetersäure und 1 ml Kaliumdichromat-Lösung (1,25 g $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ in 250 ml 1:2 verdünnter konz. Salpetersäure)

Nach der Probenahme wurde der Feststoffsammler entleert und gereinigt. Das Betriebspersonal wurde anhand von realen Ereignissen in die Vorgehensweise eingewiesen, erhielt eine zu befolgende Probenahmenvorschrift und führte für jede Probenahme ein Protokoll.



Abbildung 2.4: Homogenisierung mit Tauchpumpe im Feststoffsammler, Probenahmeflaschen, Entnahme der homogenisierten Mischprobe aus dem Feststoffsammler.

2.4.3 Feststoffprobe

Für die Untersuchung der Anlagenwirksamkeit in Messkampagne M2 wurde die Beprobung der Feststoffsammler um die Entnahme abgesetzter Feststoffproben ergänzt. Bei dieser aufwändigeren Vorgehensweise werden Feststoffmengen entnommen, die sich für eine weitere Untersuchung der Partikelbeschaffenheit eignen, sowie eine sehr robuste Ermittlung der Feststoffkonzentrationen für die Berechnung des Wirkungsgrades erlauben. Auch für den Fall, dass partikelassoziierte Schadstoffe in der homogenisierten Mischprobe nicht nachweisbar gewesen wären, bestand diese Möglichkeit zur separaten Analyse der partikulären Phase.

Der Inhalt der Feststoffsammler wurde nach Entnahme der homogenisierten Mischprobe mind. 1 bis in der Regel max. 3 Tage stehen gelassen. Daraufhin erfolgte die Entnahme einer Überstandwasserprobe und die Entnahme der gesamten sedimentierten Feststoffe in einem möglichst geringen Volumen von bis zu 10 l (Abbildung 2.5). Das restliche Überstandwasser wurde über die Hähne des Sammel tanks abgelassen und verworfen, d.h. dem Becken wieder zugeführt. Dabei wurde so vorgegangen, dass kein Sediment verloren ging. Die Überstandwasserprobe diente der Kontrolle, wie vollständig die Sedimentation im Feststoffsammler stattgefunden hatte (Bestimmung AFS und GV). Das Betriebspersonal wurde analog zur Vorgehensweise bei der homogenisierten Mischprobe eingewiesen, erhielt eine zu befolgende Probenahmevervorschrift und führte ein Probenahmeprotokoll.



Abbildung 2.5: Sedimentierte Feststoffe am Boden des Feststoffsammlers und Entnahme der Feststoffprobe in Edelstahlkanne

2.4.4 Zeitproportionale Beprobung mit automatischen Probenehmern (M3)

Für die zeitlich aufgelöste Beprobung in Messkampagne M3 wurden automatische Probenehmer eingesetzt (Tabelle 2.7).

Am **FB2** wurde ein automatischer Probenehmer für eine Probenahmestelle im Zulaufgerinne der Anlage eingerichtet. Diese befand sich auf Höhe der Zulaufschwelle zur Speicherkammer und nur wenige Meter von der Probenahmestelle des Feststoffsammlers an der Beckenüberlaufschwelle entfernt. Der Probenahmeschlauch hatte einen Innendurchmesser von 19 mm. Die Beprobung wurde von der Steuerung des Feststoffsammlers bei Erreichen eines Grenzwertes für den Beginn des Beckeneinstaus ausgelöst.

Zunächst wurde ein 2-Minuten-Intervall mit 5 Teilproben je Flasche (10-Minuten-Mischproben) gewählt. Im März 2019 wurde der Probenehmer neu konfiguriert, um längere Ereignisse abdecken zu können (Tabelle 2.7).

Am **DB2** wurden sowohl für den Zulauf, als auch für den Klärüberlauf automatische Probenehmer installiert. Die Proben wurden in unmittelbarer Nähe zu den Probenahmestellen der Feststoffsammler gezogen. Am Überlauf konnte der Originalschlauch (12 mm) verwendet werden, am Zulauf wurde ein 16 mm Schlauch verwendet. Die Beprobung startete jeweils synchron mit den Feststoffsammlern abhängig vom Beginn des Beckeneinstaus bzw. des Überlaufs.

Am **SK2** wurde der Beckenüberlauf beprobt. Die Probenahmestelle lag in unmittelbarer Nähe zu der Probenahmestelle des Feststoffsammlers im Entlastungskanal. Zulaufseitig konnte an der Anlage keine geeignete Probenahmestelle identifiziert werden, da bis kurz vor den Überlauf seitliche Zuleitungen in den Kanal erfolgen. Der installierte Probenahmeschlauch hatte einen Innendurchmesser von 16 mm.

Ein weiterer Probenehmer wurde zur Beprobung des Klärüberlaufs des **DB5** eingesetzt. Der Originalschlauch (12 mm) konnte verwendet werden.

An allen Anlagen wurde die Dosiermenge je Teilprobe vor Ort eingestellt und in Testläufen verifiziert (n=5).

Tabelle 2.7: Konfiguration der eingesetzten automatischen Probenehmer

Anlage	DB2	DB5	FB2	SK2
Fördersystem	Vakuumsystem	Vakuumsystem	Vakuumsystem	Vakuumsystem
Flaschen	12 x 1,0 l Kunststoff	12 x 1,0 l Kunststoff	24 x 1,0 l Kunststoff	24 x 1,0 l Kunststoff
Aktive Kühlung	Ja	Ja	Ja	Defekt
Betriebsart	Ereignis	Ereignis	Ereignis	Ereignis
Flaschenbefüllung	Zeitabhängig	Zeitabhängig	Zeitabhängig	Zeitabhängig
Dosiermenge	150 ml	150 ml	200 ml	200 ml
Intervall	3 min	3 min	3 min	3 min
Probe je Flasche	6	6	5	5
Volumen je Flasche	900 ml	900 ml	1.000 ml	1.000 ml
Fülldauer	18 min	18 min	15 min	15 min
Max. Beprobungsdauer	3,6 h	3,6 h	6 h	6 h

Die Probenflaschen der automatischen Probenehmer enthielten keine Säurevorlage zur Stabilisierung der Proben für die Schwermetallanalytik. Dies ist in Hinblick auf die in M3 analysierten Schwermetalle (Blei, Zink, Kupfer) als unkritisch zu bewerten. Diese liegen überwiegend partikulär gebunden vor und nur geringe gelöste Anteile könnten an der Flaschenwand adsorbiert haben. Bei Probeneingang im Labor wurde Säure zudosiert. Die bei diesem Vorgang eventuell durch eine nicht vollständige Rücklösung adsorbierter Anteile entstandenen Minderbefunde sind als marginal einzuordnen.

2.4.5 Stichproben Trockenwetterabfluss

Der Trockenwetterabfluss wurde an allen Anlagen stichprobenartig in Form von Schöpfproben aus dem Trennbauwerk untersucht. Diese dienen einer orientierenden, qualitativen Einschätzung der Konzentrationen im Trockenwetterabfluss und wurden nicht dem Anspruch einer repräsentativen Beprobung von Tages-, Wochen- und Jahresgängen gerecht. Im Zulauf des SK1 wurden aufgrund der erschwerten Zugänglichkeit durch den Anlagenbetreiber fünf 24 h-Mischproben mit dem dort installierten automatischen Probennehmer entnommen und analysiert.

Für die endständigen Becken (DB3, DB4, DB5, SK1) oder solche in geringer Entfernung zum Kläranlagenzulauf (DB6, FB1) wurden zudem Zulaufwerte der Kläranlagen für die Jahre 2016 – 2018 angefragt, die für CSB, Stickstoff, Ammonium und Phosphor eine robuste Datengrundlage zur Einschätzung der Trockenwetterkonzentration darstellen.

2.4.6 Transport und Lagerung

Alle Proben wurden nach den Ereignissen schnellstmöglich abgefüllt, anschließend kühl aufbewahrt und bei Probenahmen von Montag bis Mittwoch unmittelbar oder am Folgetag versandt. Bei Probenahmen von Donnerstag bis Freitag wurden die Proben über das Wochenende kühl gestellt und am nächsten Werktag versandt, da samstags keine Paketannahme im Labor möglich war. Für den Versand der Proben wurden isolierte Transportboxen entwickelt (Abbildung 2.6). In die Pakete für homogenisierte Mischproben wurden Kühllakkus eingesetzt.



Abbildung 2.6: Transportbox für a) homogenisierte Stichprobe, b) Feststoffprobe und c) Flaschen aus automatischem Probennehmer

2.5 Analytik

2.5.1 Homogenisierte Mischproben und Stichproben

Die homogenisierten Mischproben der Messkampagne M1 wurden auf ein umfassendes Parameterspektrum untersucht. Dieses umfasste 12 Schwermetalle sowie 34 organische Mikroschadstoffe, darunter 9 Pestizid- bzw. Biozidwirkstoffe, 3 Pharmazeutika, 16 polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), 3 Benzotriazole, Mineralölkohlenwasserstoffe (Kohlenwasserstoffindex), den Süßstoff Acesulfam und den Weichmacher Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). Die Schadstoffanalytik wurde in ihrer Gesamtheit durch den Projektpartner DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) durchgeführt. Damit wurde die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sichergestellt.

Die konventionellen Abwasserparameter abfiltrierbare Stoffe (AFS), pH-Wert, Leitfähigkeit, chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Phosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$), Gesamt-Phosphor (TP) und Gesamt-Stickstoff (TNb) wurden im Labor des KIT-IWG bestimmt.

Tabelle 2.8 zeigt die verwendeten Methoden, in Tabelle 2.9 sind die Bestimmungsgrenzen zusammengestellt. Detaillierte Informationen zur Schadstoffanalytik sind in Anhang A beigefügt.

In den Messkampagnen M2 und M3 wurde das Parameterspektrum reduziert auf die konventionellen Abwasserparameter (bis auf Phosphat und TNb) und die Schwermetalle Blei, Zink und Kupfer. In M3 wurde zusätzlich Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) bestimmt.

Tabelle 2.8: Analyseverfahren für homogenisierte Mischproben und Stichproben

Parameter	Norm	Verfahren	Probenaufbereitung
pH	-	MultiLine P4 Universal Meter (WTW)	
Leitfähigkeit (LF)	EN 27 888 - C 8	MultiLine P4 Universal Meter (WTW)	
Orthophosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	ISO 6878-1-1986, DIN 38405 D11-4	Küvetten Test	
Gesamt-Phosphor (TP)	ISO 6878-1-1986, DIN 38405 D11-4	Küvetten Test	
Gesamt-Stickstoff (TNb)	EN ISO 11905-1	Küvetten Test	
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	DIN 38406 E5-1	Küvetten Test	
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	ISO 6060-1989, DIN 38409-H41-H44	Küvetten Test	
Abfiltrierbare Stoffe (AFS)	DIN 38409 - H 2	Vakuumfiltration Glasfaserfilter Macherey-Nagel MN 85/70, Mittleres Rückhaltevermögen 0,6 µm, Trockenschrank 105°C	
Glühverlust (GV)	DIN 38409 - H 2	Glühofen bei 550°C	
Chlorid (Cl ⁻)	DIN EN ISO 10304-1:2009-07	Ionenchromatographie DIONEX DX-120	
Schwermetalle	DIN EN ISO 17294	ICP-MS	Mikrowellenaufschluss
Quecksilber	DIN EN ISO 17852	Atomfluoreszenzspektrometrie	Mikrowellenaufschluss
Mineralölkohlenwasserstoffe	DIN EN ISO 9377-2-H53	GC-FID	Flüssig-Flüssig-Extraktion
Pestizide / Biozide, Pharmazeutika, Benzotriazole	Labormethode	LC-MS/MS	Online-Festphasenextraktion
PAK und DEHP	DIN 38407-F39	GC-MS/MS	Flüssig-Flüssig-Extraktion
Acesulfam	Labormethode	LC-MS/MS	Festphasenextraktion

Tabelle 2.9: Bestimmungsgrenzen (BG) in homogenisierten Mischproben und Stichproben

Stoffgruppe	Abkürzung	Parameter	BG	Einheit
Abwasserparameter	AFS	Abfiltrierbare Stoffe	5 ¹⁾	mg ¹⁾
	CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	5	mg/l
	TNb	Stickstoff gesamt gebunden	1	mg/l
	NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	0,015	mg/l
	TP	Phosphor gesamt	0,05	mg/l
	PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor	0,05	mg/l
	Cl ⁻	Chlorid	5	mg/l

Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern

Stoffgruppe	Abkürzung	Parameter	BG	Einheit	
Schwermetalle	Fe	Eisen	5	µg/l	
	Zn	Zink	5	µg/l	
	Cu	Kupfer	1	µg/l	
	Ni	Nickel	0,1	µg/l	
	Pb	Blei	0,1	µg/l	
	Cr	Chrom	0,1	µg/l	
	Hg	Quecksilber	0,001	µg/l	
	Cd	Cadmium	0,002	µg/l	
	Bi	Bismut	0,01	µg/l	
	Mo	Molybdän	0,01	µg/l	
	Sb	Antimon	0,1	µg/l	
	Sn	Zinn	0,1	µg/l	
PAK	NAP	Naphthalin	0,01	µg/l	
	ACY	Acenaphthylen	0,001	µg/l	
	ACN	Acenaphthen	0,001	µg/l	
	FL	Fluoren	0,001	µg/l	
	PHE	Phenanthren	0,001	µg/l	
	ANT	Anthracen	0,001	µg/l	
	Fluo	Fluoranthen	0,001	µg/l	
	Pyr	Pyren	0,001	µg/l	
	BaA	Benzo(a)anthracen	0,001	µg/l	
	Chr	Chrysen	0,001	µg/l	
	BbF	Benzo(b)fluoranthen	0,001	µg/l	
	BkF	Benzo(k)fluoranthen	0,001	µg/l	
	BaP	Benzo(a)pyren	0,0005	µg/l	
	IP	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0005	µg/l	
	DahA	Dibenz(ah)anthracen	0,001	µg/l	
	BghiP	Benzo(ghi)perylen	0,0005	µg/l	
	Pestizide/Biozide	CZIM	Carbendazim	0,01	µg/l
		ATR	Atrazin	0,01	µg/l
DIU		Diuron	0,01	µg/l	
ISO		Isoproturon	0,01	µg/l	
MET		Metolachlor	0,01	µg/l	
MCPP		Mecoprop	0,01	µg/l	
TBA		Terbutylazin	0,01	µg/l	
TBY		Terbutryn	0,01	µg/l	
TCS	Triclosan	0,01	µg/l		
Arzneistoffe	MPL	Metoprolol	0,01	µg/l	
	CBZ	Carbamazepin	0,01	µg/l	
	DCF	Diclofenac	0,01	µg/l	

Stoffgruppe	Abkürzung	Parameter	BG	Einheit
Weitere	BTR	Benzotriazol	0,01	µg/l
	4MBT	4-Methylbenzotriazol	0,01	µg/l
	5MBT	5-Methylbenzotriazol	0,01	µg/l
	MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe	0,1 / 0,2 ²⁾	mg/l
	DEHP	Di(2-ethylhexyl)phthalat	0,1	µg/l
	ACE	Acesulfam	0,05	µg/l

¹⁾ Maßgebend für die Bestimmungsgrenze der abfiltrierbaren Stoffe ist die Trockenmasse auf dem Filter. Nach DIN EN 872 sollte diese mindestens 2 mg betragen, in DIN 38 409 H 2 wird eine Trockenmasse von mindestens 20 mg gefordert. Im Rahmen der Diskussionen um die Bestimmung des Parameters AFS63 wurde in der Hochschulgruppe HSGSim die Konvention getroffen, dass die Bestimmungsgrenze 10 mg betragen sollte oder durch Wiederfindungsversuche auf mind. 5 mg gesenkt werden kann (Baum et al. 2018). Diese verringerte Bestimmungsgrenze wurde hier angewendet. Auf Wiederfindungsversuche wurde verzichtet, da jeweils AFSges, AFSgrob und AFS63 bestimmt wurden, und ein Ergebnis unter Bestimmungsgrenze anhand der beiden anderen Ergebnisse verifiziert werden konnte.

²⁾ Für Analysen ab August 2017 konnte die Bestimmungsgrenze für Mineralölkohlenwasserstoffe von 0,2 auf 0,1 mg/l gesenkt werden.

AFS63 Bestimmung

Die Fraktionierung von Feststoffen nach Korngrößen wurde in bisherigen Projekten des KIT-IWG zur Regenwasserbehandlung ausschließlich mit Absetzproben aus Feststoffsammlern durchgeführt (vgl. 2.5.2). Diese basieren auf Feststoffmassen im Grammbereich und sind daher als vergleichsweise robust einzuordnen. Vor dem Hintergrund der regulatorischen Bedeutung des Parameters AFS63 als neue stoffbezogene Zielgröße in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) besteht ein Interesse daran, die Korngrößenfraktion < 63 µm mit geringerem Aufwand auch als abfiltrierbare Stoffe in wässrigen Proben zu quantifizieren. Neben der konventionellen Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe AFSges (gesamt), wurden die homogenisierten Mischproben daher mittels Nasssiebung mit der Maschenweite 63 µm in grobe und feine Feststoffe fraktioniert um AFS63 (0,6³ – 63 µm) und AFSgrob (63 – 2000 µm) zu bestimmen. Die Methode ist trotz aktueller Bestrebungen, eine DIN-Norm zu entwickeln, noch kein Standardverfahren und Gegenstand fachlicher Diskussionen (Baum et al. 2018). Zur besseren Vergleichbarkeit mit anderen Daten ist die angewandte Methode im Folgenden detailliert beschrieben.

Die Vorgehensweise folgte im Wesentlichen den in Abbildung 2.7 angegebenen Schritten. Probenteilungen wurden durch Abgießen nach intensivem, manuellen Schütteln durchgeführt. Grobstoffe wurden über ein 2 mm Sieb abgetrennt. Die Proben wurden durch manuelles Schütteln homogenisiert und dann unmittelbar über ein 63 µm Sieb (VWR, Edelstahl, Durchmesser 20 cm) nassgesiebt. Dabei wurde mit entionisiertem Wasser aus einer Spritzflasche nachgespült. Der Siebdurchgang (< 63 µm) und der rückgespülte Siebrückstand (> 63 µm) wurden jeweils mittels Vakuumfiltration (Glasaufsatz, Filterhalter Durchmesser 47 mm, Sartorius) über Glasfaserfilter (Macherey-Nagel MN 85/70) mit einem mittleren Rückhaltevermögen von 0,6 µm filtriert und anschließend bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz, mindestens jedoch 1 – 2 Stunden, getrocknet.

Anhand einiger Proben wurde eine orientierende Vergleichsuntersuchung mit dem Labor der Technischen Universität München (TUM) durchgeführt, deren Methodik in einigen

³⁾ Das mittlere Rückhaltevermögen der verwendeten Glasfaserfilter von 0,6 µm weicht von der in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) definierten Untergrenze von 0,45 µm ab. Der Einfluss auf das Ergebnis ist vor dem Hintergrund der bei der labortechnischen Bestimmung von AFS63 aktuell erreichbaren Genauigkeit als marginal einzuordnen. Dies bestätigen Ergebnisse von Sprenger et al. 2016 sowie eigene Vergleichsuntersuchungen des KIT-IWG.

Punkten abweicht: Grobstoffe wurden bei einer Grenze von 1 mm abgetrennt. Die Proben wurden mit einem UltraTurrax mit Schneidwerkzeug für 30 s bei 10.000 U/min dispergiert. Die Filtration wurde als Vakuumfiltration mit Celluloseacetat-Membranfiltern mit 0,45 µm Porenweite durchgeführt. Es erfolgte keine Rückspülung des Siebrückstandes > 63 µm, sondern eine Wägung des Trockenrückstands. Die Ergebnisse sind in 3.2.4 beschrieben.

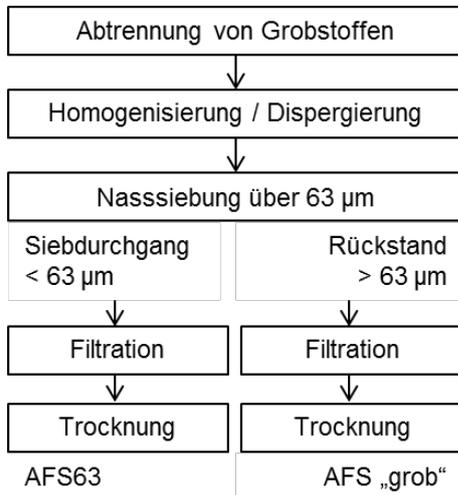


Abbildung 2.7: Schritte der labortechnischen Bestimmung von AFS63 in Anlehnung an Baum et al. (2018)

2.5.2 Feststoffproben und Überstandswasser

Die Feststoffproben wurden im Labor des IWG mittels Nasssiebung über 2 mm und 63 µm fraktioniert. Dabei wurden Probengefäß und Siebe mit Leitungswasser⁴ nachgespült. Die Feinfraktion < 63 µm wurde mit Polyaluminiumchloridsulfatlösung (PAX-XL9, Kemira) geflockt, auf max. 1 – 1,5 l eingedickt und der Überstand abdekantiert. Die Feststoffe wurden bei 105 °C zur Bestimmung der Trockenmasse getrocknet.

Aus der Trockenmasse und dem Gesamtprobenvolumen im Feststoffsammler wurde ein robuster Wert für die Konzentration der Feinfraktion < 63 µm berechnet. Diese ist als AFS63 im Sinne des DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) zu betrachten. Im Gegensatz zu der in dem Regelwerk festgelegten Begrifflichkeit des Parameters (abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen von 0,45 bis 63 µm) erfolgte die Bestimmung jedoch nicht mittels Filtration und beinhaltet auch Feststoffe mit Korngrößen < 0,45 µm sowie Salze. Der Massenanteil dieser Inhaltsstoffe < 0,45 µm ist vor dem Hintergrund der bei der labortechnischen Bestimmung von AFS63 aktuell erreichbaren Genauigkeit als marginal einzuordnen.

An den getrockneten Proben der Fraktionen 0 – 63 µm und 63 – 2000 µm wurden weiterhin Gesamt-Phosphor (TP), Glühverlust (GV) und die Schwermetalle Blei, Zink und Kupfer analysiert (Tabelle 2.10). Detailliertere Informationen zur Schwermetallanalytik sind in Anhang A beigefügt. In der zugehörigen Überstandswasserprobe wurden die abfiltrierbaren Stoffe (AFS), der Glühverlust, sowie pH und Leitfähigkeit nach Tabelle 2.8 analysiert.

⁴ Jahresmittelwerte 2017 des Karlsruher Trinkwassers nach Angabe der Stadtwerke Karlsruhe: Phosphat 0,01 mg/l, Pb < 0,001 mg/l, Cu < 0,01 mg/l.

Tabelle 2.10: Analyseverfahren für Feststoffproben

Parameter	Norm	Verfahren	Probenaufbereitung
Gesamt-Phosphor (TP)	DIN 38405 D11-4 (ISO 6878)	Photometrisch	
Korngrößenfraktionierung	DIN 18123:2011-04	Nasssiebung	
Trockenrückstand (TR)	DIN 38409 - H1	Trockenschrank 105°C	
Glühverlust (GV)	DIN 38409 - H2	Glühofen bei 550°C	
Schwermetalle	DIN EN ISO 17294	ICP-MS	Mikrowellenaufschluss

Tabelle 2.11: Bestimmungsgrenzen (BG) in Feststoffproben

Parameter	BG in mg/kg
Blei	1
Zink	10
Kupfer	10

2.6 Niederschlagsdaten

2.6.1 Messstationen

Vom LfU wurden Niederschlagsdaten von den untersuchten Einzugsgebieten nächstgelegenen Stationen des Deutschen Wetterdienstes bereitgestellt.

2.6.2 Synthetische Niederschlagsreihen

Für die hydrologische Modellierung wurden mit dem Niederschlagsgenerator NiedSimBy erzeugte, synthetische Niederschlagsreihen verwendet (mit KOSTRA-DWD 2010R abgeglichen, 10 bzw. 52 Jahre in 5 min Auflösung). Mittelwerte der jährlichen Niederschlagshöhe und deren Standardabweichung sind in Tabelle 2.12 zusammengefasst.

Tabelle 2.12: Mittlere jährliche Niederschlagssumme und Standardabweichung (SD) der synthetischen Niederschlagsreihen

Anlage	52 Jahre 1961 – 2012		10 Jahre 2003 – 2012	
	Mittelwert in mm/a	SD in mm/a	Mittelwert in mm/a	SD in mm/a
DB1	729	117	706	82
DB2	705	126	667	107
DB3	1.078	151	989	99
DB4	1.238	158	1.220	127
DB5	1.010	140	931	88
DB6	838	120	796	110
FB1	1.459	219	1.387	130
FB2	662	117	672	137
SK1	709	122	694	112
SK2	1.672	245	1.595	222

2.7 Datenauswertung

2.7.1 Auswertung der Entlastungsaktivität

Alle Wasserstands- und Abflussdaten wurden in minütlicher Auflösung aufgezeichnet. Aus den Zeitreihen wurden Überlaufereignisse anhand definierter Grenzwertüberschreitungen des Eingangssignals abgegrenzt. Da nicht immer ein Wasserstandssignal zur Verfügung stand, wurde keine Hysterese berücksichtigt. Zur praktischen Handhabbarkeit der Ereignislisten wurde ein Mindestabstand von 30 min zwischen zwei Ereignissen gewählt. Aufeinanderfolgende Ereignisse mit kürzerem Abstand wurden als ein Ereignis gewertet.

Für alle auf diese Weise abgegrenzten Ereignisse wurden folgende Merkmale ausgewertet: Dauer, Volumen, Q_{\max} , Q_{mittel} , Datenlücken (Zeitintervall zwischen Messwerten > 60 s), Messbereichsüberschreitungen, sowie eine visuelle Prüfung der Ganglinien durchgeführt. Im nächsten Schritt wurde die Ereignisliste manuell korrigiert bzw. ergänzt in Bezug auf:

- Berücksichtigung von Konfigurationsänderungen im Untersuchungszeitraum zur Festlegung von Zeiträumen, in denen Abflüsse nachberechnet werden mussten
- Überprüfung der korrekten Abgrenzung von Ereignissen, ggf. Anpassung von Ereignisbeginn und Ereignisende
- Überprüfung und Erkennung von Sprüngen/Messfehlern/Testsignalen (offensichtliche Ausreißer) zur Festlegung von Zeiträumen, in denen die Werte durch „NA“ ersetzt werden mussten
- Überprüfung und Erkennung von Messbereichsüberschreitungen
- Abgleich mit protokollierten Informationen der Betreiber über bspw. Ausfälle, Testsignale

- Verknüpfung mit den durchgeführten Probenahmen

Mithilfe der korrigierten Liste wurde die Gesamtdatenreihe korrigiert:

- Feststellung und Entfernung von Duplikaten, die durch das Zusammenfügen von Einzeldatensätzen entstanden waren
- Abschnittsweise Nachberechnung von Abflussdaten ausgehend von Konfigurationsänderungen im Untersuchungszeitraum
- Ersatz von fehlerhaften Werten durch „NA“ (Abschnitte mit Messbereichsüberschreitungen wurden nicht ersetzt. Hier wurde der Maximalwert für weitere Auswertungen verwendet.)

Alle Merkmale der Ereignisse wurden anschließend neu berechnet. Festgestellte Datenlücken wurden soweit möglich mit Betreiberdaten vervollständigt. Auf dieser Basis wurde die Entlastungsaktivität der Anlagen zusammengefasst.

Für jede der untersuchten Anlagen wurde eine Liste der dort beprobten Ereignisse erstellt. Für Proben, bei denen mehrere Ereignisse in einer Probe gemischt wurden, wurden hierbei deren Merkmale aggregiert (bspw. Summe der Dauern, Volumina, Mittlerer Abfluss im Gesamtzeitraum, etc.).

2.7.2 Qualitätssicherung Probenahme

Die Datensätze der Feststoffsammler-Steuerung beinhalteten neben den eingehenden Messsignalen und deren Umrechnung in Überfallhöhe und Abfluss auch Statusinformationen zum aktuellen Beprobungsmodus, den Probenahmepumpen und angeschlossenen Schwimmerschaltern. Alle mit den Feststoffsammlern durchgeführten Beprobungen wurden im Nachgang anhand dieser Daten, sowie den Probenahmeprotokollen und Angaben des Betriebspersonals überprüft. Bei einem Teil der Probenahmen, überwiegend in der Etablierungsphase der Messkampagne M1, wurden technische Unregelmäßigkeiten festgestellt.

Weiterhin wurde die Volumenproportionalität der Probenahme beurteilt. Dazu wurde anhand des einer Probe zugeordneten Überlaufvolumens und des zum Zeitpunkt der Probenahme eingestellten Teilprobenintervalls die erwartete Anzahl von Teilproben berechnet. Aus der erwarteten Teilprobenzahl und dem erwarteten Teilprobenvolumen (je nach Förderhöhe am Standort und der eingestellten Förderdauer zwischen 5 und 40 l) wurde das erwartete Probenvolumen abgeschätzt. Im nächsten Schritt fand eine qualitative Beurteilung der Beprobung auf Basis folgender Kriterien statt:

- Verhältnis tatsächliche / erwartete Anzahl Teilproben
- Verhältnis tatsächliches / erwartetes Probenvolumen
- Datenlücken im Beprobungszeitfenster
- Messbereichsüberschreitungen
- Weitere Fehler der Abflussmessung
- Zeitliche Taktung der Teilproben: Die sich durch das definierte Volumenintervall ergebende Taktung der Teilproben war limitiert durch die Dauer einer Teilprobenahme bzw. eines Pumpvorganges (Pumpzeit). Bei sehr hohen Abflüssen

war daher vereinzelt eine vorübergehend dauerhafte Aktivierung der Pumpe möglich. Dies konnte ebenfalls durch Prüfung von Teilprobenanzahl und Probenvolumen beurteilt werden.

Die Proben wurden in die in Tabelle 2.13 begründeten Kategorien eingeteilt. Das Ergebnis der qualitativen Beurteilung der Beprobung wurde dann den Analyseergebnissen aus M1 gegenübergestellt, um einen möglichen Einfluss zu prüfen (vgl. 3.2.3).

Tabelle 2.13: Kategorien zur qualitativen Beurteilung der Feststoffsammler-Beprobungen

Beurteilung	Kriterien
Volumenproportional	<ul style="list-style-type: none"> • Probenvolumen innerhalb ± 25 % des Erwartungswertes • Bei nachkorrigierten Abflussdaten: Teilprobenanzahl und Probenvolumen nicht wie nach Konfiguration erwartet (Abweichungen ≥ 25 % möglich), aber bei Annahme eines an die Korrektur angepassten Intervalls plausibel • Datenlücken < 20 % der Ereignisdauer oder Beprobung vor Datenlücke beendet • Messbereichsüberschreitung < 20 % der Ereignisdauer • Keine technischen Unregelmäßigkeiten
Mischprobe nicht volumenproportional	<p>z.B.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Probenvolumen nicht plausibel (Abweichung ≥ 25 %), Teilprobenmenge vermutlich nicht konstant • Abflussdaten nicht valide aufgrund von Rückstau im Entlastungsgerinne • Abflussdaten nicht valide aufgrund von zurückgesetzten Parametern nach Stromausfall • Messbereichsüberschreitung > 20 % der Entlastungsdauer
Technische Unregelmäßigkeiten	<p>z.B.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Drosselverstopfung • Probe teilweise ausgelaufen • Probenahmestelle verlegt

2.7.3 Werte unter Bestimmungsgrenze

Für die Auswertung von Datensätzen, die Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) enthalten (sogenannte links-zensierte Daten), ist festzulegen, wie mit diesen Werten umgegangen werden soll. Ein gängiger Ansatz ist das Ersetzen aller Werte $< BG$ mit der Hälfte der BG, was je nach Anteil der betroffenen Werte die Berechnung von statistischen Kenngrößen (Median, Mittelwert) und weitere Auswertungen beeinflusst (Helsel 2006; Antweiler und Taylor 2008). In Anlehnung an weitere aktuelle Schadstoffuntersuchungen im Abwasserbereich aus dem deutschsprachigen Raum (z.B. Lambert et al. (2014), Hillenbrand et al. (2016), Rau und Metzger (2017), Fuchs et al. (2020c)) wurde nach dieser Methode vorgegangen. Da nur wenige Parameter hohe Anteile von Werten $< BG$ aufwiesen, ist der Einfluss auf die Ergebnisse dieses Vorhabens gering. Antweiler und Taylor (2008) konnten zudem zeigen, dass die Vorgehensweise für Datensätze mit

< 70 % Werte unter Bestimmungsgrenze, unabhängig von Probentyp und Probenanzahl, eine gute Bestimmung der statistischen Kenngrößen ermöglicht. Bei der Interpretation der Ergebnisse sind die Unsicherheiten, die auf die Messwerte unterhalb der BG zurückzuführen sind, jedoch zu berücksichtigen. Für Stoffe mit > 50 % Werten < BG werden daher keine mittleren, repräsentativen Entlastungskonzentrationen angegeben und keine volumengewichteten Standortmittelwerte abgeleitet oder Frachten berechnet.

Von dieser Vorgehensweise wurden die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) ausgenommen. Maßgebend für die Bestimmungsgrenze der abfiltrierbaren Stoffe ist die Trockenmasse auf dem Filter. Die vorliegenden Werte unter Bestimmungsgrenze wurden nicht ersetzt, sondern weiterverwendet.

2.7.4 Boxplots

An verschiedenen Stellen wurden Boxplots zur grafischen Darstellung der Verteilung von Messergebnissen genutzt. Diese ermöglichen einen schnellen, visuellen Eindruck auf Basis zusammenfassender Streuungs- und Lagemaße. Folgende Definition wurde verwendet: Die Box ist begrenzt durch das 25. und 75. Perzentil. Die Höhe der Box, der Bereich in dem die mittleren 50 % der Daten liegen, entspricht dem Interquartilsabstand (engl.: interquartile range, IQR), der ein Maß für die Streuung der Daten darstellt. Als Linie in der Box ist der Median eingezeichnet. Die Antennen (engl.: whisker) der Box reichen bis zum äußersten Wert, der noch im Bereich von $1,5 \cdot \text{IQR}$ liegt. Außerhalb liegende Werte sind als Punkte eingezeichnet (Ausreißer).

2.7.5 Statistische Tests

Zur Prüfung des Vorliegens einer Normalverteilung der Daten wurden der Shapiro-Wilk-Test und zusätzlich der Anderson-Darling-Test angewandt.

Unterschiede der zentralen Tendenz wurden für normalverteilte Messwerte bei 2 Gruppen mittels t-Test oder bei > 2 Gruppen mittels einfaktorieller Varianzanalyse und anschließendem Post Hoc Test (Tukey Honest Significant Differences) geprüft. Für nicht normalverteilte Messwerte wurden bei 2 Gruppen der Mann-Whitney-U-Test und bei > 2 Gruppen der Kruskal-Wallis-Rangsummentest mit anschließenden paarweisen Wilcoxon-Rangsummentests angewendet. Alle statistischen Analysen wurden mit R (R Core Team 2016) durchgeführt.

2.7.6 Beurteilung von Konzentrationsunterschieden aus analytischer Sicht

Statistisch festgestellte Unterschiede der zentralen Tendenz zwischen Schadstoffkonzentrationen differenzierter Gruppen wurden in einem weiteren Schritt vom Projektpartner TZW aus analytischer Sicht beurteilt. Dabei wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

- Relativer Unterschied im Verhältnis zur Größe des Messwerts
- Relation der absoluten Messwerte zur Bestimmungsgrenze: Lagen die Messwerte nahe an der analytischen Bestimmungsgrenze wurden größere Unterschiede als „nicht signifikant“ bewertet, als wenn die Werte deutlich höher lagen.
- Kenndaten des Analyseverfahrens: Bei Verfahren mit einer geringeren Verfahrensstandardabweichung (Messunsicherheit) wurden kleinere Unterschiede als

„signifikant“ beurteilt. Die Messunsicherheiten der Analyseverfahren sind in Anhang A zusammengestellt.

Konzentrationsunterschiede zwischen Gruppen wurden nur dann als signifikant beschrieben, wenn diese sowohl statistisch bestätigt, als auch aus analytischer Sicht als relevant bewertet wurden.

2.7.7 Nash-Sutcliffe-Effizienz

Zur Bewertung des Vergleichs von Abflusszeitreihen unterschiedlicher Messeinrichtungen oder Simulationen wurde die Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) herangezogen (Nash und Sutcliffe 1970). Sie wird berechnet durch das Verhältnis der quadrierten Abweichungen der simulierte Werte sim und der Varianz der gemessenen Werte obs :

$$NSE = 1 - \frac{\sum(sim_i - obs_i)^2}{\sum(obs_i - \overline{obs})^2}$$

Die NSE ist ein Gütemaß, dass zur Beurteilung der prädiktiven Leistung hydrologischer Modelle eingesetzt wird. Der Wertebereich reicht von $-\infty$ bis 1. Je näher die NSE an 1, desto genauer die Übereinstimmung simulierter und beobachteter Daten. $NSE < 0$ bedeuten, dass der Mittelwert der Beobachtungsdaten ein besserer Prädiktor als das Modell ist.

2.7.8 Volumengewichtete Standortmittelwerte

Volumengewichteten Standortmittelwerte wurden berechnet als:

$$SMC = \frac{\sum_{i=1}^n EMC_i \cdot V_{e,i}}{\sum_{i=1}^n V_{e,i}}$$

mit SMC = standortbezogene volumengewichtete Konzentration (in mg/l bzw. $\mu\text{g/l}$), EMC = ereignisbezogene mittlere Konzentration (in mg/l bzw. $\mu\text{g/l}$), V_e = Entlastungsvolumen (in m^3), n = Anzahl Proben. Es wurden ausschließlich Ereignisse berücksichtigt, bei denen mindestens 50 % des Entlastungsvolumens mit der Probenahme erfasst wurde. Zur Gewichtung wurde jeweils nur der beprobte Anteil des Entlastungsvolumens verwendet.

2.7.9 Abschätzung des Jahresentlastungsvolumens

Zur ersten Einordnung des jährlichen Entlastungsvolumens der untersuchten Anlagen wurde der Formelsatz des ATV-A 128 (1992) bzw. das Meißner-Schätzverfahren angewendet, um aus den verfügbaren Bemessungswerten ein mittleres jährliches Entlastungsvolumen abzuleiten (Meißner 1991; Dittmer et al. 2018). Dabei wird zunächst eine tatsächliche Entlastungsrate e_0 im betrachteten Zeitraum ermittelt:

$$e_0 = \frac{H_1}{V_s + H_2} - 6 + \frac{h_{Na} - 800}{40}$$

mit dem verbauten spezifischen Beckenvolumen V_s (in m^3/ha), der Jahresniederschlagshöhe h_{Na} (in mm/a) und den aus der Regenabflussspende q_r abgeleiteten Hilfsgrößen H_1 und H_2 aus ATV-A 128 (1992). Nachfolgend wird das Entlastungsvolumen V_e (in m^3/a) berechnet:

$$V_e = A_{E,b,a} \cdot h_{Na} \cdot 0,65 \cdot e_0 \cdot 0,1$$

mit der Jahresniederschlagshöhe im betrachteten Zeitraum h_{Na} (in mm/a), der angeschlossenen, befestigten Einzugsgebietsfläche $A_{E,b,a}$ (in ha) und der tatsächlichen Entlastungsrate e_o (in %). Der Faktor 0,65 wird als pauschaler Jahresabflussbeiwert angesetzt, der Faktor 0,1 dient der Umrechnung in m^3/a .

2.7.10 Frachtberechnung

Frachten für Einzelereignisse B_e (in g) wurden aus dem Ereignisvolumen V_e (in m^3) und der mittleren Ereigniskonzentration EMC (in mg/l) berechnet:

$$B_e = V_e \cdot EMC$$

Anlagenspezifische Jahresfrachten B_e (in g/a) wurden auf Basis des im Untersuchungszeitraum gemessenen und auf ein Jahr bezogenen Entlastungsvolumens $V_{e,a}$ (in m^3/a) und volumengewichteten Standortmittelwerten SMC (in mg/l) berechnet:

$$B_{e,a} = V_{e,a} \cdot SMC$$

Flächenspezifische Frachten wurden bezogen auf die direkt und indirekt über RÜ angeschlossene, befestigte Fläche $A_{E,b,a}$ (in ha) angegeben.

2.7.11 Wirkungsgrad

Die in M2 hinsichtlich der Wirksamkeit untersuchten Anlagen waren zwei Durchlaufbecken in Rechteckform und ein Fangbecken. Ermittelt wurde jeweils der Gesamtwirkungsgrad, der sich im Fall der zwei Durchlaufbecken aus Weiterleitungs-, Speicher- und Sedimentationswirkung zusammensetzt. Für das Fangbecken gibt es nur eine Weiterleitungs- und Speicherwirkung.

Vorgehensweise für die Durchlaufbecken

Der Bilanzraum für die Berechnung des Gesamtwirkungsgrades der Durchlaufbecken ist schematisch in Abbildung 2.8 abgegrenzt. Eingehender Volumenstrom ist der Zulauf Q_{ZU} , ausgehende Volumenströme sind der Drosselabfluss Q_{Dr} , der Klärüberlauf $Q_{KÜ}$ und der Beckenüberlauf $Q_{BÜ}$. Zeitlich wurden die Ereignisse von Beginn der Beckenfüllung (t_o) bis Ende der Entlastungsphase (t_e) abgegrenzt (Abbildung 2.9).

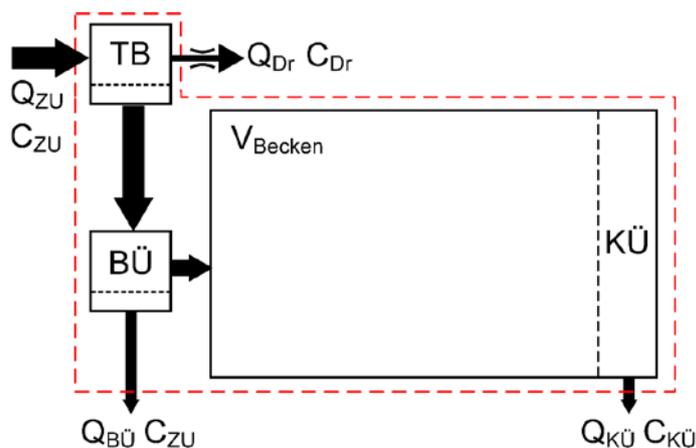


Abbildung 2.8: Bilanzraum (roter Rahmen) für die Berechnung des Gesamtwirkungsgrades am Beispiel eines Durchlaufbeckens im Nebenschluss.

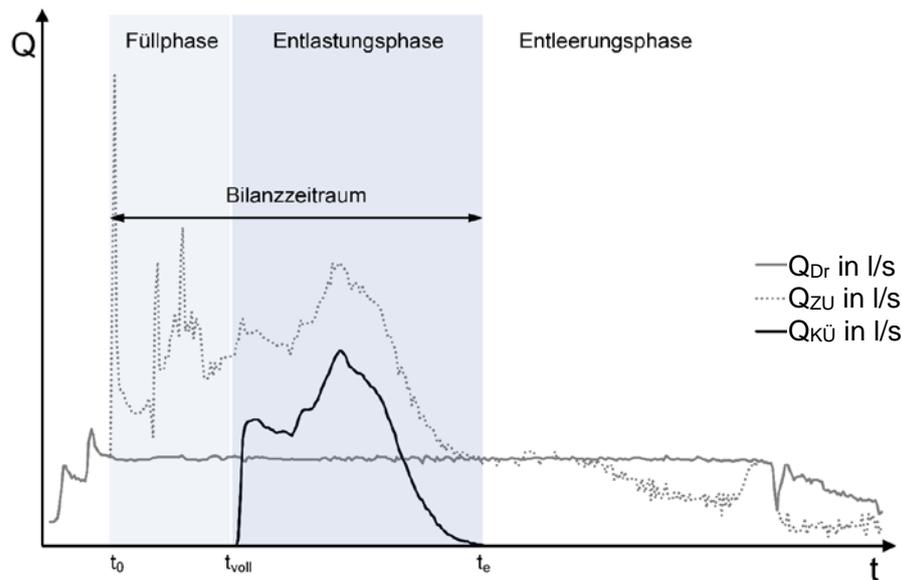


Abbildung 2.9: Bilanzzeitraum am Beispiel eines Überlaufereignisses. t_0 = Beginn der Füllphase, t_{voll} = Beginn der Entlastungsphase, t_e = Ende der Entlastungsphase.

Der Wirkungsgrad konnte dann in Anlehnung an die Arbeiten von Hübner (1997) und Uhl et al. (2009) sowie DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) wie folgt ermittelt werden:

$$\eta = 1 - \frac{B_{KÜ} + B_{BÜ}}{B_{ZU}} = 1 - \frac{\int_{t_0}^{t_e} (Q_{KÜ} \cdot C_{KÜ} + Q_{BÜ} \cdot C_{ZU})}{\int_{t_0}^{t_e} Q_{ZU} \cdot C_{ZU}}$$

Bezogen auf ein Beckeneinstauereignis der Dauer von Einstau t_0 bis Entlastungsende t_e ergibt sich:

$$\eta = 1 - \frac{V_{KÜ} \cdot C_{KÜ} + V_{BÜ} \cdot C_{ZU}}{V_{ZU} \cdot C_{ZU}}$$

Das Überlaufvolumen von Klär- und Beckenüberlauf wurde an den Becken messtechnisch erfasst. Das Zulaufvolumen wurde als Summe aus den Überlaufvolumen $V_{KÜ}$ und $V_{BÜ}$, dem über die Drossel weitergeleiteten Volumen V_{Dr} und dem Beckenvolumen V_{Becken} errechnet:

$$V_{ZU} = V_{Dr} + V_{KÜ} + V_{BÜ} + V_{Becken}$$

An den untersuchten Durchlaufbecken standen Messdaten der Anlagenbetreiber für den Drosselabfluss zur Verfügung. Alle hydraulischen Daten für die Wirksamkeitsberechnung wurden einheitlich aus der Messdatenaufzeichnung der Anlagenbetreiber übernommen. Daher sind geringfügige Abweichungen zu den an anderen Stellen berichteten Entlastungsvolumen möglich.

Die Zulaufkonzentration C_{ZU} wurde mit einer volumenproportionalen Ereignismischprobe über den gesamten Bilanzzeitraum ermittelt. Bis zur Beckenfüllung erfolgte die Ansteuerung über den Beckenfüllstand, ab Überlaufbeginn synchron mit der Beprobung des Überlaufs. Für den Beckenüberlauf wurde die gleiche Konzentration angenommen ($C_{BÜ} = C_{ZU}$).

Vorgehensweise für das Fangbecken

Der Bilanzraum und die zeitliche Abgrenzung wurden analog zu Abbildung 2.8 und Abbildung 2.9 festgelegt, wobei der Klärüberlauf im Falle des Fangbeckens entfällt.

Für die messtechnische Bestimmung der Größen zur Berechnung des Wirkungsgrades wurde ein anderer, M2 und M3 kombinierender Ansatz gewählt. Die für die Ermittlung der für Zulauf- und Beckenüberlaufkonzentrationen geeigneten Probenahmestellen im Trennbauwerk lagen nahe beieinander, sodass bei Entlastung durchmischte Bedingungen mit einer gleichen Konzentration für Zu- und Überlauf ($C_{ZU} = C_{BÜ}$) angenommen werden konnten. Ein automatischer Probenehmer wurde installiert, der ab Beginn der Füllphase t_0 zeitproportional Proben nahm (2.4.4).

Basierend auf dem AFS-Konzentrationsverlauf konnte dann der zurückgehaltene Frachtanteil bestimmt werden:

$$\eta = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n V_{BÜ,i} \cdot C_{ZU,i}}{\sum_{i=1}^n V_{ZU,i} \cdot C_{ZU,i}}$$

mit n = Anzahl der Proben des automatischen Probenehmers.

Das Zulaufvolumen in dem einer Probe zugehörigen Zeitabschnitt $V_{ZU,i}$ wurde als Summe aus dem Überlaufvolumen $V_{BÜ,i}$, dem über die Drossel weitergeleiteten Volumen $V_{Dr,i}$ und der Rückhalteänderung im Becken $\Delta V_{Becken,i}$ im jeweiligen Zeitabschnitt errechnet:

$$V_{ZU,i} = V_{Dr,i} + V_{BÜ,i} + \Delta V_{Becken,i}$$

Der Drosselabfluss wurde anhand einer im Rahmen der Drosselprüfung messtechnisch ermittelten Beziehung aus dem Wasserstand im Trennbauwerk berechnet. Die Rückhalteänderung im Becken aus der Füllstandsänderung und der Beckenoberfläche. Mit Ausnahme eines Ereignisses, bei dem Datenlücken vorlagen, wurden einheitlich die Daten der zeitlich höher aufgelösten Messdatenaufzeichnung des KIT-IWG zugrunde gelegt.

2.8 Hydrologische Modellierung

Um basierend auf den im Untersuchungszeitraum erhobenen Daten verallgemeinernde Aussagen über durchschnittliche aus Mischwasserentlastungen emittierte Jahresfrachten treffen zu können, war es erforderlich, ein mittleres jährliches Entlastungsvolumen der Anlagen abzuschätzen. Damit die Variabilität langjähriger Regenreihen berücksichtigt werden konnte, wurden vereinfachte hydrologische Modelle aufgesetzt.

2.8.1 KOSIM

Das primäre Ziel der durchgeführten Simulationsrechnungen war die Ermittlung eines mittleren Entlastungsvolumens an den untersuchten Anlagen auf Jahresebene. Für die hydrologische Modellierung mit KOSIM (ITWH 2014) wurde daher eine vereinheitlichte und stark vereinfachte Vorgehensweise gewählt. Diese nutzte ausschließlich hydrologische Modellkomponenten, eine reduzierte Systemkomplexität und erfüllt nicht die Funktion einer umfassenden Schmutzfrachtberechnung.

Die generelle Modellstruktur folgte dem in Abbildung 2.10 gezeigten Beispiel. Angelegt wurde zunächst das Direktinzugsgebiet sowie die Anlage (im Beispiel „RÜB KA“). Gab es im Einzugsgebiet Vorentlastungen, so wurden diese in aggregierter Form berücksichtigt. Dazu wurden über oberhalb liegende Regenüberlaufbecken (RÜB) oder einfache Regenüberläufe (RÜ) angeschlossene Flächen unterschieden und jeweils als ein Teilinzugsgebiet angelegt. Die Vorentlastungen wurden dann als Regenüberlauf mit einem der Summe aller oberhalb liegenden Drosselabflüsse entsprechenden Drosselabfluss definiert. Transportelemente wurden als einfache Verknüpfungen angelegt.

Da keine genaueren, standortspezifischen Informationen verfügbar waren, wurden die Parameter der Abflussbildung für alle Modelle einheitlich übernommen (Tabelle 2.14). Die Werte sind in den KOSIM Parametersätzen „Standard A128“ für befestigte und „Rasen“ für unbefestigte Flächen hinterlegt und sind vergleichbar mit in ATV-DVWK-M 165 (2004) empfohlenen Werten. Die Fließzeiten an der Oberfläche wurden im mittleren Bereich der in KOSIM empfohlenen Werte gewählt. KOSIM berücksichtigt standardmäßig eine Verdunstung von 657 mm/a mit hinterlegten Tages- und Jahresgängen.

Zur weiteren Parametrierung der vereinfachten Modelle wurden vorliegende Bemessungswerte und Pläne der Anlagen sowie Angaben aus den Dokumentationen vorliegender Schmutzfrachtmodelle der Anlagenbetreiber verwendet. Diese wurden teilweise durch GIS-Auswertungen ergänzt. Wesentliche Eingangsdaten sind in 3.2.1 dokumentiert.

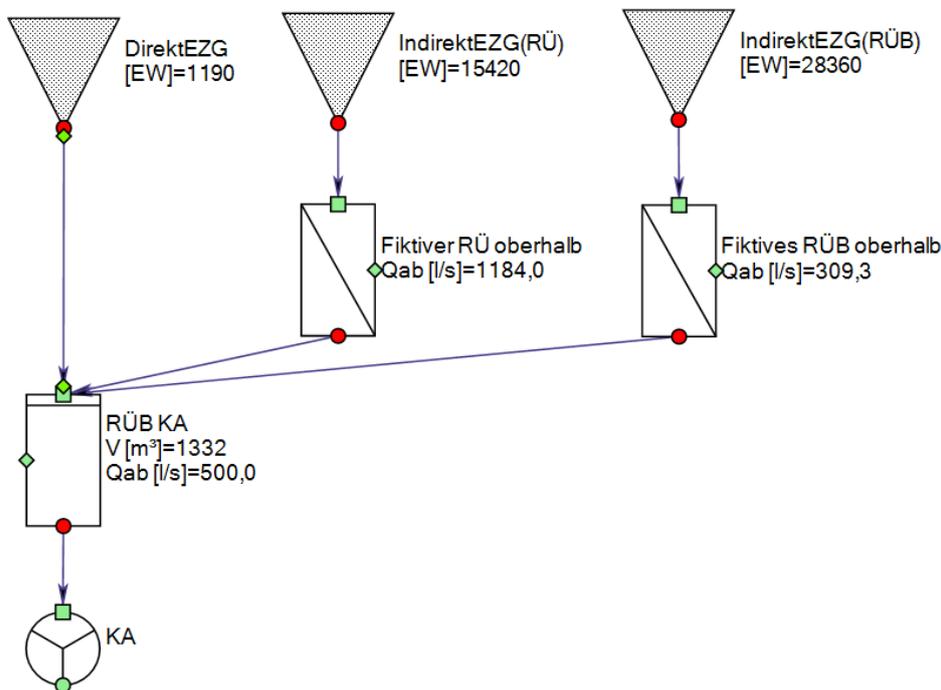


Abbildung 2.10: KOSIM-Systemskizze: Vereinfachtes Modell für DB5

Tabelle 2.14: Modellparameter Abflussbildung in KOSIM

Parameter	Bezeichnung KOSIM	Wert	Einheit
Abflussbildung für befestigte Flächen			
Benetzungs- & Muldenverluste	Ven + Vmuld	2,3	mm
Anfangsabflussbeiwert	Psi,0	0,25	-
Endabflussbeiwert	Psi,E	1	-
Fließzeit Oberfläche	Fließzeit Oberfläche	2,0	min
Abflussbildung für unbefestigte Flächen			
Benetzungs- & Muldenverluste	Ven + Vmuld	5	mm
Anfangsabflussbeiwert	Psi,0	0	-
Endabflussbeiwert	Psi,E	0,3	-
Max. Infiltrationsrate	Anfangsinfiltrationsrate	60	mm/h
Min. Infiltrationsrate	Endinfiltrationsrate	2,88	mm/h
Abnahmekonstante	Rückgangskonstante	3	1/h
Regenerationskonstante	Regenerationskonstante	0,432	1/d
Fließzeit Oberfläche	Fließzeit Oberfläche	4,0	min

2.8.2 SWMM

Für einen Teil der untersuchten Anlagen wurden vereinfachte hydrologische Modelle mit dem Storm Water Management Model (SWMM) der amerikanischen Umweltschutzbehörde US EPA (2015) erstellt.

Die generelle Vorgehensweise folgte dabei dem für KOSIM beschriebenen Ansatz (2.8.1). Der abstrahiertere Aufbau von SWMM und Unterschiede in der Parametrierung erforderten jedoch Anpassungen. Abbildung 2.11 zeigt ein Beispiel für eine Anlage mit Direktinzugsgebiet und über ein RÜB indirekt angeschlossene Flächen.

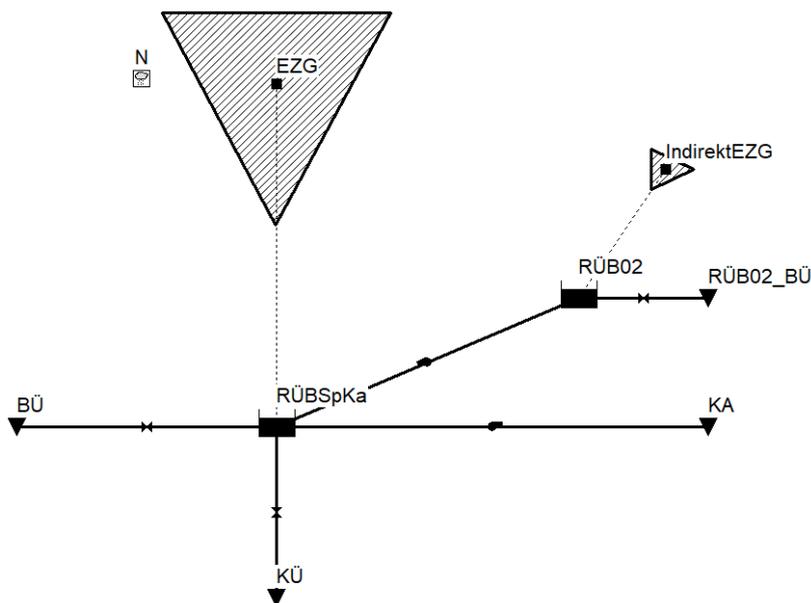


Abbildung 2.11: SWMM Systemskizze: Vereinfachtes Modell für DB2

Die Becken wurden als Speichermodule mit Wehren, Öffnungen oder Auslässen mit hinterlegter Kennlinie angelegt. Drosselabflüsse von Vorentlastungen wurden in Form von Pumpverbindungen implementiert. Da nur das Entlastungsvolumen und keine qualitative

Modellierung im Fokus stand, wurden alle Becken vereinfacht im Hauptschluss dargestellt. Ein exemplarischer Vergleich mit einer Nebenschluss-Variante (umgesetzt mit einem Speichermodul für das Trennbauwerk und der Bauwerksgeometrie angepassten Verbindungen) ergab eine Abweichung des über 10 Jahre ermittelten Entlastungsvolumens von nur 5 %. Auch in KOSIM beeinflusst die Beckenanordnung im Haupt- oder Nebenschluss das berechnete Entlastungsvolumen nicht.

Analog zu der Vorgehensweise in KOSIM wurden einheitliche Standardwerte für die Parametrierung der Abflussbildung übernommen (Tabelle 2.15). Für die in SWMM zusätzlich zu definierenden Rauigkeitsbeiwerte und Flächenanteile ohne Muldenverluste wurden Standardwerte übernommen. Die Simulation wurde mit einem Zeitschritt von 30 s mittels Kinematic Wave Routing durchgeführt. Die Simulationsergebnisse wurden hinsichtlich des planmäßigen Auftretens von Abflüssen und Wasserständen, Überstau, Volumenfehlern oder negativen Abflüssen überprüft.

Tabelle 2.15: Modellparameter Abflussbildung in SWMM

Parameter	Bezeichnung SWMM	Wert	Einheit
Abflussbildung für befestigte Flächen			
Rauigkeitsbeiwert	N-Imperv	0,01	-
Benetzungs- & Muldenverluste	Dstore-Imperv	2,3	mm
Flächenanteil ohne Muldenverluste	Zero-Imperv	0	%
Abflussbildung für unbefestigte Flächen			
Rauigkeitsbeiwert	N-Perv	0,1	-
Benetzungs- & Muldenverluste	Dstore-Perv	5	mm
Max. Infiltrationsrate	Max. Infil. Rate	60	mm/h
Min. Infiltrationsrate	Min. Infil. Rate	2,88	mm/h
Abnahmekonstante	Decay Constant	3	h ⁻¹
Trocknungszeit	Drying Time	2,3	d
Max. Infiltrationsvolumen	Max Volume	---	mm

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Abflussmessung an Mischwasserentlastungen

Für die Ansteuerung der Probenahme in den Messkampagnen M1 – M3 wurden Wasserstandsmessungen verwendet, aus denen anhand von Wehrformeln oder Herstellerkennlinien der Abfluss über Wehre oder durch Stauschilde berechnet wurde. Mit Ausnahme der neu installierten oder kurz zuvor gewarteten Messstellen (DB4, DB5, SK1) wurden alle verwendeten Sensoren (Ultraschall-, Radar- oder Drucksonden) durch die Simulation einer Reihe von Wasserständen vor Ort geprüft (3.1.1). Gemäß BayLfW (2001) sollten die Messungen innerhalb von ± 2 cm von den simulierten Werten liegen.

Die an den Messstellen in minütlicher Auflösung erhobenen Daten wurden weiterhin verwendet, um das Entlastungsgeschehen in Bezug auf Häufigkeit, Dauer, Volumen und auftretende Abflüsse auszuwerten (3.1.2). Zusätzlich im Entlastungskanal installierte Durchflussmessungen erlaubten an drei Anlagen eine Verifizierung der Abflüsse und einen exemplarischen Vergleich von verschiedenen Methoden der Abflussmessung (3.1.3).

3.1.1 Ergebnisse der Messstellenprüfungen

Bei den vom Projektpartner UFT durchgeführten Messstellenprüfungen sowie bei der fortlaufenden Auswertung und Prüfung der Messdaten wurden an 6 von 10 Anlagen Fehler festgestellt, sodass Nachbesserungen erforderlich waren.

Zu den festgestellten technischen Mängeln zählten beispielsweise folgende:

- Vor-Ort-Anzeige fehlerhaft oder defekt
- Nullpunkthöhe nicht korrekt
- Messgenauigkeit ungenügend (Abweichungen > 2 cm)
- Messbereich überschritten
- Messstelle ungeeignet wegen Rückstau aus Entlastungskanal

Bei der Abflussberechnung und Ereignisauswertung wurden folgende Fehlerquellen identifiziert:

- Schwellenhöhe nicht korrekt
- Wehrbreite nicht korrekt
- Herstellerkennlinie im Leitsystem nicht korrekt hinterlegt
- Fehlerhafte Zeitstempel

An zwei Anlagen wurden Sonden ausgetauscht. An allen anderen Anlagen konnten die Mängel mit der bestehenden Messtechnik behoben werden.

Eine Besonderheit stellt die Messstelle am Klärüberlauf des DB5 dar. Das Entlastungsgerinne wird dort über einen Düker entleert, dessen maximaler Durchfluss nicht ausreicht, um für alle Ereignisse einen freien Entlastungsabfluss zu ermöglichen. In seltenen Fällen kann sich ein Rückstau des Entlastungsgerinnes bis über die Klärüberlaufschwelle ergeben. Die von der Ultraschallsonde erfassten Werte stellen dann keine

Überfallhöhe, sondern eine Einstauhöhe dar, und können nicht für die Abflussberechnung verwendet werden. Die betroffenen Ereignisse wurden selektiert und die Abflussdaten nicht weiterverwendet.

Fehler der Abflussberechnung und Ereignisauswertung wurden in den meisten Fällen durch den Abgleich der beim Betreiber erfassten Daten mit den im Steuerungsgerät der Probenahmeeinrichtungen erfassten Daten erkannt und in engem Austausch mit den Anlagenbetreibern angepasst. Eine besondere Erschwernis bei der Prüfung der Abflussdaten war, dass nicht in allen für Leitsysteme verwendeten Softwareprodukte standardmäßig eine Anzeige oder einen Export von Rohdaten vorgesehen ist. Dies ist jedoch eine zwingende Voraussetzung für detaillierte Betrachtungen und zur Überprüfungen der automatisch generierten RÜB-Protokolle. Zudem werden die Daten teilweise unmittelbar oder nach gewisser Zeit auf eine geringere zeitliche Auflösung aggregiert. Auch dieser Schritt ist mit einem Informationsverlust verbunden und in Zeiten günstig verfügbarer Speicherkapazität vermeidbar.

3.1.2 Entlastungsaktivität

Anhand der aus den Wasserstandsmessungen erhobenen Abflussdaten wurden im Untersuchungszeitraum an den untersuchten Mischwasserentlastungen insgesamt 1.050 Überlaufereignisse ausgewertet. Die Verteilung der Volumen, Dauern, sowie maximalen und mittleren Abflüsse und Oberflächenbeschickungen der Ereignisse zeigt Tabelle 3.1. Von der Auswertung wurden 15 rückstaubeinflusste Ereignisse am DB5 und ein Ereignis mit Drosselverstopfung am FB2 ausgenommen. Für alle genannten Größen ist ein breiter Wertebereich festzustellen. Die Daten sind nicht normalverteilt und weisen eine rechtsschiefe Verteilung (Median < Mittelwert) auf.

Tabelle 3.1: Statistische Kennwerte der Überlaufereignisse im Untersuchungszeitraum

Parameter	Einheit	n	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
Volumen	m ³	1.034	0,4	51	485	2.320	2.156	77.641
Dauer	h	1.034	0,03	0,8	1,5	3,2	3,4	60,1
Q _{max}	l/s	968	3	38	194	448	530	7.216
Q _{mittel}	l/s	867	1	17	72	171	231	4.584
q _{A,max} ¹⁾	m/h	583	0,03	0,4	1,9	3,4	5,6	29,2
q _{A,mittel} ¹⁾	m/h	538	0,02	0,3	0,8	1,2	1,8	10,0

¹⁾ Nur für Durchlaufbecken ausgewertet.

Die sich in Summe über den Untersuchungszeitraum ergebende Anzahl der Ereignisse, die Dauer, die Anzahl der Tage mit Entlastung und das Volumen ist in Tabelle 3.2 zusammengefasst. Bei Datenlücken wurde dabei auf die Betreiberdatenaufzeichnung oder die zusätzlich eingerichteten Durchflussmessstellen zurückgegriffen.

Tabelle 3.2: Zusammenfassung der Entlastungsaktivität der Mischwasserentlastungen im Untersuchungszeitraum

Anlage	Zeitraum	Anzahl	Tage	Dauer in h	Volumen in m ³
DB1	15.02.2017 – 05.12.2019	274	139	708	59.460
DB2	01.01.2017 – 05.12.2019	106	85	274	74.531
DB3	15.11.2016 – 05.12.2019	52	49	223	176.318 ³⁾
DB4	26.04.2017 – 05.12.2019	90	89	420	195.334
DB5	18.05.2018 – 05.12.2019	57	54	> 103 ¹⁾	> 69.222 ¹⁾
DB6	15.11.2016 – 05.12.2019	57	52	164	506.527
FB1	04.04.2017 – 05.12.2019	77	48	105	58.474
FB2	23.02.2017 – 05.12.2019	100	93 ²⁾	312 ²⁾	395.062 ²⁾
SK1	09.11.2016 – 05.12.2019	44	38	144	101.492
SK2	22.03.2017 – 05.12.2019	193	189	841	860.449

¹⁾ Eine vollständige Auswertung der Entlastungsaktivität ist nicht möglich, da für einen Teil der Ereignisse keine validen Messdaten zur Verfügung stehen (vgl. 3.1.1).

²⁾ Ereignis mit Drosselverstopfung vom 13. – 16.04.2018 mit 73.735 m³ wurde für Summe nicht berücksichtigt.

³⁾ Entlastungsvolumen 78.795 m³ an Becken 1 und 97.524 m³ an Becken 2.

Auf ein Jahr gerechnet ergeben sich die in Tabelle 3.3 angegebenen Entlastungskenngrößen. Im Vergleich mit den Summenhäufigkeitsverteilungen von Überlauf dauern und Häufigkeiten nach Baumann et al. (2017) zeigt sich, dass die Entlastungsaktivität der für die Untersuchung ausgewählten Anlagen im Vergleich mit anderen Anlagen das gesamte Spektrum von „sehr selten“ und „kurz“ bis „sehr häufig“ und „sehr lang“ abdeckt. Die Anlagenauswahl kann zusammengenommen als repräsentativ für die Bandbreite bekannter Entlastungsverhalten eingeordnet werden.

Tabelle 3.3: Entlastungskenngrößen der Mischwasserentlastungen umgerechnet auf ein Jahr

Anlage	Tage mit Entlastung ¹⁾	Ranking Häufigkeit ²⁾	Überlaufdauer in h/a	Ranking Überlaufdauer ²⁾	Volumen in m ³ /a
SK1	12	sehr selten	47	kurz	33.046
DB6	17	selten	54	kurz	165.814
DB3	16	selten	73	durchschnittlich	57.718 ³⁾
FB1	18	durchschnittlich	39	kurz	21.890
DB5	35	häufig	> 66 ⁴⁾	durchschnittlich ⁴⁾	> 44.640 ⁴⁾
DB2	29	häufig	94	durchschnittlich	25.472
FB2	33	häufig	112	lang	142.067
DB4	34	häufig	161	lang	74.813
DB1	50	sehr häufig	253	lang	21.215
SK2	70	sehr häufig	311	sehr lang	317.878

¹⁾ Siehe auch Fußnote 2 auf Seite 17 (Kap. 2.2.1).

²⁾ Vergleich mit Summenhäufigkeitsverteilungen von Häufigkeit und Überlaufdauer aus Baumann et al. (2017).

³⁾ Summe der Becken 1 und 2.

⁴⁾ Eine vollständige Auswertung der Entlastungsaktivität ist nicht möglich, da für einen Teil der Ereignisse keine validen Messdaten zur Verfügung stehen (vgl. 3.1.1).

3.1.3 Vergleich von Methoden der Abflussmessung

Veranlassung

An den Anlagen DB4, FB1 und SK2 wurden zusätzlich zu den vorhandenen Ultraschallsonden an den Überlaufwehren, Durchflussmesseinrichtungen im Entlastungsgerinne installiert. Hierzu wurden als Keilsensor ausgeführte Kombisensoren für Fließgeschwindigkeit durch Kreuzkorrelation, Wasserstand über Wasserultraschall sowie redundant über Druck eingesetzt (vgl. 2.3.2). Diese redundanten Messeinrichtungen ermöglichten einen Vergleich der Ergebnisse zweier Messmethoden der Abflussmessung.

Fallbeispiel DB4

Im Entlastungsgerinne des DB4, ist ein Überlaufbauwerk angeordnet, an dessen Schwelle ein scharfkantiges PVC-Messwehr (Wehrbreite 5,06 m, Überfallbeiwert 0,64) mit einer Ultraschallsonde installiert wurde. Die zusätzliche Durchflussmessung wurde unterhalb nach ca. 5,5 m Beruhigungsstrecke (DN 1200, Gefälle ca. 1 ‰) ohne Rückstauvorrichtung installiert.

In der ersten Zeit nach Installation der Durchflussmessung traten unplausible Messungen und Sprünge in den Daten auf. Nach Rücksprache mit dem Hersteller wurde im Oktober 2017 die Firmware der Messung aktualisiert. Weiterhin wurde eine Schleichmengenunterdrückung bis 0,032 m Wasserstand eingestellt, da die Sonde auch ohne Abfluss ca. 3 cm eingestaut war. Dennoch blieb die Anzeige der Durchflussmessung bei Trockenwetter fehlerhaft. Auch während langer Trockenwetterphasen zeigte der Kombisensor einen konstanten Wasserstand von 4 cm und eine konstante Fließgeschwindigkeit von 0,13 m/s an. Der aus diesen Daten berechnete Abfluss wurde mit 1 l/s angegeben, wobei dies die Rundungsgrenze darstellt. Die Abflussberechnung ist für den Kanal plausibel und der Fehler bewegt sich in der Größenordnung der Auflösungsgrenze der Abflussaufzeichnung. Eine Ursache für die Schleichmenge konnte nicht identifiziert werden. Es handelt sich mit großer Wahrscheinlichkeit um ein Artefakt und nicht um eine tatsächliche Einleitung.

Der Vergleich der Wehrmessung an der Überlaufschwelle mit der Durchflussmessung zeigt bei Ereignissen eine gute zeitliche Übereinstimmung der Wasserstands- und Abflussganglinien und ein plausibles Verhalten der Durchflussmessung (Abbildung 3.1, 01.09.2018 und 29.05.2019). Es ist davon auszugehen, dass in der Entlastungsleitung keine hochturbulente, schießende Strömung herrscht. Bei einzelnen Ereignissen fiel das Abflusssignal jedoch auf null (Abbildung 3.1, 14.05.2018).

Der Vergleich der gemessenen Abflüsse zeigt keine gute Übereinstimmung. Die Durchflussmessung liefert ab etwa 50 l/s geringere Abflüsse als die Wehrmessung. Die Abweichung nimmt mit dem Abfluss und dem Ereignisvolumen zu. Bereits ab Spitzenabflüssen von ca. 100 l/s liegt die Wehrmessung um den Faktor 2 über der Durchflussmessung. Die NSE für von beiden Messungen erfasste Ereignisse beträgt im Median < 0 (Abbildung 3.1, Abbildung 3.2). Summiert über den gesamten Untersuchungszeitraum ergibt die Wehrmessung ein 32 % höheres Entlastungsvolumen. Zur weiteren Untersuchung der Durchflussmessung wären Messungen zur Verifizierung der Fließgeschwindigkeit denkbar.

Die Abflussbestimmung am Wehr mittels Wasserstandsmessung und Anwendung der Poleni-Wehrformel ist zwar unsicherheitsbehaftet, aber als grundsätzlich plausibel anzusehen. Betrachtet man einen Unschärfebereich der Wehrmessung ausgehend von einem Fehler von ± 2 cm Überfallhöhe (Abbildung 3.1) bleibt die Abweichung zur Durchflussmessung bei Abflüssen > 200 l/s trotzdem signifikant. Das über den gesamten Untersuchungszeitraum summierte Entlastungsvolumen läge bei einem Fehler von ± 2 cm Überfallhöhe -36 % niedriger bzw. 73 % höher. Dies verdeutlicht die Empfindlichkeit dieser Messungen und den zu berücksichtigenden Unsicherheitsbereich.

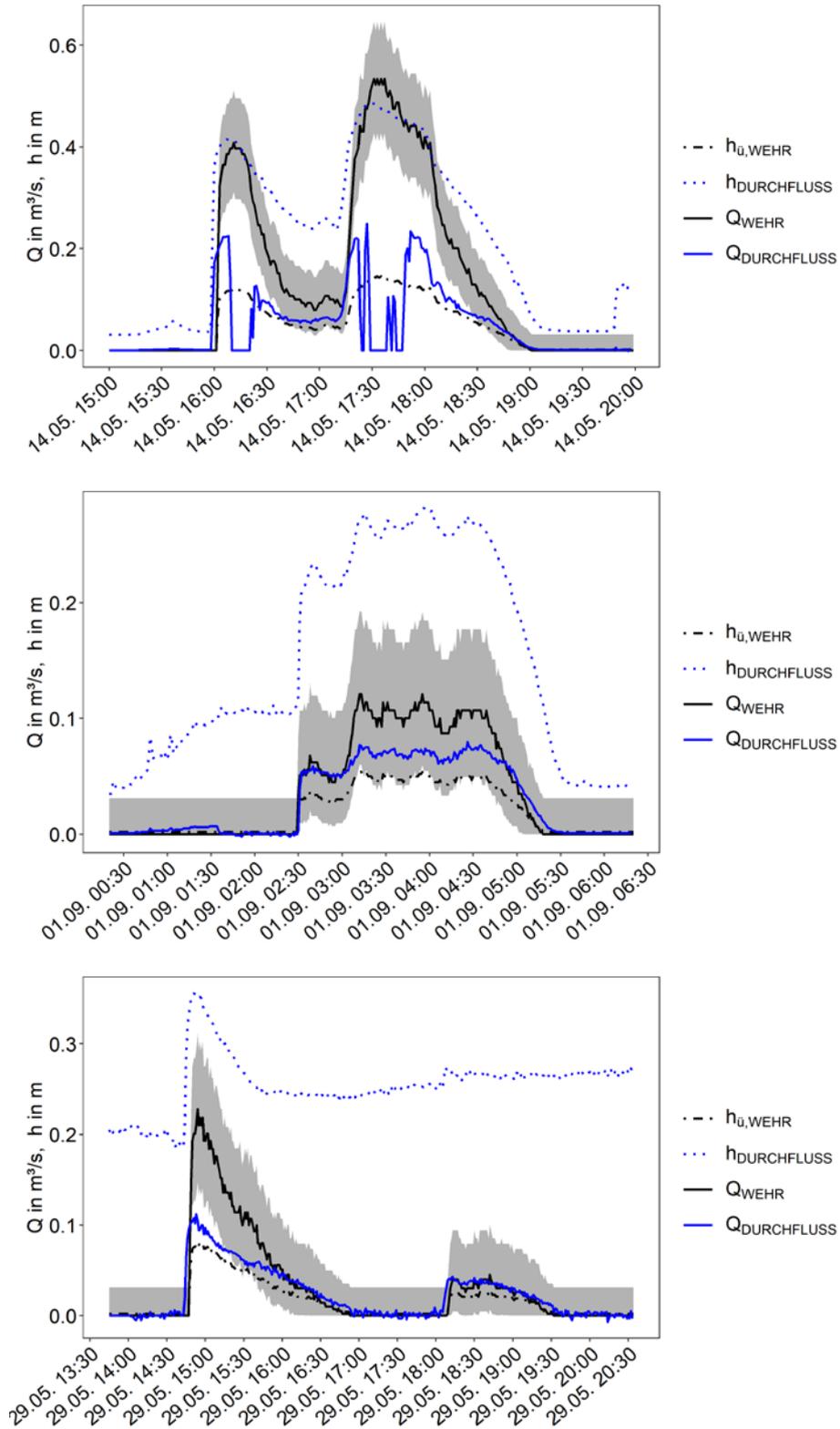


Abbildung 3.1: Verlauf von Überfallhöhe ($h_{\text{ü,WEHR}}$) und Abfluss (Q_{WEHR}) der Wehrmessung sowie Wasserstand ($h_{\text{DURCHFLUSS}}$) und Abfluss ($Q_{\text{DURCHFLUSS}}$) der Durchflussmessung für Überlaufereignisse am DB4 vom 14.05.2018, 01.09.2018 und 29.05.2019. Der schattierte Bereich zeigt einen Unschärfebereich der Wehrmessung ausgehend von ± 2 cm Überfallhöhe an.

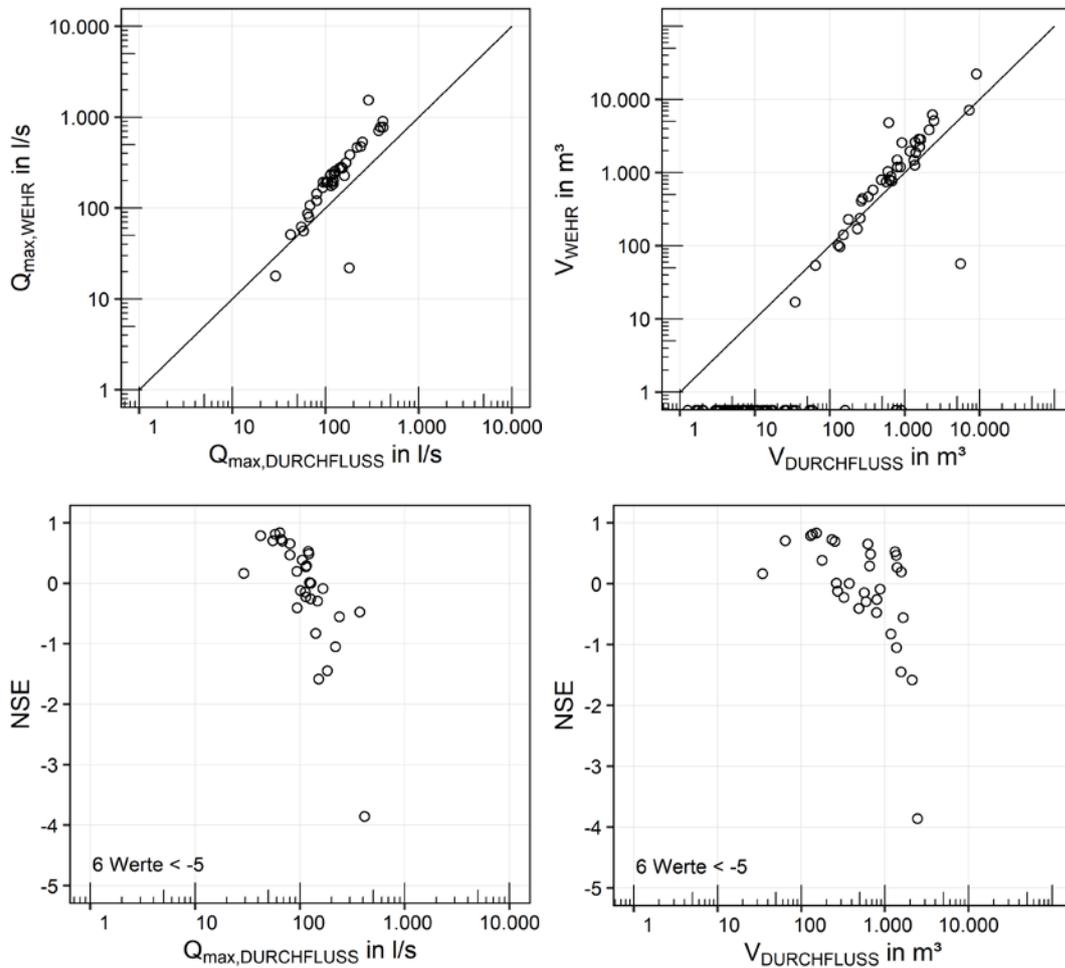


Abbildung 3.2: Abflussmessung DB4 im Zeitraum Dez. 2017 – Nov. 2019: Vergleich der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) von Wehrmessung (WEHR) und Durchflussmessung (DURCHFLUSS) je Ereignis (oben). Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) in Abhängigkeit der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) der Durchflussmessung je Ereignis (unten), jeweils für Ereignisse mit Q_{max} beider Messungen > 0 l/s und $NSE > -5$.

Fallbeispiel SK2

Die Abflussmessung des Betreibers des SK2 nutzt eine vor dem Drosselschieber im Stauraumkanal installierte Ultraschallsonde und eine für die Wehrschwelle mit einer 1 m breiten Bresche abgeleitete $Q(h)$ -Kennlinie (Gesamtbreite ca. 12 m). Die zusätzliche Durchflussmessung wurde im Entlastungskanal (DN 1700, Gefälle 6,7 ‰) nach einer Beruhigungsstrecke von ca. 2,5 m unterhalb der Beckenüberlaufschwelle installiert. Um einen strömenden Abfluss am Sensor zu erreichen, wurde ein Dreiecksmesswehr als Rückstaublende montiert.

Nach Inbetriebnahme lieferte die Durchflussmessung zunächst keine stabilen Werte. Das Signal wies starke Schwankungen auf, was auf die Geschwindigkeitsmessung im turbulenten Entlastungskanal zurückzuführen war. Bei kleinen Abflüssen brach das Signal teilweise ein (Abbildung 3.3, 17.04.2017), bei großen Abflüssen lag es über der Wehrmessung (Abbildung 3.3, 25.06.2017). Daraufhin wurde im Oktober 2017 die Firmware der Durchflussmessung aktualisiert und im November 2017 zudem der V-Ausschnitt der Rückstaublende verschlossen, wodurch die Messung eine höhere Stabilität

erreichte. Bei Abflüssen bis zu einem Bereich von 400 – 500 l/s lagen die Messungen dann teils sehr gut beieinander (Abbildung 3.4, 25.11.2017), bei höheren Abflüssen lag das Signal der Durchflussmessung etwa 40 % höher (Abbildung 3.4, 13.09.2018, und Abbildung 3.5). In diesem Abflussbereich ist davon auszugehen, dass die Bresche bereits überstaut ist und die gesamte Wehrbreite überströmt wird ($h_{\bar{u}}$ ca. 40 cm). Fehler der Wasserstandsmessung wirken sich daher deutlicher aus. Möglicherweise unterschätzt die Kennlinie des Anlagenbetreibers die Abflüsse ab dem Überstau der Bresche.

Summiert über den Untersuchungszeitraum nach dem Schließen der V-Blende (Dez. 2017 – Nov. 2019) ergibt die Durchflussmessung ein 33 % höheres Entlastungsvolumen. Betrachtet man einen Unschärfbereich der Wehrmessung ausgehend von einer Abweichung von ± 2 cm Überfallhöhe ergibt sich eine um -14 % bzw. +21 % abweichende Volumensumme. Insgesamt gesehen liegen die beiden Messungen besser beieinander als die Messungen am DB4, sodass die Größenordnung der Entlastungsabflüsse als robust eingeordnet werden kann. Die NSE für von beiden Messungen erfasste Ereignisse beträgt im Median 0,83.

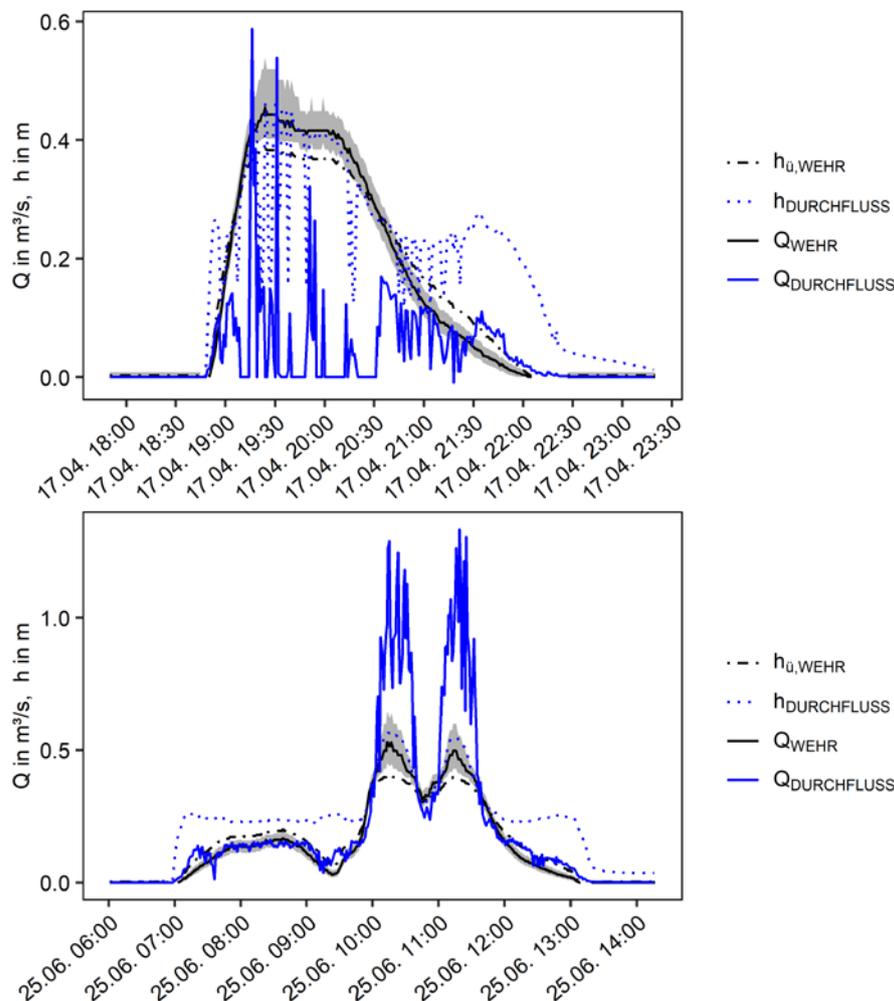


Abbildung 3.3: Verlauf von Überfallhöhe ($h_{\bar{u},WEHR}$) und Abfluss (Q_{WEHR}) der Wehrmessung sowie Wasserstand ($h_{DURCHFLUSS}$) und Abfluss ($Q_{DURCHFLUSS}$) für Überlaufereignisse am SK2 vom 17.04.2017 und 25.06.2017. Der schattierte Bereich zeigt einen Unschärfbereich der Wehrmessung ausgehend von ± 2 cm Überfallhöhe an.

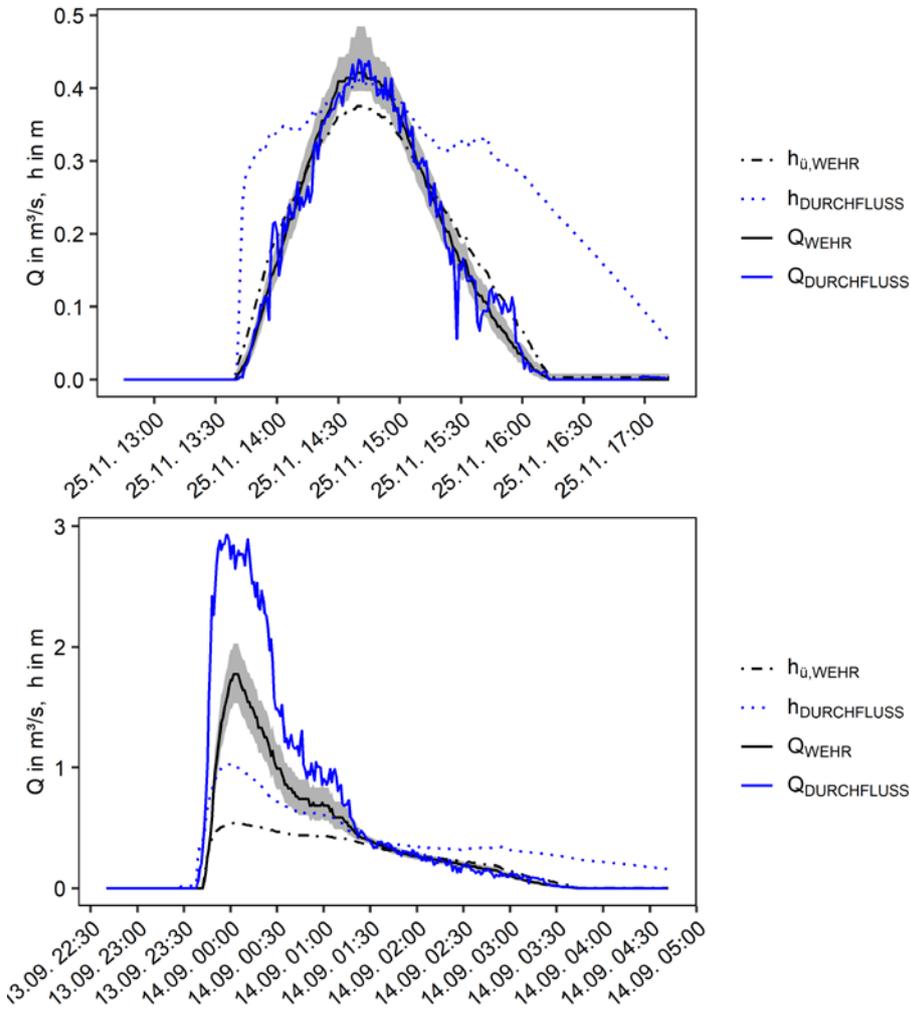


Abbildung 3.4: Verlauf von Überfallhöhe ($h_{\dot{u},WEHR}$) und Abfluss (Q_{WEHR}) der Wehrmessung sowie Wasserstand ($h_{DURCHFLUSS}$) und Abfluss ($Q_{DURCHFLUSS}$) der Durchflussmessung für Überlaufereignisse am SK2 vom 25.11.2017 und 13.09.2018. Der schattierte Bereich zeigt einen Unschärfebereich der Wehrmessung ausgehend von ± 2 cm Überfallhöhe an.

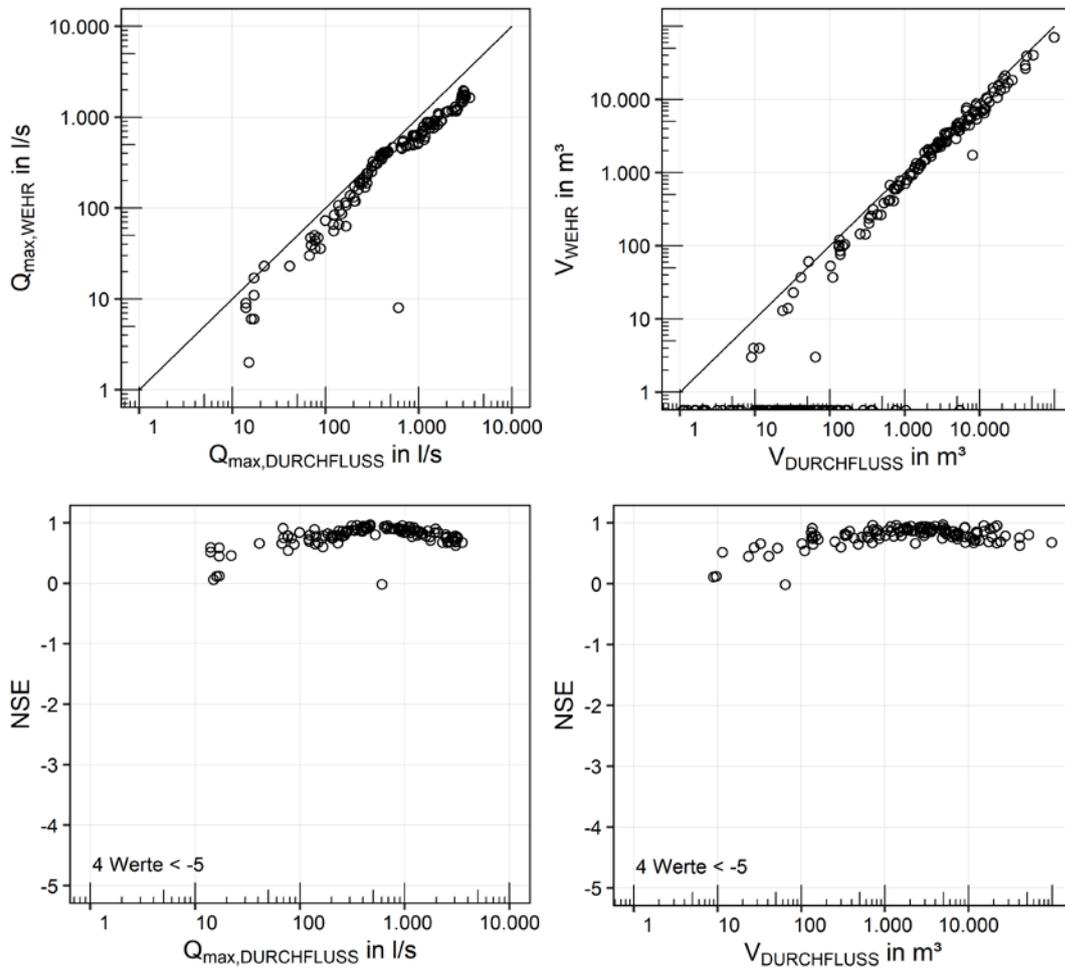


Abbildung 3.5: Abflussmessung SK2 im Zeitraum Dez. 2017 – Nov. 2019: Vergleich der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) von Wehrmessung (WEHR) und Durchflussmessung (DURCHFLUSS) je Ereignis (oben). Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) in Abhängigkeit der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) der Durchflussmessung je Ereignis (unten), jeweils für Ereignisse mit Q_{max} beider Messungen > 0 l/s und $NSE > -5$.

Fallbeispiel FB1

Am FB1 ist am Beckenüberlauf ein Stauschild montiert. Mit einer waagrecht ausgerichteten Ultraschallsonde wird die Auslenkung des Stauschildes erfasst und mit einer linearen Kennlinie der Abfluss bestimmt. Im Entlastungskanal (DN 1400, Gefälle 70 ‰) wurden nach ca. 4,5 m Beruhigungsstrecke zusätzlich zwei redundante Messungen installiert: eine Parabelmessblende mit Drucksonde und eine Durchflussmessung (Kombisensor für Fließgeschwindigkeit und Höhe) unmittelbar davor. Der Nullpunkt der Drucksonde lag 15 cm über der Sohle des Kanals auf Höhe des Scheitels der Parabelmessblende. Die Parabelmessblende diente gleichzeitig als Rückstaublende zur Erzeugung eines strömenden Abflusses an der Durchflussmessung. Auch an diesem Standort wurde im Oktober 2017 die Firmware der Durchflussmessung aktualisiert.

Die Wasserstandsganglinien der Drucksonde der Parabelmessblende und des Kombisensors zeigen gute Parallelität. Das Fließgeschwindigkeitssignal und damit auch der

berechnete Abfluss der Durchflussmessung sind hingegen stets stark verrauscht (Abbildung 3.6). Dies ist die Folge des vor dem Sensor entstehenden Wechselsprungs in der steilen Entlastungsleitung, der zu starker Turbulenz führt.

Eine interne Prüfroutine der Durchflussmessung verwirft Werte bei starken Schwankungen oder nicht plausiblen Zusammenhängen zwischen Wasserstand und den Geschwindigkeitssignalen im Messquerschnitt. Daher fällt das Abflusssignal bei hohen Abflussspitzen oftmals auf null (Abbildung 3.6, 21.06.2019). Aufgrund des steilen Kanalgefälles ist die Durchflussmessung für diese Messstelle ungeeignet.

Die Parabelmessung zeigt stabile Wasserstands- und auch Abflussganglinien. Die Anzeige ist wenig empfindlich gegen Turbulenz. Verglichen mit den aus der Stauschildstellung generierten Abflussganglinien liegen Unterschiede vor. Bei Abflüssen bis ca. 100 l/s fällt der Wert der Stauschild-Messung niedriger aus als der der Parabelmessung, bei höheren Abflüssen signifikant höher. Möglicherweise ist die Auslenkung des Stauschildes in Verbindung mit der linearen Herstellerkennlinie zu ungenau, um das Abflussgeschehen korrekt zu erfassen.

Obwohl der Volumenfehler je Ereignis im Bereich von $\pm 100\%$ schwankt (etwa die Hälfte der Ereignisse $\pm 50\%$) und die NSE für von beiden Messungen erfasste Ereignisse im Median < 0 beträgt, gleichen sich die Unterschiede in der Gesamtsumme über den Untersuchungszeitraum teilweise wieder aus. Das gesamte Entlastungsvolumen der Parabelmessung liegt 13% unter der Stauschildmessung. Betrachtet man einen Unschärfebereich der Stauschildmessung ausgehend von einer Abweichung von ± 2 cm Auslenkung, läge das über den Untersuchungszeitraum summierte Volumen 22% niedriger bzw. 12% höher. Zusammenfassend ist die installierte Parabelmessung die geeignetste Messeinrichtung für den Entlastungsabfluss dieses Fangbeckens (FB1).

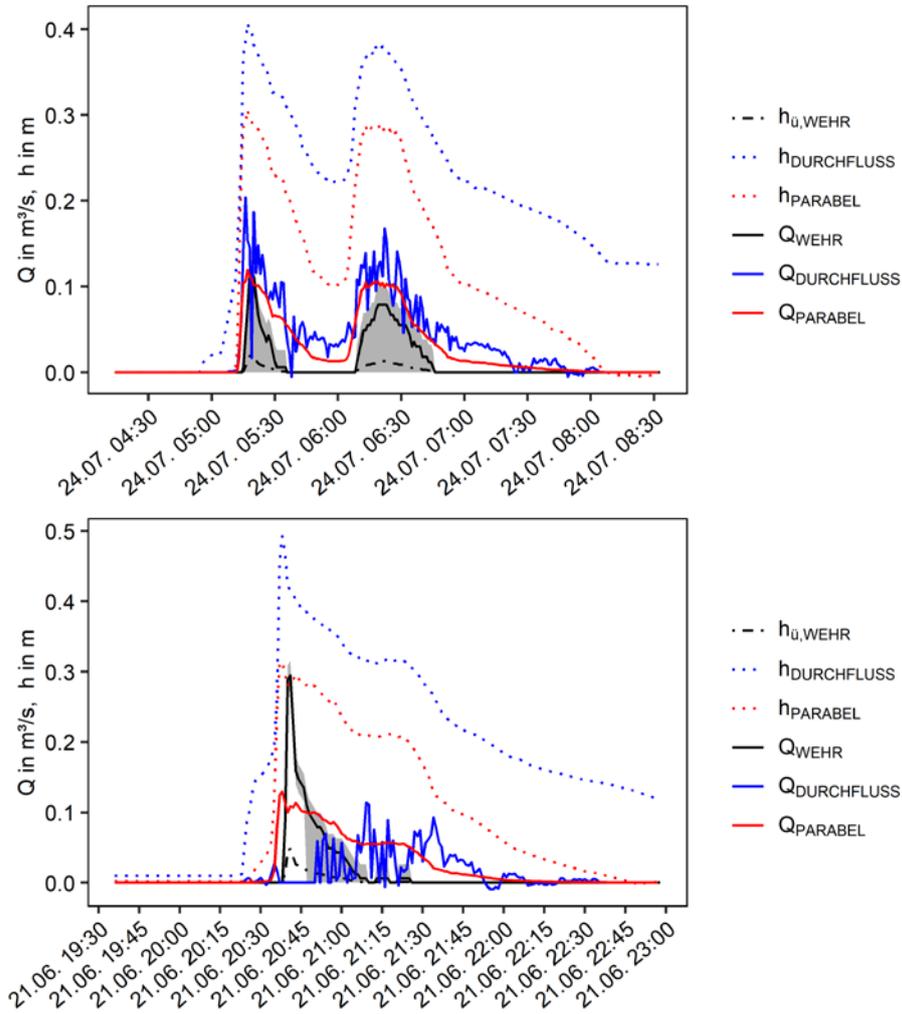


Abbildung 3.6: Verlauf von Auslenkung ($h_{\text{ü,WEHR}}$) und Abfluss (Q_{WEHR}) des Stauschildes, Wasserstand ($h_{\text{DURCHFLUSS}}$) und Abfluss ($Q_{\text{DURCHFLUSS}}$) der Durchflussmessung sowie Wasserstand (h_{PARABEL}) und Abfluss (Q_{PARABEL}) der Parabelmessung für Überlaufereignisse am FB1 vom 24.07.2017 und 21.06.2019. Der schattierte Bereich zeigt einen Unschärfebereich der Stauschildmessung ausgehend von ± 2 cm Auslenkung an.

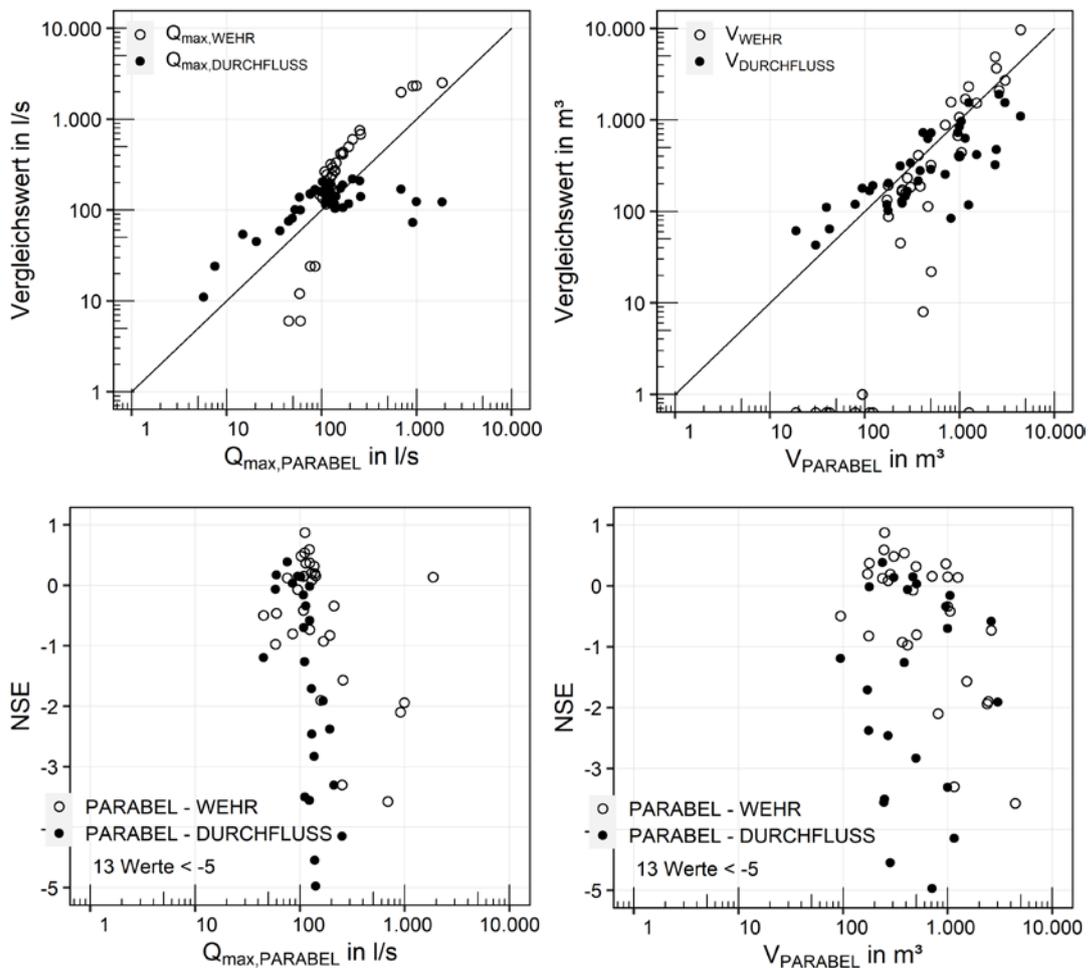


Abbildung 3.7: Abflussmessung FB1 im Zeitraum Dez. 2017 – Nov. 2019: Vergleich der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) von Stauschild- (WEHR) bzw. Durchflussmessung (DURCHFLUSS) und Parabelmessung (PARABEL) je Ereignis (oben). Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) in Abhängigkeit der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) der Parabelmessung je Ereignis (unten), jeweils für Ereignisse mit Q_{max} beider Messungen > 0 l/s und $NSE > -5$.

3.1.4 Zusammenfassung zur Abflussmessung

Die Ergebnisse der Messstellenprüfungen zeigen insgesamt eine Vielzahl möglicher Fehlerquellen und verdeutlichen den technischen Anspruch der Abflussmessung an Entlastungsbauwerken auf der Basis von Wasserstandsmessungen. Überträgt man die Überprüfungsergebnisse dieses Projektes auf ganz Bayern, ist davon auszugehen, dass an einem nennenswerten Teil der Messstellen Mängel in der Datenqualität bestehen.

Die Messgenauigkeit der Wasserstandsmessungen ist limitiert. Aus der aktuell als zulässig geltenden Abweichung von ± 2 cm (BayLfW 2001) ergeben sich bezogen auf das Entlastungsvolumen an den diesbezüglich betrachteten Anlagen Abweichungen in Größenordnungen von ± 20 % und in einem Fall -36 % bis 73 %. Dies verdeutlicht die Empfindlichkeit dieser Messungen und den zu berücksichtigenden Unsicherheitsbereich. Mit zunehmender Wehrbreite wirken sich konstante Abweichungen der Wasserstandsmessung deutlicher auf den Fehler der berechneten Abflüsse aus. Auch die unterstellte gleichmäßige Anströmung der Wehre ist nicht immer gegeben. Weiterhin sind die geometrieabhängig gewählten Überfallbeiwerte unsicherheitsbehaftet.

Die Messung von Entlastungsabflüssen liefert dennoch wertvolle Erkenntnisse über das Betriebsverhalten von Anlagen, kann der Identifikation von Ansätzen zur Netzoptimierung dienen und unter Berücksichtigung der beschriebenen Unsicherheiten zur Beurteilung hydraulischer Belastungen für Gewässer sowie zur Berechnung stofflicher Emissionen genutzt werden. Durch die weitere Durchführung von Messungen lassen sich die zur Verfügung stehenden Methoden weiterentwickeln und theoretische Ansätze zur Ermittlung der Entlastungsvolumina validieren.

Die Auswertung der an drei Anlagen mit zusätzlich eingerichteten Durchflussmessungen im Entlastungskanal erhobenen Daten ergab auch für diese Messmethoden Einschränkungen in Bezug auf die Anwendbarkeit an Entlastungsbauwerken sowie die zu erwartende Datenqualität. An Bestandsanlagen liegen selten optimale Bedingungen für die Installation von Fließgeschwindigkeitssensoren vor. Die Dynamik der zu erwartenden Strömungsbedingungen ist in der Regel hoch. Fließgeschwindigkeitssensoren benötigen für eine korrekte Funktionsweise strömende Bedingungen (Froudezahl $Fr < 1$) bei allen an der Messstelle auftretenden Abflüssen. Dies ist in der Regel nur bei geringem Kanalgefälle bis maximal 6 – 7 ‰, einer hinreichenden Beruhigungsstrecke, sowie falls erforderlich durch den Einbau von Rückstau-elementen erreichbar. Robuster erwies sich die mit einem Parabelventuri und Drucksonde ausgerüstete Messstelle.

Im Vergleich mit den aus den Wasserstandsmessungen ermittelten Abflussdaten zeigen sich Abweichungen zwischen den Messverfahren. Bezogen auf das über einen Zeitraum von mehr als zwei Jahren summierte Entlastungsvolumen betragen diese in den untersuchten Fallbeispielen bis zu $\pm 33\%$. Bei Betrachtung einzelner Entlastungsereignisse fielen die Abweichungen der Abflüsse und Volumen höher aus. Eine abschließende Bewertung, welches der verglichenen Messverfahren verlässlichere Werte erzeugt, ist ohne weitere Untersuchungen nicht möglich.

Das Beispiel des SK2 zeigt, dass bei geeigneten Strömungsbedingungen zumindest für Bereiche des Abflussspektrums eine sehr gute Übereinstimmung der auf Basis von Wasserstands- oder Fließgeschwindigkeitsmessungen ermittelten Daten erreicht werden kann. Daraus ergeben sich Hinweise für die Optimierung der Messstellen. Für alle Anlagen, die mit zusätzlichen Durchflussmessungen ausgerüstet wurden, kann gefolgert werden, dass diese trotz der voneinander unabhängigen Messprinzipien zumindest die Größenordnung der mit den Wasserstandsmessungen erhobenen Entlastungsvolumen bestätigen. Dies ist zu berücksichtigen, wenn die Belastbarkeit der Daten im Vergleich mit den Ergebnissen von Schmutzfrachtberechnungen diskutiert wird.

Eine generelle Empfehlung für ein zu bevorzugendes Verfahren lässt sich aus den Untersuchungen nicht ableiten. Dennoch ist hervorzuheben, dass die an Entlastungsanlagen vorzufindenden baulichen und hydraulischen Bedingungen häufig für den Einsatz einfacher Wasserstandsmessungen sprechen. Mit diesen sind, bei geringerem Sachaufwand, vergleichbar aussagekräftige Messergebnisse erreichbar wie mit Fließgeschwindigkeitssensoren.

Wichtige Schritte zu einer Verbesserung der Datenqualität von Abflussmessungen an Entlastungsbauwerken sind die Sensibilisierung von Anlagenbetreibern für die Relevanz der erhobenen Daten, die Schaffung verbindlicher Vorgaben und die fachliche Unterstützung bei der Einrichtung und Prüfung von Messstellen sowie bei der regelmäßigen Datenauswertung.

Bei der Optimierung oder Neueinrichtung von Messstellen an Bestandsanlagen sind die verfügbaren Richtlinien und Empfehlungen zu berücksichtigen (z.B. BayLfW 2001; DWA-M 181 2011; DWA-A 166 2013; Baumann et al. 2017). Die Wahl der Messstelle wirkt sich empfindlich auf die Qualität der erhobenen Daten aus und die zur Verfügung stehenden Messmethoden sind nicht für jede Situation anwendbar. Eine enge Abstimmung zwischen elektrotechnischem Fachplaner und Anlagenbetreiber ist erforderlich, um die für die Abflussberechnung erforderlichen Angaben, ggf. durch nachmessen vor Ort, zu ermitteln. Bei Inbetriebnahme und in regelmäßigen Intervallen danach sollten Messstellenprüfungen eingeplant werden. Bei Anlagen mit breiten Überlaufwehren sind besondere Sorgfalt und ggf. häufigere Prüfungen im Rahmen operativer Wartungsroutinen erforderlich.

Für den Neubau von Anlagen empfiehlt es sich, Messeinrichtungen und deren Anforderungen (bspw. Beruhigungsstrecke, Zugänglichkeit) direkt mit einzuplanen oder Möglichkeiten für eine spätere Nachrüstung offen zu halten.

In jedem Fall ist die Anbindung an ein zentrales Prozessleitsystem mit transparenter Datenverarbeitung zu empfehlen. Für das Betriebspersonal sollte es einfache Möglichkeiten geben, betriebliche Unregelmäßigkeiten wie bspw. Drosselverstopfungen, Ausfälle oder Testsignale zu erfassen und betroffene Abflussdaten entsprechend zu kennzeichnen. Die für die Abflussberechnung verwendeten Parameter sowie zeitlich hochaufgelöste Rohdaten müssen für den Anlagenbetreiber einsehbar sein.

Die Validität der Abflussdaten kann auch für geprüfte Messstellen nur durch eine kritische Datenauswertung und Plausibilisierung sichergestellt werden. Diese muss über die Berichterstattung in Form von Monats- oder Jahresprotokollen hinausgehen. Wichtige Grundsätze hierfür sind bspw. DWA-M 181 (2011) und dem Praxisleitfaden des DWA-Landesverbands Baden-Württemberg zu entnehmen (Baumann et al. 2017). Durch die Optimierung und Weiterentwicklung der landesweit zentralen Erfassung der generierten Daten in DABay⁵ kann somit langfristig eine belastbarere Datenbasis geschaffen werden.

3.2 Entlastungsqualität (M1)

In Messkampagne M1 wurden neue Daten zur Qualität von Mischwasserentlastungen in Bayern erhoben. Dazu wurden an 10 Mischwasserbehandlungsanlagen Feststoffsammler im Überlauf eingerichtet und über einen Zeitraum von drei Jahren volumenproportionale Ereignismischproben erzeugt. Das Analysenspektrum umfasste konventionelle Feststoff-, Zehr- und Nährstoffparameter, sowie 12 Schwermetalle und 34 organische Mikroschadstoffe. Übergeordnetes Ziel war die Ermittlung einer soliden Datenbasis zur Abschätzung der mittleren aus Mischwasserentlastungen resultierenden Belastung für Gewässer.

⁵ Datenverbund Abwasser Bayern (www.lfu.bayern.de/wasser/ue_abwasser_dabay)

3.2.1 Dokumentation der Einzugsgebiete

Zur Einschätzung der Einzugsgebiete der untersuchten Mischwasserbehandlungsanlagen wurden diese auf der Basis von Angaben der Anlagenbetreiber, zur Verfügung gestellten Planunterlagen und Schmutzfrachtberechnungen, sowie Ortsbegehungen dokumentiert. Die Direkteinzugsgebiete und weitere Flächen wurden darüber hinaus in GIS abgegrenzt, soweit entsprechende Pläne verfügbar waren, um weitere Analysen zu Landnutzung, Versiegelung und Gefälle durchzuführen. Die wesentlichen Gebietsinformationen sind nachfolgend zusammengestellt.

Geografische Lage

Die untersuchten Anlagen wurden anhand ihrer geografischen Lage in Bayern in zwei Gruppen eingeteilt. Für die Lageeinteilung wurde der Verlauf der Donau als Grenze zwischen Nord- und Südbayern gewählt. Dies ergab eine Grenze bei ca. 48,5° Breite. Das südliche Bayern ist gekennzeichnet durch höhere Jahresniederschläge als der Norden (Tabelle 3.4). Auch strukturelle sowie topografische Unterschiede liegen vor.

Tabelle 3.4: Gruppierung der Anlagen nach geografischer Lage

Anlage	Lage	Mittlere Niederschlagssumme in mm/a
DB2	Nord	705
SK1	Nord	709
FB2	Nord	662
DB1	Nord	729
DB6	Süd	838
DB5	Süd	1.010
FB1	Süd	1.459
DB3	Süd	1.078
DB4	Süd	1.238
SK2	Süd	1.672

Flächen

In Tabelle 3.5 sind Angaben der Anlagenbetreiber zu den angeschlossenen Einzugsgebietsflächen zusammengestellt. Diese wurden differenziert in direkt angeschlossene und über oberhalb vorhandene Regenüberläufe (RÜ) oder Regenüberlaufbecken (RÜB) vor-entlastete Flächen (indirektes Einzugsgebiet).

Tabelle 3.5: Einzugsgebietsflächen (kanalisiert) laut Anlagenbetreiber

Anlage	$A_{E,k}$ in ha Direkt	$A_{E,k}$ in ha Indirekt		$A_{E,k}$ in ha Summe	Anteil vorentlastet via RÜB
		via RÜ	via RÜB		
DB1	44,2	0,0	0,0	44,2	0 %
DB2	39,3	0,0	87,6	126,9	69 %
DB3	66,8	41,4	179,1	287,3	62 %
DB4	129,9	0,0	0,0	129,9	0 %
DB5	27,4	318,3	445,5	791,2	56 %
DB6	802,0	1043,0	0,0	1.845,0	0 %
FB1	77,7	0,0	113,7	191,4	59 %
FB2	73,1	0,0	0,0	73,1	0 %
SK1	116,7	0,0	3.731,5	3.848,1	97 %
SK2	113,8	107,5	92,8	314,1	30 %

Ein Teil der Gebiete wurde in GIS erfasst. Die ermittelten Flächen decken sich weitgehend mit den vorliegenden Angaben (Tabelle 3.6). Für das Einzugsgebiet des SK2 wurden zugehörige Flächen auf Basis des Kanalnetzplans identifiziert. Ursächlich für weitere Abweichungen sind ggf. ungenaues Kartenmaterial oder unterschiedliche Vorgehensweisen bei der Berücksichtigung eingegrenzter nicht kanalisierte Flächen und Außengebietsflächen. Für anhand der Flächen durchgeführte Berechnungen wurden die Angaben der Anlagenbetreiber berücksichtigt.

Tabelle 3.6: In GIS ermittelte Direkteinzugsgebietsflächen in ha

Anlage	$A_{E,k}$ in ha Direkt	Differenz
DB1	47,7	+8 %
DB2	41,8	+6 %
DB3	126,8	+5 %
DB4	115,6	-11 %
DB5	25,7	-6 %
DB6	806,2	+1 %
FB1	79,6	+2 %
FB2	61,9	-15 %
SK1	115,8	-1 %
SK2	133,8	+18 %

Versiegelung

Die befestigten Flächenanteile nach Angabe der Betreiber sind in Tabelle 3.7 zusammengestellt. Unter Verwendung des Imperviousness Datensatzes (EEA 2018) ergaben sich in einigen Fällen abweichende Versiegelungsgrade (Tabelle 3.8). Da keine Informationen über die Ermittlung der von den Anlagenbetreibern mitgeteilten Versiegelungsgrade (VG) verfügbar waren, konnten hierfür keine Ursachen identifiziert werden. Der anhand der European Settlement Map (EEA 2017; Ferri et al. 2017) ermittelte Anteil als bebaut (engl. „built-up“) kategorisierter Flächen lag im Mittel 18 % höher.

Tabelle 3.7: Angeschlossene, befestigte Einzugsgebietsflächen (Mischsystem) laut Anlagenbetreiber

Anlage	$A_{E,b,a}$ in ha Direkt	$A_{E,b,a}$ in ha Indirekt		$A_{E,b,a}$ in ha Summe	Anteil am Gesamtgebiet
		via RÜ	via RÜB		
DB1	7,4	0,0	0,0	7,4	17 %
DB2	20,0	0,0	41,1	61,1	48 %
DB3	23,1	19,4	61,1	103,6	36 %
DB4	62,1	0,0	0,0	62,1	48 %
DB5	6,4	73,6	133,1	213,1	27 %
DB6	177,0	97,0	0,0	274,0	15 %
FB1	20,7	0,0	15,9	36,6	19 %
FB2	29,5	0,0	0,0	29,5	40 %
SK1	42,9	0,0	1.609,4	1.652,3	43 %
SK2	77,4	69,7	55,3	202,4	64 %

Tabelle 3.8: Versiegelung der Direkteinzugsgebietsflächen

Anlage	Betreiber	GIS Imp	GIS ESM
	VG	VG	BU
DB1	17 %	46 %	65 %
DB2	51 %	40 %	58 %
DB3	35 %	57 %	71 %
DB4	48 %	47 %	66 %
DB5	23 %	44 %	69 %
DB6	22 %	33 %	63 %
FB1	27 %	47 %	61 %
FB2	40 %	58 %	75 %
SK1	37 %	45 %	64 %
SK2	68 %	45 %	62 %

Imp = Imperviousness (EEA 2018), ESM = European Settlement Map (EEA 2017)

VG = Versiegelungsgrad, BU = Anteil bebauter Flächen (engl. „built-up“), ermittelt als Summe der Anteile von Gebäuden, offenen bebauten Flächen und Straßen.

Trennsystemanteile

In den Einzugsgebieten der untersuchten Anlagen sind die in Tabelle 3.9 aufgeführten Flächenanteile im Trennsystem enthalten.

Tabelle 3.9: Trennsystemflächen in den Einzugsgebieten laut Anlagenbetreiber

Anlage	$A_{E,TS}$ in ha Direkt	$A_{E,TS}$ in ha Indirekt		$A_{E,TS}$ in ha Summe	Anteil am Gesamtgebiet
		via RÜ	via RÜB		
DB1	14,6	0,0	0,0	14,6	25 %
DB2	0,0	0,0	0,0	0,0	0 %
DB3	56,3	16,9	116,7	189,9	40 %
DB4	21,3	0,0	0,0	21,3	14 %
DB5	0,0	69,0	49,3	118,3	36 % ²⁾
DB6	10,5	65,7	0,0	76,2	4 %
FB1	- ¹⁾	- ¹⁾	- ¹⁾	- ¹⁾	- ¹⁾
FB2	0,0	0,0	0,0	0,0	0 %
SK1	21,6	0,0	243,8	265,4	6 %
SK2	0,0	29,5	9,2	38,7	11 %

¹⁾ Anteile im modifizierten Misch- und Trennsystem. Keine Flächenangabe verfügbar.

²⁾ Angabe bezieht sich auf befestigte Flächen.

Gefälle

Aus den von den Anlagenbetreibern übermittelten Dokumenten konnten Angaben zur mittleren Neigungsgruppe der Gebiete entnommen werden. Weiterhin wurde mittels GIS aus einem digitalen Geländemodell (DGM50 des Bayerischen Landesamts für Digitalisierung, Breitband und Vermessung) das mittlere Gefälle der Direkteinzugsgebiete ausgewertet.

Tabelle 3.10: Verfügbare Angaben zur mittleren Neigungsgruppe (NG_m) und mittels GIS ermitteltes mittleres Gefälle der Direkteinzugsgebiete

Anlage	NG_m	Mittleres Gefälle
DB1	2,0	5,5 %
DB2	3,0	9,1 %
DB3	2,0 ¹⁾	1,7 %
DB4	2,3	5,3 %
DB5	1,1	3,0 %
DB6	1,2	1,2 %
FB1	2,0 ¹⁾	3,6 %
FB2	1,9	4,5 %
SK1	1,1	5,3 %
SK2	2,0	1,4 %

NG_m 1: $\leq 1\%$; NG_m 2: 1 – 4%; NG_m 3: 4 – 10%; NG_m 4: $> 10\%$

¹⁾ Keine Angabe verfügbar, anhand von mittlerem Gefälle eingeteilt.

Einwohnerzahl

Tabelle 3.11 zeigt die aus den zur Verfügung stehenden Unterlagen entnommenen Einwohnerzahlen in den Einzugsgebieten einschließlich der Einwohner in angeschlossenen Trennsystemgebieten.

Tabelle 3.11: Einwohnerzahlen laut Anlagenbetreiber und Einwohnerdichte bezogen auf die Gesamtfläche in den Einzugsgebieten der untersuchten Anlagen (inkl. Trennsystemgebiete)

Anlage	Einwohner Direkt	Einwohner Indirekt		Einwohner Summe	Einwohnerdichte in ha ⁻¹ A _{E,k}
		via RÜ	via RÜB		
DB1	1.000	0	0	1.000	17
DB2	1.160	0	2.243	3.403	27
DB3	6.395	3.345	16.890	26.630	56
DB4	10.422	0	0	10.422	69
DB5	1.190	15.420	28.360	44.970	49
DB6	22.500	42.500	0	65.000	34
FB1	2.703	0	1.900	4.603	24
FB2	2.500	0	0	2.500	34
SK1	4.944	0	169.383	174.327	42
SK2	6.374	7.129	3.650	17.153	49

Qualitative Charakterisierung

Auf der Basis von Ortsbegehungen wurden die Direkteinzugsgebiete qualitativ charakterisiert und in die Kategorien „Stadt“ oder „Land“ eingeteilt (Tabelle 3.12).

Tabelle 3.12: Qualitative Charakterisierung der Direkteinzugsgebiete der untersuchten Anlagen

Anlage	Qualitative Charakterisierung	Einteilung
DB1	Ländlich geprägte Gemeinde, offene Bebauung, geringe Siedlungsdichte	Land
DB2	Ländlich geprägtes Wohngebiet	Land
DB3	Mittelstädtisch	Stadt
DB4	Kleinstädtisch bis ländlich, Klinik	Stadt
DB5	Mittelstädtisch	Stadt
DB6	Großstädtisch	Stadt
FB1	Ländlich geprägter Ortsteil	Land
FB2	Städtisches Wohngebiet	Stadt
SK1	Großstädtisch	Stadt
SK2	Wohngebiet, mittelständische Unternehmen	Stadt

Grad der Verstädterung und Verdichtungsräume

Für eine Einschätzung der Urbanisierung der untersuchten Gebiete wurden Daten des Statistischen Bundesamts zur Bevölkerungsdichte und zum Grad der Verstädterung der politisch selbstständigen Gemeinden in Deutschland herangezogen (DESTATIS 2017). Der Grad der Verstädterung ist ein Maß für den Anteil der lokalen Bevölkerung in städtischen, dicht besiedelten Zentren der betrachteten Verwaltungseinheit und wird in die drei Ausprägungen „gering – mittel – dicht“ klassifiziert (Tabelle 3.13).

Weiterhin wurde geprüft, welche der Gebiete Verdichtungsräumen gemäß Beschluss des Hauptausschusses der Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) zugeordnet werden können (BBSR 2015). Dies traf auf DB6, FB2 und SK1 zu.

Tabelle 3.13: Grad der Verstädterung und Zuordnung zu Verdichtungs-räumen

Anlage	Bevölkerungs- dichte in km ⁻²	Grad der Verstädterung	Verdichtungs- raum
DB1	69	Gering	Nein
DB2	310	Mittel	Nein
DB3	400	Mittel	Nein
DB4	320	Mittel	Nein
DB5	496	Mittel	Nein
DB6	1.950	Dicht	Ja
FB1	404	Mittel	Nein
FB2	991	Mittel	Ja
SK1	1.408	Dicht	Ja
SK2	458	Mittel	Nein

DESTATIS (2017), BBSR (2015)

Landnutzung

Für die in GIS erfassten Direkteinzugsgebietsflächen wurde eine Auswertung der Landnutzung anhand des ALKIS-Datensatzes des Bayerischen Landesamts für Digitalisierung, Breitband und Vermessung durchgeführt.

Für die Übersicht in Abbildung 3.8 wurden folgende Kategorien aggregiert: Gewässer (Fließgewässer, stehende Gewässer), Grünflächen (unkultivierte Flächen, Wald, Gehölz, Heide, Moor, Sumpf), Verkehrsflächen (Straßenverkehr, Weg, Bahnverkehr, Schiffsverkehr).

Für die Zusammenfassung der schwerpunktmäßigen Nutzungen (in Summe $\geq 80\%$ der Fläche) in Tabelle 3.14 wurden nochmals Kategorien aggregiert: Wohnbau- und Mischflächen (Wohnbauflächen, Flächen besonderer funktionaler Prägung, Flächen gemischter Nutzung) sowie Verkehrsflächen und Plätze.

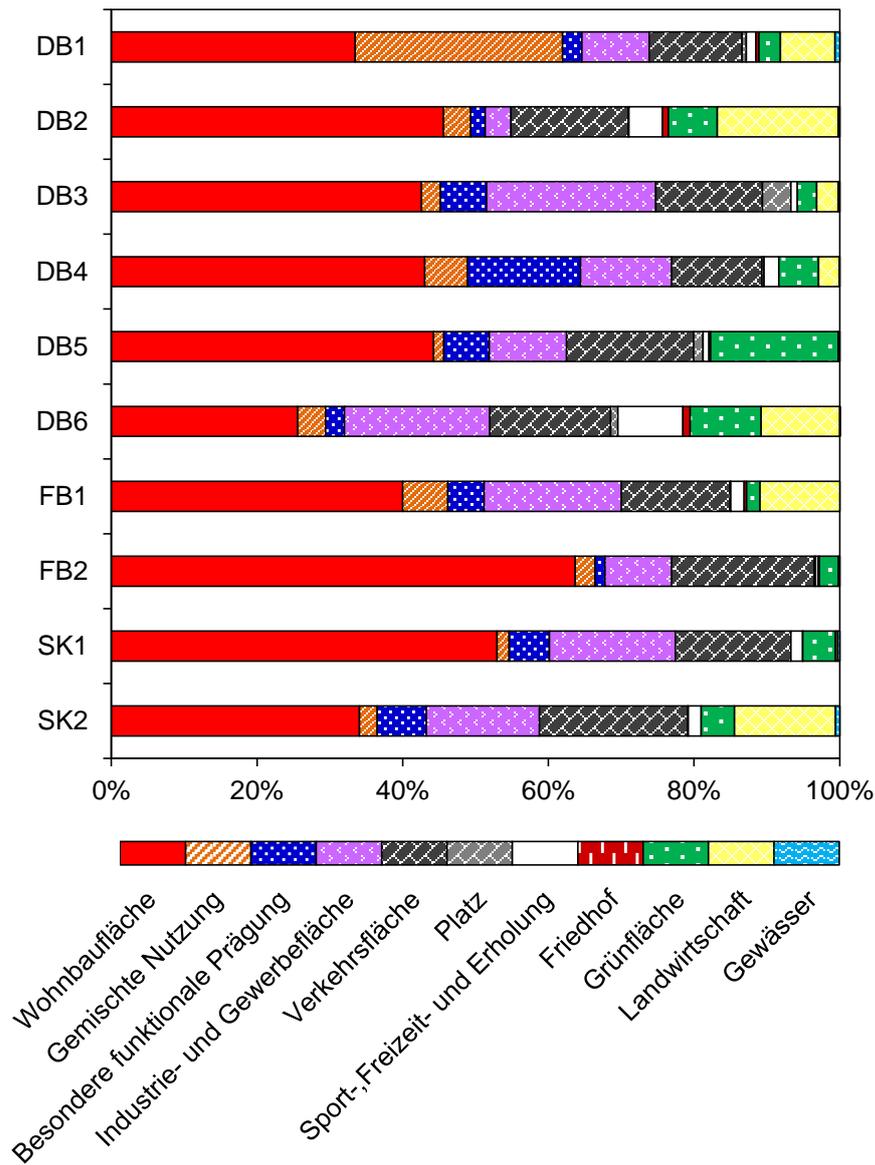


Abbildung 3.8: Landnutzung in den untersuchten Direktinzugsgebieten (ALKIS-Datensatz, Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung)

Tabelle 3.14: Zusammenfassung der schwerpunktmäßigen Landnutzung in den Einzugsgebieten der untersuchten Anlagen

Anlage	Wohnbau- und Mischflächen	Industrie- und Gewerbe	Verkehr und Plätze	Landwirtschaftliche Flächen	Sonstige
DB1	65 %	9 %	13 %	7 %	5 %
DB2	51 %	4 %	16 %	17 %	12 %
DB3	52 %	23 %	19 %	3 %	4 %
DB4	64 %	13 %	13 %	3 %	8 %
DB5	52 %	11 %	19 %	0 %	19 %
DB6	32 %	20 %	18 %	11 %	20 %
FB1	51 %	19 %	15 %	11 %	4 %
FB2	68 %	9 %	20 %	0 %	3 %
SK1	60 %	17 %	16 %	0 %	6 %
SK2	43 %	16 %	20 %	14 %	7 %

3.2.2 Probenahmen

Die Probenahme der Messkampagne M1 begann im November 2016 mit den ersten beiden Standorten. Weitere folgten sukzessive. Mit einer ersten Einschätzung der Entlastungsqualität anhand von 3 bis maximal 7 Proben je Anlage wurde die Etablierungsphase im August 2017 abgeschlossen. Das Monitoring wurde dann bis November 2019 fortgeführt, um über einen Zeitraum von bis zu drei Jahren saisonal verteilte Daten zu generieren.

Insgesamt wurden im Rahmen von M1 330 Überlaufereignisse (193 Einstauereignisse) in 164 Probenahmen beprobt. 140 Proben sind einzelnen Einstauereignissen zuzuordnen, die restlichen sind Mischproben mehrerer aufeinanderfolgender Ereignisse. In 40 Fällen wurden Überläufe nur anteilig beprobt, da der Feststoffsammler vor Ende des Ereignisses gefüllt war. 137 der Proben repräsentieren jedoch einen Volumenanteil $\geq 80\%$ der jeweiligen Ereignisse. Eine Spurenstoffanalytik wurde für 149 Proben durchgeführt (Tabelle 3.15).

An jeder Anlage wurde in Bezug auf Volumen, Dauer und Intensität (Abfluss bzw. Oberflächenbeschickung) ein Spektrum unterschiedlich ausgeprägter Ereignisse beprobt. In den meisten Fällen besteht für die genannten Merkmale kein signifikanter Unterschied zwischen den beprobten Ereignissen und dem gesamten Entlastungsgeschehen im Untersuchungszeitraum. Bestehen Abweichungen, so wurden aufgrund der gewählten Probenahmestrategie tendenziell mehr großvolumige, längere und intensivere Ereignisse beprobt. Damit sind die beprobten Ereignisse repräsentativ für das Entlastungsgeschehen im Untersuchungszeitraum mit leichter Tendenz zur Erfassung eher großvolumiger, längerer und intensiverer Ereignisse.

Die saisonale Verteilung der Proben folgt dem Muster der relativen Häufigkeit von Entlastungsereignissen im Jahresverlauf. Obwohl keine gleichmäßige Verteilung über alle Quartale erreicht wurde, sind mindestens 20 Messwerte je Quartal verfügbar.

Tabelle 3.15: Anzahl der Proben je Anlage in M1

Anlage	Homogenisierte Mischproben	Saisonale Verteilung				Zusätzliche ohne Spurenstoffanalytik
		Anzahl Nov-Jan	Anzahl Feb-Apr	Anzahl Mai-Jul	Anzahl Aug-Okt	
DB1	17	2	4	6	5	0
DB2	13	3	3	6	1	1
DB3	10	2	0	5	3	0
DB4	16	2	1	9	4	0
DB5	15	0	1	5	9	0
DB6	15	3	1	9	2	0
FB1	12	0	0	7	5	1
FB2	20	3	6	8	3	3
SK1	10	4	1	4	1	0
SK2	21	5	3	7	6	10
Summe	149	24	20	66	39	15

3.2.3 Qualitätssicherung Probenahme

Die mit den Feststoffsammlern durchgeführten Probenahmen wurden anhand der hydraulischen Daten, sowie Probenahmeprotokollen und Angaben des Betriebspersonals anhand der unter 2.7.2 beschriebenen Kriterien qualitativ beurteilt. Im Ergebnis konnten 75 % der Proben als volumenproportionale und 22 % als nicht volumenproportionale Mischproben eingeordnet werden (Tabelle 3.16).

An dieser Stelle ist anzumerken, dass sich auch die nicht volumenproportionalen Proben aus einer Vielzahl über das jeweilige Entlastungsereignis verteilter Teilproben zusammensetzen. Je nach Konzentrationsverlauf der betrachteten Stoffe ist anhand solcher Mischproben ebenfalls von einer verlässlichen Einschätzung der repräsentativen Ereigniskonzentration auszugehen. Dennoch wurden die Analyseergebnisse der nicht volumenproportionalen Mischproben denen der volumenproportionalen Mischproben gegenübergestellt, um einen möglichen systematischen Einfluss zu prüfen. Dies wurde im Gesamtkollektiv und nicht standortspezifisch durchgeführt, da an einzelnen Standorten die Anzahl betroffener Proben zu gering war, um andere Effekte auszuschließen. Anhand der Parameter AFS, CSB und einer Auswahl von Stoffen, die exemplarisch für eine bestimmte herkunftsbezogene Konzentrationsdynamik stehen können (Diclofenac und Acesulfam für schmutzwasserbürtige Stoffe, Benzo(a)pyren und Blei für partikulär transportierte Stoffe aus dem Oberflächenabfluss, Terbutryn und MCPP als Vertreter der Pestizide/Biozide) konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden (Paarweise Wilcoxon-Tests, $p > 0,05$).

Um eine größtmögliche Datenbasis für die weitere Auswertung zur Verfügung zu stellen, wurden daher die Analyseergebnisse für volumenproportionale und nicht volumenproportionale Mischproben zu einem Kollektiv zusammengefasst. In Anhang B ist als Vergleichsmöglichkeit eine separate Auswertung der statistischen Kenngrößen beigefügt.

Tabelle 3.16: Ergebnis der qualitativen Beurteilung der Feststoffsammler-Beprobungen

Beurteilung	Anteil
Volumenproportional	75 %
Mischprobe nicht volumenproportional	22 %
Technische Unregelmäßigkeiten	3 %

Bei 3 % der Probenahmen wurden technische Unregelmäßigkeiten festgestellt (Tabelle 3.17). Die Analyseergebnisse der Probenahmen mit technischen Unregelmäßigkeiten wurden von allen weiteren Auswertungen ausgeschlossen. Die Daten sind in Anhang B ebenfalls separat dokumentiert.

Tabelle 3.17: Probenahmen mit technischen Unregelmäßigkeiten

Anlage	Probenahme M1	Unregelmäßigkeiten
FB2	16.03.2017	Probe teilweise ausgelaufen (mittlerer Hahn geöffnet)
DB2	03.05.2017	Zweiter Abschnitt des am 02.05.17 anteilig beprobten Entlastungsereignisses
DB2	31.05.2017	Stichprobe aus nur 2 Teilproben, sehr kurzes Ereignis, Probe durch manuelles Rühren homogenisiert
SK1	30.06.2017	Probenahmestelle verlegt, daher Teilprobenvolumen reduziert und vermutlich nicht konstant
FB2	16.04.2018	Drosselverstopfung, nur 10 % der dreitägigen Entlastung beprobt; keine Schadstoffanalytik durchgeführt

3.2.4 Entlastungskonzentrationen

Feststoffe und Glühverlust

Tabelle 3.18 zeigt den Wertebereich der Feststoffkonzentrationen und Glühverluste in den homogenisierten Überlaufproben. Die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe (AFSges) liegt im Median bei 50 mg/l. Die schwer sedimentierbaren und mit Schadstoffen in der Regel stärker belasteten Feststoffe < 63 µm (AFS63) bilden mit einem Trockengewichtsanteil von im Median 68 % den dominanten Teil der Feststoffe.

Tabelle 3.18: Statistische Kennwerte der Feststoffkonzentrationen und Glühverlust in homogenisierten Überlaufmischproben

Parameter	Einheit	n	Anteil > BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
AFS63	mg/l	156	0,92	5,2	19	34	51	68	440	1,1
AFSgrob	mg/l	156	0,96	1,1	11	20	25	30	120	0,84
AFSges	mg/l	156	0,99	6	35	50	74	96	490	0,94
GV _{AFS63}	%	152		13	44	58	56	67	97	0,29
GV _{AFSgrob}	%	89		32	55	67	67	78	94	0,21

RSD = Relative Standardabweichung

AFSges = Abfiltrierbare Stoffe gesamt, AFS63 = Abfiltrierbare Stoffe < 63 µm, AFSgrob = Abfiltrierbare Stoffe 63 – 2000 µm, GV_{AFS63} = Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe < 63 µm, GV_{AFSgrob} = Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe 63 – 2000 µm.

Mit Ausnahme der Glühverluste sind die Daten nicht normalverteilt und weisen eine rechtsschiefe Verteilung (Median < Mittelwert) sowie einen breiten Schwankungsbereich auf. Mehr als 95 % der AFSges-Werte liegen jedoch < 200 mg/l bzw. die AFS63-Werte < 150 mg/l. Ausreißer sind bis fast 500 mg/l zu beobachten. Der für die Beschreibung nicht normalverteilter Daten zu verwendende Zentralwert ist der Median. Daher ist die entsprechende Spalte in den Ergebnistabellen hervorgehoben.

AFS63 Bestimmung

In allen der im Rahmen des Vorhabens generierten homogenisierten Mischproben wurde AFS63 analysiert (Abbildung 3.9). Die Vorgehensweise ist in 2.5.1 beschrieben. Grobe Feststoffe > 2 mm waren in der Mehrzahl der Proben nicht enthalten (max. 3 mg/l). Der AFS63-Anteil der Feststoffe < 2 mm betrug im Median 68 %. Die Summe

aus AFS63 und AFSgrob deckte sich mit geringen Abweichung mit der separat in den gleichen Stichproben durchgeführten AFSges-Bestimmung.

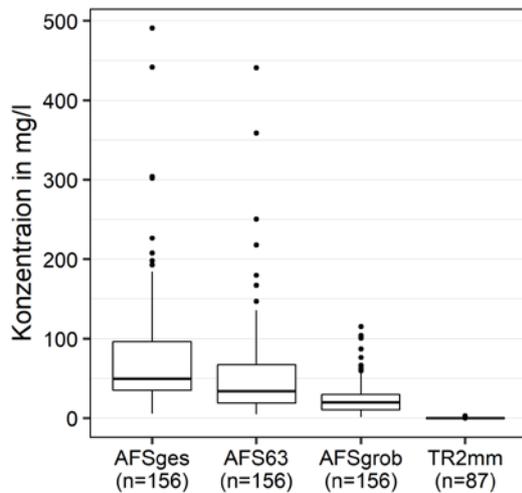


Abbildung 3.9: Feststoffkonzentrationen in homogenisierten Überlaufmischproben. AFSges = Abfiltrierbare Stoffe gesamt (< 2 mm), AFSgrob = Abfiltrierbare Stoffe 63 – 2000 µm, AFS63 = Abfiltrierbare Stoffe < 63 µm, TR2mm = Trockenrückstand > 2 mm.

Um stichprobenartig den Einfluss der labortechnischen Bestimmung auf die Fraktionierung und die Ergebnisse für AFS63 zu prüfen, wurde ein Probenaustausch mit der Technischen Universität München (TUM) durchgeführt. Bei drei Ereignissen an zwei der Anlagen in Bayern, sowie einer Regenwassereinleitung in Karlsruhe (Überlauf Regenklärbecken) wurden zusätzliche homogenisierte Mischproben aus den Feststoffsammlern entnommen und in beiden Laboren analysiert. Die Analysen erfolgten in Doppelbestimmung.

Wichtigster Unterschied der Methoden war die intensive Dispergierung mittels UltraTurax mit Schneidwerkzeug für 30 s bei 10.000 U/min der TUM gegenüber manuellem Schütteln (KIT-IWG). Weiterhin unterschieden sich die Grenzen für die Grobstoffabtrennung von 1 mm (TUM) und 2 mm (KIT). Die Ergebnisse für die groben Fraktionen sind daher nicht direkt vergleichbar. Weiterhin verwendete die TUM Membranfilter, welche bei der Beaufschlagung mit den Mischwasserproben sehr schnell verstopften. Zwischen 6 und 8 Filter wurden pro Analyse benötigt. Am KIT-IWG haben sich Glasfaserfilter für Mischwasser bewährt.

Die absolute AFS63-Konzentration der Mischwasserproben liegt bei Abweichungen von 6 % und 14 % zwischen beiden Methoden im gleichen Bereich (Abbildung 3.10). Unter Berücksichtigung des niedrigen Konzentrationsniveaus der Regenwasserprobe (nur 5,8 – 7,6 mg Trockenmasse auf dem Filter, AFSgrob < BG) kann die Abweichung zur TUM von 20 % für AFS63 ebenfalls als akzeptabel bezeichnet werden. Die Ergebnisse deuten nicht auf systematische Minder- oder Mehrbefunde einer der beiden Methoden hin. Generell bestätigt die Vergleichsuntersuchung die Ergebnisse der KIT-IWG-Vorgehensweise. Für eine abschließende Bewertung der unterschiedlichen Einflüsse wären umfassendere Untersuchungen nötig.

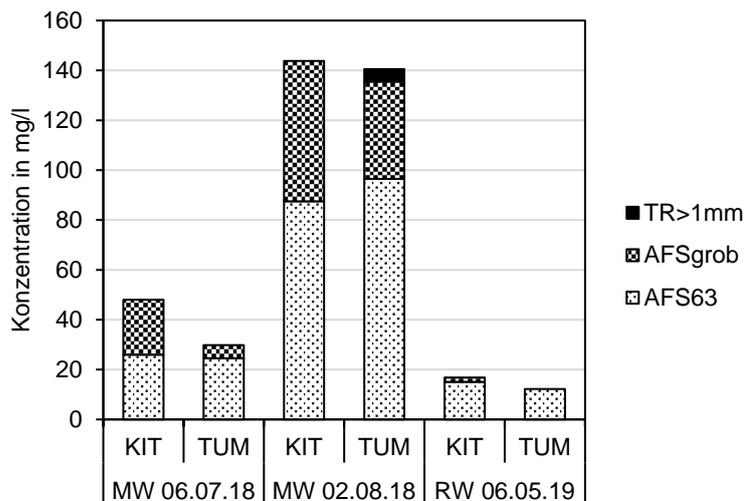


Abbildung 3.10: Methodenvergleich AFS63-Bestimmung mit der TU München (TUM) anhand von Proben aus Mischwasserentlastungen (MW) und einer Regenwassereinleitung (RW).

Konventionelle Parameter

Für die konventionellen Abwasserparameter ergeben sich die in Tabelle 3.19 zusammengestellten Wertebereiche. Mit Ausnahme des pH-Wertes sind die Daten nicht normalverteilt und weisen eine rechtsschiefe Verteilung (Median < Mittelwert) auf.

Die pH-Werte liegen in einem plausiblen Bereich zwischen typischen Werten für rohes Abwasser (7 – 8) und Regenwasser (< 5). Gleiches gilt für die Leitfähigkeit. Passerat et al. (2011) nutzen etwa typische Werte von 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ für Abwasser und 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ für Oberflächenabfluss, um das Mischungsverhältnis von Mischwasser zu beurteilen. Dem Ansatz folgend ergibt sich im Median für das gesamte Kollektiv ein Oberflächenabflussanteil von 93 %, entsprechend einem Mischverhältnis von 12,8. Betrachtet man die Mediankonzentrationen von CSB, TNb und TP in Relation zu typischen Kläranlagenzulaufkonzentrationen in Bayern von 537 mg/l CSB, 49,9 mg/l Gesamt-Stickstoff und 7,6 mg/l Gesamt-Phosphor (DWA 2017), ergibt sich eine Verdünnung von 1: 7 – 8. Die Verhältnisse von CSB/Stickstoff von im Median 9,4 und Phosphat/Gesamt-Phosphor von 0,5 liegen ebenfalls in einem plausiblen Bereich. Damit ergeben die betrachteten Begleitparameter insgesamt ein stimmiges Bild für Mischwasser.

Tabelle 3.19: Statistische Kennwerte der konventionellen Abwasserparameter in homogenisierten Überlaufmischproben

Parameter	Einheit	n	Anteil > BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
pH	-	155		6	6,5	6,7	6,7	6,9	7,5	0,039
LF	µS/cm	155		77	130	180	210	250	1.300	0,63
Cl ⁻	mg/l	68	0,94	< 5	7,8	11	31	19	640	2,8
CSB	mg/l	156	1	12	37	62	71	86	310	0,65
TNb	mg/l	156	1	1,9	4,5	6,1	6,7	8,2	23	0,45
TP	mg/l	155	1	0,28	0,66	0,98	1,1	1,3	3	0,5
PO ₄ -P	mg/l	156	0,99	< 0,05	0,3	0,43	0,53	0,68	1,7	0,6

RSD = Relative Standardabweichung

pH = pH-Wert, LF = Leitfähigkeit, Cl⁻ = Chlorid, CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf, TNb = Stickstoff gebunden gesamt, TP = Phosphor gesamt, PO₄-P = ortho-Phosphat-Phosphor.

Mikroschadstoffe

Tabelle 3.20 zeigt die Wertebereiche der Konzentrationen der analysierten Mikroschadstoffe. Alle Stoffe konnten in mindestens einer Probe bestimmt werden. Der Anteil der Messwerte über der Bestimmungsgrenze (BG) bestätigt die hohe Sensitivität der Analytik, insbesondere auch für überwiegend partikulär gebundene Schadstoffe wie Schwermetalle, PAK und DEHP. Das bestätigt die Eignung homogenisierter Mischproben zur Bewertung der Entlastungsqualität bei ausreichend sensibler Analytik.

Im Bereich der Pestizide liegen für einige Substanzen weniger als 50 % der Befunde > BG. Die niedrigen Bestimmungsraten der Stoffe mit geltender oder ehemaliger Pflanzenschutzmittelzulassung (Metolachlor, Terbutylazin, Atrazin) können durch gebietspezifische oder ausschließlich bestimmungsgemäße Anwendung sowie saisonal bedingt sein (Applikationszeiträume). Der seit 1991 verbotene Wirkstoff Atrazin wurde nur in einer einzelnen Probe gefunden. Für die Median- und Mittelwertbildung wurden Werte < BG mit BG/2 berücksichtigt. Dies ist bei der Interpretation der angegebenen Werte zu beachten.

Die Daten aller Substanzen sind nicht normalverteilt und weisen eine rechtsschiefe Verteilung (Median < Mittelwert) auf. Die Konzentrationen weisen eine Variabilität im Bereich von 1 – 2 Zehnerpotenzen auf.

Tabelle 3.20: Statistische Kennwerte der Mikroschadstoffkonzentrationen in homogenisierten Überlaufmischproben. Werte unter Bestimmungsgrenze (BG) wurden für die Median- und Mittelwertbildung mit BG/2 berücksichtigt.

Parameter	Einheit	n	Anteil > BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
Schwermetalle										
Fe	µg/l	145	1	170	600	920	1.400	1.600	19.000	1,3
Zn	µg/l	145	1	28	91	130	160	170	1.600	1,1
Cu	µg/l	145	1	9,3	28	37	45	50	310	0,75
Ni	µg/l	145	1	0,24	1,6	2,5	3,7	4,5	30	1,1
Pb	µg/l	145	1	0,55	2,1	3,4	4,9	5,3	44	1
Cr	µg/l	145	1	0,91	2,6	4,1	5,5	6	44	1
Hg	µg/l	145	1	0,002	0,008	0,012	0,017	0,019	0,08	0,78
Cd	µg/l	145	1	0,018	0,049	0,063	0,1	0,1	2,5	2,1
Bi	µg/l	137	1	0,04	0,19	0,32	0,38	0,52	1,5	0,67
Mo	µg/l	137	1	0,1	0,45	0,67	1	1	8,9	1,2
Sb	µg/l	137	1	0,11	0,42	0,73	0,89	1,1	5,3	0,8
Sn	µg/l	137	1	0,27	1,2	1,9	2,6	3,4	17	0,93
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)										
NAP	µg/l	145	0,81	< 0,01	0,013	0,021	0,028	0,029	0,46	1,5
ACY	µg/l	145	0,99	< 0,001	0,012	0,016	0,018	0,021	0,099	0,61
ACN	µg/l	145	0,99	< 0,001	0,004	0,007	0,011	0,012	0,17	1,5
FL	µg/l	145	1	0,0013	0,0043	0,0069	0,0093	0,011	0,095	1,1
PHE	µg/l	145	1	0,0038	0,028	0,045	0,062	0,073	0,66	1,1
ANT	µg/l	145	0,97	< 0,001	0,0029	0,0054	0,0087	0,0089	0,13	1,5
Fluo	µg/l	145	1	0,012	0,041	0,064	0,096	0,11	1,1	1,2
Pyr	µg/l	145	1	0,012	0,038	0,057	0,081	0,1	0,82	1
BaA	µg/l	145	1	0,0016	0,012	0,019	0,033	0,037	0,47	1,4
Chr	µg/l	145	1	0,0035	0,02	0,038	0,056	0,064	0,71	1,3
BbF	µg/l	145	1	0,0018	0,014	0,028	0,043	0,052	0,52	1,3
BkF	µg/l	145	0,99	< 0,001	0,0064	0,013	0,02	0,023	0,26	1,4
BaP	µg/l	145	1	0,001	0,011	0,02	0,033	0,039	0,44	1,4
IP	µg/l	145	1	0,0009	0,0099	0,02	0,034	0,043	0,52	1,5
DahA	µg/l	145	0,88	< 0,001	0,0018	0,004	0,0071	0,0088	0,12	1,6
BghiP	µg/l	145	1	0,0013	0,012	0,022	0,036	0,045	0,46	1,3
PAK16	µg/l	145	1	0,064	0,25	0,4	0,58	0,63	6,5	1,1
Pharmazeutika										
MPL	µg/l	145	0,99	< 0,01	0,068	0,11	0,14	0,18	0,6	0,74
CBZ	µg/l	145	0,84	< 0,01	0,02	0,049	0,073	0,098	0,42	1
DCF	µg/l	145	1	0,036	0,11	0,22	0,25	0,33	1,2	0,69

Parameter	Einheit	n	Anteil > BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
Pestizide / Biozide										
CZIM	µg/l	145	0,63	< 0,01	< 0,01	0,013	0,018	0,023	0,078	0,92
ATR	µg/l	145	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,045	0,63
DIU	µg/l	145	0,44	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,024	0,2	1,4
ISO	µg/l	145	0,39	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,019	0,17	1,5
MET	µg/l	145	0,23	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1,5	4,5
MCPP	µg/l	145	0,82	< 0,01	0,012	0,021	0,039	0,044	0,45	1,4
TBA	µg/l	145	0,33	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,026	6,7	5,5
TBY	µg/l	145	0,79	< 0,01	0,011	0,022	0,027	0,036	0,099	0,79
TCS	µg/l	145	0,66	< 0,01	< 0,01	0,015	0,026	0,032	0,23	1,2
Benzotriazole										
BTR	µg/l	145	1	0,11	0,61	1,1	1,5	2,2	10	0,83
4MBT	µg/l	145	1	0,013	0,098	0,17	0,25	0,35	1,7	0,99
5MBT	µg/l	145	1	0,021	0,11	0,19	0,23	0,36	1,4	0,78
Weitere Stoffe										
MKW ¹⁾	mg/l	145	0,81	< 0,1	0,12	0,22	0,3	0,41	1,3	0,76
DEHP	µg/l	145	1	0,22	1	1,8	2,5	3,2	11	0,83
ACE	µg/l	145	1	0,77	1,5	2,3	2,7	3,7	11	0,57

BG = Bestimmungsgrenze, RSD = Relative Standardabweichung

Fe = Eisen, Zn = Zink, Cu = Kupfer, Ni = Nickel, Pb = Blei, Cr = Chrom, Hg = Quecksilber, Cd = Cadmium, Bi = Bismut, Mo = Molybdän, Sb = Antimon, Sn = Zinn, NAP = Naphthalin, ACN = Acenaphthen, ACY = Acenaphthylen, FL = Fluoren, ANT = Anthracen, PHE = Phenanthren, Pyr = Pyren, Fluo = Fluoranthren, BaA = Benzo(a)anthracen, BbF = Benzo(b)fluoranthren, Chr = Chrysen, BaP = Benzo(a)pyren, BkF = Benzo(k)fluoranthren, BghiP = Benzo(ghi)perylene, IP = Indeno(1,2,3-cd)pyren, DahA = Dibenzo(ah)anthracen, PAK16 = Summe der 16 EPA-PAK, MPL = Metoprolol, CBZ = Carbamazepin, DCF = Diclofenac, CZIM = Carbendazim, ATR = Atrazin, DIU = Diuron, ISO = Isoproturon, MET = Metolachlor, MCPP = Mecoprop, TBA = Terbutylazin, TBY = Terbutryn, TCS = Triclosan, BTR = Benzotriazol, 4MBT = 4-Methylbenzotriazol, 5MBT = 5-Methylbenzotriazol, MKW = Mineralölkohlenwasserstoffe, DEHP = Di(2-ethylhexyl)phthalat, ACE = Acesulfam

¹⁾ Für Analysen ab August 2017 konnte die Bestimmungsgrenze für MKW von 0,2 auf 0,1 mg/l gesenkt werden.

3.2.5 Vergleich mit Literaturdaten

Feststoffe und konventionelle Parameter

Für Feststoffe (AFS) und weitere konventionelle Parameter wie CSB und die Nährstoffe sind Daten aus einer Vielzahl von Studien bekannt. Im bekannten ATV-DVWK-Datenpool von Brombach und Fuchs (2003) wurde ein Großteil der verfügbaren Studien aus dem Zeitraum 1968 – 2001 zusammengefasst. Statistische Kenngrößen der für Mischwasserentlastungen enthaltenen Daten sind in Tabelle 3.21 zusammengestellt. Während die Mediankonzentration von Phosphor (TP) bestätigt wird, liegen die in Bayern erhobenen Daten für AFS und CSB unter dem bisher bekannten Konzentrationsniveau. Noch deutlicher ist die Abweichung zu einer aktuelleren Sammlung von Studien aus dem europäischen Raum von Aarts et al. (2013) (Tabelle 3.22).

Tabelle 3.21: Daten für Mischwasserentlastungen in Zentraleuropa aus den Jahren 1968 – 2001 aus dem ATV-DVWK-Datenpool (Brombach und Fuchs 2003).

Parameter	Einheit	Anzahl Studien	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
AFSges	mg/l	38	35	114	175	229	278	661
CSB	mg/l	36	33	87	112	172	242	499
TP	mg/l	21	0,07	0,6	1,0	1,5	1,7	5,0

AFSges = Abfiltrierbare Stoffe gesamt, CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf, TP = Gesamt-Phosphor

Tabelle 3.22: Daten für Mischwasserentlastungen aus 24 Gebieten in 8 europäischen Ländern aus den Jahren 1978 – 2010 von Aarts et al. (2013).

Parameter	Einheit	Anzahl Ereignisse	10 %	25 %	Median	Mittel	75 %	90 %
AFSges	mg/l	249	61	- ¹⁾	251	- ¹⁾	- ¹⁾	870
CSB	mg/l	266	81	- ¹⁾	311	- ¹⁾	- ¹⁾	906
TP	mg/l	157	1,0	- ¹⁾	2,3	- ¹⁾	- ¹⁾	6,9

AFSges = Abfiltrierbare Stoffe gesamt, CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf, TP = Gesamt-Phosphor

¹⁾ Nicht ausgewertet

Diese Differenzen lassen sich bei detaillierter Betrachtung auf folgende Ursachen zurückführen:

- Art der Probenahme
- Unterschiede zwischen Gebieten, Entwässerungssystemen und Arten des Entlastungsbauwerks
- Statistische Datenzusammenfassung

Während die in Bayern erhobenen Daten auf Mischproben basieren, die auch lange und großvolumige Entlastungsereignisse in Gänze repräsentieren (vgl. 3.2.1), zielen viele Untersuchungen mit automatischen Probenehmern auf eine hohe zeitliche Auflösung der Konzentrationsganglinie ab. Dies erfordert kurze Probenahmeintervalle und je nach Flaschenanzahl ggf. eine Begrenzung der maximalen Beprobungsdauer auf die Anfangsphase von Entlastungsereignissen. Konzentrationsverläufe von Feststoffen und partikelgebundenen Schadstoffen bei Niederschlagsereignissen weisen typischerweise erhöhte Konzentrationen zu Ereignisbeginn gefolgt von einem Konzentrationsabfall und einem nachfolgend niedrigeren Konzentrationsniveau auf. Werden niedrige Konzentrationen zu Ereignisende durch die Begrenzung der Beprobungsdauer unterrepräsentiert erfasst, kann das zu einer systematischen Überschätzung mittlerer Ereigniskonzentrationen führen. Die Relevanz des Zeitfensters der Probenahme wurde etwa von Lee et al. (2007) anschaulich belegt.

Die Streuung der europaweit aggregierten Daten (Tabelle 3.21, Tabelle 3.22) lässt vermuten, dass deutliche Unterschiede zwischen Gebieten, Entwässerungssystemen und Entlastungsbauwerken bestehen. Im europäischen Raum ist zu beachten, dass neben topografischen oder klimatischen Unterschieden, Entwässerungsnetze und Entlastungsanlagen nicht einheitlich geplant und dimensioniert werden. Die erhobenen Daten sind daher ggf. mit der in Deutschland bestehenden Situation, der Behandlung von Regenabflüssen bis 15 l/(s·ha) in Anlagen mit Speichervolumen, nur begrenzt vergleichbar. Eine Differenzierung dieser Unterschiede wird bislang nicht berücksichtigt. In einigen der in den Datensammlungen enthaltenen Studien ist bspw. anhand der Publikation nicht klar erkennbar, ob Mischwasserüberläufe oder unbehandeltes Mischwasser untersucht

wurden (z.B. Suárez und Puertas 2005). Der aktuelle Datensatz aus Bayern umfasst ausschließlich Mischwasserüberläufe von Anlagen mit Speichervolumen im süddeutschen Raum und zu einem großen Anteil Sedimentationsanlagen. Nicht abschließend beantworten lässt sich die Frage, ob an Regenüberläufen andere Konzentrationen zu erwarten sind.

Bei der Auswahl von Vergleichsdaten sind zudem statistische Effekte zu berücksichtigen. Im ATV-DVWK-Datenpool wurde eine Vielfalt von Werten zusammengeführt, darunter hauptsächlich arithmetische und volumengewichtete Mittelwerte. Bei den in der Regel nicht normalverteilten Umweltdaten fallen diese systematisch höher aus als der Median. Die Verwendung von volumengewichteten Mittelwerten ist oftmals die für Frachtberechnungen bevorzugte Vorgehensweise, da größere, die Gesamtfracht dominierende Ereignisse stärker gewichtet werden. Dies ermöglicht in den dynamischen Systemen der Siedlungsentwässerung bessere Abschätzungen (Mourad et al. 2005; May und Sivakumar 2013). Für Aussagen zu typischerweise auftretenden Konzentration sind hingegen Mediane von Ergebnissen einzelner Ereignisse an vergleichbaren Standorten ein sinnvoller Zentralwert.

Dennoch sind plausible, mit geeigneter Probenahmestrategie erhobene, Vergleichsdaten von Regenüberlaufbecken aus dem süddeutschen und österreichischen Raum verfügbar (Tabelle 3.23). Darunter eine im Vergleich mit dem ATV-DVWK-Datenpool restriktivere und differenziertere Zusammenfassung von Messprogrammen in Deutschland aus den Jahren 1972 – 1996 von Uhl und Kasting (2002). Untersuchungen aus den USA, Frankreich und Großbritannien wurden „*aufgrund andersartiger Verhältnisse der Einzugsgebiete und der Entwässerungssysteme*“ nicht berücksichtigt (Uhl und Kasting 2002). Die von Kemper et al. (2015) an Klärüberläufen von sechs RÜB in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg, sowie von Fuchs et al. (2014) an zwei Schrägkläreranlagen gemessenen Feststoffkonzentrationen fügen sich ebenfalls gut in den Wertebereich (Kemper et al. 2015).

Die differenzierte Betrachtung der vorhandenen Literaturwerte zeigt für unter vergleichbaren Rahmenbedingungen erhobene Daten eine gute Übereinstimmung mit den Befunden in Bayern. Diese zeichnen sich im Vergleich zudem durch ihre hohe Datendichte in Form der großen Zahl einheitlich beprobter Anlagen und Ereignisse aus.

Tabelle 3.23: Literaturdaten für Feststoff-, CSB- und Nährstoffkonzentrationen in Mischwasserentlastungen.

Parameter / Referenz	Land	Datengrundlage	Zentralwert ¹⁾	Wertebereich
AFSges in mg/l				
Uhl und Kasting (2002)	Deutschland	3 Studien	55	45 - 122
Clara et al. (2014)	Österreich	3 Mischproben von 1 Anlage ²⁾	43	26 - 68
Fuchs et al. (2014)	Deutschland	2 Anlagen ³⁾	63 – 70 *	-
Kemper et al. (2015)	Deutschland	6 Anlagen	19 – 67	-
CSB in mg/l				
Uhl und Kasting (2002)	Deutschland	3 Studien	87	79 - 120
Clara et al. (2014)	Österreich	3 Mischproben von 1 Anlage ²⁾	42	29 - 90
TP in mg/l				
Uhl und Kasting (2002)	Deutschland	3 Studien	2	1 - 3
Clara et al. (2014)	Österreich	3 Mischproben von 1 Anlage ²⁾	0,66	0,64 - 0,95
TNb in mg/l				
Uhl und Kasting (2002)	Deutschland	3 Studien	11	7 - 16
Clara et al. (2014)	Österreich	3 Mischproben von 1 Anlage ²⁾	4,8	3,3 - 5,5

AFSges = Abfiltrierbare Stoffe gesamt, CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf, TNb = Stickstoff gebunden gesamt, TP = Phosphor gesamt

¹⁾ Mittelwerte sind mit * gekennzeichnet, sonst Median

²⁾ Ergebnisse zwei weiterer Anlagen sind wegen schlechter Vergleichbarkeit nicht aufgeführt (Mischwasserüberlauf ohne Speichervolumen und ein auf der Kläranlage nach der Vorklärung angeordneter Überlauf).

³⁾ Anlagen mit Schrägklärereinbauten.

Mikroschadstoffe

Die Datenbasis für Schadstoffkonzentrationen in Mischwasserentlastungen ist bislang sehr begrenzt. Daher wurden für die folgenden Zusammenstellungen Literaturdaten aus dem gesamten europäischen Raum herangezogen.

Die in Bayern gemessenen Konzentrationsbereiche der Schwermetalle Zink, Kupfer, Nickel und Blei sind gut vergleichbar mit Werten aus der Literatur (Tabelle 3.25).

Exemplarisch für die PAK wurden Benzo(a)pyren (BaP), Benz(a)anthracen (BaA), Benzo(b)fluoranthen (BbF) und Chrysen (Chr) betrachtet. Nach einem Gutachten der Europäischen Lebensmittelsicherheitsbehörde (EFSA) sind diese vier PAK geeignete Indikatoren für PAK16 in Lebensmitteln (UBA 2016). In den vorliegenden Ergebnissen für Mischwasserüberläufe sind alle vier Substanzen in 100 % der Proben über der Bestimmungsgrenze erfasst worden und weisen jeweils eine vergleichbare hochsignifikante Korrelation mit der Summe PAK16 auf. Dies bestätigt die Eignung als PAK-Indikator auch für Mischwasser. Die in der Literatur verfügbaren Entlastungskonzentrationen von BaP, BaA, BbF und Chr ergeben anhand der Zentralwerte zunächst ein uneinheitliches Bild, auch bei Beschränkung auf Ergebnisse aus Deutschland. Ein eindeutiger mittlerer Bereich ist aus den Literaturdaten nicht ableitbar. Die Daten fügen sich in das Wertespektrum aus Bayern (Tabelle 3.25).

Für die untersuchten Pestizide und Biozide liegen die Ergebnisse aus Bayern im Vergleich mit Literaturwerten eher im unteren Bereich (Tabelle 3.26). Die Vergleichbarkeit mittlerer Konzentrationen dieser Stoffe ist jedoch durch unterschiedliche Bestimmungsgrenzen der Studien, hohe Anteile an Werten < BG (Tabelle 3.20), ein ortsspezifisches

Aufkommen mit großen Konzentrationsspannen sowie saisonale Schwankungen (vgl. 3.2.8) eingeschränkt.

Die Entlastungskonzentrationen der Pharmazeutika Metoprolol, Carbamazepin und Diclofenac aus Studien mit geringerem Probenumfang liegen in einer Größenordnung mit den Daten aus Bayern (Tabelle 3.24). Sehr gut ergänzen sich die wenigen Literaturdaten für Benzotriazole, DEHP und Acesulfam aus Deutschland und Österreich im Vergleich mit den bayerischen Anlagen (Launay et al. 2016b; Clara et al. 2014).

Insgesamt lässt sich die Plausibilität der an den bayerischen Mischwasserentlastungen gemessenen Konzentrationen anhand der zusammengestellten Literaturdaten bestätigen. Hervorzuheben ist, dass die bayerischen Daten sich mit Hinblick auf den Datenumfang aktuell als belastbarste Datenbasis herausstellen.

Tabelle 3.24: Literaturdaten für Konzentrationen der untersuchten Pharmazeutika, Benzotriazole, DEHP und Acesulfam in Mischwasserentlastungen.

Parameter / Referenz	Land	Datengrundlage	Zentralwert ¹⁾	Wertebereich
Metoprolol (MPL) in µg/l				
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,178	0,089 - 0,365
Carbamazepin (CBZ) in µg/l				
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,080	0,03 - 0,154
Christoffels et al. (2016)	Deutschland	33 Mischproben von 1 Anlage	-	Max: 0,65
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 0,2	< 0,2 – 1,4
Diclofenac (DCF) in µg/l				
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,15	0,062 - 0,276
Christoffels et al. (2016)	Deutschland	33 Mischproben von 1 Anlage	-	Max. 1,18
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	0,06	< 0,03 - 2,1
Kay et al. (2017)	England	14 Stichproben von 5 Anlagen	0,203 *	1,805
Benzotriazol (BTR) in µg/l				
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,727	0,358 - 1,79
4-Methylbenzotriazol (4MBT) in µg/l				
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,312	0,224 - 1,03
5-Methylbenzotriazol (5MBT) in µg/l				
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,285	0,19 - 1,06
DEHP in µg/l				
Gasperi et al. (2012)	Frankreich	4 Mischproben von 1 Anlage	10,6 ²⁾	3,75 - 14,8
Clara et al. (2014)	Österreich	7 Mischproben von 3 Anlagen	1,7 *	< 0,35 - 5,1
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	0,54	< 0,1 - 5,9
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	2,1	0,7 - 5,4
Acesulfam (ACE) in µg/l				
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	3,2	0,81 – 5,3

SD = Standardabweichung; NG = Nachweisgrenze; ¹⁾ Mittelwerte sind mit * gekennzeichnet, sonst Median; ²⁾ Partikulär

Tabelle 3.25: Literaturdaten für Schwermetall- und PAK-Konzentrationen in Mischwasserentlastungen.

Parameter / Referenz	Land	Datengrundlage	Zentralwert ¹⁾	Wertebereich
Zn in µg/l				
Nielsen et al. (2011)	Dänemark	1 Mischprobe von 1 Anlage	66	-
Clara et al. (2014)	Österreich	7 Mischproben von 3 Anlagen	110 *	42 - 300
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	110	< 10 - 3.100
Becouze-Lareure et al. (2019)	Frankreich	12 Mischproben von 1 Anlage	108 *	SD: 33,7
Cu in µg/l				
Nielsen et al. (2011)	Dänemark	1 Mischprobe von 1 Anlage	40	-
Clara et al. (2014)	Österreich	7 Mischproben von 3 Anlagen	32 *	14 - 75
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	12	< 5 - 150
Becouze-Lareure et al. (2019)	Frankreich	12 Mischproben von 1 Anlage	34,1 *	SD: 11
Ni in µg/l				
Nielsen et al. (2011)	Dänemark	1 Mischprobe von 1 Anlage	< 1,0	-
Clara et al. (2014)	Österreich	7 Mischproben von 3 Anlagen	6,4 *	< 2,0 - 20
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 5	< 5 - 45
Becouze-Lareure et al. (2019)	Frankreich	12 Mischproben von 1 Anlage	2,4 *	SD: 0,61
Pb in µg/l				
Nielsen et al. (2011)	Dänemark	1 Mischprobe von 1 Anlage	4,2	-
Clara et al. (2014)	Österreich	7 Mischproben von 3 Anlagen	7,1 *	< 5,0 - 23
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	3	< 1 - 220
Becouze-Lareure et al. (2019)	Frankreich	12 Mischproben von 1 Anlage	5,3 *	SD: 2,9
Benzo(a)pyren (BaP) in µg/l				
Gasperi et al. (2012)	Frankreich	4 Mischproben von 1 Anlage	0,119 ²⁾	0,057 - 0,203
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	50 Stichproben von 12 Anlagen	< 0,003	< 0,003 - 0,12
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,080	0,03 - 0,21
Benz(a)anthracen (BaA) in µg/l				
Gasperi et al. (2012)	Frankreich	4 Mischproben von 1 Anlage	0,137 ²⁾	0,054 - 0,174
Clara et al. (2014)	Österreich	5 Mischproben von 3 Anlagen	0,0023 *	< NG - 0,0039
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 0,0007	< 0,0007 - 0,1
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,056	0,04 - 0,22
Benzo(b)fluoranthen (BbF) in µg/l				
Gasperi et al. (2012)	Frankreich	4 Mischproben von 1 Anlage	0,228 ²⁾	0,098 - 0,371
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	50 Stichproben von 12 Anlagen	< 0,008	< 0,008 - 0,15
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,109	0,07 - 0,36
Becouze-Lareure et al. (2019)	Frankreich	12 Mischproben von 1 Anlage	0,035 *	SD: 0,0296
Chrysen (Chr) in µg/l				
Gasperi et al. (2012)	Frankreich	4 Mischproben von 1 Anlage	0,199 ²⁾	0,081 - 0,273
Clara et al. (2014)	Österreich	5 Mischproben von 3 Anlagen	0,0029 *	< NG - 0,0058
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,065	0,049 - 0,23

 SD = Standardabweichung; NG = Nachweisgrenze; ¹⁾ Mittelwerte sind mit * gekennzeichnet, sonst Median; ²⁾ Partikulär

Tabelle 3.26: Literaturdaten für Konzentrationen der untersuchten Pestizide und Biozide in Mischwasserentlastungen.

Parameter / Referenz	Land	Datengrundlage	Zentralwert ¹⁾	Wertebereich
Carbendazim (CZIM) in µg/l				
Clara et al. (2014)	Österreich	6 Mischproben von 3 Anlagen	0,072 *	< NG - 0,18
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,034	0,015 - 0,042
Atrazin (ATR) in µg/l				
Gasperi et al. (2012)	Frankreich	4 Mischproben von 1 Anlage	< 0,01 ²⁾	Max. 0,03
Becouze-Lareure et al. (2019)	Frankreich	12 Mischproben von 1 Anlage	0,0023 *	SD: 0,0006
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 0,2	< 0,2 - 6.010
Diuron (DIU) in µg/l				
Gasperi et al. (2012)	Frankreich	4 Mischproben von 1 Anlage	0,28 ²⁾	0,05 - 0,47
Clara et al. (2014)	Österreich	6 Mischproben von 3 Anlagen	0,12 *	< 0,05 - 0,22
Becouze-Lareure et al. (2019)	Frankreich	12 Mischproben von 1 Anlage	0,0722 *	SD: 0,090
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,26	0,068 - 0,68
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 0,01	< 0,01 - 0,23
Christoffels et al. (2016)	Deutschland	33 Mischproben von 1 Anlage	-	Max: 2,68
Isoproturon (ISO) in µg/l				
Gasperi et al. (2012)	Frankreich	4 Mischproben von 1 Anlage	0,03 ²⁾	0,02 - 0,04
Becouze-Lareure et al. (2019)	Frankreich	12 Mischproben von 1 Anlage	0,0015 *	SD: 0,0025
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 0,01	< 0,01 - 0,25
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,093	0,025 - 0,18
Christoffels et al. (2016)	Deutschland	33 Mischproben von 1 Anlage	-	Max: 6,37
Metolachlor (MET) in µg/l				
Clara et al. (2014)	Österreich	6 Mischproben von 3 Anlagen	0,04 *	< NG - 0,1
Christoffels et al. (2016)	Deutschland	33 Mischproben von 1 Anlage	-	Max: 0,4
Mecoprop (MCP) in µg/l				
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 0,03	< 0,03 - 0,37
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,14	0,10 - 0,378
Christoffels et al. (2016)	Deutschland	33 Mischproben von 1 Anlage	-	Max: 0,44
Terbuthylazin (TBA) in µg/l				
Clara et al. (2014)	Österreich	6 Mischproben von 3 Anlagen	0,05 *	< NG - 0,13
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 0,2	< 0,2
Christoffels et al. (2016)	Deutschland	33 Mischproben von 1 Anlage	-	Max: 0,23
Terbutryn (TBY) in µg/l				
Engelmann et al. (2016)	Deutschland	48 Stichproben von 11 Anlagen	< 0,01	< 0,01 - 0,78
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,083	0,055 - 0,122
Triclosan (TCS) in µg/l				
Launay et al. (2016b)	Deutschland	7 Mischproben von 1 Anlage	0,14	0,009 - 0,21

SD = Standardabweichung; NG = Nachweisgrenze; ¹⁾ Mittelwerte sind mit * gekennzeichnet, sonst Median; ²⁾ Gelöst

3.2.6 Vergleich mit Kläranlagenabläufen

Zur Einordnung der Konzentrationen im Vergleich mit Kläranlagen als weiterem Eintragspfad für Mikroschadstoffe aus urbanen Gebieten, wurden Ergebnisse des im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführten, deutschlandweiten Kläranlagenmonitorings herangezogen (Fuchs et al. 2020c). Diese umfassen bis zu 1.000 Analyseergebnisse je Stoff basierend auf 7-Tages-Mischproben von 49 Kläranlagen. Auch die Kläranlagen, denen die Mischwasserbehandlungsanlagen DB5, FB1 und SK1 zugeordnet sind, waren Teil der Untersuchung. Für diese Standorte war daher ein Einzelvergleich der Konzentrationen einer Mischwasserentlastung im Gebiet und der Kläranlagenabläufe möglich.

Im Vergleich der Gesamtkollektive zeigen sich deutliche Differenzen (Abbildung 3.11). Die Mediankonzentrationen der PAK und der Schwermetalle Pb, Cd und Hg in Mischwasserüberläufen liegen signifikant über den Kläranlagenablaufkonzentrationen (Paarweise Wilcoxon-Tests, $p < 0,001$). Für die PAK sind die Unterschiede besonders deutlich, da diese in Kläranlagen sehr gut zurückgehalten werden (Fuchs et al. 2020c). Die Konzentration in den Kläranlagenabläufen war daher häufig $< BG$. Dies weist darauf hin, dass Mischwasserentlastungen insbesondere für ubiquitäre, primär partikulär und mit dem Oberflächenabfluss transportierte Stoffe ein relevanter Eintragspfad sein können.

Für einige Pestizide/Biozide ist die Konzentration in den Kläranlagenabläufen höher als in den Mischwasserüberläufen. Die Unterschiede sind jedoch weniger deutlich ausgeprägt und möglicherweise durch hohe Anteile an Werten $< BG$ in beiden Datensätzen beeinflusst.

Für den Einzelvergleich der Standorte von SK1, DB5 und FB1 ergaben sich die gleichen Befunde.

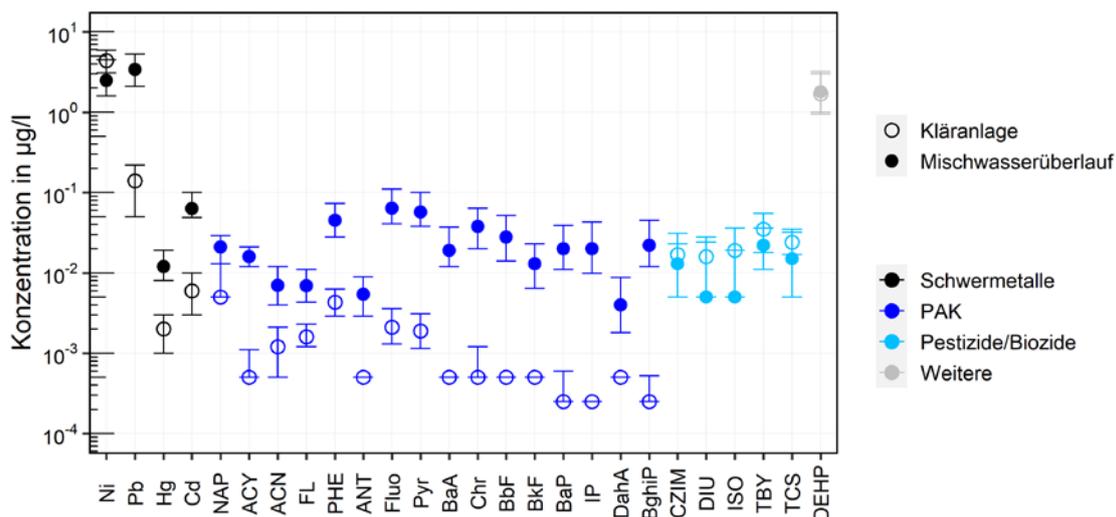


Abbildung 3.11: Vergleich der Mediankonzentrationen von Mikroschadstoffen im Mischwasserüberlauf (Gesamtkollektiv Bayern, $n=145$) und Kläranlagenablauf (Gesamtkollektiv Deutschland aus Fuchs et al. (2020c), $n=999$, außer CZIM und TCS: $n=314$). Die Fehlerbalken zeigen das 25 % und 75 % Perzentil.

3.2.7 Vergleich mit Umweltqualitätsnormen

Für eine Reihe von Mikroschadstoffen wurden in Richtlinie 2013/39/EU bzw. OGWV (2016) Umweltqualitätsnormen (UQN) festgelegt bzw. aktualisiert. Abbildung 3.12 zeigt aus den Entlastungskonzentrationen (Einzelwerte) und den UQN berechnete Risikoquotienten. Alle Werte > 1 stellen potentielle UQN-Überschreitungen dar. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass bei der Einleitung in Gewässer mit einer Verdünnung zu rechnen ist.

Im direkten Vergleich liegen die Entlastungskonzentrationen einzelner PAK deutlich über der Jahresdurchschnitts-UQN (JD-UQN). Zu beachten ist, dass die Entlastungskonzentrationen nur für die Dauer von Entlastungen vorliegen und nur rein orientierend dem Jahresdurchschnittswert im Gewässer gegenübergestellt werden können. Da durchschnittliche jährliche Entlastungsdauern bei den untersuchten Anlagen in einer Größenordnung von 100 h (Tabelle 3.3) liegen, sind Qualitätszielüberschreitungen der JD-UQN aufgrund von Mischwasserentlastungen nicht zu erwarten.

Die mit potentiell akuten Effekte auf aquatische Organismen verknüpfte zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) wird von insgesamt sechs Vertretern der PAK vereinzelt und von Benzo(k)fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen und Benzo(ghi)perylen häufig überschritten ($\geq 34\%$ der Werte, $\geq 90\%$ der Anlagen). Das Maximum der Risikoquotienten liegt für die drei PAK bei 15 – 56.

Die Gegenüberstellung der Entlastungskonzentrationen mit Umweltqualitätsnormen zeigt, dass Mischwasserentlastungen insbesondere bei kleineren Einleitgewässern mit minimaler Verdünnung zu Überschreitungen der zulässigen Höchstkonzentration einiger PAK führen können. Es eröffnet sich die Möglichkeit, mit Mischungsrechnungen auf Basis von Entlastungsdaten die Auftretenswahrscheinlichkeit kritischer Stoffkonzentrationen im Entlastungsabfluss abzuschätzen und in Beziehung zu gewässerseitigen Anforderungen zu setzen (Fuchs et al. 2020a).

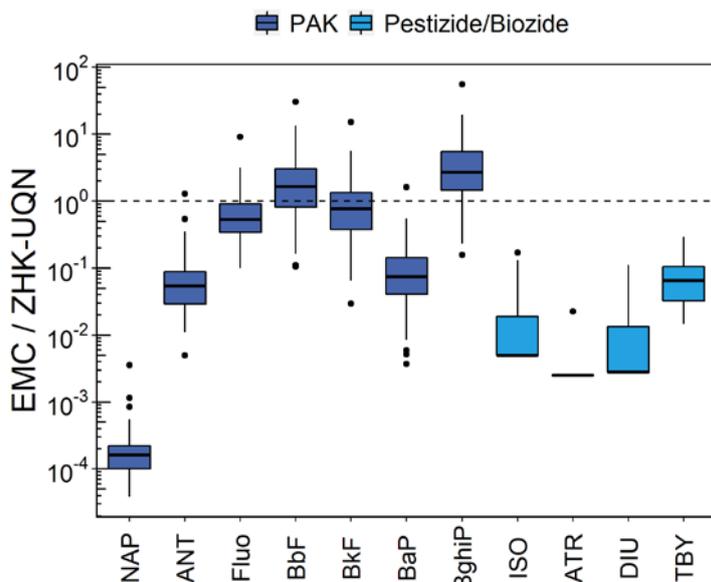


Abbildung 3.12: Risikoquotienten aus mittleren Ereigniskonzentrationen (EMC) in Mischwasserentlastungen ($n=145$) und Umweltqualitätsnormen (UQN) aus Richtlinie 2013/39/EU oder OGWV (2016). ZHK = Zulässige Höchstkonzentration.

3.2.8 Differenzierung der Entlastungskonzentrationen

Der in M1 erhobene Datensatz umfasst bis zu 156 über einen Zeitraum von 3 Jahren an 10 Mischwasserentlastungen gemessene Einzelwerte je Analyseparameter. Im Folgenden werden räumliche und zeitliche Unterschiede der Entlastungskonzentrationen dargestellt und Ansätze zur Erklärung der Variabilität geprüft, die ggf. eine weitere Differenzierung der Ergebnisse erlauben. Dazu werden Arbeitshypothesen zum Einfluss von Merkmalen der untersuchten Anlagen, deren Einzugsgebieten, oder von saisonalen Effekten formuliert und anhand der vorliegenden Daten verifiziert.

Unterschiede der Zentralwerte zwischen den nach einem Merkmal differenzierten Gruppen wurden dazu nach einer einheitlichen Vorgehensweise sowohl statistisch nachgewiesen, als auch aus analytischer Sicht bewertet. Die statistischen Tests wurden entsprechend der Verteilung der Daten und der Anzahl zu vergleichender Kategorien gewählt (2.7.5). Bei der Beurteilung aus analytischer Sicht wurden mehrere Kriterien berücksichtigt (2.7.6). Konzentrationsunterschiede zwischen Gruppen wurden nur dann als signifikant beschrieben, wenn diese sowohl statistisch bestätigt, als auch aus analytischer Sicht als relevant bewertet wurden. Der Einfluss kontinuierlicher, an allen Anlagen unterschiedlich ausgeprägter Merkmale wurde mittels visueller Prüfung von Streudiagrammen und anhand der Signifikanz von Spearman-Korrelationen beurteilt.

Herkunftsbereiche und Umweltverhalten der betrachteten Stoffe

Als Voraussetzung für die Bildung von Arbeitshypothesen und die Interpretation von Konzentrationsunterschieden sind die Herkunftsbereiche und das Umweltverhalten der betrachteten Schadstoffe zu berücksichtigen. Daher werden diese im Folgenden anhand ihrer Eigenschaften charakterisiert und gruppiert. Auf erster Ebene erfolgt eine Zuordnung zu überwiegend mit dem Oberflächenabfluss oder dem Schmutzwasser in Mischwasserkanalisationen eingetragenen Stoffen. Auf der zweiten Ebene wird zwischen überwiegend partikulär oder gelöst transportierten Stoffen unterschieden. Die Einordnung ist nicht scharf und dient in erster Linie der Bildung von Arbeitshypothesen für die nachfolgend untersuchten Zusammenhänge zwischen Einflussfaktoren und den Entlastungskonzentrationen. Für die exemplarische Darstellung und Diskussion von Befunden werden Stoffgruppenvertreter festgelegt.

Überwiegend mit dem Oberflächenabfluss eingetragene Stoffe

Überwiegend partikulär transportiert

- Schwermetalle

Die Gruppe der Schwermetalle ist gekennzeichnet durch eine hohe Neigung zur Sorption und eine geringe Löslichkeit in Wasser (Fuchs et al. 2020c). Zu den Hauptquellen zählen der Verkehr (Bremsen- und Reifenabrieb, Motoröl, Schmierfett, Karosseriebeschichtung, Verkehrsschilder, Leitplanken etc.) sowie industrielle Aktivitäten (metallverarbeitendes Gewerbe). Kupfer und Zink werden weiterhin als Materialien für Dachabdeckungen eingesetzt. Blei findet Anwendung in Akkumulatoren, Halbzeugprodukten und Pigmenten (Hillenbrand et al. 2007).

- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK sind eine Gruppe von Molekülen mit mehreren Benzolringen als gemeinsame zentrale Einheit. Sie können in zwei Untergruppen unterteilt werden. PAK mit 2 – 4 Ringgliedern (Tabelle 3.27) sind überwiegend petrogener Herkunft, d.h. aus Öl- und Bohraktivitäten, Leckagen und Verschmutzungen durch Industrieanlagen (Manzetti 2013). Mittelgroße und große PAK-Moleküle (≥ 5 Benzolringe) sind pyrogener Herkunft, d.h. aus Verbrennungsprozessen mit dem Hauptanteil aus dem Verkehr (Manzetti 2013). Benzo(a)pyren gilt als besonders krebserregend und wird häufig als Indikator für die Gruppe der PAK verwendet (UBA 2016). Die Primäremission, insbesondere der niedermolekularen PAK, erfolgt über Verflüchtigung (Manzetti 2013). Mit der Molekülgröße sinkt die Neigung zur Verflüchtigung und die Wasserlöslichkeit und es steigt die Affinität zur Bindung an Partikel (Tabelle 3.27). In Kanalisationssysteme gelangen PAK überwiegend mit dem Oberflächenabfluss aus verkehrsbelasteten Flächen (Fuchs et al. 2010). Im Winter ist aufgrund der Heizperiode, der Reduktion von Windgeschwindigkeiten und geringerer Luftfeuchtigkeit ein saisonaler Anstieg der Konzentrationen zu erwarten (Manzetti 2013).

- Mineralölkohlenwasserstoffe

Der Kohlenwasserstoffindex ist ein Summenparameter für Mineralöl-Bestandteile wie bspw. Kohlenwasserstoffe aus Heizöl, Dieselkraftstoff und Schmieröl. Diese werden überwiegend partikelgebunden transportiert (Grotehusmann et al. 2014).

Tabelle 3.27: Stoffeigenschaften der untersuchten PAK

Parameter	CAS-Nr.	Summenformel	Benzolringe	M in g/mol	Log K _{OW}	Wasserlöslichkeit in mg/l	H' in Pa·m ³ ·mol ⁻¹
Naphthalin	91-20-3	C ₁₀ H ₈	2	128,2	3,30	31	44,58
Acenaphthylen	208-96-8	C ₁₂ H ₈	2	152,2	3,94	16	11,55
Acenaphthen	83-32-9	C ₁₂ H ₁₀	2	154,2	3,92	3,9	18,64
Fluoren	86-73-7	C ₁₃ H ₁₀	2	166,2	4,18	1,7	9,75
Phenanthren	85-01-8	C ₁₄ H ₁₀	3	178,2	4,46	1,2	4,29
Anthracen	120-12-7	C ₁₄ H ₁₀	3	178,2	4,45	0,04	5,63
Fluoranthren	206-44-0	C ₁₆ H ₁₀	3	202,3	5,16	0,26	0,90
Pyren	129-00-0	C ₁₆ H ₁₀	4	202,3	4,88	0,14	1,21
Benzo(a)anthracen	56-55-3	C ₁₈ H ₁₂	4	228,3	5,76	0,0094	1,22
Chrysen	218-01-9	C ₁₈ H ₁₂	4	228,3	5,81	0,0020	0,53
Benzo(b)fluoranthren	205-99-2	C ₂₀ H ₁₂	4	252,3	5,78	0,0015	0,07
Benzo(k)fluoranthren	207-08-9	C ₂₀ H ₁₂	4	252,3	6,11	0,0008	0,06
Benzo(a)pyren	50-32-8	C ₂₀ H ₁₂	5	252,3	6,13	0,0016	0,05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	C ₂₂ H ₁₂	5	276,3	6,70 ¹⁾	0,0002	0,04
Dibenz(ah)anthracen	53-70-3	C ₂₂ H ₁₄	5	278,4	6,75	0,0025	0,01
Benzo(ghi)perylen	191-24-2	C ₂₂ H ₁₂	6	276,3	6,63	0,0003	0,03

Quellen: ChemIDplus (2020)

M = Molekülmasse; Log K_{OW} = Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient; H' = Henry-Konstante

¹⁾ Berechneter Wert, nicht experimentell ermittelt

Überwiegend gelöst transportiert

- Biozide und Pestizide

Zu den untersuchten Bioziden gehören die als Materialschutzmittel eingesetzten Herbizide Terbutryn, MCPP, Diuron und Isoproturon sowie das Fungizid Carbendazim (Burkhardt et al. 2007; Wittmer et al. 2010; Bollmann et al. 2014). MCPP ist zudem als Pflanzenschutzmittel im Rasen- und Zierpflanzenbau zugelassen. Isoproturon wurde bis 2018 auch als herbizider Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln für den Ackerbau von Winterweizen, Wintergerste, Roggen und Sommerweizen verwendet. Der Einsatz von Carbendazim als Pflanzenschutzmittel wurde 2015 beendet (BVL 2018). Atrazin (Anwendung in Deutschland nicht mehr zugelassen seit 1991), Metolachlor, Terbutylazin sind landwirtschaftliche Herbizide. Den Bioziden und Pestiziden ist eine gute Wasserlöslichkeit, geringe Volatilität und mäßige Adsorption an Partikel gemein (Tabelle 3.28). Ihr Aufkommen ist mit spezifischen Quellen verknüpft, und ihr Transport findet überwiegend in gelöster Form statt (Wittmer et al. 2010).

- Chlorid

Chlorid wurde in das Analysespektrum aufgenommen, um den Einfluss von Streusalz im Oberflächenabfluss nachzuweisen.

Tabelle 3.28: Stoffeigenschaften der untersuchten Biozide und Pestizide

Parameter	CAS-Nr.	Summenformel	M in g/mol	Log K _{ow}	Wasserlöslichkeit in mg/l	H' in Pa·m ³ ·mol ⁻¹)
Biozide						
Carbendazim	10605-21-7	C ₉ H ₉ N ₃ O ₂	191,2	1,52	29	2,2·10 ⁻⁶
Diuron	330-54-1	C ₉ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O	233,1	2,68	42	5,1·10 ⁻⁵
Isoproturon	34123-59-6	C ₁₂ H ₁₈ N ₂ O	206,3	2,87	65	1,1·10 ⁻⁵
MCPP (Mecoprop)	93-65-2	C ₁₀ H ₁₁ ClO ₃	214,6	3,13	620	1,8·10 ⁻³
Terbutryn	886-50-0	C ₁₀ H ₁₉ N ₅ S	241,4	3,74	25	1,2·10 ⁻³
Triclosan	3380-34-5	C ₁₂ H ₇ Cl ₃ O ₂	289,5	4,76	10	5,1·10 ⁻⁴
Pestizide						
Atrazin	1912-24-9	C ₈ H ₁₄ ClN ₅	215,7	2,61	35	2,4·10 ⁻⁴
Metolachlor	51218-45-2	C ₁₅ H ₂₂ ClNO ₂	283,8	3,13	530	9,1·10 ⁻⁴
Terbutylazin	5915-41-3	C ₉ H ₁₆ ClN ₅	229,7	3,21	8,5	3,8·10 ⁻³

Quellen: ChemIDplus (2020)

M = Molekülmasse; Log K_{ow} = Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient; H' = Henry-Konstante

¹⁾ Berechneter Wert, nicht experimentell ermittelt

Überwiegend mit Schmutzwasser eingetragene Stoffe

Überwiegend gelöst transportiert

- Acesulfam

Acesulfam wird als Süßstoff in Getränken und Speisen, Arzneimitteln sowie Hygieneprodukten eingesetzt (Scheurer et al. 2009) und kann klar dem Schmutzwasserpfad zugeordnet werden (Scheurer et al. 2011; Storck et al. 2016). Aufgrund der geringen Partikelaffinität und der hohen Wasserlöslichkeit findet der Transport gelöst statt (Tabelle 3.29).

- Benzotriazole

Benzotriazole werden als Korrosionsschutzmittel in Kühlflüssigkeiten und Frostschutzmitteln sowie zum Silberschutz in Spülmaschinen („down-the-drain“ Chemikalie) eingesetzt (Giger et al. 2006). Die Substanzen sind sehr gut wasserlöslich (Tabelle 3.29). Durch den Einsatz in Frostschutzmitteln ist auch ein Eintrag über Oberflächenabflüsse denkbar. Dazu sind aktuell keine Messungen verfügbar (Reemtsma et al. 2010).

- Triclosan

Triclosan aus der Gruppe der Biozide wird als Desinfektionsmittel im Gesundheitswesen und in persönlichen Pflegeprodukten verwendet (Gasperi et al. 2014). Daher kann es primär dem Schmutzwasserpfad zugeordnet werden. Der Stofftransport ist als überwiegend gelöst, aber aufgrund des hohen Log K_{OW} auch partikulär gebunden zu erwarten (Tabelle 3.28). Gasperi et al. (2014) ermittelten den gelösten Anteil von Triclosan in Abwasser zu 68 %.

- Pharmazeutika

Zu den untersuchten Pharmazeutika zählen der zur Behandlung von Bluthochdruck, Herzkrankheiten und Herzinfarkten eingesetzte Betablocker Metoprolol, das gegen Epilepsien und psychiatrische Erkrankungen eingesetzte Antikonvulsivum Carbamazepin und das Analgetikum Diclofenac. Der Stofftransport der Pharmazeutika findet überwiegend gelöst statt. Für Diclofenac können auch partikuläre Anteile relevant sein (Tabelle 3.29).

Tabelle 3.29: Stoffeigenschaften von DEHP, Acesulfam, sowie der untersuchten Benzotriazole und Pharmazeutika

Parameter	CAS-Nr.	Summenformel	M in g/mol	Log K_{OW}	Wasserlöslichkeit in mg/l	H' in $\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ ¹⁾
Di(2-ethylhexyl)phthalat	117-81-7	$\text{C}_{24}\text{H}_{38}\text{O}_4$	390,6	7,60	0,27	0,03
Acesulfam	55589-62-3	$\text{C}_4\text{H}_5\text{KNO}_4\text{S}$	163,2	-2,35	237.000	
Benzotriazol	95-14-7	$\text{C}_6\text{H}_5\text{N}_3$	119,1	1,44	19.800	
4-Methylbenzotriazol	29878-31-7	$\text{C}_7\text{H}_7\text{N}_3$	133,2			
5-Methylbenzotriazol	136-85-6	$\text{C}_7\text{H}_7\text{N}_3$	133,2			
Metoprolol	37350-58-6	$\text{C}_{15}\text{H}_{25}\text{NO}_3$	267,4	1,88	16.900	$1,4\cdot 10^{-8}$
Carbamazepin	298-46-4	$\text{C}_{15}\text{H}_{12}\text{N}_2\text{O}$	236,3	2,45	18 ¹⁾	$1,1\cdot 10^{-5}$
Diclofenac	15307-86-5	$\text{C}_{14}\text{H}_{11}\text{Cl}_2\text{NO}_2$	296,1	4,51	2,4	$4,8\cdot 10^{-7}$

Quellen: ChemIDplus (2020); Daten für Acesulfam von ECHA (2020a)

M = Molekülmasse; Log K_{OW} = Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient; H' = Henry-Konstante

¹⁾ Berechneter Wert, nicht experimentell ermittelt

Ubiquitärer, gleichmäßiger Eintrag aus Oberflächenabfluss und Schmutzwasser

Überwiegend partikulär transportiert

- DEHP

Di(2-ethylhexyl)phthalat ist ein ubiquitärer Schadstoff aus der Gruppe der Phthalate, die in Kunststoffprodukten, wie Spielzeug und Blutbeuteln, in Fixier- und

Reinigungsmitteln sowie in Kosmetika und Medizinprodukten vorkommen (Manzetti et al. 2014). Mit einem Log K_{OW} von 7,6 findet der Transport von DEHP überwiegend partikulär gebunden statt (Tabelle 3.29).

Auswahl von Stoffgruppenvertretern

Auf Basis der vorangehenden Zusammenstellung bilden folgende Stoffe geeignete Vertreter für die exemplarische Darstellung und Diskussionen von Befunden:

Hauptherkunftsbereich	Haupttransportform	Stoffe
Oberflächenabfluss	Partikulär	Blei, Benzo(a)pyren
	Partikulär, gelöste Anteile	Zink
	Gelöst	Terbutryn, MCPP
Schmutzwasser	Gelöst	Acesulfam
	Gelöst, partikuläre Anteile	Diclofenac
Ubiquitär	Partikulär	DEHP

Unterschiede zwischen den Anlagen

Abbildung 3.13 und Abbildung 3.14 zeigen exemplarisch einen Vergleich der AFS und CSB-Entlastungskonzentrationen der Anlagen untereinander. Die Anlagen sind nach Beckentyp sowie aufsteigend nach der direkt oder über Regenüberläufe angeschlossenen, befestigten Einzugsgebietsfläche sortiert. Die zwischen einigen Anlagen zu erkennenden Unterschiede sind statistisch signifikant (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,05$) und auf die Vielzahl der die Entlastungsqualität beeinflussenden Gebiets- und Niederschlagsmerkmale zurückzuführen.

Auch für die Nährstoffe sowie 41 der 46 analysierten Mikroschadstoffe liegen Unterschiede zwischen den Standorten vor. Die Variabilität ubiquitärer, mit dem Oberflächenabfluss partikulär transportierter Stoffe, wie Schwermetallen und PAK, ist stärker durch die Unterschiede zwischen den Ereignissen als durch Unterschiede zwischen den Standorten geprägt. Im Gegensatz dazu ist für einzelne Stoffe wie die Biozide Carbendazim und Terbutryn sowie die Pharmazeutika Carbamazepin und Metopropolol ein standortspezifischeres Aufkommen festzustellen. Dies verdeutlicht, dass die Eintragspfade und das Umweltverhalten von Schadstoffen bei der Diskussion von Maßnahmen zu berücksichtigen sind.

Keine signifikanten Unterschiede bestehen für die Schwermetalle Chrom und Eisen. Für Metolachlor, Terbutylazin und Atrazin ist aufgrund der hohen Anzahl von Werten unter der Bestimmungsgrenze keine Aussage möglich (Tabelle 3.20).

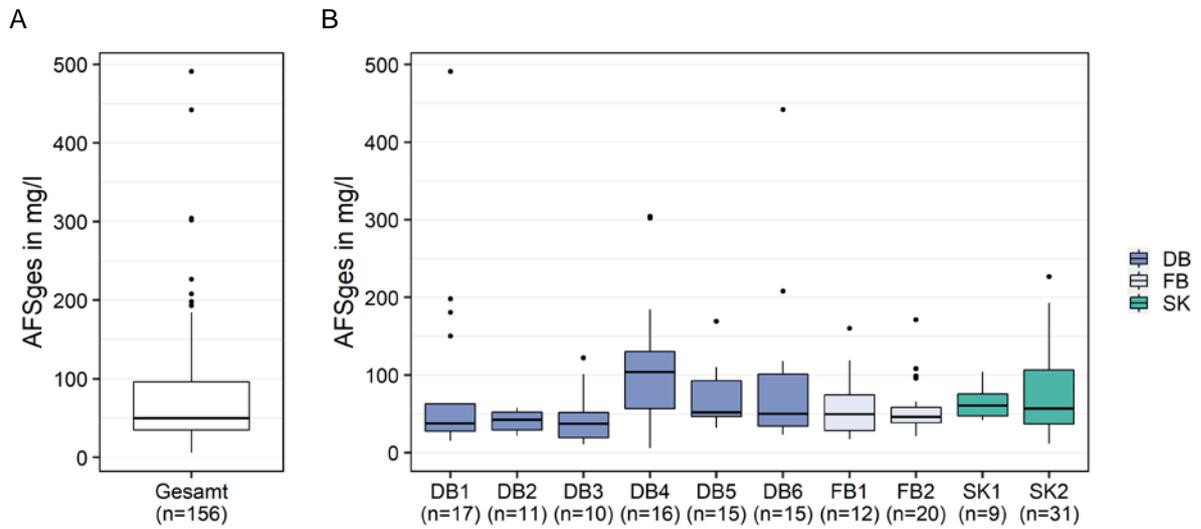


Abbildung 3.13: Abfiltrierbare Stoffe (AFSges) in homogenisierten Überlaufmischproben. A: im gesamten Datenkollektiv, B: standortspezifisch.

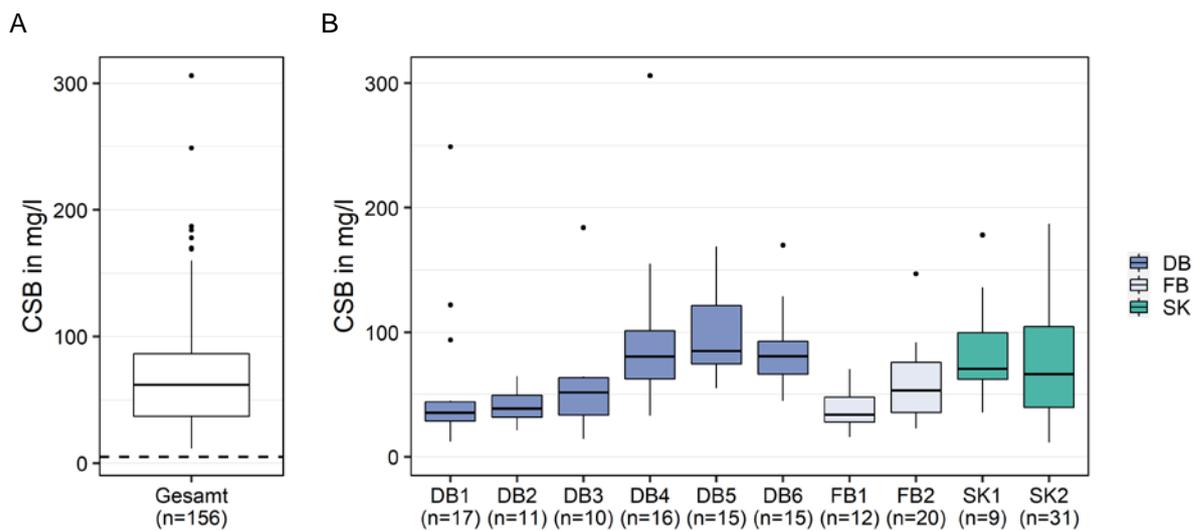


Abbildung 3.14: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) in homogenisierten Überlaufmischproben. A: im gesamten Datenkollektiv, B: standortspezifisch.

Einflussfaktor Beckentyp

Ein belastbarer Vergleich der Entlastungskonzentrationen zwischen den unterschiedlichen Beckentypen ist auf Basis der erhobenen Daten nicht möglich, da der Einfluss des Beckentyps immer durch standortspezifische Einflüsse überlagert wird und der Umfang der Fangbecken und Stauraumkanäle mit je zwei begrenzt ist. Da drei Beckentypen in der Anlagenauswahl enthalten waren, wurde dennoch orientierend folgende Arbeitshypothese geprüft:

1. In DB finden sich aufgrund der Sedimentationswirkung niedrigere Konzentration von Feststoffen und partikulär transportierten Stoffen als in FB und SK. In SK zeigt sich

eine höhere Variabilität von Feststoffen und partikulär transportierten Stoffen aufgrund der möglichen Remobilisierung von Ablagerungen bei hohen Fließgeschwindigkeiten.

Die Hypothese wird nicht bestätigt.

Die Mediankonzentration von AFSges im Entlastungsabfluss unterscheidet sich nicht signifikant zwischen den untersuchten Stauraumkanälen (SK), Durchlaufbecken (DB) und Fangbecken (FB) (Paarweise Wilcoxon-Tests, $p > 0,05$, Abbildung 3.15). Auch für die überwiegend partikulär transportierten Stoffe konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Für den AFS63-Anteil ergibt sich in der Tendenz die plausible Rangfolge DB > SK > FB. Die im Mittel höchsten Feinanteile wurden in den Entlastungsabflüssen der Durchlaufbecken bestimmt, in denen gröbere Stoffe durch die Sedimentation besser zurückgehalten werden sollten. Die absoluten Feinanteile sind jedoch nicht zuletzt aufgrund der auf geringen Feststoffmengen basierenden AFS63-Bestimmung als orientierend einzuordnen.

Eine höhere Variabilität in SK bestätigt sich anhand der mittleren Ereigniskonzentrationen aus M1 nicht. Bei den Untersuchungen zur Ereignisdynamik (M3) wurden Hinweise für eine höhere Variabilität der Konzentrationen im Verlauf von Entlastungsereignissen an einem SK im Vergleich mit zwei DB gefunden (vgl. 3.4.4). Die geringste Variabilität weisen die Entlastungskonzentrationen der FB auf, was als Hinweis darauf interpretiert werden kann, dass in deren Einzugsgebieten ausgeprägte Spülstöße auftreten und erfolgreich in den Becken eingefangen werden.

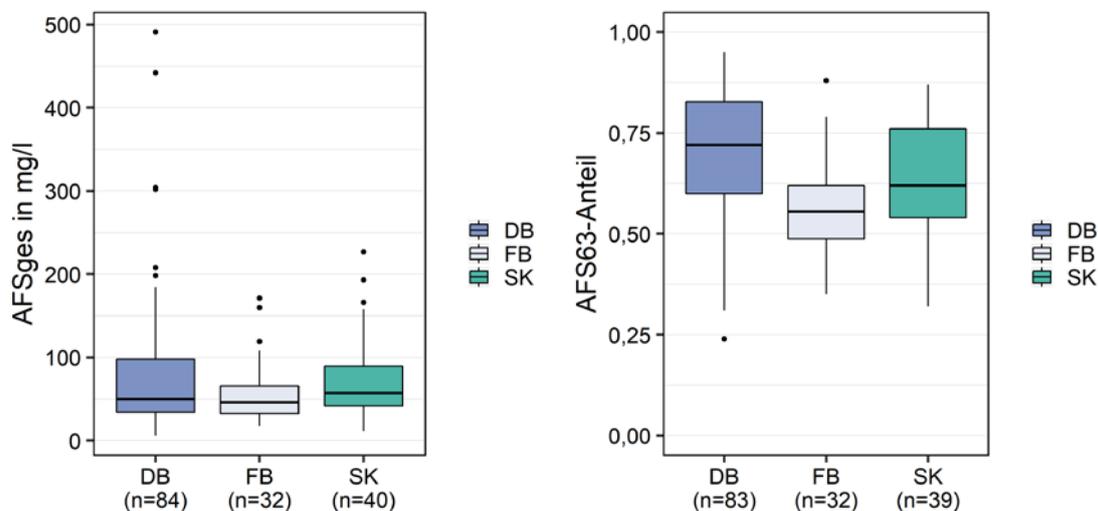


Abbildung 3.15: Konzentration abfiltrierbarer Stoffe gesamt (AFSges) und Anteil abfiltrierbarer Feststoffe < 63 µm (AFS63) in homogenisierten Überlaufmischproben differenziert nach Beckentyp. DB = Durchlaufbecken, FB = Fangbecken, SK = Stauraumkanal.

Einflussfaktor geografische Lage / Mittlere Jahresniederschlagshöhe

Das südliche Bayern ist im Vergleich mit dem Norden gekennzeichnet durch höhere Jahresniederschläge. Daher wurde geprüft, ob durch Gruppierung der Anlagen nach ihrer geografischen Lage ein Einfluss der Niederschlagshöhe erkennbar wird.

Folgende Arbeitshypothese wurden geprüft:

1. Die Konzentrationen schmutzwasserbürtiger Stoffe wird durch höhere Jahresniederschläge im Süden im Mittel verdünnt.

Die Hypothese wird von den Daten nicht bestätigt.

Im Gegenteil sind im Süden höhere Mediankonzentrationen von Acesulfam, Carbamazepin, Diclofenac und Benzotriazol festzustellen (Abbildung 3.16). Auch die Konzentrationen von CSB, TNb, TP, PO₄-P der Anlagen in Südbayern sind im Vergleich mit den Anlagen in Nordbayern erhöht (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,05$). Um weitergehend zu prüfen, ob die einfache Gruppierung der Standorte in Nord/Süd ungeeignet ist, um einen Einfluss des Jahresniederschlags zu prüfen, oder ob der gegenläufige Trend einer Überprägung durch andere Gebietseigenschaften zuzuschreiben ist, wurde im nächsten Schritt eine Gegenüberstellung von Niederschlagshöhe und Standortmediankonzentration vorgenommen (Abbildung 3.17). Dabei wird kein Zusammenhang erkennbar. Nur bei den zwei Standorten mit den höchsten mittleren Jahresniederschlägen (> 1.300 mm/a) ergibt sich ein niedrigeres Konzentrationsniveau. Zusammenfassend gibt es daher keinen belastbaren Hinweis auf eine Verdünnung der Entlastungskonzentration schmutzwasserbürtiger Stoffe bei höheren Jahresniederschlägen.

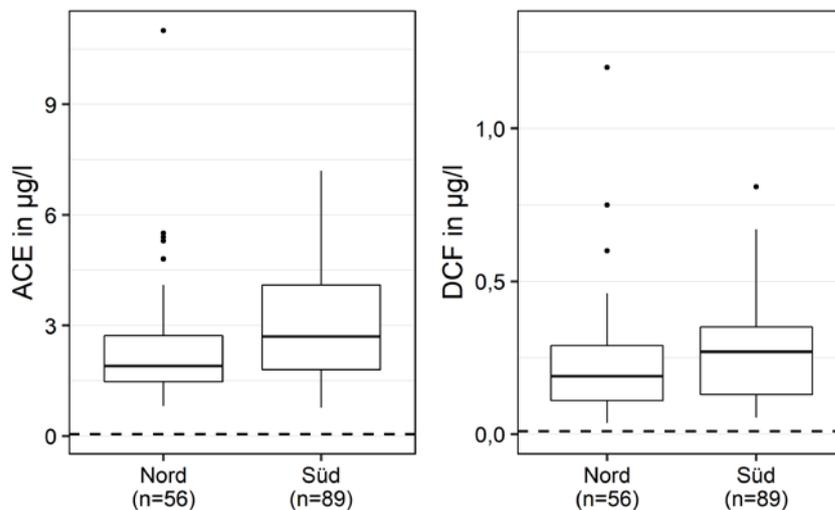


Abbildung 3.16: Konzentration von Acesulfam (ACE) und Diclofenac (DCF) in homogenisierten Überlaufmischproben differenziert nach der geografischen Lage.

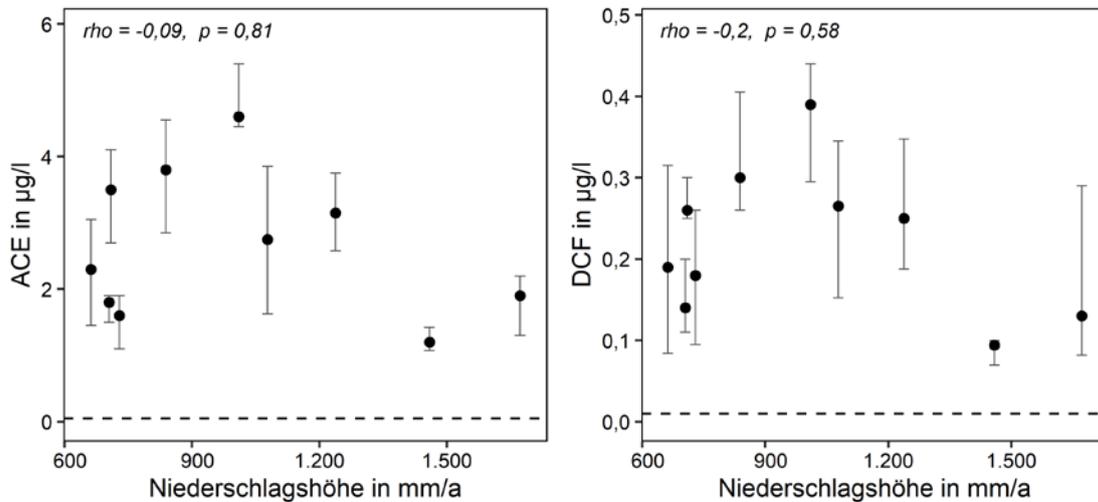


Abbildung 3.17: Mediankonzentration von Acesulfam (ACE) und Diclofenac (DCF) je Standort in Abhängigkeit von der mittleren Jahresniederschlagshöhe. Die Fehlerbalken zeigen das 25 % und 75 % Perzentil.

Einflussfaktor Trennsystemanteil

Sind nennenswerte Teilgebiete des Einzugsgebietes im Trennsystem ausgeführt, aus denen Schmutzwasser in die Mischkanalisation übernommen wird, könnte dies eine Erhöhung des Schmutzwasseranteils im Mischwasserabfluss bedingen.

Folgende Arbeitshypothese wurde geprüft:

1. Die Konzentrationen schmutzwasserbürtiger Stoffe im Entlastungsabfluss steigt mit dem Anteil an Trennsystemflächen im Einzugsgebiet.

Die Hypothese wird nicht bestätigt.

Für keinen der Begleitparameter (CSB, Nährstoffe) oder der schmutzwasserbürtigen Schadstoffe ist visuell (Streudiagramm) ein Zusammenhang mit dem Trennsystemflächenanteil zu erkennen. Es liegen keine signifikanten Korrelationen mit den Entlastungskonzentrationen vor.

Einflussfaktor Versiegelungsgrad

Die Versiegelung im Einzugsgebiet beeinflusst den Anteil abflusswirksamer sowie stoffabtragender Flächen. Bei Annahme eines gleichmäßigen Stoffaufkommens auf allen Flächen wäre nicht mit einer Beeinflussung der Konzentration der von Oberflächen abgetragenen Stoffe zu rechnen. Die Erhöhung des Abflussvolumens könnte zu einer Verdünnung der Konzentration schmutzwasserbürtiger Stoffe führen. Da ein höherer Versiegelungsgrad vermutlich mit einer stärkeren Urbanisierung und höheren Einwohnerdichten korrespondiert, ist auch ein gegenläufiger Effekt denkbar.

Folgende Arbeitshypothesen wurde geprüft:

1. Die Entlastungskonzentration mit dem Oberflächenabfluss eingetragener Stoffe ändert sich nicht systematisch mit dem Versiegelungsgrad im Einzugsgebiet.

Die Hypothese wird bestätigt.

Bei Verwendung der Versiegelungsgrade aus den Angaben der Anlagenbetreiber sind keine Zusammenhänge erkennbar. Bei Verwendung der aus einem aktuellen Datensatz der EEA (2018) ermittelten Versiegelungsgrade (Imp) ist für einige PAK eine abnehmende Tendenz zu erkennen. Dies kann als Hinweis darauf interpretiert werden, dass die Versiegelung sich möglicherweise stärker auf den Abfluss als den Stoffabtrag auswirkt.

2. *Die Entlastungskonzentration schmutzwasserbürtiger Stoffe sinkt mit steigendem Versiegelungsgrad im Einzugsgebiet.*

Die Hypothese wird nicht bestätigt.

Sowohl bei Verwendung der Versiegelungsgrade aus den Angaben der Anlagenbetreiber, als auch bei Verwendung der aus einem aktuellen Datensatz der EEA (2018) ermittelten Versiegelungsgrade sind keine Zusammenhänge erkennbar. Es liegen keine signifikanten Korrelationen mit den Entlastungskonzentrationen vor.

Einflussfaktor Gefälle

Das Gefälle der Einzugsgebiete kann ein Einflussfaktor für die Entlastungsqualität sein. Je geringer das Kanalgefälle, desto höher ist in der Regel die Neigung zu Kanalablagerungen bei Trockenwetter (ATV-A 128 1992), die höhere Entlastungskonzentrationen bedingen könnten. Zu erwarten ist jedoch eine Überlagerung durch andere Einflüsse. Die Gebiete mit NGm = 1 sind gleichzeitig die drei größten, städtisch geprägten Einzugsgebiete, von denen zwei in Verdichtungsräumen gelegen sind.

Folgende Arbeitshypothese wurde geprüft:

1. *Die Entlastungskonzentration partikulär transportierter Stoffe nimmt mit zunehmender Neigung des Einzugsgebiets ab.*

Die Hypothese kann aufgrund der vorliegenden Daten nicht eindeutig bestätigt werden.

Bei der Gegenüberstellung von Neigungsgruppe oder Gefälle und Standortmediankonzentration waren nur für einzelne PAK und Schwermetalle negative Korrelationen, aber insgesamt kein deutlicher Beleg für einen Zusammenhang erkennbar. Neben der Überlagerung durch weitere Einflüsse ist anzunehmen, dass die untersuchten Einzugsgebiete aufgrund ihrer Größe ein zu komplexes Transport- und Retentionsgeschehen aufweisen. Eine belastbare Bewertung des Einflusses der Neigung ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich.

Einflussfaktor Einwohnerdichte

Eine höhere Einwohnerdichte bedingt eine Erhöhung des flächenbezogenen Schmutzwasseranfalls und könnte sich in Form höherer Entlastungskonzentrationen typischer Schmutzwasserparameter auswirken.

Folgende Arbeitshypothese wurde geprüft:

1. *Die Entlastungskonzentration schmutzwasserbürtiger Stoffe steigt mit der Einwohnerdichte im Einzugsgebiet.*

Die Hypothese kann in der Tendenz für eine Reihe dem Schmutzwasserpfad zuordenbarer Stoffe bestätigt werden, darunter auch die Begleitparameter CSB, TP, PO₄-P (Abbildung 3.18).

Ab einer Einwohnerdichte von $30 \text{ ha}^{-1} A_{E,k}$ wird qualitativ ein höheres Konzentrationsniveau erkennbar.

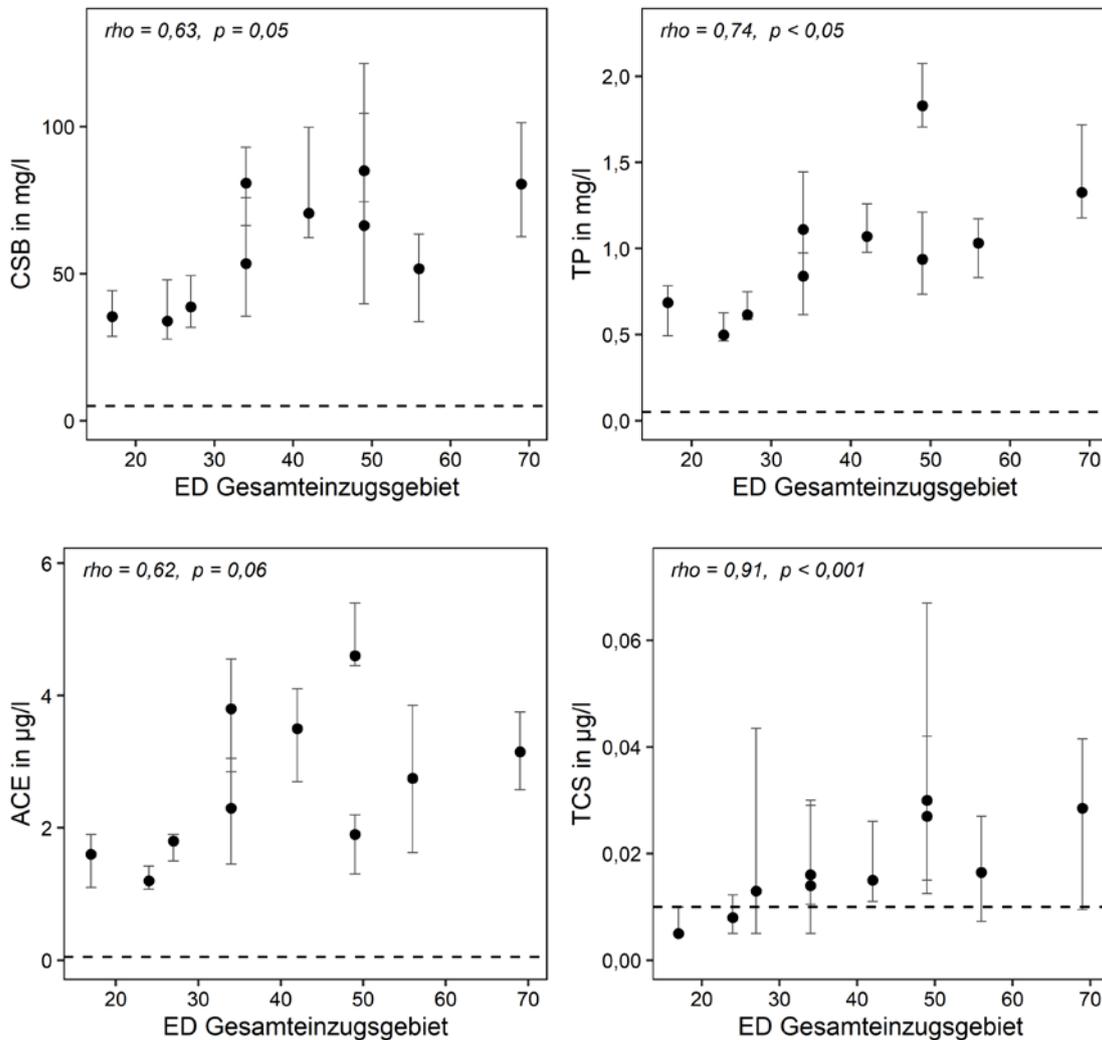


Abbildung 3.18: Mediankonzentration von CSB, Gesamt-Phosphor (TP), Acesulfam (ACE) und Triclosan (TCS) je Standort in Abhängigkeit von der Einwohnerdichte im Gesamteinzugsgebiet. Die Fehlerbalken zeigen das 25 % und 75 % Perzentil.

Einflussfaktor Urbanisierung

In urbanisierten Gebieten kann eine höhere Bebauungsdichte und eine intensivere Flächennutzung (z.B. Verkehrs- und Bauaktivität, Industrie- und Gewerbeflächen) angenommen werden (Liu et al. 2015). Daher wäre im Vergleich mit ländlich geprägten Gebieten ein Anstieg der Schadstoffkonzentrationen für von den Oberflächen abgetragene Stoffe ebenso wie für schmutzwasserbürtige Stoffe (Einwohnerdichte) zu erwarten. Einen gegenläufigen Effekt könnte die Erhöhung des Abflussvolumens durch höhere Versiegelungsgrade erzeugen.

Folgende Arbeitshypothese wurden geprüft:

1. Die Konzentration schmutzwasserbürtiger sowie mit dem Oberflächenabfluss eingetragener Stoffe ist in städtischen Gebieten höher als in ländlichen.

Der Einfluss der Urbanisierung auf die Entlastungskonzentrationen wurde anhand drei verschiedener Merkmale geprüft. Zunächst wurden die Konzentrationen der auf Basis von Ortsbegehungen qualitativ in die Kategorien „Stadt“ oder „Land“ eingeteilten Gebiete verglichen.

Die Hypothese konnte für mehr als die Hälfte der untersuchten Stoffe bestätigt werden (Abbildung 3.20, links), darunter schmutzwasserbürtige (Pharmazeutika, Triclosan, Acesulfam, Benzotriazole) sowie mit dem Oberflächenabfluss eingetragene Stoffe (Terbutryn, MCP, MKW, DEHP, 8 von 12 Schwermetallen, Mehrzahl der PAK). Auch für AFS, CSB und die Nährstoffe ergab sich der gleiche Befund. Ausnahmen bildeten die Schwermetalle Fe, Pb und Cr.

Aufgrund der schlechten Übertragbarkeit dieser subjektiven Einteilung, wurde weiterhin der Grad der Verstädterung der Gemeinde als Gebietsmerkmal geprüft (DESTATIS 2017). Mit Ausnahme der AFS, MKW und der Schwermetalle Fe, Cr, Cu, Pb, Cd lagen stoffgruppenübergreifend signifikante Konzentrationsunterschiede zwischen den gering, mittel und dicht verstädteten Gebieten vor (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,05$). Für einen Großteil der Stoffe ergab sich die deutliche Tendenz zum Anstieg der Konzentrationen mit dem Grad der Verstädterung (Abbildung 3.19) und signifikante Unterschiede im Direktvergleich der Kategorien „gering-mittel“ und „mittel-dicht“ (Paarweise Wilcoxon-Tests, $p < 0,05$). Die Kategorien „gering“ und „dicht“ waren in der Anlagenauswahl jedoch unterrepräsentiert und damit potentiell stärker durch Besonderheiten einzelner Standorte beeinflusst.

Als drittes Merkmal für die Urbanisierung wurde daher geprüft, ob Unterschiede zwischen den Entlastungskonzentrationen von Anlagen mit Einzugsgebieten innerhalb oder außerhalb von Verdichtungsräumen bestehen (BBSR 2015). Innerhalb von Verdichtungsräumen waren die Konzentrationen von Acesulfam, Zink und den Bioziden (Terbutryn, MCP, Carbendazim, Diuron, Isoproturon) signifikant höher als außerhalb (Abbildung 3.20, rechts). In der Gruppe der PAK war nur für einzelne Stoffe eine entsprechende Tendenz feststellbar (Acenaphthen, Benzo(a)anthracen, Fluoren, Fluoranthren, Phenanthren, Pyren). Unter den Begleitparametern war der TNb erhöht. Analog zu dem Vergleich städtischer und ländlicher Einzugsgebiete nach qualitativer Einteilung war für keinen Stoff eine signifikant höhere Mediankonzentration außerhalb von Verdichtungsräumen festzustellen.

Insgesamt weisen die Auswertungen stoffgruppenübergreifend auf höhere Entlastungskonzentrationen in städtischen Gebieten hin und bestätigen die Arbeitshypothese. Unter den geprüften Merkmalen eignet sich einzig die Zuordnung von Gebieten zu Verdichtungsräumen als räumlich verfügbares, objektives Kriterium zur Differenzierung der Entlastungskonzentrationen städtischer und ländlicher Gebiete.

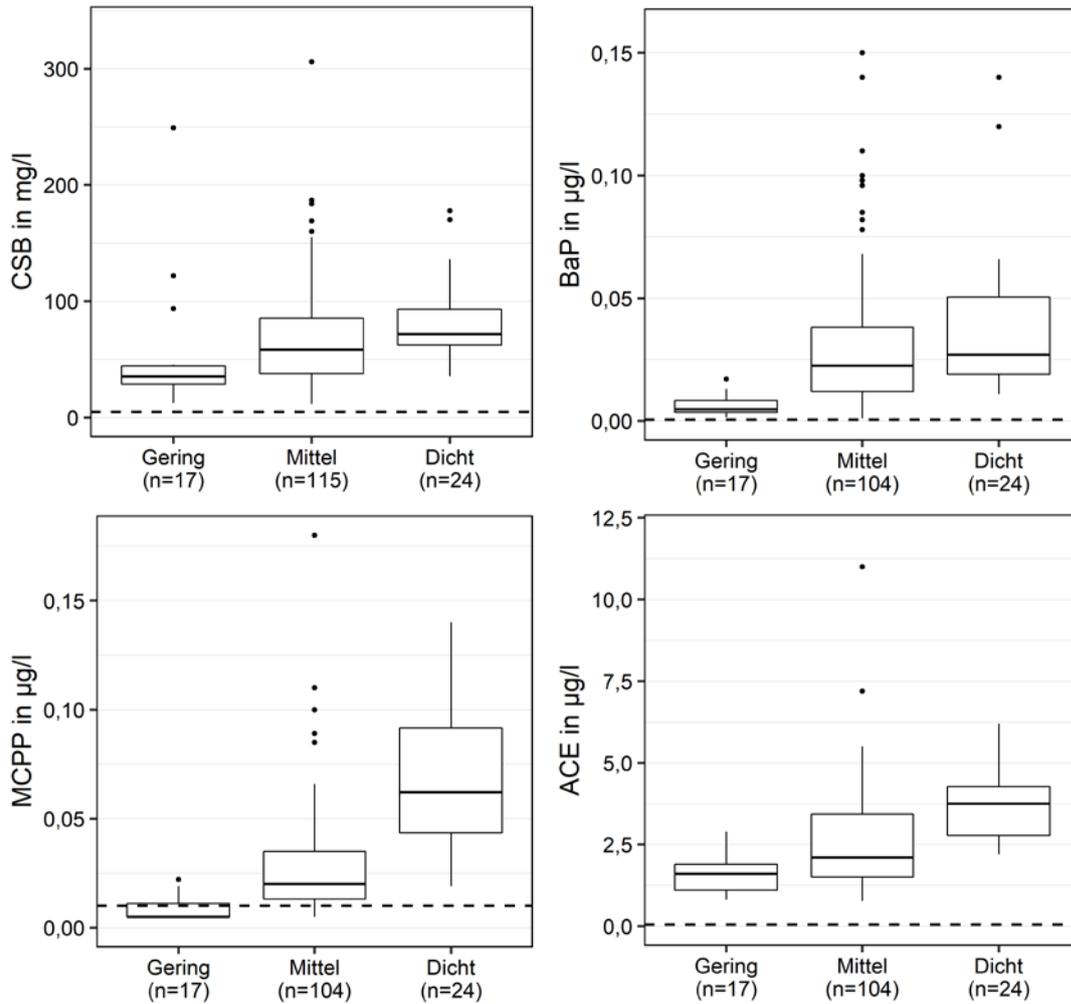


Abbildung 3.19: Konzentration von CSB, Benzo(a)pyren (BaP), Mecoprop (MCPP) und Acesulfam (ACE) in homogenisierten Überlaufmischproben differenziert nach dem Grad der Verstädterung. Darstellung ohne 4 Ausreißer bei MCPP, sowie ohne 1 Ausreißer bei BaP.

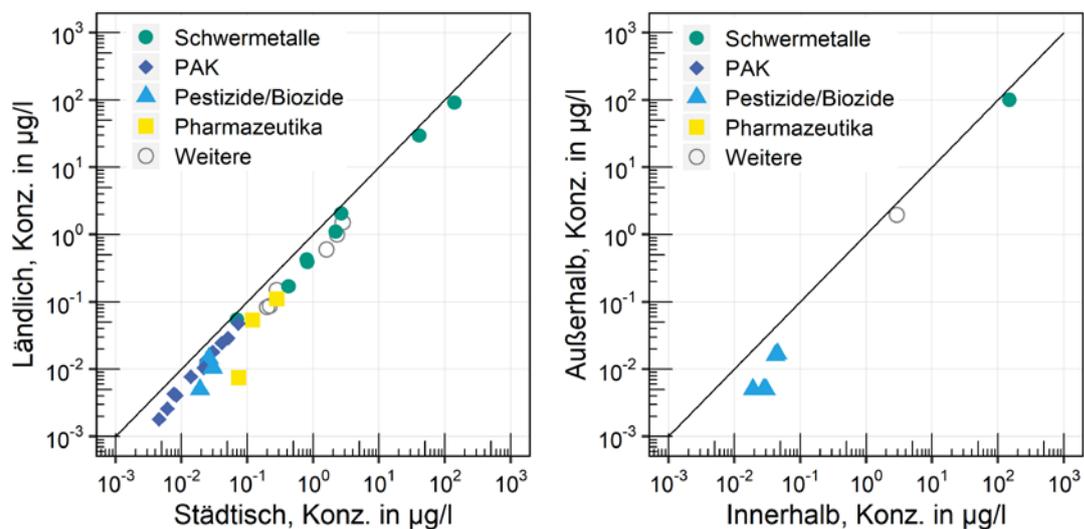


Abbildung 3.20: Vergleich der Mediankonzentrationen von Schadstoffen im Mischwasserentlastungen städtischer und ländlicher Einzugsgebiete (links) sowie innerhalb und außerhalb von Verdichtungsräumen (rechts). Dargestellt sind ausschließlich Stoffe mit signifikanten Unterschieden (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,05$).

Einflussfaktor Landnutzung

Die Auswertung der Landnutzung in den Direkteinzugsgebieten ergab keine prägnanten Schwerpunktnutzungen (vgl. 3.2.1). Die Ursache hierfür liegt sicherlich in der Größe der Einzugsgebiete, welche bedingt, dass alle Nutzungskategorien vertreten sind und Unterschiede nivelliert werden. Dennoch wurde geprüft, ob die Anteile als verschmutzungsintensiv geltender Flächen (Verkehrs-, Industrie- und Gewerbeflächen) als Indikator für die Entlastungskonzentration dienen können.

Folgende Arbeitshypothesen wurde geprüft:

1. *Die Entlastungskonzentration von Schwermetallen, PAK und MKW steigt mit dem Anteil von Verkehrsflächen im Direkteinzugsgebiet.*

Die Hypothese wird nicht bestätigt.

Für keinen dieser Parameter war ein deutlicher Zusammenhang der Entlastungskonzentration mit dem Anteil von Verkehrsflächen erkennbar.

2. *Die Entlastungskonzentration von Schwermetallen, PAK und MKW steigt mit dem Anteil von Industrie- und Gewerbeflächen im Direkteinzugsgebiet.*

Die Hypothese wird nicht bestätigt.

Für keinen dieser Parameter war ein deutlicher Zusammenhang der Entlastungskonzentration mit dem Anteil von Industrie- und Gewerbeflächen erkennbar.

Einflussfaktor Klinik im Einzugsgebiet

Die Direkteinzugsgebiete des DB4 und DB6 weisen als Besonderheit Kliniken auf. An die Anlagen SK1, DB5 und DB3 sind Kliniken indirekt über oberhalb angeordneten RÜB angeschlossen. Es wurde daher geprüft, ob ein Einfluss auf die Konzentrationen der untersuchten Pharmazeutika sowie auf das Desinfektionsmittel Triclosan festzustellen ist.

Folgende Arbeitshypothese wurde geprüft:

1. *Die Konzentration der Pharmazeutika und von Triclosan ist höher, wenn im Einzugsgebiet eine Klinik liegt.*

Die Hypothese kann aufgrund der vorliegenden Daten nicht eindeutig bestätigt werden.

Für Carbamazepin und Diclofenac bewegen sich die Entlastungskonzentrationen der Gebiete mit Klinik tendenziell auf einem höheren Niveau als die der Gebiete ohne Klinik, aus analytischer Sicht sind die Unterschiede jedoch nicht signifikant. Für Metoprolol und Triclosan sind keine Unterschiede festzustellen (Abbildung 3.21). Eine belastbare Bewertung zum Einfluss von Kliniken im Einzugsgebiet auf die Entlastungskonzentration von Pharmazeutika und Desinfektionsmitteln ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich, da andere korrelierende Einflüsse (Einwohnerdichte, Urbanisierung) die Ergebnisse beeinflussen.

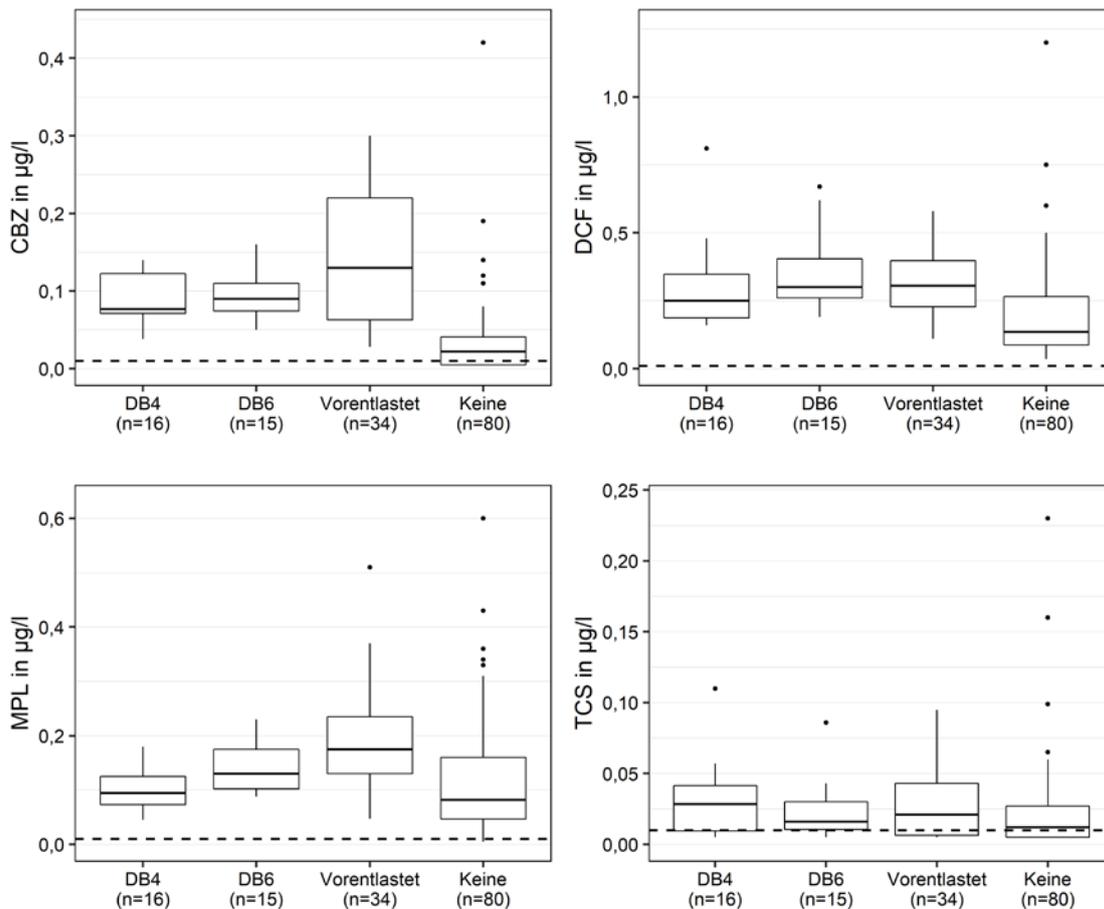


Abbildung 3.21: Konzentration von Carbamazepin (CBZ), Diclofenac (DCF), Metoprolol (MPL) und Triclosan (TCS) in homogenisierten Überlaufmischproben von DB4, DB6 (jeweils mit Klinik im Direktzugsgebiet), von Anlagen mit einer über Vorentlastungen angeschlossenen Klinik (Vorentlastet) und Anlagen ohne Klinik im Einzugsgebiet (Keine).

Saisonale Einflüsse

Neben der durch Einzugsgebietscharakteristika verursachten Variabilität der Entlastungskonzentrationen sind für einige der untersuchten Substanzen saisonale Unterschiede zu erwarten.

Folgende Arbeitshypothesen wurden durch Gruppierung der Ereignisse nach Quartalen geprüft:

1. *Der Einsatz von Streusalz führt zu erhöhten Chlorid-Konzentrationen im Winter.*

Die Hypothese wird bestätigt.

Chlorid wurde in einem Teil der Proben (November 2016 bis Juni 2018) analysiert, um einen Einfluss der Streusalzseason auf die Konzentrationen im Entlastungsabfluss nachweisen zu können. Die erhobenen Daten bestätigen die Hypothese. Über das Jahr ist eine geringe mittlere Belastung bis max. 20 mg/l festzustellen, während in den Wintermonaten November bis Januar bei Einzelereignissen deutlich erhöhte Konzentrationen von bis zu 640 mg/l auftreten. Das generelle Muster deckt sich mit Ergebnissen von Hiliges et al. (2017) für Straßenabflüsse in Augsburg, in denen im Winter Maximalkonzentrationen bis 7.400 mg/l gemessen wurden.

2. In den saisonalen Unterschieden der Konzentrationen von im Ackerbau eingesetzten Pestiziden sowie MCPP (Rasen- und Zierpflanzen) sind deren Applikationszeiträume erkennbar.

Die Hypothese wird bestätigt.

Die Konzentrationen der Herbizidwirkstoffe Terbutylazin und Metolachlor mit Anwendungen als Pflanzenschutzmittel im Acker- und Gemüsebau bewegten sich den größten Teil des Jahres unter der Bestimmungsgrenze. Positivbefunde gab es überwiegend im Zeitraum von Mai – Juli, in dem die Hauptapplikationsperiode liegt (Abbildung 3.22). Auch das Biozid Mecoprop (Bitumendächer, Rasen und Zierpflanzenbau) folgt dieser Tendenz.

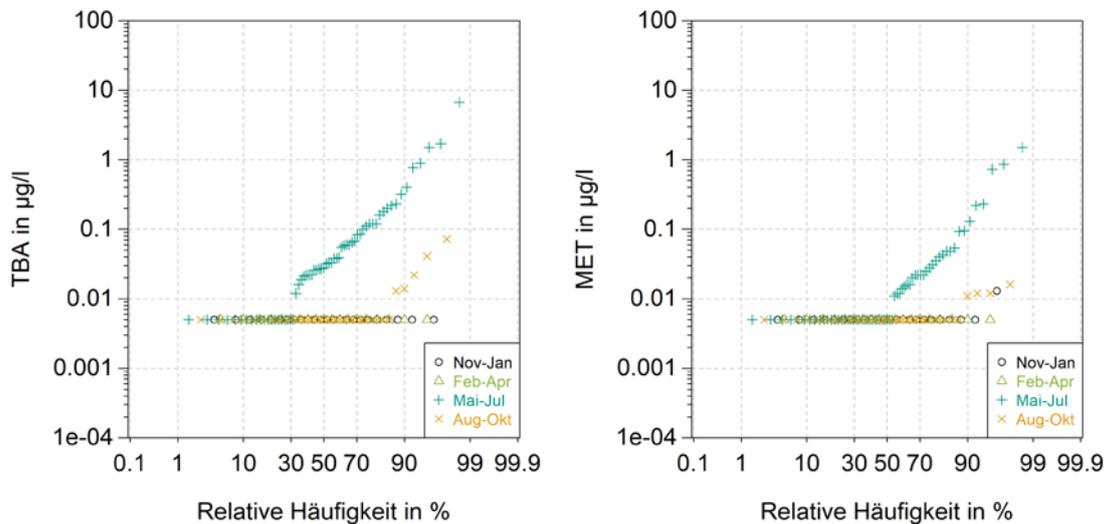


Abbildung 3.22: Quartalsweise Verteilung der Konzentration von Terbutylazin (TBA) und Metolachlor (MET) in homogenisierten Überlaufmischproben. Werte unter Bestimmungsgrenze (BG = 0,01 µg/l) sind als BG/2 dargestellt.

3. Aufgrund der Heizperiode, der Reduktion von Windgeschwindigkeiten und geringerer Luftfeuchtigkeit sind im Winter höhere PAK-Konzentrationen zu erwarten (Manzetti 2013).

Die Hypothese wird von den Ergebnissen nicht bestätigt.

Signifikante Unterschiede zwischen den Quartalen sind nicht festzustellen. Nur einige der niedermolekularen PAK (Naphthalin, Acenaphthylen, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthren und Pyren, alle ≤ 4 Ringglieder) sowie Benzo(ghi)perylen zeigen die erwartete Tendenz.

3.2.9 Ableitung repräsentativer Entlastungskonzentrationen

Aus den Daten wurden repräsentative Stoffkonzentrationen abgeleitet, die in Bayern für zukünftige Auswertungen verwendbar sind. Um alle Anlagen trotz unterschiedlicher Anzahl von Proben gleich zu gewichten, wurden zunächst standortbezogene Mediane (Tabelle 3.30) und volumengewichtete Mittelwerte (Tabelle 3.31) gebildet. Aus diesen wurde jeweils ein für Bayern verwendbarer Gesamt-Median gebildet. Zur Beschreibung typischerweise auftretender Konzentrationen dient der Median aus Standortmedianen in Tabelle 3.30. Zur Verwendung für Frachtabschätzungen wird der Median aus

volumengewichteten Mittelwerten empfohlen (Tabelle 3.31), da diese großvolumige Ereignisse stärker gewichten und damit tendenziell bessere Abschätzungen ermöglichen (Mourad et al. 2005; May und Sivakumar 2013). Volumengewichtete Mittelwerte wurden nur für Stoffe berechnet, bei denen mind. 50 % der Messwerte über der Bestimmungsgrenze lagen. Für die Berechnung wurden die mittels der Wehrmessungen ermittelten Ereignisvolumina herangezogen (bei Datenlücken ggf. ergänzt mit den Daten der Anlagenbetreiber). Es wurden ausschließlich Ereignisse berücksichtigt, bei denen mindestens 50 % des Entlastungsvolumens mit der Probenahme erfasst wurde. Zur Gewichtung wurde jeweils nur der beprobte Anteil des Entlastungsvolumens verwendet.

Für Stoffe, bei denen in 3.2.8 Unterschiede zwischen Gebieten innerhalb und außerhalb von Verdichtungsräumen festgestellt wurden, sind in Tabelle 3.32 zusätzlich nach diesem Merkmal differenzierte Konzentrationen angegeben. Aufgeführt und entsprechend gekennzeichnet sind auch Stoffe, für die die Konzentrationsunterschiede statistisch nachweisbar, aber aus analytischer Sicht nicht signifikant waren. Für die landesweite Quantifizierung von Stoffeinträgen ist die Verwendung einheitlicher, repräsentativer Entlastungskonzentrationen zu empfehlen. Die differenzierten Konzentrationsangaben können für Detailanalysen hilfreich sein und genutzt werden, um Frachtabuschätzungen zu verbessern, wenn eine entsprechende Zuordnung von Flächen oder Mischwasserentlastungen zu Verdichtungsräumen erfolgt.

Standortmediane

Tabelle 3.30: Mediane der Entlastungskonzentrationen je Standort in µg/l (AFS, CSB, TNb, TP, PO₄-P, MKW in mg/l)

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Median
AFS63	16	32	28	63	46	47	30	25	34	33	32
AFSges	38	42	37	100	52	50	50	46	61	57	50
CSB	35	39	52	80	85	81	34	53	71	66	60
TNb	5	4,7	7	7,2	11	7,4	4,2	5,9	8,2	5,2	6,4
TP	0,69	0,62	1	1,3	1,8	1,1	0,5	0,84	1,1	0,94	0,97
PO ₄ -P	0,33	0,32	0,5	0,61	1,2	0,66	0,23	0,4	0,43	0,38	0,42

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Me-dian
Fe	880	1.200	570	1.200	890	1.400	1.000	740	1.200	920	960
Zn	93	120	80	110	160	170	60	160	150	130	120
Cu	30	36	29	35	59	33	25	58	40	35	35
Ni	1,9	2,7	1,2	2,9	4,2	3,7	1,5	2,5	3,4	2,2	2,6
Pb	2,4	3,9	2,2	3,3	3,7	5,3	2,2	4,7	3,4	2,5	3,4
Cr	3,2	4,5	3,4	4,3	4	4,9	4,2	3	3,6	4,9	4,1
Hg	0,009	0,009	0,01	0,012	0,018	0,016	0,0095	0,01	0,02	0,012	0,011
Cd	0,056	0,046	0,046	0,09	0,078	0,079	0,049	0,086	0,06	0,058	0,059
Bi	0,09	0,14	0,31	0,31	0,56	0,64	0,24	0,34	0,36	0,32	0,32
Mo	0,42	0,34	0,46	0,78	1,5	1,4	0,44	0,56	0,76	0,63	0,6
Sb	0,27	0,45	0,86	0,74	0,84	1,4	0,6	0,78	0,76	0,6	0,75
Sn	0,79	1	2	2,4	2,6	3	1,3	1,9	1,8	1,5	1,8
NAP	< 0,01	0,024	0,012	0,021	0,023	0,027	0,018	0,018	0,031	0,026	0,022
ACY	0,015	0,017	0,016	0,024	0,013	0,018	0,012	0,016	0,018	0,016	0,016
ACN	0,0022	0,0042	0,0088	0,0064	0,014	0,018	0,0055	0,0077	0,011	0,0058	0,007
FL	0,0037	0,0052	0,0082	0,0068	0,0092	0,014	0,0048	0,0067	0,01	0,0066	0,007
PHE	0,019	0,058	0,04	0,04	0,06	0,097	0,023	0,046	0,056	0,044	0,045
ANT	0,0019	0,0035	0,0058	0,0058	0,0066	0,013	0,0027	0,0055	0,0067	0,0056	0,006
Fluo	0,041	0,11	0,052	0,062	0,078	0,15	0,045	0,067	0,065	0,073	0,066
Pyr	0,044	0,088	0,055	0,052	0,073	0,13	0,04	0,054	0,055	0,061	0,055
BaA	0,0049	0,031	0,016	0,024	0,029	0,054	0,012	0,015	0,022	0,02	0,021
Chr	0,0098	0,068	0,031	0,041	0,046	0,089	0,027	0,031	0,037	0,034	0,036
BbF	0,0061	0,063	0,026	0,041	0,03	0,063	0,018	0,019	0,028	0,025	0,027
BkF	0,0028	0,028	0,011	0,019	0,011	0,03	0,0085	0,0084	0,013	0,012	0,012
BaP	0,0047	0,044	0,018	0,031	0,026	0,05	0,014	0,014	0,022	0,021	0,022
IP	0,0051	0,047	0,018	0,037	0,022	0,046	0,012	0,013	0,019	0,02	0,02
DahA	<0,001	0,0077	0,0038	0,0072	0,0056	0,011	0,003	0,0022	0,0039	0,0044	0,004
BghiP	0,0065	0,048	0,019	0,038	0,024	0,045	0,014	0,014	0,022	0,024	0,023
PAK16	0,2	0,65	0,34	0,46	0,48	0,86	0,25	0,36	0,42	0,42	0,42
CZIM	0,014	0,014	0,01	< 0,01	0,014	0,019	< 0,01	0,041	0,024	< 0,01	0,014
ATR	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
DIU	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,014	< 0,01	0,03	0,036	< 0,01	< 0,01
ISO	< 0,01	0,022	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,021	< 0,01	0,01	0,017	< 0,01	< 0,01
MET	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
MCPP	< 0,01	0,018	0,022	0,021	0,034	0,061	0,01	0,029	0,072	0,014	0,022
TBA	0,014	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
TBY	< 0,01	0,024	0,02	< 0,01	0,03	0,029	0,008	0,048	0,067	0,015	0,022
TCS	< 0,01	0,013	0,016	0,028	0,03	0,016	0,008	0,014	0,015	0,027	0,016

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Me- dian
MPL	0,041	0,29	0,1	0,094	0,18	0,13	0,038	0,16	0,31	0,072	0,12
CBZ	< 0,01	0,034	0,094	0,077	0,22	0,09	0,012	0,041	0,057	0,03	0,049
DCF	0,18	0,14	0,26	0,25	0,39	0,3	0,094	0,19	0,26	0,13	0,22
BTR	0,7	0,47	1,4	2,5	2,4	1,9	0,72	0,97	2,3	0,65	1,2
4MBT	0,036	0,093	0,15	0,18	0,46	0,42	0,26	0,13	0,27	0,11	0,16
5MBT	0,032	0,1	0,15	0,2	0,4	0,39	0,28	0,15	0,24	0,11	0,18
MKW	0,22	< 0,1	0,2	0,28	0,48	0,4	0,15	0,21	0,2	0,22	0,22
DEHP	0,73	1,1	2,4	2,5	2,9	3,2	1,1	1,6	2,7	1,8	2,1
ACE	1,6	1,8	2,8	3,2	4,6	3,8	1,2	2,3	3,5	1,9	2,6

Volumengewichtete Mittelwerte

Tabelle 3.31: Volumengewichtete Mittelwerte der Entlastungskonzentrationen je Standort in µg/l (AFS, CSB, TNb, TP, PO₄-P, MKW in mg/l)

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Me- dian
AFS63	46	29	22	74	51	96	49	27	34	47	46
AFSges	65	40	30	120	61	88	71	51	64	69	64
CSB	40	36	49	84	92	72	39	52	81	72	62
TNb	4,8	4,4	7,0	7,1	11	7,8	3,9	7,0	7,4	5,3	7,0
TP	0,63	0,65	0,86	1,30	1,90	1,20	0,63	0,88	1,00	0,95	0,92
PO ₄ -P	0,36	0,32	0,49	0,61	1,10	0,66	0,23	0,46	0,49	0,39	0,48
Fe	1.800	1.100	510	1.600	830	2.100	1.500	940	1.400	1.400	1.400
Zn	97	110	70	140	160	180	77	350	140	150	140
Cu	31	31	25	38	75	40	27	55	39	45	38
Ni	3,5	2,6	1,6	3,1	6,7	5,1	2,4	2,6	3,6	2,8	3,0
Pb	3,4	4,1	2,1	4,5	4,0	8,6	3,4	5,9	3,6	4,0	4,0
Cr	5,9	4,7	2,6	5,5	3,7	9,1	6,2	3,8	4,5	5,6	5,1
Hg	0,012	0,010	0,010	0,015	0,019	0,021	0,014	0,011	0,024	0,016	0,014
Cd	0,06	0,04	0,05	0,10	0,08	0,11	0,06	0,09	0,06	0,08	0,07
Bi	0,10	0,15	0,29	0,39	0,57	0,71	0,23	0,38	0,38	0,40	0,38
Mo	0,48	0,34	0,42	1,00	2,40	1,90	0,57	0,54	0,81	0,85	0,69
Sb	0,34	0,46	0,71	0,84	0,84	2,20	0,80	0,75	0,76	0,87	0,78
Sn	3,5	0,9	1,5	2,7	2,5	4,1	1,7	2,3	3,0	2,4	2,4

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Me- dian
NAP	0,033	0,027	0,012	0,018	0,022	0,038	0,02	0,022	0,033	0,024	0,023
ACY	0,014	0,019	0,014	0,023	0,013	0,019	0,012	0,022	0,019	0,015	0,017
ACN	0,012	0,0053	0,011	0,0065	0,015	0,02	0,0067	0,0083	0,012	0,0066	0,010
FL	0,0075	0,0086	0,0078	0,0066	0,0084	0,017	0,0052	0,0084	0,011	0,0064	0,008
PHE	0,028	0,08	0,034	0,05	0,057	0,12	0,026	0,062	0,061	0,051	0,054
ANT	0,0016	0,0072	0,0055	0,0096	0,0062	0,019	0,0041	0,0068	0,0069	0,0076	0,007
Fluo	0,037	0,15	0,054	0,086	0,077	0,21	0,053	0,078	0,072	0,077	0,077
Pyr	0,058	0,11	0,051	0,069	0,067	0,17	0,049	0,063	0,064	0,07	0,066
BaA	0,0059	0,041	0,017	0,034	0,027	0,077	0,018	0,024	0,025	0,029	0,026
Chr	0,013	0,082	0,033	0,058	0,041	0,11	0,035	0,039	0,037	0,048	0,04
BbF	0,0079	0,081	0,026	0,051	0,029	0,083	0,027	0,025	0,028	0,037	0,028
BkF	0,0034	0,035	0,012	0,024	0,013	0,042	0,012	0,011	0,013	0,017	0,013
BaP	0,0053	0,052	0,019	0,04	0,025	0,07	0,019	0,018	0,021	0,029	0,023
IP	0,0056	0,059	0,019	0,047	0,022	0,071	0,019	0,017	0,019	0,03	0,02
DahA	<0,001	0,01	0,0041	0,0098	0,0048	0,016	0,0042	0,0033	0,0043	0,0062	0,005
BghiP	0,0074	0,058	0,021	0,049	0,024	0,069	0,02	0,018	0,021	0,035	0,022
PAK16	0,24	0,82	0,34	0,58	0,45	1,1	0,33	0,43	0,45	0,49	0,45
CZIM	0,012	0,013	< 0,01	< 0,01	0,018	0,021	0,018	0,043	0,027	< 0,01	0,016
MCPPP	< 0,01	0,018	0,038	0,022	0,041	0,08	0,018	0,047	0,076	0,03	0,034
TBY	< 0,01	0,028	0,021	< 0,01	0,036	0,033	0,012	0,044	0,064	0,021	0,024
TCS	< 0,01	0,024	0,016	0,02	0,049	0,024	0,01	0,023	0,023	0,028	0,023
MPL	0,06	0,27	0,1	0,078	0,17	0,15	0,037	0,19	0,32	0,076	0,12
CBZ	< 0,01	0,032	0,097	0,081	0,19	0,098	0,016	0,077	0,058	0,042	0,068
DCF	0,2	0,16	0,28	0,23	0,4	0,31	0,089	0,31	0,27	0,19	0,25
BTR	0,75	0,48	1,7	2,9	2,5	1,6	0,78	1,1	2,2	0,83	1,4
4MBT	0,043	0,076	0,25	0,18	0,55	0,38	0,27	0,14	0,28	0,15	0,22
5MBT	0,047	0,12	0,25	0,19	0,42	0,31	0,31	0,17	0,27	0,14	0,22
MKW	0,27	0,12	0,25	0,36	0,5	0,51	0,22	0,24	0,32	0,24	0,26
DEHP	0,9	2,3	2,2	2,7	2,9	3,8	1,2	1,9	3,2	2,7	2,5
ACE	1,8	1,7	2,9	2,6	4,9	3,6	1,2	3,3	3,4	1,8	2,8

Differenzierte Konzentrationen innerhalb/außerhalb von Verdichtungsräumen

Tabelle 3.32: Entlastungskonzentrationen innerhalb und außerhalb von Verdichtungsräumen

Stoffgruppe	Parameter	Einheit	Median der Standortmediane		Median volumengewichteter Standortmittelwerte	
			Außerhalb	Innerhalb	Außerhalb	Innerhalb
Abwasserparameter	TNb	mg/l	5,2	6,9	5,3	7,4
Schwermetalle	Zn	µg/l	110	160	110	180
	Cu *	µg/l	35	40	31	40
	Pb *	µg/l	2,5	4,7	4,0	5,9
	Cd *	µg/l	0,056	0,079	0,063	0,089
	Bi *	µg/l	0,31	0,36	0,29	0,38
	Sn *	µg/l	1,5	1,9	2,4	3,0
Biozide	CZIM	µg/l	0,012	0,024	0,012	0,027
	MCCP	µg/l	0,018	0,061	0,022	0,076
	TBY	µg/l	0,015	0,048	0,021	0,044
	DIU	µg/l	< 0,01	0,030	-	-
	ISO	µg/l	< 0,01	0,017	-	-
Pharmazeutika	MPL *	µg/l	0,094	0,16	0,078	0,19
	CBZ *	µg/l	0,034	0,057	0,042	0,077
Benzotriazole	4MBT *	µg/l	0,15	0,27	0,18	0,28
	5MBT *	µg/l	0,15	0,24	0,19	0,27
Acesulfam	ACE	µg/l	1,9	3,5	1,8	3,4

* Konzentrationsunterschied zwischen Gebieten innerhalb und außerhalb von Verdichtungsräumen statistisch nachgewiesen, aber aus analytischer Sicht nicht signifikant (vgl. 2.7.5 – 2.7.6).

3.2.10 Zusammenfassung zur Entlastungsqualität

In Messkampagne M1 wurde ein umfangreicher Datensatz von Stoffkonzentrationen in Mischwasserentlastungen erhoben, der eine verbesserte Einschätzung der stofflichen Belastungen für Einleitgewässer erlaubt. An 10 Anlagen wurden über einen Zeitraum von drei Jahren mit einheitlicher Methodik insgesamt 164 Proben von Entlastungsereignissen genommen. Dabei wurde eine saisonale Verteilung der Proben berücksichtigt. An jeder Anlage wurde in Bezug auf Volumen, Dauer und Intensität ein Spektrum unterschiedlich ausgeprägter Ereignisse beprobt. Diese waren repräsentativ für das Entlastungsgeschehen im Untersuchungszeitraum, mit leichter Tendenz zur Erfassung eher großvolumiger, längerer und intensiverer Ereignisse.

In 84 % der Proben konnten die beprobten Ereignisse nahezu vollständig, d.h. zu ≥ 80 Volumenprozent, erfasst werden. 75 % der Mischproben wurden gesichert volumenproportional erhoben und mehr als 95 % der Proben war für Auswertungen verwertbar, da keine signifikanten Unterschiede zwischen den Analyseergebnissen für volumenproportionale und nicht volumenproportionale Mischproben festgestellt werden konnten.

Die betrachteten Begleitparameter (pH, Leitfähigkeit, CSB, Nährstoffe) ergeben ein konsistentes Bild für Mischwasser, wobei die AFS und CSB-Entlastungskonzentrationen in Bayern im Vergleich mit bisher verfügbaren Literaturwerten im unteren Bereich liegen. Diese Differenzen lassen sich bei detaillierter Betrachtung auf die Art der Probenahme,

Unterschiede zwischen Gebieten, Entwässerungssystemen und Entlastungsbauwerken, sowie die Art der Datenzusammenfassung zurückführen. Für unter vergleichbaren Rahmenbedingungen erhobene Daten zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit den Befunden in Bayern.

In der Schadstoffanalytik wurden mit Ausnahme von Benzo(a)pyren Bestimmungsgrenzen erreicht, die deutlich unter den Umweltqualitätsnormen aus Richtlinie 2013/39/EU oder OGeV (2016) liegen. Die Sensitivität der Analytik zeigte sich in der hohen Anzahl an Werten $>$ BG. Auch für die analysierten Mikroschadstoffe lässt sich die Plausibilität der an den bayerischen Mischwasserentlastungen gemessenen Konzentrationen anhand der zusammengestellten Literatur bestätigen. Hervorzuheben ist, dass die bayerischen Daten sich mit Hinblick auf die Anzahl mit einheitlicher Methodik untersuchter Anlagen und Proben aktuell als umfangreichste Datenbasis herausstellen.

Die Messergebnisse erlauben eine verbesserte Einschätzung der aus Mischwasserentlastungen resultierenden stofflichen Belastungen für Einleitgewässer und bilden eine Grundlage für die Maßnahmenplanung im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Aus den Daten wurden repräsentative Stoffkonzentrationen abgeleitet, die in Bayern für zukünftige Auswertungen verwendbar sind. Zur Beschreibung typischerweise auftretender Konzentration dient der Median aus Standortmedianen. Zur Verwendung für Frachtabschätzungen wird der Median aus volumengewichteten Mittelwerten empfohlen, da diese großvolumige Ereignisse stärker gewichten und damit tendenziell bessere Abschätzungen ermöglichen.

Im Vergleich mit Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen wird deutlich, dass in Mischwasserentlastungen für ubiquitäre, primär partikulär und mit dem Oberflächenabfluss transportierte Stoffe ein signifikant höheres Konzentrationsniveau zu erwarten ist. Dazu zählen unter anderem PAK und Schwermetalle wie Hg, die in einem Großteil der europäischen Gewässer für die Nichterreichung eines guten chemischen Zustands ursächlich sind (Kristensen et al. 2018). Die Gegenüberstellung der Entlastungskonzentrationen mit Umweltqualitätsnormen zeigt, dass Mischwasserentlastungen insbesondere bei kleineren Einleitgewässern mit minimaler Verdünnung zu Überschreitungen der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN) einiger PAK führen können. Qualitätszielüberschreitungen der Jahresdurchschnittswerte (JD-UQN) aufgrund von Mischwasserentlastungen sind unter Berücksichtigung durchschnittlicher jährlicher Entlastungsdauern nicht zu erwarten.

In der räumlichen (zwischen den Standorten) und zeitlichen Variabilität (zwischen den Ereignissen) der Entlastungskonzentrationen sind für bestimmte Stoffgruppen Muster erkennbar. Die Variabilität ubiquitärer, mit dem Oberflächenabfluss partikulär transportierter Stoffe, wie Schwermetalle und PAK, ist stärker durch Unterschiede zwischen den Ereignissen als durch Unterschiede zwischen den Standorten geprägt. Im Gegensatz dazu ist für einzelne Stoffe wie die Biozide Carbendazim und Terbutryn sowie die Pharmazeutika Carbamazepin und Metopropolol ein standortspezifischeres Aufkommen festzustellen. Dies verdeutlicht, dass die Eintragspfade und das Umweltverhalten von Schadstoffen bei der Diskussion von Maßnahmen zu berücksichtigen sind.

Als Ansätze zur Erklärung der Variabilität der Entlastungskonzentrationen wurden Arbeitshypothesen zum Einfluss von Merkmalen der untersuchten Einzugsgebiete sowie von saisonalen Effekten formuliert und anhand der vorliegenden Daten geprüft. Zusam-

menfassend sind für den Großteil der betrachteten Merkmale keine deutlichen Zusammenhänge mit den Entlastungskonzentrationen erkennbar. Ursächlich hierfür ist in erster Linie die hohe Komplexität der die Abflussqualität bestimmenden Prozesse in den Einzugsgebieten und die Überlagerung unterschiedlicher, teils gegenläufiger Effekte. In Bezug auf den Transport und die Retention von Schadstoffen in Gebieten und Kanalnetzen besteht weiterhin Forschungsbedarf. Konventionelle Kenngrößen von Einzugsgebieten, wie bspw. der Versiegelungsgrad, sind möglicherweise nur begrenzt geeignet, um deren Komplexität adäquat zu beschreiben (Liu et al. 2015). Weitere Aspekte limitieren die Möglichkeit, anhand des Datensatzes deutliche Zusammenhänge mit Gebietseigenschaften zu ermitteln. Die untersuchten Einzugsgebiete sind Mischgebiete mit Flächen > 40 ha (50 % > 200 ha). Aufgrund der Größe der Gebiete ist zu erwarten, dass sich der Einfluss kontrastierender Flächeneigenschaften zu einem gewissen Maß nivelliert. Trotz der umfangreichen Messkampagne war die Anzahl der Anlagen begrenzt und an vielen Stellen nicht zur Ableitung belastbarer Aussagen ausreichend. Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass auch die für die Auswertungen herangezogenen Gebietsmerkmale unsicherheitsbehaftet sind. Dies betrifft insbesondere alle flächenbezogenen Merkmale, wie bspw. die Versiegelung, die Einwohnerdichte, den Trennsystemanteil, und die Landnutzung. Bei der Zusammenstellung der Flächendaten wurde ersichtlich, dass es keine einheitliche Vorgehensweise bei der Abgrenzung von Einzugsgebieten und der Ermittlung von Versiegelungsgraden gibt.

Dennoch ergaben die Auswertungen zur Einwohnerdichte und zur Urbanisierung deutliche Indizien für stoffgruppenübergreifend höhere Entlastungskonzentrationen in städtischen Gebieten. Für Stoffe, bei denen signifikante Unterschiede zwischen Gebieten innerhalb und außerhalb von Verdichtungsräumen festgestellt wurden, wurden nach diesem Merkmal differenzierte Konzentrationen ausgewiesen. Für die landesweite Quantifizierung von Stoffeinträgen ist die Verwendung einheitlicher, repräsentativer Entlastungskonzentrationen zu empfehlen. Die differenzierten Konzentrationsangaben können für Detailanalysen hilfreich sein und genutzt werden, um Frachtabätzungen zu verbessern, wenn eine entsprechende Zuordnung von Flächen oder Mischwasserentlastungen zu Verdichtungsräumen erfolgt.

Saisonale Einflüsse wurden für die im Ackerbau eingesetzten Pestizide sowie MCPP (Rasen- und Zierpflanzen) festgestellt, deren Applikationszeiträume sich in den Entlastungskonzentrationen abbilden. Weiterhin waren für Chlorid bei Einzelereignissen in den Wintermonaten (Streusalzseason) erwartungsgemäß erhöhte Konzentrationen festzustellen.

3.3 Anlagenwirksamkeit (M2)

In Messkampagne M2 wurde die Anlagenwirksamkeit von zwei Durchlaufbecken und einem Fangbecken untersucht. Ziel war die realistische Einschätzung des Gesamtwirkungsgrades der ausgewählten Anlagen für den Rückhalt feiner Feststoffe mit Korngrößen < 63 µm (AFS63⁶). Hierzu wurden ab Einstaubeginn bis Überlaufende die

⁶ Abweichend von M1 und der in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) festgelegten Begrifflichkeit des Parameters (abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen von 0,45 bis 63 µm) erfolgte die Bestimmung in M2 anhand von abgesetzten Feststoffproben durch Nasssiebung, Flockung und anschließender Trocknung. Die Ergebnisse beinhalten auch Feststoffe mit Korngrößen

zugeleiteten und die entlasteten Frachten bilanziert. Deren Differenz ergibt den nicht entlasteten Frachtanteil (unmittelbarer Drosselabfluss, Rückhalt, Sedimentation, ggf. Ablagerungen). Die berechneten Gesamtwirkungsgrade der Anlagen beschreiben das Verhältnis von nicht entlastetem Frachtanteil zur zugeleiteten Gesamtfracht.

An den Durchlaufbecken wurden jeweils zusätzliche Feststoffsammler im Zulauf eingerichtet. Die für M1 durchgeführte Beprobung wurde um die Entnahme abgesetzter Feststoffproben nach einer Sedimentation der Feststoffe im Feststoffsammler erweitert, um möglichst belastbare Daten zu den transportierten Feststofffrachten zu generieren. Die Proben erlaubten zudem eine detailliertere Untersuchung der Beschaffenheit der an den Mischwasserbehandlungsanlagen vorkommenden Feststoffe (3.3.3). Durch die Bilanzierung der ab Einstaubeginn bis Überlaufende zugeleiteten und entlasteten Frachten wurde der Wirkungsgrad berechnet (3.3.4).

Auch an dem Fangbecken wurden Feststoffproben entnommen, jedoch nur aus dem bestehenden Feststoffsammler für die Überlaufbeprobung. Die Frachtbilanz erfolgte auf Basis der in M3 mit einem automatischen Probenehmer im Zulaufgerinne der Anlage gemessenen Konzentrationsganglinie, aus welcher sowohl die zugeleiteten, als auch die entlasteten Frachtanteile berechnet wurden.

3.3.1 Probenahmen

Die Messkampagne M2 wurde im Mai 2018 gestartet. Aufgrund ausbleibender relevanter Niederschläge im Sommer begann die tatsächliche Beprobung erst ab September. Für einen Teil der am FB2 beprobten Ereignisse konnte kein Wirkungsgrad berechnet werden, da die Überlaufphase in M3 nicht erfasst wurde. Diese sind in Tabelle 3.33 gekennzeichnet.

Tabelle 3.33: Probenahmen in Messkampagne M2

Anlage	Ereignis	Probenahme M2
DB6	04.09.2018	10.09.2018
DB6	23.09.2018	25.09.2018
DB6	20.05.2019	23.05.2019
DB6	27.05.2019	29.05.2019
DB6	22.06.2019	25.06.2019
DB6	01.07.2019	04.07.2019
DB6	28.07.2019	01.08.2019
DB2	02.12.2018	06.12.2018
DB2	11.05.2019	15.05.2019
DB2	01.10.2019	05.10.2019

< 0,45 µm sowie Salze. Der Massenanteil dieser Inhaltsstoffe < 0,45 µm ist vor dem Hintergrund der bei der labortechnischen Bestimmung von AFS63 aktuell erreichbaren Genauigkeit als marginal einzuordnen (siehe 2.4.3 sowie 2.5.2).

Anlage	Ereignis	Probenahme M2
FB2	23.09.2018 ¹⁾	26.09.2018
FB2	28.10.2018 ¹⁾	02.11.2018
FB2	02.12.2018 ¹⁾	05.12.2018
FB2	12.01.2019 ¹⁾	16.01.2019
FB2	29.04.2019	02.05.2019
FB2	20.05.2019	24.05.2019
FB2	16.06.2019	18.06.2019
FB2	12.07.2019	17.07.2019
FB2	05.10.2019 ¹⁾	09.10.2019
FB2	29.11.2019	03.12.2019

¹⁾ Ein Wirkungsgrad konnte nicht ermittelt werden, da der Probenehmer von der Einstauphase oder einem vorherigen Teileinstauereignis bereits gefüllt war und keine Flaschen für die Überlaufphase übrig waren (vgl. 3.4).

3.3.2 Qualitätssicherung Probenahme

Die Qualitätssicherung der mittels Feststoffsammler an den Anlagenzuläufen der Durchlaufbecken genommenen Proben wurde analog zu der Vorgehensweise in Messkampagne M1 durchgeführt (vgl. 2.7.2). Danach konnten alle Proben von DB2 sowie zwei der sieben Proben von DB6 als volumenproportional bestätigt werden. Wie in M1 wurden auch die nicht gesichert volumenproportionalen Mischproben für die Auswertung weiterverwendet.

Technische Probleme wurden bei zwei Zulaufbeprobungen identifiziert. Bei dem Ereignis vom 04.09.2018 am DB6 wurde die Probenahme im Zulauf nicht mit dem Beckeneinstau sondern erst mit der Entlastung ausgelöst. Bei einem ausgeprägten Spülstoß war die Zulaufkonzentration und die Wirksamkeit daher eher höher als berechnet. Bei dem Ereignis vom 01.07.2019 wurde die Probe abgefüllt, obwohl die Menge geringer als erwartet (nicht volumenproportional) und für eine reguläre Beprobung gering war. Für keines der beiden Ereignisse wurden die beschriebenen Unregelmäßigkeiten zum Anlass genommen, die Ergebnisse von der weiteren Auswertung auszunehmen. Die Befunde reihen sich plausibel in die übrigen ein.

Bei zwei weiteren Feststoffbeprobungen am DB6 und drei am FB2 traten unplausible Ergebnisse auf, ohne dass eine Zuordnung zu bestimmten Ursachen möglich war. Für die Ereignisse vom 20.05. und 28.07.2019 am DB6 ergaben die Ergebnisse der Feststoffproben negative Wirkungsgrade von -13 und -19 % (Feststoffe < 63 µm). Mit Ausnahme der Zulaufprobe vom 20.5. wurden die ermittelten Feststoffkonzentrationen auch durch die parallel für M1 entnommenen homogenisierten Mischproben bestätigt. Obwohl bei den intensiven Entlastungsereignissen mit maximalen Oberflächenbeschickungen bis 10 – 12,4 m/h remobilisierte Sedimente die Bilanz beeinflusst haben könnten, ist es unwahrscheinlich, dass ein derart großes Feststoffdepot in der Beckenkammer bestand. Nach Angabe des Betreibers war das Becken ordnungsgemäß entleert. Denkbare Ursachen für diese Ergebnisse wären daher nicht erkannte technische Probleme an den Probenahmestellen oder Handling-Fehler bei der Abfüllung oder im Labor. Da der Sachverhalt nicht abschließend geklärt werden konnte, wurde für diese Ereignisse kein Wirkungsgrad angegeben.

Die Feststoffproben vom FB2 vom 02.11.2018, 02.05. und 18.06.2019 ergaben ein sehr niedriges Konzentrationsniveau in Größenordnung der Überstandwasserprobe, welches nicht anhand der Ergebnisse aus M1 und M3 plausibilisiert werden konnte. Bei der Berechnung der Anlagenwirksamkeit für diese Ereignisse wurden daher die Konzentrationen der homogenisierten Mischproben aus M1 verwendet.

3.3.3 Analysenergebnisse der Feststoffproben

Die abgesetzten Proben aus den Feststoffsammlern wurden durch Ablassen des Überstandswassers auf 9,5 – 10 l eingedickt und enthielten Feststoff-Trockenmassen von 0,2 bis 92,5 g (Median: 13 g). Die Analysenergebnisse der Feststoffproben sind in Tabelle 3.34 und Tabelle 3.35 separat für die Anlagenzuläufe und -überläufe dargestellt.

Im Überstandswasser wurden für die Mehrzahl der Proben AFS63-Konzentrationen < 10 mg/l gemessen. Dies bestätigt die erfolgreiche Sedimentation der Feststoffe im Sammeltank. Noch im Überstandswasser enthalten waren überwiegend organische Stoffe, worauf die hohen Glühverluste hinweisen, welche allerdings aufgrund der geringen Feststoffmengen unsicherheitsbehaftet sind. Bei der Berechnung der Feststoffkonzentrationen aus Trockenrückstand und Probenvolumen wurde die Überstandswasserkonzentration mit aufgeschlagen.

Der Anteil der Ton- und Schluff-Fraktion (feine Feststoffe < 63 µm) lag im Median über alle Proben bei 80 % und verglichen mit der AFS63-Bestimmung aus den homogenisierten Mischproben (M1) systematisch etwas höher. Dies deutet darauf hin, dass die Fraktionierung auf Basis weniger mg Feststoffe aus den homogenisierten Mischproben zu ungenauen Ergebnissen führen kann. Die Fraktion 63 µm – 2 mm machte im Median 18 % der Feststoffe aus. Feststoffe > 2 mm waren wie zu erwarten nur in geringen Mengen (2 %) enthalten. Für diese Fraktion bestand jedoch nicht der Anspruch einer vollständigen Beprobung.

Differenziert nach Anlage und Probenahmestelle ergeben sich plausible Relationen der Korngrößenanteile (Abbildung 3.23). Vom Zulauf bis zum Überlauf der Durchlaufbecken steigt der Anteil < 63 µm an, während gröbere Anteile durch die Sedimentation überwiegend zurückgehalten werden. Im Überlauf des Fangbeckens finden sich vergleichsweise höhere Anteile der Fraktion 63 – 2000 µm, was den in 3.2.8 diskutierten Einfluss des Beckentyps auf den AFS63-Anteil bestätigt. Für die Darstellung wurden die stark streuenden und möglicherweise fehlerhaften Ergebnisse der in 3.3.2 genannten Proben des FB2 nicht berücksichtigt.

Im weiteren Vergleich der Fraktionen < 63 µm und 63 – 2000 µm zeigten sich signifikante qualitative Unterschiede. Die gröbere Fraktion setzte sich mit Glühverlusten um 75 % (zu- wie überlaufseitig) überwiegend aus organischen Partikeln zusammen, während die Feinfraktion einen mittleren Glühverlust von 44 % aufwies (Abbildung 3.24). Dennoch waren die Feststoffe < 63 µm höher mit Schadstoffen beladen (Abbildung 3.25). Die Ergebnisse decken sich insgesamt sehr gut mit den Befunden für sechs in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg untersuchte Regenüberlaufbecken (Kemper et al. 2015).

Tabelle 3.34: Statistische Kennwerte der Analyseergebnisse der Feststoffproben von Anlagenzuläufen

Parameter	Einheit	n	Anteil > BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
Überstandswasser										
pH		9		6,6	6,6	6,7	6,8	6,7	7,3	0,035
LF	µS/cm	9		94	150	200	200	220	290	0,3
AFS63	mg/l	9	0,67	1,8	2,6	4,4	5,3	7,7	9,7	0,58
AFSgrob	mg/l	9	0,33	0	0,25	0,43	1,1	1,2	4,7	1,4
GV _{AFS63}	%	9		58	63	71	76	87	100	0,2
GV _{AFSgrob}	%	9		0	58	75	63	90	100	0,6
Feststoffe < 63 µm										
TR	g	10		0,93	4	9,1	15	21	57	1,1
GV	%	10		22	36	44	42	51	56	0,26
TP	mg/kg	10	1	3.000	5.500	7.400	7.000	8.700	9.500	0,31
Pb	mg/kg	10	1	59	68	72	75	82	97	0,17
Cu	mg/kg	10	1	240	320	390	400	500	520	0,26
Zn	mg/kg	10	1	820	1.200	1.800	1.900	2.600	3.300	0,46
Feststoffe 63 – 2000 µm										
TR	g	10		0,097	0,78	2,2	3,3	5,3	11	1,1
GV	%	9		16	70	79	71	83	86	0,31
TP	mg/kg	8	1	1.600	1.800	2.100	2.200	2.400	3.500	0,27
Pb	mg/kg	6	1	30	47	62	55	64	69	0,28
Cu	mg/kg	6	1	21	150	200	170	220	230	0,47
Zn	mg/kg	6	1	600	680	800	1.000	930	2.400	0,66
Feststoffe > 2000 µm										
TR	g	10		0,0091	0,1	0,2	0,38	0,57	1,3	1,1

RSD = Relative Standardabweichung

pH = pH-Wert, LF = Leitfähigkeit, AFS63 = Abfiltrierbare Stoffe < 63 µm, AFSgrob = Abfiltrierbare Stoffe 63 – 2000 µm, GV_{AFS63} = Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe < 63 µm, GV_{AFSgrob} = Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe 63 – 2000 µm, TR = Trockenrückstand, GV = Glühverlust, TP = Phosphor gesamt, Pb = Blei, Cu = Kupfer, Zn = Zink.

Tabelle 3.35: Statistische Kennwerte der Analyseergebnisse der Feststoffproben von Anlagenüberläufen

Parameter	Einheit	n	Anteil > BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
Überstandswasser										
pH		20		6,4	6,6	6,7	6,7	6,7	7,1	0,022
LF	µS/cm	20		91	130	160	170	200	280	0,31
AFS63	mg/l	20	0,75	1,6	3,3	5,8	7,4	10	27	0,78
AFSgrob	mg/l	20	0,4	0,05	0,25	0,94	3	2,9	21	1,7
GV _{AFS63}	%	20		33	59	76	71	84	91	0,23
GV _{AFSgrob}	%	20		35	55	70	72	100	100	0,32
Feststoffe < 63 µm										
TR	g	20		0	4	7,7	14	17	85	1,4
GV	%	19		18	39	44	44	51	67	0,27
TP	mg/kg	19	1	2.600	5.700	7.000	6.900	8.100	11.000	0,31
Pb	mg/kg	17	1	58	73	90	92	100	180	0,32
Cu	mg/kg	17	1	240	390	480	530	680	920	0,39
Zn	mg/kg	17	1	32	1.600	1.800	1.700	2.200	2500	0,35
Feststoffe 63 – 2000 µm										
TR	g	20		0,15	0,64	2,3	3,5	5,1	20	1,3
GV	%	20		23	59	75	68	86	96	0,35
TP	mg/kg	20	1	1.000	1.800	2.300	2.500	2.900	7.000	0,51
Pb	mg/kg	14	1	9,8	23	59	72	91	200	0,84
Cu	mg/kg	14	1	92	130	240	300	350	1.000	0,82
Zn	mg/kg	14	1	380	700	1.200	1.200	1.600	2.900	0,55
Feststoffe > 2000 µm										
TR	g	20		0,0095	0,054	0,2	0,81	0,66	5,6	1,8

RSD = Relative Standardabweichung

pH = pH-Wert, LF = Leitfähigkeit, AFS63 = Abfiltrierbare Stoffe < 63 µm, AFSgrob = Abfiltrierbare Stoffe 63 – 2000 µm, GV_{AFS63} = Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe < 63 µm, GV_{AFSgrob} = Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe 63 – 2000 µm, TR = Trockenrückstand, GV = Glühverlust, TP = Phosphor gesamt, Pb = Blei, Cu = Kupfer, Zn = Zink.

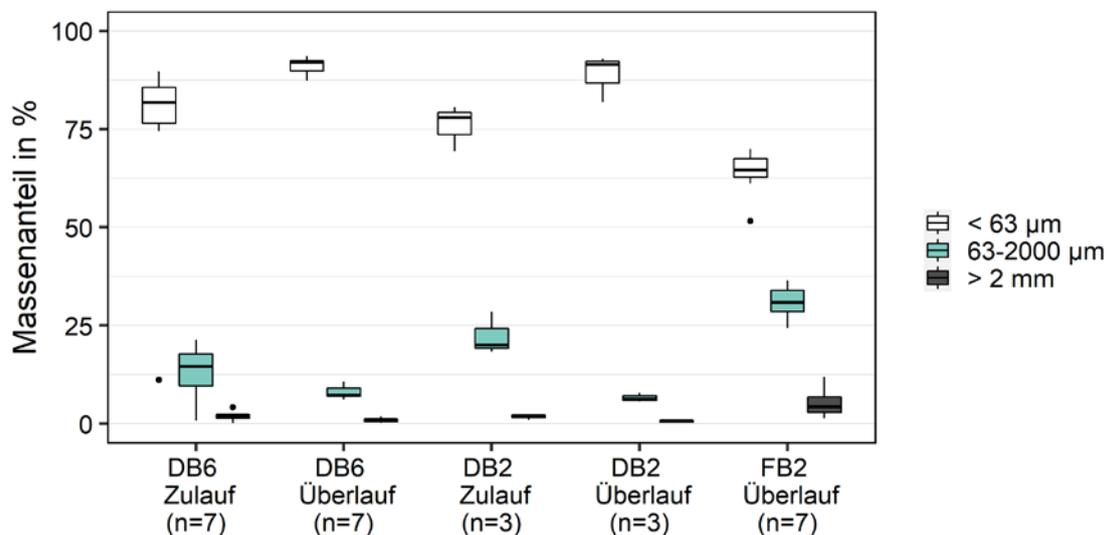


Abbildung 3.23: Korngrößenverteilung der Feststoffproben.

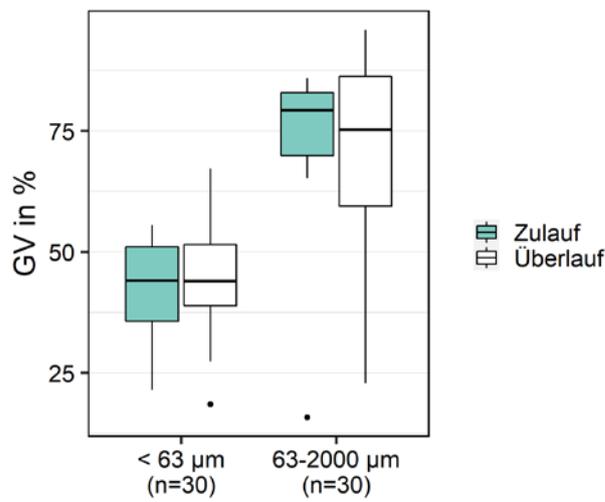


Abbildung 3.24: Glühverlust (GV) der Feststoffe aus Zu- und Überläufen.

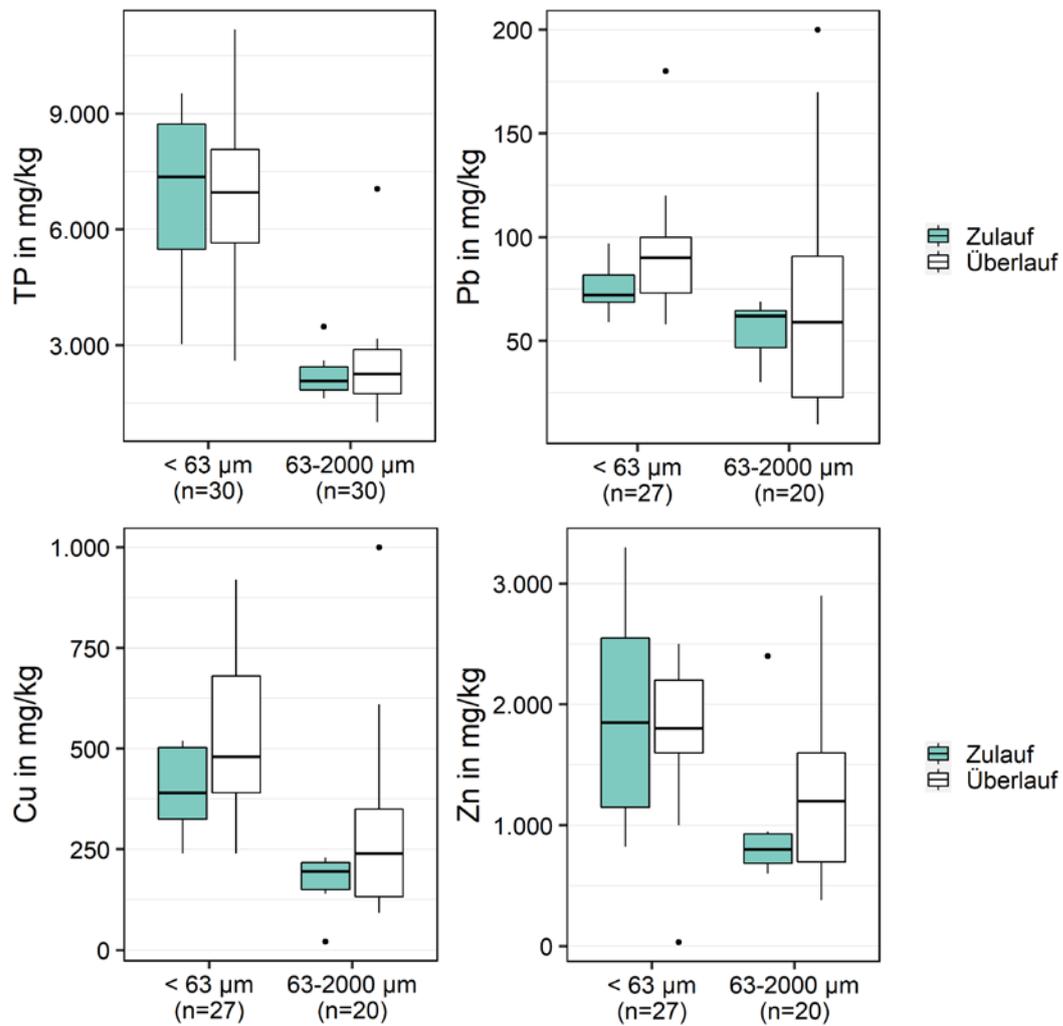


Abbildung 3.25: Schadstoffbelastung der Feststoffe aus Zu- und Überläufen mit Phosphor (TP), Blei (Pb), Kupfer (Cu) und Zink (Zn).

3.3.4 Gesamtwirkungsgrade

Durchlaufbecken

Tabelle 3.36 zeigt die Berechnung der Gesamtwirkungsgrade η in Bezug auf den Rückhalt feiner Feststoffe $< 63 \mu\text{m}$ (AFS63⁷) in den untersuchten Durchlaufbecken. Die Gesamtwirkungsgrade der Durchlaufbecken bewegten sich im Mittel um 70 %.

Der Wirkungsgrad steigt mit der Zulaufkonzentration des jeweiligen Ereignisses. Der für die Sedimentationswirkung von Durchlaufbecken bekannte Zusammenhang mit der Oberflächenbeschickung ist in den Ergebnissen nicht zu erkennen. Dies liegt vermutlich daran, dass die Wirksamkeit der Anlagen von deren hydraulischem Wirkungsgrad, d.h. dem Volumenrückhalt durch Speicherung und Weiterleitung des Drosselabflusses, dominiert wird. Dieser lag im Mittel bereits bei 65 %.

Sedimentationswirkungsgrade für Feststoffe $< 63 \mu\text{m}$ in Durchlaufbecken bewegen sich nach vorliegenden Erkenntnissen um 20 – 30% (Eyckmanns-Wolters et al. 2013; Fuchs et al. 2014; Kemper et al. 2015). Die Sedimentationswirkungsgrade einzelner Ereignisse unterliegen dabei deutlichen Schwankungen. Wichtige Einflussgrößen auf die Sedimentationswirkung sind die Zusammensetzung des zu behandelnden Abflusses, die Oberflächenbeschickung (Kemper et al. 2015; Fuchs et al. 2019) und die Strömungsbedingungen in den Becken (Kemper 2016). Speicherwirkungsgrade werden von Kemper et al. (2015) in Größenordnung von im Mittel 20 % und Gesamtwirkungsgrade (ohne Berücksichtigung der Weiterleitung von Drosselabflüssen) mit rund 50 % angegeben.

Ein wesentlicher Anteil des Stoffrückhalts im Mischsystem ist daher der Weiterleitung des Drosselabflusses an die Kläranlage zuzuordnen. Diese wird in der Regel auf das 3 – 9 fache des Trockenwetterzuflusses dimensioniert (Klippstein und Dittmer 2012) und behandelt bis ca. $0,5 - 2 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})^8$ der Regenabflüsse (Dittmer 2017). Dies ist als Vorteil der Entlastungsbauwerke im Mischsystem gegenüber den Einleitungsbauwerken im Trennsystem anzusehen, aus denen kein Drosselabfluss in die Kläranlage weitergeleitet wird. Die Regenwasserbehandlung beschränkt sich im Trennsystem auf Speicher- und ggf. Sedimentationswirkung.

⁷ Abweichend von M1 und der in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) festgelegten Begrifflichkeit des Parameters (abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen von $0,45$ bis $63 \mu\text{m}$) erfolgte die Bestimmung in M2 anhand von abgesetzten Feststoffproben durch Nasssiebung, Flockung und anschließender Trocknung. Die Ergebnisse beinhalten auch Feststoffe mit Korngrößen $< 0,45 \mu\text{m}$ sowie Salze. Der Massenanteil dieser Inhaltsstoffe $< 0,45 \mu\text{m}$ ist vor dem Hintergrund der bei der labortechnischen Bestimmung von AFS63 aktuell erreichbaren Genauigkeit als marginal einzuordnen (siehe 2.4.3 sowie 2.5.2).

⁸ Wertebereich der Drosselabflussspende für nicht vorentlastete Gebiete.

Tabelle 3.36: Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt < 63 µm der Durchlaufbecken

Anlage	Ereignis	Zulauf		Klärüberlauf		Becken- überlauf	Wirkungs- grad
		C_{ZU} mg/l	B_{ZU} kg	$C_{KÜ}$ mg/l	$B_{KÜ}$ kg	$B_{BÜ}$ kg	η
DB6	04.09.2018	75	1.202	89	369	0	0,69
DB6	23.09.2018	70	1.386	45	307	0	0,78
DB6	27.05.2019	31	1.431	46	974	0	0,32
DB6	22.06.2019	44	1.336	53	516	0	0,61
DB6	01.07.2019	93	2.684	94	561	0,4	0,79
DB2	02.12.2018	84	1.013	42	116	57	0,83
DB2	11.05.2019	43	203	31	45	11	0,72
DB2	01.10.2019	37	256	31	70	20	0,65

Die berechneten Wirkungsgrade wurden auch von den parallel im Rahmen der Messkampagnen M1 und M3 durchgeführten Probenahmen bestätigt. Eine Berechnung des Stoffrückhalts auf Basis der AFS63-Konzentration in homogenisierten Mischproben aus den Feststoffsammlern (M1) ergab Werte in gleicher Größenordnung. Für zwei Ereignisse an DB2 konnte der Wirkungsgrad zusätzlich auf Basis der AFSges-Konzentrationsganglinie aus M3 berechnet werden, analog zu der Vorgehensweise für das Fangbecken (Tabelle 3.37). Dies zeigt, dass die sich in der Probenahmetechnik und im Berechnungsgang unterscheidenden Methoden zu vergleichbaren Ergebnissen führen, verdeutlicht aber auch nochmals, dass vor allem Weiterleitung und Speicherung die Gesamtwirkung prägen. Die sich für die weiteren stofflichen Parameter ergebenden Gesamtwirkungsgrade sind in Tabelle 3.38 zusammengestellt.

Tabelle 3.37: Vergleich der anhand von Feststoffproben (M2), homogenisierten Mischproben (M1) oder Konzentrationsganglinie (M3) ermittelten Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt

Anlage	Ereignis	Gesamtwirkungsgrade η für		
		AFS63 aus Feststoffprobe	AFS63 aus Mischprobe	AFSges aus Ganglinie
DB6	04.09.2018	0,69	0,77	-
DB6	23.09.2018	0,78	0,77	-
DB6	27.05.2019	0,32	0,73	-
DB6	22.06.2019	0,61	0,82	-
DB6	01.07.2019	0,79	0,83	-
DB2	02.12.2018	0,83	0,82	-
DB2	11.05.2019	0,72	0,72	0,68
DB2	01.10.2019	0,65	0,72	0,73

Tabelle 3.38: Stoffrückhalt in den untersuchten Durchlaufbecken

Anlage	Ereignis	Gesamtwirkungsgrade η für					
		AFS63	AFSges	TP	Pb	Cu	Zn
DB6	04.09.2018	0,69	0,69	0,74	0,54*	0,67*	0,68*
DB6	23.09.2018	0,78	0,80	0,83	0,71*	0,71*	0,70*
DB6	27.05.2019	0,32	0,39	0,42	0,17*	0,28*	0,46*
DB6	22.06.2019	0,61	0,61	0,63	0,56	0,59	0,70
DB6	01.07.2019	0,79	0,79	-	0,77*	0,84*	0,87*
DB2	02.12.2018	0,83	0,86	0,81	0,86*	0,86*	0,94*
DB2	11.05.2019	0,72	0,75	0,68	0,76*	0,72*	0,67*
DB2	01.10.2019	0,65	0,69	0,63	0,66	0,58	0,59
Mittelwert		0,68	0,70	0,68	0,63	0,66	0,70

AFS63 = Feststoffe < 63 μm (abweichend von M1 und der in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) festgelegten Begrifflichkeit des Parameters bestimmt anhand von abgesetzten Feststoffproben, vgl. 2.4.3 sowie 2.5.2), AFSges = Feststoffe < 2 mm, TP = Gesamt-Phosphor, Pb = Blei, Cu = Kupfer, Zn = Zink.

* Nur basierend auf Fraktion < 63 μm berechnet, da Feststoffmenge für Analyse in Grobfraktion nicht ausreichend.

Fangbecken

Der für das Fangbecken gewählte Ansatz für die Bestimmung des Wirkungsgrades aus der Konzentrationsganglinie im Zulaufgerinne war nur bei einem Teil der Ereignisse erfolgreich. In einigen Fällen reichte die maximale Beprobungsdauer des Probenehmers nicht aus, um Einstau- und Entlastungsphase abzudecken. Für diese Ereignisse konnte kein Wirkungsgrad ermittelt werden.

Mit Ausnahme des Ereignisses vom 16.06.2019 musste die Konzentrationsganglinie zudem bis ans Ende der Entlastung extrapoliert werden. In den meisten Fällen wurden große Abschnitte der Ereignisse nicht beprobt. Dies verdeutlicht die Wichtigkeit langer Beprobungsdauern für eine vollständige Frachtbilanz.

Tabelle 3.39 zeigt die aus den Konzentrationsganglinien berechneten Wirkungsgrade und die mit dem Feststoffsammler ermittelten Frachten. Im Mittel lag der Gesamtwirkungsgrad des Fangbeckens bei 40 %. Bei den Wirkungsgraden des Fangbeckens fallen jedoch zwei unterschiedliche Niveaus um 30 % und 60 % auf. Die niedrigeren Wirkungsgrade sind dabei eher Ereignissen mit hohen Entlastungsvolumen zuzuordnen. Es wird deutlich, dass ein gefülltes Fangbecken bei lang anhaltendem Regen neben der Weiterleitung des Drosselabflusses keine Wirkung mehr erzielt und somit die Wirkung mit steigendem Entlastungsvolumen sinkt. Die höheren Wirkungsgrade um 60 % sind hingegen bei idealtypischen Ereignissen mit ausgeprägtem Spülstoß und geringem Gesamtvolumen zu erwarten, für welche dieser Beckentyp konzipiert wurde.

Tabelle 3.39: Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt < 63 µm des Fangbeckens

Anlage	Ereignis	Zulauf	Beckenüberlauf		Wirkungsgrad
		$B_{ZU}^{1)}$ kg	$C_{BÜ}$ mg/l	$B_{BÜ}$ kg	η
FB2	29.04.2019	336	27	245	0,27 ²⁾
FB2	20.05.2019	294	15	212	0,28 ²⁾
FB2	16.06.2019	131	18	55	0,58
FB2	12.07.2019	714	92	264	0,63 ²⁾
FB2	29.11.2019	154	33	105	0,32 ²⁾

¹⁾ Die Feststofffracht im Zulauf wurde aus der Fracht im Beckenüberlauf und dem aus der AFS-Konzentrationsganglinie bestimmten Wirkungsgrad zurückgerechnet.

²⁾ Maximale Beprobungsdauer der Ganglinienprobenahme überschritten. Für die Berechnung des Wirkungsgrades wurde der Konzentrationsverlauf auf Basis des letzten Wertes der Ganglinie extrapoliert.

Die Differenz der für das Fangbecken und die Durchlaufbecken berechneten mittleren Wirkungsgrade lässt sich zwar teilweise durch die bei dem Fangbecken fehlende Sedimentationswirkung erklären. Ausschlaggebend ist aber ein unterschiedliches Niveau des rein hydraulischen Wirkungsgrades, der auf das niedrigere spezifische Speichervolumen und eine niedrigere Drosselabflussspende des Fangbeckens sowie auf die hohen Entlastungsvolumen der untersuchten Ereignisse zurückzuführen ist (Abbildung 3.26).

Letzterer Befund legt nahe, eine Betrachtung der in der Messung des Entlastungsvolumen begründeten Unsicherheit durchzuführen, da diese die Wirksamkeitsberechnung stark beeinflusst. Dies wurde für das Fangbecken unter Annahme einer Überschätzung der Überfallhöhe der Wehrmessung von 2 cm bzw. 5 cm durchgeführt. Dadurch verringert sich das Überlaufvolumen im Mittel um 20 % bzw. 50 %. Der hydraulische Wirkungsgrad erhöht sich im Mittel von 31 % auf 36 % bzw. 53 % (Abbildung 3.27). Die Berechnung mit 5 cm Abweichung ist aufgrund der durchgeführten Messstellenprüfung als worst-case-Szenario zu betrachten. Abweichungen von 2 cm wären durchaus denkbar, auch da das seitlich angeströmte Überlaufwehr mit 8 m Breite ggf. nicht immer gleichmäßig beschickt wird. Bei dieser Abweichung bewegt sich der Einfluss der Überlaufmessdaten auf den hydraulischen Wirkungsgrad im Bereich weniger Prozentpunkte. Daher können die berechneten Wirkungsgrade als relativ verlässliche Abschätzung eingeordnet werden.

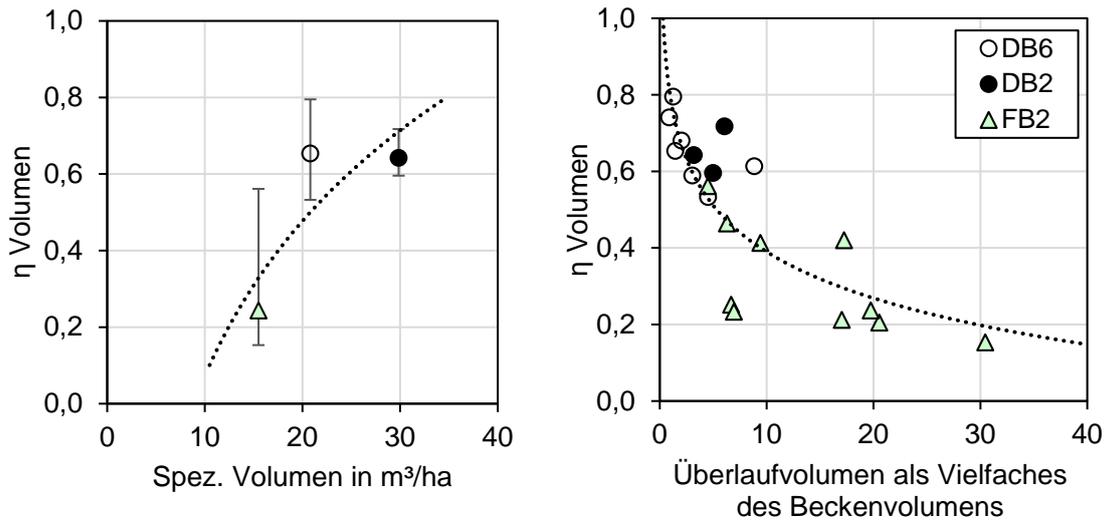


Abbildung 3.26: Hydraulischer Wirkungsgrad (η Volumen) der drei in M2 untersuchten Anlagen in Abhängigkeit des spezifischen Speichervolumens (links) und des Überlaufvolumens (rechts). Die Fehlerbalken zeigen Minimum und Maximum der ausgewerteten Ereignisse.

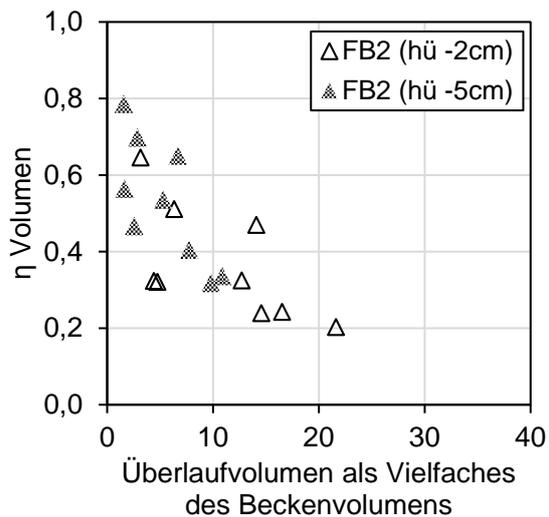


Abbildung 3.27: Hydraulischer Wirkungsgrad (η Volumen) des FB2 in Abhängigkeit des Überlaufvolumens ausgehend von einer Reduzierung der gemessenen Überfallhöhe um 2 und 5 cm.

Die sich für die weiteren stofflichen Parameter ergebenden Gesamtwirkungsgrade sind in Tabelle 3.40 zusammengestellt. Die Stoffauswahl unterscheidet sich von jener der Durchlaufbecken, da in den der Berechnung zugrundeliegenden Messkampagnen M2 und M3 ein unterschiedliches Parameterspektrum untersucht wurde.

Tabelle 3.40: Stoffrückhalt im untersuchten Fangbecken

Anlage	Ereignis	Gesamtwirkungsgrade η für							
		AFS	CSB	TP	TNb	NH ₄ -N	Pb	Cu	Zn
FB2	29.04.2019	0,27	0,31	0,31	0,28	0,28	0,28	0,30	0,28
FB2	20.05.2019	0,28	0,24	0,19	0,17	0,15	0,20	0,17	0,16
FB2	16.06.2019	0,58	0,58	0,49	0,40	0,38	0,45	0,42	0,42
FB2	12.07.2019	0,63	0,66	0,60	0,59	0,61	0,62	0,59	0,60
FB2	29.11.2019	0,32	0,29	0,28	0,26	0,30	0,29	0,26	0,27
Mittelwert		0,41	0,42	0,37	0,34	0,34	0,37	0,35	0,35

AFS = Abfiltrierbare Stoffe gesamt, CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf, TP = Gesamt-Phosphor, TNb = Stickstoff gebunden gesamt, NH₄-N = Ammonium-Stickstoff, Pb = Blei, Cu = Kupfer, Zn = Zink

3.3.5 Zusammenfassung zur Anlagenwirksamkeit

In Messkampagne M2 wurde für drei Anlagen eine ereignisbezogene Bilanzierung der zugeleiteten und entlasteten Frachten durchgeführt und Gesamtwirkungsgrade für den Stoffrückhalt berechnet, um eine stichprobenartige Überprüfung der Reinigungsleistung der Mischwasserbehandlung zu ermöglichen. Dazu wurden weitere Feststoffsammler im Anlagenzulauf eingerichtet.

Um ausreichende Feststoffmengen für eine Korngrößenfraktionierung und zur Berechnung der Frachten für die Feinfraktion < 63 μm zur Verfügung zu haben, wurden zusätzlich zu den homogenisierten Mischproben (M1) abgesetzte Feststoffproben aus den Feststoffsammlern entnommen. Diese erlaubten auch eine weitere Charakterisierung der Feststoffe in Bezug auf Korngrößenverteilung, Organikgehalt und Schadstoffbelastung. Der Anteil feiner Feststoffe < 63 μm lag im Median über alle Proben bei 80 %. Vom Zulauf bis zum Überlauf der Durchlaufbecken steigt der Anteil < 63 μm an, während größere Anteile durch die Sedimentation überwiegend zurückgehalten werden. Im Überlauf des Fangbeckens fanden sich vergleichsweise höhere Anteile der Fraktion 63 – 2000 μm . Die größere Fraktion setzte sich an allen Anlagen zu- wie überlaufseitig überwiegend aus organischen Partikeln zusammen (Glühverlust um 75 %). Die Feststoffe < 63 μm waren signifikant höher mit Phosphor und den drei Schwermetallen Blei, Kupfer und Zink beladen. Die Ergebnisse bestätigen die Eignung des Zielparameters AFS63 aus DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf). Die Feststofffraktion < 63 μm ist an allen Anlagen in hohen Anteilen vorzufinden und stellt gleichzeitig die kritischste Fraktion für die Abtrennung mittels Sedimentation dar. Damit bildet der Parameter eine geeignete Vergleichsbasis für die Anlagenwirksamkeit. Weiterhin unterstreicht die in Relation zu den größeren Fraktionen hohe Schadstoffbelastung die Relevanz für den Gewässerschutz.

Die Gesamtwirkungsgrade für den Rückhalt von Feststoffen < 63 μm der zwei Durchlaufbecken bewegten sich im Mittel um 70 %. Ein wesentlicher Anteil des Stoffrückhalts ist der Weiterleitung des Drosselabflusses an die Kläranlage zuzuordnen. Dies ist als Vorteil der Entlastungsbauwerke im Mischsystem gegenüber den Einleitungsbauwerken im Trennsystem anzusehen, aus denen kein Drosselabfluss in die Kläranlage weitergeleitet wird. Die Regenwasserbehandlung beschränkt sich im Trennsystem auf Speicher- und ggf. Sedimentationswirkung.

Die Frachtbilanz für das Fangbecken erfolgte auf Basis der in M3 mit einem automatischen Probenehmer im Zulaufgerinne der Anlage gemessenen Konzentrationsganglinie. Dieser Ansatz war nur bei einem Teil der Ereignisse erfolgreich. In einigen Fällen reichte

die maximale Beprobungsdauer des Probenehmers nicht aus, um Einstau- und Entlastungsphase abzudecken und zumeist musste die Konzentrationsganglinie extrapoliert werden. Dies verdeutlicht die Wichtigkeit langer Beprobungsdauern für eine vollständige Frachtbilanz. Der Gesamtwirkungsgrad des Fangbeckens lag bei für diesen Beckentyp idealtypischen Ereignissen mit ausgeprägtem Spülstoß und geringem Gesamtvolumen um 60 %. Bei höheren Entlastungsvolumen betrug der Wirkungsgrad um 30 %. Prägend für den Stoffrückhalt war der Volumenrückhalt durch Speicherung sowie Weiterleitung des Drosselabflusses zur Kläranlage und damit der rein hydraulische Wirkungsgrad. Die Unterschiede zwischen den Anlagentypen waren weniger auf die fehlende Sedimentationswirkung des Fangbeckens zurückzuführen, als auf einen niedrigeren Volumenrückhalt, bedingt durch ein geringeres spezifisches Speichervolumen und eine niedrigere Drosselabflussspende. Dies bestätigte sich auch bei Berücksichtigung möglicher Messfehler der Überlaufmessung in der Berechnung.

Vor dem Hintergrund der Anforderungen des Regelwerks (DWA-A 102/BWK-A 3 Entwurf) sind die an beiden Beckentypen ermittelten Wirkungsgrade als gut einzuordnen. Unter Annahme des Rechenwertes für den Stoffabtrag stark belasteter Flächen von $760 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ im gesamten Einzugsgebiet (ungünstigster Fall) wäre ein Wirkungsgrad von ca. 60 % ausreichend, um den zulässigen Frachtaustrag von $280 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ zu erreichen.

3.4 Ereignisdynamik (M3)

In Messkampagne M3 wurden zeitlich aufgelöst Proben von Einstau- und Entlastungsereignissen an ausgewählten Mischwasserbehandlungsanlagen gewonnen. Dazu wurden an zwei Durchlaufbecken, einem Fangbecken und einem Stauraumkanal insgesamt fünf zusätzliche Messstellen mit automatischen Probenehmern eingerichtet. Diese wurden bei Beginn des Beckeneinstaus oder Überlaufs aktiviert und nahmen anschließend zeitproportional Proben.

Die für Anlagenzuläufe und -überläufe zusammengefassten Messwerte werden in 3.4.3 in Relation zu den Entlastungskonzentrationen aus M1 gesetzt und die Maximalkonzentrationen (Ammonium) hinsichtlich ihrer ökotoxikologischen Bedeutung diskutiert. Die Konzentrationsganglinien der drei Beckentypen werden in 3.4.4 separat dargestellt und verglichen. Zur Einschätzung von Trockenwetterkonzentrationen an den untersuchten Anlagen wurden Stichproben sowie Zulaufwerte von Kläranlagen ausgewertet (3.4.5). In 3.4.6 sind die wesentlichen Ergebnisse der Messkampagne zusammengefasst.

3.4.1 Probenahme

Die Messkampagne M3 wurde an FB2 mit Inbetriebnahme des automatischen Probenehmers im September 2018 gestartet. Die Messstelle befand sich im Zulaufgerinne des Beckens. Unter der Annahme, dass bei anspringendem Beckenüberlauf turbulente Bedingungen im Gerinne herrschen, kann die Konzentrationsganglinie ab diesem Zeitpunkt auch als Überlaufganglinie betrachtet werden.

Die Probenahme wurde jeweils durch den Beginn des Einstaus des Beckens aktiviert. Nachdem bei den ersten drei Probenahmen ausschließlich Einstauphasen erfasst wurden und der Probenehmer vor dem Überlaufbeginn gefüllt war, wurde die Konfiguration von 10-Minuten-Mischproben auf 15-Minuten-Mischproben angepasst, um eine längere Beprobungsdauer zu ermöglichen. Trotz intensiver Betreuung durch das Betriebspersonal war es auch im Anschluss nicht in allen Fällen möglich, ausschließlich Ereignisse mit Überlauf zu selektieren. Einen Überblick der beprobten Teileinstau- und Entlastungsergebnisse zeigt Tabelle 3.41.

Tabelle 3.41: Probenahmen M3 am Fangbecken FB2

Anlage	Beprobte Ereignisse	Probenahme	Probenehmerflaschen ¹⁾	
			Zulauf	Überlauf
FB2	Teileinstau 19.09.2018	24.09.2018	11	
	Teileinstau 21.09.2018		1	
FB2	Einstau 28.10.2018	30.10.2018	24 ²⁾	
FB2	Einstau 02.12.2018	03.12.2018	24 ²⁾	
FB2	Einstau + Überlauf 29.04.2019	30.04.2019	24	
FB2	Teileinstau 20.05.2019a	22.05.2019	5	
	Einstau + Überlauf 20.05.2019b		19	
FB2	Teileinstau 12.06.2019a	16.06.2019	6	
	Teileinstau 12.06.2019b		7	
	Einstau + Überlauf 16.06.2019		11	
FB2	Einstau + Überlauf 12.07.2019	13.07.2019	12	
FB2	Teileinstau 04.10.2019a	07.10.2019	10	
	Einstau 04.10.2019b		14	
FB2	Teileinstau 29.11.2019a	02.12.2019	18	
	Einstau + Überlauf 29.11.2019b		6	

¹⁾ Ein Teil der Proben wurde in der Entleerungsphase gezogen und nicht für die Auswertung berücksichtigt.

²⁾ Flaschen 13-18 und 19-24 für Analytik gemischt.

Zwei Durchlaufbecken wurden mit automatischen Probenehmern ausgestattet. Am DB2 wurden zu- und überlaufseitig Probenehmer installiert, am DB5 wurde nur der Überlauf erfasst. Einen Überblick der beprobten Ereignisse zeigt Tabelle 3.42.

Tabelle 3.42: Probenahmen M3 an den Durchlaufbecken DB2 und DB5

Anlage	Beprobte Ereignisse	Probenahme	Probenehmerflaschen	
			Zulauf	Überlauf
DB2	Einstau + Überlauf 11.05.2019	13.05.2019	12	12
DB2	Einstau + Überlauf 01.10.2019	02.10.2019	12	12
DB5	Überlauf 12.08.2019	13.08.2019	-	10
DB5	Überlauf 09.10.2019	10.10.2019	-	9

An dem Stauraumkanal SK2 wurde eine Reihe von Entlastungsergebnissen mit einem automatischen Probenehmer im Überlauf erfasst (Tabelle 3.43). Zulaufseitig konnte an der Anlage keine geeignete Probenahmestelle identifiziert werden, da bis kurz vor den Überlauf seitliche Zuleitungen in den Kanal erfolgen.

Tabelle 3.43: Probenahmen M3 am Stauraumkanal SK2

Anlage	Beprobte Ereignisse	Probenahme	Probenehmer- flaschen
SK2	Überlauf 20.05.2019	21.05.2019	24
SK2	Überlauf 28.05.2019	29.05.2019	24
SK2	Überlauf 01.07.2019	02.07.2019	22
SK2	Überlauf 27.07.2019	29.07.2019	13
	Überlauf 28.07.2019		11
SK2	Überlauf 02.08.2019	05.08.2019	17
SK2	Überlauf 20.08.2019	21.08.2019	24
SK2	Überlauf 04.10.2019	07.10.2019	5
	Überlauf 05.10.2019		19
SK2	Überlauf 30.10.2019a	04.11.2019	4
	Überlauf 30.10.2019b		20
SK2	Überlauf 29.11.2019a	02.12.2019	14
	Überlauf 29.11.2019b		10

3.4.2 Qualitätssicherung Probenahme

Zur Qualitätssicherung bei der Beprobung mit automatischen Probenehmern wurde deren Dosiermenge je Teilprobe bei der Installation vor Ort jeweils fünffach mit einem Messzylinder überprüft, sowie bei Probeneingang im Labor das Probenvolumen je Flasche dokumentiert. Der Sollwert von 900 ml pro Flasche am DB2 und DB5 und 1.000 ml am SK2 und FB2 wurde bei allen Ereignissen erreicht. Ausnahmen in einzelnen Probenflaschen konnten entsprechenden Ereignisunterbrechungen zugeordnet werden.

3.4.3 Analyseergebnisse und Maximalkonzentrationen

Tabelle 3.44 und Tabelle 3.45 zeigen die für alle Zulaufproben und alle Überlaufproben (inkl. Proben aus dem Zulaufgerinne des Fangbeckens bei Überlauf) jeweils zusammengefassten statistischen Kenngrößen der gemessenen Konzentrationen. Für alle untersuchten Stoffe sind im Zulauf um 35 – 90 % höhere Mediankonzentrationen als im Überlauf festzustellen.

Die mittleren Überlaufkonzentrationen sind sehr gut mit den in M1 erhobenen Daten vergleichbar (Abbildung 3.28). In den meisten Fällen decken die für eine größere Anzahl von Anlagen und Ereignissen erhobenen Ergebnisse aus M1 eine höhere Variabilität der Konzentrationen ab. Für AFS, CSB und die drei Schwermetalle Pb, Cu und Zn wurden in M1 auch höhere Maximalkonzentrationen und ein höheres 90 %-Perzentil ermittelt. Für Stickstoff und Phosphor sind die Werte sehr ähnlich. Zu berücksichtigen ist, dass die in M3 erhobenen Daten auf 10-, 15- und 18-Minuten-Mischproben basieren. Je nach Emissionsmuster und Umweltverhalten betrachteter Stoffe wären bei feinerer zeitlicher Auflösung höhere Maximalkonzentrationen denkbar.

Die gute Übereinstimmung der mit einer zweiten, von den Feststoffsammlern unabhängigen und konventionellen Probenahmetechnik erhobenen Ergebnissen aus M3 ist als weiterer Beleg für die Belastbarkeit der in M1 erhobenen mittleren Konzentrationsbereiche anzusehen.

Die maximale im Überlauf gemessene Ammonium-Stickstoff Konzentration betrug 15 mg/l, entsprechend einer Ammonium-Konzentration von 19,3 mg NH₄⁺/l. Die Toxizität von NH₄⁺ ist primär der nicht ionisierten Form Ammoniak NH₃ zuzuordnen. Das Dissoziationsgleichgewicht zwischen beiden Spezies ist von Temperatur, pH und Salzgehalt abhängig. Daher sind keine pauschalen Aussagen über ökotoxikologische Wirkungen der gemessenen Entlastungskonzentrationen möglich (Randall und Tsui 2002). Die gemessene Maximalkonzentration ergibt bei pH 7 und 20 °C rechnerisch jedoch NH₃-Konzentrationen in Höhe des in ECHA (2020b) ausgewiesenen niedrigsten akuten Endpunktes für Fische (LC50: 0,068 mg NH₃/l). In einem Konzentrationsbereich von 0,02 mg NH₃/l sind chronische Effekte auf aquatische Organismen zu erwarten (ECHA 2020b). Dieser wird bei pH 7 und 20 °C von 25 % der Messwerte erreicht (75 %-Perzentil 3,7 mg NH₄-N/l).

Tabelle 3.44: Statistische Kennwerte der Konzentrationen in M3-Zulaufproben

Parameter	Einheit	n	Anteil > BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
pH		150		6,2	6,6	6,7	6,7	6,9	7,4	0,041
LF	µS/cm	150		73	130	180	210	270	720	0,52
AFSges	mg/l	148	0,97	8,2	31	62	82	110	730	1,1
CSB	mg/l	149	1	20	38	80	110	150	1.000	1
TNb	mg/l	143	1	2,4	5,3	8,1	9,3	12	33	0,56
NH ₄ -N	mg/l	143	1	0,63	2,2	4,1	5,1	7,6	22	0,69
TP	mg/l	143	1	0,35	0,73	1,2	1,6	2	9,6	0,83
Pb	µg/l	128	1	1,2	3,1	4,2	5,8	6,4	60	1,1
Cu	µg/l	128	1	21	45	57	68	77	330	0,61
Zn	µg/l	128	1	74	120	160	190	220	860	0,56

Tabelle 3.45: Statistische Kennwerte der Konzentrationen in M3-Überlaufproben

Parameter	Einheit	n	Anteil > BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
pH		291		4,2	6,4	6,6	6,6	6,7	7,2	0,046
LF	µS/cm	291		2,4	120	160	170	200	720	0,44
AFSges	mg/l	291	0,99	7,9	27	40	50	61	260	0,7
CSB	mg/l	291	1	12	32	52	66	81	440	0,8
TNb	mg/l	268	1	2,4	4,7	6	7,3	8,8	22	0,53
NH ₄ -N	mg/l	294	1	0,63	1,7	2,4	3,2	3,7	15	0,73
TP	mg/l	291	1	0,26	0,59	0,86	1	1,2	9,5	0,74
Pb	µg/l	286	1	0,55	1,5	2,2	3	3,5	21	0,81
Cu	µg/l	286	1	19	30	38	40	46	97	0,33
Zn	µg/l	286	1	59	89	110	120	140	410	0,39

RSD = Relative Standardabweichung

pH = pH-Wert, LF = Leitfähigkeit, AFSges = Abfiltrierbare Stoffe gesamt, CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf, TNb = Stickstoff gebunden gesamt, NH₄-N = Ammonium-Stickstoff, TP = Phosphor gesamt, Pb = Blei, Cu = Kupfer, Zn = Zink.

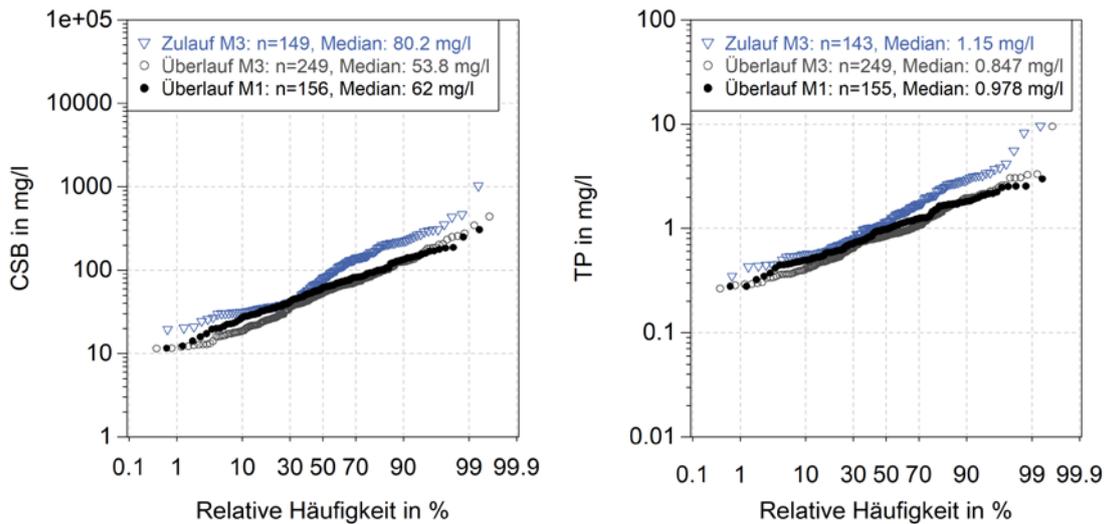


Abbildung 3.28: Vergleich der Verteilung der in M1 und M3 an Zu- und Überläufen gemessenen Konzentrationen von CSB und Gesamt-Phosphor (TP)

3.4.4 Vergleich der Beckentypen

Fangbecken

Abbildung 3.29 zeigt den Verlauf der AFS-Konzentration gemeinsam mit hydraulischen Messgrößen für ein exemplarisch gewähltes Ereignis. Während der Beckenfüllung stieg der Füllstand über dem Pumpensumpf über einen Zeitraum von rund drei Stunden von ca. 1,2 m (leeres Becken) bis auf ca. 4,3 m (Überlaufbeginn) an. Die AFS-Konzentration sank in dieser Zeit von mehr als 250 mg/l auf ein Niveau unterhalb 100 mg/l. Der erste höher belastete Spülstoß wurde erfolgreich in der Beckenkammer eingefangen. Gleichzeitig ist nach Beginn des Beckenüberlaufs ein zweiter, mit der Abflussganglinie korrespondierender Konzentrationspeak zu erkennen. Dies veranschaulicht den Zusammenhang zwischen Hydraulik und partikulärem Stofftransport.

Für eine generellere Betrachtung der Konzentrationsdynamik im Zulauf des Fangbeckens während der Beckenfüllung wurden alle in Tabelle 3.41 zusammengestellten Teileinstauereignisse und Einstauphasen von Entlastungsereignissen ausgewertet (Abbildung 3.30). Für alle untersuchten Parameter zeigt sich eine ausgeprägte Dynamik. Trotz der zu beobachtenden Variabilität zwischen den Ereignissen sind für AFS, CSB, sowie die drei Schwermetalle Pb, Cu und Zn, qualitativ vergleichbare Verläufe mit Maximalkonzentrationen zu Beginn der Ereignisse und einem schnellen Rückgang der Konzentrationen bis auf das aus M1 bekannte Niveau festzustellen. Für AFS wird das Konzentrationsniveau meist nach ca. 30 – 60 min erreicht. Die Nährstoffe TP, TNb und der in M1 nicht untersuchte Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) zeigen einen vergleichbaren, aber etwas weniger deutlich ausgeprägten Konzentrationsverlauf. Die beobachtete Konzentrationsdynamik im Zulauf während der Beckenfüllung entspricht der allgemeinen Erwartung für das Einzugsgebiet eines Fangbeckens.

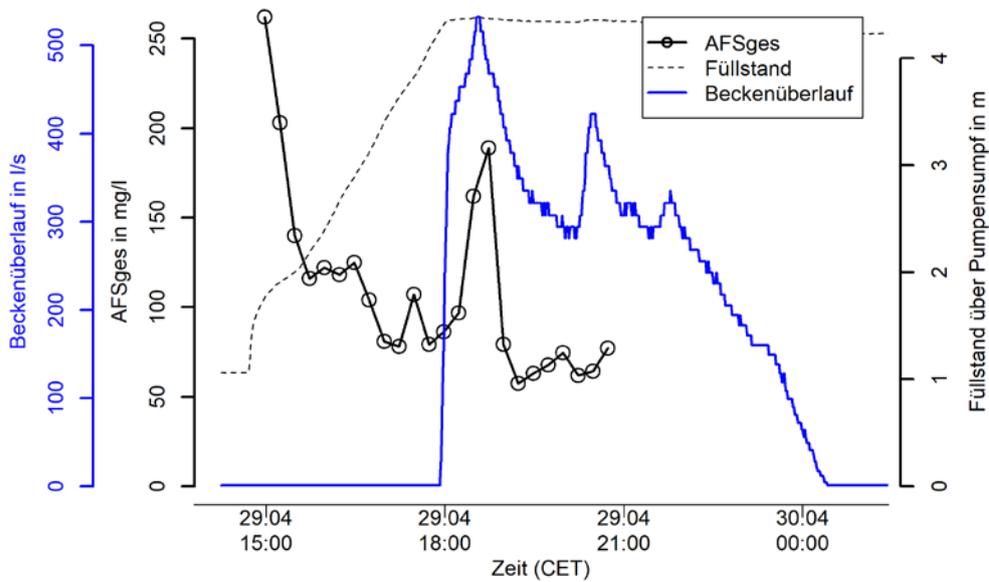


Abbildung 3.29: Ganglinien des Beckenfüllstands über dem Pumpensumpf, des Abflusses am Beckenüberlauf und der AFS-Konzentration während Überlaufereignissen am 29.04. und 20.05.2019 am FB2.

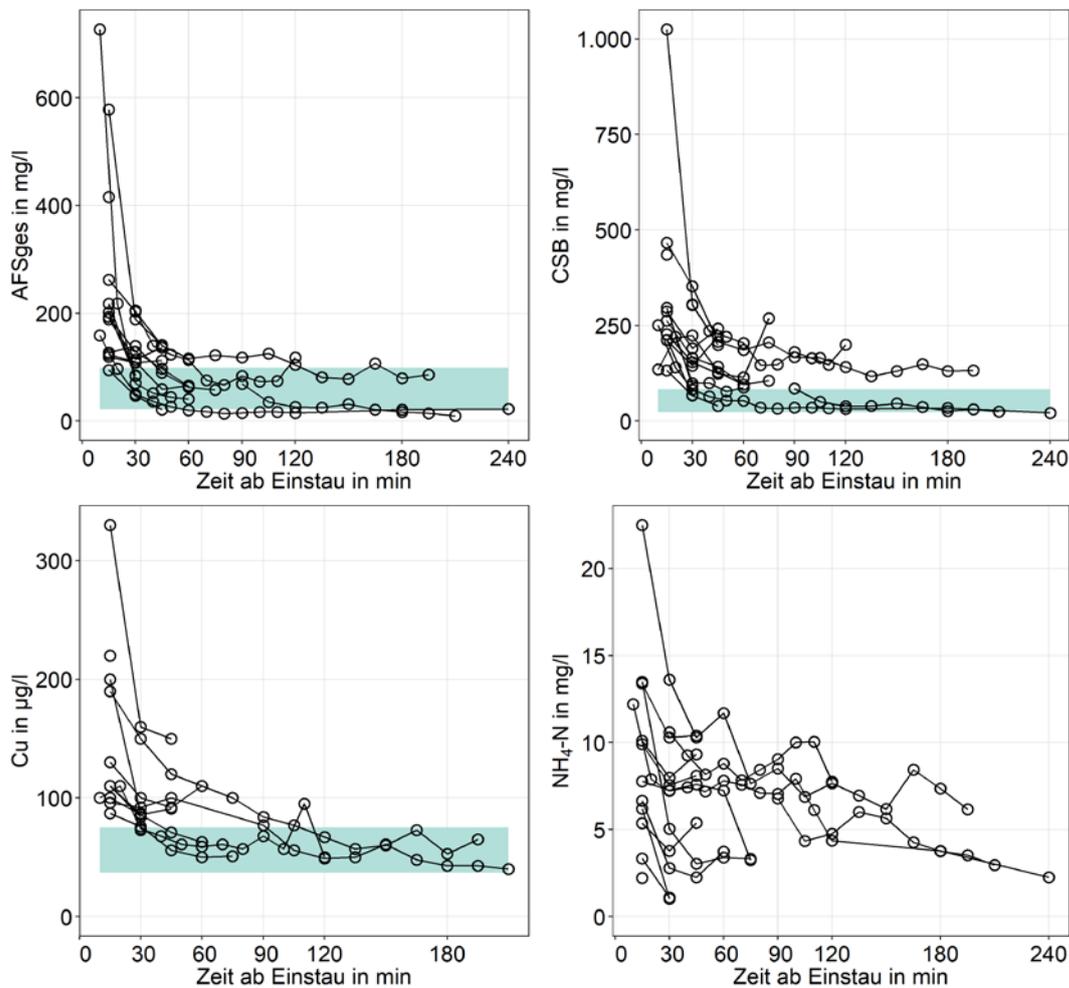


Abbildung 3.30: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges), von CSB, Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) und von Kupfer (Cu) ab Einstaubeginn im Zulaufgerinne des FB2. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.

Für Einstau- und Teileinstauereignisse mit ≥ 5 Messwerten wurden $m(V)$ -Kurven ausgewertet (Abbildung 3.31). Diese stellen die kumulierte Fracht (m) in Abhängigkeit des kumulierten Volumens (V) dar, jeweils normiert auf die Gesamtfracht bzw. das Gesamtvolumen. Ein Verlauf oberhalb der 1:1 Linie deutet das Vorliegen eines Spülstoßes an. Dessen Ausprägung lässt sich beispielsweise durch den Frachtanteil beurteilen, der mit den ersten 30 % des Volumens transportiert wird. Es zeigt sich eine merkliche Streuung zwischen den Ereignissen. Im Mittel wird jedoch für alle Parameter mit den ersten 30 % des Volumens etwa 40 – 60 % der Fracht transportiert.

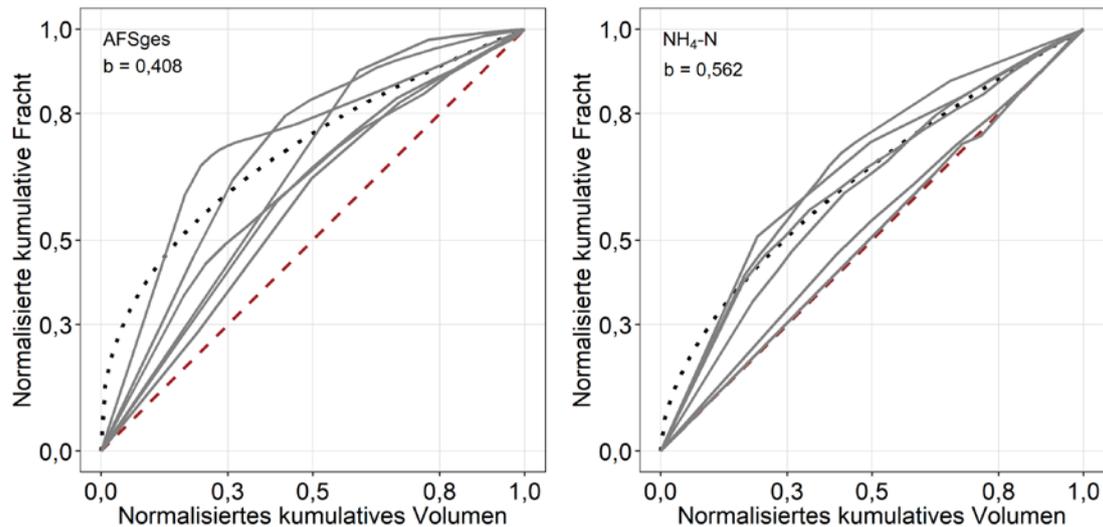


Abbildung 3.31: Verläufe der kumulierten Frachten der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges, links) und von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$, rechts) in Abhängigkeit der kumulierten Volumen ab Einstaubeginn im Zulaufgerinne des FB2. Die gepunktete Linie zeigt eine angepasste Potenzfunktion mit $m = V^b$.

Die Konzentrationsdynamik im Überlauf des Fangbeckens wurde anhand der in Tabelle 3.41 zusammengestellten Überlaufereignisse ausgewertet (Abbildung 3.32). Im Vergleich zur Einstauphase zeigt sich eine verringerte Dynamik. Die gemessenen Konzentrationen liegen im Bereich der Ereignismischproben aus M1.

Für die Überlaufereignisse berechnete $m(V)$ -Kurven bewegen sich nahe der 1:1 Linie (Abbildung 3.33). Die Differenzen zwischen den kumulierten Fracht- und Volumenganglinien sind reduziert. Im Mittel werden mit den ersten 30 % des Volumens 20 – 40 % der Fracht transportiert.

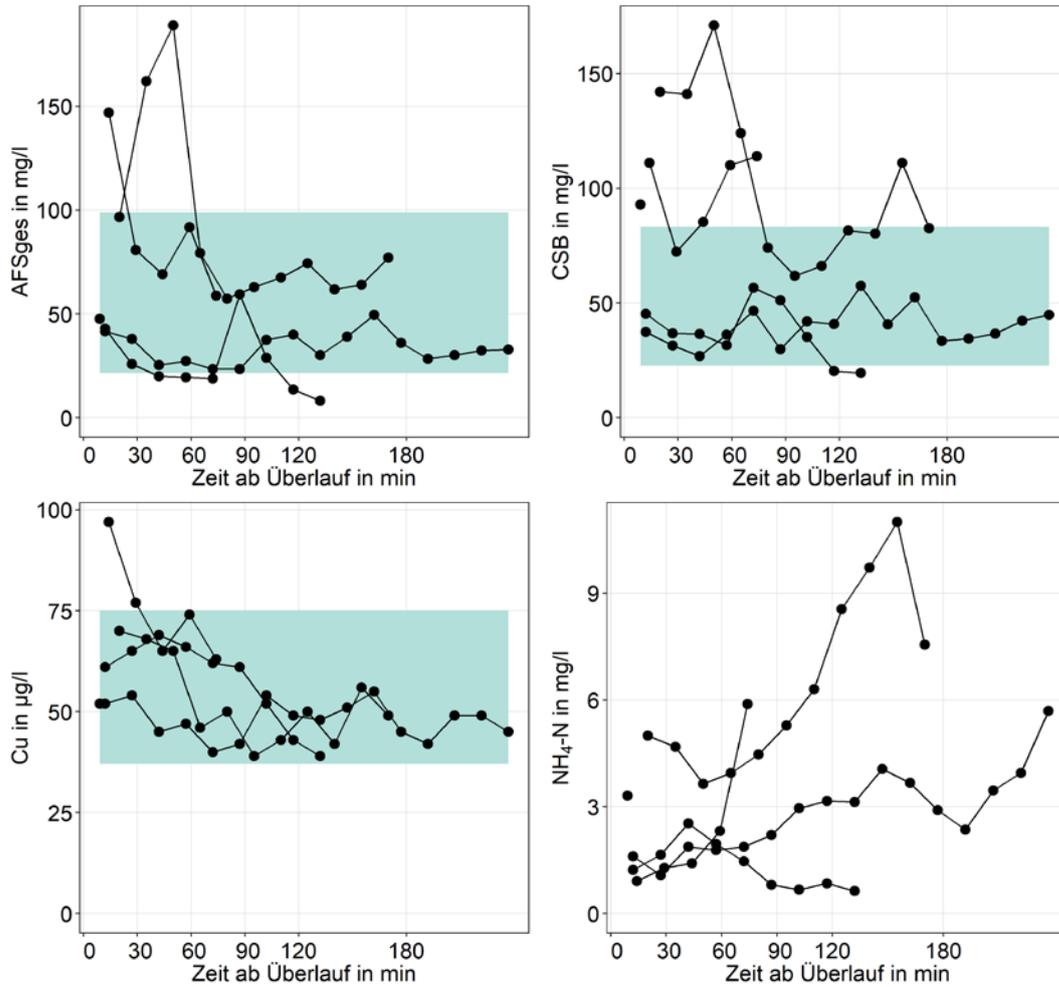


Abbildung 3.32: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges), von CSB, Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) und von Kupfer (Cu) ab Überlaufbeginn im Zulaufgerinne des FB2. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.

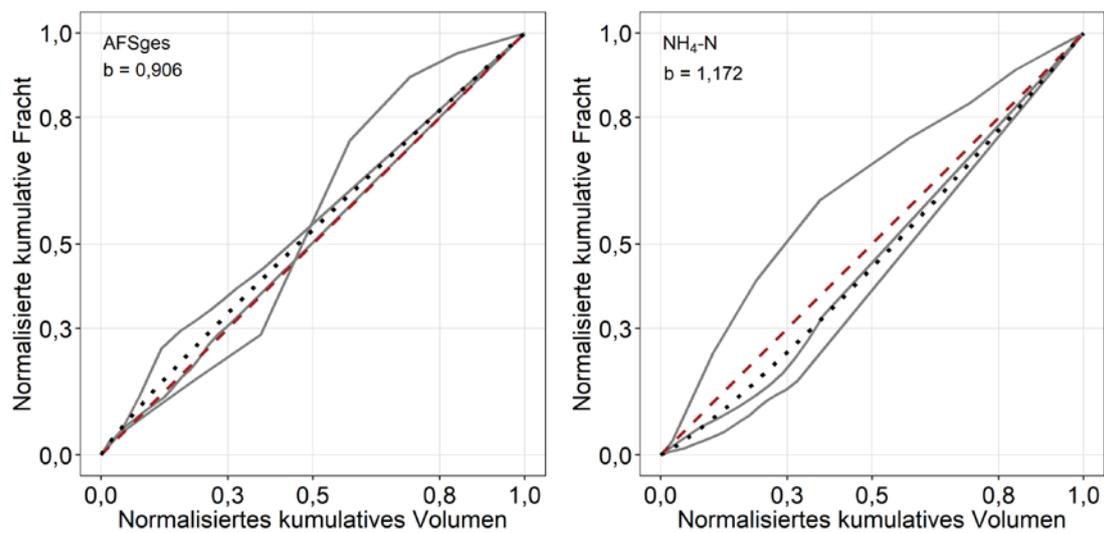


Abbildung 3.33: Verläufe der kumulierten Frachten der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges, links) und von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N, rechts) in Abhängigkeit der kumulierten Volumen ab Überlaufbeginn im Zulaufgerinne des FB2. Die gepunktete Linie zeigt eine angepasste Potenzfunktion mit $m = V^b$.

Durchlaufbecken

Exemplarisch für partikuläre und gelöste Stoffe sind in Abbildung 3.34 und Abbildung 3.35 die Konzentrationsverläufe von AFS und $\text{NH}_4\text{-N}$ dargestellt. Bereits im Anlagenzulauf (DB2) ist im Vergleich mit dem Fangbecken eine geringere Variabilität für AFS zu beobachten. Dieses Verhalten zeigt sich gleichermaßen für CSB, die Nährstoffe und die Schwermetalle. Es kann auf die Charakteristik der jeweils beprobten Einzelereignisse zurückzuführen sein, entspricht jedoch der Erwartungshaltung, dass bei Durchlaufbecken, die in der Regel für größere und flachere Einzugsgebiete eingesetzt werden, ein nivellierender Effekt des Einzugsgebietes auf die Stoffkonzentrationen zu beobachten ist.

Für die Überlaufkonzentration aller partikulär transportierten Stoffe sollte die Sedimentationskammer einen weiteren nivellierenden und reduzierenden Einfluss haben. Auch dieser ist an den beiden Ereignissen am DB2 zu erkennen (Abbildung 3.34).

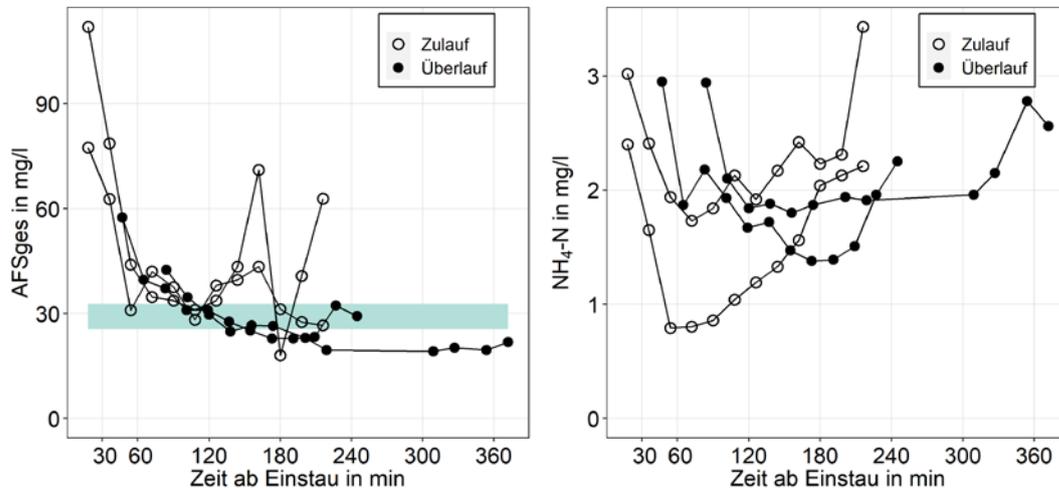


Abbildung 3.34: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges) und von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) ab Einstaubeginn im Zu- und Überlauf des DB2. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.

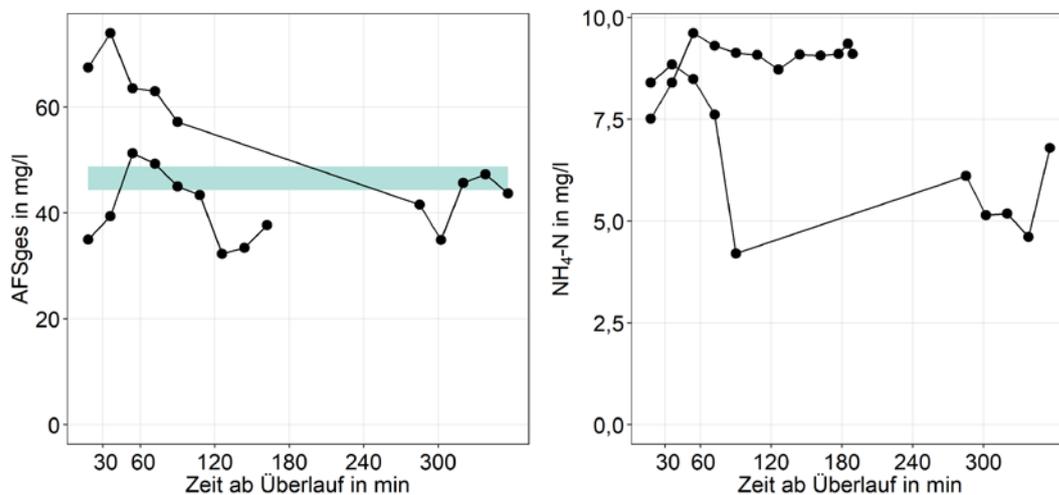


Abbildung 3.35: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges) und von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) ab Überlaufbeginn im Überlauf des DB5. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.

Stauraumkanal

Abbildung 3.36 zeigt die zeitlich übereinander projizierten Konzentrationsverläufe für AFSges und $\text{NH}_4\text{-N}$. Im Überlauf des Stauraumkanals herrscht eine höhere Variabilität der Konzentrationen als bei den Durchlaufbecken. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass mehr Ereignisse beprobt werden konnten als an den Durchlaufbecken, stützt jedoch die in 3.2.8 formulierte und anhand des M1-Datensatzes nicht nachweisbare Arbeitshypothese einer höheren Variabilität von Feststoffen und partikulär transportierten Stoffen in Stauraumkanälen aufgrund der möglichen Remobilisierung von Ablagerungen.

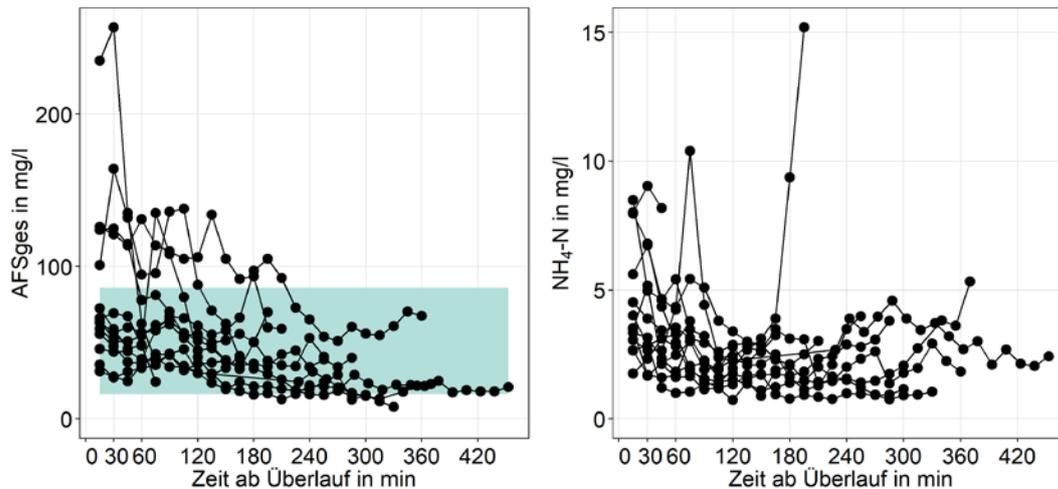


Abbildung 3.36: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges) und von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) ab Überlaufbeginn im Überlauf des SK2. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.

3.4.5 Trockenwetterkonzentrationen

Zur Einschätzung der Trockenwetterkonzentrationen an den untersuchten Anlagen wurden bei Trockenwetter stichprobenartig Schöpfproben aus den Zulauf- bzw. Trennbauwerken untersucht. Diese nur in begrenztem Umfang durchgeführte Beprobung diente einer orientierenden, qualitativen Einschätzung der Konzentrationen im Trockenwetterabfluss und wurde nicht dem Anspruch einer repräsentativen Beprobung von Tages-, Wochen- und Jahresgängen gerecht. Der Großteil der Proben wurde in den Monaten April – November und bedingt durch die Arbeitszeiten des Betriebspersonals an den Werktagen Montag bis Donnerstag zwischen 8:00 und 14:00 Uhr genommen und bildet somit eher den oberen Bereich üblicher zeitlicher Konzentrationsschwankungen ab. Tabelle 3.46 zeigt eine Zusammenfassung der Stichprobenanalyse.

Tabelle 3.46: Mediankonzentrationen der Trockenwetterstichproben

Anlage	Anzahl Proben	AFS-ges mg/l	CSB mg/l	TNb mg/l	NH ₄ -N direkt ²⁾ mg/l	NH ₄ -N Lab. ³⁾ mg/l	TP mg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
DB1	5	137	502	43,1	31,7	33,5	5,2	2,2	34,5	155
DB2	5	277	811	58,8	30,4	35,4	6,91	2,9	59	160
DB3	1	397	880	75,1	37,5	47,5	10	2,9	56	230
DB4	2	281	766	81,1	27,1	73,8	10,5	4,1	57,5	275
DB5	1	357	962	93,7	39	63,4	21,6	4,3	63	250
DB6	2	336	718	79,6	-	64,2	10,3	2,8	39	275
FB1	4	346	1040	76,2	54	60,8	13,6	2,8	77	240
FB2	5	379	917	61,4	37,6	45,2	8,66	2,7	62	270
SK1	5 ¹⁾	300	867	64	42	42	9,34	- ¹⁾	- ¹⁾	- ¹⁾
SK2	5	334	533	77,2	52	59,4	11,4	2,9	47	285
Median		335	839	75,7	37,6	53,5	10,2	2,9	58	250

AFSges = Abfiltrierbare Stoffe gesamt, CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf, TNb = Stickstoff gebunden gesamt, NH₄-N = Ammonium-Stickstoff, TP = Phosphor gesamt, Pb = Blei, Cu = Kupfer, Zn = Zink

¹⁾ Probenahme und Analyse durch den Anlagenbetreiber (24 h-Mischproben). Keine Metallanalytik.

²⁾ Analyse unmittelbar nach Entnahme im Labor der Kläranlage oder per Schnelltest vor Ort.

³⁾ Analyse nach Eingang der Probe im Labor des KIT-IWG.

Um den Einfluss des Probenversands auf die Ergebnisse für Ammonium zu prüfen, wurden die Proben soweit möglich sowohl unmittelbar nach Entnahme im Labor der Kläranlage oder per Schnelltest vor Ort analysiert, als auch nach Eingang der Probe im Labor des KIT-IWG. Die Konzentration stieg auf dem Transportweg durch die fortschreitende Ammonifikation an (Umwandlung organischen Stickstoffs in Ammoniak und dessen Lösung zu Ammonium-Ionen). NH₄-N-Konzentrationen in kommunalem Abwasser liegen typischerweise zwischen 30 und 50 mg/l (DWA Bayern 2011). Niedrigere Konzentrationen können durch hohe Anteile von Fremdwasser oder gewerblichem Abwasser bedingt sein. Die Analyseergebnisse fallen jedoch plausibel in die genannte Größenordnung.

Für die endständigen Becken (DB3, DB4, DB5, SK1) oder solche in geringer Entfernung zum Kläranlagenzulauf (DB6, FB1) wurden für eine robuste Einschätzung der Trockenwetterkonzentrationen Betriebsdaten der Kläranlagen angefragt. Für diese Anlagen wurde eine Auswertung der Trockenwettertage für die Jahre 2016 – 2018 auf Basis des gleitenden 21-Tage-Abflussminimums nach ATV-A 198 (2003) durchgeführt. Alle an Trockenwettertagen verfügbaren Messwerte für CSB, Stickstoff, Ammonium und Phosphor wurden zusammengefasst (Tabelle 3.47). In den meisten Fällen waren Messwerte für Gesamt-Stickstoff (N_{ges}) verfügbar. Im Vergleich mit dem in dieser Untersuchung analysierten gebundenen Gesamt-Stickstoff (TNb), fehlt partikulärer Stickstoff. Messwerte der Kläranlage, der das DB6 zugeordnet ist, beziehen sich nur auf den anorganischen Stickstoff (N_{ges.anorg}), d.h. Ammonium-, Nitrat- und Nitrit-Stickstoff, ohne organischen sowie partikulären Stickstoff. Der Vergleich der Kläranlagenzulaufdaten mit den Stichproben zeigt, dass letztere die mittleren Konzentrationen wie erwartet tendenziell überschätzen.

Tabelle 3.47: Mittlere Konzentrationen (mg/l) im Kläranlagenzulauf an Trockenwettertagen in 2016 – 2018.

Parameter	Anlage	n	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max	RSD
CSB	DB3	74	460	608	679	668	715	990	0,15
CSB	DB4	62	342	569	668	655	750	892	0,21
CSB	DB5	71	400	490	570	570	630	830	0,184
CSB	DB6	690	226	457	516	509	568	716	0,158
CSB	FB1	159	150	388	540	641	857	2.710	0,583
CSB	SK1	95	210	458	533	530	600	978	0,208
N _{ges}	DB3	74	46,7	66,6	71,7	71,3	76,9	87,5	0,106
N _{ges}	DB4	62	32	54	63	61,7	69,9	79	0,182
N _{ges}	DB5	68	38	57,8	65	66,5	74,2	103	0,203
N _{ges.anorg}	DB6	677	15,2	23,1	26,2	25,8	29,1	34,2	0,155
N _{ges}	FB1	159	7	52,5	67	69,8	83	138	0,373
N _{ges}	SK1	95	34	57	65	63,8	71	83	0,152
NH ₄ -N	DB6	686	15	23	26	25,5	29	34	0,158
NH ₄ -N	FB1	159	5,3	30,9	39	41,7	49,8	94,2	0,416
NH ₄ -N	SK1	95	27	38	42	42,2	46	58	0,147
TP	DB3	74	6,47	8,3	9,1	8,97	9,64	11,3	0,108
TP	DB4	62	5,2	8,45	9,7	9,81	10,9	15,3	0,221
TP	DB5	62	6,9	8,43	9,3	15,8	10,8	79	1,16
TP	DB6	688	2,56	4,39	4,96	4,95	5,46	9,71	0,166
TP	FB1	159	0,77	7,35	9,8	11,2	14	61	0,607
TP	SK1	95	4,09	7,71	8,72	8,78	9,68	18,9	0,221

CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf, N_{ges.anorg} = Stickstoff gesamt anorganisch, N_{ges} = Stickstoff gesamt, NH₄-N = Ammonium-Stickstoff, TP = Phosphor gesamt

Am Beispiel der am DB2 beprobten Ereignisse wurde unter Verwendung der NH₄-N-Mediankonzentration bei Trockenwetter für jede Probe das Mischverhältnis von Regen- und Schmutzwasser berechnet. Die Konzentration im Regenwasser wurde dazu mit 0 mg/l angenommen. Das Mischverhältnis bewegte sich in einem plausiblen, von der Bemessung angestrebten Bereich > 7. Auf der Basis von Trockenwetter- und Regenwasserkonzentrationen können Entlastungskonzentrationen anderer Stoffgrößen über Mischungsrechnungen abgeschätzt werden. Eine verlässliche Abschätzung von Maximalkonzentrationen zur Beurteilung der Belastung des Gewässers ist auf diesem Weg nicht möglich.

3.4.6 Zusammenfassung zur Ereignisdynamik

In Messkampagne M3 wurde der zeitliche Konzentrationsverlauf bei Einstau- und Entlastungsereignissen an zwei Durchlaufbecken, einem Fangbecken und einem Stauraumkanal untersucht. Dazu wurden insgesamt fünf Messstellen mit konventionellen, automatischen Probenehmern an Zu- und Überläufen eingerichtet.

Die gemessenen Überlaufkonzentrationen sind sehr gut mit den in M1 erhobenen Daten vergleichbar. In den meisten Fällen decken die für eine größere Anzahl von Anlagen und Ereignissen erhobenen Ergebnisse aus M1 eine höhere Variabilität der Konzentrationen

ab. Die gute Übereinstimmung der mit einer zweiten, von den Feststoffsammlern unabhängigen und konventionellen Probenahmetechnik erhobenen Ergebnissen aus M3 ist als weiterer Beleg für die Belastbarkeit der in M1 erhobenen mittleren Konzentrationsbereiche anzusehen.

Die Konzentrationsverläufe im Anlagenzulauf zeigen insbesondere für die Feststoffe, aber auch alle weiteren untersuchten Stoffe, das Vorliegen eines ausgeprägteren Spülstoßes für das Fangbecken im Vergleich mit dem Durchlaufbecken, sowie ein erfolgreiches Einfangen dieses Spülstoßes für die betrachteten Ereignisse. Dies bestätigt den wasserwirtschaftlichen Ansatz, Fangbecken in Einzugsgebieten anzuordnen, in denen aufgrund von kurzen Fließzeiten ein deutlicher Spülstoß erwartet wird. Aufgrund des begrenzten Probenumfangs ist jedoch keine Verallgemeinerung dieses Befundes möglich. Im Überlauf des Fangbeckens und eines Stauraumkanals wurde eine höhere Konzentrationsvariabilität festgestellt, als an zwei Durchlaufbecken. Dies kann auf den geringeren Probenumfang für die Durchlaufbecken zurückzuführen sein, ist aber aufgrund der Sedimentationswirkung der Durchlaufbecken grundsätzlich als plausibel einzuordnen. Bei Fangbecken ist nach deren Füllung kaum eine Abschwächung möglicher weiterer Verschmutzungs-Peaks zu erwarten. Bei Stauraumkanälen ist eine Remobilisierung von Ablagerungen möglich.

3.5 Frachtberechnung

Die in Messkampagne M1 erhobenen Entlastungskonzentrationen wurden im folgenden Kapitel genutzt, um mittlere aus Mischwasserentlastungen emittierte Jahresfrachten abzuschätzen. Landesweite Stoffeinträge aus Mischwasserentlastungen wurden auf Basis einer für Bayern repräsentativen Konzentration und der urbanen Wasserbilanz aus dem Modell MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) berechnet und in Relation zu den anderen urbanen Eintragspfaden Kläranlagen und Regenwassereinleitungen gesetzt (3.5.1). Anlagenspezifische Jahresfrachten wurden auf Basis der im Untersuchungszeitraum gemessenen Entlastungsaktivität berechnet, um flächenspezifische Frachten abzuleiten. Die Verwendbarkeit der Messdaten wurde dazu im Vergleich mit den Ergebnissen von Schmutzfrachtberechnungen und vereinfachten Modellrechnungen diskutiert (3.5.2). In 3.5.3 erfolgt ein Vergleich der in diesem Vorhaben ermittelten Konzentrationen und Frachten mit den Bemessungswerten.

3.5.1 Landesweite Stoffeinträge

Im Rahmen des Vorhabens „Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen“ von Fuchs et al. (2017b) wurde das Modellierungswerkzeug MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) (Fuchs et al. 2017a) zu einem strategischen Planungsinstrument weiterentwickelt, mit dem der Ist-Zustand der Einträge in die Gewässer Deutschlands regionalisiert beschrieben werden kann. Durch die Aktualisierung der Eingangsdaten für das Modell und eine Weiterentwicklung der Modellierungsansätze (Fuchs et al. 2018) können Stoffeinträge auf der Ebene von hydrologischen Einzugsgebieten mit einer mittleren Größe von 130 km² gerechnet werden.

Zur Abschätzung der Stoffeinträge aus urbanen Eintragspfaden für Bayern wurde die urbane Wasserbilanz aus MoRE herangezogen. Um mittlere Bedingungen darzustellen,

wurden die Ergebnisse von 11 Einzeljahren (2006 – 2016) gemittelt. Das Gesamtabflussvolumen aus den urbanen Eintragspfaden betrug $2,26 \cdot 10^9$ m³/a und setzte sich zu 74,3 % aus kommunalen Kläranlagen, 14,2 % aus Regenwassereinleitungen und 11,5 % aus Mischwasserüberläufen zusammen.

Unter Verwendung des Medians der volumengewichteten Mittelwerte aus 3.2.9 wurden die Stoffeinträge aus Mischwasserentlastungen berechnet (Tabelle 3.48). Zur Berechnung der Einträge über Kläranlagenabläufe und Regenwassereinleitungen wurden Daten aus dem deutschlandweiten Kläranlagenmonitoring herangezogen (Fuchs et al. 2020c; Fuchs et al. 2020b). Für die Kläranlagenablaufkonzentration wurde ein Median aus bis zu 1.000 Einzelwerten (7-Tages-Mischproben) von 49 Kläranlagen verwendet. Da die Datenbasis für CSB und die Nährstoffe geringer war, wurden für die Abschätzung dieser Einträge mittlere Ablaufkonzentrationen in Bayern aus dem DWA-Leistungsvergleich herangezogen (DWA 2019). Für AFS wurde eine Konzentration von 10 mg/l angenommen. Für die Regenwassereinleitungen wurde ein Median aus volumengewichteten Standortmittelwerten verwendet. Dieser basierte auf 18 volumenproportionalen Ereignismischproben von 2 Regenklärbecken. Ein Vergleich der Regenwasserkonzentrationen mit Literaturwerten aus Clara et al. (2014), Nielsen et al. (2011) und Wicke et al. (2015) ergab, analog zu den für Mischwasserentlastungen verfügbaren Daten (vgl. 3.2.5), aufgrund von Unterschieden der Studiengebiete, Probenahme- und Analyseverfahren gestreute Werte, erlaubte jedoch eine Plausibilisierung der verwendeten Daten.

Im Relativvergleich tragen Mischwasserentlastungen zu 15 % der Phosphoremissionen aus dem urbanen Raum bei (Abbildung 3.37). Für die Schwermetalle Pb, Cd und Hg ist insgesamt eine hohe Relevanz der Kanalisationssysteme gegenüber der Kläranlage festzustellen, da diese überwiegend partikulär transportierten Stoffe auf der Kläranlagen gut zurückgehalten werden (Abbildung 3.38). Für die Biozide Carbendazim und Terbutryn entspricht die Verteilung der Frachten in etwa der Relation der Volumenströme, da ähnliche Konzentrationsniveaus in den drei Eintragspfaden gemessen wurden. Der schmutzwasserbürtige Stoff Triclosan wird nicht über Regenwassereinleitungen, aber zu rund 13 % der Gesamtemission über Mischwasserentlastungen eingetragen. Für die Gruppe der PAK zeigt sich wie für die Schwermetalle eine ähnlich große Bedeutung der Kanalisationssysteme, welche für die Summe PAK16 zusammen genommen 90 % der Gesamtemission ausmachen (Abbildung 3.39). Die unterschiedlichen Relationen bei den einzelnen PAK lassen sich durch die mit der Molekülgröße zunehmende Partikelaffinität und den damit verbundenen besseren Rückhalt in der Kläranlage erklären.

Die Ergebnisse bestätigen die Befunde sowohl für kleinere Gebiete durchgeführter (Launay et al. 2016a; Becouze-Lareure et al. 2019; Dittmer et al. 2020), als auch deutschlandweiter Frachtberechnungen (Fuchs und Toshovski 2016). Zusammenfassend zeigt sich, dass über Mischwasserentlastungen relevante Frachtanteile von Schwermetallen und PAK eingetragen werden. Dazu zählen uPBT⁹-Stoffe wie Quecksilber, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Benzo(b)fluoranthen und Benzo(k)fluoranthen, welche häufig für die Zielverfehlung eines guten chemischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie ursächlich sind (Kristensen et al. 2018).

⁹ Ubiquitär, persistent, bioakkumulativ und toxisch.

Tabelle 3.48: Mittlere Stoffeinträge aus Mischwasserentlastungen in die Fließgewässer Bayerns

Stoff	Fracht	Einheit	Stoff	Fracht	Einheit
Standardparameter			PAK		
AFS	16.680	t/a	NAP	6,0	kg/a
CSB	16.159	t/a	ACY	4,4	kg/a
TP	240	t/a	ACN	2,5	kg/a
TNb	1.824	t/a	FL	2,1	kg/a
Schwermetalle			PHE	14,1	kg/a
Pb	1.042	kg/a	ANT	1,8	kg/a
Cd	18	kg/a	Fluo	20,1	kg/a
Hg	3,6	kg/a	Pyr	17,2	kg/a
Ni	782	kg/a	BaA	6,8	kg/a
Fe	364.874	kg/a	Chr	10,4	kg/a
Zn	36.487	kg/a	BbF	7,3	kg/a
Cu	9.904	kg/a	BkF	3,4	kg/a
Cr	1.329	kg/a	BaP	6,0	kg/a
Bi	99	kg/a	IP	5,2	kg/a
Mo	180	kg/a	DahA	1,2	kg/a
Sb	203	kg/a	BghiP	5,7	kg/a
Sn	625	kg/a	PAK16	117	kg/a
Biozide			Benzotriazole		
CZIM	4,2	kg/a	BTR	365	kg/a
TBY	6,3	kg/a	4MBT	57	kg/a
TCS	6,0	kg/a	5MBT	57	kg/a
MCPP	8,9	kg/a	Weitere		
Pharmazeutika			MKW	68	t/a
MPL	31	kg/a	DEHP	652	kg/a
CBZ	17	kg/a	ACE	730	kg/a
DCF	63	kg/a			

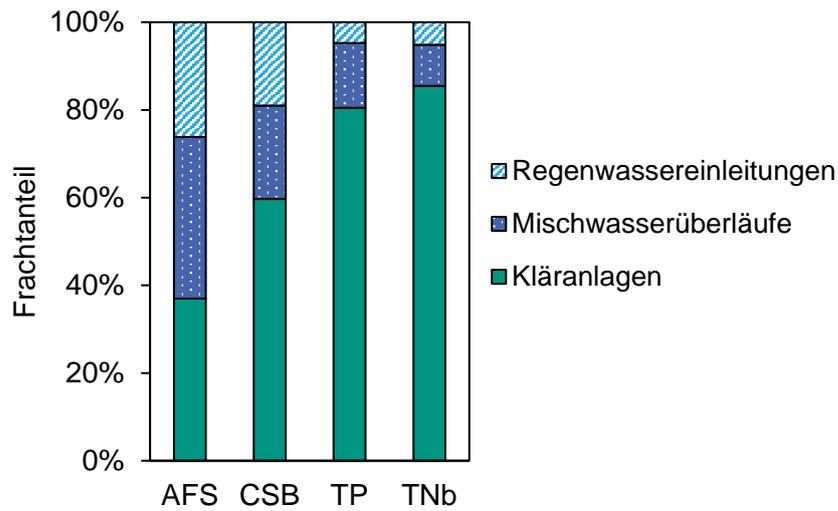


Abbildung 3.37: Mittlere jährliche Einträge von AFS, CSB, TP und TNb aus urbanen Systemen in die Fließgewässer Bayerns.

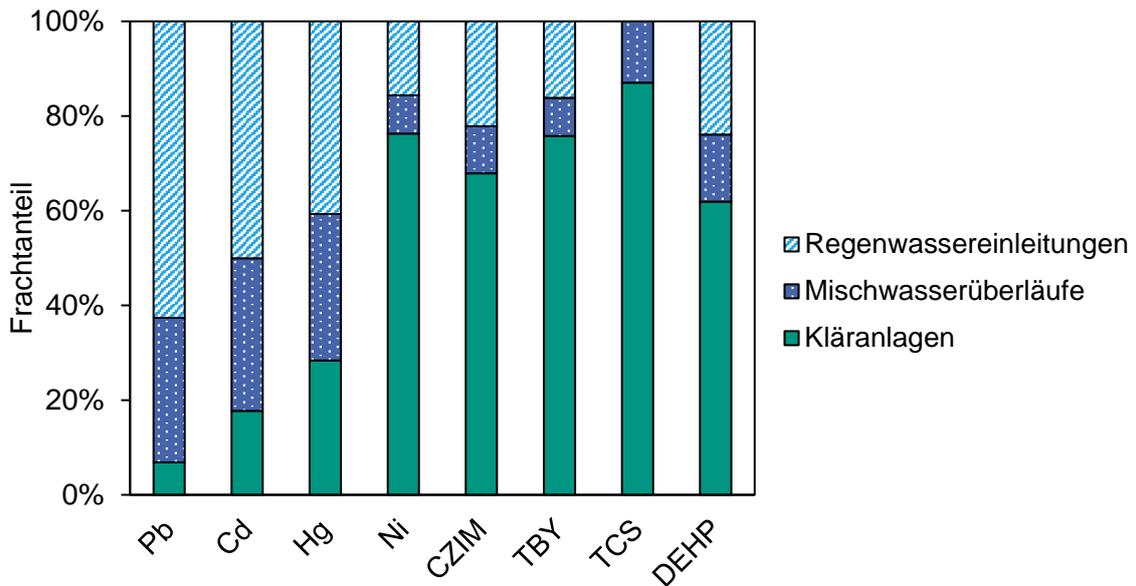


Abbildung 3.38: Mittlere jährliche Einträge von Pb, Cd, Hg, Ni, Carbendazim (CZIM), Terbutryn (TBY), Triclosan (TCS) und DEHP aus urbanen Systemen in die Fließgewässer Bayerns.

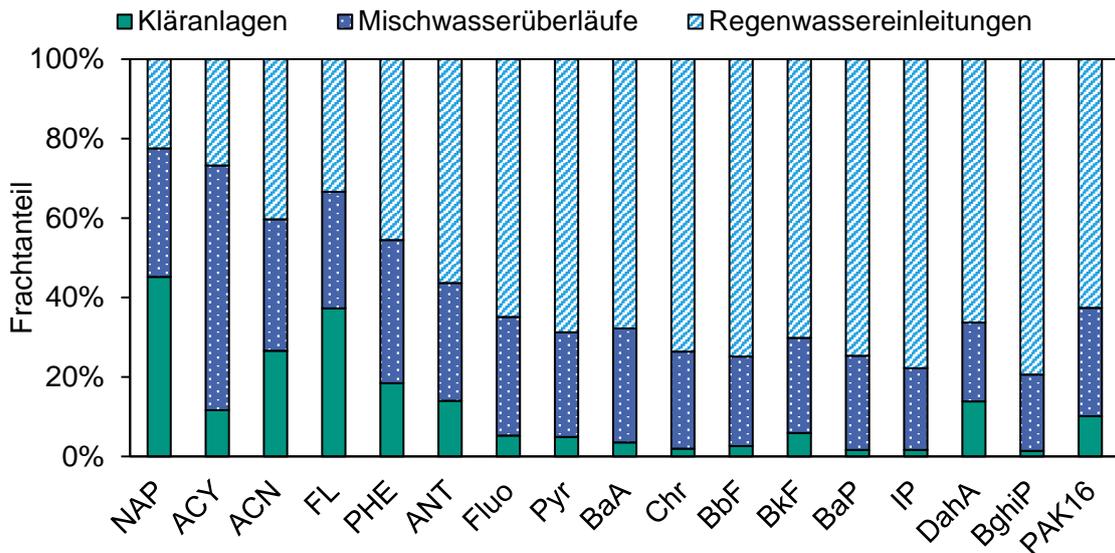


Abbildung 3.39: Mittlere jährliche Einträge von der 16 Einzel-PAK sowie deren Summe (PAK16) aus urbanen Systemen in die Fließgewässer Bayerns.

3.5.2 Anlagenspezifische Frachten

Zur Berechnung von Jahresfrachten für die einzelnen Anlagen wurde das aus dem Untersuchungszeitraum von rund 3 Jahren auf ein Jahr gemittelte Volumen der Wehrmessungen verwendet (vgl. 3.1.2). Um zu beurteilen, ob die auf Basis dieser Messdaten ermittelten Jahresentlastungsvolumen als repräsentativ für eine mittlere Situation eingeordnet werden konnten, wurden folgende Betrachtungen vorgenommen:

- Vergleichbarkeit der Jahresniederschläge im Untersuchungszeitraum mit langjährigem Niederschlagsgeschehen
- Berücksichtigung der Unsicherheit der Messdaten
- Berücksichtigung der Ergebnisse verfügbarer Schmutzfrachtberechnungen
- Berücksichtigung langjähriger Regenreihen in vereinfachten hydrologischen Modellberechnungen

Niederschlag im Untersuchungszeitraum

Die Jahresniederschläge im Untersuchungszeitraum wurden mit dem Mittelwert der für jeden Standort bereitgestellten, mit KOSTRA-DWD 2010R abgeglichenen, synthetischen Niederschlagsreihe (NiedSim 52 Jahre) verglichen (Abbildung 3.40). Als weitere Referenz wurden den Einzugsgebieten nahegelegene Niederschlagsmessstationen des DWD verwendet, für welche langjährige Jahreswerte (mind. 10 Jahre) verfügbar waren (DWD 2020).

Eine Besonderheit im Untersuchungszeitraum stellte das sehr warme und trockene Jahr 2018 dar. Der Jahresniederschlag lag im Mittel für ganz Bayern 22 % unter dem langjährigen Referenzwert (BayLfU 2020). 2017 und 2019 sind in Bezug auf den Niederschlag als eher durchschnittliche Jahre einzuordnen, wobei in 2017 an einigen der Messstellen in Südbayern überdurchschnittliche Jahresniederschläge auftraten. Gemittelt über den gesamten Untersuchungszeitraum betrug die Abweichung vom langjährigen Mittelwert an einzelnen Standorten maximal -18 % (DB6) bzw. +18 % (DB4). Im

Mittel für alle Standorte betrug die Abweichung -6 %. Daher kann der Untersuchungszeitraum als tendenziell etwas trockener, aber vergleichbar mit langjährigen Bedingungen eingeordnet werden.

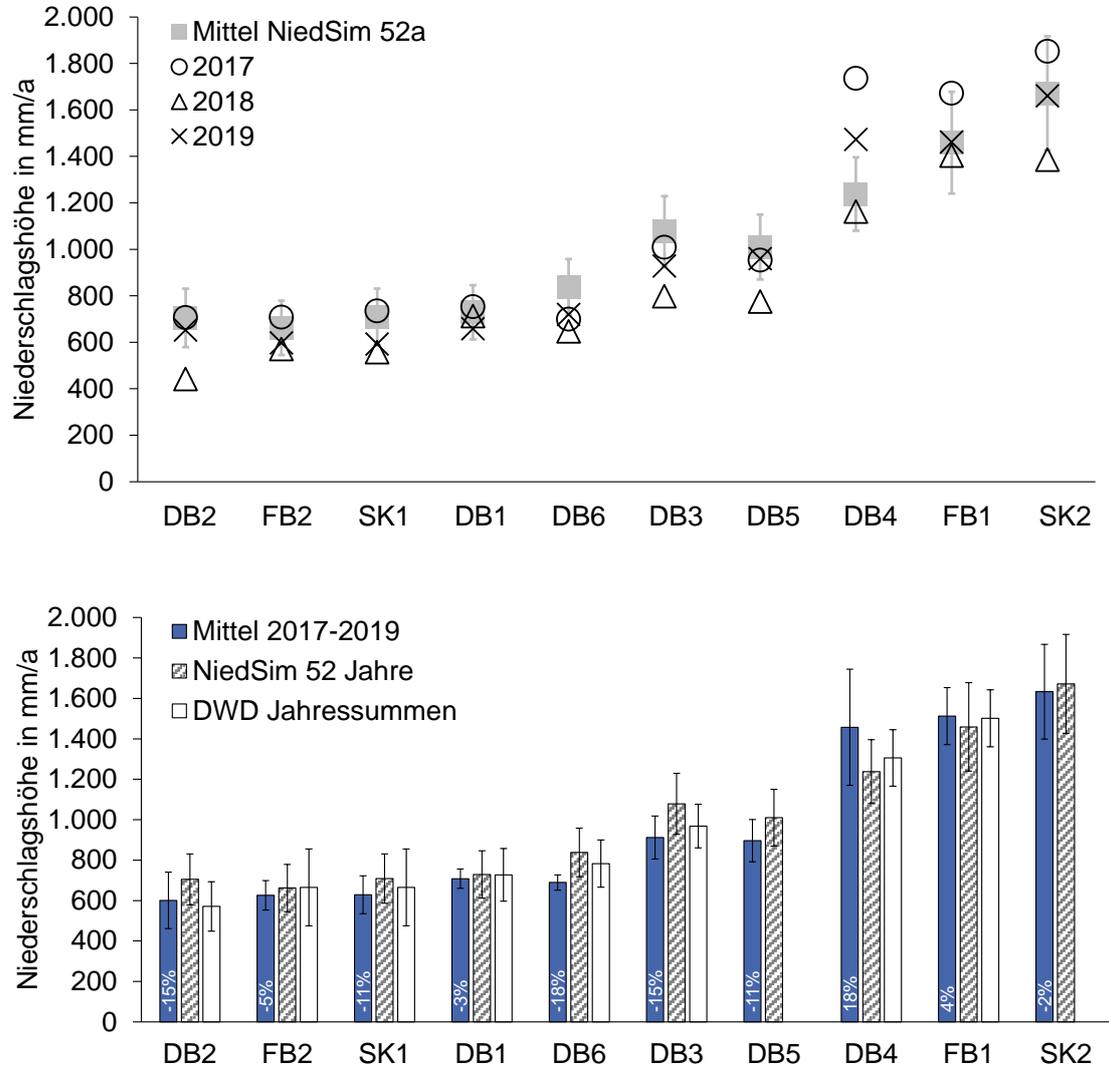


Abbildung 3.40: Vergleich der Jahresniederschläge im Untersuchungszeitraum (2017 – 2019) mit den langjährigen synthetischen Niederschlagsreihen (NiedSim 52 Jahre) und DWD Jahreswerten für nahegelegene Stationen. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung.

Unsicherheit der Messdaten

In 3.1 wurden Methoden der Abflussmessung an Entlastungsbauwerken verglichen. Für drei Wasserstandsmessungen an Überlaufwehren wurde der Einfluss einer Über- oder Unterschätzung der tatsächlichen Überfallhöhe von ± 2 cm auf das Entlastungsvolumen nachberechnet. Dies entspricht der aktuell als erreichbar und zulässig geltenden Abweichung. Für zwei der Anlagen ergaben sich daraus Abweichungen des Volumens in Größenordnung von ± 20 %, für eine Anlage von -36 % bis 73 %.

Die Berechnung wurde zudem für das Fangbecken FB2 wiederholt (Tabelle 3.49). Zusätzlich wurde eine worst-case Variante bei Annahme einer Überschätzung um 5 cm gerechnet. Die Nachberechnung wurde für alle Ereignisse durchgeführt, bei denen nicht aufgrund von Datenlücken auf die Betreiberdaten zurückgegriffen werden musste. Dies entsprach 88 % der Entlastungsdauer. Der Einfluss einer Abweichung der Überfallhöhe von ± 2 cm auf das Entlastungsvolumen lag bei rund ± 25 %.

Tabelle 3.49: Mittleres Jahresentlastungsvolumen des FB2 im Untersuchungszeitraum für verschiedene Anpassungen der gemessenen Überfallhöhe.

Anpassung Überfallhöhe in cm	-5	-2	0	+2
Entlastungsvolumen in m ³	65.151	107.053	142.067	180.854
Abweichung in %	-54	-25	0	+27

Ein Vergleich mit den an drei Anlagen zusätzlich im Entlastungskanal installierten Durchflussmessungen zeigt aufgrund der ortsspezifischen Gegebenheiten jeweils unterschiedlich ausgeprägte Abweichungen, die für das Jahresentlastungsvolumen Unterschiede um ± 30 % ergeben (vgl. 3.1.3).

Diese Beispiele zeigen den Unsicherheitsbereich, den die auf den Messdaten basierenden Entlastungsvolumen aufweisen. Die mit zusätzlichen, unabhängigen Durchflussmessungen erhobenen Daten stützen trotz der Abweichungen die Größenordnung dieser Ergebnisse.

Verfügbare Schmutzfrachtberechnungen

Für das **DB6** konnte keine Schmutzfrachtberechnung zur Verfügung gestellt werden. Die Einzugsgebietsflächen wurden in 2019 vom Betreiber neu ermittelt. Die verfügbaren Angaben erlaubten eine erste Abschätzung des Entlastungsvolumens mittels ATV-A 128 Formelsatz bzw. Meißner-Schätzverfahren. Unter Verwendung einer Jahresniederschlagshöhe von 838 mm/a und der Summe der direkt oder über RÜ angeschlossenen, befestigten Flächen von 274 ha ergab sich ein Entlastungsvolumen von 460.860 m³/a.

Für das **DB2** wurde eine Schmutzfrachtberechnung zur Verfügung gestellt. Diese wurde mit SMUSI unter Verwendung einer repräsentativen Regenreihe des Jahres 1970 durchgeführt (713 mm/a) und ergab für das DB2 ein Entlastungsvolumen von 25.505 m³/a.

Für den **SK1** war eine 2019 aktualisierte Schmutzfrachtberechnung verfügbar. Das Modell wurde in MOMENT 9.14 angelegt und nutzt eine 1-jährige, repräsentative Niederschlagsreihe von 1977 (695 mm/a). Für den SK1 wurde ein Entlastungsvolumen von 237.687 m³/a berechnet. In den Unterlagen wurde bereits die Differenz zwischen dem Entlastungsvolumen der Modellberechnung und den im Zeitraum von 2014 – 2018 am Beckenüberlauf erhobenen Messdaten von im Mittel 38.894 m³/a festgestellt.

Für das **DB5** lag die vereinfachte Bemessung nach ATV-A 128 (1992) von 2001 vor. Eine Schmutzfrachtberechnung war nicht verfügbar. Der Dokumentation konnten jedoch Flächeninformationen und der Systemplan entnommen werden. Eine Abschätzung des Entlastungsvolumens mittels ATV-A 128 Formelsatz bzw. Meißner-Schätzverfahren war nicht möglich, da die Regenabflussspende außerhalb der Gültigkeitsgrenzen lag ($q_r > 2 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$).

Für das **DB4** lagen Bemessungswerte von 1994 sowie Auszüge einer Schmutzfrachtberechnung von 2018 vor. Für die Berechnung in KOSIM wurden synthetische Regenreihen des LfU mit einer mittleren Jahresniederschlagshöhe von 1.257 mm/a verwendet (52 Jahre, 1961 – 2012). Für das DB4 wurde ein Entlastungsvolumen von 164.854 m³/a berechnet.

Die für das **FB2** durchgeführte Schmutzfrachtberechnung lag nicht vor, wesentliche Eingangsdaten und Ergebnisse wurden jedoch zur Verfügung gestellt. Die Berechnung erfolgte auf Basis von gemessenen Regenreihen der Jahre 2009, 2010 und 2014 mit einer mittleren Jahresniederschlagshöhe von 706 mm/a. Für das FB2 ergab sich ein über die drei simulierten Jahre gemitteltes Entlastungsvolumen von 71.833 m³/a.

Für den **SK2** wurde eine Schmutzfrachtberechnung von 2014 zur Verfügung gestellt. Verwendet wurde die Software MOMENT 9.03 und repräsentative Niederschlagsdaten des Jahres 1978 mit einer Jahresniederschlagshöhe von 1.298 mm/a. Das Entlastungsvolumen am SK2 wurde zu 759.026 m³/a berechnet.

Für das **DB1** lag eine Schmutzfrachtberechnung von 2003 vor. Für die Berechnung mit MOMENT 6.0 wurde eine synthetische Regenreihe mit einer mittleren Niederschlagshöhe von 777 mm/a und einer Dauer von 30 Jahren verwendet. Für das DB1 wurde ein Entlastungsvolumen von 16.765 m³/a ermittelt.

Für das **FB1** lag eine Schmutzfrachtberechnung von 2013 vor. Die Berechnung wurde mit FLOW++ für das Jahr 1978 mit einer Niederschlagshöhe von 1.243 mm/a durchgeführt (abgeglichen mit nicht dokumentierten Berechnungsergebnissen für eine synthetische Regenreihe des LfU mit einer Dauer von 46 Jahren). Das Entlastungsvolumen des FB1 wurde mit 34.273 m³/a angegeben.

Für das **DB3** wurde ein Ergebnisauszug der Schmutzfrachtberechnung (KOSIM) von 2013, sowie im Rahmen der Erstellung eines Generalentwässerungsplanes 2018 aktualisierte Einzugsgebietsdaten und ein Systemplan zur Verfügung gestellt. Aus der Schmutzfrachtberechnung von 2013 geht für das DB3 ein Entlastungsvolumen von 48.233 m³/a hervor.

Hydrologische Modellierung mit KOSIM

Zur Berücksichtigung langjähriger Regenreihen für die Berechnung eines mittleren Entlastungsvolumens wurden für alle Standorte nach einheitlicher Vorgehensweise stark vereinfachte hydrologische Modelle in KOSIM erstellt. Im Modell wurden das Direktinzugsgebiet und die betrachtete Einzelanlage abgebildet und Vorentlastungen nur in aggregierter Form (Regenüberlauf mit einem der Summe aller oberhalb liegenden Drosselabflüsse entsprechenden Drosselabfluss) berücksichtigt. Die Parametrierung erfolgte im Wesentlichen auf Basis vorliegender Bemessungswerten und Schmutzfrachtmodelle, Plänen der Anlagen. Die Simulationen wurden mit synthetischen Regenreihen (NiedSim, 2003 – 2012) durchgeführt. Die Ergebnisse werden in Tabelle 3.51 den vorliegenden Schmutzfrachtberechnungen sowie Messdaten gegenübergestellt.

Hydrologische Modellierung mit SWMM

Für einen Teil der Anlagen wurden auch mit dem frei verfügbaren Storm Water Management Model SWMM (US EPA 2015) Modelle erstellt. Die generelle Vorgehensweise folgte dabei dem für KOSIM beschriebenen Ansatz, wobei anstatt vorkonfigurierter Mischwasserbehandlungsanlagen abstrahiertere Modellkomponenten (Speichertank, Pumpverbindung etc.) zu verwenden waren. Auch in der Parametrierung bestehen Unterschiede, insbesondere zur Beschreibung der Abflusskonzentration. Anstelle von Fließzeiten wird die hydrologische Breite des Einzugsgebietes (width) verwendet. Diese wurde in GIS als Quotient aus der Einzugsgebietsfläche und dem längsten Fließweg ermittelt.

Für die hydrologische Breite wurde eine Sensitivitätsanalyse anhand des Modells für das Fangbecken FB2 durchgeführt. Dazu wurden Niederschlagsmessdaten von 2017 – 2018 verwendet. Eine Änderung der width um $\pm 20\%$ ergab eine Änderung des Gesamtentlastungsvolumens um $\pm 1\%$. Bei Betrachtung von Einzelereignissen zeigte sich erwartungsgemäß bei sinkender Breite ein gedämpfter Abflusspeak mit geringerem Volumen. Auch für die Infiltrationsparameter wurde eine Sensitivitätsanalyse auf Basis verschiedener Standardparametersätze aus KOSIM (Kies, Feinsand, Löss, Lehm/Ton) durchgeführt. Der Einfluss der Infiltrationsparameter auf das Entlastungsvolumen der beiden simulierten Jahre bewegte sich innerhalb von -3 bis $+7\%$. Alle Parameter wurden mit den KOSIM-Modellen abgeglichen.

Die Simulationsergebnisse für die synthetischen Regenreihen (NiedSim, 2003 – 2012) zeigten, dass mit SWMM grundsätzlich ähnliche Abschätzungen möglich sind wie mit KOSIM, die Jahresentlastungsvolumen jedoch systematisch höher lagen (Tabelle 3.50). Ursächlich dafür können neben den Unterschieden in Modellaufbau und Parametrierung höhere Abflüsse von unbefestigten Flächen sein, welche in KOSIM durch einen maximalen Abflussbeiwert begrenzt werden.

Tabelle 3.50: Vergleich der mit KOSIM und SWMM berechneten Entlastungsvolumen in m^3/a .

Anlage	KOSIM	SWMM	
DB1	15.677	20.076	+28 %
DB2	22.861	39.622	+73 %
DB4	242.488	284.881	+17 %
FB2	54.728	70.450	+29 %

Gegenüberstellung der Entlastungsmengen

In Tabelle 3.51 sind die im Untersuchungszeitraum gemessenen und auf 1 Jahr bezogenen Entlastungsvolumen den Ergebnissen aus vorliegenden Schmutzfrachtberechnungen sowie vereinfachten KOSIM-Modellen gegenübergestellt. In der grafischen Darstellung in Abbildung 3.41 sind zudem die nur für einen Teil der Anlagen verfügbaren Ergebnisse zusätzlicher Durchflussmessungen sowie der SWMM-Modelle ergänzt.

Tabelle 3.51: Mittleres Entlastungsvolumen in m³/a

Anlage	Schmutzfrachtberechnung	Vereinfachtes KOSIM-Modell	Mittel aus Messzeitraum		
			Summe	KÜ	BÜ
DB1	16.765	15.677	21.837	21.215	622 ¹⁾
DB2	25.505	22.861	28.816	25.472	3.344 ¹⁾
DB3	48.233	56.617	57.718	57.718 ²⁾	-
DB4	164.854	242.488	74.813	- ³⁾	- ³⁾
DB5	-	133.597	> 44.640	> 44.640 ⁴⁾	-
DB6	-	214.233	170.405	165.814	4.591 ⁵⁾
FB1	34.273	69.291	21.890	-	21.890
FB2	71.833	54.728	142.067	-	142.067
SK1	237.687	180.071	33.046	-	33.046
SK2	759.026	886.459	317.878	-	317.878

¹⁾ Messdaten des Anlagenbetreibers von Januar 2018 – Oktober 2019 verwendet.

²⁾ Summe beider Becken.

³⁾ Am DB4 wurde die Entlastungsmenge als Summe KÜ+BÜ an einem nachgeschalteten Überfallwehr gemessen.

⁴⁾ Nicht alle Ereignisse erfasst (Abflussmessung nicht valide wegen Rückstau im Entlastungserinne).

⁵⁾ Messdaten des Anlagenbetreibers verwendet.

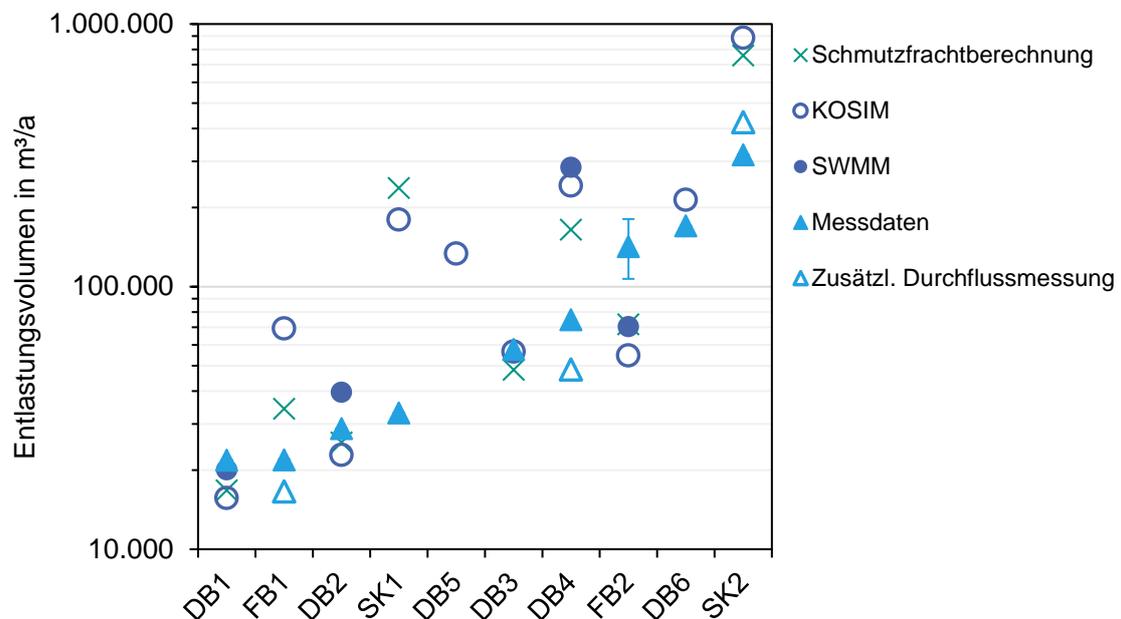


Abbildung 3.41: Mit verschiedenen Methoden bestimmtes Entlastungsvolumen der untersuchten Anlagen. Die Fehlerbalken zeigen das nachberechnete Ergebnis der Messung am FB2 ausgehend von ± 2 cm Abweichung in der Überfallhöhe.

Der direkte Vergleich der dargestellten Messergebnisse mit den Simulationsergebnissen wird durch den Umstand erschwert, dass unterschiedliche Niederschlagsdaten zugrunde liegen. Dennoch wird deutlich, dass die üblicherweise zur Bemessung verwendeten, nicht kalibrierten Schmutzfrachtmodelle in ihrer Anwendung auf Relativvergleiche von Varianten unter Berücksichtigung langjähriger Niederschlagsdaten begrenzt sind. Deren Eingangsgrößen basieren in der Regel auf Planungswerten, die nicht den tatsächlichen Zustand des Entwässerungssystems im Messzeitraum widerspiegeln und eingeplante Sicherheiten enthalten können (Baumann et al. 2017). Abflusswirksame Flächen werden oftmals überschätzt und das Niederschlagsgeschehen durch Annahme einer gleichmäßigen Überregnung unzutreffend abgebildet.

Dies zeigt sich in den dargestellten Ergebnissen. Nur für die Anlagen DB2 und DB3 ergibt sich ein stimmiges Bild, bei dem die Ergebnisse aus Schmutzfrachtberechnung und KOSIM-Modell um weniger als 20 % von den Messdaten abweichen.

Eine im Rahmen der Unsicherheiten akzeptable Übereinstimmung bis 30 % Abweichung ist für DB6 und DB1 festzustellen. Für DB6 liegt eine Überschätzung der Entlastungsmenge durch das Modell vor. Durch die im Vergleich zu langjährigen Bedingungen reduzierten Niederschläge im Untersuchungszeitraum könnte jedoch auch die gemessene Entlastungsmenge reduziert sein. Für DB1 wird die Entlastungsmenge von den Modellen unterschätzt. Dies kann durch die besondere, im Modell nicht abgebildete Betriebsweise bedingt sein (vgl. 3.1.2).

Für alle weiteren Anlagen sind die Abweichungen höher und nicht allein durch mögliche Abweichungen der Messdaten zu erklären. Vielmehr ist davon auszugehen, dass für einen Teil der Gebiete Fehleinschätzungen der tatsächlich abflusswirksamen Flächen vorliegen.

Für die Anlage FB2 wird die Entlastungsmenge durch die Modelle unterschätzt. Nur bei Annahme einer Überschätzung der gemessenen Überfallhöhen um 5 cm lägen Modell- und Messergebnisse im gleichen Bereich. Für die Anlagen DB4, FB1, SK1 und SK2 liegt eine systematische Überschätzung durch die Modelle vor. Für das DB5 ist kein vollständiger Vergleich möglich, da nicht durchgehend valide Messdaten vorliegen.

Auf Basis der vorangehenden Betrachtungen sind folgende Schlussfolgerungen ableitbar:

- Die vereinfachten hydrologischen Modelle ermöglichen mit den Ergebnissen aus Schmutzfrachtberechnungen vergleichbare Abschätzungen des Jahresentlastungsvolumens einzelner Mischwasserentlastungen.
- Die messtechnisch mittels Wasserstandsmessungen über einen Zeitraum von rund 3 Jahren erfassten Entlastungsvolumen weichen jedoch für zwei Drittel der Anlagen deutlich von den Modellergebnissen ab. Auch bei Berücksichtigung möglicher Abweichungen der Wasserstandsmessungen sind die Unterschiede zu den Modellergebnissen signifikant. An drei Anlagen bestätigen zusätzliche Durchflussmessungen im Entlastungsgerinne die Größenordnung der Ergebnisse der Wasserstandsmessungen.
- Eine Abschätzung der tatsächlich emittierten Frachten ist trotz bestehender Messunsicherheiten nur auf Grundlage der gemessenen Entlastungsvolumina möglich.

Frachtberechnung

Unter Verwendung der volumengewichteten Mittelwerte aus 3.2.9 und der auf Basis der Wasserstandsmessungen im Untersuchungszeitraum berechneten Jahresentlastungsvolumen wurden die in Tabelle 3.52 zusammengestellten Jahresfrachten berechnet. Für die Anlage DB5 wurde abweichend von dieser Vorgehensweise das Ergebnis der KO-SIM-Berechnung verwendet, da nicht durchgehend valide Messdaten vorlagen und der Untersuchungszeitraum mit knapp über 1,5 Jahren kürzer war, als an den anderen Anlagen.

Die Jahresfrachten werden in Tabelle 3.53 als auf die direkt und indirekt über RÜ angeschlossene, befestigte Fläche $A_{E,b,a}$ bezogene flächenspezifische Frachten angegeben. Diese können für Frachtberechnungen auf Basis von Oberflächenpotentialen verwendet werden, wie sie für die deutschlandweite Stoffeintragsmodellierung durchgeführt werden.

Tabelle 3.52: Jahresfrachten berechnet mit volumengewichteten Standortmittelwerten in g/a (AFS, CSB, TNb, TP, PO₄-P, Fe und MKW in kg/a)

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Median
AFS63	1.005	836	1.270	5.536	6.813	16.359	1.073	3.836	1.124	14.940	2.553
AFSges	1.419	1.153	1.732	8.978	8.149	14.996	1.554	7.245	2.115	21.934	4.680
CSB	874	1.037	2.828	6.284	12.291	12.269	854	7.387	2.677	22.887	4.556
TNb	105	127	404	531	1.470	1.329	85	994	245	1.685	468
TP	14	19	50	97	254	204	14	125	33	302	73
PO ₄ -P	8	9	28	46	147	112	5	65	16	124	37
Fe	39	32	29	120	111	358	33	134	46	445	79
Zn	2.118	3.170	4.040	10.474	21.376	30.673	1.686	49.723	4.626	47.682	7.550
Cu	677	893	1.443	2.843	10.020	6.816	591	7.814	1.289	14.305	2.143
Ni	76	75	92	232	895	869	53	369	119	890	175
Pb	74	118	121	337	534	1.465	74	838	119	1.272	229
Cr	129	135	150	411	494	1.551	136	540	149	1.780	281
Hg	0,3	0,3	0,6	1,1	2,5	3,6	0,3	1,6	0,8	5,1	1,0
Cd	1,4	1,3	2,6	7,5	10,4	18,7	1,3	12,6	2,1	24,2	5,0
Bi	2	4	17	29	76	121	5	54	13	127	23
Mo	10	10	24	75	321	324	12	77	27	270	51
Sb	7	13	41	63	112	375	18	107	25	277	52
Sn	76	27	87	202	334	699	37	327	99	763	151

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Me-dian
NAP	0,7	0,8	0,7	1,3	2,9	6,5	0,4	3,1	1,1	7,6	1,2
ACY	0,3	0,5	0,8	1,7	1,7	3,2	0,3	3,1	0,6	4,8	1,3
ACN	0,3	0,2	0,6	0,5	2,0	3,4	0,1	1,2	0,4	2,1	0,6
FL	0,2	0,2	0,5	0,5	1,1	2,9	0,1	1,2	0,4	2,0	0,5
PHE	0,6	2,3	2,0	3,7	7,6	20,4	0,6	8,8	2,0	16,2	3,0
ANT	0,0	0,2	0,3	0,7	0,8	3,2	0,1	1,0	0,2	2,4	0,5
Fluo	0,8	4,3	3,1	6,4	10,3	35,8	1,2	11,1	2,4	24,5	5,4
Pyr	1,3	3,2	2,9	5,2	9,0	29,0	1,1	9,0	2,1	22,3	4,2
BaA	0,1	1,2	1,0	2,5	3,6	13,1	0,4	3,4	0,8	9,2	1,9
Chr	0,3	2,4	1,9	4,3	5,5	18,7	0,8	5,5	1,2	15,3	3,4
BbF	0,2	2,3	1,5	3,8	3,9	14,1	0,6	3,6	0,9	11,8	2,9
BkF	0,1	1,0	0,7	1,8	1,7	7,2	0,3	1,6	0,4	5,4	1,3
BaP	0,1	1,5	1,1	3,0	3,3	11,9	0,4	2,6	0,7	9,2	2,0
IP	0,1	1,7	1,1	3,5	2,9	12,1	0,4	2,4	0,6	9,5	2,1
DahA	-	0,3	0,2	0,7	0,6	2,7	0,1	0,5	0,1	2,0	0,5
BghiP	0,2	1,7	1,2	3,7	3,2	11,8	0,4	2,6	0,7	11,1	2,1
PAK16	5,2	23,6	19,6	43,4	60,1	187,4	7,2	61,1	14,9	155,8	33,5
CZIM	0,3	0,4	-	-	2,4	3,6	0,4	6,1	0,9	-	0,9
MCPPP	-	0,5	2,2	1,6	5,5	13,6	0,4	6,7	2,5	9,5	2,5
TBY	-	0,8	1,2	-	4,8	5,6	0,3	6,3	2,1	6,7	3,5
TCS	-	0,7	0,9	1,5	6,5	4,1	0,2	3,3	0,8	8,9	1,5
MPL	1,3	7,8	5,8	5,8	22,7	25,6	0,8	27,0	10,6	24,2	9,2
CBZ	-	0,9	5,6	6,1	25,4	16,7	0,4	10,9	1,9	13,4	6,1
DCF	4,4	4,6	16,2	17,2	53,4	52,8	1,9	44,0	8,9	60,4	17
BTR	16	14	98	217	334	273	17	156	73	264	127
4MBT	0,9	2,2	14,4	13,5	73,5	64,8	5,9	19,9	9,3	47,7	14
5MBT	1,0	3,5	14,4	14,2	56,1	52,8	6,8	24,2	8,9	44,5	14
MKW	5,9	3,5	14,4	26,9	66,8	86,9	4,8	34,1	10,6	76,3	21
DEHP	20	66	127	202	387	648	26	270	106	858	164
ACE	39	49	167	195	655	613	26	469	112	572	181

Tabelle 3.53: Flächenspezifische Jahresfrachten berechnet mit volumengewichteten Standortmittelwerten in g/(ha·a) (AFS, CSB, TNb, TP, PO₄-P, Fe und MKW in kg/(ha·a))

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Me-dian
AFS63	136	42	30	89	85	60	52	130	26	102	72
AFSges	192	58	41	145	102	55	75	246	49	149	88

Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Me- dian
CSB	118	52	67	101	154	45	41	250	62	156	84
TNb	14,2	6,3	9,5	8,6	18,4	4,9	4,1	33,7	5,7	11,5	9,0
TP	1,9	0,9	1,2	1,6	3,2	0,7	0,7	4,2	0,8	2,1	1,4
PO ₄ -P	1,1	0,5	0,7	0,7	1,8	0,4	0,2	2,2	0,4	0,8	0,7
Fe	5,31	1,58	0,69	1,93	1,39	1,31	1,59	4,53	1,08	3,03	1,59
Zn	286	158	95	169	267	112	81	1.686	108	324	164
Cu	91	45	34	46	125	25	29	265	30	97	45
Ni	10,3	3,7	2,2	3,7	11,2	3,2	2,5	12,5	2,8	6,1	3,7
Pb	10,0	5,9	2,9	5,4	6,7	5,3	3,6	28,4	2,8	8,6	5,7
Cr	17,4	6,8	3,5	6,6	6,2	5,7	6,6	18,3	3,5	12,1	6,6
Hg	0,035	0,014	0,013	0,018	0,032	0,013	0,015	0,053	0,018	0,035	0,018
Cd	0,19	0,06	0,06	0,12	0,13	0,07	0,06	0,43	0,05	0,16	0,09
Bi	0,3	0,2	0,4	0,5	1,0	0,4	0,2	1,8	0,3	0,9	0,4
Mo	1,4	0,5	0,6	1,2	4,0	1,2	0,6	2,6	0,6	1,8	1,2
Sb	1,0	0,7	1,0	1,0	1,4	1,4	0,8	3,6	0,6	1,9	1,0
Sn	10,3	1,3	2,0	3,3	4,2	2,5	1,8	11,1	2,3	5,2	2,9
NAP	0,097	0,039	0,016	0,022	0,037	0,024	0,021	0,106	0,025	0,052	0,031
ACY	0,041	0,027	0,019	0,028	0,022	0,012	0,013	0,106	0,015	0,032	0,025
ACN	0,035	0,008	0,015	0,008	0,025	0,012	0,007	0,040	0,009	0,014	0,013
FL	0,022	0,012	0,011	0,008	0,014	0,011	0,005	0,040	0,008	0,014	0,011
PHE	0,083	0,115	0,046	0,060	0,095	0,075	0,027	0,299	0,047	0,110	0,079
ANT	0,005	0,010	0,007	0,012	0,010	0,012	0,004	0,033	0,005	0,016	0,010
Fluo	0,109	0,216	0,073	0,104	0,129	0,131	0,056	0,376	0,055	0,166	0,119
Pyr	0,171	0,158	0,069	0,083	0,112	0,106	0,052	0,303	0,049	0,151	0,109
BaA	0,017	0,059	0,023	0,041	0,045	0,048	0,019	0,116	0,019	0,063	0,043
Chr	0,038	0,118	0,045	0,070	0,068	0,068	0,037	0,188	0,029	0,104	0,068
BbF	0,023	0,117	0,035	0,061	0,048	0,052	0,029	0,120	0,022	0,080	0,050
BkF	0,010	0,050	0,016	0,029	0,022	0,026	0,013	0,053	0,010	0,037	0,024
BaP	0,016	0,075	0,026	0,048	0,042	0,044	0,020	0,087	0,016	0,063	0,043
IP	0,017	0,085	0,026	0,057	0,037	0,044	0,020	0,082	0,015	0,065	0,040
DahA	-	0,014	0,006	0,012	0,008	0,010	0,004	0,016	0,003	0,013	0,010
BghiP	0,022	0,084	0,029	0,059	0,040	0,043	0,021	0,087	0,016	0,076	0,041
PAK16	0,71	1,18	0,46	0,70	0,75	0,68	0,35	2,07	0,35	1,06	0,70
CZIM	0,035	0,019	-	-	0,030	0,013	0,019	0,207	0,021	-	0,021
MCPPP	-	0,026	0,052	0,027	0,068	0,050	0,019	0,226	0,059	0,065	0,052
TBY	-	0,040	0,029	-	0,060	0,021	0,013	0,212	0,049	0,045	0,043
TCS	-	0,035	0,022	0,024	0,082	0,015	0,011	0,111	0,018	0,061	0,024

Parameter	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	FB1	FB2	SK1	SK2	Me- dian
MPL	0,18	0,39	0,14	0,09	0,28	0,09	0,04	0,92	0,25	0,16	0,17
CBZ	-	0,05	0,13	0,10	0,32	0,06	0,02	0,37	0,04	0,09	0,09
DCF	0,59	0,23	0,38	0,28	0,67	0,19	0,09	1,49	0,21	0,41	0,33
BTR	2,2	0,7	2,3	3,5	4,2	1,0	0,8	5,3	1,7	1,8	2,0
4MBT	0,13	0,11	0,34	0,22	0,92	0,24	0,29	0,67	0,22	0,32	0,26
5MBT	0,14	0,17	0,34	0,23	0,70	0,19	0,33	0,82	0,21	0,30	0,27
MKW	0,80	0,17	0,34	0,43	0,83	0,32	0,23	1,16	0,25	0,52	0,39
DEHP	2,7	3,3	3,0	3,3	4,8	2,4	1,3	9,2	2,5	5,8	3,1
ACE	5,3	2,4	3,9	3,1	8,2	2,2	1,3	15,9	2,6	3,9	3,5

3.5.3 Vergleich mit Bemessungswerten

ATV-A 128

Bemessungs- und Nachweiskriterium nach ATV-A 128 (1992) ist eine rechnerische, fiktive, im langjährigen Mittel emittierte CSB-Jahresfracht. Aufgrund der Komplexität der Faktoren, die die Stoffkonzentration in Mischwasserentlastungen beeinflussen, wurde ein Bezugslastfall definiert, der mittlere Verhältnisse abbilden soll. Ortsspezifische Abweichungen von diesem Lastfall in Bezug auf die Jahresniederschlagshöhe, die Belastung des Trockenwetterabflusses und die Neigung des Einzugsgebietes werden in Form einer Verkleinerung oder Vergrößerung des erforderlichen Speichervolumens berücksichtigt. Der Bezugslastfall beruht auf einem Verhältnis der Konzentration im Trockenwetterabfluss c_t , Regenabfluss c_r und im Kläranlagenablauf c_k von 600 zu 107 zu 70 mg CSB/l. Diese Konzentrationen wurden als reine Rechenwerte angesetzt und ergeben bei Mischverhältnissen von 7 – 20 Entlastungskonzentrationen c_e von etwa 130 – 180 mg CSB/l. Nicht berücksichtigte Effekte sind bspw. Absetzwirkungen von Speicherkammern und Kanälen oder unverschmutzte Fremdwasseranteile. Die in Bayern neu erhobenen Daten zeigen, dass reale Entlastungskonzentrationen in niedrigeren Bereichen zu erwarten sind. Auch realistische CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf wären niedriger anzusetzen (DWA 2019). In der Systematik des Regelwerks ist jedoch nicht die absolute Höhe der Bemessungswerte, sondern die Relation zwischen den einzelnen Abflusskomponenten entscheidend für das Bemessungsergebnis. Die Formeln sind mit Messwerten, bei denen Entlastungskonzentrationen $< c_r$ auftreten können, nicht anwendbar. Der Bemessungsgang stützt sich zudem auf eine Reihe empirischer Formeln, wie etwa bei der Herleitung des Speichervolumens aus der Regenwetterabfluss-spende q_r .

DWA-A 102

In DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) sind Orientierungswerte für Abflüsse von Mischflächen mit 150 mg/l AFSges und 85 mg/l AFS63 angegeben. Die im Rahmen dieses Vorhabens erhobenen Entlastungskonzentrationen bewegen sich überwiegend auf einem darunterliegenden Niveau. Dies ist unter Berücksichtigung des Feststoffrückhalts in den Anlagen sowie im Kanalnetz plausibel.

Die aus den volumengewichteten Entlastungskonzentrationen berechneten AFS63-Frachten bewegen sich um einen Median von 72 kg/(ha·a). Um auszuschließen, dass Unsicherheiten bei der labortechnischen Bestimmung von AFS63 eine Unterschätzung dieser Frachten verursachen, wurde in Abbildung 3.42 auch die AFSges-Fracht von im Median 88 kg/(ha·a) mitbetrachtet. Die ermittelten Frachtausträge sind in Relation zu den in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) für drei unterschiedliche Belastungskategorien angesetzten Stoffabträgen gering. In Bezug auf den flächenspezifischen Stoffabtrag der mittleren Belastungskategorie 2 von 530 kg/(ha·a) ergibt sich rechnerisch ein Stoffrückhalt von 54 – 92 % AFS63. Dieser Stoffrückhalt ist als Gesamtwirkung aus der Weiterleitung der Drosselabflüsse, der Speicherwirkung und bei Durchlaufbecken der Sedimentationswirkung zu verstehen. Je nach Anlage und Belastungssituation wurden Gesamtwirkungsgrade dieser Größenordnung auch in Messkampagne M2 ermittelt (vgl. 3.3). Daraus kann gefolgert werden, dass sich die ermittelten Konzentrationen einerseits in das in DWA-A 102 verwendete Zahlengerüst fügen und andererseits für die untersuchten Anlagen eine erfolgreiche Einhaltung des zulässigen flächenspezifischen AFS63-Frachtaustrags bestätigen.

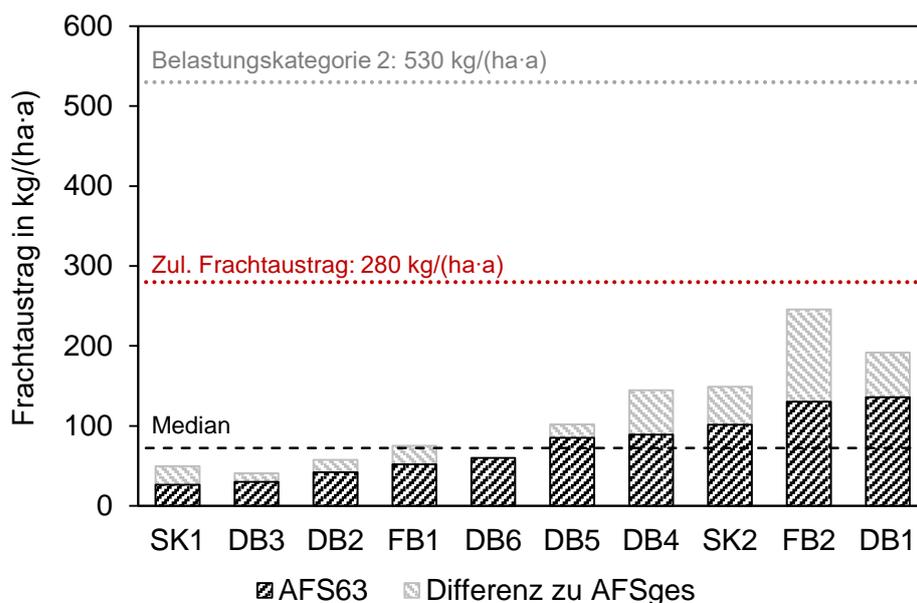


Abbildung 3.42: Jährlicher AFS63-Frachtaustrag der untersuchten Anlagen im Vergleich mit den Belastungskategorien aus DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) auf Basis der Abflussmessung im Untersuchungszeitraum. Für DB5 wurde ein mit KOSIM berechnetes Entlastungsvolumen verwendet, da nicht durchgehend valide Messdaten vorlagen.

3.5.4 Zusammenfassung zur Frachtberechnung

Auf Basis einer für Bayern repräsentativen Konzentration und der urbanen Wasserbilanz aus dem Modell MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) wurden mittlere jährliche Stoffeinträge aus Mischwasserentlastungen in Bayern berechnet und in Relation zu den anderen urbanen Eintragspfaden Kläranlagen und Regenwassereinleitungen gesetzt. Zusammenfassend bestätigt sich, dass über Mischwasserentlastungen relevante

Frachtanteile von Schwermetallen und PAK eingetragen werden. Dazu zählen uPBT¹⁰-Stoffe wie Quecksilber, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Benzo(b)fluoranthen und Benzo(k)fluoranthen, welche häufig für die Zielverfehlung eines guten chemischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie ursächlich sind. Mischwasserentlastungen tragen weiterhin mit 15 % zu Phosphoremissionen aus dem urbanen Raum bei.

Anlagenspezifische Jahresfrachten wurden auf Basis der im Untersuchungszeitraum gemessenen Entlastungsaktivität berechnet. Das Niederschlagsgeschehen im rund dreijährigen Untersuchungszeitraum war tendenziell etwas trockener, aber vergleichbar mit langjährigen Bedingungen. Die Abweichung des mittleren Jahresniederschlags vom Referenzwert betrug im Mittel für alle Standorte -6 % und an einzelnen Standorten maximal ± 18 %. Im Vergleich mit Ergebnissen vorliegender Schmutzfrachtberechnungen sowie langjährige Niederschlagsreihen berücksichtigender, hydrologischer Modelle traten bei zwei Drittel der Anlagen deutliche Abweichungen von den Messergebnissen auf. Auch bei Berücksichtigung möglicher Abweichungen der Wasserstandsmessungen waren die Unterschiede signifikant. Es ist davon auszugehen, dass die Modellergebnisse größere Fehler beinhalten (bspw. Fehleinschätzung der tatsächlich abflusswirksamen Flächen), als die Messdaten oder die Repräsentativität des Untersuchungszeitraumes. Aus den Jahresfrachten wurden flächenspezifische Frachten berechnet, die für Frachtberechnungen auf Basis von Oberflächenpotentialen verwendet werden können, wie sie für die deutschlandweite Stoffeintragsmodellierung durchgeführt werden.

Im Vergleich der in diesem Vorhaben ermittelten Entlastungskonzentrationen und der daraus berechneten Frachten mit den Bemessungswerten zeigte sich, dass die Ergebnisse sich einerseits in das in DWA-A 102 verwendete Zahlengerüst fügen und andererseits für die untersuchten Anlagen eine erfolgreiche Einhaltung des zulässigen flächenspezifischen AFS63-Frachtaustrags bestätigen.

¹⁰ Ubiquitär, persistent, bioakkumulativ und toxisch.

4 Zusammenfassung

In einem umfangreichen Monitoringvorhaben wurden über einen Zeitraum von drei Jahren qualitative Untersuchungen an 10 Mischwasserentlastungen in Bayern durchgeführt. Diese beinhalteten die Überprüfung vorhandener Messeinrichtungen zur Erfassung der Entlastungsabflüsse, sowie die Einrichtung und den Betrieb von weiteren Durchflussmessstellen und insgesamt 17 Messstationen (12 Feststoffsammler und 5 automatische Probenehmer) mit tatkräftiger Unterstützung des Betriebspersonals der teilnehmenden Anlagen. Zusätzlich wurden Informationen zu den Einzugsgebieten der Anlagen dokumentiert, sowie GIS-Analysen und hydrologische Modellberechnungen durchgeführt. Aus den erhobenen Daten ergeben sich Erkenntnisse zur Abflussmessung an Mischwasserentlastungen, der Qualität der Entlastungsabflüsse (Messkampagne M1) und der daraus resultierenden Emissionen, zur Wirksamkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen (M2) sowie zum Verlauf von Stoffkonzentrationen während Entlastungsereignissen (M3).

Abflussmessung an Mischwasserentlastungen

Die Ergebnisse der Messstellenprüfungen zeigen insgesamt eine Vielzahl möglicher Fehlerquellen auf und verdeutlichen den technischen Anspruch der Abflussmessung an Entlastungsbauwerken auf der Basis von Wasserstandsmessungen. Überträgt man die Überprüfungsergebnisse dieses Projektes auf ganz Bayern, ist davon auszugehen, dass an einem nennenswerten Teil der Messstellen Mängel in der Datenqualität bestehen. Wichtige Schritte zu einer Verbesserung der Datenqualität von Abflussmessungen an Entlastungsbauwerken sind die Sensibilisierung von Anlagenbetreibern für die Relevanz der erhobenen Daten und erhöhte Sorgfalt bei der Einrichtung, Prüfung und Wartung von Messstellen, sowie der für die Abflussberechnung hinterlegten mathematischen Funktionen. Die Validität der Abflussdaten kann auch für geprüfte Messstellen nur durch eine kritische Datenauswertung und Plausibilisierung durch den Betreiber sichergestellt werden. Hierfür bedarf es verbindlicher Vorgaben und einer begleitenden, fachlichen Unterstützung der Anlagenbetreiber. Zur Ermöglichung der Datenprüfung und zur Verringerung des Aufwandes sind zukünftig eine zeitliche Mindestauflösung von 1 – 2 Minuten (Baumann et al. 2017), ggf. einheitliche Datenformate, sowie uneingeschränkte Zugänglichkeit in der Leitsystem-Software förderlich.

Die Messgenauigkeit der Wasserstandsmessungen ist limitiert. Aus der aktuell als erreichbar und zulässig geltenden Abweichung von ± 2 cm ergaben sich bezogen auf das Entlastungsvolumen an den diesbezüglich betrachteten Anlagen Abweichungen in Größenordnungen von ± 20 % und in einem Fall -36 % bis 73 %. Dies verdeutlicht die Empfindlichkeit dieser Messungen und den zu berücksichtigenden Unsicherheitsbereich. Mit zunehmender Wehrbreite wirken sich konstante Abweichungen der Wasserstandsmessung deutlicher auf den Fehler der berechneten Abflüsse aus. Im Vergleich der aus den Wasserstandsmessungen ermittelten Abflüsse mit durch Fließgeschwindigkeitssensoren im Entlastungskanal gemessenen Abflüssen zeigten sich Abweichungen zwischen den Messverfahren. Diese betragen auf das über einen Zeitraum von mehr als zwei Jahren summierte Entlastungsvolumen in den untersuchten Fallbeispielen bis zu ± 33 %. Bei geeigneten Strömungsbedingungen war für Bereiche des Abflussspektrums eine gute Übereinstimmung der Abflussdaten erreichbar. Eine generelle Empfehlung für ein

zu bevorzugendes Verfahren lässt sich aus den Untersuchungen nicht ableiten. Dennoch ist hervorzuheben, dass die an Entlastungsanlagen vorzufindenden baulichen und hydraulischen Bedingungen häufig für den Einsatz einfacher Wasserstandsmessungen (z.B. an Überfallwehr oder Parabelmesswehr im Entlastungskanal) sprechen. Mit diesen sind, bei geringerem Sachaufwand, vergleichbar aussagekräftige Messergebnisse erreichbar wie mit Fließgeschwindigkeitssensoren.

Die Messung von Entlastungsabflüssen liefert wertvolle Erkenntnisse über das Betriebsverhalten von Anlagen, kann der Identifikation von Ansätzen zur Netzoptimierung dienen, und unter Berücksichtigung der beschriebenen Unsicherheiten zur Beurteilung hydraulischer Belastungen für Gewässer sowie zur Berechnung stofflicher Emissionen genutzt werden. Durch die weitere Durchführung von Messungen lassen sich die zur Verfügung stehenden Messverfahren weiterentwickeln und theoretische Ansätze zur Ermittlung der Entlastungsvolumina validieren.

Neue Datengrundlage zur Entlastungsqualität

In der Messkampagne zur Entlastungsqualität (M1) wurden über einen Zeitraum von drei Jahren an 10 Mischwasserentlastungen insgesamt 164 Ereignismischproben mit Feststoffsammlern genommen und auf konventionelle Abwasserparameter, sowie 12 Schwermetalle und 34 organische Mikroschadstoffe analysiert. Der entstandene Datensatz zeichnet sich aus durch

- den großen Umfang der mit einheitlicher Probenahmetechnik und Analytik untersuchten Anlagen und Ereignisse,
- die Abdeckung saisonaler Variabilität,
- die Repräsentativität der beprobten Ereignisse für das Entlastungsgeschehen im Untersuchungszeitraum, mit leichter Tendenz zur Erfassung eher großvolumiger, längerer und intensiverer Ereignisse,
- die vollständige Erfassung von Ereignissen (≥ 80 Volumenprozent) in 84 % der Proben,
- hohe Anteile nach Qualitätsprüfung verwertbarer Proben,
- hohe Anteile von Werten über der Bestimmungsgrenze durch eine ausreichende Sensitivität der Analytik bis in Konzentrationsbereiche unterhalb der Umweltqualitätsnormen,
- die Konsistenz mit unter vergleichbaren Rahmenbedingungen erhobenen Literaturdaten.

Die Messergebnisse erlauben eine deutlich verbesserte Einschätzung der aus Mischwasserentlastungen resultierenden stofflichen Belastungen für Einleitgewässer und bilden eine Grundlage für die Maßnahmenplanung im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Aus den Daten wurden repräsentative Stoffkonzentrationen abgeleitet, die in Bayern für zukünftige Auswertungen verwendbar sind. Zur Beschreibung typischerweise auftretender Konzentration dient der Median aus Standortmedianen. Zur Verwendung für Frachtabeschätzungen wird der Median aus volumengewichteten Mittelwerten empfohlen, da diese großvolumige Ereignisse stärker gewichten und damit tendenziell bessere Abschätzungen ermöglichen.

Auf Basis der im Untersuchungszeitraum gemessenen Entlastungsvolumina wurden außerdem mittlere flächenspezifische Jahresfrachten berechnet. Diese können genutzt werden, um Oberflächenpotentiale für weitergehende Stoffeintragsmodellierungen abzuleiten. Über mehrere Jahre gemittelte Entlastungsvolumina aus vorliegenden Schmutzfrachtberechnungen sowie vereinfachten hydrologischen Modellen wichen signifikant von den Messdaten ab. Für den Großteil der untersuchten Anlagen überschätzten die Modellberechnungen die gemessenen Entlastungsmengen. Hierbei wurde deutlich, dass die üblicherweise zur Bemessung verwendeten, nicht kalibrierten Schmutzfrachtmodelle in ihrer Anwendung auf Relativvergleiche von Varianten unter Berücksichtigung langjähriger Niederschlagsdaten begrenzt sind. Eine verlässliche Ermittlung der tatsächlichen Entlastungsmengen war trotz bestehender Messunsicherheiten nur auf Grundlage der Messungen möglich.

In der räumlichen (zwischen den Standorten) und zeitlichen Variabilität (zwischen den Ereignissen) der Entlastungskonzentrationen sind für bestimmte Stoffgruppen Muster erkennbar. Die Variabilität ubiquitärer, mit dem Oberflächenabfluss partikulär transportierter Stoffe, wie Schwermetalle und PAK, ist stärker durch Unterschiede zwischen den Ereignissen als durch Unterschiede zwischen den Standorten geprägt. Im Gegensatz dazu ist für einzelne Stoffe wie die Biozide Carbendazim und Terbutryn sowie die Pharmazeutika Carbamazepin und Metopropolol ein standortspezifischeres Aufkommen festzustellen. Dies verdeutlicht, dass die Eintragspfade und das Umweltverhalten von Schadstoffen insbesondere bei der Diskussion von Maßnahmen zu berücksichtigen sind.

Als Ansätze zur Erklärung der Variabilität der Entlastungskonzentrationen wurden Arbeitshypothesen zum Einfluss von Merkmalen der untersuchten Einzugsgebiete sowie von saisonalen Effekten geprüft. Zusammenfassend sind für den Großteil der Einzugsgebietsmerkmale keine einfachen Zusammenhänge mit den Entlastungskonzentrationen erkennbar. Ursächlich hierfür ist die hohe Komplexität der die Abflussqualität bestimmenden Prozesse in den Einzugsgebieten und die Überlagerung unterschiedlicher, teils gegenläufiger Effekte. In Bezug auf den Transport und die Retention von Schadstoffen in Gebieten und Kanalnetzen besteht weiterhin Forschungsbedarf. Dennoch ergaben die Auswertungen zur Einwohnerdichte und zur Urbanisierung deutliche Indizien für stoffgruppenübergreifend höhere Entlastungskonzentrationen in städtischen Gebieten. Für Stoffe, bei denen signifikante Unterschiede zwischen Gebieten innerhalb und außerhalb von Verdichtungsräumen festgestellt wurden, wurden nach diesem Merkmal differenzierte Konzentrationen ausgewiesen. Für die landesweite Quantifizierung von Stoffeinträgen ist die Verwendung einheitlicher, repräsentativer Entlastungskonzentrationen zu empfehlen. Die differenzierten Konzentrationsangaben können für Detailanalysen hilfreich sein und genutzt werden, um Frachtabuschätzungen zu verbessern, wenn eine entsprechende Zuordnung von Flächen oder Mischwasserentlastungen zu Verdichtungsräumen erfolgt.

Saisonale Einflüsse wurden für ein im Rasen- und Zierpflanzenbau sowie zwei im Ackerbau eingesetzte Herbizide festgestellt, deren Applikationszeiträume sich in den Entlastungskonzentrationen abbildeten. Weiterhin waren für Chlorid in den Wintermonaten (Streusalzseason) erwartungsgemäß erhöhte Konzentrationen festzustellen.

Relevanz der Stoffeinträge aus Mischwasserentlastungen

Auf Basis einer urbanen Wasserbilanz für Bayern aus MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) bestätigte sich, dass über Mischwasserentlastungen in Relation zu Kläranlagen und Regenwassereinleitungen relevante Frachtanteile von Schwermetallen und PAK in Gewässer eingetragen werden. Dazu zählen ubiquitäre, persistente, bioakkumulative und toxische Stoffe (uPBT) wie Quecksilber, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Benzo(b)fluoranthen und Benzo(k)fluoranthen, welche häufig für die Zielverfehlung eines guten chemischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ursächlich sind. Mischwasserentlastungen tragen weiterhin mit 15 % zu Phosphoremissionen aus dem urbanen Raum bei.

Die Gegenüberstellung der gemessenen Entlastungskonzentrationen mit Umweltqualitätsnormen zeigt, dass Mischwasserentlastungen bei geringer Verdünnungsleistung des Einleitgewässers für einzelne PAK zu Qualitätszielüberschreitungen der mit akuten Wirkungen auf aquatische Organismen verknüpften zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN) führen können. Qualitätszielüberschreitungen der Jahresdurchschnittswerte (JD-UQN) aufgrund von Mischwasserentlastungen sind unter Berücksichtigung durchschnittlicher jährlicher Entlastungsdauern nicht zu erwarten.

Wirksamkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen

Die Anlagenwirksamkeit wurde an zwei Durchlaufbecken und einem Fangbecken untersucht (M2). An den Durchlaufbecken wurden zu diesem Zweck weitere Feststoffsammler im Anlagenzulauf eingerichtet. Die Frachtbilanz für das Fangbecken erfolgte auf Basis der mit einem automatischen Probenehmer im Zulaufgerinne gemessenen Konzentrationsganglinien. Die ab Einstaubeginn bis Überlaufende zugeleiteten und entlasteten Frachten konnten für 3 – 5 Ereignisse je Anlage bilanziert werden. Die berechneten Gesamtwirkungsgrade beschreiben das Verhältnis von nicht entlastetem Frachtanteil (unmittelbarer Drosselabfluss, Rückhalt, Sedimentation, ggf. Ablagerungen) zur zugeleiteten Gesamtfracht.

Die Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt $< 63 \mu\text{m}$ (AFS63¹¹) der Durchlaufbecken bewegten sich im Mittel um 70 %. Der Gesamtwirkungsgrad des Fangbeckens lag bei für diesen Beckentyp idealtypischen Ereignissen mit ausgeprägtem Spülstoß und geringem Gesamtvolumen um 60 %. Bei höheren Entlastungsvolumen betrug der Wirkungsgrad um 30 %. Prägend für den Stoffrückhalt war der Volumenrückhalt durch Speicherung sowie Weiterleitung des Drosselabflusses zur Kläranlage und damit der rein hydraulische Wirkungsgrad. Die Unterschiede zwischen den Anlagentypen waren weniger auf die fehlende Sedimentationswirkung des Fangbeckens zurückzuführen, als auf einen niedrigeren Volumenrückhalt, bedingt durch ein geringeres spezifisches Speichervolumen und eine niedrigere Drosselabflussspende. Die Ergebnisse unterstreichen, dass die Regenwasserbehandlung im Mischsystem im Wesentlichen auf der Kläranlage stattfindet. Dies ist als Vorteil der Entlastungsbauwerke im Mischsystem gegenüber den Einleitungsbauwerken im Trennsystem anzusehen, aus denen kein Drosselabfluss in die Kläranlage weitergeleitet wird. Vor dem Hintergrund der Anforderungen des Regelwerks

¹¹ Abweichend von M1 und der in DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) festgelegten Begrifflichkeit des Parameters (abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen von 0,45 bis 63 μm) erfolgte die Bestimmung in M2 anhand von abgesetzten Feststoffproben durch Nasssiebung, Flockung und anschließender Trocknung. Die Ergebnisse beinhalten auch Feststoffe mit Korngrößen $< 0,45 \mu\text{m}$ sowie Salze. Der Massenanteil dieser Inhaltsstoffe $< 0,45 \mu\text{m}$ ist vor dem Hintergrund der bei der labortechnischen Bestimmung von AFS63 aktuell erreichbaren Genauigkeit als marginal einzuordnen (siehe 2.4.3 sowie 2.5.2).

(DWA-A 102/BWK-A 3 Entwurf) sind die an beiden Beckentypen ermittelten Wirkungsgrade als gut einzuordnen. Unter Annahme des Rechenwertes für den Stoffabtrag stark belasteter Flächen von $760 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ im gesamten Einzugsgebiet (ungünstigster Fall) wäre ein Wirkungsgrad von ca. 60 % ausreichend, um den zulässigen Frachtaustrag von $280 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ zu erreichen.

Konzentrationsdynamik während Entlastungsereignissen

An vier Anlagen wurden zeitlich aufgelöste Messungen zur Konzentrationsdynamik von Fest-, Zehr- und Nährstoffen sowie den Schwermetallen Blei, Kupfer und Zink während Entlastungsereignissen durchgeführt (M3). Die Proben wurden mit automatischen Probenehmern im Überlauf und an zwei Anlagen auch im Zulauf genommen. Es wurden insgesamt 22 Überlaufereignisse und 9 Einstauereignisse ohne Überlauf zeitproportional mit je 4 bis maximal 24 Proben beprobt. Die mit dieser konventionellen und von den Feststoffsammlern unabhängigen Probenahmetechnik gemessenen Entlastungskonzentrationen ergaben eine vergleichbare Werteverteilung wie der Datensatz zur Entlastungsqualität (M1) und sind ein weiterer Beleg für dessen Belastbarkeit. Für die meisten Stoffe war die Variabilität im Verlauf einzelner Ereignisse geringer als die Variabilität der mittleren Ereigniskonzentrationen aus M1.

Die Konzentrationsverläufe im Zulauf eines Fangbeckens zeigten im Vergleich mit einem Durchlaufbecken ausgeprägtere Spülstöße, die für die beprobten Ereignisse erfolgreich in der Beckenkammer zurückgehalten wurden. Dies bestätigt den wasserwirtschaftlichen Ansatz, Fangbecken in Einzugsgebieten anzuordnen, in denen aufgrund von kurzen Fließzeiten ein deutlicher Spülstoß erwartet wird. Aufgrund des begrenzten Umfangs untersuchter Anlagen ist jedoch keine Verallgemeinerung dieses Befundes möglich. Im Überlauf des Fangbeckens und eines Stauraumkanals wurde eine höhere Konzentrationsvariabilität festgestellt, als an den zwei Durchlaufbecken. Dies kann auf den geringeren Probenumfang für die Durchlaufbecken zurückzuführen sein, ist aber aufgrund der Sedimentationswirkung der Durchlaufbecken grundsätzlich als plausibel einzuordnen. Bei Fangbecken ist nach deren Füllung kaum eine Abschwächung möglicher weiterer Verschmutzungs-Peaks zu erwarten. Bei Stauraumkanälen ist eine Remobilisierung von Ablagerungen möglich.

Bezug zum Regelwerk

Die Ergebnisse der zur Berechnung der Anlagenwirksamkeit generierten Feststoffproben (M2) bestätigen den Zielparameter AFS63 aus DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf). Die Feststofffraktion $< 63 \mu\text{m}$ (AFS63) ist an allen Anlagen in hohen Anteilen vorzufinden und stellt gleichzeitig die kritischste Fraktion für die Abtrennung mittels Sedimentation dar. Damit bildet der Parameter eine geeignete Vergleichsbasis für die Anlagenwirksamkeit. Weiterhin unterstreicht die in Relation zu den größeren Fraktionen hohe Schadstoffbelastung der AFS63 die Relevanz für den Gewässerschutz.

Im Vergleich der in diesem Vorhaben ermittelten Entlastungskonzentrationen (M1) und der daraus berechneten Frachten mit den Bemessungswerten aus DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) zeigt sich, dass die Ergebnisse sich einerseits in das Zahlengerüst fügen. Andererseits lässt sich für die untersuchten Anlagen eine erfolgreiche Einhaltung des zulässigen flächenspezifischen AFS63-Frachtaustrags bestätigen.

5 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse des Vorhabens bestätigen den Erfolg der bisher zur Mischwasserbehandlung umgesetzten Maßnahmen in Form hoher Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt und der Einhaltung zulässiger Frachtausträge (AFS63) an den untersuchten Anlagen (Durchlaufbecken, Fangbecken, Stauraumkanäle). Gleichzeitig sind Mischwasserentlastungsabflüsse belastet mit schmutzwasserbürtigen sowie von Oberflächen abgespülten Schadstoffen und tragen relevante Frachtanteile zur Gesamtemission von Schwermetallen, PAK und Phosphor bei. Neben den in diesem Vorhaben untersuchten stofflichen Belastungen hat an kleineren Gewässern die hydraulische Belastung ein Schädigungspotential.

Im Folgenden werden Schlussfolgerungen aus dem Vorhaben sowie Handlungsoptionen für die Praxis zur Verbesserung der Mischwasserbehandlung an einzelnen Anlagen sowie in der Gesamtbetrachtung zusammengefasst. Als wesentliche Voraussetzung für alle weiteren Maßnahmen ist der Kenntnisstand zum Entlastungsverhalten von Mischwasserentlastungen durch qualitätsgesicherte Messungen und plausibilisierte Messdaten weiterhin zu verbessern. Folgende Verbesserungen werden empfohlen:

Weitere Verbesserung des Kenntnisstands über Mischwasserentlastungen in quantitativer Hinsicht

- Ausstattung von Mischwasserentlastungen mit Messeinrichtungen zur Erfassung von Entlastungsabflüssen (Häufigkeit, Dauer und Menge).
- Sensibilisierung der Anlagenbetreiber für die Bedeutung der Messdaten.
- Sicherung der Datenqualität durch
 - die regelmäßige Wartung und Überprüfung der Messgenauigkeit von Messeinrichtungen,
 - die sorgfältige Festlegung, Dokumentation und regelmäßige Überprüfung von Eingangsparametern und mathematischen Funktionen bei der Berechnung von Abflussdaten aus Wasserstandsmessungen,
 - die Zugänglichkeit zeitlich aufgelöster Rohdaten in Leitsystemen,
 - die Implementierung von Routinen zur Auswertung und Plausibilisierung der anfallenden Daten.
- Informationsweitergabe belastbarer Stammdaten der Anlagen an den Datenverbund Abwasser Bayern (DABay) für übergeordnete Auswertungen.

Weitere Verbesserung des Kenntnisstands über Regenwetterabflüsse (Regenwasser, Mischwasser) in qualitativer Hinsicht

- Initiierung gezielter Messkampagnen zur stofflichen Belastung von Regenwetterabflüssen zum Schließen von Wissenslücken in Bezug auf
 - Regenwasserkonzentrationen im Trennsystem,
 - die Bedeutung von dezentralen Maßnahmen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung (blau-grüne Infrastruktur),
 - die Bedeutung von Regenüberläufen ohne Speichervolumen,
 - ggf. neue relevante Schadstoffe (Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495 2015).
- Für die Messkampagnen ergeben sich folgende Empfehlungen:
 - Klare Zieldefinition und Verfolgung angepasster Strategien: Eine Untersuchung des mittleren Systemverhaltens (möglichst vollständige Erfassung) erfordert bspw. andere Ansätze als die Erfassung von Extremwerten (z.B. hohe zeitliche Auflösung von Spülstößen).
 - Verwendung robuster, verlässlicher Probenahmetechnik, Sicherstellung einer engmaschigen Betreuung und ggf. Einsatz von Datenfernübertragung.
 - Die Erzeugung von Ereignis- oder Langzeitmischproben bspw. mittels großvolumigen Feststoffsammlern hat sich hinsichtlich des Konflikts aus zeitlicher Auflösung und möglicher Beprobungsdauer als geeignete, flexible Methode bewährt.
 - Mit den im Rahmen dieses Vorhabens eingesetzten Probenahmetechniken konnten Messdaten erhoben werden, die sich plausibel ergänzen. Aufgrund von Abweichungen bei der Fraktionierung von Feststoffen zwischen homogenisierten Mischproben und Feststoffproben empfiehlt sich für belastbare Untersuchungen zur Beschaffenheit von Feststoffen letztere Vorgehensweise. Diese basiert auf größeren Stichprobenvolumen und Feststoffmassen und ermöglicht damit eine höhere Bestimmungssicherheit.

Maßnahmen zur Minderung der aus Mischwasserentlastungen resultierenden Gewässerbelastungen

Zur Minderung der aus Mischwasserentlastungen resultierenden Gewässerbelastungen sind Maßnahmen auf verschiedenen Ebenen, vom Ort des Aufkommens in Siedlungsgebieten bis hin zur einzelnen Entlastungsanlage (end-of-pipe) denkbar. Sie werden im Folgenden knapp beschrieben und in Tabelle 5.1 qualitativ hinsichtlich ihres Wirkungs- und Synergiepotentials sowie des mit der Umsetzung in Einzugsgebieten verbundenen technischen Aufwands eingeordnet.

- Maßnahmen im Einzugsgebiet
 - Alle Maßnahmen der Flächenabkopplung und Vermeidung von Niederschlagsabflüssen durch dezentrale Maßnahmen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung (blau-grüne Infrastruktur, wassersensible Siedlungsentwicklung) reduzieren den Einfluss auf den natürlichen lokalen Wasserhaushalt und haben ein hohes Potential zur Reduktion hydraulischer sowie stofflicher Belastungen für Gewässer, da die Abflussmenge und damit die Entlastungshäufigkeit sowie schmutzwasserbürtige Stoffeinträge reduziert werden können:
 - Anlagen zur Förderung der Verdunstung (z.B. Gründächer, Fassadenbegrünung). Für die Schadstoffe aus den verdunsteten Volumenanteilen sind geeignete Bewirtschaftungsstrategien zu entwickeln. Es ergeben sich positive Synergieeffekte für das Stadtklima.
 - Anlagen zur Förderung der Versickerung (z.B. Flächen-, Mulden-, Rigen- oder Schachtversickerung) sind in ähnlicher Weise zur Reduktion hydraulischer Belastungen geeignet. Es sind jedoch geeignete Behandlungsmaßnahmen zu prüfen, um eine Verlagerung gelöster Schadstoffe in die Grundwasserkörper zu vermeiden.
 - Anlagen zur Regenwasserspeicherung und -nutzung.
 - Fremdwassersanierung ist aufwändig, jedoch essentiell zur Sicherung der für die Weiterleitung und Speicherung von Regenwasser eingeplanten Kapazitäten. Zur Identifikation von Fremdwasserschwerpunkten eignen sich Kurzzeit-Messkampagnen im Winterhalbjahr (DWA-M 182 2012).
- Maßnahmen im System
 - Kanalnetzoptimierung
 - Sicherstellung des beabsichtigten Betriebs durch detaillierte Kenntnisse über das Betriebsverhalten (Messdaten),
 - Berücksichtigung gewässerseitiger Anforderungen und Verlegung von Belastungsschwerpunkten an leistungsstärkere Einleitgewässer (Merkblatt 4.4/22, BayLfU 2018),
 - Reduzierung von Abfluss- und Konzentrationsspitzen sowie der Gesamtemissionen durch gezielte Netzsteuerung.
 - Bestmögliche Ausnutzung der Kapazität von Kläranlagen bzw. Erhöhung des Mischwasserabflusses zur Kläranlage, ggf. Bypass in die Nachklärung zur Umfahrung und zum Schutz empfindlicher Verfahrensstufen (z.B. Günther 2019).

- Maßnahmen an einzelnen Anlagen
 - Ertüchtigung von Bestandsanlagen nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik (DWA-A 166 2013; DWA-M 176 2013),
 - Klärtechnische Optimierung, z.B. durch Nachrüstung von Schrägklärerelementen (Kemper 2016; Kemper und Fuchs 2018),
 - Reduzierung der Bemessungsoberflächenbeschickung zur Vermeidung der Remobilisierung von Sedimenten (Fuchs et al. 2019),
 - Nachschaltung von Retentionsbodenfiltern als hocheffiziente Anlagen für den Stoffrückhalt.

Tabelle 5.1: Qualitative Einordnung des Potentials zur Reduzierung von Gewässerbelastungen, von Synergieeffekten sowie des technischen Aufwands bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Mischwasserbehandlung.

Maßnahme	Reduzierung hydraulischer Belastung	Reduzierung stofflicher Belastung	Synergieeffekte	Aufwand der Umsetzung
Verdunstung	++	++	++	+
Versickerung	++	+	+	+
Fremdwassersanierung	+	+	+	++
Kanalnetzoptimierung	+	+	o	++
Erhöhte Mitbehandlung auf der Kläranlage	+	++	o	+
Klärtechnische Maßnahmen	o	+	o	+
Retentionsbodenfilter	+	++	+	+

o = kein Potential bzw. kein Aufwand, + = geringes bis mittleres Potential bzw. geringer bis mittlerer Aufwand, ++ = mittleres bis hohes Potential bzw. mittlerer bis hoher Aufwand

Referenzen

- Aarts, A.L.F.; Langeveld, J. G.; Veldhuis, J.A.E. ten; Rietveld, L. C. (2013): Combined sewer overflows in urban areas - interpreting and comparing European CSO monitoring results. In: *7th International Conference on Sewer Processes and Networks, Sheffield, UK, 28-30 August 2013*. Online verfügbar unter <http://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3Aa45cb57a-c7be-42eb-a92f-6de3d7fc2f1c/datastream/OBJ/view>.
- Antweiler, Ronald C.; Taylor, Howard E. (2008): Evaluation of Statistical Treatments of Left-Censored Environmental Data using Coincident Uncensored Data Sets. I. Summary Statistics. In: *Environ. Sci. Technol.* 42 (10), S. 3732–3738. DOI: 10.1021/es071301c.
- ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. April 1992. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (ATV-DVWK) (ATV-DVWK-Regelwerk).
- ATV-A 198 (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. April 2003. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (ATV-DVWK) (ATV-DVWK-Regelwerk).
- ATV-DVWK-M 165 (2004): Anforderungen an Niederschlag-Abfluss-Berechnungen in der Siedlungsentwässerung. Januar 2004. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (ATV-DVWK) (ATV-DVWK-Regelwerk).
- Baum, Philipp; Benisch, Jakob; Blumensaat, Frank; Dierschke, Martina; Dittmer, Ulrich; Gelhardt, Laura et al. (2018): AFS63 - Harmonisierungsbedarf und Empfehlungen für die labortechnische Bestimmung des neuen Parameters. In: Theo G. Schmitt (Hg.): Regenwasser in urbanen Räumen. aqua urbanica trifft RegenwasserTage. Landau in der Pfalz, 18.-19.06.2018. Technische Universität Kaiserslautern (Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen, 1), 153-168.
- Baumann, Peter; Lieb, Wolfgang; Weiß, Gebhard (2017): Regenbecken im Mischsystem. Messen, Bewerten und Optimieren. Praxisleitfaden für den Betrieb von Regenbecken. 1., Heft 13. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- BayLfU (Hg.) (2012): Merkblatt Nr. 4.3/14. Messdaten von Regenüberlaufbecken. Leitfaden für ihre Prüfung und Wertung. Stand: 17.07.2012. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- BayLfU (Hg.) (2018): Merkblatt Nr. 4.4/22: Anforderungen an die Einleitungen von Schmutz- und Niederschlagswasser. Stand: März 2018. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- BayLfU (2020): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2018. Hg. v. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Online verfügbar unter https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserkundlicher_jahresbericht_2018/index.htm, zuletzt geprüft am 03.04.2020.

- BayLfW (2001): Messeinrichtungen an Regenüberlaufbecken. Praxisratgeber für Planung, Bau und Betrieb. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München.
- BBSR (2015): Verdichtungsräume (Stand 2015) gemäß Beschluss des Hauptausschusses der Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) vom 07.09.1993, angepasst an die nachfolgenden Gebietsstandsänderungen. Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. Online verfügbar unter <https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Raumbeobachtung/Downloads/downloads-Referenz2.html>, zuletzt geprüft am 10.01.2020.
- Becouze-Lareure, C.; Dembélé, A.; Coquery, M.; Cren-Olivé, C.; Bertrand-Krajewski, J-L (2019): Assessment of 34 dissolved and particulate organic and metallic micropollutants discharged at the outlet of two contrasted urban catchments. In: *The Science of the total environment* 651 (Pt 2), S. 1810–1818. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.042.
- BMUB (2017): Empfehlungen des Stakeholder-Dialogs "Spurenstoffstrategie des Bundes" an die Politik zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Online verfügbar unter www.bmu.de/download/empfehlungen-des-stakeholder-dialogs-spurenstoffstrategie-des-bundes/, zuletzt geprüft am 08.02.2018.
- BMUB (2019): Ergebnispapier – Ergebnisse der Phase 2 des Stakeholder-Dialogs "Spurenstoffstrategie des Bundes" zur Umsetzung von Maßnahmen für die Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Online verfügbar unter www.bmub.bund.de, zuletzt geprüft am 25.03.2019.
- Bollmann, Ulla E.; Tang, Camilla; Eriksson, Eva; Jönsson, Karin; Vollertsen, Jes; Bester, Kai (2014): Biocides in urban wastewater treatment plant influent at dry and wet weather: concentrations, mass flows and possible sources. In: *Water research* 60, S. 64–74. DOI: 10.1016/j.watres.2014.04.014.
- Brombach, H.; Fuchs, Stephan (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkana­lisationen. In: *Wasserwirtschaft Abwasser Abfall* 50 (4).
- Burkhardt, M.; Kupper, T.; Hean, S.; Haag, R.; Schmid, P.; Kohler, M.; Boller, M. (2007): Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. In: *Water Science and Technology* 56 (12), S. 63–67. DOI: 10.2166/wst.2007.807.
- BVL (2018): Liste der zugelassenen Pflanzenschutzmittel in Deutschland. Stand: Oktober 2018. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit.
- ChemIDplus (2020): ChemIDplus Advanced - Chemical information with searchable synonyms, structures, and formulas. U.S. National Library of Medicine. Online verfügbar unter <https://chem.nlm.nih.gov/chemidplus/>, zuletzt geprüft am 25.02.2020.
- Christoffels, Ekkehard; Brunsch, Andrea; Wunderlich-Pfeiffer, Jens; Mertens, Franz Michael (2016): Monitoring micropollutants in the Swist river basin. In: *Water Science and Technology* 74 (10), S. 2280–2296. DOI: 10.2166/wst.2016.392.

- Clara, M.; Gruber, G.; Humer, F.; Hofer, T.; Kretschmer, F.; Ertl, T. (2014): SCHTURM - Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Endbericht. Wien.
- DESTATIS (2017): Alle politisch selbständigen Gemeinden (mit Gemeindeverband) in Deutschland nach Fläche, Bevölkerung, Bevölkerungsdichte und der Postleitzahl des Verwaltungssitzes der Gemeinde. Ergänzt um die geografischen Mittelpunktkoordinaten, Reisegebiete und Grad der Verstädterung. Statistisches Bundesamt. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/LaenderRegionen/Regionales/Gemeindeverzeichnis/Administrativ/Archiv/GVAuszugQ/AuszugGV3QAktuell.html>, zuletzt geprüft am 10.08.2018.
- Dittmer, Ulrich (2017): Fachliche Grundlagen für den Betrieb von Regenüberlaufbecken. DWA Landesverband Baden-Württemberg. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), 2017.
- Dittmer, Ulrich; Bachmann-Machnik, Anna; Launay, Marie A. (2020): Impact of Combined Sewer Systems on the Quality of Urban Streams: Frequency and Duration of Elevated Micropollutant Concentrations. In: *Water* 12 (3), S. 850. DOI: 10.3390/w12030850.
- Dittmer, Ulrich; Weiß, Gebhard; Lieb, Wolfgang (2018): Bewertung des betrieblichen Verhaltens von Regenüberlaufbecken. 3. Expertenforum Regenüberlaufbecken am 27.02.2018 in Stuttgart.
- Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495 (2015): Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495 der Kommission vom 20. März 2015 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (Bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2015) 1756).
- DWA (2017): 29. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 64 (10), S. 874–878. DOI: 10.3242/kae2017.10.001.
- DWA (2019): 31. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA Bayern (2011): Betrieb von Abwasseranlagen. Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser. Leitfaden Nr. 2-14. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA). München.
- DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf): Arbeitsblatt DWA-A 102/BWK-A 3 Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-A 111 (2010): Hydraulische Dimensionierung und betrieblicher Leistungsnachweis von Anlagen zur Abfluss- und Wasserstandsbegrenzung in Entwässerungssystemen. Dezember 2010: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (DWA-Regelwerk).

- DWA-A 166 (2013): Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. November 2013. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (DWA-Regelwerk).
- DWA-M 176 (2013): Hinweise zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. November 2013. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (DWA-Regelwerk).
- DWA-M 181 (2011): Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen. September 2011. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (DWA-Regelwerk).
- DWA-M 182 (2012): Merkblatt DWA- M 182 Fremdwasser in Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden. April 2012. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (DWA-Regelwerk).
- DWD (2020): CDC (Climate Data Center) Open Data Portal. Hg. v. Deutscher Wetterdienst. Online verfügbar unter https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/annual/kl/historical/, zuletzt geprüft am 27.02.2020.
- ECHA (2020a): 6-methyl-1,2,3-oxathiazin-4(3H)-one 2,2-dioxide, potassium salt. Registration Dossier. ECHA, englisch European Chemicals Agency (Europäische Chemikalienagentur). Online verfügbar unter <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/10775/1>, zuletzt geprüft am 25.02.2020.
- ECHA (2020b): Ammonia, anhydrous. Registration Dossier. ECHA, englisch European Chemicals Agency (Europäische Chemikalienagentur). Online verfügbar unter <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15557/6/2/1>, zuletzt geprüft am 26.03.2020.
- EEA (2017): European Settlement Map 2012 in der Auflösung 2.5 m x 2.5m. Copernicus Land Monitoring Services. Hg. v. European Environment Agency (EEA). European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter <https://land.copernicus.eu/pan-european/GHSL/european-settlement-map/esm-2012-release-2017-urban-green>, zuletzt geprüft am 02.07.2019.
- EEA (2018): Versiegelungsgrade in der Auflösung 20m x 20m für das Jahr 2015. Copernicus Land Monitoring Services. Hg. v. European Environment Agency (EEA). European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness/status-maps/2015>, zuletzt geprüft am 26.08.2019.
- Engelmann, Uwe; Dittrich, Simone; Enskat, Kerstin (2016): Emissionsbericht Abwasser. Sechste Bestandsaufnahme 2013/2014. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 1. Aufl. Hg. v. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

- Eyckmanns-Wolters, Rebecca; Fuchs, Stephan; Maus, Christian; Sommer, Marc; Voßwinkel, Nina; Mohn, Rainer; Uhl, Mathias (2013): Reduktion des Feststoffeintrags durch Niederschlagswassereinleitungen (REFENI). Phase 1. Projektbericht. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter http://isww.iwg.kit.edu/medien/Abschlussbericht_ReduktionFeststoffeintragPhase1.pdf, zuletzt geprüft am 02.01.2019.
- Ferri, Stefano; Siragusa, Alice; Sabo, Filip; Pafi, Maria; Halkia, Matina (2017): The European Settlement Map 2017 Release. Methodology and output of the European Settlement Map (ESM2p5m) (JRC Technical Reports, EUR 28644 EN).
- Fuchs, Stephan; Hüsener, Johannes; Lieb, Wolfgang; Giebl, B. (2020a): Gewässerökologie - Emissionen aus der Mischwasserbehandlung. In: *5. Expertenforum Regenüberlaufbecken am 19. Februar 2020 in Stuttgart*.
- Fuchs, Stephan; Kaiser, Maria; Kiemle, Lisa; Kittlaus, Steffen; Rothvoß, Shari; Toshovski, Snezhina et al. (2017a): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies. An Open-Source River Basin Management System. In: *Water* 9 (4), S. 239. DOI: 10.3390/w9040239.
- Fuchs, Stephan; Kemper, Mike; Nickel, Jan Philip (2019): Feststoffe in der Regenwasserbehandlung. In: J. Pinnekamp (Hg.): 52. Essener Tagung für Wasserwirtschaft vom 20. - 22. März 2019 in Aachen. Wasser und Gesundheit. 52. Essener Tagung für Wasserwirtschaft. Aachen, 20.-22.03.2019. Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen. Aachen (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 250), 25/1-14.
- Fuchs, Stephan; Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (6), S. 661–667. DOI: 10.1007/s12302-010-0161-2.
- Fuchs, Stephan; Mayer, Ingo; Haller, Bernd; Roth, Hartmut (2014): Lamella settlers for storm water treatment - performance and design recommendations. In: *Water Science and Technology* 69 (2), S. 278–285. DOI: 10.2166/wst.2013.698.
- Fuchs, Stephan; Rothvoß, Shari; Toshovski, Snezhina (2018): Ubiquitäre Schadstoffe – Eintragsinventare, Umweltverhalten und Eintragsmodellierung. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (Texte 52/2018).
- Fuchs, Stephan; Toshovski, Snezhina (2016): Modelling of micro pollutant emissions to water and evaluation of reduction measures. In: *9th International Conference on planning and technologies for sustainable management of Water in the City (NOVATECH 2016)*, 28.06. – 01.07.2016, Lyon, France.
- Fuchs, Stephan; Toshovski, Snezhina; Kaiser, Maria; Sacher, Frank; Thoma, Astrid (2020b): Belastung der Umwelt mit Bioziden realistischer erfassen – Schwerpunkt Einträge über Kläranlagen. Kurztitel: Biozideinträge über Kläranlagen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (Schlussbericht in Bearbeitung, Veröffentlichung für 2020 vorgesehen). Hg. v. Umweltbundesamt (UBA).

- Fuchs, Stephan; Toshovski, Snezhina; Kaiser, Maria; Sacher, Frank; Thoma, Astrid; Kümmel, Veronika; Lambert, Benedikt (2020c): Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen. Ein deutschlandweit harmonisiertes Vorgehen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (Schlussbericht in Bearbeitung, Veröffentlichung für 2020 vorgesehen). Hg. v. Umweltbundesamt (UBA).
- Fuchs, Stephan; Weber, Tatyana; Wander, Ramona; Toshovski, Snezhina; Kittlaus, Steffen; Reid, Lucas et al. (2017b): Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Endbericht. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (Texte, 05/2017). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2017-01-17_texte_05-2017_masnahme_neffizienz-stoffeintrage_komp.pdf.
- Gasperi, Johnny; Geara, Darine; Lorgeoux, Catherine; Bressy, Adèle; Zedek, Sifax; Rocher, Vincent et al. (2014): First assessment of triclosan, triclocarban and paraben mass loads at a very large regional scale: case of Paris conurbation (France). In: *The Science of the total environment* 493, S. 854–861. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.06.079.
- Gasperi, Johnny; Zgheib, Sally; Cladiere, Mathieu; Rocher, Vincent; Moilleron, Regis; Chebbo, Ghassan (2012): Priority pollutants in urban stormwater: part 2 - case of combined sewers. In: *Water research* 46 (20), S. 6693–6703. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.041.
- Giger, Walter; Schaffner, Christian; Kohler, Hans-Peter E. (2006): Benzotriazole and tolyltriazole as aquatic contaminants. 1. Input and occurrence in rivers and lakes. In: *Environmental science & technology* 40 (23), S. 7186–7192.
- Grotehusmann, Dieter; Lambert, Benedikt; Fuchs, Stephan; Graf, Josef (2014): Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss. Schlussbericht zum BASt Forschungsvorhaben FE-Nr. 05.152/2008/GRB. Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt).
- Günther, Norbert (2019): Das Bypassverfahren - Möglichkeiten zur vermehrten Mischwasserbehandlung und zur Verringerung der Nachklärbeckenbelastung. Dissertation. Technische Universität Dresden.
- Helsel, Dennis R. (2006): Fabricating data. How substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. In: *Chemosphere* 65 (11), S. 2434–2439. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.04.051.
- Hillenbrand, Thomas; Marscheider-Weidemann, F.; Strauch, M.; Heitmann, K.; Schaffrin, D. (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Stoffdatenblätter. Stoffdatenblätter ; Forschungsbericht 203 21 280. Dessau: Umweltbundesamt (Texte, 29).
- Hillenbrand, Thomas; Tettenborn, Felix; Fuchs, Stephan; Toshovski, Snezhina; Metzger, Steffen; Tjoeng, Imee et al. (2016): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2. Umweltbundesamt (Texte 60/2016). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/massnahmen-zur-verminderung-des-eintrages-von-1>, zuletzt geprüft am 02.01.2019.

- Hilliges, R.; Endres, M.; Tiffert, A.; Brenner, E.; Marks, T. (2017): Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. In: *Water Science and Technology* 75 (5-6), S. 1169–1176. DOI: 10.2166/wst.2016.576.
- Hübner, Martin (1997): Beurteilung und Ermittlung der Wirkungsweise von Anlagen zur Regenwasserbehandlung. Dissertation. Universität GH Essen, Essen.
- ITWH (2014): Kontinuierliche Simulation zur Bemessung von Speicherbauwerken in urbanen Entwässerungssystemen. KOSIM 7.4 - KOSIM-MW, KOSIM-RW, KOSIM-XL Modellbeschreibung. Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH (itwh). Hannover.
- Kay, Paul; Hughes, Stephen R.; Ault, James R.; Ashcroft, Alison E.; Brown, Lee E. (2017): Widespread, routine occurrence of pharmaceuticals in sewage effluent, combined sewer overflows and receiving waters. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 220 (Pt B), S. 1447–1455. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.10.087.
- Kemper, Mike (2016): Strömungsverhalten und Sedimentationswirksamkeit in Regenbecken mit Schrägklärer-Einbauten. Dissertation. Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe.
- Kemper, Mike; Eyckmanns-Wolters, Rebecca; Fuchs, Stephan; Ebbert, Simon; Maus, Christian; Uhl, Matthias et al. (2015): Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online Messtechnik. Abschlussbericht. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Kemper, Mike; Fuchs, Stephan (2018): Optimierung des Feststoffrückhalts im Trennsystem durch Schrägklärer (Opti-Trenn). Endbericht. Gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Klepiszewski, Kai (2017): Möglichkeiten der messtechnischen Überprüfung von Drosselseinrichtungen. 2. Expertenforum Regenüberlaufbecken am 21.02.2017 in Stuttgart.
- Klipstein, Christian; Dittmer, Ulrich (2012): Handbuch für den Betrieb von Regenüberlaufbecken in Baden-Württemberg. Fachliche Grundlagen und Empfehlungen für die Praxis. 1. Aufl. Stuttgart: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Landesverband Baden-Württemberg.
- Kristensen, Peter; Whalley, Caroline; Néry, Fernanda; Zal, Nihat; Christiansen, Trine (2018): European waters. Assessment of status and pressures 2018. Luxembourg: Publications Office of the European Union (EEA Report, 7/2018). Online verfügbar unter https://www.eea.europa.eu/ds_resolveid/2c13c637dfe84d37b8a9d39e2b1fb30f, zuletzt geprüft am 08.02.2019.

- Lambert, Benedikt; Fuchs, Stephan; Toshovski, Snezhina; Sacher, Frank; Thoma, Astrid (2014): Entwicklung eines Bilanzierungsinstruments für den Eintrag von Schadstoffen aus kommunalen Kläranlagen in Gewässer. Abschlussbericht. Forschungsvorhaben gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und die Länder (Az: 29630). Online verfügbar unter https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-29630_01.pdf, zuletzt geprüft am 13.04.2017.
- Launay, Marie; Dittmer, Ulrich; Steinmetz, Heidrun (2016a): Contribution of combined sewer overflows to micropollutant loads discharged into urban receiving water. In: *9th International Conference on planning and technologies for sustainable management of Water in the City (NOVATECH 2016)*, 28.06. – 01.07.2016, Lyon, France.
- Launay, Marie; Dittmer, Ulrich; Steinmetz, Heidrun (2016b): Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows - Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. In: *Water research* 104, S. 82–92. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.068.
- Lee, Haejin; Swamikannu, Xavier; Radulescu, Dan; Kim, Seung-jai; Stenstrom, Michael K. (2007): Design of stormwater monitoring programs. In: *Water research* 41 (18), S. 4186–4196. DOI: 10.1016/j.watres.2007.05.016.
- Liu, An; Goonetilleke, Ashantha; Egodawatta, Prasanna (2015): Role of Rainfall and Catchment Characteristics on Urban Stormwater Quality. Singapore: Springer Singapore.
- Manzetti, Sergio (2013): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Environment. Environmental Fate and Transformation. In: *Polycyclic Aromatic Compounds* 33 (4), S. 311–330. DOI: 10.1080/10406638.2013.781042.
- Manzetti, Sergio; van der Spoel, E. Roos; van der Spoel, David (2014): Chemical properties, environmental fate, and degradation of seven classes of pollutants. In: *Chemical research in toxicology* 27 (5), S. 713–737. DOI: 10.1021/tx500014w.
- May, Daniel; Sivakumar, Muttucumaru (2013): Prediction of long-term urban stormwater loads at single sites. In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management* 166 (2), S. 81–92. DOI: 10.1680/wama.11.00038.
- Meißner, Erhard (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzfracht aus Mischwasserentlastungen. In: Peter Wolf (Hg.): Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischwasserkanalisation. 4. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium. Kassel. Universität Gesamthochschule Kassel. Kassel (WASSER · ABWASSER · ABFALL, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel, 7), S. 69–76.
- Mourad, M.; Bertrand-Krajewski, J.-L.; Chebbo, G. (2005): Sensitivity to experimental data of pollutant site mean concentration in stormwater runoff. In: *Water Science and Technology* 51 (2), S. 155–162.
- Müller, Elisabeth; Schade, Margit (2020): Fäkale Belastung und Vorkommen von Antibiotikaresistenzen in Mischwasserentlastungen in Bayern. Abschlussbericht LfU (Hg.).

- Nash, J. E.; Sutcliffe, J. V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. In: *Journal of Hydrology* 10 (3), S. 282–290. DOI: 10.1016/0022-1694(70)90255-6.
- Nielsen, Ulf; Wille Lentz Fredskilde, Jette; Buus Madsen, Kristina; Rasmussen, Jan; Rindel, Kim; Fink, Nis et al. (2011): COHIBA WP3 Innovative approaches to chemical controls of hazardous substances. Results from chemical analysis, acute and chronic toxicity tests in case studies: Danish national report.
- OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373). OGeWV, vom 20.06.2016.
- Passerat, Julien; Ouattara, Nouho Koffi; Mouchel, Jean-Marie; Rocher, Vincent; Servais, Pierre (2011): Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. In: *Water research* 45 (2), S. 893–903. DOI: 10.1016/j.watres.2010.09.024.
- R Core Team (2016): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Online verfügbar unter <https://www.R-project.org/>.
- Randall, D.J; Tsui, T.K.N (2002): Ammonia toxicity in fish. In: *Marine pollution bulletin* 45 (1-12), S. 17–23. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00227-8.
- Rau, W.; Metzger, S. (2017): Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation von Kläranlagen in Baden-Württemberg. Untersuchungsbericht UM-Vorhaben Nr. 367/2014. Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW (KOMS).
- Reemtsma, Thorsten; Mieke, Ulf; Duennbier, Uwe; Jekel, Martin (2010): Polar pollutants in municipal wastewater and the water cycle: occurrence and removal of benzotriazoles. In: *Water research* 44 (2), S. 596–604. DOI: 10.1016/j.watres.2009.07.016.
- Richtlinie 2013/39/EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.
- Scheurer, Marco; Brauch, Heinz-J.; Lange, Frank T. (2009): Analysis and occurrence of seven artificial sweeteners in German waste water and surface water and in soil aquifer treatment (SAT). In: *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 394 (6), S. 1585–1594. DOI: 10.1007/s00216-009-2881-y.
- Scheurer, Marco; Storck, Florian Rüdiger; Graf, Carola; Brauch, Heinz-Jürgen; Ruck, Wolfgang; Lev, Ovidia; Lange, Frank Thomas (2011): Correlation of six anthropogenic markers in wastewater, surface water, bank filtrate, and soil aquifer treatment. In: *Journal of environmental monitoring* 13 (4), S. 966–973. DOI: 10.1039/c0em00701c.
- Sprenger, Jennifer; Tondera, Katharina; Linnemann, Volker (2016): Determining fine suspended solids in combined sewer systems: Consequences for laboratory analysis. In: *9th International Conference on planning and technologies for sustainable management of Water in the City (NOVATECH 2016)*, 28.06. – 01.07.2016, Lyon, France.

- Storck, Florian R.; Skark, Christian; Remmler, Frank; Brauch, Heinz-Jürgen (2016): Environmental fate and behavior of acesulfame in laboratory experiments. In: *Water Science and Technology* 74 (12), S. 2832–2842. DOI: 10.2166/wst.2016.452.
- Suárez, J.; Puertas, J. (2005): Determination of COD, BOD, and suspended solids loads during combined sewer overflow (CSO) events in some combined catchments in Spain. In: *Ecological Engineering* 24 (3), S. 199–217. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2004.11.005.
- UBA (2016): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar?: Umweltbundesamt (UBA), zuletzt geprüft am 19.04.2017.
- Uhl, Mathias; Kasting, Ulrich (2002): Verschmutzung des Niederschlagsabflusses in Misch- und Trennsystemen und von Strassen. In: *Wasser und Abfall* 3, S. 14–22.
- Uhl, Mathias; Schröer, Christian; Perrefort, Thomas (2009): Klärtechnische Wirksamkeit von Regenbecken in der Stadtentwässerung (REBEWI). Projektbericht. BMBF Programm FH3, Förderkennzeichen 1705X05.
- US EPA (2015): Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1. EPA-600/R-14/413b. Unter Mitarbeit von Lewis A. Rossmann: Office of Research and Development, Water Supply and Water Resources Division. Online verfügbar unter <https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm>, zuletzt geprüft am 07.08.2018.
- Wick, Natalie; Krause, Steffen; Schaum, Christian; Fischer, Franziska; Fischer, Dieter; Klaeger, Franziska; Labrenz, Matthias (2020): Herausforderungen bei Probenahme, -aufbereitung und Analyse von Mikroplastik in der kommunalen Abwasserbehandlung. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 67 (2), S. 118–124.
- Wicke, Daniel; Matzinger, Andreas; Rouault, Pascale (2015): Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. OgRe. Abschlussbericht. Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Wittmer, I. K.; Bader, H-P; Scheidegger, R.; Singer, H.; Luck, A.; Hanke, I. et al. (2010): Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. In: *Water research* 44 (9), S. 2850–2862. DOI: 10.1016/j.watres.2010.01.030.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Lage der untersuchten Mischwasserentlastungsanlagen	18
Abbildung 2.2: Durchflussmessstelle am FB1	22
Abbildung 2.3: Schematische Darstellung eines Feststoffsammlers	25
Abbildung 2.4: Homogenisierung mit Tauchpumpe im Feststoffsammler, Probenahmeflaschen, Entnahme der homogenisierten Mischprobe aus dem Feststoffsammler.....	28
Abbildung 2.5: Sedimentierte Feststoffe am Boden des Feststoffsammlers und Entnahme der Feststoffprobe in Edelstahlkanne	29
Abbildung 2.6: Transportbox für a) homogenisierte Stichprobe, b) Feststoffprobe und c) Flaschen aus automatischem Probenehmer.....	31
Abbildung 2.7: Schritte der labortechnischen Bestimmung von AFS63 in Anlehnung an Baum et al. (2018).....	36
Abbildung 2.8: Bilanzraum (roter Rahmen) für die Berechnung des Gesamtwirkungsgrades am Beispiel eines Durchlaufbeckens im Nebenschluss.	43
Abbildung 2.9: Bilanzzeitraum am Beispiel eines Überlaufereignisses. t_0 = Beginn der Füllphase, t_{voll} = Beginn der Entlastungsphase, t_e = Ende der Entlastungsphase.....	44
Abbildung 2.10: KOSIM-Systemskizze: Vereinfachtes Modell für DB5	46
Abbildung 2.11: SWMM Systemskizze: Vereinfachtes Modell für DB2	47
Abbildung 3.1: Verlauf von Überfallhöhe ($h_{ü,WEHR}$) und Abfluss (Q_{WEHR}) der Wehrmessung sowie Wasserstand ($h_{DURCHFLUSS}$) und Abfluss ($Q_{DURCHFLUSS}$) der Durchflussmessung für Überlaufereignisse am DB4 vom 14.05.2018, 01.09.2018 und 29.05.2019. Der schattierte Bereich zeigt einen Unschärfebereich der Wehrmessung ausgehend von ± 2 cm Überfallhöhe an.	55
Abbildung 3.2: Abflussmessung DB4 im Zeitraum Dez. 2017 – Nov. 2019: Vergleich der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) von Wehrmessung (WEHR) und Durchflussmessung (DURCHFLUSS) je Ereignis (oben). Nash-Sutcliffe- Effizienz (NSE) in Abhängigkeit der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) der Durchflussmessung je Ereignis (unten), jeweils für Ereignisse mit Q_{max} beider Messungen > 0 l/s und $NSE > -5$	56
Abbildung 3.3: Verlauf von Überfallhöhe ($h_{ü,WEHR}$) und Abfluss (Q_{WEHR}) der Wehrmessung sowie Wasserstand ($h_{DURCHFLUSS}$) und Abfluss ($Q_{DURCHFLUSS}$) für Überlaufereignisse am SK2 vom 17.04.2017 und 25.06.2017. Der schattierte Bereich zeigt einen Unschärfebereich der Wehrmessung ausgehend von ± 2 cm Überfallhöhe an.....	57
Abbildung 3.4: Verlauf von Überfallhöhe ($h_{ü,WEHR}$) und Abfluss (Q_{WEHR}) der Wehrmessung sowie Wasserstand ($h_{DURCHFLUSS}$) und Abfluss ($Q_{DURCHFLUSS}$) der Durchflussmessung für Überlaufereignisse am SK2 vom 25.11.2017 und	

13.09.2018. Der schattierte Bereich zeigt einen Unschärfebereich der Wehrmessung ausgehend von ± 2 cm Überfallhöhe an.	58
Abbildung 3.5: Abflussmessung SK2 im Zeitraum Dez. 2017 – Nov. 2019: Vergleich der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) von Wehrmessung (WEHR) und Durchflussmessung (DURCHFLUSS) je Ereignis (oben). Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) in Abhängigkeit der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) der Durchflussmessung je Ereignis (unten), jeweils für Ereignisse mit Q_{max} beider Messungen > 0 l/s und $NSE > -5$	59
Abbildung 3.6: Verlauf von Auslenkung ($h_{ü,WEHR}$) und Abfluss (Q_{WEHR}) des Stauschildes, Wasserstand ($h_{DURCHFLUSS}$) und Abfluss ($Q_{DURCHFLUSS}$) der Durchflussmessung sowie Wasserstand ($h_{PARABEL}$) und Abfluss ($Q_{PARABEL}$) der Parabelmessung für Überlaufereignisse am FB1 vom 24.07.2017 und 21.06.2019. Der schattierte Bereich zeigt einen Unschärfebereich der Stauschildmessung ausgehend von ± 2 cm Auslenkung an.	61
Abbildung 3.7: Abflussmessung FB1 im Zeitraum Dez. 2017 – Nov. 2019: Vergleich der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) von Stauschild- (WEHR) bzw. Durchflussmessung (DURCHFLUSS) und Parabelmessung (PARABEL) je Ereignis (oben). Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) in Abhängigkeit der Maximalabflüsse (Q_{max}) und Volumen (V) der Parabelmessung je Ereignis (unten), jeweils für Ereignisse mit Q_{max} beider Messungen > 0 l/s und $NSE > -5$	62
Abbildung 3.8: Landnutzung in den untersuchten Direkteinzugsgebieten (ALKIS-Datensatz, Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung).....	71
Abbildung 3.9: Feststoffkonzentrationen in homogenisierten Überlaufmischproben. AFSges = Abfiltrierbare Stoffe gesamt (< 2 mm), AFSgrob = Abfiltrierbare Stoffe 63 – 2000 μ m, AFS63 = Abfiltrierbare Stoffe < 63 μ m, TR2mm = Trockenrückstand > 2 mm.	75
Abbildung 3.10: Methodenvergleich AFS63-Bestimmung mit der TU München (TUM) anhand von Proben aus Mischwasserentlastungen (MW) und einer Regenwassereinleitung (RW).	76
Abbildung 3.11: Vergleich der Mediankonzentrationen von Mikroschadstoffen im Mischwasserüberlauf (Gesamtkollektiv Bayern, $n=145$) und Kläranlagenablauf (Gesamtkollektiv Deutschland aus Fuchs et al. (2020c), $n=999$, außer CZIM und TCS: $n=314$). Die Fehlerbalken zeigen das 25 % und 75 % Perzentil.....	86
Abbildung 3.12: Risikoquotienten aus mittleren Ereigniskonzentrationen (EMC) in Mischwasserentlastungen ($n=145$) und Umweltqualitätsnormen (UQN) aus Richtlinie 2013/39/EU oder OGWV (2016). ZHK = Zulässige Höchstkonzentration.	87
Abbildung 3.13: Abfiltrierbare Stoffe (AFSges) in homogenisierten Überlaufmischproben. A: im gesamten Datenkollektiv, B: standortspezifisch. .	93
Abbildung 3.14: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) in homogenisierten Überlaufmischproben. A: im gesamten Datenkollektiv, B: standortspezifisch. .	93

Abbildung 3.15: Konzentration abfiltrierbarer Stoffe gesamt (AFSges) und Anteil abfiltrierbarer Feststoffe < 63 µm (AFS63) in homogenisierten Überlaufmischproben differenziert nach Beckentyp. DB = Durchlaufbecken, FB = Fangbecken, SK = Stauraumkanal.	94
Abbildung 3.16: Konzentration von Acesulfam (ACE) und Diclofenac (DCF) in homogenisierten Überlaufmischproben differenziert nach der geografischen Lage.	95
Abbildung 3.17: Mediankonzentration von Acesulfam (ACE) und Diclofenac (DCF) je Standort in Abhängigkeit von der mittleren Jahresniederschlagshöhe. Die Fehlerbalken zeigen das 25 % und 75 % Perzentil.....	96
Abbildung 3.18: Mediankonzentration von CSB, Gesamt-Phosphor (TP), Acesulfam (ACE) und Triclosan (TCS) je Standort in Abhängigkeit von der Einwohnerdichte im Gesamteinzugsgebiet. Die Fehlerbalken zeigen das 25 % und 75 % Perzentil.	98
Abbildung 3.19: Konzentration von CSB, Benzo(a)pyren (BaP), Mecoprop (MCP) und Acesulfam (ACE) in homogenisierten Überlaufmischproben differenziert nach dem Grad der Verstädterung. Darstellung ohne 4 Ausreißer bei MCP, sowie ohne 1 Ausreißer bei BaP.	100
Abbildung 3.20: Vergleich der Mediankonzentrationen von Schadstoffen im Mischwasserentlastungen städtischer und ländlicher Einzugsgebiete (links) sowie innerhalb und außerhalb von Verdichtungsräumen (rechts). Dargestellt sind ausschließlich Stoffe mit signifikanten Unterschieden (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,05$).	100
Abbildung 3.21: Konzentration von Carbamazepin (CBZ), Diclofenac (DCF), Metoprolol (MPL) und Triclosan (TCS) in homogenisierten Überlaufmischproben von DB4, DB6 (jeweils mit Klinik im Direkteinzugsgebiet), von Anlagen mit einer über Vorentlastungen angeschlossenen Klinik (Vorentlastet) und Anlagen ohne Klinik im Einzugsgebiet (Keine).	102
Abbildung 3.22: Quartalsweise Verteilung der Konzentration von Terbutylazin (TBA) und Metolachlor (MET) in homogenisierten Überlaufmischproben. Werte unter Bestimmungsgrenze (BG = 0,01 µg/l) sind als BG/2 dargestellt.	103
Abbildung 3.23: Korngrößenverteilung der Feststoffproben.	115
Abbildung 3.24: Glühverlust (GV) der Feststoffe aus Zu- und Überläufen.	116
Abbildung 3.25: Schadstoffbelastung der Feststoffe aus Zu- und Überläufen mit Phosphor (TP), Blei (Pb), Kupfer (Cu) und Zink (Zn).	116
Abbildung 3.26: Hydraulischer Wirkungsgrad (η Volumen) der drei in M2 untersuchten Anlagen in Abhängigkeit des spezifischen Speichervolumens (links) und des Überlaufvolumens (rechts). Die Fehlerbalken zeigen Minimum und Maximum der ausgewerteten Ereignisse.....	121
Abbildung 3.27: Hydraulischer Wirkungsgrad (η Volumen) des FB2 in Abhängigkeit des Überlaufvolumens ausgehend von einer Reduzierung der gemessenen Überfallhöhe um 2 und 5 cm.	121

Abbildung 3.28: Vergleich der Verteilung der in M1 und M3 an Zu- und Überläufen gemessenen Konzentrationen von CSB und Gesamt-Phosphor (TP)	127
Abbildung 3.29: Ganglinien des Beckenfüllstands über dem Pumpensumpf, des Abflusses am Beckenüberlauf und der AFS-Konzentration während Überlaufereignissen am 29.04. und 20.05.2019 am FB2.....	128
Abbildung 3.30: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges), von CSB, Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) und von Kupfer (Cu) ab Einstaubeginn im Zulaufgerinne des FB2. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.....	128
Abbildung 3.31: Verläufe der kumulierten Frachten der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges, links) und von Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N, rechts) in Abhängigkeit der kumulierten Volumen ab Einstaubeginn im Zulaufgerinne des FB2. Die gepunktete Linie zeigt eine angepasste Potenzfunktion mit $m = V^p$	129
Abbildung 3.32: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges), von CSB, Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) und von Kupfer (Cu) ab Überlaufbeginn im Zulaufgerinne des FB2. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.....	130
Abbildung 3.33: Verläufe der kumulierten Frachten der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges, links) und von Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N, rechts) in Abhängigkeit der kumulierten Volumen ab Überlaufbeginn im Zulaufgerinne des FB2. Die gepunktete Linie zeigt eine angepasste Potenzfunktion mit $m = V^p$	130
Abbildung 3.34: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges) und von Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) ab Einstaubeginn im Zu- und Überlauf des DB2. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.	131
Abbildung 3.35: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges) und von Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) ab Überlaufbeginn im Überlauf des DB5. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.	131
Abbildung 3.36: Konzentrationsverläufe der abfiltrierbaren Stoffe (AFSges) und von Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) ab Überlaufbeginn im Überlauf des SK2. Das schattierte Band zeigt den Konzentrationsbereich der Ereignismischproben aus M1 an.	132
Abbildung 3.37: Mittlere jährliche Einträge von AFS, CSB, TP und TNb aus urbanen Systemen in die Fließgewässer Bayerns.	138
Abbildung 3.38: Mittlere jährliche Einträge von Pb, Cd, Hg, Ni, Carbendazim (CZIM), Terbutryn (TBY), Triclosan (TCS) und DEHP aus urbanen Systemen in die Fließgewässer Bayerns.....	138
Abbildung 3.39: Mittlere jährliche Einträge von der 16 Einzel-PAK sowie deren Summe (PAK16) aus urbanen Systemen in die Fließgewässer Bayerns.	139
Abbildung 3.40: Vergleich der Jahresniederschläge im Untersuchungszeitraum (2017 – 2019) mit den langjährigen synthetischen Niederschlagsreihen (NiedSim 52	

Jahre) und DWD Jahreswerten für nahegelegene Stationen. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung.	140
Abbildung 3.41: Mit verschiedenen Methoden bestimmtes Entlastungsvolumen der untersuchten Anlagen. Die Fehlerbalken zeigen das nachberechnete Ergebnis der Messung am FB2 ausgehend von ± 2 cm Abweichung in der Überfallhöhe.	144
Abbildung 3.42: Jährlicher AFS63-Frachtaustrag der untersuchten Anlagen im Vergleich mit den Belastungskategorien aus DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf) auf Basis der Abflussmessung im Untersuchungszeitraum. Für DB5 wurde ein mit KOSIM berechnetes Entlastungsvolumen verwendet, da nicht durchgehend valide Messdaten vorlagen.	150

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Untersuchte Mischwasserentlastungsanlagen.....	18
Tabelle 2.2: Drosseleinrichtungen der untersuchten Anlagen	23
Tabelle 2.3: Zur Ansteuerung der Beprobung verwendete Messsignale und angewandte Abflussberechnung.....	25
Tabelle 2.4: Technische Beschreibung der Schlauchpumpe.....	26
Tabelle 2.5: Ergebnisse des Testlaufs zur Förderleistung der Schlauchpumpe.....	26
Tabelle 2.6: Ausführung der Probenahmestellen	27
Tabelle 2.7: Konfiguration der eingesetzten automatischen Probenehmer	30
Tabelle 2.8: Analyseverfahren für homogenisierte Mischproben und Stichproben	33
Tabelle 2.9: Bestimmungsgrenzen (BG) in homogenisierten Mischproben und Stichproben	33
Tabelle 2.10: Analyseverfahren für Feststoffproben.....	37
Tabelle 2.11: Bestimmungsgrenzen (BG) in Feststoffproben.....	37
Tabelle 2.12: Mittlere jährliche Niederschlagssumme und Standardabweichung (SD) der synthetischen Niederschlagsreihen	38
Tabelle 2.13: Kategorien zur qualitativen Beurteilung der Feststoffsammler- Beprobungen.....	40
Tabelle 2.14: Modellparameter Abflussbildung in KOSIM	47
Tabelle 2.15: Modellparameter Abflussbildung in SWMM	48
Tabelle 3.1: Statistische Kennwerte der Überlaufereignisse im Untersuchungszeitraum	50
Tabelle 3.2: Zusammenfassung der Entlastungsaktivität der Mischwasserentlastungen im Untersuchungszeitraum	51
Tabelle 3.3: Entlastungskenngrößen der Mischwasserentlastungen umgerechnet auf ein Jahr	51
Tabelle 3.4: Gruppierung der Anlagen nach geografischer Lage	65
Tabelle 3.5: Einzugsgebietsflächen (kanalisiert) laut Anlagenbetreiber	66
Tabelle 3.6: In GIS ermittelte Direkteinzugsgebietsflächen in ha	66
Tabelle 3.7: Angeschlossene, befestigte Einzugsgebietsflächen (Mischsystem) laut Anlagenbetreiber.....	67
Tabelle 3.8: Versiegelung der Direkteinzugsgebietsflächen.....	67
Tabelle 3.9: Trennsystemflächen in den Einzugsgebieten laut Anlagenbetreiber	68
Tabelle 3.10: Verfügbare Angaben zur mittleren Neigungsgruppe (NG_m) und mittels GIS ermitteltes mittleres Gefälle der Direkteinzugsgebiete.....	68

Tabelle 3.11: Einwohnerzahlen laut Anlagenbetreiber und Einwohnerdichte bezogen auf die Gesamtfläche in den Einzugsgebieten der untersuchten Anlagen (inkl. Trennsystemgebiete)	69
Tabelle 3.12: Qualitative Charakterisierung der Direkteinzugsgebiete der untersuchten Anlagen	69
Tabelle 3.13: Grad der Verstädterung und Zuordnung zu Verdichtungsräumen.....	70
Tabelle 3.14: Zusammenfassung der schwerpunktmäßigen Landnutzung in den Einzugsgebieten der untersuchten Anlagen	71
Tabelle 3.15: Anzahl der Proben je Anlage in M1	72
Tabelle 3.16: Ergebnis der qualitativen Beurteilung der Feststoffsammler-Beprobungen	73
Tabelle 3.17: Probenahmen mit technischen Unregelmäßigkeiten	74
Tabelle 3.18: Statistische Kennwerte der Feststoffkonzentrationen und Glühverlust in homogenisierten Überlaufmischproben	74
Tabelle 3.19: Statistische Kennwerte der konventionellen Abwasserparameter in homogenisierten Überlaufmischproben	77
Tabelle 3.20: Statistische Kennwerte der Mikroschadstoffkonzentrationen in homogenisierten Überlaufmischproben. Werte unter Bestimmungsgrenze (BG) wurden für die Median- und Mittelwertbildung mit BG/2 berücksichtigt.	78
Tabelle 3.21: Daten für Mischwasserentlastungen in Zentraleuropa aus den Jahren 1968 – 2001 aus dem ATV-DVWK-Datenpool (Brombach und Fuchs 2003). ..	80
Tabelle 3.22: Daten für Mischwasserentlastungen aus 24 Gebieten in 8 europäischen Ländern aus den Jahren 1978 – 2010 von Aarts et al. (2013).....	80
Tabelle 3.23: Literaturdaten für Feststoff-, CSB- und Nährstoffkonzentrationen in Mischwasserentlastungen.....	82
Tabelle 3.24: Literaturdaten für Konzentrationen der untersuchten Pharmazeutika, Benzotriazole, DEHP und Acesulfam in Mischwasserentlastungen.	83
Tabelle 3.25: Literaturdaten für Schwermetall- und PAK-Konzentrationen in Mischwasserentlastungen.....	84
Tabelle 3.26: Literaturdaten für Konzentrationen der untersuchten Pestizide und Biozide in Mischwasserentlastungen.	85
Tabelle 3.27: Stoffeigenschaften der untersuchten PAK	89
Tabelle 3.28: Stoffeigenschaften der untersuchten Biozide und Pestizide.....	90
Tabelle 3.29: Stoffeigenschaften von DEHP, Acesulfam, sowie der untersuchten Benzotriazole und Pharmazeutika	91
Tabelle 3.30: Mediane der Entlastungskonzentrationen je Standort in µg/l (AFS, CSB, TNb, TP, PO ₄ -P, MKW in mg/l).....	104
Tabelle 3.31: Volumengewichtete Mittelwerte der Entlastungskonzentrationen je Standort in µg/l (AFS, CSB, TNb, TP, PO ₄ -P, MKW in mg/l).....	106

Tabelle 3.32: Entlastungskonzentrationen innerhalb und außerhalb von Verdichtungsräumen	108
Tabelle 3.33: Probenahmen in Messkampagne M2	111
Tabelle 3.34: Statistische Kennwerte der Analyseergebnisse der Feststoffproben von Anlagenzuläufen	114
Tabelle 3.35: Statistische Kennwerte der Analyseergebnisse der Feststoffproben von Anlagenüberläufen	115
Tabelle 3.36: Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt < 63 µm der Durchlaufbecken	118
Tabelle 3.37: Vergleich der anhand von Feststoffproben (M2), homogenisierten Mischproben (M1) oder Konzentrationsganglinie (M3) ermittelten Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt.....	118
Tabelle 3.38: Stoffrückhalt in den untersuchten Durchlaufbecken	119
Tabelle 3.39: Gesamtwirkungsgrade für den Feststoffrückhalt < 63 µm des Fangbeckens.....	120
Tabelle 3.40: Stoffrückhalt im untersuchten Fangbecken.....	122
Tabelle 3.41: Probenahmen M3 am Fangbecken FB2	124
Tabelle 3.42: Probenahmen M3 an den Durchlaufbecken DB2 und DB5	124
Tabelle 3.43: Probenahmen M3 am Stauraumkanal SK2	125
Tabelle 3.44: Statistische Kennwerte der Konzentrationen in M3-Zulaufproben.....	126
Tabelle 3.45: Statistische Kennwerte der Konzentrationen in M3-Überlaufproben	126
Tabelle 3.46: Mediankonzentrationen der Trockenwetterstichproben	133
Tabelle 3.47: Mittlere Konzentrationen (mg/l) im Kläranlagenzulauf an Trockenwettertagen in 2016 – 2018.....	134
Tabelle 3.48: Mittlere Stoffeinträge aus Mischwasserentlastungen in die Fließgewässer Bayerns	137
Tabelle 3.49: Mittleres Jahresentlastungsvolumen des FB2 im Untersuchungszeitraum für verschiedene Anpassungen der gemessenen Überfallhöhe.	141
Tabelle 3.50: Vergleich der mit KOSIM und SWMM berechneten Entlastungsvolumen in m ³ /a.	143
Tabelle 3.51: Mittleres Entlastungsvolumen in m ³ /a	144
Tabelle 3.52: Jahresfrachten berechnet mit volumengewichteten Standortmittelwerten in g/a (AFS, CSB, TNb, TP, PO ₄ -P, Fe und MKW in kg/a)	146
Tabelle 3.53: Flächenspezifische Jahresfrachten berechnet mit volumengewichteten Standortmittelwerten in g/(ha·a) (AFS, CSB, TNb, TP, PO ₄ -P, Fe und MKW in kg/(ha·a)).....	147
Tabelle 5.1: Qualitative Einordnung des Potentials zur Reduzierung von Gewässerbelastungen, von Synergieeffekten sowie des technischen Aufwands	

bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der
Mischwasserbehandlung..... 161

Anhänge

Anhang A Analytische Methoden

Anhang B Analysenergebnisse

Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern

Anhänge A – B zum Schlussbericht

Karlsruhe, September 2020

Forschungsvorhaben im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU)

Nickel, J.P.; Fuchs, S.

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG)
Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

Inhaltsverzeichnis

Anhang A	Analytische Methoden	4
Anhang B	Analysenergebnisse	13
Anhang B.1	Entlastungskonzentrationen (M1)	13

Anhang A Analytische Methoden

Bestimmung von Antimon, Bismut, Blei, Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Zinn und Zink in Wasser- und Feststoffproben

Die Bestimmung der Schwermetalle erfolgte nach DIN EN ISO 17294, d.h. mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS). Quecksilber wurde nach DIN EN ISO 17852, d.h. mittels Atomfluoreszenzspektrometrie bestimmt. Vor der Messung wurde für alle Abwasser- und Feststoffproben ein Mikrowellenaufschluss unter Zugabe von Säure (Aufschlussapparatur Multiwave PRO, Firma Paar) durchgeführt, um auch die partikelgebundenen Anteile zu erfassen. Für den Aufschluss der Wasserproben wurden 29,5 ml Probe mit 0,5 ml konzentrierter Salpetersäure versetzt, für den Aufschluss der Feststoffproben 500 mg Feststoff mit 4,5 ml konzentrierter Salzsäure und 1,5 ml konzentrierter Salpetersäure („Königswasser“). Die Proben wurden jeweils in der Mikrowelle aufgeschlossen. Die Aufschlusslösung der Feststoffe wurde nach dem Aufschluss mit MilliQ-Wasser auf 50 ml verdünnt, um den Säuregehalt in der Messlösung zu reduzieren. Die Bestimmung der Schwermetalle erfolgte anschließend sowohl für die Wasserproben, als auch für die Feststoffproben mittels ICP-MS bzw. AFS. Die wichtigsten Parameter der Aufschlüsse und Messungen sind in Tabelle 1, Tabelle 2 und Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 1: Aufschlussbedingungen für die Bestimmung der Schwermetalle

Parameter	Wasserphase	Feststoff
Probenvolumen/-menge:	29,5 ml	500 mg
Säurezugabe:	0,5 ml Salpetersäure	4,5 ml Salzsäure, 1,5 ml Salpetersäure
Mikrowelle:	Multiwave PRO (Paar)	Multiwave PRO (Paar)
Temperaturprogramm:	Heizen auf 180 °C (15 min), Halten (55 min), Kühlen auf 70 °C (19 min)	Heizen auf 135 °C (10 min), Halten (40 min), Kühlen auf 70 °C (11 min)
Max. Mikrowellenleistung:	1.500 W	1.500 W
Endvolumen:	30 ml	50 ml

Tabelle 2: ICP-MS-Parameter für die Bestimmung von Antimon, Bismut, Blei, Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer, Molybdän, Nickel, Zinn und Zink

Gerät:	ICP-MS 7900 (Agilent Technologies)
RF Leistung:	1.550 W
Plasmagas:	Argon
Plasmagasfluss:	15 l/min
Carriergasfluss:	1,04 l/min
Make-up-Gasfluss:	0,2 l/min
Zerstäuber:	MicroMist
Messmodus:	No-gas (Cd, Pb, Sb, Sn, Mo, Bi), Helium (Ni, Cr, Cu, Zn, Fe)
Analysenzeit:	2 min
Quantifizierungsmassen:	111 (Cd), 60 (Ni), 206/207/208 (Pb), 52 (Cr), 63 (Cu), 66 (Zn), 121 (Sb), 56 (Fe), 118/120(Sn), 95 (Mo), 209 (Bi)
Wiederholmessungen:	3

Tabelle 3: Atomfluoreszenzspektrometrie-Parameter für die Bestimmung von Quecksilber

Gerät:	Mercur plus Quecksilber-Fluoreszenzanalysator (Analytik Jena)
Strahlungsquelle:	Hg-Niederdrucklampe
Wellenlänge:	253,7 nm
Integrationszeit:	20 s
Auswertung:	Peakhöhe

Bestimmung von Benzotriazol, 4- und 5-Methylbenzotriazol, Atrazin, Carbendazim, Diuron, Isoproturon, MCPP (Mecoprop), Metolachlor, Terbutylazin, Terbutryn, Triclosan, Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol in Wasserproben

Die Bestimmung erfolgte mittels HPLC/Tandem-MS nach Festphasenanreicherung der Gesamtwasserprobe. Die wichtigsten Parameter der Probenvorbereitung sind in Tabelle 4 zusammengestellt. In Tabelle 5 und Tabelle 6 sind die Parameter der HPLC/Tandem-MS-Analyse dargestellt.

Tabelle 4: Online-Festphasenanreicherung für organische Spurenstoffe (Benzotriazole, Arzneimittelrückstände und Pflanzenschutzmittelwirkstoffe)

Probenvolumen:	20 ml
pH-Wert:	neutral
Interner Standard:	Benzotriazol-d4, 4-Methylbenzotriazol-d3, 5-Methylbenzotriazol-d6, Atrazin-d5, Carbendazim-d4, Diuron-d6, Isoproturon-d6, Mecoprop-d3, Terbutryn-d5, Metolachlor-d6, Triclosan-d3, Carbamazepin-d10, Diclofenac-d4 und Metoprolol-d7
Festphasenmaterial:	PPL (Agilent)
Elutionsmittel:	Methanol + Aceton
Elution:	3 x 1,4 ml Methanol 1 x 1,4 ml Aceton

Tabelle 5: HPLC/MS-MS-Parameter (Benzotriazole, Arzneimittelrückstände und Pflanzenschutzmittelwirkstoffe)

HPLC-System:	HPLC 1290 (Agilent Technologies)
MS-MS-System:	API 5500 (AB Sciex)
Interface:	Elektrospray (ESI)
Injektionsvolumen:	15 µL
Trennsäule:	Ultra Aromax, 3 µm, 150 mm x 2,1 mm (Restek)
Eluenten:	A: HPLC-Wasser + 2 mM Ammoniumformiat B: 95% Acetonitril + 5% HPLC-Wasser + 2 mM Ammoniumformiat
Eluentenprogramm:	5 min: 85% A, 15% B 0 min: 85% A, 15% B 6 min: 70% A, 30% B 18 min: 0% A, 100% B 24 min: 0% A, 100% B 25 min: 85% A, 15% B
Fluss:	0,2 ml/min
Analysenzeit:	25 min
Ionisierungsmodus:	Positiv / Negativ
Ionisierungsspannung:	+5500 V / -4500 V

Tabelle 6: Precursor- und Produkt-Ionen (Benzotriazole, Arzneimittelrückstände und Pflanzenschutzmittelwirkstoffe)

	Precursor-Ion m/z	Produkt-Ion I m/z	Produkt-Ion II m/z
Benzotriazol	120,0	64,9	92,1
4-Methylbenzotriazol	134,0	77,0	79,0
5-Methylbenzotriazol	134,0	77,0	79,1
Atrazin	216,1	174,0	67,9
Carbendazim	192,2	132,0	160,0
Diuron	233,0	46,2	71,9
Isoproturon	207,2	46,1	72,2
MCPP (Mecoprop)	213,0	35,0	141,1
Metolachlor	284,1	252,0	176,0
Terbutylazin	230,1	174,0	68,0
Terbutryn	242,1	70,9	67,9
Triclosan	288,7	35,0	37,0
Carbamazepin	237,0	164,9	193,9
Diclofenac	296,0	213,8	249,8
Metoprolol	268,1	116,2	56,2

Bestimmung von Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benz[a]anthracen, Chrysen, Benzo[b]- und Benzo[k]fluoranthen, Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Dibenz[a,h]anthracen, Benzo[g,h,i]perylen und Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) in Wasserproben

Die Bestimmung der polyzyklischen Kohlenwasserstoffe (16 EPA-PAK) und Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) erfolgt nach DIN 38407-F39 mittels GC/MS-MS nach flüssig-flüssig-Extraktion der Gesamtwasserprobe. Die wichtigsten Parameter des Extraktionsverfahrens sind in Tabelle 7 beschrieben. In Tabelle 8 und Tabelle 9 sind die Messparameter zusammengefasst.

Tabelle 7: Ultraschallgestützte Flüssig-flüssig-Extraktion für PAK und DEHP

Probenvolumen:	950 ml (+50 ml Aceton)
Ultraschallbehandlung:	12 min
pH-Wert:	original
Verdünnung:	1:2
Interne Standards:	Dibromoktafluorbiphenyl, Naphthalin-d8, Acenaphthylen-d8, Acenaphthen-d10, Fluoren-d10, Phenanthren-d10, Anthracen-d10, Fluoranthen-d10, Pyren-d10, Benz[a]anthracen-d12, Chrysen-d12, Benzo[b]fluoranthen-d12, Benzo[k]fluoranthen-d12, Benzo[a]pyren-d12, Indeno[1,2,3-cd]pyren-d12, Dibenz[a,h]anthracen-d14, Benzo[g,h,i]perylen-d12, DEHP-d4
Extraktionsmittel:	Cyclohexan
Extraktionsvolumen:	25 ml
Endvolumen:	0,2 ml

Tabelle 8: GC/MS-MS-Parameter PAK und DEHP

GC/MS-MS-System:	TraceGC ultra/TSQ QuantumXLS ultra (Thermo)
Injektor:	Kaltaufgabesystem KAS 6 (Gerstel)
Injektortemperaturprogramm:	70 °C (0,02 min), 12 °C/s auf 290 °C (4 min)
Injektionsvolumen:	1 µL /10 µL
Trennsäule:	TR-PESTICIDE III, 30 m x 0,25 mm x 0,25 µm (Thermo)
Trägergas:	Helium
Temperaturprogramm:	50 °C (1 min) 10 °C/min auf 200 °C (2 min) 3 °C/min auf 250 °C 5 °C/min auf 300 °C (14 min)
Analysenzeit:	59 min
Temperatur Transfer-Line:	300 °C
Detektortemperatur:	250 °C
Scan-Modus:	SRM

Tabelle 9: Charakteristische Fragmente m/z PAK und DEHP

	Precursor-Ion m/z	Produkt-Ion I m/z	Produkt-Ion II m/z
Naphthalin	128,1	127,1	102,1
Acenaphthylen	152,1	151,1	126,1
Acenaphthen	153,1	151,1	126,1
Fluoren	165,1	163,1	139,1
Phenanthren	178,1	176,1	152,1
Anthracen	178,1	176,1	152,1
Fluoranthren	202,1	200,1	176,1
Pyren	202,1	200,1	176,1
Benz[a]anthracen	228,1	226,1	202,1
Chrysen	228,1	226,1	202,1
Benzo[b]- und Benzo[k]fluoranthren	252,1	250,1	224,1
Benzo[a]pyren	252,1	250,1	224,1
Indeno[1,2,3-cd]pyren	276,1	274,1	248,1
Dibenz[a,h]anthracen	278,1	276,1	252,1
Benzo[g,h,i]perylen	276,1	274,1	248,1
Di-(2-ethylhexyl)phthalat	167,0	121,0	149,0

Bestimmung von Mineralölkohlenwasserstoffen in Wasserproben

Die Bestimmung der Mineralölkohlenwasserstoffe erfolgt nach DIN 38409 Teil 13 (H53) mittels flüssig-flüssig-Extraktion mit Cyclohexan und der Kopplung Gaschromatographie/Flammenionisationsdetektor (GC/FID). Nach Abtrennung des Extraktionsmittels mit einem Mikroseparator wird der Extrakt in einem Clean-Up-Schritt über je 2 g Florisil und Natriumsulfat gereinigt und eingeeengt. Für die Quantifizierung wird die Gesamtpeakfläche zwischen den internen Standards C10 und C40 gemessen und die Konzentration mit Hilfe eines externen Standards, aus zwei spezifizierten Mineralölen bestimmt und als Kohlenwasserstoff-Index berechnet. Die wichtigsten Parameter der Probenextraktion und der GC/FID-Analyse sind in Tabelle 10 und Tabelle 11 zusammengefasst.

Tabelle 10: Flüssig-flüssig-Extraktion für Mineralölkohlenwasserstoffe

Probenvolumen:	1000 g (ausgewogen)
pH-Wert:	original
Verdünnung:	1:2
Interne Standards:	n-Tetracontan, n-Decan
Extraktionsmittel:	Cyclohexan
Extraktionsvolumen:	50 ml
Endvolumen:	1 ml

Tabelle 11: GC/FID-Parameter

GC-System:	Clarus 580 (Perkin Elmer)
Detektor:	FID
Injektor:	On-column
Injektionstemperatur:	40 °C (0,5 min), 999°C/min auf 300 °C (999 min)
Injektionsvolumen:	1,5 µL
Trennsäule:	Rxi-1ms, 15 m x 0,53 mm x 0,5 µm (Restek)
Trägergas:	Stickstoff
Temperaturprogramm:	35 °C (1,5 min) 30 °C/min auf 300 °C (20 min)
Analysenzeit:	30,2 min
Detektortemperatur:	320 °C

Bestimmung von Acesulfam in Wasserproben

Die Bestimmung von Acesulfam erfolgt mittels HPLC/Tandem-MS nach Festphasenanreicherung der Wasserprobe. Die wichtigsten Parameter der Probenvorbereitung sind in Tabelle 12 zusammengestellt. Die Tabelle 13 und Tabelle 14 fassen die Parameter der HPLC/Tandem-MS-Analyse zusammen.

Tabelle 12: Online-Festphasenanreicherung für Acesulfam

Probenvolumen:	50 ml
pH-Wert:	3
Interner Standard:	Acesulfam-d4
Verdünnung:	1:5
Festphasenmaterial:	Strata-X 33 µm Polymeric Reversed Phase (200 mg/6 ml)
Elution:	3 x 3 ml Methanol
Endvolumen:	0,5 ml

Tabelle 13: HPLC/MS-MS-Parameter Acesulfam

HPLC-System:	HPLC 1290 (Agilent Technologies)
MS-MS-System:	API 5500 (AB Sciex)
Interface:	Elektrospray (ESI)
Injektionsvolumen:	15 µL
Trennsäule:	Eclipse XDB-C8, 3,5 µm, 150 mm x 2,1 mm (Agilent)
Eluenten:	A: HPLC-Wasser + 10 mM Ammoniumacetat B: Methanol + 10 mM Ammoniumacetat
Eluentenprogramm:	2 min: 90% A, 10% B 0 min: 90% A, 10% B 2 min: 90% A, 10% B 6 min: 25% A, 75% B 11 min: 25% A, 75% B 12 min: 90% A, 10% B 17 min: 90% A, 10% B
Fluss:	0,3 ml/min
Analysenzeit:	19 min
Ionisierungsmodus:	Negativ
Ionisierungsspannung:	-4500 V

Tabelle 14: Precursor- und Produkt-Ionen Acesulfam

	Precursor-Ion m/z	Produkt-Ion I m/z	Produkt-Ion II m/z
Acesulfam	161,79	81,9	77,9

Messunsicherheiten

Stoff/Stoffgruppe	Mittlere Mess- unsicherheit in %
Antimon	9,0
Bismut	11
Blei	7,5
Cadmium	8,5
Chrom	9,0
Eisen	7,6
Kupfer	4,9
Nickel	6,5
Quecksilber	12,5
Zink	9,7
Molybdän	12,5
Zinn	10
PAK	35
DEHP	35
PSM-Wirkstoffe/Biozide	20
Arzneimittelrückstände	15
Acesulfam	15
KW-Index	30
Benzotriazole	15

Anhang B Analysergebnisse

Anhang B.1 Entlastungskonzentrationen (M1)

Anhang B.1.1 Gesamtdatensatz

(ohne Probenahmen mit techn. Unregelmäßigkeiten)

Parameter	Einheit	n	Anteil >BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
AFS63	mg/l	156	0,92	5,2	19	34	51	68	440
AFSgrob	mg/l	156	0,96	1,1	11	20	25	30	120
AFSges	mg/l	156	0,99	6	35	50	74	96	490
pH		155		6	6,5	6,7	6,7	6,9	7,5
LF	µS/cm	155		77	130	180	210	250	1.300
Cl ⁻	mg/l	68	0,94	< 5	7,8	11	31	19	640
CSB	mg/l	156	1	12	37	62	71	86	310
TNb	mg/l	156	1	1,9	4,5	6,1	6,7	8,2	23
TP	mg/l	155	1	0,28	0,66	0,98	1,1	1,3	3
PO ₄ -P	mg/l	156	0,99	< 0,05	0,3	0,43	0,53	0,68	1,7
Fe	µg/l	145	1	170	600	920	1.400	1.600	19.000
Zn	µg/l	145	1	28	91	130	160	170	1.600
Cu	µg/l	145	1	9,3	28	37	45	50	310
Ni	µg/l	145	1	0,24	1,6	2,5	3,7	4,5	30
Pb	µg/l	145	1	0,55	2,1	3,4	4,9	5,3	44
Cr	µg/l	145	1	0,91	2,6	4,1	5,5	6	44
Hg	µg/l	145	1	0,002	0,008	0,012	0,017	0,019	0,08
Cd	µg/l	145	1	0,018	0,049	0,063	0,1	0,1	2,5
Bi	µg/l	137	1	0,04	0,19	0,32	0,38	0,52	1,5
Mo	µg/l	137	1	0,1	0,45	0,67	1	1	8,9
Sb	µg/l	137	1	0,11	0,42	0,73	0,89	1,1	5,3
Sn	µg/l	137	1	0,27	1,2	1,9	2,6	3,4	17

Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern – Anhang

Parameter	Einheit	n	Anteil >BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
NAP	µg/l	145	0,81	< 0,01	0,013	0,021	0,028	0,029	0,46
ACY	µg/l	145	0,99	< 0,001	0,012	0,016	0,018	0,021	0,099
ACN	µg/l	145	0,99	< 0,001	0,004	0,007	0,011	0,012	0,17
FL	µg/l	145	1	0,0013	0,0043	0,0069	0,0093	0,011	0,095
PHE	µg/l	145	1	0,0038	0,028	0,045	0,062	0,073	0,66
ANT	µg/l	145	0,97	< 0,001	0,0029	0,0054	0,0087	0,0089	0,13
Fluo	µg/l	145	1	0,012	0,041	0,064	0,096	0,11	1,1
Pyr	µg/l	145	1	0,012	0,038	0,057	0,081	0,1	0,82
BaA	µg/l	145	1	0,0016	0,012	0,019	0,033	0,037	0,47
Chr	µg/l	145	1	0,0035	0,02	0,038	0,056	0,064	0,71
BbF	µg/l	145	1	0,0018	0,014	0,028	0,043	0,052	0,52
BkF	µg/l	145	0,99	< 0,001	0,0064	0,013	0,02	0,023	0,26
BaP	µg/l	145	1	0,001	0,011	0,02	0,033	0,039	0,44
IP	µg/l	145	1	0,0009	0,0099	0,02	0,034	0,043	0,52
DahA	µg/l	145	0,88	< 0,001	0,0018	0,004	0,0071	0,0088	0,12
BghiP	µg/l	145	1	0,0013	0,012	0,022	0,036	0,045	0,46
PAK16	µg/l	145	1	0,064	0,25	0,4	0,58	0,63	6,5
CZIM	µg/l	145	0,63	< 0,01	< 0,01	0,013	0,018	0,023	0,078
ATR	µg/l	145	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,045
DIU	µg/l	145	0,44	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,024	0,2
ISO	µg/l	145	0,39	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,019	0,17
MET	µg/l	145	0,23	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1,5
MCPPP	µg/l	145	0,82	< 0,01	0,012	0,021	0,039	0,044	0,45
TBA	µg/l	145	0,33	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,026	6,7
TBY	µg/l	145	0,79	< 0,01	0,011	0,022	0,027	0,036	0,099
TCS	µg/l	145	0,66	< 0,01	< 0,01	0,015	0,026	0,032	0,23
MPL	µg/l	145	0,99	< 0,01	0,068	0,11	0,14	0,18	0,6
CBZ	µg/l	145	0,84	< 0,01	0,02	0,049	0,073	0,098	0,42
DCF	µg/l	145	1	0,036	0,11	0,22	0,25	0,33	1,2
BTR	µg/l	145	1	0,11	0,61	1,1	1,5	2,2	10
4MBT	µg/l	145	1	0,013	0,098	0,17	0,25	0,35	1,7
5MBT	µg/l	145	1	0,021	0,11	0,19	0,23	0,36	1,4
MKW	mg/l	145	0,81	< 0,1	0,12	0,22	0,3	0,41	1,3
DEHP	µg/l	145	1	0,22	1	1,8	2,5	3,2	11
ACE	µg/l	145	1	0,77	1,5	2,3	2,7	3,7	11

Anhang B.1.2 Volumenproportionale Mischproben

(ohne Probenahmen mit techn. Unregelmäßigkeiten)

Parameter	Einheit	n	Anteil >BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
AFS63	mg/l	122	0,91	5,3	20	33	45	58	360
AFSgrob	mg/l	122	0,97	1,2	11	18	23	27	120
AFSges	mg/l	121	1	11	34	49	67	85	440
pH		120		6	6,5	6,7	6,7	6,9	7,5
LF	µS/cm	120		77	130	170	200	230	1.300
Cl ⁻	mg/l	53	0,92	< 5	8,1	11	35	18	640
CSB	mg/l	121	1	12	37	62	69	91	190
TNb	mg/l	121	1	1,9	4,5	5,9	6,7	8,3	15
TP	mg/l	120	1	0,28	0,62	0,98	1,1	1,3	3
PO ₄ -P	mg/l	120	0,99	< 0,05	0,3	0,43	0,52	0,64	1,4
Fe	µg/l	109	1	170	560	920	1.200	1.500	8.800
Zn	µg/l	109	1	28	90	120	140	160	620
Cu	µg/l	109	1	9,3	28	37	43	48	310
Ni	µg/l	109	1	0,54	1,5	2,3	3,4	4,2	30
Pb	µg/l	109	1	0,66	1,9	3,3	4,6	5	44
Cr	µg/l	109	1	0,91	2,6	4	5,1	6	34
Hg	µg/l	109	1	0,002	0,008	0,012	0,015	0,019	0,06
Cd	µg/l	109	1	0,018	0,044	0,06	0,077	0,089	0,59
Bi	µg/l	104	1	0,04	0,17	0,31	0,36	0,51	1,5
Mo	µg/l	104	1	0,1	0,42	0,67	0,95	0,99	8,9
Sb	µg/l	104	1	0,11	0,41	0,66	0,84	1	5,3
Sn	µg/l	104	1	0,27	1,2	1,8	2,6	3,4	17

Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern – Anhang

Parameter	Einheit	n	Anteil >BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
NAP	µg/l	109	0,81	< 0,01	0,013	0,022	0,025	0,028	0,15
ACY	µg/l	109	0,99	< 0,001	0,012	0,016	0,016	0,02	0,039
ACN	µg/l	109	0,99	< 0,001	0,0039	0,0071	0,01	0,011	0,061
FL	µg/l	109	1	0,0013	0,0043	0,0069	0,009	0,011	0,071
PHE	µg/l	109	1	0,0038	0,029	0,045	0,063	0,071	0,66
ANT	µg/l	109	0,96	< 0,001	0,0035	0,0055	0,0089	0,0087	0,13
Fluo	µg/l	109	1	0,012	0,041	0,073	0,1	0,11	1,1
Pyr	µg/l	109	1	0,012	0,038	0,063	0,084	0,099	0,82
BaA	µg/l	109	1	0,0016	0,012	0,02	0,035	0,039	0,47
Chr	µg/l	109	1	0,0035	0,021	0,039	0,059	0,064	0,71
BbF	µg/l	109	1	0,0018	0,015	0,03	0,046	0,054	0,52
BkF	µg/l	109	0,99	< 0,001	0,0067	0,014	0,022	0,025	0,26
BaP	µg/l	109	1	0,0014	0,011	0,023	0,036	0,039	0,44
IP	µg/l	109	1	0,0015	0,011	0,022	0,036	0,044	0,52
DahA	µg/l	109	0,91	< 0,001	0,0019	0,0046	0,0076	0,0088	0,12
BghiP	µg/l	109	1	0,0019	0,012	0,023	0,038	0,045	0,46
PAK16	µg/l	109	1	0,064	0,26	0,42	0,6	0,63	6,5
CZIM	µg/l	109	0,63	< 0,01	< 0,01	0,013	0,018	0,024	0,078
ATR	µg/l	109	0	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
DIU	µg/l	109	0,49	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,027	0,2
ISO	µg/l	109	0,45	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,13
MET	µg/l	109	0,21	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,86
MCPP	µg/l	109	0,83	< 0,01	0,013	0,02	0,041	0,05	0,45
TBA	µg/l	109	0,28	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,022	1,7
TBY	µg/l	109	0,82	< 0,01	0,012	0,023	0,029	0,041	0,099
TCS	µg/l	109	0,71	< 0,01	< 0,01	0,017	0,029	0,038	0,23
MPL	µg/l	109	0,99	< 0,01	0,07	0,12	0,15	0,21	0,6
CBZ	µg/l	109	0,86	< 0,01	0,022	0,049	0,071	0,098	0,3
DCF	µg/l	109	1	0,036	0,12	0,2	0,24	0,32	0,81
BTR	µg/l	109	1	0,11	0,6	1,1	1,5	2,1	10
4MBT	µg/l	109	1	0,013	0,1	0,17	0,25	0,35	1,7
5MBT	µg/l	109	1	0,021	0,11	0,19	0,23	0,36	1,4
MKW	mg/l	109	0,76	< 0,1	0,1	0,2	0,27	0,34	1,3
DEHP	µg/l	109	1	0,24	0,99	1,8	2,5	3,2	11
ACE	µg/l	109	1	0,92	1,5	2,2	2,8	3,7	11

Anhang B.1.3 Nicht volumenproportionale Mischproben

(ohne Probenahmen mit techn. Unregelmäßigkeiten)

Parameter	Einheit	n	Anteil >BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
AFS63	mg/l	34	0,97	5,2	20	43	73	91	440
AFSgrob	mg/l	34	0,94	1,1	12	25	31	47	100
AFSges	mg/l	35	0,97	6	37	56	98	110	490
pH		35		6,4	6,7	6,8	6,8	6,9	7,2
LF	µS/cm	35		94	150	210	220	280	550
Cl ⁻	mg/l	11	1	5,5	11	14	24	28	83
CSB	mg/l	35	1	20	43	57	76	84	310
TNb	mg/l	35	1	3,3	4,9	6,1	7	7,6	23
TP	mg/l	35	1	0,46	0,71	0,99	1,2	1,6	2,5
PO ₄ -P	mg/l	35	1	0,14	0,3	0,46	0,59	0,74	1,7
Fe	µg/l	36	1	170	730	1200	2.000	2.000	19.000
Zn	µg/l	36	1	56	93	130	240	240	1.600
Cu	µg/l	36	1	16	28	40	51	64	200
Ni	µg/l	36	1	0,24	2,1	3,4	4,6	5,3	27
Pb	µg/l	36	1	0,55	2,4	4	5,9	7,8	22
Cr	µg/l	36	1	1	2,7	4,3	6,6	6,3	44
Hg	µg/l	36	1	0,004	0,01	0,014	0,02	0,022	0,08
Cd	µg/l	36	1	0,019	0,057	0,069	0,19	0,18	2,5
Bi	µg/l	33	1	0,08	0,24	0,43	0,47	0,69	1,2
Mo	µg/l	33	1	0,21	0,46	0,69	1,3	1,5	8,3
Sb	µg/l	33	1	0,22	0,67	0,87	1,1	1,1	3,9
Sn	µg/l	33	1	0,67	1,5	2,2	2,7	2,7	12

Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern – Anhang

Parameter	Einheit	n	Anteil >BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
NAP	µg/l	36	0,83	< 0,01	0,013	0,02	0,035	0,03	0,46
ACY	µg/l	36	1	0,0011	0,012	0,017	0,022	0,026	0,099
ACN	µg/l	36	1	0,0013	0,0042	0,0068	0,014	0,015	0,17
FL	µg/l	36	1	0,0015	0,0044	0,0069	0,01	0,011	0,095
PHE	µg/l	36	1	0,0099	0,024	0,044	0,06	0,076	0,29
ANT	µg/l	36	0,97	< 0,001	0,0025	0,0048	0,0079	0,01	0,032
Fluo	µg/l	36	1	0,012	0,04	0,055	0,083	0,1	0,32
Pyr	µg/l	36	1	0,012	0,038	0,053	0,073	0,1	0,26
BaA	µg/l	36	1	0,002	0,0094	0,017	0,027	0,035	0,12
Chr	µg/l	36	1	0,0045	0,019	0,034	0,046	0,058	0,17
BbF	µg/l	36	1	0,0019	0,013	0,02	0,035	0,041	0,16
BkF	µg/l	36	0,97	< 0,001	0,0055	0,0096	0,016	0,019	0,078
BaP	µg/l	36	1	0,001	0,0089	0,015	0,027	0,032	0,14
IP	µg/l	36	1	0,0009	0,0087	0,016	0,028	0,031	0,15
DahA	µg/l	36	0,81	< 0,001	0,0016	0,003	0,0059	0,0074	0,032
BghiP	µg/l	36	1	0,0013	0,012	0,018	0,031	0,034	0,16
PAK16	µg/l	36	1	0,096	0,25	0,34	0,52	0,62	1,8
CZIM	µg/l	36	0,64	< 0,01	< 0,01	0,013	0,017	0,017	0,066
ATR	µg/l	36	0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,045
DIU	µg/l	36	0,31	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,013	0,045
ISO	µg/l	36	0,22	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,17
MET	µg/l	36	0,31	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,012	1,5
MCPP	µg/l	36	0,81	< 0,01	0,011	0,022	0,032	0,034	0,25
TBA	µg/l	36	0,47	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	6,7
TBY	µg/l	36	0,72	< 0,01	< 0,01	0,018	0,02	0,029	0,056
TCS	µg/l	36	0,53	< 0,01	< 0,01	0,011	0,016	0,022	0,057
MPL	µg/l	36	1	0,01	0,046	0,092	0,1	0,14	0,31
CBZ	µg/l	36	0,78	< 0,01	0,012	0,046	0,077	0,078	0,42
DCF	µg/l	36	1	0,049	0,11	0,22	0,27	0,34	1,2
BTR	µg/l	36	1	0,17	0,64	1,2	1,6	2,3	4,6
4MBT	µg/l	36	1	0,02	0,08	0,18	0,26	0,36	1,5
5MBT	µg/l	36	1	0,023	0,095	0,18	0,23	0,34	0,63
MKW	mg/l	36	0,97	< 0,1	0,22	0,38	0,38	0,54	0,8
DEHP	µg/l	36	1	0,22	1,2	1,6	2,3	3,1	6,2
ACE	µg/l	36	1	0,77	1,6	2,4	2,6	3,8	5,4

Anhang B.1.4 Probenahmen mit technischen Unregelmäßigkeiten

Parameter	Einheit	n	Anteil >BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
AFS63	mg/l	5	1	18	32	38	50	78	85
AFSgrob	mg/l	5	1	3,7	5,1	12	19	25	47
AFSges	mg/l	5	1	25	50	54	67	83	120
pH		5		6,1	6,6	6,6	6,7	6,8	7,4
LF	µS/cm	5		180	210	210	350	240	900
Cl ⁻	mg/l	5	1	11	12	15	25	23	64
CSB	mg/l	5	1	41	53	66	150	110	470
TNb	mg/l	5	1	4,2	6	6,8	8,4	8,1	17
TP	mg/l	5	1	0,68	0,98	0,99	1,7	1,4	4,5
PO ₄ -P	mg/l	5	1	0,37	0,38	0,53	0,97	0,62	2,9
Fe	µg/l	4	1	590	690	1.200	1.600	2.000	3.300
Zn	µg/l	4	1	110	120	140	160	180	220
Cu	µg/l	4	1	32	34	47	52	65	84
Ni	µg/l	4	1	2,6	3,9	4,3	4,6	5	7,1
Pb	µg/l	4	1	2,6	2,7	4,5	6,6	8,5	15
Cr	µg/l	4	1	5,3	5,8	6,2	7,4	7,9	12
Hg	µg/l	4	1	0,008	0,015	0,018	0,018	0,021	0,029
Cd	µg/l	4	1	0,052	0,073	0,082	0,096	0,11	0,17
Bi	µg/l	3	1	0,16	0,18	0,21	0,2	0,22	0,22
Mo	µg/l	3	1	0,47	0,58	0,69	0,66	0,76	0,83
Sb	µg/l	3	1	0,67	0,71	0,75	0,79	0,86	0,96
Sn	µg/l	3	1	1,2	1,3	1,4	1,6	1,8	2,1

Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern – Anhang

Parameter	Einheit	n	Anteil >BG	Min	25 %	Median	Mittel	75 %	Max
NAP	µg/l	4	1	0,013	0,016	0,022	0,024	0,03	0,041
ACY	µg/l	4	1	0,015	0,016	0,018	0,029	0,031	0,066
ACN	µg/l	4	1	0,0023	0,0028	0,0034	0,0048	0,0054	0,01
FL	µg/l	4	1	0,0039	0,004	0,0046	0,0065	0,0072	0,013
PHE	µg/l	4	1	0,017	0,036	0,053	0,083	0,1	0,21
ANT	µg/l	4	1	0,0027	0,0034	0,0036	0,0052	0,0055	0,011
Fluo	µg/l	4	1	0,021	0,07	0,14	0,13	0,2	0,22
Pyr	µg/l	4	1	0,023	0,054	0,092	0,097	0,14	0,18
BaA	µg/l	4	1	0,0071	0,016	0,028	0,029	0,042	0,053
Chr	µg/l	4	1	0,011	0,014	0,036	0,048	0,07	0,11
BbF	µg/l	4	1	0,0069	0,038	0,056	0,057	0,076	0,11
BkF	µg/l	4	1	0,0033	0,014	0,024	0,024	0,034	0,044
BaP	µg/l	4	1	0,0053	0,023	0,038	0,034	0,05	0,055
IP	µg/l	4	1	0,004	0,027	0,041	0,038	0,053	0,067
DahA	µg/l	4	1	0,0013	0,0038	0,0062	0,0059	0,0082	0,01
BghiP	µg/l	4	1	0,0054	0,025	0,043	0,04	0,057	0,067
PAK16	µg/l	4	1	0,21	0,41	0,65	0,66	0,9	1,1
CZIM	µg/l	4	1	0,034	0,041	0,052	0,053	0,064	0,074
ATR	µg/l	4	0	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
DIU	µg/l	4	1	0,014	0,015	0,04	0,053	0,078	0,12
ISO	µg/l	4	1	0,02	0,024	0,03	0,037	0,044	0,069
MET	µg/l	4	0	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
MCPP	µg/l	4	1	0,019	0,02	0,05	0,12	0,15	0,37
TBA	µg/l	4	0,5	< 0,01	< 0,01	0,026	0,034	0,055	0,077
TBY	µg/l	4	1	0,042	0,05	0,056	0,06	0,066	0,084
TCS	µg/l	4	1	0,018	0,022	0,03	0,03	0,038	0,044
MPL	µg/l	4	1	0,25	0,36	0,39	0,39	0,42	0,52
CBZ	µg/l	4	1	0,02	0,054	0,069	0,063	0,077	0,094
DCF	µg/l	4	1	0,25	0,26	0,28	0,37	0,38	0,69
BTR	µg/l	4	1	0,49	0,73	1,4	1,4	2	2,1
4MBT	µg/l	4	1	0,11	0,16	0,18	0,31	0,34	0,77
5MBT	µg/l	4	1	0,1	0,15	0,19	0,19	0,23	0,29
MKW	mg/l	4	0,5	< 0,1	< 0,1	0,16	0,22	0,27	0,45
DEHP	µg/l	4	1	0,98	1,4	1,7	2,5	2,8	5,6
ACE	µg/l	4	1	2,1	2,2	2,4	2,6	2,8	3,3