

Ramona Wander

**Ableitung statistisch basierter Eingangsdaten
für die Modellierung von urbanen
Stoffeinträgen in die Gewässer
auf Flussgebietsebene**

152

Ableitung statistisch basierter Eingangsdaten für die Modellierung von urbanen Stoffeinträgen in die Gewässer auf Flussgebietsebene

zur Erlangung des akademischen Grades einer

Doktor-Ingenieurin

von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)
genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Geoökol. Ramona Wander
aus Sanktanna (Rumänien)

Tag der mündlichen Prüfung
18.04.2018

Referent: em. Prof. Dr. Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe
Korreferent: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Franz Nestmann, Karlsruhe

Karlsruhe 2018

Vorwort

Fließgewässer unterliegen aufgrund der intensiven Nutzung ihrer Einzugsgebiete mannigfaltigen stofflichen Belastungen. Aktuelle Studien zeigen, dass die Siedlungsflächen für eine Reihe von Stoffen ein relevanter Herkunftsbereich von Stoffeinträgen sind. Die Bedeutung von Kläranlagenabläufen und niederschlagsbedingten Einleitungen ist grundsätzlich im Kontext mit weiteren Eintragspfaden (z. B. Landwirtschaft, Industrie) zu betrachten, um effiziente Maßnahmen zur Verminderung der stofflichen Gewässerbelastung ableiten zu können. Zur gesamtheitlichen Quantifizierung und Analyse der Stoffeinträge aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen werden empirische Modelle, wie das am Institut entwickelte Modellsystem MoRE verwendet. Die Aussageschärfe von MoRE sowie allen ähnlichen Modellansätzen hängt unmittelbar von der Qualität der verwendeten Eingangsdaten ab. Diese Eingangsdaten, insbesondere die stoffbezogenen, resultieren in der Regel und im besten Fall aus einer Vielzahl von Einzelstudien, deren Befunde als Mittelwerte, Median oder Einzelwert der beobachteten Konzentrationen vorliegen. Die Herausforderung besteht darin, die Daten zusammenzutragen, zu analysieren und statistisch so aufzubereiten, dass daraus adäquate Eingangsdaten für die Stoffeintragsmodellierung resultieren.

Dieser herausfordernden Aufgabe widmet sich Frau Wander in ihrer Arbeit. Die Lösung dieser Aufgaben ist nach wie vor höchst aktuell, da seit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie erhebliche Finanzmittel in die Umsetzung von gewässerentlastenden Maßnahmen geflossen sind und weiterhin fließen werden und gleichzeitig datenabhängige Unsicherheiten bei der Quantifizierung der Massenströme aus unterschiedlichsten Quellen in Flusssystemen bestehen. Diese Unsicherheiten resultieren zum einen schlicht aus dem Fehlen von Daten, zum anderen aber auch aus dem unkritischen und nicht sachgerechten Umgang mit vorliegenden Daten.

Frau Wander befasst sich intensiv mit dem zweiten Aspekt, der Verfügbarkeit und Qualität von stofflichen Eingangsdaten für die Modellierung von urbanen Stoffeinträgen. Am Beispiel von Kupfer, Zink, Gesamtposphat und Feststoffen leitet sie mittels statistischer Verfahren repräsentative Zentralwerte ab und dokumentiert deren Bedeutung durch die Umsetzung der neu abgeleiteten Eingangsdaten in dem Flussgebietsmodell MoRE.

Die Erarbeitung einer wissenschaftlichen Methode sowie die Bereitstellung von repräsentativen Daten für die Modellierung von Stoffeinträgen aus urbanen Räumen ist ein wertvoller und überfälliger Beitrag dieser Arbeit. Weiterhin ist die Auseinandersetzung mit den bestehenden Unsicherheiten im Sinne der statistischen Behandlung von Wahrscheinlichkeiten ein Novum im Kontext der Flussgebietsmodellierung. Insofern ist die

Arbeit von Frau Wander innovativ und beispielgebend. Sie stellt eben nicht nur mittlere europaweit anwendbare Stoffabtragsdaten in normierter Form zur Verfügung, sondern liefert auch einen konstruktiven Beitrag zur generellen Diskussion zum Umgang mit Messdaten. In Summe können so die Erwartungswertbereiche für den tatsächlichen Eintrag bestimmter Stoffe in die Gewässer sicherer formuliert und Maßnahmen zielgerichteter abgeleitet werden.

Karlsruhe, 30.07.2018

Stephan Fuchs

Kurzfassung

Urbane Stoffeinträge stellen nach wie vor eine Belastung der Gewässer dar. Neben den punktförmigen Kläranlagen sind hier insbesondere die diffusen Einträge über Kanalisationen zu nennen. Der Großteil der Frachten stammt dabei von versiegelten Flächen. Um die Stoffeinträge von diesen Flächen möglichst realitätsnah abbilden zu können, sind adäquate Eingangsdaten notwendig. An diesem Punkt setzt die vorliegende Arbeit an.

Während sich eine Vielzahl von Studien mit der chemischen Zusammensetzung von urbanen Abflusskomponenten beschäftigen, werden die meisten wissenschaftlichen Arbeiten im Kontext einer Konzentrationsbetrachtung durchgeführt. Bei der Erstellung von Massenbilanzen, wie sie in Flussgebietsmodellen durchgeführt wird, ist es jedoch unabdingbar, über die Konzentration hinausgehend den Abfluss bei der Probenahme (und somit bei der Mittelwertbildung) zu berücksichtigen. Die Untersuchung empfiehlt deshalb die Verwendung abflussgewichteter Standortmittelwerte von Kanalabflüssen in der flussgebietsbezogenen Stoffeintragsmodellierung, da diese die üblicherweise in Flussgebietsmodellen umgesetzten Ansätze am besten wiedergeben und sich für die Erstellung von Massenbilanzen eignen.

Basierend auf dieser Erkenntnis, wurden repräsentative Konzentrationen für Europa abgeleitet. Anhand dieser Daten wurde eine Eintragsberechnung in MoRE für eine mittlere Eintragsituation durchgeführt. Diese ergab im Wesentlichen keine große Veränderung des Eintragsmusters in Bezug auf die Gesamteinträge. Die entwickelte Vorgehensweise erlaubt jedoch die Bereitstellung beliebiger Unsicherheitenstufen, die beispielhaft über das 68- bzw. 95 %ige Unsicherheitenintervall in der Modellierung berücksichtigt wurden.

Als weitere relevante urbane Abflusskomponente wurden Kläranlagenabläufe untersucht. Im Gegensatz zu den Abflüssen von versiegelten Flächen können diese gut durch arithmetische Standortmittelwerte abgebildet werden.

Die vorliegende Arbeit trägt durch einen Kenntnisgewinn zum mittleren Eintragsgeschehen und zu möglichen Spannbreiten von Stoffeinträgen dazu bei, vor dem Hintergrund eines kosteneffizienten Mitteleinsatzes Entscheidungsbefugten eine belastbare Grundlage zur Verfügung zu stellen.

Abstract

Emissions from urban sources are still a threat to water bodies. In addition to waste water treatment plants, the diffuse emissions via sewage systems must be mentioned here. Herein, the main loads originate from impervious areas. In order to describe the substance emissions of these surfaces as realistically as possible, adequate input data are necessary. At this point the present work begins.

While a variety of studies deal with the chemical composition of urban runoff components, most scientific work is carried out in the context of a concentration assessment. However, when creating mass balances, as carried out in river basin modeling, it is essential to take account the runoff volume during sampling.

The investigation therefore recommends the use of runoff weighted site mean concentrations from storm water sewers of the separate sewer system in the emissions modeling on the level of river basins. This data is best suited to the approaches typically used in river basin modeling and is suitable for the calculation of mass balances.

Based on this finding, representative concentrations were derived for Europe. An emission modeling was performed in MoRE using this data. This essentially did not cause a visible change in the emission pattern in regard to the total emissions. However, the developed approach provides arbitrary uncertainties, which have been taken into account for example with the 68 or 95% uncertainty interval in the modeling.

Wastewater treatment plant effluents were investigated as further relevant urban runoff component. In contrast to the runoff from impervious surfaces, these can be well represented by arithmetic mean values.

Given the knowledge gained from the average emission pattern and the possible range of relevance for emission pathways, the present work provides a good basis for authorities in the decision making process for efficient use of funds.

Danksagung

Die vorliegende Promotionsarbeit wäre nie erfolgreich abgeschlossen worden ohne die Anleitung, die Unterstützung und den Zuspruch vieler Einzelpersonen, die damit einen unbezahlbaren Beitrag zu dieser Arbeit geleistet haben.

Bei em. Prof. Dr. Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D. und Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Franz Nestmann bedanke ich mich für die Bereitschaft zur Übernahme der Betreuung dieser Promotionsarbeit.

PD Dr.-Ing. Stephan Fuchs danke ich herzlich für die Impulse und immer zielführenden Diskussionen, die die vorliegende Arbeit enorm bereichert haben.

Dr. Bernhard Klar (Institut für Stochastik) danke ich für die Beratung bei der statistischen Auswertung der Daten.

Meinen Kolleginnen und Kollegen danke ich für eine wunderbare Zeit am Institut. Besonderer Dank geht an Dr.-Ing. Agustina Kiky Anggraini für die gemeinsame Vorbereitung der mündlichen Promotionsprüfung. Danke, liebe Kiky, dass Du zur rechten Zeit in mein Leben getreten bist. Maria, Sara, Snezhina, Tatyana – herzlichen Dank Euch für die wertvollen Diskussionen und die mentale Unterstützung bei der Erstellung dieser Arbeit.

Nicht zuletzt danke ich von ganzem Herzen meiner Familie. Mahmoud, azizam, vielen Dank für die Liebe, die Du mir entgegenbringst und die Geduld, mit der Du meine Arbeit begleitet hast. Isabel & Victoria, meine Engel, Ihr zeigt mir, was im Leben wirklich wichtig ist. Ich danke Euch dafür. Auch meine Eltern, Johann und Maria Wander haben durch tatkräftige Unterstützung bei der Kinderbetreuung zum erfolgreichen Abschluss der vorliegenden Arbeit beigetragen. Mutti und Vati, herzlichen Dank Euch dafür.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	xI
Tabellenverzeichnis.....	xiv
Abkürzungsverzeichnis.....	xv
1 Einleitung.....	1
2 Veranlassung und Zielsetzung	5
3 Methodik.....	13
3.1 Zusammenfassende Kenngrößen eines Datenkollektivs.....	13
3.1.1 Zentralwerte.....	14
3.1.2 Streuungsmaße.....	15
3.1.3 Ausreißerbehandlung	15
3.2 Statistische Verteilung von Daten	16
3.2.1 Verteilungsformen und ihre Zentralwerte	16
3.2.2 Quantil-Diagramme	19
3.2.3 Formale statistische Tests	21
3.3 Vergleich von Stichproben.....	22
3.3.1 Quantil-Quantil-Diagramme	22
3.3.2 Formale statistische Tests	23
3.4 Unsicherheiten von Daten	24
4 Adäquate Konzentrationen	27
4.1 Urbane Abflusskomponenten	27
4.2 Zentralwertarten	30
4.3 Datenbasis zu diffusen urbanen Abflüssen.....	31
4.3.1 Entstehung und Verwendung der Datenbasis.....	31
4.3.2 Gezielte Erweiterung des Datenkollektivs	32
4.3.3 Untersuchte Parameter	34
4.4 Derzeitige Praxis.....	34
4.5 Anforderungen an die Daten	36
4.5.1 Repräsentative Abflusskomponente.....	36
4.5.2 Repräsentativer Zentralwert.....	37
4.6 Arbeitshypothesen.....	41
4.7 Vorbereitung und Vorgehensweise der statistischen Analyse	41
4.7.1 Präprozessing.....	42
4.7.2 Zielgerichtete Differenzierung anhand von Metadaten	42
4.7.3 Statistische Analyse	43
5 Ergebnisse und Diskussion	45

5.1	Statistische Analyse	45
5.1.1	Zusammenfassende Kenngrößen.....	46
5.1.2	Statistische Verteilung	53
5.1.3	Vergleich von Stichproben.....	59
5.1.4	Repräsentative Daten für Europa und Unsicherheiten.....	72
5.2	Anwendung in MoRE	75
5.2.1	Mittlere Eintragungssituation.....	77
5.2.2	Unsicherheiten	78
5.2.3	Disaggregation der Konzentrationen	83
5.3	Anwendung auf Kläranlagen.....	84
5.3.1	Abflüsse im Regenwasserkanal vs. Abläufe von Kläranlagen.....	85
5.3.2	Datenbasis zu Kläranlagen	87
5.3.3	Statistische Verteilung der Daten	88
5.3.4	Gegenüberstellung zu den abflussgewichteten Ablaufkonzentrationen.....	89
5.3.5	Fazit	91
6	Zusammenfassung und Ausblick	93
7	Literaturverzeichnis.....	97
8	Anhang.....	103
8.1	Anhang 1: „Berechnungsansätze“	103
8.2	Anhang 2: „Zuordnung Zentralwertarten“	105
8.3	Anhang 3: „Statistische Verteilung“	107
8.4	Anhang 4: „Vergleich von Stichproben“	112
8.5	Anhang 5: „Europäischer Datensatz“	113
8.6	Anhang 6: „Empfehlungen für das Monitoring“	114
	Schriftenreihe SWW - Karlsruhe.....	117

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Eintragungspfade in MoRE (nach Fuchs et al. 2010, verändert)	7
Abbildung 2-2: Relevanz von Einträgen über Kanalisationssysteme und Kläranlagen an den Gesamteinträgen in Gewässer im Zeitraum 2012-2014 (Fuchs et al. 2016a, S. 43-47 verändert).....	7
Abbildung 2-3: Relevanz diffuser urbaner Teil-Eintragungspfade an den Gesamteinträgen über Kanalisationssysteme im Zeitraum 2012-2014 (eigene Auswertungen der Ergebnisse nach Fuchs et al. 2016a)	8
Abbildung 2-4: Relevanz diffuser urbaner Quellen an den Gesamteinträgen in die Kanalisation im Zeitraum 2012-2014 (eigene Auswertungen der Ergebnisse nach Fuchs et al. 2016a).....	9
Abbildung 2-5: Beispielhafte Variabilität von Abflussmengen in Gewässersystemen (oben), von Kläranlagenabläufen (Mitte) und von versiegelten Flächen (unten).....	11
Abbildung 3-1: Form einer Normverteilung (links) bzw. schiefen Verteilung (rechts)	17
Abbildung 3-2: Beispielhafte Quantil-Diagramme: Normal-Quantil-Diagramm (links) bzw. Wahrscheinlichkeits-Diagramm (rechts).....	19
Abbildung 3-3: Beispielhafte log-transformierte Quantil-Diagramme: Normal-Quantil-Diagramm mit log-transformierter y-Achse (links) bzw. Wahrscheinlichkeits-Diagramm mit log-transformierter x- und y-Achse (rechts).....	20
Abbildung 3-4: Quantil-Quantil-Diagramm für Originalachsen (links) bzw. mit log-transformierten Achsen (rechts).....	23
Abbildung 3-5: Verschiedene Unsicherheitenintervalle einer log-normalverteilten Stichprobe .	25
Abbildung 4-1: Urbane Abflusskomponenten und ihre Hauptverschmutzungsquellen	28
Abbildung 4-2: Beispielhafter Schwankungsbereich von abflussgewichteten Ereignismittelwerten an einem Standort	30
Abbildung 4-3: Häufigkeitsverteilung von Zink-Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von kleinstädtischen und großstädtischen Räumen (Fuchs et al. 2012, S. 36, Abb. 17).....	32
Abbildung 4-4: Räumliche Herkunft der Datensätze des gesamten Datenkollektivs	34
Abbildung 4-5: Schema zur Vorgehensweise bei der Aufbereitung und statistischen Analyse der Daten	41
Abbildung 5-2: Normal-Quantil-Diagramme differenziert nach Abflusskomponente und Zentralwertart (TSS)	54
Abbildung 5-3: Log-normale Wahrscheinlichkeits-Diagramme nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente, TSS-Datensätze (V=Verkehrsflächen, K=Kanal).....	55
Abbildung 5-4: Log-normale Wahrscheinlichkeits-Diagramme nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente, Phosphor-Datensätze (V=Verkehrsflächen, K=Kanal)	55

Abbildung 5-5: Log-normale Wahrscheinlichkeits-Diagramme nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente, Kupfer-Datensätze (V=Verkehrsflächen, K=Kanal) ..	56
Abbildung 5-6: Log-normale Wahrscheinlichkeits-Diagramme nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente, Zink-Datensätze (V=Verkehrsflächen, K=Kanal)	56
Abbildung 5-7: Quantil-Quantil-Diagramme der TSS-Datensätze der Abflusskomponenten Kanal und Verkehrsflächen für diverse Aggregationsarten und Zentralwerte ...	61
Abbildung 5-8: Quantil-Quantil-Diagramme der Phosphor-Datensätze der Abflusskomponenten Kanal und Verkehrsflächen für diverse Aggregationsarten und Zentralwerte ...	61
Abbildung 5-9: Quantil-Quantil-Diagramme der Kupfer-Datensätze der Abflusskomponenten Kanal und Verkehrsflächen für diverse Aggregationsarten und Zentralwerte ...	62
Abbildung 5-10: Quantil-Quantil-Diagramme der Zink-Datensätze der Abflusskomponenten Kanal und Verkehrsflächen für diverse Aggregationsarten und Zentralwerte ...	62
Abbildung 5-11: Quantil-Quantil-Diagramme der TSS-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte	67
Abbildung 5-12: Quantil-Quantil-Diagramme der Phosphor-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte	67
Abbildung 5-13: Quantil-Quantil-Diagramme der Kupfer-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte	68
Abbildung 5-14: Quantil-Quantil-Diagramme der Zink-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte	68
Abbildung 5-15: Vorgehensweise zur Gewinnung von adäquaten Daten in der Stoffeintragsmodellierung.....	71
Abbildung 5-16: Räumliche Herkunft der abflussgewichteten Standortmittelwerte, Datenkollektiv „Welt“	72
Abbildung 5-17: Wahrscheinlichkeits-Diagramme des europäischen Datenkollektivs	73
Abbildung 5-18: Einträge über Kanalisationssysteme in zwei Varianten: nach Fuchs et al. (2016a, S. 44–47) (jeweils links) bzw. aus der vorliegenden Arbeit (Variante „geometrischer Mittelwert“, jeweils rechts).....	77
Abbildung 5-19: Relevanz einzelner Eintragspfade in zwei Varianten: nach Fuchs et al. (2016a, S. 44–47) (jeweils links) bzw. aus der vorliegenden Arbeit (Variante „geometrischer Mittelwert“, jeweils rechts)).....	78
Abbildung 5-20: Phosphor-Einträge des Eintragspfades Kanalisationssysteme (oben) bzw. Phosphor-Gesamteinträge (unten) mit unterschiedlichen Unsicherheiten	79
Abbildung 5-21: Kupfer-Einträge des Eintragspfades Kanalisationssysteme (oben) bzw. Kupfer-Gesamteinträge (unten) mit unterschiedlichen Unsicherheiten	80
Abbildung 5-22: Zink-Einträge des Eintragspfades Kanalisationssysteme (oben) bzw. Zink-Gesamteinträge (unten) mit unterschiedlichen Unsicherheiten	81
Abbildung 5-23: Beispielhaft regionalisierte Konzentrationen.....	83
Abbildung 5-24: Relative Unterschreitungshäufigkeit der modellierten Zink-Konzentrationen für Deutschland.....	84

Abbildung 5-25: Beispielhafte Variabilität von Konzentrationen in Gewässersystemen (oben), in Kläranlagenabläufen (Mitte) und im Abfluss von versiegelten Flächen (unten)	86
Abbildung 5-26: Log-normale Diagramme der Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus 16 Kläranlagen (2h-Mischproben)	88
Abbildung 5-27: Log-normale Diagramme der Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus 16 Kläranlagen (24h-Mischproben)	89
Abbildung 5-28: Gegenüberstellung von arithmetischen, geometrischen und medianen zu abflussgewichteten Jahresmittelwerten von Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus 16 Kläranlagen	90
Abbildung 5-29: Gegenüberstellung von arithmetischen, geometrischen und medianen zu abflussgewichteten Jahresmittelwerten von Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus 16 Kläranlagen mit deren Größenklasse	91
Abbildung 8-1: Übersicht zur Ermittlung der Einträge über Regenwasserkanäle des Trennsystems mit der durchgeführten Änderung (grün hervorgehoben)	103
Abbildung 8-2: Übersicht zur Ermittlung der Einträge über Mischwasserüberläufe des Mischsystems mit der durchgeführten Änderung (grün hervorgehoben)	104
Abbildung 8-3: Normal-Quantil-Diagramme differenziert nach Abflusskomponente und Zentralwertart, für Phosphor	107
Abbildung 8-4: Normal-Quantil-Diagramme differenziert nach Abflusskomponente und Zentralwertart, für Kupfer	108
Abbildung 8-5: Normal-Quantil-Diagramme differenziert nach Abflusskomponente und Zentralwertart, für Zink	109
Abbildung 8-6: Ausschnitt der Quantil-Quantil-Diagramme der TSS-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte (nicht- logarithmische Darstellung)	112

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Unterschiede zwischen Gewässersystemen, Kläranlagenabläufen und Abflüssen von versiegelten Flächen.....	10
Tabelle 5-1: Statistische Kennzahlen der Parameter TSS, Phosphor, Kupfer und Zink für das bereinigte Datenkollektiv ab 1995	47
Tabelle 5-2: Statistische Kennzahlen relevanter TSS-Ereignis- und Standortmittelwerte, differenziert anhand der Art der Abflusskomponente (Konzentrationen in mg/l).....	48
Tabelle 5-3: Statistische Kennzahlen relevanter Phosphor-Ereignis- und Standortmittelwerte, differenziert anhand der Art der Abflusskomponente (Konzentrationen in mg/l).....	49
Tabelle 5-4: Statistische Kennzahlen relevanter Kupfer-Standortmittelwerte, differenziert anhand der Art der Abflusskomponente (Konzentrationen in µg/l).....	50
Tabelle 5-5: Statistische Kennzahlen relevanter Zink-Standortmittelwerte, differenziert anhand der Art der Abflusskomponente (Konzentrationen in µg/l)	51
Tabelle 5-6: Vergleich der Stichproben anhand ihres Medianwertes (TSS und Phosphor in mg/l, Kupfer und Zink in µg/l)	52
Tabelle 5-7: p-Werte der Hypothesentests zur Prüfung der Log-Normalverteilung	58
Tabelle 5-8: p-Werte verschiedener Hypothesentests zur Prüfung der Gleichheit von Konzentrationen im Kanal- und Verkehrsflächenabflüssen, differenziert anhand der Standortmittelwerte	64
Tabelle 5-9: p-Werte verschiedener Hypothesentests zur Prüfung der Gleichheit von abflussgewichteten Standortmittelwerten und den restlichen Zentralwertarten in der Abflusskomponente Kanalabflüsse	70
Tabelle 5-10: Statistische Kennzahlen des europäischen Datenskollektivs (TSS und Phosphor in mg/l, Kupfer und Zink in µg/l).....	74
Tabelle 5-11: Vergleich der repräsentativen europäischen Daten mit anderen Datensätzen (TSS und Phosphor in mg/l, Kupfer und Zink in µg/l)	74
Tabelle 5-12: Abschwemmraten und ihre Unsicherheiten (Phosphor in kg/(ha·a), Kupfer und Zink in g/(ha·a)).....	76
Tabelle 5-13: Größenklassen der verwendeten Kläranlagen in anonymisierter Form.....	87
Tabelle 8-1: Zuordnung der in dem Datenpool ursprünglich gespeicherten Arten von Zentralwerten (1. Spalte) zu Ereignismittelwert/Standortmittelwert (2. Spalte) sowie Art des Ereignis- und Standortmittelwertes (3. Spalte)	105
Tabelle 8-2: p-Werte der Hypothesentests zur Prüfung der Normalverteilung	110
Tabelle 8-3: p-Werte der Hypothesentests zur Prüfung der Log-Normalverteilung der europäischen Daten	113
Tabelle 8-4: Verhältnis der jeweiligen Grenze des Konfidenzintervalls zum geometrischen Mittelwert für TSS, Phosphor, Kupfer und Zink	113

Abkürzungsverzeichnis

ATV	Abwassertechnische Vereinigung
BG	Bestimmungsgrenze
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
Cu	Kupfer
EMC	Ereignismittelwert (engl.: <u>e</u> vent <u>m</u> ean <u>c</u> oncentration)
EMC_abfl	abflussgewichteter Ereignismittelwert
EU-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union
GK	Größenklasse (von Kläranlagen)
HELCOM	Helsinki Kommission
IQR	Interquartilsabstand
KomAbwRL	Kommunalabwasser-Richtlinie
median	als Medianwert der Einzelereignisse angegeben
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions into RIver Systems
MoRE	<u>M</u> odeling of <u>R</u> egionalized <u>E</u> missions (Modellierung regionalisierter Einträge in die Gewässer)
NURP	Nationwide Urban Runoff Program (Athayde et al. 1983b)
OSPAR	Oslo-Paris Kommission
P	Phosphor
SMC	Standortmittelwert (engl.: <u>s</u> ite <u>m</u> ean <u>c</u> oncentration)
SMC_abfl	abflussgewichteter Standortmittelwert
SMC_arit	arithmetischer Standortmittelwert
SMC_geom	geometrischer Standortmittelwert
SMC_medi	medianer Standortmittelwert
TSS	gesamte suspendierte Stoffe (engl.: <u>t</u> otal <u>s</u> uspended <u>s</u> olids)
Zn	Zink

1 Einleitung

Oberirdische Gewässer sind ein unverzichtbarer Bestandteil des Ökosystems der Erde. Sie stellen die Grundlage aquatischer Ökosysteme dar und haben darüber hinaus einen hohen Wert für die terrestrischen Ökosysteme. In ihrer Funktion als Entwässerungssystem kommt ihnen zudem natürlicherweise eine Schlüsselrolle beim Stofftransport in die Meere zu. Daneben wiederfährt ihnen durch den Menschen eine vielseitige Nutzung: sei es zur Trinkwassergewinnung – sei es als Wirtschaftsfaktor bspw. zur Bewässerung in der Landwirtschaft, Kühlung von industriellen Prozessen, Schifffahrt oder zur Entsorgung von Abwässern aus Siedlungen – sei es zur Erholung bspw. zum Baden. Gewässer stellen dadurch eine wertvolle Lebensgrundlage für den Menschen dar. Aufgrund der vielfältigen und teilweise sehr intensiven Nutzung sind Gewässer jedoch in ihrem Gleichgewicht bedroht. Dies gilt insbesondere in Bezug auf die Wasserqualität und die Lebensbedingungen für die aquatische Tier- und Pflanzenwelt. Aus diesem Grund ist es notwendig, den Zustand der Gewässer zu überwachen und die Herkunft von schädigenden Einwirkungen zu erfassen. Zu diesem Zwecke gibt es diverse internationale Abkommen, die dem Schutz der Gewässer dienen sollen.

So stehen bspw. seit Inkrafttreten der internationalen Flussgebietsabkommen HELCOM (HELCOM) und OSPAR (OSPAR) die unterzeichnenden Staaten in Europa in der Pflicht, auf Staatsebene aggregierte Informationen zu Stoffeinträgen in die Ostsee bzw. in den Nordostatlantik zur Verfügung zu stellen. Diese Verpflichtung hat sich für die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union mit der Verabschiedung diverser europäischer Gewässerschutzrichtlinien insofern detailliert, als dass aggregierte Zahlen auf Ebene der Meeres Einzugsgebiete nicht mehr ausreichen. Vielmehr müssen nach der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2000) die Einzugsgebiete der Oberflächengewässer, sog. Flussgebietseinheiten, in ihrer Gesamtheit grenzüberschreitend betrachtet und hierfür bspw. Eintragsinventare erstellt werden. Eine weitere Konkretisierung bringen die Richtlinie zu Umweltqualitätsnormen (2008/105/EG) (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2008) und die Richtlinie 2013/39/EU (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013) zur Änderung ersterer, die zur Erreichung eines guten Zustands der Gewässer konkrete Grenzwerte für einzelne Stoffe in Gewässern festlegen.

Zur Überprüfung der Einhaltung der Richtlinien-Grenzwerte müssen die EU-Mitgliedsstaaten Bewirtschaftungspläne erstellen und bei einem Verfehlen der Einhaltung der vorgegebenen Grenzwerte Maßnahmenprogramme zur Reduktion der Stoffeinträge entwickeln. Zur besseren Handhabung wurden die Flussgebietseinheiten Deutschlands hierfür in sog. Koordinierungsräume bzw. Bearbeitungsgebiete unterteilt.

Daneben gibt es noch deutlich kleinere Gebietseinheiten, die als räumliche Grundlage für die Berichterstattung zur Wasserrahmenrichtlinie ausgewiesen wurden.

Die Bewirtschaftungspläne beinhalten u.a. eine Bestandsaufnahme der chemischen Belastungen. Diese kann prinzipiell durch ein Monitoring in den Gewässern durchgeführt werden. Sollen durch das Monitoring über mittlere Konzentrationsverhältnisse hinausgehende Aussagen bspw. zu Gewässerfrachten gemacht werden, gelingt dies anhand der derzeit üblichen Monitoringprogramme jedoch nicht (Fuchs et al. 2016b, S. 127–128). Des Weiteren ist ein repräsentatives flächendeckendes Monitoring sehr teuer und es liefert keine Aussage darüber, aus welcher Quelle die Einträge in die Gewässer stammen. Diese Kenntnis ist in Hinblick auf die Erstellung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme zur Reduktion von Einträgen jedoch von hoher Bedeutung. Aus diesem Grund wird bspw. in Deutschland als weiterer Bestandteil der Bewirtschaftungspläne eine herkunftsbezogene Modellierung von Stoffeinträgen durchgeführt. Durch die Aufstellung von Massenbilanzen kann diese neben einer Klassifizierung in punktförmige und diffuse Stoffeinträge detaillierte und quantitative Angaben über die Quellen der Stoffeinträge und/oder den Transportweg in die Gewässer zur Verfügung stellen. Für diese strategische Planung des Gewässerschutzes werden Flussgebietsmodelle verwendet, die auf empirischen Ansätzen beruhen. So kommt in Deutschland u.a. das Modellsystem MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) zur Anwendung, anhand dessen die Nähr- und Schadstoffeinträge in die Gewässer mittels einer einheitlichen Methodik für die gesamte Einzugsgebietsfläche Deutschlands ermittelt werden können (vgl. bspw. Fuchs et al. 2012; Fuchs et al. 2016b; Fuchs et al. 2017).

Aktuelle MoRE-Forschungsergebnisse (z. B. Fuchs et al. 2016a; Hillenbrand et al. 2016) heben die urbanen Einträge als äußerst relevant hervor (bspw. für Phosphor, Schwermetalle, PAK, Arzneistoffe). Vor dem Hintergrund dieser Einschätzung gilt es, genauer auf die Eingangsdaten zu schauen, die zur Erzeugung der Ergebnisse verwendet wurden. Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit, belastbare Daten zur Abschätzung von Frachten in den unterschiedlichen urbanen Abflusskomponenten zur Verfügung zu stellen und dadurch die für die Eintragsmodellierung in urbanen Räumen genutzte Datenbasis zu konsolidieren. Insbesondere in Bezug auf die Schadstoffe gibt es nämlich nur wenige Monitoringvorhaben, die sich zum Ziel gesetzt haben, repräsentative Daten für eine Frachtermittlung zu erzeugen. Monitoringvorhaben fokussieren üblicherweise eher auf die möglichst gute Abbildung lokaler Gegebenheiten zu einem bestimmten Zeitpunkt bspw. über eine Erhebung von Konzentrationen. Die Integration dieser Daten über die Zeit oder ihre Nutzung außerhalb des Untersuchungsgebietes und somit die Übertragung für andere Zwecke wie bspw. die Erstellung von Massenbilanzen bleiben in der Aufgabenstellung von Monitoringvorhaben üblicherweise unberücksichtigt. Daraus folgt, dass die Datenbasis, die zur Verfügung steht, zwar u.U. von hoher Güte in Bezug auf die räumliche und/oder zeitliche Auflösung ist, die Übertragbarkeit auf andere als die in den Untersuchungsgebieten auftretenden Bedingungen jedoch oft schwierig

ist. Die Herausforderung für die Wissenschaft besteht darin, einen Transfer der Messdaten zu gewährleisten, indem die Prozesse in den urbanen Abflusskomponenten, die sich in der Zeit- und Raumskala von Minuten und Zentimetern abspielen können, bspw. zeitlich auf Jahre und räumlich auf Flussgebiete extrapoliert werden. Dies ist insofern von hoher Relevanz, als dass die unterschiedlichen Arten an urbanen Abflusskomponenten äußerst heterogene Stoffkonzentration aufweisen und sich in ihrem Systemverhalten grundlegend unterscheiden (vgl. Abschnitt 2).

Die Aussage von Modellen und ihren Ergebnissen sind sehr stark von den angewandten Ansätzen und Daten abhängig. Beim Entwickeln und Betreiben eines Modells besteht die Aufgabe der Wissenschaft folglich darin, einerseits adäquate Ansätze zu entwickeln, die den zugrunde liegenden Fragestellungen dienlich sind und andererseits Eingangsdaten abzuleiten, die den Modellansätzen und den gestellten Anforderungen gerecht werden. Um die Solidität eines betriebenen Modells gewährleisten zu können, muss folglich die Integration adäquater Daten in der Modellanwendung gefördert und sichergestellt werden. Infolgedessen kann die Modellaussage verbessert und somit Entscheidungsbezugten eine belastbare Entscheidungsgrundlage zur Verfügung gestellt werden. Die vorliegende Arbeit möchte aufzeigen, wie sich durch die Verwendung adäquater Daten die Ergebnisse von Eintragsmodellierungen ändern können und welche Unsicherheiten damit verbunden sind. Durch diese Analysen wird so ein Beitrag zur Erstellung einer belastbaren Entscheidungsgrundlage für die Auswahl von kosteneffizienten Maßnahmen geleistet.

Im folgenden Abschnitt 2 werden die Einordnung der durchgeführten Arbeiten erläutert sowie die daraus folgende Zielsetzung formuliert. Anschließend erfolgt die Vorstellung der verwendeten Methoden in Abschnitt 3. In Abschnitt 4 werden Anforderungen an geeignete Daten für die Eintragsmodellierung auf Flussgebietsebene definiert und basierend darauf Arbeitshypothesen aufgestellt.

In Abschnitt 5 werden Eingangsdaten abgeleitet, die den Anforderungen der Eintragsmodellierung gerecht werden und verschiedene Unsicherheitsniveaus hierfür bestimmt. Anschließend werden diese in der Eintragsmodellierung angewandt und die Ergebnisse zu Unsicherheiten ausgewertet. Des Weiteren wird geprüft, ob sich die Schlussfolgerungen auf andere urbane Eintragspfade wie Kläranlagen übertragen lassen.

Schlussendlich werden die durchgeführten Arbeiten und gewonnen Erkenntnisse in Abschnitt 6 zusammengefasst sowie ein kurzer Ausblick auf zukünftige Entwicklungen gegeben.

2 Veranlassung und Zielsetzung

Wie einleitend erwähnt, wird in Deutschland u.a. das Modellsystem MoRE verwendet, um Stoffeinträge in die Gewässer Deutschlands abzuschätzen. MoRE ist eine seit 2009 unabhängige Open Source basierte Weiterentwicklung des bspw. in Behrendt et al. (1999) oder Fuchs et al. (2010) beschriebenen MONERIS-Ansatzes. Anhand dieses Ansatzes können Gewässereinträge räumlich differenziert quantifiziert werden. Dies geschieht v. a. vor dem Hintergrund der in Abschnitt 1 aufgeführten internationalen Verpflichtungen in Bezug auf den Gewässerschutz. So werden für Deutschland jährliche Nähr- und Schadstoffeinträge in die Gewässer ermittelt und die daraus resultierenden Gewässerfrachten abgeleitet. Übergeordnetes Ziel ist dabei die Ausweisung strategischer Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer, um die vorgeschriebenen Grenzwerte in den Gewässern einzuhalten.

Bei der Entwicklung von MONERIS war es eine zentrale Aufgabe, Modellansätze zu verwenden, die auf Ebene von Flussgebieten mit allgemein verfügbaren Eingangsdaten betrieben werden können. Hinsichtlich der Modellansätze stehen prinzipiell zwei unterschiedliche Optionen zur Auswahl: prozessorientierte und empirisch abgeleitete Modellansätze.

Prozessorientierte Ansätze, die physikalische oder biologische Prozesse zur Abbildung eines Systemverhaltens integrieren, erfordern üblicherweise einen sehr hohen Detaillierungsgrad. Dies gilt zum einen in Bezug auf die grundlegenden abzubildenden Prozesse und zum anderen in Bezug auf die dafür notwendigen Eingangsdaten. Der immense Datenbedarf prozessorientierter Modelle kann üblicherweise nicht durch allgemein verfügbare Eingangsdaten befriedigt werden, vielmehr ist bei ihrem Einsatz i.d.R. eine umfangreiche, zeit- und kostenintensive Datenaquise erforderlich. Stehen die Daten letztendlich zur Verfügung, ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Modellierung – trotz deutlich gesteigener Rechnerleistung und Optimierung der Berechnungsvorgänge – aufgrund der detaillierten Auflösung der Prozesse z. B. in Minutenschritten sehr zeitintensiv ist. Prozessbasierte Modelle sind dadurch kostenintensiv und können realistischere eher in kleineren Einzugsgebieten betrieben werden. In ihrer Anwendung, liefern sie vergleichsweise präzise Aussagen, die i.d.R. jedoch nicht auf andere Gebiete übertragen werden können.

Der hohe Detaillierungsgrad prozessorientierter Modellansätze macht diese für den Einsatz in größeren Gebieten z. B. in großen Flussgebieten folglich äußerst unwirtschaftlich, wenn nicht gar unmöglich. Auf dieser Ebene sind üblicherweise weniger kleinräumige Informationen zum Eintragsgeschehen notwendig, sondern eher die Abbildung eines mittleren Zustandes für größere räumliche und zeitliche Einheiten erwünscht.

Deswegen kommen hier bevorzugt empirische Modellansätze zur Anwendung, die nicht zu detailliert sind und dennoch die Stoffeinträge herkunftsbezogen und räumlich auflösen, sodass die Ergebnisse einer strategischen Planung dienen können. Empirischen Modellen genügen i.d.R. allgemein verfügbare Eingangsdaten, deswegen können sie prinzipiell mit weniger Datenaufwand und in größeren Gebieten betrieben werden. Nichtsdestotrotz gilt auch hier: die verfügbaren Ansätze und Daten müssen an die jeweilige Fragestellung angepasst sein.

Nach Venohr et al. (2011, S. 436) stellt MONERIS einen guten Kompromiss zwischen detaillierten prozessorientierten Modellen und sehr einfachen Modellen dar, da hierin sowohl physikalisch basierte als auch empirische Modellansätze zur Anwendung kommen. Dies wirkt sich insbesondere auf den erforderlichen Datenaufwand, die notwendige Rechenzeit und den Einsatz in großen Flussgebieten positiv aus. Diese Einschätzung ist durchaus auch für die unabhängige Weiterentwicklung MoRE zutreffend.

Dem MONERIS-Ansatz liegt die Methodik der regionalisierten Pfadanalyse zugrunde. Diese ist ein Werkzeug zur Quantifizierung von Gewässereinträgen über unterschiedliche Eintragspfade und zur Abschätzung deren Relevanz. In der regionalisierten Pfadanalyse werden die Stoffeinträge nicht explizit anhand von Eintragsquellen modelliert, vielmehr sind jene Prozesse relevant, infolge derer die Einträge aus ihren Quellen über die sog. Eintragspfade in die Gewässer gelangen. Diese Prozesse verändern die Massenflüsse während des Transportes und sind größtenteils durch empirische Ansätze abgebildet. Derzeit sind in MoRE die in Abbildung 2-1 dargestellten Eintragspfade integriert. Das Spektrum reicht von punktförmigen durch den Menschen beeinflussten Eintragspfaden (Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, Altbergbau) über diffuse anthropogene Eintragspfade (Kanalisationssysteme, Binnenschifffahrt) hin zu diffusen Eintragspfaden, die sowohl menschlichen als auch natürlichen Einwirkungen ausgesetzt sind (Bodenerosion, Oberflächenabfluss, Dränagen, Grundwasser, atmosphärische Deposition). Zu Bilanzierung der Einträge verwendet die Pfadanalyse regionalisierte Eingangsdaten wie z. B. Landnutzung, Bevölkerungsverteilung, Niederschläge, statistische Daten und stoffliche Daten in verschiedenen Umweltkompartimenten.

In Abschnitt 1 wurde bereits erwähnt, dass die urbanen Einträge hinsichtlich der Gesamtstoffeinträge in die Gewässer von hoher Relevanz sind. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Einträge über Kläranlagen und Einträge über städtische Kanalisationssysteme. Die Einträge über Kläranlagen machen nach Fuchs et al. (2016a, S. 44–47) je nach Stoff bis zu ca. 30 % der Gesamteinträge aus (z. B. bei Phosphor). Demgegenüber stehen die als diffus klassifizierten Einträge über Kanalisationssysteme. Diese können bis zu ca. 35 % der Gesamteinträge (bspw. Kupfer oder Zink) in die Gewässer ausmachen (vgl. Abbildung 2-2).

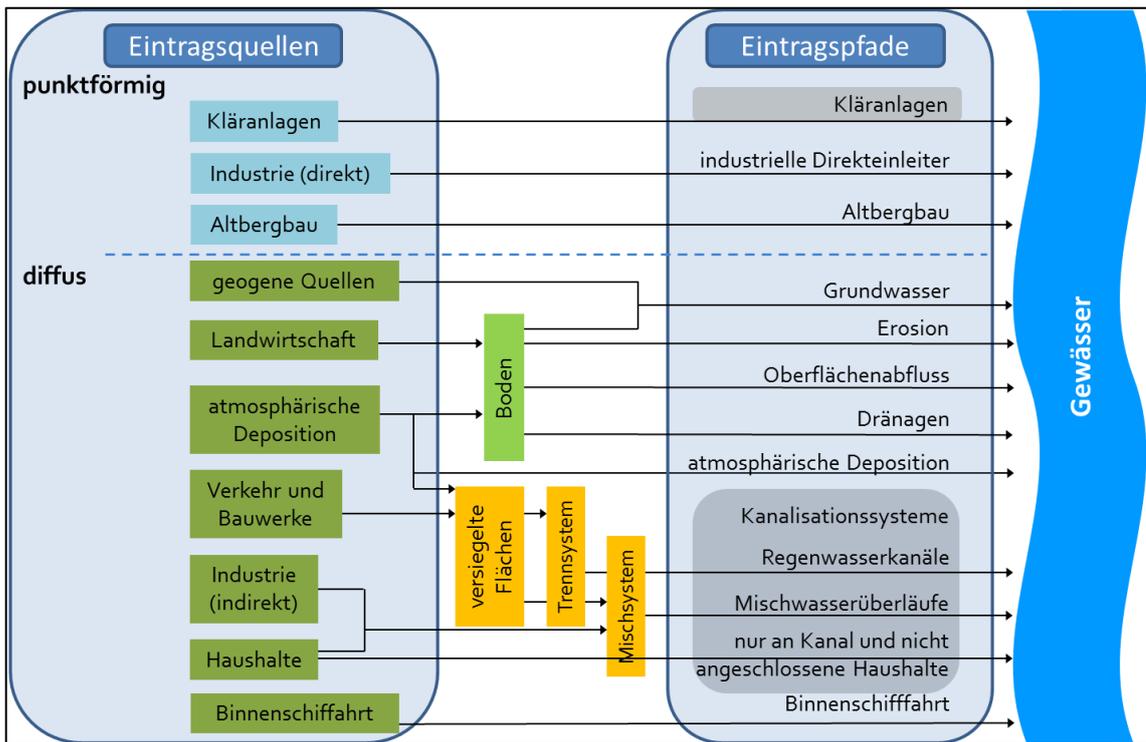


Abbildung 2-1: Eintragspfade in MoRE (nach Fuchs et al. 2010, verändert)

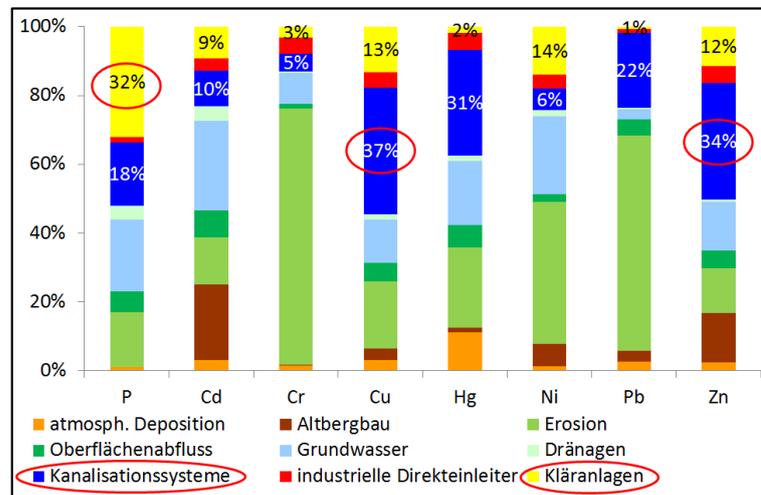


Abbildung 2-2: Relevanz von Einträgen über Kanalisationssysteme und Kläranlagen an den Gesamteinträgen in Gewässer im Zeitraum 2012-2014 (Fuchs et al. 2016a, S. 43-47 verändert)

Kläranlagen gelten allgemein als ein Eintragspfad mit einfachem Berechnungsansatz und einer sehr guten Datengrundlage, da die Einträge schlicht über die Multiplikation der behandelten Jahresabwassermenge mit der mittleren jährlichen Ablaufkonzentration ermittelt werden. Die Daten liegen dabei zu einem Großteil der Anlagen punktgenau vor. Die städtischen Kanalisationssysteme hingegen sind als Eintragspfad sowohl in den

Ansätzen als auch in ihren Eingangsdaten komplexer als die Kläranlagen. So beinhaltet der derzeitige Berechnungsansatz diverse Wechselwirkungen verschiedener Eintragsquellen, das Niederschlagsgeschehen sowie ggf. vorhandene Infrastruktur mit einer Rückhalteleistung. (vgl. Abbildung 8-1 und Abbildung 8-2 in Anhang 1: „Berechnungsansätze“, S. 103f.). Zudem liegen üblicherweise keine räumlich verteilten Messdaten vor, sodass hier abgeleitete Daten zum Einsatz kommen müssen.

In MoRE umfassen die städtischen Kanalisationssysteme die folgenden Teil-Eintragspfade:

- Regenwasserkanäle des Trennsystems,
- Mischwasserüberläufe des Mischsystems,
- nur an die Kanalisation angeschlossene Haushalte,
- nicht an die Kanalisation angeschlossene Haushalte.

Aufgrund des inzwischen sehr hohen Anschlussgrades der Einwohner an kommunale Kläranlagen und an die Kanalisation von über 95 % (Brombach 2013, S. 1047) sind Einträge von nur bzw. nicht an die Kanalisation angeschlossenen Haushalten vernachlässigbar. Regenwasserkanäle und Mischwasserüberläufe hingegen verursachen im Zeitraum 2012-2014 im bundesdeutschen Mittel mit ca. 85 % bzw. > 92 % den Hauptanteil der gesamten Phosphor- bzw. Schwermetalleinträge über Kanalisationssysteme (vgl. Abbildung 2-3).

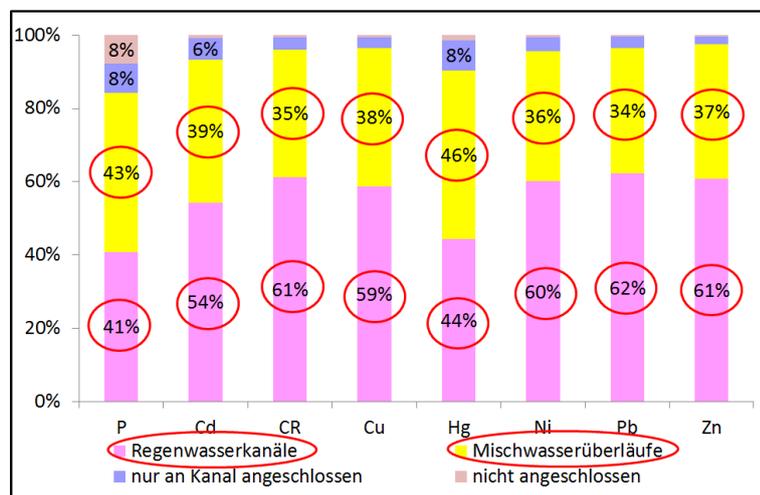


Abbildung 2-3: Relevanz diffuser urbaner Teil-Eintragspfade an den Gesamteinträgen über Kanalisationssysteme im Zeitraum 2012-2014 (eigene Auswertungen der Ergebnisse nach Fuchs et al. 2016a)

Die Frachten, die in die Kanalisation gelangen, können von Haushalten, industriellen Indirekteinleitern und aus dem Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen stammen (Abbildung 2-1). Während Haushalte und industrielle Indirekteinleiter ihre Abwässer

üblicherweise kontinuierlich in die Kanalisation einleiten, bilden sich Abflüsse auf versiegelten Flächen nur während Niederschlagsereignissen, sodass diese Einträge intermittierend in den Kanal gelangen. Trotz ihres intermittierenden Transports in die Kanäle sind nach derzeitiger Datenlage (Zeitraum 2012-2014) die Einträge über versiegelte Flächen im deutschen Mittel für ca. 60 % bzw. 70-95 % der Phosphor- bzw. Schwermetalleinträge in die Kanalisation verantwortlich (vgl. Abbildung 2-4).

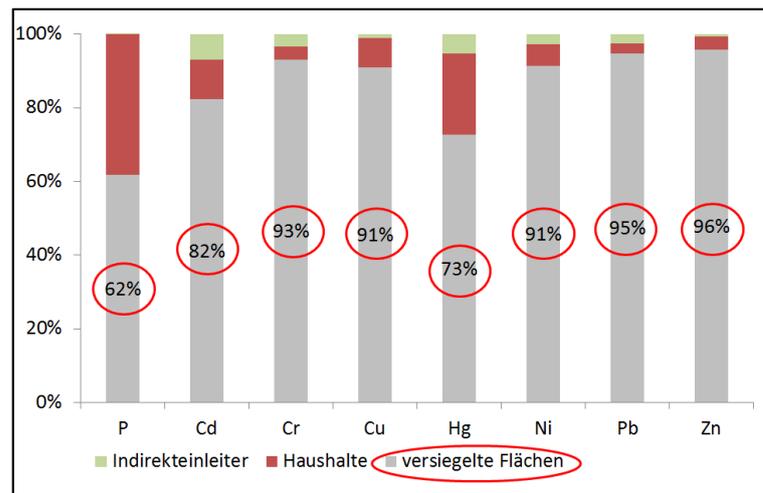


Abbildung 2-4: Relevanz diffuser urbaner Quellen an den Gesamteinträgen in die Kanalisation im Zeitraum 2012-2014 (eigene Auswertungen der Ergebnisse nach Fuchs et al. 2016a)

Demzufolge gilt es hier, adäquate und nachvollziehbare stoffliche Datensätze in der Modellierung der Einträge von versiegelten Flächen zu verwenden, um eine möglichst realitätsnahe Modellaussage zu erzielen. Üblicherweise werden die stofflichen Datensätze auf Basis von gemessenen Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen abgeleitet. Durch ihr periodisches Auftreten weisen diese Abflüsse eine große Variabilität in der abfließenden Wassermenge und in den Stoffkonzentrationen auf. Die besondere Herausforderung bei der Erzeugung adäquater Daten für die Eintragsmodellierung ist die Übertragung der ereignisbasierten stark schwankenden Messdaten, die streng genommen nur für ihren Standort repräsentativ sind, auf die jahresweise Modellierung auf Ebene von Flussgebieten.

Weitere Besonderheiten zu Abflüssen von versiegelten Flächen sind Tabelle 2-1 zu entnehmen. Zur besseren Einordnung sind in der Tabelle diese Abflüsse den Abflüssen in Gewässern und Abläufen von Kläranlagen gegenübergestellt. So gibt es bspw. bei der zur Verfügung stehenden Datenbasis Unterschiede, die hauptsächlich durch verschiedene Beprobungsstrategien verursacht sind. Aufgrund gesetzlicher Vorgaben müssen bspw. bei Gewässern und Kläranlagen an definierten Messstellen bzw. Anlagen Messungen durchgeführt werden – sowohl zum Abfluss als auch zur Güte. Für Abflüsse von versiegelten Flächen gibt es derlei Vorgaben nicht. Deswegen werden hier

Messungen vergleichsweise selten (i.d.R. im Rahmen von Forschungsvorhaben) und v.a. nicht flächendeckend durchgeführt. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, zu diesen Abflüssen sowohl in Bezug auf die Menge als auch auf deren stoffliche Zusammensetzung eine Übertragung von Messdaten aus den Standorten mit Untersuchungen auf Gebiete ohne Datenbasis durchzuführen.

Tabelle 2-1: Unterschiede zwischen Gewässersystemen, Kläranlagenabläufen und Abflüssen von versiegelten Flächen

Kriterium	Gewässer	Kläranlage	versiegelte Flächen
Art	Messstelle	Punktquelle	Punktquelle, in der Modellierung diffus abgebildet
Kontinuität	kontinuierlich	kontinuierlich	periodisch
gesetzliche Grundlage	EU-WRRL und Folge-Richtlinien	KomAbwRL	-
Messorte	Messtellen des Überblicksmonitorings	Anlagen > 2.000 EW	einzelne Anlagen, nicht flächendeckend
Häufigkeit Abflussmessungen	täglich	täglich	sporadisch
Häufigkeit Gütemessungen	1xmonatlich	täglich bis monatlich	sporadisch
Transfer	nein	nein	ja
Systemverhalten	Puffer	Puffer	kein Puffer
Strömungsverhalten	turbulent	laminar	turbulent

In Bezug auf das zugrunde liegende Systemverhalten kann festgehalten werden, dass Kläranlagen als Puffersystem so ausgelegt sind, dass trotz stark schwankender Zulaufmenge zum Schutz der Gewässer eine vergleichsweise konstante Ablaufmenge gewährleistet wird. Im Gegensatz zu den Kläranlagen unterliegen die Abflüsse von versiegelten Flächen in Kanälen vor ihrer Einleitung in das Gewässer üblicherweise keiner Pufferung. Das Fließverhalten von Abflüssen von versiegelten Flächen ist durch die Niederschlagsdynamik und die Prozesse auf der Mikroskala, die einerseits die Abflussbildung und Abflusskonzentration und andererseits die Abschwemmung von schadstoffbeladenen Partikeln beeinflussen, geprägt und kann durch das Modell der turbulenten Diffusion abgebildet werden. In Bezug auf die Strömung kann bei den Kläranlagen eine nahezu vollständig durchmischte Strömung mit einem laminaren Fließverhalten angenommen werden.

Die Abflüsse von Gewässern, Kläranlagenabläufe und Abflüsse von versiegelten Flächen unterscheiden sich somit in ihrem Abflussverhalten, welches beispielhaft in Abbildung 2-5 dargestellt ist. Hieraus geht hervor, dass Fließgewässer einer anderen Dy-

namik als Abflüsse von Kläranlagen oder versiegelten Flächen unterliegen. Während das Abflussverhalten von versiegelten Flächen sehr schnell der Dynamik der Niederschläge folgt, reagieren Flusssysteme häufig zeitverzögert. Beim Vergleich der jeweiligen Extremwerte sind die größten relativen Sprünge in den Abflüssen von versiegelten Flächen zu finden, gefolgt von den Gewässern. Kläranlagen hingegen sind in ihrem Abflussverhalten deutlich konstanter.

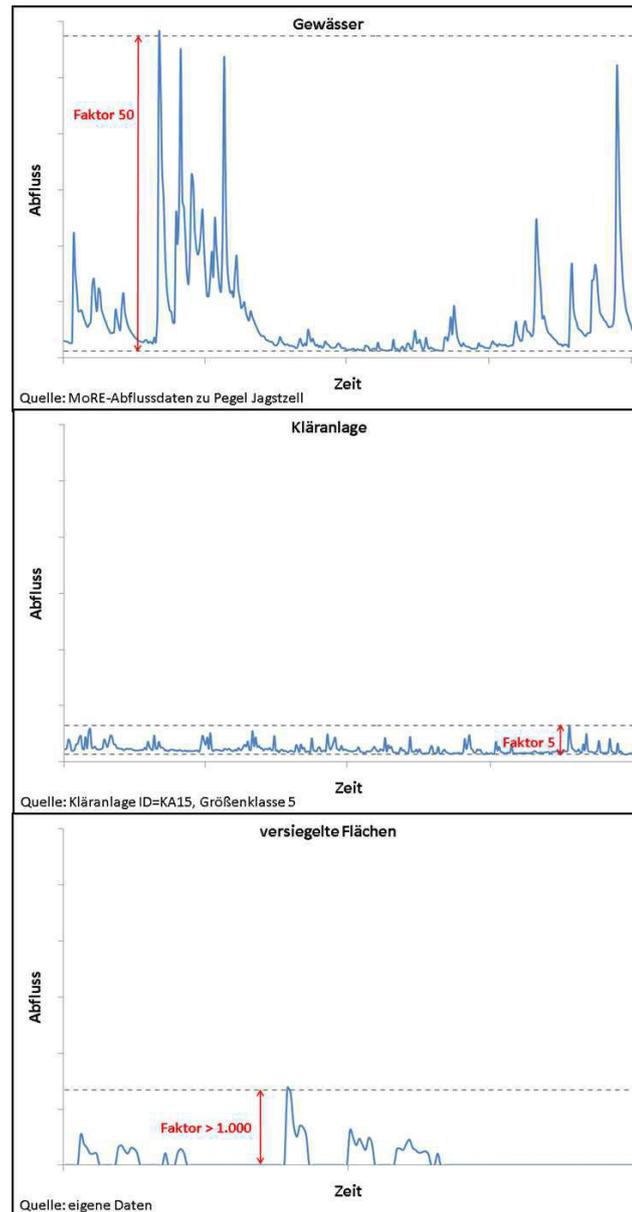


Abbildung 2-5: Beispielhafte Variabilität von Abflussmengen in Gewässersystemen (oben), von Kläranlagenabläufen (Mitte) und von versiegelten Flächen (unten)

Dieses unterschiedliche Systemverhalten kann Auswirkungen auf die zu verwendenden Daten haben. Ob die derzeit zur Verfügung stehende Datenbasis ausreicht, um die transportierten Massen adäquat abzubilden, ist offen. So werden bspw. beobachtete Gewässerfrachten, die i.d.R. als Validierungsgrundlage für die Eintragsmodellierung herangezogen werden, aus monatlichen Messdaten (Einzel- oder Mischproben) ermittelt. Bei Kläranlagenabläufen hingegen werden zeitlich hoch aufgelöste Konzentrationen – üblicherweise Tageswerte – zu einem arithmetischen Mittelwert aggregiert und mit der Jahresabwassermenge zu einer Jahresfracht multipliziert. Die Ableitung der stofflichen Datensätze für die Modellierung der Einträge von versiegelten Flächen ist nicht standardisiert und wird derzeit noch wenig zielgerichtet durchgeführt. So finden bspw. diverse Abflusskomponenten (vgl. Abschnitt 4.1) und/oder Zentralwertarten (vgl. Abschnitt 4.2) undifferenziert Berücksichtigung. Dadurch werden auch Daten verwendet, die sich vom Prinzip her für die Zwecke der Eintragsmodellierung nicht eignen. Zudem bleibt die statistische Verteilung der Daten eines Datenkollektivs bei der Auswertung oft unberücksichtigt.

Um diese Mängel zu überwinden, wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit erörtert, welche Daten sich für die Eintragsmodellierung eignen (Abschnitt 4.5). Diese werden anschließend aus dem gesamten Datenkollektiv extrahiert und anderen Teilgruppen des Kollektivs vergleichend gegenübergestellt. Hieraus sollen Aussagen zur Gleichwertigkeit der verschiedenen Datenkollektive getroffen werden.

Die Ableitung der stofflichen Datenbasis geschieht anhand einer an die Fragestellung angepassten Klassifikation der urbanen Abflusskomponenten und Zentralwertarten sowie anhand der im nächsten Abschnitt 3 vorgestellten statistischen Analysen. Im Ziel sollen so adäquate Daten zum Zwecke der Eintragsmodellierung erzeugt werden, was zu einer verbesserten Modellaussage führt und die Solidität von MoRE sicherstellt. Zusammen mit der Abschätzung von Unsicherheiten der Eingangsdaten kann dadurch den Entscheidungsbefugten eine belastbare Entscheidungsgrundlage zur Planung strategischer Maßnahmen mit dem Ziel der Reduktion der Gewässerbelastung zur Verfügung gestellt werden.

3 Methodik

Durch eine gezielte Auswertung der Datenbasis, die in Abschnitt 4.3 erläutert wird, soll das gesetzte Arbeitsziel – die Ableitung adäquater stofflicher Eingangsdaten für die Eintragsmodellierung – erreicht werden.

Zur Beschreibung eines Datenkollektivs bspw. anhand seiner Verteilung oder anhand repräsentativer Maßzahlen sowie zur Identifikation geeigneter Analysewerkzeuge für eine weitergehende Analyse muss dieses zunächst einer grundlegenden statistischen Analyse unterzogen werden. Die folgenden statistischen Untersuchungen wurden zunächst auf das gesamte Datenkollektiv (ohne Differenzierung) angewandt. Dies dient als Vergleichsbasis für die letztendlich abgeleiteten Werte. Anschließend wurden aus der Gesamtheit der Daten verschiedene Teilmengen extrahiert, die unterschiedliche Kombinationen von Abflusskomponenten und Zentralwerten darstellen (vgl. Abschnitt 4.1 und 4.2). Entsprechend der Fragestellung wurden auch diese statistischen Analysen unterzogen.

Die grundlegende Analyse besteht aus der Ermittlung zusammenfassender Kenngrößen eines Datenkollektivs (Abschnitt 3.1) und in der Untersuchung seiner statistischen Verteilung (Abschnitt 3.2). Basierend auf den Ergebnissen der statistischen Verteilung werden geeignete Methoden für einen Stichprobenvergleich der verschiedenen Teilmengen ausgewählt und dieser durchgeführt (Abschnitt 3.3). Aus dem Stichprobenvergleich werden die Schlussfolgerungen für die Ableitung adäquater Daten gezogen.

Alle statistischen Analysen wurden mittels der Open Source Software R (R Core Team 2016) in der graphischen Benutzeroberfläche RStudio (RStudio Team 2015) durchgeführt. Neben der Standardinstallation von R wurden für spezielle Analysen oder Visualisierungen weitere Programmpakete benötigt, die in den folgenden Ausführungen an entsprechender Stelle benannt werden.

3.1 Zusammenfassende Kenngrößen eines Datenkollektivs

Als zusammenfassende Kenngrößen eines Datenkollektivs gelten bspw. Zentralwerte (Abschnitt 3.1.1) und Streuungsmaße (Abschnitt 3.1.2). Sie können parametrischer oder nicht-parametrischer Natur sein. Ist die statistische Verteilung eines Datenkollektivs (vgl. Abschnitt 3.2) bekannt, werden i.d.R. parametrische Kenngrößen ermittelt. Nicht-parametrische Kenngrößen sind insbesondere dann wertvoll, wenn die Verteilung der Daten nicht ermittelt werden kann.

Eine weitere zusammenfassende Kenngröße eines Datenkollektivs ist seine Spannweite. Diese wird als Differenz aus dem größten und kleinsten Wert ermittelt. In der vorliegenden Arbeit wird darauf verzichtet, diese Kenngröße numerisch zu ermitteln. Ausgesprochen ist die explizite Angabe des Minimal- bzw. Maximalwertes, aus denen die Spannweite ermittelt werden kann.

Nicht zuletzt wird in diesem Abschnitt auf die übliche Praxis der Ausreißerbehandlung kurz eingegangen und es werden Empfehlungen hierzu aus der einschlägigen Literatur zusammengetragen (vgl. Abschnitt 3.1.3).

3.1.1 Zentralwerte

Der Median und der arithmetische Mittelwert sind die wohl gängigsten Lagemaße zur Darstellung des Zentralwertes von Stichproben. Der Median eines der Größe nach sortierten Datenkollektivs stellt die Datenmitte dar und wird nach der folgenden Formel 1 berechnet. Er ist ein nicht-parametrischer Zentralwert.

$$\text{Werte sortiert } x_1 \dots x_n: \quad \bar{x}_{median} = \begin{cases} \frac{x_{n+1}}{2}, & n \text{ ungerade} \\ \frac{1}{2} \left(x_{\frac{n}{2}} + x_{\frac{n+1}{2}} \right), & n \text{ gerade} \end{cases} \quad \text{Formel 1}$$

Der arithmetische Mittelwert wird als n-ter Teil aus der Summe von n Beobachtungen berechnet (Formel 2). Er ist der Zentralwert vieler symmetrischer Verteilungen und somit – im Gegensatz zum Median – ein Zentralwert parametrischer Natur.

$$(\mu =) \bar{x}_{arithmetisch} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n} \quad \text{Formel 2}$$

Während der arithmetische Mittelwert sehr sensitiv auf die Anwesenheit von Ausreißern reagiert (Helsel und Hirsch 2002, S. 5), verhält sich der Median Ausreißern gegenüber sehr robust (Helsel und Hirsch 2002, S. 6), da zu seiner Bildung lediglich die relative Reihenfolge der Einzelbeobachtungen (und nicht deren Werte) herangezogen wird.

Ein weiterer relevanter Zentralwert für Umweltdaten ist der geometrische Mittelwert. Er wird als n-te Wurzel aus dem Produkt von n Beobachtungen berechnet (Formel 3). Der geometrische Mittelwert ist der Zentralwert einer Sonderform von rechtsschiefen Verteilungen, der Log-Normalverteilung (vgl. Abbildung 3-1, rechts, S. 17 und Abschnitt 3.2.1). Der geometrische Mittelwert ist dann der arithmetische Mittelwert der log-transformierten Daten, welcher in die Originalwerte rücktransformiert wurde.

$$\bar{x}_{\text{geometrisch}} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n x_i} = \sqrt[n]{x_1 x_2 \dots x_n} \quad \text{Formel 3}$$

Die Lage der Zentralwerte zueinander in Abhängigkeit von der vorliegenden Verteilung wird im Abschnitt 3.2.1 erläutert.

3.1.2 Streuungsmaße

Ein robustes Streuungsmaß ist der nicht-parametrische Interquartilsabstand, welcher die Spannweite der mittleren Hälfte der Daten angibt (Formel 4). Er wird folglich nicht durch die Werte des kleinsten bzw. größten Viertels der Daten beeinflusst.

$$IQR = Q_{0,75} - Q_{0,25} \quad \text{Formel 4}$$

Weitere gängige Streuungsmaße einer Stichprobe sind die Varianz und deren Quadratwurzel, die Standardabweichung (Formel 5). Varianz und Standardabweichung sind parametrische Streuungsmaße und nur auf eine Normalverteilung aussagekräftig anwendbar. Wie der arithmetische Mittelwert werden sie stark durch Ausreißer beeinflusst (Helsel und Hirsch 2002, S. 7).

$$(\sigma =) S = \sqrt{S^2} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}_{\text{arithmetisch}})^2} \quad \text{Formel 5}$$

Neben dem Stichprobenumfang sind die Streuung und der Zentralwert wichtige Einflussgrößen bei der Ermittlung von signifikanten Unterschieden zwischen zwei verschiedenen Stichproben.

3.1.3 Ausreißerbehandlung

Ausreißer setzen sich durch ihre Werte deutlich von den anderen Daten ab. Insbesondere schiefe Verteilungen erzeugen große Werte, die als Ausreißer erscheinen. Unter der Annahme, dass es sich dabei um verzichtbare Ausreißer handelt, werden diese Daten häufig aus einem Datenkollektiv entfernt und Analysen ohne sie durchgeführt. Dieses Vorgehen soll Symmetrie herstellen, wo evt. keine vorhanden ist und ist deswegen prinzipiell zu hinterfragen. So empfehlen bspw. Maestre et al. (2004, S. 11) diese Praxis nur dann, wenn es sich bei den Ausreißern eindeutig um Fehler handelt. Die Autoren führen aus, dass erhöhte Werte eine große Auswirkung auf die berechneten Verteilungsparameter haben können. Werden diese willkürlich entfernt, werde die Datenana-

lyse folglich wahrscheinlich fehlerhaft. Limpert et al. (2001, S. 350) erläutern, dass die Entfernung von sog. Ausreißern zwar die Schiefe vermindere, aber ein Fehler erzeugt werde, da die Daten ggf. unzulässigerweise entfernt würden. Und Helsel und Hirsch (2002, S. 11) weisen darauf hin, dass Ausreißer sogar die wichtigsten Daten einer Stichprobe sein können und weiterer Analyse bedürfen.

Aus den genannten Gründen wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit darauf verzichtet, Ausreißer zu entfernen, wenn kein offensichtlicher Fehler dahinter steckt. Sollte aufgrund von vorhandenen Ausreißern die Symmetrie eines Datensatzes derart verzerrt werden, dass parametrische Methoden nicht angewandt werden können, so wird auf nicht-parametrische Methoden zurückgegriffen.

3.2 Statistische Verteilung von Daten

Die statistische Verteilung eines Datenkollektivs ist eine grundlegende Charakterisierung desselben und entscheidend für die Auswahl adäquater Methoden in einer weitergehenden statistischen Analyse. So kann anhand der statistischen Verteilung eines Datenkollektivs zu dessen adäquater Repräsentation bspw. die korrekte Art des Zentralwertes und Streuungsmaßes festgelegt werden. Auch bei der Auswahl von statistischen Hypothesentests, Korrelations- oder Regressionsanalysen ist Kenntnis über die statistische Verteilung der zu verwendenden Daten essenziell, da diese Methoden oft diesbezüglich Anforderungen an die Daten stellen. Sind die geforderten Eigenschaften bezüglich der Verteilung der Daten nicht gegeben, so sollte auf parametrische Methoden verzichtet und besser auf nicht-parametrische Methoden ausgewichen werden, da die erarbeiteten Ergebnisse ansonsten falsch interpretiert werden können.

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick zu im Untersuchungsfeld üblichen statistischen Verteilungen gegeben und ihre dazugehörigen Zentralwerte genannt (Abschnitt 3.2.1). Anschließend werden diverse Möglichkeiten zur Analyse statistischer Verteilungen vorgestellt (Abschnitte 3.2.2 und 3.2.3).

3.2.1 Verteilungsformen und ihre Zentralwerte

Die Form einer Verteilung kann symmetrisch oder schief sein (vgl. Abbildung 3-1, links bzw. rechts). Die wichtigste Form symmetrischer Verteilungen ist die Normalverteilung. Hier sind die stetigen Daten symmetrisch um ihren Zentralwert, den arithmetischen Mittelwert (vgl. Abschnitt 3.1.1), angeordnet. Bei einer Normalverteilung fallen der arithmetische Mittelwert und der Median zusammen (Abbildung 3-1, links). Sind die Daten jedoch schief verteilt, rücken diese beiden Lagemaße auseinander. So ist der arithmetische Mittelwert einer rechtsschiefen Verteilung größer als der Median (vgl. Abbildung 3-1, rechts, S. 17) bzw. einer linksschiefen Verteilung niedriger als dieser.

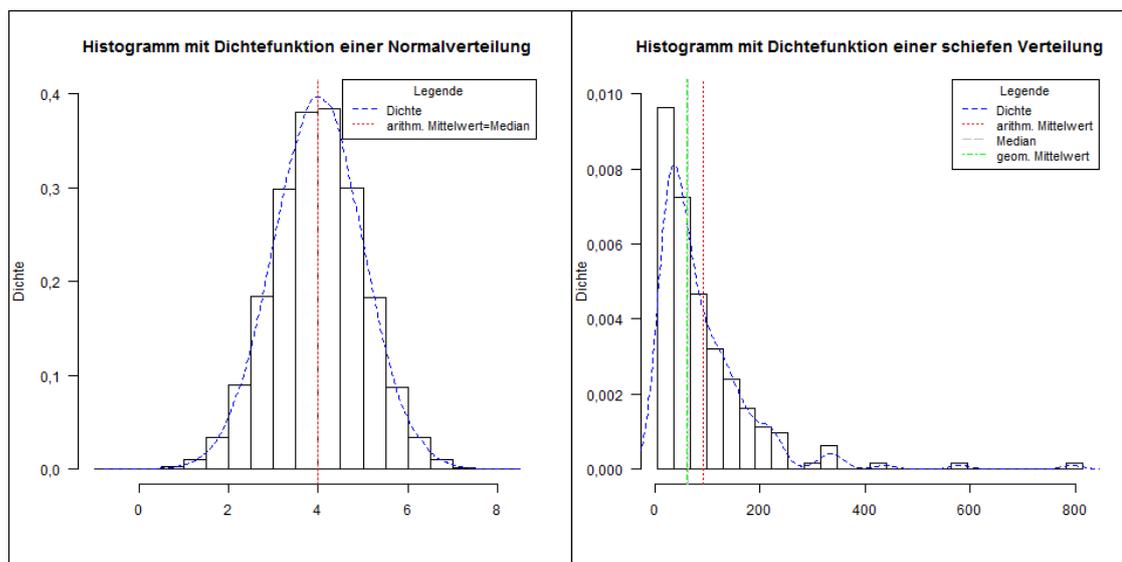


Abbildung 3-1: Form einer Normverteilung (links) bzw. schiefen Verteilung (rechts)

Neben dem arithmetischen Mittelwert wird eine Normalverteilung durch ihre Standardabweichung (vgl. Abschnitt 3.1.2) beschrieben. Bei der Normalverteilung gilt, dass im Intervall $[\mu - \sigma, \mu + \sigma]$ bzw. $[\mu - 2\sigma, \mu + 2\sigma]$ 68,3% bzw. 95,5% der Daten liegen (Limpert et al. 2001, S. 345).

Viele Umweltdaten sind in der Regel nicht normalverteilt, ihre Verteilung folgt häufig einer rechtsschiefen Form (vgl. Abbildung 3-1, rechts). Dies ist in der Tatsache begründet, dass es eine klar definierte Untergrenze von Null gibt und somit keine negativen Werte vorkommen können, jedoch im Prinzip beliebig große positive Werte (Limpert et al. 2001, S. 344). Bei schiefen Verteilungen können zwar gleichwohl einer symmetrischen Normalverteilung der arithmetische Mittelwert oder die Standardabweichung der Daten gebildet werden, sie repräsentieren die Daten jedoch nicht. Ohne detaillierte Untersuchung der Verteilung eignet sich in diesem Fall der Median als Zentralwert bzw. der Interquartilsabstand als Maß für die Streuung besser.

Nehmen die Daten einer rechtsschiefen Verteilung nach einer logarithmischen Transformation die Form einer Normalverteilung an, so spricht man von dem Vorliegen einer Log-Normalverteilung. Diese lässt sich üblicherweise bei Stoffkonzentrationen in Niederschlagsabflüssen beobachten (z. B. Athayde et al. 1983a, S. 3; Buren et al. 1997, S. 104; Duncan 1999, V; Maestre et al. 2004, S. 1–2).

Die logarithmische Transformation kann Vorteile bringen, da die Log-Normalverteilung auf Ebene der Logarithmen symmetrisch ist und sich somit genauso verhält wie die Normalverteilung. Der Zentralwert der Log-Normalverteilung ist der geometrische Mittelwert der Originaldaten, der dem rücktransformierten Wert des arithmetischen Mittelwertes der transformierten Daten entspricht. Beim Vorliegen einer Log-

Normalverteilung liegen der geometrische Mittelwert und der Median deckungsgleich aufeinander.

Ein Hauptunterschied zwischen der Normalverteilung und der log-Normalverteilung ist, dass auf Ebene der Originaldaten die Standardabweichung bei der Normalverteilung additiv und bei der log-Normalverteilung multiplikativ berücksichtigt werden muss (Limpert et al. 2001, 341). D. h. zur Bildung des 68,3 % Konfidenzintervalls um den Zentralwert auf Ebene der Originaldaten muss für die untere Grenze des Konfidenzintervalls eine Division des geometrischen Mittelwertes durch die rücktransformierte Standardabweichung der log-transformierten Daten erfolgen. Analog dazu wird die Obergrenze des Konfidenzintervalls durch Multiplikation des geometrischen Mittelwertes mit dem rücktransformierten Wert der Standardabweichung der log-transformierten Daten ermittelt. Dieses Intervall ist auf Ebene der Originaldaten nicht symmetrisch.

Prinzipiell kann die Prüfung des Vorliegens einer bestimmten statistischen Verteilung eines Datenkollektivs mittels verschiedener Methoden durchgeführt werden. Bspw. eignen sich Histogramme, Boxplots und Quantil-Diagramme für die visuelle Abschätzung gut. Histogramme sind eine weit verbreitete Darstellungsform für Daten. Zu Ihrer Erstellung werden die Daten in Klassen eingeteilt und die Klassenhäufigkeit in Form eines Säulendiagramms aufgetragen. Histogramme haben den entscheidenden Nachteil, dass die visuelle Interpretation von der Anzahl der Klassen abhängig ist (Helsel und Hirsch 2002, S. 19). Auch Boxplots sind ein beliebtes graphisches Mittel zur Darstellung der Lage und Streuung von Daten, da sie auf robusten Lage- und Streuungsmaßen basieren. In der vorliegenden Arbeit wird auf eine Darstellung der Daten in Form von Histogrammen und Boxplots explizit verzichtet, da Quantil-Diagramme (Abschnitt 3.2.2) deutlich informativer sind. Zudem stehen formale statistische Tests zur Verfügung, die Aussagen über die Verteilung einer Stichprobe zulassen (Abschnitt 3.2.3).

Nach Buren et al. (1997, S. 100) sollte aufgrund der Einschränkungen von formalen statistischen Tests als Mittel für die Feststellung des Vorliegens einer Normalverteilung oder Log-Normalverteilung mehr Gewicht auf eine besondere Form der Quantil-Diagramme, die Wahrscheinlichkeits-Diagramme, gelegt werden. Auch wenn diese Herangehensweise aufgrund ihrer visuellen Beurteilung eher subjektiv ist, enthalten diese alle Informationen zur Übereinstimmung zwischen der Stichprobe und der vermeintlich zugrunde liegenden theoretischen Verteilung. Folglich, sollten Informationen aus den objektiven Methoden nicht als alleiniges Mittel zur Auswahl einer geeigneten Wahrscheinlichkeitsverteilung verwendet werden. Stattdessen sollten die Ergebnisse aus den formalen statistischen Tests zusammen mit den Wahrscheinlichkeitsplots verwendet werden.

3.2.2 Quantil-Diagramme

Anhand einer Darstellung als Quantil-Diagramm kann visuell geprüft, ob ein Datenkollektiv normalverteilt ist. Ein großer Vorteil von Quantil-Diagrammen ist die Visualisierung aller Daten. Dadurch kann einerseits auf eine Festlegung auf Klassengrenzen wie beim Histogramm verzichtet werden und andererseits können mehr Daten als in einem Boxplot visualisiert werden. Geläufige Formen von Quantil-Diagrammen sind Normal-Quantil-Diagramme und Wahrscheinlichkeits-Diagramme.

Zur Erzeugung eines Normal-Quantil-Diagramms werden der Mittelwert und die Standardabweichung eines Datenkollektivs gebildet und daraus theoretische Quantile der dazugehörigen Verteilung ermittelt. Anschließend werden die empirischen Quantile gegen die theoretischen Quantile aufgetragen. In der graphischen Darstellung wird für die theoretischen Quantile der Abszisse die Abweichung vom arithmetischen Mittelwert häufig als Vielfaches der Standardabweichung verwendet (vgl. Abbildung 3-2, links). Zur Identifikation eines Verteilungsintervalls eines Konzentrationsbereichs macht man sich die Faustregel zu Nutze, dass im Intervall $[\mu - \sigma, \mu + \sigma]$ bzw. $[\mu - 2\sigma, \mu + 2\sigma]$ 68,3% bzw. 95,5% der Daten liegen (vgl. Abschnitt 3.2.1).

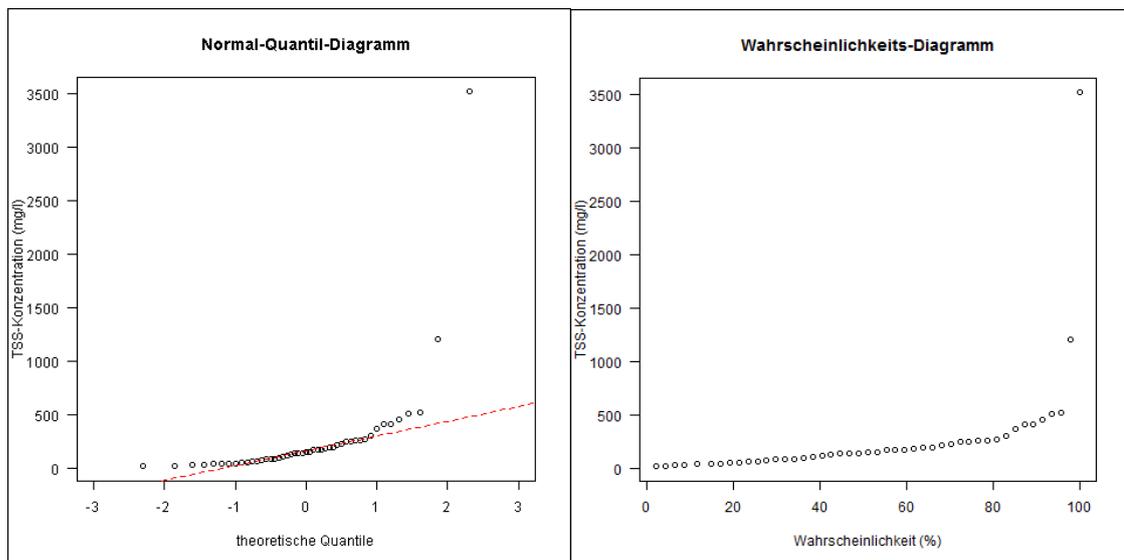


Abbildung 3-2: Beispielhafte Quantil-Diagramme: Normal-Quantil-Diagramm (links) bzw. Wahrscheinlichkeits-Diagramm (rechts)

Wahrscheinlichkeits-Diagramme werden erzeugt, indem die Werte eines Datenkollektivs der Größe nach sortiert und mit einem Rang versehen werden. Anhand der Ränge wird die Wahrscheinlichkeitsstelle ermittelt, gegen die der entsprechende Beobachtungswert aufgetragen wird (Abbildung 3-2, rechts). So kann im Prinzip das Verteilungsintervall jedes beliebigen Konzentrationsbereichs ermittelt werden.

Liegen die Beobachtungspunkte eines Quantil-Diagramms auf einer Linie, kann von einer Normalverteilung ausgegangen werden. Bilden die Daten hingegen eine konkave bzw. konvexe Form, so sind sie rechtsschief bzw. linksschief verteilt. In den Diagrammen (Abbildung 3-2) ist zu erkennen, dass die Daten einer rechtsschiefen Verteilung folgen, da die Form konkav ist.

Wie bereits in Abschnitt 3.2.1 ausgeführt, kann bei rechtsschiefen Verteilungen eine logarithmische Transformation eine Symmetrie herbeiführen. Diese wurde in Abbildung 3-3 durchgeführt. Die Abbildung zeigt links die Darstellung in Form eines Normal-Quantil-Diagramms und rechts in einer Sonderform eines Wahrscheinlichkeits-Diagramms, dem log-normalen Wahrscheinlichkeits-Diagramm. Liegen die Daten nach einer Log-Transformation annähernd auf einer Linie, ist dies ein starkes Indiz für das Vorliegen einer Log-Normalverteilung. Aus der Darstellung geht hervor, dass die log-transformierten Daten gut durch eine Linie repräsentiert werden können.

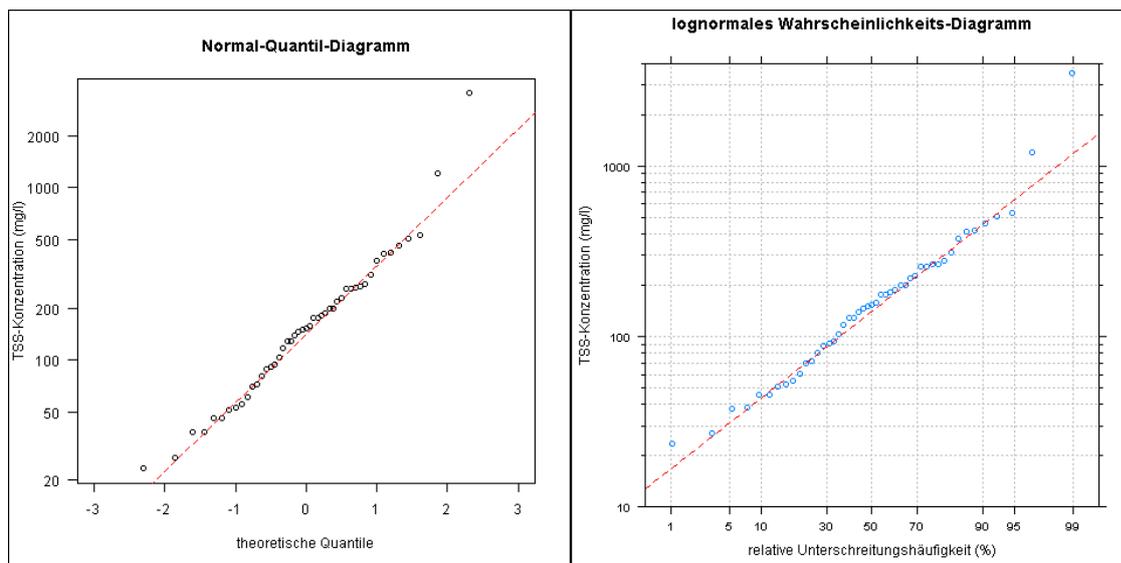


Abbildung 3-3: Beispielhafte log-transformierte Quantil-Diagramme: Normal-Quantil-Diagramm mit log-transformierter y-Achse (links) bzw. Wahrscheinlichkeits-Diagramm mit log-transformierter x- und y-Achse (rechts)

In der vorliegenden Arbeit werden die Originaldaten in Form von Normal-Quantil-Diagrammen dargestellt. Die log-transformierten Daten hingegen sind aufgrund der gängigen Praxis des Fachbereichs in Form von log-normalen Wahrscheinlichkeits-Diagrammen visualisiert.

Alle Normal-Quantil-Diagramme wurden mittels der Funktion `qqnorm()` der Basis-Installation von R erzeugt. Die log-normalen Wahrscheinlichkeits-Diagramme hingegen wurden anhand der Funktion `qqmath()` aus dem Paket `lattice` (Sarkar 2008) erzeugt.

3.2.3 Formale statistische Tests

Neben den in Abschnitt 3.2.2 erläuterten graphischen Methoden kann die Überprüfung des Vorliegens einer bestimmten Verteilung anhand formaler Tests durchgeführt werden. Formale Tests erfordern das Aufstellen von Hypothesen, die Definition eines akzeptablen Fehlers sowie die Entscheidung, ob die aufgestellte Behauptung, die sog. Nullhypothese, abgelehnt werden kann oder aufrecht erhalten werden sollte.

Eine Hypothese stellt in diesem Kontext eine Annahme über die Grundgesamtheit, aus der eine Stichprobe stammt, dar. Formale Tests erfordern das Aufstellen der Nullhypothese und der alternativen Hypothese. Die Nullhypothese ist die Annahme, die in Bezug auf die Grundgesamtheit – und somit auch auf die Stichprobe – als wahr angenommen wird. Die Alternativhypothese ist das, was als gegeben angenommen wird, wenn die Daten zeigen, dass die Nullhypothese unwahrscheinlich ist und verworfen werden sollte (z. B. Helsel und Hirsch 2002, S. 104).

Nach dem Aufstellen der Hypothesen wird ein akzeptabler Fehler erster Ordnung, das sog. Signifikanzniveau α , definiert. Der Fehler erster Art besagt, wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass bei einem Vorliegen der Nullhypothese diese irrtümlicherweise verworfen und die Alternativhypothese angenommen wird (z. B. Groß 2010, S. 145). Je nach Fehlertoleranz wird für das Signifikanzniveau ein Wert von 5 % oder 10 % angenommen. Anschließend wird die Teststatistik aus den Daten unter Berücksichtigung des Signifikanzniveaus ermittelt und daraus der sog. p-Wert abgeleitet. Der p-Wert ist die Wahrscheinlichkeit, die berechnete Teststatistik zu erhalten, wenn die Nullhypothese wahr ist. Je niedriger der p-Wert, desto unwahrscheinlicher ist die beobachtete Teststatistik, wenn die Nullhypothese wahr ist, und desto stärker das Indiz für die Ablehnung der Nullhypothese (Helsel und Hirsch 2002, S. 108). Im letzten Schritt wird entschieden, ob die Aussage der Nullhypothese beibehalten werden kann oder verworfen werden sollte. Dabei gilt, dass die Nullhypothese verworfen wird, wenn der p-Wert unter dem Signifikanzniveau α liegt. Ist der p-Wert gleich groß wie das Signifikanzniveau α oder liegt er sogar darüber, ist dies ein starkes Indiz dafür, die Nullhypothese nicht zu verwerfen. D.h. aber nicht, dass die Nullhypothese damit bewiesen wäre. Diese Schlussfolgerung können statistische Tests nicht leisten.

Zur Prüfung des Vorliegens einer Normalverteilung gibt es eine große Bandbreite an formalen statistischen Tests. Es gibt eine Gruppe von Tests, für die der Mittelwert und die Standardabweichung der Grundgesamtheit bekannt sein müssen und nicht aus der Stichprobe geschätzt werden dürfen (z. B. χ^2 - oder Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstests). Diese scheiden für die vorliegende Arbeit aus, da weder Mittelwert noch Standardabweichung zu einer Grundgesamtheit bekannt sind, sondern lediglich die entsprechenden Daten aus den einzelnen Stichproben. Diverse Autoren (bspw. Groß 2010, S. 175; Hvitved-Jacobsen et al. 2010, S. 55) empfehlen in diesem Fall Tests, die

keine Kenntnis über Mittelwert und Standardabweichung der Grundgesamtheit erfordern, bspw. Shapiro-Wilk-Test, als eine bessere Wahl. Zusätzlich zum Shapiro-Wilk-Test wird in der vorliegenden Arbeit der Anderson-Darling-Test angewandt. Beide Tests gelten allgemein hin als sehr teststark (Yap und Sim 2011). Die Nullhypothese dieser Tests besagt: Es liegt eine Normalverteilung vor.

Die Bestimmung der Verteilung einer Stichprobe ist essentiell für die adäquate Auswahl weiterer statistischer Methoden, wie bspw. den Stichprobenvergleich, der zwei Stichproben auf ihre Herkunft aus der gleichen Grundgesamtheit untersucht. Der folgende Abschnitt 3.3 stellt hierfür drei Methoden vor.

3.3 Vergleich von Stichproben

Die Datenbasis wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit anhand zweier Kriterien klassifiziert und in entsprechende Teilkollektive, die sog. Stichproben, unterteilt. Der Vergleich der Stichproben erfolgt graphisch bspw. anhand von Quantil-Quantil-Diagrammen (Abschnitt 3.3.1). Analog zur Untersuchung der statistischen Verteilung eines Datenkollektivs gibt es beim Vergleich von Stichproben formale statistische Tests, die im Abschnitt 3.3.2 erläutert sind.

3.3.1 Quantil-Quantil-Diagramme

Eine Sonderform der Quantil-Diagramme, nämlich Quantil-Quantil-Diagramme, eignet sich zum graphischen Vergleich zweier Datensätze. Hierbei werden die Quantile des einen gegen die Quantile des anderen Datensatzes aufgetragen. Stammen die beiden Datensätze aus einer gemeinsamen Grundgesamtheit, so liegen die Punkte auf der Winkelhalbierenden. Wie bereits in Abschnitt 3.2.2 erwähnt, ist der große Vorteil jeglicher Art von Quantil-Diagrammen die Visualisierung aller Daten. Zudem können die Daten anhand dieser Darstellung in ihrer relativen Lage zueinander eingeordnet werden.

Abbildung 3-4 zeigt ein Quantil-Quantil-Diagramm für Originaldaten (links) und log-transformierte Daten (rechts) anhand von TSS-Konzentrationen in Regenwasserkanälen und Verkehrsflächenabflüssen. Hieraus geht zum einen hervor, dass die Daten nicht einer gemeinsamen Grundgesamtheit entstammen. Zum anderen ist ersichtlich, dass die Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen durchweg über jenen im Regenwasserkanal liegen. Gleichzeitig muss jedoch festgestellt werden, dass diese Beobachtung im unteren und oberen Datenbereich stärker ausgeprägt ist als in der Datenmitte.

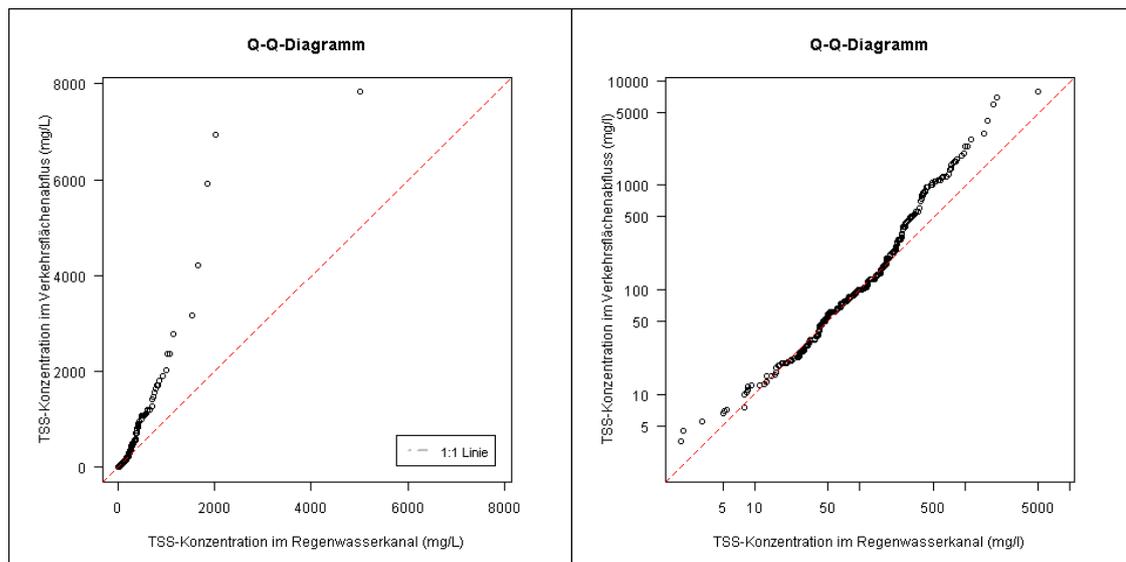


Abbildung 3-4: Quantil-Quantil-Diagramm für Originalachsen (links) bzw. mit log-transformierten Achsen (rechts)

3.3.2 Formale statistische Tests

Neben der in Abschnitt 3.3.1 erläuterten graphischen Methode kann ein Vergleich zwischen zwei oder mehr Stichproben anhand formaler Tests durchgeführt werden. Wie bei der Untersuchung der statistischen Verteilung einer Stichprobe (Abschnitt 3.2.3) erfordert dies das Aufstellen von Hypothesen, die Definition eines akzeptablen Fehlers sowie die Entscheidung, ob die sog. Nullhypothese abgelehnt werden kann oder nicht.

Es gibt diverse Tests zum Vergleich von zwei Stichproben. In der vorliegenden Arbeit wurden ein parametrisches und ein nicht-parametrisches Verfahren ausgewählt. Das parametrische Verfahren ist der sog. t-Test und erfordert das Vorliegen einer Normalverteilung bei den zu vergleichenden Stichproben. Er wurde in der Ausführung mit ungleichen Varianzen (sog. Welch-t-Test) durchgeführt. Als nicht-parametrischer Test wurde der Wilcoxon-Rangsummentest für unverbundene Stichproben verwendet. Die Nullhypothesen aller durchgeführten Tests zur Prüfung der Gleichheit der Stichproben besagen, dass die beiden Stichproben aus einer Grundgesamtheit stammen und sich somit nicht voneinander unterscheiden. Beim Aufstellen der alternativen Hypothese können die visuellen Darstellungen helfen. Soll lediglich geprüft werden, ob die Daten zweier Datensätze aus einer Grundgesamtheit stammen, wird der zweiseitige Test verwendet. Bei Prüfung der relativen Größe eines Datensatzes gegen einen zweiten Datensatz, kann der einseitige Test in der Variante „niedriger“ bzw. „höher“ verwendet werden. Der akzeptable Fehler erster Ordnung, das sog. Signifikanzniveau α , wurde mit 10 % definiert. Auch hier gilt: Liegt der anschließend ermittelte p-Wert unter dem Signifikanzniveau α , sollte die Nullhypothese verworfen und die alternative Hypothese angenommen werden. Ist der p-Wert hingegen gleich groß wie das Signifikanzniveau

oder größer, kann die Nullhypothese nicht verworfen werden. Die Nullhypothese kann dadurch jedoch nicht bewiesen werden.

3.4 Unsicherheiten von Daten

Die Untersuchungen, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführt wurden, sollen auch dazu dienen, Aussagen über Unsicherheiten in der Modellierung machen zu können.

Quellen von Unsicherheiten sind bspw. die Probenahme, Laboruntersuchungen oder die Nicht-Beprobung von Ereignissen. Diese sind nicht Bestandteil der vorliegenden Arbeit. Vielmehr beziehen sich die Untersuchungen auf die Unsicherheit, die aus dem Zentralwert resultiert.

Wird der Zentralwert in der Modellierung verwendet, liegt die Wahrscheinlichkeit, dass der tatsächliche Wert kleiner oder größer ist, jeweils bei 50%. Eine beliebte Methodik, um Unsicherheiten zu berücksichtigen, ist die Modellierung mit Minimal- und Maximalwerten (bspw. bei Clara et al. 2014). Hierbei wird die ganze Spannbreite eines Datenkollektivs erfasst. Damit kann die Aussage getroffen werden, dass sich mit einer Wahrscheinlichkeit von 100% die Stoffeinträge zwischen dem Ergebnis mit dem Minimalwert und dem Ergebnis mit dem Maximalwert bewegen. Geht es um die Relevanz eines Eintragspfades, so führt die Modellierung mit Minimal- und Maximalwerten leider oft zu einer der folgenden Aussagen: „Der Eintragspfad ist gar nicht relevant“ bis „Der Eintragspfad ist hoch relevant“.

Eine Unsicherheitenanalyse kann jedoch mehr: Möchte man feinere Abstufungen machen, entfernt man sich um das x -fache der Standardabweichung vom Mittelwert nach unten und nach oben. Bspw. umfasst das Intervall eine Standardabweichung unter bis eine Standardabweichung über dem Mittelwert die zentralen 68% der Daten. Entfernt man sich zwei Standardabweichungen vom Zentralwert, hat man die mittleren 95% der Daten erfasst (vgl. hierzu Abschnitt 3.2.1 und Abbildung 3-5). Werden die 68%- oder 95%-Konfidenzintervalle in der Modellierung verwendet, kann die Aussage getroffen werden, dass sich mit 68%-iger oder 95%-iger Wahrscheinlichkeit die Einträge zwischen der ermittelten unteren und oberen Fracht befinden. So kann eine Bewertung der Relevanz der einzelnen Eintragspfade in Abhängigkeit von der zu akzeptierenden maximalen Unsicherheit durchgeführt werden.

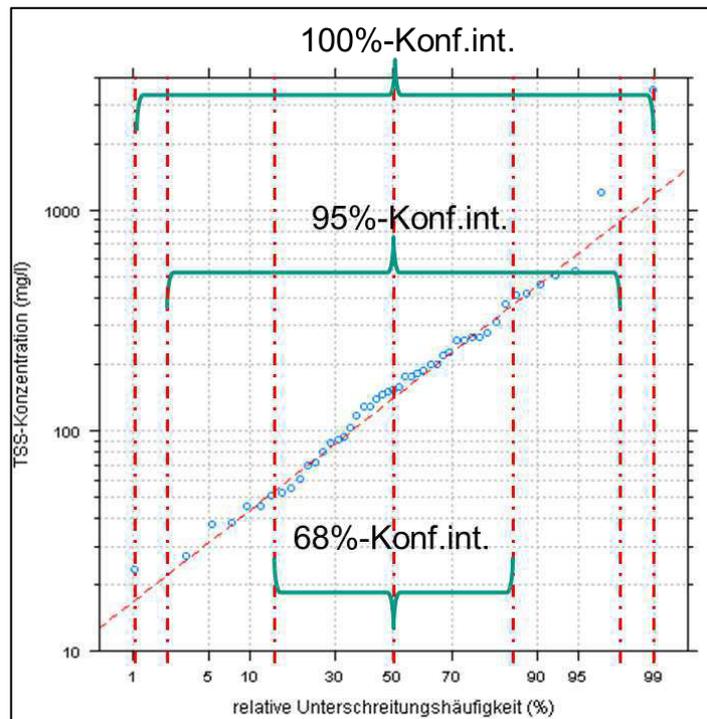


Abbildung 3-5: Verschiedene Unsicherheitenintervalle einer log-normalverteilten Stichprobe

4 Adäquate Konzentrationen

Wie in Abschnitt 2 erläutert, ist das Ziel der vorliegenden Arbeit die Verbesserung der Datenlage für die Modellierung von urbanen diffusen Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer. Dies soll anhand der Erstellung einer an die Fragestellung angepassten Datenbasis zur Verschmutzung von Niederschlagsabflüssen von versiegelten Flächen geschehen. Im Ziel können dadurch adäquate Daten für die Erstellung von Massenbilanzen zur Verfügung gestellt werden.

Zum Einstieg in die Thematik wird im Folgenden erläutert, welche Art von Daten prinzipiell für die Erstellung solch einer Datenbasis zur Verfügung steht. Dabei wird besonderes Augenmerk auf die Art der Abflusskomponente (Abschnitt 4.1) und die Art des Zentralwertes eines Messwertes (Abschnitt 4.2) gelegt, da diese Kriterien entscheidend für seine Aussage und somit für die Klassifikation von Daten sind.

Anschließend wird in Abschnitt 4.3 die zugrunde liegende Datenbasis in ihrer Entstehung und derzeitigen Verwendung vorgestellt und die Arbeiten zur Erweiterung der Datenbasis kurz dargestellt. Anschließend wird erörtert, welche Daten adäquate Daten im Sinne der Eintragsmodellierung mit MoRE sind. Abschnitt 4.4 gibt die derzeitige Praxis zur Beschreibung urbaner Abflusskomponenten wieder. Darauf aufbauend werden in Abschnitt 4.5 Anforderungen an geeignete Daten formuliert. Auf Basis der aktuellen Praxis zur Ableitung von Daten und der Überlegungen zu geeigneten Daten werden in Abschnitt 4.6 die Arbeitshypothesen aufgestellt, die anhand der Datenbasis überprüft werden. Schlussendlich wird in Abschnitt 4.7 die entwickelte Vorgehensweise zur statistischen Untersuchung der Datenbasis erläutert.

4.1 Urbane Abflusskomponenten

Die versiegelten Flächen, die im Fokus der Untersuchung stehen, lassen sich grob in Dachflächen und Verkehrsflächen untergliedern. Je nach ihrer Art sind diese unterschiedlichen Emissionsquellen ausgesetzt. Als Hauptquellen der Verschmutzung versiegelter Flächen bspw. hinsichtlich Partikeln gelten u.a. die atmosphärische Deposition, natürliche Verwitterung, Baustellen oder der Kfz-Verkehr durch Abrasion von Bremsen und Reifen (Mitchell et al. 2001, S. 22). In Bezug auf Nährstoffe bspw. können die atmosphärische Deposition, pflanzliche Reste und Dünger als Hauptquellen angesehen werden (Mitchell et al. 2001, S. 43). Schwermetalle wie bspw. Kupfer und Zink werden hauptsächlich durch den Abrieb von Kfz-Bestandteilen (Reifen, Bremsen), die Korrosion von metallischen Oberflächen (Dächer, Fassaden, Straßenmobiliar) und im Falle von

Kupfer durch Algizide, Fungizide, Pestizide (Mitchell et al. 2001, S. 32, Mitchell et al. 2001, S. 41) verursacht.

Neben diesen qualitativen Einschätzungen zur Herkunft der Stoffeinträge haben sich bereits einige Studien mit der quantitativen Ermittlung derselben beschäftigt (bspw. Hillenbrand et al. 2005; Wander 2004). Diese kommen zum Schluss, dass in Abhängigkeit von Exposition und Zusammensetzung der einwirkenden Quellen unterschiedlich hohe Einträge auf die verschiedenen Arten versiegelter Flächen resultieren. Diese Einträge schlagen sich im Abfluss von diesen Flächen und somit in dessen chemischer Qualität nieder.

So ist davon auszugehen, dass im Abfluss von Dachflächen die Stoffeinträge aus der atmosphärischen Deposition und der Korrosion von Oberflächen herrühren, wohingegen im Abfluss von Verkehrsflächen zusätzlich Einträge aus dem Verkehrsgeschehen und durch Vegetation zu finden sind (vgl. Abbildung 4-1). Aufgrund unterschiedlicher Beeinflussung kann die Belastung dieser beiden Abflusskomponenten folglich höchst unterschiedlich sein. Sie stehen somit als Abflusskomponente letztendlich nur für sich selbst da. Der gemischte Abfluss von Dach- und Verkehrsflächen im Regenwasserkanal (des Trennsystems) hingegen gibt ein repräsentatives Bild eines Einzugsgebietes ab, da sich darin die Abflüsse sowohl von Straßen als auch von Dachflächen in unterschiedlichen Zusammensetzungen wiederfinden.

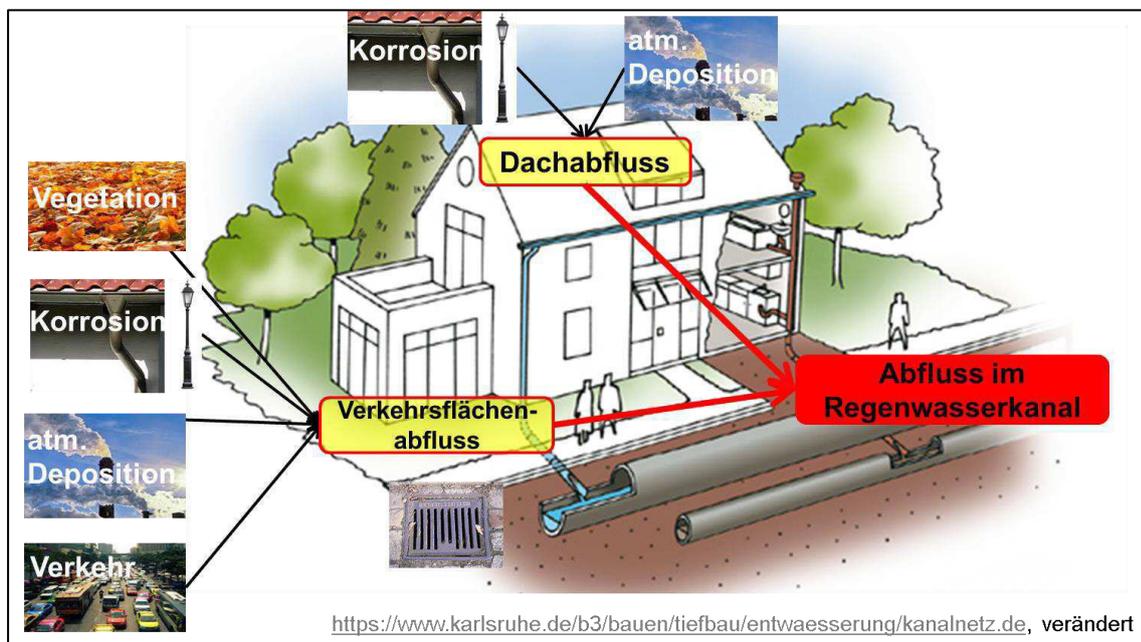


Abbildung 4-1: Urbane Abflusskomponenten und ihre Hauptverschmutzungsquellen

Aus den genannten Gründen macht es Sinn, die folgenden urbanen Abflusskomponenten voneinander abzutrennen und in der statistischen Analyse als eigenes Datenkollektiv einfließen zu lassen:

- Dachabfluss,
- Verkehrsflächenabfluss,
- Abfluss im Regenwasserkanal des Trennsystems.

Generell ist festzuhalten, dass ein Stoffaufkommen auf einer Fläche – egal welcher Art – nicht dem Stoffabtrag von dieser Fläche durch Niederschlagsereignisse gleichzusetzen ist. Hier sind Wechselwirkungen mit den Flächenmaterialien, Abhängigkeiten von der Infrastruktur z. B. Grünstreifen sowie von den klimatischen Bedingungen wie bspw. die Zahl der Trockenwettertage oder Verwehungen und Verspritzungen zu berücksichtigen. In Bezug auf den Eintrag in die Gewässer ist dies von hoher Relevanz, da letztendlich nur die Schadstoffmenge, die tatsächlich zum Abfluss gelangt, gewässerseitig relevant ist.

Neben den bereits erläuterten Abflusskomponenten liegen Publikationen zu diversen Sonder- oder Mischformen dieser vor. So gibt es bspw. bei Dachabflüssen etliche Veröffentlichungen zu Metalldächern aus Kupfer und Zink. Diese weisen aufgrund des hohen Metallanteils ein anderes Emissionsniveau als Dächer auf, bei denen bspw. nur die Regenrinnen aus Metall sind. Hinsichtlich der Abflüsse im Regenwasserkanal oder von Verkehrsflächen liegen viele Veröffentlichungen zu deren Beschaffenheit nach einer besonderen Behandlung wie z. B. durch Regenklärbecken oder Retentionsbodenfilter vor. Weitere Konzentrationsdaten liegen zu Abflüssen von porösen Verkehrsflächen vor (insbesondere bei Autobahnen). Nicht zuletzt untersuchen viele Publikationen die Beschaffenheit von Abflüssen im Mischwasserkanal. Hier ist jedoch zu beachten, dass die versiegelten Flächen nicht die einzige Eintragsquelle darstellen. Neben den versiegelten Flächen tragen z. B. Haushalte und industrielle Indirekteinleiter zur Verschmutzung des Mischwasserabflusses bei. Dadurch ist die Konzentration im Mischwasser nicht mehr eindeutig einer Quelle zuzuordnen. Aufgrund ihres Status als Sonder- oder Mischformen urbaner Abflüsse mangelt es den eben aufgeführten Abflusskomponenten an Repräsentativität. Somit eignen sie sich nicht zur Bearbeitung der Fragestellung der vorliegenden Arbeit und werden nicht weiter betrachtet.

Neben den verschiedenen Abflusskomponenten gibt es eine Vielfalt von publizierten Zentralwerten zu diesen. Dabei handelt es sich bspw. um Stichproben und Mittelwerte von Einzelereignissen sowie von Standorten verschiedenster Art. Diese unterscheiden sich in ihrer Aussage prinzipiell, sodass sie im folgenden Abschnitt 4.2 erläutert sind.

4.2 Zentralwertarten

Der Transport von Schadstoffen über den urbanen Abfluss ist nicht beständig. Vielmehr verändern sich Konzentrationen im Lauf eines Niederschlagsereignisses, innerhalb verschiedener Ereignisse sowie innerhalb verschiedener Standorte (Athayde et al. 1983a, S. 3; Huber 1992, 14.7; Hvitved-Jacobsen et al. 2010, S. 42–43). Abbildung 4-2 zeigt beispielhaft die Schwankungen innerhalb verschiedener Ereignisse an einem Standort. Hieraus geht hervor, dass die Mittelwerte einzelner Ereignisse sich bis um das Zwanzigfache voneinander unterscheiden. Schwankungsbreiten dieser Größenordnung sind bei Abflüssen von versiegelten Flächen üblich.

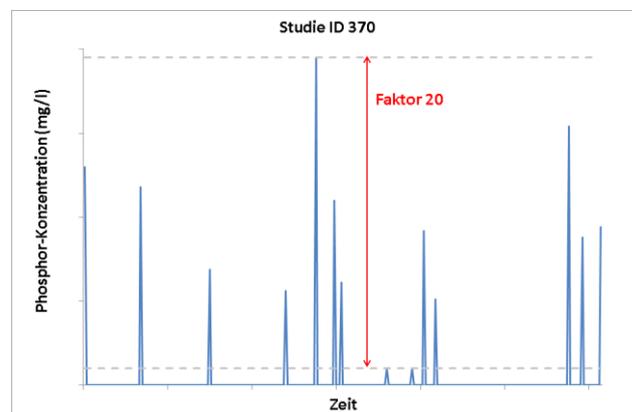


Abbildung 4-2: Beispielhafter Schwankungsbereich von abflussgewichteten Ereignismittelwerten an einem Standort

Somit stellt sich die Frage nach der Art eines repräsentativen Zentralwertes, der für Massenbilanzen verwendet werden kann. Prinzipiell gilt es bei Zentralwerten zwei Arten von Aggregationen zu unterscheiden: Zentralwerte für Einzelereignisse (Ereignismittelwert) und Zentralwerte für Einzelstandorte (Standortmittelwert). Als Ereignismittelwert werden Daten publiziert, die einfache Zentralmaße darstellen: arithmetischer und geometrischer Mittelwert sowie Median der Einzelproben eines Ereignisses. Eine weitere Art von Einzelereignismittelwerten ist der sog. abflussgewichtete Ereignismittelwert, der die einzelnen Stichproben eines Ereignisses über den dazugehörigen Abfluss gewichtet. Analog dazu gibt es vier Vorgehensweisen zur Berechnung eines Standortmittelwertes aus den einzelnen (abflussgewichteten) Ereignismittelwerten eines Standortes: abflussgewichteter, arithmetischer, geometrischer und medianer Standortmittelwert – entweder aus Ereignismittelwerten oder aus einzelnen Stichproben verschiedener Ereignisse.

Neben Publikationen, die gesamte Ereignisse untersuchen, werden auch Daten veröffentlicht, die lediglich Auszüge eines Ereignisses untersuchten. Dies geschieht bspw. bei der Untersuchung des Vorhandenseins eines Spülstoßes (First Flush) oder bei der

Beprobung durch Einzelproben. Diese Daten werden als der Aufgabenstellung nicht gerechte Sonderform in der Bearbeitung ausgeschlossen.

4.3 Datenbasis zu diffusen urbanen Abflüssen

4.3.1 Entstehung und Verwendung der Datenbasis

Ausgangsbasis für die durchgeführten Arbeiten ist der Datenpool zu Stoffkonzentrationen in der Kanalisation in Misch- und Trennsystemen der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV), der von Brombach und Fuchs (2002) veröffentlicht wurde. Hierfür haben die genannten Autoren eine Vielzahl an Studien, die urbane Abflüsse auf ihre stoffliche Zusammensetzung untersucht haben, recherchiert, die Daten daraus extrahiert und statistisch ausgewertet. Da u.a. das Datenkollektiv der US-amerikanischen Studie „Nationwide Urban Runoff Program“ (NURP) (Athayde et al. 1983b) darin aufgenommen wurde, umfasste der ATV Datenpool zur Zeit seiner Veröffentlichung neben der Arbeit von Duncan (1999) vermutlich die weltweit größte Datenbasis zu Stoffkonzentrationen in urbanen Abflüssen. Ziel der Datensammlung war es seinerzeit, eine Datenbasis weltweiter Verschmutzungskonzentrationen in Trenn- und Mischkanalisationen aufzubauen, die als Diskussions- und Nachweisgrundlage bei der Bearbeitung diverser Arbeitsblätter dient sowie die Bereitstellung einer Datensammlung, die differenziert nach Fragestellung ausgewertet werden kann (Brombach und Fuchs 2002, S. 6).

Nach Abschluss des geförderten Vorhabens wurde der Datenpool am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung des Karlsruher Instituts für Technologie fortgeführt, um seine Aktualität zu gewährleisten. Im Laufe der Bearbeitung kam als weitere Anwendung die Ableitung repräsentativer Konzentrationen zum Zwecke der Eintragsmodellierung hinzu. So wurden die Daten in diversen Forschungsvorhaben wie bspw. Fuchs et al. (2010) oder Fuchs et al. (2012) zur Ermittlung von Abschwemmraten von versiegelten Flächen herangezogen. Diese werden zur Abschätzung des jährlichen Eintrags von versiegelten Flächen in die Kanalisation unmittelbar mit der versiegelten Fläche multipliziert.

Bei Fuchs et al. (2010) stand die zeitliche Entwicklung der Konzentrationsdaten im Vordergrund, da möglichst dezidierte Jahreswerte für die einzelnen Stoffkonzentrationen in der Modellierung verwendet werden sollten. Hierfür verwendeten die Autoren einen Auszug des Datenpools zum Trennsystem (Stand 2007), wobei alle Beobachtungen eines Jahres zu ihrem arithmetischen Mittelwert zusammengefasst wurden – unabhängig von der Art des Abflusses (vgl. Abschnitt 4.1) oder des Zentralwertes (vgl. Abschnitt 4.2). Anschließend wurde daraus eine Regressionsgleichung auf Jahresbasis abgeleitet. Für Cadmium, Chrom, Nickel und Blei konnte eine kontinuierliche Abnahme

mit der Zeit beobachtet werden, wohingegen bei Kupfer und Zink kein zeitlicher Trend ausgemacht werden konnte (Fuchs et al. 2010, S. 62).

Auf Basis dieser Ergebnisse führten Fuchs et al. (2012) in einem anschließenden Forschungsvorhaben Untersuchungen durch, die das Ziel hatten, landnutzungsspezifische Konzentrationen für Kupfer und Zink auszuweisen. In ihren Arbeiten extrahierten die Autoren zunächst alle Datensätze, die ab 1995 erhoben wurden und teilten diese in Abhängigkeit von Einwohnerzahl und Verkehrsdichte des Untersuchungsstandortes in zwei Landnutzungsklassen ein: ländliche/kleinstädtische und großstädtische Räume. Die Daten folgten einer rechtsschiefen Verteilung, wurden jedoch nicht weiter auf eine Log-Normalverteilung überprüft. Stattdessen wurde für die beiden Landnutzungsklassen der Median als robustes Zentralmaß ausgewiesen, der die Daten – im Gegenteil zum arithmetischen Mittelwert – angemessen repräsentiert. Die daraus erzeugten Abschwemmraten lagen im flächengewichteten Mittel für Deutschland deutlich unter den bis dahin verwendeten Werten, die auf arithmetischen Mittelwerten der Einzeljahre beruhten (Fuchs et al. 2012, S. 38). Dies wurde in der Tatsache begründet, dass das Datenkollektiv rechtsschief verteilt war und der Median somit erwartungsgemäß unter dem arithmetischen Mittelwert liegt (vgl. Abbildung 4-3). Weitere theoretische Ausführungen hierzu finden sich in Abschnitt 3.2.1.

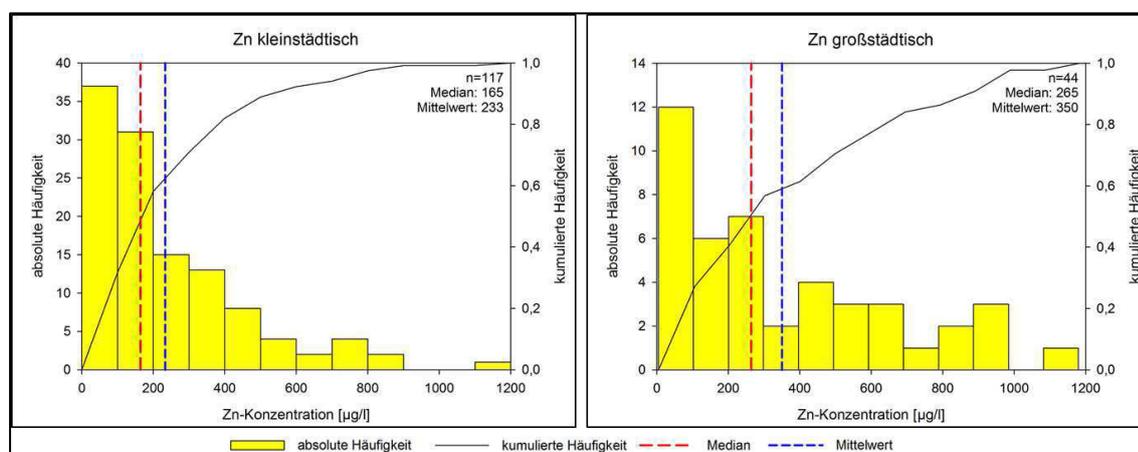


Abbildung 4-3: Häufigkeitsverteilung von Zink-Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von kleinstädtischen und großstädtischen Räumen (Fuchs et al. 2012, S. 36, Abb. 17)

4.3.2 Gezielte Erweiterung des Datenkollektivs

Die Erweiterung des Datenpools im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit geschah vor dem Hintergrund der Ableitung adäquater Datensätze für die Eintragsmodellierung. Wurden früher – aufgrund der ursprünglichen Zielsetzung – noch undifferenziert Daten recherchiert, wurde der Fokus nun ausschließlich auf Publikationen gerichtet, die gesamte Ereignisse oder Standorte repräsentierten. Somit wurden gezielt

abflussgewichtete Ereignismittelwerte recherchiert und Standortmittelwerte, die auf Basis von abflussgewichteten Ereignismittelwerten abgeleitet wurden. D.h. es wurde gezielt nach den Stichworten „event mean concentration“ (Ereignismittelwert) und „site mean concentration“ (Standortmittelwert) recherchiert. Bevorzugte Sprache war dabei Englisch. Wurde in den recherchierten Publikationen auf anderssprachige Berichte (französisch, niederländisch, schwedisch, dänisch) verwiesen, so wurden diese, wenn möglich, beschafft und ausgewertet. Ein Teil dieser Arbeiten wurde im Rahmen der Abschlussarbeit von Tu (2015) erledigt, deren Ziel die Ermittlung eines Medianwertes aus einzelnen abflussgewichteten Standortmittelwerten für ausgewählte Stoffe war. Der große Teil dieser Arbeiten wurde jedoch durch die Autorin der vorliegenden Arbeit und studentische Hilfskräfte durchgeführt.

Bei der Aufnahme neuer Daten wurde besonderes Augenmerk auf eine gute Dokumentation, d.h. auf eine eindeutige Identifikation der untersuchten Abflusskomponenten und des dazugehörigen Zentralwertes (vgl. Abschnitt 4.1 bzw. 4.2) gelegt. Dies erforderte oft die Kontaktaufnahme mit den Autoren der jeweiligen Veröffentlichung, die zwar meistens, aber leider nicht immer, erfolgreich verlief. Zudem wurden neben der untersuchten Abflusskomponente und dem publizierten Zentralwert weitere Metadaten erhoben, sofern diese angegeben waren: Probenahmezeitraum, Standort und Land, Größe und Anteil der versiegelten Flächen des Einzugsgebietes, Details zur Landnutzung, Verkehrsmenge, Niederschlagshöhe bzw. Abflussvolumen während der beprobten Ereignisse. Diese Metadaten könnten später evt. helfen, die Daten für bestimmte Fragestellungen zu kategorisieren und auszuwerten.

Insgesamt waren zum Zeitpunkt der Auswertung ca. 1.750 Datensätze aus ca. 300 Publikationen vorhanden, die urbane Abflusskomponenten in 37 Ländern (Abbildung 4-4) im Zeitraum von 1965 bis 2015 beprobt haben. Die Qualität der Daten ist jedoch sehr inhomogen, sodass diese nicht undifferenziert betrachtet werden sollten. Beispielsweise liegen sehr unterschiedliche Arten von Abflusskomponenten vor. Auch sind die publizierten Daten statistisch gesehen nicht gleicher Natur. Sie differieren in Bezug auf die angenommene Verteilung sehr stark voneinander, was sich auf die Aussage der Daten auswirkt.

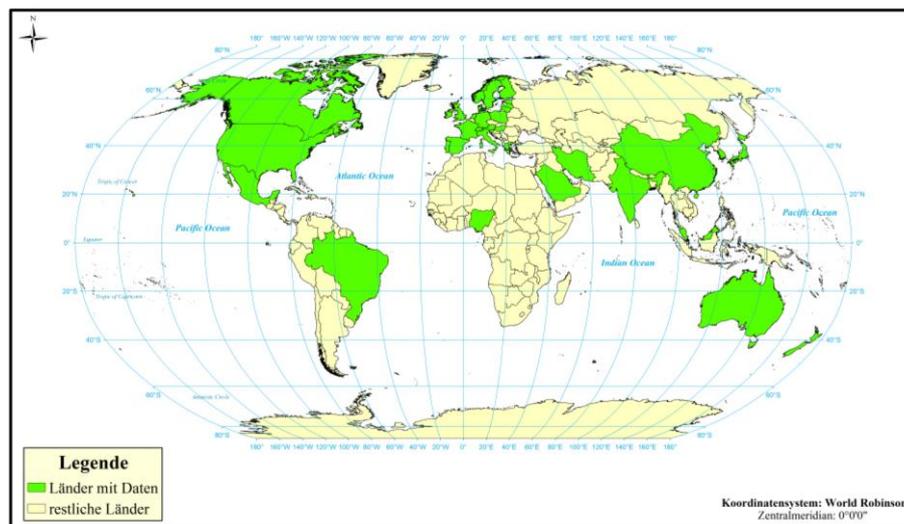


Abbildung 4-4: Räumliche Herkunft der Datensätze des gesamten Datenkollektivs

4.3.3 Untersuchte Parameter

Einträge über Kanalisationssysteme sind in Bezug auf die Gesamteinträge besonders für partikulär transportierte Stoffe wie bspw. Schwermetalle und Phosphor von Relevanz. Ihr Anteil beträgt nach Fuchs et al. (2016a, S. 44–47) 37 % (Kupfer) und 34 % (Zink) sowie für den Nährstoff Phosphor 18 % (vgl. hierzu auch Abbildung 2-2, S. 7). Neben ihrer Relevanz hinsichtlich der Gesamteinträge eignen sich diese Stoffe zur Analyse, da sie in den urbanen Abflusskomponenten gut quantifizierbar sind und somit i.d.R. über der Bestimmungsgrenze liegen. Zum anderen weisen Kupfer und Zink aus dem Kollektiv der Schwermetalle die umfangreichste Datenbasis auf.

Zusätzlich zu den genannten Stoffen wurde der Parameter „gesamte suspendierte Stoffe“ (TSS) hinzugezogen, der quasi in jeder Studie erhoben wird und daher der Parameter mit der besten Datenbasis ist. Aussagen, die in Bezug auf TSS gemacht werden, können prinzipiell auch auf die partikulär transportierten Stoffe bezogen werden, der er als Vertretersubstanz für partikulär transportierte Stoffe gilt.

4.4 Derzeitige Praxis

Die Bestimmung der Konzentrationen, die charakteristisch für die Verschmutzung von Regenwetterabflüssen sind, ist eine Voraussetzung für die Aufstellung von Massenbilanzen (Hvitved-Jacobsen et al. 2010, S. 55), also für die Ermittlung von Einträgen in die Gewässer. Um eine exakte Fracht zu berechnen, müsste ein Beobachter kontinuierlich alle Teilchen der interessierenden Substanz registrieren, die sich durch den Fließquerschnitt bewegen, und deren Massen über einen relevanten Zeitabschnitt (z. B. ein Jahr) aufsummieren (Neitzel 2007, S. 119). Dies ist in der Realität nicht machbar.

Vielmehr werden in definierten Zeitabschnitten oder Abflussvolumina Proben genommen und diese gemischt, sodass dadurch eine Abschätzung der tatsächlichen Frachten vorgenommen wird.

Die zuverlässigste Charakterisierung jährlicher Frachten geschieht auf Basis von standortspezifischen Ereignismittelwerten und Abflüssen (Athayde et al. 1983a, S. 3). Das Sammeln der notwendigen Daten zur Berechnung von Standortmittelwerten kann jedoch sehr kostenintensiv sein. Deswegen werden in der Praxis häufig Literaturwerte verwendet. Dabei gilt es, diese so auszuwählen, dass sie zur Ermittlung von Frachten geeignet sind.

In diversen Forschungsvorhaben wurden mittlere Konzentrationen für urbane Niederschlagsabflüsse abgeleitet (z. B. Athayde et al. 1983b; Brombach und Fuchs 2002; Duncan 1999; Göbel et al. 2007; Mitchell et al. 2001; Welker 2004). Das Spektrum der untersuchten Daten reicht hinsichtlich der Abflusskomponente von Dachabfluss über Straßenabfluss zu diversen Abflüssen im Kanal. Was die Art des Zentralmaßes angeht, so wurden abflussgewichtete, arithmetische und geometrische Mittelwerte und Mediane sowohl von Teilen eines Einzelereignisses als auch von gesamten Einzelereignissen als auch von Standortmittelwerten erfasst.

Die meisten der genannten Studien führen getrennte Analysen für unterschiedliche urbane Abflusskomponenten durch (z. B. Athayde et al. 1983b; Duncan 1999; Göbel et al. 2007; Mitchell et al. 2001; Welker 2004). Es gibt jedoch auch Studien, die die Abflüsse von Dachflächen, Straßenflächen und im Kanal undifferenziert untersuchen (z. B. Brombach und Fuchs 2002), da eine Differenzierung dieser Abflüsse nicht der damaligen Fragestellung entspricht. Zudem ist die Datenlage oft sehr heterogen und intransparent. So ist aus den Ausführungen von Brombach und Fuchs (2002, S. 18) zu entnehmen, dass viele Verfasser Details wie z. B. die Kanalisationsart in ihren Berichten nicht erwähnen. Gleiches gilt für die Art der Abflusskomponente: oft ist es schwierig, zu identifizieren, ob es sich bei einer Angabe um Straßenabfluss, Dachabfluss oder Abfluss im Kanal handelt.

In Hinblick auf akzeptierte Zentralmaße unterscheiden sich die Studien gewaltig. So gibt bspw. Duncan (1999, S. 2) an, dass der Großteil der berücksichtigten Daten als arithmetischer Mittelwert mehrerer abflussgewichteter Ereignismittelwerte eines Standortes gebildet wurde, obwohl auch Mediane und geometrische Mittelwerte abflussgewichteter Ereignismittelwerte im Datenkollektiv enthalten sind. Für die Zwecke seiner Übersicht wurden alle akzeptiert, da davon ausgegangen wurde, dass sie geeignete Mittelwerte der jeweiligen Standorte darstellen. Weder Brombach und Fuchs (2002) noch Göbel et al. (2007) noch Welker (2004) hingegen erörtern dieses Thema in ihrer Studie. Ein Einblick in die Daten zeigt jedoch, dass im Datenkollektiv sehr unterschiedliche Arten von Zentralwerten sowohl von Einzelereignissen als auch von Standorten aufgeführt sind. Eine differenzierte Auswertung in Abhängigkeit der unterschiedlichen

Arten des Zentralmaßes wird in keiner der genannten Studien vorgenommen. Allein die Autoren der NURP-Studie (Athayde et al. 1983a, S. 3) und Mitchell et al. (2001, S. 4) geben an, ausschließlich abflussgewichtete Ereignismittelwerte erhoben zu haben. Dies ist bei ersteren der Tatsache geschuldet, dass die Autoren selbst bei der Probenahmestrategie mitwirkten. Mitchell et al. (2001, S. 4) hingegen definieren als klares Ziel die Verwendung der Daten für die Stoffeintragsmodellierung im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie, sodass sie die Recherche auf abflussgewichtete Ereignismittelwerte (aus Europa) einschränkten.

Neben den genannten Studien gibt es etliche weitere Studien, die repräsentative Konzentrationen für urbane Abflusskomponenten abgeleitet haben. I.d.R. ist allen gemeinsam, dass die zugrunde liegende Fragestellung nicht die Aufstellung von Massenbilanzen ist, sondern üblicherweise das Aufzeigen von Konzentrationsbereichen. Demzufolge gibt es derzeit neben der inzwischen als veraltet angesehenen Studie von Mitchell et al. (2001) keine konsistente Datenbasis anhand derer valide Angaben zur Aufstellung von Massenbilanzen gemacht werden können. Aufgrund fehlender belastbarer Daten soll im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine für die Aufstellung von Massenbilanzen geeignete Datenbasis erstellt werden, die zudem einen möglichst aktuellen Stand wiedergibt.

4.5 Anforderungen an die Daten

4.5.1 Repräsentative Abflusskomponente

Prinzipiell eignen sich sowohl die Konzentrationen in Dach- und Verkehrsflächenabflüssen als auch jene in den Abflüssen des Regenwasserkanals für die Ableitung von geeigneten Daten in der Eintragsmodellierung. Die Auswahl sollte sich nach den im anzuwendenden Modell vorhandenen Ansätzen und den verfügbaren Daten richten. Bedingt durch die gegebene Datenlage zu versiegelten Flächen weist der derzeitige Ansatz in MoRE die Dach- und Verkehrsflächen nicht getrennt voneinander aus, sodass die versiegelten Flächen undifferenziert in die Modellierung einfließen. In diesem konkreten Fall sind folglich Daten zu verwenden, die für die versiegelten Flächen an für sich stehen und nicht ausschließlich für Dachflächen oder für Verkehrsflächen. Aus diesem Grund kommt als Abflusskomponente für die Ableitung von repräsentativen Daten allein der Abfluss im Regenwasserkanal in Frage. Sollten georeferenzierte Datensätze zu Dach- und Verkehrsflächen deutschlandweit vorliegen, könnten die entsprechenden Abflusskomponenten zur Ableitung von repräsentativen Daten herangezogen und in der Eintragsmodellierung verwendet werden.

4.5.2 Repräsentativer Zentralwert

4.5.2.1 Repräsentativer Ereignismittelwert

Diverse Studien haben sich damit beschäftigt, welche Art von Mittelwert für die Aufstellung von Massenbilanzen geeignet ist. Da sich – wie bereits in Abschnitt 4.2 erläutert – die Konzentration eines Stoffes im Laufe eines Abflussereignisses massiv ändern kann, gibt es mittlerweile einen Konsens darüber, dass bei der Berechnung des Ereignismittelwertes die zu den Einzelproben gehörige Abflusshöhe einfließen soll. Auch wenn es dazu Ausnahmen gibt, so wird der Ereignismittelwert üblicherweise als abflussgewichteter Mittelwert angegeben. Huber (1992, 14.7) führt an, dass zur Berechnung von korrekten Massenbilanzen für Niederschlagsereignisse der abflussgewichtete Ereignismittelwert verwendet werden müsse. Charbeneau und Barrett (1998, S. 1295) begründen dies auch damit, dass verglichen mit der Geschwindigkeit, in der sich die Stoffkonzentrationen während eines Abflussereignisses ändern, die Vorfluter relativ langsam auf die Einleitung von Niederschlagsabflüssen reagieren. Somit sind die Gesamtfracht bzw. der abflussgewichtete Ereignismittelwert entscheidende Parameter.

Der abflussgewichtete Ereignismittelwert beruht auf abflussgewichteten Mischproben eines Ereignisses und wird als Quotient aus Gesamtschadstoffmasse und Gesamtabfluss ermittelt (Athayde et al. 1983a, S. 3; Huber 1992, 14.7; Mitchell 2005, S. 2). Mathematisch wird er folgendermaßen ermittelt (Behera et al. 2000, S. 228; Sansalone und Buchberger 1997, S. 135):

$$\text{EMC} = \frac{M}{V} = \frac{\int C(t)Q(t)dt}{\int Q(t)dt}$$

Die obigen Ausführungen beziehen sich selbsterklärend immer auf Daten, die ein gesamtes Ereignis repräsentieren, sodass bspw. First-Flush-Datensätze nicht berücksichtigt werden sollten.

4.5.2.2 Repräsentativer Standortmittelwert

Standortmittelwerte werden üblicherweise zum Zwecke der Konzentrationsbetrachtung ermittelt. Hinsichtlich der Art des Standortmittelwertes gehen die Praktiken in diversen Publikationen stark auseinander. So legen bspw. Maniquiz-Redillas et al. (2013, S. 4003) oder Mitchell (2005, S. 2) fest, dass der Standortmittelwert der arithmetische Mittelwert der Ereignismittelwerte ist. Dieser wird oft zusammen mit einer dazugehörigen Standardabweichung angegeben. Mayer et al. (2011, S. 113) oder May und Sivakumar (2009, S. 108) empfehlen den geometrischen Mittelwert der Ereignismittelwerte als Standortmittelwert. Huber (1992, 14.7) oder Fassman (2012, S. 97) hingegen legen die Verwendung des Medians der Ereignismittelwerte nahe.

Weiterhin geben etliche Autoren zu Bedenken, dass bei der Ermittlung des Standortmittelwertes Kenntnis über die Art der statistischen Verteilung vorliegen müsse (bspw. Brodie und Dunn 2009, S. 138; Mourad et al. 2005, S. 156). Demzufolge sollte der arithmetische bzw. geometrische Mittelwert der Einzelereignisse nur dann als Standortmittelwert gelten, wenn die Daten einer Normal- bzw. Log-Normalverteilung folgen. Der Median könnte demnach als nicht-parametrischer Zentralwert bei jeglicher Verteilung verwendet werden (vgl. dazu die Ausführungen in Abschnitt 3.1.1 und 3.2.1).

Nur wenige Studien beschäftigen sich mit den Anforderungen an Standortmittelwerte, wenn diese zur Aufstellung von Massenbilanzen verwendet werden sollen. So führen bspw. Hvitved-Jacobsen et al. (2010, S. 60), Mourad et al. (2005, S. 157) und Francey et al. (2010, S. 381) an, dass der gewichtete Standortmittelwert das Abflussvolumen berücksichtigt, sodass dadurch ein direkter Bezug zu Massenbilanzen hergestellt werden kann.

May und Sivakumar (2009) und Mourad et al. (2005) nähern sich dieser Fragestellung durch statistische Analysen. May und Sivakumar (2009) extrahieren aus der amerikanischen NURP-Studie (Athayde et al. 1983b) 17 Standorte, an denen jeweils mindestens zwölf Einzelereignisse bezüglich Phosphor beprobt wurden. Die Autoren ermitteln anschließend den jeweiligen Standortmittelwert als geometrischen Mittelwert der Einzelereignisse. Ziel der Arbeit ist die Bestimmung einer Mindestanzahl an Ereignissen, um eine relativ genaue Schätzung des Standortmittelwertes zu machen. Die Autoren kommen zwar zu dem Schluss, dass zwischen fünf und sieben beprobten Ereignissen an einem Standort ausreichend sind (May und Sivakumar 2009, S. 112). Nichtsdestotrotz empfehlen sie die Verwendung des abflussgewichteten Standortmittelwertes, wenn mit Hilfe dessen Frachten quantifiziert werden sollen. Sie begründen dies in der Tatsache, dass der abflussgewichtete Mittelwert Ereignisse mit hohem Abfluss stärker gewichtet, wohingegen der geometrische Mittelwert Ereignisse mit niedrigem Ereignismittelwert stärker gewichtet. Weiter schlussfolgern sie, dass der geometrische Mittelwert vernünftige Ergebnisse der jährlichen Fracht in Einzugsgebieten erzeugt, in denen ein negativer Zusammenhang zwischen Ereignismittelwert und Abflusshöhe besteht und umgekehrt bei einem positiven Zusammenhang starke Unterschätzungen gemacht werden (May und Sivakumar 2009, S. 110).

Mourad et al. (2005) führen statistische Analysen mit Daten aus drei Einzugsgebieten in Frankreich durch. Zunächst werden abflussgewichtete, arithmetische, geometrische und mediane Standortmittelwerte für den Parameter TSS berechnet. Anschließend werden die daraus resultierenden Frachten ermittelt, indem das Produkt aus dem jeweiligen Zentralwert und dem gesamten Gebietsabfluss über die Messperiode gebildet wird. Diese Vorgehensweise exerzieren die Autoren sukzessive in chronologischer Reihenfolge der Ereignisse. So können sie am Beispiel des Einzugsgebietes Les Unis Nord zeigen, dass bei 75 Ereignissen letztendlich nur der Median dem abflussgewichteten

Standortmittelwert vergleichbare Werte liefert. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass der Median weniger empfindlich auf Ausreißer reagiert. Die Frachten, bei denen die arithmetischen bzw. geometrischen Standortmittelwerte verwendet wurden, weichen signifikant von jenen, die mit Hilfe des abflussgewichteten Standortmittelwertes quantifiziert wurden, ab (Mourad et al. 2005, S. 158). Gleichwohl kommen die Autoren zum Schluss, dass aufgrund der Variabilität der Ereignismittelwerte der jeweiligen Standorte es nicht möglich ist, eine feste Mindestanzahl an beprobten Ereignissen festzulegen, um einen Standortmittelwert mit einer gewünschten Unsicherheit zu bestimmen (Mourad et al. 2005, S. 161).

Zusammenfassend kann folgendes festgehalten werden: Aufgrund der Tatsache, dass der Median sich relativ robust verhält, ist der mediane Standortmittelwert insbesondere beim Vergleich von Konzentrationen ein valider Standortmittelwert. Liegt hingegen ein arithmetischer oder geometrischer Standortmittelwert vor, ist zu prüfen, ob in den entsprechenden Studien die statistische Verteilung der abflussgewichteten Ereignismittelwerte untersucht wurde. Ist dies der Fall, so könnte im Prinzip auch der arithmetische bzw. geometrische Standortmittelwert im Sinne von Konzentrationsbetrachtungen akzeptiert werden. Hier kommt die Tatsache zum Tragen, dass der arithmetische Mittelwert einer Normalverteilung dem Median identisch ist. Der geometrische Mittelwert ist der Zentralwert einer Log-Normalverteilung und dort dem Median gleichzusetzen (vgl. hierzu Abschnitt 3.1.1 und 3.2.1).

Im Kontext der Ermittlung von Frachten ist jedoch der abflussgewichtete Standortmittelwert, der auf abflussgewichteten Ereignismittelwerten beruht, der best geeignete Zentralwert. Aufgrund der Tatsache, dass es bislang noch weit verbreitete Praxis ist, eher arithmetische, geometrische und mediane Standortmittelwerte zu publizieren, werden diese im Rahmen der vorliegenden Arbeit durch einen Stichprobenvergleich abflussgewichteten Standortmittelwerten gegenübergestellt und daraus Schlussfolgerungen in Bezug auf die Verwendbarkeit der Daten in der Stoffeintragsmodellierung abgeleitet.

4.5.2.3 Standortübergreifende repräsentative Konzentration

Kann bspw. aus Kostengründen keine Datenerhebung zum Zwecke der Eintragsmodellierung vor Ort durchgeführt werden, so können alternativ Studien recherchiert werden, die den Gegebenheiten im zu modellierenden Raum entsprechen. Dies ist bereits bei einem kleinen Gebiet eine große Herausforderung, da es in der Praxis selten möglich sein wird, ein passendes bereits untersuchtes Gebiet ausfindig zu machen. Auf Ebene von Flussgebieten stellt diese Vorgehensweise jedoch keine Alternative dar. So bleibt hier als einzige Möglichkeit, standortübergreifende Konzentrationen anhand einer Literaturrecherche und -auswertung zu ermitteln.

Jeder Standort weist besondere Eigenschaften in Bezug auf den urbanen Abfluss auf. Diese können sich bspw. aus den vorherrschenden Klimabedingungen, der Art der Infrastruktur und den angewandten Technologien begründen. Zusätzlich beeinflusst die anthropogene Aktivität in großem Ausmaß das Schadstoffdargebot auf der versiegelten Fläche und das Ausmaß, zu welchem die Schadstoffe in den urbanen Abfluss gelangen. Die genannten Gründe bedingen eine sehr große Variabilität der Schadstoffkonzentrationen innerhalb unterschiedlicher Standorte. Es ist jedoch schwierig, diese Variabilität darzustellen. Ein grundlegendes Problem ist neben der Verschiedenheit der Entwässerungssysteme die große Bandbreite angewandter Methoden. Das Monitoring, die Probenahme, die Handhabung und die Analyse von Proben werden häufig sehr unterschiedlich in den verschiedenen Standorten bzw. Ländern durchgeführt und sehr oft schlecht oder gar nicht dokumentiert. Jeglicher Versuch, solche Daten zu vergleichen, wird schwierig. Nach Hvitved-Jacobsen et al. (2010, S. 50) liegt die Variabilität zwischen verschiedenen Standorten in der gleichen Größenordnung wie die Variabilität zwischen den Einzelereignissen eines Standortes.

So gibt es im Prinzip zwei Möglichkeiten, die Daten auszuwerten:

- gleiche Gewichtung aller Ereignismittelwerte unabhängig vom Standort und
- gleiche Gewichtung aller Standorte.

Die Auswirkung der Gleichgewichtung aller Ereignismittelwerte ist, dass ein Standort mit einer großen Anzahl an beprobten Ereignissen großen Einfluss auf das Ergebnis haben könnte. Andererseits stellt ein Standort mit einer großen Anzahl an beprobten Ereignissen eine umfassendere Datenbasis dar als Standorte mit nur einem oder zwei beprobten Ereignissen. Werden jedoch die Standortmittelwerte gleichgewichtet, wird eine hohe Variabilität innerhalb der einzelnen Standorte durch die Extraktion eines einzigen Wertes verringert.

Geht es darum, über die Behandlung von Niederschlagswasser einen bestimmten Ereignismittelwert zu erreichen, würde eine konservative Auswertung wegen der insgesamt höheren Variabilität in der Verteilung die Ereignismittelwerte gleichgewichtet betrachten. Liegt der Fokus auf der Betrachtung ortsspezifischer Unterschiede, sollten hingegen die Standorte gleichgewichtet werden (Fassman 2012, S. 99).

Im Rahmen einer jahresbezogenen Stoffeintragsmodellierung, wie sie in MoRE durchgeführt wird, gilt es, Unterschiede an verschiedenen Standorten einzubeziehen. Folglich ist in der vorliegenden Arbeit eine Analyse von abflussgewichteten Standortmittelwerten unter Berücksichtigung der gegebenen statistischen Verteilung durchzuführen. Nach Kenntnisstand der Autorin der vorliegenden Arbeit gibt es bislang keine Literaturstudie, die auf Basis von abflussgewichteten Standortmittelwerten Daten für die Stoffeintragsmodellierung ermittelt. Sicherlich auch ihrer größeren Anzahl werden hierfür abflussgewichtete Ereignismittelwerte bevorzugt (z. B. Maestre et al. 2004, S. 1–2,

Mitchell et al. 2001, Athayde et al. 1983a), was eine gleiche Gewichtung aller Ereignismittelwerte darstellt. Aufgrund ihrer Popularität werden folglich auch abflussgewichtete Ereignismittelwerte in die Auswertung integriert.

4.6 Arbeitshypothesen

Basierend auf den im vorherigen Abschnitt 4.5 formulierten Anforderungen wurden die folgenden Arbeitshypothesen aufgestellt:

- Hypothese 1: Das Datenkollektiv der Kanalabflüsse unterscheidet sich signifikant von jenen der Dachabflüsse und der Verkehrsflächenabflüsse.
- Hypothese 2: Das Datenkollektiv der abflussgewichteten Standortmittelwerte der Konzentrationen in Kanalabflüssen unterscheidet sich signifikant von allen anderen Standortmittelwerten (arithmetisch, geometrisch, median) in Kanalabflüssen.

Diese Hypothesen sollen helfen, hinsichtlich der Stoffeintragsmodellierung mit MoRE die adäquaten von den nicht geeigneten Daten zu trennen. Sie werden anhand der im nächsten Abschnitt 4.7 erläuterten Vorgehensweise überprüft.

4.7 Vorbereitung und Vorgehensweise der statistischen Analyse

Die Datenbasis wurde zunächst anhand der in Abschnitt 4.7.1 beschriebenen Vorgehensweise bereinigt und ergänzt. Anschließend wurden den einzelnen Datensätzen Metadaten zugewiesen, die bei der Klassifikation der Abflusskomponenten und der Zentralwertart hilfreich sind (Abschnitt 4.7.2). Zu guter Letzt erfolgte die eigentliche statistische Analyse der Daten (vgl. Abschnitt 4.7.3). Das Schema zur gesamten Vorgehensweise ist Abbildung 4-5 zu entnehmen.

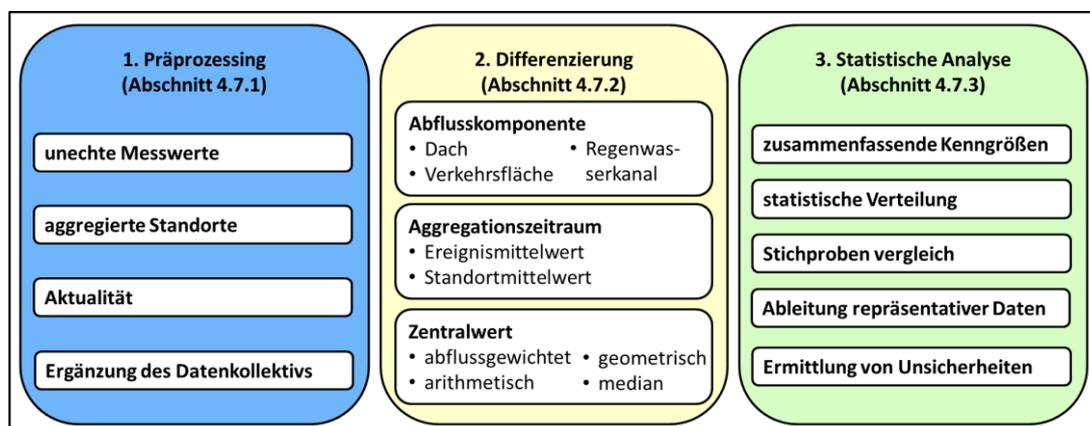


Abbildung 4-5: Schema zur Vorgehensweise bei der Aufbereitung und statistischen Analyse der Daten

4.7.1 Präprozessing

Vor der statistischen Untersuchung der Daten wurden einige vorbereitende Arbeiten durchgeführt. So wurde bei publizierten Werten, für die keine echten Messwerte verfügbar waren, folgendermaßen verfahren:

- Lagen keine dezidierten Werte, sondern Spannweiten oder bestimmte Perzentilwerte vor, wurden die Daten gelöscht.
- Lag ein publizierter Wert unter einer angegebenen Bestimmungsgrenze, wurde die Hälfte der Bestimmungsgrenze angenommen. Dies kam in drei Fällen vor.

Da das Ziel der vorliegenden Untersuchung die Berücksichtigung der Variabilität innerhalb diverser Standorte ist, wurden anschließend Datensätze entfernt, die eine Aggregation mehrerer Standorte darstellen.

Um die Aktualität der Daten zu gewährleisten, wurden alle Daten in Bezug auf das letzte Untersuchungsjahr geprüft, sodass Daten, die im Jahr 1994 oder davor gemessen wurden, aus der statistischen Analyse ausgeschlossen wurden.

Um das Potenzial der Daten voll auszuschöpfen, wurden bei drei oder mehr vorliegenden abflussgewichteten Einzelereignismittelwerten eines Untersuchungsstandortes daraus arithmetische, geometrische und mediane Standortmittelwert ermittelt. Lagen Informationen zur Abflusshöhe oder Niederschlagshöhe der einzelnen Ereignisse vor, konnte ergänzend ein abflussgewichteter Standortmittelwert gebildet werden. Diese zusätzliche Datenerzeugung trägt dazu bei, die Datenbasis zu Standortmittelwerten zu vergrößern und somit die Eignung der jeweiligen Art der Standortmittelwerte besser bewerten zu können.

4.7.2 Zielgerichtete Differenzierung anhand von Metadaten

Zur Zuweisung eines Datensatzes zu einem Teilkollektiv muss die Art der Abflusskomponente, der zeitlichen Aggregation sowie des Zentralwertes bekannt sein.

Die Art der Abflusskomponente – Dachabfluss, Verkehrsflächenabfluss, Abfluss im Regenwasserkanal – lag im Datenpool bereits teilweise vor. Hinsichtlich Dachabflüssen wurden alle als Metalldächer ausgewiesenen Datensätze aus dem Datenkollektiv ausgeklammert, da sie eine Sonderform darstellen (vgl. Abschnitt 4.1). Insbesondere bei Verkehrsflächen lagen diverse Arten wie z. B. Straßenabflüsse, Parkplatzabflüsse, Mischung aus beiden und Autobahnabflüsse vor. Diese wurden allesamt zu Verkehrsflächenabflüssen kategorisiert. Besondere Formen wie gereinigte Verkehrsflächenabflüsse oder Abflüsse von porösem Asphalt wurden nicht in das Datenkollektiv der Verkehrsflächenabflüsse aufgenommen. Auch bei Kanalabflüssen lagen Daten zu Konzentrationen nach einer Behandlung vor, diese wurden aus dem Datenkollektiv der Kanalabflüsse ausgeschlossen. Gleiches gilt für Sonderformen wie Schmelzwasser.

Dem Datenpool mussten Angaben zur zeitlichen Aggregation sowie zur Art des Zentralwertes hinzugefügt werden. So musste in Bezug auf die zeitliche Aggregation festgelegt werden, ob es sich bei dem Datensatz eines Standortes um Daten handelt, die für ein einzelnes Ereignis stehen und somit Ereignismittelwerte darstellen oder ob es sich um über mehrere Ereignisse hinweg aggregierte Daten eines Standortes, also um Standortmittelwerte, handelt.

In Bezug auf die Art des Zentralwertes lagen unterschiedliche Arten für Ereignismittelwerte und Standortmittelwerte vor. So lagen bei Ereignismittelwerten bspw. Stichproben, Medianwerte zeitproportionaler Proben, abflussgewichtete Mittelwerte und Ereignismittelwerte zu untersuchten Spülstößen vor. Sie wurden letztendlich in zwei Gruppen unterteilt: abflussgewichtete und sonstige Ereignismittelwerte. Hinsichtlich der Standortmittelwerte wurden abflussgewichtete, arithmetische, geometrische und mediane Standortmittelwerte mehrerer abflussgewichteter Ereignismittelwerte und sonstige Standortmittelwerte kategorisiert (vgl. Tabelle 8-1 in Anhang 2: „Zuordnung Zentralwertarten“, S. 105).

4.7.3 Statistische Analyse

In ersten Schritt der statistischen Analyse wurden zusammenfassende statistische Kennzahlen wie arithmetischer und geometrischer Mittelwert, Median, Interquartilsabstand sowie der Stichprobenumfang für die gesamte Datenbasis ermittelt. Anschließend wurden die Daten anhand der Abflusskomponente, des Aggregationszeitraums und des Zentralwertes differenziert und die Teilkollektive auf die gleiche Art und Weise statistisch analysiert. Diese Analyse gibt einen ersten Überblick über die Daten, die Ergebnisse sind in Abschnitt 5.1.1 dargestellt.

In einem zweiten Schritt wurden die extrahierten Datenkollektive der abflussgewichteten, arithmetischen, geometrischen und medianen Standortmittelwerte und der abflussgewichteten Ereignismittelwerte auf ihre statistische Verteilung untersucht. Dies geschieht anhand von log-normalen Wahrscheinlichkeits-Diagrammen und Hypothesentests. Die Untersuchung der statistischen Verteilung wurde durchgeführt, um für den anschließenden Stichprobenvergleich die passende Methodik auszuwählen, sowie den angemessenen Zentralwert eines Datenkollektivs zu ermitteln. Die Ergebnisse zur statistischen Verteilung sind Abschnitt 5.1.2 zu entnehmen.

In einem dritten Schritt wurden die einzelnen Datenkollektive in Form eines Stichprobenvergleichs einander gegenübergestellt. Dies geschieht graphisch über Quantil-Quantil-Diagramme sowie anhand von statistischen Hypothesentests. Anhand dieser Auswertungen können Schlussfolgerungen hinsichtlich der Gleichheit der drei Abflusskomponenten, der beiden Aggregationszeiträume sowie der vier Zentralwertarten gezogen werden. Die Ergebnisse sind in Abschnitt 5.1.3 dargestellt.

Auf Basis der Schlussfolgerungen aus den drei Schritten werden repräsentative Konzentrationsdaten abgeleitet, die den Anforderungen der Eintragsmodellierung genügen (Abschnitt 5.1.4).

Zur Einstufung der Zuverlässigkeit der Ergebnisse wurden zudem Konfidenzintervalle in zwei Ausprägungen ermittelt (Abschnitt 5.1.4), die in der Modellierung neben den abgeleiteten repräsentativen Zentralwerten zur Anwendung kommen (Abschnitt 5.2) und dadurch erstmals eine Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Modellierung urbaner Einträge ermöglichen.

5 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit lassen sich in drei Abschnitte untergliedern (vgl. Abbildung 5-1). In Abschnitt 5.1 finden sich die Ergebnisse zur statistischen Analyse. Die Umsetzung der repräsentativen Werte in der Stoffeintragsmodellierung mit MoRE ist ein weiterer Bestandteil der Ergebnisse. Neben einer Abbildung der mittleren Eintragsverhältnisse werden Unsicherheiten bei der Eintragsmodellierung berücksichtigt (Abschnitt 5.2). Schlussendlich wird die Anwendung der Methodik auf Kläranlagendaten geprüft (Abschnitt 5.3).

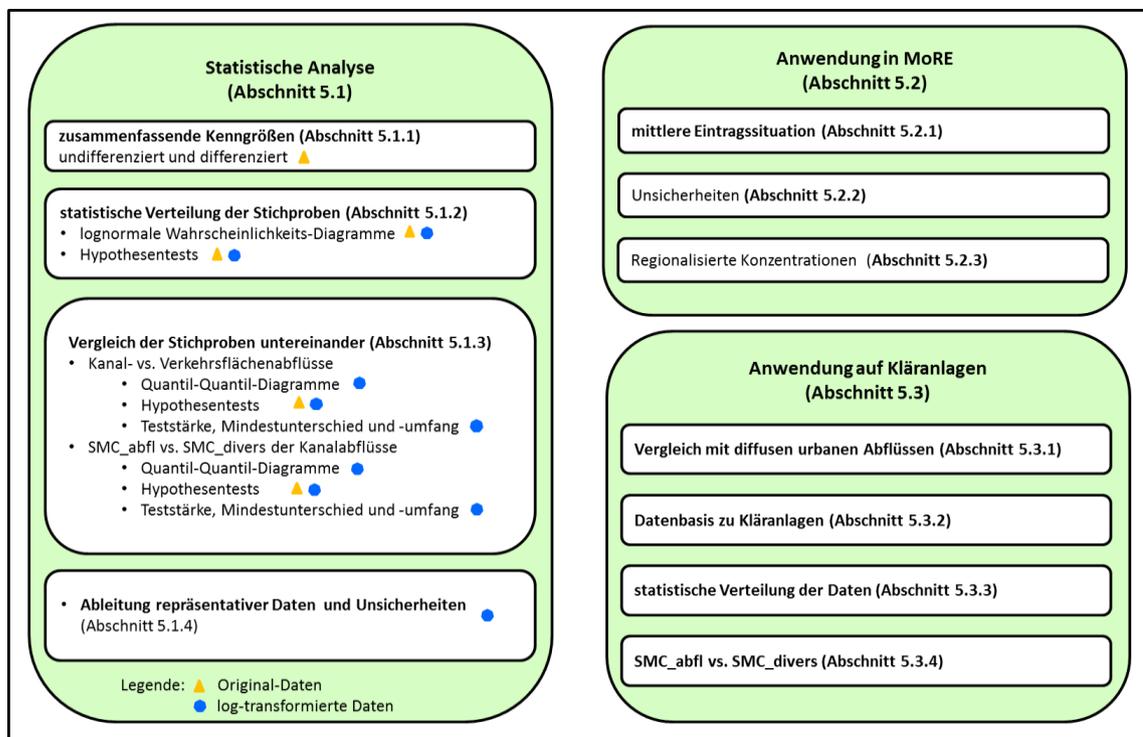


Abbildung 5-1: Schema der Präsentation der Ergebnisse

5.1 Statistische Analyse

Die Ergebnisse der statistischen Untersuchung lassen sich entsprechend der in Abbildung 5-1 skizzierten Vorgehensweise in vier Teile untergliedern:

- zusammenfassende Kenngrößen der Datensätze (Abschnitt 5.1.1),
- statistische Verteilung der Stichproben (Abschnitt 5.1.2),
- Stichprobenvergleich (Abschnitt 5.1.3)

- Ableitung repräsentativer Konzentrationen und der dazugehörigen Unsicherheiten (Abschnitt 5.1.4).

Da die Daten sowohl in Originalform als auch in log-transformierter Form untersucht wurden, ist in Abbildung 5-1 zusätzlich die Form, in der die Daten analysiert wurden, visualisiert.

5.1.1 Zusammenfassende Kenngrößen

Zunächst werden die zusammenfassenden Kenngrößen für das gesamte Datenkollektiv dargestellt und interpretiert (Abschnitt 5.1.1.1). Dies dient als Vergleichsgrundlage nach der Ableitung adäquater Daten für die Eintragsmodellierung. Das gesamte Datenkollektiv wurde anschließend anhand der Abflusskomponente, des Aggregationszeitraums sowie der Art des Zentralwertes der Daten in unterschiedliche Datenkollektive, die sog. Stichproben, aufgeteilt. Aus diesen Datenkollektiven werden die repräsentativen Konzentrationen gewonnenen und vergleichend dem Gesamtkollektiv der Daten aus Abschnitt 5.1.1.1 gegenübergestellt. Sie sind in Abschnitt 5.1.1.2 zu finden.

Für alle Datenkollektive wurde der arithmetische Mittelwert, der geometrische Mittelwert und der Median als Zentralwert ermittelt. Als Streuungsmaß wurden die Standardabweichung und der nicht-parametrische Interquartilsabstand angegeben. Des Weiteren werden in diesem Schritt die minimalen bzw. maximalen Extremwerte sowie der Umfang des jeweiligen Datensatzes angegeben. Alle Kenngrößen sind mit drei signifikanten Stellen dargestellt.

5.1.1.1 Ohne Differenzierung

Die Auswertung des gesamten Datenkollektivs für die Parameter TSS, Phosphor, Kupfer und Zink ist Tabelle 5-1 zu entnehmen. Zunächst ist festzustellen, dass der Umfang des Datenkollektivs mit 649 (Kupfer) bis 1.240 (TSS) Datensätzen sehr groß ist. Der Vergleich der verschiedenen Zentralwerte zeigt, dass durchgängig für alle Parameter der arithmetische Mittelwert mehr als doppelt so hoch ist wie der jeweilige Medianwert. Zudem liegen der geometrische Mittelwert und der Median sehr nah beieinander. Beides ist ein Hinweis darauf, dass die Daten rechtsschief verteilt sind. Ohne eine Überprüfung der statistischen Verteilung der Daten muss in diesem ersten Schritt der Median als Zentralwert herangezogen werden (vgl. hierzu die Ausführungen in den Abschnitten 3.1.1 und 3.1.2). Der Medianwert nimmt Werte von 104 mg/l für TSS, 0,45 mg/l für Phosphor, 38 µg/l für Kupfer und 253 µg/l für Zink an.

Auch die sehr hohe Standardabweichung, die bei allen Stoffen über dem arithmetischen Mittelwert liegt, ist ein starkes Indiz für das Vorliegen einer rechtsschiefen Verteilung. Der Interquartilsabstand als nicht-parametrisches Maß für die Streuung liegt durchgän-

gig deutlich über dem Medianwert und zeugt somit von einer weiten Streuung der Daten.

Tabelle 5-1: Statistische Kennzahlen der Parameter TSS, Phosphor, Kupfer und Zink für das bereinigte Datenkollektiv ab 1995

Kennzahl	TSS (mg/l)	Phosphor (mg/l)	Kupfer ($\mu\text{g/l}$)	Zink ($\mu\text{g/l}$)
arithmetischer Mittelwert	266	0,982	93,8	539
geometrischer Mittelwert	109	0,475	38,5	244
Median	104	0,45	38	253
Standardabweichung	675	2,09	291	1190
Interquartilsabstand	185	0,79	64,6	373
Minimum – Maximum	2 – 13397	0,01 – 31,9	0,5 – 5000	5 – 15244
Anzahl	1240	777	649	661

5.1.1.2 Differenzierung der Ereignis- und Standortmittelwerte nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente

Als Stichproben wurden abflussgewichtete Ereignismittelwerte sowie abflussgewichtete, arithmetische, geometrische und mediane Standortmittelwerte, die aus abflussgewichteten Ereignismittelwerten gebildet wurden, extrahiert. Ähnlich wie beim Gesamtkollektiv aller Daten gibt es durch die Lage der Zentralmaße zueinander sowie die äußerst hohe Standardabweichung bei allen Teilkollektiven deutliche Indizien für das Vorliegen einer rechtsschiefen Verteilung. Die Ergebnisse sind Tabelle 5-2 bis Tabelle 5-5 zu entnehmen.

In Bezug auf den Datenumfang machen die abflussgewichteten Ereignismittelwerte etwa die Hälfte aller Datensätze aus. Sie teilen sich wiederum bei TSS, Kupfer und Zink etwa zu gleichen Teilen in Kanalabflüsse und Verkehrsflächenabflüsse auf. Zu Dachabflüssen hingegen liegen keine abflussgewichteten Ereignismittelwerte vor. Bei den Standortmittelwerten ist die Anzahl der Datensätze stark reduziert. Dies manifestiert sich insbesondere bei den Dachabflüssen, die maximal drei Datensätze aufweisen. Auch Kanal- und Verkehrsflächenabflüsse sind je nach Stoff und Zentralwertart mit 16 bis 62 bzw. 9 bis 44 Datensätzen in ihrem Umfang deutlich kleiner geworden.

Tabelle 5-2: Statistische Kennzahlen relevanter TSS-Ereignis- und Standortmittelwerte, differenziert anhand der Art der Abflusskomponente (Konzentrationen in mg/l)

Datensatz	Kennzahl	Dach	Kanal	Verkehrsflächen
EMC_abfl	arithmetischer Mittelwert	-	208	365
	geometrischer Mittelwert	-	95,9	114
	Median	-	96,5	99
	Standardabweichung	-	379	847
	Interquartilsabstand	-	190	254
	Min-Max.	-	2 - 5020	3,5 - 7830
	Anzahl	0	350	296
SMC_abfl	arithmetischer Mittelwert	-	272	229
	geometrischer Mittelwert	-	151	135
	Median	-	153	110
	Standardabweichung	-	523	293
	Interquartilsabstand	-	185	157
	Min-Max.	-	23,4 - 3520	24,8 - 1520
	Anzahl	0	47	37
SMC_arit	arithmetischer Mittelwert	19	392	216
	geometrischer Mittelwert	19	184	120
	Median	19	182	111
	Standardabweichung	-	656	364
	Interquartilsabstand	-	307	110
	Min-Max.	19 - 19	14,4 - 4240	21,6 - 2130
	Anzahl	1	62	37
SMC_geom	arithmetischer Mittelwert	-	183	211
	geometrischer Mittelwert	-	112	103
	Median	-	128	84,4
	Standardabweichung	-	224	345
	Interquartilsabstand	-	136	177
	Min-Max.	-	15,8 - 1250	14,1 - 1710
	Anzahl	0	36	26
SMC_medi	arithmetischer Mittelwert	-	193	185
	geometrischer Mittelwert	-	102	108
	Median	-	88,5	90
	Standardabweichung	-	248	254
	Interquartilsabstand	-	178	152
	Min-Max.	-	10 - 1280	12,5 - 1460
	Anzahl	0	41	44

Tabelle 5-3: Statistische Kennzahlen relevanter Phosphor-Ereignis- und Standortmittelwerte, differenziert anhand der Art der Abflusskomponente (Konzentrationen in mg/l)

Datensatz	Kennzahl	Dach	Kanal	Verkehrsflächen
EMC_abfl	arithmetischer Mittelwert	-	0,946	1,04
	geometrischer Mittelwert	-	0,462	0,423
	Median	-	0,45	0,39
	Standardabweichung	-	1,79	1,45
	Interquartilsabstand	-	0,805	0,93
	Min-Max.	-	0,01 - 16,7	0,02 - 6,49
	Anzahl	0	287	83
SMC_abfl	arithmetischer Mittelwert	-	1,1	0,569
	geometrischer Mittelwert	-	0,734	0,315
	Median	-	0,835	0,23
	Standardabweichung	-	0,922	0,734
	Interquartilsabstand	-	1,36	0,47
	Min-Max.	-	0,14 - 3,77	0,04 - 2,71
	Anzahl	0	40	13
SMC_arit	arithmetischer Mittelwert	-	2,02	0,494
	geometrischer Mittelwert	-	1,12	0,282
	Median	-	1,19	0,23
	Standardabweichung	-	2,07	0,737
	Interquartilsabstand	-	2,37	0,21
	Min-Max.	-	0,07 - 8,03	0,04 - 3,61
	Anzahl	0	42	25
SMC_geom	arithmetischer Mittelwert	-	0,867	0,764
	geometrischer Mittelwert	-	0,57	0,36
	Median	-	0,63	0,35
	Standardabweichung	-	0,893	1,05
	Interquartilsabstand	-	0,92	0,54
	Min-Max.	-	0,15 - 4,39	0,04 - 3,35
	Anzahl	0	29	9
SMC_medi	arithmetischer Mittelwert	-	0,973	0,449
	geometrischer Mittelwert	-	0,581	0,27
	Median	-	0,5	0,21
	Standardabweichung	-	1,3	0,708
	Interquartilsabstand	-	1,06	0,22
	Min-Max.	-	0,13 - 7,42	0,04 - 3,48
	Anzahl	0	34	25

Tabelle 5-4: Statistische Kennzahlen relevanter Kupfer-Standortmittelwerte, differenziert anhand der Art der Abflusskomponente (Konzentrationen in $\mu\text{g/l}$)

Datensatz	Kennzahl	Dach	Kanal	Verkehrsflächen
EMC_abfl	arithmetischer Mittelwert	-	108	61,1
	geometrischer Mittelwert	-	46,8	38,7
	Median	-	43,1	41,8
	Standardabweichung	-	159	61,4
	Interquartilsabstand	-	96,8	61,8
	Min-Max.	-	1 - 887	3,6 - 325
	Anzahl	0	116	125
SMC_abfl	arithmetischer Mittelwert	-	62,9	44,6
	geometrischer Mittelwert	-	43,4	38,4
	Median	-	36,8	37
	Standardabweichung	-	60,8	25,1
	Interquartilsabstand	-	56,1	28
	Min-Max.	-	3,76 - 268	12,8 - 100
	Anzahl	0	28	25
SMC_arit	arithmetischer Mittelwert	10	65,6	54,4
	geometrischer Mittelwert	10	41,8	39,4
	Median	10	38	46,6
	Standardabweichung	-	73,1	42,5
	Interquartilsabstand	-	49,6	52,2
	Min-Max.	10 - 10	4,47 - 361	12,5 - 136
	Anzahl	1	27	22
SMC_geom	arithmetischer Mittelwert	-	59,2	44,7
	geometrischer Mittelwert	-	34,7	33,4
	Median	-	30,7	36,1
	Standardabweichung	-	73,3	32,8
	Interquartilsabstand	-	65,2	52,2
	Min-Max.	-	3,72 - 309	10,7 - 103
	Anzahl	0	16	16
SMC_medi	arithmetischer Mittelwert	4,67	50,3	37,4
	geometrischer Mittelwert	4,64	32,7	27,1
	Median	4,3	28	29
	Standardabweichung	0,635	55,9	26,8
	Interquartilsabstand	0,55	30,8	40,3
	Min-Max.	4,3 - 5,4	3,7 - 256	0,5 - 120
	Anzahl	3	27	31

Tabelle 5-5: Statistische Kennzahlen relevanter Zink-Standortmittelwerte, differenziert anhand der Art der Abflusskomponente (Konzentrationen in µg/l)

Datensatz	Kennzahl	Dach	Kanal	Verkehrsflächen
EMC_abfl	arithmetischer Mittelwert	-	440	595
	geometrischer Mittelwert	-	287	267
	Median	-	288	241
	Standardabweichung	-	474	1500
	Interquartilsabstand	-	362	362
	Min-Max.	-	5 - 3300	13,5 - 15200
	Anzahl	0	120	124
SMC_abfl	arithmetischer Mittelwert	-	275	377
	geometrischer Mittelwert	-	193	306
	Median	-	183	341
	Standardabweichung	-	231	247
	Interquartilsabstand	-	280	190
	Min-Max.	-	25 - 848	60,3 - 1090
	Anzahl	0	24	25
SMC_arit	arithmetischer Mittelwert	447	324	517
	geometrischer Mittelwert	447	247	251
	Median	447	269	216
	Standardabweichung	-	232	902
	Interquartilsabstand	-	235	362
	Min-Max.	447 - 447	23,2 - 932	50 - 4270
	Anzahl	1	29	23
SMC_geom	arithmetischer Mittelwert	-	262	410
	geometrischer Mittelwert	-	188	217
	Median	-	211	201
	Standardabweichung	-	195	514
	Interquartilsabstand	-	228	429
	Min-Max.	-	25 - 714	42,2 - 1870
	Anzahl	0	16	16
SMC_medi	arithmetischer Mittelwert	799	279	297
	geometrischer Mittelwert	594	203	175
	Median	569	204	162
	Standardabweichung	712	240	386
	Interquartilsabstand	684	240	165
	Min-Max.	230 - 1600	55 - 970	12,2 - 1780
	Anzahl	3	28	31

Beim direkten Vergleich der Medianwerte der Ereignismittelwerte mit jenen der Standortmittelwerte ist z. B. nach Fassman (2012, S. 97) zu erwarten, dass die medianen Standortmittelwerte unter den Werten der Ereignismittelwerte liegen, da erstere eine Aggregation der Ereignismittelwerte eines Standortes darstellen und somit eine hohe Variabilität innerhalb der einzelnen Standorte durch die Extraktion eines einzigen Wertes verringert wird.

Anhand des vorhandenen Datenkollektivs (Tabelle 5-6) kann die Aussage von Fassman (2012, S. 97) in Bezug auf mediane Standortmittelwerte fast durchgängig bestätigt werden.

Tabelle 5-6: Vergleich der Stichproben anhand ihres Medianwertes (TSS und Phosphor in mg/l, Kupfer und Zink in µg/l)

Stoff	Zentralwert	Dach	Kanal	Verkehrsflächen
TSS	EMC_abfl	-	96,5	99
	SMC_abfl	-	153	110
	SMC_arit	19	182	111
	SMC_geom	-	128	84,4
	SMC_medi	-	88,5	90
Phosphor	EMC_abfl	-	0,45	0,39
	SMC_abfl	-	0,835	0,23
	SMC_arit	-	1,19	0,23
	SMC_geom	-	0,63	0,35
	SMC_medi	-	0,5	0,21
Kupfer	EMC_abfl	-	43,1	41,8
	SMC_abfl	-	36,8	37
	SMC_arit	10	38	46,6
	SMC_geom	-	30,7	36,1
	SMC_medi	4,3	28	29
Zink	EMC_abfl	-	288	241
	SMC_abfl	-	183	341
	SMC_arit	447	269	216
	SMC_geom	-	211	201
	SMC_medi	569	204	162

Legende:

Vergleich Zentralwerte innerhalb einer Abflusskomponente:

SMC_abfl > EMC_abfl	EMC_abfl > SMC_abfl	SMC_arit > Rest
---------------------	---------------------	-----------------

* Abweichungen bis zu $\pm 5\%$ gelten als "kein Unterschied"

In Bezug auf den abflussgewichteten Mittelwert sind unterschiedliche Tendenzen vorhanden: in vier von acht Fällen nehmen die abflussgewichteten Ereignismittelwerte höhere Werte als die abflussgewichteten Standortmittelwerte an. Dies gilt für die Kanalabflüsse für Kupfer und Zink sowie die Verkehrsflächenabflüsse für Phosphor und Kupfer (blaue Markierung). Bei den restlichen vier Datensätzen nehmen die abflussgewichteten Standortmittelwerte hingegen höhere Werte als die abflussgewichteten Ereignismittelwerte an (grüne Markierung). In drei Datensätzen nehmen die arithmetischen Standortmittelwerte die höchsten Werte ein (rote Markierung). Die geometrischen und medianen Standortmittelwerte sind hingegen stets niedriger als die abflussgewichteten Standortmittelwerte.

5.1.2 Statistische Verteilung

Wie in Abschnitt 3.2 ausgeführt, ist Kenntnis über die statistische Verteilung von Daten zur Festlegung der weiteren statistischen Methoden wie bspw. bei der Wahl des repräsentativen Zentralwertes oder geeigneter Hypothesentests zwingend erforderlich. Sind die geforderten Eigenschaften bezüglich der Verteilung der Daten nicht gegeben, so sollte auf parametrische Methoden verzichtet werden und besser nicht-parametrische Methoden zur Anwendung kommen, da die erarbeiteten Ergebnisse ansonsten falsche Schlussfolgerungen aus der zugrundeliegenden Datenbasis zulassen.

Die Untersuchung der statistischen Verteilung eines Datensatzes erfolgt anhand von Quantil-Diagrammen (Abschnitt 5.1.2.1). Zusätzlich werden die Ergebnisse formaler Tests zur Beurteilung herangezogen (Abschnitt 5.1.2.2).

Diese detaillierten Analysen wurden für die abflussgewichteten Ereignismittelwerte sowie die abflussgewichteten, arithmetischen, geometrischen und medianen Standortmittelwerte der Abflusskomponenten Regenwasserkanalabflüsse und Verkehrsflächenabflüsse durchgeführt. Die Datensätze zu Dachabflüssen werden aufgrund ihres geringen Stichprobenumfangs (vgl. Tabelle 5-2 bis Tabelle 5-5, S. 48-51), nicht weiter untersucht und verglichen.

Die Schlussfolgerungen aus der statistischen Verteilung der Daten werden in Abschnitt 5.1.2.3 erläutert.

5.1.2.1 Quantil-Diagramme

Wie bereits in Abschnitt 3.2.3 ausgeführt, liegt eine Normalverteilung vor, wenn Datensätze in einem Quantil-Diagramm einer Geraden folgen. Abbildung 5-2 enthält beispielhaft die Normal-Quantil-Diagramme der nicht transformierten TSS-Originaldaten. Die Abbildungen bestätigen die im vorherigen Abschnitt 5.1.1.2 aufgestellte Vermutung, dass die Daten nicht normalverteilt sind, sondern einer rechtsschiefen Verteilung folgen. Dies ist am konkaven Kurvenverlauf zu erkennen.

Die Normal-Quantil-Diagramme der restlichen Parameter sind Abbildung 8-3 bis Abbildung 8-5 in Anhang 3: „Statistische Verteilung“ (S. 107-109) zu entnehmen. Auch hier ist durchgängig eine rechtsschiefe Verteilung zu deuten.

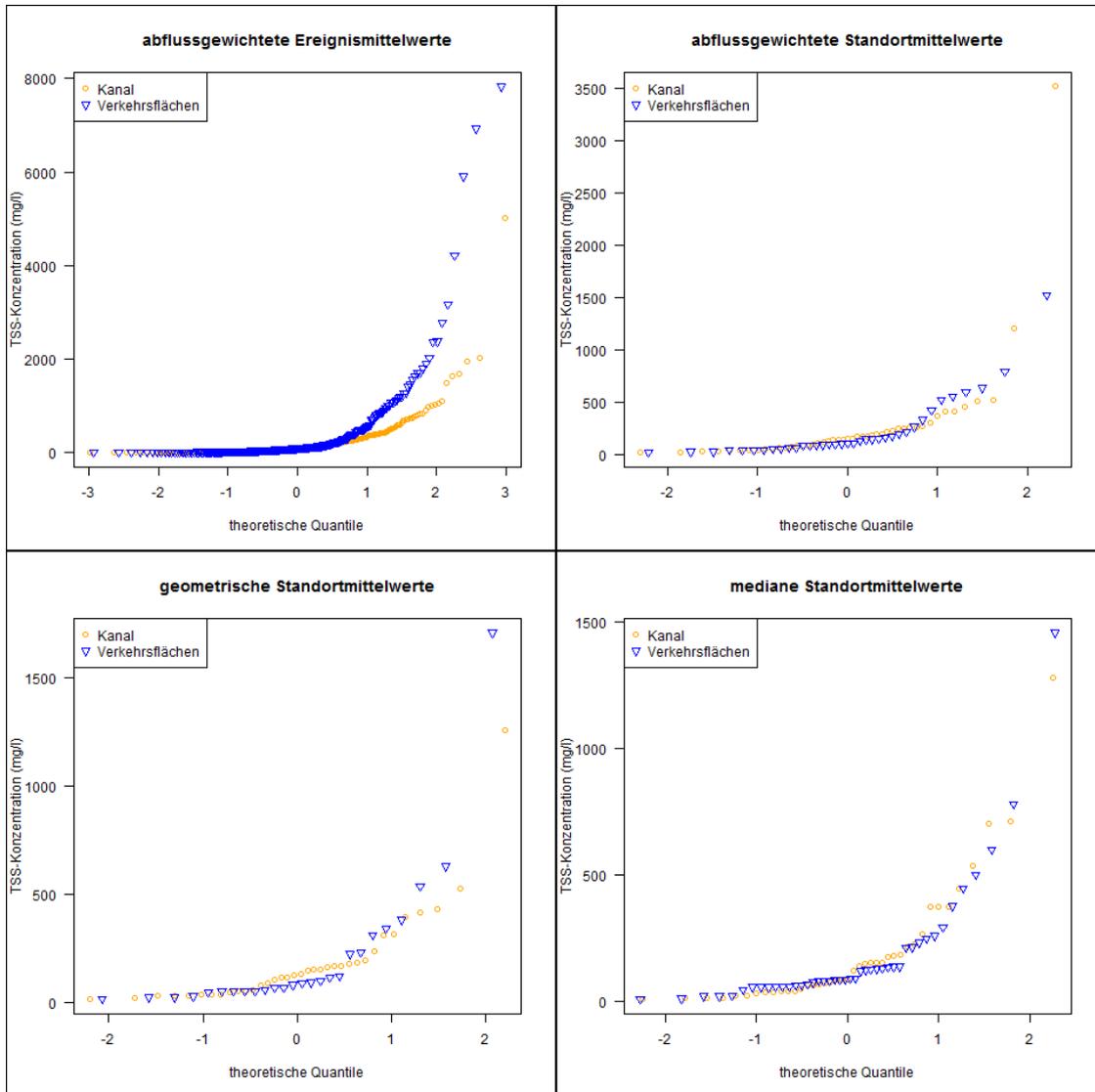


Abbildung 5-2: Normal-Quantil-Diagramme differenziert nach Abflusskomponente und Zentralwertart (TSS)

Sind die Daten rechtsschief verteilt, kann eine Logarithmierung ihre statistische Verteilung in eine symmetrische Form verwandeln. Aus diesem Grund wurden die vorliegenden Daten log-transformiert und in Form von log-normalen Wahrscheinlichkeitsdiagrammen dargestellt (Abbildung 5-3 bis Abbildung 5-6). Die log-transformierten Daten lassen sich relativ gut durch eine Gerade wiedergeben, was ein deutlicher Hinweis auf das Vorliegen einer Log-Normalverteilung ist. Weiterer Aufschluss darüber wird von Hypothesentests im nächsten Abschnitt 5.1.2.2 erwartet.

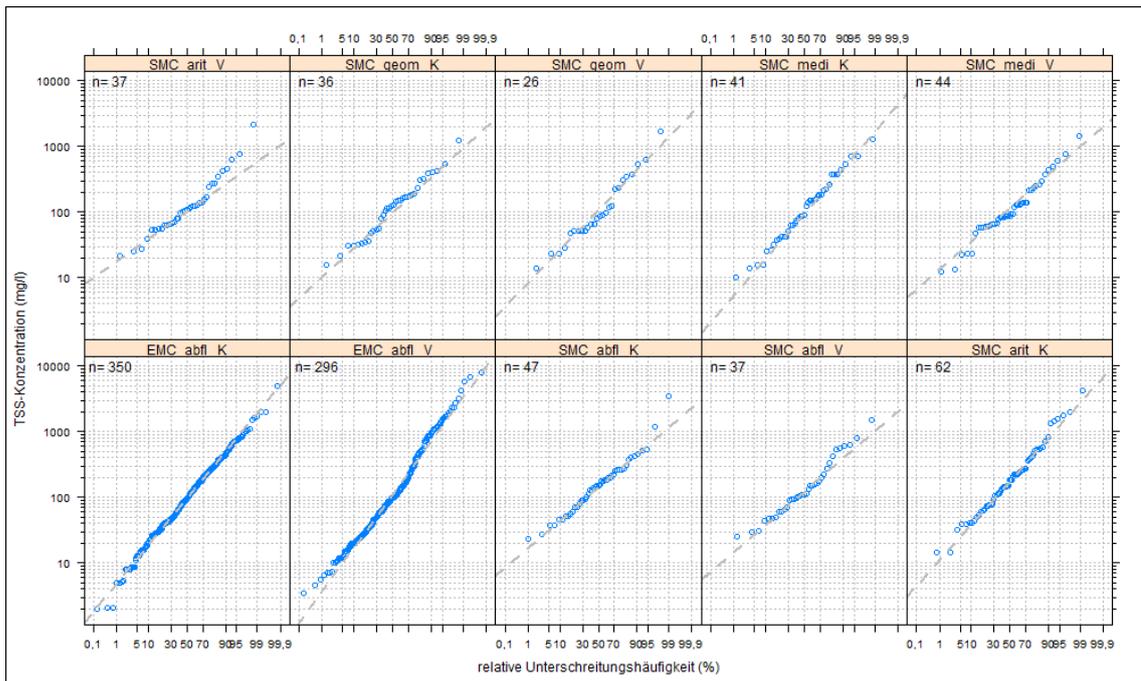


Abbildung 5-3: Log-normale Wahrscheinlichkeits-Diagramme nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente, TSS-Datensätze (V=Verkehrsflächen, K=Kanal)

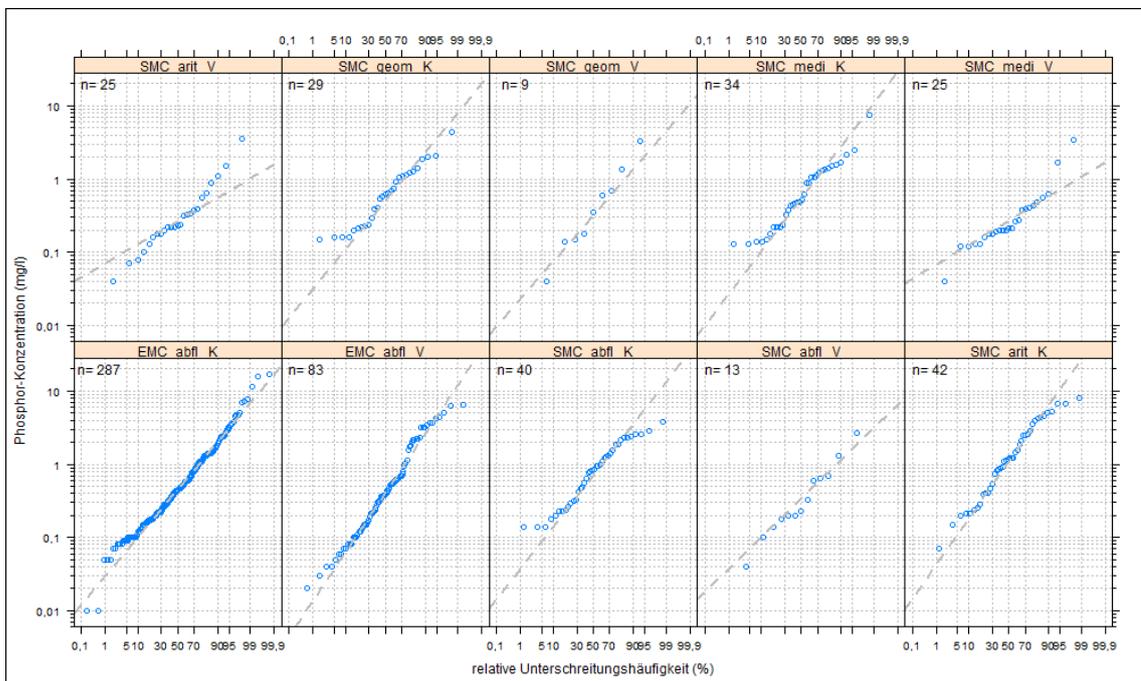


Abbildung 5-4: Log-normale Wahrscheinlichkeits-Diagramme nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente, Phosphor-Datensätze (V=Verkehrsflächen, K=Kanal)

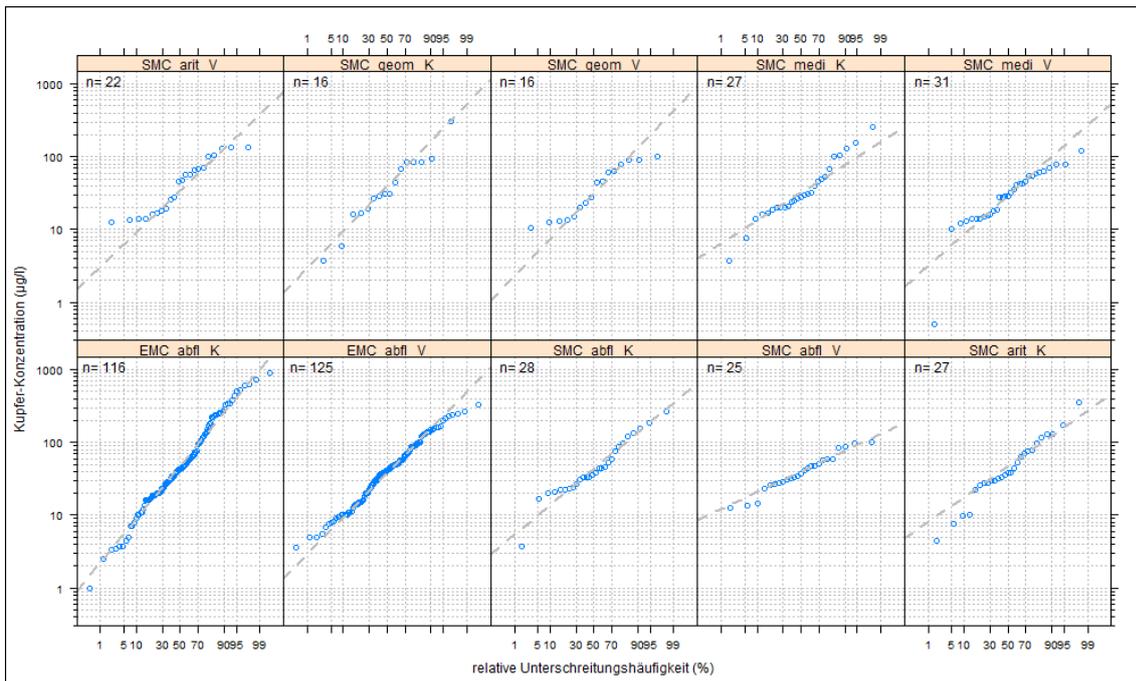


Abbildung 5-5: Log-normale Wahrscheinlichkeits-Diagramme nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente, Kupfer-Datensätze (V=Verkehrsflächen, K=Kanal)

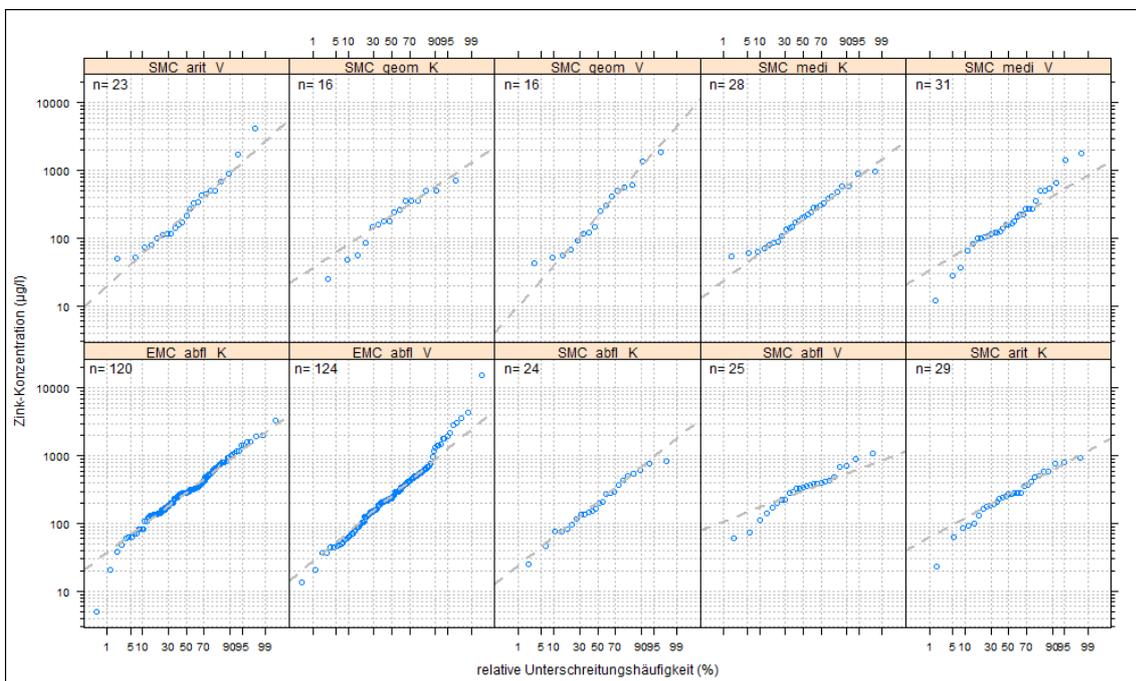


Abbildung 5-6: Log-normale Wahrscheinlichkeits-Diagramme nach Art des Zentralwertes und der Abflusskomponente, Zink-Datensätze (V=Verkehrsflächen, K=Kanal)

5.1.2.2 Hypothesentests

Wie bereits in Abschnitt 3.2.3 ausgeführt, gelten p-Werte, die oberhalb des gesetzten Signifikanzniveaus liegen, als ein sehr deutlicher Hinweis darauf, die Nullhypothese beizubehalten. Das Signifikanzniveau wurde auf 0,05 festgelegt. Die Ergebnisse der Hypothesentests zur Überprüfung der statistischen Verteilung der einzelnen Datensätze der Ordinaldaten sind Tabelle 8-2 (Anhang 3: „Statistische Verteilung“, S. 110) und der log-transformierten Daten Tabelle 5-7 zu entnehmen. Zur schnelleren Beurteilung wurden alle Ergebnisse blau markiert, die die Verwerfung der Nullhypothese zu einem Niveau von 5 %, nahelegen.

Bei den Originaldaten kann davon ausgegangen werden, dass die Daten nicht einer Normalverteilung folgen. Die log-transformierten Daten hingegen sind bei einem Signifikanzniveau von 5 % größtenteils normalverteilt. Dies gilt für alle Arten von Konzentrationen in Kanalabflüssen bis auf die abflussgewichteten Phosphor- und Zink-Ereignismittelwerte. Hier liegt nach Shapiro-Wilk keine, nach Anderson-Darling sehr wohl eine Log-Normalverteilung vor. Auch die Konzentrationen von Verkehrsflächenabflüssen sind zum größten Teil log-normalverteilt. Ausnahmen bilden hier die abflussgewichteten TSS-Ereignismittelwerte, die arithmetischen Kupfer-Standortmittelwerte sowie die medianen Phosphor- und Kupfer-Standortmittelwerte.

Tabelle 5-7: p-Werte der Hypothesentests zur Prüfung der Log-Normalverteilung

Aggregation	Abflusskomponente	Stoff	Shapiro-Wilk	Anderson-Darling
EMC_abfl	Kanal	TSS	0,614	0,573
		Phosphor	0,011	0,057
		Kupfer	0,459	0,301
		Zink	0,015	0,121
	Verkehrsflächen	TSS	0,003	0
		Phosphor	0,16	0,196
		Kupfer	0,277	0,274
		Zink	0,094	0,077
SMC_abfl	Kanal	TSS	0,253	0,627
		Phosphor	0,061	0,1
		Kupfer	0,244	0,191
		Zink	0,881	0,936
	Verkehrsflächen	TSS	0,312	0,249
		Phosphor	0,97	0,773
		Kupfer	0,473	0,681
		Zink	0,356	0,191
SMC_arit	Kanal	TSS	0,713	0,691
		Phosphor	0,299	0,381
		Kupfer	0,765	0,453
		Zink	0,297	0,489
	Verkehrsflächen	TSS	0,146	0,127
		Phosphor	0,648	0,387
		Kupfer	0,033	0,053
		Zink	0,376	0,534
SMC_geom	Kanal	TSS	0,641	0,418
		Phosphor	0,169	0,219
		Kupfer	0,758	0,517
		Zink	0,439	0,419
	Verkehrsflächen	TSS	0,406	0,238
		Phosphor	0,975	0,909
		Kupfer	0,072	0,105
		Zink	0,511	0,592
SMC_medi	Kanal	TSS	0,908	0,926
		Phosphor	0,146	0,18
		Kupfer	0,481	0,184
		Zink	0,57	0,882
	Verkehrsflächen	TSS	0,311	0,105
		Phosphor	0,035	0,023
		Kupfer	0	0,009
		Zink	0,502	0,255

5.1.2.3 Schlussfolgerungen aus der statistischen Verteilung

Aufgrund der Ergebnisse aus der Analyse der statistischen Verteilung können die folgenden Schlussfolgerungen in Bezug auf Zentralwert und Vergleichsmethodik gezogen werden: Hinsichtlich des repräsentativen Zentralwertes gilt, dass der geometrische Mittelwert bei allen log-normalverteilten Datensätzen der Zentralwert der Wahl ist. Dies trifft auf alle Datensätze zu Kanalabflüssen zu (vgl. Abschnitt 5.1.4). Da bei den Datensätzen, die weder als normalverteilt noch als log-normalverteilt eingestuft werden können, keine weitere Untersuchung der Verteilung durchgeführt wurde, ist hier der Median der Zentralwert der Wahl. Dies gilt nur für die abflussgewichteten TSS-Ereignismittelwerte, die arithmetischen Kupfer-Standortmittelwerte sowie die medianen Phosphor- und Kupfer-Standortmittelwerte von Verkehrsflächenabflüssen.

Schlussfolgernd für den Stichprobenvergleich im nächsten Abschnitt 5.1.3 kann folgendes festgehalten werden: Beim ersten Vergleich, in dem die Konzentrationen in Kanalabflüssen mit jenen in Verkehrsflächenabflüssen verglichen werden, kann bei allen Datensätzen – außer bei den abflussgewichteten TSS-Ereignismittelwerten, den arithmetischen Kupfer-Standortmittelwerten sowie den medianen Phosphor- und Kupfer-Standortmittelwerten zusätzlich zum nicht-parametrischen Wilcoxon-Rangsummentest ein parametrischer Vergleich anhand des t-Tests durchgeführt werden. Bei den genannten Ausnahmen wird lediglich der nicht-parametrische Wilcoxon-Rangsummentest durchgeführt.

Beim zweiten Vergleich, in dem die abflussgewichteten Standortmittelwerte von Kanalabflüssen mit den abflussgewichteten Ereignismittelwerten sowie den arithmetischen, geometrischen und medianen Standortmittelwerten von Kanalabflüssen verglichen werden, kann durchweg der parametrische t-Test angewandt werden.

5.1.3 Vergleich von Stichproben

Der Stichprobenvergleich stellt eine Entscheidungshilfe bereit, ob sich zwei zu vergleichenden Datensätze statistisch signifikant voneinander unterscheiden. Dieser Vergleich kann der gezielten Auswahl von Daten dienen, die in der Stoffeintragsmodellierung mit MoRE eingesetzt werden sollen. Er wird anhand der in Abbildung 5-1 (S. 45) dargestellten Vorgehensweise durchgeführt.

Im ersten Schritt wird der Vergleich der beiden Abflusskomponenten Regenwasserkanal und Verkehrsflächenabflüsse getrennt für die jeweiligen Zentralwertarten gemacht (Abschnitt 5.1.3.1). Im zweiten Schritt werden die Konzentrationen im Kanalabfluss des Datenkollektivs der abflussgewichteten Standortmittelwerte den restlichen vier Zentralwertarten (abflussgewichtete Ereignismittelwerte sowie arithmetische, geometrische und mediane Standortmittelwerte) in gleicher Weise einander gegenübergestellt (Abschnitt 5.1.3.2).

Der Stichprobenvergleich wird anhand von Quantil-Quantil-Diagrammen und formalen Hypothesentests durchgeführt. Quantil-Quantil-Diagramme visualisieren die generelle Lage der Daten zueinander, ohne jedoch eine statistisch signifikante Aussage zu treffen. Zudem kann hierüber qualitativ die Gleichheit bzw. Unterschiedlichkeit der Datensätze in bestimmten Konzentrationsbereichen beschrieben werden. Die signifikante Aussage wird anhand der p -Werte der Hypothesentests formuliert.

Generell wird bei den Stichprobenvergleichen darauf hingewiesen, dass die Unterschiede nicht allein vom tatsächlichen Eintragsmuster und Stoffaustrag herrühren, sondern ihr Ursprung auch in unterschiedlichen Infrastrukturen, Probenahmen und Messmethoden in den verschiedenen Messkampagnen zu sehen ist.

5.1.3.1 Kanalabflüsse vs. Verkehrsflächenabflüsse

Im Folgenden sind die Ergebnisse dargestellt, die eine Entscheidungshilfe geben sollen, ob Kanalabflüsse sich prinzipiell von Verkehrsflächenabflüssen statistisch signifikant unterscheiden.

5.1.3.1.1 Quantil-Quantil-Diagramme

Die Quantil-Quantil-Diagramme zu TSS sind Abbildung 5-7 zu entnehmen. Die TSS-Konzentration abflussgewichteter Ereignismittelwerte im Kanalabfluss liegt im oberen und unteren Datenbereich unter jener von Verkehrsflächenabflüssen, wohingegen sie im mittleren Datenbereich etwa gleich hoch ist. Die arithmetischen Standortmittelwerte in Kanalabflüssen sind tendenziell höher als die entsprechenden Werte von Verkehrsflächen. Bei den abflussgewichteten, geometrischen und medianen Standortmittelwerten kann nahezu eine Gleichheit der Konzentrationen in Kanal- und Verkehrsflächenabflüssen festgestellt werden.

Die Phosphor-Konzentration abflussgewichteter Ereignismittelwerte von Kanalabflüssen liegt im unteren Datenbereich über jener von Verkehrsflächenabflüssen, wohingegen sich das Bild im höheren Datenbereich umkehrt (Abbildung 5-8). Bei den abflussgewichteten, arithmetischen, geometrischen und medianen Standortmittelwerten hingegen sind die Konzentrationen im Kanal höher als jene in Verkehrsflächenabflüssen.

Die Kupfer-Konzentration abflussgewichteter Ereignismittelwerte ist im unteren Bereich bei Kanalabflüssen niedriger als bei Verkehrsflächenabflüssen, im mittleren Datenbereich etwa gleich hoch. Zu den höheren Konzentrationsbereichen liegt die Konzentration im Kanalabfluss über jener in Verkehrsflächenabflüssen. Bei den restlichen Datensätzen sind die Konzentrationen im Kanalabfluss im unteren und mittleren Datenbereich etwa gleich groß wie jene in Verkehrsflächenabflüssen, wohingegen sie zu größeren Werten hin in Kanalabflüssen tendenziell größer sind als in Verkehrsflächenabflüssen (Abbildung 5-9).

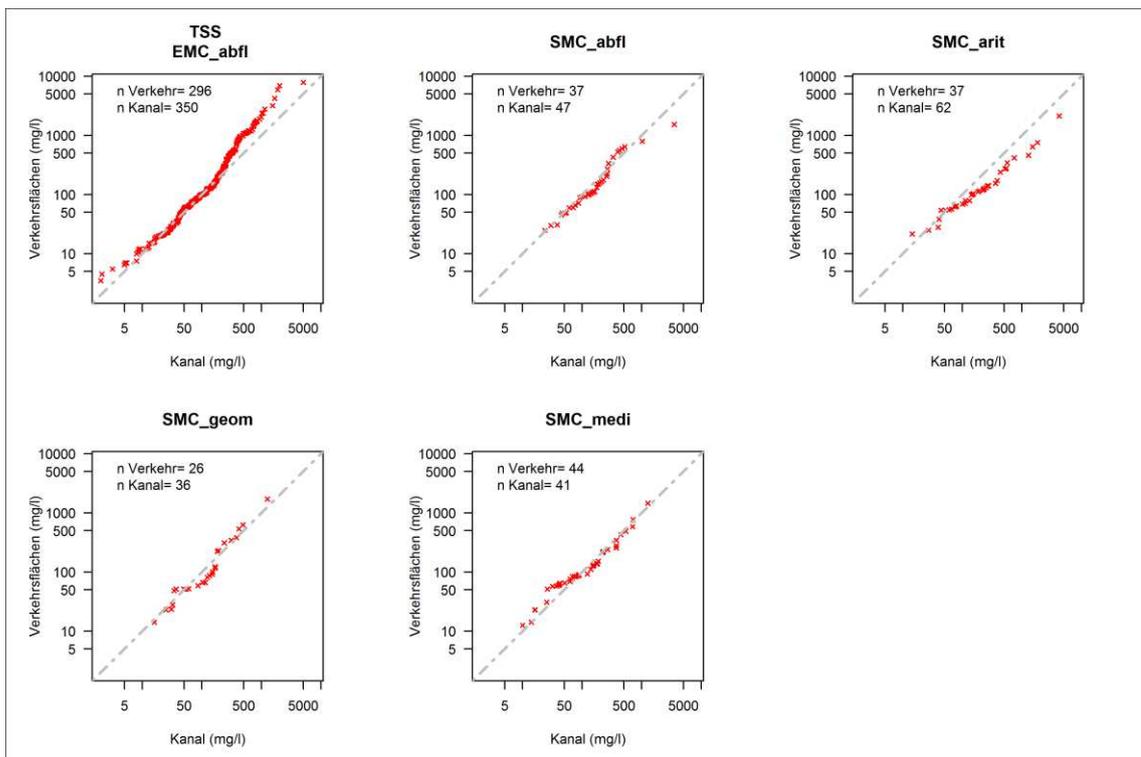


Abbildung 5-7: Quantil-Quantil-Diagramme der TSS-Datensätze der Abflusskomponenten Kanal und Verkehrsflächen für diverse Aggregationsarten und Zentralwerte

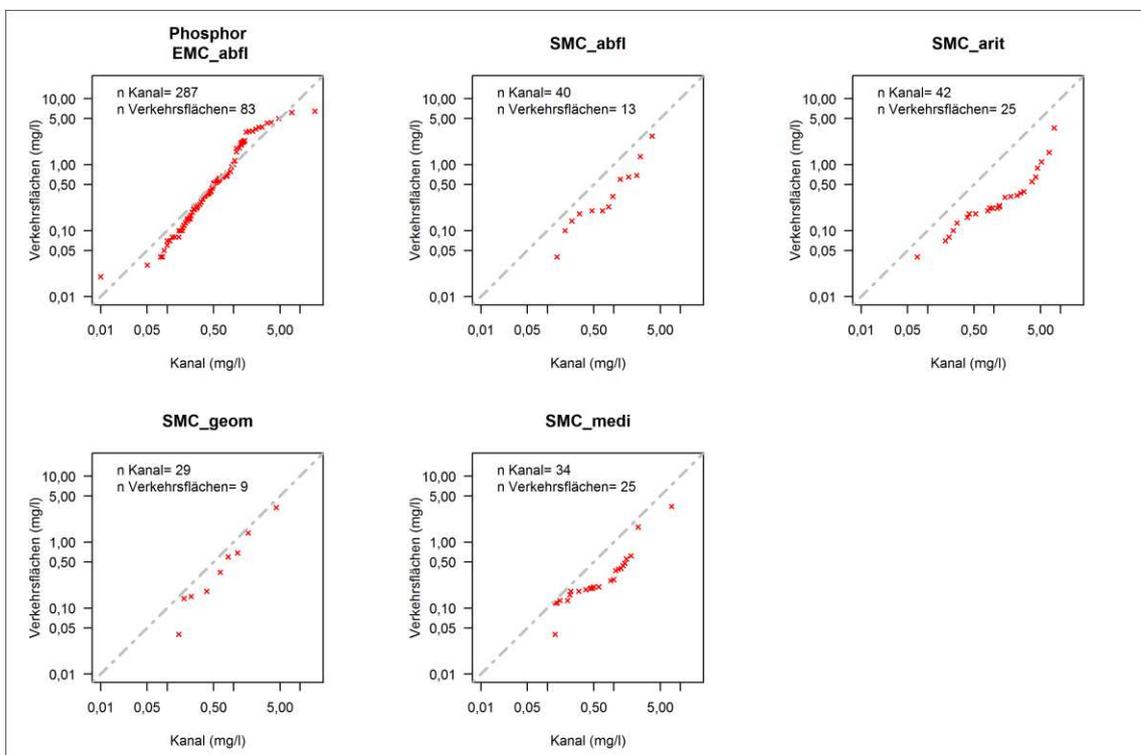


Abbildung 5-8: Quantil-Quantil-Diagramme der Phosphor-Datensätze der Abflusskomponenten Kanal und Verkehrsflächen für diverse Aggregationsarten und Zentralwerte

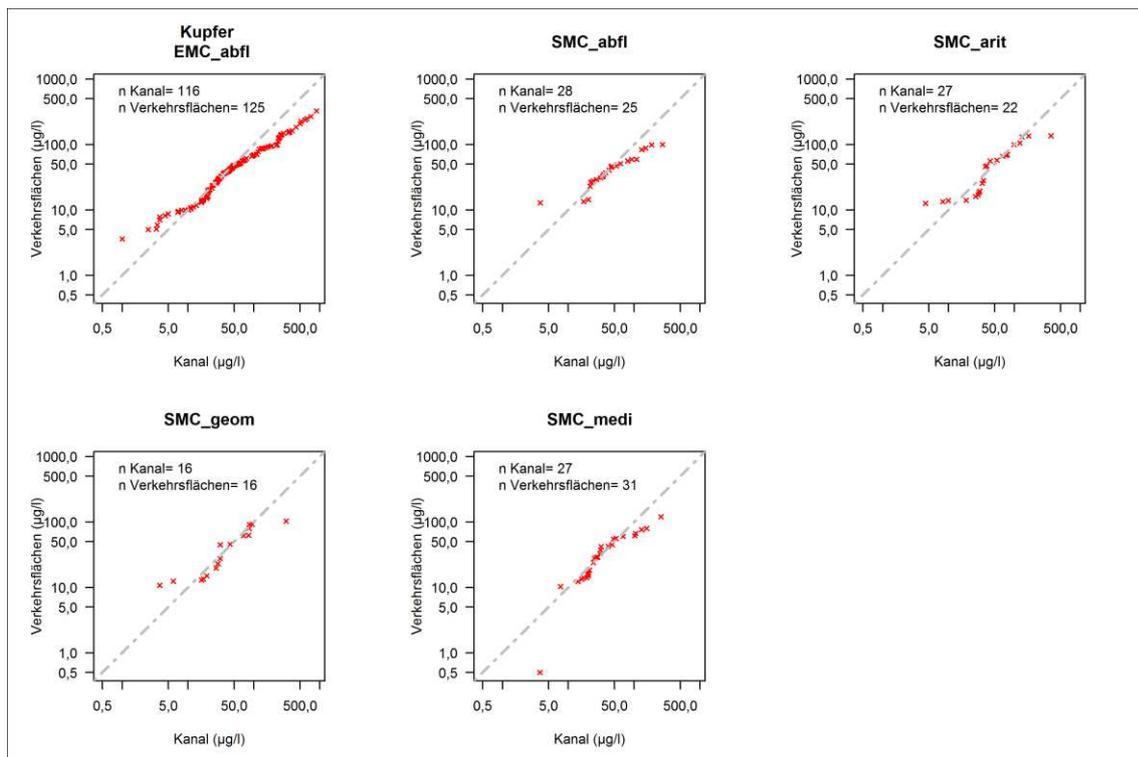


Abbildung 5-9: Quantil-Quantil-Diagramme der Kupfer-Datensätze der Abflusskomponenten Kanal und Verkehrsflächen für diverse Aggregationsarten und Zentralwerte

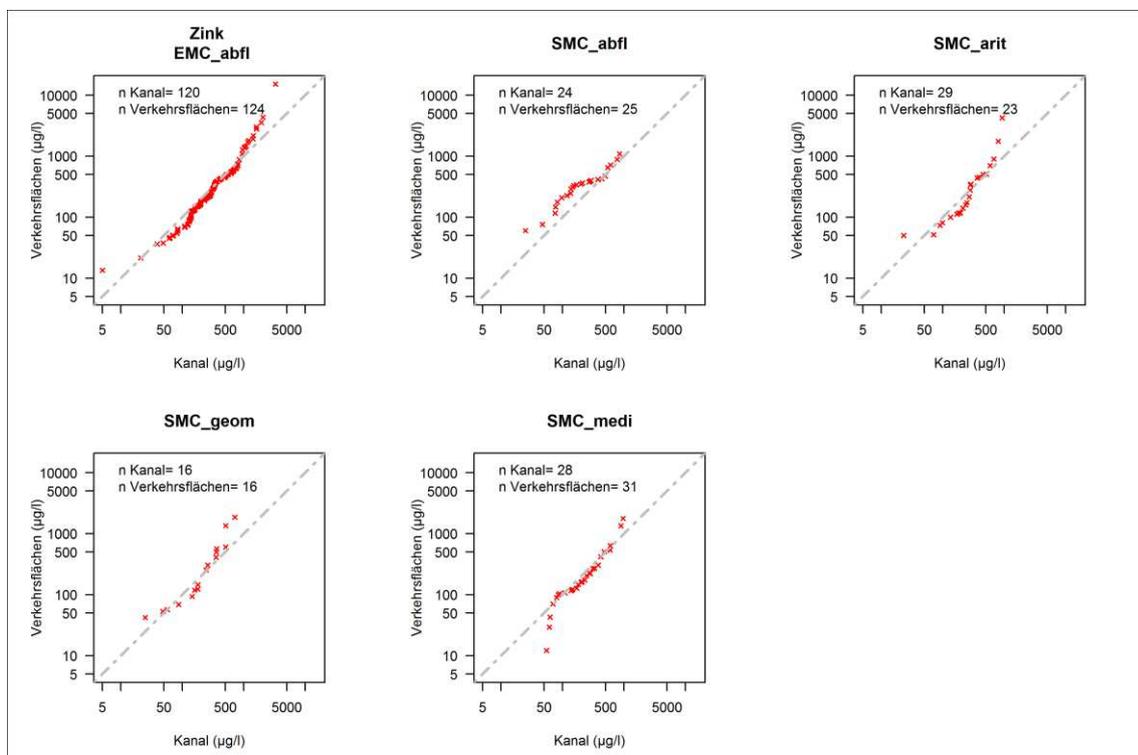


Abbildung 5-10: Quantil-Quantil-Diagramme der Zink-Datensätze der Abflusskomponenten Kanal und Verkehrsflächen für diverse Aggregationsarten und Zentralwerte

Die abflussgewichteten Zink-Ereignismittelwerte und arithmetischen Standortmittelwerte von Kanalabflüssen sind im unteren Konzentrationsbereich größer, im mittleren Bereich etwa gleich hoch und im oberen Bereich niedriger als jene in Verkehrsflächenabflüssen (Abbildung 5-10). Die Zink-Konzentrationen in Kanal- und Verkehrsflächenabflüssen geometrischer und medianer Standortmittelwerte sind im mittleren Konzentrationsbereich etwa gleich hoch, zu den Extremwerten hin gibt es jedoch Abweichungen in beiden Richtungen. Bei den abflussgewichteten Standortmittelwerten hingegen sind die Konzentrationen in Kanalabflüssen durchgängig niedriger.

5.1.3.1.2 Hypothesentests

Zur Überprüfung der Gleichheit der Konzentrationen in Kanal- und Verkehrsflächenabflüssen wurden ergänzend zu den Quantil-Quantil-Diagrammen zwei Hypothesentests durchgeführt: der nicht-parametrische Wilcoxon Rangsummentest und der t-Test in der Welch-Ausführung (vgl. Abschnitt 3.3.2). Die Nullhypothese beider Test besagt, dass die Konzentrationsdaten in Kanal- und Verkehrsflächenabflüssen aus derselben Grundgesamtheit stammen. Beide Tests wurden in der einseitigen Variante mit der Alternativhypothese „Der Unterschied ist größer bzw. kleiner Null“ durchgeführt. In Anbetracht der Tatsache, dass der Stichprobenumfang insbesondere bei den Standortmittelwerten sehr gering ist, wurde abweichend von der Prüfung der Normalverteilung ein Signifikanzniveau von 10 % zur Überprüfung der Gleichheit zwischen den Datensätzen zugelassen. Das Ergebnis in Form von p-Werten ist Tabelle 5-8 zu entnehmen. Zur schnelleren Beurteilung wurden die Datensätze, die zum besagten Niveau eine Ablehnung der Nullhypothese nahe legen, grün hervorgehoben.

Bei den TSS-Datensätzen lassen die p-Werte eine Verwerfung der Nullhypothese beim Datensatz der arithmetischen Standortmittelwerte zu (Ausführung „größer“) zu. D.h. die arithmetischen Standortmittelwerte in Kanalabflüssen liegen statistisch signifikant über jenen von Verkehrsflächenabflüssen. Alle anderen Datensätze lassen keine Verwerfung der Nullhypothese zu.

Die Nullhypothese kann für Phosphor bei den abflussgewichteten, arithmetischen und medianen Standortmittelwerten verworfen werden (Ausführung „größer“). Somit sprechen die Hypothesentests dafür, dass es einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen Konzentrationen in Kanal- und Verkehrsflächenabflüssen derart gibt, dass die Phosphor-Konzentrationen in Kanalabflüssen über jenen in Verkehrsflächenabflüssen liegen. Bei den abflussgewichteten Ereignismittelwerten und den geometrischen Standortmittelwerten kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Bei den Kupfer-Datensätzen lassen die p-Werte keine Verwerfung der Nullhypothese zu. Bei den abflussgewichteten Zink-Standortmittelwerten gibt es einen signifikanten Unterschied (Ausführung „kleiner“), die Konzentrationen in Kanalabflüssen sind damit signifikant niedriger als jene in Verkehrsflächenabflüssen. Die restlichen Zink-Datensätze hingegen legen keine Ablehnung der Nullhypothese nahe.

Tabelle 5-8: p-Werte verschiedener Hypothesentests zur Prüfung der Gleichheit von Konzentrationen im Kanal- und Verkehrsflächenabflüssen, differenziert anhand der Standortmittelwerte

Stoff	Datensatz	Wilcoxon		t-Test (Welch)	
		„höher“	„niedriger“	„höher“	„niedriger“
TSS	EMC_abfl	0,8	0,2	n.d.	n.d.
	SMC_abfl	0,27	0,73	0,31	0,69
	SMC_arit	0,03	0,97	0,028	0,97
	SMC_geom	0,3	0,71	0,39	0,61
	SMC_medi	0,54	0,46	0,59	0,41
Ptot	EMC_abfl	0,26	0,74	0,3	0,7
	SMC_abfl	0,01	0,99	0,013	0,99
	SMC_arit	0,000011	1	0,0000022	1
	SMC_geom	0,13	0,88	0,18	0,82
	SMC_medi	0,002	1	n.d.	n.d.
Cu	EMC_abfl	0,14	0,86	0,11	0,89
	SMC_abfl	0,37	0,64	0,27	0,73
	SMC_arit	0,39	0,61	n.d.	n.d.
	SMC_geom	0,39	0,62	0,46	0,54
	SMC_medi	0,33	0,68	n.d.	n.d.
Zn	EMC_abfl	0,16	0,84	0,29	0,71
	SMC_abfl	0,97	0,035	0,97	0,026
	SMC_arit	0,34	0,66	0,52	0,48
	SMC_geom	0,57	0,44	0,65	0,35
	SMC_medi	0,27	0,74	0,27	0,73

5.1.3.1.3 Zusammenfassung des Stichprobenvergleichs und Fazit

Die anhand der Quantil-Quantil-Diagramme gemachten Beobachtungen werden durch die Hypothesentests nur zum Teil bestätigt. Anhand der Quantil-Quantil-Diagramme werden Unterschiede in den meisten Datensätzen gefunden. Die Hypothesentests weisen fünf Datensätze als statistisch signifikant unterschiedlich aus: arithmetische TSS-Standortmittelwerte, abflussgewichtete, arithmetische und mediane Phosphor-Standortmittelwerte sowie abflussgewichtete Zink-Standortmittelwerte.

Nach Buren et al. (1997, S. 100) sollte aufgrund der Einschränkungen von formalen statistischen Tests als Mittel für die Feststellung des Vorliegens einer Normalverteilung oder Log-Normalverteilung mehr Gewicht auf eine besondere Form der Quantil-Diagramme, die Wahrscheinlichkeits-Diagramme, gelegt werden. Auch wenn diese Herangehensweise aufgrund ihrer visuellen Beurteilung eher subjektiv ist, enthalten diese alle Informationen zur Übereinstimmung zwischen der Stichprobe und der vermeintlich zugrunde liegenden theoretischen Verteilung. Folglich, sollten Informationen

aus den objektiven Methoden nicht als alleiniges Mittel zur Auswahl einer geeigneten Wahrscheinlichkeitsverteilung verwendet werden. Stattdessen sollten die Ergebnisse aus den formalen statistischen Tests zusammen mit den Wahrscheinlichkeitsplots verwendet werden.

Diese Aussagen können direkt auf den Stichprobenvergleich übertragen werden. Auch hier wird geprüft, ob eine Stichprobe aus der gleichen Verteilung wie eine zweite Stichprobe kommt. Da die angewandten Hypothesentests lediglich die Gleichheit in Bezug auf den log-basierten Mittelwert (t-Test) bzw. auf den Median (Wilcoxon-Rangsummentest) prüfen, ist es anhand dieser fast unmöglich, einen Unterschied zwischen zwei Datensätzen zu deuten, wenn die Datenmitte weitestgehend gleich ist, zu den niedrigen bzw. höheren Konzentrationsbereichen hin jedoch Abweichungen vorliegen.

Die statistischen Analysen geben deutliche Hinweise darauf, dass sich die Konzentrationen in Kanal- und Verkehrsflächenabflüssen voneinander unterscheiden können. Dies gilt basierend auf den Hypothesentests insbesondere für Phosphor als Datensatz, der einen deutlich größeren Stichprobenumfang hat als die Schwermetalle. Anhand der Quantil-Quantil-Diagrammen wurde ein Unterschied jedoch in den meisten Stichproben gedeutet.

Sollen folglich adäquate Daten für die Eintragsmodellierung aus Siedlungsgebieten erzeugt werden, muss in der Konsequenz der Fokus in einer differenzierten Auswertung publizierter Daten gelegt werden. Da bedingt durch den derzeitigen Ansatz in MoRE letztendlich die gemischte Konzentration von Verkehrsflächen- und Dachabflüssen im Kanal – somit die Konzentration in Kanalabflüssen – die für das Gewässer relevante Größe ist, konzentriert sich der folgende Abschnitt 5.1.3.2 auf diese. Hier wird ein Stichprobenvergleich zur Konzentration im Kanal für die verschiedenen Arten von Zentralwerten durchgeführt.

5.1.3.2 Abflussgewichtete Standortmittelwerte vs. restliche Zentralwertarten der Kanalabflüsse

Im Folgenden sind die Ergebnisse dargestellt, die eine Entscheidungshilfe geben sollen, ob sich abflussgewichtete Standortmittelwerte prinzipiell von den anderen Zentralwertarten – abflussgewichtete Ereignismittelwerte sowie arithmetische, geometrische und mediane Standortmittelwerte – statistisch signifikant unterscheiden. Diese Einschätzung dient der gezielten Auswahl von Daten, die bei der Ableitung adäquater Daten für die Eintragsmodellierung eingesetzt werden.

Analog zum vorherigen Stichprobenvergleich wird die Entscheidung im Zusammenspiel aus der Interpretation der Quantil-Quantil-Diagramme (Abschnitt 5.1.3.2.1) und der statistischen Hypothesentests (Abschnitt 5.1.3.2.2) getroffen. Im Abschnitt 5.1.3.2.3 wird der Stichprobenvergleich zusammengefasst und ein Fazit gezogen.

5.1.3.2.1 Quantil-Quantil-Diagramme

Aus Abbildung 5-11 kann gefolgert werden, dass die abflussgewichteten TSS-Standortmittelwerte tendenziell über den Werten der anderen Datensätze liegen. Eine Ausnahme bilden die arithmetischen Standortmittelwerte, die insbesondere im mittleren Konzentrationsbereich zwar leicht über der Winkelhalbierenden, aber sehr nahe daran liegen. Diese Interpretation ist der logarithmischen Darstellung geschuldet, die die Abweichungen geringer erscheinen lässt, als sie es tatsächlich sind. Deswegen wurden die TSS-Datensätze im Anhang 4: „Vergleich von Stichproben“ zusätzlich nicht-logarithmisch visualisiert (Abbildung 8-6, S. 112). Hieraus geht hervor, dass ab einer Konzentration von ca. 200 mg/l die arithmetischen TSS-Standortmittelwerte deutlich höher sind als die abflussgewichteten Standortmittelwerte.

Die abflussgewichteten Phosphor-Standortmittelwerte liegen tendenziell über den Werten der anderen Datensätze. Wiederum bilden die arithmetischen Standortmittelwerte eine Ausnahme, da sie deutlich über den abflussgewichteten Standortmittelwerten liegen (Abbildung 5-12).

Die abflussgewichteten Kupfer-Standortmittelwerte liegen im unteren Datenbereich über den abflussgewichteten Ereignismittelwerten, zu den höheren Wertebereichen hin werden sie jedoch deutlich niedriger (Abbildung 5-13). Des Weiteren liegen die abflussgewichteten Standortmittelwerte tendenziell über den Werten der medianen Standortmittelwerte. Bei den arithmetischen und geometrischen Standortmittelwerten hingegen kann im mittleren Konzentrationsbereich durchaus von einer gewissen Gleichheit der Datensätze gesprochen werden, wenngleich es Abweichungen zu den Extremwerten hin gibt.

Die abflussgewichteten Zink-Standortmittelwerte liegen unter den Werten der abflussgewichteten Ereignismittelwerte und der arithmetischen Standortmittelwerte. Die Gegenüberstellung der Daten mit den geometrischen bzw. medianen Standortmittelwerten lässt die Datenpunkte vglw. gleichmäßig um die Winkelhalbierende streuen (Abbildung 5-14).

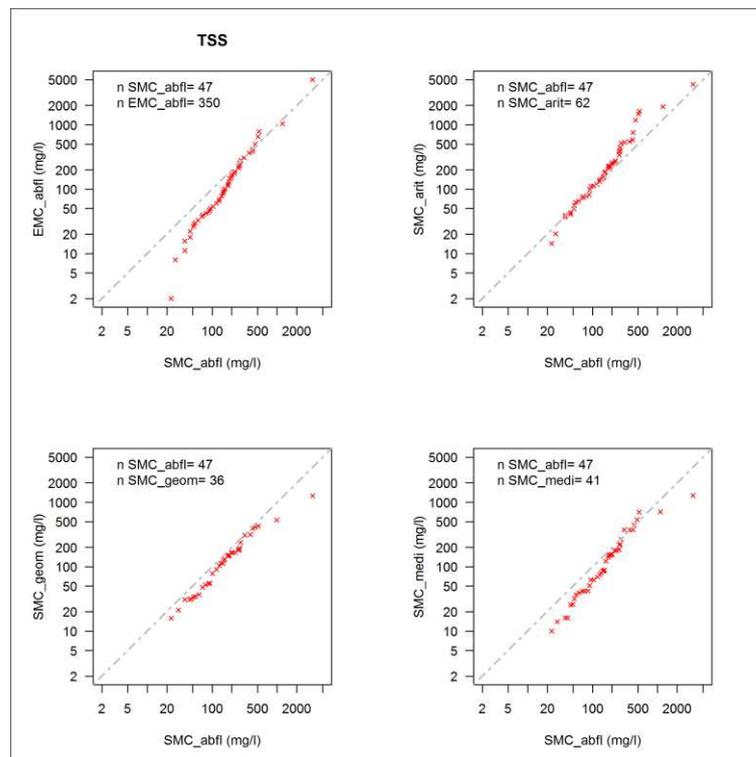


Abbildung 5-11: Quantil-Quantil-Diagramme der TSS-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte

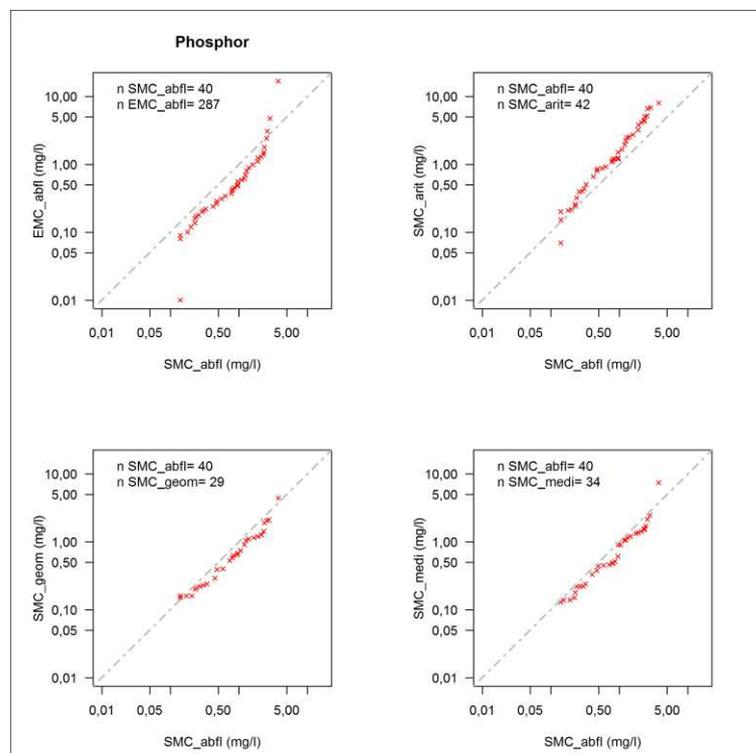


Abbildung 5-12: Quantil-Quantil-Diagramme der Phosphor-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte

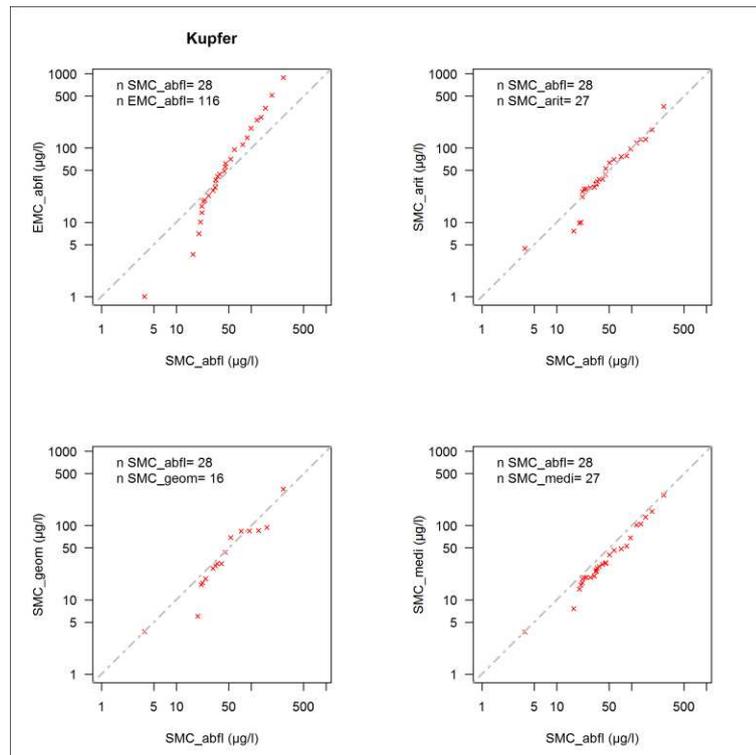


Abbildung 5-13: Quantil-Quantil-Diagramme der Kupfer-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte

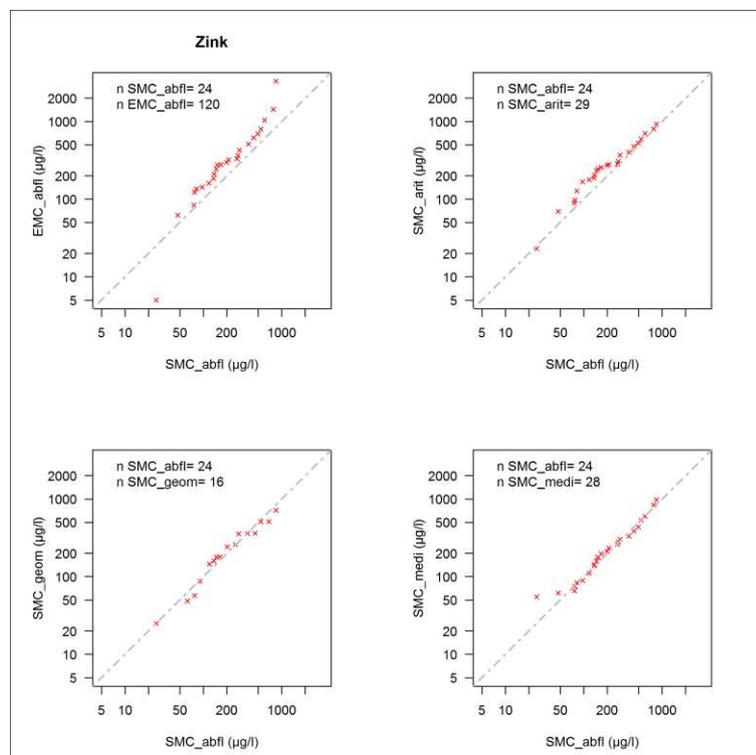


Abbildung 5-14: Quantil-Quantil-Diagramme der Zink-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte

5.1.3.2.2 Hypothesentests

Da alle Datensätze zu Kanalabflüssen log-normalverteilt sind, ist es prinzipiell ausreichend, die Datensätze nur anhand des parametrischen t-Tests (Welch-Ausführung) in den Alternativen „höher“ und „niedriger“ zu analysieren. Der nicht-parametrische Wilcoxon Rangsummentest wurde jedoch auch hier durchgeführt. Die Ergebnisse unterscheiden sich nur geringfügig voneinander.

Das Ergebnis der Hypothesentests ist in Form von p-Werten Tabelle 5-9 zu entnehmen. Zur schnelleren Beurteilung wurden alle Datensätze, die zum Signifikanzniveau von 10 % eine Ablehnung der Annahme der Gleichheit nahe legen, grün hervorgehoben.

Bei den TSS-Datensätzen kann tendenziell eine Ablehnung der Vermutung der Gleichheit erfolgen (Ausführung „größer“). Die TSS-Konzentrationen der abflussgewichteten Standortmittelwerte sind signifikant höher als bei den restlichen Datensätzen. Die Ausnahme bildet der Datensatz der arithmetischen Standortmittelwerte, der keine Ablehnung der Nullhypothese zulässt.

Bei den Phosphor-Konzentrationen kann die Unterschiedlichkeit der abflussgewichteten Ereignis- und Standortmittelwerte als gegeben angesehen werden (Ausführung „größer“). Gleiches gilt in der Ausführung „kleiner“ für die arithmetischen Standortmittelwerte. Die Datensätze der geometrischen und medianen Standortmittelwerte lassen keine Ablehnung der Nullhypothese zu.

Die abflussgewichteten Kupfer-Standortmittelwerte sind nach dem Wilcoxon-Rangsummentest größer als die medianen Standortmittelwerte. Bei den restlichen Datensätzen kann kein signifikanter Unterschied zu den abflussgewichteten Standortmittelwerten festgestellt werden.

Die abflussgewichteten Zink-Standortmittelwerte sind kleiner als die entsprechenden Ereignismittelwerte. Die anderen Datensätze lassen keine Ablehnung der Gleichheit der Daten zu.

Tabelle 5-9: p-Werte verschiedener Hypothesentests zur Prüfung der Gleichheit von abflussgewichteten Standortmittelwerten und den restlichen Zentralwertarten in der Abflusskomponente Kanalabflüsse

Stoff	Datensatz	Wilcoxon		t-Test (Welch)	
		"höher"	"niedriger"	"höher"	"niedriger"
TSS	EMC_abfl	0,0095	0,99	0,0028	1
	SMC_arit	0,81	0,19	0,83	0,17
	SMC_geom	0,1	0,9	0,089	0,91
	SMC_medi	0,062	0,94	0,05	0,95
Ptot	EMC_abfl	0,0042	1	0,004	1
	SMC_arit	0,96	0,043	0,96	0,04
	SMC_geom	0,12	0,88	0,14	0,86
	SMC_medi	0,13	0,87	0,16	0,84
Cu	EMC_abfl	0,58	0,42	0,64	0,36
	SMC_arit	0,52	0,49	0,44	0,56
	SMC_geom	0,2	0,81	0,25	0,75
	SMC_medi	0,074	0,93	0,13	0,87
Zn	EMC_abfl	0,97	0,027	0,97	0,03
	SMC_arit	0,86	0,15	0,85	0,15
	SMC_geom	0,53	0,48	0,46	0,54
	SMC_medi	0,56	0,45	0,58	0,42

5.1.3.2.3 Zusammenfassung des Stichprobenvergleichs und Fazit

Anhand der Quantil-Quantil-Diagramme wurden bei den meisten Datensätzen deutliche Abweichungen von der Winkelhalbierenden und somit Unterschiede zu den abflussgewichteten Standortmittelwerten gezeigt. Die Hypothesentests legen in sieben von 16 Datensätzen eine Verwerfung der Nullhypothese zu und deuten somit auf eine Ungleichheit der abflussgewichteten Standortmittelwerte und der jeweiligen anderen Datensätze.

Wie in Abschnitt 4.4 erläutert, werden abflussgewichtete Ereignismittelwerte u.a. aufgrund üblicherweise größerer Stichproben bevorzugt zur Erstellung von Massenbilanzen herangezogen. Anhand der vorliegenden Ergebnisse des Stichprobenvergleichs kann zusammenfassend festgehalten werden, dass sie sich in drei von vier Datensätzen (TSS, Phosphor, Zink) von den abflussgewichteten Standortmittelwerten statistisch signifikant unterscheiden. Des Weiteren wurde beim Parameter TSS, der als Vertretersubstanz für partikulär gebundene Stoffe angesehen werden kann (vgl. Abschnitt 4.3.3) und den größten Stichprobenumfang in Bezug auf alle Zentralwertarten aufweist, in drei von vier Datensätzen ein statistisch signifikanter Unterschied von abflussgewichteten Standortmittelwerten zu anderen Zentralwertarten gefunden.

Dies hat zur Konsequenz, dass abflussgewichtete Standortmittelwerte in Kanalabflüssen verwendet werden sollten, um adäquate Daten für die Eintragsmodellierung auf Flussgebietsebene mit MoRE zu generieren.

Schlussfolgernd kann empfohlen werden, die entwickelte Vorgehensweise zur Gewinnung adäquater Daten für die Stoffeintragsmodellierung mit den derzeitigen Ansätzen von MoRE (Abbildung 5-15), zu verwenden.

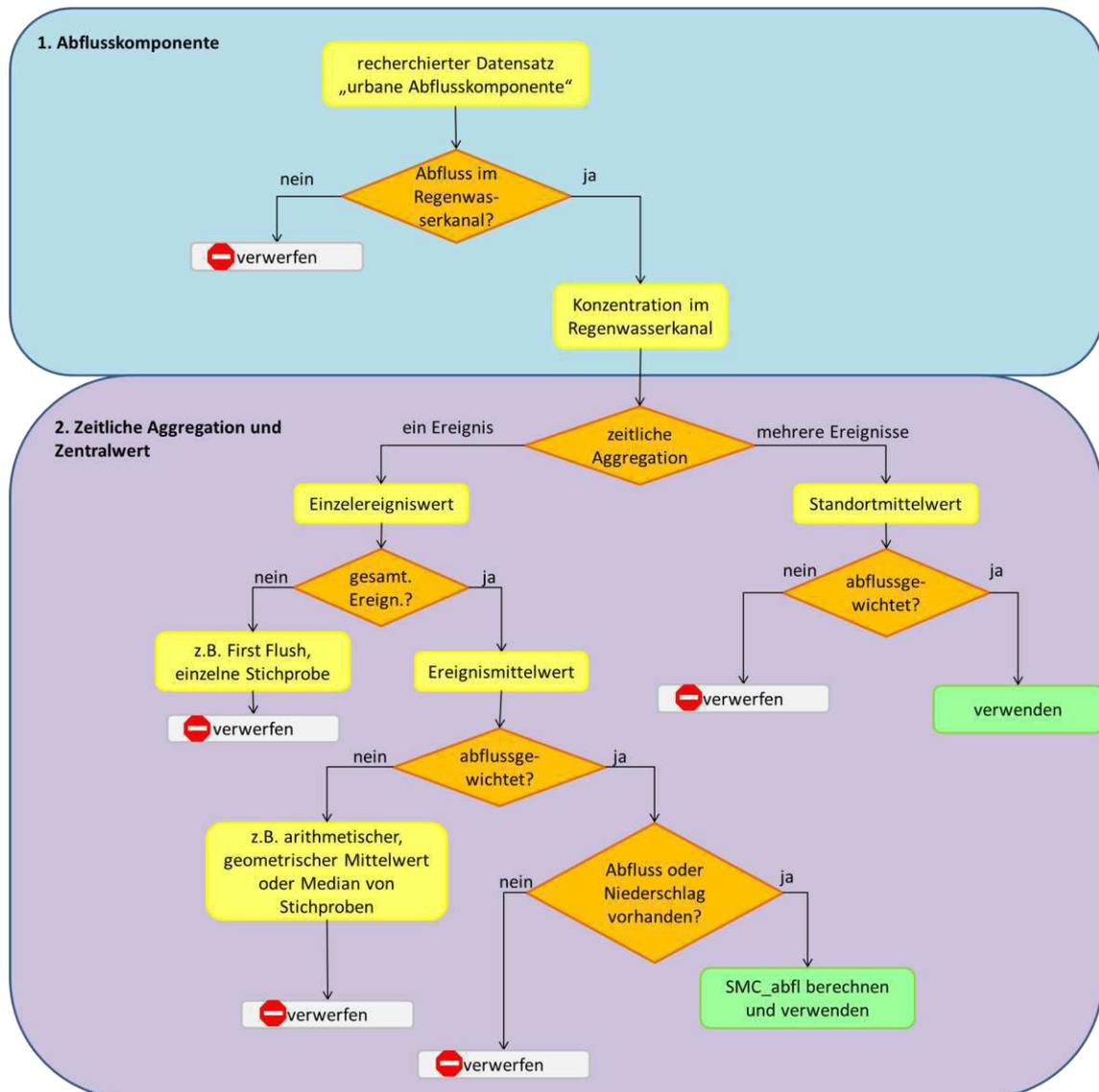


Abbildung 5-15: Vorgehensweise zur Gewinnung von adäquaten Daten in der Stoffeintragsmodellierung

Im Anschluss werden im folgenden Abschnitt 5.1.4 repräsentative Werte für Europa aus dem Datenkollektiv der abflussgewichteten Standortmittelwerte von Kanalabflüssen abgeleitet sowie die dazugehörigen Unsicherheiten in zwei Niveaus ermittelt.

5.1.4 Repräsentative Daten für Europa und Unsicherheiten

Das Gesamtkollektiv der abflussgewichteten Datensätze in Kanalabflüssen umfasst 55 Datensätze aus zwölf Ländern und vier Kontinenten (Abbildung 5-16). Um repräsentative Daten für die Modellierungen in Europa zu gewinnen, wurden aus diesem Kollektiv alle europäischen Datensätze extrahiert. Dabei handelt es sich um Daten aus Dänemark, Deutschland, Frankreich, Niederlande und Schweden. Der Datenumfang beträgt je nach Stoff zwischen 18 und 24 Datensätzen (Tabelle 5-10).

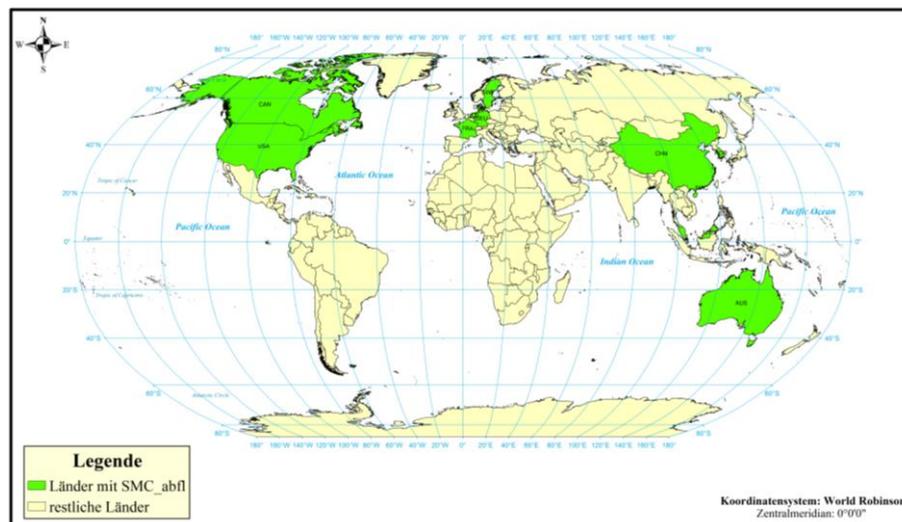


Abbildung 5-16: Räumliche Herkunft der abflussgewichteten Standortmittelwerte, Datenkollektiv „Welt“

Zur Prüfung der Log-Normalverteilung wurden auch die extrahierten Daten in doppellogarithmischen Wahrscheinlichkeits-Diagrammen visualisiert und Hypothesentests durchgeführt. Aus den Wahrscheinlichkeits-Diagrammen (Abbildung 5-17) geht hervor, dass die Daten – in Anbetracht des vorliegenden Stichprobenumfangs – annähernd log-normalverteilt sind. Sowohl der Shapiro-Wilk- als auch der Anderson-Darling-Hypothesentest lassen beim Signifikanzniveau von 5 % ebenfalls keine Verwerfung der Nullhypothese der Log-Normalverteilung zu (Tabelle 8-3 in Anhang 5: „Europäischer Datensatz“, S. 113). Der repräsentative Zentralwert der Daten ist somit der geometrische Mittelwert, das dazugehörige Streuungsmaß die log-basierte Standardabweichung, die im Falle von Log-Normalverteilungen multiplikativ eingeht und in den untransformierten Daten zu einem asymmetrischen Streuungsintervall um den geometrischen Mittelwert führt (vgl. Ausführungen in Abschnitt 3.2.1).

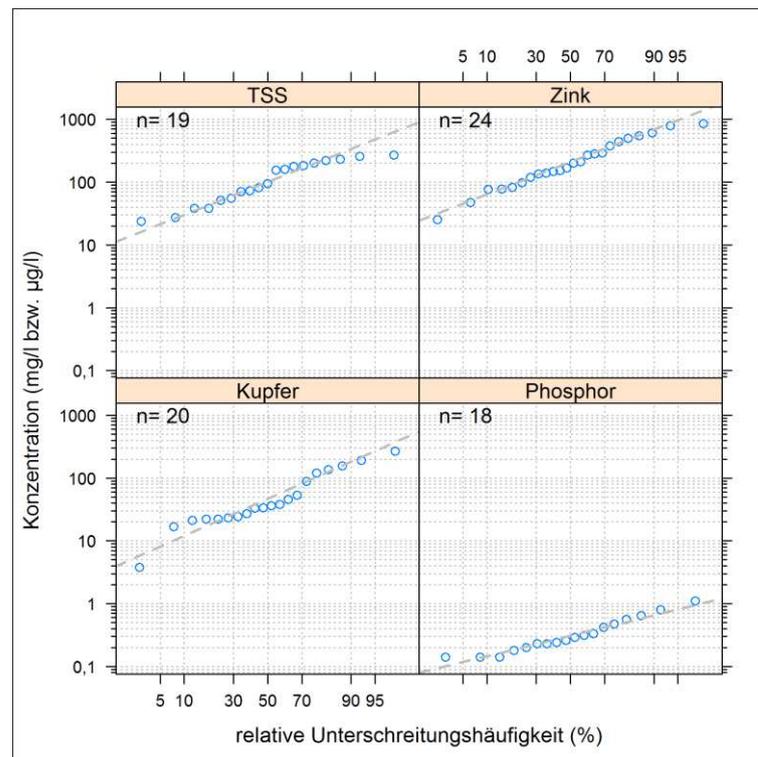


Abbildung 5-17: Wahrscheinlichkeits-Diagramme des europäischen Datenkollektivs

Die statistischen Kennzahlen des europäischen Datenkollektivs sind in Form von geometrischem Mittelwert, log-basierter Standardabweichung, 68 %- sowie 95%-igem log-basierten Konfidenzintervall, Spannbreite und Stichprobenumfang in Tabelle 5-10 aufgeführt. Der geometrische Mittelwert für TSS liegt bei 96,6 mg/l, für Phosphor bei 0,307 mg/l, für Kupfer bei 42,6 µg/l und für Zink bei 193 µg/l. Die log-basierte Standardabweichung liegt zwischen 1,84 und 2,75, sodass die in der Tabelle angegebenen Konfidenzintervalle durch Division bzw. Multiplikation des geometrischen Mittelwertes mit der log-basierten Standardabweichung ermittelt werden können. Diese werden zur Quantifizierung der Unsicherheit des geometrischen Mittelwertes in der Modellierung verwendet.

Tabelle 5-10: Statistische Kennzahlen des europäischen Datenskollektivs (TSS und Phosphor in mg/l, Kupfer und Zink in µg/l)

Kennzahl	TSS	Phosphor	Kupfer	Zink
geometrischer Mittelwert	96,6	0,307	42,6	193
log-basierte Standardabweichung ¹⁾	2,22	1,84	2,75	2,46
68% Konfidenzintervall [\bar{x}/sd , $\bar{x} \cdot sd$]	43,6 - 214	0,167 - 0,565	15,5 - 117	78,4 - 476
95% Konfidenzintervall [\bar{x}/sd^2 , $\bar{x} \cdot sd^2$]	19,6 - 475	0,091 - 1,04	5,62 - 323	31,8 - 1170
Min-Max.	23,4 - 266	0,14 - 1,1	3,76 - 268	25 - 848
Stichprobenumfang	19	18	20	24

¹⁾ geht multiplikativ in die Berechnung der Streuungs- bzw. Konfidenzintervalle ein

Zwecks eines Wertevergleichs wird das europäische Datenkollektiv (Datensatz „Europa, SMC_abfl“) über seinen geometrischen Mittelwert dem Gesamtkollektiv aller abflussgewichteten Standortmittelwerte von Kanalabflüssen (Datensatz „Welt, SMC_abfl“, als geometrischer Mittelwert aus Tabelle 5-2 bis Tabelle 5-5, S. 48-51) sowie den eingangs ohne jegliche Differenzierung abgeleiteten Konzentrationen (aus Tabelle 5-1, S. 47, als Mediane) gegenübergestellt (Tabelle 5-11). Die für Europa abgeleiteten Werte weichen teilweise stark von dem weltweiten Kollektiv der abflussgewichteten Standortmittelwerte ab. So sind die TSS-Werte um 36 % und die Phosphor-Werte um 58% niedriger. Die Kupfer- und Zink-Konzentrationen hingegen bleiben quasi unverändert. Im Falle von Zink ist dies auf die Tatsache zurückzuführen, dass im Datenkollektiv „Welt“ nur europäische Werte vorhanden sind. Bei Kupfer stammen mit 21 von 29 abflussgewichteten Standortmittelwerten über 70 % der Datensätze aus Europa.

Tabelle 5-11: Vergleich der repräsentativen europäischen Daten mit anderen Datensätzen (TSS und Phosphor in mg/l, Kupfer und Zink in µg/l)

Datensatz	TSS	Phosphor	Kupfer	Zink
Europa, SMC_abfl	96,6	0,307	42,6	193
Welt, SMC_abfl ¹⁾	151	0,734	43,4	193
undifferenziertes Datenkollektiv ²⁾	104	0,45	38	253
Mitchell et al. (2001, S. 61–62)	77	0,38	51,1	256,5
derzeitige Daten MoRE	70 ³⁾	0,49 ⁴⁾	29 und 47 ⁵⁾	165 und 265 ⁵⁾

¹⁾ geometrische Mittelwerte aus Tabelle 5-2 bis Tabelle 5-5 (S. 48-51), ²⁾ Mediane aus Tabelle 5-1 (S. 47); ³⁾ rückgerechnet aus Abschwemmrage von 400 kg/ha·a (in MoRE), Abfl.beiw. 0,7 und 800mm/a ; ⁴⁾ Behrendt et al. (1999, S. 135–136), ⁵⁾ Fuchs et al. (2012, S. 36)

Im Vergleich zu den eingangs abgeleiteten Medianwerten des Gesamtkollektivs liegen die abflussgewichteten Standortmittelwerte Europas moderat (TSS) bis stark (Phosphor

und Zink) unter den Werten des Gesamtkollektivs. Die Kupfer-Konzentration für Europa ist jedoch ca. 12 % höher.

Zur besseren Einordnung der Ergebnisse wird des Weiteren ein Vergleich mit der Studie von Mitchell et al. (2001) gemacht, die landnutzungsspezifische Konzentrationen u.a. für Europa ermittelt haben. In der Studie wurden jedoch keine abflussgewichteten Standortmittelwerte verwendet, sondern abflussgewichtete Ereignismittelwerte herangezogen. Die durch die Studie für Europa empfohlenen Werte der Kategorie „developed urban“ sind in Tabelle 5-11 den in der vorliegenden Forschungsarbeit abgeleiteten Daten gegenübergestellt. Es sind durchgängig deutliche Abweichungen bei allen Parametern zu verzeichnen. Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten Werte sind für Phosphor, Kupfer und Zink um 19 % bzw. 17 % bzw. 25 % niedriger als die Daten von Mitchell et al. (2001, S. 61–62). Lediglich die TSS-Daten sind 25 % höher als die Daten nach Mitchell et al. (2001, S. 61–62). Die Abweichungen können zum einen dem Umstand zu verdanken sein, dass Mitchell et al. (2001) die Daten aus Ereignismittelwerten ermittelt haben. Zum anderen sind im Datenkollektiv von Mitchell et al. (2001) Werte aufgeführt, die teilweise lange vor 1994 erfasst wurden. Hier ist nicht auszuschließen, dass sich die Konzentrationen seit diesem Zeitraum tatsächlich verändert haben.

In Tabelle 5-11 ist zudem die derzeitige Datengrundlage von MoRE aufgeführt. Hier liegen die neu abgeleiteten Daten ca. 38 % über den bisherigen Modellgrundlagen für TSS. Bei Phosphor hingegen sind sie um 37 % niedriger. Kupfer und Zink ist schwieriger zu vergleichen, da bei diesen Schwermetallen in MoRE zwei Landnutzungsklassen – wenig bzw. hoch urbanisierte Räume – voneinander unterschieden werden. Dennoch ist zu sehen, dass die Kupfer-Konzentrationen der abflussgewichteten Standortmittelwerte eher in Richtung des Wertes aus den hoch urbanisierten Räumen tendiert, wohingegen bei Zink die Tendenz eher zum niedrigeren Wert der wenig urbanisierten Räume neigt.

Die Auswirkung der entwickelten Methodik und der daraus abgeleiteten Datensätze auf die Ergebnisse der Stoffeintragsmodellierung wird im folgenden Abschnitt 5.2 dargestellt.

5.2 Anwendung in MoRE

Die Einträge von versiegelten Flächen werden in den Modellansätzen von MoRE über mittlere langjährige Abschwemmraten berücksichtigt. Die Stoffeinträge von versiegelten Flächen in den Kanal werden dabei als Produkt aus Abschwemmraten und der im Trennsystem bzw. Mischsystem angeschlossenen versiegelten Flächen ermittelt. Sie verhalten sich folglich proportional zur Abschwemmraten, sodass jede Änderung dieser Größe sich direkt auf die Einträge in den Kanal auswirkt. Nach ihrem Eintrag in den

Kanal werden die Frachten in Abhängigkeit von der Kanalisationsart (Trenn- bzw. Mischsystem) und von der Infrastruktur in einem Analysegebiet (Regenklärbecken bzw. Regenüberlaufbecken) rechnerisch reduziert. Die so ermittelte Fracht wird als Eintrag in die Gewässer von versiegelten Flächen über Regenwasserkanäle bzw. über Mischwasserüberläufe ausgewiesen. Skizzen zu den Berechnungsansätzen sind Abbildung 8-1 und Abbildung 8-2 (Anhang 1: „Berechnungsansätze“, S. 103 und 104) zu entnehmen.

Zum Vergleich mit den aktuellsten MoRE-Ergebnissen nach Fuchs et al. (2016a) (Zeitraum 2012-2014) wurden aus den repräsentativen Konzentrationen die Abschwemmraten über die mittleren Abflüsse desselben Zeitraums ermittelt. Dies geschieht anhand einer Optimierungsfunktion, indem Startwerte zu den Abschwemmraten herangezogen werden, diese mit den versiegelten Flächen des Trennsystems in den 2759 Analysegebieten Deutschlands zu einer Fracht multipliziert werden und anschließend durch die Summe der Abflüsse der entsprechenden Flächen geteilt wird. Die so erhaltene flächengewichtete Konzentration im Abfluss des Regenwasserkanals des Trennsystems wird sodann einer Differenzbildung mit den abgeleiteten repräsentativen Konzentrationen unterzogen. Die Optimierungsfunktion besteht darin, dass versucht wird, den Betrag dieser Differenz unter Veränderung der Abschwemmrate zu minimieren. Die gesamte Vorgehensweise in in Formel 6 zu finden.

$$\text{Abschw. rate} = \text{Minimierung} \left| \frac{\sum_{i=1}^n (\text{Fläche}_{TS,imp} * \text{Startwert})}{\sum_{i=1}^n \text{Abfluss}_{TS,imp}} - \text{Konz} \right| \quad \text{Formel 6}$$

Diese so erzeugten Abschwemmraten (Tabelle 5-12) unterscheiden sich teilweise deutlich von den Werten nach Fuchs et al. (2016a). So ist bspw. der Wert von Phosphor nun ca. halb so hoch und jener von Zink ca. 15% niedriger als die Daten nach Fuchs et al. (2016a). Bei Kupfer hingegen sind die adäquaten Daten um ca. 30% höher als die Daten nach Fuchs et al. (2016a). Die Ergebnisse zur Eintragungssituation von Phosphor-, Kupfer- und Zink-Einträgen werden den Ergebnissen von Fuchs et al. (2016a) in Abschnitt 5.2.1 gegenübergestellt. Zu TSS haben Fuchs et al. (2016a) keine Ergebnisse ermittelt.

Tabelle 5-12: Abschwemmraten und ihre Unsicherheiten (Phosphor in kg/(ha·a), Kupfer und Zink in g/(ha·a))

Variante	Phosphor	Kupfer	Zink
geometrischer Mittelwert	1,1	153	691
68% Konfidenzintervall	0,598 – 2,02	56 – 419	281 – 1.700
95% Konfidenzintervall	0,326 – 3,73	20 – 831	114 – 3.040
Fuchs et al. (2016a)	2,5	120	806

Neben dem geometrischen Mittelwert wurden zudem jeweils die oberen und unteren Grenzen des 68%- und des 95%-Konfidenzintervalls in Abschwemmraten umgerechnet (Tabelle 5-12), sodass die Modellierung schlussendlich in fünf Varianten durchgeführt wurde: als mittlerer Wert sowie jeweils als untere bzw. obere Grenze des in Tabelle 5-12 angegebenen 68%- und 95%-Konfidenzintervalls der Abschwemmraten. Anhand der Konfidenzintervalle kann eine Spannweite angegeben werden, innerhalb derer die Stoffeinträge aus Kanalisationssystemen bei Veränderung der Abschwemmrate mit 68%-iger bzw. 95%-iger Wahrscheinlichkeit schwanken. Der Vergleich im Abschnitt 5.2.2 deckt auf, welche Stoffe sensitiv auf die Veränderung der Abschwemmrate reagieren und gibt Anhaltspunkte zur Unsicherheit der Daten in der Modellierung.

5.2.1 Mittlere Eintragsituation

Abbildung 5-18 zeigt die Einträge über Kanalisationssysteme für die Variante „geometrischer Mittelwert“ im Vergleich zu den aktuellen Ergebnissen nach Fuchs et al. (2016a, S. 44–47). Bei ansonsten gleich bleibenden Eingangsdaten und Ansätzen ist unter Verwendung der adäquaten Datenbasis bei den Phosphor- und Zink-Einträgen über Kanalisationssysteme ein rechnerischer Rückgang um 35 % bzw. 13 % zu erkennen. Bei Kupfer ist hingegen eine Zunahme von 25 % auszumachen.

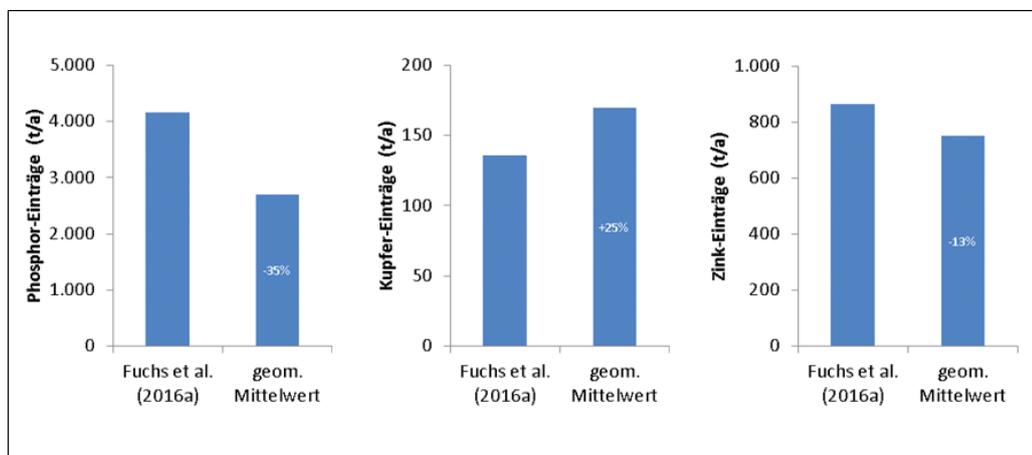


Abbildung 5-18: Einträge über Kanalisationssysteme in zwei Varianten: nach Fuchs et al. (2016a, S. 44–47) (jeweils links) bzw. aus der vorliegenden Arbeit (Variante „geometrischer Mittelwert“, jeweils rechts)

Trotz der zweistelligen prozentualen Rückgänge in den Einträgen über Kanalisationssysteme bleibt die Auswirkung auf die Relevanz innerhalb der Gesamteinträge mit minus 7 % bis plus 9 % moderat (Abbildung 5-19). Dies ist u.a. der Tatsache geschuldet, dass andere Eintragspfade wie kommunale Kläranlagen bspw. bei Phosphor deutlich relevanter sind als die Kanalisationssysteme. Jedoch auch bei Zink, wo die Kanalisationssysteme den wichtigsten Eintragspfad darstellen, wirkt sich die 13%-ige

Verringerung der Einträge über Kanalisationssysteme auf die Gesamteinträge mit -4% kaum aus. Bei Kupfer geht die 25%-ige Erhöhung der Einträge über Kanalisationssysteme jedoch mit einer Erhöhung der Gesamteinträge von 9 % einher. Somit bleibt in der Variante „geometrischer Mittelwert“ trotz leicht veränderter Gesamteinträge ein nahezu unverändertes Eintragsmuster bestehen.

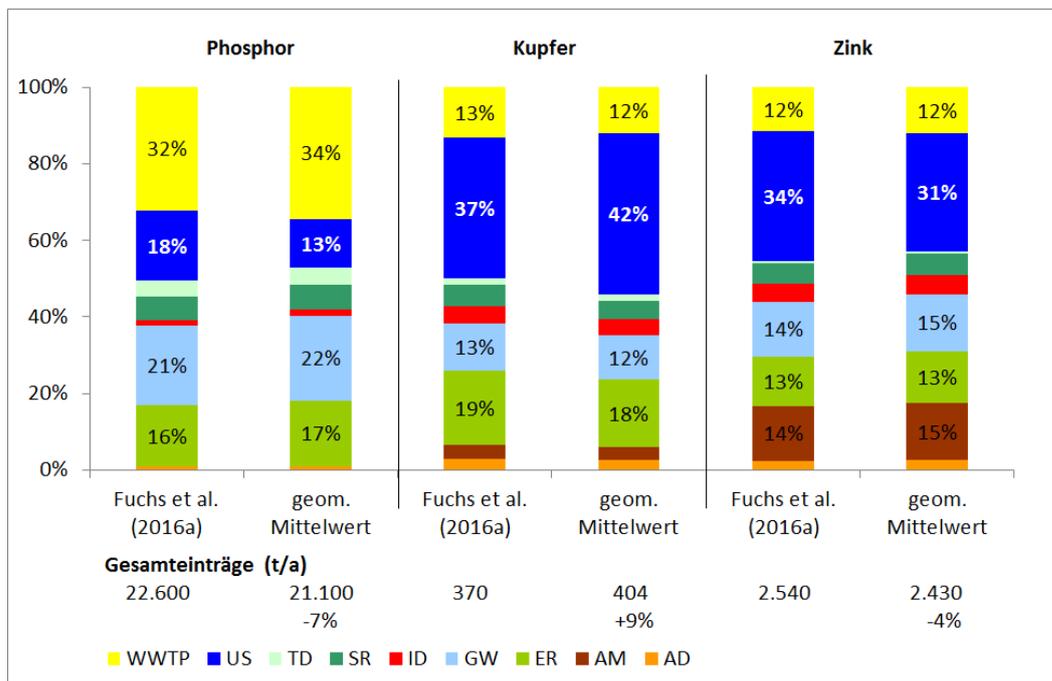


Abbildung 5-19: Relevanz einzelner Eintragspfade in zwei Varianten: nach Fuchs et al. (2016a, S. 44–47) (jeweils links) bzw. aus der vorliegenden Arbeit (Variante „geometrischer Mittelwert“, jeweils rechts)

5.2.2 Unsicherheiten

Die im vorherigen Abschnitt 5.2.1 dargestellte mittlere Eintragungssituation ist mit einer Unsicherheit behaftet, da die Wahrscheinlichkeit, dass der tatsächliche Wert kleiner oder größer ist, jeweils bei 50% liegt. Feinere Abstufungen ermöglichen Konfidenzintervalle von Datensätzen. So umfasst das 68%- bzw. 95%-Konfidenzintervall die zentralen 68% bzw. 95% der Daten (vgl. Abschnitt 3.4). Diese Konfidenzintervalle wurden in der Modellierung angewandt. Die hieraus erzielten Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt.

Die Phosphor-Einträge über Kanalisationssysteme bewegen sich mit 68%-iger Wahrscheinlichkeit zwischen 2.180 und 3.660 t/a (Abbildung 5-20, oben). Bezogen auf die mittlere Eintragungssituation entspricht dies einer Abnahme um 19 % bzw. einer Zunahme um 36 %. Mit 95%-iger Wahrscheinlichkeit bewegen sich die Phosphor-Einträge über Kanalisationssysteme zwischen 1.890 und 6.000 t/a. Während sich die Einträge bei der

unteren Grenze des Konfidenzintervalls mit -30% vergleichsweise wenig ändern, gilt dies nicht für die Modellierung der Einträge mit der oberen Grenze des Konfidenzintervalls. Der Zuwachs um 122% ist die Folge des asymmetrischen Konfidenzintervalls der log-normal verteilten Daten (vgl. hierzu auch die Ausführungen in Abschnitt 3.2.1 und 3.4).

In Bezug auf die Phosphor-Gesamteinträge kann festgehalten werden, dass diese sich mit 68%iger bzw. 95%iger Wahrscheinlichkeit zwischen 20.600 und 22.100 bzw. zwischen 20.300 und 27.300 t/a bewegen (Abbildung 5-20, unten). Dies entspricht einer Reduktion um -4% und einem Zuwachs um ca. 30% im Falle des 95%-Konfidenzintervalls. Die Relevanz der Einträge über Kanalisationssysteme bewegt sich dabei zwischen 9% und 22%.

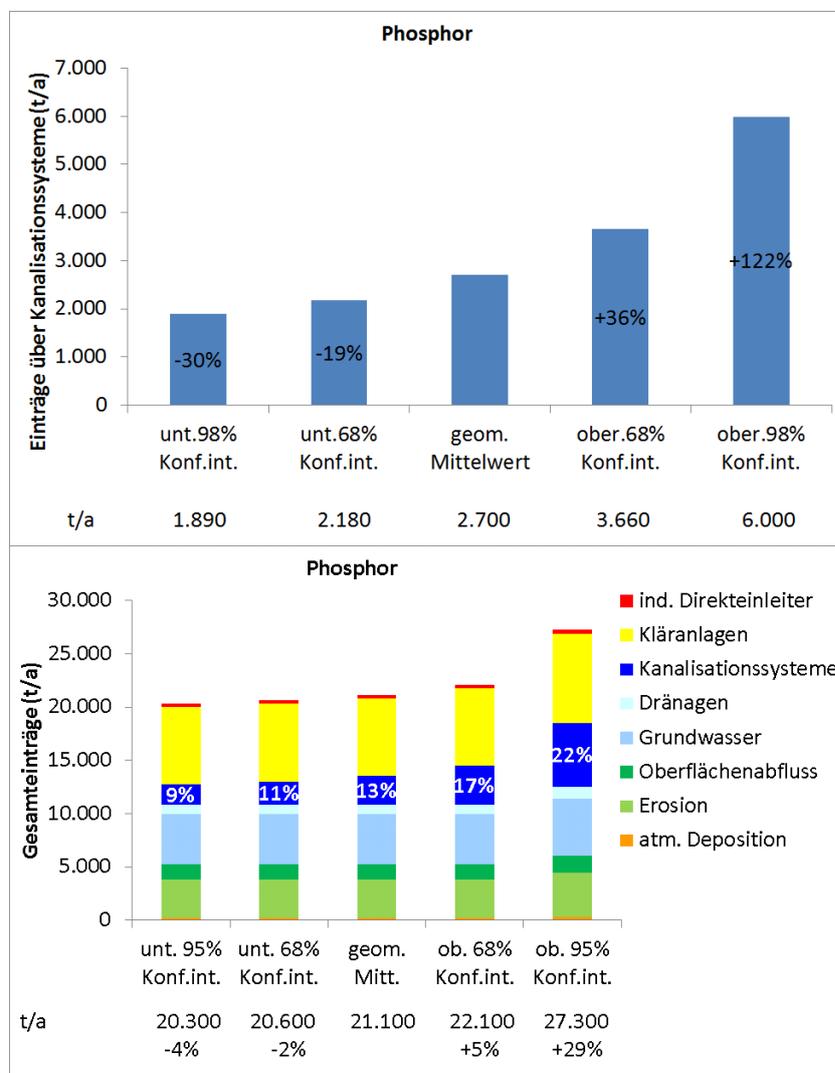


Abbildung 5-20: Phosphor-Einträge des Eintragspfades Kanalisationssysteme (oben) bzw. Phosphor-Gesamteinträge (unten) mit unterschiedlichen Unsicherheiten

Die Kupfer-Einträge über Kanalisationssysteme betragen mit 68%-iger Wahrscheinlichkeit zwischen 70 und 446 t/a (Abbildung 5-21, oben). Bezogen auf die mittlere Eintragungssituation entspricht dies einer Abnahme um 59 % bzw. einer Zunahme um 162 %. Mit 95%-iger Wahrscheinlichkeit bewegen sie sich zwischen 33 und 872 t/a, was einer Abnahme um 81 % bzw. einer Zunahme um 413% im Vergleich zum geometrischen Mittelwert entspricht.

Der Wertebereich der Kupfer-Gesamteinträge liegt mit 68 %- bzw. 95 %-iger Wahrscheinlichkeit zwischen 304 und 680 bzw. zwischen 267 und 1.110 t/a (Abbildung 5-21, unten). Dies entspricht im Falle des 95%-Konfidenzintervalls einem Rückgang um 34% bzw. einer Zunahme um 175%.

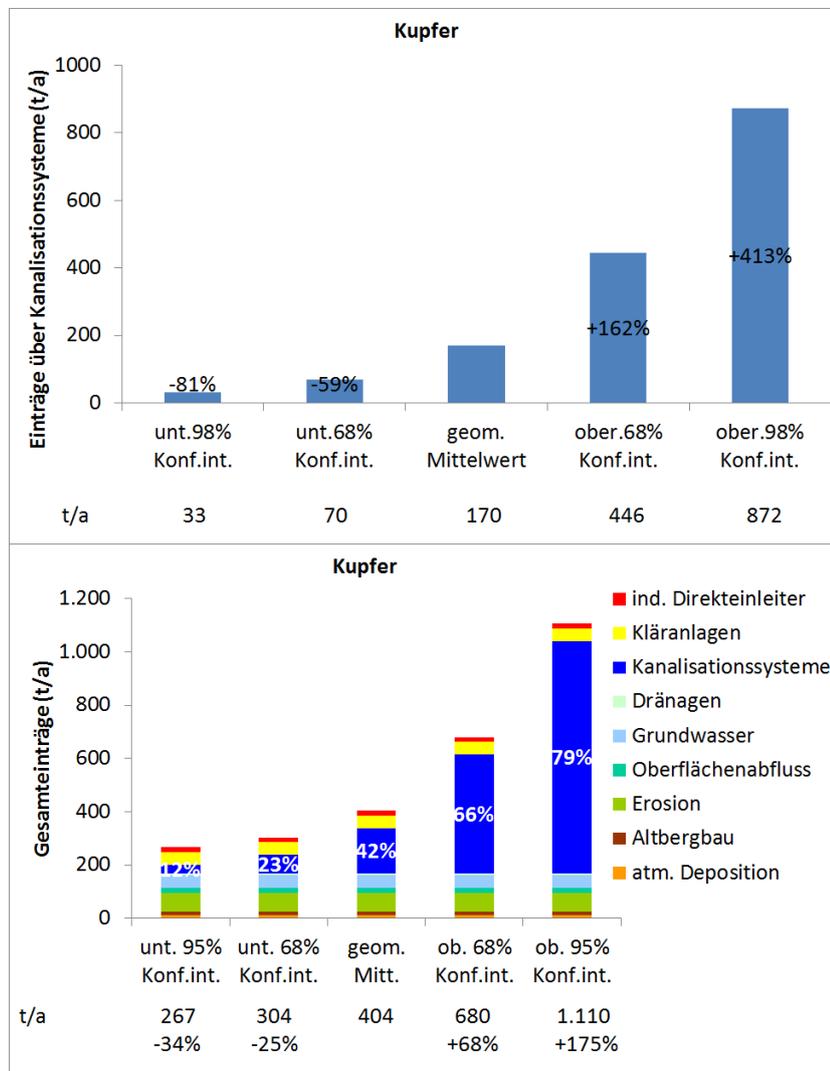


Abbildung 5-21: Kupfer-Einträge des Eintragungspfadess Kanalisationssysteme (oben) bzw. Kupfer-Gesamteinträge (unten) mit unterschiedlichen Unsicherheiten

Die Zink-Einträge über Kanalisationssysteme bewegen sich mit 68%-iger Wahrscheinlichkeit zwischen 327 und 1.800 t/a (Abbildung 5-21, oben). Bezogen auf die mittlere Eintragsituation entspricht dies einer Abnahme um 56 % bzw. einer Zunahme um 139 %. Mit 98%-iger Wahrscheinlichkeit bewegen sie sich zwischen 154 und 4.370 t/a, was einer Abnahme um 79 % bzw. einer Zunahme um 482% im Vergleich zum geometrischen Mittelwert entspricht.

Die Zink-Gesamteinträge bewegen sich mit einer 68 %- bzw. 95 %-igen Wahrscheinlichkeit zwischen 2.010 und 3.480 t/a bzw. zwischen 1.840 und 4.860 t/a, letzteres ist mit einem Rückgang um 24% bzw. einer Zunahme um 100% verbunden (Abbildung 5-22, unten).

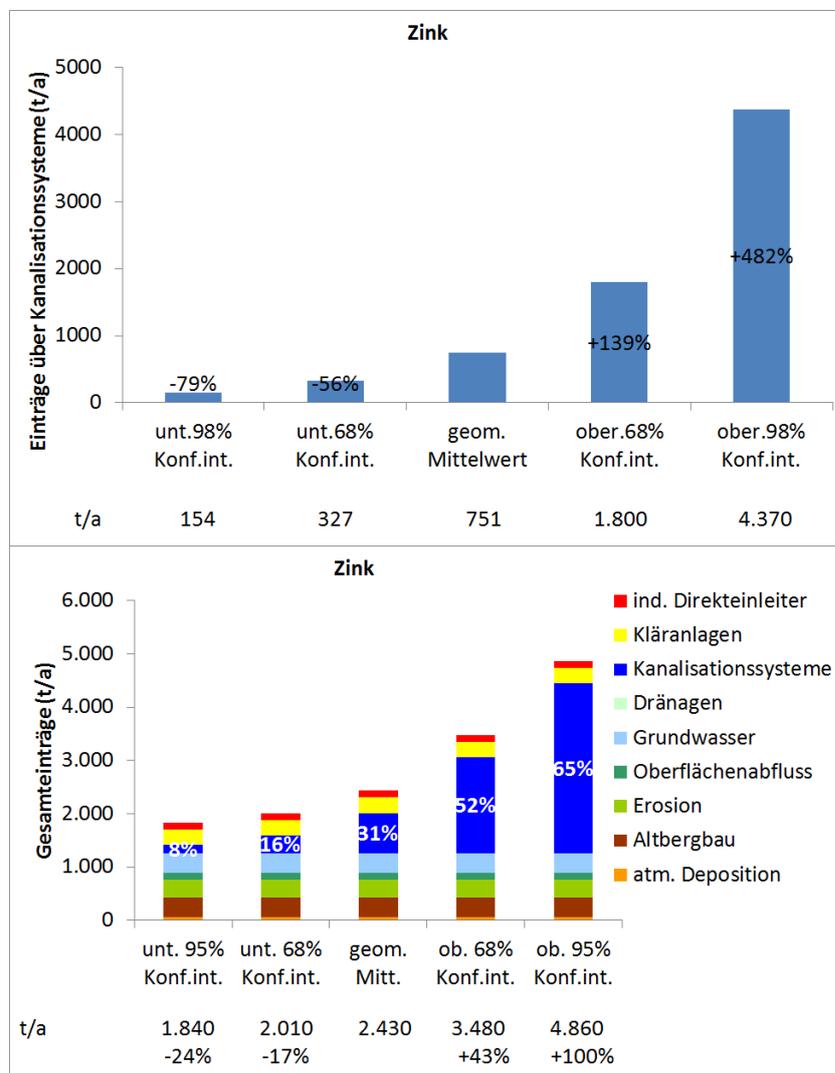


Abbildung 5-22: Zink-Einträge des Eintragspfades Kanalisationssysteme (oben) bzw. Zink-Gesamteinträge (unten) mit unterschiedlichen Unsicherheiten

Ähnlich wie bei Phosphor hat die untere Grenze des jeweiligen Konfidenzintervalls bei den Schwermetallen deutlich geringere Auswirkungen auf die Einträge als die obere Grenze (vgl. hierzu auch die Ausführungen in Abschnitt 3.2.1 und 3.4). Trotz der gleichen Tendenz kann festgestellt werden, dass sich die Konfidenzintervalle in der Modellierung bei Phosphor anders als bei den Schwermetallen auswirken.

Die Phosphor-Ergebnisse reagieren am wenigsten sensibel auf eine Veränderung der Abschwemmrate. Dies ist erstens mit dem vergleichsweise engen Konfidenzintervall, d.h. mit einer geringen Streuung des Phosphor-Datensatzes, verbunden. Zweitens sind die Einträge über versiegelte Flächen in die Kanalisation etwa gleich hoch wie die Einträge von Haushalten (vgl. Abbildung 2-4, S. 9) und nicht deutlich höher als bei den Schwermetallen. Drittens tragen die Kanalisationssysteme im Mittel mit einem Anteil von ca. 13 % am Gesamteintrag vergleichsweise wenig zu den Gesamteinträgen bei, sodass selbst eine Drittelung als untere Grenze bzw. eine Verdreifachung als obere Grenze des 98%igen Konfidenzintervalls der Abschwemmrate (vgl. Tabelle 8-4, Anhang 5: „Europäischer Datensatz“, S. 113) sich lediglich in einer 4%igen Reduktion bzw. in einer 30 %igen Erhöhung der Gesamteinträge widerspiegelt (Abbildung 5-20, unten).

Bei den Schwermetallen hingegen wirkt sich das 98%-Konfidenzintervall deutlich stärker aus. Dies ist in drei Ursachen begründet: erstens in der Tatsache, dass der 95%ige Vertrauensbereich sehr weit ist, was bedeutet, dass die Streuung hoch ist. So beträgt bspw. die untere Grenze bei Kupfer ca. 13 % und bei Zink 16 % des jeweiligen geometrischen Mittelwertes. Die obere Grenze hingegen liegt beim 6,3fachen bzw. 4,4fachen des dazugehörigen geometrischen Mittelwertes (vgl. Tabelle 8-4 im Anhang 5: „Europäischer Datensatz“, S. 113). Zweitens besitzen die Einträge über versiegelte Flächen im Vergleich zu Einträgen über Haushalte oder Indirekteinleiter bei Kupfer und Zink mit > 90 % eine sehr hohe Relevanz (vgl. Abbildung 2-4, S. 9). Drittens machen die Kanalisationssysteme einen relativ hohen Anteil am Gesamt-Schwermetalleintrag (>30%, vgl. Abbildung 2-2, S. 7) aus. Die stärkere Streuung bewirkt im Zusammenspiel mit den beiden anderen Gründen, dass sich die Änderung der Abschwemmrate bei den Schwermetallen stärker niederschlägt (Abbildung 5-21, rechts bzw. Abbildung 5-22, rechts) als bei Phosphor (Abbildung 5-20, rechts).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Daten zu Phosphor als deutlich zuverlässiger einzustufen sind als jene zu Kupfer und Zink. Dies ist v.a. auf eine deutlich niedrigere Streuung um den geometrischen Mittelwert beim Phosphor-Datenkollektiv zurückzuführen. Des Weiteren reagiert Phosphor weniger sensibel auf die Änderung im Eingangsdatum „Abschwemmrate“ als die Schwermetalle. Dies ist neben der vglw. großen Streuung bei den Schwermetallen der Tatsache geschuldet, dass die Schwermetall-Einträge in die Kanalisation zum überwiegenden Teil von versiegelten Flächen herrühren und zweitens die Kanalisationssysteme mit einem Anteil von ca. 35 % an den

Gesamteinträgen das Eintragsgeschehen bei den Schwermetallen dominieren, sodass sich Änderungen in diesem Bereich auch nennenswert auf die Gesamteinträge auswirken. Ausgedrückt durch den 68 %- bzw. 95%-igen Vertrauensbereich ist die Unsicherheit bei Phosphor somit deutlich geringer als bei den Schwermetallen Kupfer und Zink.

Anhand repräsentativer Daten wurde die Modellaussage in Bezug auf diffuse urbane Stoffeinträge verbessert sowie durch eine Unsicherheitenanalyse erweitert. Dieses Kenntnis ist v.a. vor dem Hintergrund eines kosteneffizienten Mitteleinsatzes essenziell, um Entscheidungsbefugten eine belastbare Entscheidungsgrundlage zur Verfügung zu stellen.

5.2.3 Disaggregation der Konzentrationen

Die jährliche Abschwemmrate, die über alle versiegelten Flächen als konstant angenommen wird, kann unter Verwendung der jährlichen Niederschläge für jedes Analysegebiet und eines Abflussbeiwertes in eine standortspezifische Konzentration umgerechnet und somit räumlich disaggregiert werden. Die Ableitung repräsentativer Daten für hydrologische Einheiten kann ein Weg sein, die Eintragsermittlung auf Konzentrationsbasis durchzuführen.

Dieses Vorgehen wurde anhand der Niederschläge 2012 bis 2014 und einem konstanten Abflussbeiwert von 0,5 beispielhaft für die Zink-Konzentration durchgeführt. Die ermittelte Zink-Konzentration bildet dabei die Niederschlagskarte invers ab. Erwartungsgemäß wurden hohe Konzentrationen für mit eher geringeren Niederschlägen und umgekehrt ermittelt (Abbildung 5-23).

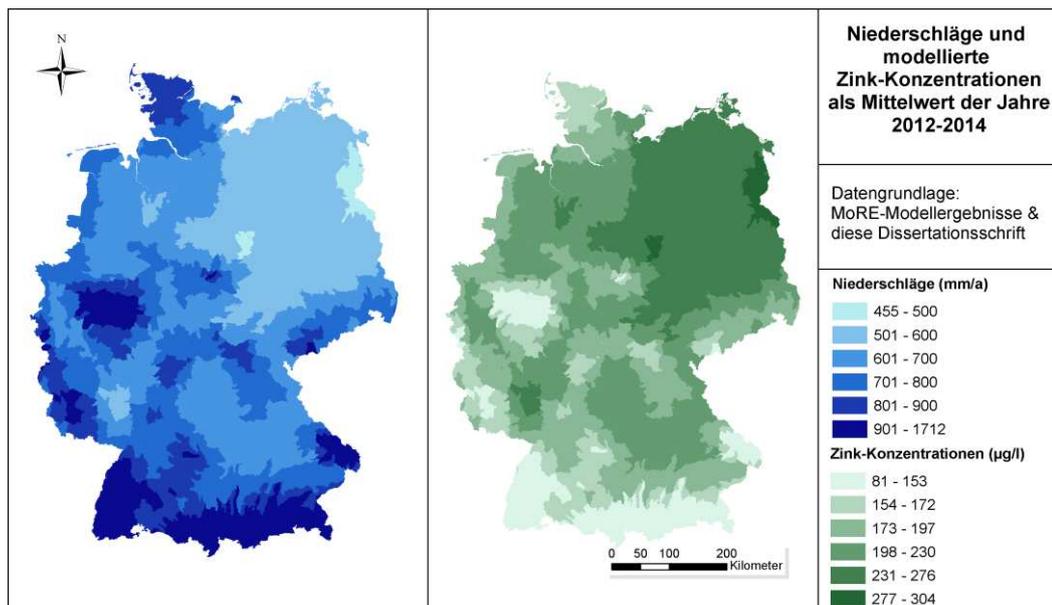


Abbildung 5-23: Beispielhaft regionalisierte Konzentrationen

Ausgehend von diesen Ergebnissen, können anschließend einfache statistische Auswertungen zu den Konzentrationen durchgeführt werden. So lässt sich bspw. anhand Abbildung 5-24 erkennen, dass die Konzentrationen in Deutschland in diesem Fall zwischen 80,7 und 304 $\mu\text{g/l}$ liegen, mit einem Median von 203 $\mu\text{g/l}$. Die anhand der versiegelten Flächen gewichtete Konzentration beträgt 209 $\mu\text{g/l}$ und ist damit quasi mit dem Median identisch. Die mittleren Konzentrationen in Deutschland liegen folglich nahe an dem europäischen Mittelwert von 193 $\mu\text{g/l}$.

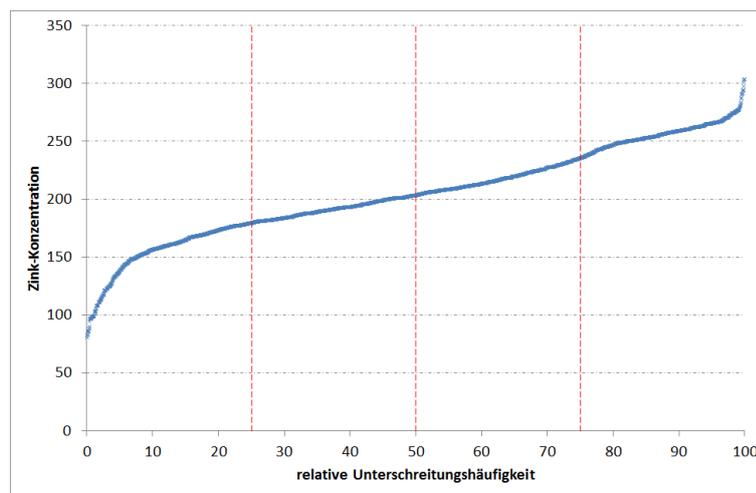


Abbildung 5-24: Relative Unterschreitungshäufigkeit der modellierten Zink-Konzentrationen für Deutschland

5.3 Anwendung auf Kläranlagen

Neben der Anwendung der adäquaten Daten für die diffusen urbanen Einträge von versiegelten Flächen wird die Methodik der abflussgewichteten Mittelwerte auf den Eintragspfad „kommunale Kläranlagen“ angewandt und evaluiert.

Kläranlagen sind nach derzeitigem Kenntnisstand für die Belastung der Oberflächengewässer von hoher Relevanz. So beträgt nach Fuchs et al. (2016a, S. 43–44) ihr Anteil am Gesamteintrag im Zeitraum 2012-2014 im bundesdeutschen Mittel 17 % bzw. 32 % für Stickstoff bzw. Phosphor. In Bezug auf Schwermetalle ist ihre Bedeutung als geringfügiger einzuschätzen, sodass sie lediglich bei den Schwermetallen Kupfer, Nickel und Zink zu einer Relevanz kommen, die bei ca. 10 bis 15% der Gesamteinträge in die Gewässer liegt (Fuchs et al. 2016a, S. 45–47) (vgl. hierzu Abbildung 2-2, S. 7).

Die Datenbasis zu Kläranlagen, die Eintragsmodellierungen üblicherweise zugrunde liegt, besteht bezüglich der Nährstoffeinträge aus Jahresabwassermengen und Jahresmittelwerten der Ablaufkonzentrationen einzelner Anlagen. Zeitlich höher aufgelöste Daten liegen den Betreibern von Kläranlagen vor, diese werden jedoch üblicherweise nicht in

dieser Form an Behörden weiter gegeben. Zur Abschätzung von Schadstoffeinträgen wie bspw. von Schwermetallen liegen stoffliche Daten i.d.R. zu einer sehr beschränkten Anzahl an Anlagen vor, sodass diese Daten für alle Anlagen ohne Daten übernommen werden.

Analog zu den Konzentrationen im Kanalnetz gilt im Falle der Kläranlageneinträge, dass abflussgewichtete Mittelwerte die adäquaten Daten darstellen. Bislang kann keine Aussage dazu gemacht werden, inwiefern die gelieferten Daten sich für eine Massenbilanzierung im Sinne der Stoffeintragsmodellierung eignen. Im Folgenden wird diese Fragestellung anhand von detaillierten Daten erörtert (Abschnitte 5.3.2 bis 5.3.5).

Vor der Durchführung dieser Analyse wird im nächsten Abschnitt 5.3.1 ergänzend zu den Ausführungen in Abschnitt 2 erläutert, wie sich Konzentrationen in Kläranlagenabläufen von Konzentrationen in Abflüssen von versiegelten Flächen unterscheiden und welche Auswirkungen dies auf die Mittelung von Konzentrationen haben kann.

5.3.1 Abflüsse im Regenwasserkanal vs. Abläufe von Kläranlagen

Der in Abschnitt 2 ausgeführte Sachverhalt zum Systemverhalten in Bezug auf die Abflussmenge gilt auch für die Konzentrationen bzw. die Frachten. Abflüsse und Frachten in Regenwasserkanälen unterliegen vor ihrer Einleitung in das Gewässer üblicherweise keiner Pufferung. Kläranlagen hingegen sind so ausgelegt, dass trotz stark schwankender Zulaufkonzentrationen eine vergleichsweise konstante Ablaufkonzentration gewährleistet wird. Natürlich gibt es auch hier Schwankungen, diese fallen jedoch bei Weitem nicht so groß aus wie bei den Regenwasserkanälen.

Beispielhafte Daten zu Konzentrationen sind der folgenden Abbildung 5-25 zu entnehmen. Unten in der Abbildung ist ein Datensatz zu Abflüssen von versiegelten Flächen zu sehen. Während ein Großteil der Tage des aufgeführten Jahres keine Ereignisse aufweist, liegen die Konzentrationen an Niederschlagsereignissen zwischen 0,1 und 2 mg/l, sodass der Faktor zwischen dem Minimum und dem Maximum ca. 20 beträgt.

Mittig in derselben Abbildung ist ein beispielhafter Datensatz zu Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen dargestellt. Für jeden Tag liegt eine Messung vor, der Schwankungsbereich liegt zwischen 0,1 und 0,6 mg/l und ist mit Faktor 6 somit deutlich geringer als im beispielhaften Fall der Abflüsse im Regenwasserkanal.

Der Vollständigkeit halber ist hier noch ein typischer Konzentrationsverlauf in Gewässern abgebildet (Abbildung 5-25, oben), der in Bezug auf die Konzentration kaum Schwankungen aufweist (Max:Min = 4). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Graphik eine 14-tägliche Beprobungsstrategie zugrundeliegt, d.h. für ein Jahr lediglich 25 Messwerte vorliegen.

Die größten Schwankungen in den Konzentrationen kommen folglich – analog zum Abfluss – in den Abflüssen von versiegelten Flächen vor. Kläranlagenabläufe sind deutlich stabiler im Konzentrationsverlauf und in dem betrachteten Datensatz in einem ähnlichen Schwankungsbereich wie Gewässer.

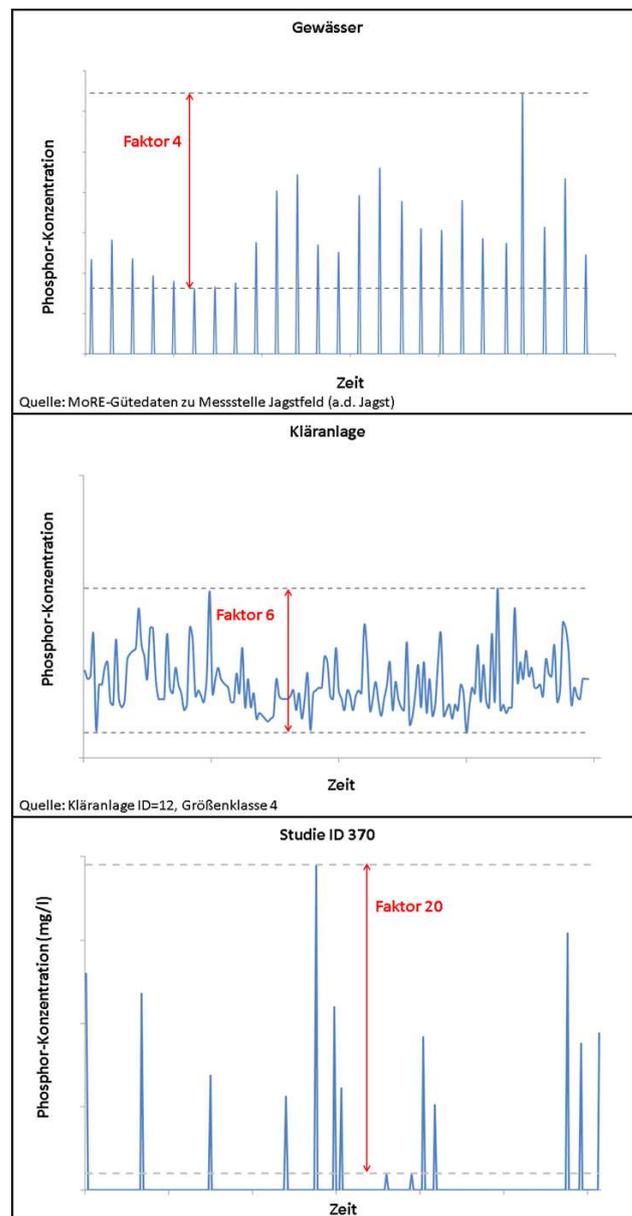


Abbildung 5-25: Beispielhafte Variabilität von Konzentrationen in Gewässersystemen (oben), in Kläranlagenabläufen (Mitte) und im Abfluss von versiegelten Flächen (unten)

Auch Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen sind im Sinne einer Massenbilanz anhand einer abflussgewichteten Mittelung zu berechnen. Aufgrund ihres Systemverhaltens – nämlich der Nivellierung der Ablaufkonzentrationen – wird jedoch vermutet, dass die

abflussgewichtete Konzentration im Ablauf von Kläranlagen vglw. gut über den arithmetischen Mittelwert angenähert werden kann.

5.3.2 Datenbasis zu Kläranlagen

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens „NiddaMan“ wurden neben den arithmetischen Jahresmittelwerten für 15 ausgewählte Kläranlagen Tages-, Wochen- oder Monatsdaten aus den Betriebstagebüchern durch die Kläranlagenbetreiber zur Verfügung gestellt. Zusätzlich dazu wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit entsprechende Daten bei weiteren Kläranlagen im Bundesgebiet angefragt. Leider gab es hierbei lediglich eine Rückmeldung. Die Daten umfassen insgesamt den Zeitraum 2004 bis 2016. Aufgrund einer Geheimhaltungspflicht erfolgt die Darstellung der Auswertung anonymisiert unter Angabe einer ID sowie der der Kläranlage zugeordneten Größenklasse (vgl. Tabelle 5-13).

Tabelle 5-13: Größenklassen der verwendeten Kläranlagen in anonymisierter Form

ID Kläranlage	Größenklasse
KA 1	1
KA 2	1
KA 3	1
KA 4	1
KA 5	4
KA 6	3
KA 7	4
KA 8	1
KA 9	1
KA 10	2
KA 11	4
KA 12	4
KA 13	4
KA 14	4
KA 15	4
KA 16	5

Die verfügbare Datenbasis zu den insgesamt 16 Anlagen war in Bezug auf das Stoffspektrum der physikalisch-chemischen Kenngrößen sehr umfangreich. So lagen bspw. zu den Nährstoffen neben den Gesamt-Stoffgehalten Ablaufkonzentrationen zu diversen Spezies wie Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Phosphat-Phosphor usw. vor. Daten zu Schadstoffen lagen nicht vor. In Hinblick auf die in der Stoffeintragsmodellierung betrachteten Gesamt-Stoffgehalte und in Anbetracht der Relevanz des Ein-

tragspfades „kommunale Kläranlagen“ fiel die Auswahl für die Untersuchung auf den Parameter „gesamter Phosphor“.

Für die Analyse wurden die Daten einheitlich formatiert und zu einem Datensatz zusammengefasst. Je nach Anlage lagen 2h- oder 24h-Mischproben vor. Daten zu 2h-Mischproben lagen für Anlagen der Größenklasse 1, 2 und 4 vor, Daten zu 24h-Mischproben lagen für Anlagen der Größenklasse 1, 3, 4 und 5 vor. Die 2h- und 24h-Mischproben wurden getrennt ausgewertet.

5.3.3 Statistische Verteilung der Daten

Die Darstellung der Einzeldaten jeder Kläranlage in Form log-normaler Wahrscheinlichkeitsdiagramme (Abbildung 5-26 und Abbildung 5-27) zeigt, dass die Ablaufkonzentrationen von Phosphor – sowohl bei den 2h- als auch bei den 24h-Mischproben im eingezeichneten 90%-Perzentil annähernd einer Log-Normalverteilung folgen. Der geometrische Mittelwert, der in diesem Falle prinzipiell zur Anwendung käme, um einen Wert zu ermitteln, der die Daten repräsentiert, ist jedoch nicht verbreitet. Stattdessen wird – wie bereits eingangs erläutert – der arithmetische Jahresmittelwert der Konzentrationen ermittelt und an Behörden berichtet.

Um abzuwägen, ob die bisherige Vorgehensweise den Daten gerecht wird, wird im nachfolgenden Abschnitt der abflussgewichtete Mittelwert gebildet und dem arithmetischen Mittelwert gegenübergestellt.

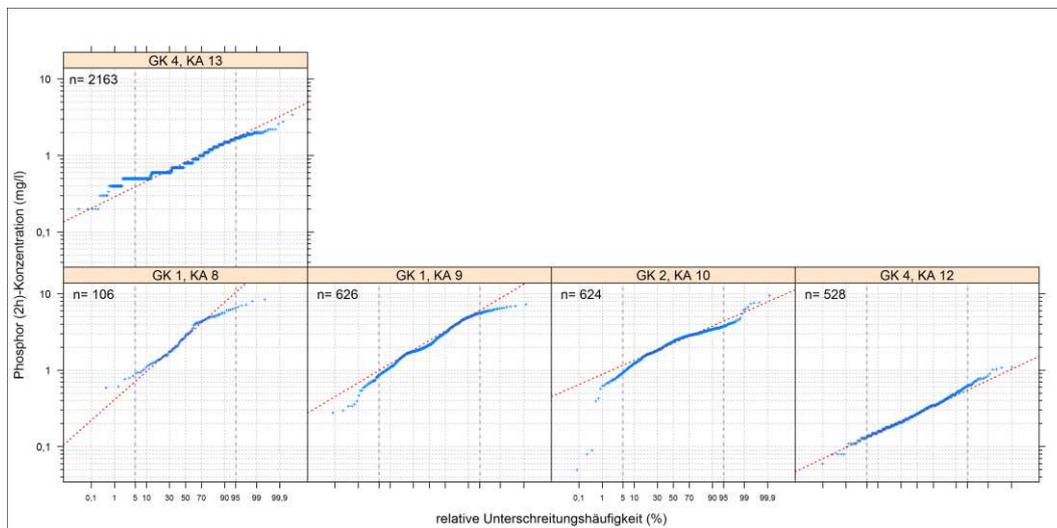


Abbildung 5-26: Log-normale Diagramme der Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus 16 Kläranlagen (2h-Mischproben)

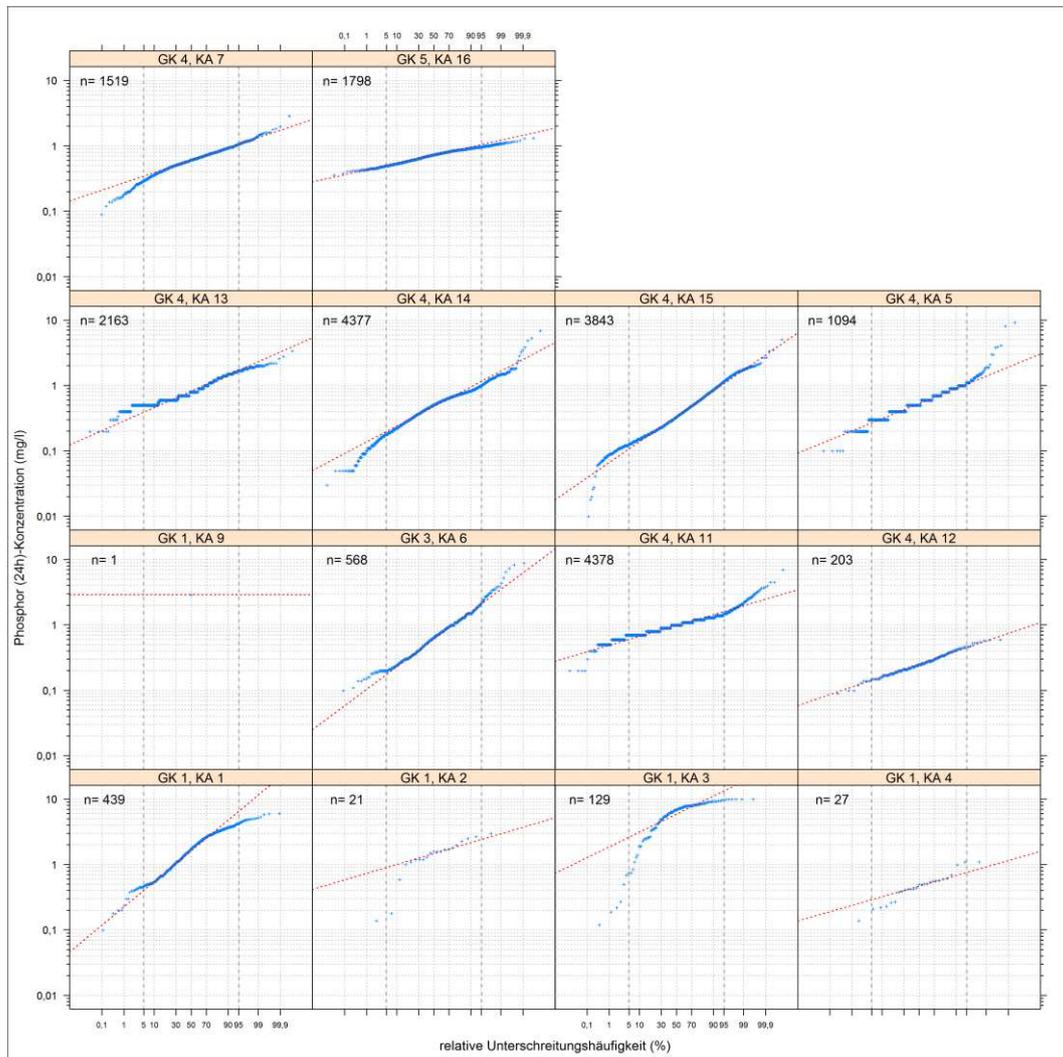


Abbildung 5-27: Log-normale Diagramme der Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus 16 Kläranlagen (24h-Mischproben)

5.3.4 Gegenüberstellung zu den abflussgewichteten Ablaufkonzentrationen

Zur Gegenüberstellung der jährlichen arithmetischen, geometrischen und medianen Ablaufkonzentrationen wurde zunächst die jährliche abflussgewichtete Ablaufkonzentration ermittelt. Hierfür wurde für alle Tage an denen sowohl zur Menge des Kläranlagenablaufs als auch zu dessen Konzentration eine Messung vorlag, eine tägliche Fracht berechnet. Um die abflussgewichtete Konzentration für ein Jahr zu ermitteln, wurden die täglichen Frachten über ein Kalenderjahr aufaddiert und anschließend durch die Summe der Abflüsse an Tagen mit Konzentrationsmessungen dividiert. Dieser abflussgewichtete Mittelwert wird dem arithmetischen, geometrischen und medianen Jahres-

mittelwert graphisch in Form von Streudiagrammen gegenübergestellt (Abbildung 5-28).

Im Fall der 2h-Mischproben (Abbildung 5-28, oben) ist zu beobachten, dass im unteren Konzentrationsbereich der arithmetische Mittelwert sehr gut auf der Winkelhalbierenden liegt, wohingegen der geometrische Mittelwert ca. ab 2 mg/l die bessere Näherung an den abflussgewichteten Mittelwert darstellt.

Im Falle der 24h-Mischproben liegt der arithmetische Mittelwert quasi auf der Winkelhalbierenden (Abbildung 5-28, unten). Sowohl bei den geometrischen als auch medianen Standortmittelwerten hingegen sind größere Abweichungen von der Winkelhalbierenden nach unten zu beobachten. Somit kann im Falle der 24h-Mischproben der arithmetische Standortmittelwert dem abflussgewichteten Mittelwert größtenteils gleichgesetzt werden. Es gibt jedoch einen mittleren Konzentrationsbereich ca. zwischen 1,5 und 2,5 mg/l, welcher bei den arithmetischen Mittelwerten deutlich über der Winkelhalbierenden liegt und durch den geometrischen Mittelwert eine deutlich bessere Annäherung an den abflussgewichteten Mittelwert erfährt.

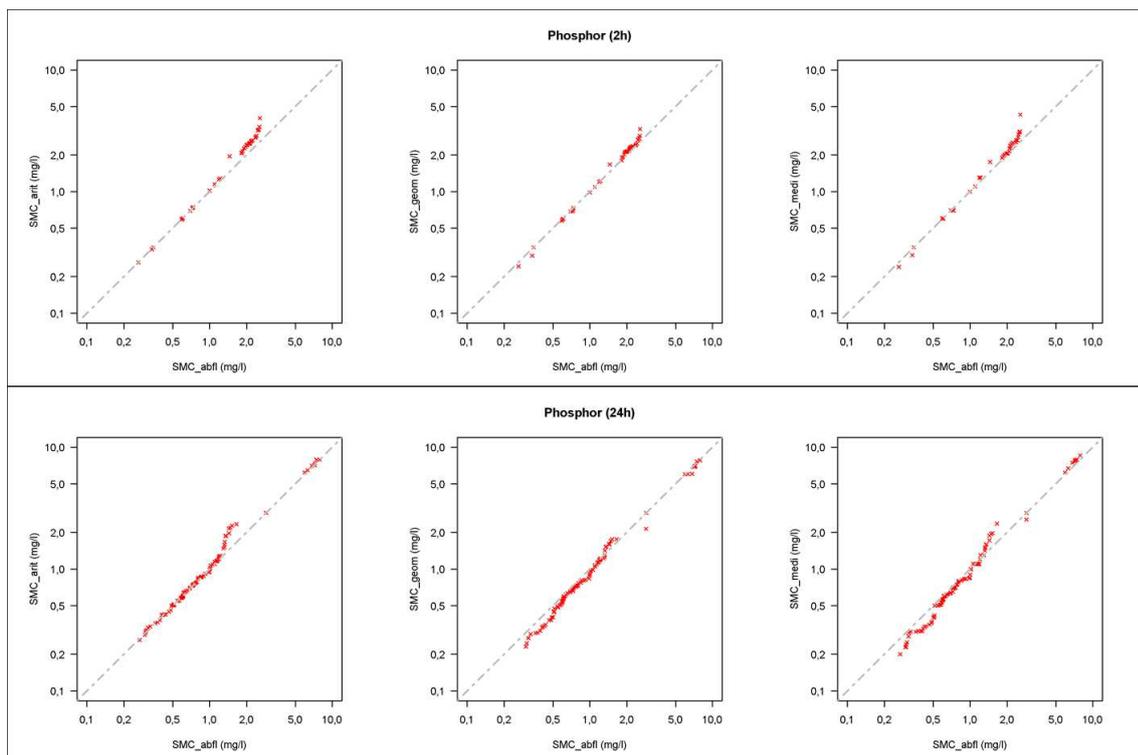


Abbildung 5-28: Gegenüberstellung von arithmetischen, geometrischen und medianen zu abflussgewichteten Jahresmittelwerten von Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus 16 Kläranlagen

Werden bei einer detaillierteren Betrachtung die Informationen zur Größenklasse hinzugezogen, so fällt auf, dass es sich bei den Abweichungen des arithmetischen Mittel-

wertes von der Winkelhalbierenden ausschließlich um Daten aus Kläranlagen der Größenklasse 1 handelt (Abbildung 5-29, linke Spalte). Dies gilt sowohl für die 2h- als auch die 24h-Mischproben. In diesem Fall lässt der geometrische Jahresmittelwert (Abbildung 5-29, mittlere Spalte) die Konzentrationen der Anlagen der Größenklasse 1 näher an die Winkelhalbierende rücken.

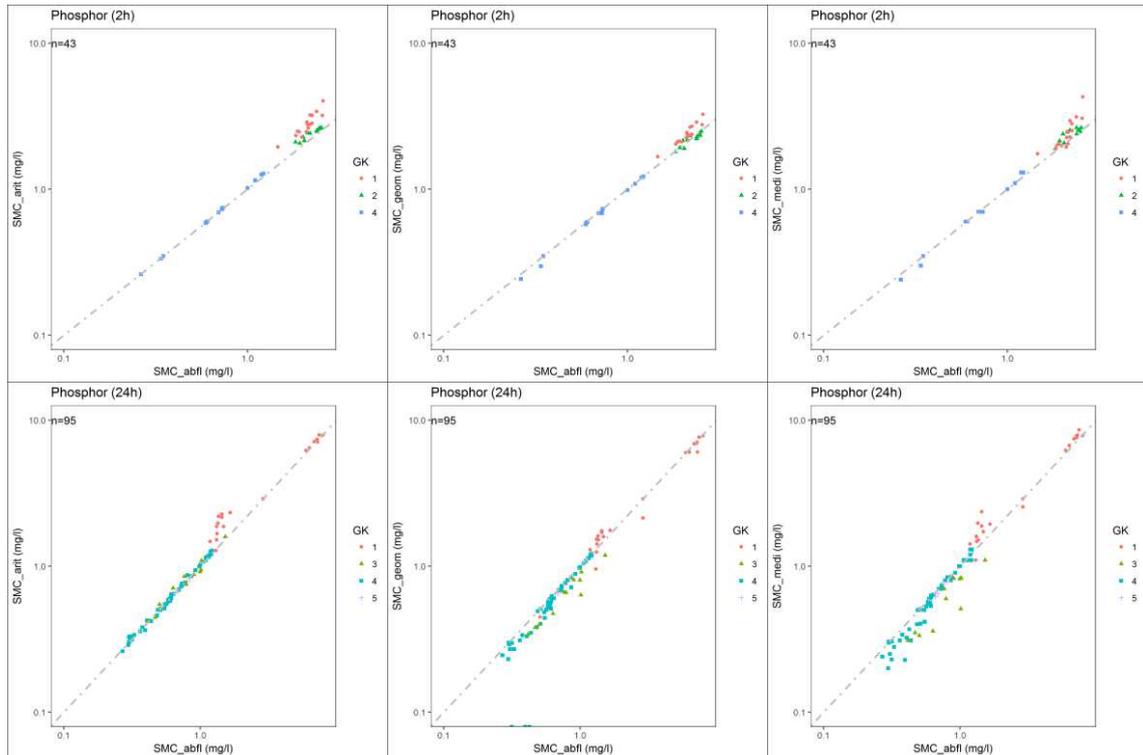


Abbildung 5-29: Gegenüberstellung von arithmetischen, geometrischen und medianen zu abflussgewichteten Jahresmittelwerten von Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus 16 Kläranlagen mit deren Größenklasse

5.3.5 Fazit

Analog zu den Abflüssen in Regenwasserkanälen ist der abflussgewichtete Mittelwert die beste Datenbasis für die Ermittlung von Einträgen über Kläranlagen. Die durchgeführten Untersuchungen zeigen jedoch, dass die eingangs in Abschnitt 5.3.1 aufgrund des Systemverhaltens der Kläranlagen aufgestellte Hypothese bestätigt wurde. Somit stellt der jährliche arithmetische Mittelwert der Ablaufkonzentrationen einzelner Anlagen eine gute Annäherung an den abflussgewichteten Mittelwert dar. Dieser ist folglich in der Bilanzierung der Einträge über kommunale Kläranlagen als adäquat anzusehen.

Eine Ausnahme hiervon bilden im vorhandenen Datensatz die Anlagen der Größenklasse 1. Der arithmetische Mittelwert liegt hier teilweise deutlich über dem abflussgewichteten Mittelwert. Dies ist u.a. der Tatsache geschuldet, dass die kleineren Kläranlagen die

Schwankungen im Zulauf schlechter ausgleichen, sodass von der Tendenz her ein ähnliches Verhalten wie bei Regenwasserkanälen zu sehen ist. Der arithmetische Mittelwert eignet sich folglich im Falle kleiner Anlagen nicht mehr, wenn die Daten zur Flussgebietsmodellierung eingesetzt werden sollen, da dieser teils deutlich über dem abflussgewichteten Mittel liegt und somit die Einträge rechnerisch überschätzen würde. Dies ist im nationalen Kontext nicht relevant, lokal können kleine Kläranlagen jedoch durchaus eine Rolle spielen. Hier ermöglicht der geometrische Mittelwert aussagekräftigere Ergebnisse, falls der abflussgewichtete Mittelwert nicht ermittelt werden kann.

Aus den Ausführungen zu Abflüssen von versiegelten Flächen, zu Kläranlagenabläufen und zu Abflüssen in Gewässern können Empfehlungen für das Monitoring von Konzentrationen in urbanen Abflusskomponenten und in Gewässern ausgesprochen werden. Diese sind in Anhang 6: „Empfehlungen für das Monitoring“ (S. 114ff) erläutert.

Im folgenden Abschnitt 6 wird die vorliegende Dissertationsschrift zusammengefasst und ein kurzer Ausblick auf zukünftige Entwicklungen gegeben.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Diffuse Verschmutzung durch menschliche Aktivitäten stellt nach wie vor eine große Herausforderung für den Gewässerschutz dar. Zur Identifikation überregionaler strategischer Maßnahmen, die eine Reduktion solcher Stoffeinträge herbeiführen sollen, werden Flussgebietsmodelle wie bspw. MoRE betrieben.

Aktuelle MoRE-Forschungsergebnisse heben die Stoffeinträge aus Siedlungsgebieten als äußerst relevant hervor. Vor dem Hintergrund dieser Abschätzungen ergibt sich die Notwendigkeit, belastbare Daten zur Abschätzung von Frachten in den unterschiedlichen urbanen Abflusskomponenten zur Verfügung zu stellen und damit die für die Eintragsmodellierung genutzte Datenbasis zu konsolidieren. An diesem Punkt setzt die vorliegende Untersuchung an. So war es Ziel der Arbeit, repräsentative Konzentrationen für die Modellierung diffuser urbaner Einträge in die Gewässer abzuleiten.

Im Gegensatz zu punktförmigen urbanen Einträgen (z. B. kommunale Kläranlagen) gibt es zu diffusen urbanen Einträgen keine flächendeckenden und standardisierten Messprogramme. Aus diesem Grund greift die Eintragsmodellierung auf Flussgebietsebene immer auf publizierte Werte zurück. Bei der Ableitung repräsentativer Daten besteht dabei die besondere Herausforderung darin, einen Transfer der Messdaten zu gewährleisten, indem die Prozesse in den urbanen Abflusskomponenten, die sich in der Zeit- und Raumskala von Minuten und Zentimetern abspielen können, zeitlich auf Jahre und räumlich auf Flussgebiete extrapoliert werden.

Zur Erreichung des gesetzten Ziels wurde zunächst eruiert, welche Daten für die Eintragsmodellierung mit MoRE in Frage kommen. Dies wurde anhand der Eignung der Daten zur Erstellung von Massenbilanzen und unter Berücksichtigung des derzeit umgesetzten Ansatzes in MoRE untersucht. Im Ergebnis wird empfohlen, bei der Auswertung von Konzentrationen in urbanen Abflusskomponenten die Art der Abflusskomponente sowie die Art des Zentralwertes zu berücksichtigen, da diese Kriterien entscheidend für die Aussage der Daten sind. Als weiteres Ergebnis der Erörterung wird nahe gelegt, in der Eintragsmodellierung auf Flussgebietsebene abflussgewichtete Standortmittelwerte von (Regenwasser-)Kanalkonzentrationen zu verwenden, da diese dem derzeit umgesetzten Ansatz in MoRE am besten entsprechen. Folglich wurden zwei Arbeitshypothesen formuliert, die anhand statistischer Untersuchungen überprüft wurden. Zur Untersuchung der Hypothesen wurden die Parameter TSS, Phosphor, Kupfer und Zink ausgewählt.

Als erste Hypothese wurde geprüft, ob die Konzentrationen in Kanalabflüssen sich von jenen in Verkehrsflächenabflüssen unterscheiden. Da dieser Stichprobenvergleich deut-

liche Hinweise darauf gibt, wurden die Kanalabflüsse in einem nächsten Schritt weiter in Abhängigkeit von der Art ihres Zentralwertes in Teilkollektive unterteilt. Anschließend wurde ein zweiter Stichprobenvergleich durchgeführt, bei dem Kanalkonzentrationen von abflussgewichteten Standortmittelwerten mit abflussgewichteten Ereignismittelwerten sowie mit arithmetischen, geometrischen und medianen Standortmittelwerten von Kanalkonzentrationen verglichen wurden. Auch bei diesem Vergleich gab es sehr deutliche Hinweise auf Unterschiede. Dies gilt insbesondere für den Parameter TSS, der als Vertretersubstanz partikulär gebundener Stoffe eine besonders umfangreiche Datenbasis aufweist. Hier konnte in drei von vier Datensätzen ein statistisch signifikanter Unterschied abflussgewichteter Standortmittelwerte von anderen Zentralwertarten gedeutet werden.

Generell muss bei den Stichprobenvergleichen darauf hingewiesen werden, dass die Unterschiede nicht allein vom tatsächlichen Eintragsmuster und Stoffaustrag herrühren, sondern ihr Ursprung auch in unterschiedlichen Infrastrukturen, Probenahmen und Messmethoden in den verschiedenen Messkampagnen zu sehen ist.

Im letzten Schritt der statistischen Analyse wurden aus dem Datensatz zu abflussgewichteten Standortmittelwerten von Kanalabflüssen die europäischen Daten extrahiert. Als repräsentativer Zentralwert wurde der geometrische Mittelwert ausgewiesen und ermittelt. Dies ist somit die erste Datenbasis, die adäquate Daten für die Stoffeintragsmodellierung auf Flussgebietsebene in europäischen Einzugsgebieten zur Verfügung stellt. Der Vergleich mit den derzeit in MoRE eingesetzten Datengrundlagen zeigt, dass die neu abgeleiteten Daten für Phosphor, Kupfer und Zink tendenziell eher niedriger sind. Zur Unsicherheitenanalyse in der Modellierung wurde jeweils ein Konfidenzintervall von 68 % und 95 % des Zentralwertes berechnet.

Anhand dieser Daten wurde eine Eintragsmodellierung in MoRE durchgeführt und die Ergebnisse dem letzten Modellstand für die Jahre 2012-2014 gegenübergestellt. Trotz teilweise hoher prozentualer Änderungen beim Eintragspfad Kanalisationssysteme, ändert sich das Eintragsmuster der Gesamteinträge nicht relevant. Neben der Modellierung der mittleren Eintragungssituation wurden anhand der ermittelten Konfidenzintervalle erstmals Unsicherheiten in der Modellierung diffuser urbaner Einträge implementiert. Unter Verwendung der oberen bzw. unteren Grenzen des 68%-igen und 95%-igen Konfidenzintervalls konnte aufgezeigt werden, wie die Relevanz der einzelnen Eintragspfade variieren kann. Die Unsicherheitenanalyse zeigt, dass die Daten zu Phosphor als zuverlässiger einzustufen sind als jene zu Kupfer und Zink. Dies ist v.a. auf eine deutlich niedrigere Streuung um den geometrischen Mittelwert beim Phosphor-Datenkollektiv zurückzuführen. Der Vergleich deckt zudem weiter auf, dass die Schwermetalle Kupfer und Zink sensitiver auf die Veränderung der Abschwemmrate reagieren. Dies ist neben ihrer vglw. großen Streuung der Tatsache geschuldet, dass erstens die Einträge in die Kanalisation zum überwiegenden Teil von versiegelten Flä-

chen herrühren und zweitens die Kanalisationssysteme mit einem Anteil von ca. 35 % an den Gesamteinträgen das Eintragungsgeschehen dominieren, sodass sich Änderungen in diesem Bereich in nennenswertem Umfang auf die Gesamteinträge auswirken.

Zusammenfassend kann festgehalten werden: Bleibt der derzeitige Modellansatz in MoRE bestehen, sollten im Rahmen weiterer Aktualisierungsarbeiten gezielt abflussgewichtete Standortmittelwerte im Regenwasserkanal recherchiert werden. Des Weiteren können abflussgewichtete Ereignismittelwerte hilfreich sein, anhand derer abflussgewichtete Standortmittelwerte selbst ermittelt werden können. Hierfür ist neben den jeweiligen Konzentrationsdaten die Angabe zur Höhe des dazugehörigen Abflusses erforderlich.

Die Aussagen, die in Bezug auf die diffusen urbanen Abflusskomponenten getroffen wurden, lassen sich nicht auf punktförmige urbane Abflusskomponenten (z. B. Kläranlagenabläufe) übertragen. Dies ist v.a. in dem unterschiedlichen Systemverhalten der beiden Abflusskomponenten zu sehen. Aus diesem Grund wurden detaillierte Daten zu Kläranlagenabläufen in ihrer Eignung zur Erstellung von Massenbilanzen untersucht. Dabei wurde gezeigt, dass bei Kläranlagenabläufen der abflussgewichtete Standortmittelwert, der auch in diesem Fall der best geeignete Zentralwert ist, größtenteils in guter Näherung durch den arithmetischen Standortmittelwert abgebildet werden kann. Kläranlagenabläufe verhalten sich somit grundlegend verschieden zu diffusen urbanen Abflüssen.

Anhand repräsentativer Daten wurde die Modellaussage in Bezug auf diffuse urbane Stoffeinträge verbessert sowie durch eine Unsicherheitenanalyse erweitert. Die Kenntnis zum mittleren Eintragungsgeschehen und zu möglichen Spannbreiten von Eintragungspfaden ist essenziell, um vor dem Hintergrund eines kosteneffizienten Mitteleinsatzes Entscheidungsbefugten eine belastbare Grundlage zur Verfügung zu stellen.

Im Rahmen zukünftiger Arbeiten kann es sinnvoll sein, zusätzlich zur Art der Abflusskomponente und des Zentralwertes das Datenkollektiv in Bezug auf anthropogene Nutzung oder hydrologische Einheiten zu unterteilen. Zur Klassifikation der versiegelten Flächen bezüglich der Nutzung steht auf europäischer Ebene bspw. von eurostat (op. 2012) ein Datensatz zur Verfügung, der auf der administrativen Ebene NUTS 3¹ drei verschiedene Klassen ausweist. Die Einteilung der Konzentrationen kann anhand der in der Datensammlung vorhandenen Metadaten vorgenommen werden.

Die Ableitung repräsentativer Daten für hydrologische Einheiten hingegen könnte ein Weg sein, der von der derzeitigen Umsetzung der Ansätze anhand von Abschwemmraten hin zu einer Eintragsermittlung auf Konzentrationsbasis führt und wurde beispielhaft an Zink-Konzentrationen durchgeführt.

¹ NUTS 3 entspricht in Deutschland den Kreisen und kreisfreien Städten.

Nicht zuletzt könnten neben der Unsicherheit des Zentralwertes weitere Unsicherheiten in der Datenauswertung berücksichtigt werden. Neben einer groben Überschlagung der Unsicherheiten bei der Probenahme und im Labor in Bezug auf Einzelereignismittelwerte, wie dies bspw. von Dittmer (2009) exerziert wird, ist hier insbesondere Kenntnis darüber von Vorteil, welchen Anteil des Jahresniederschlags eines Untersuchungsortes eine Studie repräsentiert, d.h. im Umkehrschluss, zu welchem Anteil folglich Daten fehlen.

Die Überblicksmodellierung mit MoRE kann die Basis für die Priorisierung von überregional bedeutsamen Maßnahmen bilden. Konkrete lokale Maßnahmen erfordern neben einer ersten Überblicksmodellierung ein repräsentatives Monitoring vor Ort, das bei der Probenahme im Feld oder spätestens bei der Probenmischung im Labor die Information über die Höhe des Abflusses integriert. Damit die so gewonnenen Daten auch für die Eintragsmodellierung eingesetzt werden können, wurden in Anhang 6: „Empfehlungen für das Monitoring“ (S. 114ff) Hinweise zum Monitoring zusammengefasst.

7 Literaturverzeichnis

- Athayde, D. N.; Shelley, P. E.; Driscoll, E. D.; Gaboury, D.; Boyd Gail (1983a): Results of the Nationwide Urban Runoff Program. Executive Summary. Washington, D.C: U.S. Environmental Protection Agency, Water Planning Division; Springfield, Va.; reproduced by NTIS (No. PB 84-185545). Online verfügbar unter https://www3.epa.gov/npdes/pubs/sw_nurp_exec_summary.pdf.
- Athayde, D. N.; Shelley, P. E.; Driscoll, E. D.; Gaboury, D.; Boyd Gail (1983b): Results of the Nationwide Urban Runoff Program. Final Report. Washington, D.C: U.S. Environmental Protection Agency, Water Planning Division; Springfield, Va.; reproduced by NTIS (No. PB 84-185552). Online verfügbar unter http://www.epa.gov/npdes/pubs/sw_nurp_vol_1_finalreport.pdf.
- Behera, P.; Li, J.; Adams, B. J. (2000): Characterization of Urban Runoff Quality: A Toronto Case Study. In: *JWMM*, S. 225–247.
- Behrendt, H.; Huber, P.; Kornmilch, M.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Unter Mitarbeit von W. Pagenkopf, Martin Bach und Ulrike Schweikart, 1. Aufl. 1 Band. Berlin: Umweltbundesamt (UBA-Texte, 75/99).
- Brodie, I. M.; Dunn, P. K. (2009): Suspended particle characteristics in storm runoff from urban impervious surfaces in Toowoomba, Australia. In: *Urban Water Journal* 6 (2), S. 137–146.
- Brombach, H.; Fuchs, S. (2002): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen. Abschlussbericht, Langfassung ; gefördert durch ATV-DVMK-Forschungsfonds 2001, Projekt: 1-01. Hennef: ATV-DVMK.
- Brombach, H. (2013): Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. In: *KA : Korrespondenz Abwasser, Abfall ; Organ der DWA* 60 (12), S. 1044–1053.
- Buren, M. A. van; Watt, W. E.; Marsalek, J. (1997): Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters. In: *Water Research* 31 (1), S. 95–104. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135496002461>.
- Charbeneau, R. J.; Barrett, M. E. (1998): Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads. In: *water environ res* 70 (7), S. 1295–1302.
- Clara, M.; Hochedlinger, G.; Weiß, S.; Windhofer, G.; Hanefeld, W.; Scheffknecht, C.; Zessner, M. (2014): Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach. Projektbericht. Unter Mitarbeit von Alexandra Freudenschuß, Oliver Gabriel, Sandra Kulcsar, Andrea Sitka, Werner Bader, Florineth et al. Wien, Bregenz, 2014. Online verfügbar unter

- <http://www.vorarlberg.at/pdf/modellierungezgdornbirne2.pdf>, zuletzt geprüft am 12.02.2015.
- Dittmer, U. (2009): Erfassung von Qualitätsparametern im Regenwasserabfluss - Unsicherheiten und Aufwand. In: Johannes Pinnekamp und Verena Kölling (Hg.): 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Vom 18.3. - 20.3.2009 im Eurogress Aachen. Aachen: Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 217), 28/1 - 28/15.
- Duncan, H. P. (1999): Urban stormwater quality: A statistical overview. Clayton, Vic.: CRC for Catchment Hydrology (Research report / Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 99/3). Online verfügbar unter <http://www.ewater.org.au/archive/crcch/archive/pubs/pdfs/technical199903.pdf>.
- Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Wasser-rahmenrichtlinie.
- Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Umweltqualitätsnormenrichtlinie.
- Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (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 Text von Bedeutung für den EWR. Online verfügbar unter <http://data.europa.eu/eli/dir/2013/39/oj>.
- European Geosciences Union (Hg.) (2015): Geophysical Research Abstracts, EGU2015-12604. General Assembly 2015. Vienna, Austria, 12.-17. April 2015. 1 Band (Vol. 17). Online verfügbar unter <http://www.geophysical-research-abstracts.net/egu2015.html>.
- eurostat (Hg.) (op. 2012): Eurostat regional yearbook 2012. Focus on territorial typologies. eurostat. Luxembourg: Publications Office of the European Union (Statistical books). Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Urban-rural_typology.
- eurostat (op. 2012): Focus in territorial typologies. Chapter 14. In: eurostat (Hg.): Eurostat regional yearbook 2012. Focus on territorial typologies. Luxembourg: Publications Office of the European Union (Statistical books), S. 193–201.
- Fassman, E. (2012): Stormwater BMP treatment performance variability for sediment and heavy metals. Technology for Sustainable Water Environment. In: *Separation and Purification Technology* 84 (0), S. 95–103. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586611003832>.

- Francey, M.; Fletcher, T. D.; Deletic, A.; Duncan, H. (2010): New Insights into the Quality of Urban Storm Water in South Eastern Australia. In: *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING* 136 (4), S. 381–390.
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D. et al. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA-Texte, 45/2010). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4017.pdf>.
- Fuchs, S.; Wander, R.; Weber, T.; Hilgert, S.; Scherer, U.; Ihringer, J.; Höllering, S. (2012): Methodische Optimierung von Modellansätzen zur Schadstoffbilanzierung in Flussgebietseinheiten zur Förderung der Umsetzungsstrategie zur Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht. Karlsruhe: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung KIT. Online verfügbar unter <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000051892>.
- Fuchs, S.; Dimitrova, S.; Wander, R.; Kittlaus, S.; Reid, L. (2016a): Aktualisierung der Stoffeintragsmodellierung (Regionalisierte Pfadanalyse) für die Jahre 2012 bis 2014. Karlsruhe, 2016.
- Fuchs, S.; Weber, T.; Wander, R.; Toshovski, S.; Kittlaus, S.; Reid, L. et al. (2016b): Ermittlung der Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen unter WRRL mit Hilfe des Bilanzmodells MONERIS. Kurztitel: "Maßnahmeneffizienz". Forschungskennzahl 3711 21 220. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA Texte).
- Fuchs, S.; Wander, R.; Weber, T.; Toshovski, S.; Kittlaus, S.; Kiemle, L. et al. (2017): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies: An Open-source River Basin Management System. Under Review. In: *Water*.
- Göbel, P.; Dierkes, C.; Coldewey, W. G. (2007): Storm water runoff concentration matrix for urban areas. In: *Journal of contaminant hydrology* 91 (1-2), S. 26–42.
- Groß, J. (2010): Grundlegende Statistik mit R. Eine anwendungsorientierte Einführung in die Verwendung der Statistik Software R. Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag / GWV Fachverlage GmbH Wiesbaden. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-8348-9677-3>.
- HELCOM (1992): Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area (Helsinki Convention). Online verfügbar unter http://helcom.fi/Documents/About%20us/Convention%20and%20commitments/Helsinki%20Convention/1992_Convention_1108.pdf.
- Helsel, D. R.; Hirsch, R. M. (2002): Statistical Methods in Water Resources. Techniques of Water Resources Investigations, Book 4, chapter A3. Online verfügbar unter <http://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/html/toc.html>.
- Hillenbrand, T.; Toussaint, D.; Böhm, E.; Fuchs, S.; Scherer, U.; Rudolphi, A.; Hoffmann, M. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Unter Mitarbeit von Johannes Kreißig und Christine Kotz, 1. Aufl. 1 Band. Dessau (TEXTE, 19/05).

- Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Menger-Krug, E.; Marscheider-Weidemann, F.; Fuchs, S.; Toshovski, S. et al. (2016): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikro-schadstoffen in die Gewässer. Ergebnisse, Projektphase 2. in Vorbereitung. 60/2016. Dessau-Roßlau, 2016. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/massnahmen-zur-verminderung-des-eintrages-von-1>.
- Huber, W. C. (1992): Contaminant transport in surface water. In: David R. Maidment (Hg.): Handbook of hydrology. New York: McGraw-Hill, S. 14.
- Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J.; Nielsen, A. H. (2010): Urban and highway stormwater pollution. Concepts and engineering. Boca Raton, FL: CRC Press/Taylor & Francis.
- Kittlaus, S.; Fuchs, S. (2015): Using large volume samplers for the monitoring of particle bound micro pollutants in rivers. In: European Geosciences Union (Hg.): Geophysical Research Abstracts, EGU2015-12604. General Assembly 2015. Vienna, Austria, 12.-17. April 2015. 1 Band (Vol. 17). Online verfügbar unter <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000047088>.
- Limpert, E.; Stahel, W. A.; Abbt, M. (2001): Log-normal distributions across the sciences: Keys and clues. In: *BioScience* 51 (5), S. 341–352.
- Maestre, A.; Pitt, R.; Durrans, S. R.; Chakraborti, S. (2004): Stormwater quality descriptions using the three parameter lognormal distribution. Online verfügbar unter <http://rpitt.eng.ua.edu/Research/ms4/Paper/maestre%20pitt%202004%20ds%20DRAFT.pdf>.
- Maidment, D. R. (Hg.) (1992): Handbook of hydrology. New York: McGraw-Hill. Online verfügbar unter <http://www.cabdirect.org/abstracts/19931982569.html;jsessionid=B9A263421AC1907D3E72BC28880EF98B?freeview=true>.
- Maniquiz-Redillas, M. C.; Mercado, J. M. R.; Kim, L.-H. (2013): Determination of the number of storm events representing the pollutant mean concentration in urban runoff. In: *Desalination and Water Treatment* 51 (19-21), S. 4002–4009. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2013.781002>.
- May, D.; Sivakumar, M. (2009): Optimum number of storms required to derive site mean concentrations at urban catchments. In: *Urban Water Journal* 6 (2), S. 107–113.
- Mayer, T.; Rochfort, Q.; Marsalek, J.; Parrott, J.; Servos, M.; Baker, M. et al. (2011): Environmental characterization of surface runoff from three highway sites in Southern Ontario, Canada: 1. Chemistry. In: *Water Quality Research Journal of Canada* 46 (2), S. 110.
- Mitchell, G.; McDonald, A.; Lockyer, J. (2001): The Quality of Urban Stormwater in Britain and Europe: Database and Recommended Values For Strategic Planning Models, 2001. Online verfügbar unter <http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/nps/reports.htm>.
- Mitchell, G. (2005): Mapping hazard from urban non-point pollution: a screening model to support sustainable urban drainage planning. In: *Journal of Environmental Management* 74 (1), S. 1–9.

- 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.
- Neitzel, V. (2007): Zur Berechnung von Frachten in fließenden Wässern. In: Wasserchemische Gesellschaft (Hg.): Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft – Fachgruppe in der Gesellschaft Deutscher Chemiker. Berlin, S. 119–122.
- OSPAR (1992): Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Online verfügbar unter http://www.ospar.org/site/assets/files/1290/ospar_convention_e_updated_text_in_2007_n_o_revs.pdf.
- Pinnekamp, J.; Kölling, V. (Hg.) (2009): 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Vom 18.3. - 20.3.2009 im Eurogress Aachen. Technische Hochschule Aachen; Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen: Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 217).
- R Core Team (2016): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R version 3.3.1 (2016-06-21). Vienna, Austria. Online verfügbar unter <https://www.R-project.org>.
- RStudio Team (2015): RStudio: Integrated Development for R. Version 0.99.903. Boston, MA. Online verfügbar unter <http://www.rstudio.com/>.
- Sansalone, J. J.; Buchberger, S. G. (1997): Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. In: *J. Environ. Eng.* 123 (2), S. 134–143.
- Sarkar, D. (2008): Lattice. Multivariate Data Visualization with R. New York, NY, Berlin, Heidelberg: Springer (Use R!).
- Tu, H.-Y. (2015): Ermittlung von Einträgen in die Gewässer über Mischwasserüberläufe anhand Langzeitsimulationen unter Verwendung von best geeigneten stofflichen Eingangsdaten. Diplomarbeit. Karlsruher Institut für Technologie, Karlsruhe. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft;
- Venohr, M.; Hirt, U.; Hofmann, J.; Opitz, D.; Gericke, A.; Wetzig, A. et al. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. In: *International Review of Hydrobiology* 96 (5), S. 435–483.
- Wander, R. (2004): Quellenbezogene Analyse und Quantifizierung der Schmutzstofffrachten im Trockenwetter- und Regenwasserabfluss von Kanalisationssystemen. 1. Aufl. 1 Band. Karlsruhe.
- Wasserchemische Gesellschaft (Hg.) (2007): Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft – Fachgruppe in der Gesellschaft Deutscher Chemiker. Berlin.
- Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Habilitationsschrift. Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft.
- Yap, B. W.; Sim, C. H. (2011): Comparisons of various types of normality tests. In: *Journal of Statistical Computation and Simulation* 81 (12), S. 2141–2155.

8 Anhang

8.1 Anhang 1: „Berechnungsansätze“

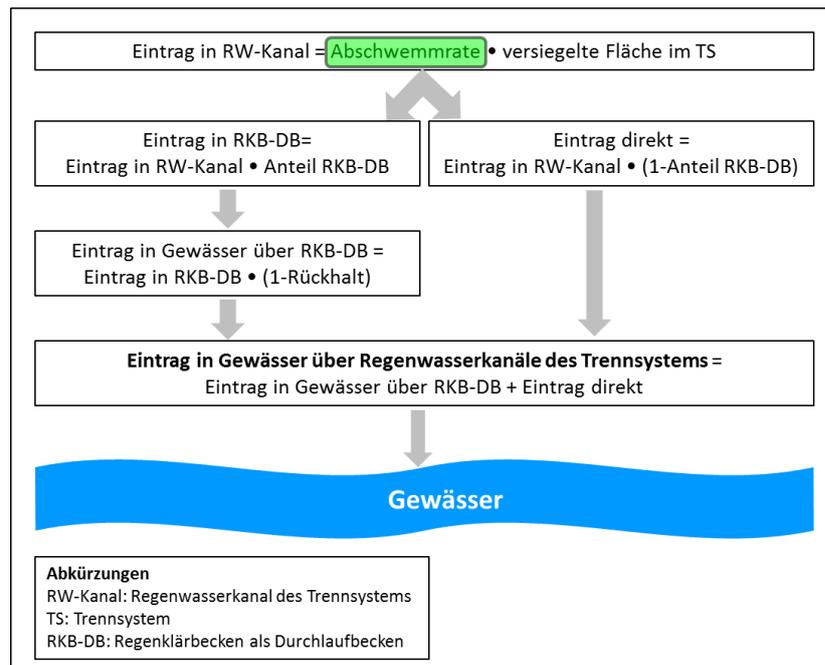


Abbildung 8-1: Übersicht zur Ermittlung der Einträge über Regenwasserkanäle des Trennsystems mit der durchgeführten Änderung (grün hervorgehoben)

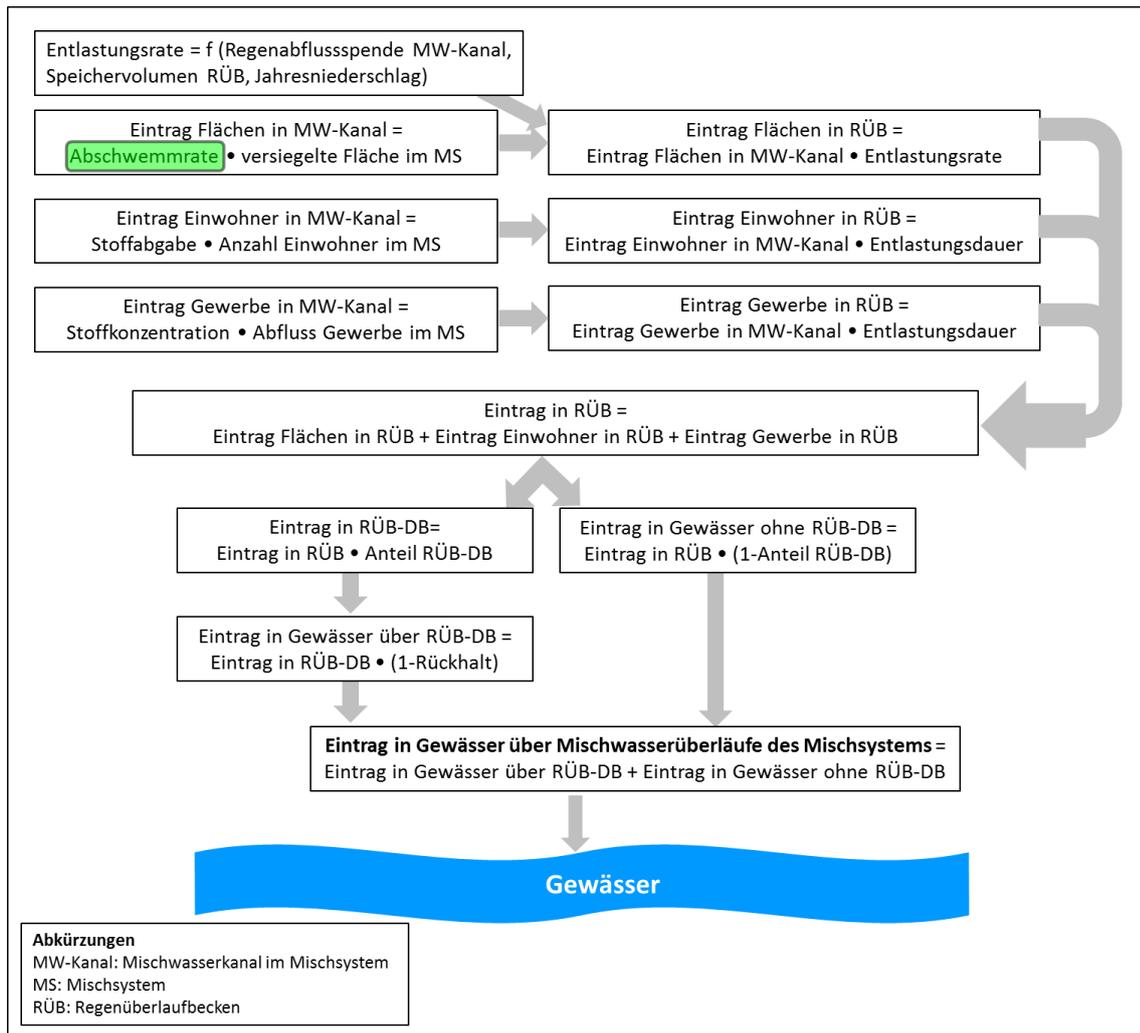


Abbildung 8-2: Übersicht zur Ermittlung der Einträge über Mischwasserüberläufe des Mischsystems mit der durchgeführten Änderung (grün hervorgehoben)

8.2 Anhang 2: „Zuordnung Zentralwertarten“

Tabelle 8-1: Zuordnung der in dem Datenpool ursprünglich gespeicherten Arten von Zentralwerten (1. Spalte) zu Ereignismittelwert/Standortmittelwert (2. Spalte) sowie Art des Ereignis- und Standortmittelwertes (3. Spalte)

Art des Zentralwertes	Zentralwert_Aggregation	Zentralwert_Aggregation_Art
EMC: abflussgewichteter Mittelwert eines Ereignisses	Ereignismittelwert	EMC: abflussgewichteter Mittelwert
EMC: Einzelwert	Ereignismittelwert	EMC: sonstige
EMC: Median zeitproportionaler Messwerte	Ereignismittelwert	EMC: sonstige
EMC: xxx	Ereignismittelwert	EMC: sonstige
EMC: xxx (First Flush)	Ereignismittelwert	First Flush
EMC: xxx (zeitproportionale Mischproben)	Ereignismittelwert	EMC: sonstige
SMC: abflussgewichteter Mittelwert (First Flush)	Standortmittelwert	First Flush
SMC: abflussgewichteter Mittelwert mehrerer abflussgewichteter Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: abflussgewichteter Mittelwert mehrerer EMC
SMC: abflussgewichteter Mittelwert mehrerer abflussgewichteter Ereignisse (berechnet)	Standortmittelwert	SMC: abflussgewichteter Mittelwert mehrerer EMC
SMC: abflussgewichteter Mittelwert mehrerer Stichproben	Standortmittelwert	SMC: abflussgewichteter Mittelwert sonstige
SMC: abflussgewichteter Mittelwert mehrerer unklarer Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: abflussgewichteter Mittelwert sonstige
SMC: abflussgewichteter Mittelwert mehrerer unklarer Ereignisse (berechnet)	Standortmittelwert	SMC: abflussgewichteter Mittelwert sonstige
SMC: arithmetischer Mittelwert (First Flush)	Standortmittelwert	First Flush
SMC: arithmetischer Mittelwert abflussproportionaler Beprobung (nicht von EMC)	Standortmittelwert	SMC: arithmetischer Mittelwert sonstige
SMC: arithmetischer Mittelwert mehrerer abflussgewichteter Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: arithmetischer Mittelwert mehrerer EMC
SMC: arithmetischer Mittelwert mehrerer abflussgewichteter Ereignisse (berechnet)	Standortmittelwert	SMC: arithmetischer Mittelwert mehrerer EMC
SMC: arithmetischer Mittelwert mehrerer Stichproben	Standortmittelwert	SMC: arithmetischer Mittelwert sonstige
SMC: arithmetischer Mittelwert mehrerer unklarer Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: arithmetischer Mittelwert sonstige

SMC: arithmetischer Mittelwert mehrerer unklarer Ereignisse (berechnet)	Standortmittelwert	SMC: arithmetischer Mittelwert sonstige
SMC: arithmetischer Mittelwert mehrerer zeitprop. Ereignismittelwerte	Standortmittelwert	SMC: arithmetischer Mittelwert sonstige
SMC: geometrischer Mittelwert (First Flush)	Standortmittelwert	First Flush
SMC: geometrischer Mittelwert mehrerer abflussgewichteter Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: geometrischer Mittelwert mehrerer EMC
SMC: geometrischer Mittelwert mehrerer abflussgewichteter Ereignisse (berechnet)	Standortmittelwert	SMC: geometrischer Mittelwert mehrerer EMC
SMC: geometrischer Mittelwert mehrerer unklarer Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: geometrischer Mittelwert sonstige
SMC: geometrischer Mittelwert mehrerer unklarer Ereignisse (berechnet)	Standortmittelwert	SMC: geometrischer Mittelwert sonstige
SMC: Median abflussproportionaler Beprobung (nicht von EMC)	Standortmittelwert	SMC: Median sonstige
SMC: Median mehrerer abflussgewichteter Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: Median mehrerer EMC
SMC: Median mehrerer abflussgewichteter Ereignisse (berechnet)	Standortmittelwert	SMC: Median mehrerer EMC
SMC: Median mehrerer Stichproben	Standortmittelwert	SMC: Median sonstige
SMC: Median mehrerer Stichproben (First Flush)	Standortmittelwert	First Flush
SMC: Median mehrerer unklarer Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: Median sonstige
SMC: Median mehrerer unklarer Ereignisse (berechnet)	Standortmittelwert	SMC: Median sonstige
SMC: Median mehrerer unklarer Ereignisse (First Flush)	Standortmittelwert	First Flush
SMC: xxx	Standortmittelwert	SMC: sonstige
SMC: xxx (First Flush)	Standortmittelwert	First Flush
SMC: xxx mehrerer unklarer Ereignisse	Standortmittelwert	SMC: sonstige
xxx: abflussgewichteter Mittelwert	unklar	sonstige
xxx: arithmetischer Mittelwert	unklar	sonstige
xxx: arithmetischer Mittelwert (First Flush)	unklar	First Flush
xxx: xxx	unklar	sonstige

8.3 Anhang 3: „Statistische Verteilung“

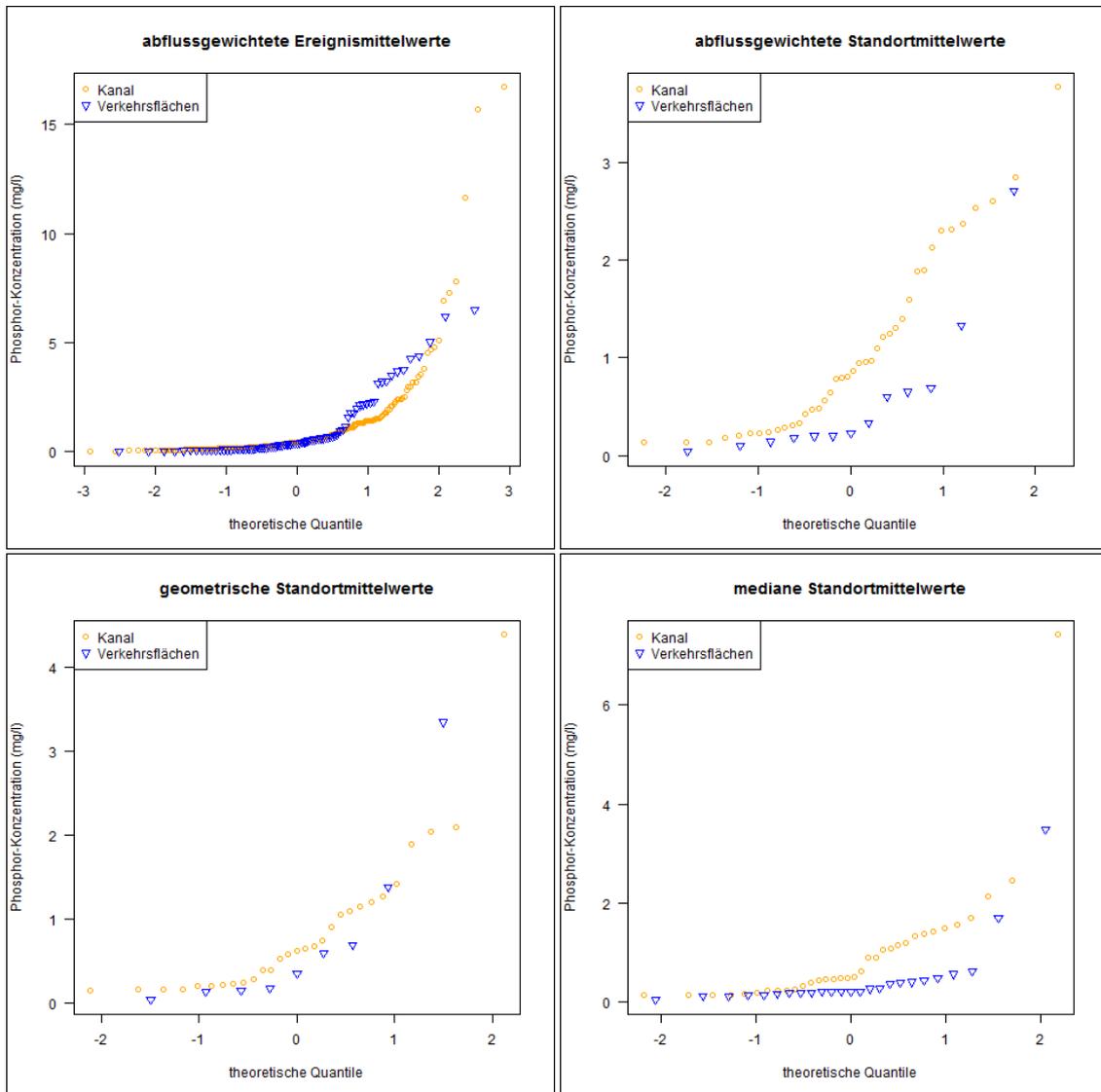


Abbildung 8-3: Normal-Quantil-Diagramme differenziert nach Abflusskomponente und Zentralwertart, für Phosphor

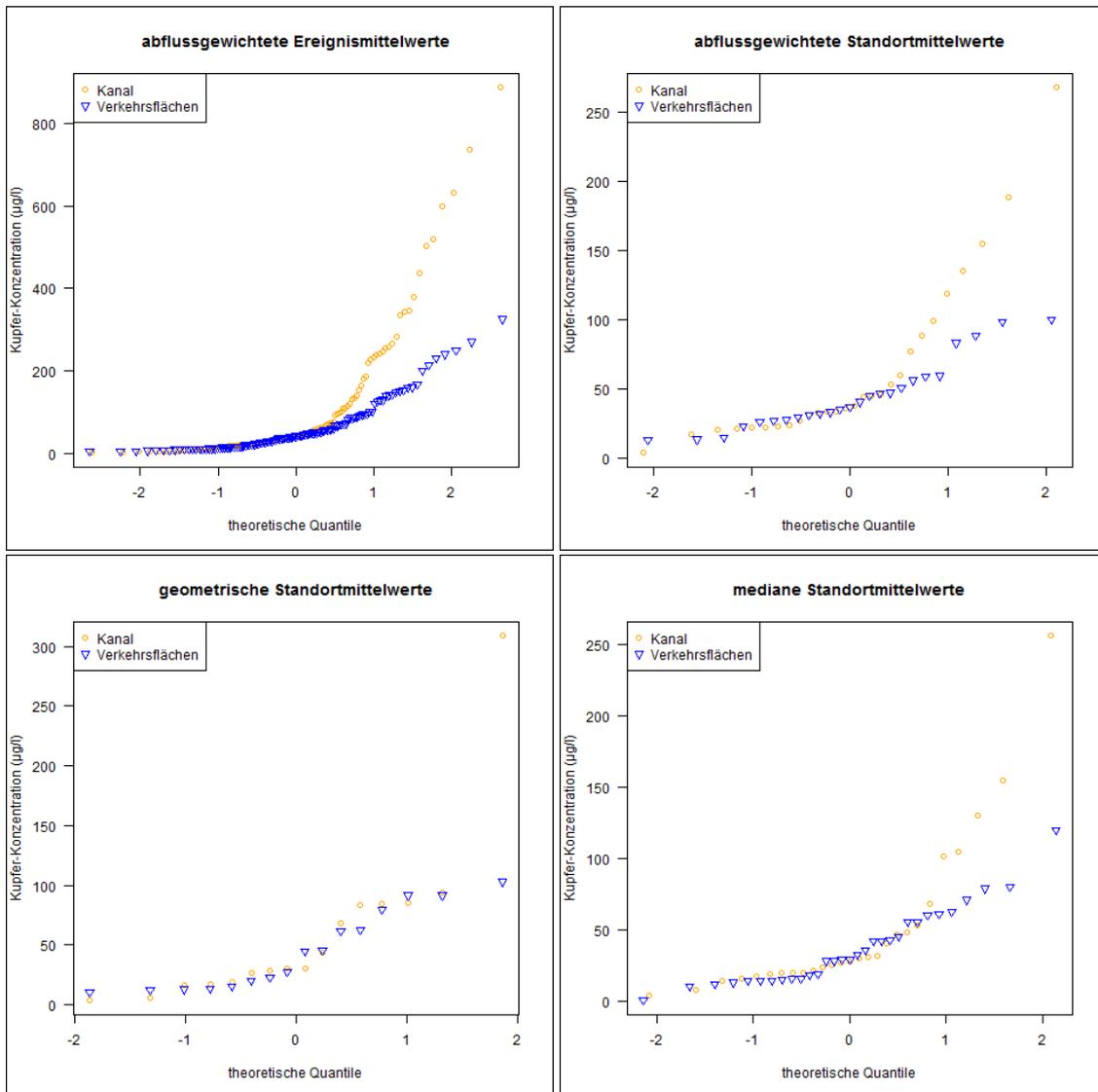


Abbildung 8-4: Normal-Quantil-Diagramme differenziert nach Abflusskomponente und Zentralwertart, für Kupfer

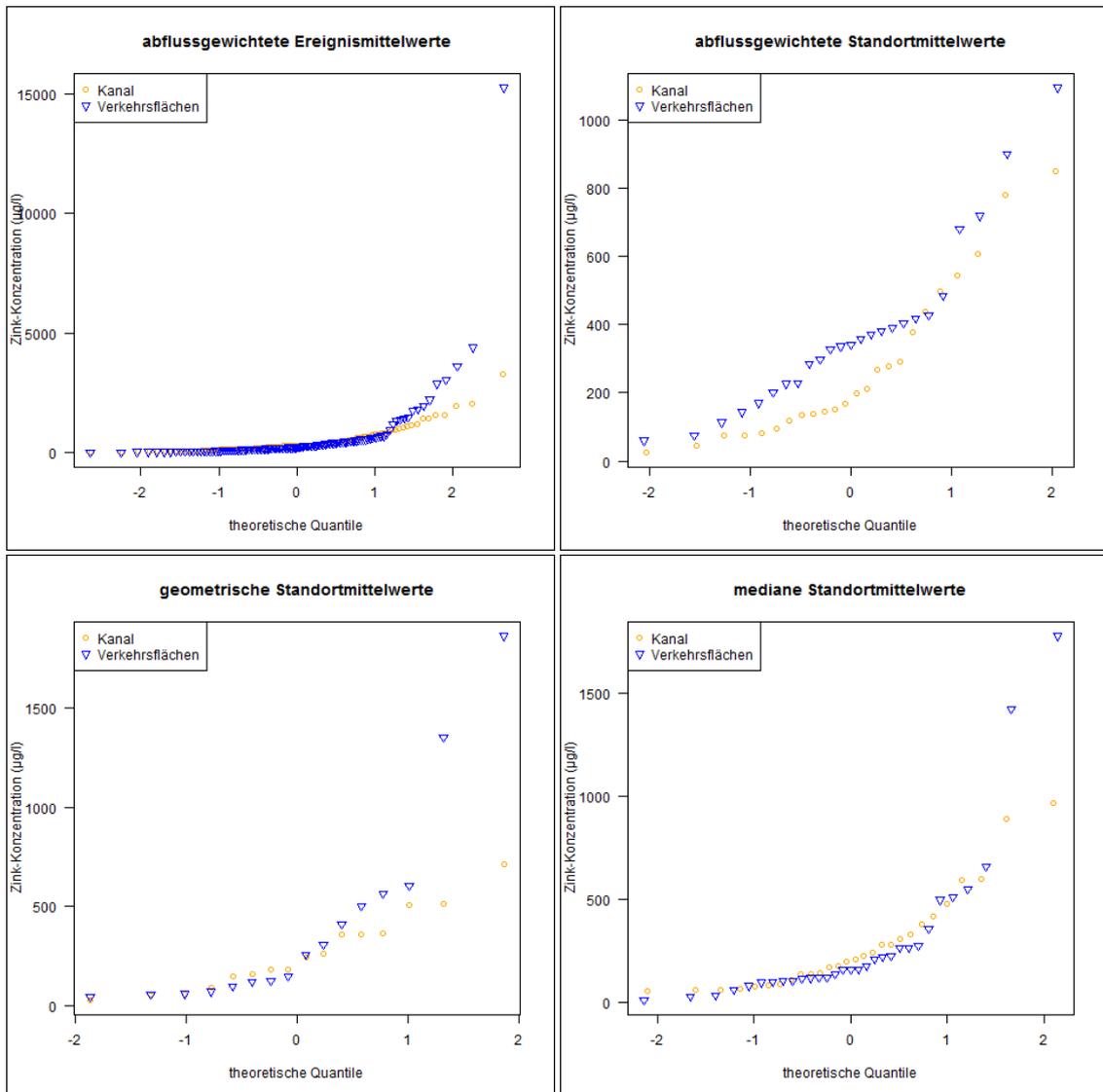


Abbildung 8-5: Normal-Quantil-Diagramme differenziert nach Abflusskomponente und Zentralwertart, für Zink

Tabelle 8-2: p-Werte der Hypothesentests zur Prüfung der Normalverteilung

Aggregation	Abflusskomponente	Stoff	Shapiro-Wilk	Anderson-Darling
EMC_abfl	Kanal	TSS	0	0
		Phosphor	0	0
		Kupfer	0	0
		Zink	0	0
	Verkehrsflächen	TSS	0	0
		Phosphor	0	0
		Kupfer	0	0
		Zink	0	0
SMC_abfl	Kanal	TSS	0	0
		Phosphor	0,001	0
		Kupfer	0	0
		Zink	0,003	0,002
	Verkehrsflächen	TSS	0	0
		Phosphor	0	0
		Kupfer	0,014	0,017
		Zink	0,006	0,007
SMC_arit	Kanal	TSS	0	0
		Phosphor	0	0
		Kupfer	0	0
		Zink	0,006	0,005
	Verkehrsflächen	TSS	0	0
		Phosphor	0	0
		Kupfer	0,003	0,005
		Zink	0	0
SMC_geom	Kanal	TSS	0	0
		Phosphor	0	0
		Kupfer	0	0
		Zink	0,192	0,26
	Verkehrsflächen	TSS	0	0
		Phosphor	0,001	0,003
		Kupfer	0,025	0,03
		Zink	0	0
SMC_medi	Kanal	TSS	0	0
		Phosphor	0	0
		Kupfer	0	0
		Zink	0	0
	Verkehrsflächen	TSS	0	0
		Phosphor	0	0

Kupfer	0,008	0,016
Zink	0	0

8.4 Anhang 4: „Vergleich von Stichproben“

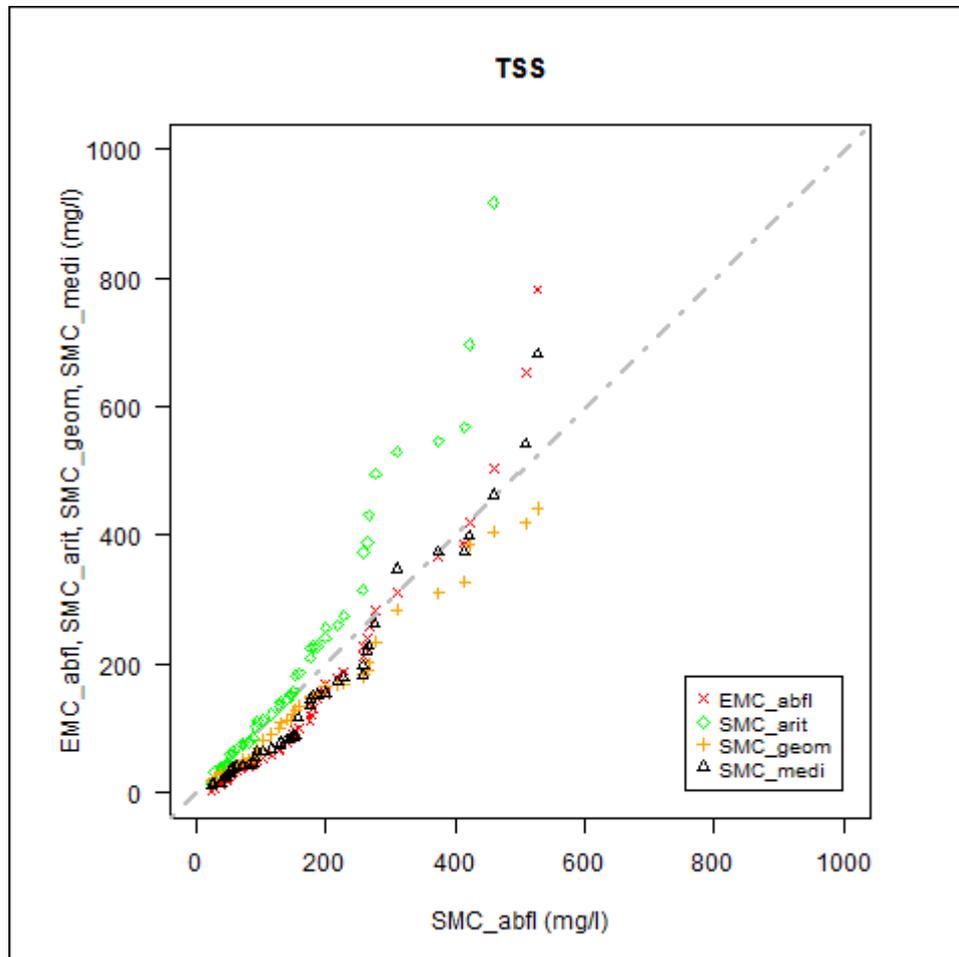


Abbildung 8-6: Ausschnitt der Quantil-Quantil-Diagramme der TSS-Kanalkonzentrationen diverser Zentralwertarten gegen abflussgewichtete Standortmittelwerte (nicht-logarithmische Darstellung)

8.5 Anhang 5: „Europäischer Datensatz“

Tabelle 8-3: p-Werte der Hypothesentests zur Prüfung der Log-Normalverteilung der europäischen Daten

Stoff	Shapiro-Wilk	Anderson-Darling
TSS	0,114	0,141
Phosphor	0,382	0,525
Kupfer	0,238	0,125
Zink	0,881	0,936

Tabelle 8-4: Verhältnis der jeweiligen Grenze des Konfidenzintervalls zum geometrischen Mittelwert für TSS, Phosphor, Kupfer und Zink

Variante	TSS	P	Cu	Zn
unteres 95%-Konf.intervall	0,20	0,30	0,13	0,16
unteres 68%-Konf.intervall	0,45	0,54	0,36	0,41
geometrischer Mittelwert	1,00	1,00	1,00	1,00
oberes 68%-Konf.intervall	2,22	1,84	2,75	2,47
oberes 95%-Konf.intervall	4,92	3,39	6,29	4,39

8.6 Anhang 6: „Empfehlungen für das Monitoring“

Da der Transport von Schadstoffen über den urbanen Abfluss nicht konstant ist, verändern sich die Konzentrationen im Verlauf eines Niederschlagsereignisses, innerhalb verschiedener Ereignisse sowie innerhalb verschiedener Standorte. Niederschlagsabflüsse von urbanen Flächen zeichnen sich folglich durch eine große Varianz in ihren Konzentrationen aus, was die Frage repräsentativer Daten für Einzelereignisse und Standorte aufwirft.

Die Analyse des Datenbankinhaltes zu diffusen urbanen Abflusskomponenten hat gezeigt, dass nach wie vor Messdaten bevorzugt als arithmetischer, geometrischer oder medianer Standortmittelwert veröffentlicht werden. Das Hauptaugenmerk der derzeitigen Praxis bei der Beprobung von urbanen Abflüssen ist somit üblicherweise eine Konzentrationsbetrachtung. Dies trifft auf die meisten urbanen Abflusskomponenten zu: Dachabflüsse, Verkehrsflächenabflüsse, Abflüsse im Regenwasserkanal. Da mit Konzentrationen jedoch unweigerlich ein Transport von Stoffmassen einhergeht, rückt spätestens bei der Einleitung ins Gewässer die Auswirkung des Eintrags – und somit die Fracht – in den Vordergrund. Diese wird idealerweise anhand eines abflussgewichteten Standortmittelwertes berechnet. Insbesondere vor dem Hintergrund der europäischen Gesetzgebung, die Eintragsinventare in die Gewässer – also die Aufstellung von Massenbilanzen – fordert, ist es daher angebracht, die derzeitige Praxis in den genannten urbanen Abflusskomponenten anzupassen.

Um die Einsatzmöglichkeiten der Ergebnisse, die aus einem Monitoring von urbanen Abflusskomponenten erzeugt wurden, zu vergrößern und somit die eingesetzten Zeit- und Geldressourcen besser auszuschöpfen, können folgende Empfehlungen hinsichtlich der Durchführung eines Monitorings ausgesprochen werden:

- **Beprobungsart:** Die abflussproportionale Beprobung ist die Beprobungsart der Wahl und erfordert eine Ausrüstung, die die Abflusshöhe in der Beprobung berücksichtigt. Hier kann bspw. ein sog. Feststoffsammler, wie von Kittlaus und Fuchs (2015) vorgeschlagen, zum Einsatz kommen. Prinzipiell kann auch eine zeitproportionale Beprobung durchgeführt werden, die einzelnen Proben müssen vor der Analyse im Labor jedoch abflussproportional gemischt werden. D.h. auch in diesem Fall muss der zur Einzelprobe dazugehörige Abfluss bekannt sein. Nachteil der zeitproportionalen Beprobung ist, dass oft nur eine begrenzte Anzahl von Probenahmebehältern vorhanden ist, sodass im Vorfeld eines Ereignisses bereits viele Annahmen über die Zeitschritte getroffen werden müssen, um das Ereignis ganz zu erfassen.
- **Beprobungsdauer:** Die Beprobungsdauer eines Ereignisses sollte das gesamte Ereignis abdecken.
- **Probenahmeintervall:** Die Beprobungshäufigkeit stellt eine Limitation bei der Probenahme dar. Zusammen mit der gewünschten Beprobungsdauer muss hier ein Kompromiss gefunden werden, der durch die technischen und finanziellen Randbedingungen

abgedeckt wird, gleichzeitig jedoch auch ermöglicht, genügend Daten zu erheben, so dass die Variabilität in den Konzentrationen hinreichend abgedeckt ist. Für die Beprobungshäufigkeit kann somit keine generelle Empfehlung ausgesprochen werden. Vielmehr muss sie dem Setup der jeweiligen Messkampagne angepasst werden.

- Beprobungszeitraum: In Bezug auf den Beprobungszeitraum ist zu empfehlen, einen großen Teil der Jahresniederschläge zu erfassen. Ist dies nicht möglich, müssen für den Jahresverlauf charakteristische Ereignisse (Art, Dauer, Verschmutzung) definiert werden.

Zur Sicherstellung der Übertragbarkeit der Daten auf andere Gebiete ist eine frei zugängliche Dokumentation u.a. zu folgenden Punkten notwendig:

- Einzugsgebiet: Land, Stadt, Stadtteil (ggf. mit Koordinaten), Größe, Anteil versiegelte Fläche, Landnutzung, Menge Kfz-Verkehr, mittlerer Jahresniederschlag, Besonderheiten (z. B. ungewöhnlich hohes Ausmaß metallbedeckter Dächer, hoher Anteil an Schwerverkehr)
- Kampagne: Beprobungsart, Beprobungsdauer, Probenahmeintervall (bezogen auf Abfluss oder Zeit), Beprobungszeitraum, Anzahl der untersuchten Proben in einem Ereignis, Anzahl der beprobten Ereignisse mit dazugehörigen Niederschlagskennzahlen und Abflussmenge, Niederschlagsmenge im Untersuchungsjahr, Besonderheiten (z. B. trockenes oder feuchtes Jahr)
- Messwerte: abflussgewichtete Ereignismittelwerte, Abflussmenge (alternativ Niederschlagsmenge) der beprobten Ereignisse

Zusätzlich kann empfohlen werden, bei einem kontinuierlichen Monitoring wie z. B. im Kontext der Eigenkontrollverordnung bei kommunalen Kläranlagen die derzeitige Praxis bei den Kläranlagen der Größenklasse 1 zu hinterfragen. Wird die bisherige Praxis fortgeführt, ist davon auszugehen, dass rechnerisch zu hohe Konzentrationen erzeugt werden und daraus eine Überschätzung der Einträge aus diesen Anlagen folgt. Dies ist im nationalen Kontext nicht relevant, lokal können kleine Kläranlagen jedoch durchaus eine Rolle spielen.

Die Empfehlungen zu den urbanen Abflusskomponenten können auch auf das Monitoring in Gewässern übertragen werden. Auch hier sollte der Blick weg von der alleinigen Konzentrationsbetrachtung hin zu einer zusätzlichen Betrachtung von transportierten Massen gerichtet werden. Gängige Praxis beim Monitoring in Gewässern ist derzeit die Erfassung von Stichproben bzw. Wochen- oder Monats-Mischproben. Dies stellt jedoch nichts anderes als eine zeitproportionale Beprobung dar und kann streng genommen nur dann zur Erstellung von Massenbilanzen verwendet werden, wenn der Abfluss konstant bleibt. Ändert dieser sich jedoch innerhalb eines Probenahmeintervalls z. B. bei Hochwasser, können die Konzentrationsdaten nicht mehr zur verlässlichen Quantifizierung der Gewässerfrachten herangezogen werden. Durch eine abflussproportionale Beprobung anhand der Vorgehensweise von Kittlaus und Fuchs (2015) könnten die Daten auch für

die Ermittlung von Gewässerfrachten – und somit für die Validierung einer Eintragsmodellierung – herangezogen werden.

Der Nutzen, der durch eine angepasste Monitoringstrategie entsteht, würde den anfallenden Zusatzaufwand aufwiegen. Im Ergebnis wären sowohl die Anforderungen in Bezug auf die mittlere Konzentrationssituation als auch auf die Eintragsmodellierung erfüllt. Insbesondere die Validierung der Eintragsmodellierung würde dadurch einen deutlichen Gewinn hinsichtlich Plausibilität und Transparenz verbuchen.

Schriftenreihe SWW - Karlsruhe

Bisher aus der Arbeit am Institut erschienen:

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H.H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/Glan 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K.G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlämmen. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H.H.; HENSELEIT, H.J.; ORTH, H.; SENG, H.J.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H.H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.

- [13] JØRGENSEN, S.E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlags des Verfassers).
- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.
- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H.H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H.K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).
- [17] KNOBLAUCH, A.: Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978.
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H.J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfaldepониестandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [21] HAHN, H.H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [27] KIEFHABER, K.P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser - Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H.H.; SENG, H.J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).

- [29] HAHN, H.H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft II. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [31] HAHN, H.H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [32] HAHN, H.H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/-flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlamm-behandlung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H.H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flussgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [37] LÖHR, J.: Einfluss der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H.H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings of the 1st Gothenburg Symposium 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H.H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T.G.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).

- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs-/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).
- [50] HAHN, H.H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.): Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings of the 2nd Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H.H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlags des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E.M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Ablauffracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [58] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [59] LEE, C.-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? - Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).

- [64] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [65] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten. Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [67] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungschemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [68] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S.J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [71] HAHN; H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Klärschlamm - Ressource oder kostenintensiver Abfall? Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPOULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [78] HAHN, H.H.; TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).

- [81] WITT, P.CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon: Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 - Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg-Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisation. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 - Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H.H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H.H.; WILHELMI, M.: Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, ST.: Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L.Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H.H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [96] FUCHS, S.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluss IV. Abschluss-präsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen.
- [98] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [99] KISHI, R.T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [100] NAUDASCHER, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [101] ANDERS, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [102] WITTLAND, C.: Angepasste Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinenteknik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [105] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sielhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F.E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerkschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorous Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung und Wirksamkeit polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse - eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [118] HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.: Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [119] BUTZ, J.: Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] MAHMUTSPAHIC, Z.: Projektfinanzierung - ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [121] HAHN, H.H.; FRIEDRICH, K.: Chemikalien in der Abwasserbehandlung - was haben wir dazugelernt? Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [122] KEGEBEIN, J.: Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [123] HAHN, H.H.; HOFFMANN, E.; BLANK, A.: Abwasserproblemstoffe - Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [124] KPONGBENGA, K.: Wasserver- und Entsorgung in der Stadt Lomé/Togo: Analysen, Beiträge und Konzepte. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [125] BEKKER, M.: Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [126] DUTTA, S.: Mathematical Modeling of Rotating Biological Contactor for Process Optimisation in Wastewater Treatment. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [127] HAHN, H.H.; HOFFMANN, E.; BLANK, A.: Die optimierte Kläranlage - Vision oder Realität? Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [128] FUCHS, S.; FACH, S.; HAHN, H.H.: Stoffströme in Flussgebieten - Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [129] SCHERER, U.: Prozessbasierte Modellierung der Bodenerosion in einer Lösslandschaft. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [130] BECHTEL, A.: Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von N_{\min} -Daten. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

- [131] SCHEER, M.: Ermittlung und Bewertung der Wirkung der Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [132] LITTY, K.: User-Oriented Wastewater Treatment Technology in Developing and Newly Industrialising Countries. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [133] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Nachhaltigkeit in der Abwasserreinigung - Der Weg ist das Ziel. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [134] HILLENBRAND, T.: Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [135] BLANK, A.: Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [136] TURKOVIĆ, R.: Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [137] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Abwasserreinigung - Perspektiven, Hilfsstoffe und neue Technologien. Karlsruhe 2009 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [138] HOMA, J.: Biofilmaktivität in Scheibentauchkörpern - Grundlagen, Anpassung und Anwendung des Dehydrogenasentests. Karlsruhe 2010 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [139] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Ökoeffizienz und Abwasserreinigung - Strategien und Lösungen für die Herausforderungen von Morgen. Karlsruhe 2010 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [140] MORCK, T.: Stickstoffelimination aus Schlammwasser mittels Ionenaustauscher und Elektrodialyse. Karlsruhe 2011 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [141] HOFFMANN, E.; BLANK, A.: Innovation und Flexibilität - Systemoptimierung und Systemerweiterung. Karlsruhe 2011 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [142] ORB, R.K.: Rückhalt hygienerrelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern - Konstruktive Hinweise. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [143] HOFFMANN, E., HOMA, J.: Zukunftsfähige Abwasser- und Schlammbehandlung - Bauliche, verfahrenstechnische und energetische Optimierungspotenziale. Flockungstage 2012. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [144] WEINGÄRTNER, D.E.: Greywater - Characteristics, Biodegradability and Reuse of some Greywaters. Karlsruhe 2013 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [145] FACH, S.: Bewertung der Abwasserbehandlung in Entwicklungs- und Schwellenländern. Karlsruhe 2012 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)

- [146] HOFFMANN, E.; LEICHT, M.: Strategien, Analysen, Kennwerte und Qualitätsaspekte. Flockungstage 2013. Karlsruhe 2013 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [147] HOFFMANN, E.; LEICHT, M.: Bewährte und neue Techniken für die Aufgaben von Morgen. Flockungstage 2014. Karlsruhe 2014 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)
- [148] HOFFMANN, E.; LEICHT, M.: Betriebliche Probleme, Lösungs- und Optimierungsstrategien. Flockungstage 2015. Karlsruhe 2015 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [149] HILGERT, S.: Analysis of spatial and temporal heterogeneities of methane emissions of reservoirs by correlating hydro-acoustic with sediment parameters, URN: urn:nbn:de:swb:90-469573, Karlsruhe 2015
- [150] KEMPER, M.: Strömungsverhalten und Sedimentationswirksamkeit in Regenbecken mit Schrägklärer-Einbauten, DOI 10.5445/IR/1000068909, Karlsruhe 2016
- [151] HOFFMANN, E., MORCK; T.: Dreißig Jahre Flockungstage. Flockungstage 2017. Karlsruhe 2017 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe)

Bestellanschrift:

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)

KIT - Die Forschungsuniversität in der Helmholtz-Gemeinschaft

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG)

Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

BIBLIOTHEK, Abteilung: Schriftenreihe

Gotthard-Franz-Str. 3, Geb. 50.31

76131 Karlsruhe

Tel.: 0721/608-42457

Fax: 0721/608-44729

E-Mail: irmtraud.kaupa@kit.edu