



Florian Pleinert, BSc

**Abschätzung von Spurenstoffeinträgen
mittels Schmutzfrachtmodellierung
an Mischwassereinleitungspunkten**

**Application of Pollution Load Modelling
for the Estimation of Micro Pollutant Emissions
at Combined Sewer Overflows**

MASTERARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Masterstudium Bauingenieurwissenschaften - Umwelt und Verkehr

eingereicht an der

Technischen Universität Graz

Betreuer:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dirk Muschalla

Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Günter Gruber

Mitbetreuende Assistenten:

Dipl.-Ing. Thomas Franz Hofer, BSc

Dipl.-Ing. Robert Scheucher

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

Graz, Mai 2014

Kontakt:
Florian Pleinert
florian.pleinert@gmx.at

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

AFFIDAVIT

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Das in TUGRAZonline hochgeladene Textdokument ist mit der vorliegenden Masterarbeit identisch.

I declare that I have authored this thesis independently, that I have not used other than the declared sources/resources, and that I have explicitly indicated all material which has been quoted either literally or by content from the sources used. The text document uploaded to TUGRAZonline is identical to the present master's thesis.

30.05.2014

Datum / Date

Florian Pleinert

Unterschrift / Signature

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Personen bedanken, die mich während meines Studiums unterstützt haben.

Der größte Dank gilt meiner Familie, vor allem meinen Eltern Karin und Günther, ohne deren moralische und finanzielle Unterstützung ich nicht so weit gekommen wäre. Sie haben mir nicht nur das Studium an der TU Graz ermöglicht, sondern auch den Weg davor geebnet und haben somit einen erheblichen Anteil zu meiner Ausbildung beigetragen. Bedanken möchte ich mich auch bei meinen Geschwistern Sabine und Michael, welche mir in schwierigen Zeiten immer wieder Mut zugesprochen haben.

Einen überaus großen Dank möchte ich meiner Freundin Karin aussprechen, da sie während meiner Zeit als Student sehr viel Geduld und Verständnis für mich aufbrachte und mir stets den Rücken stärkte.

Ein großes Dankeschön auch an alle meine Freunde und Kollegen die mich während dieser Zeit begleitet haben. Das eine oder andere Erlebnis mit euch wird mir definitiv noch lange in Erinnerung bleiben und ich hoffe, dass noch viele weitere folgen.

Bedanken möchte ich mich bei allen Mitarbeitern des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, wo ich neben der Erstellung dieser Masterarbeit auch die Möglichkeit hatte, an den Projekten des Instituts mitzuwirken. Insbesondere gilt mein Dank Herrn Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günter Gruber, welcher nicht nur Initiator dieser Masterarbeit war, sondern mir auch die Möglichkeit verschaffte, über einen längeren Zeitraum am Institut zu arbeiten, sowie Herrn Dipl.-Ing Thomas Hofer für die ausgezeichnete Betreuung dieser Masterarbeit. Weiters möchte ich mich bei Herrn Dipl.-Ing. Robert Scheucher bedanken, welcher ebenfalls immer ein offenes Ohr für meine Anliegen hatte. Abschließend möchte ich mich bei Herrn Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dirk Muschalla für die Betreuung und Begutachtung dieser Masterarbeit bedanken.

Kurzfassung

Diese Masterarbeit beschäftigt sich mit der modelltechnischen Abschätzung von jährlich emittierten Frachten von Spurenstoffen an ausgewählten Einleitungspunkten in Fließgewässer. Basierend auf den Grundlagen eines hydrodynamischen Niederschlags-Abflussmodells wird ein geeigneter Schmutzfrachtansatz implementiert und anhand von zeitlich hoch aufgelösten Messdaten zur Hydraulik wie auch zur Abwasserqualität für unterschiedliche Zeiträume kalibriert und validiert. Dazu wird im ersten Teil dieser Arbeit die Thematik der Spurenstoffe, sowie der theoretischen Grundlagen der modelltechnischen Abbildung von Entwässerungssystemen dargestellt und erläutert.

Ziel ist es, ein validiertes hydrodynamisches Schmutzfrachtmodell zur Verfügung zu stellen, welches für eine jährliche Abschätzung von emittierten Spurenstofffrachten herangezogen werden kann.

Konkret wurde dabei das Einzugsgebiet Graz-West R05 im Stadtgebiet von Graz (Österreich) betrachtet und modelltechnisch detailliert abgebildet. Dabei kam die Simulationssoftware EPA SWMM (US-EPA) zur Anwendung. Zunächst wurde eine Überprüfung und Anpassung der Modellhydraulik im Zulauf- und im Entlastungskanal des einzigen Entlastungsbauwerkes am Auslauf des betrachteten Einzugsgebiets vorgenommen. Anschließend wurde das Modell hinsichtlich der Abfiltrierbaren Stoffe (AFS) für den Trocken- und Regenwetterfall kalibriert und validiert. Für die Abschätzung der jährlich entlasteten Stofffrachten wurde hierbei der Ansatz einer konstanten Regenwasserkonzentration gewählt.

Durch die Verwendung von Ergebnissen aus der Spurenstoffanalytik des österreichischen Forschungsprojekts SHTURM („Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen“) konnte zusätzlich eine Unterscheidung der gelösten und partikulär adsorbierten Fraktionen einzelner Spurenstoffe durchgeführt werden. Dadurch war es möglich, das Verteilungsverhalten von Spurenstoffen ebenfalls in die modelltechnische Frachtabschätzung zu implementieren.

Auf Basis des ÖWAV-Leitfadens „Niederschlagsdaten zur Anwendung der ÖWAV-Regelblätter 11 und 19“ wurde schließlich eine Langzeitsimulation zur Abschätzung von jährlich emittierten Spurenstofffrachten durchgeführt, um die Variabilität der jährlichen Entlastungsfrachten darzustellen, sowie eine theoretische Konzentrationsaufstockung im Gewässer abzuschätzen, die durch die Entlastungen verursacht werden.

Abstract

This Master's thesis deals with the model based assessment of annually emitted loads of micro pollutants on selected points of discharge in receiving waters. Based on the principles of a hydrodynamic rainfall-runoff model, a suitable pollution load approach is implemented, calibrated and validated with high-resolution measurement data for both hydraulics and wastewater quality parameters within different time periods.

The first part of this thesis illustrates the field of micro pollutants and the theoretical basics of modeling urban wastewater systems. The aim is to provide a hydrodynamic pollution load model which can be used for an annual assessment of emitted micro pollutant loads.

The investigated drainage area was "Graz-West R05" which is located in the urban area of Graz (Austria) and the used simulation software was EPA SWMM (US-EPA). First of all, the modelled hydraulics of the inlet sewer and the overflow sewer of the unique relief structure, located at the outlet of the drainage area, were checked and adapted. The model was calibrated and validated in regard to total suspended solid (TSS) for dry and wet weather conditions. A constant rainwater concentration was chosen for the assessment of an annually discharged pollution load.

Using the results of micro pollution analysis, which was part of the Austrian research project SCHATURM ("Emissions of Micro Pollutants from Urban and Traffic Areas"), it was also possible to distinguish between dissolved and particulate adsorbed fractions of individual micro pollutant elements. Thus, it was possible to implement the behavior of micro pollutant element distribution into the modelled assessment of loads.

A long-term simulation, based on the ÖWAV-guideline "Niederschlagsdaten zur Anwendung der ÖWAV-Regelblätter 11 und 19", was conducted to assess the annually emitted micro pollutant loads and to illustrate the variability of relief loads as well as to estimate the theoretical increase of concentration in the receiving water caused by the discharges.

Gleichheitsgrundsatz

Aus Gründen der Lesbarkeit wurde in dieser Arbeit darauf verzichtet, geschlechtsspezifische Formulierungen zu verwenden. Jedoch möchte ich ausdrücklich festhalten, dass die bei Personen verwendeten maskulinen Formen für beide Geschlechter zu verstehen sind.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung, Motivation und Zielsetzung	1
1.1	Motivation	2
1.2	Ziele der Masterarbeit.....	2
2	Grundlagen	4
2.1	Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt	4
2.1.1	Der Begriff „Spurenstoffe“	4
2.1.2	Eintragspfade von Spurenstoffen in die Gewässer	5
2.1.3	Adsorptionsverhalten von Spurenstoffen	6
2.1.4	Rechtliche Rahmenbedingungen für Spurenstoffe in Österreich	7
2.2	Modelltechnische Grundlagen der Kanalnetzsimulation	12
2.2.1	Niederschlags-Abfluss-Modellierung.....	13
2.2.2	Schmutzfrachtmodellierung.....	34
3	Methodik.....	48
3.1	Fallstudie Graz - Beschreibung des Einzugsgebietes Graz-West R05.....	50
3.1.1	Niederschlagsmesseinrichtungen im Einzugsgebiet Graz-West R05	53
3.1.2	Beschreibung der Messstation Graz am Mischwasserüberlauf CSO-R05	55
3.2	Kalibrierung und Validierung des hydrodynamischen N-A-Modells des Einzugsgebiets Graz-West R05.....	57
3.2.1	Überprüfung des N-A-Modells im Einzugsgebiet Graz-West R05.....	58
3.3	Kalibrierung und Validierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05	62
3.3.1	Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05 für den Trockenwetterfall.....	62
3.3.2	Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05 für den Regenwetterfall	62
3.4	Verteilungsverhalten ausgewählter Spurenstoffe	63
3.5	Langzeitsimulation von Spurenstoffemissionen im Einzugsgebiet Graz-West R05.....	65
4	Ergebnisse	67

4.1	Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des N-A-Modells im Einzugsgebiet Graz-West R05	67
4.1.1	Ergebnisse der Kalibrierung des N-A-Modells bei Trockenwetter im Zulaufkanal des Bauwerks CSO-R05.....	67
4.1.2	Ergebnisse der Validierung des N-A-Modells bei Regenwetter im Zulaufkanal des Bauwerks CSO-R05	67
4.1.3	Ergebnisse der Kalibrierung des N-A-Modells bei Regenwetter im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05.....	70
4.1.4	Ergebnisse der Validierung des N-A-Modells bei Regenwetter im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05.....	70
4.2	Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05	71
4.2.1	Ergebnisse der Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells bei Trockenwetter im Zulaufkanal des Bauwerks CSO-R05	71
4.2.2	Ergebnisse der Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells bei Regenwetter im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05.....	72
4.2.3	Ergebnisse der Validierung des Schmutzfrachtmodells bei Regenwetter im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05.....	72
4.3	Ergebnisse der Langzeitsimulation – Niederschlag, Entlastungsvolumen und AFS-Fracht	73
4.4	Ergebnisse der Langzeitsimulation – Jahresentlastungsfrachten von ausgewählten Spurenstoffen	75
4.4.1	Darstellung und Vergleich entlasteter Jahresfrachten ausgewählter Spurenstoffe	76
4.5	Ergebnisse der Langzeitsimulation – Abschätzung der immissionsseitigen Konzentrationsaufstockungen in der Mur	78
5	Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Ausblick	81
	Anhang	i
	Tabellenverzeichnis	ii
	Abbildungsverzeichnis	iv
	Literaturverzeichnis	vii

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
CSO-R05	Mischwasserüberlaufbauwerk R05
MQ	Mittelwasserabfluss
MS	Messstation
MÜ	Mischwasserüberlauf
N-A	Niederschlag-Abfluss
NQ	Niedrigwasserabfluss
PFOA	Perfluorooctansäure
TW	Trockenwetter
UQN	Umweltqualitätsnorm
JD-UQN	Jahresdurchschnittswerte für UQN
ZHK-UQN	Zulässige Höchstkonzentrationen für UQN
UV/VIS	ultraviolett-sichtbar

1 Einleitung, Motivation und Zielsetzung

Das österreichische Wasserrechtsgesetz (WRG, 1959) schreibt ein Verschlechterungsverbot für Oberflächengewässer vor, wofür die Beschreibung der maßgeblichen Zustände mittels charakteristischer Eigenschaften, sowie Grenz- oder Richtwerten für Oberflächengewässer (§ 30a Abs. 2), erfolgen soll. Generell sind ein guter ökologischer Zustand und chemischer Zustand anzustreben. Durch die Qualitätszielverordnung Chemie und Ökologie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG; BGBl._II_Nr._96/2006, 2006 und QZV Ökologie OG; BGBl._II_Nr._99/2010, 2010) werden dafür Qualitätsnormen festgelegt.

Um Aussagen über den Zustand treffen zu können, sind Messungen in Oberflächengewässern erforderlich. Diese Untersuchungen erfolgen im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung. Für allfällige Maßnahmensetzungen ist es zudem erforderlich, die wesentlichen Eintragspfade bewerten zu können. Die Datenbasis bezüglich der Einträge anorganischer und organischer Spurenstoffe in Gewässer aus Punktquellen, vor allem aus kommunalen Kläranlagen, wird zusehends verbessert (Emissionsregister zur Erfassung von Stoffemissionen aus Punktquellen EmRegV-OW; BGBl._II_Nr._29/2009, 2009). Gemäß nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) können aber auch Emissionen aus alternativen Quellen, wie etwa Regenwasser- und Mischwasserentlastungen, einen erheblichen Eintrag anorganischer und organischer Spurenstoffe in Gewässer darstellen (BMLFUW, 2009). Bei der Erstellung des zweiten NGP, welcher 2015 veröffentlicht wird, sind auch solche Quellen zu berücksichtigen.

Derzeit liegen jedoch noch keine oder nur sehr eingeschränkt verfügbare Informationen zu deren Belastung mit anorganischen und organischen Spurenstoffen gemäß Qualitätszielverordnung (QZV Chemie OG) vor, womit keine frachtbezogene Bewertung dieser Eintragspfade möglich ist. Dies ist dadurch bedingt, dass die Erfassung und Beurteilung dieser Eintragspfade aufgrund des komplexen, dynamischen und zufälligen Verhaltens bei Regenwetter schwierig ist. Spurenstoffe werden vom Niederschlag direkt aus der Atmosphäre ausgewaschen und auch aus Oberflächen (z. B. Metalldächer, Fassaden, Mauerwerk, Kunststoffdeckungen) gelöst. Zusätzlich werden von den Oberflächen bei Trockenwetter akkumulierte Stoffe abgespült, sowie in der Kanalisation abgelagerte Feststoffe und Sielhaut remobilisiert. An Entlastungsbauwerken in der Kanalisation kann dann der Stoffaustrag ins Gewässer erfolgen.

Während bisher der Schwerpunkt bei der Beurteilung des Spurenstoffeintrags in Gewässer in der Erfassung von Punktquellen, hauptsächlich auf Einleitungen aus kommunalen bzw. industriellen Kläranlagen lag, ist für eine Bewertung auf Einzugsgebiets-ebene auch die Erfassung alternativer, „diffuser“ Eintragspfade essenziell.

Das seit 2011 laufende österreichische Forschungsprojekt SCHATURM („Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen“) hat sich die Beantwortung dieser Fragestellung zum Ziel gesetzt. Dazu werden in über das Bundesgebiet

verteilten Untersuchungsgebieten organische und anorganische Spurenstoffe in unterschiedlichen Eintragspfaden (Niederschlag, Kläranlagenablauf, Mischwasserentlastung, Regenwasserkanal in der Trennkanalisation, Straßenabwasser und Grundwasser) beprobt und im Labor analysiert. Dadurch soll es in Österreich erstmals möglich werden, emittierte Frachten von Spurenstoffen abzuschätzen, zu bewerten und Haupteintragspfade in die Gewässer zu identifizieren. Zusätzlich soll dadurch auch eine erste Datenbasis für Spurenstoffemissionen geschaffen werden (BMLFUW, 2014).

Als Projektpartner fungieren dabei die koordinierende Abteilung Oberflächengewässer der Umweltbundesamt GmbH, die Universität für Bodenkultur Wien, das Umweltinstitut Vorarlberg, der Abwasserverband Region Hofsteig, die Linz AG, das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, ein Siedlungsgebiet im Osten Österreichs und die Technische Universität Graz. Das Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der TU Graz ist dabei für die Probenahme und die modelltechnische Abschätzung von jährlichen Entlastungsfrachten in den Untersuchungsgebieten Graz und Linz verantwortlich. Zusätzlich wird die Probenahme in Ostösterreich unterstützt.

1.1 Motivation

Die Motivation hinter dieser Masterarbeit beruht auf der in der Einleitung angesprochenen Tatsache, dass neben den punktuellen Einträgen aus kommunalen Kläranlagen auch die Emissionen aus den Mischwasserentlastungen einen erheblichen Eintrag an organischen und anorganischen Spurenstoffen im Gewässer darstellen können, jedoch wurden bisher überwiegend nur die Einträge aus den kommunalen Kläranlagen betrachtet.

Im Zuge des Forschungsprojekts SCHATURM ergab sich nun die Möglichkeit, die Spurenstoffeinträge durch Mischwasserentlastungen erstmals modelltechnisch abzuschätzen, da zum einen bereits ein bestehendes hydrodynamisches Simulationsmodell für ein Teileinzugsgebiet von Graz existierte und zum anderen eine große Datenbasis zeitlich hoch aufgelöster Messdaten zur Hydraulik und Abwasserqualität durch eine am einzigen Entlastungsbauwerk des Systems situierten Online-Messstation verfügbar waren. In Kombination mit der Spurenstoffanalytik, welche im Rahmen des Projekts SCHATURM am selben Punkt erfolgte, war somit eine gute Ausgangslage für diese Masterarbeit vorhanden.

1.2 Ziele der Masterarbeit

Im Rahmen dieser Masterarbeit sollte eine jährliche Abschätzung von Spurenstoffeinträgen, verursacht durch eine Mischwasserentlastung in einem ausgewählten Siedlungsgebiet in Graz durchgeführt werden. Diese Abschätzung sollte mit Hilfe eines bereits bestehenden hydrodynamischen Niederschlags-Abfluss-Modells (N-A-Modell) erfolgen.

Bei den Grundlagen wird das Hauptaugenmerk auf zwei wesentliche Bereiche gelegt. Im ersten Teil wird näher auf die Spurenstoffe eingegangen, der zweite Teil widmet

sich den modelltechnischen Grundlagen der N-A-Modellierung sowie der Schmutzfrachtmodellierung.

In weiterer Folge wird das bestehende Simulationsmodell hinsichtlich der Hydraulik, als auch der Schmutzfrachtmodellierung auf Basis zeitlich hoch aufgelöster Messdaten überprüft und angepasst.

Nach erfolgter Kalibrierung und Validierung des Modells, sollte das Simulationsmodell zur Abschätzung von emittierten, jährlichen Entlastungsfrachten ausgewählter Spurenstoffe aus dem Kanalsystem infolge von Mischwasserentlastungen auf Basis von Langzeitsimulationen angewandt werden.

Die Fraktionierung der Spurenstofffrachten hinsichtlich ihres adsorbierten und gelösten Anteils sollte hierbei auf Basis der verfügbaren Analyseergebnisse aus dem Forschungsprojekt SHTURM erfolgen.

Zusätzlich wird eine theoretische Konzentrationsaufstockung ausgewählter Spurenstoffe im Gewässer, verursacht durch die Mischwassereinleitungen, abgeschätzt.

Nach Abschluss dieser Arbeit steht somit ein validiertes hydrodynamisches Schmutzfrachtmodell zur Verfügung, welches für eine jährliche Abschätzung von Stoffeinträgen herangezogen werden kann.

2 Grundlagen

Dieses allgemeine Kapitel ist in zwei Abschnitte gegliedert. In Kapitel 2.1 wird der Begriff der Spurenstoffe erläutert, deren unterschiedliche Eintragspfade in Oberflächengewässer dargestellt, das Absorptionsverhalten von Spurenstoffen beschrieben und näher auf die in Österreich vorherrschenden rechtlichen Rahmenbedingungen eingegangen. Kapitel 2.2 beschäftigt sich mit allgemeinen Themen der Modelltechnik bei der Kanalnetzsimulation.

2.1 Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt

Die nachfolgenden Erläuterungen zum Thema Spurenstoffe beziehen sich größtenteils auf das Positionspapier „Anthropogene Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt“ (OE-WAV, 2013) des österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), welches im April 2013 vom ÖWAV-Arbeitsausschuss „Spurenstoffe“ veröffentlicht wurde.

2.1.1 Der Begriff „Spurenstoffe“

Der Begriff Spurenstoffe beschreibt Substanzen und die daraus abgeleiteten Umbau- und Abbauprodukte, welche nur in sehr geringer Konzentration in der aquatischen Umwelt vorkommen. Spurenstoffe können sowohl in Form anorganischer Stoffe (z. B. Schwermetalle) als auch in Form organischer Stoffe (z. B. Pestizide, Arzneimittel, Hormone) vorkommen. Im Fall der organischen Spurenstoffe handelt es sich, mit Ausnahme natürlicher Hormone, um künstlich hergestellte Verbindungen, deren Auftreten direkt oder indirekt vom Menschen verursacht und als anthropogen bezeichnet wird. Im Gegensatz dazu können anorganische Spurenstoffe wie Schwermetalle geo-gen bedingt eine natürliche Hintergrundkonzentration aufweisen. Schwermetalle finden im Gewässerschutz schon länger Berücksichtigung, während die Problematik der organischen Spurenstoffe noch ein eher jüngeres Thema darstellt.

Unter dem Begriff „aquatische Umwelt“ versteht man die Oberflächengewässer als Lebensraum, das Grundwasser, die Trinkwassernutzung durch Menschen und das in Kläranlagen gereinigte Wasser.

In den späten 1970er Jahren wurden die ersten wissenschaftlichen Studien zu dieser Thematik durchgeführt, jedoch wurde erst um die Jahrtausendwende damit begonnen, dieses Thema auf wissenschaftlicher Ebene zu betrachten. Vor allem die Beurteilung der Bedeutung chemischer Substanzen für die Belastung der aquatischen Umwelt unterlag in den letzten Jahrzehnten einem deutlichen Wandel. Zu Beginn lag der Fokus auf Substanzen, welche in hoher Konzentration punktuell in die Gewässer eingeleitet wurden, wie beispielsweise sauerstoffzehrende Verbindungen, Nährstoffe und schon bereits nach kurzfristiger Einwirkung gesundheitsgefährdende Stoffe. In diesem Bereich wurden durch den Bau und Betrieb von Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen und den immer weiter fortschreitenden Technologien nachweislich große Er-

folge erzielt. Auch bei Stoffen, wie z. B. Pflanzenschutz- und Düngemittel, welche diffus ins Gewässer eingetragen werden, konnten ebenfalls durch das Setzen regulatorischer und technologischer Maßnahmen Erfolge erzielt werden. Nach Bewältigung dieser primären Belastungen, gilt es nun die Aufmerksamkeit auf jene Stoffe zu richten, welche bereits in geringer Konzentration sich potenziell kritisch auf die Lebewesen in den Gewässern auswirken können.

2.1.2 Eintragspfade von Spurenstoffen in die Gewässer

Spurenstoffe können auf unterschiedlichem Wege (Eintragspfade) in die Gewässer gelangen. Die nachfolgende Abbildung 2-1 zeigt alle relevanten Eintragspfade für organische und anorganische Spurenstoffe in Grund- und Oberflächengewässer.

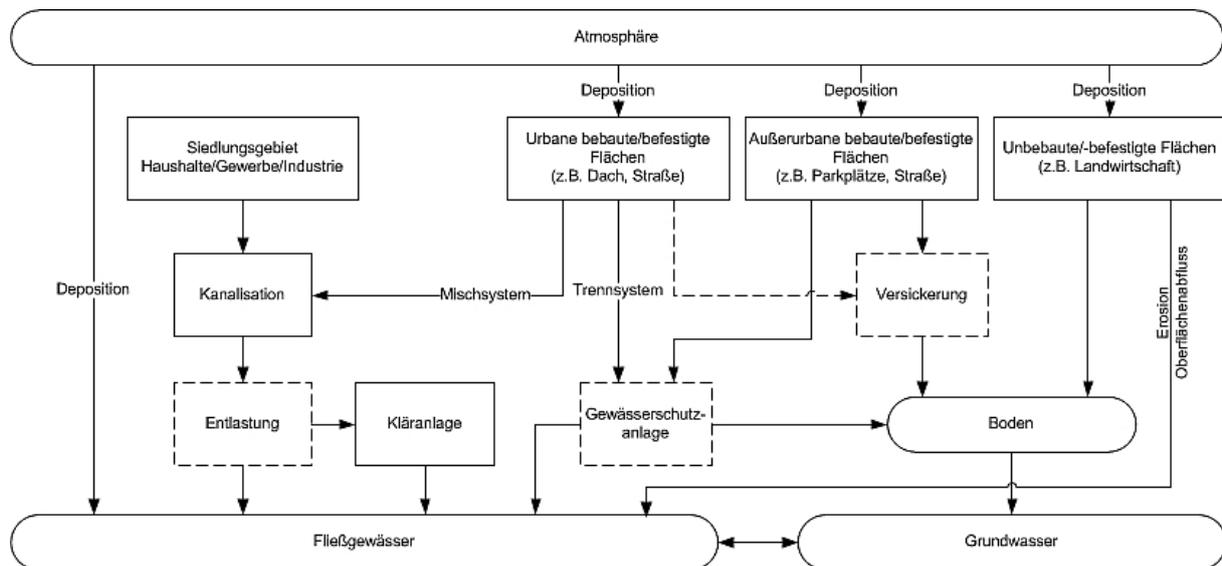


Abbildung 2-1: Eintragspfade von Spurenstoffen in Grund- und Oberflächengewässer (BMLFUW, 2014)

Weiters können die Eintragspfade von Spurenstoffen in punktuelle und diffuse Einträge unterteilt werden (siehe Abbildung 2-2).

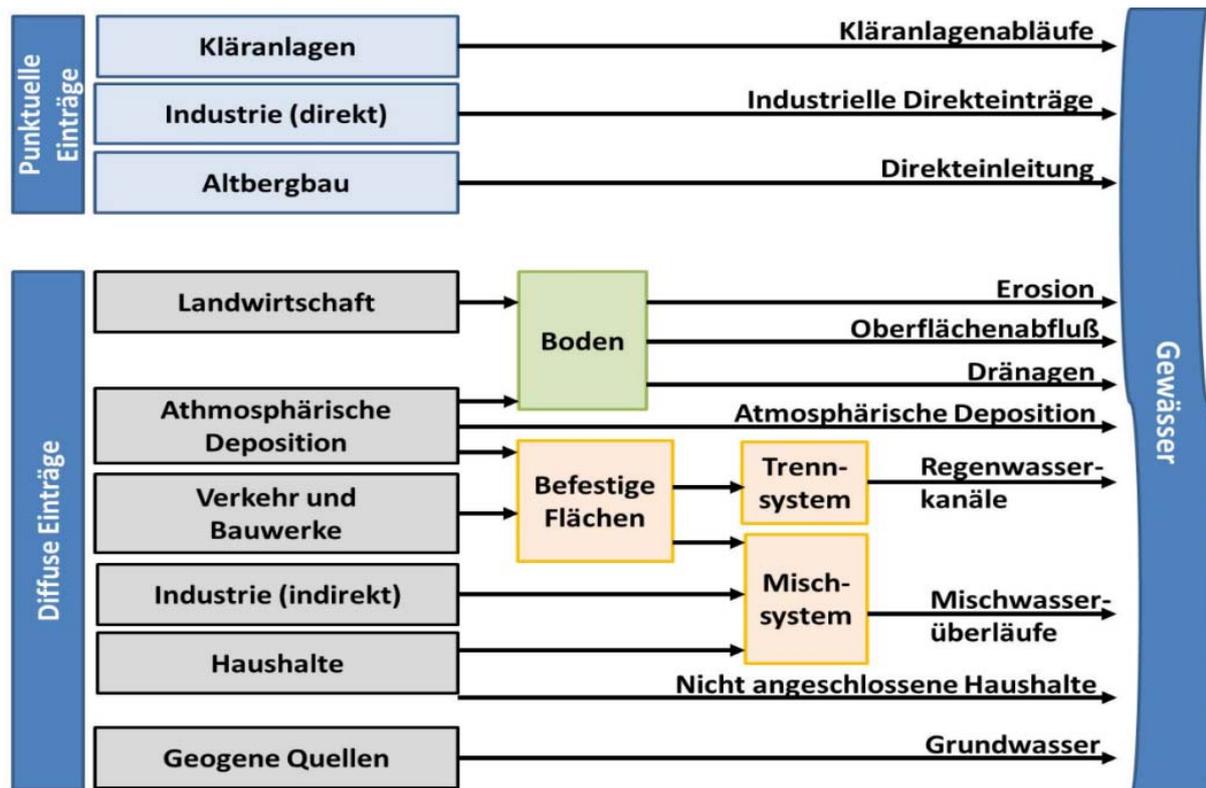


Abbildung 2-2: Unterteilung der Eintragspfade von Spurenstoffen in punktuelle und diffuse Einträge (BMLFUW, 2014)

Jene Spurenstoffe, welche in der aquatischen Umwelt gefunden werden, sind gleichzeitig ein fester Bestandteil unserer Gesellschaft und werden praktisch in allen Bereichen menschlicher Aktivitäten eingesetzt. Aufgrund dieses breiten Anwenderspektrums ist eine „Nullemission“ nicht zu erreichen und daher definitiv mit einem Auftreten dieser Stoffe in der Umwelt zu rechnen. Art und Ausmaß der Emission von Spurenstoffen werden überwiegend vom Verbraucherverhalten bestimmt. Diese gelangen über direkte Anwendungen, Waschwässer oder aus menschlichen und tierischen Ausscheidungen in den Wasserpfad, wobei der primäre Eintrag, abhängig von der Substanz und des Einsatzbereiches, über Grundwasser, Oberflächengewässer oder Kanalisation erfolgt. Substanzen, welche über die Luft verbreitet werden, gelangen über die Niederschläge ebenfalls in den Wasserkreislauf.

Das Thema Spurenstoffe erlebte in den letzten Jahren eine rasante Weiterentwicklung, was größtenteils auf die immer genauer werdende Analytik zurückzuführen ist. Vor zehn Jahren wäre es nicht möglich gewesen, viele dieser Substanzen und deren Abbauprodukte in den Gewässern analytisch nachzuweisen, jedoch ist es auch heute noch nicht vollständig möglich, die gesamte Palette an auftretenden Spurenstoffen in den Gewässern zu identifizieren.

2.1.3 Adsorptionsverhalten von Spurenstoffen

Der hydraulische Transport von Spurenstoffen kann in gelöster, an Feststoff adsorbierter oder kolloidaler Form erfolgen. Da der kolloidale Anteil meist vernachlässigbar klein

ist, besteht die Fraktionierung vereinfacht aus einem gelösten und einem an Feststoffpartikel adsorbierten Anteil. Dies kann durch sogenannte flüssig-fest Verteilungskoeffizienten (K_D -Faktor), dargestellt in Gleichung 1, beschrieben werden. Eine detaillierte Beschreibung des K_D -Faktors ist in der Dissertation von Clara (2004) gegeben.

$$K_D \left(\frac{L}{kg} \right) = \frac{c_{adsorbiert} \left(\frac{\mu g}{g} \right)}{c_{gelöst} \left(\frac{\mu g}{L} \right)} \cdot 1000 = \frac{(c_{unfiltriert} - c_{filtriert})}{AFS} \cdot 1000 \quad \text{Gleichung 1}$$

mit:	K_D	Flüssig-fest Verteilungskoeffizient (L/kg)
	$c_{adsorbiert}$	Konzentration des an Feststoff gebundenen Massenanteils ($\mu\text{g/g}$)
	$c_{gelöst}$	Konzentration des gelösten Massenanteils ($\mu\text{g/L}$)
	$c_{unfiltriert}$	Konzentration der unfiltrierten Probe ($\mu\text{g/L}$)
	$c_{filtriert}$	Konzentration der filtrierten Probe ($\mu\text{g/L}$)
	AFS	Konzentration Abfiltrierbarer Stoffe (Filtration durch $0,45 \mu\text{m}$ Sieb) (g/L)

Die obige Gleichung beschreibt das Verhältnis zwischen dem an den Feststoff gebundenen Massenanteil und dem gelösten Massenanteil eines Stoffes. Somit ist es möglich, über die gemessenen Konzentrationen der unfiltrierten und filtrierten Proben den an den Feststoff gebundenen Anteil und den gelösten Anteil von Spurenstoffen zu bestimmen und somit auf deren Adsorptionsverhalten zu schließen.

2.1.4 Rechtliche Rahmenbedingungen für Spurenstoffe in Österreich

In Österreich existiert für die Thematik der Spurenstoffe bereits ein umfangreicher rechtlicher Rahmen. Seit Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (European-Commission, 2000) in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union sind Spurenstoffe hinsichtlich der Bewertung eines Gewässers auf jeden Fall zu berücksichtigen. Die Wasserrahmenrichtlinie beinhaltet eine Liste von Stoffen bzw. Stoffgruppen, welche bei einer Grenzwertüberschreitung ein erhebliches Risiko für die aquatische Umwelt darstellen. Diese werden als „prioritäre“ Stoffe bezeichnet. Hinsichtlich der „prioritär gefährlichen“ Stoffe, die zusätzlich toxisch oder auch bioakkumulierend sind, fordert die Wasserrahmenrichtlinie unabhängig von Umweltkonzentrationen ein Setzen von Maßnahmen, welche die Einleitung, Emissionen und Verluste dieser Stoffe beendet oder schrittweise unterbindet. Eine Auflistung aller momentan definierten prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe ist in der EU-Richtlinie 2008/105/EG (European-Commission, 2008) enthalten. Diese Auflistung entspricht dem Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie (siehe Tabelle 2-1).

Tabelle 2-1: Auflistung prioritärer und prioritär gefährlicher Stoffe laut EU-Richtlinie 2008/105/EG (European-Commission, 2008)

Nummer	CAS-Nummer ⁽¹⁾	EU-Nummer ⁽²⁾	Bezeichnung des prioritären Stoffes ⁽³⁾	Als prioritärer gefährlicher Stoff eingestuft
(1)	15972-60-8	240-110-8	Alachlor	
(2)	120-12-7	204-371-1	Anthracen	X
(3)	1912-24-9	217-617-8	Atrazin	
(4)	71-43-2	200-753-7	Benzol	
(5)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Bromierte Diphenylether ⁽⁴⁾	X ⁽⁵⁾
	32534-81-9	nicht anwendbar	Pentabromdiphenylether (Kongenere mit den Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154)	
(6)	7440-43-9	231-152-8	Cadmium und Cadmiumverbindungen	X
(7)	85535-84-8	287-476-5	C ₁₀₋₁₃ -Chloralkane ⁽⁴⁾	X
(8)	470-90-6	207-432-0	Chlorfenvinphos	
(9)	2921-88-2	220-864-4	Chlorpyrifos (Chlorpyrifos-Ethyl)	
(10)	107-06-2	203-458-1	1,2-Dichloroethan	
(11)	75-09-2	200-838-9	Dichlormethan	
(12)	117-81-7	204-211-0	Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	
(13)	330-54-1	206-354-4	Diuron	
(14)	115-29-7	204-079-4	Endosulfan	X
(15)	206-44-0	205-912-4	Fluoranthren ⁽⁶⁾	
(16)	118-74-1	204-273-9	Hexachlorbenzol	X
(17)	87-68-3	201-765-5	Hexachlorbutadien	X
(18)	608-73-1	210-158-9	Hexachlorcyclohexan	X
(19)	34123-59-6	251-835-4	Isoproturon	
(20)	7439-92-1	231-100-4	Blei und Bleiverbindungen	
(21)	7439-97-6	231-106-7	Quecksilber und Quecksilberverbindungen	X
(22)	91-20-3	202-049-5	Naphthalin	
(23)	7440-02-0	231-111-14	Nickel und Nickelverbindungen	
(24)	25154-52-3	246-672-0	Nonylphenol	X
	104-40-5	203-199-4	(4-Nonylphenol)	X
(25)	1806-26-4	217-302-5	Octylphenol	
	140-66-9	nicht anwendbar	(4-(1,1',3,3'-Tetramethylbutyl)-phenol)	
(26)	608-93-5	210-172-5	Pentachlorbenzol	X
(27)	87-86-5	231-152-8	Pentachlorphenol	

Nummer	CAS-Nummer ⁽¹⁾	EU-Nummer ⁽²⁾	Bezeichnung des prioritären Stoffes ⁽³⁾	Als prioritärer gefährlicher Stoff eingestuft
(28)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	X
	50-32-8	200-028-5	(Benzo(a)pyren)	X
	205-99-2	205-911-9	(Benzo(b)fluoranthen)	X
	191-24-2	205-883-8	(Benzo(g,h,i)perylen)	X
	207-08-9	205-916-6	(Benzo(k)fluoranthen)	X
	193-39-5	205-893-2	(Indeno(1,2,3-cd)pyren)	X
(29)	122-34-9	204-535-2	Simazin	
(30)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Tributylzinnverbindungen	X
	36643-28-4	nicht anwendbar	(Tributylzinn-Kation)	X
(31)	12002-48-1	234-413-4	Trichlorbenzole	
(32)	67-66-3	200-663-8	Trichlormethan (Chloroform)	
(33)	1582-09-8	216-428-8	Trifluralin	

⁽¹⁾ CAS: Chemical Abstracts Service.

⁽²⁾ EU-Nummer: European Inventory of Existing Commercial Substances (Einecs) oder European List of Notified Chemical Substances (ELINCS).

⁽³⁾ Wenn Stoffgruppen ausgewählt wurden, sind typische Vertreter der betreffenden Gruppe als Indikatorparameter aufgeführt (in Klammern und ohne Nummer). Für diese Stoffgruppen muss der Indikatorparameter durch die Analysemethode definiert werden.

⁽⁴⁾ Diese Stoffgruppen umfassen in der Regel eine große Anzahl einzelner Verbindungen. Zum jetzigen Zeitpunkt können keine geeigneten Indikatorparameter angegeben werden.

⁽⁵⁾ Nur Pentabrombiphenylether (CAS-Nummer 32534-81-9).

⁽⁶⁾ Fluoranthen ist in der Liste als Indikator für andere gefährlichere polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe aufgeführt.

Außerdem gelten für 8 Stoffe der o. a. Liste gemäß Richtlinie 2006/11/EG (European-Commission, 2006), die nicht als prioritär eingestuft wurden, die Qualitätsziele in unveränderter Form weiter. Die gemeinschaftlich geregelten Umweltqualitätsnormen (UQN) dieser insgesamt 41 Stoffe definieren den guten chemischen Zustand von Grund- und Oberflächengewässern (siehe Tabelle 2-2). Dabei wird zwischen Jahresdurchschnittswerten (JD-UQN) und zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) unterschieden, welche beide für einen Spurenstoff eingehalten werden müssen. Diese sind durch die Qualitätszielverordnungen Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW; BGBl. II Nr. 98/2010, 2010) und Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG; BGBl. II Nr. 96/2006, 2006) in nationales Recht übernommen worden, welche im Jahr 2010 letztmalig angepasst wurden (BGBl. II Nr. 461/2010, 2010). Mit Inkrafttreten der Richtlinie 2013/39/EU (European-Commission, 2013) 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 wurde die erste Revision der Liste prioritärer Stoffe verabschiedet, in welcher die Aufnahme 12 neuer Stoffe bzw. Stoffgruppen in die Liste der prioritären Stoffe beschlossen wurde. Diese ist bis spätestens 14.09.2015 in nationales Recht zu übernehmen und die geänderten Umweltqualitätsnormen für die bestehende Liste prioritärer Stoffe sind ab dem 22.12.2015, für die neuen Stoffe ab dem 22.12.2018 anzuwenden. Die Revision der Liste prioritärer Stoffe hat spätestens vier Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie (nächster Termin 2017) und danach alle sechs Jahre zu erfolgen.

Tabelle 2-2: Umweltqualitätsnormen prioritärer und prioritär gefährlicher Stoffe zur Definition des guten chemischen Zustands von Grund- und Oberflächengewässern laut EU-Richtlinie 2008/105/EG (European-Commission, 2008)

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
Nr.	Stoffname	CAS-Nummer ⁽¹⁾	JD-UQN ⁽²⁾ Binnenoberflächen- gewässer ⁽³⁾	JD-UQN ⁽²⁾ Sonstige Oberflä- chengewässer	ZHK-UQN ⁽⁴⁾ Binnenoberflächenge- wässer ⁽³⁾	ZHK-UQN ⁽⁴⁾ Sonstige Oberflä- chengewässer
(1)	Alachlor	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7
(2)	Anthracen	120-12-7	0,1	0,1	0,4	0,4
(3)	Atrazin	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0
(4)	Benzol	71-43-2	10	8	50	50
(5)	Bromierte Diphenylether ⁽⁵⁾	32534-81-9	0,0005	0,0002	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(6)	Cadmium und Cadmiumverbindungen (je nach Wasserhärteklasse) ⁽⁶⁾	7440-43-9	≤ 0,08 (Klasse 1) 0,08 (Klasse 2) 0,09 (Klasse 3) 0,15 (Klasse 4) 0,25 (Klasse 5)	0,2	≤ 0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)	≤ 0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)
(6a)	Tetrachlorkohlenstoff ⁽⁷⁾	56-23-5	12	12	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(7)	C10-13 Chloralkane	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4
(8)	Chlorfenvinphos	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3
(9)	Chlorpyrifos (Chlorpyrifos-Ethyl)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1
(9a)	Cyclodien Pestizide: Aldrin ⁽⁷⁾ Dieldrin ⁽⁷⁾ Endrin ⁽⁷⁾ Isodrin ⁽⁷⁾	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	Σ = 0,01	Σ = 0,005	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(9b)	DDT insgesamt ⁽⁷⁾ ⁽⁸⁾	nicht anwend- bar	0,025	0,025	nicht anwendbar	nicht anwendbar
	Para-para-DDT ⁽⁷⁾	50-29-3	0,01	0,01	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(10)	1,2-Dichlorethan	107-06-2	10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(11)	Dichlormethan	75-09-2	20	20	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(12)	Bis(2-ethyl-hexyl)phthalat (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(13)	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8
(14)	Endosulfan	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004
(15)	Fluoranthren	206-44-0	0,1	0,1	1	1
(16)	Hexachlorbenzol	118-74-1	0,01 ⁽⁹⁾	0,01 ⁽⁹⁾	0,05	0,05
(17)	Hexachlorbutadien	87-68-3	0,1 ⁽⁹⁾	0,1 ⁽⁹⁾	0,6	0,6
(18)	Hexachlorcyclohexan	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
Nr.	Stoffname	CAS-Nummer ⁽¹⁾	JD-UQN ⁽²⁾ Binnenoberflächen- gewässer ⁽³⁾	JD-UQN ⁽²⁾ Sonstige Oberflä- chengewässer	ZHK-UQN ⁽⁴⁾ Binnenoberflächenge- wässer ⁽⁵⁾	ZHK-UQN ⁽⁴⁾ Sonstige Oberflä- chengewässer
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0
(20)	Blei und Bleiverbindungen	7439-92-1	7,2	7,2	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(21)	Quecksilber und Quecksilberverbindungen	7439-97-6	0,05 ⁽⁶⁾	0,05 ⁽⁶⁾	0,07	0,07
(22)	Naphthalin	91-20-3	2,4	1,2	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(23)	Nickel- und Nickelverbindungen	7440-02-0	20	20	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(24)	Nonylphenol (4-Nonylphenol)	104-40-5	0,3	0,3	2,0	2,0
(25)	Octylphenol ((4-(1,1',3,3'-Tetramethylbutyl)-phenol))	140-66-9	0,1	0,01	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(26)	Pentachlorbenzol	608-93-5	0,007	0,0007	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(27)	Pentachlorphenol	87-86-5	0,4	0,4	1	1
(28)	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) ⁽¹⁰⁾	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar
	Benzo(a)pyren	50-32-8	0,05	0,05	0,1	0,1
	Benzo(b)fluoranthen	205-99-2	Σ = 0,03	Σ = 0,03	nicht anwendbar	nicht anwendbar
	Benzo(k)fluoranthen	207-08-9				
	Benzo(g,h,i)-perylene	191-24-2	Σ = 0,002	Σ = 0,002	nicht anwendbar	nicht anwendbar
	Indeno(1,2,3-cd)-pyren	193-39-5				
(29)	Simazin	122-34-9	1	1	4	4
(29a)	Tetrachlorethylen ⁽⁷⁾	127-18-4	10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(29b)	Trichlorethylen ⁽⁷⁾	79-01-6	10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(30)	Tributylzinverbindungen (Tributhyltin-Kation)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015
(31)	Trichlorbenzole	12002-48-1	0,4	0,4	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(32)	Trichlormethan	67-66-3	2,5	2,5	nicht anwendbar	nicht anwendbar
(33)	Trifluralin	1582-09-8	0,03	0,03	nicht anwendbar	nicht anwendbar

⁽¹⁾ CAS: Chemical Abstracts Service.

⁽²⁾ Dieser Parameter ist die Umweltqualitätsnorm (UQN), ausgedrückt als Jahresdurchschnitt (JD-UQN). Sofern nicht anders angegeben, gilt er für die Gesamtkonzentration aller Isomere.

⁽³⁾ Binnenoberflächengewässer umfassen Flüsse und Seen sowie mit diesen verbundene künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper.

⁽⁴⁾ Dieser Parameter ist die Umweltqualitätsnorm, ausgedrückt als zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN). Ist für die ZHK-UQN „nicht anwendbar“ angegeben, so gelten die JD-UQN-Werte auch bei kurzfristigen Verschmutzungsspitzenwerten bei kontinuierlicher Einleitung als ausreichendes Schutzniveau, da sie deutlich niedriger sind als die auf der Grundlage der akuten Toxizität gewonnenen Werte.

⁽⁵⁾ Für die unter bromierte Diphenylether (Nr. 5) fallende Gruppe prioritärer Stoffe, die in der Entscheidung Nr. 2455/2001/EG aufgeführt sind, wird nur für Kongenere der Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154 eine Umweltqualitätsnorm festgesetzt.

⁽⁶⁾ Bei Cadmium und Cadmiumverbindungen (Nr. 6) hängt die UQN von der Wasserhärte ab, die in fünf Klassenkategorien abgebildet wird (Klasse 1: < 40 mg CaCO₃/l, Klasse 2: 40 bis < 50 mg CaCO₃/l, Klasse 3: 50 bis < 100 mg CaCO₃/l, Klasse 4: 100 bis < 200 mg CaCO₃/l und Klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l).

⁽⁷⁾ Hierbei handelt es sich nicht um einen prioritären Stoff, sondern um einen der sonstigen Schadstoffe, bei denen die Umweltqualitätsnormen mit denen identisch sind, die in den vor dem 13. Januar 2009 geltenden Rechtsvorschriften festgelegt worden sind.

⁽⁸⁾ DDT insgesamt umfasst die Summe der Isomere 1,1,1-Trichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 50-29-3; EU-Nr. 200-024-3), 1,1,1-Trichlor-2-(o-chlorphenyl)-2-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 789-02-6; EU-Nr. 212-332-5), 1,1-Dichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethylen (CAS-Nr. 72-55-9; EU-Nr. 200-784-6) und 1,1-Dichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 72-54-8; EU-Nr. 200-783-0).

⁽⁹⁾ Wendet ein Mitgliedstaat die Umweltqualitätsnormen für Biota nicht an, so führt er strengere Umweltqualitätsnormen für Wasser ein, so dass das gleiche Schutzniveau erreicht wird wie mit den in Artikel 3 Absatz 2 dieser Richtlinie festgelegten Umweltqualitätsnormen für Biota. Der Mitgliedstaat unterrichtet die Kommission und die anderen Mitgliedstaaten über den in Artikel 21 der Richtlinie 2000/60/EG genannten Ausschuss über die Gründe für die Wahl dieses Vorgehens und die festgesetzten alternativen Umweltqualitätsnormen für Wasser sowie über die Daten und die Methode für die Ableitung der alternativen Umweltqualitätsnormen und die Kategorien von Oberflächengewässern, für die sie gelten sollen.

⁽¹⁰⁾ Bei der Gruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) (Nr. 28) gilt jede einzelne Umweltqualitätsnorm, d. h. die Umweltqualitätsnorm für Benzo(a)pyren, und die Umweltqualitätsnorm für die Summe von Benzo(b)fluoranthen und Benzo(k)fluoranthen und die Umweltqualitätsnorm für die Summe von Benzo(g,h,i)perylene und Indeno(1,2,3-cd)pyren müssen eingehalten werden.

Für die Durchführung einer Bestandsaufnahme wurde auf europäischer Ebene ein Leitfadens erstellt, welcher in Österreich mit dem Emissionsregister Oberflächengewässer (EmRegV-OW) für punktförmige Einleitungen umgesetzt wird.

Um diese Zielvorgaben zu erreichen, ist es erforderlich, regelmäßige Bestandsaufnahmen durchzuführen, diese zu bewerten und, falls notwendig, Maßnahmen zu setzen, um einen guten Gewässerzustand zu erreichen. Ein Beispiel für solche Maßnahmen

stellen Emissionsbegrenzungen für Punktquellen dar, welche in Österreich in mehr als 60 Emissionsverordnungen für kommunale, gewerbliche und industrielle Abwässer, dem Stand der Technik entsprechend, festgelegt sind. Weiters ist im österreichischen Wasserrecht ein Emissions- und Immissionsansatz verankert. Dieser schreibt strengere Emissionsbegrenzungen vor, sollten die Begrenzungen nach dem Stand der Technik nicht ausreichen, um die Umweltziele im Gewässer zu gewährleisten. Im Falle von Mischwassereinleitungen ist in Ermangelung der nach wie vor fehlenden und in der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) vorgesehenen eigenen Mischwasseremissionsverordnung, dem Stand der Technik entsprechend, zusätzlich das ÖWAV-Regelblatt 19 „Richtlinien für die Bemessung von Mischwasserentlastungen“ (OEWAV, 2007b) anzuwenden.

2.2 Modelltechnische Grundlagen der Kanalnetzsimulation

Bevor auf die Kanalnetzsimulation näher eingegangen wird, ist es zunächst notwendig, einige Begriffe der Modelltechnik näher zu erläutern, da es hier gilt, eine Vielzahl von Prozessen abzubilden, welche in Abbildung 2-3 schematisch dargestellt sind. Diese lassen sich in Prozesse auf der Oberfläche (Verdunstung, Abflussbildung, Abflusskonzentration, spezielle Prozesse) und in Prozesse im Kanalnetz (Abflusstransformation, Abflussaufteilung und Abflussspeicherung, Entlastung, Berechnung von Trockenwetterabfluss und Schmutzkonzentration) unterteilen und werden in Kapitel 2.2.1 näher beschrieben.

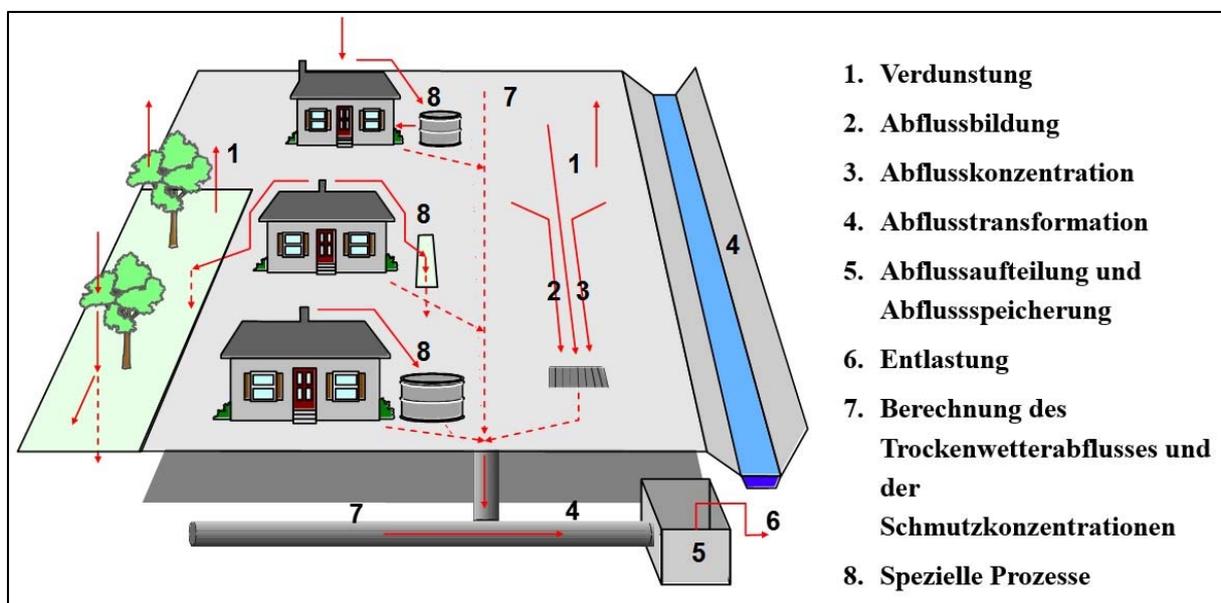


Abbildung 2-3: Modellkonzept abzubildender Prozesse in Entwässerungssystemen (Muschalla, 2008)

Die nachfolgenden Beschreibungen basieren auf Verworn (1999) und dem deutschen Merkblatt ATV-DVWK-M 165 (ATV, 2004), sowie dem DWA-Arbeitsbericht „Schmutzfrachtsimulation in der Siedlungsentwässerung“ (DWA, 2012).

Im Bereich der Stadtentwässerung können Modelle grundsätzlich in vier wesentliche Anwendungsbereiche kategorisiert werden:

- Niederschlags-Abfluss-Modelle (N-A-Modelle)
- Schmutzfrachtmodelle
- Kläranlagenmodelle
- Gewässergütemodelle

Nachfolgend wird auf die N-A-Modelle näher eingegangen, da diese die Grundlage für die danach beschriebenen Schmutzfrachtmodelle bilden. Die Kläranlagenmodelle und die Gewässergütemodelle werden in dieser Arbeit nicht näher behandelt.

2.2.1 Niederschlags-Abfluss-Modellierung

2.2.1.1 Allgemeines

Aufgabe der N-A-Modelle ist es, die Prozesse im Einzugsgebiet und in den Gerinnen bzw. den Kanalnetzen nachzubilden. Um dies zu ermöglichen, ist es nötig, die Geometrie der bestehenden und für die Zukunft vorgesehenen Kanalprofile zu kennen. Eine unmittelbare Bemessung der erforderlichen Profile kann demnach mit N-A-Modellen nicht durchgeführt werden.

N-A-Modelle bestehen im Wesentlichen aus zwei Komponenten. Zum einen beschreibt die Oberflächenabflussberechnung die Umwandlung des als Belastung angesetzten Niederschlags in Abflusswellen für definierte Punkte (Übergabepunkte in das Kanalnetz), während in der Transportberechnung die Überlagerung und Weiterleitung der Teilwellen im Kanalnetz oder im Entwässerungssystem behandelt.

Weiters werden N-A-Modelle in Abhängigkeit der Art der Transportberechnung in hydrologische und hydrodynamische Modelle unterschieden. Die Berechnung des Oberflächenabflusses ist bezogen auf das Verfahren für beide Fälle gleich, jedoch können die Methoden zu dessen Ermittlung unterschiedlich sein. Im Oberflächenabflussmodell werden die Abflussvorgänge an der Oberfläche vom Auftreffen des Regens auf die Oberfläche bis hin zum Eintreffen des Wassers am Eintrittspunkt in das Kanalnetz beschrieben. Diese Wellen werden über die Berechnungskomponenten Abflussbildung und Abflusskonzentration ermittelt.

2.2.1.2 Abflussbildung

Unter dem Begriff der Abflussbildung werden jene physikalischen Vorgänge zusammengefasst, welche die Umwandlung des auf eine abflusswirksame Einzugsgebietsfläche gefallenen Niederschlags in den zum Kanal gelangenden Abfluss bewirken, sprich wie viel des gefallenen Niederschlags tatsächlich zum Abfluss kommt. Hierzu zählen die folgenden Vorgänge:

- i) Befeuchtung der Oberfläche
- ii) Füllung von Mulden

- iii) Verdunstung von der Oberfläche
- iv) Versickerung in den Boden

Jene Anteile des Niederschlags, welche dabei nicht zum Abfluss gelangen, werden als Verluste bezeichnet.

2.2.1.2.1 Verlustarten

Generell sollten für die N-A-Modellierung folgende Verluste berücksichtigt werden:

- Benetzungsverluste
- Muldenverluste
- Dauerverluste
- Verdunstungsverluste
- Versickerungsverluste (auf durchlässigen Flächen)

Abbildung 2-4 zeigt eine qualitative Darstellung der Abflussbildung während eines Regenereignisses mit konstanter Intensität und der Anfangsbedingung „trocken“. In der Darstellung sind folgende Parameter enthalten:

h_V ... Höhe des Verdunstungsverlustes (mm)

h_B ... Höhe des Benetzungsverlustes (mm)

h_M ... Höhe des Muldenverlustes (mm)

h_S ... Höhe der Versickerungsverluste (mm)

h_W ... Höhe des abflusswirksamen Niederschlags (mm)

Das Abflussverhalten undurchlässiger, befestigter und nicht befestigter Flächen weist wesentliche Unterschiede auf, wodurch diese getrennt zu betrachten sind.

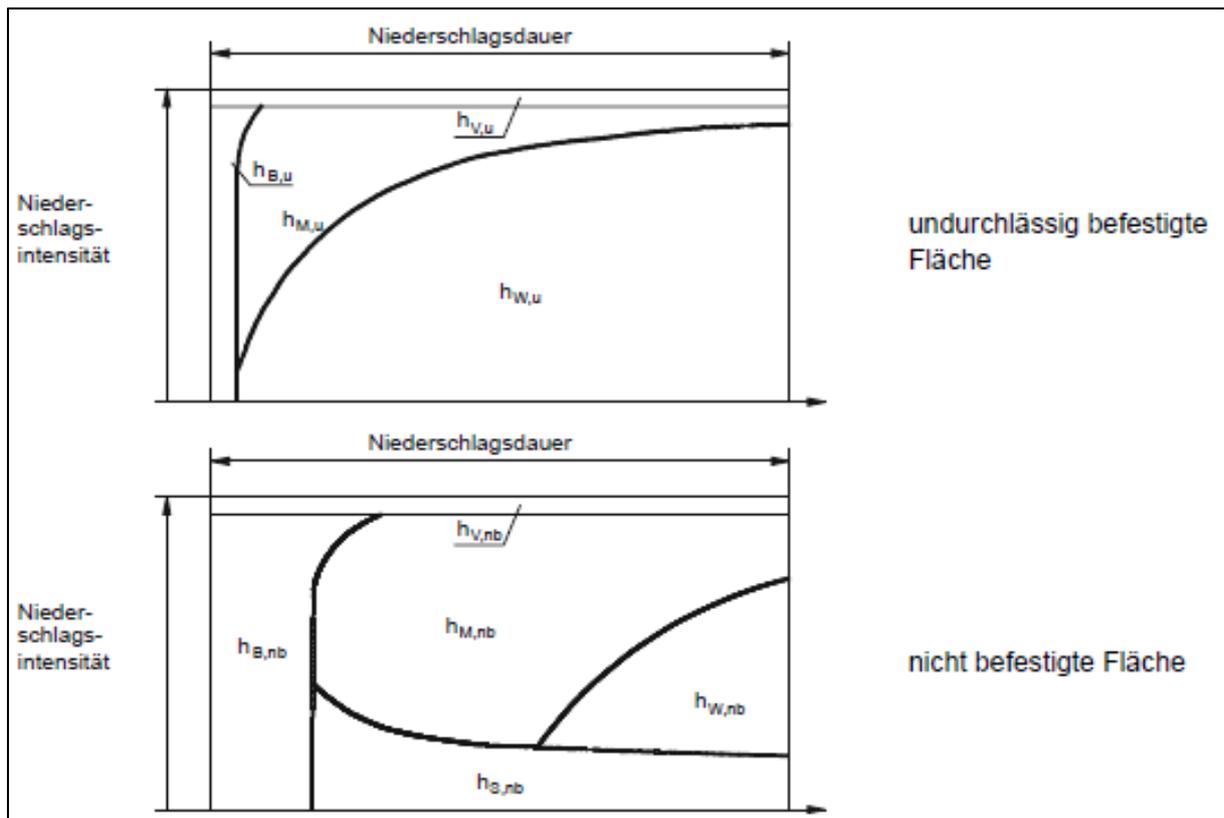


Abbildung 2-4: Abflussbildung während eines Regenereignisses mit konstanter Intensität und vorangegangener Trockenperiode (ATV, 2004)

Abbildung 2-5 zeigt den prinzipiellen Verlauf der Abflussbildung während eines Regenereignisses unter Berücksichtigung der nachfolgend beschriebenen Verluste.

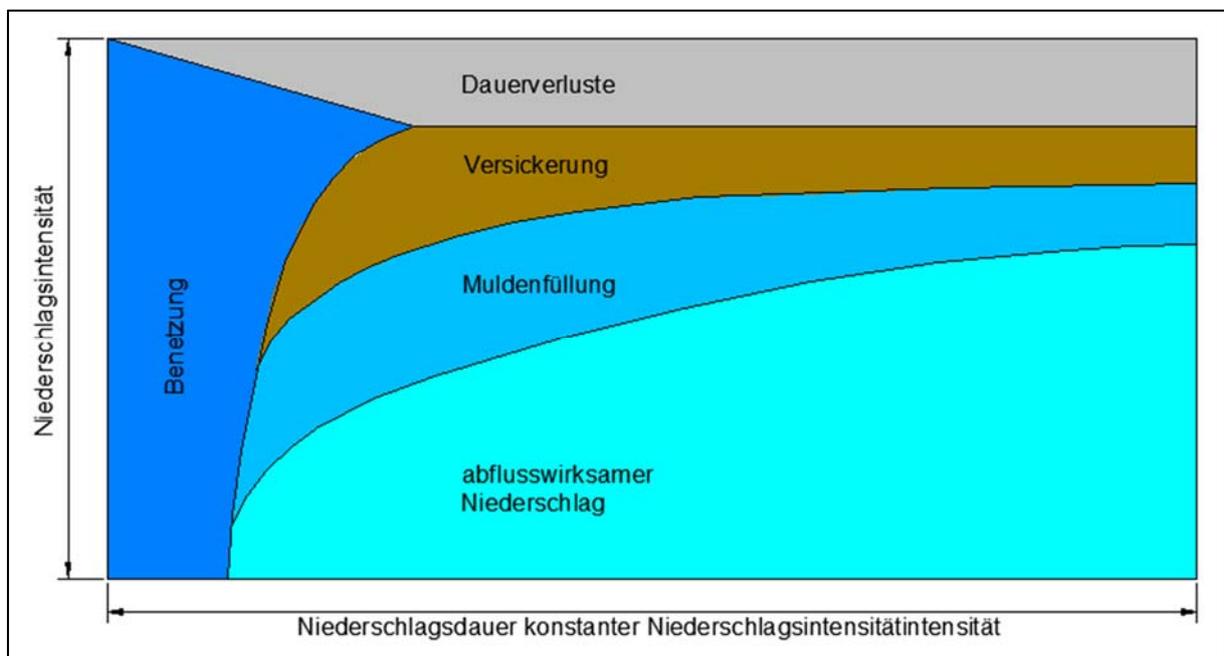


Abbildung 2-5: Prinzipieller Verlauf der Abflussbildung bei konstanter Niederschlagsintensität

Benetzungs- und Muldenverluste stellen jeweils Anfangsverluste dar, jedoch müssen diese aufgrund ihrer Unterschiedlichkeit getrennt betrachtet werden. Der Benetzungsverlust tritt zu Beginn eines Regenereignisses auf. Dieser muss zunächst überwunden werden, bevor es überhaupt zu einem Abfluss kommt. Nach Überwindung des Benetzungsverlustes kann es bereits zu einem Abfluss kommen, obwohl die Muldenverluste noch nicht abgedeckt sind. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Flächen bereits direkt nach der Benetzung einen Abfluss in das Entwässerungssystem liefern, während andere Flächen noch nicht abflusswirksam sind, da der anfallende Niederschlag noch in den Mulden zurückgehalten wird. Mit steigender Füllung der Mulden steigt auch der Anteil der abflusswirksamen Flächen, da das Rückhaltevermögen gefüllter Mulden erschöpft ist und nur noch größere Mulden abflussmindernd wirken.

Über die Dauerverluste werden jene Flächenanteile berücksichtigt, welche nicht abflusswirksam bezüglich des Entwässerungssystems sind. Werden nur vollständig abflusswirksamen Flächen bezüglich des Entwässerungssystems berücksichtigt, treten keine Dauerverluste auf.

Verdunstungsverluste treten auch während eines Regenereignisses auf, jedoch stellen sie nur einen Bruchteil des Regens dar und werden daher in den meisten Fällen vernachlässigt. Werden Verdunstungsverluste berücksichtigt, sollten diese nicht von der Regenbelastung abgezogen werden, sondern bei der Regeneration der Benetzungs- und Muldenverluste, da dieser Vorgang auch bei niederschlagsfreien Zeiten auftritt.

Für durchlässige Flächen müssen zusätzlich noch die Versickerungsverluste berücksichtigt werden. Die Infiltrationskapazität des Bodens ist abhängig von der Durchlässigkeit des Bodens und von dessen aktuellem Wassergehalt, welcher sich während Regenereignissen, aber auch an trockenen Tagen ändert. Der in Illgen (2009) erläuterte, von Paulsen (1986) modifizierte Horton-Ansatz beschreibt das sich ändernde Infiltrationsvermögen von durchlässigen Flächen während eines Regenereignisses, ausgehend von einer Anfangsinfiltrationsrate f_0 bis zum Erreichen einer Endinfiltrationsrate f_e , als eine Funktion der Zeit. Die allgemeine Berechnungsgleichung nach Horton lautet wie folgt:

$$f(t) = f_e + (f_0 - f_e) \cdot e^{-k \cdot t} \quad \text{Gleichung 2}$$

mit:	$f(t)$	Infiltrationsrate zur Zeit t (L/(s·ha))
	f_0	Anfangsinfiltrationsrate zur Zeit $t = 0$ (L/(s·ha))
	f_e	Endinfiltrationsrate zur Zeit $t = \infty$ (L/(s·ha))
	k	Abnahmekoeffizient während des Regenereignisses (1/min)

Für die modelltechnische Umsetzung des Horton-Ansatzes ist eine rekursive Berechnungsgleichung erforderlich, welche es ermöglicht die Infiltrationsrate f_i am Ende des i -ten Intervalls aus der vorangegangenen Infiltrationsrate f_{i-1} zu berechnen (Erweite-

zung von Pausen). Hierbei erfolgt für die Niederschlagsphasen, bei denen die Regenintensität die aktuelle Infiltrationskapazität unterschreitet, eine idealisierte Aufteilung der zugehörigen Berechnungszeitschritte.

$$f_i = f_e + (f_{i-1} - f_e) \cdot e^{-k \cdot \Delta t} \quad \text{Gleichung 3}$$

mit:	f_i	Infiltrationsrate des i-ten Intervalls (L/(s·ha))
	f_{i-1}	Infiltrationsrate des vorangegangenen Intervalls (L/(s·ha))
	f_e	Endinfiltrationsrate zur Zeit $t = \infty$ (L/(s·ha))
	k	Abnahmekoeffizient während des Regenereignisses (1/min)
	Δt	Intervalllänge (mm)

Durch die Umformung von Gleichung 3 auf die Variable f_i kann Gleichung 4 für die Regenerierung der Infiltrationskapazität herangezogen werden.

$$f_i = f_0 - (f_0 - f_{i-1}) \cdot e^{-k_D \cdot \Delta t} \quad \text{Gleichung 4}$$

mit:	f_i	Infiltrationsrate des i-ten Intervalls (L/(s·ha))
	f_{i-1}	Infiltrationsrate des vorangegangenen Intervalls (L/(s·ha))
	f_0	Anfangsinfiltrationsrate zur Zeit $t = 0$ (L/(s·ha))
	k_D	Regenerationskonstante für die Trockenphase (1/mm)
	Δt	Intervalllänge (mm)

Abbildung 2-6 zeigt die Versickerungsleistung während eines Regenereignisses bzw. die Regeneration der Versickerungsleistung nach Ende des Ereignisses.

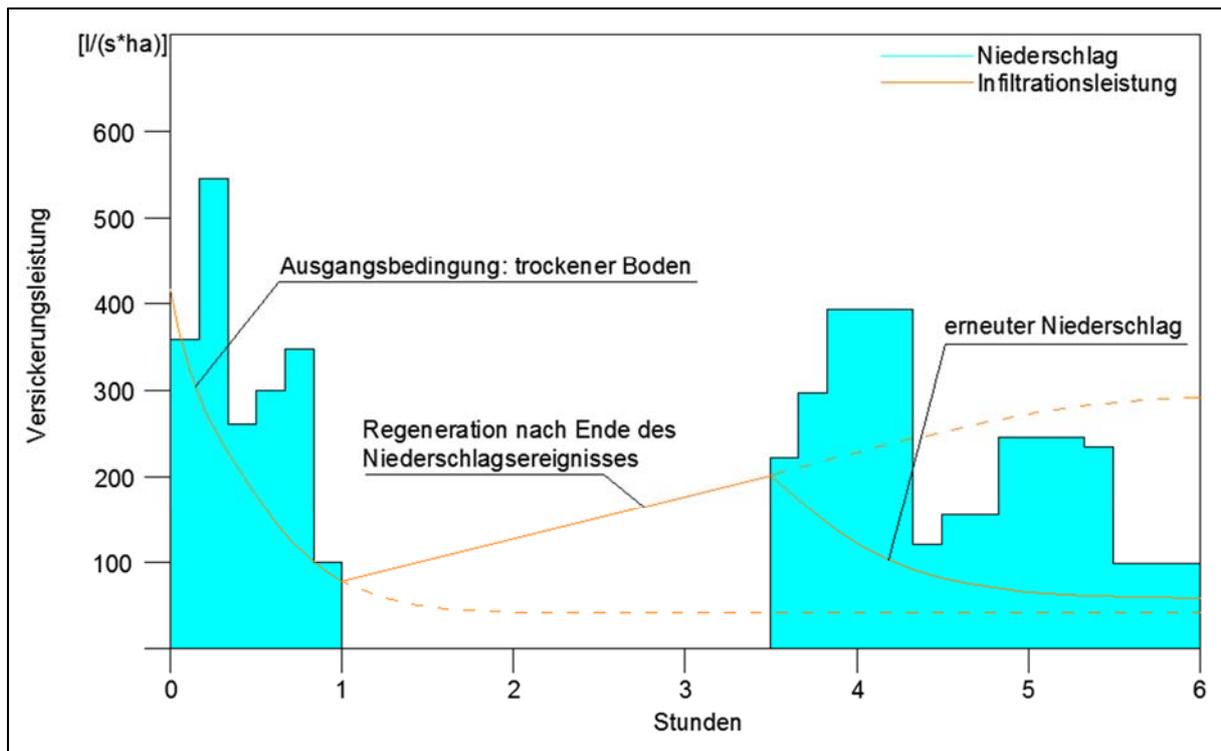


Abbildung 2-6: Versickerungsleistung und Regeneration des Bodens während eines Regenereignisses

2.2.1.2.2 Modellansätze für die Abflussbildung

Für die Abflussbildung gibt es drei vereinfachte Modellansätze, um den abflusswirksamen Niederschlag zu ermitteln. Diese werden nachfolgend in aller Kürze beschrieben. Eine umfassende Erläuterung ist Gujer and Krebs (1997) zu entnehmen.

Schwellenwertmethode:

Sie ist die einfachste Modellvorstellung, da lediglich ein Anfangsverlust überwunden werden muss.

$$h_{Ne} = h_N - h_A \quad \text{Gleichung 5}$$

- mit:
- h_{Ne} Abflusswirksamer Niederschlag (L)
 - h_N Gemessener Niederschlag (L)
 - h_A Anfangsverlust (L)

Prozentwertmethode:

Bei dieser Methode wird neben einem Benetzungsverlust (Anfangsverlust) noch ein prozentualer Verlust angesetzt um den abflusswirksamen Niederschlag zu ermitteln.

$$h_{\phi,t} = \varphi \cdot (\Delta h_{N,\Delta t} - h_B) \quad \text{Gleichung 6}$$

- mit:
- $h_{\phi,t}$ Prozentwertverlust-Verlusthöhe zum Zeitpunkt t (L)
 - φ Konstanter Verlust-Prozentsatz (-)

$\Delta h_{N,\Delta t}$	Niederschlagshöhe im betrachteten Zeitschritt Δt (L)
h_B	Benetzungshöhe (L)

Grenzwertmethode:

Die Grenzwertmethode berücksichtigt neben dem Benetzungsverlust noch zusätzlich die Dauerverluste und die Muldenverluste.

$$h_{Ne} = h_N - (h_B + h_D + h_M) \quad \text{Gleichung 7}$$

mit:	h_{Ne}	Abflusswirksamer Niederschlag (L)
	h_N	Gemessener Niederschlag (L)
	h_B	Benetzungsverlust (L)
	h_D	Dauerverlust (L)
	h_M	Muldenverlust (L)

Die nachfolgende Abbildung 2-7 veranschaulicht die soeben beschriebenen Modellansätze zur Abflussbildung.

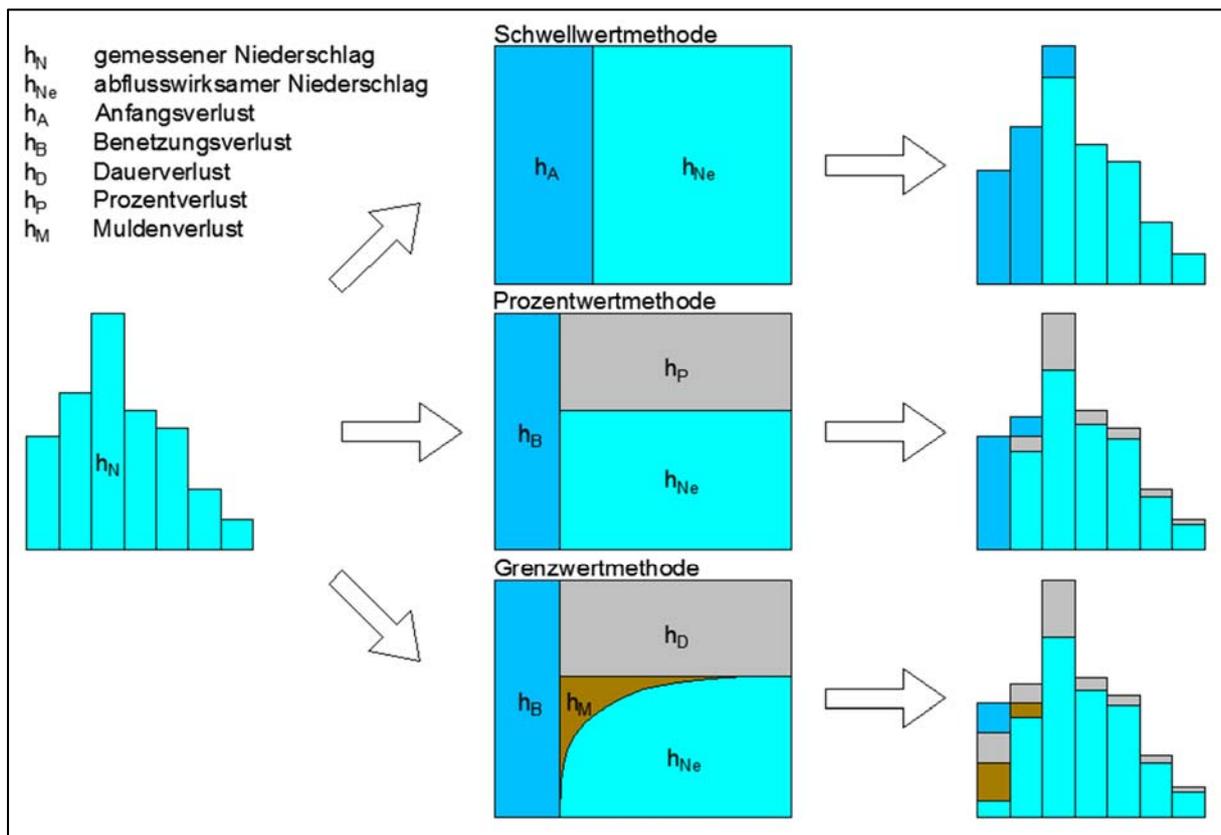


Abbildung 2-7: Modellansätze zur Abflussbildung

Im Vergleich zu den vereinfachten Ansätzen in Abbildung 2-7 ist in Abbildung 2-8 die Abflussbildung unter realen Bedingungen dargestellt.

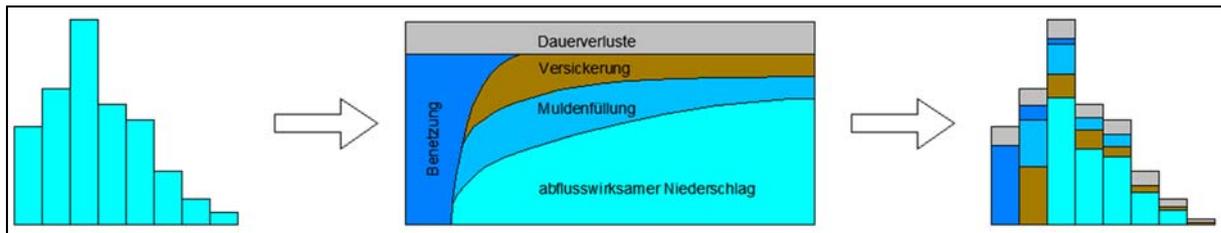


Abbildung 2-8: Abflussbildung unter realen Bedingungen

2.2.1.3 Abflusskonzentration

Der Begriff der Abflusskonzentration beschreibt die Umwandlung des abflusswirksamen Niederschlags auf der Fläche in eine Abflussganglinie, welche am Tiefpunkt der betrachteten Teilfläche entsteht. Die Fließvorgänge auf der Oberfläche (Translation) und die Verzögerungseffekte (Retention) spielen hierbei eine wesentliche Rolle, jedoch können diese Vorgänge aufgrund ihrer Komplexität nur näherungsweise erfasst werden.

Um aus dem abflusswirksamen Niederschlag den zugehörigen Abfluss zu ermitteln, ist eine sogenannte Übertragungsfunktion (Transferfunktion) notwendig. Abbildung 2-9 veranschaulicht den modelltechnischen Prozess der Abflusskonzentration.

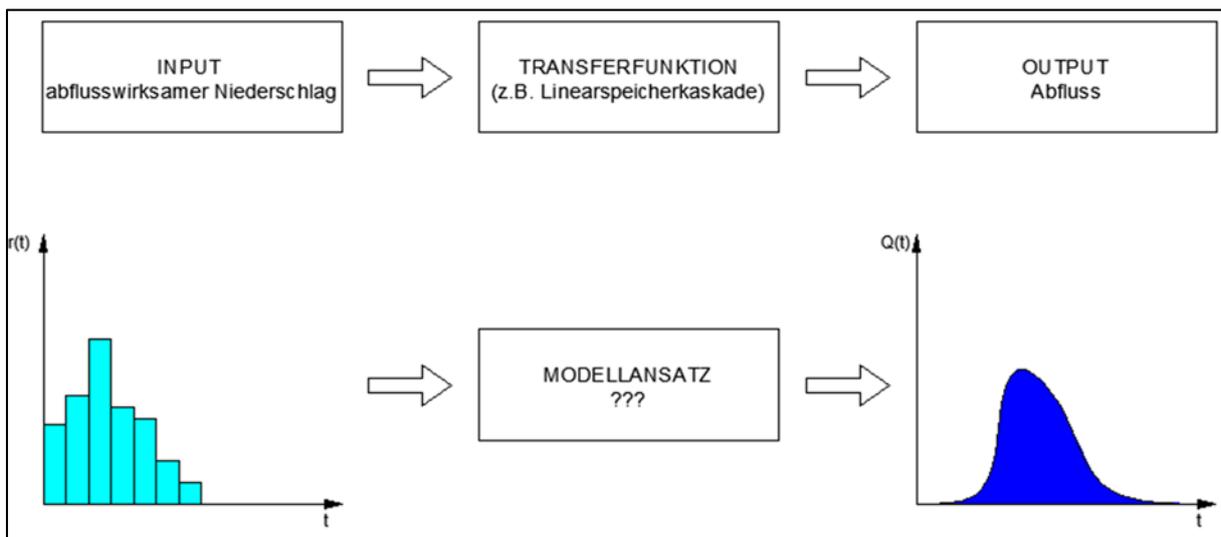


Abbildung 2-9: Prozess der Abflusskonzentration

Zur Beschreibung der Übertragungsfunktionen gibt es verschiedene Modellansätze, wobei in dieser Arbeit nur auf lineare Modelle eingegangen wird. Für lineare Modelle gelten die nachfolgend beschriebenen Grundlagen.

2.2.1.3.1 Zeitinvarianz und Linearität

Als Zeitinvarianz wird das Modellverhalten bezeichnet, dass das System zu jedem Zeitpunkt bei gleicher Anregung (Regenintensität) mit gleicher Antwort (Abfluss) reagiert. Die Abflussspitze tritt dabei immer am Ende des Zeitintervalls Δt auf. Als Linearität wird die direkt proportionale Steigerung des Abflusses infolge der Steigerung der Regenintensität bezeichnet. Beide Modellverhalten sind in Abbildung 2-10 dargestellt.

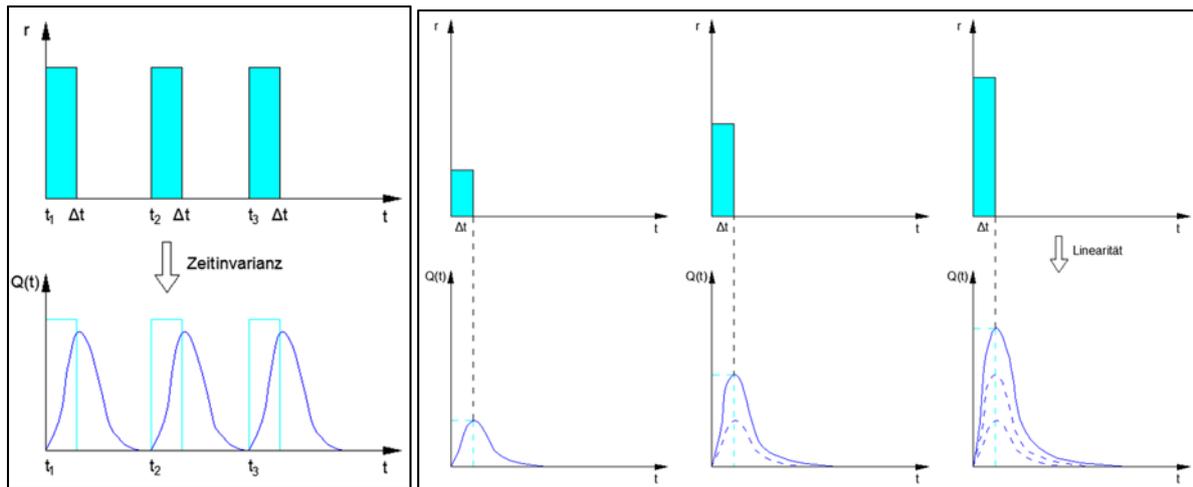


Abbildung 2-10: Zeitinvarianz (links) und Linearität (rechts)

2.2.1.3.2 Diskretisiertes Faltungsintegral und Einheitsganglinie

Die Faltung des Effektivregens mit der Systemfunktion (Einheitsganglinie) liefert als Ergebnis eine kontinuierliche Funktion des Abflusses. In der Praxis wird zur Durchführung der Berechnung meist mit diskreten Zeitschritten gearbeitet, somit berechnet sich die Abflussganglinie mit dem diskretisierten Faltungsintegral wie folgt:

$$Q(t_k) = \sum_{i=1}^k (r(\Delta t_i) \cdot \Delta t \cdot g(t_{(k-i+1)})) \quad \text{Gleichung 8}$$

mit: $k = 1 \dots n$
 $n = l + m + 1$
 $Q(t_k)$
 $r(\Delta t_i)$
 Δt
 $g(t_{(k-i+1)})$
 l
 m

Abfluss zum diskreten Zeitpunkt t_k (L^3/T)
 Nettoniederschlagsintensität (L/T)
 Zeitliche Diskretisierung (T)
 Transferfunktion zum Zeitpunkt $t_{(k-i+1)}$ ($L^3 T^{-1} L^{-1}$)
 Anzahl Zeitschritte Δt bei denen ein Regen noch zum Abfluss führt (-)
 Anzahl beobachtete Regenabschnitte (-)

Abbildung 2-11 zeigt die Faltung der Nettoniederschlagsintensität mit der Transferfunktion.

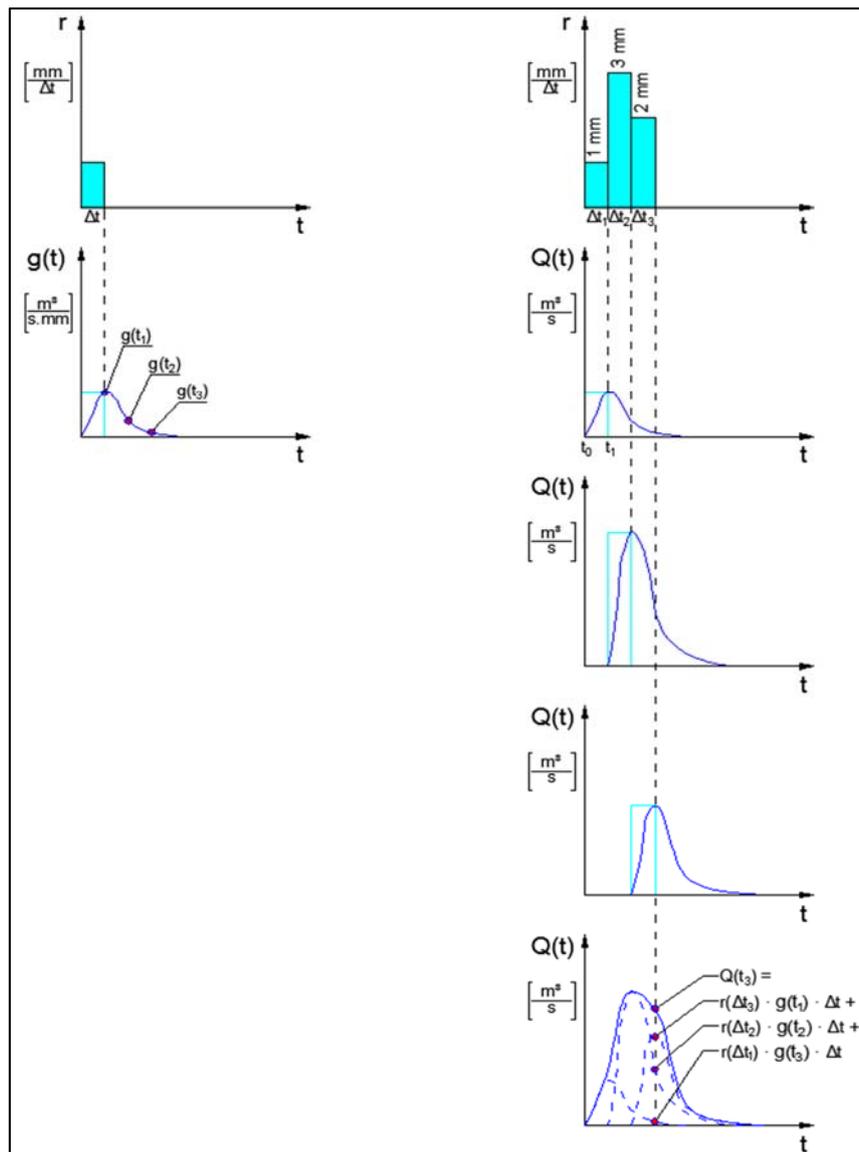


Abbildung 2-11: Diskretisiertes Faltungsintegral

Eine häufig verwendete Methode besteht in der Anwendung nach dem Prinzip der Einheitsganglinie. Die Einheitsganglinie ist jene Abflussganglinie, welche aus einer örtlich gleichmäßig verteilt angenommenen Einheit des abflusswirksamen Niederschlags pro Zeiteinheit entsteht (siehe Abbildung 2-12). Eigenschaften des betrachteten Gebiets (Translation und Retention) werden dabei pauschal durch die Form der Einheitsganglinie berücksichtigt. Die Bestimmung der Einheitsganglinie ist schematisch in Abbildung 2-13 dargestellt.

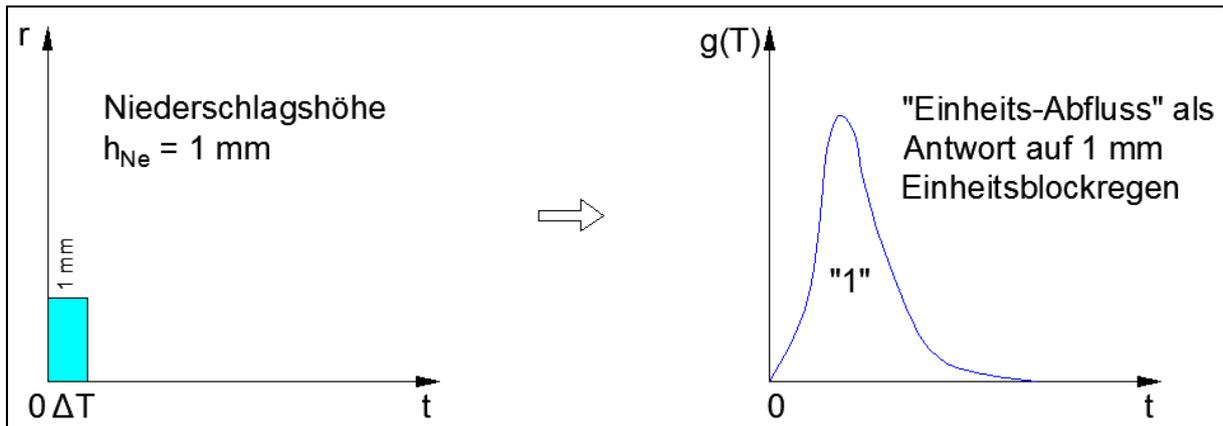


Abbildung 2-12: Prinzip der Einheitsganglinie

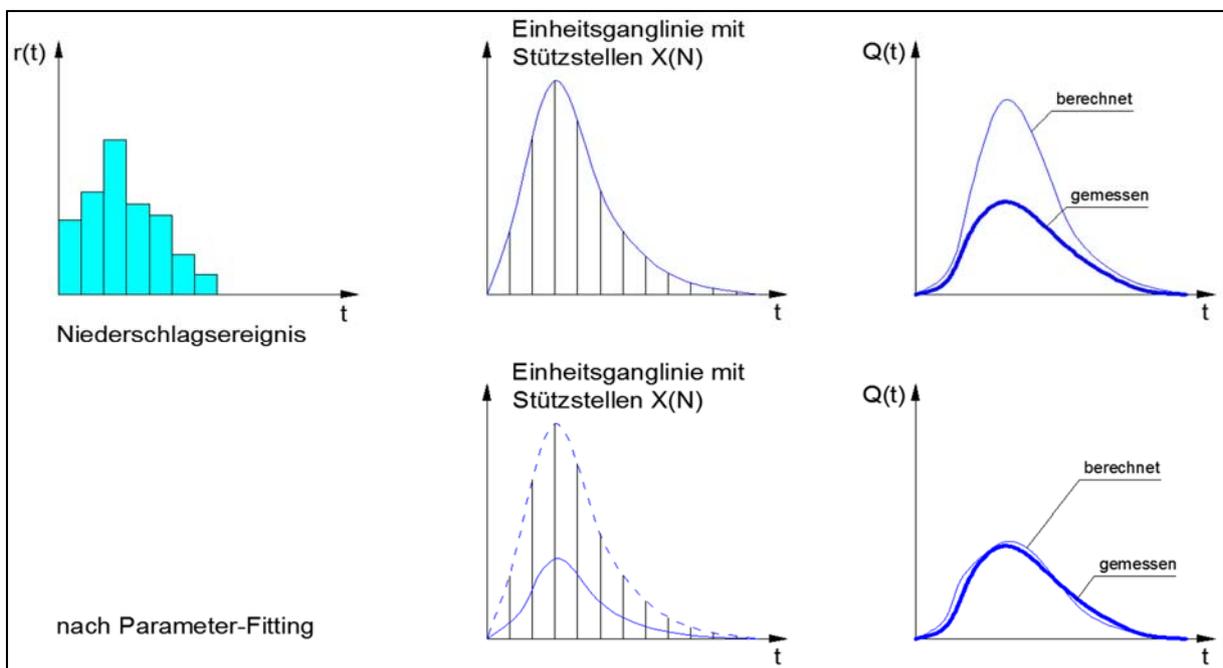


Abbildung 2-13: Bestimmung der Einheitsganglinie

Die Beziehung zwischen dem abflusswirksamen Niederschlag und der daraus resultierenden Abflussganglinie wird als linear und unabhängig vom Zeitpunkt des Auftretens des Niederschlags angenommen. Durch diese Annahme ist es möglich, für beliebige Folgen von abflusswirksamen Niederschlägen die resultierenden Abflussganglinien durch Überlagerung der Teilwellen aus jedem Niederschlagsintervall eines Ereignisses zu berechnen.

In weiterer Folge werden zwei Ansätze für die Übertragungsfunktion beschrieben, welche bei den meisten N-A-Modellen zum Einsatz kommen.

2.2.1.3.3 Ansatz 1 zur Definition der Übertragungsfunktion: Standardeinheitsganglinie

Für die Definition der Standardeinheitsganglinie verweist Verworn (1999) auf Harms & Verworn (1984), welche die Standardeinheitsganglinie auf Basis von Messungen und Analysen von Einheitsganglinien verschiedener Gebiete empirisch ermittelten. Sie weist einen linearen Anstieg bis zum Scheitelwert und einen abfallenden Ast als Exponentialfunktion auf. Aus Kenngrößen der Teilflächen können die Anstiegszeit und maximale Ordinate über eine empirische Beziehung ermittelt werden. In Kombination mit der Volumsbedingung ($V \triangleq 1 \text{ mm}$) ist damit die Einheitsganglinie eindeutig festgelegt (Prinzip - siehe Abbildung 2-12).

2.2.1.3.4 Ansatz 2 zur Definition der Übertragungsfunktion: Linearspeicherkaskade

Bei dem Prinzip der linearen Speicherkaskade wird angenommen, dass eine Anzahl n fiktiver Speicher mit der gleichen Speicherkonstante k hintereinander liegen. Der Zufluss zum ersten Speicher ist mit $1 \text{ mm}/\Delta t$ festgelegt. Der Ablauf eines jeden Speichers ist gleichzeitig der Zulauf zum nächsten Speicher. Der Ablauf aus dem letzten Speicher ist schlussendlich die gesuchte Einheitsganglinie, welche im Vergleich zur Standardeinheitsganglinie als geschlossene mathematische Funktion angegeben werden kann. Die Ermittlung der Kenngrößen n und k erfolgt, ähnlich wie bei der Standardeinheitsganglinie über Gebietskenngrößen, unter Verwendung verschiedener empirischer Beziehungen. Abbildung 2-14 zeigt eine modellhafte Darstellung der Linearspeicherkaskade.

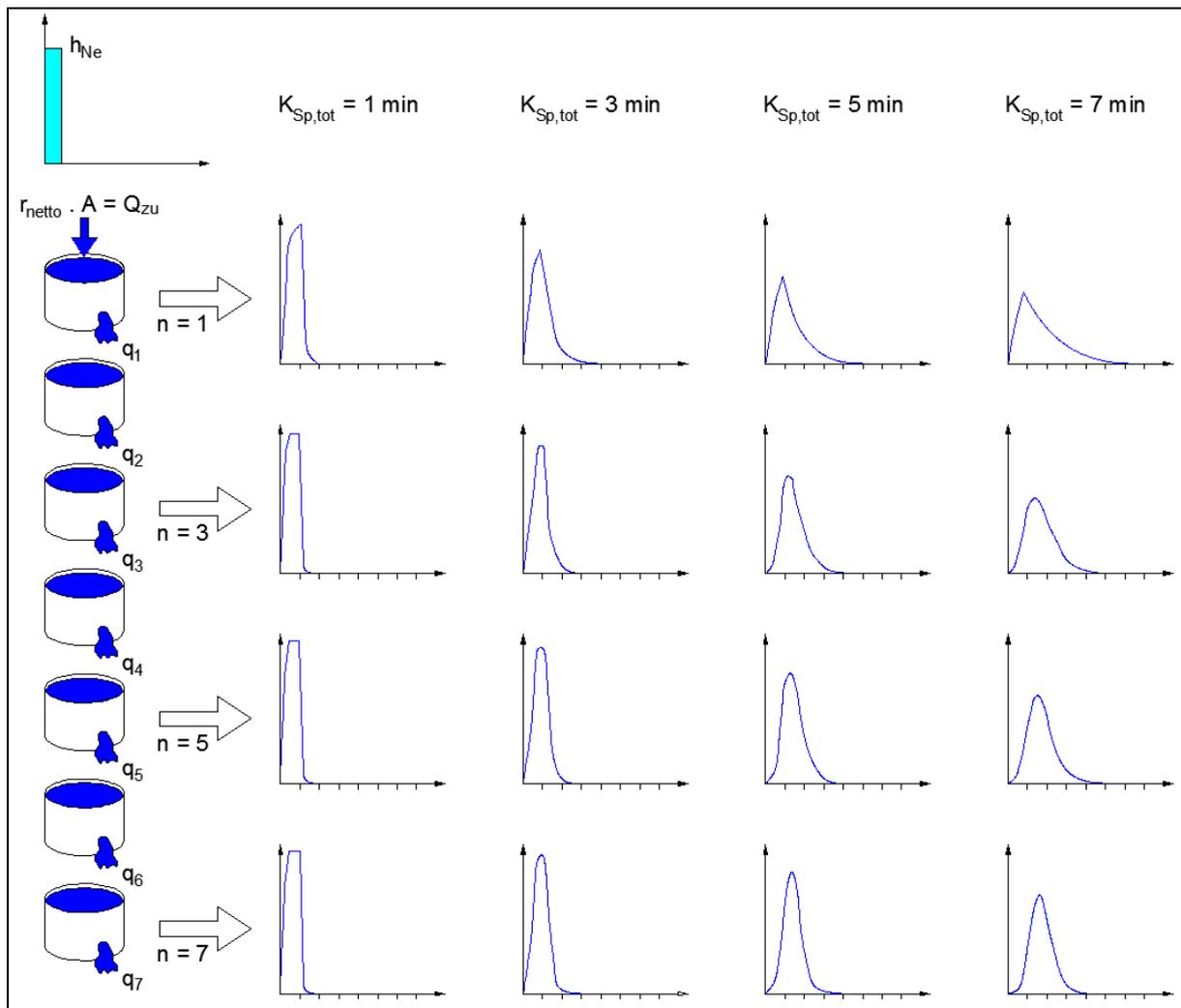


Abbildung 2-14: Schematische Darstellung der Linearspeicherkaskade

2.2.1.3.5 Fazit zur Abflusskonzentration

Wie schon bei der Abflussbildung muss auch bei der Abflusskonzentration das unterschiedliche Abflussverhalten undurchlässig bzw. durchlässig befestigter und nicht befestigter Flächen berücksichtigt werden. Bei den Abflussprozessen undurchlässig befestigter Flächen halten sich die maßgebenden Eigenschaften in Grenzen und es liegen bereits umfangreiche Erfahrungen, für eine Vielzahl unterschiedlicher Entwässerungsgebiete, aus gemessenen N-A-Ereignissen vor. Aufgrund dessen ist es möglich, die Abflussverhältnisse dieser Flächen verhältnismäßig genau und sicher zu erfassen. Für durchlässig befestigte und nicht befestigte Teilflächen sind die Ansätze für die Abflusskonzentration relativ pauschal, da hierfür die Grundlagen bisher weitgehend fehlen. Teilweise wird eine unterschiedliche Abflussbildung beider Flächenarten berücksichtigt, jedoch werden gleichartige Abflusskonzentrationen angenommen. Werden Gebiete und Ereignisse bearbeitet, bei denen der Abfluss durchlässig befestigter bzw. nicht befestigter Flächen einen nennenswerten Einfluss auf den Gesamtabfluss haben, sind diese Annahmen jedenfalls im Modellansatz zu berücksichtigen.

2.2.1.4 Abflusstransport

Abflussvorgänge im Kanalnetz bzw. generell in einem Entwässerungssystem werden mit der Modellkomponente Transport beschrieben. Hierbei stellen die Ergebnisse aus der Oberflächenabflussberechnung die Zuflüsse dar, wobei in den einzelnen Haltungen (Kanalabschnitt zwischen zwei Knotenpunkten) noch der Trockenwetterabfluss als Belastung hinzukommt. Die Geometrie und Eigenschaften des Systems einschließlich der Sonderbauwerke liefern die Randbedingungen für diese Vorgänge. Somit ist der Wellenablauf im Kanalnetz im Gegensatz zum Oberflächenabfluss klar definiert, wodurch eine detaillierte Beschreibung der Abflussvorgänge möglich ist. Prinzipiell lassen sich beim Transport einer Abflusswelle durch eine Kanalstrecke die folgenden zwei Effekte beobachten, welche auch als Abflustransformation bezeichnet werden:

- Translation (Laufzeitverschiebung)
- Retention (Scheiteldämpfung)

Abbildung 2-15 zeigt das Prinzip der Wellenverformung in einer Transportstrecke.

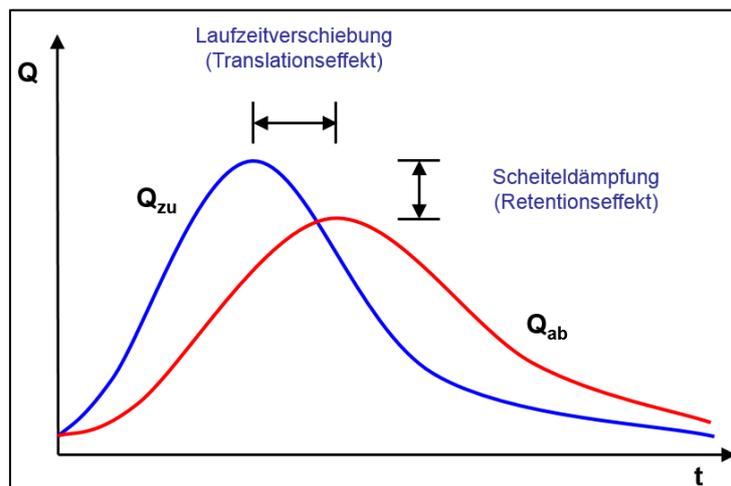


Abbildung 2-15: Darstellung der Abflustransformation in einer Transportstrecke (Muschalla, 2008)

Diese Effekte gilt es für die modelltechnische Implementierung mathematisch zu beschreiben. Hierzu gibt es zwei unterschiedliche Ansätze, welche in den Kapiteln 2.2.1.4.1 und 2.2.1.4.2 näher beschrieben werden. Hydrodynamische Transportmodelle ermöglichen eine detaillierte Beschreibung der Abflussvorgänge unter Berücksichtigung der physikalischen Prozesse. Im Gegensatz dazu verzichten hydrologische Transportmodelle auf diese detaillierte Beschreibung des Abflussvorganges und der Abflustransport wird mittels empirischer Übertragungsfunktion berücksichtigt. Die Entscheidung ob man einen hydrologischen oder hydrodynamischen Ansatz für die modelltechnische Abbildung verwendet, hängt letztendlich von mehreren Faktoren ab. Tabelle 2-3 zeigt eine Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile beider Verfahren.

Tabelle 2-3: Vor- und Nachteile hydrologischer und hydrodynamischer Transportmodelle (Muschalla, 2008)

Hydrologische Verfahren	Hydrodynamische Verfahren
<ul style="list-style-type: none"> • Kürzere Rechenzeiten • Geringer Datenaufwand • Langzeitsimulationen • Leicht anwendbar 	<ul style="list-style-type: none"> • Rechenintensiv • Großer Datenaufwand • Kaum für aktuelle Vorhersagen geeignet. • Erfahrung des Anwenders erforderlich
<ul style="list-style-type: none"> • Berücksichtigt keinen Rückstau • Nur Massenbilanz an Knotenpunkten • „Verschmieren“ einzelner Prozesse • Geringere Modellabstraktion zum Naturmodell 	<ul style="list-style-type: none"> • Berücksichtigt Rückstau • Örtliche und zeitliche Berechnung des Durchflusses • Trennung der Fließvorgänge auf der Oberfläche von denen im Kanal • Höhere Modellabstraktion zum Naturmodell

2.2.1.4.1 Hydrologische Transportmodelle

Um den Retentionseffekt bei hydrologischen Ansätzen zu berücksichtigen, werden empirische Beziehungen angesetzt, welche das Wasservolumen in der Haltung als eine Funktion des Zu- und Abflusses beschreiben. Es werden Übertragungsfunktionen verwendet, um die Veränderung der Abflusswelle von einem Ortspunkt zum nächsten zu beschreiben. Die Kombination aus den folgenden beiden Ansätzen bildet die Basis für alle hydrologischen Ansätze:

- i) Kontinuitätsgleichung
- ii) Speicherbeziehung

Eine Unterscheidung hydrologischer Verfahren erfolgt dahingehend, ob sich die Parameter der Zusatzgleichung anhand hydraulischer Überlegungen aus den geometrischen Daten der Transportstrecke berechnen lassen oder ob abgelaufene Ereignisse (gemessene Zu- und Ablaufwellen) von Nöten sind, um diese zu bestimmen.

In weiterer Folge werden die zwei gebräuchlichsten Verfahren kurz beschrieben. Eine umfassende Erläuterung ist in Verworn (1999), im deutschen Merkblatt ATV-DVWK-M 165 (ATV, 2004) bzw. in Maniak (2005) gegeben.

Kalinin-Miljukov-Verfahren:

Dieses Verfahren beschreibt den Transportvorgang mit freiem Wasserspiegel als eine lineare Speicherkaskade. Es wird davon ausgegangen, dass das Volumen innerhalb eines Gerinneabschnittes bei beschleunigtem oder verzögertem Abfluss durch ein äquivalentes Volumen mit konstantem Wasserstand ersetzt wird und damit zwischen Volumen und Wasserstand eine eindeutige Beziehung gegeben ist. Diese als ein Speicher anzusehende Fließstrecke und deren Retentionsverhalten werden wie folgt berechnet:

Die charakteristische Länge L (m) errechnet sich zu:

$$L = \frac{Q}{I_s} \cdot \frac{dy}{dQ} \quad \text{Gleichung 9}$$

mit:	Q	Durchfluss (m ³ /s)
	I_s	Sohlengefälle (-)
	$\frac{dy}{dQ}$	Kehrwert der Steigung der stationären Abflusskurve (s/m ²)

Die Speicherkonstante k (s) ergibt sich zu:

$$k = L \cdot B(y) \cdot \frac{dy}{dQ} \quad \text{Gleichung 10}$$

mit:	L	charakteristische Länge (m)
	$B(y)$	Spiegelbreite (m)
	$\frac{dy}{dQ}$	Kehrwert der Steigung der stationären Abflusskurve (s/m ²)

Arbeitsgleichung des Kalinin-Miljukov-Verfahrens:

$$Q_A(t) = Q_{A0} \cdot e^{-t/k} + Q_{Z0} \cdot \left(1 - e^{-\frac{t}{k}}\right) + \Delta Q_Z \cdot \left[1 - \frac{k}{t} \cdot \left(1 - e^{-\frac{t}{k}}\right)\right] \quad \text{Gleichung 11}$$

mit:	$Q_A(t)$	Abfluss zum Zeitpunkt t (m ³ /s)
	Q_{A0}	Abfluss zum Zeitpunkt $t = 0$ (m ³ /s)
	Q_{Z0}	Zufluss zum Zeitpunkt $t = 0$ (m ³ /s)
	ΔQ_Z	Differenz der Zuflüsse (m ³ /s)
	k	Speicherkonstante (s)

Gleichung 11 besagt, dass die Änderung des Abflusses zu einem Zeitpunkt t von der Differenz der Zu- und Abflüsse des vorangegangenen Zeitschrittes und von der Änderung des Zuflusses im letzten Zeitintervall abhängig ist. Genau genommen, ist jedem Durchfluss Q eine andere charakteristische Länge L und eine andere Speicherkonstante zugeordnet, jedoch werden ebenso brauchbare Ergebnisse erzielt, wenn diese Abhängigkeit vernachlässigt und ein konstanter Durchfluss angesetzt wird. Für die in der Kanalisation häufig auftretenden Kreisquerschnitte wird in im deutschen Merkblatt ATV-DVWK-M 165 (ATV, 2004) auf Euler (1983) verwiesen, welcher folgende Näherungen zur Ermittlung der charakteristischen Länge L (m) und der Speicherkonstante k (s) abgeleitet hat:

$$L = 0,4 \cdot \frac{D}{I_s} \quad \text{Gleichung 12}$$

$$k = 0,64 \cdot L \cdot \frac{D^2}{Q_{voll}} \quad \text{Gleichung 13}$$

mit:	D	Durchmesser (m)
	Q_{voll}	Abflussvermögen (m ³ /s)

Maskingum-Verfahren:

Bei diesem Verfahren wird von der Annahme ausgegangen, dass das Volumen durch eine Funktion der Zu- und Abflüsse ausgedrückt werden kann:

$$S(t) = K \cdot [x \cdot Q_Z(t) + (1 - x) \cdot Q(t)] \quad \text{Gleichung 14}$$

mit:	$S(t)$	Speicherinhalt des Gerinneabschnittes (m ³)
	$Q_Z(t)$	Zufluss (m ³ /s)
	$Q(t)$	Abfluss (m ³ /s)
	K	Muskingum-Konstante (s)
	x	Formkonstante (-)

Die Muskingum-Konstante K (s) ist eine Zeitkonstante, welche die Fließzeit des Wassers durch den betrachteten Abschnitt darstellt. Problematisch ist die Bestimmung der Parameter K und x , da hierzu von mindestens einem Ereignis die Zu- und Abflussganglinien bekannt sein müssen.

2.2.1.4.2 Hydrodynamische Transportmodelle

Die Abflussvorgänge werden bei hydrodynamischen Ansätzen durch das Saint-Venant'sche Gleichungssystem (Barré de Saint-Venant, 1843) beschrieben, bestehend aus:

- i) Energiegleichung
- ii) Kontinuitätsgleichung

Die Energiegleichung lässt sich wie folgt anschreiben:

$$\frac{1}{g} \cdot \frac{\partial v}{\partial t} dx + \frac{v}{g} \cdot \frac{\partial v}{\partial x} dx + \frac{\partial y}{\partial x} dx - (I_S - I_R) dx = 0 \quad \text{Gleichung 15}$$

mit:	$\frac{1}{g} \frac{\partial v}{\partial t} dx$	zur Beschleunigung erforderliche Energiehöhe
	$\frac{v}{g} \frac{\partial v}{\partial x} dx$	Geschwindigkeitshöhe
	$\frac{\partial y}{\partial x} dx$	Piezometerhöhe
	$(I_S - I_R) dx$	Verlusthöhe

In modifizierter Schreibweise ergibt sich die Gleichung 15 zu der Energiegleichung mit folgender Form:

$$\frac{1}{g} \cdot \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{v}{g} \cdot \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial y}{\partial x} + I_R - I_S = 0 \quad \text{Gleichung 16}$$

mit:	g	Erdbeschleunigung (m/s ²)
	I_R	Reibungsgefälle (-)
	I_S	Sohlgefälle (-)

Abbildung 2-16 zeigt eine grafische Darstellung der einzelnen Höhen der soeben beschriebenen Energiegleichung.

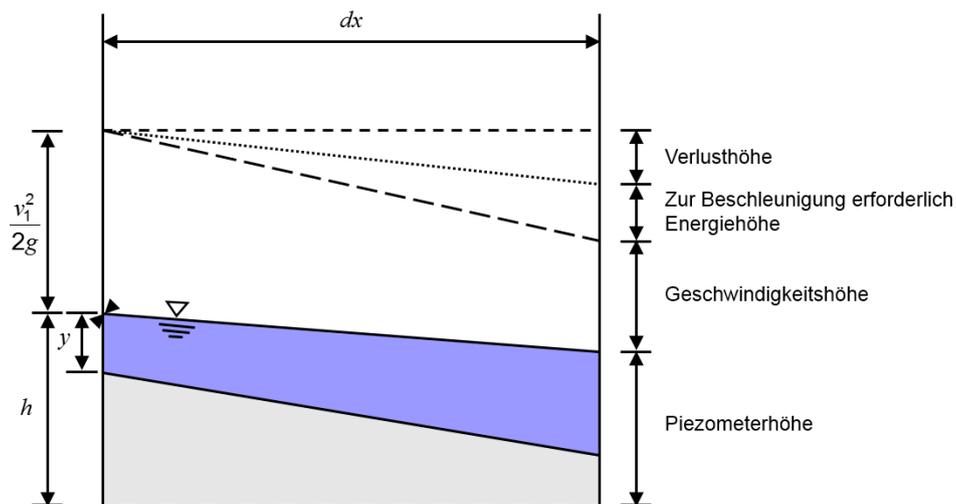


Abbildung 2-16: Grafische Darstellung der Energiegleichung an einem infinitesimalen Element (Maniak, 2005, modifiziert)

Die Kontinuitätsgleichung wird folgendermaßen formuliert:

$$Q_{zu} - Q_{ab} = \frac{\partial S}{\partial t} \quad \text{Gleichung 17}$$

mit:	Q_{zu}	Zufluss (m ³ /s)
	Q_{ab}	Abfluss (m ³ /s)
	S	Speichervolumen (m ³)

Gleichung 17 zeigt, dass die Differenz zwischen Zufluss und Abfluss eine Speicherinhaltsänderung zufolge hat.

Diese Speicherinhaltsänderung kann erfasst werden, indem man die Änderung des Volumens über den Weg dx und über die Zeit dt betrachtet. Die folgende Abbildung 2-17 zeigt ein infinitesimales Element, an dem eine solche Volumensänderung dargestellt ist.

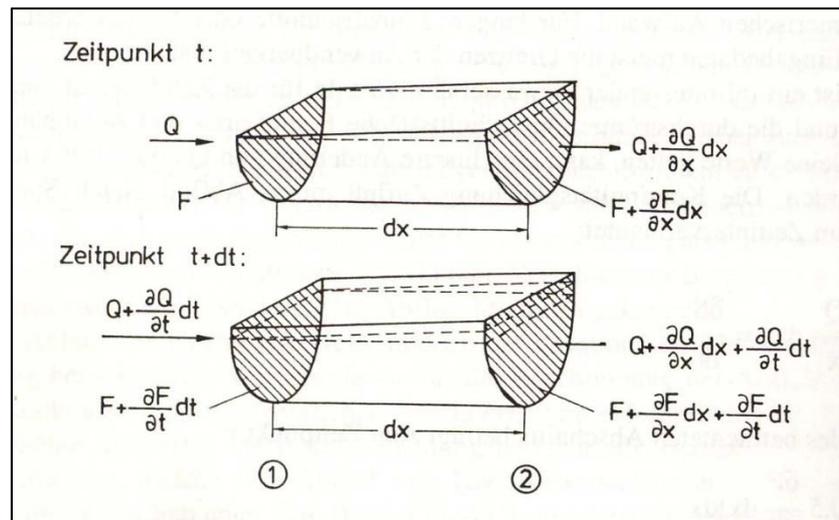


Abbildung 2-17: Darstellung der Volumensänderung über den Weg und die Zeit an einem infinitesimalen Element (Maniak, 2005)

In weiterer Folge wird die in Abbildung 2-17 gezeigte Volumensänderung über den Weg und die Zeit mathematisch näher beschrieben. Die Beschreibung der folgenden Gleichungen erfolgt nach Maniak (2005). Gleichung 18 bis Gleichung 20 beschreiben die Volumensänderung über den Weg. Gleichung 21 bis Gleichung 23 beschreibt die Volumensänderung über die Zeit.

Der Speicherinhalt $S(t)$ im betrachteten Abschnitt zum Zeitpunkt t beträgt:

$$S(t) = \left(F + 0,5 \cdot \frac{\partial F}{\partial x} dx \right) dx \quad \text{Gleichung 18}$$

Der Speicherinhalt $S(t)$ im betrachteten Abschnitt beträgt zum Zeitpunkt $t+dt$:

$$S(t + 1) = \left(F + 0,5 \cdot \frac{\partial F}{\partial x} dx + \frac{\partial F}{\partial t} dt \right) dx \quad \text{Gleichung 19}$$

Daraus ergibt sich der Speicherrückhalt $S(t) - S(t+1)$ im Intervall dt zu:

$$S(t) - S(t + 1) = \frac{\partial F}{\partial t} dt dx \quad \text{Gleichung 20}$$

mit: S Speichervolumen (m^3)
 F Querschnittsfläche (m^2)

Während der Zeit dt beträgt das Zuflussvolumen:

$$V_{zu} = \left(Q + 0,5 \cdot \frac{\partial Q}{\partial t} dt \right) dt \quad \text{Gleichung 21}$$

Das Abflussvolumen im selben Zeitintervall ergibt sich demnach zu:

$$V_{ab} = \left(Q + 0,5 \cdot \frac{\partial Q}{\partial t} dt + \frac{\partial Q}{\partial x} dx \right) dt \quad \text{Gleichung 22}$$

Somit beträgt die Volumsdifferenz $V_{zu} - V_{ab}$ im Intervall dt :

$$V_{zu} - V_{ab} = -\frac{\partial Q}{\partial x} dx dt \quad \text{Gleichung 23}$$

mit: V_{zu} Zufließendes Volumen (m^3)
 V_{ab} Abfließendes Volumen (m^3)
 Q Durchfluss (m^3/s)

Durch Gleichsetzen der über den Weg abgeleiteten Volumsdifferenz mit der über die Zeit abgeleiteten Volumsdifferenz erhält man die Kontinuitätsgleichung in der folgenden Form:

$$V_{zu} - V_{ab} = S(t) - S(t + 1) \quad \text{Gleichung 24}$$

$$-\frac{\partial Q}{\partial x} dx dt = \frac{\partial F}{\partial t} dt dx \quad \text{Gleichung 25}$$

$$\frac{\partial F}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad \text{Gleichung 26}$$

Durch Kopplung der Energiegleichung mit der Kontinuitätsgleichung erhält man den in Abbildung 2-18 dargestellten Saint-Venant'schen Gleichungsansatz, welcher die Grundlage für das verwendete Berechnungskonzept in der Simulationssoftware EPA SWMM (Environmental Protection Agency, Storm Water Management Model; James *et al.*, 2010) liefert, welche für die Kanalnetzsimulation in dieser Masterarbeit verwendet wird.

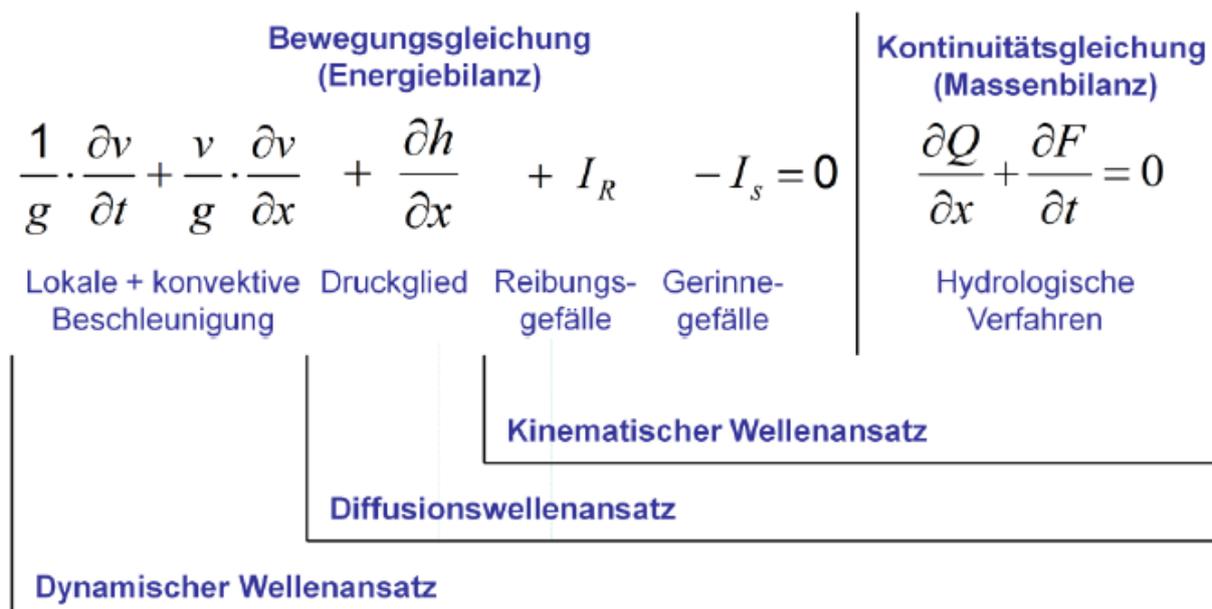


Abbildung 2-18: Saint-Venant'sche Gleichungen (nach Muschalla, 2008)

Abbildung 2-18 zeigt, dass je nach Berücksichtigung der einzelnen Terme verschiedene Berechnungsansätze möglich sind. Beispielsweise ist unter der Verwendung einer Massenbilanz nur ein Ansatz für hydrologische Verfahren möglich. Je nachdem,

welche Terme der Energiegleichung neben der Kontinuitätsgleichung berücksichtigt werden, können folgende Ansätze verwendet werden (Muschalla, 2008):

Kinematischer Wellenansatz:

Der kinematische Wellenansatz berücksichtigt neben der Kontinuitätsgleichung das Reibungs- und Gerinnegefälle. Dieser Ansatz ist nur für steile Netze, wo kein Rückstau zu erwarten ist, zu verwenden.

Diffusionswellenansatz:

Der Diffusionswellenansatz bezieht auch das Druckglied mit in die Berechnung ein, wodurch es möglich ist, einen Rückstau zu erfassen, jedoch werden Trägheitseffekte vernachlässigt.

Dynamischer Wellenansatz:

Beim dynamischen Wellenansatz werden schlussendlich auch die lokale und konvektive Beschleunigung miteinbezogen. Somit wird die gesamte Energiegleichung mit der Kontinuitätsgleichung gekoppelt und es können alle Prozesse physikalisch vollständig erfasst werden.

2.2.1.5 Sonderbauwerke

Sonderbauwerke, wie beispielsweise Mischwasserüberläufe, Speicherbecken oder Pumpwerke, spielen bei der Ableitung des Abwassers im Kanalsystem eine entscheidende Rolle. Der Unterschied zwischen hydrologischem und hydrodynamischem Abflusstransport wird hier noch deutlicher, da sich die Möglichkeiten der Berücksichtigung dieser Sonderbauwerke in den einzelnen Modellansätzen stark unterscheiden.

Bei Anwendung hydrologischer Verfahren müssen Kennlinien für die Abflussspeicherung und -aufteilung ermittelt werden. Weiters wird die Rückstaufreiheit vorausgesetzt. Bei Verwendung hydrodynamische Modelle werden Sonderbauwerke in die Berechnung integriert. Ihre Funktion wird mittels der hydraulischen Grundgleichungen (Energiegleichung, Kontinuitätsgleichung und ggf. Impulssatz) und weiterer Beziehungen, wie beispielsweise Wehrformeln oder Pumpenkennlinien, erfasst. Im Gegensatz zu den hydrologischen Verfahren wird hier das Rückstauverhalten aus dem untenliegenden Kanalnetz berücksichtigt. Abbildung 2-19 zeigt zur Verdeutlichung der Unterschiede zwischen hydrologischen und hydrodynamischen Verfahren die Abflussaufteilung an einem stark rückgestauten Mischwasserüberlauf. Die grau dargestellte Ganglinie stellt dabei die theoretisch unbeeinflusste Abflussganglinie dar.

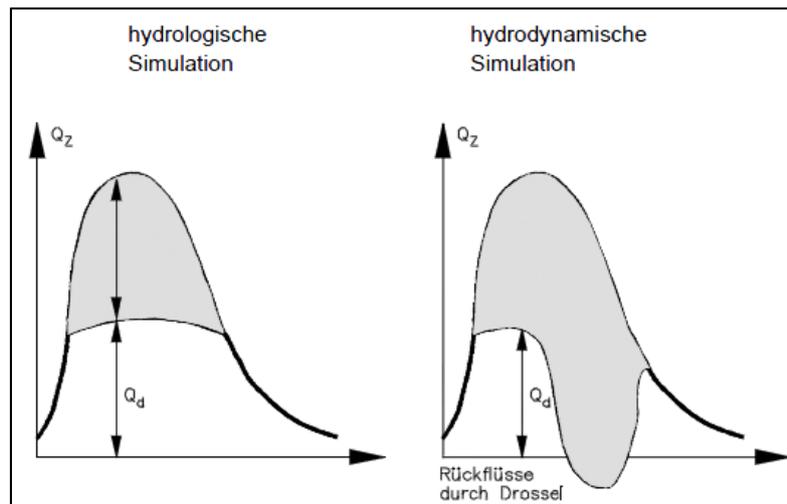


Abbildung 2-19: Abflussaufteilung an einem stark rückgestauten Mischwasserüberlauf (ATV, 2004)

2.2.2 Schmutzfrachtmodellierung

2.2.2.1 Allgemeines

Neben dem N-A-Verhalten werden bei der Schmutzfrachtmodellierung auch die mit dem Abfluss transportierten Inhaltsstoffe in der Modellabbildung berücksichtigt. Die Abbildung der N-A-Prozesse basiert in der Schmutzfrachtmodellierung auf denselben Grundlagen und Ansätzen wie bei der reinen N-A-Modellierung (siehe Abschnitt 2.2.1). In einer Vielzahl von Fällen entstehen Schmutzfrachtmodelle durch die Weiterentwicklung von N-A-Modellen.

Die Ansätze und Parameter von Schmutzfrachtmodellen sind bei weitem nicht so eindeutig definiert wie jene der N-A-Modelle, da viele Kenngrößen für die Verschmutzung in Frage kommen können. Typische abwasserrelevante Parameter sind beispielsweise die Parameter AFS (abfiltrierbare Stoffe), N (Stickstoff), P (Phosphor) sowie die Summenparameter BSB (biochemischer Sauerstoffbedarf) oder CSB (chemischer Sauerstoffbedarf), welche meist nicht ohne erheblichen Aufwand (Online-Monitoring) direkt und kontinuierlich messbar sind. Ein weiterer Punkt neben den komplexen Prozessabläufen in den Mischwasserabflüssen ist, dass eine deutlich geringere Datenbasis für die Entwicklung, Kalibrierung und Validierung von Schmutzfrachtmodellen, als für N-A-Modelle.

In den meisten Simulationswerkzeugen ist es möglich, die Modellierung von Schmutzfrachttransportprozessen für frei wählbare Stoffe vorzunehmen. Normalerweise wird ein konservatives Verhalten dieser Stoffe angenommen, weshalb keine chemischen oder biologischen Umsetzungsprozesse während des Transportprozesses im Kanalnetz oder eine Interaktion zwischen einzelnen Stoffen, abgelagerten Sedimenten bzw. der Sielhaut im Kanalnetz berücksichtigt wird.

Die wesentlichen Aufgaben von Schmutzfrachtmodellen liegen darin, Stoffakkumulation und -abtrag auf der Oberfläche abzubilden, die mit den verschiedenen Zuflüssen zusammenhängenden Transportvorgänge darzustellen, die eingetragenen Konzentrationen und Frachten im Kanalsystem zu berechnen und deren Aufteilung an Speicher- und Trennbauwerken während der Simulation durchzuführen.

Neben den bekannten N-A-Vorgängen (siehe Abschnitt 2.2.1) sind weiters die zwei Teilprobleme Stoffeintrag und Stofftransport zu modellieren. Für den Stoffeintrag muss hierbei zwischen der Trockenwetterverschmutzung und dem regenbedingten Eintrag von der Oberfläche unterschieden werden. Für den Stofftransport müssen die Kanaleinflüsse, wie z. B. Ablagerungen und Resuspension, aber auch die Durchmischung und Absetzwirkung in Speicherräumen berücksichtigt werden.

2.2.2.2 Wesentliche Vorgänge der Schmutzfrachtmodellierung

Generell kann bei der Beschreibung der einzelnen Prozesse Schmutzfracht-Akkumulation, -Abtrag und -Transport zwischen Trockenwetterphase und Niederschlagsphase unterschieden werden. Die Prozesse sind räumlich und zeitlich als sehr heterogen und durch ihre komplexen Wechselwirkungen gekennzeichnet (siehe Abbildung 2-20).

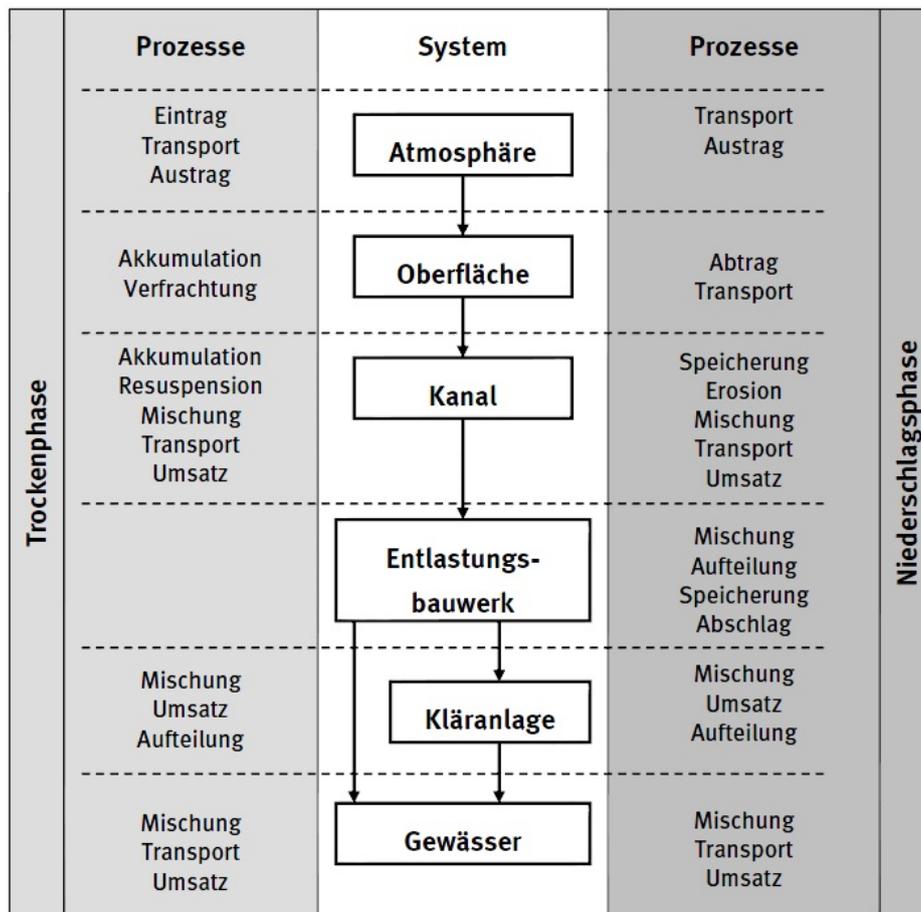


Abbildung 2-20: Schmutzfrachtprozesse von der Atmosphäre bis ins Gewässer (DWA, 2012)

Im Trockenwetterfall wird lediglich Schmutz- und Fremdwasser im Kanal abgeführt. Es kommt zu keinen Entlastungen, wodurch das gesamte Abwasser zur Kläranlage gelangt und nach der Behandlung über den Kläranlagenablauf ins Gewässer eingeleitet wird. Zur gleichen Zeit findet auf befestigten und unbefestigten Oberflächen sowie auch im Kanal eine Akkumulation von Schmutzstoffen statt. Diese akkumulierten Schmutzstoffe werden im Fall eines Regenereignisses durch die abfließenden Niederschlagsmengen teilweise oder auch vollständig mobilisiert und gelangen dadurch in die Kanalisation. Dort kommt es zu einer Mischung von Trockenwetter- und Regenwetterabfluss, was generell als Mischwasserabfluss bezeichnet wird. Kommt es zu einer Überlastung des Systems, wird das überschüssige Mischwasser über Mischwasserüberläufe oder Mischwasserüberlaufbecken in ein Gewässer abgeschlagen.

Durch Regenwetterzuflüsse kommt es zu einer hydraulisch und stofflich höheren Belastung der Kläranlagen. Diese Belastung kann lange über das verursachende Regenereignis hinaus anhalten, da das zwischengespeicherte Volumen im Kanalnetz oft erst nach dem Ereignis zeitlich verzögert der Kläranlage zugeleitet wird.

2.2.2.3 Verschmutzung des Trockenwetterabflusses

Die Verschmutzung des Trockenwetterabflusses ergibt sich anteilmäßig aus der Verschmutzung des häuslichen, gewerblichen und industriellen Schmutzwassers. Der Fremdwasseranteil kann in der Regel als unverschmutzt angesehen werden.

Bei Betrachtung von Durchfluss, Konzentration und Fracht ist eine ausgeprägte periodisch wiederkehrende Dynamik im Tages-, Wochen- und Jahresverlauf erkennbar. Vor allem bei überwiegend häuslich geprägtem Schmutzwasser ist die Tagesdynamik durch eine ausgeprägte Morgen- und Abendspitze für den Durchfluss und die Konzentration des TKN (Totaler Kjeldahl-Stickstoff - Summe aus organischen Stickstoffverbindungen N_{org} und Ammonium-Stickstoff NH_4-N) gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu zeigt sich der Parameter CSB weitaus weniger dynamisch und zeitlich verschoben. Schwankungen im Wochenzyklus sind vor allem zwischen Werk- und Wochenendtagen je nach gewerblichem Anteil ausgeprägt. Generell sollten maßgebliche industrielle Einleiter differenziert erfasst werden. Auch saisonale Schwankungen, beispielsweise durch Ferienzeiten, Urlaubszeiten, in Tourismusgebieten oder bei ausgeprägtem Kampagnenbetrieb (z. B. Weinbau) sind zu beachten.

2.2.2.4 Schmutzstoffeintrag von der Oberfläche

Schmutzstoffe werden infolge eines Niederschlags von der Oberfläche in das Kanalnetz eingetragen, wobei die Menge und der zeitliche Verlauf der Schmutzstoffe sowohl von der Menge und der Intensität des Niederschlags als auch von dem an der Oberfläche zur Verfügung stehenden Schmutzpotentials abhängt. Die Ermittlung der infolge des Niederschlags von der Oberfläche abgeschwemmten Schmutzfracht erfolgt entweder durch

- i) die Annahme einer konstanten mittleren Regenwasserkonzentration oder

- ii) durch die Modellierung einer variablen Regenwasserkonzentration unter Berücksichtigung von Akkumulation und Abtrag auf der Oberfläche.

2.2.2.4.1 Ansatz 1: Konstante Regenwasserkonzentration

Aufgrund der Schwierigkeiten bei der Bestimmung der notwendigen modelltechnischen Parameter und den daraus resultierenden Unsicherheiten der Ergebnisse wird oftmals auf eine explizite Berechnung von Akkumulation und Abtrag des Schmutzfrachtvorrates an der Oberfläche verzichtet. Es kommen in der Schmutzfrachtmodellierung daher oft konstante Regenwasserkonzentrationen zum Einsatz, welche entweder direkt vorgegeben werden oder sich aus den mittleren Jahresfrachten ergeben.

Für die Modellierung mit einer konstanten Regenwasserkonzentration wird ein als bekannt vorausgesetzter jährlicher Schmutzstoffabtrag durch die Jahresniederschlagsmenge und den Abflussbeiwert im betrachteten Einzugsgebiet dividiert. Beispielsweise wurde dieser Ansatz auch im Arbeitsblatt ATV-A 128 (ATV, 1992) gewählt. Es wurde ein jährlich anfallender CSB-Schmutzstoffabtrag von 600 kg/ha definiert, welcher von undurchlässigen Flächen abgespült wird. Unter Annahme eines Jahresniederschlags von 800 mm und einem mittleren Abflussbeiwert von 0,7 ergibt sich die mittlere Regenwasserkonzentration zu:

$$c_r = \frac{600 \frac{\text{kg}}{\text{ha}} \cdot 100}{800 \text{ mm} \cdot 0,7} = 107 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \quad \text{Gleichung 27}$$

Die Festlegung einer konstanten Regenwasserkonzentration ist mit erheblichen Vereinfachungen verbunden. Es wird vorausgesetzt, dass durch die Annahme einer mittleren, zeitlich konstanten Schmutzstoffkonzentration im Niederschlagsabfluss jeder Niederschlag gleicher Menge die gleiche Schmutzstoffmenge liefert. Unterschiedliche Anfangsbedingungen von Einzelereignissen, wie beispielsweise die vorangegangene Trockenwetterperiode, werden nicht berücksichtigt. Daher ist die Vorgeschichte der Abflussereignisse generell ohne Belang. Weiters wird vernachlässigt, dass mit Zunahme der Niederschlagsmenge das Schmutzpotenzial auf der Oberfläche und folglich auch in der Regenwasserkonzentration des Oberflächenabflusses abnimmt. Dadurch kommt es bei Wahl dieses Ansatzes bei sehr großen Ereignissen eher zu einer Überschätzung und bei kleineren Ereignissen eher zu einer Unterschätzung der Stofffracht.

Somit können mit der Wahl einer konstanten Regenwasserkonzentration zulässige Aussagen über das Schmutzfrachtgeschehen lediglich über einen längeren Zeitraum, beispielsweise eines Jahres, getroffen werden. Dabei wird angenommen, dass sich die frachtgezogene Überschätzung während größerer Regenereignisse und die Unterschätzung während kleinerer Regenereignisse über den Betrachtungszeitraum ausgleichen. Über das Schmutzfrachtgeschehen von Einzelereignissen kann mit diesem Ansatz keine realitätsnahe Aussage getroffen werden. Weiters können mit diesem Ansatz die unterschiedliche Wirkungsweise von Sonderbauwerken (z. B. Fangbecken und Durchlaufbecken) nicht angemessen berücksichtigt werden.

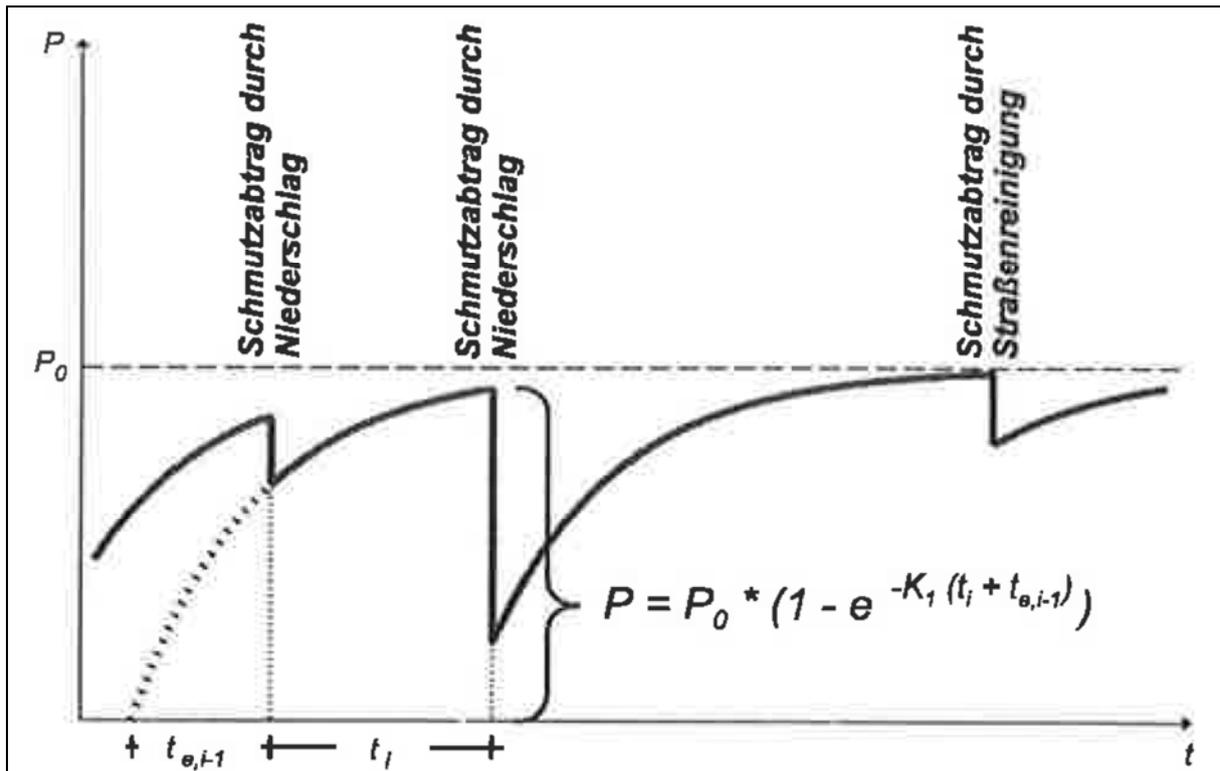


Abbildung 2-21: Verlauf der Schmutzakkumulation (nach Paulsen, 1986; aus Verworn, 1999)

Die Festlegung der Parameter P_0 und K_1 stellt die große Schwierigkeit bei der Anwendung von Akkumulationsgleichungen dar, da meist keine oder nur sehr wenig Messdaten für deren Kalibrierung vorliegen. Üblicherweise erfolgt die Angabe des Schmutzpotentials flächenbezogen (z. B. in kg/ha). Als Bezugsflächen werden in der Regel undurchlässige Flächen herangezogen. Aufgrund der mit großen Unsicherheiten behafteten Angaben über Schmutzpotential, Akkumulationskoeffizienten und täglichen Schmutzanfall, ist die Schmutzakkumulation der am schwierigsten zu quantifizierende Teilprozess ist.

Die Beschreibung des Schmutzabtrags von der Oberfläche erfolgt in Abhängigkeit der Niederschlagsintensität und dem aktuell verfügbaren Schmutzpotential. Mit zunehmender Niederschlagsdauer nimmt das auf der Oberfläche zur Verfügung stehende Schmutzpotential ab. Folglich nehmen der Schmutzabtrag und die Regenwasserkonzentration über die Dauer eines Ereignisses ab. Verworn (1999) verweist wiederum auf Paulsen (1986), welcher den Schmutzabtrag in Abhängigkeit des aktuell zur Verfügung stehenden Schmutzvorrates, dem abflusswirksamen Niederschlag in einem betrachteten Zeitintervall und einem Abtragskoeffizienten K_2 wie folgt beschreibt:

$$P_1 = P_{i-1} \cdot e^{K_2 \cdot \Delta A_i}$$

Gleichung 32

mit:	K_2	Abtragskoeffizient (1/mm)
	P	Schmutzvorrat (kg/ha)
	ΔA	Abflusswirksamer Niederschlag (mm)

Grundsätzlich können durch Berücksichtigung der Akkumulations- und Abtragsprozesse der Ausgangszustand und die Dynamik des Schmutzfrachteintrags in das Kanalsystem modelltechnisch besser beschrieben werden, jedoch sind die Parameter in diesen Ansätzen anzupassen bzw. festzulegen. Größtenteils werden hierfür in der Praxis Literaturwerte herangezogen, wobei eine ortsspezifische Kalibrierung der Parameter durch Messdaten wünschenswert wäre.

Die Verwendung von Literaturwerten erfordert es, die Modellparameter so festzulegen, dass eine sachgerechte Modellanwendung möglich ist. Somit ist zum einen das maximale Schmutzpotential, wie schon bei der Schmutzfrachtberechnung mit konstanter Regenwasserkonzentration, so zu bestimmen, dass der gebietspezifische mittlere jährliche Schmutzabtrag erreicht wird. Des Weiteren sind die Parameter für Akkumulation und Abtrag an die Gebietscharakteristik anzupassen.

Die Dynamik von Akkumulation und Abtrag wurde bis dato kaum systematisch untersucht, daher liegen auch keine allgemein anwendbaren, gebietspezifischen Orientierungswerte vor. Auch mit diesem Ansatz ist daher eine Beschreibung der kleinskaligen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Akkumulations- und Abtragsprozesse nur bedingt möglich.

2.2.2.5 Schmutzfrachttransport im Kanal

Im Kanal erfolgt für die Berechnung des Schmutzfrachttransportes eine Überlagerung der Teilströme Trockenwetterabfluss und regenbedingter Oberflächenabfluss, welche zeitsynchron addiert und durch das Kanalnetz transportiert werden. Üblicherweise wird für die Teilströme vollständige Durchmischung angenommen. Der Transport an sich kann mit einfachen hydrologischen Verfahren, aber auch unter Berücksichtigung der hydrodynamischen Prozesse realisiert werden.

2.2.2.6 Schmutzfrachttransport in Sonderbauwerken

2.2.2.6.1 Bauwerkstypen

In Sonderbauwerken der Mischkanalisation findet eine Abfluss- und Stoffaufteilung statt. Abhängig vom Anlagentyp wird das Mischwasser unterschiedlich behandelt. Zu den üblichen Anlagentypen zählen hierbei:

- Mischwasserüberläufe
- Fangbecken im Haupt- oder Nebenschluss
- Durchlaufbecken im Haupt- oder Nebenschluss
- Stauraumkanäle mit oben bzw. unten liegender Entlastung

Eine vollständige Auflistung und Darstellung aller üblichen Sonderbauwerke in der Kanalisation kann dem deutschen Arbeitsblatt DWA-A 166 (DWA, 2013) entnommen werden.

Bei einfachen Mischwasserüberläufen wird die gesamte überschüssige Mischwassermenge, also die Differenz zwischen Zu- und Ablauf, abgeschlagen, während andere Sonderbauwerke auch eine Speicherwirkung besitzen, in denen es gegebenenfalls zu einer Sedimentation der absetzbaren Stoffe kommt.

Es gelten dieselben Grundsätze wie bei der reinen mengenmäßigen Ermittlung in N-A-Modellen, jedoch ergeben sich im Gegensatz dazu bei der Schmutzfrachtmodellierung Unterschiede in der modelltechnischen Abbildung der verschiedenen Anlagentypen hinsichtlich der Konzentrationen und Frachten in Speicherräumen, im Ablauf und im Überlauf. Die nachfolgenden Abbildungen (Abbildung 2-22 bis Abbildung 2-26) zeigen beispielhaft eine schematische Darstellung der Wirkungsweise eines Mischwasserüberlaufs, sowie von Fang- und Durchlaufbecken im Haupt- und Nebenschluss.

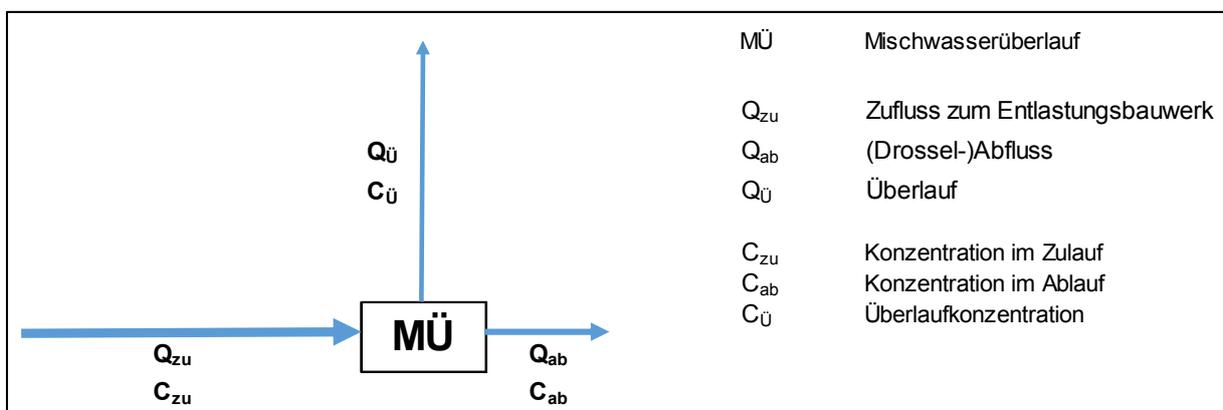


Abbildung 2-22: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Mischwasserüberlauf

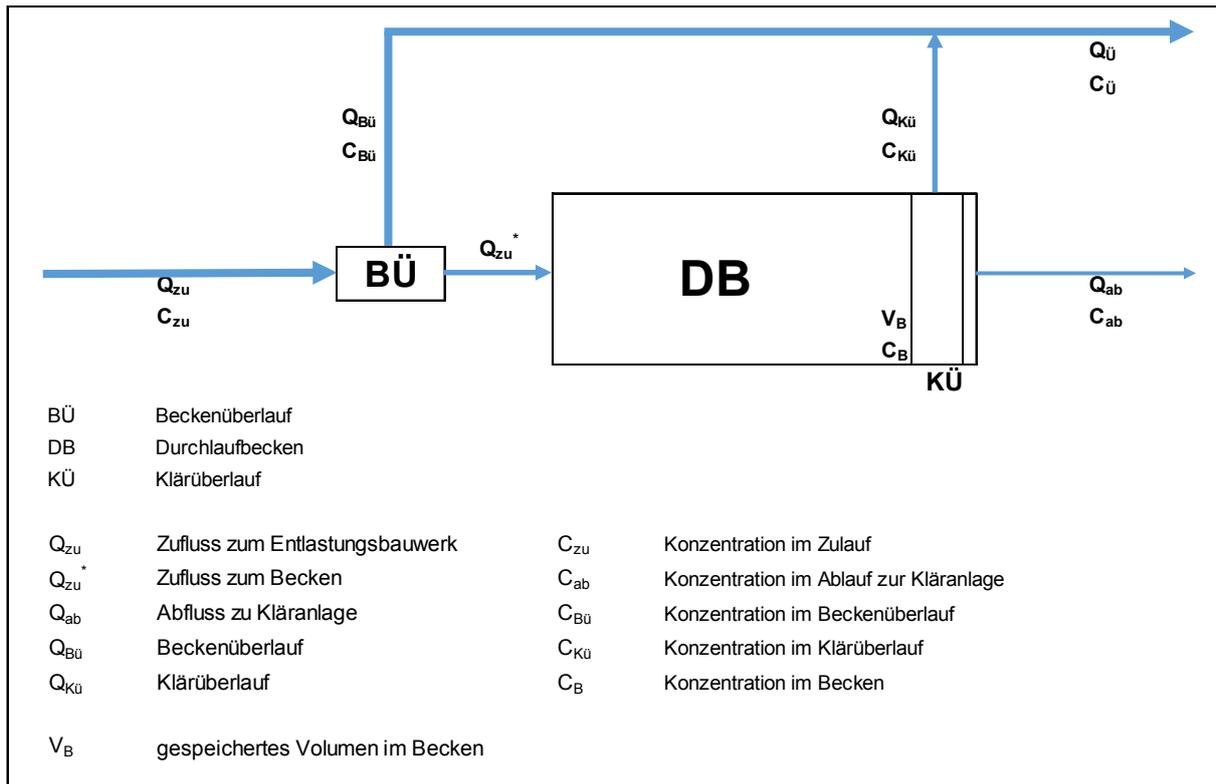


Abbildung 2-23: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Durchlaufbecken im Hauptschluss (Verworn, 1999, modifiziert)

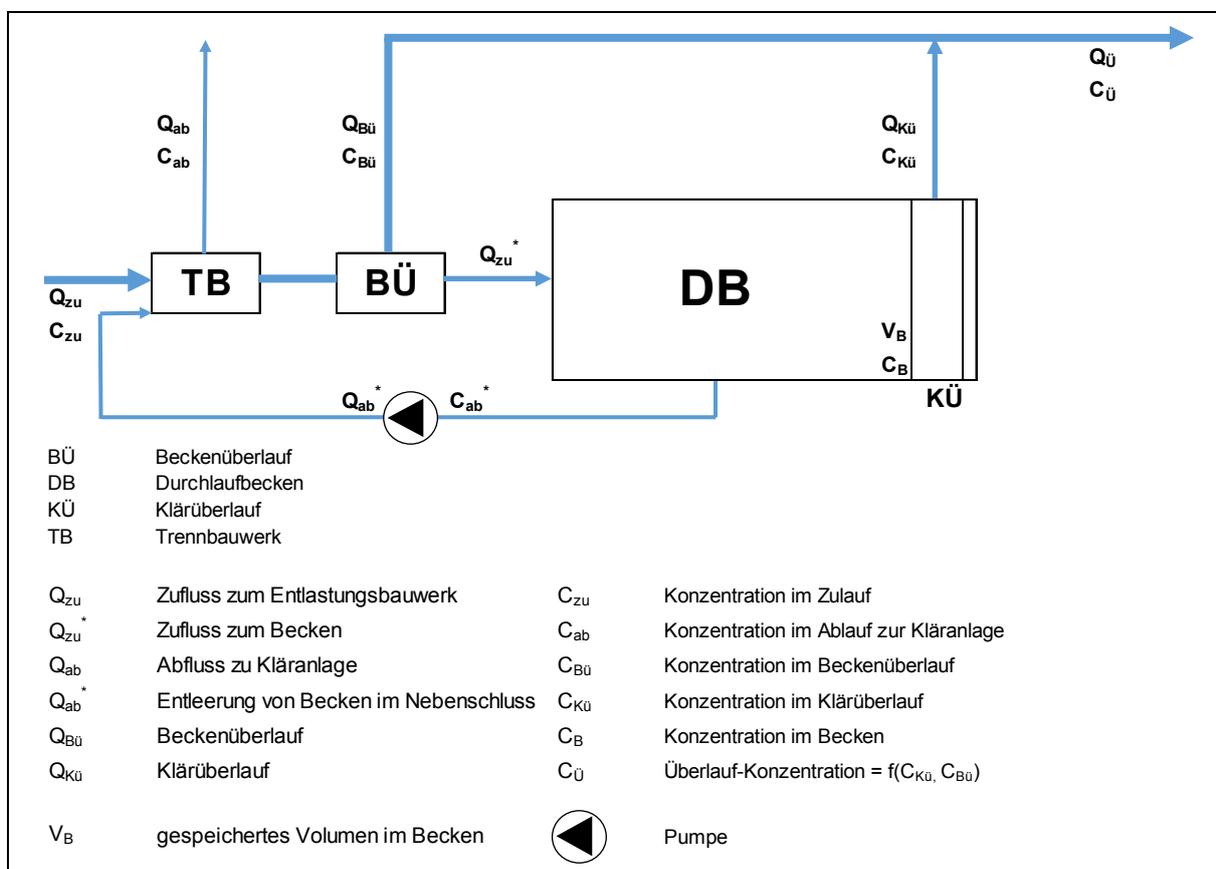


Abbildung 2-24: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Durchlaufbecken im Nebenschluss (Verworn, 1999, modifiziert)

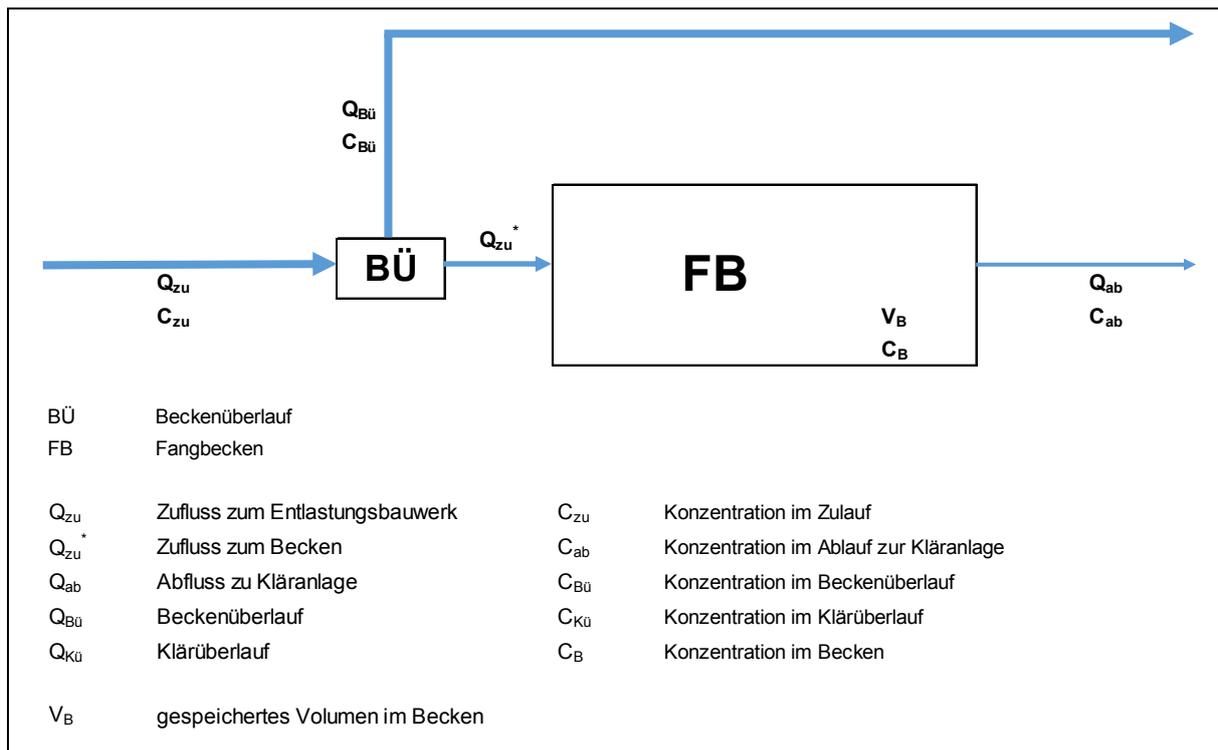


Abbildung 2-25: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Fangbecken im Hauptschluss (Verworn, 1999, modifiziert)

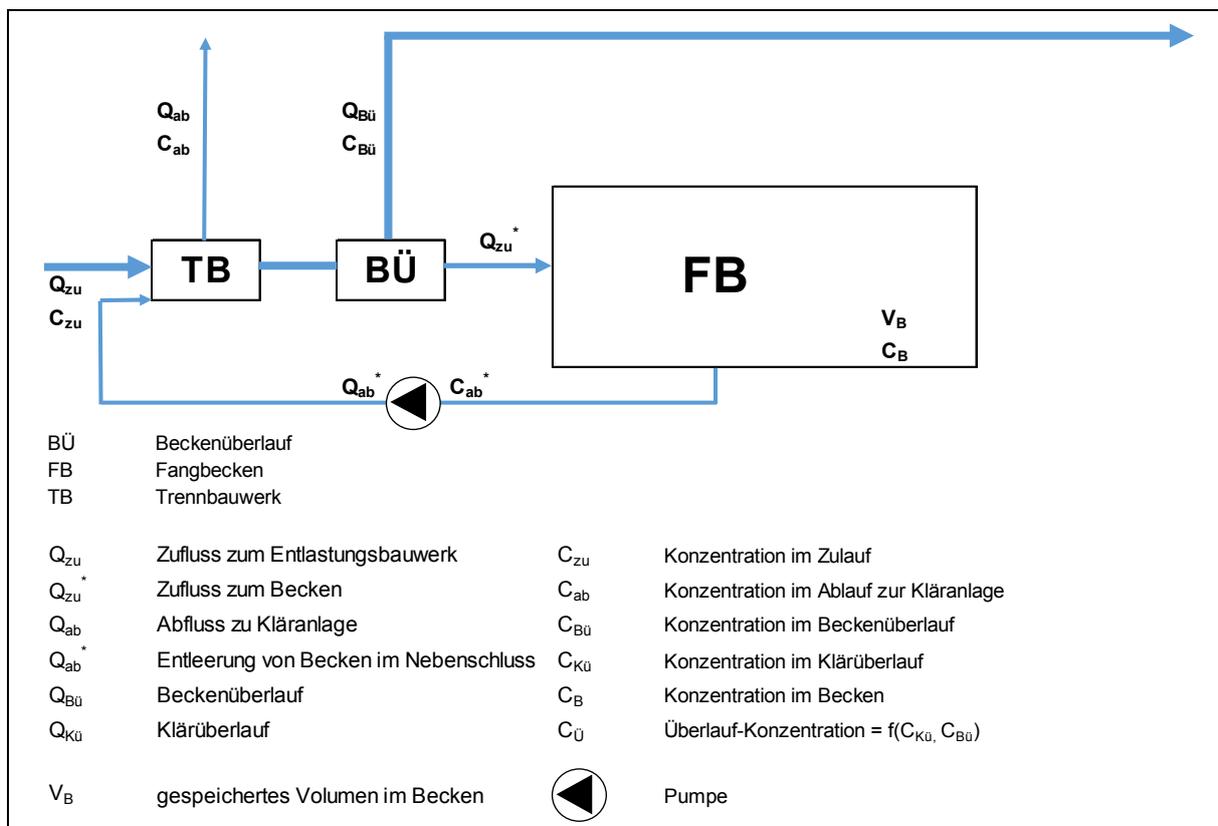


Abbildung 2-26: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Fangbecken im Nebenschluss (Verworn, 1999, modifiziert)

Durchlaufbecken speichern die ankommenden Wassermengen, welche nicht durch die Drossel abgeführt werden können. Wird dabei die Vollfüllung des Beckens erreicht, springt zunächst der Klärüberlauf am Ende des Beckens an. Aufgrund der Sedimentationswirkung von Überlaufbecken wird die Überlauffracht am Klärüberlauf reduziert. Ist der Zulauf zum Becken größer als die Summe des Ablaufs und des Klärüberlaufs, springt zusätzlich der Beckenüberlauf, welcher am Einlauf des Bauwerks situiert ist, an. Am Beckenüberlauf wird demnach unsedimentiertes Mischwasser abgeschlagen. Durchlaufbecken im Nebenschluss führen den Trockenwetterabfluss um die Entlastungsanlage herum.

Fangbecken besitzen im Gegensatz zu den Durchlaufbecken keinen Klärüberlauf. Ihre Aufgabe besteht darin, einen hohen Frachtimpuls (Spülstoß) zu Beginn eines Regenereignisses abzufangen und somit die direkte Entlastung in den Vorfluter zu verhindern. Der wie schon beim Durchlaufbecken am Einlauf befindliche Beckenüberlauf springt erst bei kompletter Vollfüllung des Beckens an. Fangbecken im Nebenschluss werden erst nach Ende des Regenereignisses entleert.

Stauraumkanäle können rechnerisch je nach Situierung der Entlastung wie ein Fang- oder Durchlaufbecken behandelt werden, da die Füll- und Entleerungsvorgänge annähernd identisch sind. Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung gleichen einem Fangbecken im Hauptschluss, während Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung einem Durchlaufbecken im Hauptschluss ähneln, wobei modelltechnisch der Beckenüberlauf entfällt. Im Stauraumkanal muss die Sedimentationswirkung entsprechend berücksichtigt werden.

2.2.2.6.2 Ermittlung der Abflüsse und Speichervolumina

Um die Konzentrationen und Frachten der Teilströme und des Beckeninhalts zu ermitteln, müssen zuvor sämtliche Abflusswerte eines Berechnungszeitschrittes bekannt sein. Bei Mischwasserüberläufen oder bei Becken deren Abflüsse unabhängig von der Füllhöhe sind, ist es möglich eine einfache Aufteilung der Abflusstrome mit konstanten Werten vorzunehmen.

Somit gelten für:

- den Mischwasserüberlauf:

$$Q_{ab} = const.$$

$$Q_{\ddot{u}} = Q_{zu} - Q_{ab}$$

- das Durchlaufbecken im Hauptschluss:

$$Q_{ab} \leq Q_{ab,max}$$

$$Q_{K\ddot{u}} \leq Q_{K\ddot{u},max}$$

$$Q_{zu} \leq Q_{ab,max} + Q_{K\ddot{u},max}$$

$$Q_{B\ddot{u}} = Q_{zu} - Q_{zu}^*$$

- das Durchlaufbecken im Nebenschluss:

$$Q_{ab} \leq Q_{ab,max}$$

$$Q_{K\ddot{u}} \leq Q_{K\ddot{u},max}$$

$$Q_{zu}^* \leq Q_{K\ddot{u},max}$$

$$Q_{B\ddot{u}} = Q_{zu} - Q_{ab} - Q_{zu}^*$$

dabei gilt für die Entleerung des Beckens:

$$\text{bei } V_B = 0 \text{ oder } Q_{zu} \geq Q_{ab,max}:$$

$$Q_{ab}^* = 0$$

$$\text{bei } V_B > 0 \text{ und } Q_{zu} < Q_{ab,max}:$$

$$Q_{ab}^* = Q_{ab,max} - Q_{zu}$$

$$Q_{ab} = Q_{zu} + Q_{ab}^*$$

- das Fangbecken im Hauptschluss:

$$Q_{ab} \leq Q_{ab,max}$$

$$\text{bei } V_B < V_{ges}:$$

$$Q_{B\ddot{u}} = 0$$

$$Q_{zu}^* = Q_{zu}$$

$$\text{bei } V_B = V_{ges}:$$

$$Q_{B\ddot{u}} = Q_{zu} - Q_{ab}$$

$$Q_{zu}^* = Q_{ab}$$

- das Fangbecken im Nebenschluss

$$Q_{ab} \leq Q_{ab,max}$$

$$\text{bei } V_B < V_{ges}:$$

$$Q_{B\ddot{u}} = 0$$

$$Q_{zu}^* = Q_{zu} - Q_{ab}$$

$$\text{bei } V_B = V_{ges}:$$

$$Q_{B\ddot{u}} = Q_{zu} - Q_{ab}$$

$$Q_{zu}^* = 0$$

dabei gilt für die Entleerung des Beckens:

$$\text{bei } V_B = 0 \text{ oder } Q_{zu} \geq Q_{ab,max}:$$

$$Q_{ab}^* = 0$$

$$\text{bei } V_B > 0 \text{ und } Q_{zu} < Q_{ab,max}:$$

$$Q_{ab}^* = Q_{ab,max} - Q_{zu}$$

$$Q_{ab} = Q_{zu} + Q_{ab}^*$$

Sind die Abflüsse aus dem Speicherraum abhängig vom Füllstand des Beckens, muss die Speicherfüllung und der Abfluss zueinander passen und somit gemeinsam bestimmt werden. Aufgrund der kleinen Berechnungszeitschritte bei Verwendung hydrodynamischer Verfahren, liegen die nötigen Angaben für die Abflussberechnung mit hoher Genauigkeit vor.

Werden hydrologische Verfahren für die Berechnung der Abfluss- und Speicherganglinien eingesetzt, wie es oftmals bei kontinuierlichen Modellen der Fall ist, erfolgt die Berechnung der Hydraulik der Becken näherungsweise mit verhältnismäßig großen Zeitschritten. Alle Ansätze nehmen über bestimmte Zeitabschnitte Linearität an. Daher wird mittels Volumenkontrolle und der geeigneten Wahl des Berechnungszeitschrittes bzw. der Anwendung von geeigneten Dämpfungsalgorithmen dafür gesorgt, die erforderliche Genauigkeit zu erreichen. Auf die Berechnungsmethodik wird in dieser Arbeit

nicht näher eingegangen. Zwei unterschiedliche Berechnungsansätze sind in Verworn, 1999 beschrieben.

2.2.2.6.3 Ermittlung der Konzentrationen und Frachten

Konstruktiv betrachtet sind Fangbecken Speicherräume ohne Absetzwirkung. Im Gegensatz dazu, findet für Durchlaufbecken bei richtig konstruktiver Ausbildung eine Absetzwirkung statt. Wird die Absetzwirkung der Durchlaufbecken nicht berücksichtigt, gelten die nachfolgenden Berechnungsalgorithmen.

Unter Annahme einer vollständigen Durchmischung des Beckeninhalts vom vorigen Zeitschritt mit dem gesamten Zuflussvolumen berechnet sich die Schmutzkonzentration im Becken zum Zeitpunkt t für Becken im Hauptschluss wie folgt:

$$C_{B,t} = \frac{V_{B,t-1} \cdot C_{B,t-1} + Q_{zu,t}^* \cdot C_{zu,t} \cdot \Delta t}{V_t^*} \quad \text{Gleichung 33}$$

mit:	$C_{B,t}$	Konzentration im Becken zum Zeitpunkt t
	$V_{B,t-1}$	Beckenvolumen zum Zeitpunkt t-1
	$C_{B,t-1}$	Konzentration im Becken zum Zeitpunkt t-1
	$Q_{zu,t}^*$	Zufluss zum Becken zum Zeitpunkt t
	$C_{zu,t}$	Konzentration im Zufluss zum Zeitpunkt t
	Δt	Zeitintervall der Diskretisierung
	$V_t^* = V_{B,t-1} + Q_{zu}^* \cdot \Delta t$	Mischungsvolumen zum Zeitpunkt t

Über die Beckenkonzentration $C_{B,t}$ können anschließend die Ablaufrachten des Drosselabflusses, des Klärüberlaufs (bei Durchlaufbecken) und der Beckenentleerung berechnet werden, unter der Annahme, dass die Konzentrationen und Frachten über das gesamte Zeitintervall konstant sind. Es gelten die folgenden Konventionen je nach Beckenart.

- Durchlaufbecken im Hauptschluss:

$$\begin{aligned} C_{Kü} &= C_B \\ C_{Bü} &= C_{zu} \\ C_{ab} &= C_B \end{aligned}$$

- Durchlaufbecken im Nebenschluss:

$$\begin{aligned} C_{Kü} &= C_B \\ C_{Bü} &= C_{zu} \\ C_{ab} &= C_{zu} && \text{für } V_B = 0 \text{ oder } Q_{zu} > Q_{ab,max} \\ C_{ab} &= \frac{Q_{zu} \cdot C_{zu} + Q_{ab}^* \cdot C_B}{Q_{zu} + Q_{ab}^*} && \text{für } V_B > 0 \text{ und } Q_{zu} < Q_{ab,max} \end{aligned}$$

- Fangbecken im Hauptschluss:

$$\begin{aligned} C_{Bü} &= C_{zu} \\ C_{ab} &= C_B \end{aligned}$$

- Fangbecken im Nebenschluss:

$$C_{B\ddot{u}} = C_{zu}$$

$$C_{ab} = C_{zu}$$

$$C_{ab} = \frac{Q_{zu} \cdot C_{zu} + Q_{ab}^* \cdot C_B}{Q_{zu} + Q_{ab}^*}$$

$$\text{für } V_B = 0 \text{ oder } Q_{zu} > Q_{ab,max}$$

$$\text{für } V_B > 0 \text{ und } Q_{zu} < Q_{ab,max}$$

Die Berechnung der zugehörigen Frachten der einzelnen Teilströme erfolgt durch Multiplikation von Abfluss und Konzentration.

Wie bereits erwähnt, findet bei Durchlaufbecken im Hauptschluss bei richtiger konstruktiver Ausbildung eine Absetzwirkung η statt. Diese ist neben der Beckengeometrie primär von der horizontalen Fließgeschwindigkeit v_h und der Absetzgeschwindigkeit der Feststoffteilchen v_s abhängig und wird folgendermaßen ermittelt:

$$\eta = \frac{l \cdot v_s}{h \cdot v_h} \quad \text{Gleichung 34}$$

mit:	l	Beckenlänge (m)
	h	Wasserstandshöhe im Becken (m)
	v_s	Absetzgeschwindigkeit der Feststoffteilchen (m/s)
	v_h	Horizontale Fließgeschwindigkeit (m/s)

Die Beschaffenheit des Abwassers und auch der Feststoffteilchen (Dichte, Kornform) hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Sedimentationsgeschwindigkeit und kann daher nur nach genauer Analyse bestimmt werden. In vielen Fällen wird daher auf Schätzwerte zurückgegriffen. Verworn (1999) verweist auf Harms & Kenter (1990), wo die Absetzgeschwindigkeit mit 1 m/h angegeben wird. Die Absetzwirkung wird somit in Abhängigkeit des Beckendurchflusses wie folgt berechnet:

$$\eta = \frac{V_B \cdot v_s}{h \cdot Q_{zu}} \quad \text{Gleichung 35}$$

3 Methodik

Die nachfolgend beschriebene Methodik basiert auf einem bereits bestehenden hydrodynamischen N-A-Modell eines Mischwassersystems in einem abgeschlossenen Teileinzugsgebiet (Veit, 2009). Somit war für diese Arbeit kein erneuter Modellaufbau notwendig.

Die weiteren Modellierungsarbeiten erfolgten unter Verwendung der hydrodynamischen Simulationssoftware EPA SWMM, welches von der US-EPA (Environmental Protection Agency) Anfang der 1970er entwickelt und bis heute laufend überarbeitet wird. Der große Vorteil dieser Software besteht darin, dass es sich hierbei um eine Open-Source-Software handelt und auch der Programmcode frei zugänglich ist.

Am Ende des betrachteten Teileinzugsgebietes ist ein Mischwasserüberlauf (MÜ) angeordnet. An diesem Sonderbauwerk liegen zeitlich hochaufgelöste Messdaten von einer Online-Messstation hinsichtlich Hydraulik und Abwasserqualitätsparameter vor (Gruber *et al.*, 2004) und des Weiteren auch die Ergebnisse der Spurenstoffanalytik, welche im Zuge des Forschungsprojekts SCHATURM durchgeführt wurde.

Vor Beginn der Modellüberprüfung wurde zunächst noch eine Neuordnung der Niederschlagsmessstationen im bestehenden Modell zu den einzelnen Teileinzugsflächen durchgeführt. Details dazu sind dem Kapitel 3.2.1.1 zu entnehmen.

Auf Basis der zur Verfügung stehenden Messdaten erfolgte die Überprüfung der Modellhydraulik nach einem zweistufigen Ansatz. Ausgehend von einem bereits hydraulisch kalibrierten Modell (Veit, 2009), erfolgte im ersten Schritt eine Überprüfung der Hydraulik im Zulaufkanal zur Mischwasserkammer. Die Überprüfung wurde hierbei sowohl visuell durch den Vergleich der simulierten und der gemessenen Abflussganglinie, als auch durch einen Vergleich der Gesamtabflussmengen ausgewählter Ereignisse durchgeführt. Nach erfolgter Überprüfung wurde, um auch saisonale Schwankungen zu berücksichtigen, eine Modifizierung des TW-Abflusses vorgenommen.

Im zweiten Schritt erfolgte die Überprüfung der Hydraulik im Entlastungskanal. Als Zielgröße wurde hierbei das Jahresentlastungsvolumen definiert. Um sich dieser Zielgröße bestmöglich anzunähern, musste in weiterer Folge eine Anpassung des maximal möglichen Drosselabflusses vorgenommen werden.

Nach abgeschlossener Kalibrierung der Modellhydraulik wurde eine Validierung für zwei weitere Jahre durchgeführt, wobei als Zielgröße wiederum das Jahresentlastungsvolumen definiert wurde.

Auf Grundlage eines hydraulisch korrekten N-A-Modells, galt es in weiterer Folge einen geeigneten Ansatz für die Schmutzfrachtmodellierung in das N-A-Modell zu implementieren. Die Wahl des Leitparameters fiel hierbei auf den AFS, da über diesen auch in weiterer Folge der adsorbierte Anteil der Spurenstoffe abgeschätzt wird. Vor Beginn der Schmutzfrachtkalibrierung musste noch eine Überprüfung des Sonderbauwerks

hinsichtlich der Modellabbildung durchgeführt werden, da sich N-A-Modelle und Schmutzfrachtmodelle hinsichtlich ihrer Modellabbildung unterscheiden können.

Nach erfolgter Überprüfung des MÜ im Modell, wurde im ersten Schritt der Schmutzfrachtkalibrierung eine Kalibrierung für die Abfiltrierbaren Stoffe (AFS) im Trockenwetterfall durchgeführt. Hierzu wurde aus den Messdaten eine konstante AFS-Konzentration für den Trockenwetterfall bestimmt und anschließend mit einem typischen AFS-Tagesgang kombiniert.

Für den Regenwetterfall wurde der Ansatz einer konstanten Konzentration gewählt. Wiederum wurde aus den vorhandenen Messdaten ein konstanter Eingangswert für die Simulation im Regenwetterfall ermittelt.

Die Annäherung an die Zielgröße, die jährlich entlastete AFS-Fracht, erfolgte unter Variation der konstanten Regenwetterkonzentration der AFS für die dafür ausgewählten Ereignisse. Die zugehörige Mischwasserkonzentration wird in der Modellierung über die Mischungsrechnung berechnet.

Nach Abschluss der Schmutzfrachtkalibrierung wurde, wie schon bei der Hydraulik, eine Validierung des Schmutzfrachtmodells für dieselben Jahre durchgeführt.

Nach abgeschlossener Validierung des Schmutzfrachtmodells wurden in weiterer Folge Langzeitsimulationen durchgeführt, um die jährlich entlasteten bzw. zur Kläranlage weitergeleiteten Volumina und AFS-Frachten modelltechnisch abzuschätzen.

Auf Basis der jährlichen entlasteten Volumina und Frachten konnten für ausgewählte Spurenstoffe durch die entsprechend bekannten Verteilungskoeffizienten die ausgetragenen Spurenstofffrachtanteile abgeschätzt werden. Hierzu wurde zum einen die Annahme getroffen, dass die gelöste Fraktion der Spurenstoffe der hydraulischen Abflussfracht entspricht und dass die adsorbierte Fraktion der Spurenstoffe der anteilmäßigen an AFS adsorbierten Schmutzfracht entspricht.

Abschließend erfolgte die Aufbereitung und Auswertung der Ergebnisse. Im Zuge der Auswertung wurden sowohl der Jahresniederschlag, das jährliche Entlastungsvolumen und die jährliche entlastete AFS-Fracht, als auch für ausgewählte Spurenstoffe die ausgetragenen Frachten und deren Variabilität am Entlastungsbauwerk betrachtet. Des Weiteren wurde eine theoretische Konzentrationsaufstockung im Gewässer durch die Mischwassereinleitungen an dem betrachteten Entlastungsbauwerk abgeschätzt.

Die in diesem Kapitel beschriebene Methodik bezieht sich auf das in dieser Arbeit verwendete Modell und ist daher grundsätzlich nicht ohne weitere Anpassung auf andere Modelle übertragbar.

Nachfolgend ist in Abbildung 3-1 der oben beschriebene Ablauf grafisch dargestellt.

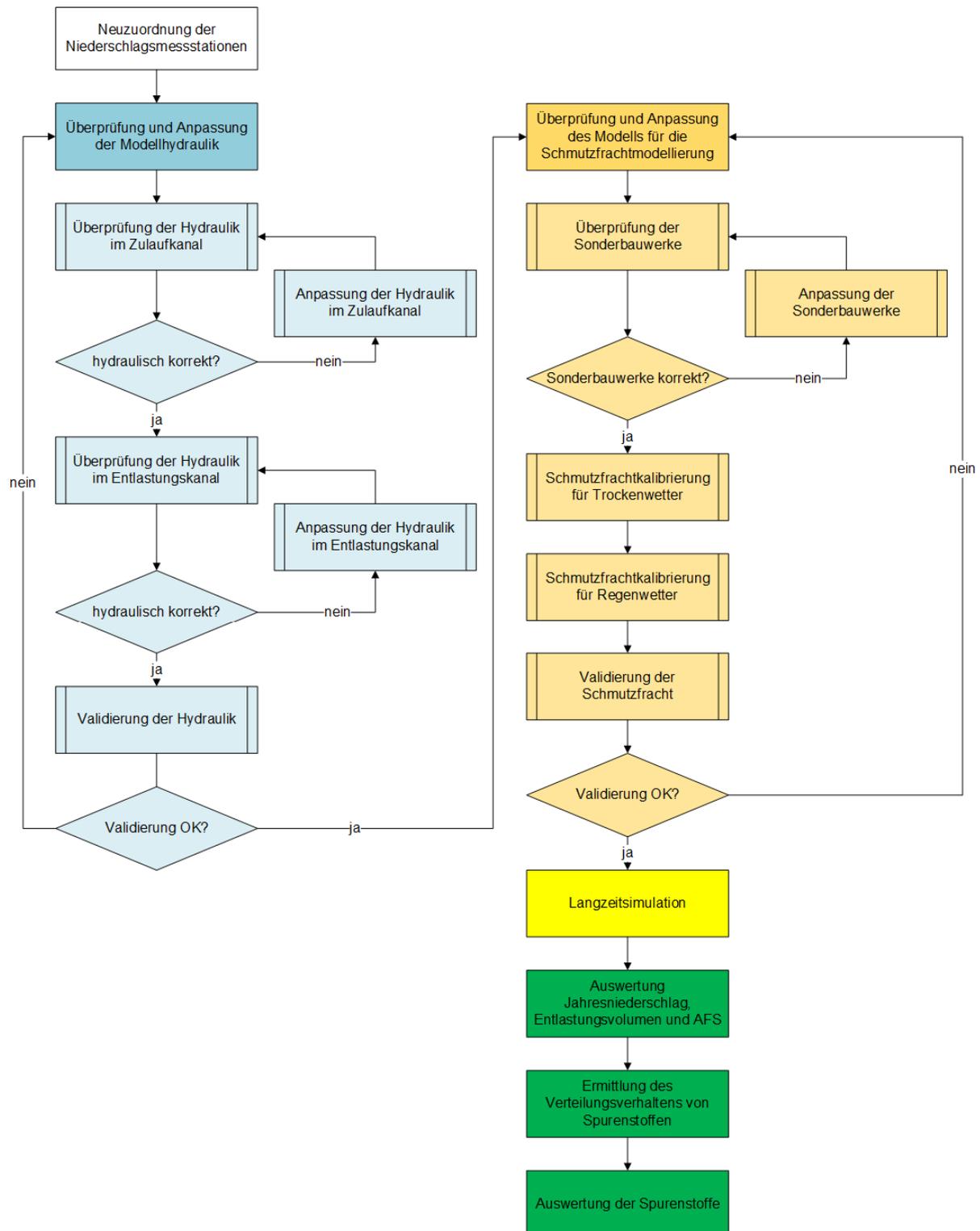


Abbildung 3-1: Ablaufdiagramm der gewählten Methodik zur modelltechnischen Abschätzung von entlasteten Jahresfrachten von Spurenstoffen an einem Mischwasserüberlauf.

3.1 Fallstudie Graz - Beschreibung des Einzugsgebietes Graz-West R05

Die nachfolgende zusammenfassende Beschreibung des Einzugsgebietes Graz-West R05 basiert im Wesentlichen auf den Arbeiten von Haring (2004), Schneider (2007) und Hofer (2012). Das betrachtete Teileinzugsgebiet befindet sich im westlichen Teil

der Stadt Graz (Österreich) am orografisch rechten Ufer der Mur und wird größtenteils über ein Mischsystem entwässert. Die Mur ist mit einem durchschnittlichen Mittelwasserabfluss von etwa $120 \text{ m}^3/\text{s}$ ein relativ leistungsfähiges Fließgewässer. Am Ende des Mischsystems münden alle Zulaufkanäle in einen Sammelkanal, welcher wiederum im Bereich der Mur in den rechten Hauptsammelkanal einmündet, der weiter zur Kläranlage Graz hin entwässert. An diesem Punkt befindet sich auch das Mischwasserüberlaufbauwerk CSO-R05, über welches bei der Überschreitung eines kritischen Mischwasserabflusses eine Entlastung in die Mur erfolgt. Weiters wurde an diesem Mischwasserüberlaufbauwerk (MÜ) von Oktober 2002 bis Mitte 2013 eine Kanal-Online-Messstation betrieben, welche die zeitlich hoch aufgelöste Erfassung von Hydraulik- und Wasserqualitätsparametern sowohl im Zulauf, wie auch in der Mischwasserkammer und im Entlastungskanal des Mischwasserüberlaufs CSO-R05 ermöglichte.

Im Zuge von Umschlussarbeiten wurde das Kanalnetz bis 31. August 2006 ständig erweitert. Nach Abschluss dieser Arbeiten wurden keine weiteren Umschlüsse im bestehenden Kanalnetz durchgeführt. Aktuell umfasst das Einzugsgebiet eine Fläche von rund 456 ha, wovon 126 ha auf befestigte Flächen entfallen. Dem betrachteten Teileinzugsgebiet können rund 19 500 Einwohner zugewiesen werden, was einer durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von 43 Einwohnern pro Hektar entspricht. Die Gesamtlänge des Kanalnetzes beläuft sich auf etwa 46,5 km. Im System ist auch ein Stauraumkanal mit einem Volumen von 2300 m^3 integriert. Die Entleerung des Systems erfolgt über eine unten liegende Drossel, welche einen konstanten Abfluss von ungefähr 170 L/s aufweist. Die nachfolgende Abbildung 3-2 zeigt das Einzugsgebiet Graz-West inklusive dem Kanalnetz und der Position des Stauraumkanals und des Mischwasserüberlaufs CSO-R05.

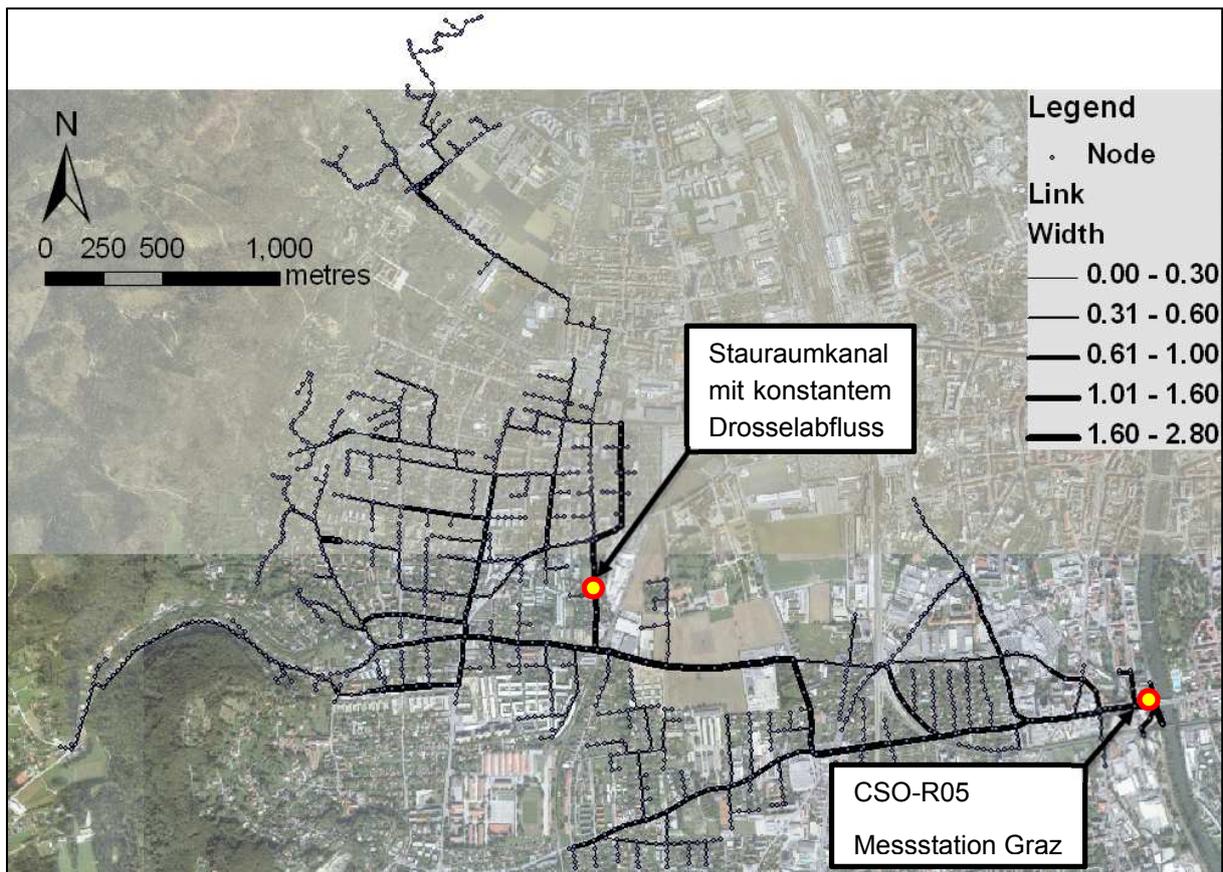


Abbildung 3-2: Einzugsgebiet Graz-West R05 (Gamerith, 2011, modifiziert)



Abbildung 3-3: Innenansicht und Drossel einlauf des Stauraumkanals im Einzugsgebiet Graz-West R05 (Veit, 2009)

Die durchschnittlichen Oberflächenneigungen (siehe Abbildung 3-4) bewegen sich überwiegend zwischen null und vier Prozent. Die Ausnahme bildet der westliche Teil

des Einzugsgebiets, welcher Neigungen von bis zu zehn Prozent aufweist. Im östlichen Teil ist eine dichte Bebauung vorzufinden, während im Gegensatz dazu der westliche Teil durch eine eher offene Siedlungsstruktur geprägt ist.

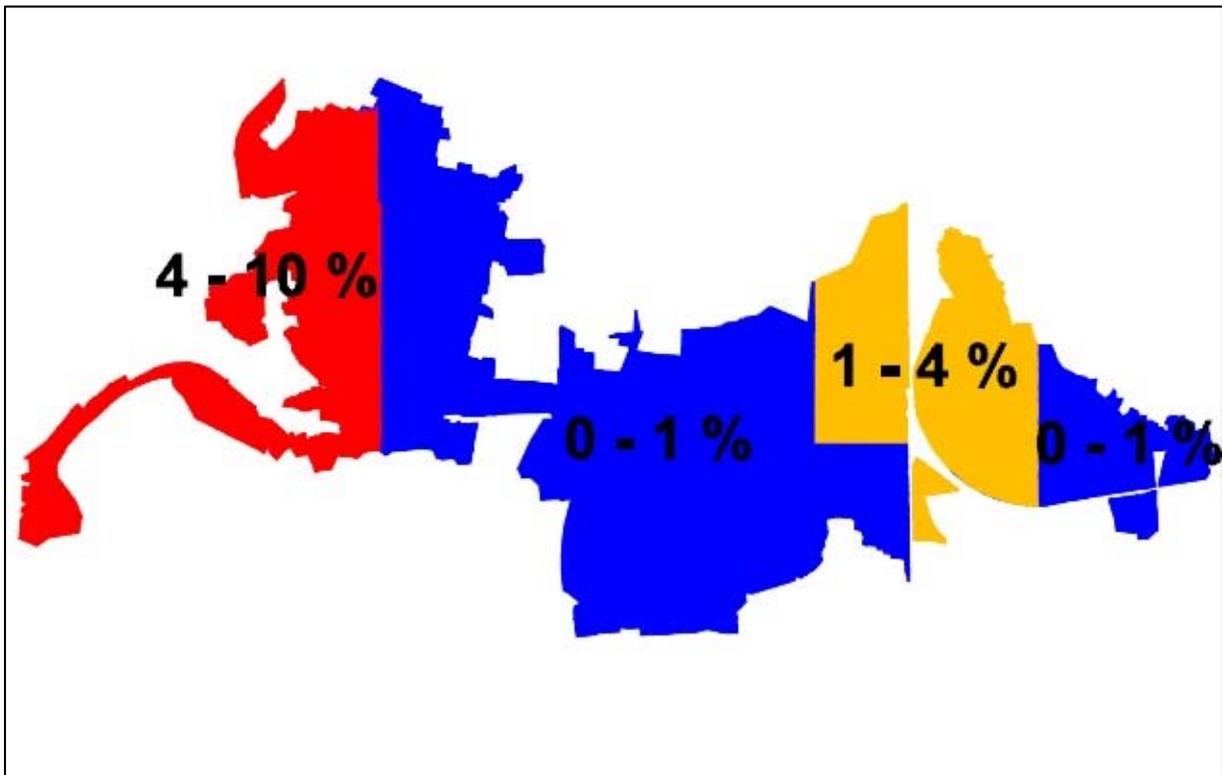


Abbildung 3-4: Mittlere Geländeneigung im Einzugsgebiet Graz-West R05 (Haring, 2004)

Neben einigen kleineren Indirekteinleitern sind mit einer Brauerei und einem Pharmakonzern auch zwei größere Indirekteinleiter im Einzugsgebiet situiert.

3.1.1 Niederschlagsmessenrichtungen im Einzugsgebiet Graz-West R05

Um die Intensität wie auch die örtliche Verteilung des Niederschlags im Einzugsgebiet erfassen zu können, werden drei unabhängige Regenschreiber an unterschiedlichen Standorten betrieben (siehe Abbildung 3-5).

- Karl-Morre-Straße (Kurzbezeichnung KAMO)
- Klusemannstraße (Kurzbezeichnung KLUS)
- Karlauergürtel – Möbelhaus Lutz (Kurzbezeichnung LUTZ)

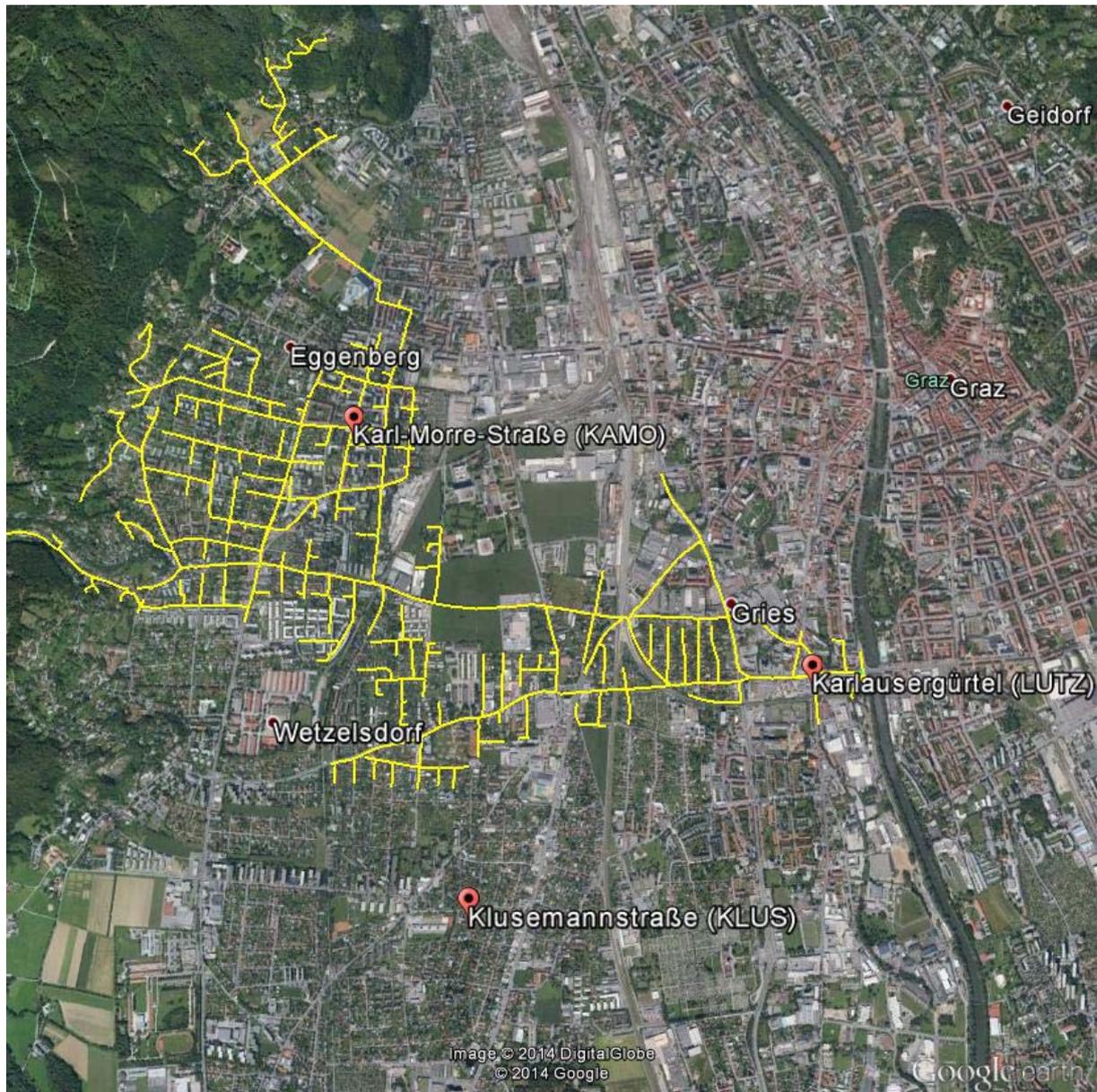


Abbildung 3-5: Standorte der Regenmessstationen im Einzugsgebiet Graz-West R05 (Google Earth, 2014)

Es handelt sich hierbei um digitale Niederschlagswippen, welche kontinuierlich Messdaten auf einen Datenserver übertragen. Niederschlagswippen überzeugen durch ihre hohe Zuverlässigkeit und im größeren Wartungsintervall gegenüber vergleichbaren Geräten, als auch durch ihre hohe Präzision im Bereich niedriger bis mittlerer Niederschlagsintensitäten. Im Bereich hoher Niederschlagsintensitäten kommt es jedoch zu einer Unterschätzung der Niederschläge und auch zu einem kontinuierlichen Wasserverlust aufgrund der Wippenbewegung (Marsalek, 1981, modifiziert).

Je nach Intensität tropft der aufgefangene Niederschlag in die Wippenschale. Die Wippe kippt beim Erreichen eines Wippenschaleninhaltes von 5 cm^3 um, was wiederum einer Niederschlagshöhe von $0,1 \text{ mm}$ entspricht. Die Messdaten werden mit jedem Wippenumschlag mit dem zugehörigen Zeitstempel übertragen. Der Inhalt der Wippenschale wird bei jedem Umschlag in ein Auffanggefäß entleert und in einen

Sammelbehälter weitergeleitet. Um Auskunft über die Funktionstüchtigkeit der Wippe zu erhalten, wird der Sammelbehälter in festgelegten Zeitabständen von geschultem Personal geleert und anschließend das Volumen des im Behälter befindlichen Wassers bestimmt. Mit Hilfe der ermittelten Wassermenge und der Anzahl der Wippenumschläge kann eine erste Aussage über die Funktionsfähigkeit der Wippe getroffen werden (Thaler, 2004).

3.1.2 Beschreibung der Messstation Graz am Mischwasserüberlauf CSO-R05

Wie bereits in Abschnitt 3.1 erwähnt, wurde in der Zeit von Oktober 2002 bis Mitte 2013 die Kanal-Online-Messstation Graz am Ende des Teileinzugsgebiets Graz-West-R05 direkt am Mischwasserüberlauf CSO-R05 betrieben (siehe Abbildung 4-6).



Abbildung 3-6: Orthofoto der Messstation Graz mit Mischwasserentlastung CSO-R05 (Hofer, 2012)

Während dieser Zeit lieferte die Messstation kontinuierlich zeitlich hochaufgelöste Messdaten bezüglich Hydraulik und Wasserqualität. Im Trockenwetterfall erfolgte die Datenaufzeichnung im Dreiminutenintervall, im Mischwasserfall wurde das Aufzeichnungsintervall auf eine Minute herabgesetzt. In Abbildung 3-7 sind alle verwendeten Messeinrichtungen und Überwachungssysteme und deren Lage in der Mischwasserkammer schematisch dargestellt.

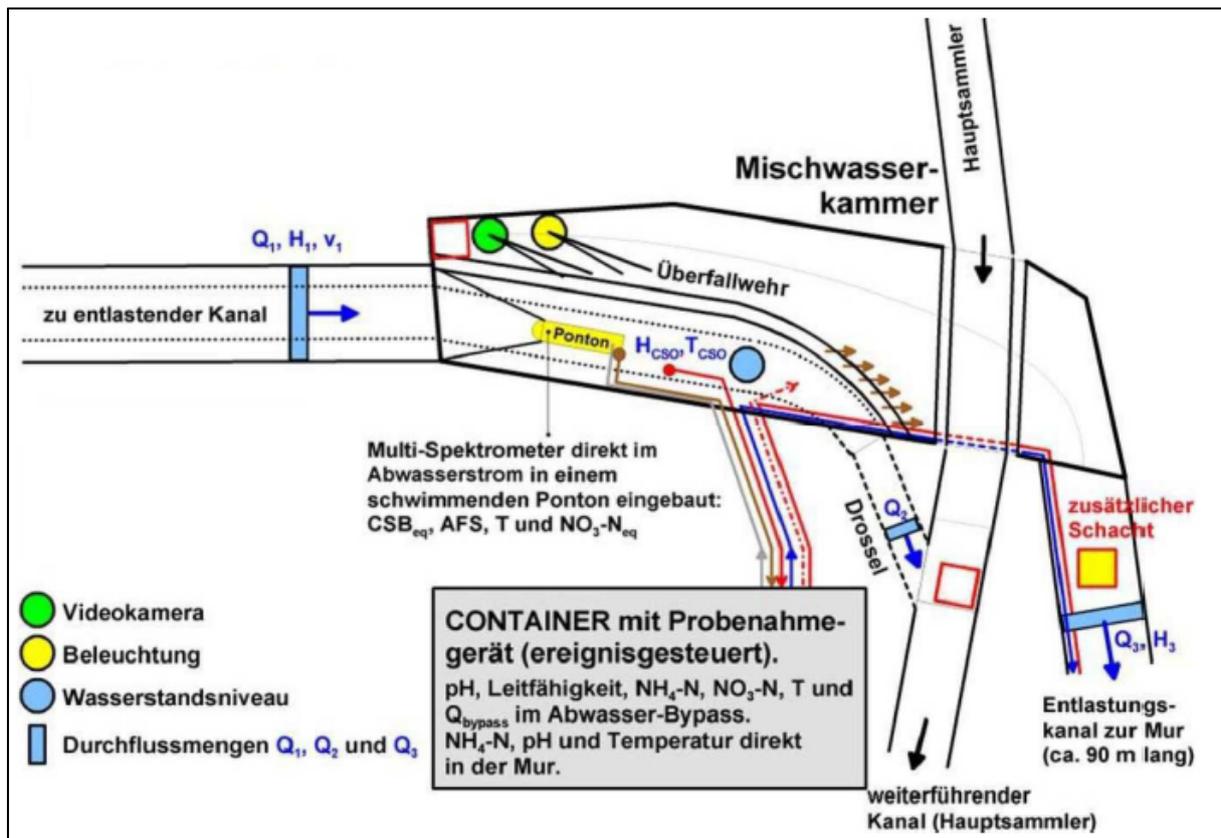


Abbildung 3-7: Schematische Darstellung der Messstation Graz inkl. der Messeinrichtungen und Überwachungssysteme (Gruber *et al.*, 2004, modifiziert)

Im Zulaufkanal wurden mittels eines berührungslosen Radar-Messsystems die mittlere Abflussgeschwindigkeit und der Wasserstand ermittelt. Da die Form des Querschnitts im Zulaufkanal bekannt ist, konnte der Durchfluss auf Basis der Kontinuitätsgleichung berechnet werden.

Für die Erfassung der Fließgeschwindigkeit und des Wasserstandes wurde im Entlastungskanal eine Ultraschallsonde an der Kanalsohle eingesetzt. Die Geschwindigkeitserfassung erfolgte getrennt von der Wasserstandsmessung unter Einsatz des Verfahrens der Kreuzkorrelation.

Für die Messung des Drosselabflusses konnte kein geeignetes System gefunden werden.

Mittels einer Multi-Spektrometersonde (UV/VIS-Sonde), welche an der Unterseite eines Pontons befestigt wurde, konnten ausgewählte Summenparameter (z. B. AFS, CSB) über Adsorption von Lichtstrahlung direkt im Abwasserstrom gemessen werden. Abbildung 3-8 zeigt das Ponton in der Mischwasserkammer.

Für eine nähere Beschreibung der Messstation Graz inklusive aller Einrichtungen wird auf die Arbeit von Hofer (2012) verwiesen.



Abbildung 3-8: Ponton in der Mischwasserüberlaufkammer (Gruber *et al.*, 2004)

Im Zuge dieser Arbeit wurden folgende Parameter der Messstation Graz für die Kalibrierung und Validierung des Modells verwendet:

- Abfluss im Zulaufkanal von Radar-Messsystem
- Abfluss im Entlastungskanal von Ultraschall-Messsystem
- AFS-Konzentration im Gerinne der Mischwasserkammer von UV/VIS-Sonde

3.2 Kalibrierung und Validierung des hydrodynamischen N-A-Modells des Einzugsgebiets Graz-West R05

Das Modell Graz-West R05 wurde vom lokalen Kanalnetzbetreiber, der Holding Graz Services – Wasserwirtschaft, zur Verfügung gestellt und bereits 2009 im Zuge einer Diplomarbeit (Veit, 2009) von der Simulationssoftware Mike-Urban (Firma DHI) in EPA SWMM (US-EPA) überführt. Es handelt sich hierbei um ein Knoten-Kanten-Modell. Das Kanalnetz wird mit Hilfe von „Nodes“ (Knoten) und „Links“ (Kanten) nachgebildet. Das Einzugsgebiet wurde in 1164 Teileinzugsflächen unterteilt und das Kanalnetz mit 1164 Knotenpunkten und 1163 Haltungen nachgebildet. Das Modell Graz-West R05 wurde detailgetreu nachgebildet und gilt daher als Feinmodell. Die folgende Abbildung 3-9 zeigt den Modellaufbau in der Software PCSWMM 2012 Professional 2D (Kurzform: PCSWMM), welche zur Bearbeitung am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der TU Graz zur Verfügung stand, basierend auf dem Rechenkern von SWMM eine erweiterte grafische Benutzeroberfläche (GUI) aufweist und kommerziell von der Firma CHI aus Kanada vertrieben wird.

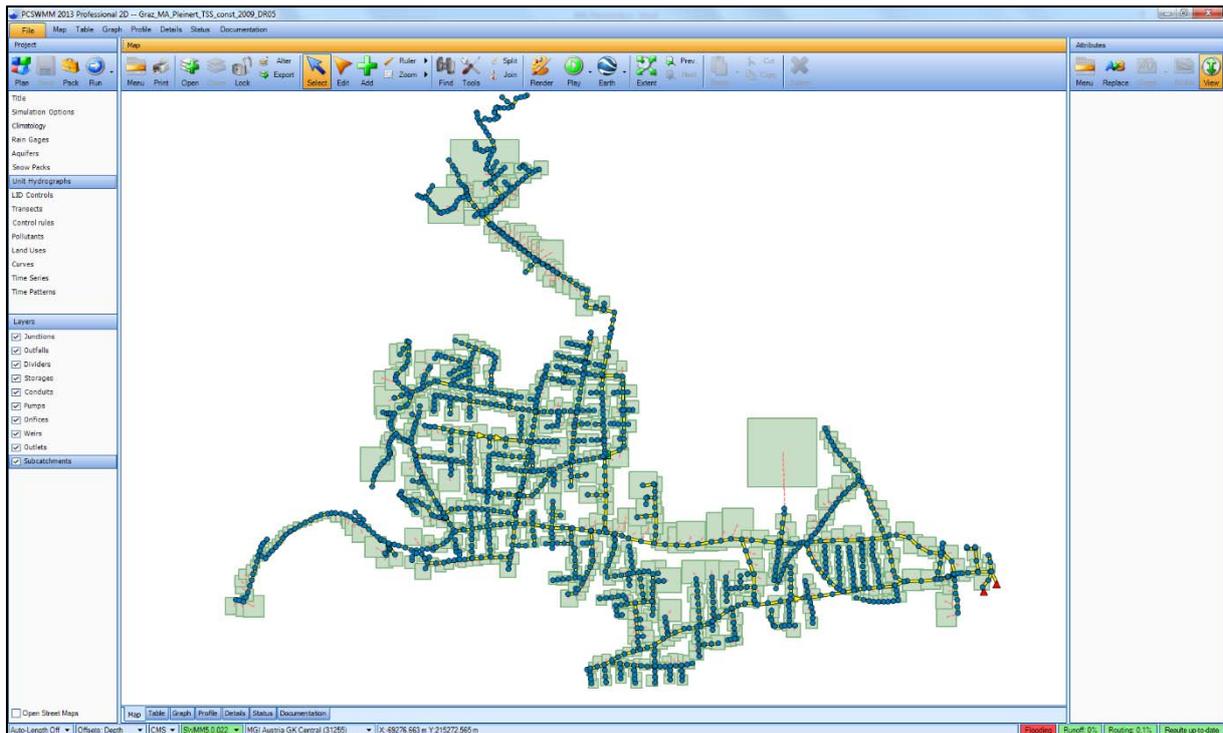


Abbildung 3-9: Darstellung des Modells des Einzugsgebiets Graz-West R05 in der Software PCSWMM 2012 Professional 2D

Tabelle 3-1 gibt einen Überblick aller Elemente des Grazer Modells.

Tabelle 3-1: Systemelemente des Grazer SWMM Modells

Element	Anzahl
Junctions (Knotenpunkte)	1 162
Outfalls (Systemauslässe)	2
Dividers (Trennbauwerke)	0
Storages (Speicherbauwerke)	1
Conduits (Haltungen)	1 163
Pumps (Pumpen)	0
Orifices (Durchlässe)	0
Weirs (Wehrbauwerke)	6
Outlets (Auslässe aus Speicherbauwerken)	0
Subcatchments (Teileinzugsgebiete)	1 164

3.2.1 Überprüfung des N-A-Modells im Einzugsgebiet Graz-West R05

Wie bereits erwähnt, wurde das Modell von Veit (2009) in SWMM überführt. In dieser Arbeit erfolgte eine Kalibrierung und Validierung des Modells für den Zeitraum November 2008 bis Juli 2009. Details dazu sind der Arbeit von Veit (2009) zu entnehmen. Ziel

der Modellprüfung ist die Feststellung der Eignung des bestehenden N-A-Modells zur Implementierung eines geeigneten Schmutzfrachtansatzes. Daher muss zuvor sichergestellt werden, dass die hydraulischen Verhältnisse im System richtig abgebildet werden, da dies die Grundlage für die Schmutzfrachtmodellierung darstellt. Die einzelnen Arbeitsschritte, die zur Modellprüfung notwendig waren, werden nachfolgend beschrieben. Für die Kalibrierung und Validierung des Modells wurde jeweils der Betrachtungszeitraum eines Jahres verwendet.

3.2.1.1 Neuzuordnung der Niederschlagsmessstationen

Im bestehenden Modell von Veit (2009) wurden gemittelte Niederschlagsdaten aus den drei Niederschlagsmessstationen KLUS, KAMO und LUTZ für das gesamte Einzugsgebiet angesetzt. In der Dissertation von Gamerith (2011) wurden die Messdaten der drei Regenmessstationen genauer analysiert, mit dem Ergebnis, dass die Regenmessstation LUTZ generell zu viele fehlerhafte Aufzeichnungen liefert. Die fehlerhaften Aufzeichnungen sind mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Abschattung der Regenmessstation durch ein fünfstöckiges Gebäude bzw. durch eine Brücke zurückzuführen. Folge dessen wurden die Daten der Station LUTZ nicht weiter verwendet und es erfolgte eine Neuzuweisung der beiden verbleibenden Niederschlagsmessstationen KLUS und KAMO auf die Teileinzugsgebiete des Modells (siehe Abbildung 3-10).

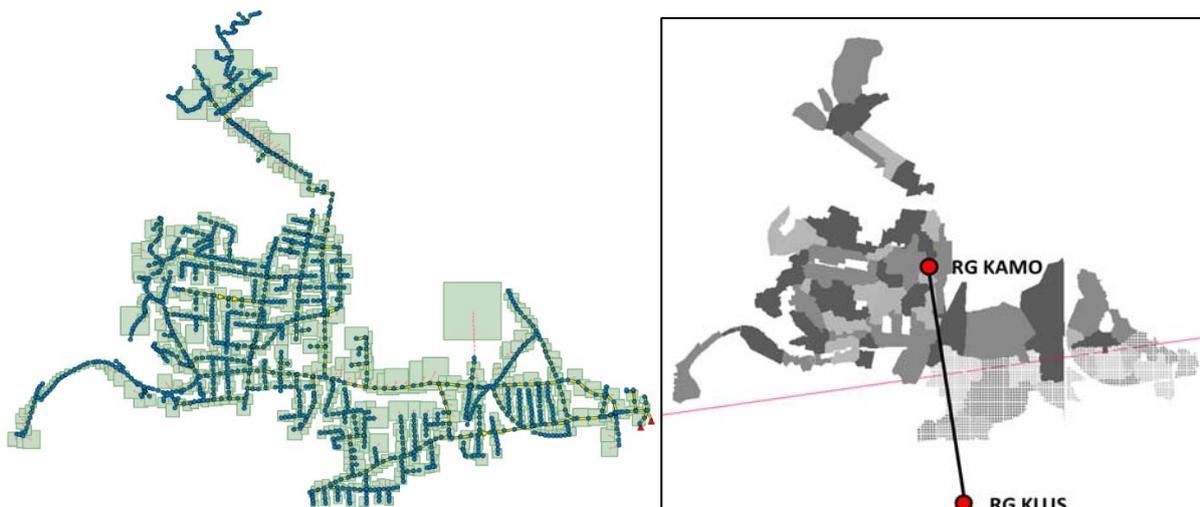


Abbildung 3-10: Zuweisung der Regenmessstationen im Einzugsgebiet (Gamerith, 2011, modifiziert)

3.2.1.2 Hydraulische Überprüfung des N-A-Modells im Zulaufkanal zum Bauwerk CSO-R05

Nach Neuzuordnung der Niederschlagsmessstationen erfolgte im ersten Schritt eine Überprüfung der Hydraulik im Zulaufkanal zur Mischwasserkammer und im Entlastungskanal des MÜ CSO-R05. Die Überprüfung des bestehenden Modells erfolgte auf Basis eines Vergleichs mit vorhandenen Messdaten für das Jahr 2009, da für diesen Zeitraum eine gute Datengrundlage hinsichtlich des Niederschlags und der Abfluss-

mengen im Zulauf- und Entlastungskanal gegeben war. Im Modell wurden die real gemessenen Niederschlagsdaten der Messstationen KLUS und KAMO als Regenserie angesetzt. Nach Abschluss der Simulation für das Jahr 2009, wurden die Simulationsergebnisse der Hydraulik mit den hydraulischen Messdaten visuell verglichen und entsprechend kalibriert. Die hydraulische Validierung erfolgte für die Jahre 2006 und 2010. Eine analoge Vorgehensweise wurde zur Überprüfung der hydraulischen Verhältnisse im Entlastungskanal des MÜ CSO-R05 gewählt.

3.2.1.2.1 Modifikation des Trockenwetterabflusses

Der bereits im Modell von Veit (2009) enthaltene Trockenwetterabfluss wurde im Rahmen dieser Arbeit modifiziert, um die folgende Punkte modelltechnisch besser abbilden zu können:

- i) Ausgleich des zeitlichen Versatzes zwischen Simulation und Messung
- ii) Berücksichtigung der saisonalen Schwankungen im Trockenwetterabfluss

Auf Basis der Abflussdaten, welche für den Zulaufkanal im Zeitraum von 2003 bis 2011 zur Verfügung standen, wurden drei neue Time Pattern (Zeitmuster) generiert und für das Jahr 2009 angepasst. Mit Hilfe dieser Time Pattern ist es möglich, stündliche, tägliche und saisonale Schwankungen in der Modellierung zu berücksichtigen und somit einen typischen Tagesgang, Wochengang oder Jahrgang zu generieren. Die Time Pattern wurden dabei auf Basis von gefilterten Messdaten für Trockenwettertage erzeugt. Zur Veranschaulichung ist in Abbildung 3-11 beispielhaft der in PCSWMM hinterlegte typische Tagesgang bei Trockenwetter dargestellt.

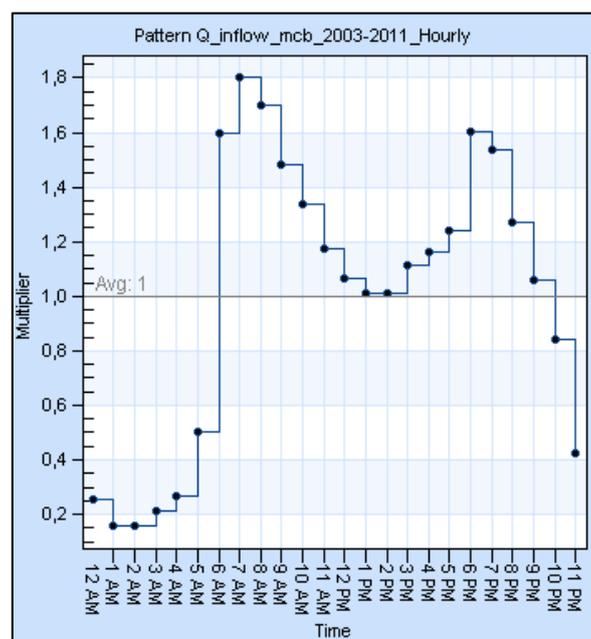


Abbildung 3-11: Generierter, typischer Tagesgang bei Trockenwetter im Simulationsprogramm PCSWMM

Im Modell ist den einzelnen Knoten jeweils ein Durchschnittswert für den Zufluss zugeordnet. Diese Durchschnittswerte werden mit den generierten Time Pattern multipliziert und somit errechnet sich der Trockenwetterabfluss wie folgt:

$$Inflow = (Average Value) \cdot (Time Pattern hourly) \cdot (Time Pattern daily) \cdot (Time Pattern monthly) \quad \text{Gleichung 36}$$

mit:	<i>Inflow</i>	Trockenwetterabfluss (m ³ /s)
	<i>Average Value</i>	Durchschnittswert Zufluss am Knoten (m ³ /s)
	<i>Time Pattern hourly</i>	Multiplikator stündlich (Tagesgang) (-)
	<i>Time Pattern daily</i>	Multiplikator täglich (Wochengang) (-)
	<i>Time Pattern monthly</i>	Multiplikator monatlich (Jahresgang) (-)

3.2.1.3 Hydraulische Überprüfung im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05

Die Überprüfung der Hydraulik im Entlastungskanal des MÜ CSO-R05 gestaltete sich deutlich schwieriger als im Zulaufkanal, da für die Drossel, welche die Ableitung der Mischwasserkammer zum dahinterliegenden Hauptsammler darstellt, als auch für den Hauptsammler keine hydraulischen Messdaten existieren. Des Weiteren sind die oberliegenden Einzugsgebiete, die an den Hauptsammler angeschlossen sind, im betrachteten Modell nicht berücksichtigt. Somit ist es nur bedingt möglich, den Einfluss des Hauptsammlers auf die Drossel zu berücksichtigen, was vor allem bei größeren Ereignissen zu Problemen führt, da das auftretende Rückstauverhalten vom Hauptsammler in die Mischwasserkammer nicht messtechnisch verifiziert werden kann. Aufgrund dieser Gegebenheit ist es nicht möglich einzelne Entlastungsereignisse mittels Simulation realitätsnah darzustellen.

Um eine Abschätzung des jährlichen Entlastungsvolumens dennoch zu ermöglichen, wurde im Modell ein maximal möglicher Drosselabfluss definiert, wodurch das Rückstauverhalten näherungsweise berücksichtigt werden sollte. In weiterer Folge wurden 20 Entlastungsereignisse für das Jahr 2009 ausgewählt, unter Variation des maximal möglichen Drosselabflusses simuliert und anhand der vorhandenen hydraulischen Messdaten im Entlastungskanal kalibriert. Messtechnisch erfasste Entlastungsereignisse, welche die Messgrenze von 2,5 m³/s überschritten, wurden hierbei nicht berücksichtigt. Nach jeder Simulation wurde das Entlastungsvolumen der einzelnen Ereignisse aufsummiert und mit den Messdaten verglichen.

3.3 Kalibrierung und Validierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05

3.3.1 Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05 für den Trockenwetterfall

Basierend auf dem hydraulisch kalibrierten und validierten N-A-Modell wurde die Kalibrierung und Validierung des Schmutzfrachtmodells für den Trockenwetterfall vorgenommen. Die Kalibrierung erfolgte dabei für den Parameter AFS, da einerseits dafür eine belastbare Datenbasis aus der Online-Messung vorhanden ist und andererseits basierend auf diesem Parameter in weiterer Folge der adsorbierte Anteil der ausgewählten Spurenstoffe abgeschätzt werden kann.

Wie schon beim Trockenwetterabfluss, wurde im Modell den einzelnen Knoten ein Durchschnittswert (Durchschnittskonzentration) für AFS zugeordnet. Dieser Durchschnittswert wurde auf Basis der zur Verfügung stehenden Messdaten mit 195 mg/L angenommen. Die Anpassung und Berechnung erfolgte analog zum Trockenwetterabfluss über die sogenannten Time Pattern. Auf eine saisonale Anpassung der AFS-Trockenwetterkonzentration wurde hierbei verzichtet, da in der Literatur (Gamerith *et al.*, 2011 und Caradot *et al.*, 2013) auf eine relative Messunsicherheit von 20 – 25 % der für die messtechnische Erfassung verwendeten UV/VIS-Spektrometersonden hingewiesen wird und diese somit deutlich höher liegt als die jahreszeitlich bedingte Variabilität des AFS-Trockenwettergangs.

Die Kontrolle des kalibrierten AFS-Trockenwettergangs erfolgte durch einen visuellen Vergleich der simulierten und gemessenen AFS-Konzentration.

3.3.2 Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05 für den Regenwetterfall

Für die Abschätzung der jährlich entlasteten AFS-Fracht wurde der Ansatz einer konstanten Regenwasserkonzentration gewählt (siehe Abschnitt 2.2.2.4.1). Die Kalibrierung erfolgte wieder für das Jahr 2009 nach dem gleichen Prinzip wie bei der Abschätzung des jährlichen Entlastungsvolumens, mit dem Unterschied, dass nun die Regenwasserkonzentration der AFS variierte. Zusätzlich musste sichergestellt werden, dass die AFS-Konzentration im Entlastungskanal dieselbe Konzentration wie im Zulaufkanal aufweist und sich ein Verdünnungseffekt einstellt. Abbildung 3-12 zeigt den Verdünnungseffekt im Regenwetterfall. Des Weiteren ist zu sehen, dass die simulierte Konzentration im Entlastungskanal (rot) der simulierten Konzentration im Zulaufkanal (blau) entspricht.

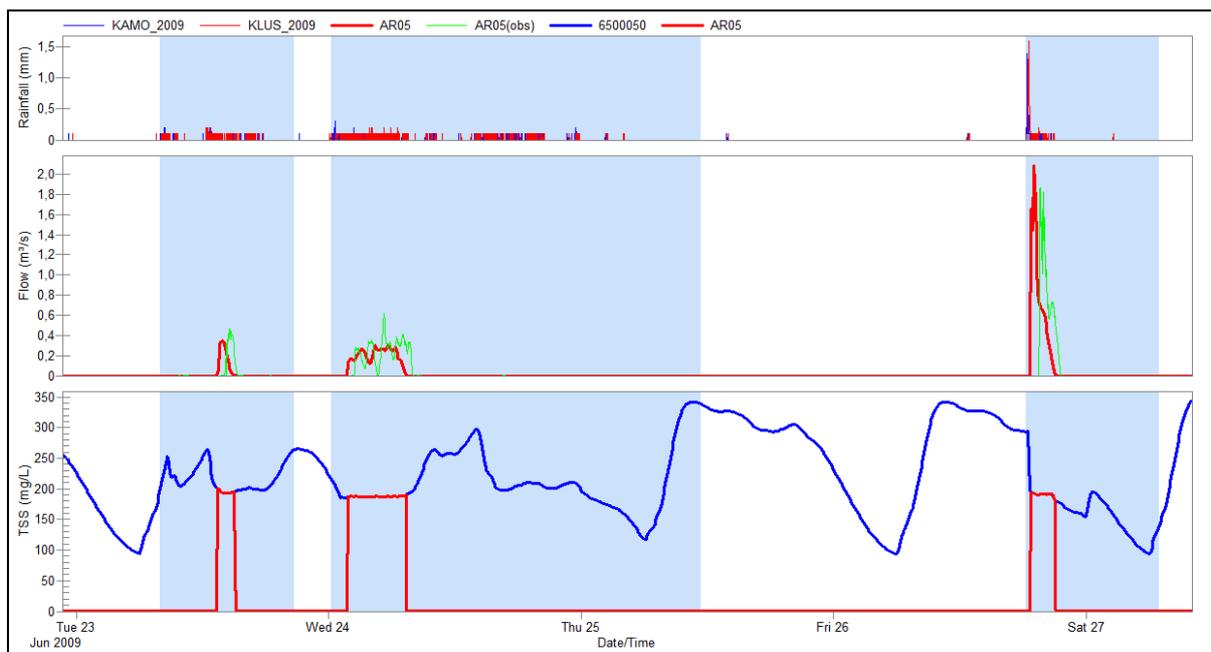


Abbildung 3-12: Verdünnungseffekt bei der Simulation der AFS-Konzentration im Regenwetterfall

3.4 Verteilungsverhalten ausgewählter Spurenstoffe

Es wurden insgesamt 26 Spurenstoffe aus der Spurenstoffanalytik des Forschungsprojekts SHTURM (siehe Abschnitt 2.1) für die schmutzfrachtbezogene Langzeitsimulation ausgewählt, wobei laut EU-Richtlinie 2008/105/EG (siehe Tabelle 1) die meisten davon als prioritäre Stoffe bzw. als prioritär gefährliche Stoffe ausgewiesen sind. Eine Auflistung aller ausgewählten Spurenstoffe kann Tabelle 3-2 entnommen werden.

Tabelle 3-2: Auflistung aller 26 ausgewählten Spurenstoffe aus dem Forschungsprojekt SHTURM

Cadmium	Kupfer	Nickel
Zink	Quecksilber	Nonylphenole
Nonylphenolmono-ethoxylat	Nonylphenoldiethoxylat	Octylphenole
Bisphenol-A	Tributylzinn	Dibutylzinn
PFOS	PFOA	Östron
Östriol	Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	Diisooheptylphthalat
Diisononylphthalat	Polybromierte Diphenyl-ether PBDE (S 28, 47, 99 100, 153, 154)	Benzo(a)anthracen
Benzo(g,h,i)perylen	Indeno((1,2,3-c,d)pyren	Phenanthren
Diuron	Terbutylazine-2-hydroxy	

In weiterer Folge werden bei der Auswertung beispielhaft nur die Spurenstoffe Kupfer, Zink und PFOA (Perfluorooctansäure) betrachtet. Die Auswertungen aller übrigen Stoffe aus Tabelle 3-2 ist dem Anhang zu entnehmen.

Tabelle 3-3 zeigt eine Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen für Kupfer, Zink, PFOA und AFS in den drei gewonnenen Mischwasserproben am Bauwerk CSO-R05. Die Werte sind jeweils für die unfiltrierten und filtrierten Proben angegeben und wurden dem SHTURM-Endbericht (BMLFUW, 2014) entnommen.

Tabelle 3-3: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen der unfiltrierten und filtrierten Proben ($\mu\text{g/L}$)

Parameter	Probe 1		Probe 2		Probe 3	
	unfiltriert	filtriert	unfiltriert	filtriert	unfiltriert	filtriert
Kupfer	21	11	28	16	12	8,2
Zink	110	55	340	90	210	50
PFOA	0,01	0,0078	0,014	0,013	0,0039	0,0037
AFS	72 000		159 300		102 700	

Um in der Langzeitbetrachtung auch das Verteilungsverhalten der Spurenstoffe in eine gelöste und eine an AFS adsorbierte Fraktion berücksichtigen zu können, wurden der sogenannte flüssig-fest Verteilungskoeffizient (K_D -Faktor) herangezogen (siehe Abschnitt 2.1.3). Je größer dieser Verteilungskoeffizient ist, desto größer ist auch der an AFS adsorbierte Anteil eines Stoffes. Tabelle 3-4 zeigt die mittleren logarithmierten K_D -Werte für Kupfer, Zink und PFOA aus den Ergebnissen der Spurenstoffanalytik des Forschungsprojekts SHTURM.

Tabelle 3-4: Mittlere Verteilungskoeffizienten Log K_D (L/kg) für die Spurenstoffe Kupfer, Zink und PFOA

Kupfer	Zink	PFOA
3,8	4,3	3,0

Mit der Kenntnis der zugehörigen AFS-Konzentration konnte mithilfe dieses Verteilungskoeffizienten für jeden betrachteten Spurenstoff jeweils eine Konzentration der gelösten Fraktion $c_{\text{gelöst}}$ und eine Konzentration der an AFS adsorbierten Fraktion $c_{\text{adsorbiert}}$ nach Gleichung 1 berechnet werden. Es sei hier noch erwähnt, dass der adsorbierte Anteil $c_{\text{adsorbiert}}$ grundsätzlich in der Einheit $\mu\text{g/g}$ angegeben wird, jedoch wurde im Zuge dieser Arbeit die AFS-Konzentration in die selbe Einheit wie der unfiltrierten und filtrierten Proben umgerechnet, wodurch sich folglich ein einheitenloser Faktor ergibt. Da pro Spurenstoff die Analyseergebnisse aus drei Mischwasserproben zur Verfügung standen, wurde zur Konzentrationsermittlung jeweils der Mittelwert gebildet (siehe Tabelle 3-5).

Tabelle 3-5: Mittleres Verteilungsverhalten der Spurenstoffe Kupfer, Zink und PFOA für die drei Mischwasserproben am Bauwerk CSO-R05

	C _{adsorbiert} (-)	C _{gelöst} (g/m ³)
Kupfer	$8,37398 \cdot 10^{-5}$	$1,17333 \cdot 10^{-2}$
Zink	$1,29706 \cdot 10^{-3}$	$6,50000 \cdot 10^{-2}$
PFOA	$1,29268 \cdot 10^{-8}$	$8,16667 \cdot 10^{-6}$

Der adsorbierte Frachtanteil auf Basis der jährlich entlasteten AFS-Fracht und der gelöste Frachtanteil auf Basis der jährlichen Entlastungsvolumina kann nach Gleichung 37 und Gleichung 38 ermittelt werden.

$$\text{Anteil adsorbiert} \left[\frac{kg}{a} \right] = AFS \left[\frac{kg}{a} \right] \cdot c_{adsorbiert} [-] \quad \text{Gleichung 37}$$

$$\text{Anteil gelöst} \left[\frac{kg}{a} \right] = V_{Entlastung} \left[\frac{m^3}{a} \right] \cdot c_{gelöst} \left[\frac{g}{m^3} \right] \times 10^{-3} \quad \text{Gleichung 38}$$

3.5 Langzeitsimulation von Spurenstoffemissionen im Einzugsgebiet Graz-West R05

Auf Basis des kalibrierten und validierten Schmutzfrachtmodells des Teileinzugsgebietes Graz-West R05 wurde eine Langzeitsimulation durchgeführt, um entlastete Jahresfrachten von ausgewählten Spurenstoffen über einen längeren Zeitraum abzuschätzen und deren Variabilität darzustellen. Dazu wurde die 18-jährige, zeitlich hochaufgelöste Regenserie „Graz-Universität“ des ÖWAV-Leitfadens „Niederschlagsdaten zur Anwendung der ÖWAV-Regelblätter 11 und 19“ (ÖWAV, 2007a) verwendet, da diese Station dem betrachteten Einzugsgebiet am nächsten gelegen ist und damit eine Langzeitsimulation für den Zeitraum von 1989 bis 2006 durchgeführt werden konnte. Der Standort der Niederschlagsmessstation „Graz-Universität“ liegt nicht direkt im betrachteten Einzugsgebiet, sondern befindet sich etwa drei Kilometer nord-östlich auf dem Gelände der Universität Graz (siehe Abbildung 3-13).

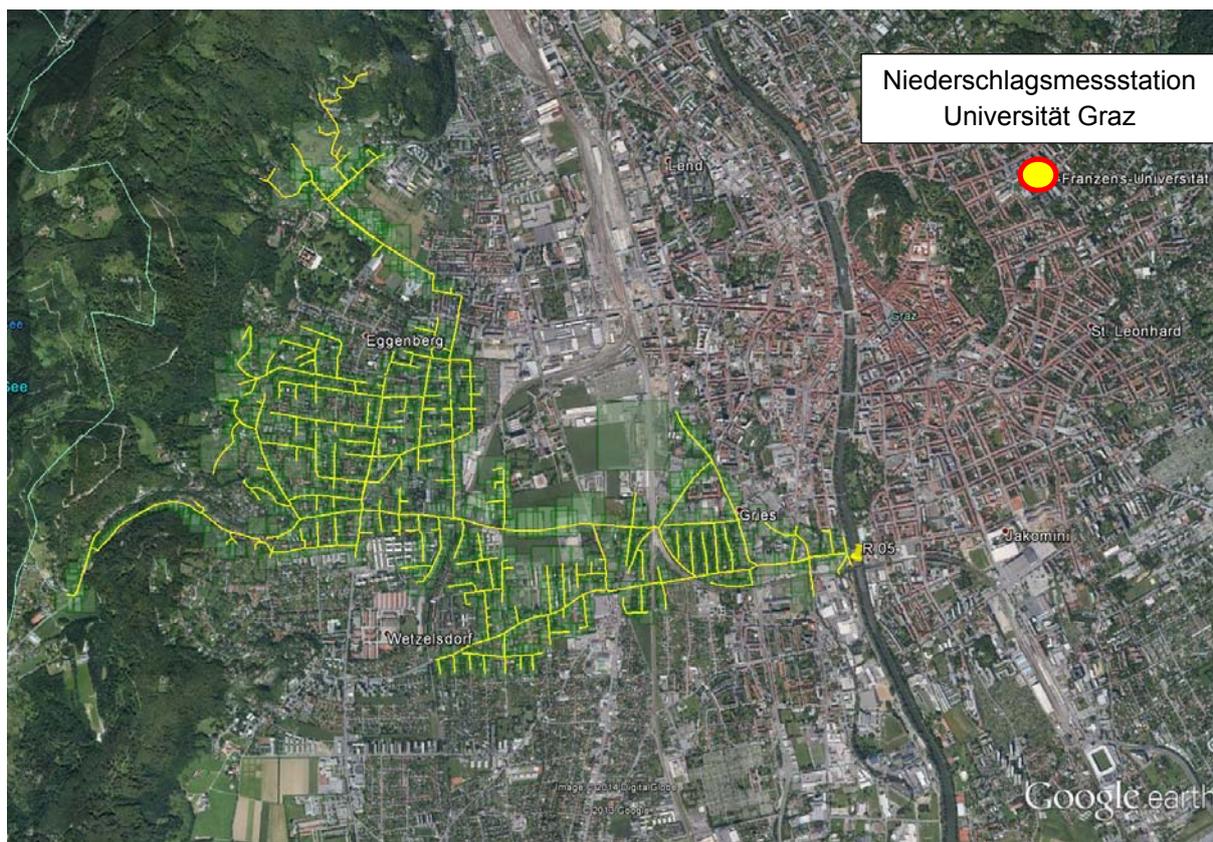


Abbildung 3-13: Standort der Niederschlagsmessstation „Graz-Universität“ (Google Earth, 2014)

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden nachfolgend alle relevanten Ergebnisse der in Kapitel 3 beschriebenen Methodik zusammengefasst und erläutert.

4.1 Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des N-A-Modells im Einzugsgebiet Graz-West R05

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des N-A-Modells im Einzugsgebiet Graz-West R05 getrennt für den Zulaufkanal und den Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05 bei Trockenwetter bzw. Regenwetter dargestellt.

4.1.1 Ergebnisse der Kalibrierung des N-A-Modells bei Trockenwetter im Zulaufkanal des Bauwerks CSO-R05

Abbildung 4-1 zeigt den Trockenwetterabfluss vor (orange) und nach (blau) der Anpassung. Prinzipiell zeigt der simulierte Trockenwetterabfluss (blau) eine gute Übereinstimmung mit dem gemessenen Trockenwetterabfluss (grün), jedoch sind für den Zeitraum von 21.-24. Februar 2009 größere Abweichungen zu erkennen als an den restlichen Tagen. Diese Abweichungen könnten unter anderem auf Indirekteinleiter, die Ableitung von Speicherbauwerken, die Schneeschmelze oder auf ein von den Niederschlagsmessstationen nicht detektiertes Regenereignis zurückzuführen sein.

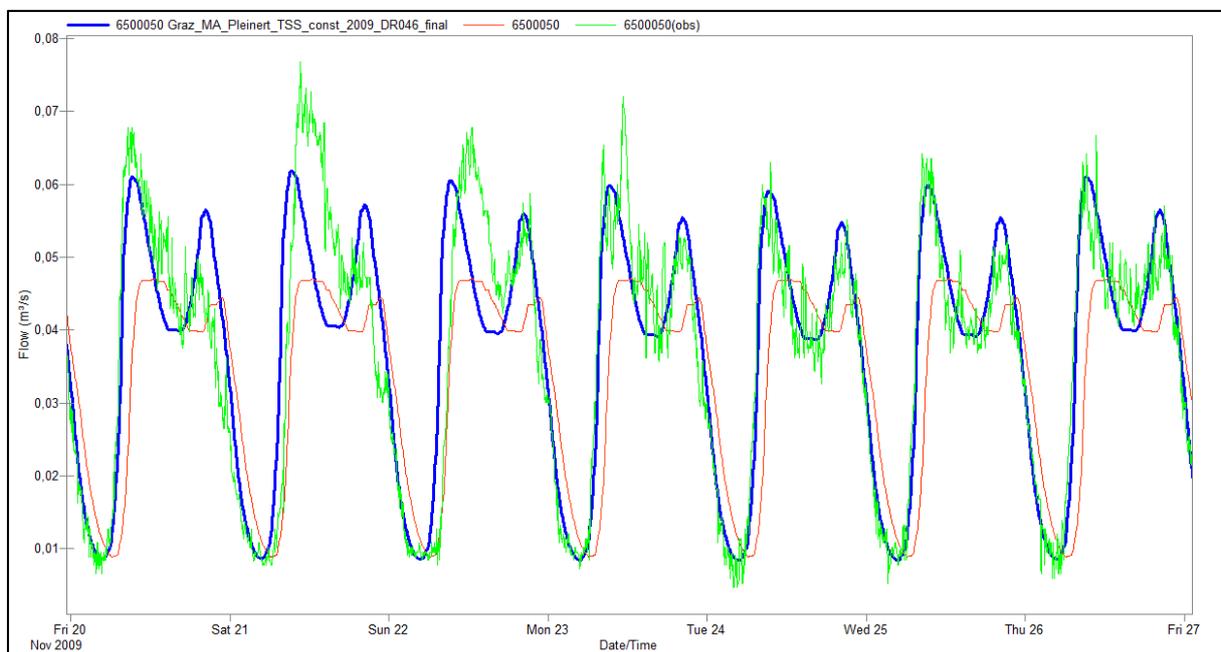


Abbildung 4-1: Trockenwetterganglinie im Zulaufkanal zum CSO-R05 vor (orange) und nach (blau) der Anpassung

4.1.2 Ergebnisse der Validierung des N-A-Modells bei Regenwetter im Zulaufkanal des Bauwerks CSO-R05

Nach erfolgter Anpassung des Trockenwetterabflusses wurde eine erneute Simulation für das Jahr 2009 und eine anschließende Validierung durchgeführt. Zu diesem Zweck

wurde eine Auswahl von Mischwasserereignissen basierend auf der Masterarbeit von Hofer (2012) vorgenommen. In dieser Arbeit wurden in Summe 49 als gültig validierte Ereignisse im Jahr 2009 detektiert. In weiterer Folge wurden jene Ereignisse, welche die Messgrenze von $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ überschritten bzw. als zweifelhaft angesehen wurden, aussortiert. Somit konnten letztendlich 36 Mischwasserereignisse für die Überprüfung herangezogen werden.

Die folgende Abbildung 4-2 zeigt eine Gegenüberstellung der simulierten (blau) und gemessenen (grün) Abflussganglinie im Zulaufkanal für das Jahr 2009. Die in der Abbildung hellblau hinterlegten Bereiche kennzeichnen hierbei jene 36 Mischwasserereignisse, welche für die Überprüfung herangezogen wurden. Weiters sind die Ereignisse zu erkennen, welche die Messgrenze $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ deutlich überschritten, sowie ein längerer Ausfall der Messdaten von Mitte August bis Ende Oktober. In Abbildung 4-3 ist beispielhaft eines dieser zur Überprüfung ausgewählten Ereignisse dargestellt. Man erkennt eine gute Annäherung der simulierten (blau) an die gemessene (grün) Abflusskurve. Insbesondere die Abflussspitzen wurden im Falle dieses Ereignisses sehr gut getroffen. Eine weitere Auffälligkeit ist der zeitliche Versatz von ca. einer Stunde zwischen den beiden Abflusskurven. Der genaue Grund hierfür wurde in dieser Arbeit nicht eruiert, jedoch könnte die Umstellung eines Messsystems von Sommer- auf Winterzeit eine Erklärung dafür sein.

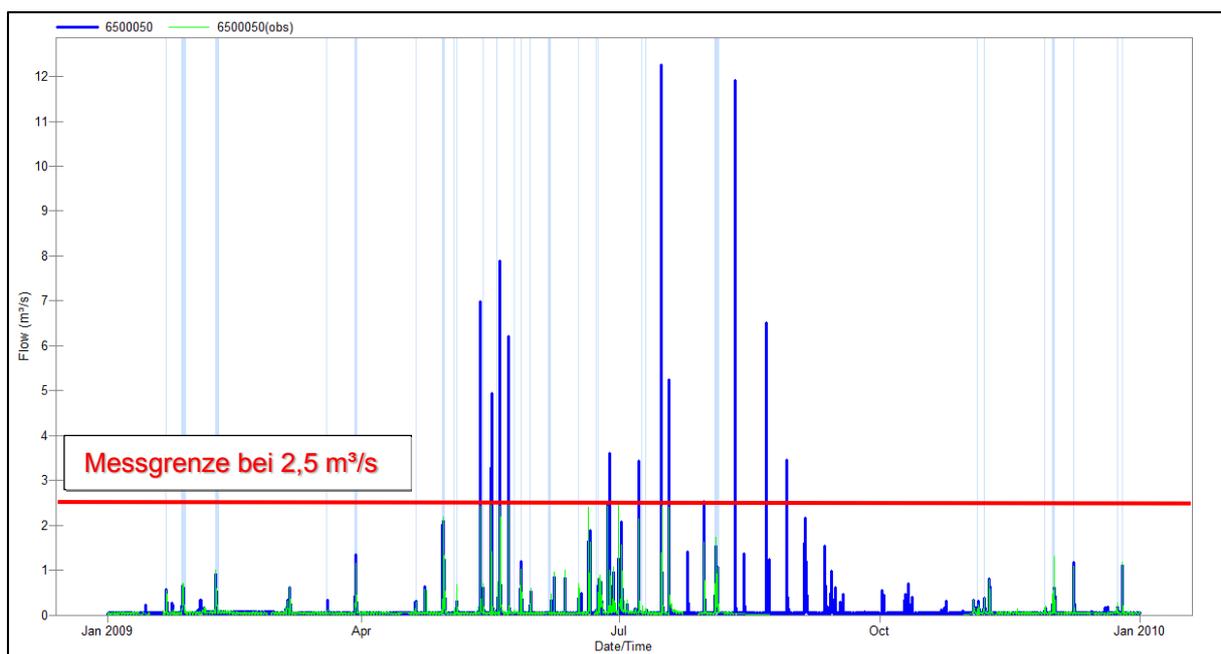


Abbildung 4-2: Gegenüberstellung der simulierten (blau) und gemessenen (grün) Abflussganglinie im Zulaufkanal zum CSO-R05 für das Jahr 2009

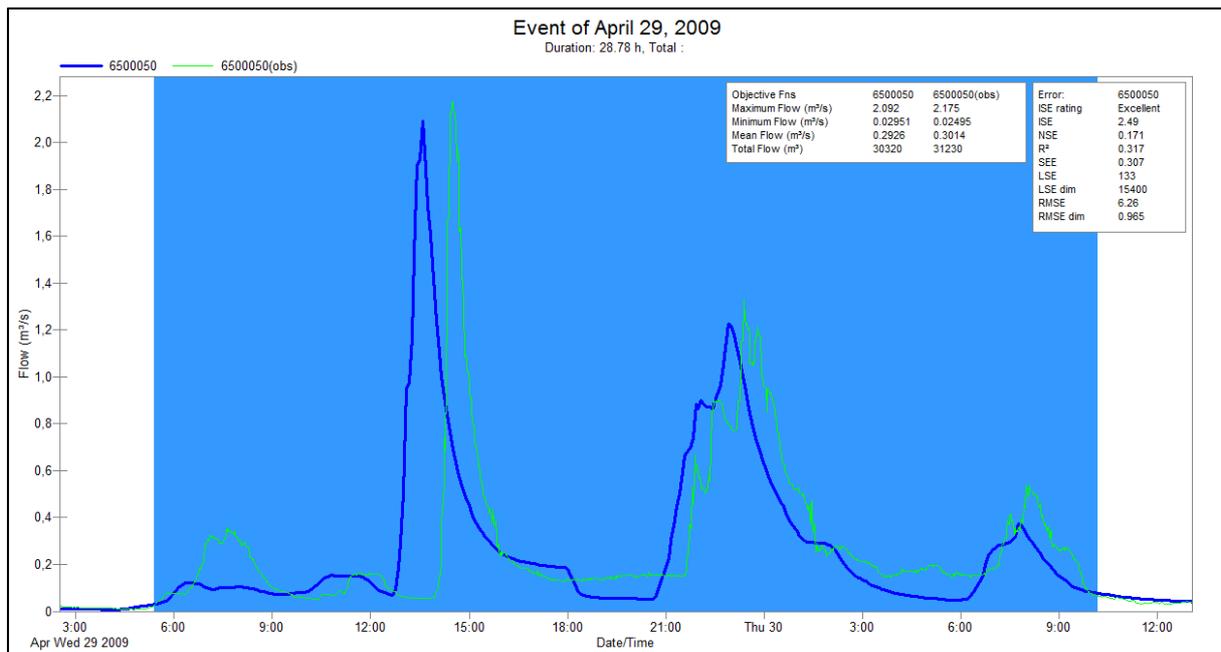


Abbildung 4-3: Mischwasserereignis im Zulaufkanal zum CSO-R05 vom 29. April 2009

Die Abflussvolumina aller 36 Ereignisse wurden hierbei jeweils für die Simulationen und für die Messungen aufsummiert und gegenübergestellt, wodurch sich insgesamt eine relative Abweichung von -6,79 % ergab. Da die hydraulischen Messunsicherheiten von 6 bis 10 % (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2003) ohnehin größer sind, kann diese Abweichung als sehr akzeptabel angesehen werden.

Nach Abschluss der Überprüfung des Jahres 2009 erfolgte zusätzlich eine Validierung der Jahre 2006 und 2010. Mit einer relativen Abweichung von -5,24 % bzw. -0,63 % konnten auch für die Jahre 2006 und 2010 sehr zufriedenstellende Ergebnisse erzielt werden. Es sei hier zusätzlich noch erwähnt, dass die Relativabweichungen der Abflussvolumina von einzelnen Ereignissen um ein vielfaches höher sein können, insbesondere bei kleineren Ereignissen. Die Ergebnisse der Validierung sind der nachfolgenden Tabelle 4-1 zu entnehmen.

Tabelle 4-1: Abflussvolumen im Zulaufkanal zum MÜ CSO-R05 für Validierungsperioden 2006, 2009 und 2010

Jahr	Anzahl der Ereignisse	Abflussvolumen (m³)		Abweichung (%)	Mittlere Abweichung (%)
		Simulation	Messung		
2006	30	162 862	171 874	-5,24	-4,22
2009	36	299 052	320 845	-6,79	
2010	46	231 941	233 422	-0,63	

4.1.3 Ergebnisse der Kalibrierung des N-A-Modells bei Regenwetter im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05

Schlussendlich lieferte die Simulation für die im Jahr 2009 ausgewählten Ereignisse mit einem angenommenen maximal möglichen Drosselabfluss von $0,46 \text{ m}^3/\text{s}$ ein sehr zufriedenstellendes Ergebnis hinsichtlich des Entlastungsvolumens mit einer Abweichung von $0,92 \%$. Abbildung 4-4 zeigt eine Darstellung der 20 aufsummierten Entlastungsvolumina unter Variation des maximal möglichen Drosselabflusses in einem Bereich von $0,40 \text{ m}^3/\text{s}$ bis $0,60 \text{ m}^3/\text{s}$ und die jeweilige Abweichung zu den Messergebnissen.

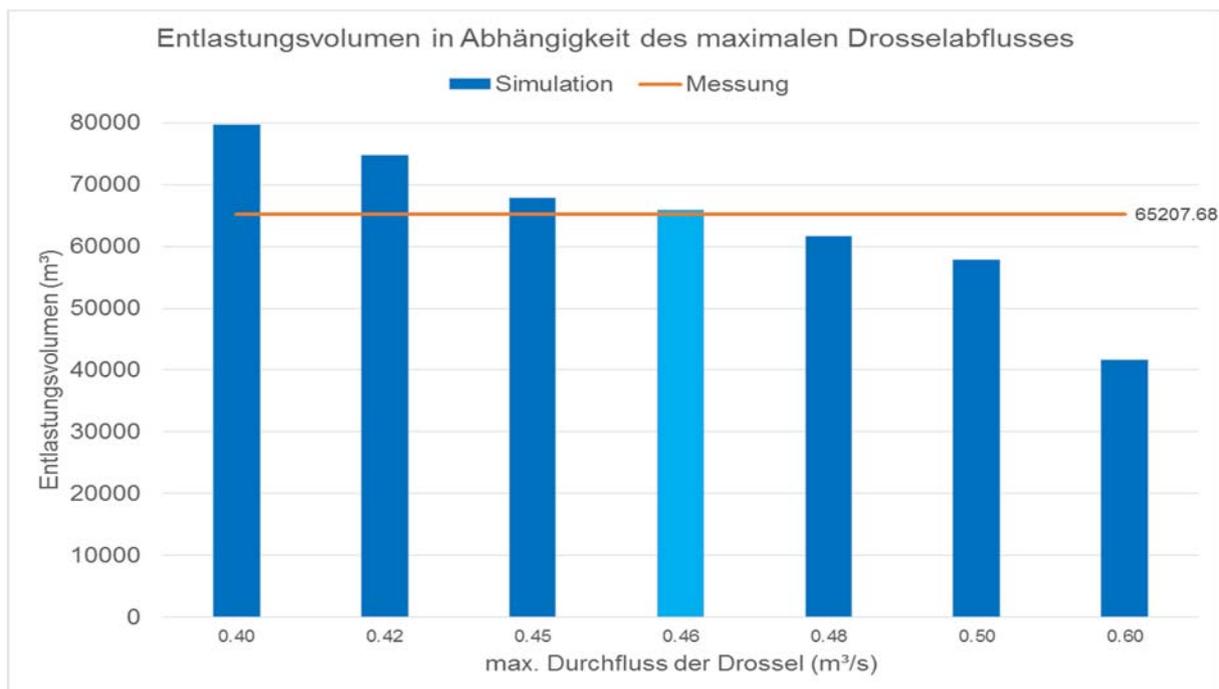


Abbildung 4-4: Entlastungsvolumen in Abhängigkeit des maximalen Drosselabflusses

Tabelle 4-2 zeigt die Ergebnisse der hydraulischen Kalibrierung im Entlastungskanal für das Jahr 2009.

Tabelle 4-2: Abflussvolumen im Entlastungskanal zum MÜ CSO-R05 für die Kalibrierungsperiode 2009

Jahr	Anzahl der Ereignisse	Abflussvolumen (m^3)		Abweichung (%)
		Simulation	Messung	
2009	20	65 807	65 208	0,92

4.1.4 Ergebnisse der Validierung des N-A-Modells bei Regenwetter im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05

Nach Abschluss der Überprüfung und Anpassung der Hydraulik im Zulauf- und Entlastungskanal, wurde eine Validierung mit dem Hauptaugenmerk auf das jährliche Entlastungsvolumen für die Jahre 2006 und 2010 durchgeführt. Die Auswahl der Ereignisse erfolgte wie schon für das Jahr 2009, wobei ebenfalls Ereignisse, welche die

Messgrenze von 2,5 m³/s überschritten hatten wiederum vernachlässigt wurden. Die Ergebnisse der Validierung sind der nachfolgenden Tabelle 4-3 zu entnehmen. Es fällt auf, dass das jährlich entlastete Volumen für das Jahr 2006 ca. der doppelten Menge des Jahres 2010 entspricht. Das bedeutet jedoch nicht zwingend, dass im Jahr 2006 mehr entlastet wurde, sondern ist auf die Auswahl der Ereignisse, welche für die Überprüfung herangezogen wurden, zurückzuführen.

Tabelle 4-3: Abflussvolumen im Entlastungskanal zum MÜ CSO-R05 für die Validierungsperioden 2006 und 2010

Jahr	Anzahl der Ereignisse	Abflussvolumen (m ³)		Abweichung (%)	Mittlere Abweichung (%)
		Simulation	Messung		
2006	20	76 103	72 971	4,29	1,38
2010	23	37 246	37 829	-1,54	

Der maximal mögliche Drosselabfluss von 0,46 m³/s liefert für das Jahr 2006 eine Abweichung des Entlastungsvolumens von 4,29 % und für das Jahr 2010 eine Abweichung von -1,54 %, was für den Anwendungsbereich des Modells zur Abschätzung von entlasteten Jahresfrachten von Spurenstoffen ausreichend ist. Es sei jedoch erwähnt, dass dieser Ansatz nur für jährliche Abschätzungen sinnvoll ist, da bei der Betrachtung einzelner Ereignisse durchaus sehr hohe Abweichungen auftreten können, welche sich jedoch über den Betrachtungszeitraum eines Jahres zumeist wieder ausgleichen.

4.2 Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des Schmutzfrachtmodells im Einzugsgebiet Graz-West R05 getrennt für den Zulaufkanal und den Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05 bei Trockenwetter bzw. Regenwetter dargestellt.

4.2.1 Ergebnisse der Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells bei Trockenwetter im Zulaufkanal des Bauwerks CSO-R05

Abbildung 4-5 zeigt die simulierte (blau) und die gemessene (grün) AFS-Konzentration für den Trockenwetterfall. Die gemessenen AFS-Konzentrationen weisen hierbei immer wieder hohe Ausreißer auf. Diese sind vermutlich auf die Inhomogenität der AFS in der Abwassermatrix zurückzuführen.

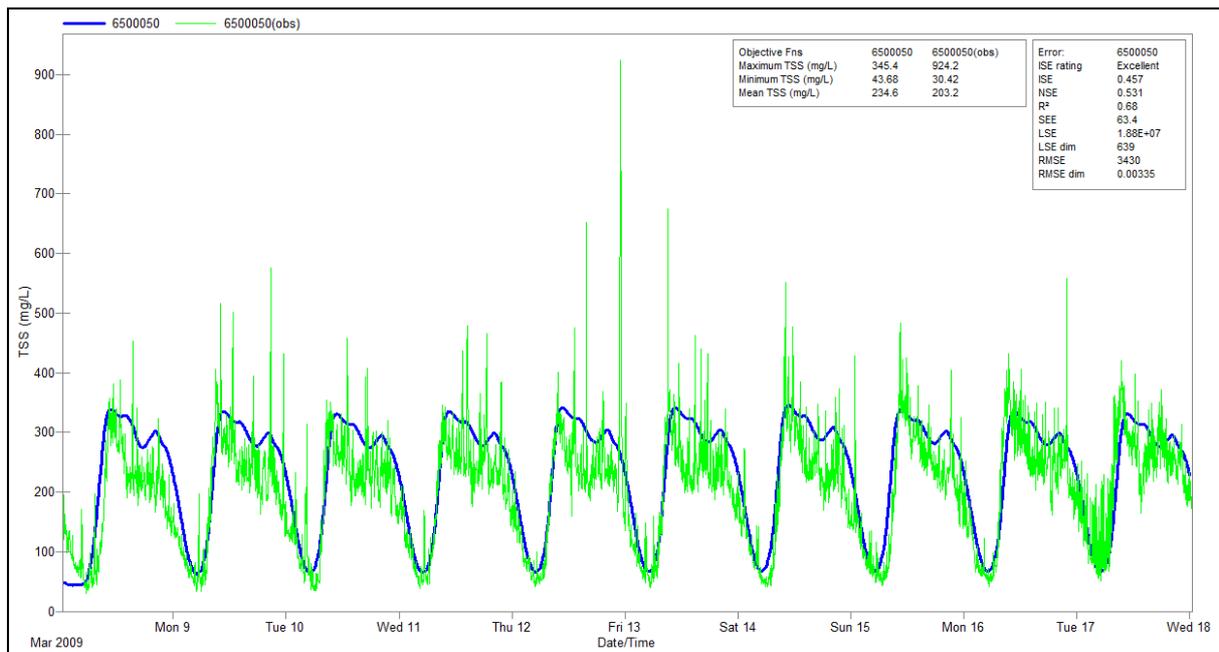


Abbildung 4-5: Simulierte (blau) und gemessene (grün) AFS-Konzentration im Trockenwetterfall im Zeitraum von 08. – 18. März 2009

4.2.2 Ergebnisse der Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells bei Regenwetter im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05

Mit einer AFS-Regenwasserkonzentration von 140 mg/L konnten schlussendlich zufriedenstellende Ergebnisse erzielt werden. Die relative Abweichung der simulierten AFS-Fracht ergab sich hierbei zu 8,14 %. Wie schon erwähnt, liegt die relative Messunsicherheit von UV/VIS-Spektrometersonden im Bereich von 20-25 % (Gameirith *et al.*, 2011 und Caradot *et al.*, 2013), daher kann das Modell mit einer Abweichung von 8,14 % als ausreichend genau angesehen werden. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse ist in Tabelle 4-4 dargestellt.

Tabelle 4-4: AFS-Schmutzfracht im Entlastungskanal des MÜ CSO-R05 für die Kalibrierungsperiode 2009

Jahr	Anzahl der Ereignisse	Entlastete AFS-Schmutzfracht (kg)		Abweichung (%)
		Simulation	Messung	
2009	20	9 447	8 735	8,14

4.2.3 Ergebnisse der Validierung des Schmutzfrachtmodells bei Regenwetter im Entlastungskanal des Bauwerks CSO-R05

Nach erfolgter Kalibrierung der AFS-Jahresschmutzfracht wurde wiederum eine Validierung für die Jahre 2006 und 2010 durchgeführt. Auch für die beiden Validierungsjahre konnten mit einer relativen Abweichung von 3,82 % bzw. -7,80 % ausreichend genaue Ergebnisse erzielt werden. Die mittlere Abweichung der beiden Jahre ergab sich hierbei zu -1,99 %. Tabelle 4-5 zeigt die Zusammenfassung der Ergebnisse der

jährlich entlasteten AFS-Fracht. Wie schon unter 4.1.4 beschrieben, ist auch hier wie schon beim Entlastungsvolumen, die Auswahl der Ereignisse dafür verantwortlich, dass die entlastete AFS-Fracht im Jahr 2006 ca. doppelt so groß ist wie im Jahr 2010.

Tabelle 4-5: AFS-Schmutzfracht im Entlastungskanal des MÜ CSO-R05 für die Validierungsperioden 2006 und 2010

Jahr	Anzahl der Ereignisse	Entlastete Stofffracht (kg)		Abweichung (%)	Mittlere Abweichung (%)
		Simulation	Messung		
2006	20	11 112	10 703	3,82	-1,99
2010	23	5 376	5 831	-7,80	

Wie unter 2.2.2.4.1 bereits erwähnt, können mit dem Ansatz einer konstanten Regenwasserkonzentration einzelne Ereignisse nicht detailgetreu abgebildet werden, da es bei großen Ereignissen zu einer Überschätzung und bei kleineren Ereignissen zu einer Unterschätzung der Stofffracht kommt. In einem Betrachtungszeitraum von einem Jahr überwiegt die Anzahl kleinerer und mittlerer Ereignisse mit Entlastungen deutlich gegenüber der Anzahl großer Ereignisse mit Entlastungen. Somit erfolgt über einen längeren Betrachtungszeitraum ein gegenseitiger Ausgleich der unter- und überschätzten Entlastungsfrachten. Demnach ist für einen Betrachtungszeitraum von einem Jahr der Ansatz der konstanten Regenwasserkonzentration für die Abschätzung der Jahresentlastungsfracht zielführend und ausreichend genau.

4.3 Ergebnisse der Langzeitsimulation – Niederschlag, Entlastungsvolumen und AFS-Fracht

Abbildung 4-6 zeigt den an der Niederschlagsmessstation „Graz-Universität“ aufgezeichneten Jahresniederschlag für den Zeitraum 1989 bis 2006. Hierbei ergibt sich über diese 18 Jahre ein mittlerer jährlicher Niederschlag von 799,4 mm. Des Weiteren ist die Variabilität des jährlichen Niederschlags in Abbildung 4-6 dargestellt. Diese reicht von niederschlagsarmen Jahren, wie beispielsweise dem Jahr 2001, wo nur ein jährlicher Niederschlag von rund 550 mm verzeichnet wurde, bis zu niederschlagsreichen Jahren, wie dem Jahr 1991, in dem ein Jahresniederschlag von gut 1000 mm aufgetreten ist. Eine statistische Auswertung des Jahresniederschlags ist in Tabelle 4-6 dargestellt.



Abbildung 4-6: Auswertung der Jahresniederschläge am Standort „Graz-Universität“ im Zeitraum von 1989 bis 2006 in mm/a

Tabelle 4-6: Statistische Auswertung des Jahresniederschlags am Standort „Graz-Universität“ im Zeitraum von 1989 bis 2006 in mm/a

Minimum	25%-Quantil	Mittelwert	Median	75%-Quantil	Maximum
549,4	750,1	799,4	826,9	872,8	1 004,3

Abbildung 4-7 zeigt die jährlich simulierten hydraulischen Entlastungsvolumina und die jährliche entlasteten AFS-Frachten sowie deren Variabilität. Man erkennt, dass zwischen dem Entlastungsvolumen und der entlasteten AFS-Fracht ein Zusammenhang besteht. Mit steigendem Entlastungsvolumen erfolgt auch eine direkte Steigerung der Entlastungsfracht. Dies ist auf den Ansatz der konstanten Regenwasserkonzentration in der Schmutzfrachtmodellierung zurückzuführen. Bei gemeinsamer Betrachtung der Abbildung 4-6 und der Abbildung 4-7 wird ersichtlich, dass ein höherer Jahresniederschlag nicht zwangsläufig zu einem höheren Entlastungsvolumen bzw. zu einer höheren Entlastungsfracht führen muss. Dies wird beispielsweise bei einem Vergleich der Jahre 1991 und 1992 ersichtlich. Im Jahr 1991 ist der jährliche Niederschlag deutlich höher als im Jahr 1992, dennoch ergibt sich im Jahr 1992 ein höheres Entlastungsvolumen und dadurch auch eine höhere Entlastungsfracht. Demnach spielt hier die Art der Ereignisse eine entscheidende Rolle. Ereignisse mit hoher Intensität über einen kürzeren Zeitraum führen zu einer schnelleren Überlastung des Systems und daher auch zu einer größeren Entlastungsmenge als Ereignisse mit niedrigerer Intensität über einen längeren Zeitraum. Das lässt den Schluss zu, dass im Jahr 1992 mehr Ereignisse mit höheren Intensitäten als im Jahr 1991 stattgefunden haben. Über den Simulationszeitraum von 18 Jahren ergeben sich ein mittleres jährliches Entlastungsvolumen von rund 200 000 m³ und eine mittlere jährliche AFS-Entlastungsfracht von 28 440 kg. Abhängig von der Anzahl und der Intensität der Ereignisse bewegt sich die Bandbreite der jährlichen Entlastungsvolumina zwischen 104 541 m³ und 277 911 m³

und die der entlasteten AFS-Fracht zwischen 14 948,1 kg und 39 538,4 kg. Die statistische Auswertung der jährlichen Entlastungsvolumina und der jährlich entlasteten AFS-Fracht ist der Tabelle 4-7 und der Tabelle 4-8 zu entnehmen.

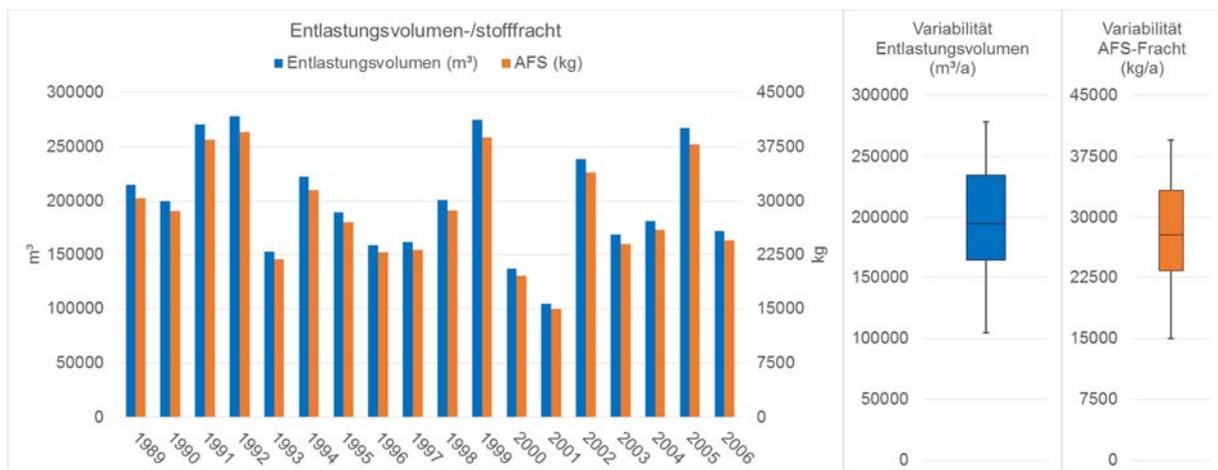


Abbildung 4-7: Simulationsergebnis der hydraulischen Jahresentlastungsfrachten (m^3/a) und der AFS-Frachten (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Tabelle 4-7: Statistische Auswertung der hydraulischen Jahresentlastungsfrachten (m^3/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Minimum	25%-Quantil	Mittelwert	Median	75%-Quantil	Maximum
104 541	164 126	199 752	194 918	234 853	277 911

Tabelle 4-8: Statistische Auswertung der AFS-Jahresentlastungsfrachten (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Minimum	25%-Quantil	Mittelwert	Median	75%-Quantil	Maximum
14 948	23 294	28 439	27 874	33 365	39 538

4.4 Ergebnisse der Langzeitsimulation – Jahresentlastungsfrachten von ausgewählten Spurenstoffen

Nach dem Abschluss der Langzeitsimulation für die hydraulischen Entlastungsfrachten und für die emittierten AFS-Frachten wurde der Fokus auf die Abschätzung von entlasteten Jahresfrachten für ausgewählte Spurenstoffe gelegt, für die im Rahmen des nationalen Forschungsprojekts SHTURM (siehe Kapitel 1) am Mischwasserüberlauf CSO-R05 unfiltrierte und filtrierte Mischwasserproben während Entlastungsereignissen vorlagen, um damit Spurenstoffkonzentrationen in der gelösten und partikulär gebundenen Fraktion analytisch nachweisen zu können.

4.4.1 Darstellung und Vergleich entlasteter Jahresfrachten ausgewählter Spurenstoffe

Abbildung 4-8 bis Abbildung 4-10 zeigen die von 1989 bis 2006 jährlich entlasteten Spurenstofffrachten für Kupfer, Zink und PFOA. Durch die im Abschnitt 3.4 beschriebene Gleichung 37 und Gleichung 38 besteht ein direkter Zusammenhang zwischen dem an AFS adsorbierten Frachtanteil der Spurenstoffe und der entlasteten AFS-Fracht bzw. zwischen dem gelösten Frachtanteil der Spurenstoffe und dem hydraulischen Entlastungsvolumen, wodurch sich auch der Verlauf der entlasteten Jahresfrachten über die 18 Jahre hinweg ähnelt.

Beim direkten Vergleich der einzelnen Stoffe können jedoch sehr wohl einige Unterschiede festgestellt werden. Bei Betrachtung des Verteilungsverhaltens fällt auf, dass Kupfer nahezu gleichverteilt in adsorbierter und gelöster Form entlastet wird, während bei Zink der adsorbierte Anteil und bei PFOA der gelöste Anteil überwiegt. Dies wird auch bei Betrachtung der in Tabelle 3-4 angeführten Verteilungskoeffizienten ersichtlich.

Ein weiterer wesentlicher Unterschied kann hinsichtlich der Entlastungsfracht festgestellt werden. Während über den Simulationszeitraum von 18 Jahren hinweg im Mittel ca. 50 kg Zink jährlich entlastet werden, liegt der Mittelwert von Kupfer bei knapp 5 kg. PFOA liegt im Vergleich dazu nur im unteren Grammbereich.

Die statistischen Auswertungen der einzelnen Stoffe sind den jeweiligen Tabellen unterhalb der Abbildungen zu entnehmen (Tabelle 4-9 bis Tabelle 4-11).

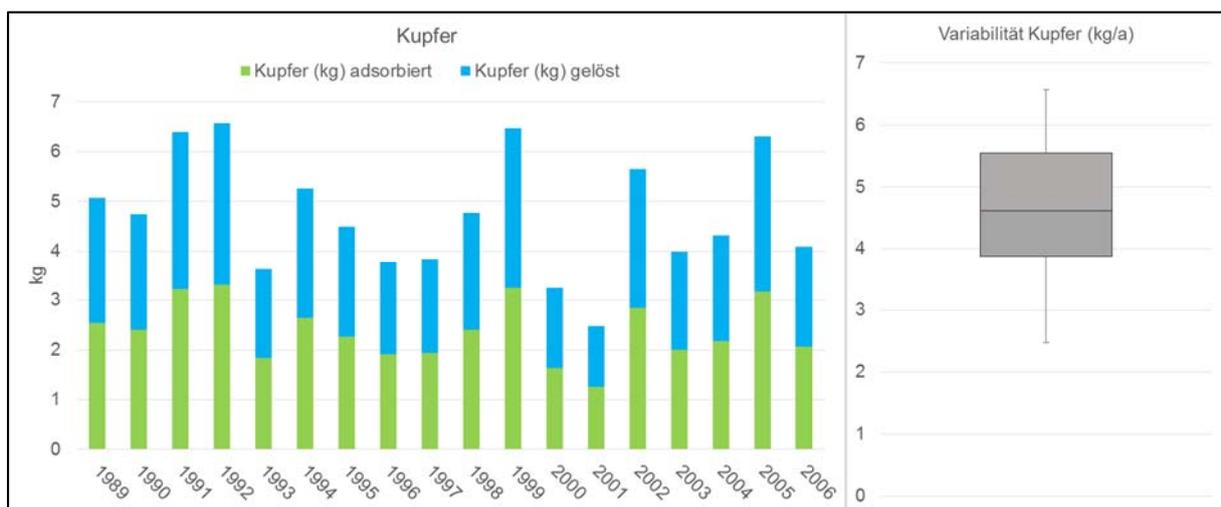


Abbildung 4-8: Simulationsergebnis der Jahresentlastungsfrachten für Kupfer (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Tabelle 4-9: Statistische Auswertung der Jahresentlastungsfrachten für Kupfer (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Minimum	25%-Quantil	Mittelwert	Median	75%-Quantil	Maximum
2,48	3,88	4,73	4,62	5,55	6,57

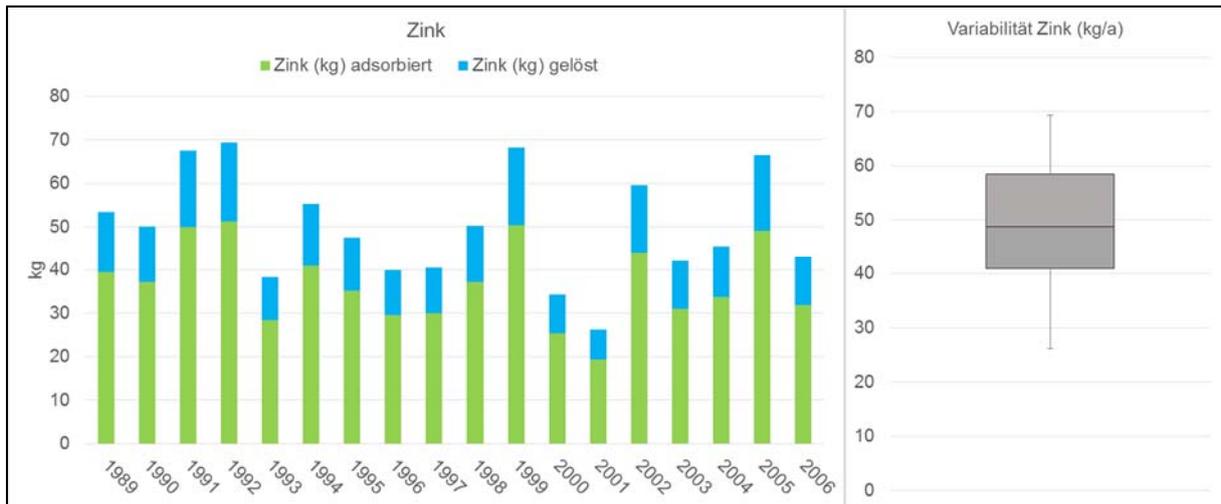


Abbildung 4-9: Simulationsergebnis der Jahrestlastungsfrachten für Zink (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Tabelle 4-10: Statistische Auswertung der Jahrestlastungsfrachten für Zink (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Minimum	25%-Quantil	Mittelwert	Median	75%-Quantil	Maximum
26,18	40,88	49,87	48,82	58,54	69,35

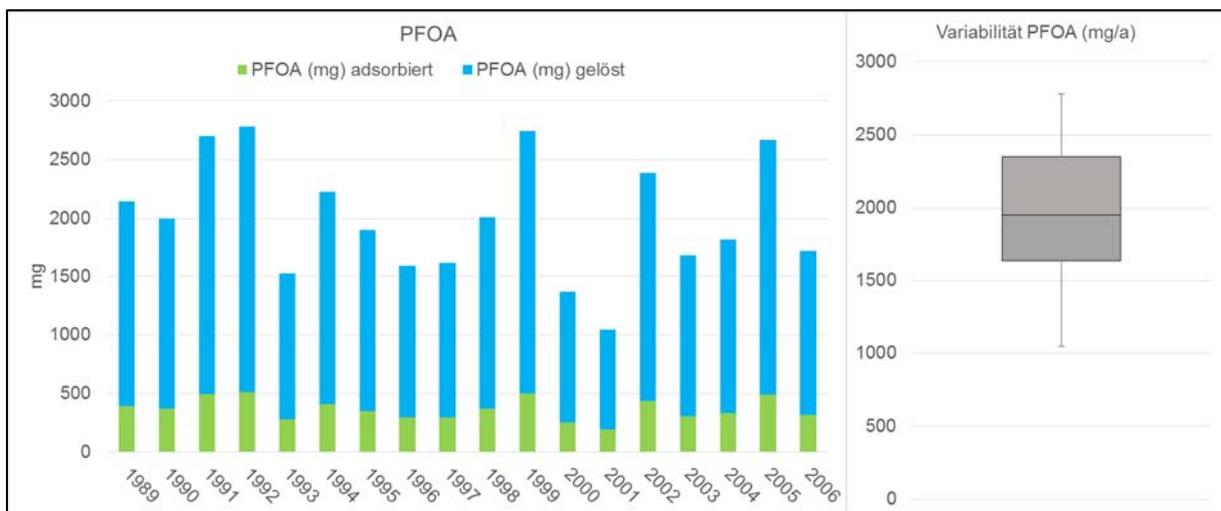


Abbildung 4-10: Simulationsergebnis der Jahrestlastungsfrachten für PFOA (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Tabelle 4-11: Statistische Auswertung der Jahrestlastungsfrachten für PFOA (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006

Minimum	25%-Quantil	Mittelwert	Median	75%-Quantil	Maximum
1 046,98	1 641,47	1 998,93	1 952,16	2 349,26	2 780,71

4.5 Ergebnisse der Langzeitsimulation – Abschätzung der immissionsseitigen Konzentrationsaufstockungen in der Mur

Als Abschluss der Spurenstoffauswertungen am Bauwerk CSO-R05 erfolgte im letzten Schritt für ausgewählte Spurenstoffe eine sehr grobe theoretische Abschätzung der Aufstockung der Spurenstoffkonzentrationen in der Mur durch den untersuchten Mischwasserüberlauf. Hierbei erfolgten die Abschätzungen zum einen bei einer theoretischen Annahme einer ganzjährigen Niederwasserführung (NQ) der Mur von 13,9 m³/s und zum anderen bei Annahme einer ganzjährigen Mittelwasserführung (MQ) von 107,6 m³/s. Für NQ wurde dabei das Minimum und für MQ der Mittelwert aus den zur Verfügung stehenden Messdaten des hydrografischen Dienstes Österreichs für den Zeitraum 1989 bis 2006 ermittelt. Abbildung 4-11 zeigt die Variabilität der Niedrig- und Mittelwasserführung der Mur an der Messstelle HZB-Nr. 211573 – Graz/Mur ohne Mühlkanal (Quelle: Geoinformationssystem eHYD; <http://ehyd.gv.at>).

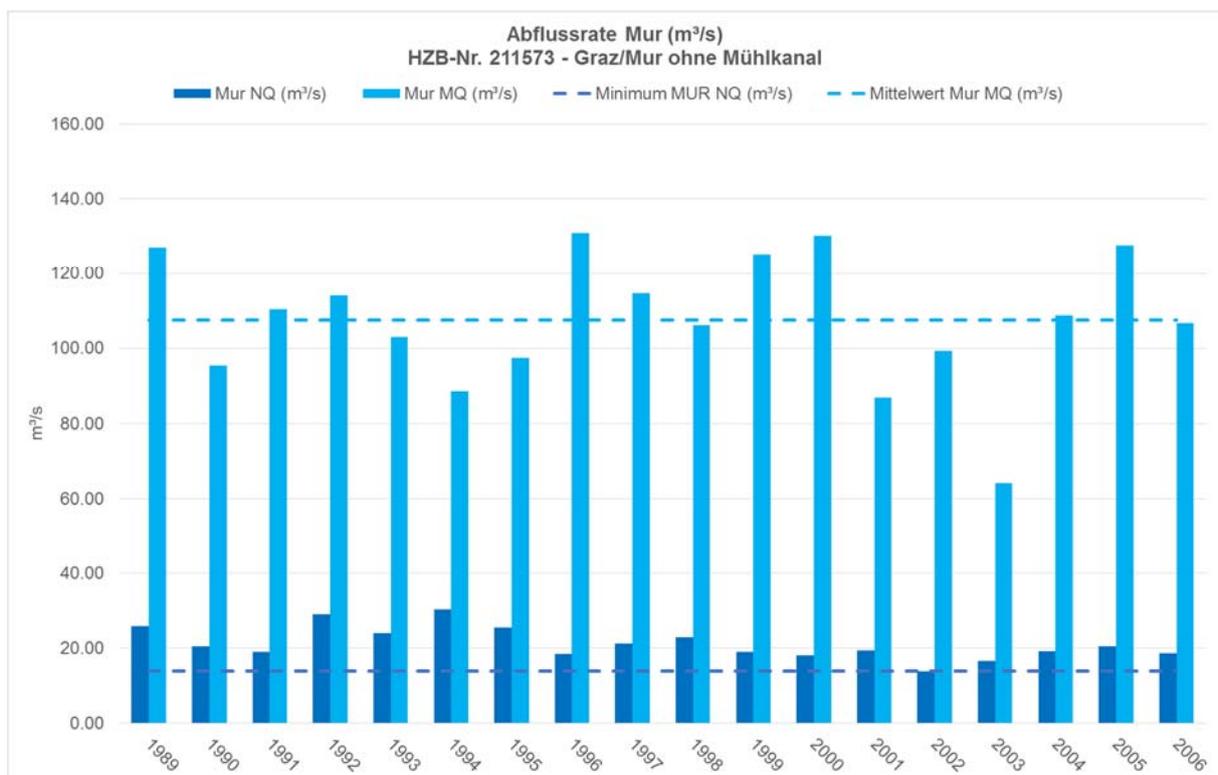


Abbildung 4-11: Abflussraten der Mur für Niedrigwasserführung (NQ) und für Mittelwasserführung (MQ) im Zeitraum von 1989 bis 2006

Die Abschätzung der theoretischen Konzentrationsaufstockung erfolgte für jedes Jahr separat und wurde wie folgt ermittelt:

$$c_{\text{Aufstockung}} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \text{ bzw. } \frac{\text{g}}{\text{L}} \right) = \frac{\text{jährlich entlastete Fracht} \left(\frac{\text{kg}}{\text{a}} \right)}{NQ \text{ bzw. } MQ \left(\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right)} = \frac{365 \left(\frac{\text{d}}{\text{a}} \right) \cdot 24 \left(\frac{\text{h}}{\text{d}} \right) \cdot 60 \left(\frac{\text{min}}{\text{h}} \right) \cdot 60 \left(\frac{\text{s}}{\text{min}} \right)}{NQ \text{ bzw. } MQ \left(\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right)} \quad \text{Gleichung 39}$$

Um eine Bandbreite anzugeben, wurde aus den insgesamt zur Verfügung stehenden 18 Simulationsjahren jeweils der Minimal- und Maximalwert für die jeweilige Annahme ermittelt.

In Tabelle 4-12 ist die Bandbreite der abgeschätzten Konzentrationsaufstockungen durch den Mischwasserüberlauf bei Niedrigwasserführung (NQ) und bei Mittelwasserführung (MQ) dargestellt und der Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) gemäß QVZ Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006, 2006) gegenübergestellt.

Tabelle 4-12: Bandbreite von abgeschätzten Konzentrationsaufstockungen ($\mu\text{g/L}$) bei Niedrig- und Mittelwasserführung in der Mur aufgrund des Mischwasserüberlaufs CSO-R05

	Niedrigwasserführung NQ	Mittelwasserführung MQ	JD-UQN
Nickel ($\mu\text{g/L}$)	$1,16 \cdot 10^{-3} - 3,08 \cdot 10^{-3}$	$1,50 \cdot 10^{-4} - 3,98 \cdot 10^{-4}$	20,3
Quecksilber ($\mu\text{g/L}$)	$7,12 \cdot 10^{-6} - 1,89 \cdot 10^{-5}$	$9,20 \cdot 10^{-7} - 2,44 \cdot 10^{-6}$	0,055
Diuron ($\mu\text{g/L}$)	$4,98 \cdot 10^{-5} - 1,32 \cdot 10^{-4}$	$6,44 \cdot 10^{-6} - 1,04 \cdot 10^{-5}$	0,2

Wie bereits hingewiesen, kann durch die mangelhafte modelltechnische Abbildung von Einzelereignissen keine abgesicherte Aussage darüber getroffen werden, ob es durch die abgeschätzten Konzentrationsaufstockungen zu einer Grenzwertüberschreitung des ZHK-UQN kommen kann. Um einen groben Vergleich mit der JD-UQN in der Mur für das gesamte Stadtgebiet von Graz anstellen zu können, wurde die theoretische Konzentrationsaufstockung auf die befestigte Fläche des angeschlossenen Einzugsgebiets am CSO-R05 auf das gesamte Einzugsgebiet Graz hochgerechnet.

Die theoretische Konzentrationsaufstockung pro Hektar befestigter Fläche aus dem Einzugsgebiet des CSO-R05 errechnet sich wie folgt:

$$C_{\text{Aufstockung/ha}_{\text{befestigt}}} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{L} \cdot \text{ha}_{\text{befestigt}}} \right) = \frac{C_{\text{Aufstockung}} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \right)}{A_{\text{befestigt}} (\text{ha}_{\text{befestigt}})} \quad \text{Gleichung 40}$$

Wie in Abschnitt 3.1 bereits beschrieben, entfallen im betrachteten Einzugsgebiet ca. 126 ha auf befestigte Flächen. Somit ergibt sich die theoretische Konzentrationsaufstockung pro Hektar befestigter Fläche wie in der nachfolgenden Tabelle 4-13 dargestellt.

Tabelle 4-13: Theoretische Konzentrationsaufstockung pro Hektar befestigter Fläche ($\mu\text{g}/(\text{L}\cdot\text{ha}_{\text{befestigt}})$)

	Niedrigwasserführung NQ	Mittelwasserführung MQ
Nickel ($\mu\text{g}/(\text{L}\cdot\text{ha}_{\text{befestigt}})$)	$9,22\cdot 10^{-6} - 2,44\cdot 10^{-5}$	$1,19\cdot 10^{-6} - 3,16\cdot 10^{-6}$
Quecksilber ($\mu\text{g}/(\text{L}\cdot\text{ha}_{\text{befestigt}})$)	$5,65\cdot 10^{-8} - 1,50\cdot 10^{-7}$	$7,30\cdot 10^{-9} - 1,93\cdot 10^{-8}$
Diuron ($\mu\text{g}/(\text{L}\cdot\text{ha}_{\text{befestigt}})$)	$3,96\cdot 10^{-7} - 1,05\cdot 10^{-6}$	$5,11\cdot 10^{-8} - 1,36\cdot 10^{-7}$

Im gesamten Einzugsgebiet Graz entfallen ca. 1800 ha auf befestigte Flächen (Kainz *et al.*, 2011). Mit den in Tabelle 4-13 ermittelten Konzentrationsaufstockungen kann folglich auf das gesamte Einzugsgebiet hochgerechnet werden. Die Ergebnisse der theoretischen Konzentrationsaufstockung für das gesamte kanalisierte Einzugsgebiet der Stadt Graz und die Gegenüberstellung mit den JD-UQN sind der nachfolgenden Tabelle 4-14 zu entnehmen.

Tabelle 4-14: Theoretische Konzentrationsaufstockung ($\mu\text{g}/\text{L}$) für das gesamte Einzugsgebiet Graz

	Niedrigwasserführung NQ	Mittelwasserführung MQ	JD-UQN
Nickel ($\mu\text{g}/\text{L}$)	$1,66\cdot 10^{-2} - 4,40\cdot 10^{-2}$	$2,14\cdot 10^{-3} - 5,69\cdot 10^{-3}$	20,3
Quecksilber ($\mu\text{g}/\text{L}$)	$1,02\cdot 10^{-4} - 2,69\cdot 10^{-4}$	$1,31\cdot 10^{-5} - 3,48\cdot 10^{-5}$	0,055
Diuron ($\mu\text{g}/\text{L}$)	$7,12\cdot 10^{-4} - 1,89\cdot 10^{-3}$	$9,20\cdot 10^{-5} - 2,45\cdot 10^{-4}$	0,2

Unberücksichtigt bleibt dabei und auch beim Vergleich mit den JD-UQN-Werten die nicht bekannte durchschnittliche jährliche Hintergrundkonzentrationsbelastung in der Mur bei Graz.

5 Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Zuge dieser Arbeit wurde ein bereits bestehendes hydrodynamisches Simulationsmodell auf Grundlage von hochaufgelösten Messdaten für die Schmutzfrachtmodellierung erweitert, kalibriert und validiert, um im Anschluss daran auf Basis von Langzeitsimulationen und dem Verteilungsverhalten von ausgewählten Spurenstoffen jährliche Abschätzungen von Spurenstoffeinträgen durchzuführen.

Ursprünglich erfolgte der Modellaufbau in der Software Mike Urban (DHI) und wurde 2009 in der Diplomarbeit von Johannes Veit in SWMM (U.S. EPA) überführt, sowie hydraulisch kalibriert und validiert. Der große Vorteil von SWMM liegt darin, dass es sich hierbei um eine Open-Source-Software handelt. SWMM ist somit lizenzfrei und damit auch der Programmcode frei zugänglich.

Für die Kalibrierung erfolgten zunächst eine Jahressimulation für das Jahr 2009 und ein optischer Vergleich der Simulationsergebnisse mit den vorhandenen Messdaten im Zulaufkanal. Die simulierte Abflussganglinie zeigte hierbei eine gute Annäherung an die Messdaten. Somit wurde lediglich eine Modifikation des Trockenwettergangs durchgeführt. Anschließend erfolgte eine detaillierte Validierung der Hydraulik im Zulaufkanal für ausgewählte Mischwasserereignisse in den Jahren 2006, 2009 und 2010. Die einzelnen Abflussvolumina wurden hierbei aufsummiert und den Messdaten gegenübergestellt, wobei sich die größte Abweichung mit -6,79 % für das Jahr 2009 ergab. Da die hydraulischen Messunsicherheiten zumeist deutlich größer sind, wurden diese Abweichungen als ausreichend genau akzeptiert werden. Die modelltechnische Überprüfung der Hydraulik im Entlastungskanal gestaltete sich deutlich schwieriger als im Zulaufkanal, da für die Drossel, welche die Ableitung der Mischwasserkammer zum dahinterliegenden Hauptsammler darstellt, wie auch für den Hauptsammler keine hydraulischen Messdaten existieren. Durch diesen Umstand war es nur eingeschränkt möglich, einzelne Entlastungsereignisse modelltechnisch realitätsnah abzubilden. Um den Einfluss des Hauptsammlers auf die Drossel und somit auch das Rückstauverhalten dennoch zu berücksichtigen, wurde schließlich eine Kalibrierung des maximal möglichen Drosselabflusses für das Jahr 2009 vorgenommen. Es erfolgte eine Auswahl von 20 Entlastungsereignissen, welche für die Überprüfung herangezogen wurden. Unter Variation des maximal möglichen Drosselabflusses wurden nach jeder Simulation die Entlastungsvolumina der Ereignisse aufsummiert und den Messdaten gegenübergestellt. Mit einem maximal möglichen Drosselabfluss von $0,46 \text{ m}^3/\text{s}$ konnte schließlich mit einer Abweichung von 0,92 % ein sehr zufriedenstellendes Ergebnis erzielt werden. Erneut wurde eine Validierung dieses Ansatzes für die Jahre 2006 und 2010 durchgeführt. Für die beiden Validierungsjahre ergab sich eine Abweichung von 4,29 bzw. -1,54 %, was für den Anwendungsbereich des Modells zur Abschätzung von jährlich entlasteten Spurenstofffrachten ausreichend genau ist. Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass die Abweichungen bei Betrachtung von Einzelereignissen sehr hoch

ausfallen können und daher nur die Abschätzung über einen längeren Zeitraum sinnvoll ist, da sich über einen längeren Betrachtungszeitraum die auftretenden Abweichungen bei Einzelereignissen wieder ausgleichen können.

Im zweiten Schritt wurde eine Kalibrierung des N-A-Modells für die Schmutzfrachtmodellierung für das Jahr 2009 vorgenommen. Nach der modelltechnischen Überprüfung des Mischwasserüberlaufbauwerks erfolgte zunächst die Kalibrierung für den Parameter AFS im Trockenwetterfall. Hierzu wurde an den einzelnen Knoten im Modell eine Durchschnittskonzentration von 195 mg/L angesetzt und diese in weiterer Folge mit einem typischen AFS-Trockenwettergang (Time Pattern) kombiniert. Anschließend erfolgte die Kontrolle durch einen visuellen Vergleich des simulierten und des gemessenen AFS-Trockenwettergangs. Für die Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells im Regenwetterfall wurde der Ansatz einer konstanten Regenwasserkonzentration gewählt. Mit diesem Ansatz ist es nicht möglich, die Entlastungsfracht der einzelnen Ereignisse realitätsnah darzustellen, da es bei großen Ereignissen zu einer Überschätzung und bei kleinen Ereignissen zu einer Unterschätzung der entlasteten AFS-Frachten kommt. Für das Ziel einer jährlichen Frachtabschätzung kann dieser Ansatz dennoch gewählt werden, da sich die Über- und Unterschätzung der einzelnen Ereignisse über einen längeren Betrachtungszeitraum zumeist ausgleichen. Zusätzlich musste hierbei sichergestellt werden, dass sich im Regenwetterfall ein Verdünnungseffekt der Konzentration einstellt und die AFS-Konzentration im Zulauf der AFS-Konzentration im Ablauf entspricht. Im Zuge der Kalibrierung wurden dieselben 20 Entlastungsereignisse, wie schon bei der Kalibrierung des maximal möglichen Drosselabflusses herangezogen. Schließlich ergab sich eine konstante AFS-Regenwasserkonzentration von 140 mg/L als zielführender Ansatz. Die Abweichung der simulierten Entlastungsfracht betrug hierbei 8,14 % und ist aufgrund der ohnehin höheren Messunsicherheiten ausreichend genau. Im Zuge der Validierung der Jahre 2006 und 2010 ergab sich eine Abweichung von 3,82 % bzw. -7,80 %, wodurch eine ausreichende Genauigkeit des Simulationsmodells für die Abschätzung von jährlich entlasteten Schmutzfrachten bestätigt werden konnte.

Mit dem zuvor kalibrierten und validierten Schmutzfrachtmodell wurden in weiterer Folge Langzeitsimulationen unter Verwendung der 18-jährigen, zeitlich hoch aufgelösten Regenserie „Universität-Graz“ des ÖWAV-Leitfadens „Niederschlagsdaten zur Anwendung der ÖWAV-Regelblätter 11 und 19“ (ÖWAV, 2007) durchgeführt. Im Anschluss daran erfolgte eine Auswertung des Jahresniederschlags, des jährlichen Entlastungsvolumens und der jährlich entlasteten AFS-Frachten.

Um letztendlich die jährlich entlasteten Spurenstofffrachten abschätzen zu können, wurde mit Hilfe der Ergebnisse der Spurenstoffanalytik aus dem Forschungsprojekt SHTURM das Verteilungsverhalten hinsichtlich des an den Feststoffen adsorbierten Anteils und des gelösten Anteils der einzelnen Stoffe bestimmt. Somit konnten der adsorbierte Anteil über die jährlich entlastete AFS-Fracht und der gelöste Anteil der Spurenstoffe über das jährliche hydraulische Entlastungsvolumen abgeschätzt wer-

den. Weiters wurde im Zuge der Auswertungen das sehr unterschiedliche Verteilungsverhalten, als auch die großen Unterschiede hinsichtlich der jährlich entlasteten Spurenstofffrachten aufgezeigt. Über den Simulationszeitraum von 18 Jahren ergab sich eine Bandbreite der jährlich entlasteten Kupferfracht von 2,48 kg bis 6,57 kg. Die Bandbreite der jährlich entlasteten Zinkfracht lag dem gegenüber ca. zehnmal so hoch (26,18 kg – 69,35 kg). Im Vergleich dazu ergaben sich für PFOA Entlastungsfrachten im Milligrammbereich mit einer Bandbreite von 1 046,98 mg bis 2 780,71 mg pro Jahr.

Unter der theoretischen Annahme einer ganzjährigen Niedrigwasserführung bzw. einer ganzjährigen Mittelwasserführung in der Mur, wurde abschließend eine theoretische Konzentrationsaufstockung in der Mur, verursacht durch das Mischwasserüberlaufbauwerk CSO-R05, abgeschätzt.

Nach Abschluss dieser Masterarbeit steht ein schmutzfrachtkalibriertes Modell mit dem Ansatz einer konstanten AFS-Regenwetterkonzentration zur Verfügung, welches für die Abschätzung von emittierten Jahresfrachten an einem Mischwasserüberlaufbauwerk herangezogen werden kann. Die in dieser Arbeit verwendete Methodik ist prinzipiell auch auf andere Einzugsgebiete und Modelle übertragbar, jedoch müssen je nach Einzugsgebiet und Modell Anpassungen vorgenommen werden.

Weiterführend gäbe es die Möglichkeit, den Ansatz einer variablen Regenwasserkonzentration in das Schmutzfrachtmodell zu implementieren, um auch Aussagen in Bezug auf einzelne Entlastungsereignisse treffen zu können. Vor allem in Hinblick auf die Zulässige-Höchstkonzentration-Umweltqualitätsnorm (ZHK-UQN) wäre dies wünschenswert.

Um noch genauere Aussagen über den Einfluss aller vorhandenen, über 70 Mischwasserentlastungen in Graz und dem damit verbundenen Eintrag von Schmutzstoffen in die Mur treffen zu können, wäre es interessant, die im Rahmen dieser Masterarbeit verwendeten Schmutzfrachtmodellansätze für das gesamte Einzugsgebiet Graz zu erweitern. Im Modell Graz-West R05 wurde lediglich eine von 37 Mischwasserentlastungen in die Mur betrachtet. Dies wäre insbesondere für eine bessere Abschätzung der immissionsseitigen Konzentrationsaufstockungen in der Mur zufolge Spurenstoffeinträgen aus den Mischwasserentlastungen erforderlich, wobei dabei dann auch die Hintergrundbelastungen in der Mur erhoben werden sollten.

Für die Verifizierung des Verteilungsverhaltens der untersuchten Spurenstoffe wäre eine größere Anzahl an Proben wünschenswert gewesen.

Anhang

Anhang A

A.1 Ereignisse für die Überprüfung der Hydraulik im Zulaufkanal

A.1.1 Ereignisse für das Jahr 2006

A.1.2 Ereignisse für das Jahr 2009

A.1.3 Ereignisse für das Jahr 2010

A.2 Ereignisse für die hydraulische Kalibrierung und Validierung im Entlastungskanal

A.2.1 Ereignisse für die Kalibrierungsperiode 2009

A.2.2 Ereignisse für die Validierungsperiode 2006

A.2.3 Ereignisse für die Validierungsperiode 2010

A.3 Ereignisse für die Kalibrierung und Validierung der AFS-Fracht im Entlastungskanal

A.3.1 Ereignisse für die Kalibrierungsperiode 2009

A.3.2 Ereignisse für die Validierungsperiode 2006

A.3.3 Ereignisse für die Validierungsperiode 2010

A.4 Auswertung der Spurenstoffe

A.4.1 Mittleres Verteilungsverhalten der Spurenstoffe

A.4.2 Verteilungskoeffizienten $\text{Log } K_D$

A.4.3 Simulationsergebnisse der Jahresentlastungsfrachten

A.4.4 Niedrig- und Mittelwasserführung der Mur mit Mühlkanal von 1989 bis 2006

A.4.5 Theoretische Konzentrationsaufstockung in der Mur

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Auflistung prioritärer und prioritär gefährlicher Stoffe laut EU-Richtlinie 2008/105/EG (European-Commission, 2008)	8
Tabelle 2-2:	Umweltqualitätsnormen prioritärer und prioritär gefährlicher Stoffe zur Definition des guten chemischen Zustands von Grund- und Oberflächengewässern laut EU-Richtlinie 2008/105/EG (European-Commission, 2008).....	10
Tabelle 2-3:	Vor- und Nachteile hydrologischer und hydrodynamischer Transportmodelle (Muschalla, 2008)	27
Tabelle 3-1:	Systemelemente des Grazer SWMM Modells	58
Tabelle 3-2:	Auflistung aller 26 ausgewählten Spurenstoffe aus dem Forschungsprojekt SCHATURM	63
Tabelle 3-3:	Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen der unfiltrierten und filtrierten Proben ($\mu\text{g/L}$)	64
Tabelle 3-4:	Mittlere Verteilungskoeffizienten $\text{Log } K_D$ (L/kg) für die Spurenstoffe Kupfer, Zink und PFOA	64
Tabelle 3-5:	Mittleres Verteilungsverhalten der Spurenstoffe Kupfer, Zink und PFOA für die drei Mischwasserproben am Bauwerk CSO-R05.....	65
Tabelle 4-1:	Abflussvolumen im Zulaufkanal zum MÜ CSO-R05 für Validierungsperioden 2006, 2009 und 2010	69
Tabelle 4-2:	Abflussvolumen im Entlastungskanal zum MÜ CSO-R05 für die Kalibrierungsperiode 2009	70
Tabelle 4-3:	Abflussvolumen im Entlastungskanal zum MÜ CSO-R05 für die Validierungsperioden 2006 und 2010	71
Tabelle 4-4:	AFS-Schmutzfracht im Entlastungskanal des MÜ CSO-R05 für die Kalibrierungsperiode 2009.....	72
Tabelle 4-5:	AFS-Schmutzfracht im Entlastungskanal des MÜ CSO-R05 für die Validierungsperioden 2006 und 2010	73
Tabelle 4-6:	Statistische Auswertung des Jahresniederschlags am Standort „Graz-Universität“ im Zeitraum von 1989 bis 2006 in mm/a	74
Tabelle 4-7:	Statistische Auswertung der hydraulischen Jahresentlastungsfrachten (m^3/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006	75
Tabelle 4-8:	Statistische Auswertung der AFS-Jahresentlastungsfrachten (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006	75
Tabelle 4-9:	Statistische Auswertung der Jahresentlastungsfrachten für Kupfer (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006.....	76

Tabelle 4-10:	Statistische Auswertung der Jahresentlastungsfrachten für Zink (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006	77
Tabelle 4-11:	Statistische Auswertung der Jahresentlastungsfrachten für PFOA (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006	77
Tabelle 4-12:	Bandbreite von abgeschätzten Konzentrationsaufstockungen ($\mu\text{g/L}$) bei Niedrig- und Mittelwasserführung in der Mur aufgrund des Mischwasserüberlaufs CSO-R05.....	79
Tabelle 4-13:	Theoretische Konzentrationsaufstockung pro Hektar befestigter Fläche ($\mu\text{g}/(\text{L}\cdot\text{ha}_{\text{befestigt}})$)	80
Tabelle 4-14:	Theoretische Konzentrationsaufstockung ($\mu\text{g/L}$) für das gesamte Einzugsgebiet Graz.....	80

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Eintragspfade von Spurenstoffen in Grund- und Oberflächengewässer (BMLFUW, 2014).....	5
Abbildung 2-2: Unterteilung der Eintragspfade von Spurenstoffen in punktuelle und diffuse Einträge (BMLFUW, 2014).....	6
Abbildung 2-3: Modellkonzept abzubildender Prozesse in Entwässerungssystemen (Muschalla, 2008)	12
Abbildung 2-4: Abflussbildung während eines Regenereignisses mit konstanter Intensität und vorangegangener Trockenperiode (ATV, 2004)	15
Abbildung 2-5: Prinzipieller Verlauf der Abflussbildung bei konstanter Niederschlagsintensität	15
Abbildung 2-6: Versickerungsleistung und Regeneration des Bodens während eines Regenereignisses.....	18
Abbildung 2-7: Modellansätze zur Abflussbildung	19
Abbildung 2-8: Abflussbildung unter realen Bedingungen	20
Abbildung 2-9: Prozess der Abflusskonzentration	20
Abbildung 2-10: Zeitinvarianz (links) und Linearität (rechts).....	21
Abbildung 2-11: Diskretisiertes Faltungsintegral.....	22
Abbildung 2-12: Prinzip der Einheitsganglinie	23
Abbildung 2-13: Bestimmung der Einheitsganglinie	23
Abbildung 2-14: Schematische Darstellung der Linearspeicher-kaskade	25
Abbildung 2-15: Darstellung der Abflusstransformation in einer Transportstrecke (Muschalla, 2008)	26
Abbildung 2-16: Grafische Darstellung der Energiegleichung an einem infinitesimalen Element (Maniak, 2005, modifiziert).....	30
Abbildung 2-17: Darstellung der Volumsänderung über den Weg und die Zeit an einem infinitesimalen Element (Maniak, 2005)	31
Abbildung 2-18: Saint-Venant'sche Gleichungen (nach Muschalla, 2008)	32
Abbildung 2-19: Abflussaufteilung an einem stark rückgestauten Mischwasserüberlauf (ATV, 2004).....	34
Abbildung 2-20: Schmutzfrachtprozesse von der Atmosphäre bis ins Gewässer (DWA, 2012).....	35
Abbildung 2-21: Verlauf der Schmutzakkumulation (nach Paulsen, 1986; aus Verworn, 1999)	39
Abbildung 2-22: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Mischwasserüberlauf.....	41
Abbildung 2-23: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Durchlaufbecken im Hauptschluss (Verworn, 1999, modifiziert).....	42

Abbildung 2-24: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Durchlaufbecken im Nebenschluss (Verworn, 1999, modifiziert).....	42
Abbildung 2-25: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Fangbecken im Hauptschluss (Verworn, 1999, modifiziert)	43
Abbildung 2-26: Abfluss- und Schmutzfrachttransport in einem Fangbecken im Nebenschluss (Verworn, 1999, modifiziert)	43
Abbildung 3-1: Ablaufdiagramm der gewählten Methodik zur modelltechnischen Abschätzung von entlasteten Jahresfrachten von Spurenstoffen an einem Mischwasserüberlauf.....	50
Abbildung 3-2: Einzugsgebiet Graz-West R05 (Gamerith, 2011, modifiziert)	52
Abbildung 3-3: Innenansicht und Drosseleinlauf des Stauraumkanals im Einzugsgebiet Graz-West R05 (Veit, 2009).....	52
Abbildung 3-4: Mittlere Geländeneigung im Einzugsgebiet Graz-West R05 (Haring, 2004).....	53
Abbildung 3-5: Standorte der Regenmessstationen im Einzugsgebiet Graz-West R05 (Google Earth, 2014)	54
Abbildung 3-6: Orthofoto der Messstation Graz mit Mischwasserentlastung CSO-R05 (Hofer, 2012).....	55
Abbildung 3-7: Schematische Darstellung der Messstation Graz inkl. der Messeinrichtungen und Überwachungssysteme (Gruber <i>et al.</i> , 2004, modifiziert)	56
Abbildung 3-8: Ponton in der Mischwasserüberlaufkammer (Gruber <i>et al.</i> , 2004)	57
Abbildung 3-9: Darstellung des Modells des Einzugsgebiets Graz-West R05 in der Software PCSWMM 2012 Professional 2D.....	58
Abbildung 3-10: Zuweisung der Regenmessstationen im Einzugsgebiet (Gamerith, 2011, modifiziert)	59
Abbildung 3-11: Generierter, typischer Tagesgang bei Trockenwetter im Simulationsprogramm PCSWMM	60
Abbildung 3-12: Verdünnungseffekt bei der Simulation der AFS-Konzentration im Regenwetterfall.....	63
Abbildung 3-13: Standort der Niederschlagsmessstation „Graz-Universität“ (Google Earth, 2014)	66
Abbildung 4-1: Trockenwetterganglinie im Zulaufkanal zum CSO-R05 vor (orange) und nach (blau) der Anpassung	67
Abbildung 4-2: Gegenüberstellung der simulierten (blau) und gemessenen (grün) Abflussganglinie im Zulaufkanal zum CSO-R05 für das Jahr 2009.....	68
Abbildung 4-3: Mischwasserereignis im Zulaufkanal zum CSO-R05 vom 29. April 2009	69

Abbildung 4-4: Entlastungsvolumen in Abhängigkeit des maximalen Drosselabflusses	70
Abbildung 4-5: Simulierte (blau) und gemessene (grün) AFS-Konzentration im Trockenwetterfall im Zeitraum von 08. – 18. März 2009	72
Abbildung 4-6: Auswertung der Jahresniederschläge am Standort „Graz-Universität“ im Zeitraum von 1989 bis 2006 in mm/a.....	74
Abbildung 4-7: Simulationsergebnis der hydraulischen Jahresentlastungsfrachten (m^3/a) und der AFS-Frachten (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006	75
Abbildung 4-8: Simulationsergebnis der Jahresentlastungsfrachten für Kupfer (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006	76
Abbildung 4-9: Simulationsergebnis der Jahresentlastungsfrachten für Zink (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006	77
Abbildung 4-10: Simulationsergebnis der Jahresentlastungsfrachten für PFOA (kg/a) am Bauwerk CSO-R05 im Zeitraum von 1989 bis 2006	77
Abbildung 4-11: Abflussraten der Mur für Niedrigwasserführung (NQ) und für Mittelwasserführung (MQ) im Zeitraum von 1989 bis 2006	78

Literaturverzeichnis

- ATV (1992). Arbeitsblatt ATV-A 128 - Richtlinien zur Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen (ATV-A 128 - Standards for the Dimensioning and Design of Stormwater Overflows in Combined Wastewater Sewers (in German)). In, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V., Hennef, Germany.
- ATV (2004). Merkblatt ATV-DVWK-M 165 - Anforderungen an Niederschlags-Abfluss-Berechnungen in der Siedlungsentwässerung (ATV-DVWK-M 165 - Requirements for rainfall-runoff calculation in urban drainage (in German)). In, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Germany.
- Bertrand-Krajewski J. L., Bardin J. P., Mourad M. and Beranger Y. (2003). Accounting for sensor calibration, data validation, measurement and sampling uncertainties in monitoring urban drainage systems. *Water Science and Technology* **47**(2), 95-102.
- BGBI._II_Nr._29/2009 (2009). BGBI. II Nr. 29/2009 - Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW). In: Bundeskanzleramt (ed.), Republik Österreich, Vienna, Austria.
- BGBI._II_Nr._96/2006 (2006). BGBI. II Nr. 96/2006 - Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG. In: Bundeskanzleramt (ed.), Republik Österreich, Vienna, Austria, p. 15.
- BGBI._II_Nr._98/2010 (2010). BGBI. II Nr. 98/2010 - Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW. In: Bundeskanzleramt (ed.), Republik Österreich, Vienna, Austria, p. 10.
- BGBI._II_Nr._99/2010 (2010). BGBI. II Nr. 99/2010 - Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG. In: Bundeskanzleramt (ed.), Republik Österreich, Vienna, Austria, p. 60.
- BGBI._II_Nr._461/2010 (2010). BGBI. II Nr. 461/2010 - Änderung der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer, der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer und der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser. In: Bundeskanzleramt (ed.), Republik Österreich, Vienna, Austria, p. 11.
- BMLFUW (2009). Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010. <http://ngp.lebensministerium.at>. In, Wien, Österreich.
- BMLFUW (2014). *SCHTURM - Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen - Endbericht*, Wien, Österreich.
- Caradot N., Sonnenberg H., Riechel M., Matzinger A. and Rouault P. (2013). The influence of local calibration on the quality of UV-VIS spectrometer measurements in urban stormwater monitoring. *Water Practice and Technology* **8**(3-4), 417-24.
- Clara M. (2004). *Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung*. PhD Thesis, Inst. für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Vienna Technical University, Wien.
- DWA (2012). DWA Arbeitsbericht - Schmutzfrachtsimulation in der Siedlungsentwässerung. In, DWA, Hennef, Germany.

- DWA (2013). Arbeitsblatt DWA-A-166 - Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung (DWA-A-110 - Hydraulic dimensioning of sewer pipes (in German)). In, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Germany, p. 78.
- European-Commission (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* **43**(L327), 1- 71.
- European-Commission (2006). Directive 2006/11/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 on water pollution by discharges of certain dangerous substances. *Official Journal of the European Union*.
- European-Commission (2008). Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy. *Official Journal of the European Union*(L348), 84-97.
- European-Commission (2013). Directive 2013/39/EC of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. *Official Journal of the European Union*.
- Gamerith V. (2011). *High resolution online data in sewer water quality modelling*. PhD thesis, Institute of Urban Water Management and Landscape Water Engineering, Graz University of Technology, Graz, Austria.
- Gamerith V., Steger B., Hochedlinger M. and Gruber G. (2011). Assessment of UV/VIS-spectrometry performance in combined sewer monitoring under wet weather conditions. In: *12th International Conference on Urban Drainage*, Porto Alegre, Brazil.
- Gruber G., Hochedlinger M. and Kainz H. (2004). Quantifizierung von Schmutzfrachten aus Mischwasserentlastungen mit Online-Messtechnik. *Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer* **187**(Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft), 93-118.
- Gujer W. and Krebs P. (1997). Siedlungsentwässerung. In, ETH Zürich
- Haring P. (2004). *Modellierung von Entlastungsfrachten an einem Mischwasserüberlaufbauwerk am Beispiel Graz - West*. Diploma thesis Diploma thesis, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz, Graz.
- Hofer T. (2012). *Validierung, Charakterisierung und Klassifizierung von Mischwasserereignissen für das Einzugsgebiet Graz-West R05 (Validation, Characterisation and Classification of Combined Sewer Events for the Urban Catchment Graz-West R05)*. Diploma Thesis, Institute of Urban Water Management and Landscape Water Engineering, Graz University of Technology, Graz, Austria.
- Illgen M. (2009). *Das Versickerungsverhalten durchlässig befestigter Siedlungsflächen und seine urbanhydrologische Quantifizierung (Infiltration behaviour of partly pervious urban surfaces and its hydrological quantification (in German))*. PhD Thesis, Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen, Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern, Germany.
- James W., Rossmann L. A. and James W. R. C. (2010). *Users's Guide to SWMM5 - 13th Edition*. CHI - Computational Hydraulics International, Guelph, Ontario, Canada.

- Kainz H., Sprung W., Maurer G., Pirkner W., Gamerith V. and Gruber G. (2011). Speicherkanäle für die Mischwasserbewirtschaftung in Graz. In: *Aqua Urbanica 2011*, Graz, Austria, p. 44.
- Maniak U. (2005). *Hydrologie und Wasserwirtschaft (Hydrology and Water Management (in German))*. Springer Verlag, Berlin - Heidelberg, Germany.
- Marsalek J. (1981). Calibration of the tipping-bucket raingage. *Journal of Hydrology* **53**(3-4), 343-54.
- Muschalla D. (2008). Vorlesungsunterlagen "Modellierung in der Siedlungswasserwirtschaft". In, Download: http://portal.tugraz.at/portal/page/portal/TU_Graz/Einrichtungen/Institute/Homepages/i2150/lehre/, 01.09.2009, Graz University of Technology.
- OEWAV (2007a). ÖWAV - Leitfaden - Niederschlagsdaten zur Anwendung der ÖWAV-Regelblätter 11 und 19. In, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Vienna, Austria.
- OEWAV (2007b). ÖWAV - Regelblatt 19 - Richtlinien für die Bemessung von Mischwasserentlastungen. In, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Vienna, Austria, p. 47.
- OEWAV (2013). *ÖWAV-Positionspapier - Anthropogene Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt*, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Vienna, Austria.
- Paulsen O. (1986). *Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennentwässerung (Continuous simulation of flows and pollution loads in separate drainage systems (in German))*. Universität Hannover, Hannover, Germany.
- Schneider S. (2007). *Modellierung eines Mischwassernetzes auf der Grundlage von hoch aufgelösten Online-Messwerten und Auto-Kalibrierungsansätzen*. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, TU Darmstadt.
- Thaler M. (2004). *Fehler bei der Messung und Kalibrierung von Niederschlagswippen*. Diploma Thesis, Institut fuer Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Graz University of Technology, Graz, Austria.
- Veit J. (2009). *Erstellung und Validierung eines hydrodynamischen Simulationsmodells für das Einzugsgebiet Graz West*. Diploma Thesis, Institute of Urban Water Management and Landscape Water Engineering, Graz University of Technology, Graz, Austria.
- Verworn H. R. (1999). *Die Anwendung von Kanalnetzmodellen in der Stadthydrologie (The Application of Sewer Models in Urban Hydrology (in German))*. SuG-Verlagsgesellschaft, Hannover, Germany.
- WRG (1959). Wasserrechtsgesetz. In: *idF. BGBl. I Nr. 14/2011*, Republik Österreich, Wien.

A.1 Ereignisse für die Überprüfung der Hydraulik im Zulaufkanal

A.1.1 Ereignisse für das Jahr 2006

Ereignis	Datum	Abflussvolumen Simulation (m³)	Abflussvolumen Messung (m³)	Abweichung (%)
1	24.02.2006	8823	4702	87.64
2	10.03.2006	1296	1606	-19.30
3	29.03.2006	3389	3375	0.41
4	06.04.2006	1444	1262	14.42
5	11.04.2006	4469	4227	5.73
6	16.04.2006	8304	6091	36.33
7	27.04.2006	4111	5080	-19.07
8	28.04.2006	1468	1744	-15.83
9	29.04.2006	4556	2481	83.64
10	30.04.2006	3466	4313	-19.64
11	19.05.2006	741.1	1261	-41.23
12	19.05.2006	4760	4285	11.09
13	20.05.2006	9287	10150	-8.50
14	21.05.2006	3956	4275	-7.46
15	24.05.2006	5332	5481	-2.72
16	29.05.2006	14310	24590	-41.81
17	17.06.2006	901.4	1648	-45.30
18	03.07.2006	2899	2108	37.52
19	29.07.2006	1692	1337	26.55
20	12.08.2006	19320	18130	6.56
21	21.08.2006	3536	2066	71.15
22	25.08.2006	5705	4785	19.23
23	28.08.2006	2628	2726	-3.60
24	30.08.2006	477.8	525.5	-9.08
25	08.09.2006	1352	1804	-25.06
26	15.09.2006	15060	20610	-26.93
27	16.09.2006	19850	16230	22.30
28	17.09.2006	8267	12620	-34.49
29	18.09.2006	724.8	1058	-31.49
30	27.09.2006	736.8	1303	-43.45
Summe		162861.9	171873.5	-5.24

A.1.2 Ereignisse für das Jahr 2009

Ereignis	Datum	Abflussvolumen Simulation (m³)	Abflussvolumen Messung (m³)	Abweichung (%)
1	21.01.2009	12770	12410	2.90
2	23.01.2009	1732	614.5	181.86
3	27.01.2009	26630	32520	-18.11
4	07.02.2009	947.7	970.2	-2.32
5	08.02.2009	20660	24770	-16.59
6	19.03.2009	3584	1445	148.03
7	29.03.2009	24500	23170	5.74
8	20.04.2009	1393	1208	15.31
9	23.04.2009	4243	3941	7.66
10	29.04.2009	30320	31230	-2.91
11	03.05.2009	254.4	603.3	-57.83
12	04.05.2009	2506	3475	-27.88
13	11.05.2009	622.9	728.6	-14.51
14	13.05.2009	5062	5495	-7.88
15	18.05.2009	3135	3097	1.23
16	24.05.2009	480.8	778.7	-38.26
17	27.05.2009	11950	12700	-5.91
18	30.05.2009	7065	7176	-1.55
19	05.06.2009	5261	5868	-10.34
20	07.06.2009	3583	4010	-10.65
21	11.06.2009	4402	5009	-12.12
22	16.06.2009	7788	9775	-20.33
23	22.06.2009	1457	1363	6.90
24	23.06.2009	11500	12640	-9.02
25	09.07.2009	483.8	942	-48.64
26	10.07.2009	2236	2868	-22.04
27	03.08.2009	58460	64500	-9.36
28	04.11.2009	2732	2465	10.83
29	06.11.2009	6843	5804	17.90
30	28.11.2009	2000	2326	-14.02
31	30.11.2009	574.3	717.2	-19.92
32	01.12.2009	5067	5555	-8.78
33	01.12.2009	8129	9089	-10.56
34	08.12.2009	9353	8836	5.85
35	24.12.2009	1317	1595	-17.43
36	25.12.2009	10010	11150	-10.22
Summe		299051.9	320844.5	-6.79

A.1.3 Ereignisse für das Jahr 2010

Ereignis	Datum	Abflussvolumen Simulation (m³)	Abflussvolumen Messung (m³)	Abweichung (%)
1	20.02.2010	3938	5169	-23.82
2	26.02.2010	6651	8143	-18.32
3	04.03.2010	1584	3057	-48.18
4	15.03.2010	751.5	1172	-35.88
5	31.03.2010	4473	4182	6.96
6	31.03.2010	530.2	459.5	15.39
7	10.05.2010	581.3	961.3	-39.53
8	12.05.2010	3854	4033	-4.44
9	12.05.2010	3382	3859	-12.36
10	13.05.2010	2539	3164	-19.75
11	15.05.2010	683.1	1230	-44.46
12	25.05.2010	5392	5599	-3.70
13	27.05.2010	6597	6902	-4.42
14	28.05.2010	2426	2894	-16.17
15	29.05.2010	14170	12750	11.14
16	30.05.2010	5139	5895	-12.82
17	31.05.2010	1399	2391	-41.49
18	25.06.2010	2063	2543	-18.88
19	03.07.2010	773.6	1524	-49.24
20	05.07.2010	825.4	1377	-40.06
21	23.07.2010	566.5	823.5	-31.21
22	27.07.2010	2938	1771	65.89
23	29.07.2010	14950	12830	16.52
24	30.07.2010	1434	1340	7.01
25	03.08.2010	12880	12170	5.83
26	07.08.2010	3411	3695	-7.69
27	15.08.2010	3194	3705	-13.79
28	17.08.2010	197.3	663.5	-70.26
29	17.08.2010	4247	3354	26.62
30	24.08.2010	699.6	845.9	-17.30
31	24.08.2010	1809	1932	-6.37
32	24.08.2010	800.4	979.4	-18.28
33	04.09.2010	1978	2054	-3.70
34	09.09.2010	1158	1317	-12.07
35	16.09.2010	2239	2309	-3.03
36	17.09.2010	11720	11210	4.55
37	17.09.2010	26710	27460	-2.73
38	18.09.2010	5124	4859	5.45
39	19.09.2010	2946	2701	9.07
40	25.09.2010	23580	22560	4.52
41	05.10.2010	5977	4817	24.08
42	17.10.2010	14540	10490	38.61
43	20.10.2010	1419	1265	12.17
44	24.10.2010	12390	8698	42.45
45	25.10.2010	847.7	758.1	11.82
46	24.12.2010	6433	11510	-44.11
Summe		231940.6	233422.2	-0.63

A.2 Ereignisse für die hydraulische Kalibrierung und Validierung im Entlastungskanal

A.2.1 Ereignisse für die Kalibrierungsperiode 2009

Ereignis	Datum	Entlastungsvolumen Simulation (m³)	Entlastungsvolumen Messung (m³)	Abweichung (%)
1	21.01.2009	373.10	15.47	2311.76
2	27.01.2009	1952.00	1942.00	0.51
3	08.02.2009	4019.00	4354.00	-7.69
4	06.03.2009	991.80	683.00	45.21
5	29.03.2009	6915.00	5578.00	23.97
6	23.04.2009	303.10	76.14	298.08
7	29.04.2009	8896.00	7242.00	22.84
8	13.05.2009	157.80	212.80	-25.85
9	26.05.2009	204.00	62.87	224.48
10	27.05.2009	2921.00	3617.00	-19.24
11	30.05.2009	117.00	171.10	-31.62
12	07.06.2009	265.10	511.20	-48.14
13	11.06.2009	463.00	633.30	-26.89
14	23.06.2009	1054.00	1198.00	-12.02
15	24.06.2009	4159.00	5133.00	-18.98
16	26.06.2009	6420.00	5873.00	9.31
17	03.08.2009	21110.00	22120.00	-4.57
18	01.12.2009	496.90	731.80	-32.10
19	08.12.2009	2896.00	2674.00	8.30
20	25.12.2009	2093.00	2379.00	-12.02
Summe		65806.80	65207.68	0.92

A.2.2 Ereignisse für die Validierungsperiode 2006

Ereignis	Datum	Entlastungsvolumen Simulation (m³)	Entlastungsvolumen Messung (m³)	Abweichung (%)
1	29.03.2006	179.10	791.00	-77.36
2	11.04.2006	121.80	1634.00	-92.55
3	16.04.2006	3412.00	1878.00	81.68
4	19.05.2006	1620.00	1790.00	-9.50
5	20.05.2006	802.40	1706.00	-52.97
6	24.05.2006	828.30	1350.00	-38.64
7	29.05.2006	2149.00	11280.00	-80.95
8	06.06.2006	7015.00	3526.00	98.95
9	27.06.2006	9113.00	4124.00	120.97
10	28.06.2006	14370.00	4240.00	238.92
11	29.06.2006	2559.00	3721.00	-31.23
12	29.06.2006	0.00	801.60	-100.00
13	08.07.2006	7361.00	5449.00	35.09
14	25.07.2006	1717.00	2691.00	-36.19
15	03.08.2006	7951.00	7184.00	10.68
16	12.08.2006	6805.00	8135.00	-16.35
17	20.08.2006	568.80	1949.00	-70.82
18	15.09.2006	2736.00	3630.00	-24.63
19	16.09.2006	6776.00	4332.00	56.42
20	18.09.2006	18.70	2759.00	-99.32
Summe		76103.10	72970.60	4.29

A.2.3 Ereignisse für die Validierungsperiode 2010

Ereignis	Datum	Entlastungsvolumen Simulation (m³)	Entlastungsvolumen Messung (m³)	Abweichung (%)
1	26.02.2010	595.20	646.80	-7.98
2	31.03.2010	565.30	61.91	813.10
3	12.05.2010	221.20	94.88	133.14
4	12.05.2010	0.00	129.10	-100.00
5	14.05.2010	1393.00	2811.00	-50.44
6	25.05.2010	0.00	8.34	-100.00
7	27.05.2010	1475.00	908.90	62.28
8	28.05.2010	0.00	26.06	-100.00
9	29.05.2010	5265.00	3840.00	37.11
10	30.05.2010	609.40	444.20	37.19
11	04.07.2010	1908.00	901.30	111.69
12	17.07.2010	0.00	692.00	-100.00
13	27.07.2010	451.00	116.80	286.13
14	29.07.2010	3518.00	2147.00	63.86
15	03.08.2010	3865.00	3255.00	18.74
16	06.08.2010	5210.00	4472.00	16.50
17	11.08.2010	1474.00	3829.00	-61.50
18	15.08.2010	0.00	82.50	-100.00
19	17.09.2010	2004.00	1719.00	16.58
20	17.09.2010	2905.00	3435.00	-15.43
21	25.09.2010	5048.00	4663.00	8.26
22	24.12.2010	105.90	132.70	-20.20
23	24.12.2010	633.20	3412.00	-81.44
Summe		37246.20	37828.49	-1.54

A.3 Ereignisse für die Kalibrierung und Validierung der AFS-Fracht im Entlastungskanal

A.3.1 Ereignisse für die Kalibrierungsperiode 2009

Ereignis	Datum	Simulationzeitraum	Stofffracht Simulation (kg)	Stofffracht Messung (kg)	Abweichung (%)
1	21.01.2009	20.01.2009 - 29.01.2009	336.17	3.30	12.52
2	27.01.2009			295.46	
3	08.02.2009	07.02.2009 - 10.02.2009	610.06	711.43	-14.25
4	06.03.2009	05.03.2009 - 07.03.2009	149.95	127.55	17.56
5	29.03.2009	28.03.2009 - 31.03.2009	990.36	1099.18	-9.90
6	23.04.2009	22.04.2009 - 01.05.2009	1310.30	17.86	23.63
7	29.04.2009			1041.99	
8	13.05.2009	13.05.2009 - 15.05.2009	24.20	90.15	-73.15
9	26.05.2009	25.05.2009 - 31.05.2009	462.63	38.88	0.21
10	27.05.2009			393.37	
11	30.05.2009			29.42	
12	07.06.2009	07.06.2009 - 12.06.2009	108.80	141.99	-72.35
13	11.06.2009			251.53	
14	23.06.2009	22.06.2009 - 27.06.2009	1634.48	134.98	77.28
15	24.06.2009			241.69	
16	26.06.2009			545.30	
17	03.08.2009	03.08.2009 - 06.08.2009	3031.24	1378.77	119.85
18	01.12.2009	01.12.2009 - 09.12.2009	487.79	191.43	-59.54
19	08.12.2009			1014.31	
20	25.12.2009	24.12.2009 - 27.12.2009	300.55	986.86	-69.55
Summe			9446.53	8735.45	8.14

A.3.2 Ereignisse für die Validierungsperiode 2006

Ereignis	Datum	Simulationzeitraum	Stofffracht Simulation (kg)	Stofffracht Messung (kg)	Abweichung (%)
1	29.03.2006	28.03.2006 - 30.03.2006	27.01	331.32	-91.85
2	11.04.2006	10.04.2006 - 12.04.2006	142.02	499.54	-71.57
3	16.04.2006	15.04.2006 - 17.04.2006	495.86	441.40	12.34
4	19.05.2006	18.05.2006 - 21.05.2006	347.07	416.51	-33.24
5	20.05.2006			103.33	
6	24.05.2006	23.05.2006 - 25.05.2006	115.29	162.80	-29.18
7	29.05.2006	28.05.2006 - 31.05.2006	307.49	1330.19	-76.88
8	06.06.2006	05.06.2006 - 07.06.2006	963.68	782.74	23.12
9	27.06.2006	26.06.2006 - 01.07.2006	3715.21	543.39	116.98
10	28.06.2006			647.53	
11	29.06.2006			356.34	
12	29.06.2006			164.94	
13	08.07.2006	07.07.2006 - 09.07.2006	1030.49	517.14	99.27
14	25.07.2006	24.07.2006 - 26.07.2006	262.16	404.19	-35.14
15	03.08.2006	02.08.2006 - 05.08.2006	1145.70	759.35	50.88
16	12.08.2006	11.08.2006 - 13.08.2006	1020.72	1222.31	-16.49
17	20.08.2006	19.08.2006 - 22.08.2006	142.68	611.16	-76.65
18	15.09.2006	14.09.2006 - 19.09.2006	1396.76	550.78	-0.88
19	16.09.2006			475.80	
20	18.09.2006			382.59	
Summe			11112.14	10703.35	3.82

A.3.3 Ereignisse für die Validierungsperiode 2010

Ereignis	Datum	Simulationzeitraum	Stofffracht Simulation (kg)	Stofffracht Messung (kg)	Abweichung (%)
1	26.02.2010	25.02.2010 - 28.02.2010	88.01	427.14	-79.39
2	31.03.2010	30.03.2010 - 01.04.2010	82.47	44.10	87.00
3	12.05.2010	11.05.2010 - 15.05.2010	237.44	24.89	-47.81
4	12.05.2010			22.52	
5	14.05.2010			407.52	
6	25.05.2010	25.05.2010 - 01.06.2010	1042.79	6.84	3.57
7	27.05.2010			270.73	
8	28.05.2010			3.96	
9	29.05.2010			564.20	
10	30.05.2010			161.11	
11	04.07.2010	04.07.2010 - 06.07.2010	274.48	113.74	141.32
12	17.07.2010	17.07.2010 - 19.07.2010	0.00	60.92	-100.00
13	27.07.2010	26.07.2010 - 05.08.2010	1125.63	55.75	-12.63
14	29.07.2010			677.99	
15	03.08.2010			554.55	
16	06.08.2010	06.08.2010 - 13.08.2010	957.65	331.73	45.14
17	11.08.2010			328.09	
18	15.08.2010	15.08.2010 - 16.08.2010	0.00	10.98	-100.00
19	17.09.2010	17.09.2010 - 19.09.2010	727.35	293.32	26.01
20	17.09.2010			283.90	
21	25.09.2010	24.09.2010 - 27.09.2010	737.97	389.62	89.41
22	24.12.2010	23.12.2010 - 26.12.2010	101.97	74.11	-87.21
23	24.12.2010			722.93	
Summe			5375.76	5830.64	-7.80

A.4 Auswertung der Spurenstoffe

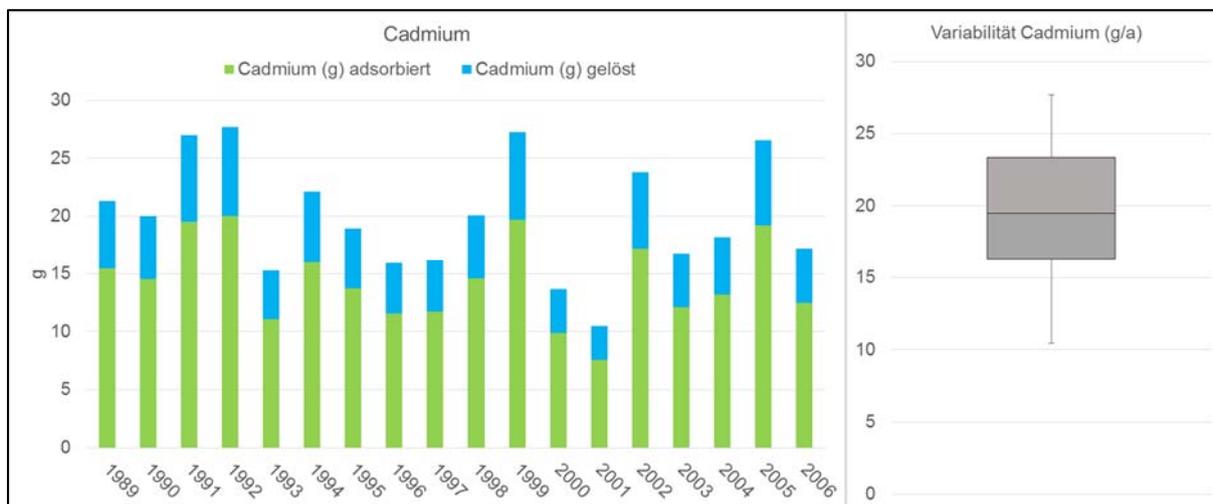
A.4.1 Mittleres Verteilungsverhalten der Spurenstoffe

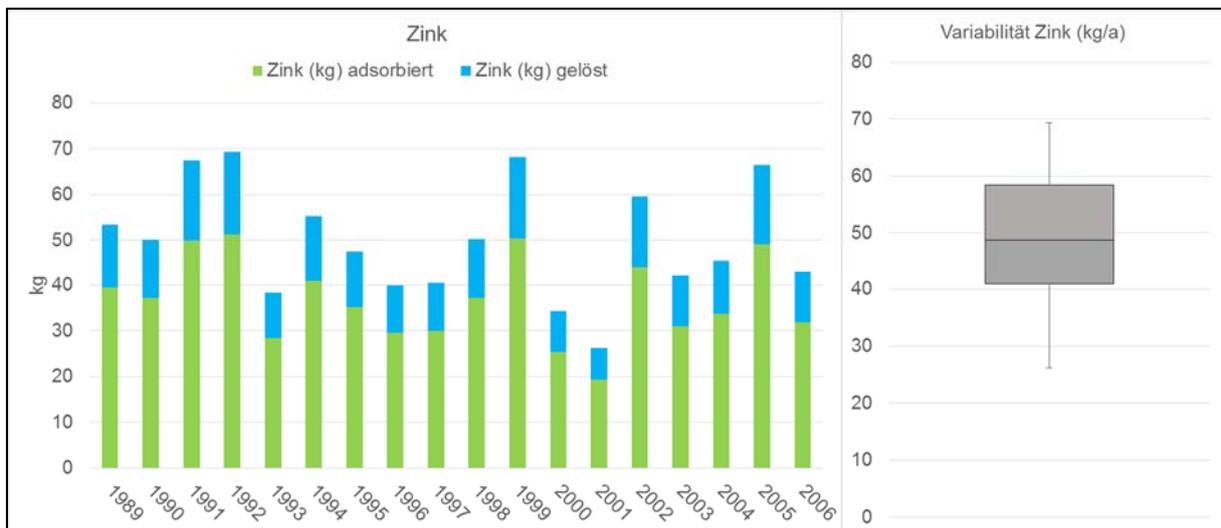
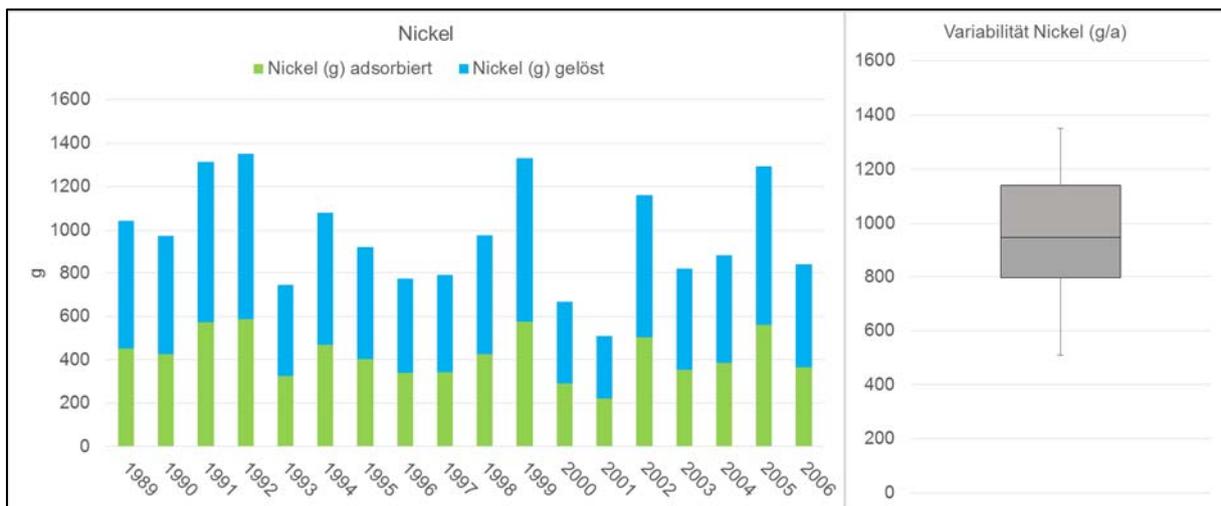
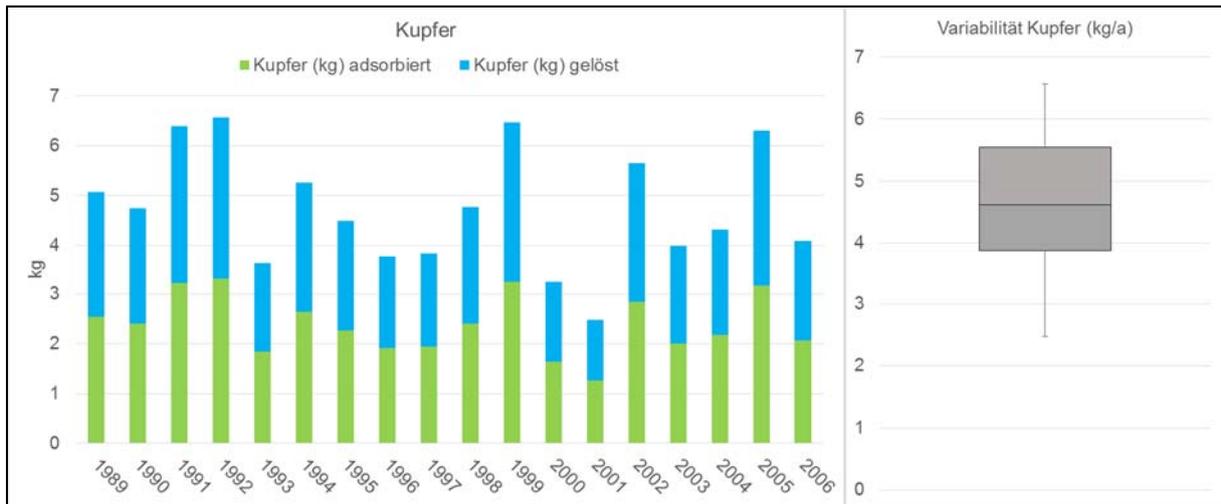
Parameter	Probe 1 (µg/L)		Probe 2 (µg/L)		Probe 3 (µg/L)		Mittelwert C adsorbiert (-)	Mittelwert C glöst (g/m³)
	unfiltriert	filtriert	unfiltriert	filtriert	unfiltriert	filtriert		
Cadmium	0.064	0.0275	0.12	n.n.	0.074	n.n.	5.06944E-07	0.0000275
Kupfer	21	11	28	16	12	8.2	8.37398E-05	0.011733333
Nickel	1.1	1.1	5.4	4.4	3.5	1.1	1.48232E-05	0.00275
Zink	110	55	340	90	210	50	0.001297064	0.065
Quecksilber	0.019	0.008	n.a.	0.013	0.021	0.03	1.52778E-07	0.000008
Nonylphenole	0.26	0.19	0.2	0.12	0.55	0.16	1.7573E-06	0.000156667
Nonylphenolmonoethoxylat	< 0.1	< 0.1	n.n.	n.n.	0.61	0.25	3.50536E-06	0.00025
Nonylphenoldiethoxylat	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0.56	0.15	3.99221E-06	0.00015
Octylphenole	0.16	0.15	0.23	0.19	n.a.	0.059	1.94994E-07	0.00017
Bisphenol-A	0.38	0.44	0.38	0.46	0.36	0.28	7.78968E-07	0.00028
Tributylzinn	0.00043	n.n.	0.00026	0.00022	0.00041	0.00015	1.39137E-09	0.000000185
Dibutylzinn	0.0035	0.00062	0.00046	0.00015	0.0015	n.n.	2.0973E-08	0.000000385
PFOS	0.0032	0.0024	0.0028	0.004	0.0025	0.0024	5.86943E-09	0.0000024
PFOA	0.01	0.0078	0.014	0.013	0.0039	0.0037	1.29268E-08	8.16667E-06
Östron	n.n.	n.n.	0.0014	n.n.	0.016	0.011	4.86855E-08	0.000011
Östriol	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0.038	0.036	1.94742E-08	0.000036
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	< 0.35	0.265	0.98	0.265	0.86	0.265	5.14098E-06	0.000265
Diisoheptylphthalat	n.n.	n.n.	0.36	0.265	n.n.	n.n.	5.96359E-07	0.000265
Diisononylphthalat	1.4	0.43	0.44	n.n.	1.2	n.n.	1.34722E-05	0.00043
Benzo(a)anthracen	0.002	n.n.	0.0034	n.n.	0.0018	0.00099	7.88705E-09	0.00000099
Benzo(g,h,i)perylene	n.n.	n.n.	0.0047	n.n.	0.0022	0.0017	4.86855E-09	0.0000017
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	n.n.	n.n.	0.0039	n.n.	0.0018	0.0016	1.94742E-09	0.0000016
Phenanthren	0.02	0.01	0.006	0.024	0.01	0.057	1.38889E-07	0.00001
Diuron	0.13	0.16	0.21	0.2			6.27746E-08	0.0002
Terbutylazine-2-hydroxy	0.083	0.0375	0.052	0.052			6.31944E-07	0.0000375
	Probe 1	Probe 2	Probe 3					
AFS (mg/L)	72	159.3	102.7					

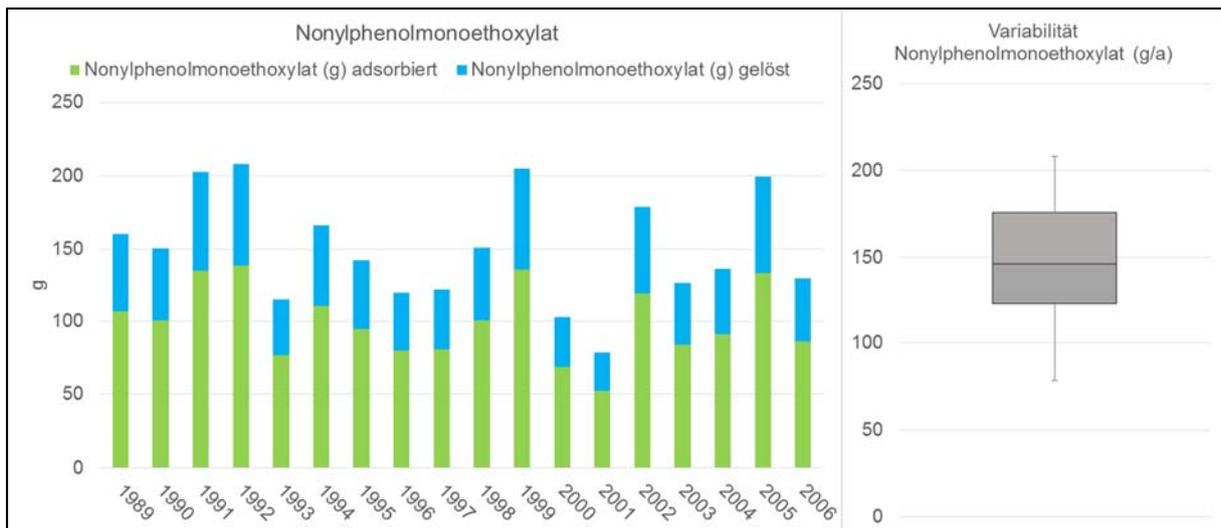
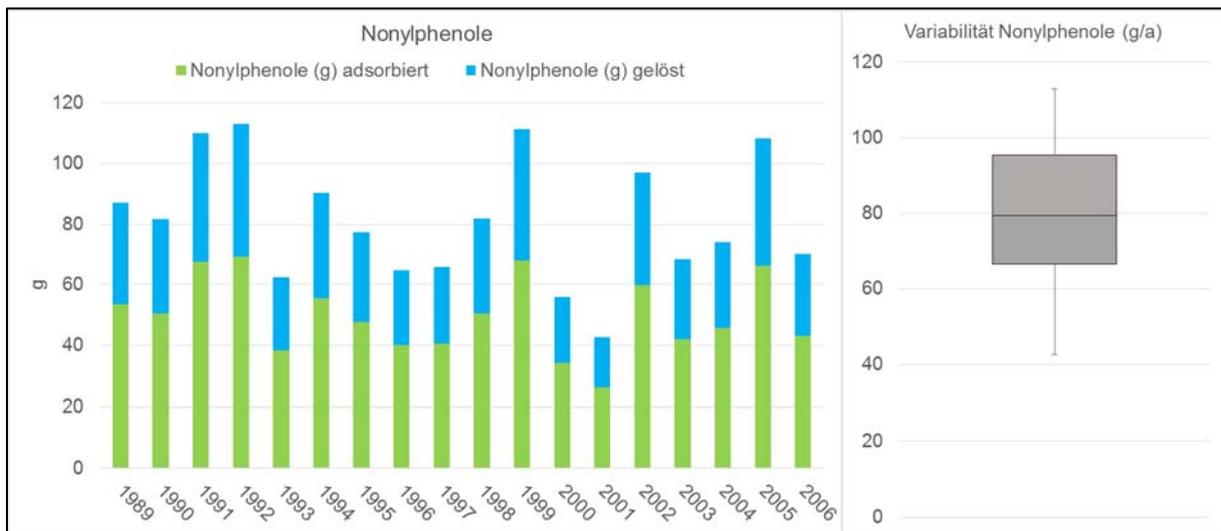
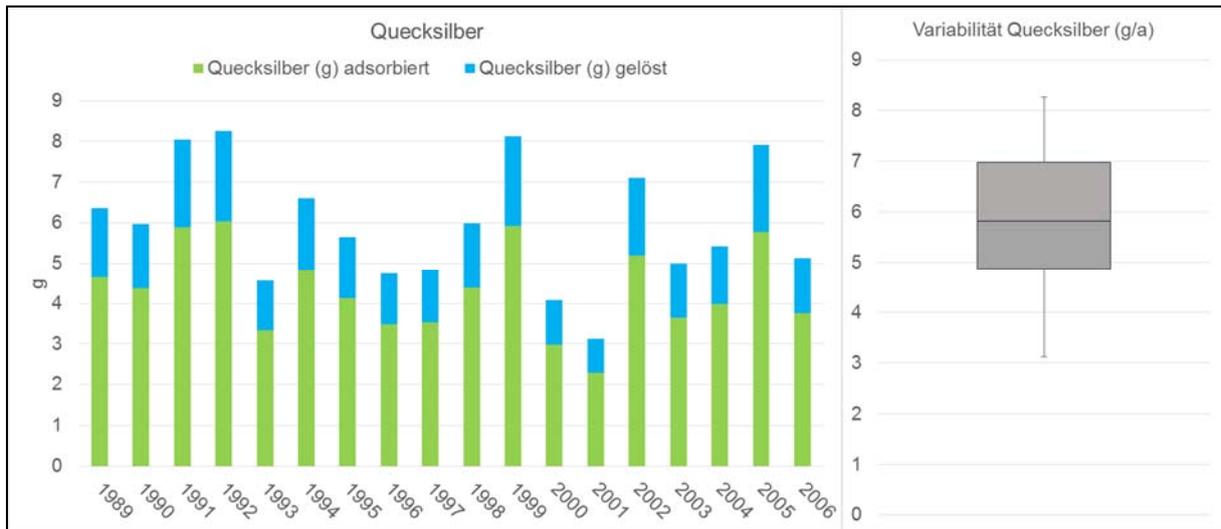
A.4.2 Verteilungskoeffizienten Log K_D

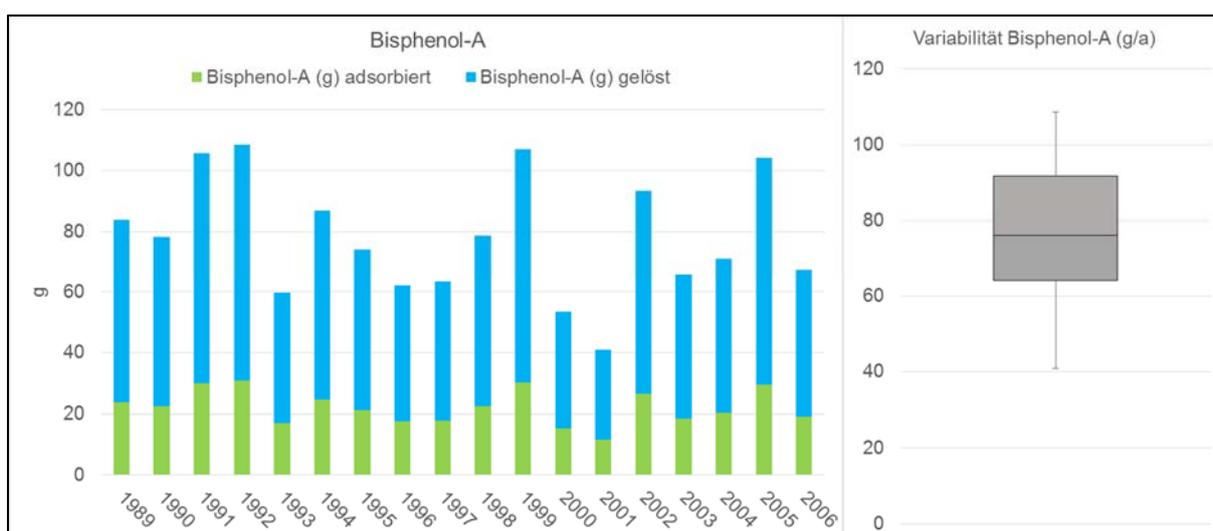
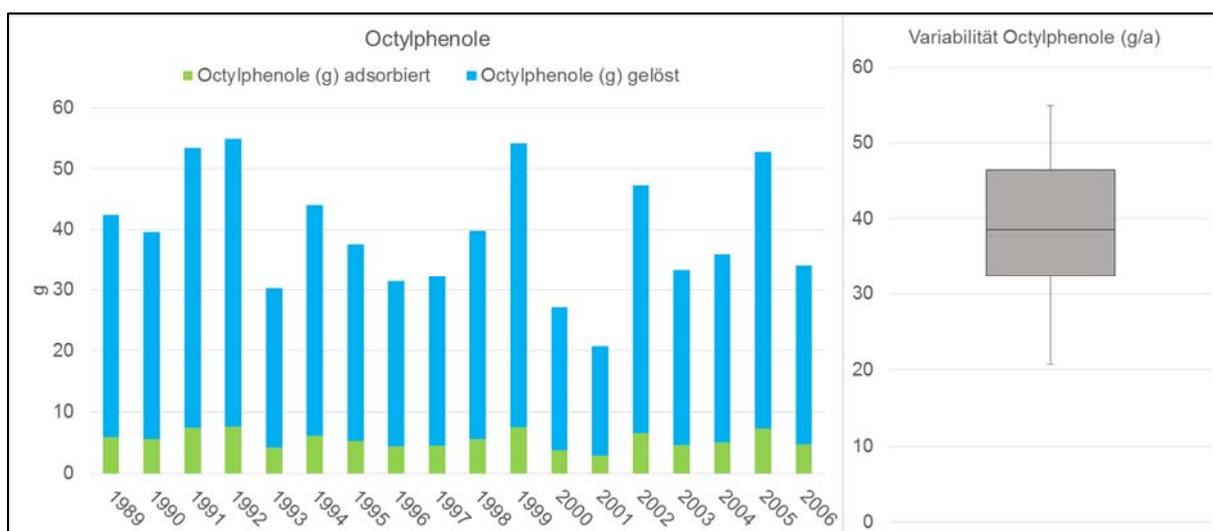
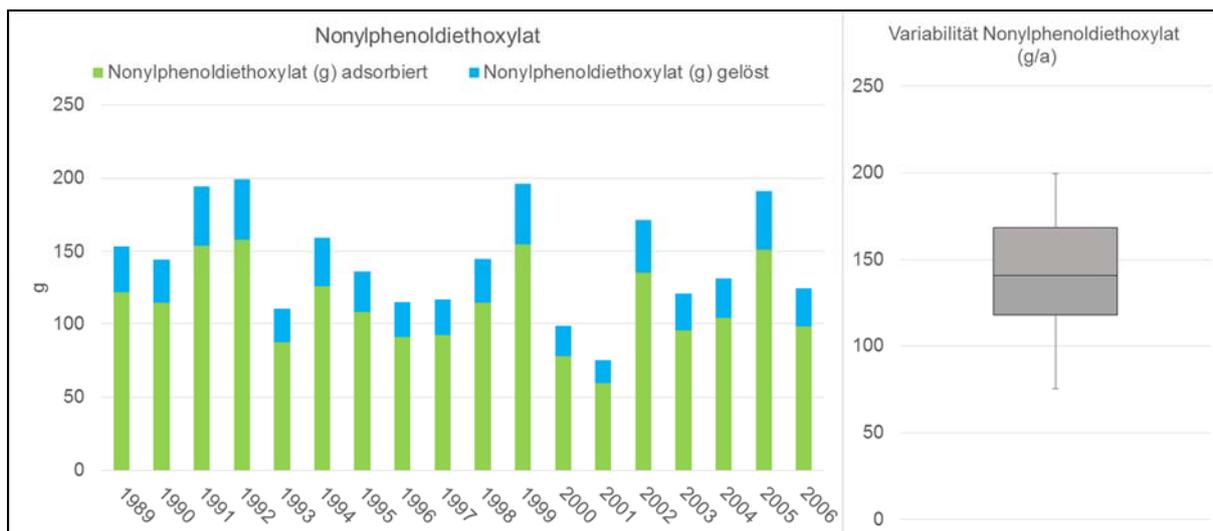
Parameter	LOG K_D Probe 1 (L/kg)	LOG K_D Probe 2 (L/kg)	LOG K_D Probe 3 (L/kg)	Bandbreite
Cadmium	4.3			4.3
Kupfer	4.1	3.7	3.7	3.7-4.1
Nickel		3.2	4.3	3.2-4.3
Zink	4.1	4.2	4.5	4.1-4.5
Quecksilber	4.3			4.3
Nonylphenole	3.7	3.6	4.4	3.6-4.4
Nonylphenolmonoethoxylat			4.1	4.1
Nonylphenoldiethoxylat			4.4	4.4
Octylphenole	3.0	3.1		3.0-3.1
Bisphenol-A			3.4	3.4
Tributylzinn		3.1	4.2	3.1-4.2
Dibutylzinn	4.8	4.1		4.1-4.8
PFOS	3.7		2.6	3.7
PFOA	3.6	2.7	2.7	2.7-3.6
Östron			3.6	3.6
Östriol			2.7	2.7
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)		4.2	4.3	4.2-4.3
Diisoheptylphthalat		3.4		3.4
Diisononylphthalat	4.5			4.5
PBDE (S 28, 47, 99 100, 153, 154)				
Benzo(a)anthracen			3.9	3.9
Benzo(g,h,i)perylene			3.5	3.5
Indeno((1,2,3-c,d)pyren			3.1	3.1
Phenanthren	4.1			4.1
Diuron		2.5		2.5
Terbutylazine-2-hydroxy	4.2			4.2

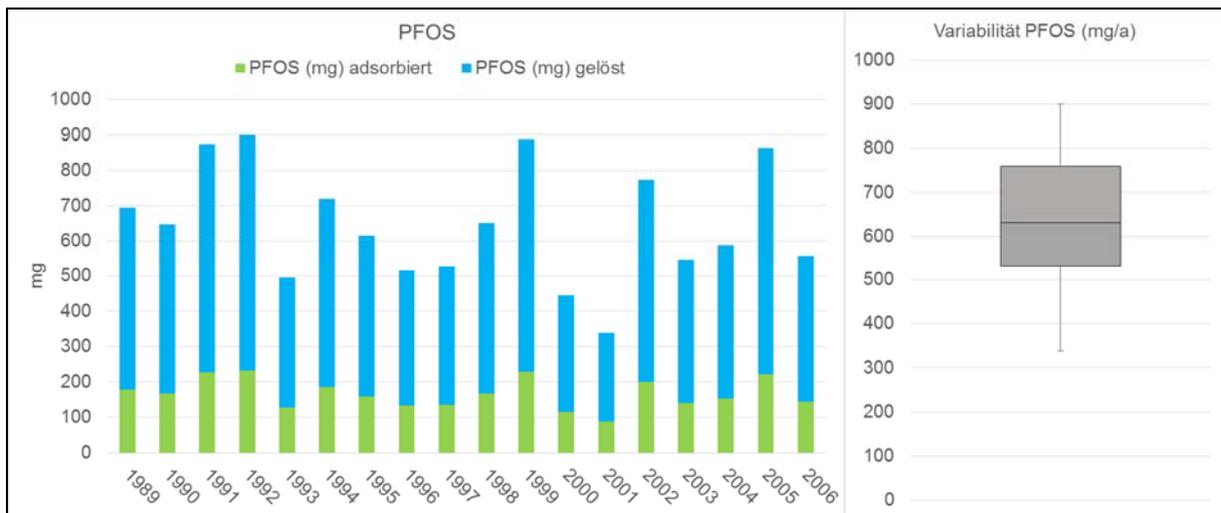
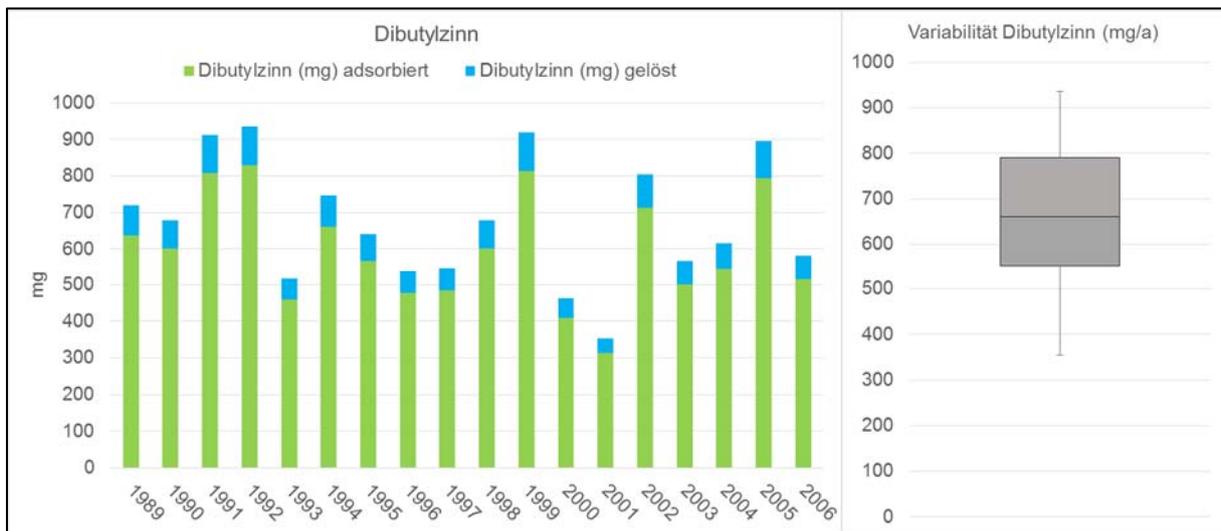
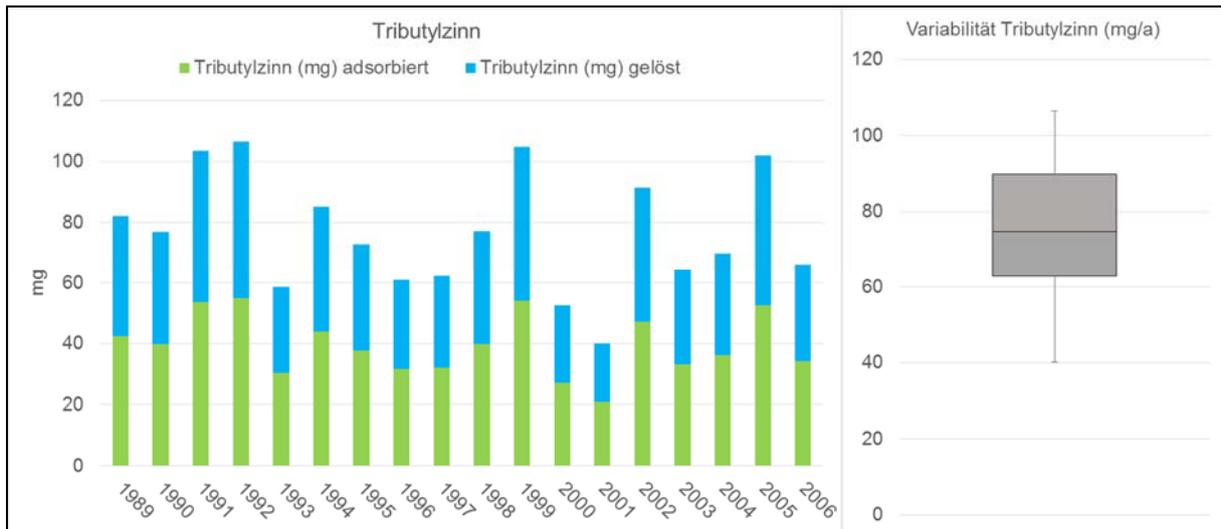
A.4.3 Simulationsergebnisse der Jahresentlastungsfrachten

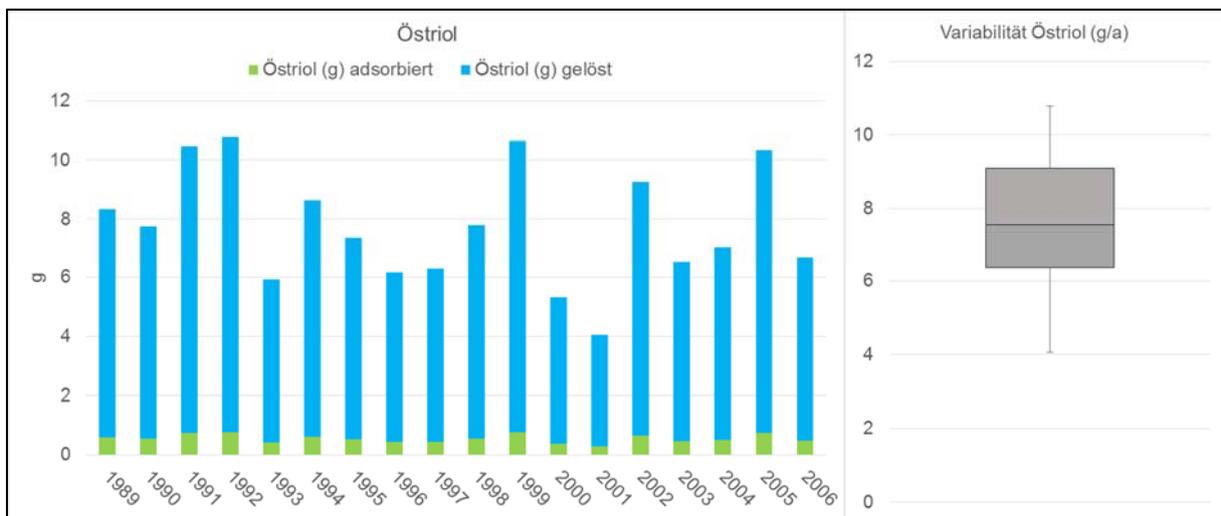
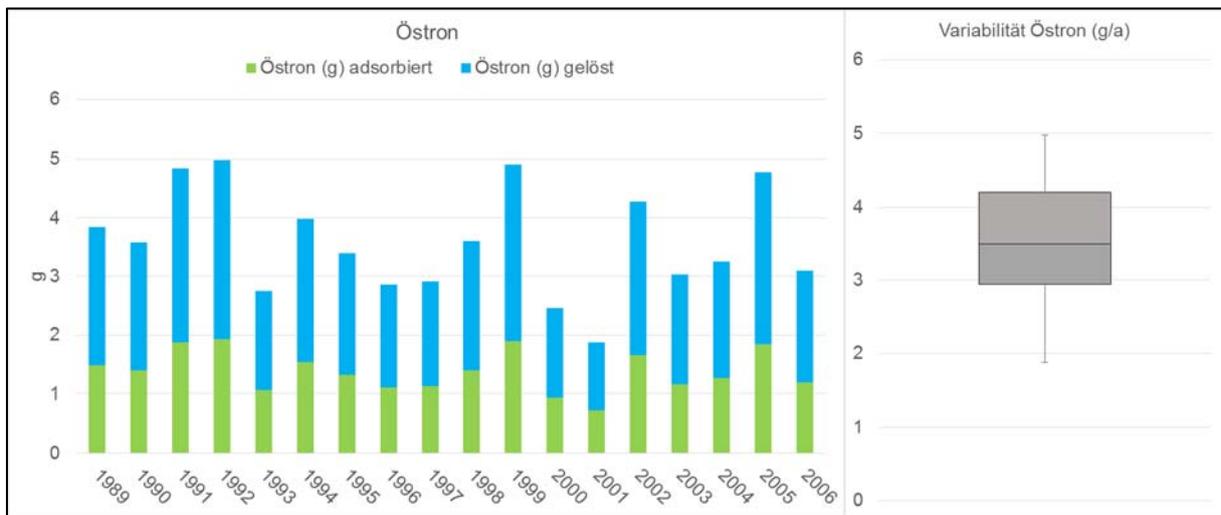
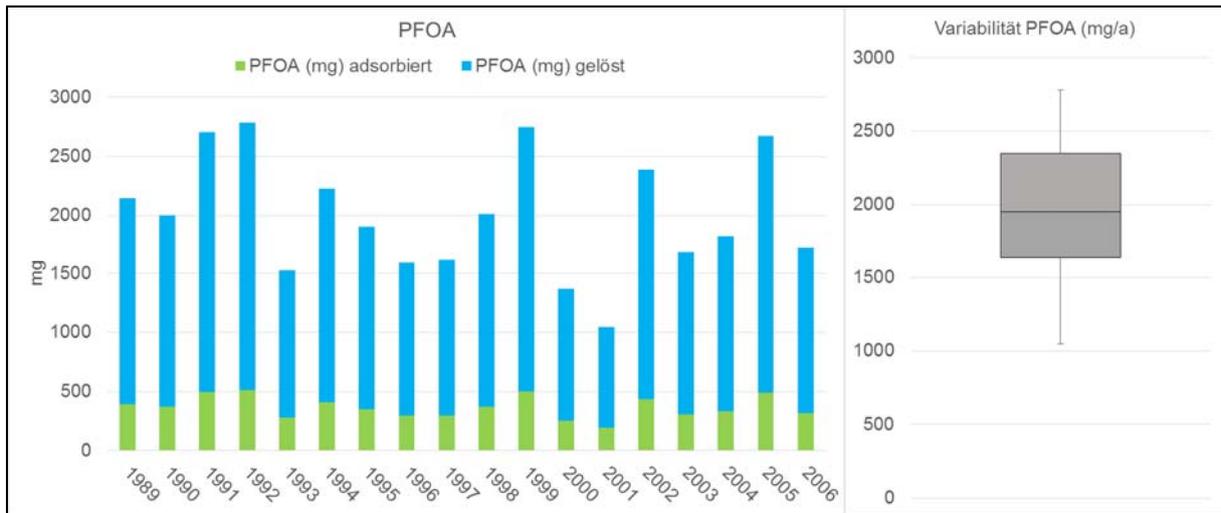


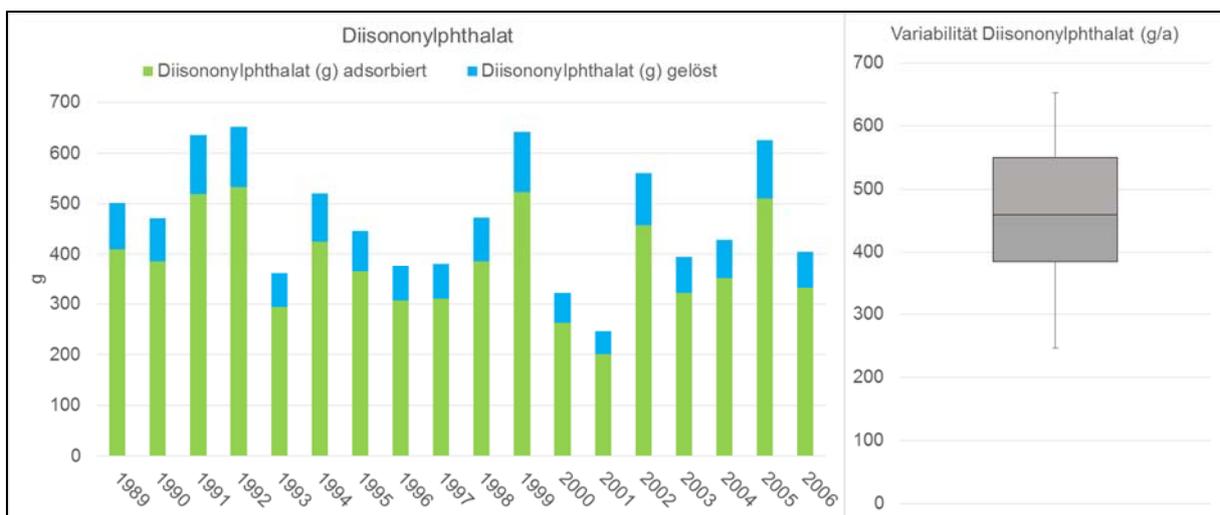
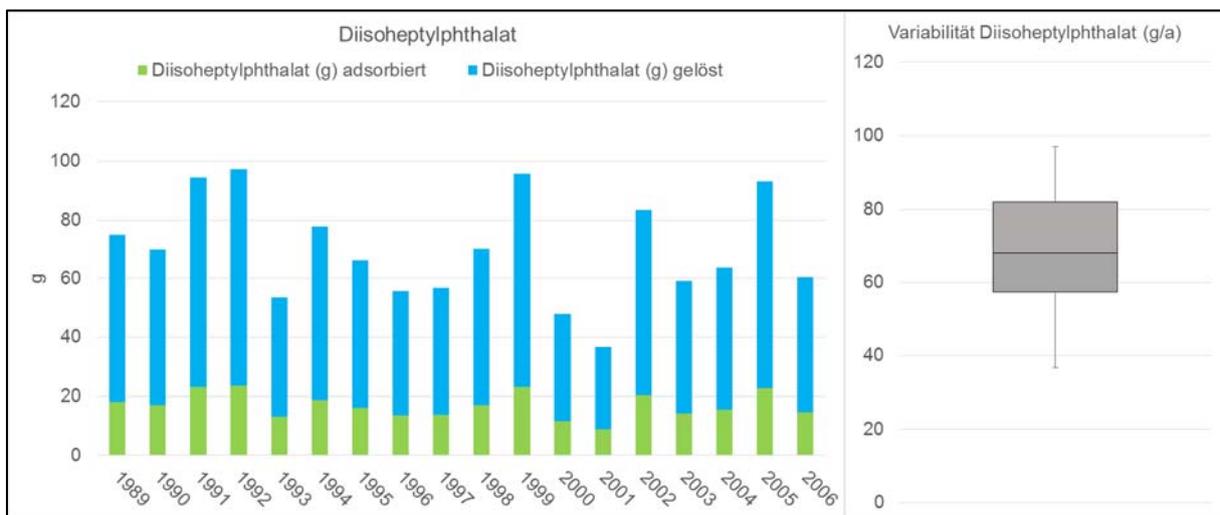
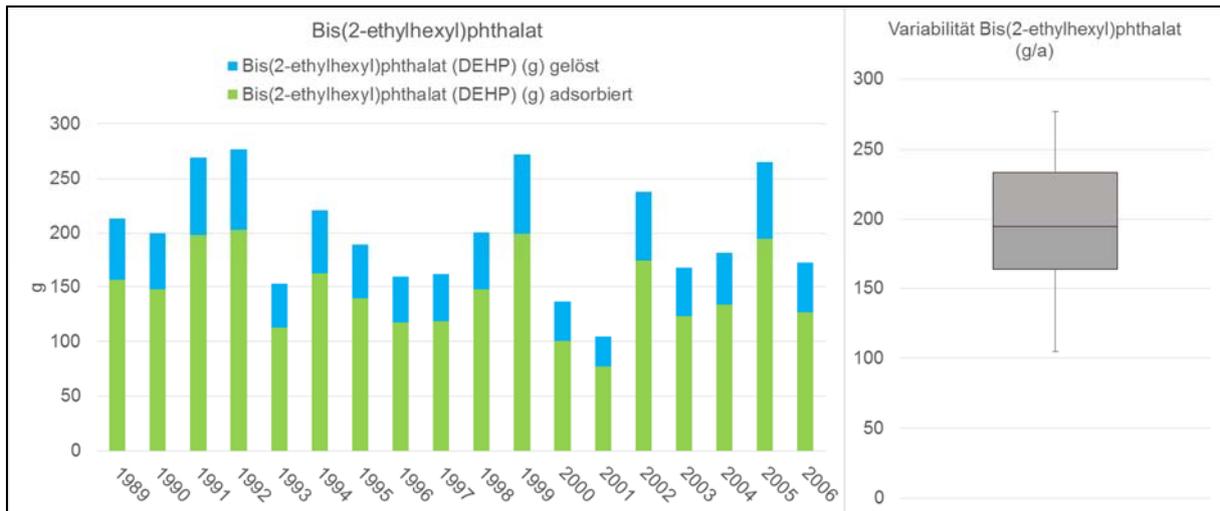


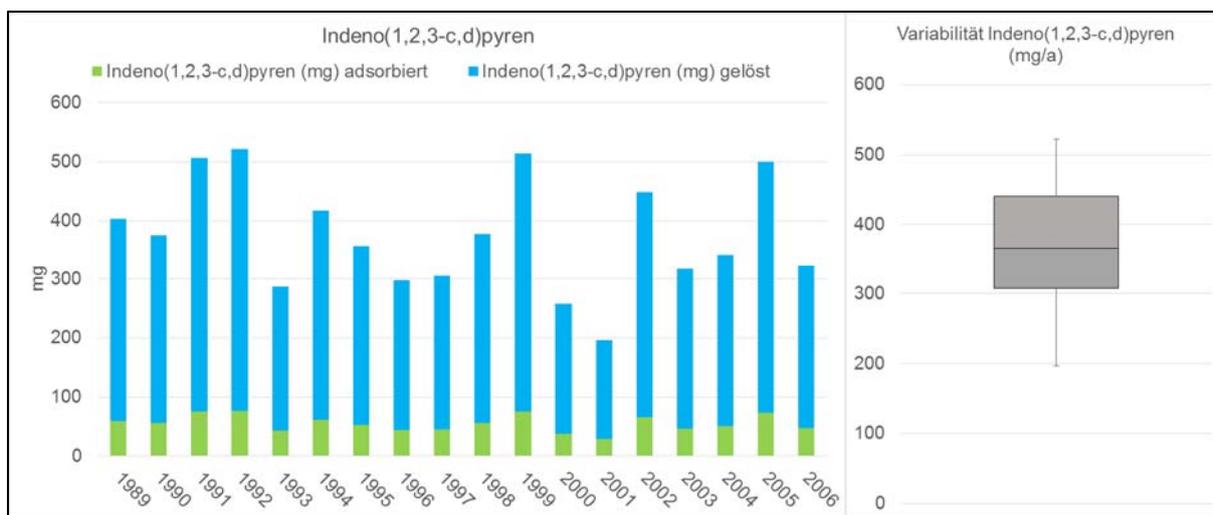
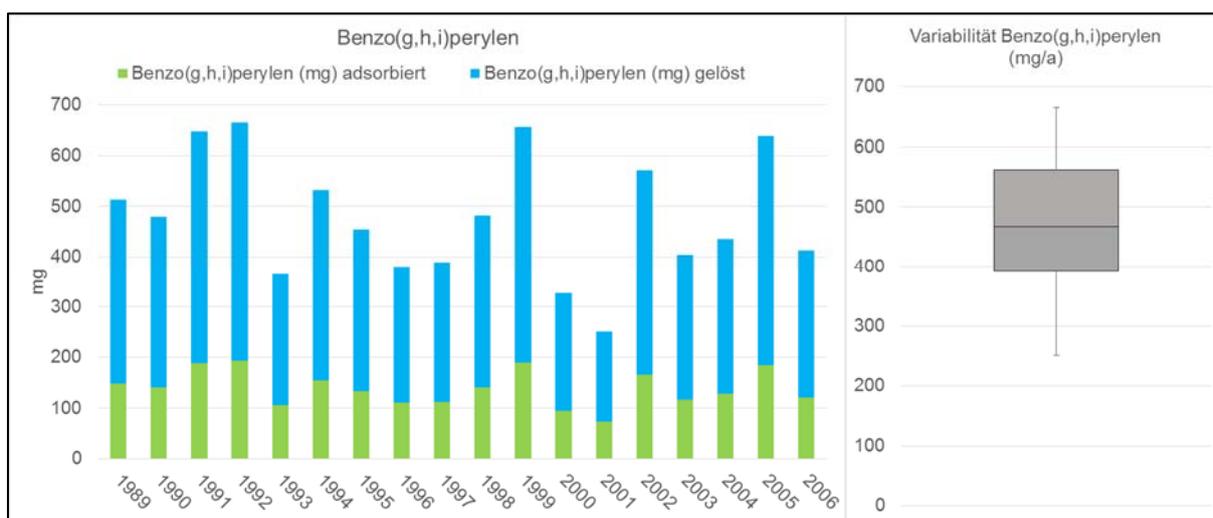
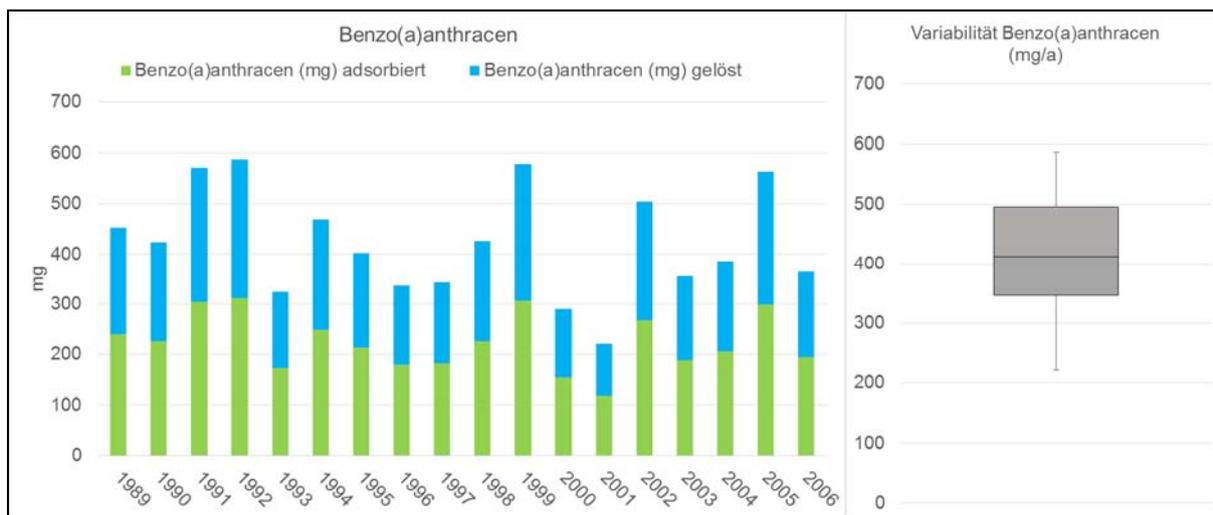


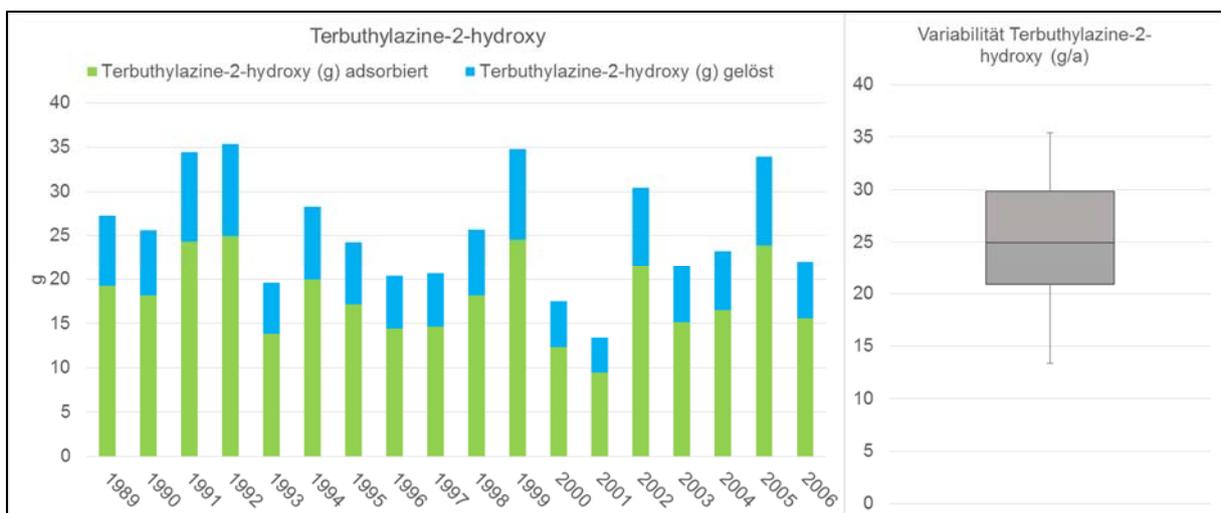
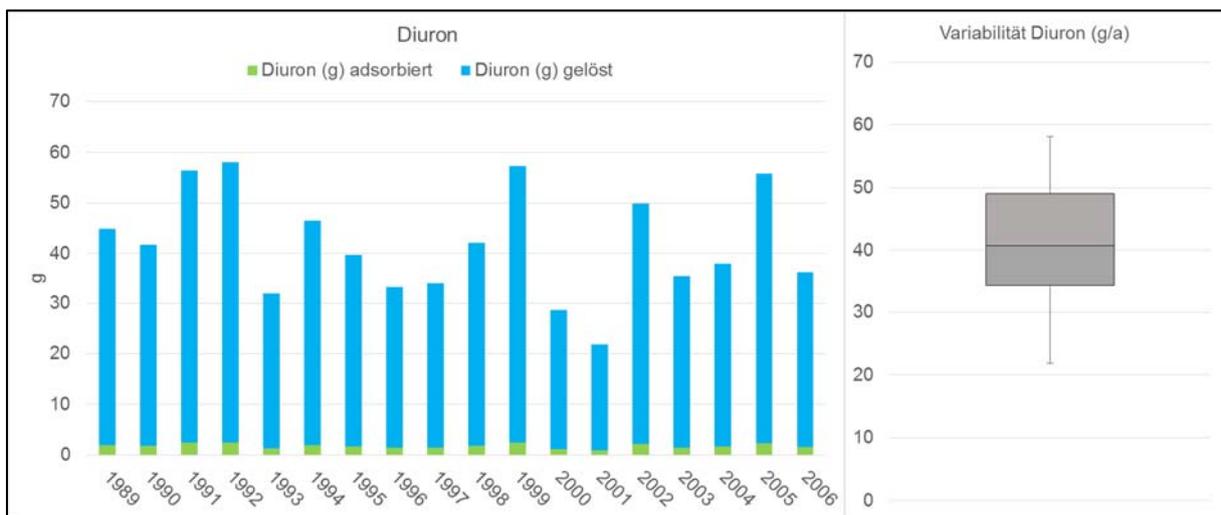
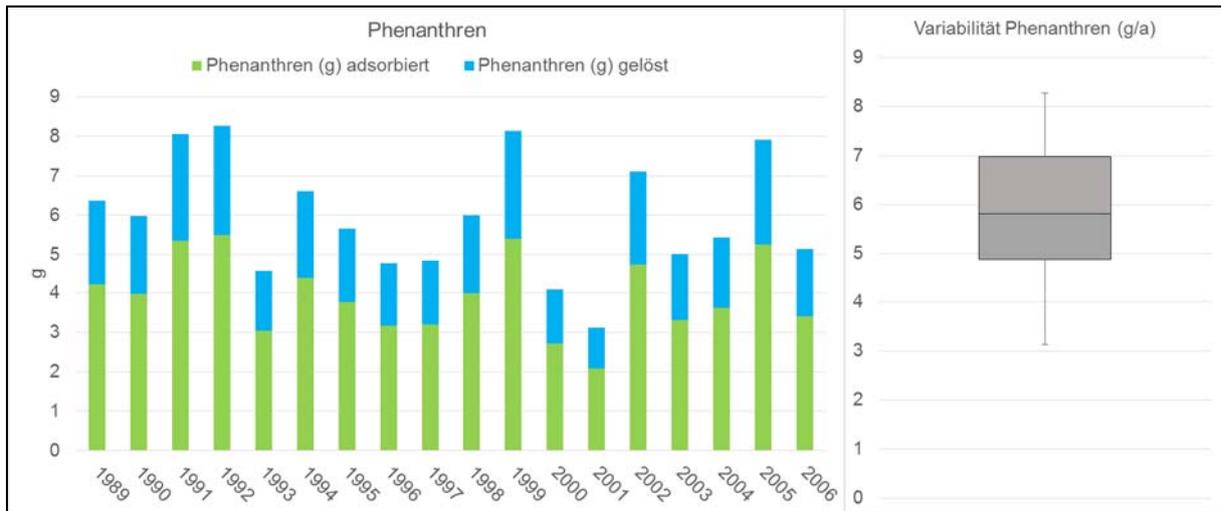












A.4.4 Niedrig- und Mittelwasserführung der Mur mit Mühlkanal von 1989 bis 2006

Extremwerte 1989 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	37.6	36.9	60.8	107	113	139	145	137	95.3	77.3	59.1	38.1	36.9
MQ	58.97	64.91	87.80	156.03	181.06	191.43	278.19	202.65	158.73	122.67	91.74	62.46	138.05
Extremwerte 1990 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	31.5	34.8	61.5	81.2	101	110	98.3	53.4	52.7	55.4	62.6	46	31.5
MQ	46.91	59.25	121.46	112.25	169.23	151.50	196.97	89.98	78.65	74.16	100.19	75.29	106.32
Extremwerte 1991 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	29.9	29.9	46	47.5	71.2	165	126	96.4	61.7	54.3	43.7	40.3	29.9
MQ	52.53	43.53	86.69	85.04	183.00	240.80	239.42	201.35	85.46	77.54	85.56	75.45	121.37
Extremwerte 1992 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	47.1	40.6	60.5	106	177	125	65.7	39.9	47.4	56.4	76.3	50.3	39.9
MQ	67.94	67.82	94.87	158.20	285.48	205.73	110.01	70.48	76.00	113.37	131.90	119.04	125.07
Extremwerte 1993 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	44.8	41.2	35	65.4	103	70.3	62.6	73.1	58.2	78.2	77.2	55.2	35
MQ	77.34	66.43	80.87	113.61	153.71	107.57	154.51	120.24	89.25	200.88	126.16	77.23	113.98
Extremwerte 1994 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	53.5	47.3	56.9	65.5	130	87.9	55.4	50.4	65.4	41.3	51.2	48.1	41.3
MQ	79.51	64.48	106.95	136.17	178.77	135.93	90.63	84.06	92.84	70.60	86.23	68.18	99.53

Mühlkanal: 11m³/s

Extremwerte 1995 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	36.5	37.1	50.4	71.2	127	154	85.6	66.4	90	54.4	45.2	36.9	36.5
MQ	53.86	63.09	70.21	159.24	190.19	192.67	133.12	104.87	133.36	79.05	64.29	57.50	108.45
Extremwerte 1996 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	39.3	36.9	32	59	196	89.1	86.8	67.5	103	139	109	29.5	29.5
MQ	54.74	46.82	55.85	172.60	269.26	148.67	155.17	108.97	174.20	238.48	182.07	97.30	142.01
Extremwerte 1997 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	42.5	39.8	46	62.4	157	144	147	100	67.1	51.8	32.3	45.9	32.3
MQ	62.99	56.51	83.54	114.96	237.87	216.10	226.94	178.19	110.15	83.17	66.11	70.64	125.60
Extremwerte 1998 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	33.8	34.4	36.1	83.8	111	84.8	102	74.2	59.1	95	61.8	42.7	33.8
MQ	57.32	50.04	62.15	136.02	156.10	146.57	157.84	123.99	165.68	157.06	115.48	76.33	117.05
Extremwerte 1999 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	30	31.7	51	86.3	155	120	95.8	129	117	84.7	55.1	31.1	30
MQ	59.82	55.05	85.35	129.40	216.39	169.50	191.06	233.84	216.07	140.96	78.86	59.12	136.29
Extremwerte 2000 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	29.1	30.2	49.3	117	157	87.4	87.7	59.4	46	74.5	92.6	64.5	29.1
MQ	48.24	71.65	134.10	258.53	258.16	145.70	132.35	120.49	85.88	154.41	178.43	105.71	141.14

Mühlkanal: 11m³/s

Extremwerte 2001 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	36.7	46.5	44.3	72.4	138	87.9	73.9	45.7	52.9	39.3	40.7	30.4	30.4
MQ	84.21	69.35	109.16	110.58	199.13	146.37	106.64	74.56	104.82	75.64	51.27	42.56	97.86
Extremwerte 2002 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	24.9	39.1	30.6	62.3	113	73.6	61.9	74.8	61.7	59.9	73.3	71.4	24.9
MQ	40.85	53.57	88.74	103.76	163.94	127.92	110.33	196.90	99.17	102.55	116.58	119.03	110.28
Extremwerte 2003 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	37.8	34.5	34.5	39.9	85.5	68.3	40.5	27.5	36.5	44.4	54.5	32	27.5
MQ	76.70	52.87	52.77	68.53	124.35	101.65	66.25	46.53	67.15	88.86	86.26	69.25	75.10
Extremwerte 2004 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	30.2	37	37.5	91.5	143	165	103	63.5	56.3	67.8	68.3	39.2	30.2
MQ	51.09	65.24	86.35	151.33	198.10	247.37	190.32	104.92	103.17	83.80	91.37	62.76	119.65
Extremwerte 2005 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	33.7	31.7	31.4	125	120	87.5	102	86.6	73	84.2	60.5	41.1	31.4
MQ	54.55	46.84	113.62	179.70	199.06	133.20	221.13	246.52	147.43	185.15	75.53	59.92	138.55
Extremwerte 2006 in m³/s													
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahresminimum bzw. Jahresmittel
NQ	29.7	32.6	34.5	110	170	138	74.7	77.3	70.9	62	64	43.6	29.7
MQ	46.49	44.75	66.17	185.23	247.19	205.43	129.20	149.85	98.79	83.21	86.91	68.51	117.65

Mühlkanal: 11m³/s

A.4.5 Theoretische Konzentrationsaufstockung in der Mur

		1989	1990	1991	1992	1993	1994
Cadmium (µg/L)	NQ	0.00004867	0.00004570	0.00006150	0.00006316	0.00003487	0.00005043
	MQ	0.00000629	0.00000591	0.00000795	0.00000816	0.00000451	0.00000652
Kupfer (µg/L)	NQ	0.01156520	0.01082722	0.01458765	0.01499203	0.00826200	0.01198684
	MQ	0.00149468	0.00139930	0.00188530	0.00193756	0.00106778	0.00154917
Nickel (µg/L)	NQ	0.00237721	0.00222348	0.00299678	0.00308051	0.00169674	0.00246403
	MQ	0.00030723	0.00028736	0.00038730	0.00039812	0.00021929	0.00031845
Zink (µg/L)	NQ	0.12189718	0.11447149	0.15404563	0.15820231	0.08734156	0.12631379
	MQ	0.01575392	0.01479423	0.01990877	0.02044598	0.01128797	0.01632472
Quecksilber (µg/L)	NQ	0.00001453	0.00001364	0.00001836	0.00001885	0.00001041	0.00001505
	MQ	0.00000188	0.00000176	0.00000237	0.00000244	0.00000135	0.00000195
Nonylphenole (µg/L)	NQ	0.00019879	0.00018637	0.00025096	0.00025783	0.00014221	0.00020601
	MQ	0.00002569	0.00002409	0.00003243	0.00003332	0.00001838	0.00002662
Nonylphenolmonoethoxylat (µg/L)	NQ	0.00036588	0.00034326	0.00046210	0.00047467	0.00026192	0.00037916
	MQ	0.00004729	0.00004436	0.00005972	0.00006135	0.00003385	0.00004900
Nonylphenoldiethoxylat (µg/L)	NQ	0.00035064	0.00032950	0.00044330	0.00045519	0.00025140	0.00036333
	MQ	0.00004532	0.00004258	0.00005729	0.00005883	0.00003249	0.00004696
Octylphenole (µg/L)	NQ	0.00009689	0.00009027	0.00012185	0.00012537	0.00006890	0.00010045
	MQ	0.00001252	0.00001167	0.00001575	0.00001620	0.00000890	0.00001298
Bisphenol-A (µg/L)	NQ	0.00019135	0.00017863	0.00024093	0.00024778	0.00013632	0.00019837
	MQ	0.00002473	0.00002309	0.00003114	0.00003202	0.00001762	0.00002564
Tributylzinn (µg/L)	NQ	0.00000019	0.00000018	0.00000024	0.00000024	0.00000013	0.00000019
	MQ	0.00000002	0.00000002	0.00000003	0.00000003	0.00000002	0.00000003
Dibutylzinn (µg/L)	NQ	0.00000164	0.00000155	0.00000208	0.00000214	0.00000118	0.00000170
	MQ	0.00000021	0.00000020	0.00000027	0.00000028	0.00000015	0.00000022
PFOS (µg/L)	NQ	0.00000158	0.00000148	0.00000199	0.00000205	0.00000113	0.00000164
	MQ	0.00000020	0.00000019	0.00000026	0.00000027	0.00000015	0.00000021
PFOA (µg/L)	NQ	0.00000490	0.00000457	0.00000617	0.00000634	0.00000349	0.00000508
	MQ	0.00000063	0.00000059	0.00000080	0.00000082	0.00000045	0.00000066
Östron (µg/L)	NQ	0.00000877	0.00000820	0.00001105	0.00001137	0.00000626	0.00000909
	MQ	0.00000113	0.00000106	0.00000143	0.00000147	0.00000081	0.00000118
Östriol (µg/L)	NQ	0.00001900	0.00001769	0.00002389	0.00002458	0.00001350	0.00001970
	MQ	0.00000246	0.00000229	0.00000309	0.00000318	0.00000174	0.00000255
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) (µg/L)	NQ	0.00048676	0.00045707	0.00061511	0.00063172	0.00034875	0.00050440
	MQ	0.00006291	0.00005907	0.00007950	0.00008164	0.00004507	0.00006519
Diisooctylphthalat (µg/L)	NQ	0.00017132	0.00015984	0.00021564	0.00022180	0.00012199	0.00017761
	MQ	0.00002214	0.00002066	0.00002787	0.00002867	0.00001577	0.00002295
Diisononylphthalat (µg/L)	NQ	0.00114592	0.00107720	0.00144904	0.00148779	0.00082187	0.00118735
	MQ	0.00014810	0.00013922	0.00018727	0.00019228	0.00010622	0.00015345
Benzo(a)anthracen (µg/L)	NQ	0.00000103	0.00000097	0.00000130	0.00000134	0.00000074	0.00000107
	MQ	0.00000013	0.00000013	0.00000017	0.00000017	0.00000010	0.00000014
Benzo(g,h,i)perylene (µg/L)	NQ	0.00000117	0.00000109	0.00000148	0.00000152	0.00000083	0.00000121
	MQ	0.00000015	0.00000014	0.00000019	0.00000020	0.00000011	0.00000016
Indeno(1,2,3-c,d)pyren (µg/L)	NQ	0.00000092	0.00000086	0.00000116	0.00000119	0.00000065	0.00000095
	MQ	0.00000012	0.00000011	0.00000015	0.00000015	0.00000008	0.00000012
Phenanthren (µg/L)	NQ	0.00001454	0.00001364	0.00001837	0.00001887	0.00001041	0.00001507
	MQ	0.00000188	0.00000176	0.00000237	0.00000244	0.00000135	0.00000195
Diuron (µg/L)	NQ	0.00010242	0.00009531	0.00012871	0.00013246	0.00007274	0.00010620
	MQ	0.00001324	0.00001232	0.00001663	0.00001712	0.00000940	0.00001372
Terbutylazine-2-hydroxy (µg/L)	NQ	0.00006225	0.00005843	0.00007864	0.00008077	0.00004458	0.00006451
	MQ	0.00000805	0.00000755	0.00001016	0.00001044	0.00000576	0.00000834

		1995	1996	1997	1998	1999	2000
Cadmium (µg/L)	NQ	0.00004323	0.00003632	0.00003690	0.00004581	0.00006212	0.00003119
	MQ	0.00000559	0.00000469	0.00000477	0.00000592	0.00000803	0.00000403
Kupfer (µg/L)	NQ	0.01025739	0.00860050	0.00875979	0.01086697	0.01476332	0.00740053
	MQ	0.00132566	0.00111152	0.00113211	0.00140444	0.00190800	0.00095644
Nickel (µg/L)	NQ	0.00210735	0.00176593	0.00180007	0.00223249	0.00303473	0.00152044
	MQ	0.00027235	0.00022823	0.00023264	0.00028853	0.00039221	0.00019650
Zink (µg/L)	NQ	0.10829247	0.09097604	0.09241326	0.11474526	0.15557778	0.07812800
	MQ	0.01399566	0.01175769	0.01194344	0.01482961	0.02010678	0.01009722
Quecksilber (µg/L)	NQ	0.00001290	0.00001084	0.00001101	0.00001367	0.00001854	0.00000931
	MQ	0.00000167	0.00000140	0.00000142	0.00000177	0.00000240	0.00000120
Nonylphenole (µg/L)	NQ	0.00017644	0.00014808	0.00015063	0.00018694	0.00025374	0.00012730
	MQ	0.00002280	0.00001914	0.00001947	0.00002416	0.00003279	0.00001645
Nonylphenolmonoethoxylat (µg/L)	NQ	0.00032488	0.00027276	0.00027730	0.00034422	0.00046700	0.00023439
	MQ	0.00004199	0.00003525	0.00003584	0.00004449	0.00006035	0.00003029
Nonylphenoldiethoxylat (µg/L)	NQ	0.00031162	0.00026190	0.00026588	0.00033020	0.00044750	0.00022482
	MQ	0.00004027	0.00003385	0.00003436	0.00004267	0.00005784	0.00002906
Octylphenole (µg/L)	NQ	0.00008571	0.00007165	0.00007328	0.00009078	0.00012371	0.00006184
	MQ	0.00001108	0.00000926	0.00000947	0.00001173	0.00001599	0.00000799
Bisphenol-A (µg/L)	NQ	0.00016945	0.00014182	0.00014481	0.00017950	0.00024431	0.00012226
	MQ	0.00002190	0.00001833	0.00001872	0.00002320	0.00003157	0.00001580
Tributylzinn (µg/L)	NQ	0.00000017	0.00000014	0.00000014	0.00000018	0.00000024	0.00000012
	MQ	0.00000002	0.00000002	0.00000002	0.00000002	0.00000003	0.00000002
Dibutylzinn (µg/L)	NQ	0.00000146	0.00000123	0.00000125	0.00000155	0.00000210	0.00000106
	MQ	0.00000019	0.00000016	0.00000016	0.00000020	0.00000027	0.00000014
PFOS (µg/L)	NQ	0.00000140	0.00000117	0.00000120	0.00000149	0.00000202	0.00000101
	MQ	0.00000018	0.00000015	0.00000015	0.00000019	0.00000026	0.00000013
PFOA (µg/L)	NQ	0.00000434	0.00000363	0.00000371	0.00000459	0.00000626	0.00000313
	MQ	0.00000056	0.00000047	0.00000048	0.00000059	0.00000081	0.00000040
Östron (µg/L)	NQ	0.00000777	0.00000651	0.00000664	0.00000824	0.00001120	0.00000561
	MQ	0.00000100	0.00000084	0.00000086	0.00000106	0.00000145	0.00000072
Östriol (µg/L)	NQ	0.00001680	0.00001404	0.00001437	0.00001780	0.00002427	0.00001212
	MQ	0.00000217	0.00000181	0.00000186	0.00000230	0.00000314	0.00000157
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) (µg/L)	NQ	0.00043242	0.00036325	0.00036902	0.00045818	0.00062125	0.00031197
	MQ	0.00005589	0.00004695	0.00004769	0.00005922	0.00008029	0.00004032
Diisooctylphthalat (µg/L)	NQ	0.00015167	0.00012690	0.00012963	0.00016066	0.00021874	0.00010943
	MQ	0.00001960	0.00001640	0.00001675	0.00002076	0.00002827	0.00001414
Diisononylphthalat (µg/L)	NQ	0.00101858	0.00085625	0.00086901	0.00107933	0.00146245	0.00073485
	MQ	0.00013164	0.00011066	0.00011231	0.00013949	0.00018901	0.00009497
Benzo(a)anthracen (µg/L)	NQ	0.00000092	0.00000077	0.00000078	0.00000097	0.00000132	0.00000066
	MQ	0.00000012	0.00000010	0.00000010	0.00000013	0.00000017	0.00000009
Benzo(g,h,i)perylene (µg/L)	NQ	0.00000104	0.00000087	0.00000089	0.00000110	0.00000150	0.00000075
	MQ	0.00000013	0.00000011	0.00000011	0.00000014	0.00000019	0.00000010
Indeno(1,2,3-c,d)pyren (µg/L)	NQ	0.00000081	0.00000068	0.00000070	0.00000086	0.00000117	0.00000059
	MQ	0.00000011	0.00000009	0.00000009	0.00000011	0.00000015	0.00000008
Phenanthren (µg/L)	NQ	0.00001291	0.00001084	0.00001102	0.00001368	0.00001856	0.00000932
	MQ	0.00000167	0.00000140	0.00000142	0.00000177	0.00000240	0.00000120
Diuron (µg/L)	NQ	0.00009054	0.00007563	0.00007744	0.00009590	0.00013079	0.00006533
	MQ	0.00001170	0.00000977	0.00001001	0.00001239	0.00001690	0.00000844
Terbutylazine-2-hydroxy (µg/L)	NQ	0.00005529	0.00004643	0.00004719	0.00005858	0.00007945	0.00003989
	MQ	0.00000715	0.00000600	0.00000610	0.00000757	0.00001027	0.00000516

		2001	2002	2003	2004	2005	2006
Cadmium (µg/L)	NQ	0.00002385	0.00005428	0.00003825	0.00004151	0.00006052	0.00003926
	MQ	0.00000308	0.00000702	0.00000494	0.00000536	0.00000782	0.00000507
Kupfer (µg/L)	NQ	0.00565384	0.01288453	0.00909272	0.00983863	0.01437556	0.00931612
	MQ	0.00073070	0.00166519	0.00117514	0.00127154	0.00185789	0.00120401
Nickel (µg/L)	NQ	0.00116132	0.00264748	0.00186916	0.00202068	0.00295445	0.00191399
	MQ	0.00015009	0.00034216	0.00024157	0.00026115	0.00038183	0.00024736
Zink (µg/L)	NQ	0.05973246	0.13596195	0.09580831	0.10398287	0.15159067	0.09835283
	MQ	0.00771979	0.01757164	0.01238221	0.01343869	0.01959149	0.01271106
Quecksilber (µg/L)	NQ	0.00000712	0.00001620	0.00001142	0.00001239	0.00001806	0.00001172
	MQ	0.00000092	0.00000209	0.00000148	0.00000160	0.00000233	0.00000151
Nonylphenole (µg/L)	NQ	0.00009729	0.00022159	0.00015627	0.00016933	0.00024715	0.00016025
	MQ	0.00001257	0.00002864	0.00002020	0.00002188	0.00003194	0.00002071
Nonylphenolmonoethoxylat (µg/L)	NQ	0.00017916	0.00040795	0.00028760	0.00031184	0.00045494	0.00029506
	MQ	0.00002315	0.00005272	0.00003717	0.00004030	0.00005880	0.00003813
Nonylphenoldiethoxylat (µg/L)	NQ	0.00017191	0.00039120	0.00027558	0.00029929	0.00043610	0.00028301
	MQ	0.00002222	0.00005056	0.00003562	0.00003868	0.00005636	0.00003658
Octylphenole (µg/L)	NQ	0.00004719	0.00010774	0.00007621	0.00008208	0.00012034	0.00007785
	MQ	0.00000610	0.00001392	0.00000985	0.00001061	0.00001555	0.00001006
Bisphenol-A (µg/L)	NQ	0.00009334	0.00021295	0.00015049	0.00016237	0.00023775	0.00015391
	MQ	0.00001206	0.00002752	0.00001945	0.00002098	0.00003073	0.00001989
Tributylzinn (µg/L)	NQ	0.00000009	0.00000021	0.00000015	0.00000016	0.00000023	0.00000015
	MQ	0.00000001	0.00000003	0.00000002	0.00000002	0.00000003	0.00000002
Dibutylzinn (µg/L)	NQ	0.00000081	0.00000184	0.00000129	0.00000141	0.00000205	0.00000133
	MQ	0.00000010	0.00000024	0.00000017	0.00000018	0.00000026	0.00000017
PFOS (µg/L)	NQ	0.00000077	0.00000176	0.00000125	0.00000134	0.00000197	0.00000127
	MQ	0.00000010	0.00000023	0.00000016	0.00000017	0.00000025	0.00000016
PFOA (µg/L)	NQ	0.00000239	0.00000545	0.00000386	0.00000415	0.00000609	0.00000394
	MQ	0.00000031	0.00000070	0.00000050	0.00000054	0.00000079	0.00000051
Östron (µg/L)	NQ	0.00000428	0.00000977	0.00000690	0.00000745	0.00001090	0.00000706
	MQ	0.00000055	0.00000126	0.00000089	0.00000096	0.00000141	0.00000091
Östriol (µg/L)	NQ	0.00000925	0.00002113	0.00001495	0.00001608	0.00002360	0.00001526
	MQ	0.00000120	0.00000273	0.00000193	0.00000208	0.00000305	0.00000197
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) (µg/L)	NQ	0.00023851	0.00054291	0.00038258	0.00041520	0.00060532	0.00039273
	MQ	0.00003082	0.00007017	0.00004944	0.00005366	0.00007823	0.00005076
Diisooctylphthalat (µg/L)	NQ	0.00008354	0.00019062	0.00013474	0.00014531	0.00021284	0.00013776
	MQ	0.00001080	0.00002464	0.00001741	0.00001878	0.00002751	0.00001780
Diisononylphthalat (µg/L)	NQ	0.00056196	0.00127863	0.00090058	0.00097839	0.00142528	0.00092508
	MQ	0.00007263	0.00016525	0.00011639	0.00012645	0.00018420	0.00011956
Benzo(a)anthracen (µg/L)	NQ	0.00000051	0.00000115	0.00000081	0.00000088	0.00000128	0.00000083
	MQ	0.00000007	0.00000015	0.00000010	0.00000011	0.00000017	0.00000011
Benzo(g,h,i)perylene (µg/L)	NQ	0.00000057	0.00000130	0.00000092	0.00000099	0.00000146	0.00000094
	MQ	0.00000007	0.00000017	0.00000012	0.00000013	0.00000019	0.00000012
Indeno(1,2,3-c,d)pyren (µg/L)	NQ	0.00000045	0.00000102	0.00000072	0.00000078	0.00000114	0.00000074
	MQ	0.00000006	0.00000013	0.00000009	0.00000010	0.00000015	0.00000010
Phenanthren (µg/L)	NQ	0.00000712	0.00001622	0.00001143	0.00001239	0.00001808	0.00001173
	MQ	0.00000092	0.00000210	0.00000148	0.00000160	0.00000234	0.00000152
Diuron (µg/L)	NQ	0.00004984	0.00011384	0.00008057	0.00008666	0.00012719	0.00008224
	MQ	0.00000644	0.00001471	0.00001041	0.00001120	0.00001644	0.00001063
Terbutylazine-2-hydroxy (µg/L)	NQ	0.00003049	0.00006942	0.00004893	0.00005308	0.00007741	0.00005021
	MQ	0.00000394	0.00000897	0.00000632	0.00000686	0.00001000	0.00000649