

SCHRIFTENREIHE ZUR
WASSERWIRTSCHAFT



Band 75

Aqua Urbanica 2017

Urbanes Niederschlagswassermanagement
im Spannungsfeld zwischen zentralen und
dezentralen Maßnahmen

D-A-CH Gemeinschaftstagung
Graz, 03.-04. Juli 2017

**SCHRIFTENREIHE ZUR
WASSERWIRTSCHAFT
TECHNISCHE UNIVERSITÄT GRAZ**

Aqua Urbanica 2017

**Urbanes Niederschlagswassermanagement im
Spannungsfeld zwischen zentralen und
dezentralen Maßnahmen**

**D-A-CH Gemeinschaftstagung
Graz, 03.-04. Juli 2017**

Der vorliegende Tagungsband beinhaltet die Beiträge der D-A-CH Veranstaltungsreihe Aqua Urbanica, welche gemeinsam mit dem ÖWAV vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau vom 03.-04. Juli 2017 an der Technischen Universität Graz veranstaltet wurde. Der Inhalt der Beiträge unterliegt der Eigenverantwortung der Autorinnen und Autoren.

Redaktionelle Bearbeitung:

Dipl.-Ing. Gerald KREBS, D.Sc. und Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günter GRUBER



Herausgeber:

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dirk MUSCHALLA und
Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günter GRUBER

Technische Universität Graz, Stremayrgasse 10, 8010 Graz
Tel. +43(0)316 / 873-8371, Fax +43(0)316 / 873-8376
Email: office.sww@tugraz.at, Internet: www.sww.tugraz.at

In Zusammenarbeit mit dem
Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
Marc-Aurel-Straße 5, 1010 Wien
und
dem Scientific Board der Aqua Urbanica
www.aqua-urbanica.org

Verlag der Technischen Universität Graz www.ub.tugraz.at/Verlag

ISBN Print: 978-3-85125-534-8
ISBN E-Book: 978-3-85125-535-5
DOI: 10.3217/978-3-85125-534-8



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.de>

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://www.dnb.de> abrufbar.

Printed by TU Graz / Printservice

Vorwort

Nach den zum Teil sehr kontrovers geführten Diskussionen rund um den Bau des Zentralen Speicherkanals in Graz als zukünftiges „Rückgrat“ der Grazer Mischwasserbewirtschaftung haben wir für die Aqua Urbanica 2017 ganz bewusst das Leitthema "URBANES NIEDERSCHLAGS-WASSERMANAGEMENT im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen“ gewählt.

Zur Sicherstellung des durch die EN 752 europaweit vorgegebenen Entwässerungskomforts im urbanen Raum wird ein leistungsfähiges hydraulisches Grundsystem benötigt, das in den zentral-europäischen Städten zumeist über mehrere Generationen geschaffen wurde und welches es zu erhalten, erforderlichenfalls zu erweitern und zu optimieren gilt. Diese Systeme müssen adaptierbar sein, um auf zukünftige Herausforderungen wie den demografischer Wandel und den Klimawandel reagieren zu können.

Neben dem Entwässerungskomfort gilt es im Regenwetterfall die Oberflächengewässer und den Grundwasserkörper als Naturraum und wichtige Trinkwasserressource vor Schmutzstoffeinträgen bestmöglich zu schützen und nach Möglichkeit nur noch nicht behandlungsbedürftiges oder entsprechend vorgereinigtes Wasser einzuleiten bzw. zur Versickerung zu bringen. Dafür müssen neben der klassischen Ableitung und Reinigung der Abwässer auf Kläranlagen zunehmend auch möglichst naturnahe und intelligente dezentrale Maßnahmen Berücksichtigung finden. Unserer Meinung nach geht es dabei nicht um eine Entweder-Oder-Entscheidung, sondern vielfach um eine sinnvolle Kombination beider Möglichkeiten. Voraussetzung dafür ist allerdings die Auswahl betriebssicherer, leistungsfähiger und überwachbarer Systeme, die einen bedarfsorientierten Betrieb, Systemanpassungen und -optimierungen sowie auch systematische Erfolgskontrollen ermöglichen.

Die sich daraus ergebenden Möglichkeiten und das damit einhergehende Spannungsfeld soll als kommunale Gemeinschaftsaufgabe und -herausforderung im Rahmen der Aqua Urbanica 2017 in Graz möglichst breit betrachtet und diskutiert werden.

Graz, im Juli 2017

Dirk MUSCHALLA und Günter GRUBER
Für das Scientific Board der Aqua Urbanica

Inhaltsverzeichnis

H. Hoppe	A
Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen	
M. Riechel, A. Matzinger, M. Pallasch, B. Heinzmann, K. Joswig und P. Rouault	B
Gewässerschutz durch kombinierte dezentrale und zentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung - Modellstudie am Beispiel Berlins	
J. Rieckermann, G. Gruber und H. Hoppe	C
Zukunftsfähige Systeme zur Regenwasserbehandlung brauchen datenbasierte Betriebs-, Planungs-, und Vollzugskonzepte	
F. Blumensaat, C. Ebi, S. Dicht, A. Hunziker, J. Rieckermann und M. Maurer	D
Langzeitüberwachung der Raum-Zeit-Dynamik in Entwässerungssystemen mittels Niedrigenergiefunk – ein Feldexperiment im Großmaßstab	
A. Koller, C. Ebi und C. Ort	E
„Sewer-Ball“ – Die räumlich-zeitliche Verteilung von Abwasserparametern in Kanälen erfassen	
D. Leutnant, M. Henrichs und M. Uhl	F
Machine Learning und Messdaten - Parameterfreie Detektion von Trockenwettertagen und Fremdwasseranalyse	
M. Burkhardt und S. Schmidt	G
Herausforderungen für Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser	

S. Baron, T.C. Dilly und T.G. Schmitt	H
Dezentrale Abwasserentsorgungskonzepte als Alternative für den ländlichen Raum	
L. Fuchs	I
Regenwasserbewirtschaftung in China am Beispiel der Stadt Changde	
T. Lehmann	J
Überflutungsschutz für Wien – zentrale und dezentrale Maßnahmen zum Umgang mit Regenwasser	
M. Kleidorfer, F. Tscheikner-Gratl und W. Rauch	K
Was können wir aus einem 500-jährlichen Ereignis lernen?	
V. Gamerith, B.J. Sackl und T. Scaria	L
2d-hydraulische Modellierung von Hangwassereinzugsgebieten im stadtnahen Bereich	
W. Pirkner und K. Beutle	M
Der Zentrale Speicherkanal als Rückgrat der Grazer Mischwasserbewirtschaftung	
T. Hofer, G. Gruber und D. Muschalla	N
Quantifizierung der Schmutzfrachtdynamik des Zentralen Speicherkanals ZSK bei Mischwasserereignissen im Zulauf zur Kläranlage Graz	
J.P. Nickel, M. Kemper, R. Eyckmanns-Wolters und S. Fuchs	O
Schadstoffemissionen aus Mischwasserentlastungen in Bayern	
G. Krebs, T. Kokkonen und H. Koivusalo	P
Urbane hydrologische Modellierung - vom kleinen zum großen Maßstab	

S. Schlauß und M. Grottker	Q
Gekoppelte hydrodynamische 1D-2D-Analyse urbaner Sturzfluten und möglicher Maßnahmen mittels Regenspendenspektren	
H. Sommer, L. Hausner, D. Gößner und T. Klinger	R
Hydrologische Modellierung von Gründächern	
T. Vonach, F. Tscheikner-Gratl, W. Rauch und M. Kleidorfer	S
Messstellenauswahl für die Kalibrierung hydrodynamischer Modelle am Fallbeispiel Telfs	
H. Knerr, O. Gretzschel, T.G. Schmitt, H. Steinmetz, Y. Taudien und G. Kolisch	T
Reduzierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in Gewässer aus Abwassersystemen - Stoffflussmodellierung verschiedener Maßnahmen	
B. Helmreich, M. Huber, L-M. Rempe und J.E. Drewes	U
Entwicklung einer zweistufigen Behandlungsanlage für Verkehrs- flächenabflüsse unter Berücksichtigung urbaner und kommunaler Anforderungen	
P. Baum und U. Dittmer	V
Feststoffaufkommen und Schadstoffbeladung von Partikeln im Regenabfluss eines Gewerbegebiets in Freiburg (Süddeutschland)	
S. Faltermaier, S. Krause und F.W. Günthert	W
Einfluss von Streusalz auf die Flockung partikulärer Stoffe in Regenbecken an Autobahnen	
ANHANG	I – VI

Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen

Holger Hoppe

Dr. Pecher AG, Klinkerweg 5, D-40699 Erkrath

Kurzfassung: Maßnahmen zum Niederschlagswassermanagement im urbanen Raum sind historisch durch zentrale Anlagen geprägt. Dies gilt für die Ableitung und Speicherung des Niederschlagswassers in unterirdischen Bauwerken genauso wie für die Behandlung in zentralen Regenbecken. Ausgelöst u. a. durch zunehmende Starkregen und die Notwendigkeit, auch behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser zu reinigen, hat in vielen Ländern ein Umdenken eingesetzt. Dezentrale Maßnahmen zur Ableitung und Behandlung von Niederschlagswasser gewinnen an Bedeutung. Flexiblere Anpassung an lokale und sich wandelnde Randbedingungen, geringere Investitionskosten, Synergien im Themenfeld Klimaanpassung gehören zu den oft genannten Vorteilen, die den dezentralen Anlagen zugesprochen werden. Kritisch betrachtet werden jedoch eine zunehmende Zahl von Betriebspunkten, die Zuverlässigkeit der Anlagen im Langzeitbetrieb und die damit verbundenen Betriebskosten. Um dieses Spannungsfeld zu lösen, werden zukunftsfähige Systeme aus einer Kombination von zentralen und dezentralen Anlagen bestehen müssen. Die Stärken der beiden Systemansätze lassen sich somit nutzen. Voraussetzung dafür ist allerdings eine Auswahl betriebs sicherer, leistungsfähiger und überwachbarer Systeme, die einen bedarfsorientierten Betrieb, Systemanpassungen und -optimierungen sowie systematische Erfolgskontrollen ermöglichen.

Keywords: Niederschlagswasser, Behandlung, zentrale und dezentrale Maßnahmen, Starkregen, Kosten, Betrieb, Messdaten

1 Motivation und Ausgangssituation

Die Abwasserbehandlung und das Niederschlagswassermanagement haben die Qualität der Gewässer im D-A-CH-Raum in den letzten 30 Jahren deutlich verbessert. Die zentrale Entsorgung des Schmutz- und Niederschlagswassers über Kanalnetze, Regenbecken und Kläranlagen stellt einen guten Entwässerungskomfort für Bemessungsregen sicher und garantiert einwandfreie hygienische Verhältnisse in unseren besiedelten Bereichen. Damit bildet die Siedlungsentwässerung einen Grundpfeiler unseres Wohlstands.

Dennoch werden die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der Gewässerqualität nur an wenigen Gewässern erreicht (Hartwein, 2017). In Nordrhein-Westfalen sind trotz eines sehr hohen Ausbaugrades der Abwasserentsorgung derzeit weniger als 10 Prozent der Oberflächengewässer in einem ökologisch guten Zustand. Umweltqualitätsziele werden vielfach nicht eingehalten. Für bestimmte Stoffgruppen, z. B. Biozide, gehören Einträge von Niederschlagswasser aus der Misch- und Trennkanalisation mit zu den wesentlichen Eintragspfaden (s. a. MKULNV NRW, 2015).

Neben den genannten stofflichen Aspekten haben Starkregen der jüngsten Vergangenheit gezeigt, dass bei einer zukünftigen Anpassung der Entwässerungssysteme eine konsequente Auslegung der Anforderungen der DIN EN 752:2008 hinsichtlich der Überflutungsvorsorge dringend angezeigt ist, um entsprechende technische und organisatorische Maßnahmen planen und umsetzen zu können.

Stadtgebietsweite Darstellungen der Überflutungsgefährdung als Kommunikationsdrehscheibe stellen eine wichtige Grundlage fachübergreifender Planungen zur Überflutungsvorsorge und Klimaanpassung im Sinne einer „Kommunalen Gemeinschaftsaufgabe“ dar (SUBV, 2015; DWA, 2016a; Jeskulke et al., 2017).

In Deutschland greifen aktuelle Regelwerksentwicklungen sowohl im Bereich der Niederschlagswasserableitung mit dem DWA-M 119 (DWA, 2016a) als auch der -behandlung mit dem DWA-A 102 (DWA, 2016b) diese Themen auf.

Planer und Betreiber stehen vor der Herausforderung, u. a. nachfolgende Randbedingungen und Erfordernisse beachten zu müssen:

- Anpassungen an die Folgen des Klimawandels
- Konsequenzen aus den demographischen Veränderungen
- Umgang mit Spurenstoffen/Mikroplastik
- Entwicklung neuer Betriebsmodelle für dezentrale Anlagen
- Begrenzte finanzielle und personelle Ressourcen
- Monitoring und Erfolgskontrollen

Viele der Aufgaben erfordern dabei eine ressort- und fachübergreifende Zusammenarbeit, wenn sie effizient gelöst werden sollen (Deister, 2016).

Um diesen Herausforderungen zu begegnen, sind unsere vorhandenen Systeme konzeptionell und baulich weiterzuentwickeln. Flexible, intelligente, steuerbare (dezentrale, aber auch zentrale) Systeme lassen sich dabei an sich wandelnde Randbedingungen besser anpassen.

Technische Weiterentwicklungen und Ergebnisse aus Forschungsarbeiten eröffnen neue Möglichkeiten. Hierzu gehören:

- Aufeinander abgestimmte Kombinationen weiterentwickelter zentraler und neuerer dezentraler Maßnahmen zur Behandlung von Niederschlagswasser und zur Überflutungsvorsorge
- Neue Modelltechniken als Planungsgrundlage
- Erkenntnisse zur Schmutzfrachtdynamik und Modellierung klassischer und neuer Parameter
- Innovative Sensortechniken zur Überwachung und Steuerung
- Datenbasierte Planungs- und Betriebskonzepte auf Grundlage hochaufgelöster Messdaten
- Ressortübergreifende Planungs- und Finanzierungsmodelle

Viele der oben genannten Aspekte werden im Rahmen der AQUA URBANICA 2017 (TU Graz, 2017) vorgestellt und diskutiert, um Lösungswege zu einem innovativen Niederschlagswassermanagement im urbanen Raum zu entwickeln. Der vorliegende Aufsatz zeigt hierzu einleitend das Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Systemen zur Ableitung und Behandlung von Niederschlagswasser auf.

2 Zentrale und dezentrale Anlagen

2.1 Systemverständnis: Raum- und Akteursbezug

Der Ansatz, dezentrale Anlagen zum Niederschlagswassermanagement einzusetzen, ist nicht grundsätzlich neu. Versickerungsanlagen und Kleinkläranlagen werden seit Jahrzehnten gebaut. Systeme zur Regenwassernutzung sind bekannt. Dem Rückhalt des Niederschlagswassers in der Fläche und der ortsnahen Versickerung werden in der Gesetzgebung Vorrang eingeräumt. Gleiches gilt z. B. in Nordrhein-Westfalen (NRW) auch für die Behandlung von Niederschlagswasser (MUNLV NRW, 2004). Zeitgleich werfen aktuelle Betrachtungen der Eintragspfade von Spurenstoffen neue Fragestellungen und Anforderungen an die Rückhalteleistung auf (z. B. Lange et al., 2017).

Mit der zukünftig in Deutschland auch im DWA-A 102 vorgegebenen Zielvorgabe „Erhalt des lokalen Wasserhaushalts“ gewinnen dezentrale Systeme weiter an Bedeutung.

Zudem erleben Konzepte zur „wassersensiblen Stadtgestaltung“ (water sensitive urban design (WSUD); low-impact development (LID); sustainable drainage system (SUDS)) insbesondere in den letzten Jahren international einen enormen Schub. Einen Treiber dieser Entwicklungen stellen die zunehmend wahrgenommenen Starkregenereignisse der letzten Jahre dar.

Die Begriffe „dezentral“, „semizentral“ und „zentral“ werden dabei nicht immer einheitlich verwendet.

Im Trennerlass NRW (MUNLV, 2004) werden die Begriffe in Bezug auf die Behandlung ohne Akteursbezug z. B. wie folgt vorgegeben:

- Bei der dezentralen Behandlung erfolgt die Reinigung des Niederschlagswassers direkt am Ort des Niederschlagsanfalls und der Abfluss von verschmutztem Niederschlagswasser wird verhindert oder minimiert.

- Bei der semizentralen Behandlung erfolgt die Reinigung des verschmutzten Niederschlagswassers innerhalb des Kanalnetzes (vor der Vermischung mit unbelastetem Niederschlagswasser).
- Bei der zentralen Behandlung erfolgt eine Reinigung des verschmutzten gesammelt abgeleiteten Niederschlagswassers vor der Einleitung in ein Gewässer.

Eine Systemübersicht dezentraler Systeme zur Niederschlagswasserbehandlung findet sich u. a. in Huber et al. (2015) und LANUV NRW (2017).

Im Regelwerk der DWA findet eine systematische Unterscheidung in Bezug auf die Behandlung erst seit Kurzem statt (DWA-A 102; DWA-A 166). Hinweise zu dezentralen Anlagen werden zukünftig im DWA-M 179 „Empfehlungen für Planung und Betrieb von dezentralen Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung“ erstmalig ergänzt (DWA-AG ES-3.7, 2017).

Konzepte zur Überflutungsvorsorge basieren in der Regel auf einer Mischung aus zentralen und dezentralen Maßnahmen, zu denen nach DWA-M 550 (DWA, 2015) z. B. folgende Maßnahmen zählen:

- Entsiegelung und Versickerung
- Durchlässig befestigte Oberflächen
- Dachbegrünung
- Regenwassernutzung

Die Maßnahmen können je nach Randbedingungen einen mehr oder weniger starken Beitrag zum Erhalt des lokalen Wasserhaushalts leisten und sind häufig integraler Bestandteil von Klimaanpassungskonzepten (Düsseldorf, 2017). Hinsichtlich der Überflutungsvorsorge ist die Retentionswirkung jedoch auf die Bemessungsregen begrenzt (vergl. u. a. DWA-M 550) und ein geordnetes Versagen der Anlagen ist stets sicherzustellen.

Eine Prüfung des Einsatzes dezentraler Anlagen bei Neuerschließungen oder Flächenkonversionen erfolgt inzwischen vielfach. Die Maßnahmen können einen wichtigen Beitrag zur erforderlichen Anpassung der Städte

an zukünftige Wachstums-, aber auch Schrumpfungsprozesse darstellen (Messner, 2017). Geyster et al. (2013) weisen auf die technischen und institutionellen Herausforderungen einer „Neuorientierung“ des Niederschlagswassermanagements im Bestand hin (Abkopplungstendenzen; Gebührengestaltung; Anschluss- und Benutzungszwang; Refinanzierung; Steuerbarkeit).

Neben der räumlichen Ebene spielt auch die Betrachtung der Akteurs-ebene eine wichtige Rolle bei der Entscheidung für eine zukünftige Strategie zum Niederschlagswassermanagement. Das gilt nicht nur für die Finanzierung. Es müssen auch gute organisatorische Strukturen vorhanden sein, um langfristig den Betrieb der Anlagen sicherzustellen. Es gilt die Vorteile dezentraler und zentraler System geschickt zu kombinieren (Abbildung 1).

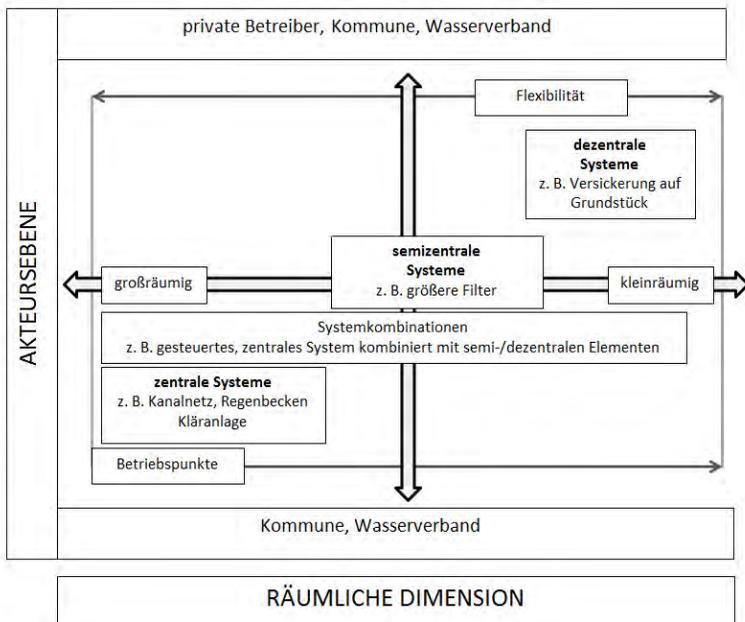


Abbildung 1: Spannungsfeld zentraler und dezentraler Maßnahmen zum Niederschlagswassermanagement im urbanen Raum (geändert nach Geyster et al., 2013)

2.2 Erfahrungen aus der Planung und dem Betrieb zentraler Behandlungsanlagen

Es bestehen starke Tendenzen, das Niederschlagswassermanagement zukünftig vermehrt auf der Basis dezentraler Strukturen umzusetzen. Daher sollte im Vorfeld eine kritische Auseinandersetzung mit den bisherigen Erfahrungen aus Planung und Betrieb zentraler Maßnahmen erfolgen (s. Abschnitt 2.3).

Zu den dezentralen Anlagen zur Regenwasserbehandlung fehlen aktuell belastbare Langzeiterfahrungen zum Betrieb. Datenbasierte Planungen und ein bedarfsorientierter Betrieb sind daher noch nicht möglich. Dies gilt insbesondere für neuere Systeme zur Regenwasserbehandlung, die im Alltagsbetrieb i. d. R. nicht überwacht werden (Hoppe, 2015). Auch an Versickerungsanlagen finden systematische Erfolgskontrollen bisher nur sporadisch mit unterschiedlichen Ergebnissen statt (Londong, 2011; Kluge et al., 2016). Das ÖWAV-Regelblatt 45 (ÖWAV, 2015) fordert hinsichtlich Betrieb, Kontrolle, Wartung und Überprüfung von Entwässerungsanlagen und -systemen zukünftig entsprechende Untersuchungen und deren Dokumentation.

Obwohl die Selbstüberwachungs- und Eigenkontrollverordnungen einiger Bundesländer in Deutschland einen positiven Effekt auf die Leistungsfähigkeit und das Management der Systeme haben (Rieckermann et al., 2017), fehlen Hinweise zu dezentralen Anlagen bisher gänzlich und müssten dringend ergänzt werden. In NRW wird in einem ersten Schritt auch für dezentrale Anlagen zur Regenwasserbehandlung, die einen Überlauf besitzen, eine Alarm- und Meldeeinrichtung gefordert (MKULNV NRW, 2012). Im Vollzug fehlt hier bisher jedoch eine konsequente Umsetzung. Dies zeigt, dass organisatorische Aspekte mindestens so wichtig sind wie technische Lösungen.

Die Notwendigkeit, den Betrieb von allen Anlagentypen zu überwachen, zeigen u. a. die Auswertungen der durchgeführten Wasserstandsmessungen an zentralen Regenbecken in NRW und die Ergebnisse durchgeführter Drosselprüfungen. Messungen sind in NRW an vielen Regenbecken gemäß den Vorgaben installiert, werden jedoch nicht (immer) zeitnah ausgewertet. Die Datenqualität ist daher z. T. mangelhaft

und ermöglicht weder einen bedarfsorientierten Betrieb noch regionale Steuerungen von weitergehenden Maßnahmen zur Zielerreichung der Vorgaben der EU-WRRRL. Die Durchfallquoten im Rahmen der Prüfungen der Drosselorgane schwanken je nach Typ zwischen 30 % bis 50 %. Die Ergebnisse von Rieckermann et al. (2017) deuten auch darauf hin, dass die Systeme besser betrieben werden, wenn Messdaten erhoben und ausgewertet werden. Datenbasierte Planungen sind zudem mit geringen Unsicherheiten behaftet.

Auch ein zentrales Messdatenmanagement (DWA, 2014) führen viele Betreiber noch nicht durch. Dieses bildet jedoch die Grundlage für zukünftig angestrebte Flexibilisierungen zentraler Systeme, z. B. durch Steuerungen. Ohne zeitnahe Prüfung und Auswertung sind die Messdaten wertlos.

Im Pilotprojekt Regen::4.0 werden derzeit Vorgaben für eine einheitliche Auswertung von Messungen an Regenbecken und Möglichkeiten der Integration in das landesweite GIS-System ELWAS-WEB (www.elwasweb.nrw.de) erarbeitet (Hoppe et. al., 2017).

Auswertungen der letzten Jahre zu Rückhalteleistungen von z. T. deutlich unter 50 % an Regenklärbecken zeigen insbesondere hinsichtlich der Feinpartikel ein ernüchterndes Bild. Aktuelle Empfehlungen sehen daher deutlich reduzierte Beschickungen der Anlagen vor (DWA-A 102). Hier sind entsprechende Nachrüstungen auch im Bestand zukünftig zu prüfen. Umso wichtiger ist es, dass bei der Planung dezentraler Anlagen die dauerhafte Wirkung mit betrachtet wird.

2.3 Wassersensible Stadtentwicklung und dezentrale Überflutungsvorsorge – Chancen und Hemmnisse

Zahlreiche Fachveröffentlichungen, Forschungsarbeiten und inzwischen auch die Klimaanpassungskonzepte vieler Städte (z. B. Düsseldorf und Bremen/Bremerhaven) stellen die Vorteile der Maßnahmen zur Überflutungsvorsorge und den Erhalt des lokalen Wasserhaushalts heraus (u. a. Deister et al., 2016; SUBV, 2015; Zischg et al., 2017). Vielfach ergeben sich Synergien zur Anpassung an den Klimawandel, z. B. durch Dämpfung des Hitzeinsel-Effekts. Einzelmaßnahmen, aber auch stadtgebiets-

weite Konzepte, z. B. in Lyon (Abbildung 2), Rotterdam und Kopenhagen, zeigen die Vorteile und Möglichkeiten auf, verschiedene Nutzungen zu kombinieren.



Abbildung 2: Freizeitgestaltung und Aufenthaltsfunktionen kombiniert mit Funktionen des Niederschlagswassermanagements in Lyon

Dennoch bestehen in der flächenhaften Umsetzung noch zahlreiche Hemmnisse, die wiederum oft politischen und organisatorischen Charakter haben. In NRW erfolgte 2016 mit der Novellierung des Landeswassergesetzes zumindest eine erste Klarstellung zur Finanzierung der Maßnahmen zur Überflutungsvorsorge aus Mitteln der Entwässerungsgebühren.

In vielen Städten fehlen bisher stadtgebietsweite Analysen, z. B. in Form von urbanen Gefahrenkarten (DWA-M 119), die eine Priorisierung von Maßnahmen ermöglichen. Städte wie Bremen, Hamm, Köln und Gelsenkirchen haben hier in den letzten Jahren auf der Grundlage dieser Analysen „Sensibilisierungskarten“ entwickelt, um das Thema mit anderen Fachdisziplinen zu diskutieren. Die Informationen stehen inzwischen z. T. auch der Öffentlichkeit zur Verfügung (StEB Köln, 2017).

Diskutiert werden auch die Sicherstellung eines dauerhaften Betriebs und die Übernahme der dabei entstehenden Kosten. Beispiele aus aktuellen Projekten sind z. B.:

- Kosten für die Pflege von Grünstreifen zur Versickerung und Ableitung von extremen Regen
- Zusätzliche Kosten für durchlässige Flächenbeläge und der Pflege/Reinigung im Betrieb im Vergleich zu konventionellen Flächenbelägen
- Reinigung von Frei- oder Grünflächen nach gezieltem Einstau

- Verkehrssicherung der Anlagen

Die Wirkung von dezentralen Maßnahmen (z. B. Versickerungsanlagen oder Gründächer) ist bei extremen Regen, die über die Bemessung deutlich hinausgehen (z. B. $T > 10$ a), naturgemäß beschränkt. Wichtig ist, dass ein geordnetes Versagen eingeplant ist und entsprechende ergänzende Systeme bereitgehalten werden (Objektschutz, Notwasserwege o. vergl.). Entsprechende Modellbetrachtungen und Analysen beobachteter Starkregen ermöglichen heute fundierte Planungen.

Wirkungen hinsichtlich des Stadtklimas lassen sich heute ebenfalls modelltechnisch abbilden. Gründächer wirken sich z. B. im unterhalb liegenden Straßenraum nur sehr begrenzt aus, dagegen sind begrünte Fassaden, Beschattungen durch Straßenbäume, bewässerte und schattige Grünflächen sowie die Freihaltung von Frischluftkorridoren ggf. in Verbindung mit der Nutzung als Notwasserweg auch auf Quartiersebene oder darüber hinaus wirksam.

2.4 Konsequenzen für die Zukunft

Weil in Zukunft die Zahl der Betriebspunkte zur Regenwasserbehandlung und Überflutungsvorsorge durch die Priorisierung dezentraler Systeme weiter zunehmen wird, sind gute Betriebs- und Überwachungskonzepte für einen zuverlässigen Betrieb erforderlich. Weiterentwicklungen in der Messtechnik und Datenübertragung lassen erwarten, dass hier Fortschritte möglich sind (Blumensaat et al., 2017; Koller et al., 2017).

Bei der Auswahl der Systeme sind die Wirkungen zentraler und dezentraler Systeme geschickt zu kombinieren. Kostenvergleiche zeigen, dass hier weder zentrale noch dezentrale Systeme grundsätzliche Vorteile bieten, sondern lokale Randbedingungen den Ausschlag für eine Systemkombination bestimmen (Grüning, 2010).

Dabei sind folgende Anforderungen an die Systeme je nach Einsatz kritisch zu prüfen:

- Wirksamkeit (hydraulisch und stofflich)
- Anpassungsmöglichkeiten/Flexibilität

- Nachrüstbarkeit (AFS_{fein}; Mikroschadstoffe/Spurenstoffe)
- Betriebssicherheit (auch bei Starkregen)
- Überwachbarkeit (Erfolgskontrolle und bedarfsorientierter Betrieb)
- Investitions- und Betriebskosten

Persönliche Erfahrungen aus vielen Projekten zeigen, dass die Anforderungen von den Systemen nicht nur auf einem Prüfstand, sondern im Praxisbetrieb eingehalten werden müssen.

Synergien mit anderen Nutzungen (u. a. Freizeit/Aufenthalt, Verkehr und Grünflächen) lassen sich insbesondere bei erfolgreicher fachübergreifender Zusammenarbeit und gemeinsamen Budgets nutzen. Konzepte zur erfolgreichen Zusammenarbeit und integrierte Modellansätze sind u. a. in Deister et al. 2016 und Löwe et al. 2017 beschrieben.

Im Folgenden sind drei Projektbeispiele zusammenfassend beschrieben, die den Stand der Technik und aktuelle Entwicklungen im Bereich zentraler und dezentraler Regenwasserbehandlung aufzeigen.

3 Projektbeispiele: Zentrales und dezentrales Niederschlagswassermanagement

3.1 Qualitätsabhängige Steuerung und dezentrale Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung

Kanalnetzsteuerungen bieten eine flexible und resiliente Möglichkeit, auf veränderliche Rahmenbedingungen – z. B. den demographischen und klimatischen Wandel – des urbanen Entwässerungssystems reagieren zu können. Auch zentrale Systeme erreichen auf diese Weise einen höheren Flexibilisierungsgrad. In einem Teilprojekt des BMBF-Verbundvorhabens SAMUWA wurde die seit zehn Jahren etablierte lokale qualitätsabhängige Steuerung an acht Bauwerken im Trennsystem in Wuppertal analysiert (WSW, 2012; Difu 2017; Fricke et al., 2017). Zur Potenzialanalyse einer Verbundsteuerung wurde des Weiteren auch das einzige Entlastungsbauwerk des zentralen Entlastungssammlers (rd. 50.000 m³) messtechnisch überwacht.

Die Analyse hoch aufgelöster Qualitäts- und Hydraulikdaten bestätigte sowohl die Effektivität der bisherigen lokalen Steuerungsregeln als auch das Potenzial einer Verbundsteuerung. Es konnte gezeigt werden, dass nur eine messtechnische Erfassung der dynamischen Prozesse eine effektive Behandlung sicherstellt. Eine Anpassung der Drosselabflüsse an den einzelnen Bauwerken ermöglicht eine zuverlässige Behandlung stark verschmutzter Abflüsse.

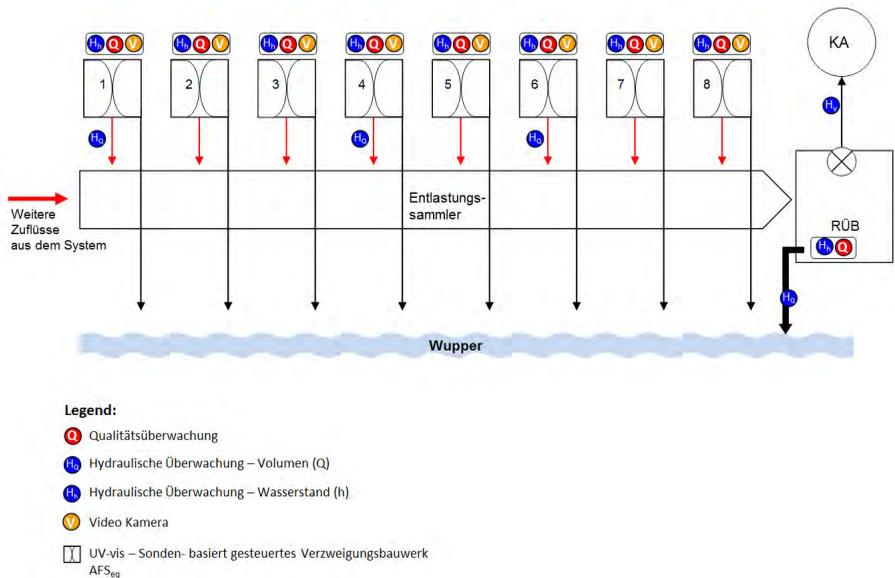


Abbildung 3: Schematische Übersicht des Systems in Wuppertal mit Darstellung der installierten Messtechnik an acht qualitätsabhängig gesteuerte Verzweigungsbauwerke mit Einleitungsmöglichkeit in die Wupper und dem Regenüberlaufbecken Rutenbeck (Fricke et al., 2017)

Durch die Verbundsteuerungsregeln können die Gesamtemissionen reduziert werden, da geringer verschmutzte Zuläufe dem Retentionsraum nicht weiter zugeführt werden. Die neu entwickelten Steuerungsstrategien konnten bereits pilothaft an einem Bauwerk umgesetzt werden.

Aus dem Praxisbeispiel Wuppertal, verknüpft mit Beispielen aus der Literatur, ist innerhalb des Forschungsprojektes SAMUWA ein Leitfaden zur

„Qualitätsabhängigen Kanalnetzsteuerung“ entstanden, der kostenlos im Internet verfügbar ist (www.samuwa.de).

Die Wuppertaler Stadtwerke Energie und Wasser AG kombinieren die beschriebene zentrale qualitätsabhängige gesteuerte Regenwasserbehandlung mit dem Einsatz konventioneller Regenklärbecken sowie semi-/dezentraler Systeme. Hierzu gehört aktuell auch die Weiterentwicklung eines „großtechnischen“ Filterbeckens Niederschlagswasser für rd. 17 ha befestigte behandlungspflichtige Fläche.

Das Projekt SAMUWA wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert (Förderkennzeichen 033W004D).

3.2 Messdatenmanagement – das Projekt Regen::4.0

Messdatenmanagement bildet die Grundlage eines nachhaltigen und bedarfsorientierten Niederschlagswassermanagements.

Die Netzbetreiber in NRW sind laut Selbstüberwachungsverordnung (SüwVO Abw) verpflichtet, die erhobenen Messdaten an Regenbecken auszuwerten und zu dokumentieren. Aktuell fehlen jedoch einheitliche Kriterien zur Erfüllung dieser Pflichtaufgaben sowie durchgängige Prozesse zur übergeordneten, softwaregestützten Datenübernahme und Auswertung sowie Weiterleitung (z. B. an Behörden oder Planer). Die Behörden erhalten daher oftmals uneinheitliche oder fehlerbehaftete Ergebnisdokumentationen.

Übergeordnetes Ziel des Pilotprojektes Regen::4.0 ist es daher, Hinweise zum softwareunterstützten Betriebs- und Messdatenmanagement für die Netzbetreiber zu erarbeiten, um die Anforderungen der SüwVO Abw im Hinblick auf das Berichtswesen erfüllen zu können. Mittelbar soll auf diesem Wege eine verlässliche Datengrundlage zur Niederschlagswasserbehandlung und Maßnahmenplanung zur Verbesserung der Gewässerqualität geschaffen werden. Darüber hinaus erlaubt eine verlässliche Dokumentation des historischen und aktuellen Systemverhaltens auch bessere Planungen, z. B. von dezentralen Maßnahmen im Bereich der Klimawandelanpassung.

Das Pilotprojekt ist ein Gemeinschaftsprojekt, welches von zwei Projektteams in Bielefeld und dem Verbandsgebiet des Erftverbandes bearbeitet wird.

Das Projektteam in Bielefeld beschäftigt sich dabei mit der Installation von Messtechnik an Regenbecken sowie der Prüfung und -korrektur der erhobenen Daten, um auf dieser Basis Hinweise zur Messkonzeption zu erarbeiten, um die Anforderungen der SÜwVO Abw zu erfüllen. Parallel dazu wird ein Messdatenmanagementsystem (MDMS) eingeführt, um die Datenauswertung softwareunterstützt durchzuführen. Die geprüften Daten bilden letztendlich auch eine wichtige Grundlage für eine effiziente und bedarfsorientierte Kanalnetzbewirtschaftung. Wichtige Hinweise aus Regelwerken sowie praktische Erfahrungen zu Möglichkeiten und Grenzen aktueller Messverfahren dienen als Grundlage zur Entwicklung des Messkonzeptes.

Das Projektteam des Erftverbandes beschäftigt sich vorrangig mit der Umsetzung und Standardisierung der Datenauswertung mit Hilfe eines neu einzuführenden MDMS. Es sollen Auswertekriterien und Hinweise zu Art und Umfang der Berichterstattung bereitgestellt werden, die auch eine Auswertung von Betriebsdaten beinhaltet. Ziel ist es, ein einheitliches und belastbares Berichtswesen gemäß den Pflichtvorgaben der SÜwVO Abw auf der Basis vorhandener Softwareprodukte zum Messdatenmanagement zu ermöglichen.

Das Projekt wird vom MKULNV NRW finanziert und dem LANUV NRW sowie den Bezirksregierungen Detmold und Köln begleitet.

3.3 Klimaanpassungsstrategie extreme Regen in Bremen - KLAS

Im Projekt Klimaanpassungsstrategie extreme Regen in Bremen KLAS wird eine umfassende Strategie zur Starkregenvorsorge in Bremen erarbeitet.

Maßnahmen zum Risikomanagement (I), die Umsetzung einer wasser- und klimasensiblen Stadtentwicklung (II) sowie die notwendige Stärkung der Eigenvorsorge der Grundstückseigentümer (III) bilden die drei wesentlichen Bausteine der Strategie. Hierzu werden erste vorliegende

stadtgebietsweite Gefahren- und Risikoanalysen bewertet und weiterentwickelt. Diese bilden u. a. die Grundlage für ein umfassendes Risikomanagement zur Überflutungsvorsorge (Jeskulke et al., 2017). Die Umsetzung erster Pilotvorhaben zur Klimaanpassung und Starkregenvorsorge konnte die Akzeptanz in der Verwaltung und der Öffentlichkeit bereits deutlich erhöhen. Mit der Entwicklung eines „Auskunfts- und Informationssystems Starkregenvorsorge“ – AIS – (Abbildung 4) sollen diese Prozesse unterstützt und verstetigt werden (Koch et al., 2016; SUBV, 2015).

Erfahrungen zur stadtgebietsweiten und detaillierten 1D-2D-Modellierung von Kanalnetz- und Oberflächenabflüssen werden zudem in einem zusammenfassenden Leitfaden beschrieben (HSB, 2017).

Die aktuelle Projektphase wird von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt DBU gefördert (s. auch www.klas-bremen.de).

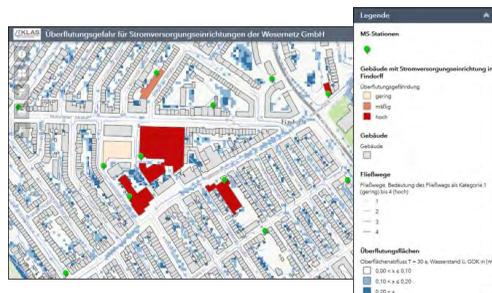


Abbildung 4: Beispielhafte Darstellung des Auskunfts- und Informationssystems AIS Starkregen zur Unterstützung der Risikoanalyse für kritische Infrastrukturen vor Ort (geändert nach Jeskulke et al., 2017)

4 Fazit

Um den zukünftigen Herausforderungen wie Klimawandel und demographischen Veränderungen effizient zu begegnen sowie einen guten Gewässerzustand zu erreichen, bedarf es einer abgestimmten Kombination aus zentralen und dezentralen Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung und -ableitung im urbanen Raum. Diese Anlagen

müssen flexibel, überwachbar, betriebssicher und ggf. auch an neue Anforderungen, z. B. zum Rückhalt von Spurenstoffen, anpassbar sein.

Synergien und Kombinationen mit anderen Nutzungen in der Stadt lassen sich erst durch fachübergreifende Planungen und Finanzierungskonzepte heben. In Anbetracht begrenzter Ressourcen lassen sich Planungen und Betrieb der Anlagen allein auf Grundlage von Annahmen und Modellen nicht mehr rechtfertigen. Messdaten zum Betriebsverhalten müssen integrativer Bestandteil der Planungs- und Betriebskonzepte werden.

Die aktuellen Beiträge der AQUA URBANICA 2017 greifen diese Themenfelder auf und zeigen Projektbeispiele zum Stand der Technik und zukunftsweisende Entwicklungen zum Niederschlagswassermanagement im urbanen Raum.

5 Danksagung

Dank gilt allen Projektpartnern, mit denen das Wissen für diesen Aufsatz in den zurückliegenden Jahren erarbeitet wurde. Jörg Rieckermann und Günter Gruber gilt besonderer Dank für den intensiven Austausch und die wertvollen Hinweise zum vorliegenden Beitrag im Vorfeld der AQUA URBANICA 2017 in Graz.

6 Literatur

- Blumensaat F., Ebi C., Dicht S., Hunziker A., Rieckermann J. und Maurer M. (2017). Langzeitüberwachung der Raum-Zeit-Dynamik in Entwässerungssystemen mittels Niedrigenergiefunk – ein Feldexperiment im Großmaßstab. In: Tagungsband zur Aqua Urbanica 2017. 03.-04.07.2017, Graz. Verfügbar unter: www.aqua-urbanica.org [in Vorbereitung].
- Deister L., Brenne F., Stokman A., Henrichs M., Jesulke M., Hoppe H., Uhl M. (2016). Wassersensible Stadt- und Freiraumplanung. Handlungsstrategien und Maßnahmenkonzepte zur Anpassung an Klimatrends und Extremwetter. SAMUWA Publikation. Verfügbar unter: <http://www.samuwa.de> [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].

- Difu Hrsg. (2017). Wasserinfrastrukturen für die zukunftsfähige Stadt - Beiträge aus der INIS-Forschung. Verfügbar unter: <http://www.bmbf.nawam-inis.de> [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].
- DIN EN 752:2008-04 (2008). Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden; Deutsche Fassung EN 752:2008. Beuth Verlag.
- DWA (2013). DWA-A 166 Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. ISBN 978-3-942964-50-0.
- DWA (2014). Merkblatt DWA-M 151 - Messdatenmanagementsysteme (MDMS) in Entwässerungssystemen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. ISBN 978-3-944328-67-6.
- DWA (2015). DWA-M 550 Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. ISBN 978-3-88721-262-9.
- DWA (2016a). DWA-M 119 Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. ISBN 978-3-88721-243-8.
- DWA (2016b). Gelbdruckvorlage DWA-A 102 Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. ISBN 978-3-88721-383-1.
- DWA-AG ES-3.7 (2017). Zweiter Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe ES-3.7, DWA-Arbeitsgruppe ES-3.7 „Dezentrale Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung“. Geplante Veröffentlichung in Korrespondenz Abwasser, Abfall (64), Nr.7.
- Düsseldorf (2017). Klimaanpassungskonzept der Landeshauptstadt Düsseldorf. Abschlussbericht (in Vorbereitung). Verfügbar zukünftig unter: <https://www2.duesseldorf.de/umweltamt/umweltthemen-von-a-z/klimaschutz/klimaschutz-komplett/klimaanpassung/klimaanpassungskonzept.html>.
- Fricke K.I., Hoppe H., Kutsch S., Massing C., Ante J., Gigl T. und Muschalla, D. (2017). Weiterentwicklung einer qualitätsabhängigen Kanalnetzsteuerung in Wuppertal. Korrespondenz Abwasser, Abfall 2017 (64), Nr. 6, S. 507-514.
- Geyler S., Bedtke N. und Gawel E. (2013). Nachhaltige Regenwasserbewirtschaftung – Aktuelle Steuerungstendenzen im Siedlungsbestand. UFZ Discussion Papers, Department of Economics 3/2013 Verfügbar unter: https://www.ufz.de/export/data/global/46323_3_2013%20Geyler%20et%20al_Regenwasserbewirtschaftung_gesamt.pdf [zuletzt aufgerufen am 04.06.2017].

- Grüning H. (2010). Kurzbericht zum Forschungsvorhaben Gegenüberstellung der Möglichkeiten zentraler und dezentraler Regenwasserbehandlungsmaßnahmen für zwei Gewässereinzugsgebiete. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW; Verfügbar unter: https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Kurzbericht_zwei.pdf [zuletzt aufgerufen am 04.06.2017].
- Hartwein S. (2017). Wasserrahmenrichtlinie: Vom guten Zustand weit entfernt. Wasserwirtschaft Wassertechnik wwt 4/2017, S. 35-38.
- Huber M., Helmreich B. und Welker A. (2015). Einführung in die dezentrale Niederschlagswasserbehandlung für Verkehrsflächen- und Metallabflüsse, Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, Nr. 213, München.
- Hoppe H. (2015). Planung und bedarfsorientierter Betrieb von dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen – Erfahrungen aus der Praxis. IKT-Forum Niederschlagswasser, Vegetation & Infrastruktur 2015. Tagungsband, S. 70-82. ISBN 978-9809417-5-4.
- Hoppe H., von Schledorn A., Baxpehler H. und Dören L. (2017). Messdatenmanagement zur Umsetzung der Selbstüberwachung – Das Pilotprojekt: Regen::4.0. Beitrag zum 2. DWA-Expertenforum Regenüberlaufbecken am 21.02.2017 in Stuttgart.
- HSB (Hrsg.) (2017). Praxisleitfaden - Ermittlung von Überflutungsgefahren mit vereinfachten und detaillierten Modellen. Hochschule Bremen (Hrsg.). Verfügbar unter: <https://www.klas-bremen.de> [in Vorbereitung].
- Jeskulke M., Hoppe H., Massing C., Stokman A., Koch M., Behnken K., Gatke D., Thielking K. und Wurthmann J. (2017). Flood risks in urban areas - data analysis, communication and mitigation. FIG Working Week 2017, 31. Mai 2017, Helsinki, Finnland. Verfügbar unter: http://fig.net/resources/proceedings/fig_proceedings/fig2017/papers/ts03h/TS03H_hoppe_jeskulke_9026.pdf [zuletzt aufgerufen am 08.06.2017].
- Kluge B., Kaiser M., Sommer H., Markert A., Pallasch M. und Facklam M. (2016). Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen. gwf-Wasser Abwasser 6/2016. S. 628-636.
- Koch M., Behnken K., Hoppe H., Jeskulke M., Gatke D., Thielking K. und von Horn J. (2016). Weiterentwicklung der Klimaanpassungsstrategie extreme Regen in Bremen : KLAS II. Projektergebnisse, Modellbetrachtungen und Entwicklung eines Auskunft- und Informationssystems Starkregenvorsorge. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2016 (9) Nr. 7, S. 402-407. ISSN 1865-9926; DOI: 10.3243/kwe2016.07.002.

- Koller A., Ebi C., Ort C. (2017). „Sewer-Ball“ – Die räumlich-zeitliche Verteilung von Abwasserparametern in Kanälen erfassen. In: Tagungsband zur Aqua Urbanica 2017. 03.-04.07.2017, Graz. Verfügbar unter: www.aqua-urbanica.org [in Vorbereitung].
- Lange J., Olsson O., Jackisch N., Weber T., Hensen B., Zieger F., Schuetz T. und Kümmerer K. (2017). Urbane Regenwasserversickerung als Eintragspfad für biozide Wirkstoffe in das Grundwasser? Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2017(10), Nr. 4, S.198-202.
- LANUV NRW (2017). Liste dezentrale Systeme. LANUV NRW. Verfügbar unter: <https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/wasser/abwasser/niederschlagswasser/dezentrale-systeme/> [zuletzt aufgerufen am 05.06.2017].
- Londong J. und Londong D. (2011). Grundstücksnahe Niederschlagswasserbewirtschaftung – Langzeitbeobachtungen (1998 -2011) an Projekten im Gebiet der Internationalen Bauausstellung Emscher Park (IBA). Aqua Urbanica 2011. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, TU Graz (2011), Band 62, S. F1 – F24 Verfügbar unter: www.aqua-urbanica.org [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].
- Löwe R., Urich C., Sto. Domingo N., Mark O., Deletic A. und Arnbjerg-Nielsen K. (2017). Assessment of Urban Pluvial Flood Risk and Efficiency of Adaptation Options Through Simulations – A New Generation of Urban Planning Tools. Journal of Hydrology, Volume 550, July 2017, S. 355–367. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.05.009.
- Messner D. (2017). Klimawandel: Vergessene Städte. Podcast, 10.03.2017. Deutschlandfunk Nova. Verfügbar unter: <http://www.ardmediathek.de/radio> [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].
- MKULNV NRW (2012). Erlass Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen. Umsetzung des Trennerlasses. Verfügbar unter: https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/Erlass_NW_dez_sys_20-4-2012_%282%29.pdf [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].
- MKULNV NRW (2015). Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV). 17. Auflage, Düsseldorf. Verfügbar unter: https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/abwasserbeseitigung_entwicklung_kurzfassung.pdf [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].
- MUNLV NRW (2004). Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren. RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW - IV-9 031 001 2104 – vom 26.5.2004.2004.

- ÖWAV (2015). ÖWAV-Regelblatt 45 Oberflächenentwässerung durch Versickerung in den Untergrund, Wien.
- Rieckermann J., Gruber G. und Hoppe H. (2017). Zukunftsfähige Systeme zur Regenwasserbehandlung brauchen datenbasierte Betriebs-, Planungs- und Vollzugskonzepte. In: Tagungsband zur Aqua Urbanica 2017. 03.-04.07.2017, Graz. Verfügbar unter: www.aqua-urbanica.org [in Vorbereitung].
- StEB Köln (2017). Starkregengefahrenkarte. Verfügbar unter: <http://www.hw-karten.de/index.html?Module=Starkregen> [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].
- SUBV (2015). Merkblatt für eine wassersensible Stadt- und Freiraumgestaltung, Bremen. Der Senator für Umwelt, Bau und Verkehr Bremen. Verfügbar unter: www.klas-bremen.de [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].
- TU Graz (2017). Tagungsband zur Aqua Urbanica 2017. 03.-04.07.2017, Graz. Urbanes Niederschlagswassermanagement zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. Verfügbar unter: www.aqua-urbanica.org [in Vorbereitung].
- WSW (2012). Regenwasserbehandlung in Wuppertal. Verfügbar unter: https://www.youtube.com/watch?v=UJ_wyIU5nYo&list=PL68413E29FD34E45F&index=2 [zuletzt aufgerufen am 01.06.2017].
- Zischg J., Goncalves M., Leonhardt G., Kleidorfer M., Rauch W., und Sitzenfrie R. (2017). Transformation der Stadtentwässerung unter Berücksichtigung von „grüner“ und „blauer“ Infrastruktur. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 2017(69), S. 180-185. ISSN: 1613-7566. DOI 10.1007/s00506-017-0376-1.

Korrespondenz an:

Dr.-Ing. Holger Hoppe
Dr. Pecher AG
Klinkerweg 5
Tel.: +49 (0)2104 9396 0
Fax: +49 (0)2104 33153
E-Mail: holger.hoppe@pecher.de

Gewässerschutz durch kombinierte dezentrale und zentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung

Modellstudie am Beispiel Berlins

Mathias Riechel¹, Andreas Matzinger¹, Matthias Pallasch²,
Bernd Heinzmann³, Kay Joswig³ und Pascale Rouault¹

¹Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB), Berlin

²Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker, Hoppegarten

³Berliner Wasserbetriebe, Berlin

Kurzfassung: Kombinationen von zentralen und dezentralen Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung wurden für Berlins größtes Mischwassereinzugsgebiet erstellt und hinsichtlich ihres Effektes auf das Fließgewässer beurteilt. Dazu wurde eine realistische Maßnahmenplanung mit einer Modellkette aus i) Niederschlags-Abfluss-, ii) Kanalnetz- und iii) Gewässergütemodell verknüpft. Die Simulationsergebnisse zeigen, dass realistisch umsetzbare zentrale Maßnahmen (Stauraumerweiterung, Stauraumaktivierung) Ziele des Gewässerschutzes nur in Kombination mit dezentralen Lösungen erreichen können. Da zentrale und dezentrale Maßnahmen sehr gut zusammenwirken, können stärker auf zentrale oder auf dezentrale Maßnahmen fokussierende Strategien zu vergleichbaren Leistungen aus Gewässersicht führen. Eine Abkopplung von Flächen führt für sehr unterschiedliche dezentrale Maßnahmen - Gebäudebegrünung, Regenwassernutzung, Entsiegelung, Versickerung - zu einer überproportionalen Reduktion der Emissionen in das Gewässer. Ein besonders hoher Effekt auf die Abflussspitze wird durch Dachbegrünung erreicht.

Keywords: KURAS, STORM, InfoWorks, QSim, Regenwasserbewirtschaftung, Mischwasserüberläufe

1 Hintergrund

Mischwasserüberläufe bei Starkregen können erhebliche Belastungen für Oberflächengewässer verursachen. Zur Reduktion existierender Belastungen wird traditionell am Mischkanalsystem angesetzt, über stauraumschaffende Maßnahmen (z. B. Regenüberlaufbecken) oder Kanalsteuerung (z. B. via bewegliche Wehre oder Pumpen). Daneben wird zunehmend auf dezentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung hingewiesen; deren Wirksamkeit bei großflächiger Umsetzung und im Zusammenspiel mit zentralen Maßnahmen im Kanal werden hingegen selten untersucht. Entsprechend wurden im Rahmen einer Modellstudie realistische Maßnahmenkombinationen für Berlins größtes Mischwassereinzugsgebiet (Größe $\sim 16,5 \text{ km}^2$, Einwohner ~ 265.000 , befestigte Fläche $\sim 9 \text{ km}^2$) erstellt und hinsichtlich ihres Effektes auf das aktuell durch Mischwasserüberläufe aus dem Gebiet stark belastete Fließgewässer beurteilt. Ziel war dabei eine Gegenüberstellung (a) von zentralen und dezentralen Maßnahmen und (b) von unterschiedlichen Maßnahmenkombinationen.

2 Methodik

2.1 Auswahl der Maßnahmenkombinationen

Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung wurden mittels der KURAS-Methode ausgewählt und lokalisiert (Matzinger et al., 2016; 2017). Die Methode nutzt eine generische Maßnahmenbewertung, um für lokale Gegebenheiten (Problemstellung, Machbarkeit der Maßnahmen, lokale Ziele) angepasste Maßnahmenkombinationen auszuwählen. 27 Maßnahmen in den sieben Kategorien Gebäudebegrünung, Regenwassernutzung, Entsiegelung, Versickerung, künstliche Wasserflächen, Reinigung und Stauraum im Kanal werden dabei berücksichtigt. Die KURAS-Methode wurde drei Mal für ein repräsentatives Quartier (Größe $\sim 1 \text{ km}^2$, Einwohner ~ 20.000 , befestigte Fläche $\sim 73 \text{ ha}$) innerhalb des Pumpwerkeinzugsgebietes durchgeführt (siehe Abb. 1), wobei jedes Mal eine unterschiedliche Gruppe von Experten aus Forschung und Praxis die Maßnahmenkombinationen im Diskurs festgelegt haben (Tabelle 1).

Das Quartier wird durch Wohn- und Mischnutzung geprägt. Die Stadtstruktur ist, typisch für das Innenstadtdistrict Berlins, durch mehrgeschossige Blockbebauung der Gründerzeit dominiert. Neben der relativ dichten Bebauung liegt in dem Quartier eine große Grünfläche (Stadtpark Schöneberg). Aufgrund einer Befragung lokaler Interessensvertreter wurden neben dem Fokus auf Oberflächengewässer auch positive Effekte auf die Freiraumqualität, das Stadtklima und das Grundwasser bei der Maßnahmenwahl angestrebt.

Tab. 1 zeigt, dass trotz der gleichen Aufgabenstellung drei sehr unterschiedliche Maßnahmenkombinationen erstellt wurden. Die zwei Kombinationen A und B berücksichtigen dezentrale und zentrale Maßnahmen, Kombination C begrenzt sich auf dezentrale Lösungen. Die an dezentrale Maßnahmen angeschlossene befestigte Fläche (nicht gleich Abkoppelung) variiert zwischen 30 % bei A und knapp 45 % bei B und C. Zudem unterscheidet sich die Art der Maßnahmen und Maßnahmenkaskaden. Der Fokus lag bei A auf Baumrigolen im Straßenraum, bei B auf Regenwassernutzung zur Bewässerung des Stadtparks und bei C auf Fassaden- und Dachbegrünung. Bei allen Kombinationen sind Baumrigolen und Dachbegrünung unter den fünf wichtigsten dezentralen Lösungen (Tab. 1).

Tabelle 1: Überblick über die drei resultierenden Maßnahmenkombinationen A-C

	Kombination A	Kombination B	Kombination C
An Maßnahmen angeschl. Fläche	21,6 ha	32,6 ha	31,9 ha
Anteil an Gesamtfläche	20,8 %	31,5 %	30,8 %
Anteil an befestigter Fläche	29,6 %	44,7 %	43,7 %
Dezentrale Maßnahmen mit höchstem angeschlossenen Flächenanteil ¹	1. Baumrigolen, 2. Dachbegrünung-Fassadenbegrünung, 3. Fassadenbegrünung, 4. Regenwassernutzung (für Bewässerung), 5. Dachbegrünung	1. Regenwassernutzung (für Bewässerung), 2. Dachbegrünung-Regenwassernutzung (für Bewässerung), 3. Dachbegrünung-Baumrigole, 4. Teilversiegelte Oberflächenbefestigung, 5. Reinigung am Straßenabfluss-Regenwassernutzung (für Bewässerung)	1. Fassadenbegrünung, 2. Dachbegrünung, 3. Baumrigolen, 4. Wasserführender Grabenteich, 5. Regenwassernutzung (Bewässerung Fassadenbegrünung)
Zentrale Maßnahmen	Stauraumaktivierung oder -erweiterung	Stauraumaktivierung	keine

¹ Bindestriche zeigen Kaskaden von in Serie eingesetzten Maßnahmen

2.2 Modellkette zur Bewertung der Maßnahmeneffekte

Zunächst wurden die dezentralen Maßnahmen mittels STORM (IPS, 2007), in Absprache mit Maßnahmenexperten dimensioniert. Für die zentrale Stauraumaktivierung wurden fünf Drosseln durch ein automatisiertes Kalibrationsverfahren optimal verortet (Philippon et al., 2015). Für die eigentliche Berechnung wurde die Modellkette STORM - Infoworks CS - Hydrax/QSim verwendet (IPS, 2007; WSL, 2004; Kirchesch und Schöl, 1999). Dabei wurden die in STORM für das Quartier berechneten Abflüsse und Frachten der dezentralen Maßnahmen anhand des Versiegelungsgrades für alle Teileinzugsgebiete des Kanalnetzes hochgerechnet und an Infoworks CS übergeben (Abb. 1). Die Überlaufmengen und Frachten wurden schließlich an den Einleitestellen als Randbedingungen für das Gewässergütemodell QSim verwendet. Als Kriterium für fischkritische Bedingungen im Gewässer wurde ein Grenzwert von 2 mg-O₂/L über 30 Minuten verwendet (Riechel et al., 2016).

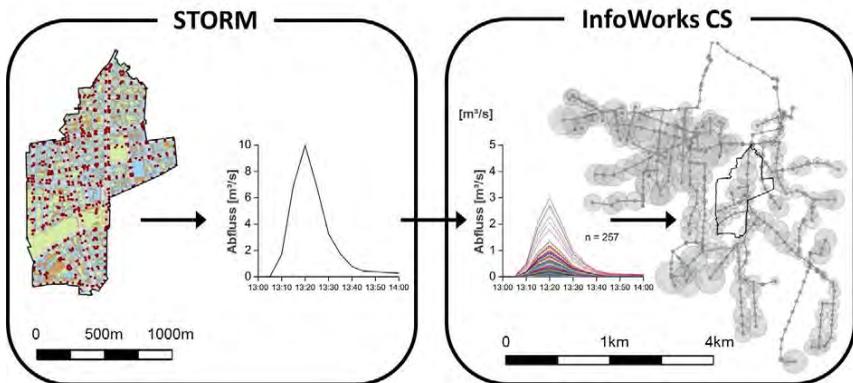


Abbildung 1: Schematische Übersicht der emissionsseitigen Modellierung. Regenwasserabfluss und Stofffracht für Stadtquartier wird in STORM gerechnet (2463 Elemente, Größe ~1km², links), aggregiert und für alle Teileinzugsgebiete des Pumpwerkseinzugsgebiets (257 Elemente, Größe ~16,5 km², rechts) in InfoWorks CS hochgerechnet. Der Umriss des Stadtquartiers ist im Pumpwerkseinzugsgebiet (rechts) schwarz dargestellt.

Alle Simulationen (außer den Kalibrationsrechnungen) wurden für das Regenjahr 1990 durchgeführt, welches nach unterschiedlichen Kriterien

ein mittleres Niederschlagsjahr darstellt (Matzinger et al., 2017). Die Schmutzstoffkonzentrationen unterschiedlicher Flächen in STORM wurden aufgrund von Literaturwerten gewählt (Tab. 2).

Tabelle 2: Annahmen zu Schmutzstoffkonzentrationen von unterschiedlichen Flächentypen

	TSS [mg/L]	CSB [mg/L]	BSB ₅ [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]
Dach	40 ^a	40 ^b	12 ^a	0,1 ^d
Strasse	200 ^c	120 ^b	45 ^e	0,6 ^e
Hof	86 ^e	70 ^a	45 ^e	0,1 ^a
Grün	12 ^a	19 ^a	2 ^a	0,8 ^a

Quellen: ^a Göbel et al. (2007), ^b Sommer (2007), ^c Schmitt et al. (2010), ^d Schubert et al. (2015), ^e Wicke et al. (2017)

Die Maßnahmenparametrisierung in STORM wurde aus umfangreicher Literaturrecherche (und teilweise eigenen Messungen) ergänzt (siehe Beispiel für AFS in Abb. 2). Weitere Randbedingungen sind Pollutographen für das Schmutzwasser in InfoWorks CS und Abfluss und Güte an den oberen Gewässerrändern in Hydrax/QSim (siehe detaillierte Beschreibung in Riechel et al., 2016).

2.3 Kalibrierung und Validierung

Die Modellkette wurde hinsichtlich Hydraulik über einen Vergleich der gekoppelten Simulation (STORM-InfoWorks CS) mit Messungen an verschiedenen Punkten im Kanalnetz für sechs Regenereignisse validiert. Die Schmutzfracht im Kanalnetz wurde einerseits für die Trockenwetter-Situation kalibriert, basierend auf 2-h-Mischproben für 4 Trockenwettertage am Hauptpumpwerk des betrachteten Einzugsgebietes. Andererseits wurden die simulierten Schmutzstoffkonzentrationen im Mischwasserüberlauf durch Vergleich mit Literaturdaten und eigenen Messungen validiert. Für die Abbildung des Abflusses und der Güte im Gewässer wurde die Kalibration aus Riechel et al. (2016) verwendet.

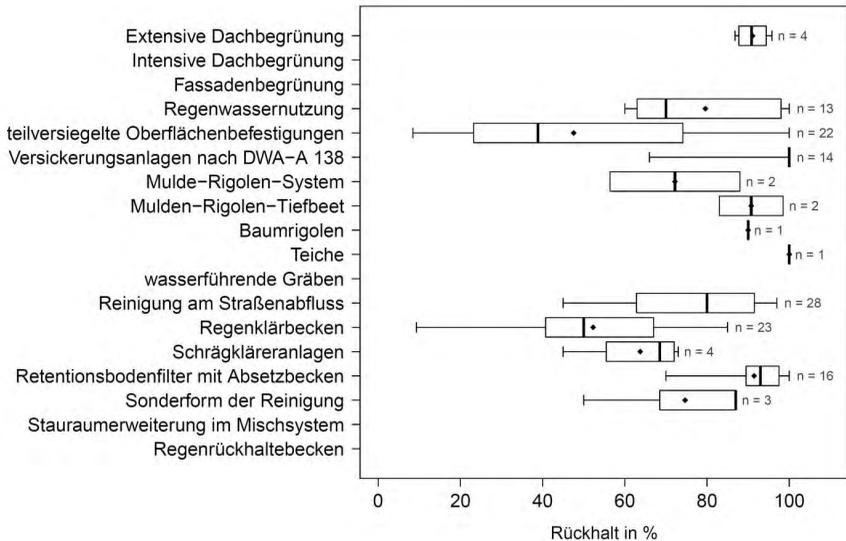


Abbildung 3: Aus Literatur entnommene Wirkungsgrade für die Parametrisierung der Maßnahmenwirkung am Beispiel von AFS. Als Eingangsdaten für die Modellierung wurden die Mediane (schwarze vertikale Balken in den Boxen) verwendet.

3 Ergebnisse

3.1 Kalibrierung und Validierung

Die hydraulische Abbildung (STORM-InfoWorks CS) erreichte eine hohe Übereinstimmung mit gemessenen Wasserständen bei Regenwetter in drei Bauwerken (Saugraum des Hauptpumpwerks, Zulaufkammer eines Regenüberlaufbeckens, Regenüberlauf, siehe Beispiel in Abb. 3). Im Mittel über sechs Regenereignisse und die drei Bauwerke wurde eine Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) von 0,79 und eine mittlere relative Abweichung (PBias) von + 3,9 % ermittelt.

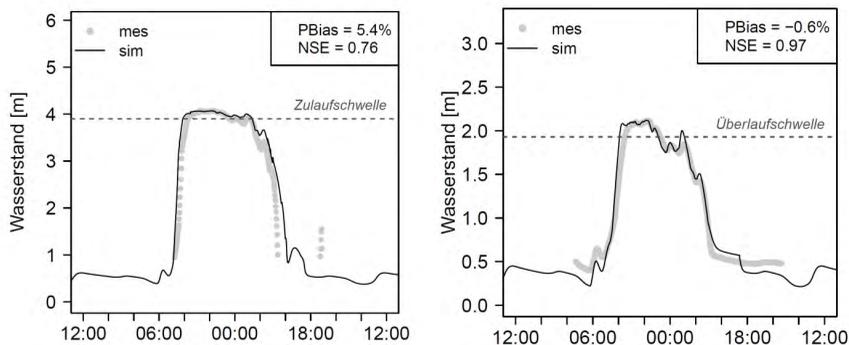


Abbildung 3: Vergleich von simulierten und gemessenen Wasserständen in der Zulaufkammer zu einem Regenüberlaufbecken (links) und an einem großen Regenüberlauf (rechts) für ein beispielhaftes Regenereignis mit 30 mm Niederschlag in 29 h (Datum: 25./26.6.2013).

Die simulierten Schmutzstoffkonzentrationen im Mischwasserüberlauf wurden durch einen Vergleich mit Literaturdaten und eigenen Messungen plausibilisiert (Tab. 3). Dabei zeigt es sich, dass die simulierten Konzentrationen für alle Parameter, die einen Einfluss auf die Sauerstoffzehrung im Gewässer haben können (BSB₅, AFS, NH₄-N), im erwarteten Bereich liegen. Lediglich der CSB-Wert ist leicht unter den Mittelwerten aus der Literatur (aber durchaus im Wertebereich der Einzelmessungen derselben Quellen).

Tabelle 3: Validierung der simulierten Stoffausträge über Mischwasserüberläufe mit Literaturdaten und eigenen Messdaten

	Simulation (volumengewichteter Mittelwert)	Literatur
AFS	145	103 ^a ; 159 ^b ; 227 ^c ; 230 ^d
CSB	151	172 ^d ; 176 ^a ; 197 ^b ; 343 ^c
BSB ₅	61	60 ^d ; 61 ^b ; 69 ^a
NH ₄ -N	3,8	2,4 ^d ; 4,7 ^a ; 5,1 ^b

Quellen: ^a Messungen des Projekts MIME (Berlin-Wedding 2010-2011, unveröffentlichte Messungen, BWB), ^b Gasperi et al. (2012), ^c Messungen des Projektes MIA-CSO (Berlin-Charlottenburg 2010-2012; Riechel et al. 2016), ^d Brombach und Fuchs (2002)

3.2 Effekte zentraler und dezentraler Maßnahmen

Am Beispiel der Kombination A zeigt sich, dass durch eine Stauraumaktivierung mit fünf Drosseln eine Reduktion der BSB₅-Fracht um 11 % (oder 4500 kg/a) und durch eine Erhöhung des Stauraums um ~60 % (= 18.500 m³) eine Reduktion um 21 % erreicht werden kann. In beiden Fällen kann dadurch das Auftreten fischkritischer Zustände im Gewässer von 5 auf 2 Kalendertage pro Modelljahr reduziert werden. Durch eine Kombination mit den dezentralen Maßnahmen kommt es zu keinen fischkritischen Zuständen mehr und die BSB₅-Fracht wird insgesamt um 46 % (dezentrale Maßnahmen mit Stauraumaktivierung) bzw. 55 % (dezentrale Maßnahmen mit Staurauumerweiterung) reduziert.

Abb. 4 zeigt die Ergebnisse für Maßnahmenkombination A am Beispiel eines Starkregenereignisses mit einer gesamten Regenhöhe von 25 mm und einer maximalen Intensität von knapp 10 mm in 5 Minuten. Die Abflussspende wird durch die dezentralen Maßnahmen deutlich reduziert insbesondere für die erste Abflussspitze (Abb. 4a). Entsprechend führen die dezentralen Maßnahmen auch zu einem deutlich geringeren Überlaufvolumen und einer stark reduzierten BSB₅-Fracht (Abb. 4b). Dies gilt insbesondere für den ersten der beiden Regenpeaks. Bis zum zweiten Peak kann sich der Kanal nicht entleeren und viele dezentrale Maßnahmen sind bereits gesättigt, was zu einer geringeren Maßnahmenwirkung führt. Dasselbe gilt für die zentrale Maßnahme der Stauraumaktivierung, allerdings ist die Frachtreduktion deutlich geringer. Eine Kombination von dezentralen und zentralen Maßnahmen reduziert die überlaufende Fracht zusätzlich. Für ein großes Ereignis wie in Abb. 4 erreicht die Kombination fast die Summe der Einzelreduktionen. Auf Jahresbasis liegt die Frachtreduktion der Kombination von dezentral und zentral allerdings um 4-5 % unterhalb der Summe der Einzelreduktionen. Dies erklärt sich vor allem durch kleinere Ereignisse, die durch zentrale und dezentrale Maßnahmen allein komplett verhindert werden können und eine Kombination entsprechend keine Verbesserung bringt. Die Situation im Gewässer (Abb. 4c) zeigt eine graduelle Verbesserung, wobei auch hier eine Kombination von zentralen und dezentralen Maßnahmen das beste Ergebnis zeigt.

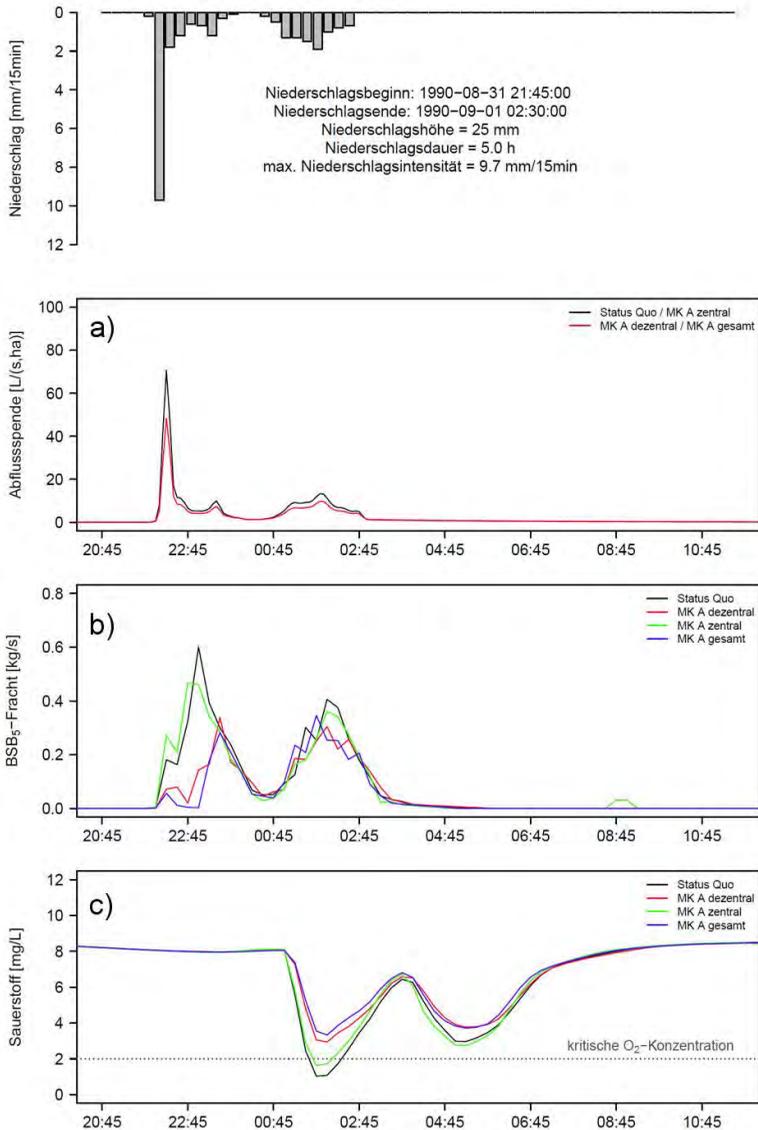


Abbildung 4: Ergebnisse für ein beispielhaftes Regenereignis für Kombination A (zentrale Maßnahme: Stauraumaktivierung). a) Abflusspende aus der Fläche, b) BSB₅-Fracht via Mischwasserüberlauf, c) Sauerstoffkonzentration im Gewässer.

3.3 Vergleich der Maßnahmenkombinationen

Abb. 5 zeigt, dass der Regenabfluss der städtischen Oberfläche durch die Maßnahmenkombinationen B und C am stärksten reduziert wird, was durch die gegenüber Maßnahmenkombination A größere an dezentrale Maßnahmen angeschlossene Fläche erklärt werden kann (Vgl. Tab. 1). Trotz der sehr unterschiedlichen Maßnahmenwahl erreichen B und C auf Jahresbasis eine ähnliche Abflussreduktion von knapp 40 %, ca. 10 % vor A.

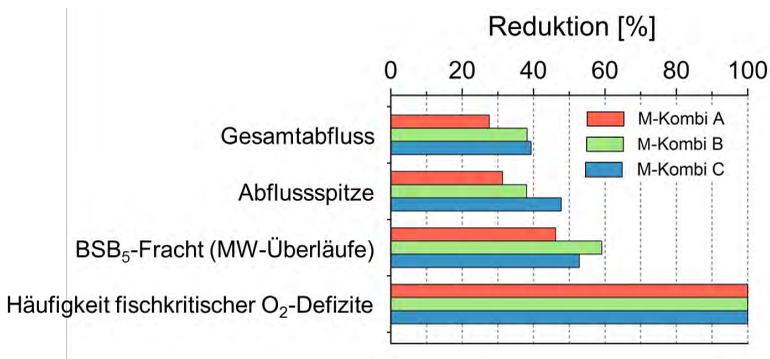


Abbildung 5: Modellergebnisse für die drei Maßnahmenkombinationen im Vergleich. Gesamtabfluss und Abflussspitze der Oberfläche (mittel STORM), BSB₅-Fracht via Mischwasserüberläufe (mittels STORM-InfoWorks CS), sowie kritische O₂-Defizite im Gewässer (mittels STORM-InfoWorks CS-Hydrax/QSim).

Die Abflussspitze aus dem Gebiet wird durch C am stärksten reduziert, da dort gebäudebezogene Maßnahmen, insbesondere Dachbegrünung, großflächig umgesetzt wurden, die hier eine stärkere Wirkung aufweisen als Regenwassernutzung oder Baumrigolen, die in B und A den höchsten Anteil ausmachen. C reduziert die Abflussspitze dadurch um knapp 10 bzw. 20 % mehr als B bzw. A (Abb. 5).

Bei der Reduktion der BSB₅-Fracht in das Gewässer via Mischwasserüberläufe zeigt sich der Effekt der kombinierten zentralen Maßnahmen für A und B. Die drei Maßnahmenkombinationen rücken dadurch wieder näher zusammen, wobei nun B mit einer Reduktion von knapp 60 % das Gewässer am stärksten entlastet (Abb. 5).

Immissionsseitig erreichen alle drei Maßnahmenkombinationen eine vollständige Reduktion fischkritischer Zustände im Gewässer. Diese scheinbar gleiche Leistung kommt dadurch zu Stande, dass mit $2 \text{ mg-O}_2/\text{L}$ ein harter Grenzwert betrachtet wird, dessen Unterschreitung durch alle Maßnahmenkombinationen verhindert wird. Bei einer detaillierten Betrachtung erreicht B aber die stärkste Erhöhung der O_2 -Konzentration bei Regenwetter im Gewässer.

Über alle Maßnahmenkombinationen fällt eine deutliche „Potenzierung“ der Auswirkung einer Abkopplung auf (Abb. 5): Eine Abflussreduktion von 28-39 % führt zu einer Reduktion der Abflussspitze um 31-48 %, der Fracht via Mischwasserüberläufe um 46-59 % und dem Auftreten fischkritischer Ereignisse im Gewässer um 100 %. Dabei können sehr unterschiedliche Strategien zu einem ähnlichen Ziel führen. Eine Reduktion zentraler Maßnahmen kann durch dezentrale Lösungen kompensiert werden und umgekehrt.

4 Schlussfolgerungen

- Die Modellstudie zeigt, dass durch eine Modellkette Kombinationen dezentraler und zentraler Maßnahmen und deren Effekte von der Gebäudeebene, über das Einzugsgebiet bis in das Gewässer gerechnet werden können.
- Im Beispiel entlasten realistisch umsetzbare zentrale Maßnahmen das Gewässer nur teilweise. Erst durch eine Kombination mit dezentralen Lösungen am Gebäude und im Quartier kann ein weitgehender Gewässerschutz erreicht werden.
- Der Variantenvergleich zeigt, dass stärker auf zentrale (Kombination A) oder auf dezentrale Maßnahmen (Kombination C) fokussierende Strategien beide zu vergleichbaren Leistungen aus Gewässersicht führen können.
- Die Ergebnisse aller Szenarien zeigen, dass eine Abkopplung von Flächen im aktuellen Zustand des Berliner Mischsystems eine überproportionale Reduzierung der Emissionen und Verbesserung

des Gewässerszustands bewirkt. Angesichts der hohen Versiegelungsgrade europäischer Innenstädte ist davon auszugehen, dass dieses Ergebnis auf andere Standorte übertragbar ist.

5 Literatur

- Brombach H. und Fuchs S. (2003). Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisation.
- Gasperi J., Zgheib S., Cladière M., Rocher V., Moillon R. und Chebbo G. (2012). Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 - Case of combined sewers. *Water Research*, 46, 6693-6703.
- Göbel P., Dierkes C. und Coldewey W.G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91, 26-42.
- IPS (2007). Handbuch STORM.XXL, Ingenieurbüro Prof. Dr. Sieker.
- Kirchesch V. und Schöl A. (1999). Das Gewässergütemodell QSIM - Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktondynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 43(6), 302-309.
- Matzinger et al. (2016) Berücksichtigung der vielfältigen Potenziale der Regenwasserbewirtschaftung in der Planung. p. 5. *Aqua Urbanica*.
- Matzinger A., Riechel M., Remy C., Schwarzmüller H., Rouault P., Schmidt M., Offermann M., Strehl C., Nickel D., Sieker H., Pallasch M., Köhler M., Kaiser D., Möller C., Büter B., Leßmann D., von Tils R., Säumel I., Pille L., Winkler A., Bartel H., Heise S., Heinzmann B., Joswig K., Rehfeld-Klein M. und Reichmann B. (2017). Zielorientierte Planung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung - Ergebnisse des Projektes KURAS, p. 85. www.kuras-projekt.de
- Philippou et al. (2015) How to find suitable locations for in-sewer storage? - Test on a combined sewer catchment in Berlin. p. 4. 10th International Urban Drainage Modelling Conference.
- Riechel M., Matzinger A., Pawlowsky-Reusing E., Sonnenberg H., Uldack M., Heinzmann B., Caradot N., von Seggern D. und Rouault P. (2016). Impacts of combined sewer overflows on a large urban river – Understanding the effect of different management strategies. *Water Research*, 105, 264-273.
- Schmitt T.G., Welker A., Dierschke M., Uhl M., Maus C. und Remmler F., (2010) Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen

Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren - Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. DWA.

Schubert R.-L., Sperling K., Caradot N., Kaiser D., Köhler M., Schmidt M., Riechel M. und Matzinger A. (2015). Monitoring of runoff water quality from green and gravel roofs with bitumen membranes, p. 8. 17th IWA Conference on Diffuse Pollution and Eutrophication.

Sommer H. (2007). Behandlung von Straßenabflüssen, Anlagen zur Behandlung und Filtration von Straßenabflüssen in Gebieten mit Trennsystemen: Neuentwicklungen und Untersuchungen - Dissertation. Hannover.

Wicke D., Matzinger A., Sonnenberg H., Caradot N., Schubert R.-L., Rouault P., Heinzmann B., Dünbier U. und von Seggern D. (2017). Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. KA - Abwasser, Abfall, 5, 11.

WSL (2004). InfoWorks CS User Manual. Copyright 1997, Wallingford Software Ltd, Wallingford, UK.

6 Danksagung

Das Projekt KURAS wurde durch das BMBF im Rahmen des Programms „FONA – Forschung für nachhaltige Entwicklungen“ innerhalb der Fördermaßnahme „Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung“ gefördert (<http://www.bmbf.nawam-inis.de>). Die involvierten Unternehmen beteiligten sich zudem durch Eigenanteile. Das Kompetenzzentrum Wasser Berlin erhielt eine Co-Finanzierung durch die Berliner Wasserbetriebe und Veolia Wasser.

Korrespondenz an:

Andreas Matzinger
Kompetenzzentrum Wasser Berlin
Cicerostr. 24
10709 Berlin
Tel. +49 30 536 53 824
Fax. +49 30 536 53 888
Email. andreas.matzinger@kompetenz-wasser.de

Zukunftsfähige Systeme zur Regenwasserbehandlung brauchen datenbasierte Betriebs-, Planungs- und Vollzugskonzepte

Jörg Rieckermann¹, Günter Gruber², Holger Hoppe³

¹Eidgen. Anstalt für Wasservers., Abwasserreinigung und Gewässerschutz
(Eawag), Überlandstrasse 133, CH - 8600 Dübendorf

²Technische Universität Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und
Landschaftswasserbau, Stremayrgasse 10/I, A - 8010 Graz

³Dr. Pecher AG, Klinkerweg 5, D - 40699 Erkrath

Kurzfassung: In der Siedlungsentwässerung in Deutschland, Österreich und der Schweiz basieren viele Massnahmenplanungen nicht auf Messdaten, sondern auf Annahmen und auf Vorhersagen von Simulationsmodellen. Ausserdem werden Messdaten sehr wenig zur Leistungsbeurteilung und Erfolgskontrolle eingesetzt. In diesem Beitrag vergleichen wir deshalb zum ersten Mal den aktuellen Stand zur Verwendung von Messdaten im deutschsprachigen Raum, den wir in einem Diskurs-Prozess anhand von neun konkreten Fallbeispielen erarbeitet haben. Grundsätzlich zeigt sich eine grosse Variabilität im Umgang mit datenbasierten Konzepten, auch innerhalb der Länder. Sowohl in Österreich als auch in der Schweiz wird die Leistung von Entwässerungsnetzen praktisch nicht anhand von Messdaten überwacht und bewertet. Zur Qualitätssicherung scheint das deutsche Prüfstellen-Modell sehr interessant. Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass gute Messdaten nicht nur zur sicheren Abwasserableitung und zum Gewässerschutz beitragen, sondern eine sehr breite positive Wirkung auf fast alle Ziele einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft haben. Ein datenbasiertes Management benötigt jedoch weitere Entwicklungen im politischen und organisatorischen Bereich sowie in der Ausbildung.

Key-Words: Messdaten, Modelle, Betrieb, Planung, Erfolgskontrolle, Zielerfüllung, Qualitätsmanagement

1 Datenbasierte Konzepte für den Betrieb, die Planung und die Erfolgskontrolle liefern Mehrwert

Datenbasierte Strategien sind in den meisten Industriezweigen der Schlüssel für immense Effizienzsteigerungen. Bei einem Flugzeug ist deshalb ein typischer Antrieb mit mehr als 5.000 Sensoren ausgestattet und der extrem grosse A380 besitzt rund 10.000 Sensoren - in jedem Flügel (Marr 2017; Bobkoff 2015). Diese Sensoren überwachen den Zustand des Systems im Sekundentakt und helfen nicht nur, den aktuellen Betrieb zu optimieren, sondern auch dabei, Gefahren rechtzeitig zu erkennen. Drittens sind sie die Grundlage für gute Vorhersagemodelle, die auch die Unterhaltsplanung und Wartung verbessern, z. B. weil man gut vorausplanen kann, wann ein Antrieb ausgetauscht werden sollte. Das spart nicht nur Kosten, sondern rettet auch Leben.

Obwohl für ein typisches Entwässerungssystem auch Investitionen im Millionenbereich getätigt werden und urbane Überflutungen Schäden im hohen Millionenbereich verursachen können (Marti, 2016), wird die Funktionsweise und Leistungsfähigkeit nicht flächendeckend überwacht. Im Vergleich zum Jumbojet, wo problemorientiert gemessen wird, sehen wir drei Hauptdefizite: Erstens werden in Entwässerungssystemen hauptsächlich hydraulische Variablen beobachtet und über Stoffströme und -dynamik ist vergleichsweise wenig bekannt. Zweitens fehlen in dezentralen Anlagen, wie z. B. Versickerungsanlagen oder technischen Adsorbern, Messungen komplett, obwohl die Elemente wichtige Funktionen übernehmen und Technologie zur verlässlichen Datenfernübertragung vorhanden ist. Drittens ist es dort, wo Daten in Leitsystemen aufgezeichnet werden, immer noch nicht selbstverständlich, dass sie für zukünftige Planungen sorgfältig geprüft, ohne Verlust von Information archiviert oder zwecks Erfolgskontrolle oder Fremdüberwachung von Regulatoren ausgewertet werden (Dittmer et al., 2015; Hoppe et al., 2016). Vielerorts werden sie von den Betreibern noch nicht einmal in ihren Jahresberichten dokumentiert.

Dieses Nicht-Wissen oder Nicht-Verwenden vorhandener Informationen über die tatsächliche Leistungsfähigkeit unserer Entwässerungssysteme erstaunt umso mehr, als dass sich die Aufgaben der Entwässerungsplaner

in den letzten Jahrzehnten grundlegend geändert haben. Vereinfacht gesagt haben unsere Grosseltern die Systeme gebaut, unsere Eltern sie benutzt und unsere Generation muss sie jetzt bewirtschaften und nachhaltig in die Zukunft führen (Lienert et al., 2015). Wo früher Sanitär-Ingenieure Entwässerungsnetze “auf der grünen Wiese” neu geplant haben (Imhoff, 1951) und praktisch ohne Messtechnik auskommen mussten, müssen wir heute gute Lösungen für Herausforderungen durch Klimawandel und Spurenstoffeinträge aus Siedlungsgebieten finden und in die bestehenden Infrastrukturen möglichst gut integrieren. Dazu müssen wir aber die tatsächliche Leistungsfähigkeit unserer Entwässerungssysteme gut kennen.

Leider stellen wir fest, dass die Akteure im Bereich der Siedlungsentwässerung zwar sehr gut darin sind, Berechnungswerkzeuge zu verfeinern und weiterzuentwickeln, aber bei den organisatorischen Prozessen, bei den Planungsabläufen und bei den Vollzugskonzepten immer noch in der Vergangenheit festsitzen. So sind einerseits detaillierte Vorhersagen möglich, wie Niederschlagsvorhersagen mit Wetterradar (Krämer, 2008), detaillierte Überflutungs- und Risikokarten (StEB, 2017) bis hin zur Echtzeitprognose der Badegewässer-Qualität (Engelke et al., 2016), andererseits wissen die Aufsichtsbehörden in der Schweiz und Österreich in der Regel nicht, wie häufig eine bestimmtes Regenüberlaufbecken unbehandeltes Mischabwasser ins Gewässer entlastet (Layer et al., 2015). Besonders irritierend ist, dass mancherorts Defizite nicht anhand von Messdaten identifiziert werden, sondern anhand von Hypothesen, d. h. Vorhersagen von Computermodellen. Diese Modelle werden zudem oft mit Standardwerten benutzt und nicht kalibriert und dabei dann einfach nicht genutzt, dass, obwohl das nicht nur von Jumbojets bekannt ist, ein genauer Abgleich der Modelle mit realen Messdaten einen grossen, zusätzlichen Mehrwert über das Systemverständnis liefert (Hoppe et al., 2016).

In diesem Beitrag möchten wir deshalb diskutieren, welche Überlegungen Betreiber, Planer und Vollzugsbehörden jetzt schon anstellen und welche Prozesse sie jetzt schon aufgleisen müssten, damit sie die Informationen von mehreren zehntausend Sensoren des Abwassersystems in der Zukunft (Blumensaat et al., 2017) einmal optimal nutzen werden können. Dazu haben wir in einem Diskurs-Prozess den aktuellen Stand zur Verwendung von Messdaten im deutschsprachigen Raum zusammengefasst

und anhand von neun konkreten Fallbeispielen aus Deutschland, Österreich und der Schweiz systematisch ausgewertet.

Wir diskutieren auch aktuelle Entwicklungen am Beispiel der Regenwasserbehandlung im D-A-CH-Raum und bewerten dabei bestimmte Attribute, z. B. wie gut Messdaten derzeit in zentralen oder dezentralen Anlagen unserer Meinung nach zur Erfolgskontrolle verwendet werden. Das ist vor allem für zwei Punkte relevant: Erstens liefern wir einen vergleichenden Überblick des aktuellen Standes des evidenzbasierten Managements von Entwässerungssystemen in den drei Ländern, der so noch nicht durchgeführt wurde. Zweitens machen wir klare, informelle Vorschläge für vertretbare Messungen, die sich an den Stand der Technik anlehnen. Beispielsweise sollte unserer Meinung nach nicht an jedem Regenüberlauf eine Spurenstoff-Messkampagne durchgeführt werden. Allerdings sollten an allen Regenbecken die Einstaudauer und -häufigkeit gemessen werden, die Daten plausibilisiert und die Leistungen dokumentiert werden, z. B. in Jahresberichten. Darüber hinaus sollte man sie auch an entsprechende Stellen für Fremdkontrollen weiterleiten (s. Anforderung in NRW) oder in übergeordneten Lenkungskonzepten verwenden (z. B: WRRL, GeolV in CH).

Diese Übersichtsarbeit ist natürlich sehr persönlich. Obwohl wir die Ergebnisse so weit wie möglich mit den Akteuren der Fallbeispiele abgestimmt haben, basiert sie weitestgehend auf der Erfahrung der Autoren. Nichtsdestotrotz liefert die vergleichende Analyse Einsichten, welche sich nur durch die Gegenüberstellung ergeben. Damit bietet sie eine Grundlage für bewertende Interpretationen, speziell für normative Aussagen zu einem möglichen idealen Zustand, den wir für die Zukunft anstreben könnten. Wir möchten damit nicht einen absoluten Qualitätsstandard vorschlagen, sondern vielmehr eine Diskussionsgrundlage liefern, um eine Kultur des evidenz- oder datenbasierten Managements von Abwassersystemen zu fördern. Da eine Gemeinde zukünftig nicht nur ihre 5 oder 20 oder 200 Regenbecken bewirtschaften muss, sondern zusätzlich die gute Funktionsweise von 50 bis 2.000 dezentralen Versickerungsanlagen, Speichern und technischen Adsorbern gewährleisten soll, sind datenbasierte Konzepte für Betrieb, Planung und Erfolgskontrolle wichtig.

2 Eine fallstudienbasierte, vergleichende Analyse von datenbasierten Betriebs-, Planungs- und Vollzugskonzepten in der Siedlungsentwässerung

Im Folgenden beschreiben wir, wie wir Systemgrenzen definiert und Systemelemente, z. B. Regenbecken, ausgewählt haben. Anschliessend schlagen wir wichtige Schlüsselattribute vor, z. B. die hydraulische Auslastung einer Behandlungsanlage, sowie Kategorien, um den Zustand bewerten zu können. Schliesslich analysieren wir, auf welche Ziele datenbasierte Konzepte eine positive Wirkung haben.

2.1 Festlegung der Systemgrenzen und -elemente für eine vergleichende Analyse

Generell gleichen sich die Entwässerungssysteme im D-A-CH-Raum physisch sehr und bieten sich für eine vergleichende Analyse an. Weil Umweltingenieure zwar gewohnt sind, zentrale und semi-zentrale Systeme zu managen, aber noch wenig Erfahrung mit dezentralen Systemen haben, beschränken wir den Vergleich auf die vier folgenden Themenfelder: i) Anlagen zur Regenwasserbehandlung (RÜB und RB/RKB), ii) typische, kleine Versickerungsanlagen, z. B. für behandlungspflichtiges Regenwasser eines Werkhofs, iii) den durchschnittlichen „Zustand“ einer mittelgrossen Region, welche von einer kompetenten Aufsichtsbehörde verwaltet wird, iv) das sozio-ökonomische System der Siedlungsentwässerung in dieser Region. Hier fassen wir verschiedene wichtige Punkte zusammen, z. B. die Kosten für Messungen und Organisationsstrukturen (siehe auch Tabelle 1).

Beim ersten Systemelement handelt es sich um semi-zentrale Anlagen, die, ähnlich wie Pumpwerke, oft organisatorisch vom Betreiber der Abwasserreinigungsanlage oder dem Abwasserzweckverband mitverwaltet werden. Diese Anlagen sind interessant, weil sie seit ca. 20 Jahren zunehmend mit Messtechnik ausgestattet werden. Was früher nur unter grossem Aufwand möglich war, ist jetzt bezahlbar und schafft, ähnlich wie beim A380, einen Mehrwert für die Betreiber. Hier ist allgemein akzeptiert, dass Messtechnik und Alarmmeldungen wertvoll für den Betrieb sind. Für mittel- und langfristige Planungen oder den Vollzug des Gewässerschutzes

ist das noch nicht überall der Fall. In diesem Bereich bestehen auch grosse Unterschiede zwischen den drei Ländern, sowohl was die Planungsvorgaben angeht (A128/102 vs. STORM vs. ÖWAV Regelblatt 19), als auch die Regulierung (Selbstüberwachungsverordnungen vs. nichts).

Beim zweiten Element, einer dezentralen Anlage, vergleichen wir eine typische kleine Anlage auf dem Werkhof einer Industrieanlage, wie sie in allen Ländern vorhanden sein kann. Solche dezentralen Bauwerke erfüllen eine wichtige Funktion für die sichere Abwasserableitung und den Gewässerschutz, nicht nur in Bezug auf einen guten chemischen Zustand, sondern auch hinsichtlich eines ausgeglichenen Grundwasserhaushalts (Abbildung 1). Im Gegensatz zu den zentralen und semi-zentralen Anlagen sind sie nicht immer organisatorisch als Betriebspunkt eingebunden und praktisch nicht mit Messtechnik ausgestattet. Daraus resultiert, dass i. d. R. wenig über deren tatsächliche Leistungsfähigkeit bekannt ist und bisher durchgeführte Kontrollen Defizite aufzeigen (Helmreich, 2016; Londong, 2011).

Drittens, interessiert es uns, wie der Zustand in Regionen ist, die von einer kompetenten und engagierten Aufsichtsbehörde betreut werden. Hat sie genug Einfluss auf die Betreiber, um darauf hinzuwirken, dass Daten ausgewertet und in Managementsystemen organisiert werden?

Viertens, vergleichen wir andere nicht-technische Faktoren, die den Umgang mit Messungen zum Teil direkt beeinflussen, wie z. B. deren Kosten, das Wissen über die tatsächliche hydraulische Leistungsfähigkeit von Kanalisationen oder Organisationsstrukturen.

2.2 Den idealen Zustand festlegen und Kategorien der Zielerfüllung beschreiben

Um die aktuelle Situation in den Fallbeispielen bewerten und vergleichen zu können, haben wir für jedes Attribut Kategorien definiert, die den Grad der Zielerfüllung zahlenmässig bewerten. In der Regel haben wir versucht, Kategorien mit elf Gruppen zu definieren und ihnen Werte zwischen 0 (gar nicht erfüllt) und 1 (voll erfüllt) zugewiesen. Die Kategorien haben in der Regel eine logische Ordnung und bauen aufeinander auf (Tabelle 2).

Wie oben beschrieben, versuchen wir ausserdem einen praktikablen „Stand der Technik“ vorzuschlagen. Dabei geht es uns ebenfalls um eine Diskussionsgrundlage, was aus Sicht von zwei Wissenschaftlern und einem beratenden Ingenieur mit viel Praxiserfahrung den meisten Betreibern zumutbar ist.

2.3 Die Wirkung von datenbasierten Konzepten auf eine nachhaltige Abwasserwirtschaft beurteilen

Um auszuloten, welche Wirkung gute Messdaten für Betrieb, Planung und Erfolgskontrolle haben, zeigen wir auf, welche Handlungsoptionen einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft positiv durch Messdaten beeinflusst werden. Dazu bedienen wir uns der Ziel-Hierarchie aus dem Projekt “sustainable water infrastructure planning” (SWIP) (Lienert et al., 2015) (Abbildung 1).

3 Fallbeispiele zeigen Unterschiede und Gemeinsamkeiten

Für jedes Land analysieren wir drei verschiedene Beispiele:

- 1. Ein vorbildlicher Entwässerungsbetrieb oder Verband.**
- 2. Ein typischer Entwässerungsbetrieb oder Verband,** vielleicht auch mit einem stärkeren Fokus auf der Abwasserreinigung als auf der Siedlungsentwässerung. Hier wird beispielsweise ein Jahresbericht über die Geschäftstätigkeit erstellt, der aber zu 95 % die Abwasserreinigung und nur zu 5 % die Entwässerung beschreibt.
- 3. Eine vorbildliche Region,** die von einer Aufsichtsbehörde mit fachlich gut bis sehr gut qualifiziertem Personal betreut wird. Die Behörde nimmt ihre regulatorischen Aufgaben gegebenenfalls mit eigenen Vollzugsverordnungen wahr.

Die Beispiele haben wir aus uns bekannten Entwässerungsnetzen ausgewählt. Die Resultate präsentieren wir aus Gründen des Datenschutzes anonymisiert. Die Gemeinden haben wir gemäss den oben genannten Attributen und Kategorien eingeschätzt und unsere Beurteilung, wenn

möglich, in Rücksprache mit Betreibern und Aufsichtsbehörden angepasst, um eine möglichst objektive Bewertung zu erreichen.

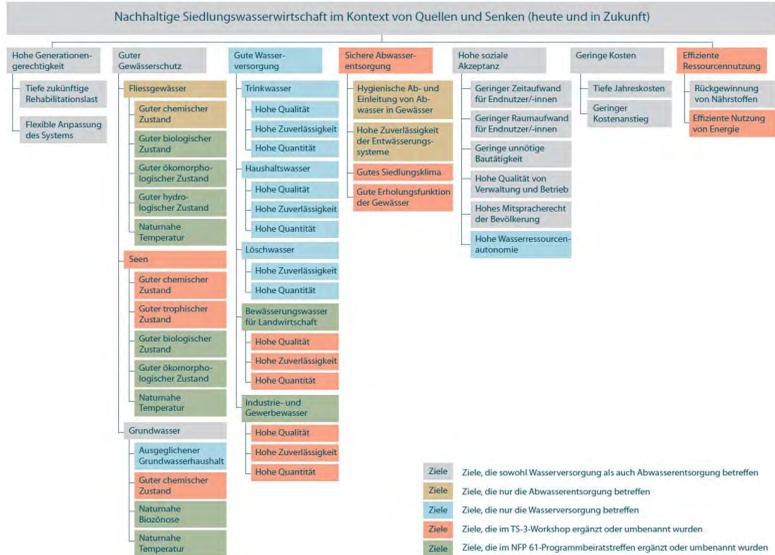


Abbildung 1 Ziele einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft im Kontext von Quellen und Senken (aus (Hoffmann et al. 2014)). Die Siedlungsentwässerung betreffen alle Ziele bis auf "Gute Wasserversorgung". Traditionell besonders wichtig sind "Guter Gewässerschutz", "Sichere Abwasserableitung" und "Geringe Kosten". In Zukunft wird die "Effiziente Ressourcennutzung" an Bedeutung gewinnen.

Tabelle 1: Charakteristiken der neun anonymisierten Fallbeispiele in dieser Studie.

Bsp.	Deutschland	Österreich	Schweiz
1	300.000 EW 200 Bauwerke	950.000 EW	75.400 EGW 20 Bauwerke
2	12.000 EW 10 Bauwerke	500.000 EW	30000 EGW 6 Bauwerke
3	Region in NRW mit rd. 2,0 Mio. EW	Region in Südösterreich mit 1,2 Mio. EW	Region im Nordosten der Schweiz mit 1.4 Mio. EW

4 Resultate

4.1 25 Attribute wurden ausgewählt

Für die ersten drei Systemelemente haben wir sechs Attribute ausgewählt, die stellvertretend für die gesamten Aufgaben des Betriebs, der Planung und der Erfolgskontrolle stehen. Im Wesentlichen möchten wir erfassen, ob hydraulische und/oder Qualitätsparameter gemessen werden (Nr. 1, 3), wie die Daten ausgewertet werden (2, 4) und wie diese zur Betriebsoptimierung und Erfolgskontrolle (5) sowie Planung (6) eingesetzt werden. Zusätzlich erfassen wir wichtige Attribute zu den Kosten von Niederschlags-Abfluss-Messungen in den verschiedenen Ländern, Wissen über die hydraulische Leistungsfähigkeit, und bewerten Instrumente zur Erfolgskontrolle sowie die Organisationsstruktur. Obwohl wir zwischenzeitlich eine grössere Auswahl in Betracht gezogen hatten, beschränken wir uns auf die 25 wichtigsten Attribute (Tabelle 2).

Für das Systemelement 1, "Messungen an Regenwasserbehandlungsbauwerken (RÜB und oder RKB; keine RÜ)", bewerten wir beispielsweise die folgenden Attribute:

1. **Hydraulische Auslastung:** Wir bewerten nicht nur, ob Einstauhäufigkeit und -Dauer gemessen werden, sondern auch an wie vielen Bauwerken. Laut Stand der Technik ist die Überlaufdauer an (wesentlichen) Bauwerken zu messen. In unserer Idealvorstellung misst ein Betreiber Entlastungsvolumina an mehr als der Hälfte der Bauwerke (wesentliche Einleitungen in das Gewässer).
2. **Auswertung der Messungen:** Wenn Zeitreihen von Wasserstand oder Entlastungshäufigkeiten vorliegen, müssen diese auch ausgewertet und für spätere Analysen archiviert werden. Gut wäre, wenn die Auswertungen bereits für eine Periode von 5 Jahren (oder länger) vorliegen und min. 50 % der Daten nutzbar sind (aktuell sind die Anteile fehlerhafter Datensätze z. T. deutlich grösser). In der idealen Welt stellt eine zeitnahe (mindestens monatliche) Prüfung und Einführung eines Messdatenmanagement-Systems (MDMS) eine „100%ige“ Nutzbarkeit sicher (s. auch DWA-M 151).

3. **Qualitätsmessungen:** Sind wünschenswert, um problemorientierte Massnahmen zu planen. Im einfachsten Fall werden durch Messungen Teileinzugsgebiete identifiziert, die überdurchschnittlich zur Gewässerbelastung beitragen. Stand der Technik sollten systematische Messkampagnen sein (im Idealfall sind sogar Messungen von zuverlässigen Online-Sonden vorhanden) z. B. weil sie an die spezifische örtliche Abwasserbeschaffenheit angepasst sind.
4. **Auswertung von Qualitätsmessungen:** Analog zu 2., wobei ihr den Stand der Technik bei der Analyse von "klassischen" Parametern (AFS/GUS, CSB, ...) und Schwermetallen sehen. Die Messung von Spurenstoffen geht darüber hinaus.
5. **Verwendung der Daten zur Betriebsoptimierung und Erfolgskontrolle:** Wenn Messdaten vorhanden sind, sollten sie zur Betriebsoptimierung durch den Betreiber und idealerweise auch zur Erfolgskontrolle, sowohl durch den Betreiber als auch durch die Aufsichtsbehörde, verwendet werden. Da bei der reinen Sammlung von Daten die Gefahr besteht, dass Daten-Müllberge entstehen (Dittmer et al., 2015), sehen wir grosses Potenzial in einer Fremdüberwachung der Daten. Dies kann entweder durch die Aufsichtsbehörde im Dialog mit dem Betreiber geschehen, oder aber auch im Sinne eines Audits von einer externen Fachstelle. Solche Prüfstellen werden u. a. in Hessen und NRW erfolgreich für die periodische Kontrolle der Weiterleitmengen von Behandlungsanlagen (Drosselkalibrierung und Prüfung von Durchflussmessungen an Kläranlagen) eingesetzt.
6. **Daten als Grundlage von mittel- und langfristigen Planungen:** Dort, wo historische Daten der Funktionsweise des Entwässerungssystems in guter Qualität vorhanden sind, bieten sie eine sehr wertvolle Planungsgrundlage. Der Stand der Technik sollte sein, dass sie in der Hälfte der Planungen eingesetzt werden können. Im Idealfall stehen nicht nur Routedaten zur Verfügung, sondern werden durch zusätzlich Messprogramme im Rahmen einer Planung ergänzt. Hinweise dazu gibt das DWA-Merkblatt M 151.

Tabelle 2: Betrachtete Systemelemente mit einer Auflistung aller betrachteten Attribute. Für Regenwasserbehandlungs- und Versickerungsanlagen schlagen wir die gleichen sechs Attribute vor, die angeben, ob hydraulische und/oder Qualitätsparameter gemessen werden, wie die Daten ausgewertet werden und wie sie zur Betriebsoptimierung, Planung und Erfolgskontrolle verwendet werden. Zusätzlich erfassen wir wichtige Attribute zu den Kosten von Niederschlags-Abfluss-Messungen, Wissen über die Leistungsfähigkeit, bewerten Instrumente zur Erfolgskontrolle und die Organisationsstruktur.

1	2	3
Bauwerk zur Regenwasserbehandlung	Versickerungsanlage	Sozio-Ökonomische Faktoren
Messung der hydraulischen Auslastung		Kosten einer N-A Messung
Auswertungen der hydraulischen Auslastung		Wissen über die hydraulische Leistungsfähigkeit
Qualitätsmessungen		Optimierungsgrad der Abwasserinfrastruktur (Netz-ARA-Gewässer)
Auswertungen der Qualitätsmessungen		Problemorientierte Zielvorgaben (hydraulische Belastung, Sauerstoff, Ammonium, AFS(fein))
Daten zur Betriebsoptimierung/Erfolgskontrolle verwendet		Praxistaugliche Zielvorgaben (gemäss heutigem Stand der Technik vollziehbar)
Daten als Planungsgrundlage verwendet		Rechtliche Vorgaben über die zu erbringende Leistungen
-		Organisationsstruktur

Beschreibungen der anderen Attribute sind in den Tabellen A1 bis A3 im Anhang aufgeführt.

4.2 Vorschläge zu Idealvorstellungen

Um den Grad der Zielerfüllung für die verschiedenen Attribute zu beschreiben, haben wir die ausformulierten Kategorien in Tabellen zusammengefasst.

In Tabelle 3 sind exemplarisch die Attribute und Ausprägungen für die Bewertung der Nutzung von Messungen an Bauwerken zur Mischwasserbehandlung dargestellt. Die entsprechende Information für die anderen Systemelemente dokumentieren wir im Anhang. Beispielhaft stellen wir hier die Vorschläge zur Bewertung der Attribute 1 und 20 vor:

Attribut 1: Messung der hydraulischen Auslastung an Regenbecken.

0 (ungenügend): Gar keine Messungen vorhanden, 5 (ausreichend):

Überlaufdauer bei weniger als 50 % der Behandlungsanlagen, 10 (sehr gut): Entlastungsvolumen wird bei > 50 % der Bauwerke gemessen.

Attribut 20: Wissensstand über die hydraulische Leistungsfähigkeit des Entwässerungssystems. 0 (ungenügend): Keine offizielle Studie durchgeführt, Wissen nur implizit bei Betreiber vorhanden, 6: Berechnungen eines Simulationsmodells, welches an temporäre punktuelle Messungen kalibriert wurde [1 Sensor/ 30 ha], 10 (sehr gut): Berechnungen mit einem an permanente, flächendeckende Messungen kalibrierten Simulationsmodell [1 Sensor/ ha].

Wie oben beschrieben, geben wir auch Hinweise zum aktuellen Stand der Technik (Orange eingefärbt in Tabelle 3). Beispielsweise finden wir, dass der Stand der Technik in Bezug auf Messungen von Qualitätsparametern im Mischabwasser bei einer systematischen Probenahme mit automatischen Probenehmern in mehreren Bauwerken liegt. Die Messung von Spurenstoffen oder der Einsatz von Online-Sonden ist zwar machbar, aber doch anspruchsvoll und geht noch über den Stand der Technik hinaus. Im Einzelfall können sie als ergänzende systemische Messungen sehr sinnvoll sein.

Tabelle 3 Bewertung der Nutzung von Messungen an Mischwasserbehandlungsbauwerken in der D-A-CH Region anhand von sechs Schlüssel-Attributen bezüglich Quantität, Qualität und Zweck der durchgeführten Messungen. Für Attribute 5 und 6 haben wir entschieden, lediglich sieben Kategorien zu definieren. Die orange Farbe beschreibt unserer Meinung nach den Stand der Technik recht gut. Es ist auffällig, dass er für die Messungen von Qualitätsparametern deutlich weiter vom idealen Typus entfernt ist als für hydraulische Messgrößen

Nr.	Attribut/Erfüllung [%]	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
1	Messung hydraulische Auslastung	keine Messungen	nur temporäre Messungen	nur vereinzelt H-Messungen vorhanden	Einstau bei <= 50 % der Bauwerke	Einstau bei > 50 % der Bauwerke	Überlaufdauer bei <= 50 % der Bauwerke	Überlaufdauer bei > 50 % der Bauwerke	Weiterleitung zur KA bekannt	Drosselkalibrierung durchgeführt	Entlastungsvolumen bei < 50 % der Bauwerke	Entlastungsvolumen bei > 50 % der Bauwerke
2	Auswertung hydraulische Auslastung	keine Auswertungen	Auswertungen punktuell	Daten (min 1 Jahr) vereinzelt ausgewertet	Daten (min 1 Jahr) systematisch ausgewertet	Auswertungen liegen für min. 1 Jahr vor (min. 50 % nutzbar)	Auswertungen liegen für min. 5 Jahre vor (min. 50 % nutzbar)	Auswertungen liegen für min. 10 Jahre vor (min. 50 % nutzbar)	mehr als 50 % der Messreihen nutzbar	mehr als 75 % der Messreihen nutzbar	> 90 % der Messreihen nutzbar	Zeitreihe (monatliche) Prüfung und MfMS nach DIN EN 151 angeführt
3	Qualitätsmessungen	keine Messungen	min 5 x bereits durchgeführt	vereinzelt auch aktuelle Analysen/Stichproben	Systematische Problemlöse (Ereignisse) an mehreren Bauwerken	AFS u./o. CSB	klassische Parameter (AFS, CSB, Stickstoff, P)	Schwermetalle (Cu, ...)	Spurenstoffe	kontinuierliche Messungen (online) an einem Bauwerk	kontinuierliche Messungen (online) an mehreren Bauwerken	örtliche Kalibrierung von Online-Messungen
4	Auswertung Qualitätsmessungen	keine Auswertungen	min 5 x bereits ausgewertet	Daten aktuell jedoch vereinzelt ausgewertet	Daten systematisch ausgewertet	klassische Parameter (AFS, CSB, Stickstoff, P)	Schwermetalle (Cu, ...)	Spurenstoffe	Auswertungen liegen für min. 1 Jahr vor	Auswertungen liegen für min. 5 Jahre vor	x	Zeitreihe (monatliche) Prüfung und MfMS angeführt
5	Daten zur Betriebsoptimierung/ Erfolgskontrolle	keine	min 3 x bereits durchgeführt	-	wiederholt	-	mehr als 50 %	-	nahezu 100%	-	Grundlage bedarfsorientierter Betrieb	Erfolgskontrolle z.B. im Rahmen Eigen- oder Fremüberwachung registrierte systematische
6	Daten als Planungsgrundlage	keine	min 1 x bereits durchgeführt	-	wiederholt	-	wiederholt (> 50 % der Planungen)	-	Sanierung u. Neuplanung	-	grundsätzliche Abstimmung bei allen Planungen	systemische Messkonzepte als Grundlage einer Planung

4.3 Gemeinsamkeiten und Unterschiede von datenbasierten Betriebs-, Planungs- und Vollzugskonzepten im D-A-CH-Raum

4.3.1 Messungen an Regenwasserbehandlungsbauwerken (RÜB und oder RKB; keine RÜ)

Der Vergleich der datenbasierten Betriebs-, Planungs- und Vollzugskonzepte von Regenwasserbehandlungsanlagen zeigt insgesamt eine grosse Variabilität, sowohl international, als auch zwischen vorbildlichen und typischen Betreibern.

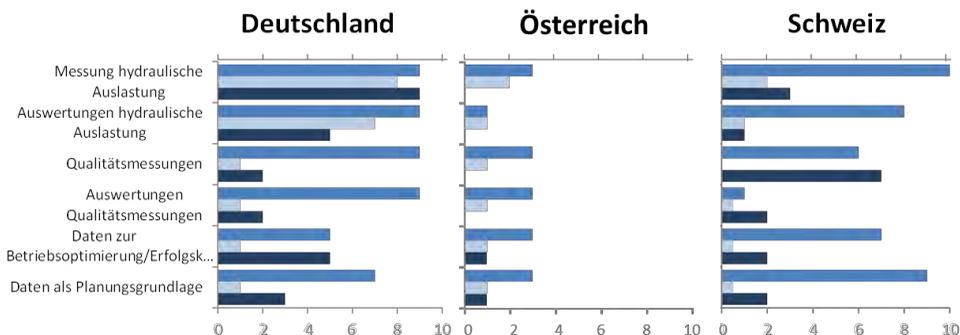


Abbildung 2 Verwendung von Messungen an Regenwasserbehandlungsbauwerken (RÜB und oder RKB; keine RÜ) in der D-A-CH Praxis für vorbildliche und typische Abwasserverbände/Betreiber und eine vorbildliche Region. Blau ist ein vorbildlicher und hellblau ein typischer Betreiber und dunkelblau beschreibt den Zustand in einer gut geführten Region. Man erkennt sofort, dass in D die Selbstüberwachungsverordnungen in einigen Bundesländern die Art und den Umfang von Messungen an Regenbecken vorgeben. Diese Vorgaben fehlen in A und CH. In Deutschland beschränkt sich die Wirkung der SüwVO auf Wasserstandsmessungen (1. Zeile), direkte Messungen der Einleitungsvolumina und der Wasserqualität (3. Zeile) fehlen weitestgehend. Obwohl überall erstaunlich grosse Diskrepanzen zwischen vorbildlichen und typischen Betreibern bestehen, sind diese in der Schweiz noch deutlicher ausgeprägt. Das könnte auf die vergleichsweise schwache Stellung der kantonalen Aufsichtsbehörden hindeuten.

Vor allem bezüglich wasserqualitätsbezogenen Betrachtungen gibt es Betreiber, die bemüht sind, über die behördlich geforderten Ziele hinaus ihre

Anlagen zu betreiben. Unsere Einschätzung ist allerdings, dass für die effektive Verwendung von Messdaten oft das Wissen um den mittel- und langfristigen Nutzen und Mehrwert fehlt. Dass Messdaten an Regenwasserbehandlungsanlagen sogar in den relativ gut betreuten Regionen eher selten als Planungsgrundlage verwendet werden, weist auch darauf hin, dass die Betreiber und Aufsichtsbehörden nicht für das Thema sensibilisiert sind oder das Wissen fehlt.

Beim Vergleich fällt aber auf, dass es im deutschsprachigen Raum auch viele Gemeinsamkeiten gibt (Abbildung 2):

- Wir finden länderübergreifend erstaunlich grosse Diskrepanzen zwischen vorbildlichen und typischen Betreibern.
- Die hydraulische Auslastung der Behandlungsanlagen ist besser erfasst als der Wirkungsgrad hinsichtlich Schmutzstoffen. Das liegt in erster Linie an kostengünstigen Wasserstandsmessungen.
- Richtlinien, die mit Sanktionen verbunden sind, wie die Selbstüberwachungsverordnungen und Zahlung (oder Befreiung von) der Abwasserabgabe in NRW, sind scheinbar effizient. Wo sie vorhanden sind, werden Messdaten erhoben, wo sie fehlen, wird wenig gemessen.
- Die Motivation einer Betreiberin ist im Einzelfall ausschlaggebend. Wo sie "gute Arbeit machen" möchte, ist der Stand besser als das Mittel einer gut betreuten Region.
- Daten werden noch nicht effektiv in Fremdüberwachungen und zur Problemcharakterisierung benutzt. Wir stellen fest, dass geplante Massnahmen oft auf Defiziten basieren, die anhand von Modellberechnungen identifiziert werden.
- Wenn Anforderungen an Messungen und Überwachungen im Regelwerk bestehen, werden diese im Vollzug nicht konsequent eingefordert (z. B. Regenwasserbehandlung nach Stand der Technik in Deutschland)
- Das Wissen um die Leistungsfähigkeit von semi-zentralen Anlagen ist eher schlecht. Für dezentrale Anlagen liegen quantitative Messungen zum Betriebsverhalten praktisch gar nicht vor (Londong, 2011).

Die grössten Unterschiede bestehen unserer Meinung nach in den folgenden Bereichen:

- In Deutschland zeigt sich in Bezug auf das Vorhandensein von Wasserstandsmessungen ein guter Zustand (mit regionalen Unterschieden). Da dieser in Österreich und der Schweiz wesentlich schlechter ist, vermuten wir, dass hierbei die Selbstüberwachungsverordnungen deutliche Wirkungen zeigen.
- In Österreich ist der Standard objektiv gesehen hinter anderen Ländern zurück. Entsprechende Verordnungen müssten hierfür auf Bundesebene entworfen und auch eingeführt werden.
- In der Schweiz verwenden die Kantone die vorhandenen Messdaten noch nicht ausreichend zur Erfolgskontrolle. Wie in der GeolV vorgesehen, sollten diese Informationen zentral gesammelt und an die Bundesbehörden weitergeleitet werden (s. unten).

Konkrete Empfehlungen für einzelne Länder oder Regionen abzuleiten, ist aufgrund der subjektiven Einschätzungen schwierig.

In **Deutschland** sollten/werden zukünftig im Zuge der Umsetzung der WRRL allenfalls verstärkt auch Wasserqualitätskriterien betrachtet und die Gewässer im Sinne einer immissionsbasierten Planung mehr ins Zentrum gestellt werden. Mit dem in der Vernehmlassung befindlichen DWA-Arbeitsblatt-A 102 ist ein Schritt in diese Richtung gemacht, allerdings besteht hier u. a. das Problem der Standardisierung der Messungen von AFS_fein.

In **Österreich** sind die Attribute vergleichsweise schlecht ausgeprägt und wir sehen hier vor allem das fehlende politische Wollen zur Implementierung eines datenbasierten Managements von Abwassersystemen.

Wie die **Schweiz** von dem flächendeckenden Einsatz von Messtechnik in Deutschland lernen kann, ist nicht ganz klar. Obwohl die kantonalen Aufsichtsbehörden relativ einfach darauf hinwirken könnten, dass bestimmte Attribute zur Leistungsbeurteilung der Regenwasserbehandlung im Jahresbericht des Betreibers dokumentiert werden, sind die behördlichen Anreize oft deutlich weniger effektiv als im Regelwerk-geprägten Deutschland. Stattdessen scheint vor allem der Wissensaustausch im

Verband oder auf kantonalen Informationsveranstaltungen nach dem Vorbild des “Expertenforums Regenüberlaufbecken Baden-Württemberg” zielführend. Eine einmalige Chance könnte sich mit der Einführung des neuen Minimalen Geodatenmodells (MGDM) zur Kommunalen Entwässerungsplanung bieten (BAFU, 2017). Dieses hilft den Kantonen, die Verordnung über Geoinformationen umzusetzen, die Kantone verbindlich verpflichtet, in den nächsten 5 Jahren Informationen zur Generellen Entwässerungsplanung und zum Gewässerschutz zu erheben und an das Bundesamt für Umwelt weiterzuleiten. In der Modelldokumentation wird eine Klasse “Regenüberlauf” eingeführt, die Angaben zu den Entlastungskennwerten von Regenüberläufen und Regenüberlaufbecken enthält. Dort können die Kantone vorschreiben, dass für jedes Bauwerk die Überlaufdauer und -häufigkeit dokumentiert werden muss. Weitere Attribute können hinzugefügt werden.

Obwohl die Verordnungen der Aufsichtsbehörden in Deutschland sehr wirkungsvoll scheinen, bleibt weiterhin Raum für Verbesserungen. In Nordrhein-Westfalen existiert die Selbstüberwachungsverordnung seit 1995, weshalb in den vergangenen 20 Jahren sukzessive Wasserstandsmessungen an Regenbecken eingebaut wurden. Es fehlt aktuell jedoch an einheitlichen und verlässlichen Auswertungen der Daten (Hoppe, 2017). Darüber hinaus haben gemäss unserer Erfahrung nur wenige Betreiber den Nutzen der Messungen bisher für sich entdeckt und setzen die Messungen auch als Grundlage von Betriebsoptimierungen und Neuplanungen ein. Ausserdem gilt die Selbstüberwachungsverordnung in NRW heute nur für Regenbecken. Obwohl sie sehr wirksam scheint, fehlen entsprechende Vorgaben für dezentrale Anlagen. Im Regelwerk sind mit dem DWA-A 166 wichtige Hinweise auch zum Thema Betrieb und MDMS aufgenommen, wie zum Beispiel ein zwingend notwendiger Probetrieb, damit die Anlage inkl. Fernwirktechnik auch wie vorgesehen funktioniert. Entsprechende Regelwerke für dezentrale Anlagen fehlen dafür noch.

4.3.2 Messungen an Versickerungsanlagen für behandlungspflichtiges Regenwasser

Für dezentrale Anlagen (Abbildung 3, oben) ist der Vergleich einfach, da sich überall zeigt, dass praktisch keine datenbasierten Erfahrungen

vorliegen. Weder zur hydraulischen oder qualitätsbezogenen Leistungsfähigkeit der Anlagen sind systematische Messungen, geschweige denn Auswertungen vorhanden. Das deckt sich mit den Ergebnissen von (Helmreich, 2016; Kluge et al., 2016), die aufzeigten, dass Betrieb und Erfolgskontrolle an Versickerungsanlagen immer noch vernachlässigt werden, obwohl sie wichtige Elemente des Gewässerschutzes sind.

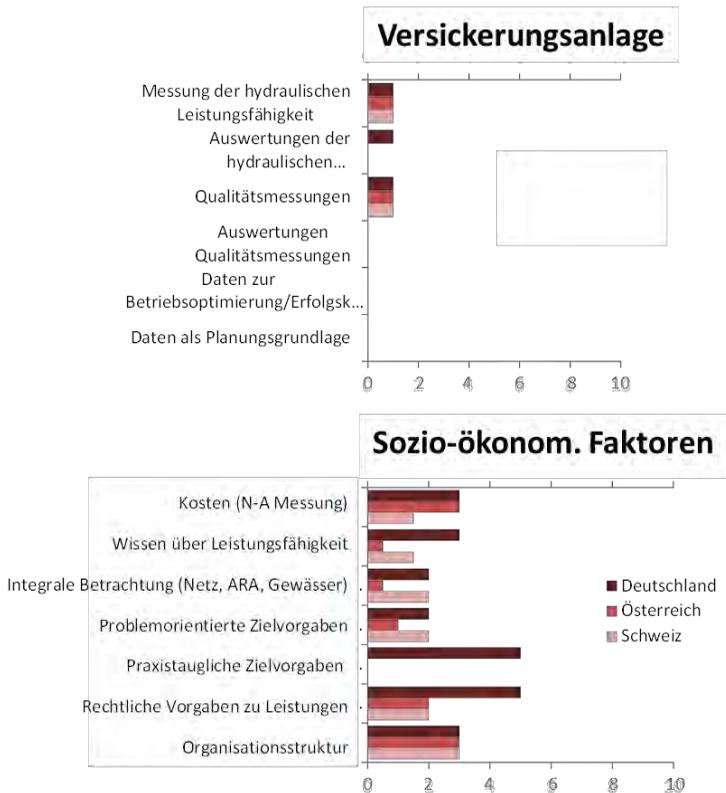


Abbildung 3 Ergebnisse für eine typische Versickerungsanlage für behandlungspflichtiges Regenabwasser in Deutschland (dunkelrot), Österreich (rot) und Schweiz (hellrot) in einem vorbildlich geführten Bundesland/Kanton. (unten): Ergebnisse für sozio-ökonomische Faktoren wie Kosten, Wissen über die Leistungsfähigkeit und organisatorische sowie politische Attribute. Es zeigt sich, dass praktisch keine datenbasierten Erfahrungen zur hydraulischen oder qualitätsbezogenen Leistungsfähigkeit der Anlagen

vorliegen. Hinsichtlich der sozio-ökonomischen Faktoren fällt auf, dass der aktuelle Zustand vergleichsweise weit von unserer Idealvorstellung entfernt ist. Zudem fehlen in A und in der CH vor allem praxistaugliche Zielvorgaben zur Erfolgskontrolle.

Im Verhältnis zu dem, was heute messtechnisch mit Datenfernübertragung und autonomer Energieversorgung möglich ist, ist zu wenig über den Betrieb der Anlagen bekannt. Visuelle Inspektionen allein (Londong, 2011), wie oft vom Betriebspersonal durchgeführt, sind unserer Meinung nach veraltet. Ein bedarfsorientierter Betrieb könnte anhand der tatsächlichen hydraulischen Auslastung organisiert werden und ermöglichen, dass diese Elemente auch nach Jahrzehnten immer noch so funktionieren wie gewünscht.

4.3.3 Bewertungen von Messungen hinsichtlich sozio-ökonomischer Faktoren

Ähnlich wie bei den Versickerungsanlagen ist der Zielerfüllungsgrad bei den sozio-ökonomischen Attributen gesamthaft niedrig. Erstaunlich ist vor allem, dass in Österreich und der Schweiz das Wissen über die tatsächliche hydraulische Leistungsfähigkeit der Systeme vergleichsweise sehr gering ist. Unsere Erfahrung ist leider, dass hydrodynamische Modelle für zahlreiche Betreiber noch nicht vorhanden sind. An Messdaten kalibriert werden oft nur die Modelle von grösseren Städten. Hier scheint es besonders wichtig, die Hypothese des Modells durch Wissen aus Messdaten zu ersetzen. Unser Eindruck ist, dass in der Schweiz die Anpassung an die Realität von Kantonen zu wenig eingefordert wird. Pragmatische Ansätze wie in Österreich, dass nur Gemeinden mit mehr als 10.000 EW ihre Modelle kalibrieren müssen, ca. 150 in der Schweiz, würden schon eine grosse Verbesserung erzielen. Praxistaugliche und etablierte Konzepte zur Modellkalibrierung und Qualitätssicherung von Kanalnetzberechnungen sind vorhanden (Schmitt et al., 2008; WaPUG, 2002).

4.4 Nutzen für eine nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft

Wie erwartet kann das Wissen aus Messdaten in Entwässerungssystemen viele verschiedene Handlungsmöglichkeiten verbessern (Tabelle 4), wie zum Beispiel eine "Verbesserung der Entscheidungsgrundlagen" und "Verbesserung des Prozessverständnisses". Damit liefern datenbasierte

Konzepte einen klaren Mehrwert, besonders für die mit “*” gekennzeichneten Handlungsoptionen. Interessant ist, dass sowohl eine “Verbesserung der Entscheidungsgrundlagen”, als auch eine “Verbesserung der Wissensintegration, Förderung des Wissens- und Erfahrungsaustauschs” dazu beitragen, Kosten zu reduzieren. Wie erwartet beeinflusst die “Verbesserung der mittel- und langfristigen Planung”, z. B. durch gemessene anstelle von simulierten hydraulischen Leistungsfähigkeiten, praktisch alle Ziele positiv. Beide Beispiele verdeutlichen die Notwendigkeit von guten, geprüften Messdaten. Diese breite Wirkung deutet auch darauf hin, dass die Kosten von Messprogrammen durch die allgemeine Verbesserung der Zielerfüllung, welche oft nicht monetär ausdrückbar ist, in der Regel wettgemacht werden.

Tabelle 4 Auswirkungen der Handlungsoptionen auf die Zielerfüllung einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft (vgl. Abbildung 1). Von datenbasierten Konzepten profitieren insbesondere die mit (*) gekennzeichneten Handlungsoptionen (Verändert nach Hoffmann et al. (2014))

Handlungsoptionen	Hohe Generationen-- gerechtigkeit	Guter Gewässer-- schutz	Sichere Abwasser-- entsorgung	Hohe soziale Akzeptanz	Geringe Kosten	Effiziente Ressourcen-- nutzung
<i>*Förderung eines umfassenden Infrastrukturmanagements</i>	+	+	+	+/-	+/-	+
<i>*Verbesserung der mittel- und langfristigen Planung</i>	+	+	+	+	+/-	+
<i>*Förderung flexibler Infrastrukturen</i>	+	+	+	+/-	+/-	+
Verbesserung der Koordination	+/0	+/0	+/0	+	+/-	+/0
<i>*Verbesserung der Entscheidungsgrundlagen</i>	0	+	+	+	+	0
Monitoring	0	+	+	+	+/-	0
<i>*Verbesserung der Wissensintegration, Förderung des Wissens- und Erfahrungsaustauschs</i>	0	+	+	+	+	+
Verbesserung des Prozessverständnisses	0	+	+	+	+	0

5 Diskussion

Unsere vergleichende Analyse von datenbasierten Konzepten hat gezeigt, dass aktuell sehr unterschiedlich mit Messdaten umgegangen wird und in allen Ländern noch grosses Verbesserungspotenzial besteht. Im Folgenden möchten wir einige Punkte diskutieren, die in unserem Diskurs öfter angesprochen wurden.

Zuerst zeigt sich, dass Verordnungen in Deutschland gut funktionieren. Allerdings erfordert eine einheitliche Auswertung, z. B. die der hydraulischen Auslastung, standardisierte Vorgehensweisen. In Deutschland will zum einen das Projekt Regen::4.0 in NRW dies für Wasserstandsmessungen an Regenbecken erarbeiten (bis Ende 2017). Zum anderen hat die DWA Landesgruppe Baden-Württemberg ein Spreadsheet-basiertes Tool entwickelt (DWA-BW, 2017). In der Schweiz wird beim VSA ebenfalls über eine koordinierte Auswertung von hydraulischen Auslastungen nachgedacht (Layer et al., 2015).

Zweitens sehen wir kritisch, dass die Aufsichtsbehörden in Bezug auf die Vollzugsorganisation ihre Prozesse nicht anpassen und weitestgehend so regulieren wie zu den Zeiten, als Datenfernübertragung und –speicherung noch anspruchsvoll war. Sowohl in Österreich als auch in der Schweiz findet für Entwässerungsnetze praktisch keine Fremdüberwachung durch die Aufsichtsbehörde statt. Oft wird dabei das Argument angeführt, dass die vielen Daten der Bauwerke in einer Region unmöglich vom Personal “zusätzlich” zu den bestehenden Aufgaben geprüft werden können. Eine Lösung könnte sein, gewisse Aufgaben an zertifizierte Anbieter zu übertragen. Dieses Modell wird schon erfolgreich zur Überprüfung von Feuerstätten durch Schornsteinfeger oder von Fahrzeugen durch Technische Überwachungsvereine (TÜV) angewendet. Audits von GEP-Daten oder Jahresberichten könnten sowohl von Planungsbüros als auch von Herstellern der Leitsysteme durchgeführt werden. Sogar einen Überprüfung durch andere Betreiber, im Sinne eines “calibrated peer review” (Michel, 2015), wäre möglich.

Wie oben schon beschrieben, zeigt das System der “Staatlich anerkannten Prüfstellen für Durchflussmessungen” in Deutschland im Bereich der Drosselkalibrierung und Prüfung von Messungen an Kläranlagen hier sehr

gute Erfolge - insbesondere dann, wenn die Berichte zur Qualitätssicherung stichprobenartig von Gutachtern geprüft werden. Anforderungen an die Prüfungen sind in Fachberichten der Länder (z. B. Hessen und NRW) festgeschrieben.

Die Selbstüberwachungsverordnungen der Bundesländer schreiben die Ausführung bestimmter Arbeiten durch die o. g. Prüfstellen vor. Dieses Modell lässt sich direkt in den anderen Ländern übernehmen und von regionalen Aufsichtsbehörden vollziehen. In A funktioniert das im Bereich der Kläranlagen durch regelmässige Eigen- und Fremduntersuchungen gut.

Drittens sehen wir, vor allem für den Gewässerschutz, eine wachsende Diskrepanz zwischen Prozesswissen und Vollzug. Deshalb haben wir in Bezug auf die Zielvorgaben (Element 4) ganz bewusst zwischen "problemorientierten" und "praxistauglichen" Zielen unterschieden. Dahinter steht die Erkenntnis, dass Vorgaben, die ein Problem genau beschreiben, oft wirkungslos für den Gewässerschutz sind, wenn sie nicht beobachtet werden können.

Beispielsweise werden in der Schweiz Gewässerschutzmassnahmen in Bezug auf die Reduktion von partikulären Stoffen beurteilt, welche erwiesenermassen zu Problemen im Gewässer führen, aber in der Praxis eher anspruchsvoll zu messen sind. Im Gegensatz dazu werden in Deutschland mit der SüVW Abw. Entlastungshäufigkeit und -dauer beurteilt, welche zwar gut zu beobachten sind, aber als alleinige Kennzahl die tatsächliche Gewässerbelastung durch die Siedlungsentwässerung nicht umfassend beschreiben. Gute Zielvorgaben sollten daher sowohl verlässlich ein Problem anzeigen als auch einfach zu messen sein.

Idealerweise wäre es für die Siedlungsentwässerung wünschenswert, ähnliche rechtliche Vorgaben wie für die Abwassereinigungsanlagen anzustreben. Die Einführung von Abwasserabgaben ist ein Schritt in die richtige Richtung. Dort, wo Abwasserabgaben bestehen, wird es in Zukunft allerdings eine Herausforderung sein, sie auf integrale Betrachtungen des Gesamtsystems Netz-ARA-Gewässer anzupassen. Eine ARA sollte während weniger Regenereignisse Ablaufwerte kurzfristig überschreiten dürfen, wenn dafür in der Jahresbilanz einige toxische Entlastungsereignisse

durch (unbehandeltes) Mischabwasser verhindert werden können. Obwohl erste Vorschläge in der Wissenschaft diskutiert werden (Meng et al., 2016), sind noch keine praxistauglichen Konzepte vorhanden.

Viertens zeigen uns eigene Messprojekte aus unserem Berufsalltag, dass datenbasierte Planungs- und Betriebskonzepte enormes Optimierungspotenzial aufweisen. In Bezug auf die Erfolgskontrolle lassen sich ausserdem auch Investitionen auf regionale oder städtische Ebene lenken, wie z. B. das Massnahmenprogramm eines regionalen GEPs oder der WRRL, wenn belastbare Daten vorliegen.

Fünftens sind zur Qualitätssicherung von Messdaten in der Siedlungsentwässerung mittlerweile konkrete Hinweise und Hilfsmittel verfügbar. In Bezug auf die Qualitätssicherung von Wasserstands- und Durchflussmessungen in Entwässerungssystemen sowie auf den Einsatz von Messdatenmanagementsystemen sind die DWA-Merkblätter M-181 und M-151 hilfreich.

Sechstens sind wir der Meinung, dass datenbasierte Methoden stärker in der Aus- und Weiterbildung gelehrt werden müssen. Ingenieure, die ein Entwässerungskonzept gemäss ATV-A 128 berechnen können, sind nicht unbedingt ausreichend qualifiziert, um aus Daten über Modellparameter zu lernen und die richtigen Schlüsse zu ziehen. Im Gegensatz zu den bekannten Planungshilfen benötigen die statistischen Analysen, Schätzmethoden und Regressionen Methoden zur Qualitätskontrolle von Messdaten oder die explorative Analyse von 1.000 Signalen andere Fähigkeiten als bisher. Da es in Zukunft mehr um das Verstehen und die nachhaltige Anpassung der aktuellen Systeme geht, sollten die Ingenieure von morgen z. B. Ausreisser in Messdaten identifizieren und imputieren oder Modellparameter unter Berücksichtigung von verschiedenen Fehlereinflüssen verlässlich aus Messdaten schätzen können. Wahrscheinlich werden viele Ziele einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft mittelfristig besser erfüllt, wenn Studenten beispielsweise Niederschlags-Abfluss-Messungen über ein oder zwei Semester betreuen und selber Messdaten auswerten. Dann sind sie im Umgang mit Messungen und echten Daten vertraut und können so nicht nur mit den 10.000 Sensoren des Jumbojets, sondern auch mit denen des Abwassersystems der Zukunft einen Mehrwert für die Gesellschaft produzieren.

6 Schlussfolgerungen

Die Aufgaben in der Siedlungswasserwirtschaft ändern sich. Im Gegensatz zu früher bauen Ingenieure die Systeme heute nicht mehr auf, sondern sie schaffen der Gesellschaft durch gute Bewirtschaftungskonzepte und nachhaltige Anpassungen an die sich ändernden Randbedingungen langfristigen Mehrwert. In unserer Arbeit argumentieren wir, dass datenbasierte Konzepte zum Betrieb, zur Planung und zur Erfolgskontrolle nicht nur beim Jumbojet A380, sondern auch für Abwassersysteme erfolgreich sein können. Die wichtigsten Schlussfolgerungen aus unserer vergleichenden Analyse von Fallbeispielen im deutschsprachigen Raum sind:

- Datenbasierte Konzepte für semi-zentrale Anlagen, wie Regenüberlaufbecken, werden in Deutschland z. T. schon seit 20 Jahren umgesetzt. In Österreich und der Schweiz werden Daten zwar von vorbildlichen Betreibern im operationellen Betrieb eingesetzt, aber (noch) nicht in Lenkungsinstrumenten verwendet. Scheinbar helfen hier Richtlinien, die mit Sanktionen verbunden sind, wie die Selbstüberwachungsverordnungen in Deutschland und die Zahlung (oder Befreiung) von Abwasserabgaben.
- Das Wissen um die Leistungsfähigkeit von dezentralen Anlagen ist in allen Ländern eher schlecht. Für dezentrale Anlagen liegen quantitative Messungen zum Betriebsverhalten praktisch gar nicht vor.
- Ebenfalls unbefriedigend ist, dass Messungen zum Vorkommen und die Eliminationsleistung bezüglich Schmutzstoffen und –frachten weitestgehend fehlen. In allen Ländern gibt es jedoch motivierte Betreiber, die qualitätsbezogene Messprogramme aufsetzen, da der Mehrwert bei diesen bereits erkannt wurde.
- Grundsätzlich zeigt sich eine grosse Variabilität im Umgang mit datenbezogenen Konzepten nicht nur unter den Ländern, sondern auch zwischen „vorbildlichen und typischen“ Betreibern. Sowohl in Österreich als auch in der Schweiz überwachen die Aufsichtsbehörden die Leistung der Entwässerungsnetze praktisch nicht anhand von Messdaten. In Deutschland schreiben die Selbstüberwachungsverordnungen einiger Bundesländer die Ausführung bestimmter Arbeiten durch Prüfstellen vor. Dieses Modell könnte auch für Österreich und die Schweiz interessant sein.

- Die Messtechnik und insbesondere die Datenfernübertragung und autonome Energieversorgung ermöglichen heute datenbasierte Konzepte. Allerdings brauchen wir weitere Entwicklungen, vor allem im politischen und organisatorischen Bereich. Es ist nicht genug "einfach" einen Sensor zu installieren und die Daten automatisiert auszuwerten, sondern die involvierten organisatorischen Prozesse müssen verstanden und strukturiert werden. Was unternimmt die Aufsichtsbehörde, wenn ein Indikator, wie z. B. eine Entlastungshäufigkeit, einen unbefriedigenden Zustand anzeigt?
- Gute Messdaten tragen nicht nur zur sicheren Abwasserableitung und zum Gewässerschutz bei, sondern haben eine sehr breite Wirkung auf fast alle Ziele einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft. Vor diesem Hintergrund erscheinen die Kosten für Messprogramme nur auf den ersten Blick hoch. Auf den zweiten Blick wird deutlich, dass sie sich mittel- und langfristig auszahlen, weil sie präzisere Planungen ermöglichen und Fehlinvestitionen verhindern.
- Datenbasierte Methoden müssen stärker in der Aus- und Weiterbildung gelehrt werden. Fachleute in der Siedlungsentwässerung werden heute eher dazu ausgebildet, Systeme mit Planungshilfen auszulegen, als Messdaten zu analysieren und mit statistischen Methoden Daten auszuwerten und zu interpretieren.

7 Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei den Vertretern der Betreiber und Aufsichtsbehörden, die sich die Zeit genommen haben, die Konzepte, Attribute und Bewertungen mit uns zu diskutieren. Vielen Dank auch an Liliane Manny für kritische Hinweise zur finalen Version und die Durchsicht des Beitrags.

8 Literatur

BAFU (2017). Minimales Geodatenmodelle zur Kommunale Entwässerungsplanung - Geodatenmodell (ID 129.1).

- Blumensaat F., Ebi C., Dicht S., Rieckermann J., Maurer M. (2017). Langzeitüberwachung der Raum-Zeit-Dynamik in Entwässerungssystemen mittels Niedrigenergiefunk - Ein Feldexperiment im Grossmassstab. *Korresp. Abwasser* 64.
- Bobkoff D. (2016). Why every flight you take is obsessively monitored. *Business Insider*. <https://www.yahoo.com/news/why-every-flight-obsessively-monitored-153000012.html> (accessed 6.8.17).
- Dittmer U., Alber P., Seller C., Lieb W. (2015). Kenngrößen für die Bewertung des Betriebes von Regenüberlaufbecken. Presented at the Jahrestagung der Lehrer und Obleute der Kläranlagen- und Kanal-Nachbarschaften des DWA-Landesverbands Baden-Württemberg am 25./26. März 2015.
- DWA-BW (2017). OPTIMIERTE ANLAGEN. OPTIMALER NUTZEN. RÜB-BW | DWA-LANDESVERBAND BADEN-WÜRTTEMBERG [WWW Document]. URL <http://www.rueb-bw.de/nachbarschaften/datentool/> (accessed 6.8.17).
- Engelke P., Keilholz P., Lynggaard-Jensen A. (2016). Echtzeitgesteuerte und gekoppelte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Oberflächengewässern im Innenstadtbereich von Århus, Dänemark – ein Beitrag zu Wasser 4.0, in: „Miss Es Oder Vergiss Es“ – Daten, Wissen Und Konzepte Für Den Gewässerschutz Bei Regenwetter. Presented at the Aqua Urbanica, Rigi.
- Helmreich B. (2016). Belastung von Versickerungsmulden an Metalldachabflüssen am Beispiel eines Zinkdaches. Presented at the Aqua Urbanica, Rigi.
- Hoffmann S., Hunkeler D., Maurer M. (2014). Nachhaltige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in der Schweiz: Herausforderungen und Handlungsoptionen. Thematische Synthese 3 im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms NFP 61 «Nachhaltige Wassernutzung». Bern.
- Hoppe H. (2017). Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. Presented at the Aqua Urbanica, Graz.
- Hoppe H., Fricke K., Kutsch S., Massing C., Gruber G. (2016). Von Daten zu Werten – Messungen in Entwässerungssystemen. *Aqua Gas* 96, 26–31.
- Imhoff K. (1951). *Taschenbuch der Stadtentwässerung*, 14th ed. Oldenbourg Industrieverlag.
- Kluge B., Kaiser M., Sommer H., Markert A., Pallasch M., Facklam M. (2016). Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasser-versickerungsanlagen. *Gwf - WasserAbwasser* 157, 628–636.
- Krämer S. (2008). Quantitative Radardatenaufbereitung für die Niederschlagsvorhersage und die Siedlungsentwässerung. Inst. für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftl. Wasserbau der Univ., Hannover.
- Layer M., Dittmer U., Lieb W. (2015). Emissionsorientierte Erfolgskontrolle basierend auf dem Betriebsverhalten von Behandlungsanlagen. Presented at the Aqua Urbanica, Stuttgart.

- Lienert J., Scholten L., Egger C., Maurer M. (2015). Structured decision-making for sustainable water infrastructure planning and four future scenarios. *EURO J. Decis. Process.* 3, 107–140. doi:10.1007/s40070-014-0030-0
- Londong J. (2011). Grundstücksnahe Niederschlagswasserbewirtschaftung – Langzeitbeobachtungen (1998-2011) an Projekten im Gebiet der Internationalen Bauausstellung Emscher Park (IBA). Presented at the Aqua Urbanica, Graz.
- Marr B. (2017). That's Data Science: Airbus Puts 10,000 Sensors in Every Single Wing!. Post <http://www.datasciencecentral.com/profiles/blogs/that-s-data-science-airbus-puts-10-000-sensors-in-every-single> (accessed 6.8.17).
- Marti A. (2016). CARTE DE L'ALÉA RUISSELLEMENT, WS RÉGION 4 (frz. "Überflutungskarten WS Region 4"), Vortrag beim Bundesamt für Umwelt, CH, 06.12.2016.
- Meng F., Fu G., Butler D. (2016). Water quality permitting: From end-of-pipe to operational strategies. *Water Res.* 101, 114–126. doi:10.1016/j.watres.2016.05.078
- Michel L.P. (2015). Digitales Prüfen und Bewerten im Hochschulbereich.
- Schmitt T., Becker M., Flores C., Pfeiffer E., Sitzmann D., Uhl M. (2008). Modellkalibrierung zur Qualitätssicherung von Kanalnetzberechnungen. *Korresp. Abwasser* 55, 1306–1312.
- StEB (2017). Starkregengefahrenkarten Köln [WWW Document]. Starkregengefahrenkarte. URL <http://www.hw-karten.de/index.html?Module=Starkregen> (accessed 6.8.17).
- WaPUG (2002). Code of Practice for the hydraulic modelling of sewer systems (No. 3rd Edition).

Korrespondenz an:

Jörg Rieckermann
Eawag
Überlandstrasse 133
Tel.: +41 (0)58 765 5397
E-Mail: joerg.rieckermann@eawag.ch

9 Anhang

Tabelle A1: Messungen an Versickerungsanlage für behandlungspflichtiges Regenwasser: Beispiel "typischer" Werkhof

Nr.	Attribut/Erfüllung [%]	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
1	Messung hydraulische Auslastung	keine Messungen	nur temporäre Messungen	nur vereinzelte H-Messungen vorhanden	Einbau bei < 50 % der Bauwerke	Einbau bei > 50 % der Bauwerke	Überlaufdauer bei < 50 % der Bauwerke	Überlaufdauer bei > 50 % der Bauwerke	Weiterleitung zur KA bekannt	Drosselkalibrierung durchgeführt	Entlastungsvolumen bei > 50 % der Bauwerke	Entlastungsvolumen bei > 50 % der Bauwerke
2	Auswertung hydraulische Auslastung	keine Auswertungen	Auswertungen punktuell	Daten (min 1 Jahr) vereinzelt ausgewertet	Daten (min 1 Jahr) systematisch ausgewertet	Auswertungen liegen für min. 1 Jahr vor (min. 50 % nutzbar)	Auswertungen liegen für min. 5 Jahre vor (min. 50 % nutzbar)	Auswertungen liegen für min. 10 Jahre vor (min. 50 % nutzbar)	mehr als 50 % der Messreihen nutzbar	mehr als 75 % der Messreihen nutzbar	> 90 % der Messreihen nutzbar	Zitroho (monatliche) Prüfung und MDMS nach DWA-M 151 eingeführt
3	Qualitätsmessungen	keine Messungen	min 1 x bereits durchgeführt	vereinzelt auch aktuelle Analysen/Stichproben	Systematische Probenahme (Ereignisse) an mehreren Bauwerken	AFS u./o. CSB	klassische Parameter (AFS, CSB, Stickstoff, P)	Schwermetalle (Cu, ...)	Spurenstoffe	kontinuierliche Messungen (online) an einem Bauwerk	kontinuierliche Messungen (online) an mehreren Bauwerken	örtliche Kalibrierung von Online-Messungen
4	Auswertung Qualitätsmessungen	keine Auswertungen	min 1 x bereits ausgewertet	Daten aktuell jedoch vereinzelt ausgewertet	Daten systematisch ausgewertet	klassische Parameter (AFS, CSB, Stickstoff, P)	Schwermetalle (Cu, ...)	Spurenstoffe	Auswertungen liegen für min. 1 Jahr vor	Auswertungen liegen für min. 5 Jahre vor	x	Zitroho (monatliche) Prüfung und MDMS eingeführt
5	Daten zur Betriebsoptimierung/ Erfolgskontrolle	keine	min 1 x bereits durchgeführt	-	wiederholt	-	mehr als 50 %	-	nahezu 100%	-	Grundlage bedarfsorientierter Betrieb	Systematische Erfolgskontrolle z.B. im Rahmen Eigen- oder Fremdüberwachung
6	Daten als Planungsgrundlage	keine	min 1 x bereits durchgeführt	-	wiederholt	-	wiederholt (> 50 % der Planungen)	-	Sanierung u. Neuplanung	-	grundsätzliche Abstimmung bei allen Planungen	ergänzende systematische Messkonzepte als Grundlage einer Planung

Tabelle A2: Messungen an Versickerungsanlage für behandlungspflichtiges Regenwasser: Beispiel "typischer" Werkhof

Nr.	Attribut/Erfüllung [%]	0	20	40	60	80	100
7	Messung der hydraulischen Leistungsfähigkeit	Keine Messungen keine visuellen Kontrollen	5 jährliche visuelle Kontrollen durch den Betreiber	Regelmäßige rein visuelle Kontrollen mit (externem) Fachverstand	Mind. 1 x bereits durchgeführt	Jährliche Messungen zur Überprüfung durchgeführt	Kontinuierliche hydraulische Online-Überwachung inkl. Alarmierung
8	Auswertungen der hydraulischen Leistungsfähigkeit	Keine Berichte und Auswertungen durchgeführt	Keine Inspektionsberichte erforderlich	Inspektionsberichte erforderlich	Mind. 1 x bereits durchgeführt	Auswertungen punktuell	Daten (mind. 1 Jahr) systematisch ausgewertet
9	Qualitätsmessungen	Keine Messungen	Regelmäßige rein visuelle Kontrollen durch den Betreiber empfohlen	Regelmäßige rein visuelle Kontrollen á la Rauchfangekehrer-Prinzip erforderlich	PN mind. 1 x bereits durchgeführt	Mehrere temporäre PN durchgeführt	Kontinuierliche qualitative Online-Überwachung inkl. Alarmierung
10	Auswertungen Qualitätsmessungen	Keine Auswertungen	Keine Inspektionsberichte erforderlich	Inspektionsberichte erforderlich	Mind. 1 x bereits ausgewertet	Auswertungen punktuell	Daten (mind. 1 Jahr) systematisch ausgewertet
11	Daten zur Betriebsoptimierung/Erfolgskontrolle	Keine	Mind. 1 x bereits durchgeführt	Mehrmals durchgeführt	Führen eines Anlagen- bzw. Wartungsbuches	Das ordnungsgemäße Führen des Buches wird behördlich vorgeschrieben und kann von der Behörde jederzeit überprüft werden.	Messdaten-Basierter Jahresbericht an Aufsichtsbehörde
12	Daten als Planungsgrundlage	Keine	Mind. 1 x bereits durchgeführt		Mehrmals durchgeführt		ergänzende systemische Messkonzepte als Grundlage einer Planung (Durchlässigkeit, Kolmatton, Stoffrückhalt)

Tabelle A3: Messungen an Versickerungsanlage für behandlungspflichtiges Regenwasser: Beispiel "typischer" Werkhof

Nr. Attribut/Erfüllungsgrad[%]	0	20	40	60	80	100
19 Kosten (N-A Messung)	>0,4 EUR/Datenpunkt			0,015 EUR/Datenpunkt		<0,001 EUR/Datenpunkt
20 Wissen über hydraul. Leistungsfähigkeit	keine Studie	Grob-Modell, unkalibriert	detailliertes Modell, unkalibriert	Modellbasiert, punktuell gemessen	hydrodyn. Modell, verteilt gemessen, lange Zeit	Gemessen mit 1 Sensor/ha
21 Optimierungsgrad der Abwasserinfrastruktur (Netz und ARA)	Weder Optimierungspotenzial-Analysen noch Optimierungsbilang durchgeführt	Für einzelne Bauwerke zumindestens Potenzial-Analysen durchgeführt	Für einzelne Bauwerke umgesetzt aber ohne regelmäßige Erfolgskontrolle	einzelne Bauwerke optimiert + Potenzial-Analysen für das gesamte System integriert durchgeführt Netz und ARA	Für die gesamte Abwasserinfrastruktur umgesetzt aber ohne regelmäßige Erfolgskontrollen Netz+ ARA	Gemeinsame Betrachtung von Netz, ARA und Gewässer (voll-integriert, Energie-optimiert, Klimawandel berücksichtigt) und regelmäßige online-Erfolgskontrolle
22 Problemorientierte Zielvorgaben (AFS/fein, Ammonium, Sauerstoff, Hydraulische Belastung)	keine Mindestvorgaben definiert	Rein emissionsorientierte Vorgaben (ATV-A 128, ÖNWA V R819), welche aber nicht kontrolliert und überwacht werden müssen.	Emissions- und immissionsorientierte Vorgaben (DWA-A 102), welche aber nicht kontrolliert und überwacht werden müssen.	Emissionsorientierte Vorgaben, welche auch regelmäßig messtechnisch überwacht werden aber nicht regelmäßig ausgewertet und kontrolliert werden müssen. (Baden-Württemberg)	Emissionsorientierte Vorgaben, welche auch messtechnisch überwacht und auch regelmäßig ausgewertet werden müssen und auch kontrolliert werden.	Immissionsorientierte Vorgaben, welche auch messtechnisch überwacht und auch regelmäßig ausgewertet werden müssen und auch kontrolliert werden.
23 Praxistaugliche Zielvorgaben (vollziehbar, prüfbar, gemäss heutigem Stand der Technik)	KEINE	Spurenstoffe	AFS fein	Entlastungsvolumen	Entlastungsdauer und Anzahl gemessen	Entlastung ja/NEIN
24 Rechtliche Vorgaben zur zu erbringenden Leistungen	nicht vorhanden		vage, uneindeutig	definiert durch a.a.B.d.T		definiert durch Stand der Technik definiert
25 Organisationsstruktur	keine Kooperation, Sektorale Strukturen, keine grosse fiskalische Kompetenz bei Verbands-/ARA-Betrieblleitung			Kooperation im Rahmen von einzelnen Projekten; Kanal: Gemeinde, ARA, Verband	ARA + Gewässer, keine Netze, („Modell Ruhrverband“)	sehr enge fachliche Kooperation => integriertes, ganzheitliches Management (Kanal+ ARA + EZG; Professioneller Betreiber (Zweckverband, privat, bzw. enge Kooperation verschiedener Betreiber)

Langzeitüberwachung der Raum-Zeit-Dynamik in Entwässerungssystemen mittels Niedrigenergiefunk – ein Feldexperiment im Grossmassstab

Frank Blumensaat^{1,2}, Christian Ebi², Simon Dicht², Alex Hunziker²,
Jörg Rieckermann² und Max Maurer^{1,2}

¹) Institut für Umweltingenieurwissenschaften, Professuren für
Siedlungswasserwirtschaft, ETH Zürich, Schweiz

²) Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und
Gewässerschutz (Eawag), Dübendorf, Schweiz

Kurzfassung: Obgleich heute mittels Regenradar und hochauflösender Fernerkundung zunehmend effizienter Niederschlags- und Landnutzungsdaten akquiriert werden, ist es immer noch schwierig, eine hydrologische Überwachung für Entwässerungssysteme mit hinreichender Informationsdichte und -konsistenz zu realisieren. Ob und inwieweit die Technologie des Niedrigenergiefunks (LPWAN) – als Kommunikationsgrundlage aus dem Internet-der-Dinge (IoT) bekannt - das Potenzial hat, diese Lücke zu schliessen, diskutieren wir in diesem Beitrag. Grundlage dafür sind unsere Erfahrungen beim Aufbau und dem bisher einjährigen Betrieb eines drahtlosen Sensornetzes (WSN) in einem mittelgrossen Schweizer Entwässerungsnetz mit einer Sensordichte von weniger als 1 Sensor pro Hektar angeschlossener Siedlungsfläche und einer Überwachungsfrequenz von 5 Minuten. Im Einzelnen diskutieren wir i) das Monitoringkonzept, ii) die technische Spezifikation der Sensorik und der drahtlosen Datenübertragungstechnologie LoRaWAN™ und iii) verschiedene Methoden für eine effiziente Datenverarbeitung. Wesentliche Herausforderungen ergeben sich hinsichtlich der Funknetzarchitektur, z. B. um eine bessere und belastbarere Kommunikation zu unterirdischen Bauwerken zu erreichen, sowie einer effizienten Qualitätskontrolle der aufgenommenen Daten in Echtzeit.

Keywords: Niedrigenergiefunk, Siedlungsentwässerung, Raum-Zeit-Dynamik, LoRaWAN, Internet-of-Things, Langzeitüberwachung

1 Einleitung

Die Raum-Zeit-differenzierte Überwachung von Abflussprozessen im Kanal stellt naturgemäss hohe Anforderungen an Sensor- und Kommunikationstechnologien. Der Netzcharakter der Entwässerungssysteme, der eingeschränkte Zugang zu unterirdischer Infrastruktur, die teils gefährlichen und unwirtschaftlichen Milieubedingungen, sowie die schnell und zufällig wechselnde Belastungssituation (Regen-/Trockenwetter) stellen wesentliche Herausforderungen beim Messen von Volumen- und Stoffströmen dar. In Bezug auf eine differenzierte Erfassung von Niederschlag und Landnutzung im urbanen Raum sind technologische Neuerungen wie Regenradar und eine hochauflösende Fernerkundung sehr vielversprechend. Die aktuellen Entwicklungen im Zusammenhang mit der sogenannten vierten industriellen Revolution (IoT, Cloud Computing, Machine Learning) suggerieren ein enormes Potenzial hinsichtlich einer drahtlosen Kommunikation mit bis zu vielen hundert Sensoren. Während erste Versuche in den USA mit speziell entwickelten Kommunikationssystemen bereits in den frühen 2000er Jahren erfolgreich getestet wurden (Montestruque und Lemmon 2015; Ruggaber *et al.*, 2007), ist derzeit unklar, welche der mittlerweile standardisierten Niedrigenergiefunktechnologien die rasante Entwicklung in diesem Bereich überlebt. Technische Aspekte wie Übertragungsfähigkeit (Quality of Service - QoS), gerichtete Kommunikation, Signalarouting, Zeitsynchronisation, Durchsatzbeschränkungen, Funkreichweite und Energieverbrauch müssen den speziellen Anforderungen einer Anwendung in Siedlungsentwässerungssystemen gerecht werden. Ziel des Beitrags ist es i) die erfolgreiche Etablierung eines autarken Drahtlossensornetzes zu veranschaulichen, ohne dabei die Herausforderungen im Zusammenhang mit einer solchen umfassenden Implementierung zu verschweigen und ii) geeignete Methoden für die Verarbeitung erhöhter Datenmengen zu diskutieren (Abb. 1).

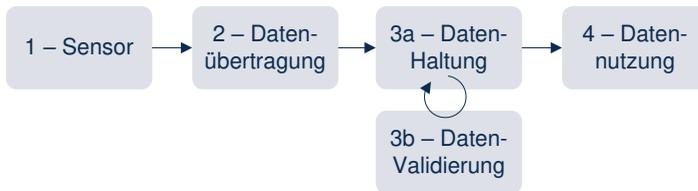


Abbildung 1: “Vom Sensorsignal zum konsistenten Datensatz” – Konzeptionelles Grundverständnis zum Informationsfluss als Grundlage zu diesem Beitrag.

2 Methodik

2.1 Drahtlossensornetzwerk

Das Drahtlossensornetzwerk kann grundsätzlich anhand der Elemente Funksystem, Sensorik und Netzwerkmanagement beschrieben werden.

Funksystem: Die Datenfernübertragung erfolgt mittels Niedrigenergiefunk im SubGigahertz-Bereich nach dem LoRaWAN™ - Standard (LoRa@Alliance 2015). Dieser Standard ermöglicht eine bidirektionale Funkverbindung zwischen batteriebetriebenen Sensorknoten über eine mittlere Reichweite von bis zu 20km (oberirdisch). Unsere Entscheidung den Datentransfer mittels LoRaWAN zu realisieren, ist im Wesentlichen durch vier Aspekte motiviert: i) Datenübertragung im Niedrigenergiebereich auf einem lizenzfreien Frequenzband (~868 MHz), ii) ein Standard mit Open Source-Charakter, der durch eine breite Community von Entwicklern und Anwendern unterstützt wird, iii) eine adäquate Verschlüsselung der Daten bei der Fernübertragung (AES-128), sowie iv) die Verfügbarkeit des Standards gegen Ende 2015. Die LoRaWAN-Netzwerkarchitektur ist standardmässig als sternförmige Topologie aufgebaut, d.h. Sensor-Knoten kommunizieren mit dem am besten verfügbaren Koordinator (Gateway).

Netzwerkmanagement: Das Netzwerkmanagement steuert via Gateway die funkanalspezifischen Datenraten der Sensorknoten und organisiert den Transfer der Datenpakete an einen hausinternen Datenserver. Im vorliegenden Fall setzen wir Software und Infrastruktur der Firma *loriot.io*

(Thalwil, Schweiz) ein. Der Datendurchsatz wird individuell für jeden Sensorknoten durch das ADR-Verfahren (Adaptive Data Rate) gesteuert. Dies reduziert die Energiekosten (Batterielebensdauer) und minimiert die Auslastung der *per se* beschränkten Funknetzkapazität. Die Gateways synchronisieren die Zeit über Internet mit einem Zeitserver. Je nach Ausführung verfügen die Sensorknoten über eine eingebaute Echtzeituhr und übertragen den Zeitstempel zum Messzeitpunkt mit den Messwerten als Datenpaar. Bei den einfacher realisierten Funkknoten wird der Zeitstempel des Gateways, resp. des Netzwerkservers bei jedem empfangenen Messdatenpaket verwendet.

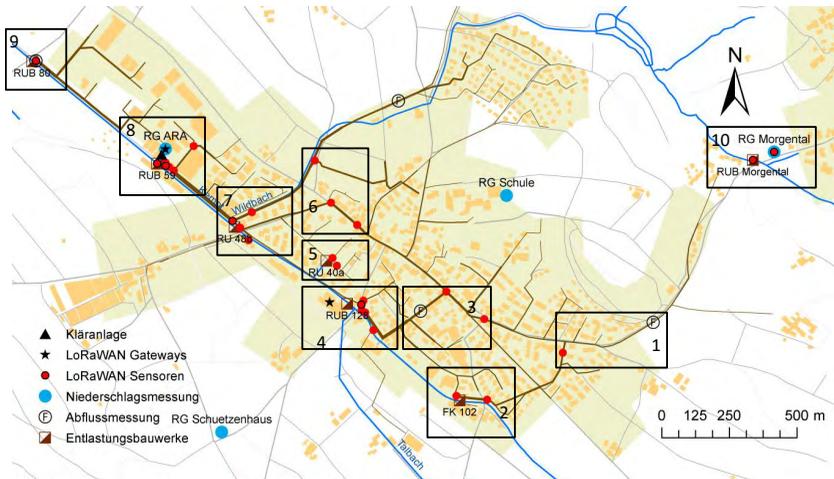


Abbildung 2: Verteilung der Elemente des LoRaWAN-Sensornetzes (Sensorknoten, Gateways) im Entwässerungssystem der Gemeinde Fehraltorf. Weitere, konventionell betriebene (Referenz-)Messstellen (Regenmesser, Abflussmessung) sind gesondert gekennzeichnet. Rahmen indizieren Sensorcluster, die einzelnen Sonderbauwerken zugeordnet sind.

Sensorik: Gegenwärtig betreiben wir zwei Basisstationen, resp. Gateways (Kerlink Wirnet Station 868), die die Signale der über das gesamte Gemeindegebiet verteilten Sensorknoten, empfangen (siehe Abb. 2). Die batteriebetriebenen Sensorknoten (eine Einheit aus Funkmodul und Sensor) sind teilweise als eigene Prototypen ausgeführt, teils nutzerdefiniert durch einen externen Dienstleister hergestellt. Derzeit sind 35 Sen-

sorknoten implementiert, die mit einer zeitlichen Auflösung von 5 min Systemzustände aufzeichnen und diese in Echtzeit übertragen: 24 Ultraschall-Füllstand (*MaxBotix MC7389*), 6 dielektrische Leitfähigkeitssensoren (*Decagon 5TM*), 2 Drucksonden (*Keller 36 XKY*), 2 Multiparametersonden zur Überwachung von Grundwasserstand und –qualität (*STS DL/N 70*) und 1 *Davis*-Pluviometer als Ergänzung zu 4 konventionellen Regenmessern (*OTT Pluvio² L*).

2.2 Datenvalidierung

Derartig räumlich verteilte Messungen erzeugen Datenmengen, die bisher gewohnte Dimensionen um ein Vielfaches übersteigt. Die erhöhte Quantität erfordert demnach eine rigorose Datenvalidierung (möglichst in Echtzeit) sowie eine systematische, automatisierte Datenverwaltung. Während in zahlreichen Untersuchungen zur Datenvalidierung von Einzelsignalen eine Vielzahl von nützlichen Konzepten erarbeitet wurde (Alferes und Vanrolleghem 2016; Branisavljevic et al. 2010), gehen nur wenige Studien auf die Validierung von ganzen Signalbündeln, resultierend aus räumlich verteilten Beobachtungen in einem Fliesspfadnetz, ein. Diesen Umstand adressierend, schlagen wir eine vierstufige Vorgehensweise zur Signal- und Datenverwaltung vor: 1. skriptbasierter Datentransfer von externen Datenservern via API, 2. Echtzeitbearbeitung von Einzelsignalen (Gültigkeitsbereich, Ausreisserdetektion, Rauschfilter), 3. Anomalieerkennung durch kollektive Analyse verschiedener Signale (z. B. durch Korrelationsanalyse), 4. systematische Archivierung in einer Datenbankanwendung. Dabei stehen zwei Hauptziele im Fokus der Bemühungen: i) eine quasi-Echtzeit-Wartung der Sensor-Hardware durch eine automatisierte Anomalieerkennung und ii) die Bereitstellung vorab validierter Datensätze mit hoher Konsistenz. Gegenwärtig untersuchen wir verschiedene Methoden, z. B. die Korrelationsanalyse, Kohonenkarten (auch bekannt als self-organized map (SOM) – Verfahren) und die Hauptkomponentenanalyse (PCA) hinsichtlich ihrer Eignung für eine semi-automatisierte Datenvalidierung, bzw. Plausibilisierung der gesammelten Messdaten.

2.3 Untersuchungsgebiet

Das städtische Einzugsgebiet der Gemeinde Fehraltorf (Abb. 2) wird durch ein modifiziertes Mischsystem entwässert (13 km Mischwasserhaltungen, 4,6 km Schmutzwasserkanäle, 10,9 km Regenwasserkanäle). Das gesamte Siedlungsgebiet umfasst 127,3 ha, während davon etwa 40 ha versiegelte Fläche an das Kanalnetz angeschlossen sind. Eine nicht unerhebliche Anzahl der Kanalhaltungen liegt unterhalb eines saisonal schwankenden Grundwasserspiegels. Somit ist der Fremdwasseranfall, der zum Kläranlagenzufluss beiträgt, mit einer geschätzten Rate von durchschnittlich 40 % beträchtlich. Insgesamt vier Speicherbecken ($36,1 \text{ m}^3 \text{ha}_{\text{red}}^{-1}$) werden zur Retention im Regenwetterfall bewirtschaftet. Über fünf Entlastungsbauwerke wird Mischwasser in ein basisabflussreguliertes Fließgewässer abgeschlagen, wobei das Verdünnungsverhältnis am Einleitpunkt der Kläranlage 3:1 beträgt.

3 Ergebnisse

3.1 Netzwerkperformance

Die vorliegende Evaluierung basiert auf einem zehnmonatigen Netzwerkbetrieb (Mai 2016 – März 2017) mit insgesamt 102'240 Betriebsstunden (9 Sensorknoten mit 10 Monaten, 26 Sensorknoten mit 2 bis 3 Monaten Betrieb).

Übertragungsqualität, Netzabdeckung: der andauernde Betrieb sowie standortspezifische Reichweitentests zur Prüfung der Signalstärke ergaben, dass nur zwei Gateways ausreichen, um das gesamte Stadtgebiet (Ausdehnung ca. 3 km x 3 km) grundsätzlich mit LoRaWAN zu versorgen. Jedoch ist der Empfang an einzelnen Standorten im Untergrund stark eingeschränkt. In unserer Studie sinkt die Verlässlichkeit, dass ein Datenpaket übertragen wird (QoS) im Mittel auf 83 %, wobei 70 % aller implementierten Sensorknoten direkt aus dem Untergrund senden. Die Erfahrungen über den andauernden Betrieb zeigen, dass sich der QoS mit zunehmender Betriebsdauer verbessert. Individuelle Anpassungen,

z. B. eine optimierte Funkknotenpositionierung, führen zu einer verbesserten Übertragung.

Während Engpässe bei der oberirdischen Netzabdeckung durch eine höhere Gatewaydichte kompensiert werden können, stellt der begrenzte Empfang im Kanal eine gesonderte Herausforderung dar. Aktuelle Forschung untersucht den Einsatz von Repeater-Knoten, welche oberirdisch platziert, die Signale mehrerer unterirdischer Sensorknoten empfangen und dann an einen Gateway weiterleiten. Erste Ergebnisse lassen eine Verbesserung der Übertragungsraten erwarten. Eine zusätzliche, hardwaretechnische Absicherung bietet die Integration eines Ringspeichers im Sensorknoten, sodass die Messdaten während temporär fehlender Netzabdeckung zwischengespeichert werden können.

Funknetzkapazität: Die regulatorische Beschränkung der Funknetzkapazität (Duty Cycle Restriction: 1 %) ermöglicht einerseits eine lizenzkostenfreie Übertragung, kann jedoch andererseits die Anwendung schnell limitieren. Dies ist z. B. der Fall, wenn eine Vielzahl von Sensorknoten grössere Datenmengen in hoher Frequenz übertragen. Mit der gegenwärtigen Konfiguration des Sensornetzes - 35 Sensorknoten, 2 Gateways, Übertragungsfrequenz 1- 5 Minuten, kleine Datenpakete von wenigen Bytes – erreichen wir die Kapazitätsgrenzen nicht. Ob und inwieweit v. a. eine Erhöhung der Übertragungsfrequenz (quasi-Echtzeit) die erlaubte Kapazität ausschöpft, ist von Qualität des Funksignals, der Anzahl der eingesetzten Gateways, sowie der zu übertragenden Datenmenge abhängig und daher im Einzelfall zu prüfen.

Energieverbrauch: Die Standzeit der batteriebetriebenen Sensorknoten wurde, je nach Sensor variierend, mit etwa zwei Jahren abgeschätzt. Nach 12 Monaten Betrieb (Mai 2016 – Mai 2017) konnten wir keine Ausfälle aufgrund von Spannungsabfällen beobachten.

3.2 Datenvalidierung

Die detaillierten Ergebnisse der Untersuchungen zu den verschiedenen Analysemethoden werden im Konferenzbeitrag vorgestellt und diskutiert. Beispielhaft ist in Abb. 3 das Ergebnis einer Korrelationsanalyse dargestellt. Hier wurden die Signale von insgesamt sieben, im Entwässerungssystem platzierten Sensorknoten analysiert.

rungsnetz verteilten Füllstandmessungen untersucht. Für den willkürlich ausgewählten Beobachtungszeitraum vom 13.05. bis zum 12.09.2016 ergeben sich bei einem Aufzeichnungsintervall von 5 Minuten insgesamt 204140 zu evaluierende Datenpunkte (ausfallbereinigt). Die Histogramme in der Diagonale der untenstehenden Multi-Plot Darstellung illustrieren die Verschiedenartigkeit der einzelnen Signale: Füllstandsmessungen in Entlastungsbauwerken (z. B. n256, n258) zeigen typische Bimodalverteilungen, wohingegen Messungen in Drosselstrecken (z. B. n257, B60) entsprechend schiefe, unimodale Verteilungen ergeben.

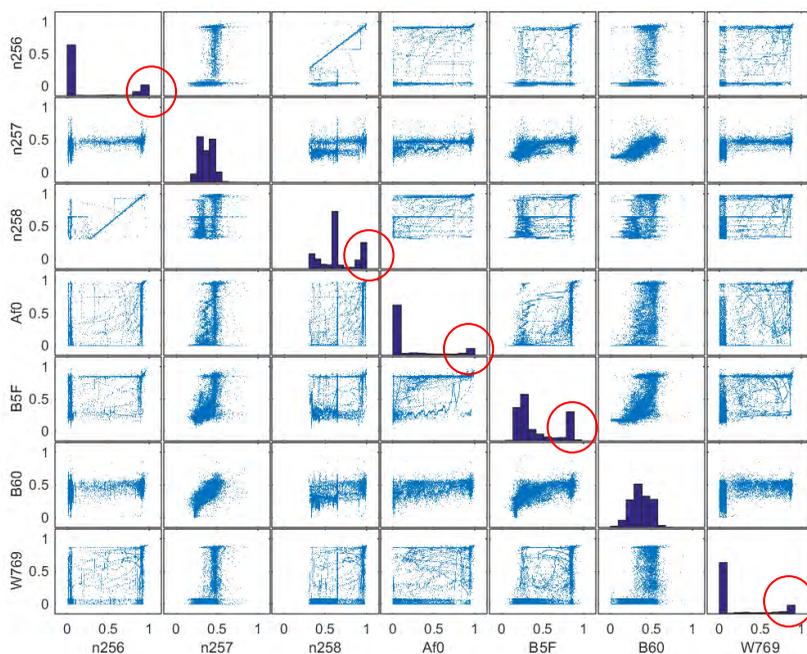


Abbildung 3: Korrelationsmatrix für gefilterte, normalisierte Füllstände (Daten: 13.05. - 12.09.2016). Rote Kreise zeigen Überlaufaktivität. Korrelationsdiagramme ermöglichen die Identifizierung von offensichtlichen Korrelationen oder Anomalien (vgl. n256 und n258, sowie n257 und B60).

Korrespondierende Scatterplots (hier dargestellt für den o.g. Gesamtzeitraum) bieten die Möglichkeit einer Signalprüfung im Kontext mit ,be-

nachbarten' Messsignalen. Nutzt man eine zeitlich differenzierte Analyse (sliding window analysis - SWAN) für eine quasi Echtzeitplausibilisierung, können sensorspezifische Anomalien *ad hoc* detektiert werden. Durch Hinzufügen einer Regen-/Trockenwetterinformation (durch parallel und zeitlich synchron gemessenen Niederschlag) kann diese Analyse über eine Mustererkennung weiter verfeinert werden.

4 Schlussfolgerung

Die vorliegende Studie zeigt i) einen bis dato zwölf Monate andauernden stabilen Betrieb eines Drahtlossensornetzes unter Nutzung von Niedrigenergiefunk und Low-Tech-Sensorik, und ii) einen Mehrwert durch intelligentes Kombinieren von Signalredundanz und Signalvielfalt in einem Sensornetzwerk.

Klare Vorteile der hier vorgestellten Anwendung gegenüber konventionell ausgebildeten Sensornetzwerken ergeben sich durch die nahezu unbegrenzte Skalierbarkeit und den extrem niedrigen Energiebedarf. Ein weiterer, entscheidender Vorteil hinsichtlich der Etablierung der Methode in der siedlungswasserwirtschaftlichen Praxis ergibt sich durch die Implementierungsmöglichkeit unter Nutzung einer zukünftig öffentlich verfügbaren Funkinfrastruktur, d.h. nicht wie hier aufgezeigt, basierend auf einem autarken, privaten Funknetz. Die Verfügbarkeit solcher öffentlichen Netze ist bereits in einigen europäischen Städten gegeben (u.a. Rotterdam, Genf, Zürich) und wird weiter zunehmen. Entwicklungs- bzw. Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der Übertragungsqualität (QoS), der Optimierung der Funknetzarchitektur hin zu einem vermaschten System und der Bidirektionalität, d.h. der Möglichkeit auch Steuersignale an einzelne Sensorkonten zu senden (Downlink-Funktionalität).

Ungeachtet der rapiden technologischen Entwicklung (ähnliche LPWAN-Standards, wie zum Beispiel NB-IoT, sind in Entwicklung) sind die hier diskutierten technischen Aspekte für die Siedlungsentwässerung im Zeitalter der Wasserwirtschaft 4.0 relevant. Das hier beschriebene und weiter andauernde Feldexperiment ermöglicht es uns überhaupt erst einmal Erfahrung im Umgang mit grossen Sensornetzwerken in der Siedlungsentwässerung zu sammeln, um das unbestritten grosse Poten-

zial weiter auszuloten. Mit den aufgezeigten Erfahrungen, hoffen wir einen Beitrag zur nächsten Generation des Kanal- und Entlastungsmonitorings und der Funktionsüberwachung, v.a. dezentraler Anlagen, leisten zu können, nicht zuletzt um Hürden weiter abzubauen, die von einer evidenzbasierten Bewirtschaftung von Entwässerungssystemen abhalten.

5 Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei der Gemeinde Fehraltorf und insbesondere bei der lokalen Gemeindeverwaltung für die grosse Unterstützung bei der Umsetzung der Initiative. Im Weiteren danken wir der Firma *Hunziker Betatech* (Winterthur, ZH) für die freundliche Bereitstellung von Daten und Informationen zum Entwässerungssystem, bei der Firma *Decentlab* (Dübendorf, ZH) für den Austausch und die Anfertigung der Sensorknoten nach unseren Wünschen, bei der Firma *loriot.io* (Thalwil, ZH) für die Unterstützung in der Startphase des Projekts. Dem *Institute of Embedded Systems* der Zürcher Hochschulen für Angewandte Wissenschaften (ZHAW) in Winterthur danken wir für den ideenreichen Austausch auf wissenschaftlicher Ebene. *Last but not least* möchten wir uns bei allen beteiligten Doktoranden, Praktikanten, Zivildienstleistenden und Studierenden für ihren grossartigen Einsatz im Zusammenhang mit dem Sensor-Deployment bedanken.

6 Literatur

- Alferes, J., and Vanrolleghem, P. A. (2016). "Efficient automated quality assessment: Dealing with faulty on-line water quality sensors." *AI Communications*, 29(6), pp. 701-709.
- Branisavljevic, N., Prodanovic, D., and Pavlovic, D. (2010). "Automatic, semi-automatic and manual validation of urban drainage data." *Water Science and Technology*, 62(5), 1013-1021.
- LoRa@Alliance. (2015). "LoRaWAN™ What is it? - A technical overview of LoRa@ and LoRaWAN™." LoRa@ Alliance.
- Montestruque, L., and Lemmon, M. (2015). "Globally Coordinated Distributed Storm Water Management System." *CySWater'15*, ACM Press, Seattle, USA.

Ruggaber, T. P., Talley, J. W., and Montestruque, L. A. (2007). "Using embedded sensor networks to monitor, control, and reduce CSO events: A pilot study." *Environmental Engineering Science*, 24(2), 172-182.

Korrespondenz an:

Frank Blumensaat
Eawag
Überlandstrasse 133, Dübendorf, Schweiz
Tel.: +41 58 765 5626
Email: frank.blumensaat@eawag.ch

„Sewer-Ball“ – Die räumlich-zeitliche Verteilung von Abwasserparametern in Kanälen erfassen

Adrian Koller¹, Christian Ebi¹ und Christoph Ort¹

¹ Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology,
8600 Dübendorf, Switzerland.

Kurzfassung: In der abwasser-basierten Epidemiologie wird anhand von Drogenrückständen im Abwasser geschätzt welche Mengen von illegalen Drogen in der Bevölkerung konsumiert werden. Drogenrückstände können aber bereits während der Aufenthaltszeit in der Kanalisation durch chemische und biologische Prozesse unterschiedlich beeinflusst werden. Wie sich die Umgebungsparameter des Abwassers im Transit verändern ist jedoch unbekannt. Darum entwickeln wir derzeit eine Sensorplattform, welche direkt im Abwasserstrom mitschwimmt und Veränderungen der Umgebungsbedingungen laufend aufzeichnet. pH, Redoxpotential, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur werden von unserem „Sewer-Ball“ mit ca. 100 mm Durchmesser im Intervall von 10 s gemessen. Durch die wiederholte Anwendung kann so die räumlich-zeitliche Verteilung relevanter Prozessparameter erfasst werden.

Keywords: Sensorplattform, pH, EC, ORP, Abwasserparameter, abwasser-basierte Epidemiologie.

1 Hintergrund und Motivation

Der Aufwand für den zuverlässigen Betrieb einer Messstelle in der Kanalisation ist gross. Darum werden Abwasserparameter online nur an wenigen Stellen in der Kanalisation gemessen, wenn überhaupt. Daten liegen deshalb meistens nur für spezifische Messpunkte vor, z. B. Kläranlagenzuläufe oder Mischwasserentlastungen (z. B. zum Bestimmen von Schmutzfrachten, z. B. Gruber et al., 2005). Wenn man aber den Kanal als „grossen verteilten Reaktor“ charakterisieren möchte, so müssen

Prozessparameter räumlich in höherer Auflösung erfasst werden. Für Temperatur gibt es bereits Lösungsansätze, die sind aber auch aufwändig und geben meistens nur Resultate für einzelne ausgewählte Kanalabschnitte, jedoch nicht für lange Distanzen oder gar ganze Kanalnetze (z. B. Schilperoort et al., 2013).

In der abwasser-basierten Epidemiologie wird anhand von Drogenrückständen im Abwasser geschätzt welche Mengen von illegalen Drogen in der Bevölkerung konsumiert wurden (Thomas et al., 2012). Drogenrückstände können aber bereits während der Aufenthaltszeit in der Kanalisation durch chemische und biologische Prozesse unterschiedlich beeinflusst werden (McCall et al., 2016a). Die Art der Transformationsvorgänge und Prozessraten hängen von den Eigenschaften der Substanzen und den Umgebungsbedingungen ab. Abwasserparameter wie Temperatur, pH, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt beeinflussen diese Transformationsprozesse direkt. Aber auch Biofilme tragen zur Umwandlung von Drogenrückständen bei und die Zusammensetzung und Abbauleistung von Biofilmen kann wiederum auch von den Abwasserparametern abhängen (McCall et al., 2016b).

Darum entwickeln wir derzeit eine Sensorplattform, welche direkt im Abwasserstrom mitschwimmt und Veränderungen der Umgebungsbedingungen laufend aufzeichnet. Durch die wiederholte Anwendung kann so die räumlich-zeitliche Verteilung relevanter Prozessparameter erfasst werden. In erster Linie wenden wir die Plattform bei typischen Trockenwetterverhältnissen an.

2 Entwicklung der Sensorplattform

2.1 Anforderungen

Zu Beginn der Entwicklung wurden die Anforderungen an die Sensorplattform formuliert. Die wichtigsten Punkte sind in Tabelle 1 aufgeführt. Nebst der Messung der Wasserparameter wurden auch die Datenerfassung und gewisse mechanische Rahmenbedingungen festgelegt.

Tabelle 1: Anforderungen an die Sensorplattform

Messgrösse	Temperatur	0 bis 60°C
	pH	4 bis 10
	ORP	-900 bis 900 mV
	EC	50 bis 3000 µS/cm
Datenerfassung	Intervall	10s
	Speicherung	SD Karte, onboard
	Kapazität	min 8h, besser 72h
Betrieb	Dauer	min 8h, besser 72h
Mechanik	Grösse	ideal < 60 mm, 100mm ok
	Auftrieb/Dichte	nahe neutrales Schwimmverhalten
	Material	abwasserkompatibel

2.2 Auswahl der Sensoren

Um die Sensorplattform so klein wie möglich zu halten, entschieden wir für pH, Redoxpotential (ORP,) und elektrische Leitfähigkeit (EC) die auswechselbaren Sonden aus Handmessgeräten von Hanna Instruments zu integrieren (Abbildung 1). Die Sonden sind nahezu zylindrisch mit rund 60 mm Länge und einem Durchmesser von etwa 15 mm. Mit einem radial dichtenden O-Ring an der Anschlussschulter und einem koaxialen elektrischen Anschluss (weiblich, 5.8mm aussen, 2mm innen) verfügen die Sonden über eine identische mechanische Schnittstelle. Wird nicht gemessen, muss die gelgefüllte Glaselektrode der pH-Sonde durch eine Gummikappe, welche mit etwas Lagerungsflüssigkeit (3M KCL Lösung) innen befeuchtet wird, geschützt werden.

Temperatur wird mit einem PT1000 Messwiderstand von ROTAX Albert Balzer AG gemessen (Abbildung 2). Der Fühler ist wasserdicht in eine 30 mm lange Schutzhülse mit 3 mm Durchmesser vergossen und wird mit einem Anschlusskabel geliefert.



Abbildung 1: Die auswechselbaren pH-, ORP-, und EC-Sonden von Hanna Instruments.



Abbildung 2: Der PT1000 Messwiderstand von ROTAX Albert Balzer AG.

2.3 Gesamtelektronik

Als Rechenzentrale wurde ein Arduino Pro Mini auf einem Trägerboard aufgesteckt. Mit der zusätzlichen Einbindung einer SD Karte und einer Echtzeituhr mit Kalenderfunktion entstand ein minimaler Datenlogger. Die Energiequelle stellt ein 3.7 V Polymer Lithium Ionen Akku mit einer Kapazität von 850 mAh. Die Analogsensoren pH, ORP, und T sind auf einem separaten Board aufgebaut. Ebenso wurde der EC-Sensor mit seinen Wechselspannungssignalen auf ein eigenes Board ausgelagert (siehe Abbildung 3). Um den Sewer-Ball im dunklen Kanal besser wieder auffinden zu können, haben wir eine starke Signal-LED integriert, welche zugleich als Signalanzeige für abnormale Funktion oder Störungen der Datenerfassung benutzt wird.

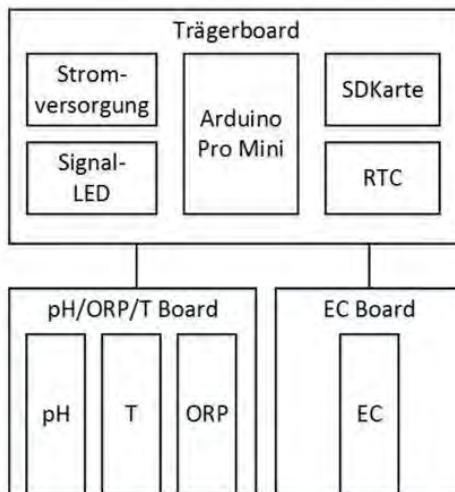


Abbildung 3: Schematische Übersicht über die Gesamtelektronik.

2.4 Elektronische Integration der Sensoren

2.4.1 Temperaturfühler

Der PT1000 Messwiderstand wurde in eine Wheatstone-Brücke verschaltet. Die drei zusätzlich notwendigen Widerstände von $1\text{k}\Omega$ wurden mit einem abgeglichenen Widerständenetzwerk aufgebaut, die Brückenspannung mit einem LT1789-1 Differenzverstärker ausgelesen und auf den gesamten Ausgangsbereich aufskaliert. Die Versorgungsspannung der Brücke wurde auf 2.1 V gesetzt. Am Spannungsteiler der Brücke ergibt sich so 1.05 V , was dem Idealbereich des LT1789-1 für die Gleichtaktunterdrückung entspricht. Das Analogsignal des Sensors wird direkt in den A/D Wandler des Arduino Pro Mini geführt.

2.4.2 pH- und ORP-Sonden

Die pH- und ORP-Messung erfolgt über zwei Elektroden: Eine Messelektrode, deren Spannung sich proportional zum elektrochemischen Potential der Lösung verhält und eine Referenzelektrode mit konstanter und stabiler Spannung. Theoretisch bewegt sich gemäss Nernst bei der

pH-Messung die elektrochemische Spannung zwischen -414 mV und $+414\text{ mV}$ bei 25°C . pH ist jedoch temperaturabhängig. Die Abhängigkeit nimmt zu je weiter entfernt sich der gemessene Wert von pH 7 befindet. So liegt der Messfehler bei einer Temperatur von 75°C und einem gemessenen pH von 4 im Bereich von 0.5 pH . Im Abwasser bewegt sich der pH normalerweise zwischen 5 und 9 (im Kläranlagenzulauf oft zwischen 7 und 8.5, siehe Ort et al., 2014) und die Temperatur liegt zwischen 10 und 40°C . Daher müsste genauer überprüft werden inwiefern der temperaturbedingte Messfehler in der Abwasserforschung relevant ist.

Da um 0 mV herum schwerlich gemessen werden kann, wird häufig die Referenzspannung nicht auf 0 mV sondern auf einen erhöhten Wert gesetzt. Für unsere Anwendung haben wir 512 mV gewählt, womit wir über den gewünschten pH-Messbereich ein Signal von ca. 100 mV bis 900 mV erwarten. Die Schaltung wurde gemäss des Application Report von Texas Instruments (2013a) umgesetzt (Abbildung 4). Dabei werden die Signale der beiden Elektroden durch zwei Operationsverstärker hochohmig vom Rest der Schaltungen getrennt. Gleichzeitig lässt sich über die Widerstände R1 und R2 die Verstärkung einstellen, sodass der Zielbereich des Signals den gesamten Bereich des A/D Wandlers ausnutzt und die Auflösung maximiert wird.

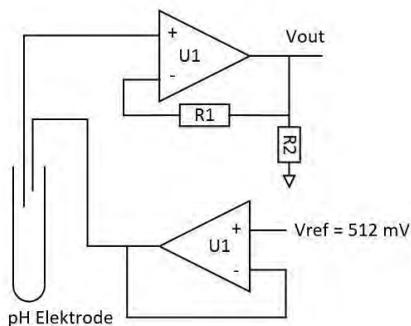


Abbildung 4: Schaltung zur Integration der pH-Sonde (adaptiert aus Texas Instruments (2013a)).

Die Schaltung für die Einbindung der ORP-Sonde ist identisch bis auf die Referenzspannung, welche von 512 mV auf 1024 mV verdoppelt wurde, da der Zielmessbereich zwischen -900 mV und +900 mV liegt.

2.4.3 EC-Sonde

Im Kern handelt es sich bei der Bestimmung der Leitfähigkeit um eine Impedanzmessung. Für den Fall der vorliegenden EC-Sonde mit den parallelen Plattenelektroden ist die gemessene Impedanz Z [Ω] definiert als

$$Z = \frac{l}{A} \rho$$

wobei l [m] dem Abstand der Platten, A der effektiven Fläche der Elektroden [m^2] und ρ der elektrischen Resistivität [Ωm] entspricht. Die Leitfähigkeit σ [S/m] einer Flüssigkeit ist dann definiert als der Reziprokwert der Resistivität.

$$\sigma = \frac{1}{\rho}$$

Das Verhältnis von l zu A ist wiederum definiert als die Zellkonstante k einer EC-Sonde, häufig in cm^{-1} angegeben. Für zwei unserer EC-Sonden haben wir die Zellkonstanten mit Hilfe eines Netzwerkanalysators ausgemessen. Die Sonden wurden in drei Kalibrierlösungen mit Leitfähigkeiten 84 $\mu\text{S/cm}$, 1000 $\mu\text{S/cm}$ und 1413 $\mu\text{S/cm}$ getaucht und die Impedanz gemessen. Daraus konnte die Zellkonstante, wie in Abbildung 5 dargestellt, berechnet werden.

Für unsere Anwendung konnte so die zu erwartende Impedanz für den Zielmessbereich von 50 bis 3000 $\mu\text{S/cm}$ auf ca. 10 k Ω bis 150 Ω geschätzt werden.

Der AD5933 von Texas Instruments ist ein hochintegrierter Impedanzwandler, welcher sich ausgezeichnet für eine EC Messung eignet. Kombiniert mit der analogen Signalaufbereitung gemäss der Application Note AN-1252 von Texas Instruments (2013b) lässt sich der Empfindlichkeitsbereich nach unten bis ca. 100 Ω Impedanz erweitern. Die Messfrequenz haben wir auf 3 kHz eingestellt. Der AD5933 verfügt über eine

^{12}C Schnittstelle, welche direkt vom Arduino Pro Mini angesprochen werden kann.

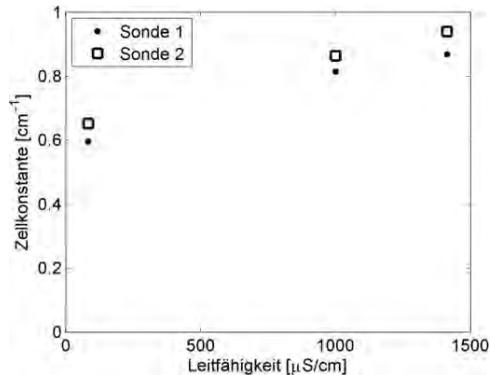


Abbildung 5: Die Bestimmung der Zellkonstante für zwei EC-Sonden.

2.5 Mechanische Konstruktion

Als Basisform wurde eine Kugel gewählt, welche in seichtem Wasser rollen und in tieferem Wasser schwimmen kann. Die mechanischen Teile sind so ausgelegt, dass der Schwerpunkt möglichst weit vom Auftriebszentrum entfernt in Richtung der Sensoren liegt. Dies bewirkt, dass sich die Kugel aufrichtet sobald sie schwimmt. Gepaart mit einer mittleren Dichte von ca. 900 kg/m^3 wird sichergestellt, dass die integrierten Sensoren ständig im Abwasser eingetaucht sind.

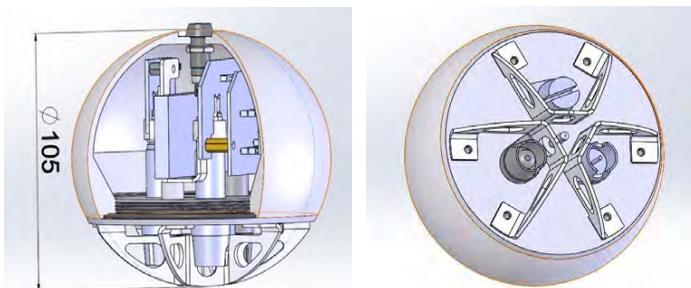


Abbildung 6: Isometrische Ansicht der Konstruktion des Sewer-Balls.

Wie aus Abbildung 6 ersichtlich sind die drei Sonden im Dreieck angeordnet und der Temperaturfühler in der Mitte angebracht. Die Sonden werden von einer Blechkonstruktion vor Beschädigung geschützt. Das Trägerbauteil der Sensoren ist aus Aluminium, die Schutzbleche aus rostfreiem Stahl und die mit einem O-Ring wasserdicht verschlossene Kuppel aus Polypropylen.

3 Kalibration und Messbetrieb der Sensoren

3.1 Temperatursensor

Der Temperatursensor wurde über den Zielbereich von nahe dem Gefrierpunkt bis ca. 80°C kalibriert. Dieser Bereich könnte wahrscheinlich noch eingeschränkt werden, da Ort et al. (2014) bereits festgestellt hatten, dass die gemittelte Abwassertemperatur in 42 Europäischen Städten während einer Woche nie ausserhalb des Bereichs von 7 bis 28°C lag.

Als Referenzmessung haben wir ein Fluke FLK t-3000FC Messgerät mit einem K-Type Thermoelement verwendet. Die aufgezeichneten Daten sind in Abbildung 7 dargestellt. Wie aus der Grafik ersichtlich, wurden die Messpunkte oberhalb von 50°C nicht für die Kalibrierung berücksichtigt, da sich das Signal im Randbereich des Operationsverstärkers nicht mehr linear verhält.

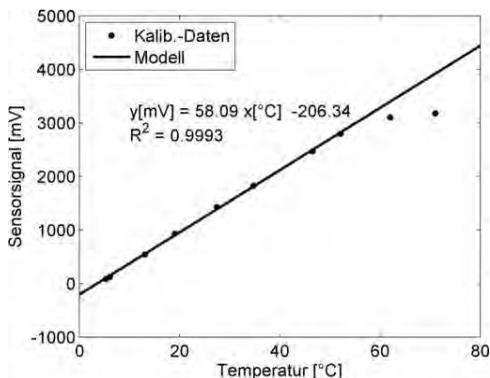


Abbildung 7: Kalibrierung des Temperatursensors.

Anhand dieser Vorwärtskalibrierung kann durch die Umkehr des mathematischen Modells die Funktion der Temperatur in Abhängigkeit des Sensorsignals aufgestellt werden.

$$y[{}^{\circ}\text{C}] = 0.0172 x[\text{mV}] + 3.552$$

Somit liegt die maximal messbare Temperatur im linearen Bereich bei rund 55°C und die minimale Temperatur (Sensorausgang = 0 mV) bei ca. 3.5°C. Unter Berücksichtigung des 10-bit A/D Wandlers des Arduino Pro Mini Analogeingangs ergibt sich somit eine Auflösung von 0.05°C/Inkrement.

3.2 pH Sensor

Zur Kalibrierung des pH Sensors haben wir drei Standard Pufferlösungen von pH 4, pH 7, und pH 10 verwendet. Die Temperatur der Lösungen lag zum Zeitpunkt der Messung bei 23.9°C. Die Messpunkte sind in Abbildung 8 dargestellt. Durch Umkehrung der Gleichung ergibt sich für den pH Sensor das Modell

$$y[\text{pH}] = -0.0029 x[\text{mV}] + 11.35$$

Über den praktikablen Ausgangssignalebereich von 100 mV bis 3000 mV ergibt sich somit ein pH Messbereich von pH 11 bis pH 2.6 mit einer Auflösung über den 10-bit A/D Wandler von ca. 0.01 pH/Inkrement.

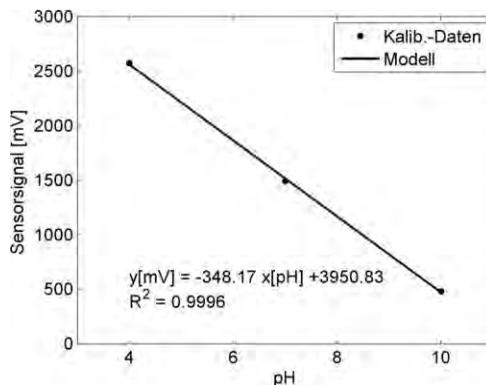


Abbildung 8: Kalibrierung des pH Sensors (bei 23.9°C).

3.3 ORP Sensor

Zur Kalibrierung des ORP Sensors verwendeten wir zwei Kalibrierlösungen mit einem ORP von 240 mV und 470 mV. Die Temperatur der Lösungen lag zum Zeitpunkt der Messung bei 24.2°C. Um weitere Messpunkte zu generieren, wurde Grüntee (bekannt für relativ tiefes ORP) aufgebriht und auf Raumtemperatur abgekühlt.

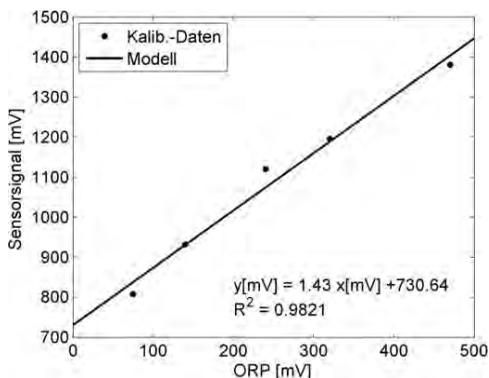


Abbildung 9: Kalibrierung des ORP Sensors (bei 24.2°C).

Der ORP von 75 mV wurde mit einem HACH 40d Datenlogger und einer IntelliCAL™ ORP-REDOX MTC101 Sonde bestimmt. Um den ORP schrittweise zu erhöhen, wurde dem Grüntee tropfenweise eine Bleichlauge zugegeben. Dies führte dazu, dass das ORP rasant anstieg, ohne den pH nennenswert zu verändern. Die Sensorsignale sind in Abbildung 9 abgebildet.

Anhand der Daten lässt sich folgendes Sensormodell aufstellen:

$$y[\text{ORP mV}] = 0.69 x[\text{Sensor mV}] - 510.93$$

3.4 Leitfähigkeitssensor

Zur Kalibrierung des Leitfähigkeitssensors haben wir vier Standard Lösungen mit Leitfähigkeiten von 84, 1413, 5000, und 12880 $\mu\text{S}/\text{cm}$ verwendet. Um mehr Messpunkte im Zielbereich von ca. 0 bis 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu generieren, haben wir die 84 $\mu\text{S}/\text{cm}$ Lösung nach und nach mit

Lösungen einer höheren Leitfähigkeit gemischt und die aktuelle Leitfähigkeit der Testmischung mit einem HACH 40d Datenlogger und einer IntelliCAL™ CDC401 Leitfähigkeitssonde gemessen. Die Temperatur der Messlösungen lag bei 23.8°C.

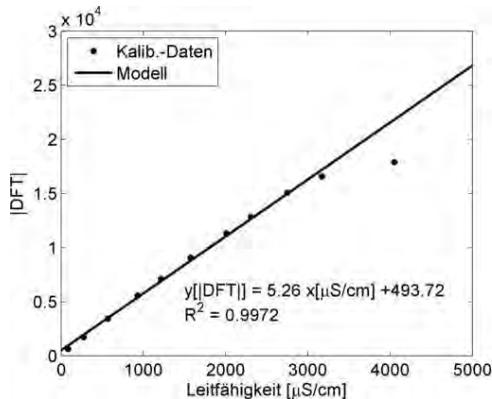


Abbildung 10: Kalibrierung des Leitfähigkeitssensors.

In der Umkehrung ergibt sich für die Leitfähigkeit folgendes Modell:

$$y[\mu S/cm] = 0.19 x[|DFT|] - 93.86$$

Als Ausgangsgrösse liegt im Fall der Leitfähigkeit nicht ein Analogsignal, sondern eine komplexe Zahl als Resultat der diskreten Fouriertransformation aus der Impedanzspektrometrie vor. Die Magnitude der gemessenen Frequenzinformation kann mit der zur Kalibrierung vorgelegten Leitfähigkeit korreliert werden. Die Daten der Messreihe sind in Abbildung 10 dargestellt.

3.5 Sequenzieller Ablauf der Messungen

ORP und pH sind beide elektrochemische Messgrößen. Während mit dem pH die jeweilige Konzentration der H⁺ und OH⁻ Ionen ausgedrückt wird, misst ORP das kollektive Redoxpotential sämtlicher Anteile der Lösung. Die elektrochemische Spannung, die durch eine Abweichung vom Neutralpunkt (pH = 7 und ORP = 0 mV) entsteht, wird gegenüber einer künstlich erzeugten Referenzspannung gemessen. Die unmittelbare

räumliche Nähe der Sonden im Sewer-Ball bedingt, dass die Messungen sequenziell und nicht parallel durchgeführt werden müssen, da die angelegte Referenzspannung an der einen Sonde das Signal der anderen Sonde beeinflussen und damit verfälschen würde.

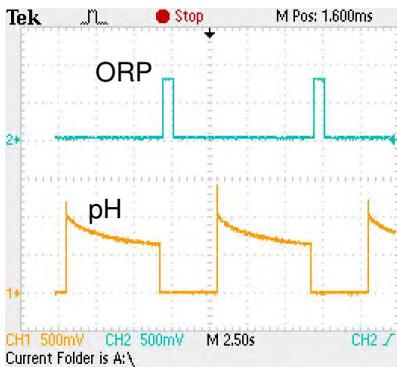


Abbildung 11: Sequenzielle Messung von pH und ORP.

Wie aus Abbildung 11 ersichtlich, wird zunächst die pH-Sonde eingeschaltet. Da die Glaselektrode Anpassungszeit benötigt, wird diese 8 s eingeschaltet, bevor der Messpunkt abgelesen wird. Danach wird die pH-Sonde aus- und die OPR-Sonde eingeschaltet. Diese reagiert sofort und somit kann die Messung innerhalb 500 ms durchgeführt werden. Nach pH und ORP wird die EC-Messung durchgeführt, die Temperatur ausgelesen und der Messzyklus beginnt im Intervall von exakt 10 s von vorne.

4 Erste Erkenntnisse aus Messversuchen im Abwasserkanal

Am 10. und 17. Mai 2017 haben wir in einem ca. 300 m langen Kanalstück südwestlich der kantonalen Fischzuchtanlage in Wangen bei Dübendorf (N47.411298, E8.641516; siehe Abbildung 12) erste Versuche im Abwasserkanal durchgeführt. Über die Gesamtlänge befinden sich fünf einfach zugängliche Schachtdeckel, wo sich der Kanalgrund nur ca. 1.5 m unter der Oberfläche befindet. Der Wasserstand im Rohr (im

Wesentlichen ein Rechteckkanal mit Dreieckprofil bei tiefem Wasserstand) mit 1 m Durchmesser betrug ca. 5 cm. Leider reichte dieser Wasserstand nicht, um den Ball zum Schwimmen zu bringen und die Strömung war zu schwach, um den Ball zu rollen. Somit zogen wir als erstes Fazit, dass das Konzept Schwimmen/Rollen noch einmal überarbeitet werden muss.



Abbildung 12: Geographische Lage der ersten Testversuche (N47.411298, E8.641516). Schachtdeckel nummeriert (in Klammern ungefähre, kumulierte Fliessdistanz ab Schacht 1). Zwischen Schacht 4 und 5 befanden sich zur Zeit der Versuche Sedimentansammlungen welche verhindert hätten, dass der Ball bei Schacht 5 angekommen wäre. Quelle: GIS Browser Kanton Zürich.

Obwohl der Sewer-Ball in der Strömung lag, verfangen sich erstaunlich wenige Feststoffe an den Sonden oder Schutzblechen und die Dichtigkeit war anstandslos.

Im zweiten Versuch vom 17. Mai installierten wir am Sewer-Ball eine Schwimmhilfe, um im ähnlich niedrigen Wasserstand Transitversuche durchführen zu können (Abbildung 13). Der Sewer-Ball wurde im Schacht 1 nahe der Brüttsellenstrasse in den Kanal gegeben und im Schacht 4 wieder entnommen. Die Transitzeit betrug gut wiederholbar rund 8.5 Minuten.

Es wurden 6 Transits durchgeführt. Am Entnahmeschacht haben wir Referenzsonden installiert und die damit gemessenen Werte zum Entnahmepunkt notiert. Die pH und ORP-Sonden funktionierten nicht

korrekt, da wir den offensichtlich notwendigen, sequentiellen Messbetrieb bis dahin noch nicht implementiert hatten. Temperatur und EC wurden aber aufgezeichnet.



Abbildung 13: Sewer-Ball Versuche im Kanal mit Schwimmhilfe.

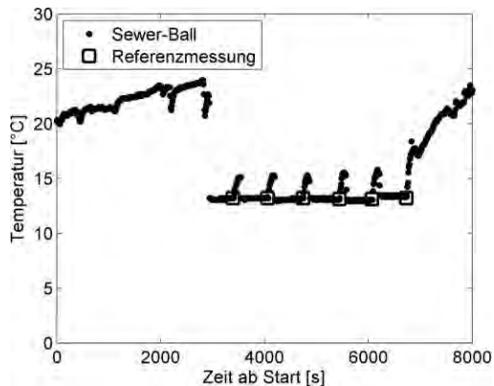


Abbildung 14: Temperatursignal des Sewer-Balls.

Abbildung 14 zeigt das vom Sewer-Ball aufgezeichnete Temperatursignal. Die sechs Durchgänge sind wegen dem oberirdischen Rücktransport des Balls ohne Wasserkontakt zu Schacht 1 eindeutig identifizierbar. Zudem stimmen die vom Ball gemessenen Werte am Entnahmepunkt sehr gut mit den Referenzmessungen überein. In Abbildung 15 ist das vom Ball aufgezeichnete EC-Signal dargestellt. Wiederum sind

die sechs Versuche eindeutig erkennbar. Obwohl der Absolutwert der EC-Messung für die späteren Versuche vom Ball etwas zu tief gemessen wurde, ist der allgemein beobachtete Trend gut wiedergegeben.

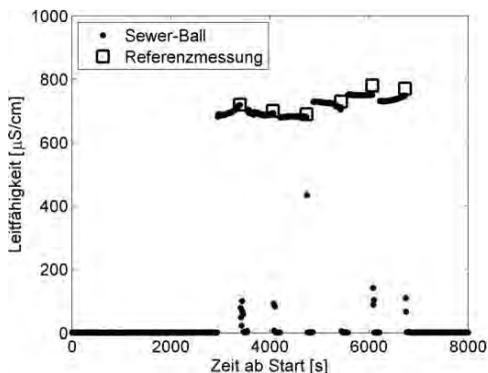


Abbildung 15: EC-Signal des Sewer-Balls.

5 Fazit

Die Integration von Sonden zur Bestimmung von Abwasserparametern auf engstem Raum gestaltete sich als mechanische und elektronische Herausforderung. Obwohl der Sewer-Ball schlussendlich etwas grösser als erhofft dimensioniert werden musste, kann die Plattform die hauptsächlichen Anforderungen erfüllen. In den folgenden Monaten werden zunächst die in den ersten Versuchen aufgedeckten Mängel in einer Designrevision behoben und danach einige Exemplare des Sewer-Balls hergestellt. Damit sollen in verschiedenen Schweizer und Europäischen Städten Testreihen durchgeführt werden.

6 Danksagung

Diese Arbeit wird durch das SBFI (Schweizerisches Staatssekretariat für Bildung, Forschung und Innovation, Projektnummer C15.0092, im Rahmen der COST Aktion ES1307) finanziert. Für die angenehme Zusammenarbeit und die stets unkomplizierte, prompte Kommunikation geht ein

ganz herzliches Dankeschön an Frau Renier und Frau Klaper (SBFI) und unser internes Support Team (Aneta Ilova, Sarah Kilic, Sabina Kündig Erzinger, Bianca Mosimann und Isabel Wiedmer). Ebenso möchten wir unseren KollegInnen Dr. Ann-Kathrin McCall für die wissenschaftliche Unterstützung und Simon Dicht für die technische Unterstützung während den Feldversuchen herzlich danken. Wir bedanken uns bei Frau Zuzana Pronayova von Hanna Instruments für die offenen, technischen und wissenschaftlichen Diskussionen über elektro-chemische Messtechnik und ein spezieller Dank gilt dem Tiefbauamt der Stadt Dübendorf, das uns in nachbarschaftlicher Freundschaft immer wieder mit Möglichkeiten zu Feldversuchen unterstützt.

7 Literatur

- Gruber G., Winkler S., Pressl A. (2005). Continuous monitoring in sewer networks an aproach for quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies. *Water Science and Technology*, 52 (12), pp. 215-223.
- McCall A. et al. (2016a). Critical review on the stability of illicit drugs in sewers and wastewater samples. *Water Research* 88: 933-947.
- McCall A., Scheidegger A., Madry M., Ort C. (2016b). Influence of Different Sewer Biofilms on Transformation Rates of Drugs. *Environmental Science and Technology*, 50(24), p. 13351-13360.
- Ort C., van Nuijs A.L.N., Berset J.D., Bijlsma L., Castiglioni S., Covaci A., de Voogt P., Emke E., Fatta-Kassinos D., Griffiths P., Hernández F., González-Mariño I., Grabic R., Kasprzyk-Hordern B., Mastroianni N., Meierjohann A., Nefau T., Östman M., Pico Y., Racamonde I., Reid M., Slobodnik J., Terzic S., Thomaidis N., Thomas K.V. (2014) Spatial differences and temporal changes in illicit drug use in Europe quantified by wastewater analysis, *Addiction*, 109(8), 1338-1352.
- Schilperoord R., Hoppe H., De Haan C., Langeveld J. (2013). Searching for storm water inflows in foul sewers using fibre-optic distributed temperature sensing. *Water Science and Technology*, 68 (8), pp. 1723-1730.
- Texas Instruments (2013a). AN-1852 Designing With pH Electrodes.
- Texas Instruments (2013b). AN-1252 How to Configure the AD5933/AD5934.
- Thomas K.V. et al. (2012). Comparing illicit drug use in 19 European cities through sewage analysis. *Science of The Total Environment* 432: 432-439.

Korrespondenz an:

Eawag
Dr. Christoph Ort
Ueberlandstrasse 133
CH-8600 Dübendorf
Tel: +41 58 765 5277
Email: christoph.ort@eawag.ch

Machine Learning und Messdaten

Parameterfreie Detektion von Trockenwettertagen und Fremdwasseranalyse

Dominik Leutnant, Malte Henrichs und Mathias Uhl

Institut für Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWARU),

Fachhochschule Münster, Corrensstr. 25, 48149 Münster

Kurzfassung: Zur modellgestützten Optimierung des Entwässerungssystems der KA Dortmund-Deusen wurde ein Schmutzfrachtmodell erstellt und anhand von Messdaten kalibriert. Hierzu wurden langjährige Messungen der Drosselabflüsse von Mischwasserbehandlungsanlagen verwendet. Aufgrund der räumlichen Ausdehnung des Einzugsgebiets und der damit verbundenen hohen Anzahl an Mischwasserbehandlungsanlagen waren Methoden zum Umgang mit umfangreichen Datenbeständen erforderlich. Es wurde daher ein Algorithmus entwickelt, der ausschließlich anhand einer Drosselabfluss-Zeitreihe i) Trockenwettertage effizient und präzise detektiert und ii) eine plausible Differenzierung zwischen Schmutz- und Fremdwasseranteilen ermöglicht. Die erzielten Ergebnisse wurden verwendet, um die Modellansätze zur Abbildung von Tages- und Jahresgängen ohne zeit- und rechenintensive Parameterschätzverfahren zu kalibrieren. Die entwickelte Methodik ist unabhängig vom Einzugsgebiet und der Modellanwendung einsetzbar. Sie eignet sich neben dem Preprocessing zur Modellkalibrierung ebenfalls zur Anomalieerkennung in Messdaten.

Keywords: Trockenwettertagesgang, machine learning, Modellkalibrierung, Fremdwasseranalyse

1 Einleitung

Sowohl der demografische als auch der klimatische Wandel machen die Anpassung bzw. Optimierung bestehender Entwässerungssysteme zu

einer der wichtigsten Aufgabe der Siedlungsentwässerung. Simulationsmodelle zur Abschätzung der Entlastungscharakteristik von Bauwerken zur Misch- und Niederschlagswasserbehandlung dienen hierbei als elementare Werkzeuge, um etwaige Änderungen des Systems analysieren zu können. Voraussetzung dafür ist jedoch ein kalibriertes bzw. realitätsnahes Simulationsmodell.

Je nach Modelltyp und Modellstruktur muss eine Kalibrierung unterschiedliche Prozesse (z. B. Abflussbildung, Abflusskonzentration, Abflusstransport) berücksichtigen. Modellspezifische Ansätze zur Abbildung von frequentativen Abflüssen (z. B. Schmutzwassertagesgang, Fremdwasserjahresgang) sind systemnah zu parametrisieren. Insbesondere bei stark fremdwassergeprägten Einzugsgebieten kann eine differenzierte Betrachtung von Schmutz- und Fremdwasser erforderlich sein, um eine hohe Modellgüte mit realitätsnahen Modellergebnissen zu erhalten. Zwar können einzugsgebietsspezifische Trockenwetterabflussspenden z. B. anhand der angeschlossenen Einwohner und einem einwohnerspezifischen Wasserverbrauch geschätzt werden, jedoch sollten Messdaten zur Ermittlung von Abwassermengen und ihrer tages- und jahreszeitlichen Dynamik erhoben werden (ATV-DVWK-M165, 2004).

Die Aufbereitung der Messdaten zur Kalibrierung beeinflusst die Modellgüte und ist somit von hoher Relevanz. Insbesondere bei großräumigen Einzugsgebieten mit zahlreichen Mischwasserbehandlungsanlagen (MBWA) kann dieser Vorgang ressourcenintensiv sein und zu subjektiven Ergebnissen führen. Durch eine IT-gestützte prozess- und problemorientierte Messdatenanalyse kann die Kalibrierung der Modellansätze zur Abbildung von Tages- und Jahresgängen stark vereinfacht werden. Dieses „messdatenorientierte“ Vorgehen ermöglicht bereits eine quantitative Differenzierung von Schmutz- und Fremdwasseranteilen im Trockenwetterabfluss.

Der vorliegende Beitrag zeigt daher am Beispiel der Messdatenauswertung des Einzugsgebiets der Kläranlage Dortmund-Deusen, dass (i) eine dem unüberwachten Lernen („unsupervised learning“) zuzuordnende Methodik eine parameterfreie und effiziente Detektion von Trockenwettertagen ermöglicht, (ii) der Trockenwettertagesgang (Median) am Wochenende im Vergleich zum Trockenwettertagesgang (Median) an Werktagen

differiert und (iii) eine einzugsgebietspezifische plausible Herleitung von Schmutzwassertagesgängen und Fremdwasserjahresgängen erfolgt.

2 Material und Methodik

2.1 Detektion von Trockenwettertagen

Ein Trockenwettertag ist naturgemäß abhängig vom Niederschlag. In Nordrhein-Westfalen gilt per Verwaltungsvorschrift die Definition, dass an zwei konsekutiven Tagen jeweils die Niederschlagsmenge von 0,3 mm/d nicht überschritten sein darf (MURL NRW, 2001). Basierend auf einer vorliegenden Niederschlagszeitreihe können Trockenwettertage direkt detektiert werden. Bei geringer Datenqualität der hierzu erforderlichen Niederschlagszeitreihe oder in Gebieten mit geringer Niederschlagsstationsdichte kann dieses Vorgehen jedoch zu einer fehlerhaften Zuordnung führen. Dies gilt insbesondere in ungleichmäßig überregneten Gebieten.

Um diesem Umstand zu begegnen und eine möglichst bauwerks- bzw. einzugsgebietsnahe Separation von Trocken- und Regenwettertagen zu ermöglichen, wird ein Machine Learning Algorithmus (ML) zur Mustererkennung von Trockenwetterabflüssen entwickelt und angewandt. Eine integrierte Schätzung des Fremdwasseranteils nach der Nachtminium-Methode (DWA-M 182, 2012) lässt eine Differenzierung zwischen Schmutzwasser und Fremdwasser zu. Die Programmierung erfolgte in der frei verfügbaren Skriptsprache R (R Core Team, 2014), der Quellcode ist unter https://github.com/dleutnant/dwf_detect abrufbar. Das Vorgehen des Algorithmus wird durch die nachfolgenden sechs Schritte beschrieben:

- 1) Zunächst werden alle Trockenwettertage $T_{TW,i}$ der Messzeitreihe Q_{TW} mittels „shape-based distance“ (Paparrizos und Gravano, 2015) und hierarchischer Clusteranalyse detektiert.
- 2) Anschließend wird anhand der detektierten $T_{TW,i}$ der Trockenwettertagegang im Median $Q_{TW,median}$ (l/s) berechnet.
- 3) Eine erste Schätzung des monatlichen Fremdwasserabflusses wird basierend auf der Nachtminium-Methode durchgeführt.

- 4) Der tägliche Schmutzwasserabfluss ergibt sich dann als Q_s (l/s) = $MIN(0, Q_{TW,median} - Q_{FW,Monat})$.
- 5) Die Anteile von Q_s und Q_{FW} werden dann anhand des gemessenen Trockenwetterabflusses mit der Gleichung $Q_{TW} = a * Q_s + b * Q_{FW}$ numerisch optimiert.
- 6) Es ergeben sich optimierte Schmutzwasserabflüsse $Q_{s,opt} = a * Q_s$ sowie Fremdwasserabflüsse $Q_{FW,opt} = b * Q_{FW}$.

Um die Klassifizierungsgüte des Algorithmus zu bewerten, werden die Trockenwettertage ebenfalls gemäß der Kriterien nach MURL NRW (2001) bestimmt. Beide Ergebnisse werden verglichen und einer manuellen Klassifizierung gegenübergestellt. Grundlage hierfür stellt die Konfusionsmatrix dar, die das Ergebnis der automatischen Klassifizierung und der manuellen Bewertung anhand der vier Zustände „richtig positiv“, „falsch positiv“, „richtig negativ“ und „falsch negativ“ zusammenfasst (s. Tabelle 1). Wird beispielsweise ein Trockenwettertag sowohl manuell als auch durch den Algorithmus als Trockenwettertag klassifiziert, wird dieser „richtig positiv“ gekennzeichnet. Die Konfusionsmatrix stellt zusammengefasst die Klassenstärken von Übereinstimmung und Abweichung dar.

Tabelle 1: Beispiel einer Konfusionsmatrix zur Klassifizierung von Trocken- und Regenwettertagen

		Automatische Klassifizierung	
		Trockenwettertag	Regenwettertag
Manuelle Klassifizierung	Trockenwettertag	richtig positiv	falsch negativ
	Regenwettertag	falsch positiv	richtig negativ

Weiterhin wird die Klassifizierungsgüte anhand der statistischen Gütekriterien i) Sensitivität („Richtig-Positiv-Rate“, Gleichung 1) und Genauigkeit („Präzision“, Gleichung 2) numerisch bewertet. Die Sensitivität beschreibt den korrekt klassifizierten Anteil an Trockenwettertagen im Verhältnis zur Summe der korrekt klassifizierten Trockenwettertage und falsch klassifizierten Regenwettertage. Die Genauigkeit hingegen drückt den Anteil an richtig klassifizierten Trockenwettertagen aller als Trockenwettertag klassifizierten Tage aus.

$$\text{Sensitivität} = \text{richtig positiv} / (\text{richtig positiv} + \text{falsch negativ}) \quad (1)$$

$$\text{Genauigkeit} = \text{richtig positiv} / (\text{richtig positiv} + \text{falsch positiv}) \quad (2)$$

2.2 Fallstudie Dortmund-Deusen

Für das Einzugsgebiet der Kläranlage Dortmund-Deusen (Abbildung 1) wurde ein hydrologisches Schmutzfrachtmodell mit der Software MOMENT 9 (BGS Wasser, 2016) zur Systemoptimierung erstellt. Die Einzugsgebietsgröße beträgt 160 km² (versiegelte Fläche 41,5 km²) und umfasst den östlichen Teil des Emschereinzugsgebiets. Zur Kalibrierung wurden Messdaten (Drosselabflüsse und Wasserstände) über 2 hydrologische Jahre an 12 Mischwasserbehandlungsanlagen verwendet, an denen Fremdwasserjahresgänge und Schmutzwassertagesgänge bestimmt wurden.

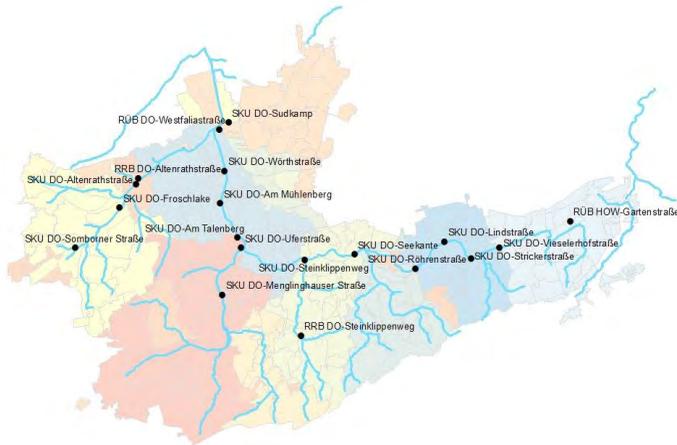


Abbildung 1: Einzugsgebiet der Kläranlage Dortmund-Deusen

2.3 Schmutz- und Fremdwassermodellierung in MOMENT

Die Parametrisierung der häuslichen und gewerblichen Schmutzwasserabflussanteile erfolgt in MOMENT über die kanalisierte Teilfläche. Es können sowohl Abflüsse als auch Abflussspenden je Teilfläche definiert werden. Mittels Faktoren einer Tagesganglinie lassen sich tageszeitliche Ausprägungen abbilden.

Fremdwasser wird neben einem flächenspezifischen Fremdwasserabfluss über einen niederschlagsbedingten Nachlauf abgebildet. Hierzu wird zunächst ein Teil des auf den durchlässigen Flächen infiltrierten Niederschlags konzeptionell dem Kanal als Fremdwasser zugeführt. Über den Flächenparameter a_{QF} wird der maßgebliche Flächenanteil des Einzugsgebiets definiert. Zur Beschreibung der Abflusskonzentration des Fremdwasserabflusses wird eine lineare Speicherkaskade verwendet, dessen Retentionskonstante k_{QF} zu kalibrieren ist. Die Speicherkonstante beträgt $n = 2$ und ist programmintern fixiert. Jahreszeitliche Schwankungen des flächenspezifischen Fremdwasserabflusses können über Faktoren der Monatsmittelwerte berücksichtigt werden.

3 Ergebnisse

3.1 Detektion von Trockenwettertagen

Die Güte des entwickelten Klassifizierers wird exemplarisch an Messdaten der MWBA Röhrenstraße (vgl. Abbildung 1) ermittelt. Anhand der dem MWBA-Einzugsgebiet zuzuordnenden Niederschlagszeitreihe werden Trocken- und Regenwettertage gemäß der Kriterien nach MURL NRW (2001) detektiert. Die sowohl manuelle als auch ML-basierte Klassifizierung wird an der Zeitreihe des Drosselabflusses durchgeführt. Tabelle 2 zeigt die Konfusionsmatrix der Klassifizierung, Tabelle 3 die ermittelten statistischen Kenngrößen.

Tabelle 2: Methodenspezifische Konfusionsmatrix der Klassifizierung von Trocken- und Regenwettertagen

		Automatische Klassifizierung MURL NRW (2001)		Automatische Klassifizierung Machine Learning (ML)	
		TW	RW	TW	RW
		Manuelle Klassifizierung	TW	248	147
RW	8		326	1	333

Tabelle 3: Statistische Kenngrößen der Klassifizierungsgüte der zwei angewandten Methoden

	Sensitivität	Genauigkeit
MURL NRW (2001)	0.63	0.968
Machine Learning (ML)	0.41	0.994

Die manuelle Auswertung der Drosselabflusszeitreihe ergab 395 Trockenwetter- und 334 Regenwettertage.

Die Klassifizierung nach MURL NRW (2001) führte zu 248 richtigen und 147 falschen Zuordnungen von Trockenwettertagen. In 8 Fällen wurden Regenwettertage einem Trockenwettertag zugeordnet. 326 Regenwettertage wurden korrekt erkannt.

Die Anwendung der ML-Methode zeigt eine höhere Genauigkeit (0,994) in der Bestimmung von Trockenwettertagen (161 richtig, 1 falsch). Allerdings werden mehr Trockenwettertage als Regenwettertage interpretiert (234). Dies führt im Vergleich zu MURL NRW (2001) zu einer geringeren Sensitivität.

Durch die geringere Anzahl an richtig klassifizierten Trockenwettertagen („richtig positiv“) verändert sich der zur Modellierung verwendete Trockenwettertagesgang (Median) (s. Abbildung 2). Es wird ersichtlich, dass die Tagesgänge der manuell und der nach MURL NRW (2001) ermittelten Trockenwettertage vergleichbar sind. Die geringen Residuen bestätigen dies. Der Tagesgang der ML-Methode zeigt zwischen 06:00 Uhr und 18:00 Uhr eine maximale Abweichung von ca. 10 % (entspricht 20 l/s).

Der Trockenwetterabfluss steigt hier eher und erzielt einen höheren Spitzenabfluss. Durch ein früheres Abklingen der Abflusswelle ergeben sich lediglich marginale Abweichungen im Abflussvolumen (s. Tabelle 4). Die Ermittlung eines unterschiedlichen Trockenwettertagesgang (Median) ist auf die geringere Anzahl an richtig klassifizierten Trockenwettertagen zurückzuführen. Der Algorithmus kann die natürliche Dynamik im Trockenwetterabfluss zwischen 06:00 Uhr und 18:00 Uhr nur bedingt korrekt interpretieren und klassifiziert kleine Abweichungen gegenüber dem Clusterzentrum bereits als Regenwettereinfluss. Die Trennschärfe zur Clustierung der Trockenwettertage könnte in diesem Fall reduziert werden, um eine größere Schwankung zuzulassen. Dies kann jedoch zu einer verminderten Genauigkeit führen.

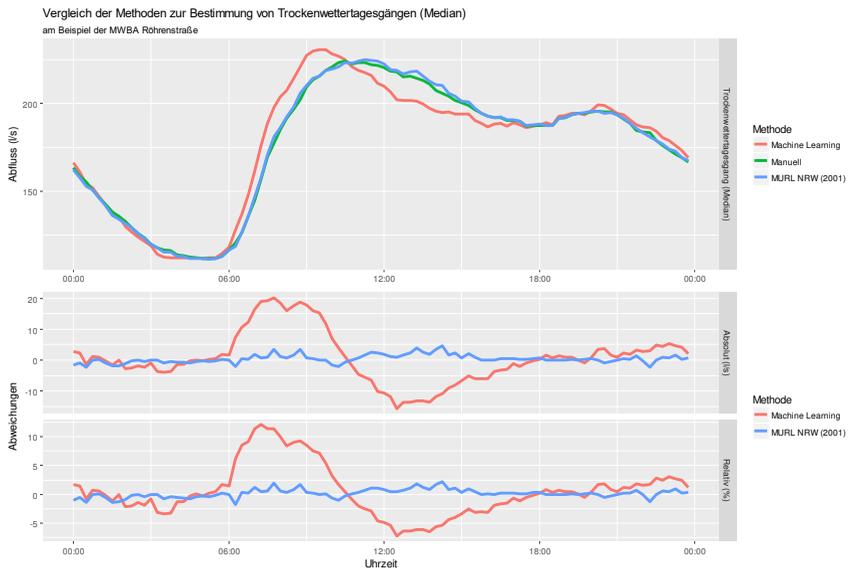


Abbildung 2: Vergleich der sowohl manuell als auch automatisch ermittelten Trockenwettertagesgänge am Beispiel der MWBA Röhrenstraße

Tabelle 4: Abflussvolumen des Median Trockenwetterabflusses (pro Tag)

Manuell	MURL NRW (2001)	Machine Learning
15265 m ³	15301 m ³ (+0,2 %)	15328 m ³ (+0,4 %)

Die Abbildungen 3 bis 5 zeigen die mit Hilfe der entwickelten ML-Methodik ermittelten Trockenwettertagesgänge (differenziert nach Werk- und Wochenendtagen), Fremdwasserjahresgänge und Schmutzwassertagesgänge an 12 MWBA im Einzugsgebiet der KA Dortmund-Deusen. Die nach Werktag und Wochenende differenzierte Betrachtung des Trockenwetterabflusses in Abbildung 3 zeigt einen am Wochenende um ca. 1h verzögerten Trockenwetterabfluss. Die Darstellung des Fremdwasserjahresgangs in Abbildung 5 zeigt eine Auffälligkeit im Juli an der MWBA Menglinghauser Straße. Hier können extreme Niederschläge im Jahr 2014 als Ursache gelten, die zu einem langanhaltenden Fremdwasseranlauf im Einzugsgebiet führten.

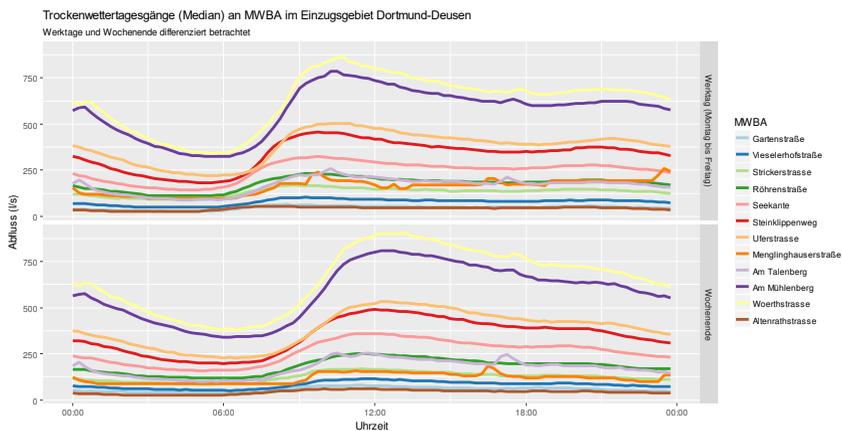


Abbildung 3: Trockenwettertagesgänge an ausgewählten MWBA im Einzugsgebiet Dortmund-Deusen, differenziert nach Werktagen und Wochenende

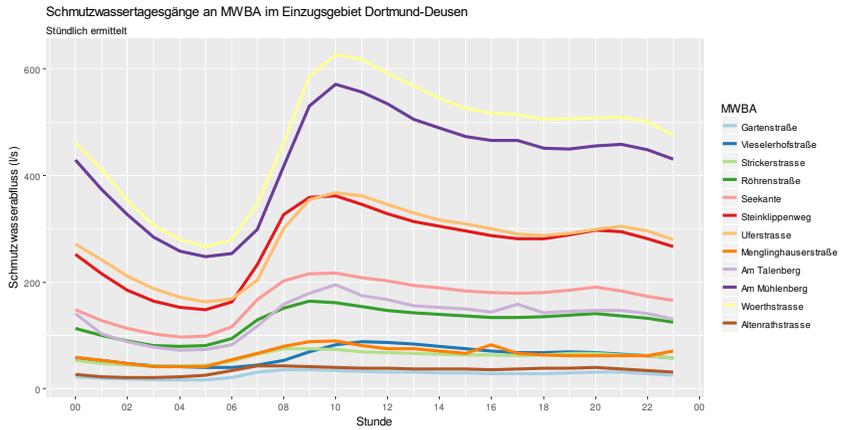


Abbildung 4: Schmutzwassertagesgänge an ausgewählten MWBA im Einzugsgebiet Dortmund-Deusen

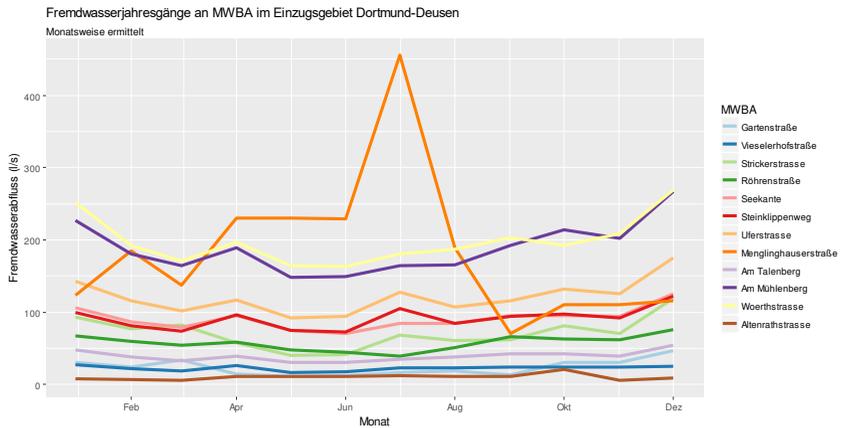


Abbildung 5: Fremdwasserjahrgänge an ausgewählten MWBA im Einzugsgebiet Dortmund-Deusen.

3.2 Einzugsgebietspezifische Kalibrierung des Trockenwetterabflusses

Die mittels ML-Methodik ermittelten Tagesgänge und Fremdwasserjahrgänge werden weiterhin verwendet, um die entsprechenden Abflussspenden und Faktoren im jeweiligen Einzugsgebiet zu kalibrieren.

Das Ergebnis der Kalibrierung wird dem unkalibrierten Zustand vergleichend gegenübergestellt. Zur numerischen Bewertung der Kalibrierung werden die Nash-Sutcliffe-Effizienz (Nash und Sutcliffe, 1970) sowie die relative Volumenabweichung verwendet. Tabelle 5 sowie Abbildung 6 stellen exemplarisch die Anpassungsgüte des kalibrierten Modells anhand vier ausgewählter Ereignisse (Jahreszeit berücksichtigt) an der MWBA Röhrenstraße (~ 30 km² Einzugsgebiet) dar.

Durch die Kalibrierung kann die Anpassungsgüte des Modells signifikant verbessert werden. Im Mittel beträgt die Nash-Sutcliffe Effizienz der Trockenwetteranpassung 0,65 (vormals: 0,29). Die relative Volumenabweichung liegt zwischen -0,7 % und 7 %. Die geringe Volumenabweichung ist auch anhand der Zeitreihen in Abbildung 6 erkennbar. Allerdings wird hier ebenfalls deutlich, dass das Modell die gemessenen Minima und Maxima des Tagesgangs nicht exakt wiedergeben kann.

Tabelle 5: Abweichungsmaße des kalibrierten und unkalibrierten Trockenwetterabflusses ausgewählter Ereignisse

	Nash-Sutcliffe-Effizienz (-)		Volumenabweichung (%)	
	kalibriert	unkalibriert	kalibriert	unkalibriert
	2014-02-04	0.62	0.29	-0,7
2014-05-30	0.72	0.43	-2,3	-5
2014-09-04	0.54	0.03	7	-12
2014-12-02	0.89	0.33	-2,5	-2,2

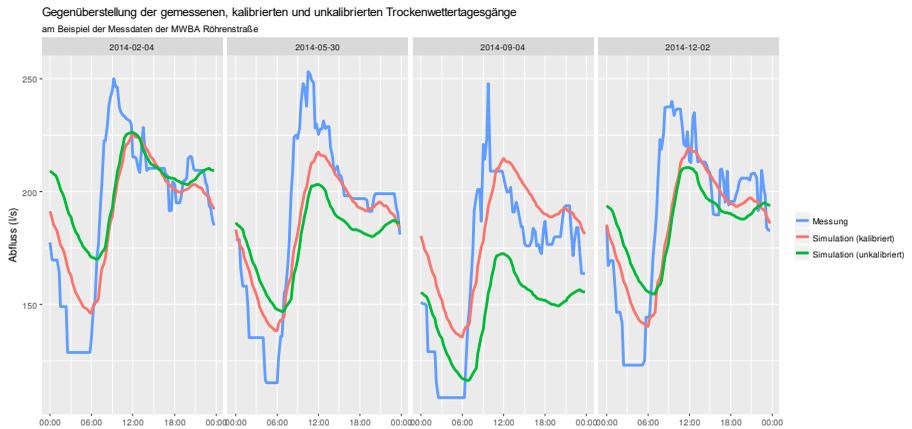


Abbildung 6: Trockenwettertagesgänge ausgewählter Ereignisse (Messung vs. Simulation)

4 Zusammenfassung und Ausblick

Im vorliegenden Beitrag werden Messdaten an Mischwasserbehandlungsbauwerken im Einzugsgebiet der Kläranlage Dortmund-Deusen mithilfe statistischer Verfahren automatisiert analysiert und ausgewertet. Es wurde eine für die Praxis robuste Machine Learning (ML) Methodik entwickelt, die eine automatisierte Analyse von Trockenwettertagesgängen vornimmt und in die Abflusskomponenten Fremdwasser und Schmutzwasser aufteilt. Anhand der Fallstudie wurden die mittels ML-Methodik erzielten Tages- und Jahregänge in einen stochastischen Modellansatz überführt, der zur robusten Kalibrierung des entsprechenden Fremdwasser-Modellbausteins des hydrologischen Schmutzfrachtmodells MOMENT verwendet wurde.

Die ML Methodik bietet gegenüber dem klassischen Vorgehen zur Bestimmung von Trockenwettertagen die Vorteile, i) auch in Einzugsgebieten mit geringer Niederschlagsstationsdichte oder ii) bei unzureichender Qualität der Niederschlagsdaten einsetzbar zu sein, sowie iii) die Ermittlung von Schmutzwassertagesgängen zu unterstützen. Die Repräsentativität der

Methodik hängt maßgeblich von Messdaten ab. Eine wachsende Datenbasis kann somit zur Verbesserung der Methode beitragen.

5 Danksagung

Die Arbeiten erfolgten im Rahmen des Projektes „Entwicklung einer Optimierungsstrategie für Mischwassernetze am Beispiel Dortmund Deusen“ im Auftrag der Emschergenossenschaft/Lippeverband. Die Autoren möchten besonders Herrn Dr.-Ing. Jürgen Mang (EG/LV) für die konstruktive Mitarbeit danken.

6 Literatur

- ATV-DVWK-M 165 (2004). Anforderungen an Niederschlag-Abfluss-Berechnungen in der Stadtentwässerung. In: ATV-DVWK-Merkblatt 165.
- BGS Wasser (2016). MOMENT 9, Modellierung von Mischwasserentlastungen, Handbuch Version 9. Darmstadt: Brandt Gerdes Sitzmann Wasserwirtschaft GmbH.
- DWA-M 182 (2012). Fremdwasser in Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden. April 2012, Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- MURL NRW (2001). Verwaltungsvorschrift zur Ermittlung der Jahresschmutzwassermenge bei Einleitung von mit Niederschlagswasser vermischem Schmutzwasser. In: RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft - IV B 6 - 031 003 0101/IV B 5 - 676/5-28728 v. 4.2.1991.
- Nash J.E. und Sutcliffe J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. In: Journal of Hydrology, 10(3), S. 282–290.
- Paparrizos J. und Gravano L. (2015). k-shape: Efficient and accurate clustering of time series. In: Proceedings of the 2015 ACM SIGMOD International Conference on Management of Data. , S. 1855–1870: ACM.
- R Core Team (2014). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Korrespondenz an:

Dominik Leutnant, M.Sc.
Corrensstr. 25, 48149, Münster, Deutschland
Tel.: +49 251 / 8365274
Email: leutnant@fh-muenster.de
GIT: <https://github.com/dleutnant>

Herausforderungen für Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser

Michael Burkhardt und Stella Schmidt

HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Institut für Umwelt- und
Verfahrenstechnik (UMTEC), Oberstrasse 10, 8640 Rapperswil, Schweiz

Kurzfassung: Anorganische und organische Stoffe belasten abfließendes Niederschlagswasser. Technische Behandlungsanlagen können solche Stoffeinträge zurückhalten, sofern die Anlagen auf die entsprechenden Leistungsmerkmale ausgelegt sind. Zur Materialcharakterisierung von Adsorbenssubstraten wurden Batch- und Säulenversuche eingesetzt. Der VSA-Säulenversuch bietet die Möglichkeit, bei drei Filtergeschwindigkeiten den Stoffrückhalt zu bilanzieren. Die Ergebnisse zeigen, dass Mischadsorber einen hohen stofflichen Rückhalt für Metalle und Pestizide aufweisen können und daher für die Anwendung in Behandlungsanlagen gut geeignet sind. Der VSA-Leistungstest hat sich zur Materialcharakterisierung bewährt.

Keywords: Dezentral, Regenwasserbehandlung, Labortest, Spurenstoffe

1 Hintergrund

Abfließendes Niederschlagswasser aus urbanen Räumen ist mit verschiedenen Stoffen belastet. Zahlreiche organische und anorganische (Schwermetalle) Spurenstoffe stammen aus dem Verkehr, Gebäudehüllen und anderen, der Witterung ausgesetzten Oberflächen. Als Beispiele können folgende Stoffe angeführt werden:

- Zink und Kupfer aus Metallblechen im Hochbau, in Biozidprodukten und als Verschleissprodukte des Strassenverkehrs.
- Glyphosat als Herbizid in Gärten, auf Plätzen und Grünflächen oder entlang von Eisenbahnen

- Mecoprop und MCPA als Durchwurzelungsschutzmittel in wurzelfesten Bitumendachbahnen und als Herbizide auf Grünflächen und in der Landwirtschaft
- Terbutryn als Biozid (Algizid) in Dach- und Fassadenfarben sowie Aussenputzen
- Benzothiazol als Vulkanisationsbeschleuniger in Gummi-Abrieb von Pneu, EPDM-Dichtungsbahnen oder anderen Kautschukprodukten
- Organophosphate TBEP und TCPP als Flammschutzmittel in Kunststoffdichtungsbahnen

Vielen weiteren Quellen ist stets gemeinsam, dass die Stoffe bei Regenwetter freigesetzt werden und bevorzugt diffus in kleine Fließgewässer eingeleitet oder versickert werden. Studien der letzten Jahre haben die Relevanz dieser Einträge für die Gewässer gezeigt (Sinniger, 2012; Clara, 2014; Wicke, 2015).

Die partikuläre Fracht, die geogen oder aus Abrieb- und Verbrennungsprozessen stammt, wird als AFS und AFS63 zusammengefasst. Ob Metalle in der gelösten oder partikulären Form vorkommen, hängt in erster Linie vom pH-Wert und der Abwassermatrix ab. Liegt der pH-Wert >7 , so ist Kupfer bereits ausgefallen und kann zur suspendierten Festphase gerechnet werden. Darüber hinaus binden Schwermetalle an den negativ geladenen Huminstoffen, Metalloxiden und der Tonfraktion.

Die Bewirtschaftung von Niederschlagswasser sollte so ausgerichtet sein, dass diffus in Gewässer eingetragene partikuläre oder gelöste Stoffe bereits vor dem Eintritt in den Vorfluter wirksam zurückgehalten werden. Technische Massnahmen zur Reduktion der unerwünschten Einträge sind gefordert. Deshalb werden seit einigen Jahren für die Entfernung von Kupfer und Zink aus Dach-, Fassaden- oder Strassenwasser kompakte technische Adsorberanlagen, z. B. mit Eisenhydroxid oder Zeolit als Adsorbentmaterial, eingesetzt. Künstliche Adsorbentmaterialien werden auch zur Bindung von organischen Spurenstoffen angeboten.

2 Anlagenelemente

Drei Kernelemente umfassen eine erfolgreiche Regenwasser-Bewirtschaftung mit technischen Adsorbern:

- Drosselung der Abflüsse mittels Wasserretention (ober-/unterirdisch). Die primäre Aufgabe ist die gleichmässige Beschickung der Behandlungsanlage, um hydraulisch optimale Bedingungen zu erzielen. Zusätzlich kann die Grobfraction abgesetzt werden, bei entsprechenden Aufenthaltszeiten auch ein Teil der Feinfraction.
- Entfernung von Partikeln mittels Sedimentation oder Filtration. Sofern die Dimensionierung auf die behandlungsbedürftigen Wassermengen korrekt ausgelegt ist (z. B. Jährlichkeit), sedimentiert die Schluff- und Sandfraction. AFS63 lässt fast ausschliesslich filtrierbar (Raum-/Flächenfilter), da die hydraulischen Aufenthaltszeiten < 1 h und Turbulenzen eine effektive Sedimentation begrenzen.
- Entfernung von gelösten Stoffen durch Adsorption, ggf. Fällung. Geeignete Adsorbersubstrate sollten einen hohen Stoffrückhalt bei guter Wasserleitfähigkeit und geringem Platzbedarf ermöglichen. Je unspezifischer der Stoffrückhalt, desto universeller ist der Anwendungsbereich. In der Regel limitiert die hydraulische Durchlässigkeit die Standzeit und nicht die Adsorptionskapazität.

In den DACH-Ländern wurden Verfahren zur Prüfung und Zulassung von kompakten Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser erarbeitet. Die Testbedingungen versuchen, den Anforderungen in der realen Anwendung durch eine reproduzierbare Vorgehensweise im Labor gerecht zu werden.

In der Schweiz wurde ein neues Verfahren entworfen, um den Anforderungen an den Gewässerschutz, aber auch den Bedürfnissen von Planern und Behörden nach einem objektiven, nachvollziehbaren Test zu entsprechen (VSA, 2017). Die VSA-Leistungsprüfung richtet sich an dezentrale technische Kompaktanlagen, Schacht- und Rinnensysteme, die für den Rückhalt von partikulären und gelösten Stoffen aus Niederschlagswasser von Dächern und Fassaden, Liegenschaften und Strassen für geringe bis hohe Belastungsklassen entwickelt wurden. Solche Anlagen zeichnen

sich durch eine standardisierte Bauweise und gleiche Verfahrensprinzipien aus.

Vielfach liegen aus Laborversuchen nur wenige Kenntnisse zur Leistungsfähigkeit von Adsorbermaterialien für die Entfernung von gelösten Stoffen vor. Diese Unklarheit bedeutet, dass die Grenzen und Möglichkeiten der Materialien – und damit der Behandlungsanlagen - unklar sind.

3 Labortests

In Batchversuchen wurde das Sorptionsverhalten von 12 unterschiedlich mobilen Pestiziden und zwei Schwermetallen an 30 Adsorbermaterialien und 7 Böden untersucht. Berücksichtigt wurden z. B. Mecoprop, Terbutryn, Diuron, Isoproturon und Carbendazim sowie Kupfer und Zink. Die Materialien wurden im Batchtest in einer Ein-Punkt Messung (1 mg/l je Pestizid, Kontaktzeit 24 h) durchgetestet. In den Säulenversuchen wurden die Beladungskapazitäten für sechs Materialien bei einer Filtergeschwindigkeit von 1.3 m/h vertieft untersucht, darunter Eisenhydroxid, Aktivkohle, synthetische Adsorber sowie Mischadsorber (Burkhardt, 2017).

Ergänzend wurde der in der Schweiz für Adsorbersubstrate entwickelt VSA-Säulentest eingesetzt (Abbildung 1) (VSA, 2017). Die stoffspezifische Rückhalteleistung für die Metalle Zink und Kupfer sowie die Pestizide Diuron und Mecoprop wird dadurch ermittelt, dass die Stoffe in bekannten Konzentrationen (je 0.5 mg/L) durch eine mit Adsorbermaterial gefüllte Säule bei drei Filtergeschwindigkeiten (8.95, 2.15, 0.895 m/h) aufgegeben und die Ablaufkonzentrationen bestimmen werden. Für die Bestimmung des Rückhalts werden 3 x 36 l Testlösung von unten nach oben durch die Säule gepumpt. Über jeden Testabschnitt gelangen 18 mg pro Stoff (36 l x 0.5 mg/L) und 54 mg für alle drei Testabschnitte auf das Adsorbermaterial. Nach dem dritten Testabschnitt beginnt der vierte Testabschnitt zur Remobilisierung mit Tausalz. Aus dem Vorgehen ergeben sich vier Sammelproben.

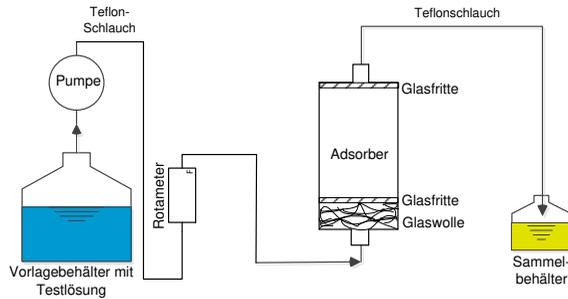


Abbildung 1: Schematischer Aufbau des Säulenversuchs im VSA-Leistungstest.

4 Laborresultate

In den Batchversuchen zeigten 13 Adsorbermaterialien für die Summe aller Zielsubstanzen > 90 % Eliminationsleistung. Nur auf Pestizide bezogen wurden unter den gewählten Versuchsbedingungen bei fünf Adsorbentien > 97 % Elimination und beim Boden durchschnittlich 10 % Elimination erreicht (Abb. 2). Zu den Materialien mit hohem Rückhaltepotential zählten Mischadsorber (MA2 bzw. AD1) und Adsorberharze (IO1 bzw. AD2).

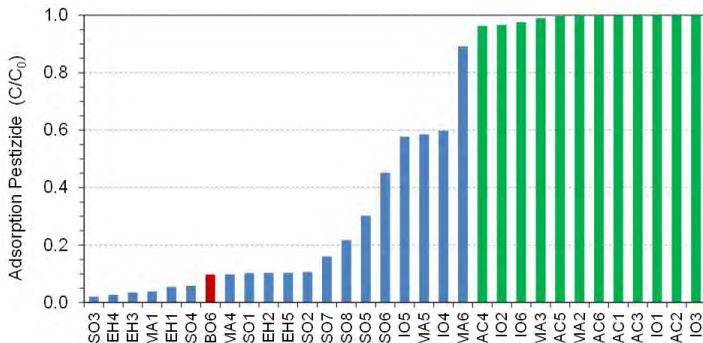


Abbildung 2: Adsorption von 12 Pestiziden an 32 Materialien, bestimmt in Batchversuchen. Grün: Adsorption >90 %, blau < 90 %. MA: Mischadsorber, EH: Eisenhydroxide, IO: Ionentauscher, Adsorberharze, AC: Aktivkohlen, SO: Sonstige, BO: Böden. BO6 (braun) stammt aus einer Bodenfilteranlage.

Die Laborresultate zeigen auch, dass Eisenhydroxide für die Elimination von Pestiziden ungeeignet sind. Boden ist ebenfalls stark eingeschränkt, sobald Pestizide unter beengten Platzverhältnissen bei hoher hydraulischer Belastung zurückgehalten werden sollen.

Dagegen entfernen Eisenhydroxide und einige vollsynthetische Adsorber Kupfer und Zink > 90 % und liegen damit vergleichbar hoch wie Böden mit 92 bis 98 %. Die Schwermetallbindung am Boden deckt sich gut mit Erfahrungswerten von natürlichen Böden.

Die besten Materialien (Aktivkohlen, Ionentauscher und Adsorberharze) erreichten unter den hydraulischen Belastungen der Säulenversuche (Filtergeschwindigkeit 1.3 m/h) Beladungen von 100 bis 400 mg Pestizide pro Gramm Adsorber. Wurde die Beladungskapazität beim Durchbruch des mobilsten Pestizids - meistens Mecoprop oder Bromacil – definiert, so lagen die Beladungen zwischen 60 und 280 mg pro Gramm Adsorber. In Tabelle 1 sind die relativen Eliminationen der wichtigsten Versuche im Vergleich zum Durchsatz in Bettvolumen dargestellt. Bei den leistungsfähigsten Materialien wurden durch einen Salzpuls, der die Tausalz-Belastung im Winter simulierte, nur sehr geringe Pestizidmengen erneut mobilisiert. Das vergleichsweise hohe und unspezifische Adsorptionsvermögen gewisser Materialien für organische Spurenstoffe prädestiniert diese besonders für die technische Anwendung.

Für den Schwermetallrückhalt bewährte sich eine Kombination mit Eisenhydroxid. So erreichte Kupfer erst nach 16'700 Bettvolumina die Ausgangskonzentration.

Tabelle 1: Elimination der jeweils mobilsten Substanz (Bromacil oder Mecoprop) in Kolonnenversuchen im Vergleich zur Belastungsdauer in Bettvolumen.
* Die Versuche wurden bereits vorher beendet.

Adsorber	Bettvolumen (BV)			
	500	2'500	10'000	20'000
Aktivkohle 2	99%	98%	84%	-*
Aktivkohle 6	82%	67%	31%	-*
Adsorberharz 1	99%	99%	96%	85%
Adsorberharz 6	98%	96%	75%	55%
Mischadsorber 2	86%	69%	39%	-*

Die Wasserdurchlässigkeit der ausgewählten Materialien war mit $k_f \geq 10^{-3}$ m/s hoch und beim Referenzboden BO6 mit $k_f 3 \cdot 10^{-6}$ m/s sehr gering. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dieser Boden sogar für die Anwendung in Behandlungsanlagen extra angemischt wurde.

Die Resultate der VSA-Säulenversuche zeigen klar, wie unterschiedlich die Materialien die vier Zielsubstanzen bei drei Filtergeschwindigkeiten zurückhalten (Abbildung 3). Je geringer die Geschwindigkeit, desto besser der Rückhalt. Ausserdem wird beim Mischadsorber differenziert, dass die polare Substanz Mecoprop (MCP) schlechter zurückgehalten wird als das unpolare Diuron. Der gleich gute Rückhalt von Zink und Kupfer beruht auf dem Kalkanteil und den damit verbundenen pH-Anstieg bzw. dem Ausfallen der Metalle im Mischadsorber (Filtrationseffekt in der Säule). Der Metallrückhalt beim Eisenhydroxid verhält sich den Erwartungen entsprechend differenziert. Der pH-Wert war nur unwesentlich angestiegen, sodass die gelöste Fraktion effektiv adsorbiert ist. Aufgrund des vernachlässigbaren Pestizidrückhalts durch Eisenhydroxide wurden diese Stoffe nicht analysiert.

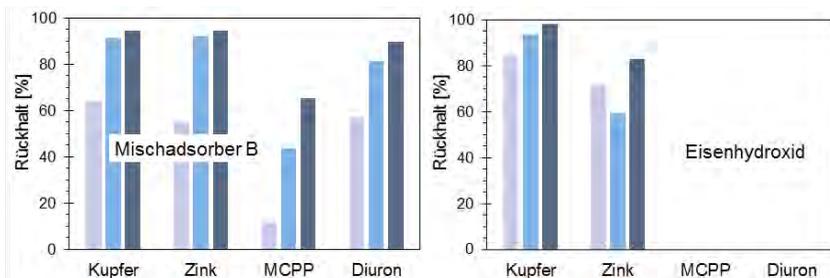


Abbildung 3: Testresultate aus CH-Säulenversuchen mit Mischadsorber und GEH.

5 Feldtest

Das Adsorbermaterial AD1 (enthält u.a. Aktivkohle und Eisenhydroxid) wurde in einer grosstechnischen Regenwasserretentions- und Versickerungsanlage von 14 Monaten getestet. In der 20 m langen und 1 m breiten

Filterstrecke waren auf Meter 1-19 das Substrat AD1 ca. 40 cm hoch befüllt. Ein Wasserteilchen, das den Adsorber passiert, benötigt für die 40 cm Filterstrecke theoretisch im Minimalfall ca. 4 Minuten.

Abbildung 4 zeigt die Elimination von fünf Spurenstoffen und den zwei Schwermetallen. Dabei erreichte der Adsorber im Mittel 80 % Rückhalt von Carbendazim und Diuron, beides vergleichsweise gut adsorbierende Pestizide (unpolar), und 50 % für die schlecht adsorbierenden Stoffe Mecoprop (eine polare Verbindung) und DEET (ein kleines Molekül). Mecoprop und DEET weisen bekanntermassen auch einen geringen Rückhalt in Kläranlagen auf. Terbutryn lag mit 60 % Rückhalt zwischen beiden Gruppen. Bei den gut adsorbierenden Pestiziden Diuron und Terbutryn waren die Konzentrationen im Ablaufwasser stets deutlich unterhalb der numerischen Anforderung von $0.1 \mu\text{g/l}$ pro Pestizid. Zink und Kupfer wurden im Mittel zu 60 % bzw. 85 % eliminiert.

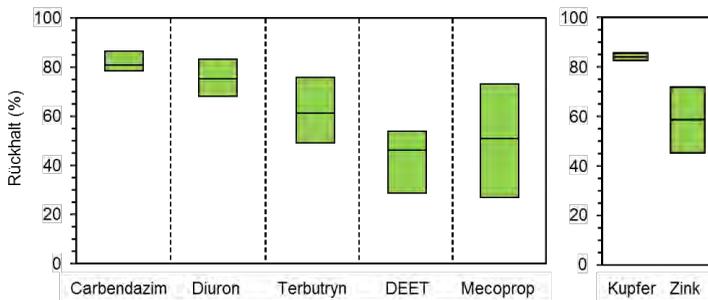


Abbildung 4: Testresultate aus CH-Säulenversuchen mit Mischadsorber und GEH.

Über die Versuchsdauer trat keine messbare Abnahme beim Stoffrückhalt auf, aber über die Einzelereignisse streute der relative Rückhalt um rund 10 bis 20 %.

Auf die Stofffracht bezogen ist jedoch wichtiger, dass bei frachtrelevanten Ereignissen eine hohe Elimination erzielt wird. Diese Ereignisse traten bei warmer Witterung auf und waren nicht identisch mit abflussreichen Ereignissen, bei denen mit zunehmender Abflussdauer die Stoffbelastung zu rückging.

6 Fazit

Das vergleichsweise hohe und unspezifische Adsorptionsvermögen einiger künstlicher Materialien für Pestizide und Schwermetalle und eine hohe hydraulische Wasserleitfähigkeit prädestinieren diese besonders für die technische Anwendung. Solche Materialien lassen sich platzsparend in Anlagen einbauen. Die Resultate zeigen auch, dass die Eisenhydroxide und mit Sand gemagerte natürliche Böden, in diesem Falle ein Boden aus einem Bodenfilter zur Strassenwasserbehandlung mit $k_f 3 \cdot 10^{-6}$ m/s, für die Elimination der Pestizide ungeeignet sind.

Da in der Schweiz weder für Adsorbiermaterialien Prüfanforderungen für organische Spurenstoffe, noch für Behandlungsanlagen existieren, wurde der entworfenen VSA-Leistungstest eingesetzt. Ziel ist, mittels Abschätzung der Leistungsfähigkeit von Adsorbiermaterialien für gelöste Schadstoffe die Dimensionierungsgrundlagen für den Einsatz in Anlagen zu verbessern. Die vorliegende Erfahrung mit dem Labortest ist positiv zu bewerten.

Ein Mischadsorber wurde unter realen Bedingungen erfolgreich getestet. Die Feldresultate deuten an, dass der Rückhalt von rund 70 – 90 % bei den Metallen und Pestiziden gemäss VSA-Leistungstest in der Kategorie „gelb“ (Standard) münden dürfte.

Die Umsetzung einer Regenabwasserbehandlung mit Adsorbiermaterial ist nicht flächendeckend zu diskutieren, sondern sollte, ebenso wie bei der angestrebten gezielten Aufrüstung von Kläranlagen, zunächst an lokalen Brennpunkten mit hohen Stoffeinträgen oder im Bereich besonders schützenswerter Gewässer, vor allem bei hydraulischen Kurzschlüssen (z. B. Direktversickerung ins Grundwasser, Direkteinleitung von Regenabwasser intensiv genutzter urbaner Flächen), zu prüfen und realisieren. Im gleichen Kontext sind auch immer Reduktionsmassnahmen an der Quelle prüfen.

7 Danksagung

Zum Projektteam gehörten neben dem UMTEC die FHNW Hochschule für Life Sciences, die Firma Watersys, aQa Engineering, die Gemeinde Ostermundigen und das Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern (AWA). Das Projekt wurde gefördert durch das Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Ökonomie und Innovation.

8 Literatur

- Burkhardt et al. (2017) Behandlung von Regenwasser. Aqua und Gas, 4:78-85.
- Clara et al. (2014) Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen, UBA, Wien
- Sinniger et al. (2012) Pestiziduntersuchung in Fliessgewässern, AWEL, Zürich
- VSA (2017) Leistungsprüfung für technische Adsorbentmaterialien und dezentrale technische Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser. Entwurf in Vernehmlassung.
- Wicke et al. (2015) Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins, KWB, Berlin

Korrespondenz an:

Michael Burkhardt
HSR Hochschule für Technik Rapperswil
Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC)
Oberstrasse 10
8640 Rapperswil, Schweiz
Tel.: +41 (0)55 222 4870
Email: michael.burkhardt@hsr.ch

Dezentrale Abwasserentsorgungskonzepte als Alternative für den ländlichen Raum

Silja Baron, Timo C. Dilly und Theo G. Schmitt

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Kaiserslautern

Kurzfassung: Zukünftige Veränderungen wie der demografische Wandel beeinflussen die Funktionalität und Wirtschaftlichkeit von kommunalen Abwasserinfrastrukturen und erfordern einen Umbau- und Anpassungsbedarf. Mit dem im BMBF-Projekt SinOptiKom entwickelten softwarebasierten Entscheidungs- und Optimierungsmodell werden Anpassungsmöglichkeiten von Abwasserinfrastrukturen aufgezeigt und evaluiert. Es wird untersucht unter welchen Voraussetzungen die Transformation eines zentralen Systems zu einem dezentralen System bzw. einem System der Stoffstromtrennung sinnvoll sein kann. Einen großen Einfluss auf die resultierenden Transformationsstrategien haben die Wahl und Kombination der im Modell hinterlegten Bewertungskriterien. Mit Sensitivitätsbetrachtungen für verschiedene Kombinationen von Bewertungskriterien werden Unsicherheiten im Modellierungsprozess aufgezeigt und die resultierenden Kosten bewertet.

Keywords: Abwasserentsorgung, demografischer Wandel, mathematische Optimierung, Modellierung, ländlicher Raum, Transformation

1 Einleitung

Unter veränderten Rahmenbedingungen wie dem demografischen Wandel muss die zukünftige Funktionsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit von Abwasserinfrastrukturen sichergestellt werden. Ein Aufzeigen der zeitlichen und räumlichen Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen mit modelltechnischer Unterstützung ist notwendig. Die Planung eines dynamisch vollzogenen Systemwechsels unter Einbeziehung von dezentralen

Konzepten und Systemen der Stoffstromtrennung stellt dabei eine Herausforderung dar.

In dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projekt „SinOptiKom - Sektorübergreifende Prozessoptimierung in der Transformation kommunaler Infrastrukturen im ländlichen Raum“ wurde ein softwarebasiertes Entscheidungs- und Optimierungsmodell zur Transformation von Wasserinfrastrukturen im ländlichen Raum entwickelt (Schmitt et al., 2016a). Das mathematische Optimierungsmodell generiert Transformationspfade für Abwasserentsorgungssysteme über einen Zeitraum von 50 Jahren unter Berücksichtigung verschiedener Szenarien und Bewertungskriterien. Die zentrale Trinkwasserversorgung wird im Modell nicht abgebildet und mögliche erforderliche Anpassungen werden nicht mitbetrachtet. Das Modell wird in zwei ländlichen Modellkommunen im Südwesten von Deutschland angewendet und evaluiert.

In diesem Beitrag liegt der Fokus auf der Untersuchung des Einflusses von verschiedenen Kombinationen von Bewertungskriterien auf Transformationsstrategien. Auswirkungen von verschiedenen Szenarien wurde bereits in Dilly et al. (2016) aufgezeigt. Für vier ländliche Gemeinden werden Transformationsstrategien unter Einbeziehung von dezentralen Maßnahmen der Abwasserreinigung und Regenwasserbewirtschaftung sowie Maßnahmen der Stoffstromtrennung dargestellt und ausgewertet. Um Unsicherheiten im Modellierungsprozess aufzeigen und bewerten zu können wurden Sensitivitätsanalysen für verschiedene Kombinationen von Bewertungskriterien durchgeführt.

2 Material und Methoden

2.1 Softwarebasiertes Entscheidungs- und Optimierungssystem

Das im Projekt SinOptiKom entwickelte softwarebasierte Entscheidungs- und Optimierungssystem zur langfristigen Transformation von Abwasserinfrastrukturen stellt die methodische Grundlage für diesen Beitrag dar. Es besteht aus drei Komponenten, einem Pre-Processing Tool, einem

mathematischen Optimierungsmodell und einem Auswertungstool. Eine detaillierte Beschreibung der Modellstruktur und Funktionsweise kann Baron et al. (2015) entnommen werden. Zur Einbeziehung von zukünftigen Entwicklungen werden über einen Szenarienmanager die Veränderungen der Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur, des Wasserbedarfs, der Kosten der technischen Anlagen und der Bemessungsreihenfolgen eingebunden (Baron et al., 2016).

Der im Modell hinterlegte Maßnahmenkatalog zur Festlegung der Handlungsoptionen umfasst die Bereiche Siedlungsentwässerung, Regenwasserbewirtschaftung, Abwasserbehandlung, Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung. Das Modell ermöglicht die simultane Berücksichtigung von acht Bewertungskriterien: Kosten, Flexibilität, Wasserhaushalt, Emissionen, Wasserrecycling, Nährstoffrecycling, Energieeffizienz und Akzeptanz. Da alle Kriterien in verschiedenen Einheiten gemessen werden, wird eine einheitliche Skalierung zwischen 0 (sehr gut) und 1 (sehr schlecht) mit verschiedenen Methoden vorgenommen. Die Zielfunktion setzt sich aus einer gewichteten Summe der zu optimierenden Kriterien zusammen (Dilly et al., 2016).

2.2 Modellgemeinden

Ländliche Modellgemeinden im Südwesten von Deutschland werden betrachtet. Innerhalb der Verbandsgemeinde Enkenbach-Alsenborn werden die Ortsgemeinden Neuhemsbach und Mehlingen und in der Verbandsgemeinde Rockenhausen die Ortsgemeinden Gerbach und St. Alban detailliert untersucht. In Tabelle 1 sind die unterschiedlichen Merkmale und Randbedingungen der Gemeinden zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 1: Merkmale und Randbedingungen der Modellgemeinden, Stand 2015 (Statistisches Landesamt RP, 2015)

	Neuhemsbach	Mehlingen	Gerbach	St. Alban
Einwohner	825	3.862	535	290
Bevölkerungsrückgang (2000 - 2015)	-1,8 %	- 4,3 %	-8,2 %	-12,7 %
Lage	Ländlicher Bereich mit disperser Siedlungsstruktur und hoher Zentrenreichbarkeit		Ländlicher Bereich mit disperser Siedlungsstruktur	
Topografie	Tal-, Hanglage	leichte Hanglage	Tal-, Hanglage	Tal-, Hanglage
	261 m ü. N.N.	289 m ü. N.N.	257 m ü. N.N.	247 m ü. N.N.
Fläche	666 ha	2.195 ha	732 ha	546 ha
vorherrschende Flächennutzung	Wald, Landwirtschaft	Landwirtschaft, Wald	Landwirtschaft	Landwirtschaft
Entwässerungsart:				
Mischsystem	76,2 %	74,7 %	12,5 %	0 %
Trennsystem	23,8 %	25,3 %	87,5 %	100 %
Baujahr Kanäle:				
Mischsystem	1968	2000	1975, 2004	-
Trennsystem	1997	2000	2004	2004
Kanallänge pro Einwohner	12 m	8 m	11 m	14 m
Abwasserbehandlung	Gruppenkläranlage VG Enkenbach-Alsenborn		Pflanzenkläranlage (Gerbach und St. Alban)	
Baujahr Kläranlage	1997		2004	

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Vergleich und Bewertung von Transformationsstrategien

Für die vier Gemeinden werden drei Kombinationen an Bewertungskriterien dargestellt und ausgewertet:

- Variante 1: Konservativ: Kosten, Flexibilität, Emissionen und Akzeptanz (100-100-100-100)
- Variante 2: Ökologisch-ökonomisch: Wasserhaushalt, Wasserrecycling, Emissionen und Kosten (100-100-50-100)
- Variante 3: Rückgewinnung: Wasserrecycling, Nährstoffrecycling, Energieeffizienz und Kosten (100-100-50-100)

In Klammern ist jeweils die Gewichtung der Kriterien dargestellt. Eine Mitbetrachtung der Kosten ist immer sinnvoll, da sonst extrem teure und somit realitätsferne Lösungen resultieren können.

In Abbildung 1 ist exemplarisch die vom Modell berechnete Transformationsstrategie für die Variante „ökologisch-ökonomisch“ für die Gemeinde Neuhemsbach dargestellt. Im ersten Transformationsschritt wird ein Randgebiet der Gemeinde mit Kleinkläranlagen dezentralisiert und es werden Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen umgesetzt. Über den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren werden kontinuierlich Muldenversickerungen, Flächenentsiegelungen und Dachbegrünungen vorgenommen. Bis 2065 wird das System komplett dezentralisiert mit Kleinkläranlagen. Die Ableitung des Regenwassers erfolgt in Regenwasserkanälen oder oberirdischen Rinnen. Mit einer Stoffstromtrennung auf Hausebene wird Grauwasser aufbereitet und wiederverwendet. Das Schwarzwasser wird mit einem Drucksystem zur zentralen Kläranlage geleitet und einer Co-Vergärung zur Energieerzeugung zugeführt.

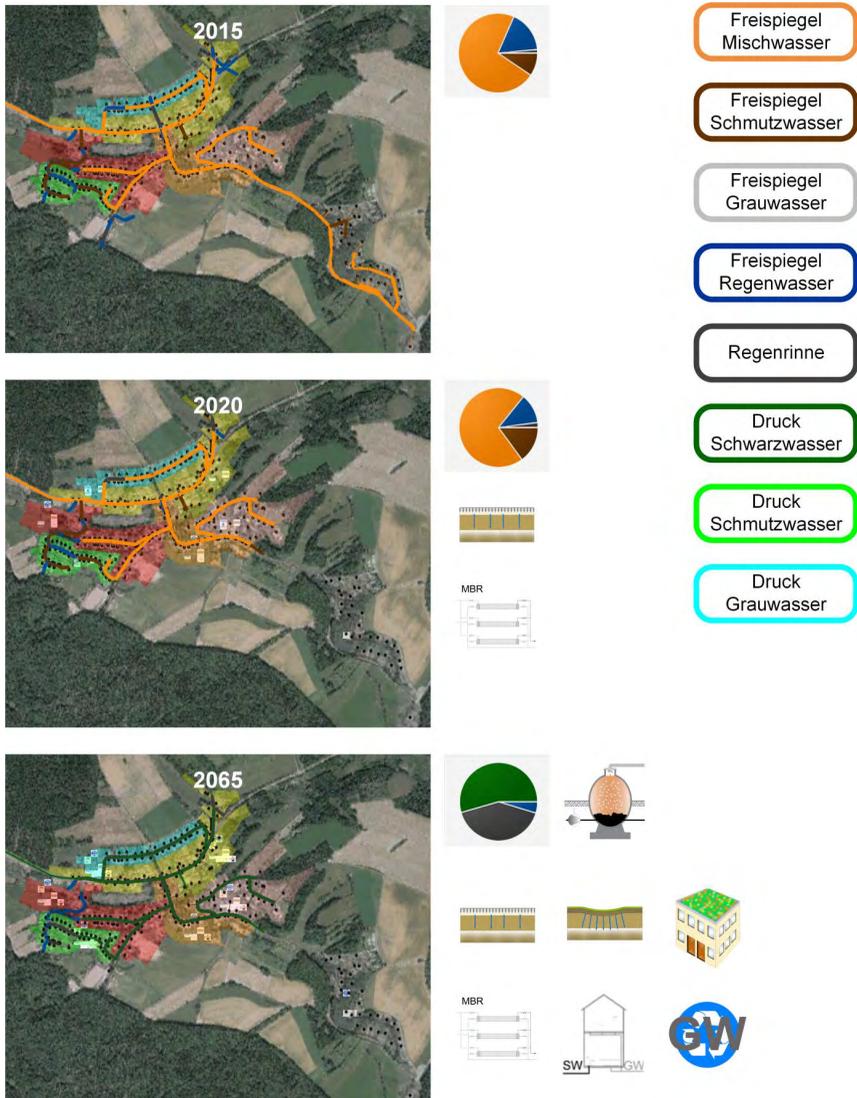


Abbildung 1: Transformationspfad für die Variante „ökologisch-ökonomisch“ für Neuhemsbach

Tabelle 2: Systemvergleich der drei Varianten für den Endzustand 2065

Gemeinde	Variante		
	konservativ	ökologisch-ökonomisch	Rückgewinnung
Neuhemsbach	zentral (1 Teilgebiet dezentral)	dezentral mit Kleinkläranlagen, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral (1 Teilgebiet dezentral), Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling, Nährstoffrecycling
Mehlingen	zentral	zentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral, Stoffstromtrennung, teilweise Grauwasser- bzw. Regenwasser-recycling, Nährstoffrecycling
Gerbach	zentral	zentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	zentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling, Nährstoffrecycling
St. Alban	zentral	zentral, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling	dezentral mit Kleinkläranlagen, Stoffstromtrennung, Grauwasserrecycling, Nährstoffrecycling

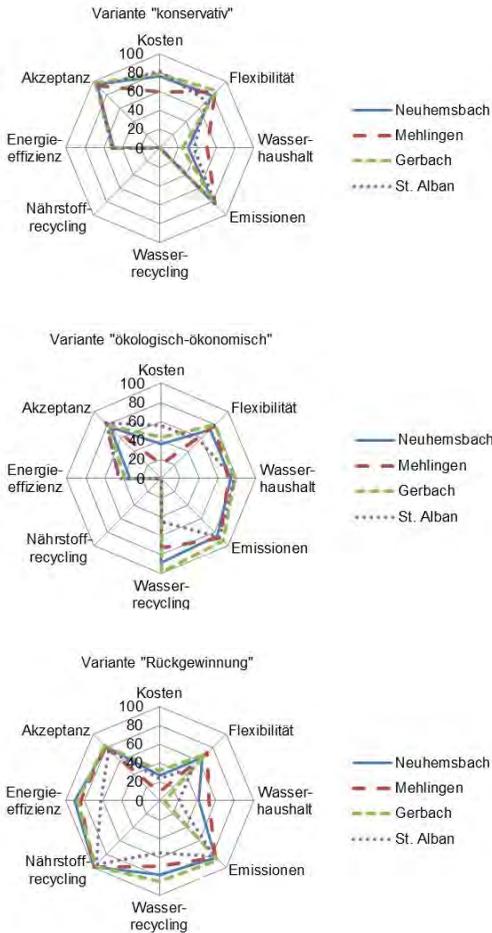


Abbildung 2: Grad der Zielerreichung für die drei Varianten und vier Gemeinden

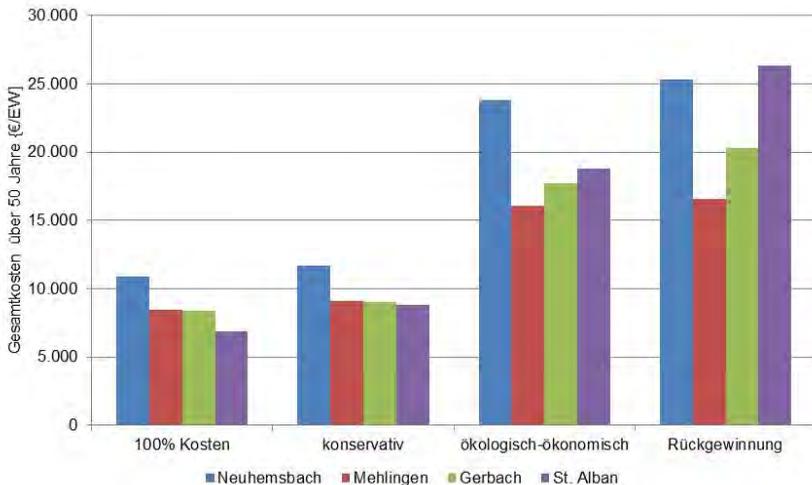


Abbildung 3: Vergleich der Gesamtkosten pro Einwohner über den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren

Für die gleiche Kombination an Bewertungskriterien unterscheiden sich die Transformationspfade zwischen den betrachteten Gemeinden teilweise (Tabelle 2). Bei allen Varianten werden Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen umgesetzt. Für die Variante „konservativ“ resultiert immer ein zentrales System, da so die priorisierten Kriterien Kosten, Akzeptanz, Emissionen und Flexibilität am besten erreicht werden können. Nur in der Gemeinde Neuheimsbach wird ein vom Ort ca. 500 m entfernt liegendes Wochenendhausgebiet dezentralisiert, da eine Instandhaltung des Verbindungssammlers unwirtschaftlich wäre. Bei den Varianten „ökologisch-ökonomisch“ und „Rückgewinnung“ wird je nach Gemeinde das zentrale System beibehalten oder zu einem dezentralen System mit Kleinkläranlagen umgestellt. Ob ein System dezentralisiert wird, hängt vor allem von den Randbedingungen der Gemeinde ab.

In Abbildung 2 ist der Grad der Zielerreichung für die betrachteten Gemeinden im Vergleich dargestellt. Die zu optimierenden Kriterien werden in der Variante „konservativ“ immer gut erreicht (> 80 %). In den Varianten „ökologisch-ökonomisch“ und „Rückgewinnung“ werden die priorisierten Kriterien zwischen 70 und 100 % erreicht. Eine Ausnahme bildet das Kriterium Wasserrecycling für die Gemeinde St. Alban (45 bzw. 55 %).

Der Zielerreichungsgrad ist verhältnismäßig schlecht, da die Maßnahme Grauwasserrecycling erst in der zweiten Hälfte des Betrachtungszeitraums (2040) umgesetzt wird. Der Umsetzungszeitpunkt einer Maßnahme beeinflusst den Zielerreichungsgrad eines Kriteriums direkt. In St. Alban ist das Kanalnetz relativ neu (Baujahr 2004) und deswegen wäre eine Umstellung des Systems zu einem früheren Zeitpunkt unverhältnismäßig teuer und somit keine Option für das Modell.

Der Vergleich der Gesamtkosten (Investitions-, Sanierungs-, Stilllegungs- und Betriebskosten) pro Einwohner über den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren in Abbildung 3 zeigt ein uneinheitliches Bild hinsichtlich der Varianten und Gemeinden. Im Vergleich zu einer alleinigen Optimierung der Kosten (100 %-Kosten) liegen die Kosten der Variante „konservativ“ nur geringfügig höher und auch die Verteilung unter den Gemeinden ist ähnlich. Die anderen Varianten unterscheiden sich erwartungsgemäß deutlich. In Neuhemsbach ist die Transformation im Vergleich pro Einwohner immer am teuersten. Dies kann auf die langgestreckte Form und topografisch anspruchsvollere Lage der Gemeinde sowie den größeren Bevölkerungsrückgang von 44,5 % bis 2065 zurückgeführt werden. Die anderen Gemeinden sind wesentlich kompakter und die Bevölkerung nimmt im Mittel um 40 % bis 2065 ab. Zudem ist das Kanalnetz in Neuhemsbach wesentlich älter und somit stehen im Betrachtungszeitraum bei der Vorgabe einer Nutzungsdauer für Kanäle von 80 Jahren in jedem Fall große Investitionen an.

In St. Alban ist eine Mitoptimierung der Kriterien Wasserhaushalt, Wasser- und Nährstoffrecycling besonders kostenintensiv. Da die Kanäle vergleichsweise neu sind, müssen sie im Betrachtungszeitraum rein aufgrund der Nutzungsdauer nicht erneuert werden. Allerdings werden große Investitionen für die Einführung einer Stoffstromtrennung auf Hausenebene notwendig und dabei machen sich die geringe Einwohnerzahl und die größere Kanallänge pro Einwohner bemerkbar.

Damit zeigt sich, dass die jeweiligen Randbedingungen der Gemeinden einen großen Einfluss auf den Zielzustand des Planungshorizontes sowie die Transformationsstrategien und die entstehenden Kosten haben.

3.2 Sensitivitätsbetrachtungen

Sensitivitätsbetrachtungen wurden für die Gemeinde Gerbach durchgeführt. Dazu wurden alle 255 Kombinationsmöglichkeiten, bei denen die acht Bewertungskriterien entweder mit 100 % oder 0 % in die Bewertung einfließen, in der Optimierung betrachtet. Gerbach wurde ausgewählt, da für eine kleinere Gemeinde die Rechenzeit des Modells gering gehalten werden kann.

In Abbildung 4 ist der Grad der Zielerreichung in einem Boxplot-Diagramm dargestellt. Je nach gewählter Skalierung decken die Bewertungskriterien unterschiedliche Bereiche ab. Durch die vorgegebenen Eingangsgrößen kann bei manchen Kriterien nicht der gesamte Wertebereich zwischen 0 und 1 abgedeckt werden. Dies trifft auf die Kriterien Flexibilität und Akzeptanz zu, die nur einen geringen Schwankungsbereich beim Grad der Zielerreichung aufweisen. Dadurch haben sie bei einer Kombination mit anderen Kriterien, die einen größeren Wertebereich aufspannen (z. B. Wasserrecycling), bei der multikriteriellen Optimierung einen geringeren Einfluss.

Das Kriterium Kosten erreicht für die Gemeinde Gerbach im Mittel nur 30 bis 55 % Zielerreichung, da sich die Mitoptimierung von anderen Kriterien immer negativ auf die Kosten auswirkt. Bei alleiniger Kostenoptimierung kann ein Wert von über 80 % erreicht werden. Das Kriterium Emissionen hat generell eine gute Zielerreichung aufgrund der modellspezifischen Implementierung, dass nur die Emissionen von Abwasserreinigungsanlagen bilanziert werden.

Die Kriterien, die einen großen Wertebereich aufweisen (Wasser- und Nährstoffrecycling, Wasserhaushalt), beeinflussen die Kosten am meisten. Die Kriterien Energieeffizienz, Wasser- und Nährstoffrecycling sind hauptsächlich von der Umsetzung einer Maßnahme abhängig, die dann eine direkte Kostenzunahme zur Folge hat. Der Grad der Zielerreichung der anderen Kriterien wird hingegen oft positiv mitbeeinflusst. Wenn bspw. Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts umgesetzt werden, wird dadurch auch die Flexibilität verbessert.

Die Auswertung der Kosten in Abbildung 5 zeigt, dass im Mittel 10.800 € pro Einwohner über den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren aufgewendet werden müssen. In 25 bis 75 % aller Fälle liegen die Kosten zwischen 9000 und 13.300 €/EW. Der minimale (3.800 €/EW) und maximaler Wert (17.000 €/EW) weichen deutlich davon ab.

Der Grad der Zielerreichung der Bewertungskriterien wird durch den Umsetzungszeitpunkt einer Maßnahme sowie deren Nutzungsdauer beeinflusst. Aus den 255 berechneten Kombinationen wurde ermittelt, wie oft eine Maßnahme im gleichen Jahr und im gleichen Transformationsraum umgesetzt wird. Die Maßnahmen Stoffstromtrennung und Druckableitung von Schwarzwasser werden zeitabhängig, also eher zum gleichen Zeitpunkt unabhängig von der Kombination der Bewertungskriterien umgesetzt. Dahingegen werden die Maßnahmen Grauwasserrecycling im Haus und Kleinkläranlagen zu unterschiedlichen Zeitpunkten vom Modell implementiert. Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen liegen im mittleren Bereich und werden somit nur teilweise zum gleichen Zeitpunkt umgesetzt.

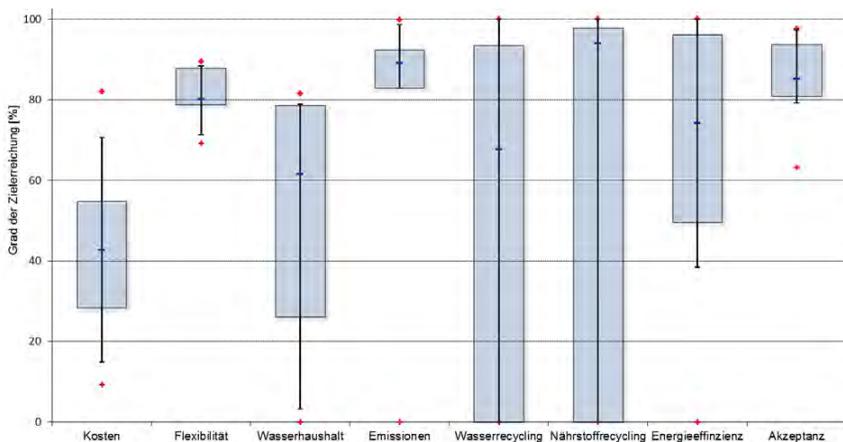


Abbildung 4: Grad der Zielerreichung der optimierten Bewertungskriterien (Schmitt et al., 2016b)

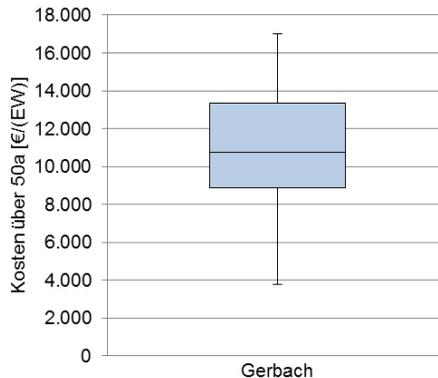


Abbildung 5: Kosten pro Einwohner über den Betrachtungszeitraum von 50 Jahren

3.3 Dezentrale Abwasserentsorgungskonzepte

Die Auswertung weiterer Kombinationen von Bewertungskriterien für die vier betrachteten Gemeinden zeigt, dass die Implementierung von Kleinkläranlagen durch die Betonung der Kriterien Wasserhaushalt, Wasserrecycling und Flexibilität gefördert wird. Je nach Gemeinde kann die Priorisierung eines dieser Kriterien oder deren Kombination zur teilweisen oder kompletten Dezentralisierung der Abwasserentsorgung führen. Die Umsetzung von dezentralen Strukturen ist zudem stark abhängig von den jeweiligen Randbedingungen der Gemeinde. Die Topografie, stark rückläufige Bevölkerungsentwicklungen, der Zustand des Entwässerungssystems (Alter der Kanäle, große Leitungslängen und -durchmesser, ein hoher Anteil Mischsystem) und die Art der Abwasserreinigung sind einige dieser Faktoren.

Die Umsetzung einer Schwarz- und Grauwassertrennung auf Hausebene wird hauptsächlich bei der Priorisierung der Bewertungskriterien Energieeffizienz, Wasser- und Nährstoffrecycling umgesetzt. Um Nährstoffe oder Energie aus dem Abwasser zu gewinnen, ist eine Stoffstromtrennung zwingend notwendig. Die durch die Umsetzung verursachten höheren Kosten müssen mit dem Nutzen abgewogen werden.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Auswahl und Gewichtung der Bewertungskriterien beeinflusst maßgeblich die resultierenden Zielzustände und Transformationsstrategien. Die individuellen Präferenzen der beteiligten Akteure können dadurch einbezogen und Handlungsoptionen aufgezeigt werden. Der dadurch entstehende Entscheidungsspielraum kann die Weiterentwicklung der kommunalen Infrastruktur unterstützen, idealerweise unter Einbeziehung der betroffenen Bevölkerung.

Eine Dezentralisierung von Gemeinden kann im ländlichen Raum sinnvoll sein, wenn bestimmte Randbedingungen vorliegen und es auf lange Sicht wirtschaftliche Vorteile bringt. Dabei müssen auch immer die Auswirkungen auf die bestehende Abwasserreinigungsanlage betrachtet werden.

Die Einführung einer Stoffstromtrennung mit Grauwasserrecycling verursacht vergleichsweise hohe Kosten. Die Umsetzung im ländlichen Raum ist stark von der zukünftigen Bedeutung von Nährstoffrecycling und Energiegewinnung aus Abwasser und deren Kostenentwicklung abhängig. Durch Aufzeigen dieser alternativen Konzepte, können Planer, Entscheidungsträger und Bürger diese Lösungen in Überlegungen für die zukünftige Gestaltung der Abwasserinfrastruktur einbeziehen.

Zu beachten ist, dass die Umsetzung des Grauwasserrecyclings den Wasserbedarf für das Trinkwassernetz (weiter) reduzieren würde. Diese negativen Auswirkungen müssen gesondert betrachtet werden. Im hier angewandten Entscheidungsmodell wurde stets eine Beibehaltung der öffentlichen Trinkwasserversorgung als zentrales System unterstellt.

Alle im Siedlungskörper umgesetzten Maßnahmen beeinflussen den Grad der Zielerreichung der einzelnen Kriterien auf Grundlage ihrer hinterlegten Eigenschaften. Sensitivitätsbetrachtungen haben gezeigt, dass sich der Wertebereich des Grads der Zielerreichung der Bewertungskriterien je nach Kriterium unterscheidet. Durch die vorgegebenen Eingangsgrößen zur Skalierung wird nicht bei jedem Kriterium der gesamte Wertebereich abgedeckt. Kriterien mit einem kleineren Wertebereich ha-

ben im Vergleich zu Kriterien, die einen größeren Wertebereich aufspannen, einen geringeren Einfluss bei der multikriteriellen Optimierung.

Zur weiteren Evaluierung des Modells und der Kostenansätze werden Sensitivitätsbetrachtungen für eine weitere Gemeinde durchgeführt. Es wird eine Überprüfung der Kostenansätze für die Maßnahme Nährstoffrecycling vorgenommen, da nur vergleichsweise wenige Kosten aus Forschungsprojekten oder der Umsetzung von Pilotanlagen vorliegen und somit eine unsichere Eingangsgröße darstellen. Durch eine Änderung der Eigenschaftspunkte für die Kriterien Akzeptanz und Flexibilität soll der Wertebereich beim Grad der Zielerreichung dieser beiden Kriterien genauer untersucht werden.

5 Literatur

- Baron S., Kaufmann Alves I., Schmitt T.G., Schöffel S., Schwank J. (2015). Cross-sectoral optimization and visualization of transformation processes in urban water infrastructures in rural areas. *Water Science and Technology*, **72** (10), 1730-1738.
- Baron S., Hoek J., Kaufmann Alves I., Herz S. (2016). Comprehensive scenario management of sustainable spatial planning and urban water services. *Water Science and Technology*, **73** (5), 1041-1051.
- Dilly, T.C., Wölle J., Schmitt T.G., Holzhauser M. (2016). Transformation der ländlichen Abwasserinfrastruktur unter Einfluss des demografischen Wandels. Aqua Urbanica 2016 „Miss es oder vergiss es“ – Daten, Wissen und Konzepte für den Gewässerschutz bei Regenwetter“, 26. und 27. September 2016, Rigi Kaltbad, Schweiz.
- Schmitt T.G., Wölle J., Dilly T., Baron S., Knerr H. et al. (2016a). SinOptiKom - Sektorübergreifende Prozessoptimierung in der Transformation kommunaler Infrastrukturen im ländlichen Raum. Projektbericht zum BMBF-Verbundvorhaben SinOptiKom (Förderkennzeichen: 33W009) in der BMBF-Fördermaßnahme INIS „Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung“. Kaiserslautern, Oktober 2016.
- Schmitt T.G., Wölle J., Dilly T., Baron S., Knerr H. et al. (2016b). SinOptiKom Arbeitspapier 4: Modellanwendung – Bewertungskriterien und Szenarien. Arbeitspapier zum BMBF-Verbundvorhaben SinOptiKom (Förderkennzeichen: 33W009). Kaiserslautern, Oktober 2016.

Statistisches Landesamt RP (2015). Statistische Daten „Mein Dorf, meine Stadt“, Veröffentlichung des Statistisches Landesamts Rheinland-Pfalz, Bad Ems, online abrufbar unter <http://infothek.statistik.rlp.de/MeineHeimat>, zuletzt geprüft am 02.05.2017.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Silja Baron
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität Kaiserslautern
Paul-Ehrlich-Str. 14
67663 Kaiserslautern
Tel.: +49631/2055963
Fax: +49631/2053905
Email: silja.baron@bauing.uni-kl.de

Regenwasserbewirtschaftung in China am Beispiel der Stadt Changde

Lothar Fuchs

Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH

Engelbosteler Damm 22, 30167 Hannover, Deutschland

Kurzfassung: Die Volksrepublik China fördert derzeit das Konzept der Schwammstadt mit großen finanziellen Mitteln, um die negativen Auswirkungen der zunehmenden Versiegelung auf die Quantität und Qualität der Niederschlagsabflüsse zu begrenzen und einen natürlichen Wasserkreislauf soweit wie möglich zu erhalten. Im Jahr 2014 wurden entsprechende Richtlinien erlassen, die recht hohe Anforderungen an die Städte in China stellen, um das gestellte Ziel zu erreichen. Als Anreiz zur Umsetzung der Schwammstadt und um chinaweit Erfahrungen bei der Umsetzung zu gewinnen, konnten sich Städte um Fördermittel für die Umsetzung der Maßnahmen bewerben. Die Höhe der Förderung für die ersten 16 Städte lag zwischen 55 Mio. € und 80 Mio. € je Stadt. Die Stadt Changde gehört zu den Städten, die in einer ersten Stufe mit entsprechenden Fördermittel bedacht wurden einen entsprechenden Aktionsplan aufgestellt und zum Teil bereits umgesetzt haben.

Keywords: Regenwasserbewirtschaftung, Sponge city, LIDS, SUD, China

1 Einleitung

Die Mehrzahl der Gewässer und Seen in China ist durch die unzureichende Reinigung der anfallenden Regen- und Schmutzwässer aber auch durch die Einträge der Landwirtschaft stark verschmutzt. Hinzu kommt das immense Wachstum der Städte zu großen Ballungszentren und der damit verbundene Umzug von Teilen der Landbevölkerung in die Städte. Im chinesischen Sprachgebrauch redet man vom "schwarzen Stinkefluss". Obwohl diese Problematik auch in China seit langem bekannt ist, sind lange Jahre keine entsprechenden Maßnahmen ergriffen worden. Dies hat sich seit einiger Zeit geändert und im 5-Jahresplan der Zentralregierung wurde der Schutz des Wassers als höchste Priorität beim Ausbau

der Infrastruktur festgelegt und entsprechende Vorschriften wurden erlassen. Im Oktober 2014 wurde der Leitfaden für die Umsetzung der Schwammstadt ("Construction Guideline for Sponge City") veröffentlicht, in dem die Leitlinien der wassersensitiven Stadtentwicklung definiert, sowie die Ziele und grundlegenden Prinzipien erläutert sind. Damit sollen letztendlich 70 % der anfallenden Niederschlagsabflüsse behandelt werden. Im April 2015 wurde der "Water Pollution Prevention Action Plan" erlassen, demzufolge bis 2020 in städtischen Gebieten nur noch bis 10 % der Gewässer verschmutzt sein dürfen und bis 2030 kein Gewässer im städtischen Bereich mehr verschmutzt sein darf.

Verbunden mit der Veröffentlichung der entsprechenden Richtlinien wurden signifikante Fördermittel zur Umsetzung der Schwammstadt im Rahmen von Pilotprojekten auslobt. Für diese Fördermittel hat sich eine Vielzahl von Städten beworben und insgesamt werden derzeit Pilotprojekte in 30 Städten finanziell gefördert. Die Umsetzung der Maßnahmen muss innerhalb von drei Jahren erfolgen. Daran schließt sich eine Überprüfung der umgesetzten Maßnahmen durch eine Messkampagne an. Die Fördermittel müssen zurückgezahlt werden, wenn die Anforderungen an das Schwammstadtprinzip nicht erfüllt werden.

2 Anforderungen an die Schwammstadt

Die Anforderungen an eine Schwammstadtplanung sind von der chinesischen Zentralregierung umfassend in einer entsprechenden Richtlinie zusammengestellt. Neben einer Erläuterung der positiven Wirkung einer Schwammstadt, beispielhafte Darstellung einzelner Komponenten zur Schwammstadtplanung wie z. B. Muldenversickerung, Rigolenversickerung, Retentionsbodenfilter, etc. ist dort auch die für eine Schwammstadt erforderliche zurückzuhaltende Niederschlagshöhe definiert. Dazu ist ganz China in 5 Bereiche unterteilt und für jeden Bereich der Anteil der Niederschlagshöhe bezogen auf die Jahresmenge festgelegt, der behandelt werden soll. (siehe Abb. 1). Dieser schwankt zwischen 60 % und 90 %. Um die örtlich maßgebende zurückzuhaltende Niederschlagshöhe

zu ermitteln, können die örtlich gemessenen täglichen Niederschlagssummen der Größe nach aufgetragen werden und die zurückzuhaltende Niederschlagshöhe entsprechend abgegriffen werden (Abbildung 2).

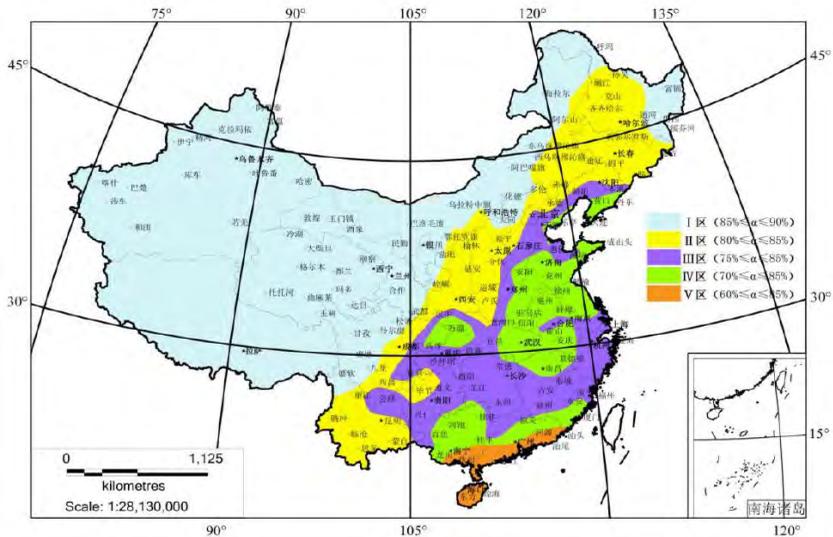


Abbildung 1: Karte von China mit örtlich definiertem prozentalem Rückhalt der Niederschläge (Zentrales Verwaltungsamt, 2014)

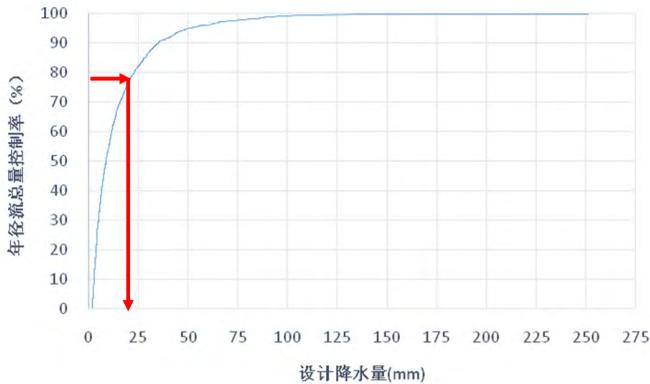


Abbildung 2: Darstellung der Tagesniederschläge für Changde und Ermittlung der zurückzuhaltenden Niederschlagssumme (itwh, 2015)

Für Changde ergibt sich damit eine zurückzuhaltende Niederschlagshöhe von 21 mm.

3 Regenwasserbewirtschaftung in Changde

Die Stadt Changde liegt im Südosten Chinas in der Provinz Hunan hat ca. 900.000 Einwohner in der Kernstadt und ca. 6.000.000 Einwohner in der Region. Die Region Changde ist aufgrund ihrer Lage im Verlandungsbe-
reich des Dongting-Sees sehr flach und durch eine Vielzahl von Gewässern geprägt, der Jahresniederschlag beträgt ca. 1.360 mm.



Abbildung 3: Lage von Changde in China/Hunan Provinz

Das regionale Gewässersystem Changdes ist Teil des überregionalen Gewässersystems und unterliegt somit auch Einflüssen aus diesem überregionalen Gewässersystem. Dies setzt sich im Wesentlichen aus dem Dongting-See, dem Yangtse-Fluss und dem Yuan-Fluss zusammen und ist in seinem derzeitigen Zustand durch Maßnahmen des Hochwasserschutzes, der Stadtentwicklung und der Landwirtschaft technisch geprägt und stark reguliert. Die wichtigsten Gewässer im Stadtgebiet und im Umland sind der Yuan-Fluss, der Jian-Fluss, der Chuanzi-Fluss, der Majiayue-Fluss sowie der Zhantian- und der Liuye-See. Um die Hochwasserproblematik zu entschärfen, wurden die die Stadt umgebenden Gewässer zunehmend technisch reguliert. Als Folge des Hochwasserschutzes ist der Chuanzi Fluss ein in viele Einzelteile zersplittertes Gewässer, das keine natürlichen Quellen mehr besitzt.

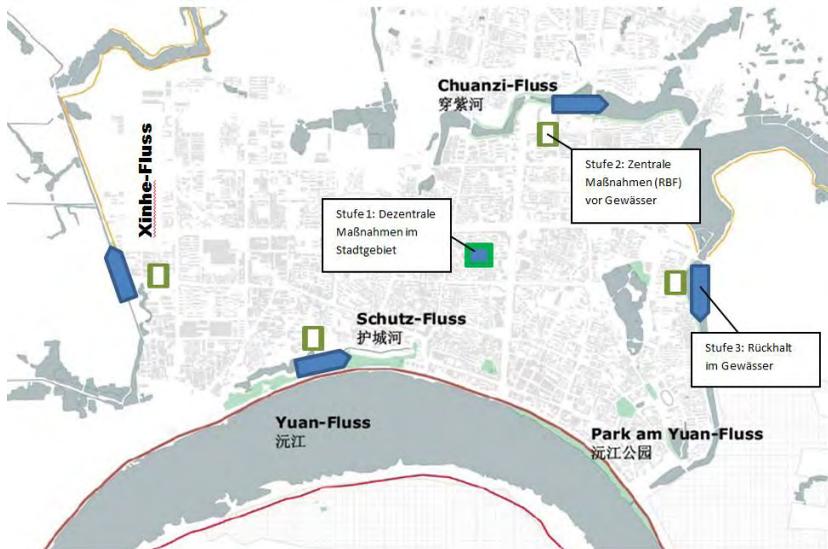


Abbildung 4: Gewässer in der Stadt Changde und Stufenkonzept zur Umsetzung der Regenwasserbewirtschaftung (itwh und Wasser Hannover, 2015)

In drei Stadtgebieten erfolgt die Entwässerung überwiegend durch Trennkanalisation, wobei jedoch in den Regenwasserkanal ein signifikanter Schmutzwasserzufluss stattfindet. Da im Stadtgebiet ein relativ geringes Geländegefälle vorliegt, sind Pumpwerke erforderlich, um das Schmutz- und Mischwasser der Kläranlage und das Regenwasser den innerstädtischen Gewässern zuzuleiten, sofern diese eingedeicht sind. In einigen Einzugsgebieten in denen die innerstädtischen Gewässer nicht eingedeicht sind, münden die Regenwasserkanäle direkt in die innerstädtischen Gewässer mit einer Vielzahl von Einleitungsstellen längs des Gewässerverlaufs. Im Stadtrandbereich, wo z. T. noch alte dörfliche Siedlungsstrukturen vorliegen fehlt stellenweise eine geordnete Entwässerung. Die Einleitung von Regen- und Schmutzwasser erfolgt diffus direkt in Gräben und Gewässer. Im Einzugsgebiet des Schutzflusses nahe dem Stadtzentrum liegt eines der beiden Mischsysteme vor. Der ehemalige Stadtgraben Schutzfluss dient als Hauptsammler, der die Mischwasserabflüsse zu einem Pumpwerk ableitet. Der Stadtgraben verläuft z. T. als offener Abwassergraben durch das Stadtgebiet.

Die innerstädtischen Gewässer, die z. T. über einen sehr geringen Wasseraustausch verfügen oder sogar stehende Gewässer sind, dienen als Vorflut für das städtische Entwässerungssystem. Die Einleitungen aus dem städtischen Entwässerungssystem stellen dabei eine signifikante Gewässerbelastung dar. Ein wesentlicher Grund hierfür liegt auf privaten Grund. Ein hoher Anteil von Schmutzwasserleitungen ist an die öffentlichen Regenwasserkanäle angeschlossen oder die Quartiere werden nicht im Trennsystem sondern über einen Mischwasserkanal, der an den öffentlichen Regenwasserkanal angeschlossen ist, entwässert.

Im Aktionsplan Schwammstadt ist das Ziel formuliert, die anfallenden Niederschlagsabflüsse in großen Teilen naturnah zu bewirtschaften. Dies bedeutet, dass die Niederschlagsabflüsse durch die Regenwasserbewirtschaftungselemente versickert, gereinigt, gedrosselt, verdunstet oder Regenwassernutzungsanlagen zugeführt werden müssen. Die Vorgaben über den Umfang der zu behandelnden Regenwassermengen sind:

- Die zu behandelnde Regenmenge beträgt 21 mm
- Der zu behandelnde Anteil an der Gesamtregenwassermenge beträgt 78 % des Gesamtregens (bezogen auf die Jahresmenge)

Diese beiden Vorgaben sind durch geeignete Maßnahmen im Stadtgebiet und den im Stadtgebiet vorhandenen Gewässern zu erzielen. Dafür wurde für die Stadt Changde aufbauend auf einem von der EU geförderten Konzept (Wasser Hannover e.V., 2009; Fuchs et al., 2010) und einem Masterplan für die Kanalisation (Wasser Hannover e.V., 2010) eine "Guideline zur Umsetzung des Schwammstadtkonzepts in Changde" (Wasser Hannover, 2015) entwickelt. Dieses dreistufige Konzept umfasst folgende Maßnahmen:

Stufe 1: Dezentrale Maßnahmen im Stadtbereich

Stufe 2: Zentrale Maßnahmen im Bereich der Pumpwerke (Retentionsbodenfilter) vor der Einleitung in die Vorfluter (Chuanzi, Xinhe und dem Schutzgraben).

Stufe 3: Rückhalt in den Gewässern Chuanzi, Xinhe und dem Schutzgraben vor der Einleitung in den Yuan-Fluss.

In den verschiedenen Stadtbereichen ist die Umsetzung den Möglichkeiten und den Schwierigkeitsgraden anzupassen. Im stark verdichteten Altstadtbereich können die Vorgaben nicht ohne unverhältnismäßig hohen Aufwand erreicht werden, im Neustadtbereich sind die Vorgaben leichter zu erreichen oder sogar zu übertreffen. In Neubaugebieten sollte eine nahezu hundertprozentige Behandlung des Regenwassers erfolgen, da hier gute Möglichkeiten bestehen, bereits in der Planungsphase entsprechende Weichenstellungen vorzunehmen.

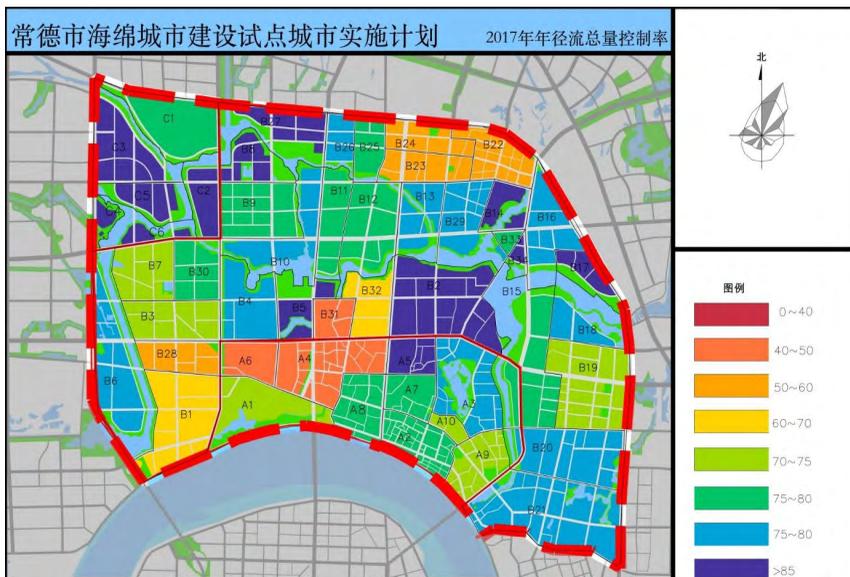


Abbildung 5: Prozentuale Rückhaltung in den einzelnen Teilen von Changde (itwh und Wasser Hannover, 2015)

Ziel ist die Einhaltung der Vorgaben für das Gesamtsystem. Der Nachweis der Umsetzung für das Gesamtsystem erfolgt in der planerischen Phase durch eine Simulation mit dem Simulationsmodell KOSIM für das Gesamtgebiet. Nach der Umsetzung erfolgt eine Erfolgskontrolle mit Hilfe von Messungen.

Tabelle 1: Tabellarische Zusammenstellung der Rückhaltung durch Regenwasserbewirtschaftung in den einzelnen Teilen von Changde (itwh und Wasser Hannover, 2015)

	Fläche	Anteil Fläche	Dezentral Mulden, MRS, Gründächer, Entsiegelung, Nutzung	Zentral (RBF)	Semizentral (Teich)	Summe Innenstadt	Gewichteter Anteil	Stadtgewässer
	ha	%	Mm	mm	mm	mm	mm	mm
Altstadt	623	17	4,0	7,0	0,0	11,0	1,9	20
Neustadt	2621	73	7,0	7,0	7,0	21,0	15,2	20
Neubau	367	10	20,0	3,0	15,0	38,0	3,9	20
Summe	3611	100					21,0	20

4 Zusammenfassung

Die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung – in China Schwammstadt genannt – wird dort mit immensen finanziellen Mittel von der Zentralregierung gefördert. Der Ansatz ist sehr ehrgeizig und es ist abzuwarten, ob er langfristig so zu halten ist. Kritikpunkt an dem Ansatz ist die Nichtberücksichtigung des natürlichen Basisabflusses.

Die Stadt Changde hat schon frühzeitig mit der Planung und Umsetzung der Schwammstadt begonnen. Grundlage dafür war ein Konzept, das im Rahmen eines von der EU geförderten Forschungsprojekts entwickelt und durch einen darauf folgenden Masterplan verfeinert wurde. Die Stadt Changde und die dort realisierten Maßnahmen dienen für andere Städte als Beispiel.

Die Umsetzung der Maßnahmen wird überwiegend in Neubaugebieten realisiert und zeigt dort gute Ergebnisse. Die bautechnische Ausführung ist oftmals nicht mit den uns gewohnten Ansprüchen vergleichbar, aber es findet ein Lernprozess auch in den ausführenden Firmen statt, so dass langfristig auch in kleineren Städten eine gute Ausführung zu erwarten ist.

5 Literatur

- Fuchs L., Peng C., Stockmann A. (2010). Framework Masterplan on Sustainable and Ecological Water Resources Management for the city of Changde, Proc. Conference on Integrated Water Resources Management, Karlsruhe, 24.-25.10.2010, Karlsruhe.
- Fuchs L. (2013). Konzept zur ökologischen Gewässersanierung Jiangbei, Changde/China, Proc. Jahresversammlung 2014 des Committee of China Urban Water Association (CUWA), Changsha/China, 1.11.2013
- Itwh GmbH und Wasser Hannover GmbH (2015 ff). Projektdokumentationen zum Konzept und Umsetzung der Schwammstadt in Changde, unveröffentlicht.
- Zentrales Verwaltungsamt für das Bauingenieurwesen China (2014) Richtlinie zum Bau der Schwammstadt.
- Wasser Hannover e.V. (2008). Sustainable Problem Solutions for Asian Urban Settlements and Developments by Exemplary Analysis of Sewage and Waters of the Urban Settlement Changde and its Chuanzi River, gefördert von der EU im Rahmen des EU-Asia Pro Eco Programms.
- Wasser Hannover e.V. (2009) Wasserstadt Changde – Rahmenplan für eine wassersensitive Stadtentwicklung und nachhaltige Bewirtschaftung der Wasserressourcen Jianbei District/Changde /China:
- Wasser Hannover GmbH (2015), Schwammstadt Changde – Guideline zur Umsetzung des Schwammstadtkonzepts in Changde, Projekt im Auftrag der Stadt Changde, unveröffentlicht.

Korrespondenz an:

Dr. Lothar Fuchs
Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Engelbosteler Damm
22, 30167 Hannover, Deutschland
Tel: +49-511-97193-0
Fax: +49-511-97193-77
Email: l.fuchs@itwh.de

Überflutungsschutz für Wien – zentrale und dezentrale Maßnahmen zum Umgang mit Regenwasser

Thilo Lehmann

Wien Kanal, Modecenterstraße 14/c, 1030 Wien

Kurzfassung:

Der Umgang mit Regenwasser gehörte und gehört zu einer der wichtigsten Fragen der Stadtentwässerung. War es früher üblich, möglichst alles anfallende Regenwasser in die Kanalisation zu leiten, so wird diese Vorgehensweise immer mehr in Frage gestellt. Dafür verantwortlich sind einerseits zunehmend überlastete Kanäle, die mit den gestiegenen Wassermengen auf Grund höherer Versiegelungen bei gleichzeitiger Zunahme der Niederschlagsintensitäten nicht mehr fertig werden (Thema Überflutungsschutz). Andererseits zählen dazu aber auch Herausforderungen wie die Zunahme der Lufttemperatur vor allem in den Städten, Stichwort urbane Hitzeinseln. Dies lässt den Ruf nach einer Verbesserung des Mikroklimas und einer Nutzung des Regenwassers für Kühlzwecke bzw. nach mehr Beschattung und Kühlung durch Vegetation laut werden.

Aus Sicht des Kanalnetzbetreibers ist natürlich der Überflutungsschutz vorrangig. Dieser soll durch eine Kombination aus zentralen und dezentralen Maßnahmen erreicht werden, die zu einer Verringerung der Abflussspitzen im Kanal führen sollen.

Keywords: Regenwassermanagement, Überflutungsschutz, Klimawandel, urbane Hitzeinseln

1 Einleitung

Die Erfahrungen der letzten Jahre mit extremen Wetterereignissen haben die Siedlungsentwässerung vor neue Herausforderungen gestellt.

Langen Hitzeperioden stehen starke oft sehr kleinräumige Niederschlagsereignisse gegenüber. Die früher propagierte These, das Regenwasser über die Kanalisation möglichst schnell aus dem Siedlungsbereich abzuleiten, wird immer mehr hinterfragt. Die historisch gewachsenen Kanalisationen der Siedlungsgebiete sind immer häufiger den auftretenden Regenwassermengen nicht mehr gewachsen. Die zunehmende Versiegelung von Flächen verschärft diese Problematik. Besonders in den Städten ist dies der Fall, da hier ein Bevölkerungszuzug zu beobachten ist und somit der Bedarf nach neuem Wohnraum steigt. Es stellt sich daher die Frage, wohin mit dem vielen Regenwasser, das in so kurzer Zeit anfällt?

Ein anderer Effekt, der durch die zunehmende Versiegelung verstärkt wird, ist die Zunahme der Lufttemperatur. Die versiegelten Flächen heizen sich stärker auf. Durch die höhere Temperatur und längere warme Phasen werden die Städte zu Hitzeinseln. Hier wird mehr Wasser benötigt, einmal für Kühlzwecke und um die verbliebene Vegetation nicht vertrocknen zu lassen. Hier stellt sich die Frage, kann das Regenwasser, welches einmal zu viel ist, für Bedarfszeiten vorgehalten werden?

Aus der Sicht des Kanalnetzbetreibers ist dabei die erste Frage und damit der Überflutungsschutz prioritär. Dies soll auch hier das Hauptthema sein. Doch es lassen sich Synergien nutzen und Maßnahmen setzen, die in beiden Fällen Vorteile bringen. Dabei können Maßnahmen sowohl zentral als auch dezentral gesetzt werden. Zentral in diesem Zusammenhang heißt von Seiten der Stadt bzw. des Kanalnetzbetreibers für größere Bereiche, z.B. als zentrale Speicherbauwerke. Dezentral bedeutet kleinräumig verstreut und im Bereich der privaten Grundstücksbesitzer. In Wien soll durch eine zweigleisige Strategie, also eine Kombination aus zentralen und dezentralen Maßnahmen der Überflutungsschutz verbessert werden.

2 Zentrale Maßnahmen

Durch eine moderne Kanalnetzbewirtschaftung sollen die vorhandenen Volumina im Bereich der großen Sammelkanäle besser genutzt werden. Unter Anwendung von Wasserstandsmessungen im Kanalnetz bzw.

prognostizierte Niederschlagsmengen werden die entsprechenden Kanäle im Staubetrieb oder im Normalbetrieb gefahren. Dadurch kann der Zufluss zur Kläranlage vergleichmäßigt und die Ausleitung von Mischwässern in die Gewässer verringert werden. Außerdem kann Wasser zeitweise von Abschnitten ferngehalten werden, die überflutungsgefährdet sind. In die gleiche Richtung geht die gezielte Errichtung von Speicherbecken in gefährdeten Gebieten.

Ein Beispiel für diese zentralen Maßnahmen ist in Abbildung 1: Maßnahmen zur Verbesserung des Überflutungsschutzes im 11. Bezirk angeführt. Hier wurden im Süd-Osten von Wien (11. Bezirk) durch eine Kombination aus der Errichtung neuer Speicherbauwerke bzw. der Nutzung vorhandener Kanalvolumina Speicherkapazitäten von rund 87.400 m³ geschaffen. Dabei gehen rund 32.000 m³ auf das Konto eines neu errichteten Speicherbeckens (Speicherbecken Simmering) mit samt seinen beiden Zubringerkanälen (in der Grafik links oben). 37.000 m³ wurden durch die Nutzung einer ehemaligen Kläranlage (Blumental) als Speicher bzw. durch einen bereits vor einiger Zeit errichteten Speicherkanal (Speicherkette Liesingtal) geschaffen. Der Rest wurde durch den Einbau von zwei Schiebern (Thürnlhofstraße und Ailecgasse) und die Nutzung vorhandener Kanäle als Stauraum erreicht. Durch diese Maßnahmen konnte der Überflutungsschutz im tiefst gelegenen Gebiet von Wien nachweislich stark verbessert werden.

Allerdings sind derartige Maßnahmen teuer und haben einen eingeschränkten Wirkungsbereich. Sie können daher die Problematik des Überflutungsschutzes nicht alleine lösen, sondern nur ergänzend wirken.

Maßnahmen im privaten Bereich erlauben es, das Niederschlagswasser an Ort und Stelle dem natürlichen Wasserkreislauf zurückzugeben oder gedrosselt in die Kanalisation abzuleiten.

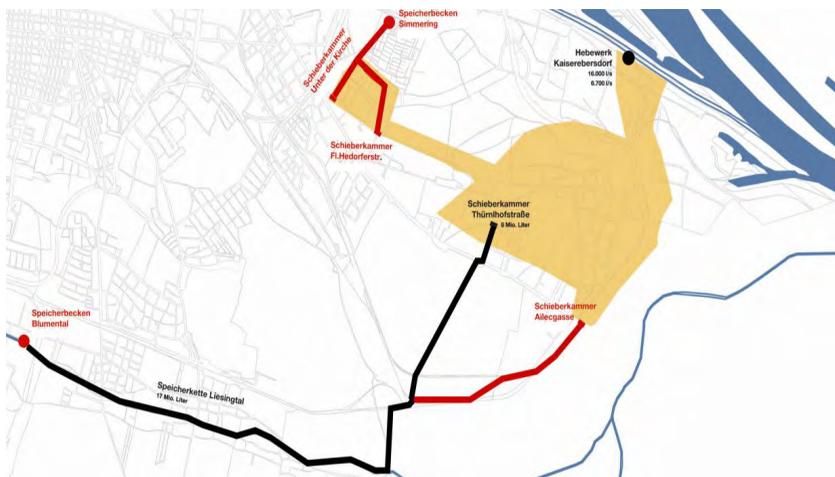


Abbildung 1: Maßnahmen zur Verbesserung des Überflutungsschutzes im 11. Bezirk

3 Dezentrale Maßnahmen

Ein wesentliches Augenmerk liegt in der Verringerung bzw. Drosselung des Niederschlagswasserabflusses von privaten Flächen. Dies soll neben dem Einsatz von stadtplanerischen Maßnahmen, wie der Beschränkung des Versiegelungsgrades oder der Vorschreibung von Gründächern, durch die Beschränkung der Einleitung von Niederschlagswasser in die Kanalisation erreicht werden.

Zur Festlegung der Einleitungsbegrenzungen wurde das Wiener Stadtgebiet in verschiedene Einleitungszonen unterteilt. Diese sind in einem Überblick in Abbildung 2 dargestellt. Die Bandbreite der Beschränkung variiert dabei von „keine Einleitung von Niederschlagswasser“ bis zu „keiner Beschränkung“.

Hauptparameter für die Zoneneinteilung waren die Kanalnetzauslastung im Bestand und die Bebauungsdichte. Darüber hinaus spielten auch die unterschiedlichen Gegebenheiten hinsichtlich Untergrund, Art der Flächennutzung, Denkmalschutz, Stadtbild eine Rolle.

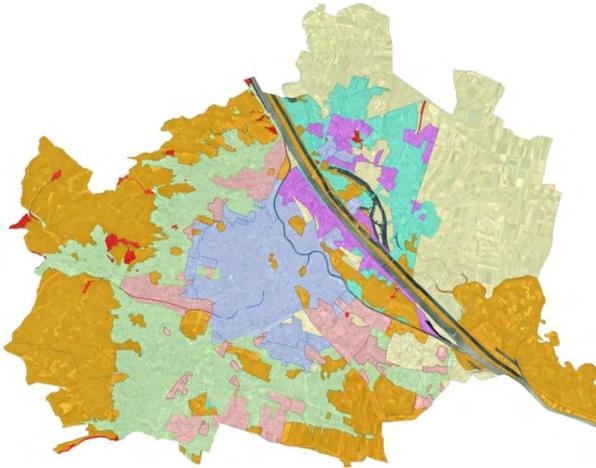


Abbildung 2: Unterschiedlichen Zonen der Einleitung von Niederschlagswasser

Die Einleitungsbeschränkung je Zone wird dabei als maximale Abflussspende in l/s pro m² Grundstücksfläche angegeben. So kann jeder Bauwerber die maximale Einleitmenge für sein Grundstück leicht berechnen. Basis für die Ermittlung der Abflussspende ist das 5-jährliche, 15-minütige Regenereignis gemäß den EHYD Bemessungsniederschlägen.

Ziel ist es auch, diese Einleitungszonen nach und nach in den Flächenwidmungsplänen zu verankern. Dadurch soll u.a. eine frühzeitige Information der Bauherren und Planer bei gleichzeitiger Planungssicherheit erreicht werden. Dies kann natürlich nur sukzessive durchgeführt werden, da die Überarbeitung der Flächenwidmungspläne erst nach und nach von Statten geht und einige Zeit in Anspruch nimmt. Der Prozess ist jedoch bereits am Laufen und in einigen Plandokumenten sind schon Einleitungsbeschränkungen verankert.

Von Seiten des Kanalnetzbetreibers ist man der Ansicht, mit dieser zweigleisigen Herangehensweise im Rahmen der Möglichkeiten eine gute Strategie gefunden zu haben.

4 Literatur

Wiener Umweltschutzabteilung – MA22 (2015), Urban Heat Islands – Strategieplan Wien, Wien.

Grimm K. (2010), Integratives Regenwassermanagement Motivenbericht, Studie im Auftrag des Magistrat der Stadt Wien, Wiener Umweltschutzabteilung – MA22, Wien.

Regierungsübereinkommen für Wien 2015, Eine Stadt, zwei Millionen Chancen. Das rot-grüne Regierungsübereinkommen für ein soziales, weltoffenes und lebenswertes Wien.

Sieker F., Kaiser M., Sieker H. (2006), Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung, Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart.

Korrespondenz an:

Thilo Lehmann
Wien Kanal
Modcenterstraße 14/c, 1030 Wien
Tel.: +43 1 4000 30126
Fax: +43 1 4000 99 30100
Email: thilo.lehmann@wien.gv.at

Was können wir aus einem 500-jährlichen Ereignis lernen?

Manfred Kleidorfer, Franz Tscheikner-Gratl und Wolfgang Rauch

Universität Innsbruck, Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck

Eine der Kernaufgaben städtischer Entwässerungssysteme liegt in der sicheren Ableitung von anfallenden Niederschlagswässern. Die Dimensionierung erfolgt dabei je nach Nutzungskategorie in der Stadt auf eine bestimmte Jährlichkeit. Bei stärkeren Niederschlagsereignissen kommt es zu einer Überlastung des Netzes und damit unter Umständen zu pluvialen Überflutungen. Zu einem derartigen Ereignis kam es am 2. Juli 2016 im Süd-Osten von Innsbruck. Das Ereignis zeichnete besonders durch seine sehr kurze Dauer mit überaus hohen Niederschlagsintensitäten aus. Lokale Überflutungen haben zu zahlreichen Feuerwehreinsätzen und Verkehrsbehinderungen. Als Reaktion auf dieses Ereignis, um daraus zu lernen und in weiterer Folge die Überflutungssicherheit von Innsbruck zu verbessern wurde eine Reihe von Untersuchungen durchgeführt.

1 Analyse der Niederschlagsdaten im Stadtgebiet

Im und um das Stadtgebiet von Innsbruck gibt es mehrere Niederschlagsmessstationen, welche in Folge ausgewertet wurden. Auffallend war die kurze Zeit bis zum Erreichen der Intensitätsspitze. Ereignisbeginn war 16:40 Uhr Ortszeit, die Intensitätsspitze wurde zwischen 16:53 Uhr und 17:02 Uhr aufgezeichnet. In diesen 10 Minuten wurden an einer Station, einer Regenwaage 47,1 mm Niederschlag aufgezeichnet. Laut Auswertungen des Hydrographischen Dienst Tirol handelte es sich dabei um ein Ereignis mit einer Wiederkehrzeit von 500 Jahren (Niedertscheider et al., 2016, Abbildung 1). Bemerkenswert ist auch, dass die räumliche Ausdehnung sehr begrenzt ist - an einer Messstation in ca. 6 km Entfernung wurde lediglich ein Ereignis mit einer Jährlichkeit von 1-2 aufgezeichnet und dass

das Ereignis auch sehr schnell wieder vorbei war, innerhalb einer Stunde wurden insgesamt 52,5 mm Niederschlag aufgezeichnet.

2 Erhebung der öffentlichen Wahrnehmung durch Auswertung sozialer Medien und Zeitungsberichte

In Folge des Starkregenereignisses kam es zu mehr als 700 Notrufen, 270 Feuerwehreinsätzen, Verkehrsbehinderungen und Sachschäden. Dementsprechend groß war die Resonanz in lokalen und regionalen Medien, sowie in sozialen Netzwerken wie Twitter, Facebook und Youtube. Für ein besseres Verständnis der Geschehnisse wurden Beschreibungen, Fotos und Videos dokumentiert. Dies ermöglichte es die Ergebnisse einer hydrodynamischen Kanalnetzberechnung zu plausibilisieren.

3 Ereignismodellierung mittels hydrodynamischem Kanalsystem

Verwendet wurde ein kalibriertes hydrodynamisches Kanalnetzmodell mit über 5.000 Knoten, 4.500 Einzugsflächen, 4.700 Leitungsstücken und 50 Entlastungsbauwerken (Mikovits et al., 2015). Sechs Regenschreiber im Stadtgebiet wurden anhand der geographischen Nähe den nächstliegenden Einzugsflächen zugewiesen (Abbildung 2, links). Die Simulationsergebnisse wurden mit den verfügbaren Daten und Informationen verglichen. Zum einen waren das die beobachteten Überflutungen, zum anderen Daten von 35 Wasserstandsmessungen im Netz. Die Vergleiche zeigen zum Teil sehr gute Übereinstimmungen (im Besten Fall sogar einen Nash-Sutcliffe Wert von 0,966 beim Vergleich zwischen simuliertem und gemessenem Wasserstand) zum Teil aber auf Defizite, bei der Prognose der Überflutungsgefährdung. So konnten einerseits im Modell aufgetretene Überflutungen in Realität nicht beobachtet werden (bzw. gibt es hierzu zumindest keine Berichte) und andererseits konnten in Realität aufgetretene Überflutungen nicht immer reproduziert werden. Mögliche Ursachen hierfür können beispielsweise noch kleinräumiger auftretende Niederschlagsvariationen sein als sie durch die sechs Regenschreiber abge-

bildet werden können oder auch überlastete dezentrale Niederschlagswasserbehandlungen (Versickerungen), die zur Überflutung beitragen, aber nicht im Modell berücksichtigt sind.

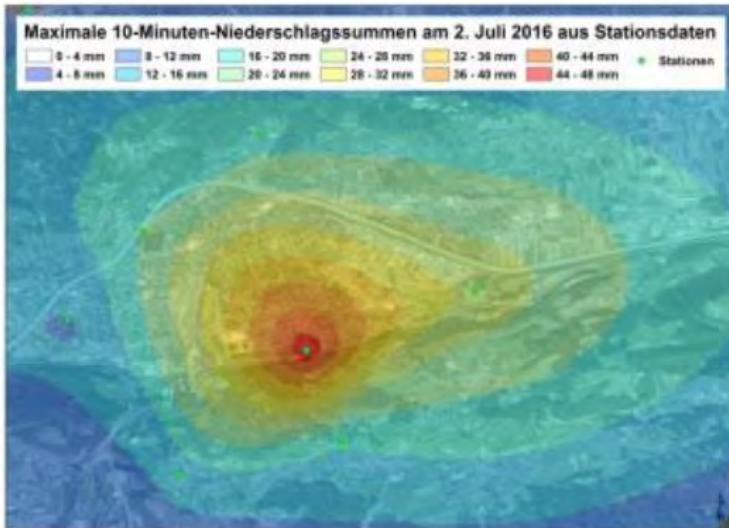


Abbildung 1: Darstellung der 10-Minuten-Summenmaxima durch den Hydrographischen Dienst Tirol (Quelle: Niederscheider et al., 2016).

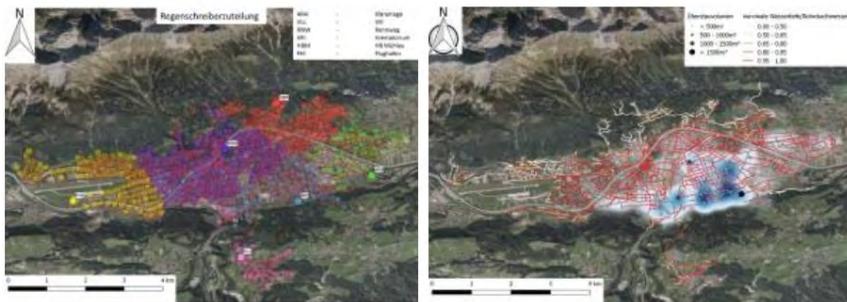


Abbildung 2: Zuweisung der Einzugsflächen zu Regenschreibern (links), Ergebnisse der Modellierung des Regenereignisses (rechts) (Orthofoto: Land Tirol – data.tirol.gv.at).

In weiterer Folge können die so gewonnen Informationen genutzt werden die Modellierung zu verbessern. Weiters können auf Basis der Niederschlagsaufzeichnungen weitere Berechnungsszenarien entwickelt werden

um die Resilienz des Netzes zu testen bzw. um Anpassungsmaßnahmen anzunehmende Starkregenereignisse zu entwickeln.

4 Literatur

Mikovits C., Jasper-Tönnies A., Einfalt T., Huttenlau M., Rauch W. und Kleidorfer M. (2015). Klimawandel, Stadtentwicklung und urbane Wasserinfrastrukturplanung – Risiken und Möglichkeiten. In: Österr Wasser- und Abfallw 67 (5-6), S. 214–221. DOI: 10.1007/s00506-015-0233-z.

Niedertscheider K., Neuner M., Raffener G., Mair G. und Felderer W. (2016). Hydrologische Übersicht - Juli 2016. Hg. v. Hydrographischer Dienst Tirol.

Korrespondenz an:

Manfred Kleidorfer
Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik
Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck
Tel.: +43 512 507 62134
Fax: +43 512 507 94906934
Email: Manfred.Kleidorfer@uibk.ac.at

2d-hydraulische Modellierung von Hangwassereinzugsgebieten im stadtnahen Bereich

Valentin Gamerith, Bernhard Sackl und Thomas Scaria

Hydroconsult GmbH, St. Veiter Straße 11a, A-8045 Graz, Österreich

Kurzfassung: Neben den Gefährdungen durch Überflutungen aus den Fließgewässern ist in den vergangenen Jahren auch eine Häufung von Überflutungsereignissen in Hanglagen infolge (lokaler) Starkregen feststellbar. Der vorliegende Beitrag zeigt anhand zweier konkreter Fallbeispiele die 2d-hydraulische Modellierung von Hangeinzugsgebieten basierend auf einem 3d-Geländemodell mit vorgeschaltetem Niederschlags-Abfluss-Modul zur detaillierten Modellierung von Hangwasserabflüssen. Durch die plakative Darstellung der Ergebnisse wurde ein für die Stakeholder verständliches Bild und damit eine solide Diskussionsgrundlage hinsichtlich potentieller Gefährdungsszenarien, maßgeblicher Retentionsflächen sowie einer einzugsgebietsweiten Maßnahmenplanung geschaffen. Im Vergleich zur GIS/CAD-basierten Auswertung von Fließpfaden werden die Wassertiefe und der Abfluss realitätsnah abgebildet, was teilweise zu maßgeblich geänderten Fließwegen führen kann. Zusätzlich zeigt sich, dass das aktivierbare Volumen im Gelände einen maßgeblichen Einfluss auf die Abflusswelle haben kann. Als Herausforderung ist die hohe Abhängigkeit von Fließzeit und Wellenform von den gewählten Strickler-Beiwerten zu nennen. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf, eine Kalibrierung anhand belastbarer Messdaten wäre unbedingt anzustreben.

Keywords: Hangwasser, 2d-Hydraulik, N2D

1 Einleitung

Überflutungsereignisse infolge Starkregen verursachen im urbanen aber auch im zunehmend dicht besiedelten stadtnahen und ländlichen Raum häufig große Schäden. Neben den Gefährdungen durch Überflutungen aus den Fließgewässern ist in den vergangenen Jahren auch eine Häu-

fung von Überflutungsereignissen abseits von Gewässern infolge (lokaler) Starkregen feststellbar (Schmidt, 2011). Zunehmende Verbauung und die damit verbundene Flächenversiegelung kombiniert mit der Reduktion natürlicher Retentionsflächen und oftmals unzureichend ausgelegten Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung führen zu ernsthaften Gefährdungen der Unterlieger, insbesondere in Hangfuß- und Hanglagen.

Im städtischen Raum wird die Gefährdung durch diese pluvialen Überflutungen schon seit mehreren Jahren thematisiert und auch zunehmend simulationstechnisch abgebildet (Price und Vojinovic (2011) geben einen umfassenden Überblick der Methoden). Gerade in stadtnahen Gebieten mit hohem Siedlungsdruck sowie in kleineren, ländlich geprägten Orten mit oftmals gering leistungsfähigen Entwässerungssystemen herrscht allerdings teilweise akuter Handlungsbedarf.

Der vorliegende Beitrag zeigt anhand zweier konkreter Fallbeispiele die 2d-hydraulische Modellierung von Hangeinzugsgebieten basierend auf einem 3d-Geländemodell mit vorgeschaltetem Niederschlags-Abfluss-Modul zur detaillierten Modellierung von Hangwasserabflüssen. Die Ergebnisse bieten eine Basis zur Darstellung von potentiellen Gefährdungsszenarien, zur Bestimmung maßgeblicher Retentionsflächen sowie einer einzugsgebietsweiten Maßnahmenplanung zur Regenwasserbewirtschaftung.

2 Methodik

In diesem Kapitel wird zuerst die Netzerstellung (3d-Geländemodell als Grundlage für die 2d-hydraulische Simulation) beschrieben. Das verwendete Niederschlags-Abflussmodell Waspi-N2D und das 2d-hydraulische Modell Hydro_As-2d werden anschließend vorgestellt. Abschließend werden die zwei untersuchten Fallbeispiele beschrieben.

2.1 Geländemodell, Netzerstellung, Parameter

Basis für das 3d-Berechnungsnetz bilden Airborne Laserscan Daten des Landes Steiermark im 1-Meter Raster. Für die Netzerstellung werden an klar definierten Geländekanten (z. B. Straßen) Bruchkanten definiert, die Modellierung erfolgt unter Berücksichtigung dieser Bruchkanten halbautomatisch über das Programm Laser-As (Hydrotec).

Bestehende Objekte werden auf Basis der digitalen Katastermappe (DKM) sowie Luftbildern als undurchströmbar in das Modell eingebaut. Damit stellen sie in der Berechnung Abflusshindernisse dar, eventuell auftretende Rückstaueffekte durch die Bebauung können damit abgebildet werden.

Wo bekannt, werden Durchlässe und Kleinstrukturen wie z. B. Mauern, welche im Laserscan nur unzureichend abgebildet werden können manuell in die Modelle eingebaut.

Auf Grundlage der Landnutzung und von Orthofotos wird jedem Netzelement eine Material-ID mit einem definierten Strickler-Beiwert zugewiesen.

Die Festlegung eines Strickler-Beiwertes für die einzelnen Elemente ist insofern herausfordernd, da der Strickler-Beiwert mit der Wassertiefe variiert. Bei sehr niedrigen Wassertiefen von wenigen Zentimetern, wie sie zu Beginn des Abflussgeschehens bzw. in weiten Bereichen über die gesamte Dauer des Niederschlagsereignisses auftreten, ist von einer deutlich höheren Rauheit auszugehen. So werden in der Literatur z. B. für Wiesen- und Waldflächen bei Abflusstiefen von wenigen Zentimetern Strickler-Werte zwischen 2 und 6 $\text{m}^{1/3}/\text{s}$ angegeben (USDA, 1986). Sobald sich der Abfluss konzentriert in Rinnen oder Runsen einstellt, sinkt die Rauheit, bei höheren Wassertiefen nähern sich die Beiwerte den in der Hochwasserabflussberechnung von Gewässern angesetzten Rauheiten an.

2.2 Abflussbildung – Waspi-N2D

Dem hydraulischen Modell wurde ein Niederschlags-Abfluss-Modul (Waspi-N2D, Sackl (2016)) vorgeschaltet. Die Abflussbildung basiert dabei auf dem SCS-CN-Wert Verfahren (US-SCS, 1972) das sich für die Simulation von Einzelereignissen als robustes Modell erwiesen hat.

Die Festlegung der CN-Werte kann für jede im Netzmodell definierte Material-ID erfolgen, der CN-Wert kann aufgrund der tatsächlichen, aus dem 3d-Geländemodell ermittelten Steigung korrigiert werden.

Als Niederschläge können österreichische ÖKOSTRA-Daten, deutsche KOSTRA-Daten oder auch Zeitreihendaten importiert werden. Für die ÖKOSTRA und KOSTRA-Daten können Blockregen- oder eine mitten-

bzw. endbetonte Niederschlagsverteilung laut DVWK gewählt werden. In Abbildung 1 ist die Benutzeroberfläche von Waspi-N2D beispielhaft dargestellt.

Auf Basis der Netzgeometrie und der definierten Materialklassen erfolgt eine Klassifizierung der CN-Werte für alle Modellknoten und eine Festlegung der Eingangsniederschläge für das Hydro-As-Modell. Insgesamt werden 20 Zeitreihen (Intensitätsganglinien) für die Zugabe in den Knoten erstellt, die Umrechnung in den tatsächlichen Abfluss erfolgt in Hydro-As-2d auf Basis der Fläche der den Knoten umgebenden Netzelemente.

Neben der Möglichkeit der Definition und Übergabe der Modellparameter sowie der Zeitreihen in das Hydro-As-2d Modell können "on the fly" bzw. auch nach Abschluss der 2d-hydraulischen Berechnung die Ganglinien an definierten Querschnitten grafisch ausgegeben werden.

The screenshot shows the 'N2D - Beta' software interface. It features a table with columns for 'Mat-ID', 'ks', 'CN-2', 'sm-class', 'imp. area', and 'N-ID'. Below the table, there are various configuration options for precipitation and time series, including dropdown menus for 'N-ID', 'duration t', 'return period years', 'ehyd-class', and 'distribution'. There are also checkboxes for 'CN correction for slope of elements' and 'delete all existing inflows/ins in 2dm'.

Mat-ID	ks	CN-2	sm-class	imp. area	N-ID
1	10.00	84.00	2	0.00	0
2	8.00	73.00	2	0.00	0
3	12.00	81.00	2	0.00	0
4	1.00	98.00	2	0.00	0
5	40.00	90.00	2	0.00	0
6	20.00	71.00	2	0.15	0
7	25.00	98.00	2	0.00	0
8	15.00	60.00	2	0.00	0
9	0.00	0.00	2	0.00	0
10	0.00	0.00	2	0.00	0
11	0.00	0.00	2	0.00	0
12	0.00	0.00	2	0.00	0
13	0.00	0.00	2	0.00	0
14	0.00	0.00	2	0.00	0
15	0.00	0.00	2	0.00	0
16	0.00	0.00	2	0.00	0
17	0.00	0.00	2	0.00	0
18	0.00	0.00	2	0.00	0
19	0.00	0.00	2	0.00	0
20	0.00	0.00	2	0.00	0
21	0.00	0.00	2	0.00	0
22	0.00	0.00	2	0.00	0
23	0.00	0.00	2	0.00	0
24	0.00	0.00	2	0.00	0
25	0.00	0.00	2	0.00	0
26	0.00	0.00	2	0.00	0

Abbildung 1: Oberfläche Waspi-N2D zur Zuweisung der CN-Werte und Niederschläge

2.3 2d-hydraulische Modellierung

Für die 2d-hydraulische Modellierung wurde das in Österreich und Deutschland für die Fließgewässermodellierung weit verbreitete Modell Hydro-As_2d in der Version 4.1 (Nujic, 2015) verwendet, bei welchem in der aktuellen Version auch Niederschläge in jedem Netzknoten zugegeben werden können.

Das Berechnungsmodell löst die 2d-tiefengemittelte Strömungsgleichungen (Flachwassergleichungen) mit der räumlichen Diskretisierung nach der Finite-Volumen-Methode, und der Zeitdiskretisierung nach dem Runge-Kutta-Verfahren zweiter Ordnung (explizit). Die Berechnung des Reibungsgefälles erfolgt nach Darcy-Weisbach, die Bestimmung des Widerstandsbeiwerts nach Manning Strickler.

Für die Berechnung spezieller Bauwerke wie z. B. Wehre und Durchlässe kommen in der Regel 1d-Elemente zwischen zwei Netzknoten mit empirischen Formeln (z. B. nach Poleni) zur Anwendung.

Eine detaillierte Beschreibung der zugrundeliegenden Methoden und Gleichungen kann dem Handbuch (Nujic, 2015) entnommen werden.

Das Pre- und Post Processing (Netzbearbeitung und Ergebnisdarstellung) erfolgte mit der Software SMS 12 (Aquaveo, 2016)

2.4 Fallbeispiele

Für den vorliegenden Beitrag wurden zwei Fallbeispiele untersucht, die im Folgenden näher beschreiben werden.

In beiden Fällen wurden als Niederschlag e-Hyd Starkregendaten der nächstgelegenen Gitterpunkte verwendet und jeweils mehrere 100-jährliche Ereignisse mit unterschiedlichen Dauerstufen simuliert. Dadurch kann der maßgebliche Abfluss für unterschiedliche Querschnitte bzw. Stützstellen im hydraulischen Modell ermittelt werden.

2.4.1 Fallbeispiel A: ländliches Hangwassereinzugsgebiet

Im untersuchten ländlich geprägten Fallbeispiel A wurde ein Einzugsgebiet modelliert, in dem durch die Neuerschließung eines Siedlungsgebiets die Gefahr bestand, dass sich die schon derzeit angespannte Abflusssituation (Wasser nahe an Objekten, regelmäßige Überflutung landwirtschaftlicher Flächen, Ausspülungen bei Gerinnen und

Gewässern) verschlechtert. Das Einzugsgebiet weist eine Fläche von rund 35 ha auf, die Entwässerung erfolgt derzeit über Straßengräben bzw. Verrohrungen und in weiterer Folge über zwei Vorfluter im Talraum. Eine gesonderte Regenwasserkanalisation ist nicht vorhanden, eine Versickerung von Wässern ist aufgrund der Bodenverhältnisse nicht möglich.

Die Zuweisung der Rauheiten und der CN-Werte erfolgte aus Literatur- und Erfahrungswerten, Abfluss- bzw. Niederschlagsmessungen sind im Einzugsgebiet nicht vorhanden.

2.4.2 Fallbeispiel B: Urban geprägtes Hangwassereinzugsgebiet

Bei dem zweiten untersuchten Fallbeispiel B handelt es sich um ein etwas größeres Einzugsgebiet (ca. 3.16 km²) im Grazer Stadtbereich, das im Unterlauf eine deutlich urbanere Struktur aufweist. Im Oberlauf dieses Einzugsgebietes ist zur Reduktion der Hochwassergefährdung ein Rückhaltebecken geplant. Im Einzugsgebiet befinden sich mehrere kleinere Seitenzubringer sowie einige Teiche.

Für den Vorfluter des Einzugsgebiets lagen ein bestehendes 2d-hydraulisches Modell des Talraumes sowie die entsprechenden Ausweisungen der Überflutungsflächen und Wassertiefen bei HQ₃₀ und HQ₁₀₀ vor, ein Niederschlags-Abflussmodell (HEC 1) war ebenfalls verfügbar.

Zur Abbildung des gesamten Einzugsgebietes im 2d-hydraulischen Modell wurde das bestehende Abflussmodell des Talraumes um die Hangbereiche erweitert. Dabei wurde den Elementen der Hangbereiche neue Material-IDs zugewiesen und das bestehende Modell im Talraum unverändert übernommen.

Die Zuweisung der Rauheiten und in weiterer Folge der CN-Werte erfolgte auf Basis der Landnutzung. Wie im Kapitel Ergebnisse diskutiert, wurden die Strickler-Beiwerte für die Hangbereiche auf Basis der Ergebnisse der ersten Berechnungen deutlich reduziert.

2.5 Kalibrierung / Plausibilisierung

In den beiden untersuchten Gebieten liegen keine Messdaten für eine Kalibrierung vor. Vor allem für den flächig auftretenden Hangwasserabfluss ist daher eine Plausibilisierung mit Beobachtungen vor Ort (Anwohner, Behörden etc.) unbedingt notwendig.

Für das Fallbeispiel B wurde eine Kalibrierung an den Spitzenabflusswerten für HQ_{100} durchgeführt. Ein Vergleich der Modellergebnisse erfolgte mit den Ergebnissen des vorliegenden Niederschlag-Abfluss Modells.

3 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Simulation für die beiden Fallbeispiele dargestellt.

3.1 Ergebnisse Fallbeispiel A

Die Ergebnisse für Fallbeispiel A zeigten, dass sich die Abflüsse in der Simulation analog zu den Beobachtungen der Anwohner vor Ort einstellen.

Mit dem Modell konnte in Folge eine Identifikation von Problemstellen durchgeführt und Aussagen über die Wirksamkeit von unterschiedlichen Maßnahmen und Strategien zur Verminderung von Überflutungsereignissen getroffen werden.

Teilweise zeigte sich, dass maßgebliche Fließwege durch zukünftiges Bauland verlaufen, wodurch zum einen entsprechende Maßnahmen zum Eigenschutz erforderlich werden, aber auch eine eventuelle Änderung der Abflusswege für Neben- bzw. Unterlieger Probleme bzw. deutliche Verschlechterungen ergeben können.

Als großer Vorteil der 2d-hydraulischen Berechnung gegenüber z. B. GIS-basierten Ausweisungen auf Basis von Tiefenlinien zeigte sich, dass durch die Berechnung der tatsächlichen Wassertiefen zum Teil maßgebliche Übertritte in andere Tiefenlinien stattfinden, welche mit anderen Methoden nicht als dementsprechend gefährdet dargestellt werden (können). Dies trifft z. B. bei kleinen, nicht in Tieflagen verlaufenden Gerinnen (Straßengräben) auf, die bereits bei geringen Abflüssen hydraulisch überlastet sind und deren Ausuferungen vom Gerinne getrennte Abflusswege bilden.

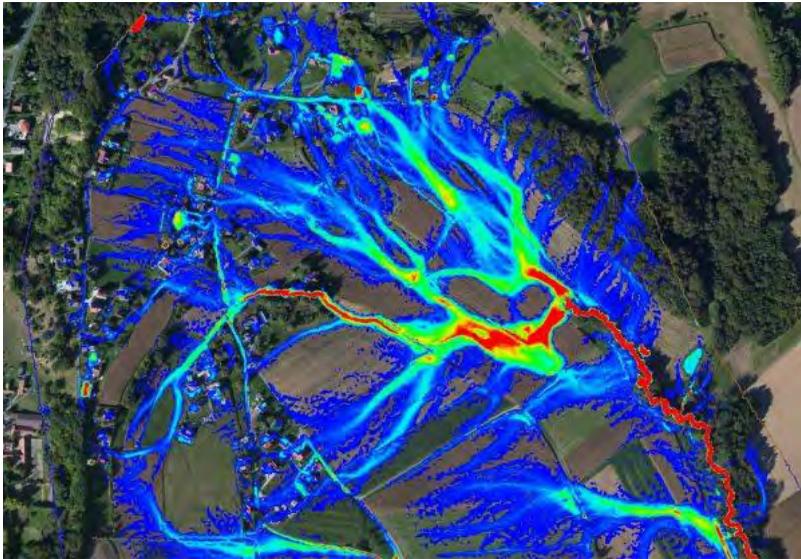


Abbildung 2: Ergebnisse der 2d-hydraulischen Simulation / N2D für Fallbeispiel A (Wassertiefen von blau nach rot)

3.2 Ergebnisse Fallbeispiel B

Für das Fallbeispiel B wurde eine Kalibrierung des Modells auf die Spitzenabflusswerte bei HQ_{100} am Einzugsgebietsauslauf durchgeführt. Dabei zeigte sich wie bereits eingangs beschrieben, dass die Rauheiten im Hangbereich deutlich rauer angesetzt werden müssen als im Bereich des Flussschlauchs. Eine gute Übereinstimmung im Spitzenabfluss konnte mit einer Halbierung der im Talraum angesetzten Strickler-Beiwerte erreicht werden. Das Einzugsgebiet mit den berechneten Wassertiefen für einen ausgewählten Zeitschritt ist in Abbildung 3 dargestellt.

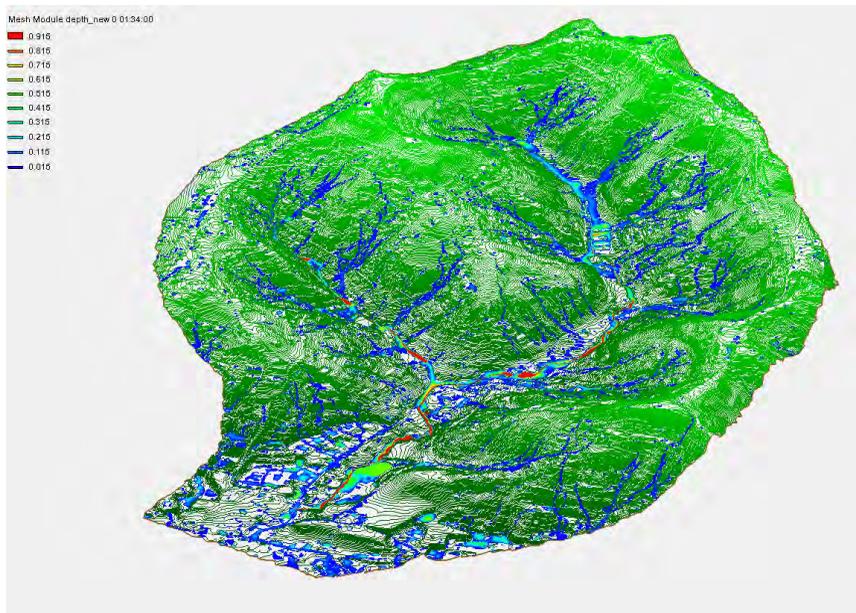


Abbildung 3: Ergebnisse der 2d-hydraulischen Simulation für Fallbeispiel B (Wassertiefen von blau nach rot)

Ein Vergleich mit den Ergebnissen aus dem vorliegenden NA-Modell im Oberlauf (geplanter Standort Rückhaltebecken) und im Unterlauf ist in Abbildung 4 dargestellt. Daraus zeigt sich, dass sich im Unterlauf erwartungsgemäß für das maßgebliche Ereignis eine gute Übereinstimmung in der Abflussspitze von ca. $16 \text{ m}^3/\text{s}$ ergibt, das Volumen der Welle aber deutlich kleiner ist als aus der Berechnung im Niederschlags-Abfluss Modell. Auch ist ersichtlich, dass für die Berechnungen im 2d-hydraulischen Modell noch kein Ansatz für den Basisabfluss berücksichtigt wurde.

Eine Auswertung des vorhandenen Volumens im Modell nach Ablauf des Regenereignisses und der Welle im Vorfluter zeigt, dass ein erhebliches Volumen von mehreren tausend Kubikmetern in den natürlich vorhandenen Retentionsräumen zurückbleibt.

Für die berechnete Welle im Oberlauf ergibt sich aus der N2D / 2d-hydraulischen Berechnung eine deutlich höhere Abflussspitze das Volu-

men ist annähernd gleich groß. Die höhere Spitze ist im Vergleich mit empirischen Formeln (z. B. nach Wundt) aber grundsätzlich plausibel.

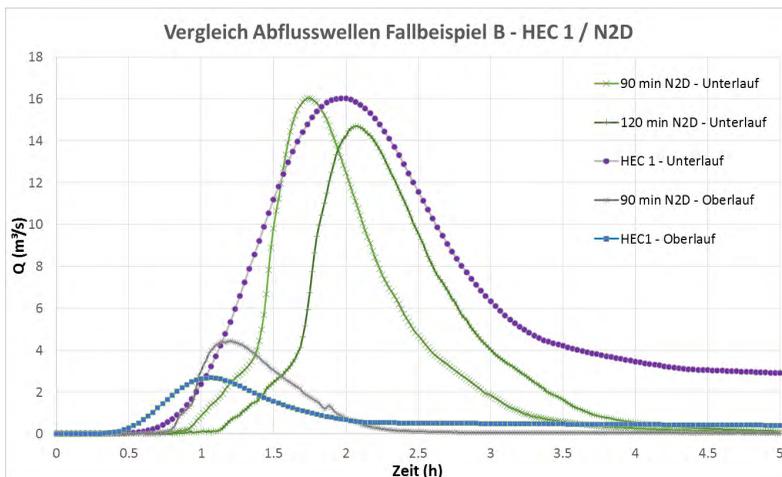


Abbildung 4: Vergleich Abflusswellen 2d-hydraulische Simulation /N2d und HEC 1 (NA-Modell) für Fallbeispiel B

Für das im Oberlauf geplante Rückhaltebecken konnte auf Basis der 2d-Berechnung gezeigt werden, dass die Wässer eines Teileinzugsgebiets, welches im Becken miteingefasst werden sollte, auf Grund einer bestehenden Straße erst unterhalb des geplanten Beckens in den Vorfluter gelangen und somit zusätzliche Maßnahmen erforderlich werden, um die Wässer in das Becken zu bringen.

4 Zusammenfassung

In den beiden dargestellten Fallbeispielen zeigte sich, dass durch die plakative Darstellung der Ergebnisse (z. B. auch über Videos des Abflussgeschehens) ein für die Stakeholder verständliches Bild und damit eine solide Diskussionsgrundlage geschaffen wurde. Allgemein zeigte sich, dass Berechnungen zur Erstanalyse auch für größere Einzugsgebiete ohne großen Aufwand möglich sind. Ein Vorteil des zugrundeliegenden Modells ist, dass eine beliebige Netzgeometrie möglich ist und zusätzlich Zuflüsse von außen (z. B. in Bächen und Gerinnen) berücksichtigt werden können. Auch die Abbildung von Kleinstrukturen (Stra-

Bengraben, Durchlässe, Mauern etc.) ist möglich. Im Vergleich zur GIS/CAD-basierter Auswertung von Fließpfaden werden die Wassertiefe und der Abfluss realitätsnah abgebildet, was teilweise zu maßgeblich geänderten Fließwegen führen kann. Zusätzlich zeigt sich, dass das aktivierbare Volumen im Gelände einen maßgeblichen Einfluss auf die Abflussschwelle haben kann.

Derzeit in Entwicklung befinden sich noch Ansätze um den Basisabfluss auch im 2d-hydraulischen Modell abbilden zu können sowie die Möglichkeit der Berücksichtigung nicht durchströmbarer Objekte in der Abflussbildung.

Als Herausforderung ist die hohe Abhängigkeit von Fließzeit und Wellenform von den gewählten Strickler-Beiwerten zu nennen. Rauheiten aus der Flusshydraulik sind für Bereiche mit geringen Abflusstiefen deutlich zu glatt. Zusätzlich besteht eine Korrelation zwischen Rauheit und CN Wert in Hinblick auf die Wellenform (Scheitel und Volumen). Da in Hang-einzugsgebieten in der Regel keine Beobachtungsdaten zur Kalibrierung vorhanden sind, müssen die Wellen bestmöglich plausibilisiert werden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf, eine Kalibrierung anhand belastbarer Messdaten wäre unbedingt anzustreben.

Auch eine Einzugsgebietsweite Darstellung der Ergebnisse stellt eine Herausforderung dar, da für unterschiedliche Querschnitte unterschiedliche Ereignisse maßgeblich werden.

5 Literatur

- Aquaveo (2016) SMS 12.1 User Manual. Aquaveo, LLC, Utah, USA
- Nujic M. (2015) Benutzerhandbuch Hydro_AS-2d, Hydrotech Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen.
- Price R.K. und Vojinovic Z. (2011) Urban Hydroinformatics - Data, Models and Decision Support for integrated Urban Water Management, IWA Publishen, London.
- Sackl B.J. (2016) WASPI-Hec2 Version 4.0 - Hilfe, Hydroconsult GmbH, Graz, Austria.
- Schmitt T.G. (2011) Risikomanagement statt Sicherheitsversprechen - Paradigmenwechsel auch im kommunalen Überflutungsschutz? Korrespondenz Abwasser (58), 0140 - 0149.

USDA (1986) Technical Release 55, Urban Hydrology for Small Watersheds.
United States Department of Agriculture, Washington, USA

US-SCS (1972) SCS National Engineering Handbook, Section 4, Hydrology. Soil
Conservation Service, S.C.S. (ed), Washington, USA.

Korrespondenz an:

DI Dr. Valentin Gamerith
St. Veiter Straße 11 a
Tel.: +43 316 69 47 77 19
Fax: +43 316 69 47 77 5
Email: gamerith@hydroconsult.net

Der Zentrale Speicherkanal als Rückgrat der Grazer Mischwasserbewirtschaftung

Werner Pirkner und Kajetan Beutle

Holding Graz Wasserwirtschaft

Kurzfassung: Mischwasserentlastungen tragen erheblich zur Verunreinigung der Gewässer bei, da bei Starkregen Abwässer aus dem Kanalsystem ausgetragen werden. Aus diesem Grund wurde, basierend auf Variantenstudien, die Errichtung des Zentralen Speicherkanals (ZSK) konzeptioniert und mit zwei Kraftwerken an der Mur Synergieprojekte entwickelt. Der erste Abschnitt mit insgesamt 3,2km wurde bereits umgesetzt, der zweite Abschnitt soll in den Jahren 2017 bis 2022 errichtet werden. Durch den ZSK werden rund 94.000 m³ Speicherraum geschaffen und der erforderliche Weiterleitungswirkungsgrad nach ÖWAV-Regelblatt 19 annähernd erreicht.

Neben der technischen und wasserwirtschaftlichen schwierigen Konzeption und Dimensionierung des ZSK zeigten sich im Rahmen der Projektvorbereitungen einige weitere Herausforderungen. So mussten Lösungen für die Baugrubensicherung und Baumethode, die maschinelle Ausrüstung der Querbauwerke, die Steuer- und Regeltechnik, etc. gefunden werden. Abseits der Technik mussten Bewilligungen, Natur- und Artenschutzmaßnahmen aber auch Projektmanagement und Kommunikationsthemen gelöst werden.

Keywords: Zentraler Speicherkanal, ZSK, Mischwasser, Kanal, Graz.

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Mischwasserentlastungen tragen ebenso wie die Abläufe von Kläranlagen zur Verunreinigung der Gewässer bei. Während den Kläranlagen in den letzten Jahren viel Aufmerksamkeit und damit Investitionen zuge-

flossen sind, wurden die Mischwasserentlastungen zunehmend als erhebliche, teils überwiegende, Quelle für Verschmutzungen aus der Siedlungsentwässerung erkannt.

Für die Grazer Kanalisation wurden die Schmutzfrachten basierend auf Langzeit-Simulationen und begleitenden Messungen ermittelt. Dabei zeigt sich, dass ein wesentlicher Teil der Belastung der Gewässer, nämlich rund 76%, aus den Mischwasserentlastungen stammt. Lediglich ein Anteil von 24% entstammt der Restverschmutzung des Kläranlagenauslaufs. Bemerkenswert ist zudem, dass ein Großteil der über Mischwasserüberläufe emittierten Schmutzfrachten nicht aus dem Schmutzwasser-Anteil entstammt, sondern zu ca. 65% aus abtransportierten Oberflächenverschmutzungen und Spülvorgängen in den Kanalanlagen.

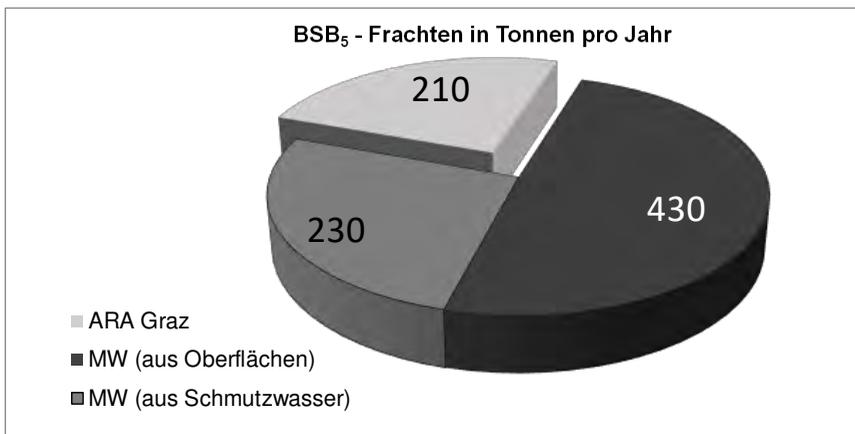


Abbildung 1: Schmutzfrachten aus dem Grazer Kanalsystem

Aus diesem Grund wurde das bestehende Regelwerk zur Bemessung von Mischwasserentlastungsbauwerken, das Regelblatt 19 des ÖWAV, im Jahr 2007 völlig neu überarbeitet. Dieses Regelwerk stellt nunmehr den Stand der Technik für Mischkanalsysteme dar.

Im Regelblatt 19 (2007) des ÖWAV wird die Menge der zu reinigenden Regenwässer im Jahresmittel als „Weiterleitungswirkungsgrad“ definiert. Für Graz ergibt sich ein erforderlicher Weiterleitungswirkungsgrad von rund 70% für abfiltrierbare Stoffe bzw. 55% für gelöste Stoffe.

2 Variantenuntersuchung

Aufbauend auf diesen Zielen und Vorgaben wurden beginnend mit 2003 mehrfach Variantenuntersuchungen zu den Möglichkeiten der Mischwasserbewirtschaftung durchgeführt. Ziel dieser Variantenuntersuchung war es, die im ÖWAV Regelblatt 19 definierten Mindestwirkungsgrade der Weiterleitung für die Stadt Graz einzuhalten.

Dabei wurden sowohl die Schaffung von zusätzlichem Speicherraum (ca. 100.000m³ erforderlich) in mehreren Varianten, als auch die Erhöhung des Kläranlagenzuflusses, die Auftrennung der Mischwassersysteme und Reduktion der Einzugsflächen in unterschiedlichen Varianten untersucht.

Für die Bewertung wurden die folgenden Kriterien zugrunde gelegt.

- Technische Machbarkeit
- Rechtliche Machbarkeit und Durchsetzbarkeit
- Baukosten und Betriebskosten
- Redundanz zu den Hauptsammlern
- Beseitigung von Überlastungen
- Beeinträchtigungen von Naturraum
- Beeinträchtigungen der Bevölkerung,
- Beeinträchtigungen des Grundwasser, etc.

Im Zuge der detaillierten Variantenuntersuchung zeigte sich unter anderem in vielen dezentralen Varianten, dass diese insbesondere im Bereich des Bestandes grundsätzliche Nachteile aufweisen.

So zeigte sich beispielsweise, dass die Variante der Auftrennung der Mischsysteme in den inneren Stadtbezirken rechtlich nicht durchführbar ist, da die Hausbesitzer nicht verpflichtet werden können die bestehenden Mischwasseranschlüsse umzubauen. Zudem müssten dabei annähernd 70% aller Straßen im Stadtgebiet mit einem weiteren Leitungssystem ausgerüstet werden. Auch die großflächige Versickerung von Flächen scheitert an verfügbaren Flächen für die erforderlichen Reinigungsanlagen (Straßen) und der rechtlichen Durchsetzbarkeit (Privatflächen).

Zudem zeigten diese Varianten massive Kostennachteile, insbesondere im Bereich der Betriebskosten.

Die untersuchten Speichervarianten, wie beispielsweise dezentrale Speicherbecken und andere Trassenüberlegungen für Speicherkanäle zeigten ebenfalls, teils massive, Kostennachteile.

Als Ergebnis dieser Variantenbetrachtungen stellte sich als beste Lösung das Konzept der Errichtung eines zentralen Speicherkanals (ZSK) mit rund 10,5 km Länge heraus. Der konzipierte ZSK, an welchen alle Mischwasserentlastungsbauwerke direkt oder durch Querungen der Mur angeschlossen werden, soll im linksufrigen Bereich der Mur von der Kalvarienbrücke bis zur Kläranlage Gössendorf errichtet werden. Eine Umsetzung war mittelfristig und nach Maßgabe der finanziellen Mittel vorgesehen.

Unabhängig davon wird im Grazer Stadtgebiet seit Jahren eine restriktive Haltung hinsichtlich der Einleitung von Niederschlagswässern in die Kanalanlagen, im Speziellen bei Mischwasserkanälen, umgesetzt. Dabei wird im Wesentlichen bei allen Bauvorhaben, d.h. sowohl bei Neu- als auch Umbauten, eine dezentrale Entsorgung der Niederschlagswässer (Entsiegelung, Auftrennung und Verbringung vor Ort mittels Versickerung oder gedrosselter Ableitung in Oberflächenwässer) gefordert.

Lediglich für stark behandlungsbedürftige Oberflächenwässer, wie beispielsweise verkehrsreiche Hauptstraßen und Industrieflächen kann eine Ableitung eine wasserwirtschaftlich sinnvolle Alternative darstellen und somit bewilligt werden.

3 Konzept Zentraler Speicherkanal

Das grundlegende Konzept des ZSK wurde von der Stadt Graz entwickelt und durch eine wissenschaftliche Untersuchung der TU Graz (Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau) begleitet. Es entspricht den Vorgaben des ÖWAV Regelblattes 19. Nach diesem Konzept wird der ZSK als Speicherkanal mit durchgehendem Querschnitt ausgebildet.

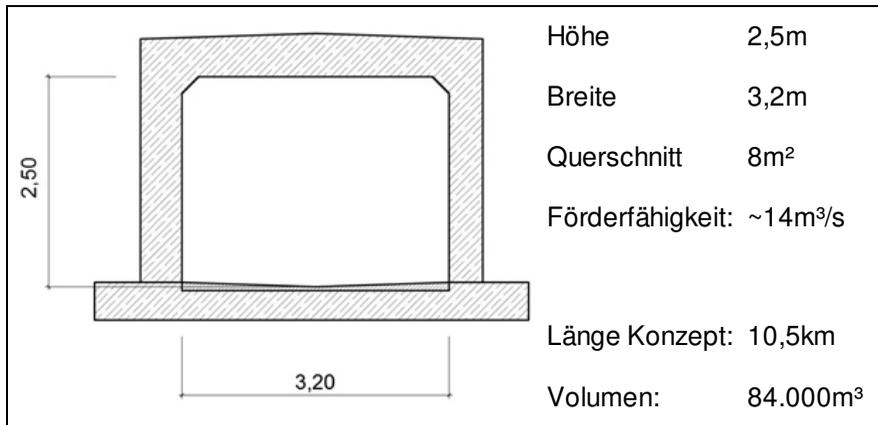


Abbildung 2: Querschnitt Zentraler Speicheranal (Konzept)

Das Mischwasser aus den Entlastungen wird im ZSK gespeichert und nach einem Regenereignis mit maximal 2,0m³/s in die Kläranlage geleitet und dort gereinigt. Aufgrund der Längsneigung sind in regelmäßigen Abschnitten von ca. 1,0 km Querbauwerke zur Unterteilung des Speicherraumes notwendig.

In weiterer Folge ist eine Mischwasserbewirtschaftung, d.h. eine Optimierung der vorhandenen Anlagen ZSK, Kläranlage und Kanalnetz vorgesehen um den Schmutzfrachteintrag in die Mur aus dem Gesamtsystem zu minimieren bzw. die Anlagen im Sinne des Gewässerschutzes optimal zu nutzen. Teil der Mischwasserbewirtschaftung ist auch die Simulation der Vorgänge in der Kläranlage.

3.1 Synergieprojekte Kraftwerk Graz und Gössendorf

Abweichend zum ursprünglichen Konzept des ZSK mussten aufgrund der geplanten bzw. mittlerweile errichteten Kraftwerke an der Mur Synergieprojekte zwischen den Murkraftwerken KW Gössendorf (bereits 2013 errichtet) und KW Graz (Umsetzung 2017-2022) erstellt werden.

Durch den oberwasserseitigen Aufstau bei den Kraftwerken kommt es dazu, dass die bestehenden Mischwasserentlastungen eingestaut

werden und damit vom Kraftwerkserrichter zu ersetzen sind. Diese Anforderung nach „Ableitung“ bedingt jedoch keine weitergehende Speicherung, da es technisch gleichwertig wäre, diese Mischwässer mittels einer Ableitung ins Unterwasser zu führen.

In den Synergieprojekten sind nunmehr die Anforderungen „Ableitung“ der Kraftwerke und „Speicherung“ der Stadt Graz berücksichtigt. Hinzuweisen ist jedoch darauf, dass die vorhandenen Volumina aufgrund ihrer räumlichen Verteilung – nicht wie im ursprünglichen Konzept mit gleichbleibendem Querschnitt – nicht optimal genutzt werden, sodass trotz des vergrößerten Speichervolumens von annähernd 100.000m³ die Anforderungen der Regelblattes 19 noch nicht zur Gänze erfüllt werden. Mittelfristig sollen angepasste, teils dezentrale Maßnahmen die verbleibenden Überläufe erfassen, um den erforderlichen Weiterleitungswirkungsgrad zu erreichen.

Parallel dazu sollen die Mischwasserentlastungen in die Grazer Stadtbäche mit dem Hauptaugenmerk auf die Begrenzung der Immissionen saniert werden. Dabei wird im Rahmen der Dimensionierung nicht vornehmlich die Summe der Schmutzfrachten bzw. der Weiterleitungswirkungsgrad des Teileinzugsgebietes betrachtet (emissionsorientiert) sondern die Anzahl der durchschnittlichen Entlastungen pro Jahr – und deren Zusammenspiel mit der Charakteristik der einzelnen Bäche. Als grober Richtwert gilt, dass Entlastungen nur mehr 2mal pro Jahr und damit bei großer Wasserführung auftreten sollen. Die Entlastungen in die Stadtbäche liefern jedoch aufgrund der – im Vergleich zu den Entlastungen in die Mur – geringen Entlastungsmengen keinen wesentlichen Beitrag zum Weiterleitungswirkungsgrad des Gesamteinzugsgebietes.

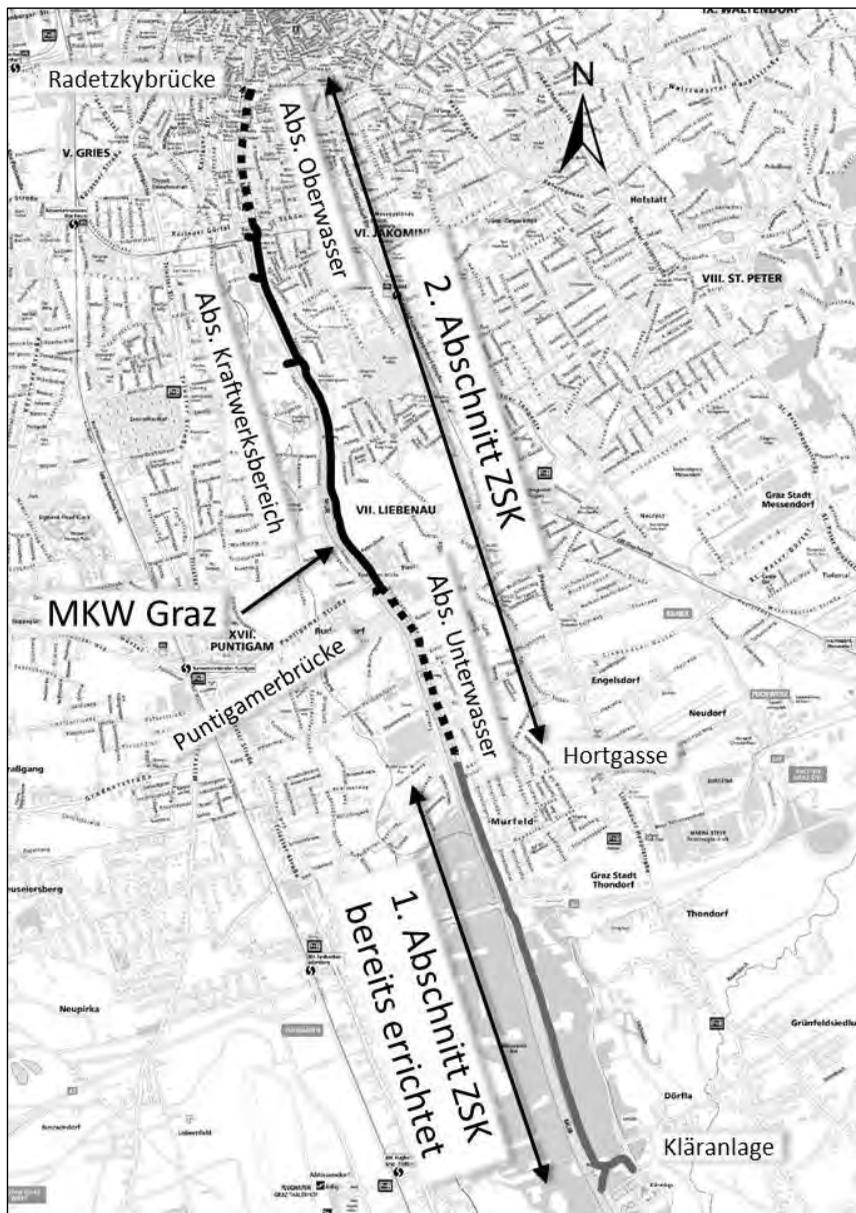


Abbildung 3: Übersichtskarte ZSK - Abschnitte

3.1.1 Teilabschnitt 1 – ZSK, ARA bis Hortgasse

Der erste Abschnitt des ZSK, der Abschnitt zwischen der Kläranlage der Stadt Graz in Gössendorf und der Hortgasse wurde in den Jahren 2009 bis 2013, als Synergieprojekt zwischen dem Kanalnetzbetreiber und dem Murkraftwerk Gössendorf, errichtet.

In diesem Projekt wurde der Speicherkanal als durchgehendes Profil 3,20m x 2,50m mit einer Gesamtlänge von 3,2km realisiert. Er wurden zur Bewirtschaftung insgesamt 2 Wehrbauwerke mit versenkbaren Wehrplatten, gebaut. Zudem wurde der Anschluss an die Kläranlage und die, natürlich noch immer erforderliche, Notentlastung in die Mur errichtet.

Teil des Projektes war, neben der baulichen Umsetzung, ein großer Teil der maschinellen Ausrüstung sowie die zugehörige Mess-, Steuer- und Regeltechnik. Weiters wurde im Zuge dieses Projektes eine Modellierung der Kläranlage und damit eine integrierte Simulation der Prozesse im Kanalnetz, dem ZSK und der Kläranlage gestartet, welche als Basis für die zukünftige Mischwasserbewirtschaftung dienen soll.

3.1.2 Teilabschnitt 2 – ZSK, Hortgasse bis Radetzkybrücke

Die Umsetzung des zweiten, deutlich größeren, Abschnitts des ZSK zwischen der Hortgasse und der Radetzkybrücke ist für die Jahre 2017 bis 2022, zeitgleich mit der Errichtung des Kraftwerkes Graz, vorgesehen.

In diesem Projekt ist der Speicherkanal mit einem Mindestquerschnitt von 3,20m x 2,50m geplant. Aus dem Synergieprojekt ergibt sich jedoch, dass es zur Ableitung der Entlastungsmengen im Bemessungsfall erforderlich ist, den Profilquerschnitt abgestuft zu erhöhen. Im maßgeblichen Bereich, knapp vor der Notentlastung im Unterwasser des Kraftwerkes, wird somit ein Doppelpprofil mit 2 x 3,20m x 4,00m errichtet.

Auch hier werden weitere 5 Wehrbauwerke, teils mit doppelten Wehren, sowie die entsprechenden Entlastungsmöglichkeiten für die maximal anfallenden 80m³/s beim Kraftwerk vorgesehen.

4 Nutzen

Der Zentrale Speicherkanal stellt aus Sicht des Gewässerschutzes eine wesentliche Verbesserung dar. Aufgrund der großen Schmutzfrachten der Entlastungen im Projektbereich kann durch dieses Projekt ein erheblicher Teil gefasst und zur Kläranlage weitertransportiert werden.

Tabelle 1: Anschlüsse der Mischwasserentlastungen am ZSK

Anzahl Mischwasser-Entlastungen	Abschnitt	Länge und Volumen	% an gesamter Entlastungs-Fracht
3 Stk.	1. Abschnitt ARA bis Hortgasse (Synergie KW Gössendorf)	3,2 km 25.000 m ³	16%
18 Stk.	2. Abschnitt Hortgasse bis Radetzky- brücke (Synergie KW Graz)	5,2 km 69.000 m ³	66%
Summe		8,4 km 94.000 m³	82%

Vor der Errichtung des 1. Abschnittes des ZSK wurden durchschnittlich rund 30% der bei Regenwetter anfallenden Schmutzfrachten entlastet. Dies entsprach rund 660.000 kg an biologisch abbaubaren Schmutzstoffen (BSB₅) die über Entlastungen entlang der Mur unbehandelt abgeworfen wurden. Bei durchschnittlichen 60g je Einwohner ist dies mit einer dauernden Belastung von rund 28.000 EW, täglich und unbehandelt, zu vergleichen.

Durch die geplante Anbindung sämtlicher Mischwasserentlastungen von der Kläranlage bis zur Radetzkybrücke können aus heutiger Sicht ca. 82% der Entlastungsfrachten an den Speicherkanal angeschlossen werden. Dadurch werden die entlasteten Schmutzfrachten auf rund 320.000 kg reduziert. Dies entspricht einem Weiterleitungsgrad von rund 66% und somit beinahe dem geforderten Stand der Technik nach Regelblatt 19. Zudem wird die Häufigkeit der Entlastungen von rund 50 pro Jahr auf rund 10 pro Jahr reduziert, sodass Entlastungsereignisse tendenziell mit größeren Wasserführungen der Mur zusammenfallen.

5 Projektentwicklung

Neben den herausfordernden technischen Planungen, wasserwirtschaftlichen Festlegungen und der Dimensionierung der Anlagen zeigte sich im Rahmen der Projektentwicklung, dass gerade die Abwicklung des Projektes Zentraler Speicherkanal, und hier insbesondere der 2. Abschnitt von der Hortgasse bis zur Radetzkybrücke, erheblich vom gewöhnlichen Kanalbau abweicht.

5.1 Bewilligungen

Aufgrund der im Vorlauf erfolgten UVP-Prüfung des Kraftwerkes Graz wurden einige Rechtsmaterien bereits im deren Zuge mit erledigt oder zumindest fachlich mitbehandelt. Vorteilhaft war hier, dass die Auswirkungen des Zentralen Speicherkanals bereits im Rahmen der UVP mit beurteilt wurden. Jedoch war es rechtlich nicht möglich auch eine Bewilligung im Rahmen der UVP zu erhalten, einerseits da Kanalanlagen nicht vom UVP-Recht umfasst sind und andererseits da der Konsenswerber die Stadt Graz bleiben sollte.

Daher war es erforderlich für den Zentralen Speicherkanal die einzelnen materienrechtlichen Bewilligungen nach Wasserrecht, Forstrecht, Naturschutzrecht, Artenschutzrecht, Eisenbahnrecht und Grazer Baumschutzverordnung einzuholen.

Neben den anfallenden Kosten für die Planung und diverse Fachgutachten (z.B. Ökologie, Geotechnik, Limnologie, etc.) mussten die umfangreichen Verfahren auch zeitlich in den Projektlauf integriert werden. So konnte beispielweise das umfangreiche Wasserrechtsverfahren erst nach rund 3,5 Jahren positiv und rechtskräftig abgeschlossen werden. Auch für die anderen Verfahren wie beispielsweise Natur- und Artenschutz waren durchschnittlich über 2 Jahre erforderlich um positive Bescheide zu erhalten. Zudem war es aufgrund der komplexen Zusammenhänge und Fragestellungen notwendig juristische Beratung in fast allen Verfahren beizuziehen.

Eine weitere Herausforderung war es die unterschiedlichen, teils konkurrierenden Auflagen und Forderungen der bewilligenden Behörden

abzustimmen. Beispielhaft sei hier die Fällung von Bäumen angeführt, welche aus Sicht des Vogel-Schutzes (Naturschutz) erst nach dem 1. Oktober, aus Sicht des Fledermaus-Schutzes (Artenschutz) jedoch vor dem 15. September zu erfolgen hat. Hier ist es – im Gegensatz zu einer Bewilligung nach UVP-Recht – Aufgabe des Projektwerbers für eine inhaltliche Abstimmung der Behörden zu sorgen.

Weiters zeigte sich, dass die ineinandergreifenden Bewilligungen mit unterschiedlichen Konsenswerbern natürlich formal und rechtlich richtig waren – in der tatsächlichen Umsetzung jedoch schwierig zu handhaben. So sind beispielweise für teils gleichlautende Auflagen, teils auch für ineinandergreifende Baumaßnahmen (z.B. der ZSK als Fundament für den Kraftwerksdamm) unterschiedliche Behörden zuständig. Gerade gegenüber den Bürgern und Parteien in den Bewilligungsverfahren, aber auch gegenüber der Öffentlichkeit, ist die Vermittlung der komplexen Bauherren- und Behördenzuständigkeiten schwierig.

5.2 Bauzeit und Bautechnik

Aus der Mehrzahl der Bewilligungen ergab sich, dass es aus Gründen des Hochwasserschutzes (Winterhalbjahr mit geringen Hochwässern) und des Natur- und Artenschutzes (Vögel, Fische, Reptilien, etc.) erforderlich ist, dass der ZSK großteils in den Winterhalbjahren gebaut wird.

Mit der Länge des Projektes von rund 5,2km sowie der Forderung des Kraftwerkes nach termingerechtem Einstau ergibt sich, dass der 2. Abschnitt des ZSK in 3 Winterhalbjahren zu errichten ist. Dabei soll zuerst der Abschnitt im Kraftwerksbereich, darauffolgend der Oberwasser-Abschnitt und nachfolgend der Unterwasser-Abschnitt errichtet werden. Zudem ist die Verwendung einer gemeinsamen Baustelleneinrichtung, einer gemeinsamen Baustraße sowie einer gemeinsamen Betonherstellung vorgesehen – wodurch das Projekt auch in zahlreichen terminlichen und rechtlichen Einzelheiten mit dem Kraftwerksprojekt abgestimmt werden muss.

Eine weitere Herausforderung ist der Baugrund, der sich im Projektgebiet als 25 – 35 m tiefer, sehr durchlässiger Schotterkörper auf einer dichten Lehmschicht darstellt. Durch die unmittelbare Nähe der Mur und

dem annähernd gleich hohen Grundwasserstand ergibt sich, dass die Baugrubensohle über große Bereiche mehr als 6m unter dem Grundwasserspiegel liegt. Entsprechend hohe Grundwasserzutritte bis hin zum hydraulischen Grundbruch waren daher zu befürchten.

Deshalb wurde bereits früh in den Planungen auf mögliche Bauabläufe und Optimierungen eingegangen und in Zusammenarbeit mit Bautechnikern, Hydrogeologen und Bauwirtschaftsexperten nach technisch möglichen, raschen und günstigen Varianten gesucht. Dabei wurden unterschiedliche Bauabläufe in Verbindung mit den erforderlichen Abdichtungs- und Wasserhaltungsmaßnahmen untersucht. Zudem wurden auch andere Varianten wie unterirdischer Vortrieb oder Unterwasser-Montage von Fertigteilen untersucht und teils auch in Testprojekten ausprobiert.

Schlussendlich zeigte sich, dass der folgende Bauablauf sowohl hinsichtlich der Kosten und Bauzeiten als auch der Sicherheit gegen unterschiedliche Bodenverhältnisse die optimale Variante darstellt. Für die Regelausführung wird ein Spundwandkasten bis in eine Tiefe von rund 15m, von einer Baustraße im Flussbett aus, errichtet. Diese Spundwände werden durch eine DSV-Lamellenwand bis in den dichten Untergrund verlängert. In Kombination mit einer dadurch relativ geringen offenen Wasserhaltung kann somit der ZSK in einer trockenen Baugrube aus Ort beton errichtet werden. Für die einzelnen Wehrbauwerke, die Brücken-Unterführungen sowie die Sicherungen der angrenzenden Bestandsgebäude musste aufgrund unterschiedlicher örtlicher Rahmenbedingungen und Schutzanforderungen (zulässige Setzungen, Erschütterungen, etc.) ein jeweils eigenes Baugrubensicherungs- und Wasserhaltungskonzept erarbeitet werden.

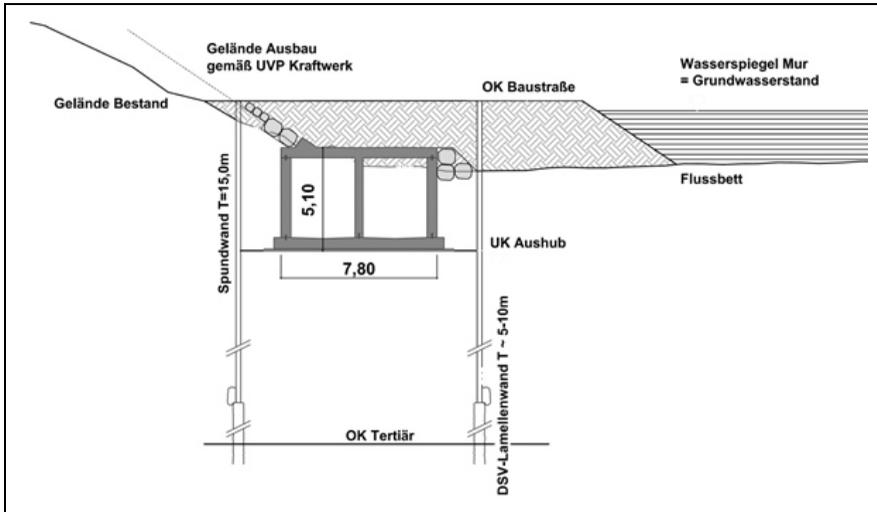


Abbildung 4: Regelquerschnitt Baugrubensicherung

5.3 Sonstige Leistungen

Neben den klassischen Erd- und Baumeisterarbeiten ist, teils aufgrund der Auflagen der diversen Bescheide und teils aus technischen Gründen, eine Vielzahl anderer Leistungen erforderlich.

Eine gesonderte Betrachtung verdienen dabei die maschinellen Ausrüstungen, insbesondere die Kaskaden-Bauwerke. Dazu wurde bereits im Vorfeld des 1. Abschnittes des ZSK eine Variantenuntersuchung zu den möglichen Verschlussstypen durchgeführt. Es wurden unter anderem die Kriterien Regelbarkeit und Regelgenauigkeit, Wartungs- und Betriebserfordernisse, Querschnittseinengung, Versagensverhalten und Kosten berücksichtigt. Als optimale Lösung stellte sich hier ein nach unten versenkbares Wehr heraus, wovon bereits zwei Stück im 1. Abschnitt eingebaut wurden. Diese zeichnen sich nach den derzeitigen Erfahrungen insbesondere durch einen geringen Wartungsaufwand und eine hohe Regelbarkeit sowie eine extrem hohe Fahrgeschwindigkeit aus. Diese Fahrgeschwindigkeit soll auch dazu genutzt werden, durch schnelles Absenken der Wehre Spülwellen zu erzeugen, welche den Reinigungsaufwand erheblich reduzieren. Erste Ergebnisse im Betrieb sowie

begleitende wissenschaftliche Untersuchungen bestätigen die Wirkung dieser Spülungen.

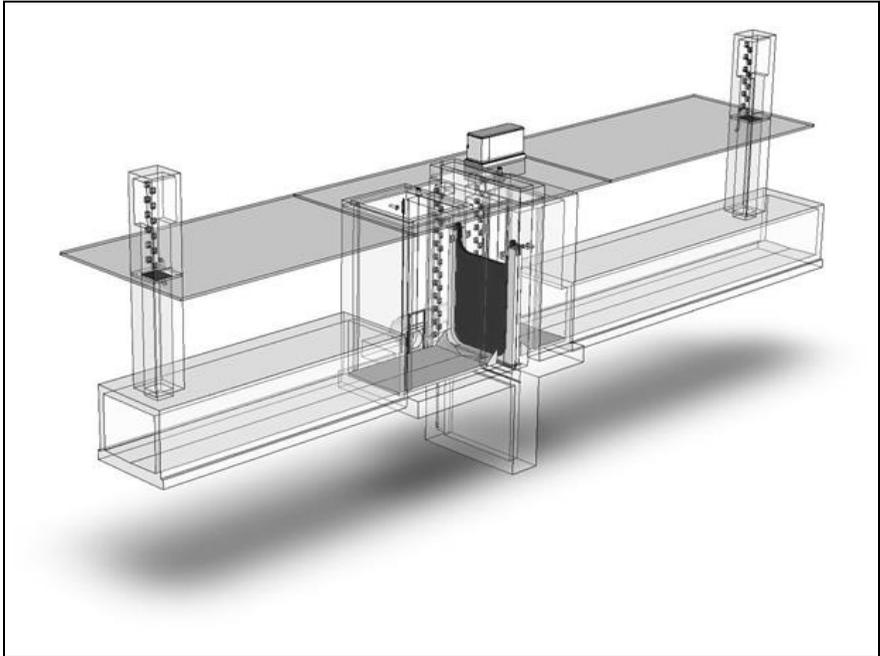


Abbildung 5: Kaskadenbauwerk

Weitere vertiefte Betrachtungen wurden zur Mess-, Steuer- und Regeltechnik durchgeführt. Hier stellte sich einerseits die Anforderung nach einer Einbindung des ZSK in das Prozessleitsystem der Kläranlage, andererseits sollte aufgrund der großen räumlichen Distanz auch die Sicherheit der Anlagen, sowohl betreffend Überflutungsschutz als auch hinsichtlich ArbeitnehmerInnenschutz, Stromausfall, Kommunikationsstörungen aber auch maschinelle Gebrechen sichergestellt werden. Als Lösung wurde nunmehr eine Kombination an lokalen und zentralen Steuerungen umgesetzt, wobei die lokalen Steuerungen jeweils nur ihre Steuergrößen übermittelt bekommen und diese lokal automatisiert umsetzen. Zudem wurde in den lokalen Steuerungen ein Notfallprogramm und ein Sicherheitsprotokoll für Wartungen und Reparaturen umzusetzen. Der Austausch von Prozessdaten wurde unter

Berücksichtigung des aktuellen IT-Sicherheitsvorgaben zum Schutz besonders gefährdeter Infrastrukturen entworfen. Die Verbindung zwischen den Bauwerken ist als redundanter LWL-Ring ausgestaltet, die Stromversorgung wurde dezentral mit einem Stromanschluss je Kaskadenwehr umgesetzt.

Weitere Leistungen die begleitend im Projekt umzusetzen sind betreffen vor allem den vorbereitenden und baubegleitenden Naturschutz. Hier sind insbesondere die Maßnahmen zum Absammeln und Umsiedeln der artenrechtlich geschützten Schlangenarten (Würfelnatter, Schlingnatter) vor Baubeginn anzuführen. Dabei werden sogenannte Schlangenplots, das sind schwarze Folien unter denen sich die Schlangen verstecken und aufwärmen, ausgelegt und von Experten eingesammelt. Die Tiere werden im Anschluss an neu geschaffene Habitate mit passenden Lebensbedingungen verbracht. Die Ersatzquartiere für Fledermäuse und Vögel inklusive deren Nachbetreuung und umfangreicher Monitoringprogramme sowie zahlreiche strukturverbessernde Maßnahmen bis hin zum nachlaufenden Neophytenmanagement ergänzen die Naturschutzmaßnahmen.

5.4 Projektmanagement

Für die Abwicklung des Projektes wurde bereits in einer frühen Phase ein angepasstes Projektmanagement erarbeitet.

Dazu wurden die zahlreichen Standard-Prozesse wie Vergaben, Rechnungslauf, Planfreigaben, Abnahme- und Inbetriebnahme-Prozedere, Nachtragsmanagement aber auch Entscheidungskompetenzen in einem Projekthandbuch zusammengefasst. Dadurch sollen in der Bauphase möglichst klare und effiziente Abläufe sichergestellt, aber natürlich auch die erforderlichen Prüf-, Berichts- und Kontrollpflichten wahrgenommen werden.

Begleitend dazu wird auch eine laufende Kostenüberwachung und damit einhergehend eine Kostenprognose erstellt, sodass jederzeit eine aktuelle Aufstellung der bisher angefallenen und prognostizierten Kosten zur Verfügung steht. Ähnliches ist in der Terminüberwachung und –prognose vorgesehen.

Ein Teil der Kostenüberwachung und -prognose ist auch die Abwicklung der Ausschreibungs- und Vergabeprozesse. Als öffentlicher Auftraggeber sind hier natürlich mit dem Bundesvergabegesetz strenge Regeln wie etwa das Bestbieterprinzip und diverse Formalanforderungen (Veröffentlichungen, Fristen) vorgegeben. Es zeigte sich, dass tendenziell ein hoher Aufwand im Rahmen der Auftragsvergabe – gerade auch bei Dienstleistungen – zu einem „besseren“ Ergebnis führt. So können beispielsweise in einem Verhandlungsverfahren insbesondere die erforderlichen Leistungen, auch mit der Erfahrung der verschiedenen Bieter, zum beiderseitigen Vorteil konkretisiert werden. Dabei ist es jedoch notwendig einzelne Leistungspakte bereits 6 bis 12 Monate vor Leistungsbeginn auszuschreiben und entsprechende Zeiträume für Verhandlungsrunden und Aufklärungsgespräche vorzusehen. Zudem zeigte sich, dass eine juristische Begleitung auch hier dringend erforderlich ist.

Die Projektkommunikation und –dokumentation wird vollständig über einen geschützten Server abgewickelt. Dabei werden den unterschiedlichen Teammitgliedern Rollen mit vordefinierten Lese- und Schreibrechten zugeteilt. Somit ist sichergestellt, dass alle relevanten Informationen dem Projektteam aber auch allen Auftragnehmern wie Planern und ausführenden Firmen und schlussendlich auch den Kontrollorganen in der aktuellsten Version jederzeit zur Verfügung stehen.

Die Fortschritte im Projekt werden quartalsweise in Berichten aufbereitet, welche über Bau- und Planungsvorschritt, Kosten-, Termin- und Qualitätskontrolle und wesentliche Meilensteine sowie anstehende Entscheidungen informieren. Diese Quartalsberichte werden sowohl als projektinterne Kontrolle und Prozess-Evaluierung als auch zur Berichtslegung an projekts-externe Stellen verwendet.

5.5 Projektgegner und Medien

Als eine überraschend große Herausforderung stellte sich die Kommunikation und Medienarbeit im Rahmen dieses Projektes heraus.

Seit der Entwicklung des Konzeptes zur Mischwasserbewirtschaftung und dem Ergebnis der Variantenuntersuchung, dem Zentralen Speicherkanal war der Grundgedanke der Mischwasserbewirtschaftung in Graz

davon geprägt hier ein Umweltschutzprojekt zu realisieren – konkret einen Beitrag zum Schutz der Gewässer vor einer enormen stofflichen Belastung zu leisten.

Die Umsetzung war damals – vor dem Synergieprojekt mit dem Murkraftwerk Gössendorf 2009 – mittelfristig in kleineren Bauabschnitten und nach Maßgabe der finanziellen Mittel geplant. Aus diesem Blickwinkel heraus war es fast ein „Glücksfall“ den ersten Abschnitt mit 3,2km als Synergieprojekt kostengünstig und mit dem Kraftwerkserrichter als einem starken Partner abzuwickeln.

Mit dem Jahr 2012 wurde dann ein weiteres Synergieprojekt, diesmal mit dem Murkraftwerk Graz – entwickelt. Auch in diesem Projekt ist weiterhin der grundlegende Gedanke des Umweltschutzprojektes – natürlich in Verbindung mit den Kostenvorteilen bei gemeinsamer Errichtung – Anlass für die Stadt Graz als Abwasserentsorger an einem Synergieprojekt mitzuarbeiten.

Durch den Partner Murkraftwerk Graz und die damit verbundenen, teils erbitterten Diskussionen rund um das Kraftwerksprojekt wurde dem Projekt eine ungewohnte Medienpräsenz zuteil. Mit wenig Kompromissbereitschaft und teils fernab fachlicher Argumentation wurde auch der Zentrale Speicherkanal zum medialen und politischen Spielball – was gerade für die verantwortlichen Techniker eine völlig neue Erfahrung und teils auch Belastung darstellt.

Weitere Herausforderungen stellten sich in der möglichst verständlichen Kommunikation komplexer technischer, wasserwirtschaftlicher und rechtlicher Zusammenhänge mit den Bürgern sowie in der hochdynamischen Kommunikation über die Sozialen Netzwerke.

Dabei zeigt sich recht bald, dass dies mit eigenen Ressourcen nicht zu bewältigen war. Schlussendlich wurde im Projekt eine Kommunikationsstrategie erarbeitet und laufend aktualisiert. Für die Kommunikation wurden externe Berater miteingebunden und eigenes Personal abgestellt, sowie Webauftritte und eine angepasste Kommunikationsschiene für die BürgerInnen erstellt. Infobroschüren und -kampagnen, Informationsveranstaltungen sowie Baustellenführungen rund das Kommunikationspaket ab.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Werner Pirkner
Wasserwerksgasse 11, 8045 Graz
Tel.: 0316 / 887 - 3720
Email: werner.pirkner@holding-graz.at

Quantifizierung der Schmutzfrachtdynamik des Zentralen Speicherkanals ZSK bei Mischwasserereignissen im Zulauf zur Kläranlage Graz

Thomas Hofer, Günter Gruber und Dirk Muschalla

TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau,
Stremayrgasse 10/I, A-8010 Graz

Kurzfassung: Durch den Betrieb des Zentralen Speicherkanals ZSK in Graz ist es möglich, Entlastungsfrachten aus Mischwasserüberläufen vor der direkten Einleitung in die Mur aufzufangen, temporär zu speichern und der Kläranlage zur weitergehenden Reinigung zuzuführen. Um die dabei auftretende stoffliche Dynamik abschätzen zu können, können die dabei auftretenden Stofffrachten mit Einsatz von Online-Monitoring-Systemen separat für Trockenwetter- und Regenwetterbedingungen erfasst werden. Darauf basierend ist es möglich, die Entleerungsfrachten des zwischengespeicherten Volumens im ZSK zur Kläranlage Graz abzuschätzen und damit auch den dadurch erzielbaren Stoffrückhalt für jedes Regenereignis zu quantifizieren. Bisherige Auswertungen von sieben Entleerungsereignissen im Zeitraum von November 2016 bis Mai 2017 mit einem durchschnittlichen Speichervolumen von 16 700 m³ ergaben auf Basis des chemischen Sauerstoffbedarfs CSB einen mittleren Stoffrückhalt von rund 6,3 t je Entleerungsereignis. Hochgerechnet auf den in Umsetzung begriffenen Ausbau des ZSK mit einem potenziell aktivierbaren Gesamtspeichervolumen von 106 000 m³ kann je Ereignis von einem CSB-Stoffrückhalt von bis zu 72 % im Vergleich zur aktuellen mittleren CSB-Fracht im Zulauf zur Kläranlage bei Trockenwetter ausgegangen werden.

Keywords: Kläranlage, Mischwasserereignis, Online-Monitoring, Schmutzfrachtdynamik, Speicherkanal

1 Einleitung

Das Entwässerungssystem von Graz steht derzeit vor zwei wesentlichen

Herausforderungen für die Zukunft. Zum einen führt das stetig steigende Bevölkerungswachstum im Stadtgebiet sowohl zu einer Erhöhung der Durchflussmengen als auch der abgeleiteten Stofffrachten im Kanalnetz (2001: 225 000 E, 2017: 287 000 E, 2034: 329 000 E prognostiziert). Zum anderen vergrößert sich das vorhandene und nutzbare Speichervolumen im Kanalnetz durch den zweistufigen Bau des Zentralen Speicherkanals ZSK entlang der Mur. Dieser Kanal dient zum einen zur Sicherstellung des Entwässerungskomforts im Stadtgebiet und zum anderen zur Fassung und Zwischenspeicherung der Entlastungsmengen aus vorhandenen Mischwasserüberläufen (MÜ) in die Mur, um diese Mischwässer nach Regenereignissen geregelt der Abwasserreinigungsanlage ARA Graz zur Reinigung zuzuführen.

Während das zukünftig zu erwartende hydraulische und stoffliche Abwasseraufkommen auf Basis der Bevölkerungszunahme über einwohnerspezifische Frachtansätze gut abgeschätzt werden kann (ATV-DVWK-A 198, 2003), ist für die zusätzlichen Frachtabschätzungen von gesammelten Mischwasserentlastungen aus dem Zentralen Speicherkanal ZSK eine detailliertere Betrachtung notwendig, da diese sowohl eine hohe hydraulische Dynamik wie auch eine hohe zeitliche und stoffliche Variabilität aufweisen (Gujer, 2013). Derartige Stofffrachten können hinsichtlich ihrer Quantität und Dynamik mittels Online-Monitoring von Durchflussraten und den korrespondierenden Stoffkonzentrationsverläufen erfasst werden. Die Multiplikation beider Signale ergibt den zeitlichen Verlauf der auftretenden Stofffrachten (Brzezińska et al., 2016).

Betrachtet man als Ort für das Online-Monitorings den Zulauf zu einer ARA, so können die dort auftretenden Durchflussraten noch relativ leicht erfasst werden, da in Österreich zum einen eine Zulaufmengenmessung auf Kläranlagen generell vorgeschrieben ist (OEWAV, 2007b) und zum anderen die maximal auftretenden Durchflussmengen zu den Kläranlagen systembedingt limitiert sind. Die ankommenden Stofffrachten hingegen basieren in der Regel auf analytischen Tagesmittelwerten aus der gesetzlich vorgeschriebenen Eigenüberwachung (1. AEV, 2016). Dadurch können daraus alleine keine detaillierten Informationen über die ankommende Stofffrachtdynamik ermittelt werden. Der Einsatz von Online-Monitoring-Systemen erlaubt es allerdings, die zumeist unbekannte Stofffrachtdynamik sowohl bei Trockenwetter- wie auch bei Regenwetterbedingungen

messtechnisch zu erfassen. Für den Trockenwetterfall können damit typische Tagesgänge der Stoffkonzentrationen ermittelt werden. Im Regenwetterfall bei Mischwasserabfluss können damit sowohl temporär auftretende Frachtspitzen als auch Verdünnungseffekte in hoher zeitlicher Auflösung detektiert werden.

In diesem Beitrag wird eine Methode vorgestellt, mit der die bis dato unbekannte Stofffrachtdynamik im Zulauf zur ARA Graz mithilfe von Online-Monitoring-Systemen messtechnisch in hoher zeitlicher Auflösung erfasst werden kann. Dadurch kann zum einen zusätzliches Wissen über die Durchfluss- und Stofffrachtdynamik im Kanalnetz bei Trockenwetter- und vor allem aber auch bei Regenwetterbedingungen gewonnen werden und zum anderen können damit auch Abschätzungen der zusätzlich aus den Entleerungsvorgängen des ZSK resultierenden Schmutzfrachten im Zulauf zur ARA Graz und der damit reduzierten Gewässerbelastung durchgeführt werden.

2 Methodik

Die gewählte Methodik zur Quantifizierung der Stofffrachtdynamik im Mischwasserfall basiert auf der Trennung zwischen den Stofffrachten im Trockenwetter- und Regenwetterabfluss (Metadier & Bertrand-Krajewski, 2011). Der schematische Ablauf der Methodik ist in Abbildung 1 dargestellt. Um den jeweiligen Trockenwetteranteil während eines Regenereignisses im Mischwasserabfluss abschätzen zu können, ist es notwendig, charakteristische Tagesgänge für die Durchflussrate Q (Abbildung 1a) und die Stoffkonzentration C (Abbildung 1b) auf Basis von zeitlich hoch aufgelösten Messdaten zu ermitteln. Die Trennung von Trockenwetter- und Regenwettertagen erfolgt dabei durch die beiden Kriterien der maximalen täglichen Durchflussrate und des täglichen Zulaufvolumens zur ARA. Basierend auf geprüften und kalibrierten Messdaten erfolgt eine statistische Auswertung, um daraus typische durchschnittliche Tagesgänge zu bestimmen. Durch Multiplikation von Durchflussrate Q und Stoffkonzentration C ergeben sich daraus typische durchschnittliche Stofffrachtverläufe F bei Trockenwetter (Abbildung 1c).

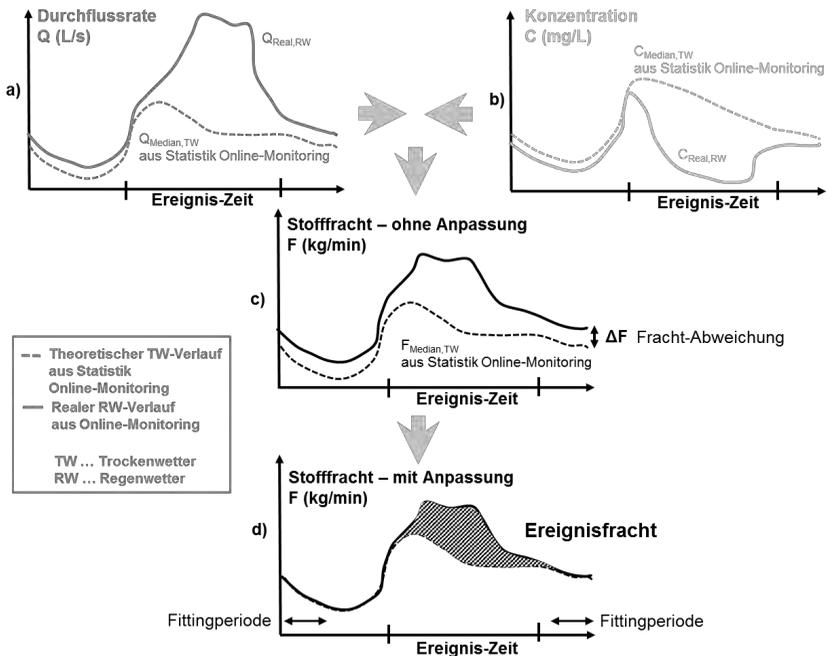


Abbildung 1: Methodik zur Quantifizierung der Stofffrachtdynamik von Mischwasserereignissen.

Da die ermittelten typischen Tagesgänge jeweils den Durchschnitt aller Trockenwettertage der Untersuchungsperiode darstellen, entsteht dabei zwangsläufig eine Frachtabweichung ΔF zum real gemessenen Frachtverlauf in den Zeiträumen vor und nach dem betrachteten Ereignis (Fittingperioden). Um die Netto-Fracht des Ereignisses ermitteln zu können, ist eine Minimierung der Frachtabweichung ΔF innerhalb der Fittingperioden notwendig, was in zwei Schritten erfolgt. In Schritt 1 wird der real gemessene Frachtverlauf in den Fittingperioden durch Anwendung einer frei wählbaren Filterfunktion geglättet, um eventuell vorhandene Unstetigkeiten und Rauschen aus der Frachtganglinie zu entfernen. In Schritt 2 wird die Ganglinie der durchschnittlichen Stofffracht bei Trockenwetter (basierend auf der statistischen Auswertung der Online-Monitoring-Messdaten) soweit an die real gemessene Frachtganglinie angepasst bzw. konstant verschoben, bis die Frachtabweichung ΔF in den Fittingperioden kleiner gleich 1 % der gesamten Stofffracht des Ereignisses entspricht (Abbildung

1d). Durch Subtraktion der real gemessenen Frachtganglinie und der angepassten, durchschnittlichen Frachtganglinie bei Trockenwetter wird der Netto-Frachtanteil des jeweiligen Mischwasserereignisses inklusive der dabei aufgetretenen Dynamik bestimmt.

2.1 Untersuchungsgebiet

Das betrachtete Untersuchungsgebiet umfasst das gesamte Stadtgebiet von Graz, wobei für die vorliegende Studie der Zentrale Speicherkanal ZSK sowie die ARA Graz (Ausbaugröße: 500 000 EW, $Q_{\max, \text{TW}} = 1,6 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{\max, \text{MW}} = 3,2 \text{ m}^3/\text{s}$) betrachtet und untersucht wurden.

Der Zentrale Speicherkanal ZSK umfasst zwei Ausbaustufen, die jeweils an den Bau der Wasserkraftwerke (WKW) Graz-Gössendorf (ZSK I) bzw. WKW Graz-Puntigam (ZSK II) gekoppelt sind. Die erste Ausbaustufe des ZSK I wurde 2012 gemeinsam mit dem WKW Graz-Gössendorf errichtet und weist mit einer Länge von 3,2 km und einem Querschnitt von $3,2 \times 2,5 \text{ m}$ ein aktivierbares Speichervolumen von 25 000 m^3 auf. In der zweiten Ausbaustufe (ZSK II) mit 69 000 m^3 aktivierbarem Speichervolumen, die ab Herbst 2017 zusammen mit dem Bau des WKW Graz-Puntigam erfolgen wird, wird der ZSK I+II zukünftig auf einer Gesamtlänge von 8,4 km ein aktivierbares Gesamtspeichervolumen von 94 000 m^3 aufweisen (Kainz et al., 2011). Nach der Fertigstellung und Inbetriebnahme werden die Entlastungsmengen von insgesamt 21 angebundenen Mischwasserüberläufen im ZSK in mehreren Speicherkaskaden, getrennt durch hydraulisch versenkbare Wehre, temporär gespeichert werden. Die Entleerung des zwischengespeicherten Volumens im ZSK erfolgt nach jedem Regenereignis direkt in den Zulaufbereich der ARA Graz, wo es je nach Kapazität der Anlage zugeführt und gereinigt wird. Derzeit verfügt der ZSK I über ein aktivierbares Speichervolumen von 25 000 m^3 . In Kombination mit dem bestehenden Mischwasserüberlaufbecken (MÜB, 12 000 m^3) im Zulaufbereich der ARA Graz stehen damit derzeit schon insgesamt 37 000 m^3 an Speicherraum zur Verfügung. Planmäßig können davon rund 14 000 m^3 rein gravitativ über einen Verbindungskanal vom ZSK direkt in das Zulaufgerinne der ARA entleert werden. Die verbleibenden rund 23 000 m^3 können im Nachgang vom ZSK in Richtung MÜB und dort über das bereits vorhandene Pumpwerk in den Zulauf der ARA gepumpt werden.

Das von der TU Graz und der Holding Graz Wasserwirtschaft betriebene Online-Monitoring-Netzwerk umfasst neben Online-Monitoring-Messstationen zur Erfassung der hydraulischen und stofflichen Dynamik im Zulauf und Ablauf der ARA Graz noch eine Vielzahl weiterer Messpunkte. Abbildung 2 zeigt eine Übersicht aller derzeit schon betriebenen Messstationen (Bezeichnung „Q“) an den zentralen Emissionspunkten in die Mur sowie zusätzliche Messstationen zur Erfassung der Hydraulik (Bezeichnung „H“) im Zentralen Speicherkanal ZSK und zur Erfassung der Niederschlagsdynamik (Bezeichnung „P“) verteilt über das gesamte Stadtgebiet.

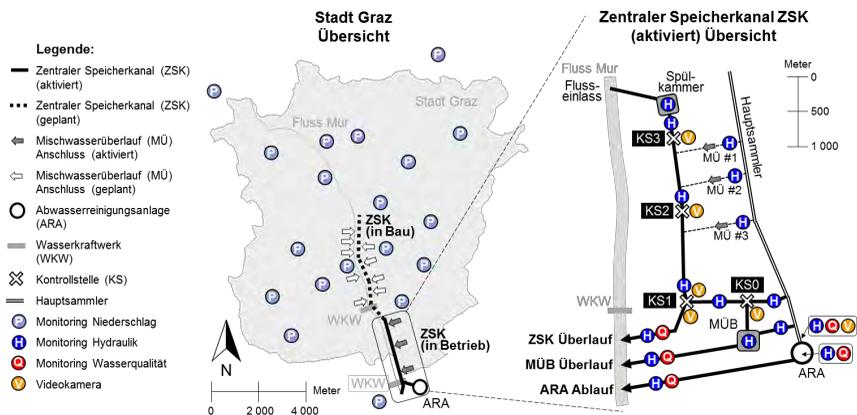


Abbildung 2: Links: Übersicht des Zentralen Speicherkanals ZSK und der Niederschlagsmessstationen („P“) im Stadtgebiet von Graz. Rechts: Übersicht des in Betrieb befindlichen Teil des ZSK mit allen zentralen Emissionspfaden und Messstationen zur Erfassung der Hydraulik („H“) und Wasserqualität („Q“).

2.2 Materialien

Im Rahmen dieser Studie werden Messdaten zur Hydraulik und der Abwasserqualität der seit April 2016 betriebenen Online-Monitoring-Station im Zulaufbereich der ARA Graz herangezogen. An diesem Messpunkt werden zusätzlich zur Durchflussrate (MID-Messung) auch noch die Konzentrationen der Summenparameter chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen (BSB₅) und abfiltrierbare Stoffe (AFS) mittels UV-VIS Spektrometrie (Langergraber et al., 2003) sowie Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) mittels ionenselektiver ISE-Sonden

(Winkler et al., 2004) kontinuierlich in hoher zeitlicher Auflösung (2 min Intervall) gemessen. Neben der tageszeitlichen Variabilität können damit beispielsweise auch kurzzeitige Konzentrationsspitzen und Verdünnungseffekte infolge von Regenereignissen erfasst werden.

Um eine durchgehend hohe Messqualität im Medium Rohabwasser zu gewährleisten, wurde ein intensives Wartungs- und Reinigungsintervall der Sonden (bedarfsorientiert über Alarmierungsgrenzen bzw. alle zwei Wochen) durchgeführt und mit einer kontinuierlichen semi-automatischen Datenprüfung (Branisavljevic et al., 2010) kombiniert. Zur Kalibrierung der Sonden wurden mehrere analytische Messkampagnen unter Verwendung von automatischen Probennahmesystemen durchgeführt. Die damit kalibrierten Messsignale der Stoffkonzentrationen wurden kontinuierlich anhand von täglich verfügbaren analytischen Tagesmittelwerten des ARA Labors validiert. Die Konzentrationsunterschiede lagen durchgehend innerhalb einer Bandbreite von $\pm 25\%$, was auch der erreichbaren Genauigkeit von Online-Sensoren zur Erfassung der Abwasserqualität aus Literaturangaben entspricht (Caradot et al., 2015).

3 Ergebnisse

Als Datenbasis zur Anwendung der vorgestellten Methodik standen die zeitlich hoch aufgelöste Messdaten (2 min Intervall) von 361 als valide befundenen Tagen im Zeitraum vom 30.04.2016 bis zum 30.04.2017 zur Verfügung. Die Unterscheidung zwischen Trockenwetter- und Regenwettertagen erfolgte durch eine maximale Durchflussrate zur ARA von $1,4 \text{ m}^3/\text{s}$ und ein maximales Tageszulaufvolumen von $80\,000 \text{ m}^3/\text{d}$ (siehe Tabelle 1). Diese beiden Kriterien berücksichtigen an den Regenwettertagen auch den auftretenden Nachlauf von Mischwasser nach Ereignisende, der aufgrund der Größe des Stadtgebiets bis zu zwei Tage andauern kann.

Tabelle 1: Aufteilung der validen Tage im Zeitraum von 30.04.2016 – 30.04.2017.

Valide Tage	Tage – Trockenwetter (Werktage, Wochenendtage)	Tage – Regenwettereinfluss
361	199 (127, 72)	162

Die statische Auswertung der Trockenwetter-Tagesgänge erfolgte mithilfe von Perzentilauswertungen aller verfügbaren Messdaten, die auch als Boxplotdarstellungen visualisiert werden können. Abbildung 3 enthält die nach dieser Vorgehensweise ausgewerteten Trockenwetter-Tagesgänge für die Durchflussrate Q (L/s) und die CSB-Konzentration (mg/L) unterschieden jeweils für Werktage und Wochenendtage. Für die Werktage ist zusätzlich die statistische Verteilung mittels stundenweisen Boxplots hinterlegt, was einen Hinweis auf die stündliche Variabilität gibt. Anhand der Durchflussrate Q ist erkennbar, dass die Tagesspitze an Werktagen jeweils um zwei Stunden früher (10 Uhr) als am Wochenende (12 Uhr) auftritt. Die absolute Tagesspitze an Werktagen ist auch deutlich höher als an den Wochenendtagen. Die CSB-Konzentration weist am Wochenende ebenfalls einen späteren Anstieg zur Tagesspitze auf, jedoch sind die Tagesmaxima hierbei annähernd identisch. Das Tagesminium tritt um etwa 6 Uhr für die Durchflussrate Q bzw. um etwa 7 Uhr für die CSB-Konzentration auf. Das mittlere Zulaufvolumen zur ARA Graz bei Trockenwetter beträgt rund 71 000 m³. Die mittlere CSB-Konzentration bei Trockenwetter beträgt aktuell 820 mg/L, woraus eine aktuelle mittlere CSB-Tagesfracht bei Trockenwetter von rund 58 000 kg resultiert. Analog dazu beträgt die aktuelle mittlere BSB₅-Tagesfracht bei Trockenwetter 33 000 kg (mittlere BSB₅-Konzentration = 460 mg/L) und die mittlere AFS-Tagesfracht bei Trockenwetter liegt aktuell bei rund 25 000 kg (mittlere AFS-Konzentration = 350 mg/L).

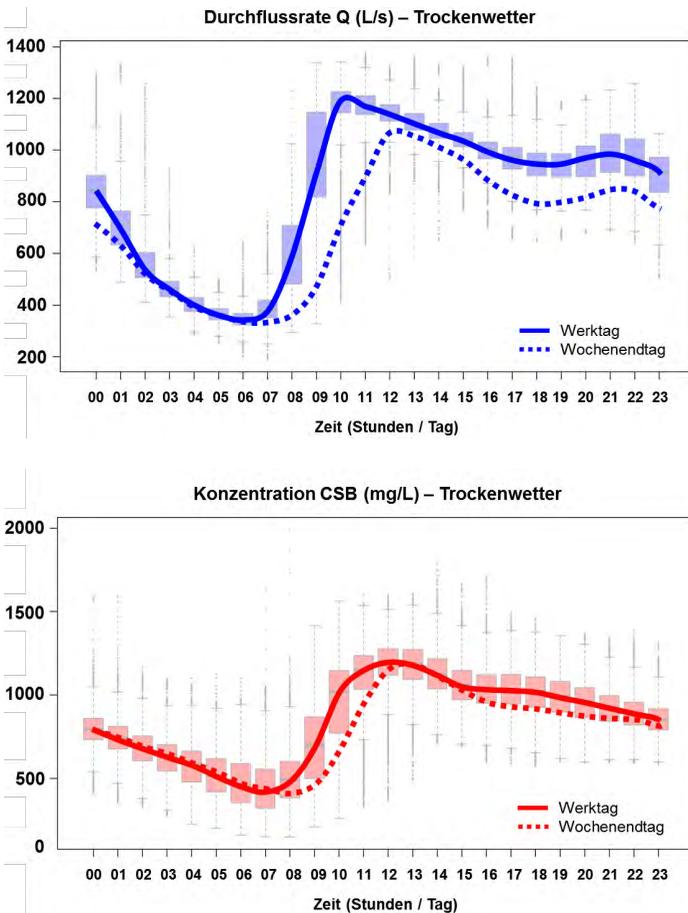


Abbildung 3: Aktuelle statistische Verteilung der Trockenwetter-Tagesgänge für die Durchflussrate Q (L/s) und die CSB-Konzentration (mg/L) im Zulauf zur ARA Graz.

Im Untersuchungszeitraum konnten bisher sieben Entleerungen in der derzeitigen Ausbaustufe des Zentralen Speicherkanals ZSK I nach Regenereignissen messtechnisch erfasst und auch hinsichtlich der zusätzlichen Entleerungsstofffrachten ausgewertet werden. Tabelle 2 zeigt die zugehörigen Entleerungszeiträume und –volumina der zwischengespeicherten Mischwasserentlastungsmengen im ZSK I. Das Entleerungsvolumen

lag dabei im Mittel bei 16 700 m³ und variiert je nach Ereignisgröße zwischen 12 300 und 23 000 m³. Die Ereignisse 2 – 5 weisen eine vorangegangene Trockenwetterperiode von 1 – 16 Tagen auf, wohingegen die Ereignisse 1, 6 und 7 direkt an Folgetagen von kleineren Regenereignissen stattfanden. Zusätzlich ist bei diesen drei Ereignissen anzumerken, dass diese vor bzw. nach der winterlichen Streusalzsaision stattgefunden haben, was auch ein Indiz für tendenziell geringere Entleerungsfrachten darstellt.

Tabelle 2: Messtechnisch erfasste ZSK-Entleerungsereignisse.

Ereignis #	Entleerungszeitraum		Entleerungsvolumen (m ³)	Vorangegangene Trockenwettertage
1	21.11.2016 07:30	21.11.2016 20:29	16 500	0
2	08.02.2017 08:00	09.02.2017 06:30	21 300	1
3	17.02.2017 23:39	18.02.2017 12:59	15 200	6
4	01.03.2017 05:39	01.03.2017 15:22	13 200	4
5	05.04.2017 09:11	05.04.2017 19:15	12 300	16
6	29.04.2017 10:09	29.04.2017 22:41	15 300	0
7	23.05.2017 00:36	24.05.2017 20:00	23 000	0
Min	x	x	12 300	x
Mittel	x	x	16 700	x
Max	x	x	23 000	x

Die berechneten Entleerungsfrachten wurden für die drei Stoffgrößen CSB, BSB₅ und AFS ausgewertet und sind in der Tabelle 3 dargestellt. Die CSB-Entleerungsfracht betrug bisher im Mittel 6 300 kg (Minimum: 2 900 kg, Maximum: 7 900 kg). Dabei ist eine Abhängigkeit der Frachtgrößen von der vorherigen Trockenwetterperiode erkennbar, da die Ereignisse 1, 6 und 7 mit einer Vorperiode von 0 Tagen deutlich geringere Frachten aufwiesen als der Rest der Ereignisse, obwohl sich die Entleerungsvolumina in gleichen Größenordnungen bewegten. Dieser Effekt zeigte sich bei den BSB₅-Entleerungsfrachten (Mittel: 3 200 kg, Minimum: 1 500 kg, Maximum: 4 600 kg) ebenfalls und in einer noch deutlicheren Ausprägung auch bei den AFS-Entleerungsfrachten (Mittel: 3 000 kg, Minimum: 420 kg, Maximum: 4 500 kg).

Tabelle 3: Berechnete ZSK-Entleerungsfrachten je Ereignis.

ZSK-Entleerungsfrachten je Ereignis			
Ereignis #	CSB (kg)	BSB₅ (kg)	AFS (kg)
1	5 000	2 600	1 300
2	7 600	4 600	4 500
3	7 900	3 800	4 500
4	7 700	3 200	3 900
5	7 000	2 800	2 800
6	2 900	1 500	420
7	6 100	4 000	3 400
Min	2 900	1 500	420
Mittel	6 300	3 200	3 000
Max	7 900	4 600	4 500

Als Bezugsgröße zwischen Volumen und Fracht je Entleerung diente die berechnete mittlere Entleerungskonzentration je Ereignis (siehe Tabelle 4). Die mittlere Entleerungskonzentration für CSB lag demnach bei den 7 bisher ausgewerteten Ereignissen im Mittel bei 398 mg/L (Minimum: 190 mg/L, Maximum: 583 mg/L). Ein tendenziell ähnliches Bild ergab sich für den BSB₅ (Mittelwert: 195 mg/L, Minimum: 98 mg/L, Maximum: 250 mg/L) und auch für den AFS (Mittelwert: 183 mg/L, Minimum: 27 mg/L, Maximum: 296 mg/L).

Eine gesonderte Betrachtung der Ereignisse 1, 6 und 7, die alle außerhalb der Wintersaison lagen, ergab eine mittlere CSB-Konzentration von nur noch 252 mg/L.

Tabelle 4: Berechnete mittlere ZSK-Entleerungskonzentrationen je Ereignis.

Mittlere ZSK-Entleerungskonzentrationen je Ereignis			
Ereignis #	CSB (mg/L)	BSB₅ (mg/L)	AFS (mg/L)
1	303	158	79
2	357	216	211
3	520	250	296
4	583	242	295
5	569	228	228
6	190	98	27
7	265	174	148
Min	190	98	27
Mittel	398	195	183
Max	583	250	296

4 Schlussfolgerungen

Bisher konnten sieben Entleerungsereignisse aus dem Zentralen Speicherkanal ZSK I in den Zulauf zur ARA Graz messtechnisch erfasst und ausgewertet werden. Die Entleerungskonzentrationen lagen dabei im Mittel für CSB bei 398 mg/L, für BSB₅ bei 195 mg/L und für AFS bei 183 mg/L. Bei der bisher aufgetretenen durchschnittlichen Speicherraumausnutzung von 16 700 m³ je Ereignis kann dabei von einem Stoffrückhalt von etwa 6,3 t für CSB, etwa 3,2 t für BSB₅ und rund 3,0 t für AFS ausgegangen werden.

Bei ergiebigeren Regenfällen in den Sommermonaten können tendenziell größere Mischwassermengen im Kanalnetz und auch größere Entlastungsmengen über Mischwasserüberläufe erwartet werden, was auch bereits zu einer höheren Ausnutzung des Speicherraums im ZSK I führen wird. Ausgehend vom aktuell vorhandenen Gesamtspeichervolumen im ZSK I von 37 000 m³ und den bisher berechneten mittleren Entleerungskonzentrationen liegt beispielsweise der potenzielle Stoffrückhalt für CSB im ZSK I in einem Bereich von 9,3 t – 14,7 t, was einem relativen Frachtanteil von etwa 16 – 25 % bezogen auf die aktuellen durchschnittlichen CSB-Tagesfrachten zur ARA bei Trockenwetter entspricht.

Durch die gerade in Bau befindliche zweite Ausbaustufe des ZSK wird sich das nutzbare Speichervolumen von aktuell 37 000 m³ um den Faktor 2,86 auf insgesamt 106 000 m³ erhöhen. Der potenzielle Stoffrückhalt für CSB-Frachten würde damit bei einer Vollaussnutzung des Speicherraums auf rund 26,5 t – 42,0 t ansteigen, was wiederum einem relativen Frachtanteil von bis zu maximal 45 – 72 % einer durchschnittlichen aktuellen CSB-Tagesfracht zur ARA bei Trockenwetter entsprechen würde.

Durch den Betrieb des ZSK werden die Entlastungsfrachten von Mischwasserüberläufen während Regenereignissen bereits derzeit in den genannten Größenordnungen aufgefangen, temporär zwischengespeichert und einer anschließenden gezielten Reinigung auf der ARA Graz zugeführt. Dadurch werden die Schmutzstoffeinträge aus Mischwasserentlastungen in die Mur dauerhaft reduziert, was als positiver Effekt auf die Gewässerqualität zu bewerten ist. Diese zentrale Maßnahme wird die Stadt

Graz dabei wesentlich unterstützen, den Stand der Technik für Mischwasserentlastungen in Österreich nach dem ÖWAV-Regelblatt 19 (OEWAV, 2007a) zu erreichen.

Zur Validierung der bisher berechneten mittleren CSB-Konzentration im ZSK I können auch vergleichende Messdaten einer Online-Monitoring-Messstation an einem innerstädtischen Mischwasserüberlauf (MÜ-R05) von Graz herangezogen werden, an dem im Zeitraum von 2003 bis 2012 bereits Mischwasserentlastungen in hoher zeitlichen Auflösung stofflich erfasst wurden (Gruber et al., 2004) und welcher zukünftig auch an den ZSK II angebunden sein wird. Die daran angeschlossene kanalisierte Einzugsgebietsfläche entspricht mit rund 456 ha ca. 8 % der gesamten kanalisierten Fläche von Graz. Die Kalibrierung der Messdaten erfolgte dabei auf Basis von durchgeführten analytischen Messkampagnen mit Ansätzen aus Lepot et al. (2016). Daraus resultierte eine mittlere CSB-Entlastungskonzentration am betrachteten MÜ von rund 292 mg/L (Basis: 47 Entlastungsereignisse über den MÜ in die Mur im Zeitraum von 2009 bis 2011). Diese mittlere CSB-Ereigniskonzentration ist rund 100 mg/L kleiner als der ermittelte Wert der CSB-Entleerungskonzentration im ZSK I. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die meisten der sieben bisher ausgewerteten Entleerungsereignisse dieser Studie in die Winterperiode mit in der Regel höheren stofflichen Belastungen fielen (z. B. durch Ausbringung von Streusalz), kann davon ausgegangen werden, dass sich der CSB-Mittelwert für Entleerungsereignisse unter Berücksichtigung von zukünftigen Entleerungsereignissen in den Sommermonaten tendenziell reduzieren und damit der mittleren Entlastungskonzentration am betrachteten MÜ-R05 annähern wird.

Mithilfe der gewonnenen Messdaten der Online-Monitoring-Station im Zulauf zur ARA Graz ist es möglich, detaillierte Erkenntnisse über die stoffliche Dynamik aus dem gesamten Kanalnetz inklusive ZSK für die ARA in Trockenwetter- und Regenwetterperioden zu erhalten. Diese Kenntnis über typische Frachttagesgänge bei Trockenwetterbedingungen kann auch dafür genutzt werden, um Tageszeiten mit geringeren Zulauffrachten zu identifizieren. Diese Zeiten können und sollten auch zur Entleerung von zusätzlichen Stofffrachten aus dem ZSK genutzt werden, um die Stofffrachtbelastung für die ARA möglichst kontinuierlich zu halten und um problematische Frachtspitzen zu reduzieren. Da das installierte Online-

Monitoring-System auch zukünftig weitergeführt und betrieben werden soll, wird es mit der vorgestellten Methodik möglich sein, auch die zukünftigen Entleerungsvorgänge des ZSK in den kommenden Monaten zu erfassen. Dies wird zu noch detaillierteren Aussagen über die Dynamik von Mischwasserereignissen im Zulauf zur ARA Graz beitragen. Die daraus ableitbaren Ergebnisse und Erkenntnisse können zum einen zur Entwicklung von optimalen Bewirtschaftungsstrategien für den ZSK und zum anderen auch zu einem möglichst stabilen und effizienten zukünftigen Kläranlagenbetrieb beitragen.

5 Danksagung

Unser Dank geht an die Verantwortlichen der Holding Graz Wasserwirtschaft, welche die Durchführung dieser Studie ermöglicht und über die gesamte Projektlaufzeit auch tatkräftig unterstützt haben. Einen ganz besonderen Dank wollen wir den Mitarbeitern der ARA Graz und auch unserem Labor-, Messtechnik- und IT-Team am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der TU Graz aussprechen.

6 Literatur

- AEV (2016). *Verordnung für kommunales Abwasser*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- ATV-DVWK (2003). *Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 - Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Germany.
- Branisavljevic N., Prodanovic D. und Pavlovic D. (2010). Automatic, semi-automatic and manual validation of urban drainage data. *Water Science and Technology*, **62**(5), 1013–1021.
- Brzezińska A., Zawilski M. und Sakson G. (2016). Assessment of pollutant load emission from combined sewer overflows based on the online monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, **188**(9).

- Caradot N., Sonnenberg H., Rouault P., Gruber G., Hofer T., Torres A., Pesci M. und Bertrand-Krajewski J.-L. (2015). Influence of local calibration on the quality of online wet weather discharge monitoring: feedback from five international case studies. *Water Science and Technology*, **71**(1), 45–51.
- Gruber G., Winkler S. und Pressl A. (2004). Quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies by means of online techniques. *Water Science and Technology*, **50**(11), 73–80.
- Gujer W. (2013). *Siedlungswasserwirtschaft*, Springer-Verlag.
- Kainz H., Sprung W., Maurer G., Pirkner W., Gamerith V. und Gruber G. (2011). "Speicherkanäle für die Mischwasserbewirtschaftung in Graz" in *Aqua Urbanica 2011*. Graz, Austria, 44.
- Langergraber G., Fleischmann N. und Hofstaedter F. (2003). A multivariate calibration procedure for UV/VIS spectrometric quantification of organic matter and nitrate in wastewater. *Water Science and Technology*, **47**(2), 63–71.
- Lepot M., Torres A., Hofer T., Caradot N., Gruber G., Aubin J.-B. und Bertrand-Krajewski J.-L. (2016). Calibration of UV/Vis spectrophotometers: A review and comparison of different methods to estimate TSS and total and dissolved COD concentrations in sewers, WWTPs and rivers. *Water Research*, **101**, 519–534.
- Metadier M. und Bertrand-Krajewski J. L. (2011). Assessing dry weather flow contribution in TSS and COD storm events loads in combined sewer systems. *Water Science and Technology*, **63**(12), 2983–2991.
- OEWA (2007a). *ÖWA - Regelblatt 19 - Richtlinien für die Bemessung von Mischwasserentlastungen*, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, Österreich.
- OEWA (2007b). *ÖWA - Regelblatt 38 - Überprüfung stationärer Durchflussmess-einrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen*, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Vienna, Austria.
- Winkler S., Rieger L., Saracevic E., Pressl A. und Gruber G. (2004). Application of ion-sensitive sensors in water quality monitoring. *Water Science and Technology*, **50**(11), 105–114.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Thomas Hofer
TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
Stremayrgasse 10/I, A-8010 Graz
Tel.: +43 316 873 6768
Fax: +43 316 873 8367
Email: thomas.hofer@tugraz.at

Schadstoffemissionen aus Mischwasserentlastungen in Bayern

Jan Philip Nickel, Mike Kemper, Rebecca Eyckmanns-Wolters und
Stephan Fuchs

Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und
Gewässerentwicklung (IWG), Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und
Wassergütekunde, Gotthard-Franz-Straße 3, 76131 Karlsruhe

Kurzfassung: Im Rahmen des Forschungsvorhabens „*Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern*“ werden in einem mehrstufigen Monitoring an 10 Mischwasserbehandlungsanlagen in Bayern Daten zur Entlastungsqualität, zur Anlagenwirksamkeit und zur Dynamik von Entlastungsereignissen erhoben. Die volumenproportionale Beprobung von Entlastungsabflüssen mit Feststoffsammlern ist erfolgreich angelaufen. Aktuell liegen Analyseergebnisse für Feststoff-, Zehr- und Nährstoffparameter, 8 Schwermetalle sowie 34 organische Mikroschadstoffe in 14 Proben von 6 Standorten vor. Aufgrund der hohen Sensitivität der Analytik liegen für den Großteil der analysierten Mikroschadstoffe $\geq 75\%$ der Messwerte über der Bestimmungsgrenze. Die plausibilisierten Ergebnisse erlauben eine erste Einschätzung mittlerer Emissionen. Neben robusten Bilanzdaten entsteht ein umfangreicher Datensatz als Grundlage für weitere Analysen, wie etwa von Zusammenhängen zwischen Einzugsgebietseigenschaften und der Entlastungsqualität, der saisonalen Verteilung von Schadstoffkonzentrationen, oder der Zusammensetzung von Mischwasserabflüssen.

Keywords: Mischwasserentlastungen, Feststoffsammler, Mikroschadstoffe, Feststoffe, AFS63

1 Einleitung

Entlastungsabflüsse aus Mischwasserbehandlungsanlagen sind belastet mit Zehr-, Nähr- und Schadstoffen (Clara et al., 2014; Gasperi et al., 2012; Kemper et al., 2015; Wittmer et al., 2010) und bilden für Mikroschadstoffe einen relevanten Eintragungspfad in Oberflächengewässer. Sowohl Monito-

ringstudien (Clara et al., 2014; Launay et al., 2016a; Phillips et al., 2012), als auch Stoffeintragsmodellierungen für deutsche Oberflächengewässer (Fuchs et al., 2013) unterstreichen die besondere Bedeutung von Mischwasserentlastungen.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „*Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern*“ werden vor diesem Hintergrund drei Fragestellungen adressiert:

- die Abschätzung mittlerer aus Mischwasserentlastungen resultierender Emissionen,
- die Wirksamkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen und
- die Dynamik von Stoffkonzentrationen während Entlastungsereignissen.

Dazu werden in einem mehrstufigen Monitoring umfangreiche Daten erhoben.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungskonzept

In der ersten Messkampagne werden neue Daten zur Entlastungsqualität von Mischwasserentlastungen ermittelt. Das Monitoring umfasst die Beprobung von Entlastungsabflüssen von Mischwasserbehandlungsanlagen in Bayern mittels Feststoffsammlern (siehe 2.3) über einen Zeitraum von zwei Jahren. Hierbei werden Feststoff-, Zehr- und Nährstoffparameter, 8 Schwermetalle, sowie 34 organische Mikroschadstoffe analysiert. Übergeordnetes Ziel ist die Erzeugung solider Bilanzwerte zur Einschätzung der Emissionen in bayerische Oberflächengewässer. Darüber hinaus bietet der entstehende Datensatz die Möglichkeit für weitere Auswertungen.

An ausgewählten Anlagen wird in einer zweiten Messkampagne die Wirksamkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen untersucht. Die Installation eines weiteren Feststoffsammlers am Zulauf der Anlagen ermöglicht eine Bilanzierung der Stofffrachten. Das Analysespektrum wird in dieser Projektphase auf wenige Leitparameter reduziert. Die Feststoffe werden dabei als Schlüsselparameter angesehen. Zur Erfassung der

Dynamik einzelner Entlastungsereignisse ist eine dritte Messkampagne vorgesehen, die zeitlich aufgelöste Messungen beinhalten soll.

Die Probenahme der ersten Messkampagne zur Entlastungsqualität begann im November 2016 an den ersten beiden Standorten. Weitere folgten sukzessive. Das Monitoring wird bis Ende 2018 fortgeführt, um über einen Zeitraum von zwei Jahren eine ausreichende Datenbasis für statistische Analysen zu generieren.

2.2 Untersuchte Anlagen

In Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt wurden 10 Mischwasserentlastungsanlagen ausgewählt (Abbildung 1, Tabelle 1), die die Situation in Bayern hinsichtlich der regionalen Verteilung (Topographie, Niederschlag), der Art der Einzugsgebiete (Charakter, Vorentlastungen), der Beckentypen und –volumina repräsentativ abbilden. Weitere Auswahlkriterien waren eine ausreichend hohe Entlastungsaktivität und praktische Aspekte, wie vorhandene Messeinrichtungen, gute Zugänglichkeit, Infrastruktur und Kooperationsbereitschaft der Anlagenbetreiber.

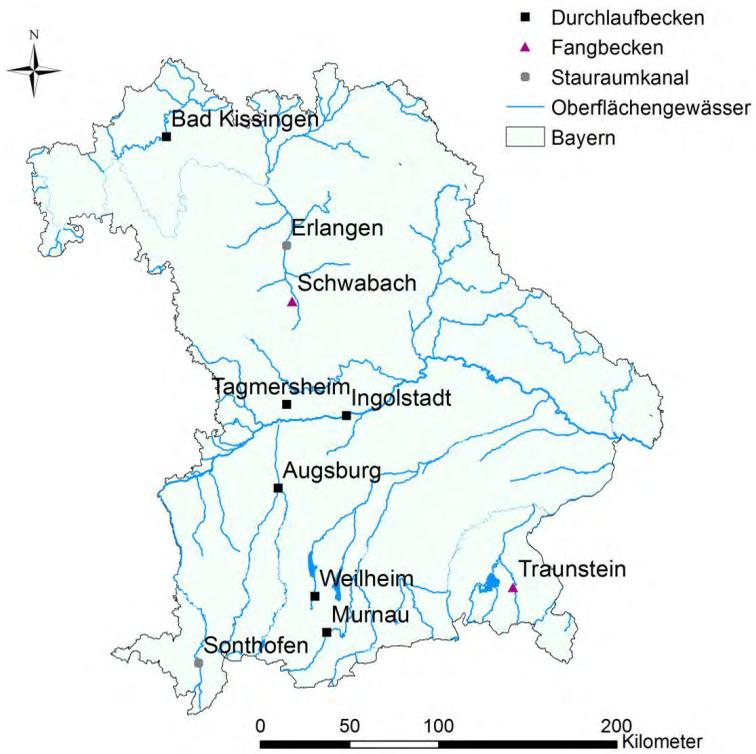


Abbildung 1: Lage der im Monitoring untersuchten Mischwasserentlastungsanlagen

Tabelle 1: Untersuchte Mischwasserentlastungsanlagen (DB = Durchlaufbecken, SK = Stauraumkanal, FB = Fangbecken)

Standort	Beckenart	Bauart	Volumen in m ³	Einzugsgebietscharakter
Augsburg	DB	Rechteckbecken mit 3 Kammern, geschlossen	4.700	Städtisch
Bad Kissingen	DB	Rechteckbecken, geschlossen	450	Ländlich geprägtes Wohngebiet
Erlangen	SK	Stauraumkanal, geschlossen	4.000	Städtisch
Ingolstadt	DB	Rechteckbecken mit 2 Kammern, geschlossen	2.800	Städtisch
Murnau	DB	Rechteckbecken, offen	825	Kleinstädtisch bis ländlich, berufsgenossenschaftliche Unfallklinik
Schwabach	FB	Rechteckbecken, geschlossen	457	Innerstädtisches Wohngebiet
Sonthofen	SK	Stauraumkanal, geschlossen	600	Wohngebiet, mittelständische Unternehmen
Tagmersheim	DB	Rechteckbecken, geschlossen	168	Ländlich geprägte Gemeinde, offene Bebauung, geringe Siedlungsdichte
Traunstein	FB	Rechteckbecken, geschlossen	840	Ländlich geprägter Ortsteil
Weilheim	DB	2 Rundbecken, offen	2 x 1.400	Städtisch

2.3 Probenahme

Um möglichst robuste Daten zu Schadstoff- und Feststoffkonzentrationen zu generieren, wurde am KIT Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft eine Monitoring-Strategie entwickelt, die bereits in mehreren Vorhaben erfolgreich zum Einsatz kam (Kittlaus und Fuchs, 2015; Kemper et al., 2015). Mit großvolumigen Behältern, sogenannten Feststoffsammlern, werden ereignisbasierte, volumenproportionale Mischproben erzeugt. Abbildung 2 zeigt schematisch die Probenahme mit Feststoffsammler am Klärüberlauf eines Regenüberlaufbeckens. Die Ansteuerung der Probenahme erfolgt über Messsignale, die von den üblichen Messeinrichtungen (Ultraschall- oder Drucksonden) an eine für diesen Anwendungsfall entwickelte Steuerungseinheit weitergeleitet werden. Diese berechnet anhand hinterlegter Kennlinien den Entlastungsabfluss und aktiviert in definierten Volumenintervallen die Probenahmepumpe. Entlastungsereignisse werden über ihre gesamte Dauer repräsentativ beprobt. Der Sammelbehälter kann Mischproben mit einem Volumen von bis zu 1000 L

fassen. Das gesammelte Probenmaterial ist jedoch auch bei kleinen Niederschlagsereignissen und geringerem Volumen ausreichend für eine umfangreiche Schadstoffanalytik. Weiterhin besteht die Möglichkeit zur separaten Analyse der sedimentierten Feststoffe und des Überstandswassers nach einer Sedimentationsphase im Sammelbehälter. Alle Komponenten des Feststoffsammlers mit langer Kontaktzeit zur Probe (Tank, Hähne) sind in Edelstahl ausgeführt, um Minder- bzw. Mehrbefunde aufgrund von Adsorptions- und Desorptionsprozessen zu minimieren. Die ablaufseitigen Probenahmestellen sind den konstruktiven Gegebenheiten des Entlastungsbauwerks angepasst und entweder im Entlastungskanal oder beckenseitig unmittelbar am Überlauf eingerichtet.

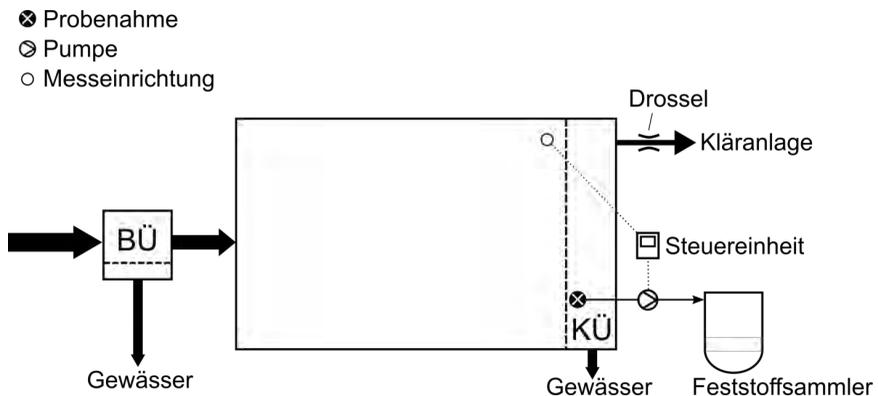


Abbildung 2: Probenahme mit Feststoffsammler am Klärüberlauf eines Regenüberlaufbeckens; BÜ = Beckenüberlauf, KÜ = Klärüberlauf

Nach Entlastungsereignissen wird aus dem Feststoffsammler eine homogenisierte Mischprobe entnommen. Zur Homogenisierung wird die Probe im Behälter mit einer Tauchpumpe ca. 5 Minuten umgewälzt. Mit einem Schöpfer werden Stichproben entnommen und in vier Probeflaschen abgefüllt: 2 L PE-Flasche für konventionelle Abwasserparameter, 2 L Braunglasflasche für organische Schadstoffe, 0,25 L LDPE-Flasche mit Säurevorlage für Schwermetalle, 0,1 L Duranglasflasche mit Säurevorlage für Quecksilber. Nach jeder Probenahme wird der Feststoffsammler entleert und gereinigt. Die Proben werden bis zum Versand kühl aufbewahrt und zeitnah ins Labor versandt.

2.4 Analytik

Das Parameterspektrum umfasst 34 organische Mikroschadstoffe, darunter Pestizid- bzw. Biozidwirkstoffe (n=9), Pharmazeutika (n=3), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (EPA-PAK, n=16), Benzotriazole (n=3), Mineralölkohlenwasserstoffe (Kohlenwasserstoffindex), den Süßstoff Acesulfam und den Weichmacher Di-(2-ethylhexyl)phthalat, sowie 8 Schwermetalle. Die Bestimmungsgrenzen sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Die Schadstoffanalytik wird durch den Projektpartner DVGW Technologiezentrum Wasser (TZW) durchgeführt. Konventionelle Abwasserparameter wie pH, Leitfähigkeit, Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Phosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$), Gesamt-Phosphor (P_{ges}), Gesamt-Stickstoff (N_{ges}) werden im Labor des KIT-IWG bestimmt. Durch Nasssiebung mit der Maschenweite 63 μm werden grobe und feine Feststoffe fraktioniert und anschließend als abfiltrierbare Stoffe quantifiziert.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Analytische Ergebnisse

Zum aktuellen Zeitpunkt liegen die Ergebnisse für 14 Proben von 6 Standorten vor. Diese erlauben eine erste Abschätzung der mittleren Emissionen und eine Einordnung der Messwerte in das Spektrum der Literaturwerte. Eine anlagenspezifische Betrachtung oder übergreifende Bewertung für Bayern ist auf Grundlage dieser Datenbasis noch nicht möglich.

3.1.1 Feststoffe

Die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe (AFS_{ges}) in den Proben weist einen Schwankungsbereich von 20-181 mg/L (Median 47 mg/L) auf (Abbildung 3). Der Trockengewichtsanteil abfiltrierbarer Stoffe < 63 μm (AFS₆₃) liegt im Median bei 74 % (54-90 %). Die schwer sedimentierbare und mit Schadstoffen hoch belastete Ton- und Schlufffraktion bildet somit den dominanten Teil der Feststoffe. Die AFS₆₃ Konzentrationen von 11 – 97 mg/L (Median 38 mg/L) liegen im Erfahrungsbereich eines zuvor am KIT-IWG abgeschlossenen Monitoringvorhabens an sechs Regenüberlaufbecken für das Land Nordrhein-Westfalen, in dem anlagenspezifische

Mediankonzentrationen der Feinfraktion im Ablauf, bestimmt als Trockengewicht, zwischen 22 und 54 mg/L ermittelt wurden (Kemper et al., 2015).

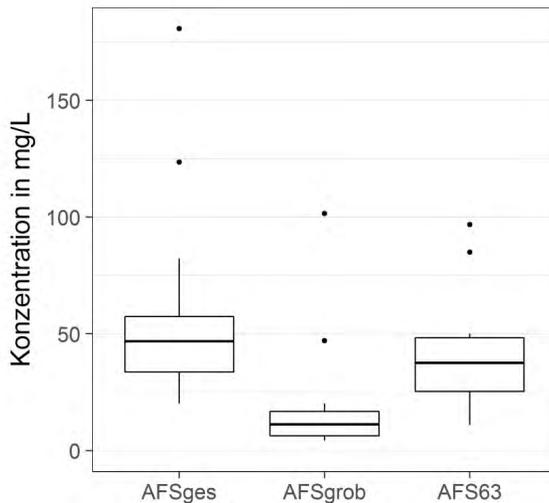


Abbildung 3: Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe gesamt (AFSges, n=14), der abfiltrierbaren Stoffe > 63 µm (AFSgrob, n=12) und < 63 µm (AFS63, n=12) in volumenproportionalen Mischproben von Mischwasserentlastungen

3.1.2 Zehr- und Nährstoffe

Der CSB der Proben liegt im Bereich von 28,4 – 178 mg O₂/L (Median 53,2 mg/L). Die N_{ges} Konzentrationen variieren zwischen 3,5 – 11,6 mg/L (Median 5,3 mg/L). P_{ges} und PO₄-P liegen im Bereich von 0,54 – 1,66 mg/L (Median 0,89 mg/L), respektive 0,23 – 1,27 mg/L (Median 0,41 mg/L). Die Werte sind vergleichbar mit den Ergebnissen von Clara et al. (2014) für volumenproportionale Proben aus Mischwasserentlastungsabflüssen in Österreich, liegen aber eher im unteren Bereich.

3.1.3 Mikroschadstoffe

40 der 42 analysierten Mikroschadstoffe konnten in mindestens einer Probe bestimmt werden. Aufgrund der robusten Probenahmetechnik und der hohen Sensitivität der Analytik liegen für den Großteil der analysierten Mikroschadstoffe ≥ 75 % der Messwerte über der Bestimmungsgrenze (Tabelle 2). Ausnahmen bilden insbesondere die Pestizide Atrazin,

Terbuthylazin, Metolachlor, Diuron und Isoproturon, welche nur in wenigen Fällen bestimmt wurden. Gründe hierfür können bspw. eine begrenzte oder ausschließlich bestimmungsgemäße Anwendung in den Einzugsgebieten sowie saisonale Einflüsse sein. Für Atrazin besteht seit 1992 Anwendungsverbot. Für die im Folgenden angegebenen Mediankonzentrationen wurden Werte unter Bestimmungsgrenze (BG) jeweils mit $0,5 \cdot BG$ berücksichtigt.

Abbildung 4 zeigt die gemessenen Konzentrationen von Mikroschadstoffen in 14 volumenproportionalen Mischproben von Entlastungsereignissen an 6 Standorten. Die Schadstoffkonzentrationen weisen eine hohe Variabilität, sowohl zwischen den untersuchten Anlagen, als auch zwischen den Entlastungsereignissen auf. Der Schwankungsbereich ist jedoch für etwa die Hälfte der Substanzen kleiner als eine Zehnerpotenz und für keine Substanz größer als zwei Zehnerpotenzen. Die höchsten Konzentrationswerte finden sich für Eisen mit 370 – 3.400 µg/L (Median 965 µg/L) und Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) mit < 200 – 1.200 µg/L (Median 295 µg/L). Die gemessenen Konzentrationsbereiche der Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink sind sehr gut vergleichbar mit den Ergebnissen von Clara et al. (2014). Die Konzentration von Zink liegt im Bereich von 59 – 230 µg/L (Median 130 µg/L). Die Quecksilber Konzentrationen schwankt zwischen 0,006 und 0,055 µg/L (Median 0,013 µg/L). Clara et al. (2014) geben Konzentrationsbereiche von 42 – 300 µg Zink/L und 0,0053 - 0,67 µg Quecksilber/L an.

Im Bereich der organischen Schadstoffe treten der Süßstoff Acesulfam mit Konzentrationen von 1,6 – 11 µg/L (Median 2,35 µg/L) und der Weichmacher DEHP mit 0,47 – 7,2 µg/L (Median 1,75 µg/L) deutlich hervor. Diese Ergebnisse decken sich gut mit den Messungen von Launay et al. (2016b). Die Autoren berichten Konzentrationen im Überlaufwasser eines Mischwasserentlastungsbauwerks in Stuttgart von 0,81 – 5,3 µg/L für Acesulfam und 0,70 – 5,4 µg/L für DEHP (Launay et al., 2016b). Clara et al. (2014) berichten einen Schwankungsbereich von < 0,35 – 5,1 µg/L für DEHP. Die Summe polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (16 EPA-PAK) liegt im Bereich von 0,18 – 1,80 µg/L (Median: 0,42 µg/L).

Tabelle 2: Bestimmungsgrenzen (BG) und Anteil der gemessenen Werte über Bestimmungsgrenze (> BG) von Mikroschadstoffe in volumenproportionalen Mischproben von Mischwasserentlastungen (n=14)

Stoffgruppe	Parameter	Kürzel	BG in µg/L	Anteil Werte > BG
Pharmazeutika	Carbamazepin	CBZ	0,01	71 %
	Diclofenac	DCF	0,01	100 %
	Metoprolol	MPL	0,01	100 %
Benzotriazole	4-Methylbenzotriazol	4MBT	0,01	100 %
	5-Methylbenzotriazol	5MBT	0,01	100 %
	Benzotriazol	BTR	0,01	100 %
PAK	Acenaphthen	ACN	0,001	100 %
	Acenaphthylen	ACY	0,001	100 %
	Anthracen	ANT	0,001	93 %
	Benzo(a)anthracen	BaA	0,001	100 %
	Benzo(a)pyren	BaP	0,0005	100 %
	Benzo(b)fluoranthen	BbF	0,001	100 %
	Benzo(ghi)perylen	BghiP	0,0005	100 %
	Benzo(k)fluoranthen	BkF	0,001	100 %
	Chrysen	Chr	0,001	100 %
	Dibenz(ah)anthracen	DahA	0,001	86 %
	Fluoranthen	Fluo	0,001	100 %
	Fluoren	FL	0,001	100 %
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	IP	0,0005	100 %
	Naphthalin	NAP	0,01	86 %
	Phenanthren	PHE	0,001	100 %
	Pyren	Pyr	0,001	100 %
	Pestizide / Biozide	Atrazin	ATR	0,01
Carbendazim		CZIM	0,01	79 %
Diuron		DIU	0,01	43 %
Isoproturon		ISO	0,01	50 %
MCPP (Mecoprop)		MCPP	0,01	79 %
Metolachlor		MET	0,01	7 %
Terbutylazin		TBA	0,01	0 %
Terbutryn		TBY	0,01	71 %
Triclosan		TCS	0,01	71 %
Phtalate		Di-(2-ethylhexyl)phthalat	DEHP	0,1
Schwermetalle	Blei	Pb	0,1	100 %
	Cadmium	Cd	0,002	100 %
	Chrom	Cr	0,1	100 %
	Eisen	Fe	5	100 %
	Kupfer	Cu	1	100 %
	Nickel	Ni	0,1	100 %
	Quecksilber	Hg	0,001	100 %
	Zink	Zn	5	100 %
Süßstoff	Acesulfam	ACE	0,05	100 %
Mineralölkohlenwasserstoffe	Kohlenwasserstoffindex	MKW	200	86 %

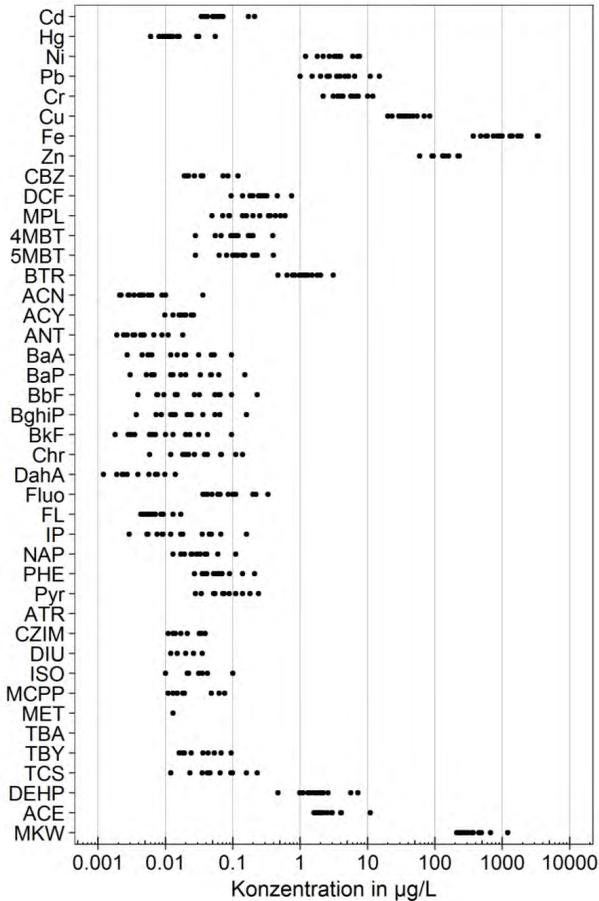


Abbildung 4: Konzentration von Mikroschadstoffen in volumenproportionalen Mischproben von Mischwasserentlastungen (n=14). Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze sind nicht dargestellt. Cd = Cadmium, Hg = Quecksilber, Ni = Nickel, Pb = Blei, Cr = Chrom, Cu = Kupfer, Fe = Eisen, Zn = Zink, CBZ = Carbamazepin, DCF = Diclofenac, MPL = Metoprolol, 4MBT = 4-Methylbenzotriazol, 5MBT = 5-Methylbenzotriazol, BTR = Benzotriazol, ACN = Acenaphthen, ACY = Acenaphthylen, ANT = Anthracen, BaA = Benzo(a)anthracen, BaP = Benzo(a)pyren, BbF = Benzo(b)fluoranthen, BghiP = Benzo(ghi)perylen, BkF = Benzo(k)fluoranthen, Chr = Chrysen, DahA = Dibenz(ah)anthracen, Fluo = Fluoranthen, FL = Fluoren, IP = Indeno(1,2,3-cd)pyren, NAP = Naphthalin, PHE = Phenanthren, Pyr = Pyren, ATR = Atrazin, CZIM = Carbendazim, DIU = Diuron, ISO = Isoproturon, MCPP = Mecoprop, MET = Metolachlor, TBA = Terbutylazin, TBY = Terbutryn, TCS = Triclosan, DEHP = Di-(2-ethylhexyl)phthalat, ACE = Acesulfam, MKW = Mineralölkohlenwasserstoffe

4 Fazit

Das mehrstufige Monitoring ist in seiner ersten Phase erfolgreich angelaufen. Die aktuell vorliegenden Ergebnisse bestätigen die ausreichende Sensitivität der Analytik und erlauben eine erste Einschätzung mittlerer Emissionen. Aufgrund der Tatsache, dass Entlastungsereignisse vollständig erfasst werden können entsteht eine Datenbasis, aus der robuste Bilanzdaten abgeleitet und bezogen auf die konventionellen Abwasserparameter in den Kontext früherer Untersuchungen gesetzt werden können. Darüber hinaus entsteht eine Grundlage für weitere Analysen, wie etwa von Zusammenhängen zwischen Einzugsgebietseigenschaften (z. B. Flächennutzung) und der Entlastungsqualität, der saisonalen Verteilung von Schadstoffkonzentrationen, oder der Zusammensetzung von Mischwasserabflüssen (z. B. Mischungsverhältnis Schmutz- und Regenwasser).

5 Danksagung

Wir danken dem Betriebspersonal der beteiligten Anlagen, dem Bayerischen Landesamt für Umwelt sowie unseren Projektpartnern, dem DVGW Technologiezentrum Wasser (TZW), der Umwelt- und Fluid-Technik (UFT) Dr. H. Brombach GmbH und der Bioplan Landeskulturgesellschaft für die gute Zusammenarbeit. Dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz gilt unser Dank für die Förderung des Projektes.

6 Literatur

- Clara M., Gruber G., Humer F., Hofer T., Kretschmer F. und Ertl T. (2014). Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Projektbericht SCHTURM. Wien.
- Fuchs S., Dimitrova S., Kiemle L., Kittlaus S., Weber T. (2013). Suspended Solid Management in Urban Systems. In: S. Fuchs (Hg.): Proceedings of the "Karlsruher Flussgebietstage 2013 - International Conference on Solids in River Basins". Sources and Transport of Solids and Contaminants, Karlsruhe, June 20th and 21st, 2013, S. 65–71.

- Gasperi J., Zgheib S., Cladiere M., Rocher V., Moilleron R., Chebbo G. (2012). Priority pollutants in urban stormwater: part 2 - case of combined sewers. In: *Water research* 46 (20), S. 6693–6703. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.041.
- Kemper M., Eyckmanns-Wolters R., Fuchs S., Ebbert S., Maus C., Uhl M. et al. (2015). Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online Messtechnik. Abschlussbericht Teil 1 des Untersuchungs- und Entwicklungsvorhabens „Überwachung und Optimierung der Leistungsfähigkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen“ im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Kittlaus S. und Fuchs S. (2015). Using large volume samplers for the monitoring of particle bound micro pollutants in rivers. Poster. EGU General Assembly 2015.
- Launay M., Dittmer U., Steinmetz H. (2016a). Contribution of combined sewer overflows to micropollutant loads discharged into urban receiving water. In: *9th International Conference on planning and technologies for sustainable management of Water in the City (NOVATECH 2016)*, 28.06. – 01.07.2016, Lyon, France.
- Launay M., Dittmer U., Steinmetz H. (2016b). Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows - Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. In: *Water research* 104, S. 82–92. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.068.
- Phillips P.J., Chalmers A.T., Gray J.L., Kolpin D.W., Foreman W.T., Wall G.R. (2012). Combined sewer overflows: an environmental source of hormones and wastewater micropollutants. In: *Environmental science & technology* 46 (10), S. 5336–5343. DOI: 10.1021/es3001294.
- Wittmer I.K., Bader H-P., Scheidegger R., Singer H., Luck A., Hanke I. et al. (2010). Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. In: *Water research* 44 (9), S. 2850–2862. DOI: 10.1016/j.watres.2010.01.030.

Korrespondenz an:

Jan Philip Nickel
Karlsruher Institut für Technologie (KIT) Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft,
Gotthard-Franz-Str. 3, 76131 Karlsruhe
Tel. +49 721 608 43666
Fax +49 721 608 44729
Email: nickel@kit.edu

Urbane hydrologische Modellierung – vom kleinen zum großen Maßstab

Gerald Krebs^{1,2}, Teemu Kokkonen² und Harri Koivusalo²

¹Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz

²Department of Built Environment, School of Engineering, Aalto University

Kurzfassung: Um den Auswirkungen zunehmender Urbanisierung auf den Wasserhaushalt entgegen zu wirken, stehen eine Reihe von dezentralen, naturnahen Maßnahmen (NWB) zur Verfügung, deren positive Wirkung allgemein anerkannt ist. Hydrologische Modellierung ist eine Möglichkeit, die Wirksamkeit dezentraler Maßnahmen vor dem Bau abzuschätzen. Eine Abschätzung auf Stadtgebietebebene, die für eine ganzheitliche Regenwasserbewirtschaftungsstrategie vorteilhaft wäre, wird allerdings in den meisten Fällen durch mangelnde Verfügbarkeit von räumlichen und hydrometeorologischen Daten erschwert. In diesem Beitrag wird eine Methodik zur Erstellung von hydrologischen Modellen vorgestellt, die auf große urbane Gebiete anwendbar ist und gleichzeitig, durch eine hohe räumliche Auflösung, die Abbildung und Modellierung von NWBs erlaubt. Die Methodik basiert auf einem reduzierten Entwässerungsnetzwerk, regionalisierten Modellparametern, und einer automatisierten Einzugsgebietseinteilung unter Verwendung eines Digitalen Geländemodelles (DGM). Die Untersuchungen zeigen, dass regionalisierte Modellparameter in einem Modell, dass nur Kanalrohre mit einem Durchmesser von min. 300mm verwendet und auf einem DGM basiert, die zeitliche Dynamik urbanen Regenwasserabflusses hinreichend wiedergeben kann.

Keywords: Hydrologische Modellierung, Skalierung, SWMM, räumliche Auflösung

1 Einleitung

Urbanisierung gilt als eine der größten Herausforderungen der heutigen Gesellschaft. Während im Jahr 2000 71 % der europäischen Bevölkerung in Städten lebten, wird dieser Anteil auf 78 % im Jahr 2030 wachsen. Ein ähnlicher Trend zeichnet sich auch in Finnland ab, wo der Anteil der Stadtbevölkerung im Jahr 2030 auf 86 % geschätzt wird, im Vergleich zu 82 %

im Jahr 2000 (United Nations, 2012). Der Verbau von vormals natürlichen Flächen mit Straßen, Häusern, und Parkplätzen, führt zu einer steigenden Versiegelung, die sich negativ auf den Wasserhalt auswirkt. Diese Auswirkungen zeigen sich als erhöhter Oberflächenabfluss (Arnold Jr und Gibbons, 1996; Shuster et al., 2005; Valtanen et al., 2014), größere Abflussspitzen (Shuster et al., 2005; Sillanpää und Koivusalo, 2015) und eine generelle Häufung von Abflussereignissen (Marsalek et al., 2007; Valtanen et al., 2014). Schadstoffe lagern sich auf versiegelten Flächen ab die dann, bei Regenereignissen, ohne ausreichende Filterung den Vorfluter erreichen und zu einer erhöhten Belastung der Oberflächengewässer führen (Ruth, 2003; Schueler et al., 2009). Versiegelung führt außerdem zu einer reduzierten Versickerung und einer Verringerung des Trockenwetterabflusses (Haase, 2009). Die verursachte Verringerung der Grundwasseranreicherung kann in einzelnen Gebieten zu Problemen in der Trinkwasserversorgung führen.

Naturnahe Niederschlagswasserbewirtschaftungsmaßnahmen (NWB) sind eine Möglichkeit die nachteiligen Auswirkungen zunehmender Urbanisierung abzuschwächen. Diese Maßnahmen nutzen natürliche hydrologische Prozesse wie Versickerung, Verdunstung und Speicherung. Neben ingenieurtechnischen Maßnahmen wie Gründächern oder dezentralen Versickerungsanlagen zählen auch die Vermeidung von Versiegelung und der Erhalt von urbanen Grünflächen zu den NWBs (US EPA, 2000). Hydrologische Modelle sind eine Möglichkeit, die Auswirkung von NWBs auf den Wasserhaushalt abzuschätzen. Die meisten NWBs sind durch kleinräumige hydrologische Prozesse charakterisiert, die eine räumlich hochauflösende, detaillierte Modellierungsstrategie erfordern (Amaguchi et al., 2012). Eine solche Strategie setzt die Verfügbarkeit von (i) detaillierten Daten zur Oberfläche und zum Entwässerungsnetz und (ii) hydrometeorologischen Daten mit hoher zeitlicher Auflösung voraus. Allerdings sind solche Daten für große Einzugsgebiete oft nicht verfügbar (Gironás et al., 2010). Daher muss eine detaillierte Oberflächenbeschreibung oft arbeitsintensiv von Luftbildern abgeleitet und Kanaldaten (z. B. Durchmesser) händisch ergänzt werden. Und obwohl Niederschlagsdaten zunehmend vorhanden sind, fehlen Abflussmessungen meist. Bei der Betrachtung kleiner Einzugsgebiete können die erforderlichen Daten erhoben werden. Wenn die Wirkungsweise von NWBs allerdings auf Einzugsgebiets- bzw.

Stadtebene betrachtet werden soll, ist eine Datenerhebung zeitlich selten durchführbar und andere Herangehensweisen erforderlich.

Die Übertragung von hochauflösenden Modellen, die für Kleineinzugsgebiete kalibriert wurden, bietet eine Alternative, den Wasserkreislauf großer urbaner Einzugsgebiete zu simulieren. Diese Herangehensweise erlaubt die Modellerstellung für große Einzugsgebiete auch bei schlechter Datenverfügbarkeit und basiert auf verschiedenen Methoden die in diesem Beitrag zusammengefasst sind.

2 Untersuchungsgebiet

Drei Kleineinzugsgebiete (EG 1-3) in der finnischen Stadt Lahti dienen als Grundlage für die Kalibrierung von hochauflösenden Modellen unter Verwendung des Stormwater Management Models (SWMM) (z. B. Rossman, 2010). Die drei Einzugsgebiete wurden 2008-2010 messtechnisch überwacht und sind durch einen unterschiedlichen Urbanisierungsgrad charakterisiert. Der Versiegelungsgrad reicht von 86 % im innerstädtischen Einzugsgebiet 1 (5.87 ha) über 54 % im Einzugsgebiet 2 (6.63 ha) bis 19 % im vorstädtischen Einzugsgebiet 3 (12.6 ha) (Abbildung 1). Das messtechnisch nicht überwachte Einzugsgebiet Vesijärvi beschreibt den Teil der Stadt Lahti, der in den See Vesijärvi entwässert und hat eine Größe von 30 km² und umfasst die drei Kleineinzugsgebiete. Das Einzugsgebiet Vesijärvi weist eine Versiegelung von 27 % auf (Abbildung 1).

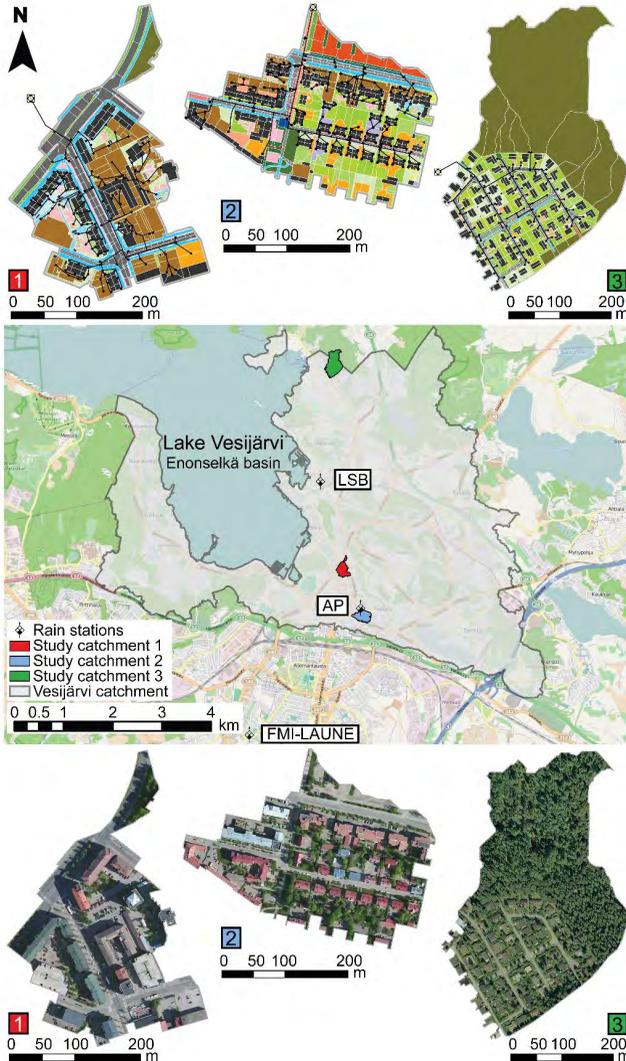


Abbildung 1: Die hochauflösende Oberflächenbeschreibung der Kleinzugsgebiete 1, 2, und 3 und deren Lage im Einzugsgebiet Vesijärvi (grau hinterlegt). Die verschiedenen Farben beschreiben unterschiedliche Oberflächentypen, schwarze Linien Kanalhaltungen und schwarze Punkte Einlässe (modifiziert von Krebs, 2016).

3 Methodik

In diesem Beitrag wird eine Methodik zur Erstellung hydrologischer Modelle für große, messtechnisch nicht überwachte, urbane Einzugsgebiete präsentiert, die in Krebs (2016) erarbeitet wurde. Die Methodik basiert auf einer detaillierten Oberflächenbeschreibung, die neben der Landnutzung auch die Oberflächenbeschaffenheit unterscheidet. Meist beruht die Oberflächenklassifizierung lediglich auf Landnutzungsdaten. Allerdings können auch Flächen gleicher Landnutzung unterschiedliche Versiegelungsgrade aufweisen, weshalb das hydrologische Verhalten auch innerhalb derselben Landnutzung variiert. Flächen gleicher Bodenbeschaffenheit (z. B. Asphaltflächen) dagegen verhalten sich hydrologisch ähnlich, großteils unabhängig von der Landnutzung in der sie auftreten. Daher können Modellparameter, die für unterschiedliche Oberflächen in Kleineinzugsgebieten kalibriert wurden, auf größere, messtechnisch nicht erfasste Einzugsgebiete übertragen werden. Eine zweite wichtige Grundlage bildet die Definition einer geeigneten räumlichen Modellauflösung, die, (i) die zeitliche Dynamik urbaner Abflussereignisse ausreichend genau replizieren kann, (ii) die direkte Simulation von NWBs erlaubt und (iii) die manuelle Korrektur und Ergänzung von räumlichen Daten auf ein Minimum reduziert. Zuletzt bedarf es einer automatisierten Methode das Einzugsgebiet in Teileinzugsgebiete zu unterteilen. Als erster Schritt wurden für die Kleineinzugsgebiete hochaufgelöste Modelle unter Verwendung des Stormwater Management Models (SWMM) erstellt und unabhängig kalibriert. Für diese Modelle wurden verfügbare Daten (Oberfläche und Kanalnetzwerk) durch Daten ergänzt und korrigiert, die in Feldbesuchen erhoben wurden (Krebs et al., 2013; 2014). Die für diese Modelle erstellte Oberflächenbeschreibung erlaubt eine direkte Simulation von NWBs und bietet zugleich die Basis zur Übertragung kalibrierter Modellparameter. Anhand der erstellten Modelle wurden Untersuchungen zur Definition einer hinreichenden räumlichen Modellauflösung durchgeführt. Dabei wurde die Auflösung durch eine Verkürzung des Kanalnetzes mit Hilfe von minimal betrachteten Rohrdurchmessern reduziert. Eine Betrachtung von Haltungen mit einem Mindestdurchmesser von z. B. 300 mm reduziert die Kanallänge, damit die Einlässe und zuletzt die räumliche Modellauflösung durch eine Reduktion der Teileinzugsgebiete. Neben dem üblicherweise verwendeten Zugang, aggregierte Teileinzugsgebiete mit aggregierten Parameterwerten

zu versehen wurde auch eine neue Methodik entwickelt, die eine hohe Oberflächenauflösung auch bei einem aggregierten Kanalnetz unterstützt.

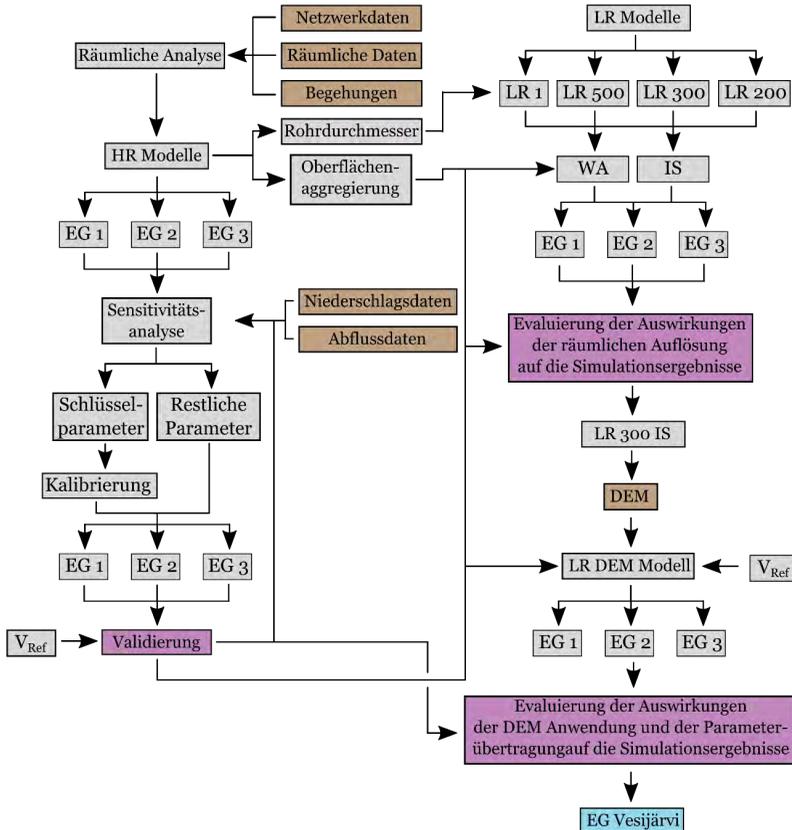


Abbildung 2: Flussdiagramm zur Veranschaulichung der Arbeitsschritte der Studie (modifiziert von Krebs, 2016).

Innerhalb der Teileinzugsgebiete wurde die Unterteilung nach der Oberflächenbeschaffenheit beibehalten, die die direkte Übernahme von zuvor kalibrierten Modellparametern erlaubt. Da eine genaue Fließweg erfassung für den Oberflächenabfluss und damit eine genaue Einteilung in Teileinzugsgebiete für große Einzugsgebiete nicht möglich ist, wurden auch

die Auswirkungen einer automatisierten Unterteilung des Einzugsgebietes, die auf einem digitalen Geländemodell (DGM) beruht, auf die Simulationsergebnisse untersucht. Zuletzt wurden die unabhängig kalibrierten Parametersets unter den Kleineinzugsgebieten getauscht um zu evaluieren inwieweit eine Anwendung im großen Einzugsgebiet Vesijärvi hydrologisch vertretbar ist, unter der Annahme, dass, wenn alle drei Parametersets in allen Kleineinzugsgebieten hinreichende Resultate liefern, eine Übertragung auf das Einzugsgebiet Vesijärvi vertretbar ist. Abbildung 2 veranschaulicht die Arbeitsschritte dieser Studie.

4 Ergebnisse

Die hochauflösenden Modelle erzielen durchwegs gute Ergebnisse in Bezug auf Abflussvolumen und Abflussspitze. Eine hochauflösende, oberflächenorientierte Modellbeschreibung hat neben der direkten Simulationsmöglichkeit für NWBs noch einen weiteren Vorteil. Trotz der hohen Auflösung hält sich die Anzahl der unterschiedlichen Flächentypen in Grenzen wodurch sich die Anzahl der Kalibrierungsparameter niedrig halten lässt. Kleineinzugsgebiet 1 wurde mit nur 8 Parametern kalibriert trotz einer Auflösung von 690 Teileinzugsgebieten. Untersuchungen zur hinreichenden räumlichen Modellauflösung haben gezeigt, dass ein Netzwerk mit einem Mindestdurchmesser von 300 mm und einer darauf basierenden Einzugsgebietsunterteilung die zeitliche Dynamik urbaner Abflussereignisse hinreichend genau wiedergeben kann. Weiters wurde festgestellt, dass, obwohl eine DGM-basierte Einzugsgebietsunterteilung viele Details der urbanen Oberfläche nicht berücksichtigen kann, die produzierten Simulationsergebnisse nicht stark beeinflusst werden. Die hydrologische Rechtfertigung zur Übertragung von Modellparametern auf das Einzugsgebiet Vesijärvi wurde durch einen Tausch von Parametersets zwischen den Teileinzugsgebieten untersucht. Hier zeigte sich, dass, obwohl das einzugsgebiets-spezifische Parameterset meist die besten Simulationsergebnisse lieferte, übertragene Sets nur wenig schwächer abschnitten (Abbildung 3).

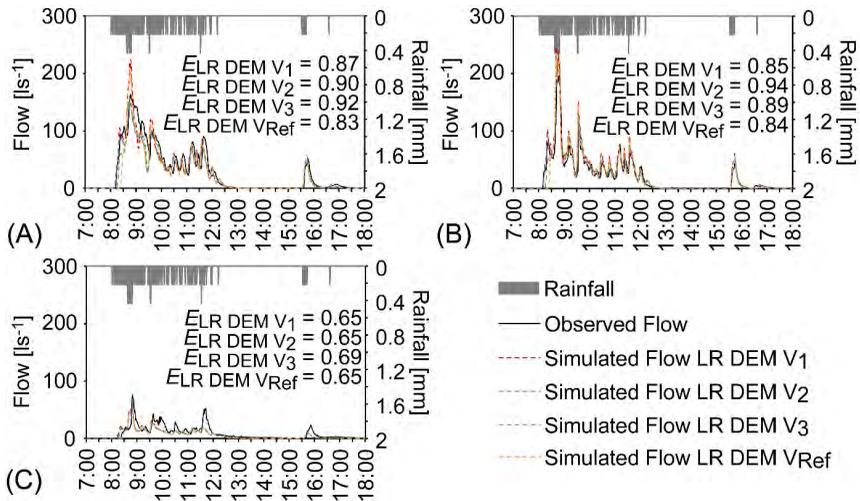


Abbildung 3: Hydrographen für das LR-DEM Modell der Kleinzugsgebiete und die Parametersets V1, V2, und V3 (modifiziert von (Krebs et al., 2016)).

5 Schlussfolgerungen

Die beschriebene Methodik wurde für das Einzugsgebiet Vesijärvi angewandt (Abbildung 4). Das so erstellte Modell erlaubt nun die Evaluierung von NWBs auf Stadtgebietsebene in Lahti und unterstützt die Entscheidungsfindung in Bezug auf die Auswahl passender NWBs, und deren optimale Kombination und Lage für ein optimales Trade-off zwischen Kosten und hydrologischen Zielen.

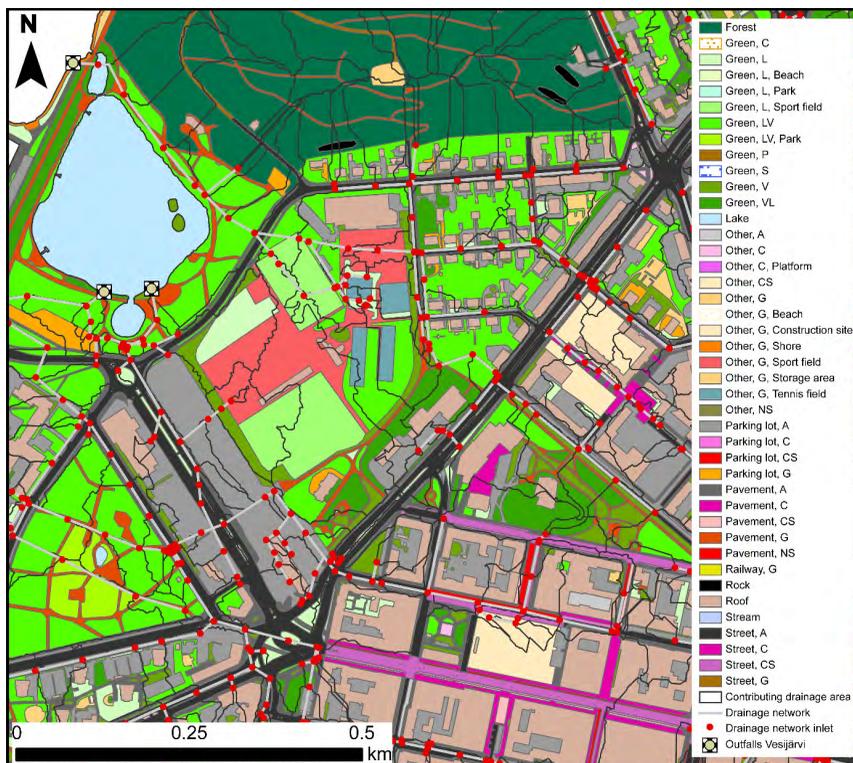


Abbildung 4: Ein Ausschnitt aus dem Modell für das Einzugsgebiet Vesijärvi für einen Bereich der Innenstadt (modifiziert von (Krebs et al., 2016)).

6 Literatur

Amaguchi H., Kawamura A., Olsson J. und Takasaki T. (2012). Development and testing of a distributed urban storm runoff event model with a vector-based catchment delineation. *Journal of Hydrology*, **420–421**, 205–215.

Arnold Jr C.L. und Gibbons C.J. (1996). Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association*, **62(2)**, 243–258.

Cheng S.J. und Wang R.Y. (2002). An approach for evaluating the hydrological effects of urbanization and its application. *Hydrological Processes*, **16(7)**, 1403–1418.

- Gironás J., Niemann J.D., Roesner L.A., Rodriguez F. und Andrieu, H. (2010). Evaluation of methods for representing Urban Terrain in storm-water modeling. *Journal of Hydrologic Engineering*, **15**(1), 1–14.
- Haase D. (2009). Effects of urbanisation on the water balance - A long-term trajectory. *Environmental Impact Assessment Review*, **29**(4), 211–219.
- Krebs G. (2016). Spatial Resolution and Parameterization of an Urban Hydrological Model: Requirements for the Evaluation of Low Impact Development Strategies at the City Scale. [online] <https://aaltodoc.aalto.fi/handle/123456789/20293> (Zugegriffen 7. Juli 2016).
- Krebs G., Kokkonen T., Setälä H. und Koivusalo, H. (2016). Parameterization of a Hydrological Model for a Large, Ungauged Urban Catchment. *Water*, **8**(10), 443.
- Krebs G., Kokkonen T., Valtanen M., Koivusalo H. und Setälä, H. (2013). A high resolution application of a stormwater management model (SWMM) using genetic parameter optimization. *Urban Water Journal*, **10**(6), 394–410.
- Krebs G., Kokkonen T., Valtanen M., Setälä H. und Koivusalo, H. (2014). Spatial resolution considerations for urban hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, **512**(0), 482–497.
- Marsalek J., Jiménez-Cisneros B., Karamouz M., Malmquist P.-A., Goldenfum J. und Chocat B. (2007). *Urban Water Cycle Processes and Interactions*, UNESCO, Taylor & Francis, Paris, France.
- Rossman L.A. (2010). *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.0*, US EPA National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, Ohio, USA.
- Ruth O. (2003). The effects of de-icing in Helsinki urban streams, Southern Finland. *Water Science and Technology*, **48**(9), 33–43.
- Schueler T.R., Fraley-McNeal L. und Cappiella K. (2009). Is Impervious Cover Still Important? Review of Recent Research. *Journal of Hydrologic Engineering*, **14**(4), 309–315.
- Shuster W.D., Bonta J., Thurston H., Warnemuende E. und Smith, D. R. (2005). Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal*, **2**(4), 263–275.
- Sillanpää N. und Koivusalo, H. (2015). Impacts of urban development on runoff event characteristics and unit hydrographs across warm and cold seasons in high latitudes. *Journal of Hydrology*, **521**, 328–340.
- United Nations (2012). *World Urbanization Prospects: The 2011 Revision, CD-ROM Edition*, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, USA.

US EPA (2000). *Low Impact Development (LID) - A Literature Review*, US EPA Office of Water (4203), Washington, DC, USA.

Valtanen M., Sillanpää N. und Setälä, H. (2014). Effects of land use intensity on stormwater runoff and its temporal occurrence in cold climates. *Hydrological Processes*, **28**(4), 2639–2650.

Korrespondenz an:

Gerald Krebs
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz,
Stremayrgasse 10/I, 8010 Graz
Tel.: +43 316 873 6767
Fax: +43 316 873 8367
Email: gerald.krebs@tugraz.at

Gekoppelte hydrodynamische 1D-2D-Analyse urbaner Sturzfluten und möglicher Maßnahmen mittels Regenspendenspektren

Sebastian Schlauß und Matthias Grottker

Fachhochschule Lübeck, Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Kurzfassung:

Urbane Sturzfluten verursachen jährlich erhebliche Schäden an Infrastruktur, Hab und Gut und Leben. Die assoziierten Starkregenereignisse treten im Zuge des Klimawandels höchstwahrscheinlich in Zukunft häufiger auf. Gekoppelte 1D-Kanalnetz- und 2D-Oberflächenmodelle ermöglichen eine sehr detaillierte Analyse von Sturzfluten in urbanen Gebieten. Im Zuge der Modellaufstellung erfolgt die Einzugsgebietsanalyse über die Anzahl der überstauten Schächte je nach Dauerstufe. Zur Darstellung der Überflutungshöhen aus der 1D-Kanalnetz- und 2D-Oberflächenmodellierung wird das 100-jährliche Regenereignis herangezogen, welches wertvolle Hinweise für Planer, Stadtverwaltung und Bevölkerung für den Extremfall gibt. Sie sind Eingangsgrößen für Risikokarten und können in der Stadtverwaltung weiter verwendet werden. Zusätzlich wird der Kopplungsansatz überprüft indem die gekoppelten Wasserstandsverläufe an Kontrollpunkten mit der alleinigen 2D-Oberflächensimulation verglichen werden. Die Maßnahmenanalysen zeigen die Wasserstandsänderungen an der Oberfläche im Vergleich zum Istzustand und lassen eine Bewertung der Maßnahmen zu. An einzelnen Kontrollpunkten können diese Wasserstandsverläufe ebenso dargestellt werden und werden nochmals im gekoppelten und ungekoppelten Zustand verglichen.

Keywords: urbane Sturzfluten, gekoppelte 1D-2D Modellierung, Kanalnetz, Oberflächenabfluss, Starkregen, Maßnahmen

1 Einleitung

Die versicherten Schäden aus extremen Wetterlagen nehmen nach Munich RE seit den achtzig Jahren deutlich zu (Munich RE, 2015). Nach

den Berichten des IPCC zum Klimawandel und dessen Folgen und anderen wissenschaftlichen Untersuchungen zum Temperaturanstieg lassen sich Aussagen treffen, die zukünftige Wetterextreme wahrscheinlicher machen.

Starkregenereignisse sind als lokale bis regionale Niederschlagszellen mit hohen Intensitäten definiert und treten oft als Folge konvektiver Wetterlagen auf. Laut Maniak (2010) kommt es zu einem Aufstieg von Luftmassen, der zu Niederschlägen mit einer hohen Niederschlagsintensität führt. Nach Hatzfeld (2008) treten diese meist im Sommer auf. Ab einer bestimmten Höhe während des konvektiven Aufstiegs unterschreitet die Temperatur der Luftmassen den Taupunkt und es kommt zur Kondensation (Hatzfeld, 2008). Diese Regenzellen haben üblicherweise nur eine geringe räumliche Ausdehnung (lokal bis regional) und nur eine kurze Auftretensdauer (vgl. Maniak, 2010). Eine Auswertung der Ereignisdatenbank von URBAS nach Oertel (2012) kommt zu dem gleichen Ergebnis und bestätigt, dass Starkregen vornehmlich im Sommer auftreten (ca. 72 % der Ereignisse zwischen März und September).

2 Modell

2.1 Einzugsgebiet

Als Modellgebiet wird der Stadtteil St. Lorenz Süd untersucht, welcher südwestlich der Lübecker Altstadt gelegen, eine Fläche von ca. 2,5 km² umfasst. Er wird im Westen und Norden durch ein Bahngelände und im Osten und Südosten wird der Stadtteil durch den Stadtgraben bzw. die Kanal-Trave abgegrenzt.

Datengrundlage sind Laser-Scan-Daten, die das Berechnungsgitter für die 2D-Oberflächenberechnung darstellen (5,1 Mio. Zellen bei 1x1 m Auflösung). Hinzu kommen Kanalnetzdaten, Flächennutzungsdaten und ALKIS-Daten. Orthophotos wurden zur Bestimmung der einzelnen Flächentypen zusätzlich herangezogen.

2.2 Modellerstellung

Die Kopplung im Modell, welches im Zuge des Projektes Rain Ahead aufgestellt wurde und hier Anwendung findet, erfolgt über die Schächte und Straßeneinläufe im Einzugsgebiet. Die Knoten ermöglichen den bidirektionalen Wasseraustausch aus dem Kanalnetz an die Oberfläche und andersherum. Die Implementierung der Kopplung ist in Abbildung 1 dargestellt.

Das 1D-Kanalnetzmodell wird durch die Dachflächen als EZG's belastet, auf die ein Regenspendenspektrum aus einem Gutachten des DWD aus 1973 gegeben werden ($r_{(15,1)} = 106^1$ [l/(s ha)]). Dies geschieht durch eine Niederschlags-Abfluss-Simulation nach dem Zeit-Flächen-Verfahren in MOUSE. Sie sind direkt an das Kanalnetz angeschlossen. Das Wasser kann bei Überlastung des Netzes an die Oberfläche gelangen, die jeweils mit dem gleichen Blockregen beaufschlagt wird. Die Gebäude sind ausgestanzt und so definiert, dass die Zellen nicht mit in die Berechnung eingehen. Nach Babister (2012) können den Gebäuden auch Werte geringerer Rauheiten vergeben werden, was die Fließzeit zum Kanalnetz verringern würde. Das würde aber keine direkte Zuordnung der Dachflächen an das Kanalnetz voraussetzen, da das Wasser nur über die Oberfläche und damit durch die Knoten ins Kanalnetz gelangen würde. Das 2D-Berechnungsgitter basiert auf den Laser-Scan-Daten des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein, die in einer Auflösung von 1 m vorliegen. Zur Berechnung des Gitters werden die tiefengemittelten Flachwassergleichungen angewendet. Gelöst wird das Gitter nach der Finiten-Differenzen-Methode.

Nach Henonin (2013) sind gekoppelte Modelle immer noch die Ausnahme, bieten aber den höchsten Detaillierungsgrad in der Überflutungsanalyse und sind somit heute der Stand der Forschung. Sie sind flächendeckend für ganze Stadtgebiete sehr rechenintensiv Schmitt (2015) und bedürfen

¹ In Absprache mit den Entsorgungsbetrieben Lübeck (EBL), die diesen Wert für die Dimensionierung der entwässerungstechnischen Einrichtungen heranziehen. Der Wert liegt über dem aus KOSTRA für Lübeck von 98,6 [l/(s·ha)]

viel Aufwand im Pre-processing. In DWA-T1 (2013) wird die hier angewendete Methode als die detaillierteste genannt und setzt Detailwissen voraus.

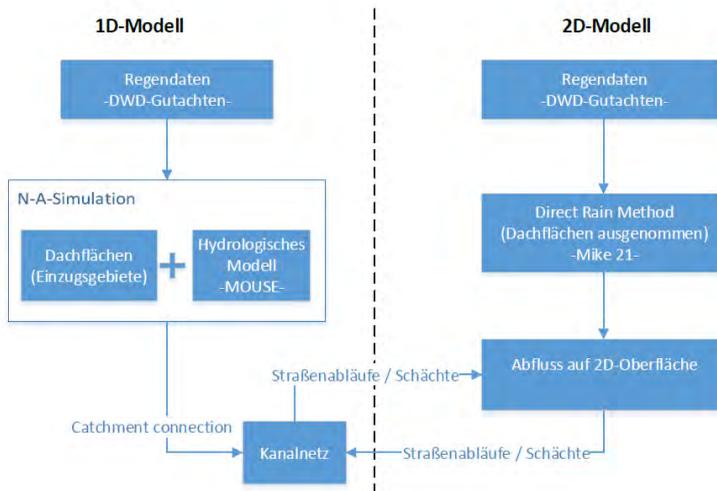


Abbildung 1: Aufbau der Modellkopplung 1D-2D (nach Kühnel, 2015)

3 Simulationsergebnisse

Im Folgenden werden die Simulationsergebnisse kurz dargestellt. Verglichen werden die unterschiedlichen Dauerstufen und unterschiedlichen Jährlichkeiten.

Tabelle 1: Ermittlung der kritischen Fließzeit im Kanalnetz 5 jährliches Regenereignis (Nur Dachflächen als EZG's an Kanalnetz)

Dauerstufe [min]	5	10	15	20	30	45	60
Regenintensität [mm/h]	113,3	80,4	63,7	53,5	41,1	31,1	25,4
Anzahl überst. Schächte	36	55	42	31	26	22	21

Aus dem jeweiligen Maximum der überstauten Schächte lässt sich die kritische Fließzeit für das Einzugsgebiet ermitteln. Zudem werden unterschiedliche Modellkonfigurationen verglichen.

Tabelle 2: Überprüfung mit Modellansatz, indem alle Einzugsgebiete an das Kanalnetz angeschlossen sind (5-jährliches Regenereignis)

Dauerstufe [min]	5	10	15	20	30	45	60
Regenintensität [mm/h]	113,3	80,4	63,7	53,5	41,1	31,1	25,4
Anzahl überst. Schächte	16	17	17	17	17	17	16

Es wird deutlich, dass im Falle der gekoppelten Simulation, die kritische Fließzeit auf 15 min. ansteigt, wohingegen die alleinige Betrachtung des Kanalnetzes 10 min. als kritisch ergibt.

Tabelle 3: Gekoppeltes Modell: Dachflächen als EZG's und Beregnung 2D Oberfläche (10 jährliches Regenereignis)

Dauerstufe [min]	5	10	15	20	30	45	60
Regenintensität [mm/h]	136,1	95,7	75,6	63,2	48,4	36,6	29,7
Anzahl überst. Schächte	-	247	415	391	373	329	99

4 Maßnahmenanalysen

Die maximalen Wasserstände h_U vor und nach den implementierten Maßnahmen, wie in Tabelle 4 dargestellt, stellen die Situation der maximalen Wasserstände vor und nach der Maßnahme mit der gekoppelten Simulation dar.

Tabelle 4: Auszug der im Modell umgesetzten Maßnahmen und deren Effekt auf h_U (E: Erhöhung, S: Schwelle, SP: Speicherbecken, ST: Straßenablauf, H: Haltung, M: Mulde, N: Notwasserweg, A: Absenkung, G: Graben, SC: Schacht)

Nr.	Implementierte Maßnahme	h_U vorher [m]	h_U nachher [m]	Maßnahmen-Kategorisierung	Bewertung der Maßnahme
1	Gehweg und Parkflächen um 0,15 m erhöht,	0,60	0,10	D, OB, Ü	gut
2	Speicherbecken von 730 m ³ angelegt	0,64	0,32	D, KA, ST, R, Ü	gut
3	Grünfläche um 0,5 m abgesenkt und Gehweg als Notwasserweg	0,56	0,35	D, R, KA	gut
4	Parkbuchten abgesenkt und als Zwischenspeicher	0,26	0,60	D, Ü, S	gut
5	Gehwegserhöhung und Absenken Grünfläche als Mulde	0,40	0,15	D, R, KA, Ü	gut
6	Notwasserweg am Gebäude auf die Grünfläche	0,38	0,28	D, OB, KA, Ü, R	mittel
7	Grünfläche vor der Schule als Mulde	0,40	0,20	D, OB, R	gut
8	Notwasserweg vom Gebäude weg in Grünfläche,	1,30	0,84	D, ST, R, KA	gut

In Abbildung 2 ist Punkt 2 aus Tabelle 4 vor und nach der Maßnahme dargestellt. Deutlich zu erkennen ist die Reduktion der Überflutungshöhe auf der Straße.

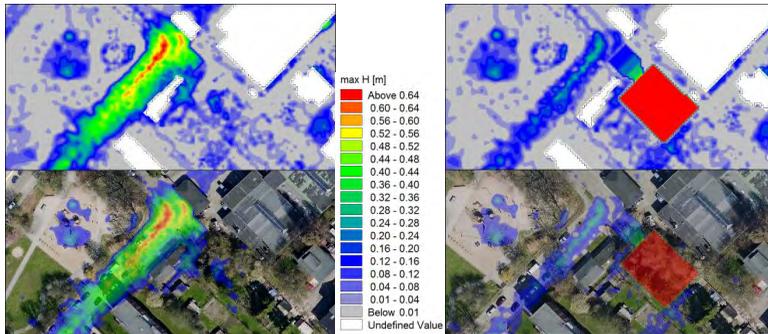


Abbildung 2: Maximale Überflutungshöhen am Punkt 2 (Tab.4) vor (links) und nach (rechts) der Maßnahmenumsetzung beim 100 jährlichen Regenereignis (nach Luers, 2015)

In Abbildung 3 sind die Vergleiche der Wasserstandentwicklungen über den Simulationszeitraum dargestellt. Es wird der gekoppelte Ansatz mit und ohne Maßnahmen mit der alleinigen 2D-Oberflächensimulation verglichen. Es wird deutlich, dass die alleinige 2D-Berechnung die Situation deutlich unterschätzt. Das gilt für Punkt 8 mehr als für Punkt 2. Werden alle Punkte analysiert, ist dieser Sachverhalt bei allen Punkten zu beobachten, wobei das Maximum der Überflutungshöhe h_U an zwei Punkten übereinstimmt.

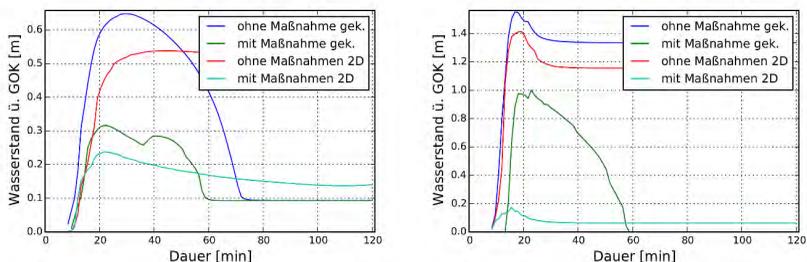


Abbildung 3: Vergleich der Wasserstandentwicklung am Punkt 2 (links) und Punkt 8 (rechts) mit und ohne Maßnahme gekoppelt und 2D beim 100 jährlichen Regenereignis

5 Fazit und Ausblick

Die im Projekt mit dem Modell abgebildeten Maßnahmen stellen eine Auswahl möglicher Maßnahmenalternativen dar. In der langfristigen Planung und der Steigerung der Robustheit des Stadtraumes in Bezug auf Überflutungen durch Starkregenereignisse und den daraus resultierenden Sturzfluten, kommt dem Bereich der Stadtplanung eine Schlüsselrolle zu. Wobei die fachbereichsübergreifende Zusammenarbeit aller Fachbereiche die Grundvoraussetzung für eine umfassende Planung ist. Die in den B-Plänen bzw. in wasserwirtschaftlichen Begleitplänen gemachten Angaben und Anforderungen müssen dabei eingehalten werden und dürfen nicht wirtschaftlichen Interessen untergeordnet werden.

Die gekoppelte hydronumerische Simulation urbaner Sturzfluten eignet sich sowohl zur Abbildung des Ist-Zustandes als auch zur Bewertung von Maßnahmenalternativen.

Die konventionelle Herangehensweise in der Planung der Entwässerungssituation nach DIN 752 (2008) und DIN 1986-100 (2008) sehen zwar eine Gebäudenotentwässerung vor, nicht aber Grundstücks- oder Stadtteilnotentwässerung. So sind die Fallrohre üblicherweise auf das 5-jährliche Regenereignis ausgelegt und deren Notentwässerung auf das 100-jährliche. Allerdings wird danach keine solche Notentwässerung vorgesehen, die das Wasser auf Grundstücks- und Stadtelebene schadlos ableiten, zwischenspeichern oder umleiten würde.

Die Autoren danken den Projektpartnern und den Projektbeteiligten im Projekt Rain Ahead für die gute Zusammenarbeit. Dem BMUB für die Projektförderung und dem PTJ.

6 Literatur

- Babister M. und Barton C. (2012). Australian Rainfall & Runoff Revision Projects
Project 15: Two Dimensional Modelling in Urban and Rural Floodplains.
Techn. Ber. Engineers Australia - Water Engineering.
- DIN EN 752 (2008). Entwässerungssysteme ausserhalb von Gebäuden. Berlin:
Beuth-Verlag GmbH

- DIN-1986-100 (2008). Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke - Teil ausserhalb von Gebäuden Teil 100: Bestimmung in Verbindung mit DIN-EN-752 und DIN-EN-12056. Berlin: Beuth-Verlag GmbH.
- DWA-M 153 (2007). DWA-M 153 Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Hrsg. von Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef: Fraunhofer IRB Verlag.
- DWA-T1 (2013). DWA-Themen Starkregen und urbane Sturzfluten-Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge. Hrsg. von Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef: Fraunhofer IRB Verlag.
- Hatzfeld F., Castro D., Einfalt T., Frerichs S., Friedeheim K., Kubik A., Mittelstädt R., Müller M., Seltmann J. und Wagner A. (2008). Vorhersage und Management von urbanen Sturzflutereignissen (URBAS) - Abschlussbericht des vom BMBF geförderten Vorhabens. Techn. Ber. hydrotec, Aachen.
- Henonin J., Russo B., Mark O. und Gourbesville P. (2013). Real-time urban flood forecasting and model - a state of the art. In: Journal of Hydrinformatics 15.3 pp. 717 - 736.
- IPCC (2014). Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp. Techn. Ber. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Johnson P. (2013). Comparison of direct rainfall and lumped-conceptual rainfall runoff routing methods in tropical North Queensland – a case study of Low Drain, Mount Low, Townsville. Diss. University of Southern Queensland Faculty of Health, Engineering & Sciences.
- Kühnel J. (2015). Entwicklung eines hydrodynamischen 2D-Oberflächenmodells mit Kopplung an ein 1D-Kanalnetzmodell für das Einzugsgebiet Lübeck St. Lorenz Süd. Masterarbeit. Labor für Siwawi, Fachhochschule Lübeck.
- Luers S. (2015). Maßnahmenentwicklung und deren modelltechnische Überprüfung mit Hilfe eines gekoppelten 1D-2D Kanalnetz-Oberflächenmodells für den Stadtteil St. Lorenz Süd. Bachelorarbeit. Labor für Siwawi, Fachhochschule Lübeck.
- Maniak U. (2010). Hydrologie und Wasserwirtschaft. Berlin und Heidelberg: Springer.
- MunichRE (2015). NatCatSERVICE - Schadensereignisse Weltweit 1980-2014. Techn. Ber. Münchener Rückversicherungs-Gesellschaft, Geo Risks Research, NatCatSERVICE - Stand Januar 2015.
- Oertel M. (2012). Starkregeneignisse und resultierende Sturzflutereignisse - Habilitationsvortrag. LuFG Wasserbau, Bergische Universität Wuppertal.

Schmitt T.G. (2015). Risikomanagement in der kommunalen
Überflutungsvorsorge- Werkstattbericht zum Merkblatt DWA-M 119. In: KA
Korrespondenz Abwasser, Abfall 2015 (62) Nr.2.

Korrespondenz an:

Sebastian Schlauß
Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck
Tel.: +49 451/3005144
Email: sebastian.schlauss@fh-luebeck.de

Hydrologische Modellierung von Gründächern

Harald Sommer¹, Livius Hausner¹, Dominik Göbner² und
Tobias Klinger²

¹Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, D-15366 Hoppegarten

²Optigrün international AG, D-72505 Krauchenwies-Göggingen

Kurzfassung:

Innerstädtische Gebiete werden zunehmend hochverdichtet gebaut. Dies führt zu immer mehr Abflüssen, die auf den Grundstücken zurückgehalten werden müssen.

Für ein typisches innerstädtisches Entwicklungsgebiet mit hohem Versiegelungsgrad inklusive Tiefgaragen wurde daher ein Entwässerungskonzept erstellt, welches zeigt, dass ein vollständiges Regenwassermanagement auf dem Grundstück möglich ist.

Das Konzept besteht aus kombinierten Anlagen zum Regenwassermanagement (Gründächer, Rigolen). Eine hydrologische Langzeitsimulation zeigt, dass die Wasserbilanz auf dem Grundstück verbessert wird, sowie der Hochwasserschutz auf dem Grundstück für einen 30- und ein 100-jährlichen Bemessungsregen sichergestellt werden kann.

Key-Words: Gründach, Retention, Wasserhaushalt, Überflutungsschutz, Hochwasserschutz, Verdunstung

1 Veranlassung

Neubauvorhaben werden in innerstädtischen Quartieren meist in Verbindung mit Tiefgaragen geplant. Dies führt oft zu einem Versiegelungsgrad

von mehr als 90% des gesamten Geländes. Auf den Tiefgaragen ist in der Regel eine intensive Dachbegrünung bzw. Dachgarten vorgesehen. Für diese Bauvorhaben werden meist nur geringe oder keine Einleitmengen in den öffentlichen Regenwasserkanal gestattet. Um die geforderten Einleitmengen zu gewährleisten, kann zur Abflussverminderung ein Retentionsdach mit statischer oder dynamischer Drosselung des Abflusses (Beispiel Fa. Optigrün international AG) geplant werden. Das Regenwasser wird dabei in Kunststoff Retentionsboxen unter dem intensiven Gründach zurückgehalten. Ein Teil dieses zurückgehaltenen Regenwassers kann über die Vegetation direkt wieder zur Verdunstung gebracht werden, während der restliche Drainageabfluss gedrosselt in den öffentlichen Regenwasserkanal geleitet oder direkt auf dem Grundstück versickert wird.

Da in der Regel noch zusätzliche Flächen in Kunststoffrigolen unter das Gründach geleitet und darüber entwässert werden, ist eine vereinfachte Berechnung mit Abflussbildungsparametern nach DIN bzw. DWA nicht ausreichend. Daher sollte eine Langzeitsimulation des Abflussverhaltens der gekoppelten Regenwasserbewirtschaftungselemente durchgeführt werden. Ziel ist es, die Wasserbilanz zu ermitteln und den Nachweis zur Einhaltung der erlaubten Abflüsse zu führen. Weiterhin ermöglicht die Langzeitsimulation eine Quantifizierung der Verdunstung, wodurch Rückschlüsse auf eine erzielbare Klimaverbesserung gezogen werden können.

2 Regenentwässerungsanlagen bei Dachbegrünungen Regelwerke und Geltungsbereiche

Bei der Planung und Ausführung von Dachbegrünungen müssen die Anforderungen der aktuellen FLL Dachbegrünungsrichtlinie 2008 eingehalten werden. Die Dachbegrünungsrichtlinie gilt für Intensiv- sowie Extensivbegrünungen.

Die zugehörigen Regenentwässerungsanlagen müssen gemäß DIN EN 12056-3 „Schwerkraftentwässerungsanlagen innerhalb von Gebäuden - Dachentwässerung, Planung und Bemessung“ aus dem Jahr 2001 und

der DIN 1986-100 „Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke“ (2016) geplant und ausgeführt werden.

Die Entwässerung von Dachbegrünungen muss durch den Schichtaufbau und über die Oberfläche sichergestellt sein. Gemäß der Dachbegrünungsrichtlinie können für Dachbegrünungen folgende Formen der Entwässerung unterschieden werden: ¹

- Entwässerung innerhalb der Vegetationsfläche
- Entwässerung außerhalb der Vegetationsfläche
- Getrennte Entwässerung von begrüneten und vegetationsfreien Flächen

Dabei kann die Regenentwässerung über Freispiegelsysteme oder vollgefüllt betriebene Regenwasserleitungen mit Druckströmung erfolgen.¹

Die Entwässerungseinrichtungen (z.B.: Dachabläufe, Notüberläufe, Wasserspeicher) müssen das Oberflächenwasser der Vegetationsschicht sowie das Wasser aus der Drainschicht sicher ableiten können. Ein Zugang zu den Entwässerungseinrichtungen muss jederzeit gewährleistet werden.

3 Aufbau hydrologisches Modell für die Modellierung von Gründächern

Die Berechnungen wurden mit der Software STORM.XXL (Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH) für die Niederschlags-Abfluss-Modellierung von verschiedenen Projekten, die Gründächer beinhalten, verwendet. Das hydrologische Modell unterscheidet hierbei grundsätzlich die Abflussbildung versiegelter und unversiegelter (natürlicher) Flächen. Im Gegensatz zu versiegelten Flächen wird die Abflussbildung

¹ IZEG Informationszentrum Entwässerungstechnik Guss e.V., Technische Informationen, Planung und Ausführung von Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke, 2012

natürlicher Flächen durch einen Bodenwasserhaushaltsansatz berechnet, der die Infiltration und Verdunstung sowie die Abflusskonzentration berücksichtigt. In diesem Fall wird das Substrat der Vegetationsschicht als Bodenspeicher betrachtet, welcher sich aus mehreren Schichten zusammensetzen kann. Als Eingangsdaten werden Niederschlag, Temperatur, potenzielle Evapotranspiration, Bodentyp sowie Landnutzung verwendet.

Mit der Software STORM.XXL wurden folgende Punkte berücksichtigt:

- Komplexe gekoppelte Flächen und Regenwasserbewirtschaftungssysteme,
- Bodenfeuchte für natürliche Flächen, Gründächer und Versickerungsanlagen in verschiedenen Boden- oder Substratschichten,
- Kapillarer Aufstieg im Bodenkörper,
- Verdunstung im Boden und durch Pflanzen.

Ergebnisse sind Wasserbilanzen und Abflüsse unter Berücksichtigung von realen und virtuellen Regenereignissen (Modellregen, Langzeitsimulation und Seriensimulation).

Verwendete Eingabeparameter sind:

- Meteorologische Daten (Temperatur, Windgeschwindigkeit, Sonnenscheindauer, Feuchtigkeit, geographische Breite), als Tagesdaten oder, wenn möglich, als stündliche Daten,
- Niederschlagsdaten (vorzugsweise 5-Minuten-Daten),
- Substrat Parameter für künstliche Substrate auf Gründächern,
- Retentionsspeichervolumina von verschiedenen Dachtypen,
- Wurzeltiefe und Kapillaraufstieg für die Pflanzenaufnahme
- Evapotranspiration.

4 Anwendungsbeispiel Berlin Rummelsburg

Rund um die Rummelsburger Bucht, eine Ausbuchtung der Spree im Osten Berlins, entstand Mitte der 90er Jahre im Auftrag des Landes Berlin eines der attraktivsten Neubaugebiete von Berlin (Projekt der EXPO 2000). Das Gebiet liegt im Bezirk Friedrichshain und Lichtenberg umfasst ein ca. 130 ha großes Areal als Erholungs-, Wohn- und Arbeitsstandort. Die Einleitung sollte direkt in das Gewässer erfolgen. Dem stand die nicht befriedigende Wasserqualität in der Rummelsburger Bucht/ dem Rummelsburger See gegenüber. Die Ursache lag u.a. in der Einleitung von unbehandeltem Regenwasser aus dem ca. 22 km² großen Einzugsgebiet des Marzahn-Hohenschönhauser Grenzgraben, und dem ca. 9 km² großem Einzugsgebiet des Ruschegrabens, die einen großen Anteil Niederschlagswasser aus den Stadtteilen Lichtenberg, Marzahn und Hohenschönhausen entwässern. Ziel des Projektes war die Entwicklung eines Konzeptes für die Entwässerung des Entwicklungsgebietes Rummelsburger Bucht, das weitgehend auf eine Ableitung verzichtet und die Schmutzfrachtbelastung des Rummelsburger Sees und der Spree durch weitgehende Reinigung minimiert.

Trotz der hohen Anzahl an Freiflächen im Gesamtgebiet gab es Baublöcke die mit 6-8 geschossigen Häusern mit Tiefgarage bebaut wurden. Dadurch wurden ca. 90% der Fläche überbaut. Eine reine Versickerung war somit nicht möglich.



Abbildung 1: Luftbild Rummelsburg, hochverdichtete Mehrgeschossbauten [Quelle: Büro Sieker]

Daher wurden im Zuge der Umsetzung von Ausgleichsmaßnahmen extensive und intensive Dachbegrünungen (als Dachgärten) geplant und erstellt, welche das Niederschlagswasser so lange zurückhalten und den Pflanzen zur Verfügung stellen, dass nur das überschüssige und nicht verwendete Wasser auf den Grundstücken über nachgeschaltete kleine Muldenflächen versickert und damit auf den Kanalanschluß doch noch verzichtet werden konnte. Der Nachweis der Funktionsfähigkeit erfolgte mittels Langzeitsimulation mit dem hydrologischen Modell MURISIM (heute STORM) unter Hinzunahme der klimatischen Daten.

Das auf Abbildung 2 gezeigte Bauprojekt mit einer Kopplung aus extensiven und intensiven Dachbegrünungen besteht seit 20 Jahren. Bislang ist keine Funktionsstörung oder Havarie verursacht worden.

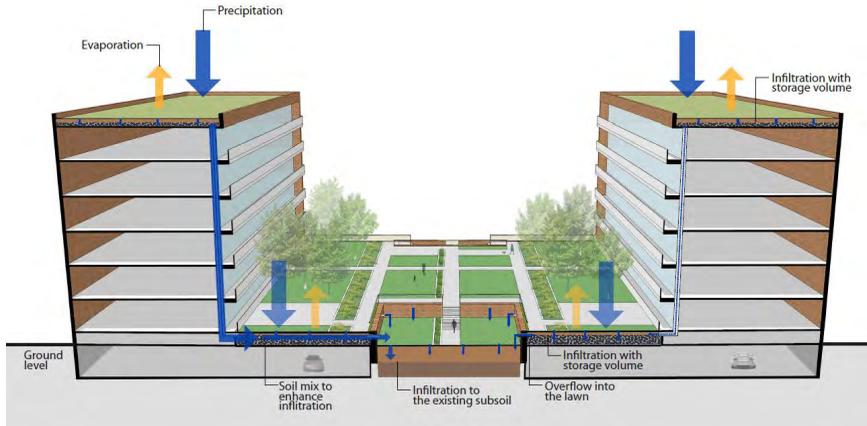


Abbildung 2: Schema Regenwasserbewirtschaftung für Wohngebäude, Kopplung extensives- und intensives Gründach [Quelle: Büro Sieker]

Die Entwicklung des Gebietes entlang der Rummelsburger Bucht ist abgeschlossen und liefert mit der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung einen großen Beitrag zur Annäherung an den natürlichen Wasserkreislauf.

Mit dezentralen Maßnahmen in Form von:

- extensiven Dachbegrünungen
- intensiven Tiefgaragenbegrünungen ca. 60 cm Überdeckung
- Versickerungsmulden
- unvernetzten Mulden-Rigolen-Elementen
- vernetzten Mulden-Rigolen-Systemen und
- gedichteten Mulden-Rigolen-Systemen

konnte somit ein großer Teil der Niederschlagsabflüsse von den versiegelten Flächen weitgehend zurückgehalten und bewirtschaftet werden.

5 Anwendungsbeispiel Offenbach Goethequartier



Abbildung 3: Übersicht des Bauvorhabens Goethequartier [Quelle: <http://www.wohnkompanie.de/projekte/offenbach/goethequartier-offenbach.html>, Stand 24.05.2017]

Für ein B-Plangebiet, das Goethequartier in Offenbach (Abbildung 3), wurde das Regenwasserkonzept dieses Quartiers in Zusammenarbeit der Firmen Sieker und Optigrün mit dem Wasserhaushaltsmodell RWS 4.0 (basierend auf der Software STORM.XXL) abgebildet. Dieses Konzept stellt eine Weiterentwicklung der in Berlin Rummelsburg umgesetzten Regenwasserplanung dar. Es beinhaltet auch unterschiedlichste Regenwasserbewirtschaftungselemente wie extensive Gründächer, intensive Gründächer mit Retention, die vor 20 Jahren noch nicht zur Verfügung standen, und Füllkörperrigolen im Planbereich. Die zuständige Stadtentwässerung hatte Bedenken bzgl. des Winterbetriebs (wenig Verdunstung im vorgesättigten Zustand) sowie bei Starkregenereignissen. Daher wurde eine Langzeitsimulation der Gründächer des Goethequartiers zur Überprüfung des Abflussverhaltens mit nachgeschalteter Versickerung durchgeführt. Ziel der Langzeitsimulation war es, unter Berücksichtigung der örtlichen Rahmenbedingungen, eine Abbildung des Abflussverhaltens der geplanten Gründächer zu ermöglichen.

Die modelltechnische Abbildung der Bewirtschaftungskonzepte von Planungsgebieten wurde inzwischen in verschiedenen Projekten angewandt

und bietet eine Sicherheit für die Planung und Umsetzung komplexer Regenentwässerungssysteme im innerstädtischen Raum.

5.1 Angaben zum Entwässerungskonzept

Dachflächen

Die Dächer der Gebäude werden extensiv begrünt, sodass hier bereits eine Retention des Niederschlagswassers und eine erhöhte Verdunstung erreicht werden kann. Der Drainagekörper soll aus dem Speicherelement FKD 25 (Firma Optigrün international AG) mit einer Drainschichtdicke von 2,5 cm und Mäander 30 mit einer Dränschichtdicke von 3 cm (Firma Optigrün international AG) bestehen. In Teilbereichen wird es Dachterrassen geben. Weiterhin besitzen alle Häuser Balkonflächen.

Tiefgaragendächer

Unter dem Innenhof im Planungsgebiet liegen insgesamt 2 Tiefgaragen. Der erste Tiefgaragenbereich besitzt eine Mindesterdüberdeckung i. M. von 0,8 m. Der zweite Tiefgaragenbereich besitzt eine Mindesterdüberdeckung i. M. von 1,8 m. Als Drainagekörper unterhalb des ersten Tiefgaragenbereiches wurde die Wasserretentionsbox WRB 150 (Firma Optigrün international AG) mit einer Drainschichtdicke von 15 cm und einem Daueranstau von 5 cm vorgesehen. Der Drainagekörper unterhalb des zweiten Tiefgaragenbereiches besteht aus der Wasserretentionsbox WRB 150 (Firma Optigrün international AG) und einer zusätzlichen Wasserretentionsbox WRB 85v (Firma Optigrün international AG), um die erforderlichen Rückhaltekapazitäten zur Verfügung zu stellen. Die Drainageschicht besitzt insgesamt eine Höhe von 23,5 cm und einen Daueranstau von 5 cm. Durch die intensive Begrünung und insbesondere durch den Dauerstau in der Wasserretentionsbox und der damit verbundenen höheren Verdunstungsrate soll der Abfluss vom Tiefgaragendach erheblich reduziert werden. Die Verdunstung wird durch die verstärkte Begrünung und die in den Retentionsboxen eingesetzte Kapillarsäulen bedeutend erhöht. Die patentierten Kapillarsäulen sorgen dafür, dass das zurückgehaltene Regenwasser in die Substratzone aufsteigt und über tief wurzelnde Pflanzen direkt an Ort und Stelle verdunstet.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Simulation erfolgte mit dem hydrologischen Modell STORM. Mit diesem Modell wurden mehrere Szenarien berechnet, welche die vollständige Rückhaltung auf dem Grundstück oder die gedrosselte Einleitung in die öffentliche Kanalisation betrachten:

1. Berücksichtigung von 30-jährlichen, 100-jährlichen Modellregen und Langzeitsimulation mit extensivem Gründach (FKD 25) und intensivem Gründach mit Wasserretentionsboxen welche in Füllkörperrigolen entwässern.
2. Berücksichtigung von 30-jährlichen, 100-jährlichen Modellregen und Langzeitsimulation mit extensivem Gründach (FKD 25) und intensivem Gründach mit Wasserretentionsboxen welche in den öffentlichen Regenwasserkanal entwässern

KOSTRA Niederschlagsdaten aus Deutschland wurden für die Erstellung des „endbetonten“ Modellregens verwendet. Die Langzeitsimulation wurde mit einer 10-jährigen Niederschlagsreihe durchgeführt.

Die Modellierung hat gezeigt, dass bei beiden Szenarien (Langzeitsimulation und Modellregen) das Niederschlagswasser auf dem Grundstück zurückgehalten werden können. Das wichtigste Ergebnis aber war, dass das intensive grüne Dach als zentrales Drainage- und Speicherlement genutzt werden kann. Mit diesem zentralen Element kann die Sicherheit für Überschwemmungen für einen 30- und 100-jährigen Niederschlag erreicht werden.

Gegenüber einer konventionellen Entwässerung ist die Retention des Niederschlags durch die Gründächer wesentlich höher. Folglich nimmt die Verdunstungsleistung deutlich zu und es kommen nur geringe Mengen zum Abfluss in die Füllkörperrigolen (Abbildung 5).

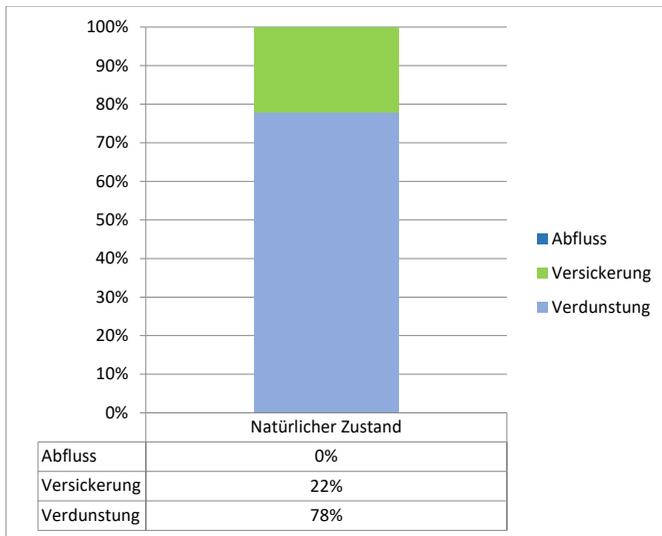


Abbildung 5: Wasserbilanz Goethequartier mit Dach Retention [Quelle: eigene Darstellung]

In den Modellparametern gibt es noch Unsicherheiten. Eine Unsicherheit ist die Aufnahme von Wasser durch Pflanzen aus extensiven Gründächern. Besonders die Evapotranspiration auf tief und hoch gelegenen Gründächern kann sehr unterschiedlich sein. Relevante Modellparameter sind die Temperatur- und Windgeschwindigkeit. Normalerweise sind keine Vor-Ort-Messungen vorhanden, daher müssen repräsentative Parameter für das Gebiet ausgewählt werden (z.B. dwd.de). Eine weitere Unsicherheit ist die Wasseraufnahme durch die Pflanze selbst und ihr Verhalten unter verschiedenen Bedingungen während des ganzen Jahres. Um diese Parameter zu bestimmen sind noch Untersuchungen und Studien notwendig, welche sich zum Teil bereits in der Durchführung befinden. Bis dato wird hinsichtlich der verdunstungswirksamen Fläche nur die Oberfläche des Substrates/Oberbodens angesetzt. Die Vegetation kann durch eine frei wählbare Interzeptionsgröße berücksichtigt werden. Die an Blattflächen stattfindende Transpiration, welche eine wesentlich größere Oberfläche im direkten Vergleich zur reinen Substratoberfläche aufweist, wird nicht mit einbezogen. Folglich ist es möglich, dass auf-

grund der nicht ausreichenden Berücksichtigung der Vegetation, real höhere Verdunstungsraten auftreten als berechnet.

Die Kontrolle des Abflusses von Gründächern mit spezifischen Drosselöffnungen ist besser als bei konventionellen Gründächern ohne bestimmte Drosseln.

6 Schlussfolgerung

Mittels kombinierter Regenwasserbewirtschaftung in hochverdichteten und hochversiegelten innerstädtischen Quartieren kann insbesondere mit Retentionsdächern der Drosselablauf so weit verringert werden, dass das restliche Niederschlagswasser auf dem Grundstück bewirtschaftet werden kann. Auch kontrollierte Einleitmengen nach Vorgabe des Wasserentsorgers und der Überflutungsschutz auf dem Grundstück nach DIN 1986-100 sind damit möglich.

Überschüssiges Wasser kann bei ausreichenden kf-Werten versickert und dem Grundwasser zugeführt werden. Die Alternative, eine Verbindung zum öffentlichen Regenwasserkanal, ist oft teurer.

Bei den klimatischen Faktoren bestehen noch Unsicherheiten, da die Einzeldachspezifischen Daten meist nicht zur Verfügung stehen. Hier sind noch weitere Kalibrierungen notwendig, die anhand laufender Modellprojekte durchgeführt werden. Insgesamt bietet die Simulation bereits jetzt eine sehr gute Möglichkeit die Funktion und Wirkung insbesondere der Gründächer abzubilden und nachzuweisen.

Das System kann auf andere ähnliche Planungsgebiete in Deutschland und insbesondere in Asien angewendet werden und eignet sich besonders für hochversiegelte Innenstadtgebiete. Erfahrungen mit Studien für komplexe asiatische Wohngebiete ähnlicher Bauart, aber höherer Gesamtfläche führen zu den gleichen Ergebnissen. Durch geringe Infiltrationsraten ist dort eine gedrosselte Verbindung zu einem Regenwasserkanal erforderlich.

7 Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei den Projektentwicklern für die Unterstützung.

8 Literatur

DIN 1986-100 (2016). Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke – Teil 100: Bestimmungen in Verbindung mit DIN EN 752 und 12056, DIN Deutsches Institut für Normung

DWA-A 138 (2005). Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., April 2005

FLL (2008). Dachbegrünungsrichtlinie, Empfehlungen für die Planung, Ausführung und Pflege von Gründächern, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V.

STORM.XXL (2016). Version des Programms für die Fa. Optigrün: RWS 4.0, Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Hoppegarten

Bericht Planung Goethequartier Offenbach (2016). unveröffentlicht

Korrespondenz an:

Dr.-Ing. Harald Sommer
Rennbahnallee 109A
15366 Hoppegarten
Tel.: +493342 359516
Fax: +493342 359529
Email: h.sommer@sieker.de

Messtellenauswahl für die Kalibrierung hydrodynamischer Modelle am Fallbeispiel Telfs

Tanja Vonach¹, Franz Tscheikner-Gratl^{1,2}, Wolfgang Rauch¹ und
Manfred Kleidorfer¹

¹Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck (A)

²Sanitary engineering, Delft University of Technology, Delft (NL)

Kurzfassung: Die Anwendung hydrodynamischer Modelle in der Siedlungsentwässerung ist mit verschiedensten Unsicherheiten behaftet. Zur Verminderung dieser Unsicherheiten ist eine Kalibrierung dieser Modelle unerlässlich. Allerdings beinhaltet auch der Kalibrierungsprozess selbst Unsicherheiten, die davon abhängen welche Messdaten in welcher Qualität und Quantität für die Kalibrierung verwendet werden können. Die vorliegende Arbeit untersucht daher die Auswirkungen der Messtellenauswahl zur Ermittlung der benötigten Kalibrierungsdaten für ein hydrodynamisches Modell anhand einer österreichischen Fallstudie. Die durchgeführten Analysen ermöglichen die Lokalisierung von effizienten Kalibrierungspunkten im Netz und darauf aufbauend eine Empfehlung für die Durchführung einer Messkampagne.

Keywords: automatische Kalibrierung, hydrodynamische Modellierung, Messkampagnen, Sensitivitätsanalysen, SWMM, Unsicherheiten

1 Einleitung

Die Anwendung hydrodynamischer Modelle von kommunalen Entwässerungssystemen ist ein wichtiges Mittel zur Verbesserung des allgemeinen Verständnisses des Verhaltens der jeweiligen Netze unter verschiedenen Bedingungen. Durch die zunehmende Verbreitung solcher Modelle in Planung und Betrieb rückt die Frage der Güte der Simulationsergebnisse immer mehr in den Vordergrund. Eine gute Kalibrierung ist für die Verminderung der Modellunsicherheiten und somit für die Sicherung der

Modellqualität unverzichtbar (vgl. Tscheikner-Gratl et al., 2016; Muschalla et al., 2008).

Modellkalibrierung und Modellunsicherheiten werden in der wissenschaftlichen Literatur aus unterschiedlichen Gesichtspunkten betrachtet. Beispielsweise wurde in Di Pierro et al. (2005) die Entwicklung von Kalibrierungsalgorithmen untersucht, Kleidorfer et al. (2009a) zeigte den Einfluss der Datenqualität auf und Deletic et al. (2009) fokussierte auf die Fehlerfortpflanzung von Unsicherheitsquellen. Die Grundlage dieser Untersuchungen bildet dabei immer der Vergleich zwischen Simulationsergebnissen und tatsächlich auftretenden Werten (Messungen), wie beispielsweise die Bewertung der Übereinstimmung von simulierten mit gemessenen Durchflüssen oder Wasserständen im Kanal. Für die Erhebung von Daten über das reale Systemverhalten ist die Einrichtung von Messstellen nötig. Eine vorhergehende sinnvolle Planung solcher Messkampagnen ist nicht nur im Hinblick auf die Wirtschaftlichkeit (die Installation und der Betrieb von Messstationen ist kostenintensiv) höchst relevant, sondern auch für die Qualität der Modellkalibrierung. Je nachdem, welche Messdaten für die Kalibrierung verwendet werden (Tscheikner-Gratl et al., 2016) bzw. wo sie gesammelt werden, wird das kalibrierte Modell die Realität unterschiedlich darstellen. Beispielsweise haben Messungen in der Peripherie des Systems den Vorteil, dass Parameter der einzelnen Gebiete klar abgegrenzt und für diese Teilflächen gut bestimmt werden können, jedoch fehlt dadurch die Information über das Verhalten der in Fließrichtung nachfolgenden Abschnitte bzw. ist eine Vielzahl von Messstellen notwendig. Im Gegensatz dazu haben Messungen nahe am Systemauslass den Vorteil, dass durch wenige Stationen das Systemverhalten als Gesamtes beschrieben werden kann, was wiederum räumlich detaillierte Informationen über das Verhalten der oberhalb liegenden Abschnitte verwischt. Vor allem aber soll die Anzahl der Messstationen vertretbar bleiben und die Messungen dennoch genügend Informationen liefern.

Aus diesen Gründen setzt sich die vorliegende Arbeit zum Ziel, die Planung einer Messkampagne zu analysieren. Dabei werden mit dem hydrodynamischen Modell der Fallstudie verschiedene Szenarien der Datenverfügbarkeit für die Kalibrierung simuliert sowie Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Schlussendlich soll die Arbeit die folgende Fragestellung (adaptiert aus Kleidorfer et al., 2009b) beantworten können:

„Wie zuverlässig kann ein mit den Messdaten der Stelle A kalibriertes Modell das Systemverhalten an der Stelle B beschreiben?“

2 Methodik

Für eine detaillierte Bewertung der Kalibrierungs- und Modellqualität wäre es nötig, die Simulationsergebnisse an jedem Punkt mit dem realen Systemverhalten, d.h. mit Messwerten an der jeweiligen Stelle, zu vergleichen. Da eine vollständige Datenverfügbarkeit aber naturgemäß nicht möglich ist, wird ein modellbasierter Ansatz verfolgt, der die genaue Kenntnis des Systemverhaltens nicht zwingend erfordert. Abbildung 1 stellt die verwendete Methodik schematisch dar.

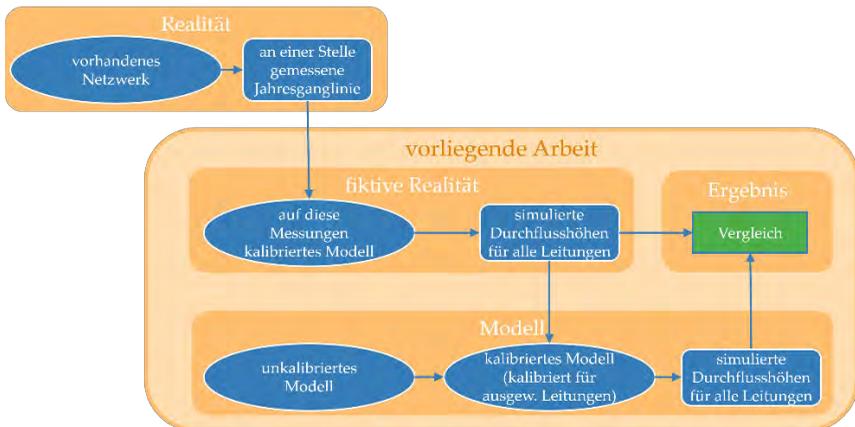


Abbildung 1: generelles Schema der Methodik

Grundlegend für die Methodik ist ein bereits bestehendes Modell, dessen Simulationsergebnisse für die weitere Vorgehensweise als Messdaten des realen Verhaltens angesehen werden. Ausgehend von einem unkalibrierten Modell werden unterschiedliche Kalibrierungsszenarien angenommen und die Kalibrierung durch Vergleich mit der (fiktiven) Realität durchgeführt. Dabei werden die Wasserstände in den beiden Modellen anhand der Berechnung verschiedener Zielwerte verglichen. Das Ergebnis dieser Methodik ist die Bewertung dieser Vergleiche und die Schlussfolgerung, welche Messstellenauswahl am besten geeignet ist.

2.1 Fallstudie

Als Fallstudie dient die Marktgemeinde Telfs in Tirol, Österreich. Durch die Lage im Inntal am Fuße des Karwendelgebirges und einer Bevölkerung von gut 15 000 Einwohnern repräsentiert Telfs ein für Österreich mittelgroßes, typisch alpines Siedlungsgebiet. Im Jahresmittel kann von einer Niederschlagsmenge von ca. 1000 mm ausgegangen werden (eHYD, 2016). Über das Siedlungsgebiet verteilt wurden während einer Messkampagne zur Modellkalibrierung drei Regenmesser betrieben, deren Aufzeichnungen für die Studie verwendet werden. Insgesamt werden durch das Netz ca. 73 ha mit einem durchschnittlichen Versiegelungsgrad von 58 % entwässert.

Telfs ist Teil eines Abwasserverbands mit in Summe 5 Mitgliedern und betreibt die dafür zuständige Kläranlage. Dementsprechend muss das Entwässerungsnetz von Telfs auch Abwässer der anderen Verbandsmitglieder aufnehmen und zur Kläranlage weiterleiten können.

Das bestehende Kanalsystem wird hauptsächlich als Mischsystem mit drei Mischwasserüberläufen betrieben, wobei einzelne, in erster Linie neu erschlossene Gebiete, über ein Trennsystem entwässert werden. Hauptaugenmerk der vorliegenden Untersuchungen liegt dabei auf der Kalibrierung des Mischsystems. Nur größere unabhängige Teilnetze zur Niederschlagsentwässerung werden noch zusätzlich berücksichtigt.

2.2 Implementierung und Automatisierung

Für die hydrodynamische Simulation wurde die Software SWMM (Gironás et al., 2010; Burger et al., 2014) verwendet. Sowohl die Parameterzuweisung als auch die anschließenden Kalibrierungen und Sensitivitätsanalysen wurden mit Hilfe der Programmiersprache R (R Development Core Team, 2008) automatisiert.

Die Untersuchungen basieren auf der Variation von 7 Parametern, die die Durchlässigkeiten und Abflusskonzentrationen der angeschlossenen Flächen steuern. Die Zuweisung dieser Kalibrierungsparameter zu den jeweiligen Einzugsgebieten erfolgt durch eine Einteilung der Gebiete über ihre anfänglich im unkalibrierten Modell zugeteilten Werte für die Fließzeit im Einzugsgebiet (ausgedrückt durch den Parameter „Breite“ des Gebietes) und den Versiegelungsgrad. Die Veränderung eines

Parameters betrifft in weiterer Folge somit jeweils mehrere Flächen gleichzeitig.

2.3 Untersuchungs- und Bewertungsansätze

Grundsätzlich beinhaltet die vorliegende Arbeit zwei verschiedene Untersuchungsansätze. Zum einen werden verschiedene Messkampagnen-Szenarien, das heißt unterschiedlich vorhandene Kalibrierungsdaten an unterschiedlichen Stellen, simuliert. Zum anderen werden Sensitivitätsanalysen auf die definierten Kalibrierungsparameter durchgeführt.

Der Auswertung der Vergleiche mit dem Referenzmodell geht die Bestimmung von potentiellen Messstellen voraus. Dabei wird jeder Kanalabschnitt als potentielle Messstelle angesehen, sofern sich danach die Durchflussmenge ändert (siehe zum Beispiel die rot markierten Leitungen in Abbildung 2):

- vor Knotenpunkten mit einer angeschlossenen Einzugsfläche
- vor Knotenpunkten mit 2 oder mehr einfließenden Leitungen
- vor Auslässen

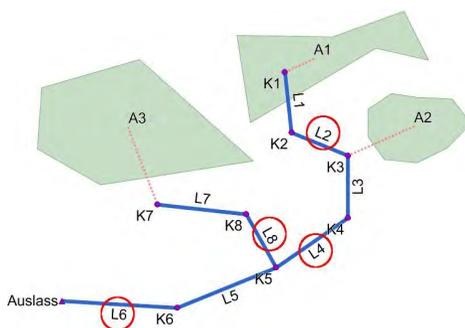


Abbildung 2: Beispiel für die Definition potentieller Messstellen

Durch diese Einschränkung kann die Anzahl potentieller Messstellen von über 3.000 auf ca. 1.000 reduziert werden. Der Vergleich von Simulations- und Referenzwerten erfolgt dann in allen Leitungen, die als potentielle Messstelle gelten. Die Bewertung basiert hauptsächlich auf der Berechnung der Nash-Sutcliffe Effizienz (Nash und Sutcliffe, 1970) (in weiterer Folge mit *NSE* abgekürzt) der Füllstandshöhen in den einzelnen Leitungen. Zusätzlich werden aber auch andere Performance-Indikatoren

berechnet, um die Aussagekraft der Ergebnisse zu erhöhen. Diese inkludieren den *Index of Agreement* (d) (Gaile und Willmott 1984), die *Korrelationskoeffizienten* (r), den *root mean squared error* ($rmse$) sowie die *Residuenquadratsumme* (ssq). Die Unterschiede dieser Vergleichswerte sowie ihre Stärken und Schwächen hinsichtlich Kalibrierung finden sich in Krause et al. (2005).

Um außerdem Verzerrungen durch eine für die Kalibrierung ungünstigen Wahl an Regendaten auszuschließen, werden die Ansätze sowohl mit drei gemessenen Regenereignissen als auch mit einem Modellregen nach Euler Typ II (Jährlichkeit 5) simuliert. Dieser weist eine kurze Dauer mit hoher Intensität auf (siehe ÖWAV RB 11, 2009).

2.3.1 Kalibrierungen auf bestimmte Messdaten

Für jede im Vorhinein als potentielle Messstelle definierte Leitung wird ein Kalibrierungsszenario simuliert. Ein Modell gilt als kalibriert, sobald die berechnete Nash-Sutcliffe Effizienz an der Messstation den festgesetzten Wert von 0,9 überschreitet. Somit werden in einem ersten Durchlauf über 1.000 Modellkalibrierungen auf jeweils eine Messstelle durchgeführt. Nach jeder Kalibrierung werden die Übereinstimmungen in allen übrigen Leitungen betrachtet und für den Kalibrierungsdurchgang zusammengefasst. Somit kann jeder Messstation deren individuelle Erfolgsaussicht auf eine akkurate Kalibrierung zugeordnet werden. Abbildung 3 zeigt zur Veranschaulichung das Ergebnis der Kalibrierung mit real gemessenen Regenereignissen auf Leitung C11 am Auslass zur Kläranlage. Alle übrigen Leitungen sind je nach ihrer nach der Kalibrierung berechneten Nash-Sutcliffe Effizienz eingefärbt. Dabei beträgt der Median aller Werte 0,944.

Unter der Verwendung so gewonnenen Ergebnisse werden in einem nächsten Durchlauf verschiedene Messstationen kombiniert und gleichzeitig als Messkampagne angenommen. Anschließend wird das unkalibrierte Modell bis zu einer $NSE \geq 0,9$ an allen angenommenen Messstationen kalibriert und für jede Messkampagne ihre Erfolgsaussicht hinsichtlich der Kalibrierungsgüte berechnet.

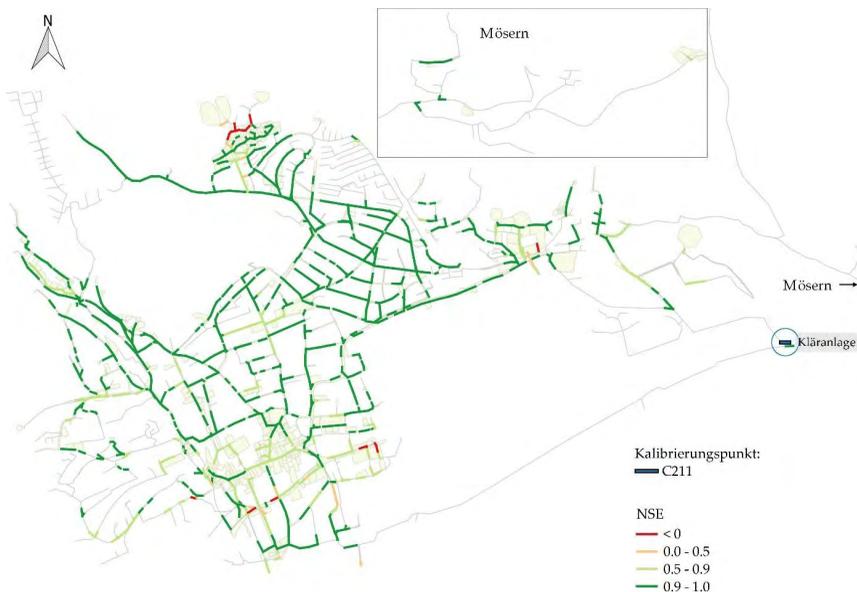


Abbildung 3: Resultierende Nash-Sutcliffe Effizienzen im Netz nach Kalibrierung auf Leitung C11 am Auslass zur Kläranlage

2.3.2 Sensitivitätsanalysen

Unabhängig von den vorhergehenden Kalibrierungsszenarien werden Sensitivitätsanalysen der Kalibrierungsparameter durchgeführt (Mair et al., 2012). Basierend auf der Annahme, dass Messungen des Systemverhaltens dort Sinn machen, wo die Modellergebnisse am stärksten auf Veränderungen der Kalibrierungsparameter reagieren, werden durch 1.000 zufällige Variationen der Parameter 1.000 Modelle erstellt, simuliert und die Ergebnisse mit denen des Referenzmodells verglichen.

Als Beispiel sind die Verläufe in den folgenden Abbildung 4a) und b) dargestellt. Für die Berechnung der NSE werden dabei die Werte der Trockenwetterabflüsse (unter der Markierung) vernachlässigt, um das Ergebnis auf die Übereinstimmung während Regenperioden zu fokussieren.

Leitung 206196 (Abbildung 4a)) weist die höchste Bandbreite an auftretenden Nash-Sutcliffe Effizienzen auf. Diese liegt für die Zufallsmodelle im Bereich zwischen -8,52 und 0,21. Im Gegensatz dazu tritt die geringste

Schwankung bei Leitung 205050 auf (Abbildung 4b)), die Werte hier liegen zwischen 0,96 und 0,99. Die Übereinstimmung des Modells mit der Wirklichkeit hängt für Leitung 205050 somit kaum und für Leitung 206196 hingegen sehr stark von den Werten der Kalibrierungsparameter ab. Beide Leitungen 206196 und 205050 liegen am Anfang der Fließreihenfolge. Erstere liegt jedoch direkt im Anschluss an die Einleitung einer großen Einzugsfläche, letztere hat nur eine sehr kleine Fläche zu entwässern.

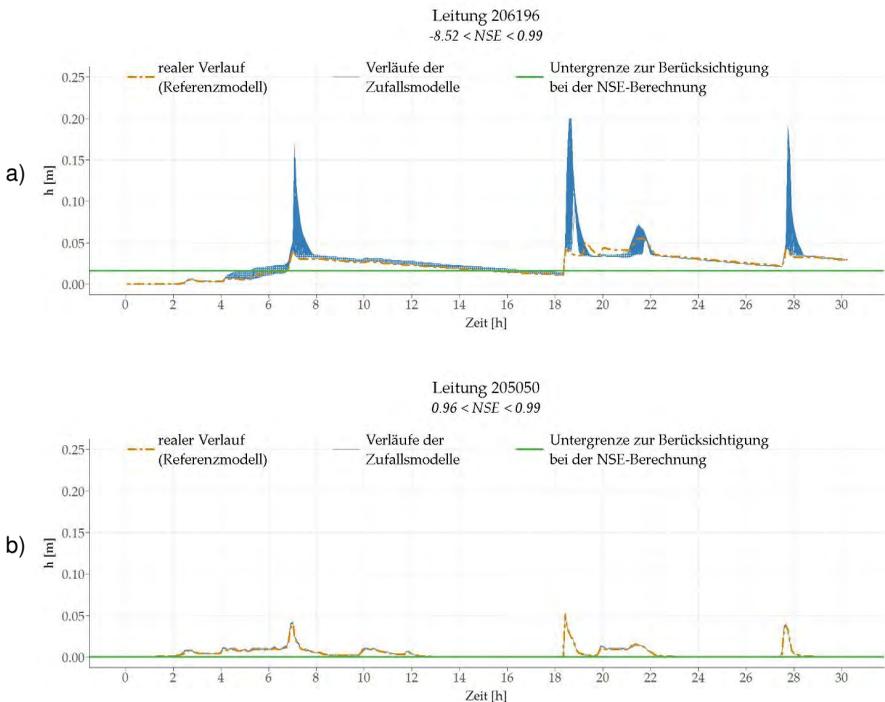


Abbildung 4: Verläufe der Durchflusshöhen im Vergleich zwischen Zufallsmodellen und realem Verlauf für die Leitungen mit der a) größten und b) kleinsten auftretenden Bandbreite der Nash-Sutcliffe Effizienz

3 Ergebnisse und Diskussion

Nach jeder Kalibrierung auf eine einzelne Messstelle wurde der Median der in den anderen Leitungen auftretenden NSE-Werte berechnet und der

Messstelle zugewiesen. Dies wurde sowohl für die Kalibrierungen mit den gemessenen Regenereignissen als auch für die Kalibrierungen unter Verwendung des Modellregens nach Euler Typ II durchgeführt. Eine Darstellung der Ergebnisse ist in den Abbildung 5 und Abbildung 6 gegeben. Abbildung 5 zeigt beispielhaft den Zusammenhang zwischen Kalibrierungsperformance (auftretender Median der NSE nach der Kalibrierung) und Eigenschaften der verwendeten Messstelle (Durchmesser bzw. oberstrom liegende abflusswirksame Fläche). Es wurden zusätzlich weitere Zusammenhänge auf diese Art untersucht, wie beispielsweise mit Leitungscharakteristika wie einer der Messstelle zugewiesenen Strahler-Nummer (Strahler, 1952) oder dem im Kalibrierungspunkt maximal auftretenden Durchfluss. Auch die Bewertung der Kalibrierungsperformance wurde variiert. Es wurde dabei nicht nur der auftretende Median der NSE betrachtet, sondern u.a. auch die mittlere absolute Änderung der NSE in allen Leitungen und die Anzahl der Leitungen mit einer NSE > 0,9 nach der Kalibrierung.

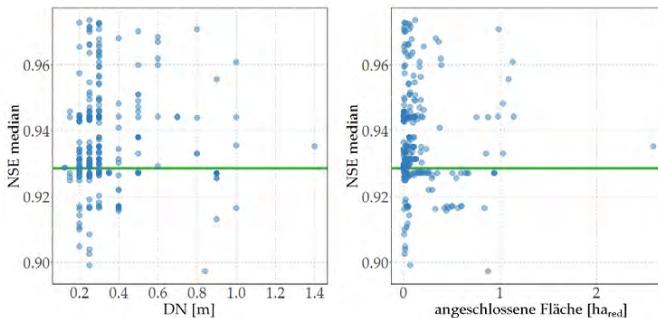


Abbildung 5: Zusammenhang zwischen auftretendem Median der NSE nach der Kalibrierung und Durchmesser bzw. angeschlossener abflusswirksamer Fläche des verwendeten Kalibrierungspunkts

In Abbildung 6 ist auch erkenntlich, bei welchen potentiellen Messstellen die Kalibrierung nicht erfolgreich war, d.h. der Kalibrierungsalgorithmus zu keiner Lösung kam (schwarz), bzw. bei welchen erst gar keine Kalibrie-

rung erfolgte (blau), da in diesen Leitungen die Übereinstimmung zwischen dem unkalibrierten Modell und der angenommenen Realität schon hoch genug war.



Abbildung 6: Ergebnis der Kalibrierungen auf einzelne Messstellen (äußere Linie je Leitung: Kalibrierung mit gemessenen Regenereignissen; innere Linie je Leitung: Kalibrierung mit Modellregen nach Euler Typ II)

Neben dem Median wurden nach jeder Kalibrierung noch zusätzlich die mittlere absolute Änderung der NSE-Werte im Netz, die Anzahl der Leitungen mit einer NSE über 0,9 nach der Kalibrierung und gängige statistischen Kennzahlen (10., 25., 75. und 90. Perzentil, Mittelwert, Standardabweichung, Maximum und Minimum) berechnet.

Nach diesen Betrachtungen lassen die direkten Kalibrierungen auf einzelne Messstationen bzw. -kampagnen aber keine pauschale Aussage für eine sinnvolle Messstellenauswahl zu. Dies könnte an der zusammengefassten Parameteranpassung der Einzugsgebiete liegen, die zur Reduktion der Kalibrierungsparameter durchgeführt wurde. Dadurch wird der Effekt der Abgrenzung von in Fließrichtung oberhalb der Messstelle liegenden Gebiete stark reduziert, da eine Parametervariation jeweils mehrere

Flächen betrifft, die über das gesamte Netz verteilt angeschlossen sein können. Somit folgt aus der Implementierung der automatischen Kalibrierung eine gewisse Unabhängigkeit der Auswirkungen der Parameteradaptionen von der konkreten Lage der Messstation.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus den Kalibrierungen liefern die Simulationen der zufällig erstellten Modelle eine gut erkennbare Tendenz dafür, wo die Modellergebnisse stark auf Parametervariationen reagieren. Abbildung 7 zeigt das Modell überlagert mit der Auswertung der Sensitivitätsanalyse. Jede potentielle Messstelle ist je nach ihrer Sensitivität eingefärbt. Dabei sind pro Leitung die Werte aller fünf ausgewerteten Performance-Indikatoren dargestellt. Die innerste Linie auf einer Leitung steht für die Schwankungsbreite der Nash-Sutcliffe Effizienz, die äußerste für die des Korrelationskoeffizienten.

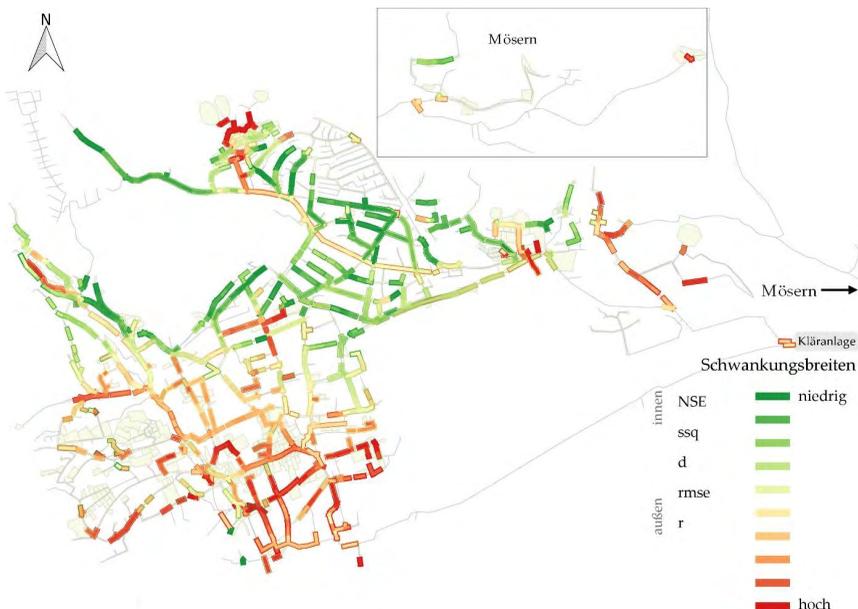


Abbildung 7: Schwankungsbreiten der verschiedenen Performance-Indikatoren an allen potentiellen Messstationen bei zufälligen Parametervariationen

Ist also eine Leitung überwiegend rot dargestellt, so weisen alle 5 Indikatoren eine hohe Schwankungsbreite und somit eine hohe Sensitivität gegenüber geänderten Kalibrierungsparametern auf. Im Gegensatz dazu

macht es wenig Sinn, in grün gefärbten Leitungen Kalibrierungsdaten zu sammeln, da eine Parametervariation die Übereinstimmung der Simulationsergebnisse mit den Referenzwerten in diesen Leitungen kaum beeinflusst.

Besonders Sammelkanäle und Leitungen im Anschluss an Zuläufe von großen Einzugsgebieten oder kurz vor Auslässen zeigen hier eine starke Reaktion gegenüber zufälligen Variationen der Kalibrierungsparameter.

3.1.1 Abschließende Empfehlungen für die Messstellenauswahl

Schlussendlich können effiziente Kalibrierungspunkte auffindig gemacht werden. Abbildung 8 zeigt die Lage der abschließend empfohlenen Messstellen.

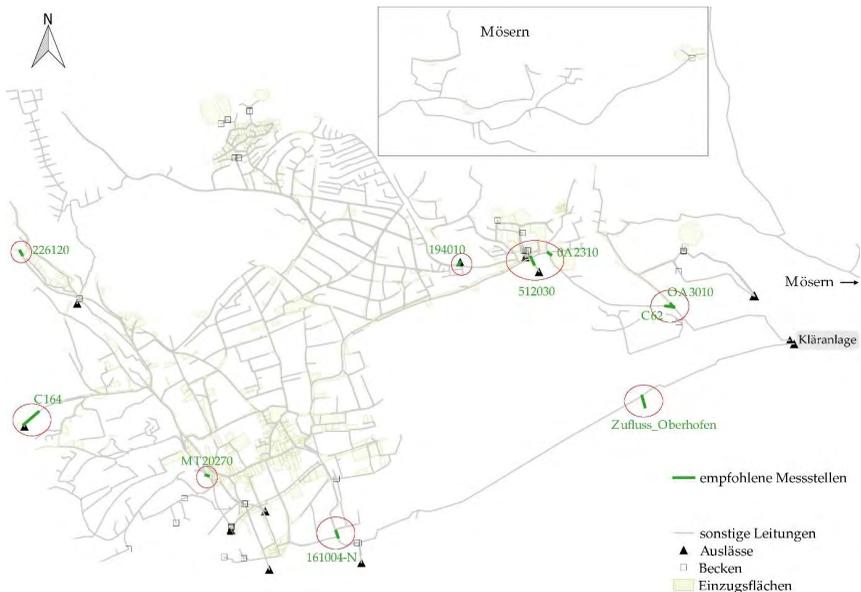


Abbildung 8: Empfehlungen für die Messstellenauswahl im Entwässerungsnetz der Fallstudie Telfs

Durch die Untersuchungen dieser Arbeit können diese am Ende von Sammelsträngen des Mischwassersystems oder an den Auslässen größerer unabhängiger Teilsysteme zur Niederschlagsentwässerung identifiziert werden. Dabei sollen die Messungen aber nicht nur an Systemauslässen

durchgeführt werden, sondern auch in der Mitte des Systems in Teilsammeln. Zusätzlich wird empfohlen, an den Stellen von bekannten Fremdwassereinleitungen zu messen, um die Allokation der anfallenden Kosten für die Abwasserbeseitigung bzw. -reinigung in der vom Abwasserverband gemeinschaftlich betriebenen Kläranlage zu ermöglichen.

Die grobe Lage von effizienten Messstellen wurde zusätzlich vom Netzbetreiber im Vorfeld der Untersuchungen auf Basis der empirischen Kenntnis des Entwässerungssystems geschätzt. Die erwarteten Positionen decken sich bis auf wenige Abweichungen abseits der Hauptsammler mit den hier aufgezeigten Empfehlungen. Der Fokus der Schätzungen liegt jedoch mehr auf Leitungen, in denen aktuell Probleme auftreten, als auf einer strategisch günstigen Verteilung der Messstellen.

4 Schlussfolgerungen

Die hier erläuterte und angewendete Methode stellt eine Möglichkeit dar, jene Leitungen zu identifizieren, in denen die Messung von Daten zur Modellkalibrierung am effizientesten scheint. Dies kann gerade für solche Modelle von Nutzen sein, in denen wenige bis gar keine Messdaten vorhanden sind. Die Methodik dient also zur Planung einer Messkampagne, die an die Modellerstellung anschließt.

Obwohl weder bei den Kalibrierungsszenarien noch bei den Sensitivitätsanalysen eindeutige Zusammenhänge zwischen verschiedenen Leitungscharakteristika (siehe Abbildung 5) und deren Eignung als Messstelle durch Zahlenwerte belegt werden können, sind auf grafischen Auswertungen (z. B. auf Abbildung 7) starke Tendenzen erkennbar. Sie weisen auf eine erhöhte Modellperformance hin, wenn Messdaten für Leitungen in Sammelkanälen oder bei erwartbaren hohen Zulaufmengen verfügbar sind.

Es könnte außerdem die Wichtigkeit der akkuraten Modellierung und Kalibrierung naturnaher Einzugsgebiete, wie z. B. Retentionsbecken mit einer Einleitung in den Kanal, unterstrichen werden. Solche Flächen leiten meist nicht in ein Mischsystem ein, sondern in ein separates System zur Niederschlagsentwässerung. Im Hinblick auf den Überflutungsschutz ist es dort essentiell, das Verhalten der in Fließrichtung nachfolgenden Kanäle hinreichend genau prognostizieren zu können.

Der Untersuchung vorausgehende Schätzungen für die ungefähre Lage von geeigneten Messstellen, die rein auf einer guten Kenntnis des Entwässerungsnetzes beruhen, decken sich im gegenständlichen Fall grob mit den zuvor erläuterten Ergebnissen aus den durchgeführten Simulationen. Allerdings wurden auch bei den Schätzungen nicht nur die Einflüsse von unverhältnismäßig hohen Zulaufmengen unterschätzt, sondern auch der Nutzen von Messungen in Teilsammlern. Solche Stellen funktionieren im alltäglichen Betrieb oft unauffällig und problemlos. Dennoch können dort durchgeführte Messungen abgegrenzte Informationen über das Verhalten von oberhalb liegenden Systemteilen liefern, was wiederum zur Steigerung der Kalibrierungsperformance und zur Verringerung der im Modell vorhandenen Unsicherheiten beiträgt.

5 Literatur

- Burger G., Sitzenfrei R., Kleidorfer M. und Rauch W. (2014). Parallel flow routing in SWMM 5. *Environmental Modelling & Software*, 53, pp. 27-34.
- Deletic A., Dotto C.B.S., McCarthy D.T., Kleidorfer M., Freni G., Mannina G. und Tait S. (2009). Defining Uncertainties in Modelling of Urban Drainage Systems. Paper presented at the 8th International Conference on Urban Drainage Modelling and 2nd International Conference on Rainwater Harvesting and Management, 7th - 12th September, 2009, Tokyo, Japan, London.
- Di Pierro F., Djordjević S., Kapelan Z., Khu S.-T., Savić D. und Walters G. (2005). Automatic calibration of urban drainage model using a novel multi-objective genetic algorithm. *Water Science and Technology*, 52(5), pp. 43-52.
- eHYD (2016). eHYD - hydrografischer Dienst. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft & Umwelt- und Wasserwirtschaft. ehyd.gv.at (abgerufen am 18.05.2016)
- Gaile G.L. und Willmott C.J. (Eds.) (1984). *Spatial Statistics and Models*. Springer Netherlands.
- Gironás J., Roesner L.A., Rossman L.A. und Davis J. (2010). A new applications manual for the Storm Water Management Model (SWMM). *Environmental Modelling & Software*, 25(6), pp. 813-814.
- Kleidorfer M., Deletic A., Fletcher T.D. und Rauch W. (2009a). Impact of input data uncertainties on urban stormwater model parameters. *Water Science and Technology*, 60(6), pp. 1545-1554.
- Kleidorfer M., Moederl M., Fach S. und Rauch W. (2009b). Optimization of measurement campaigns for calibration of a conceptual sewer model. *Water Science and Technology*, 59(8), pp. 1523-1530.
- Krause P., Boyle D. P. und Bäse F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Adv. Geosci.*, 5, pp. 89-97.

- Mair M., Sitzenfrei R., Kleidorfer M., Möderl M. und Rauch W. (2012). GIS-based applications of sensitivity analysis for sewer models. *Water Science and Technology*, 65(7), pp. 1215-1222.
- Muschalla D., Schneider S., Schröter K., Gamerith V. und Gruber G. (2008). Sewer modelling based on highly distributed calibration data sets and multi-objective auto-calibration schemes. *Water Science & Technology*, 57(10), pp. 1547-1554.
- Nash J.E. und Sutcliffe J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), pp. 282-290.
- ÖWAV RB 11 (2009). Abwassertechnische Berechnung und Dimensionierung von Abwasserkanälen (Guidelines for the design of sewer pipes). Wien: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.
- R Development Core Team (2008). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Wien.
- Strahler A.N. (1952). Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, 63(9), pp. 923.
- Tschekner-Gratl F., Zeisl P., Kinzel C., Leimgruber J., Ertl T., Rauch W. und Kleidorfer M. (2016). Lost in calibration: why people still don't calibrate their models, and why they still should – a case study from urban drainage modelling. *Water Science and Technology*, 74(10), pp. 2337-2348.

Korrespondenz an:

Tanja Vonach
Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck
Tel.: +43 (0)512 507 62120
Email: tanja.vonach@uibk.ac.at

Reduzierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in Gewässer aus Abwassersystemen - Stoffflussmodellierung verschiedener Maßnahmen

Henning Knerr, Oliver Gretzschel, Theo G. Schmitt, Heidrun
Steinmetz, Yannick Taudien und Gerd Kolisch

Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
und Fachgebiet Ressourcenorientierte Abwasserbehandlung

Wupperverbands-gesellschaft für integrale Wasserwirtschaft (WiW) mbH

Kurzfassung: Im Projekt Mikro-System werden verschiedene technische Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen zur Verbesserung der Gewässerqualität bzgl. Mikroschadstoffe in zwei ausgewählten Fließgewässern im Einzugsgebiet der Nahe mittels Stoffflusssimulation untersucht.

Die Ergebnisse der Maßnahmenanalyse zeigen, dass durch die Einführung 4. Reinigungsstufen ein Großteil der aus Abwassersystemen emittierten Mikroschadstofffracht effizient reduziert werden kann, und zudem die weitergehende Behandlung von Mischwasserüberläufen und die Überleitung kleinerer Kläranlagen zu größeren Anlagen die Gewässerqualität signifikant verbessert werden kann.

Die Ergebnisse zeigen umgekehrt aber auch die Grenzen der untersuchten technischen Maßnahmen auf, deren Umsetzung alleine nicht für die Einhaltung der angestrebten Qualitätsziele – hier aufgezeigt am Beispiel Diclofenac - ausreicht. Nachhaltige Strategien zur Reduktion von Mikroschadstoffbelastungen in Fließgewässern müssen folglich immer nachgeschaltete und quellenorientierte Maßnahmen beinhalten.

Keywords: Mikroschadstoffe, Stoffflusssimulation, Diclofenac

1 Einleitung

In der Pilotstudie **Mikro_N** (Schmitt et al., 2016) wurden die Gesamtemissionen eines Gewässereinzugsgebietes am Beispiel der Nahe (Rheinland-Pfalz, Deutschland) für ausgewählte Mikroschadstoffe frachtbasiert ermittelt. Hierauf aufbauend wurden drei Szenarien zur Integration 4. Reinigungsstufen auf kommunalen Kläranlagen in unterschiedlichem Umfang im Vergleich zum Ist-Zustand untersucht und in ihren Kosten sowie in dem gewässerspezifischen Nutzen bewertet. Die betrachteten Ausbauszenarien umfassen die Einführung 4. Reinigungsstufen an den zwei Kläranlagen der Größenklasse 5 im Einzugsgebiet, die Erweiterung aller 34 Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 und die verfahrenstechnische Ergänzung von 10 anhand verschiedener Kriterien ausgewählten Kläranlagen an den Oberläufen mit Mikroschadstoffen kritisch belasteter Gewässer (Abbildung 1).



Abbildung 1: Ergebniskarten zum Belastungsfaktor für Diclofenac (JD-UQN-V = 0,1 µg/l) in drei betrachteten Ausbauszenarien der vorhandenen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Nahe bei MQ (Kolisch et al., 2016)

Die Ergebnisse zeigen, dass größere Kläranlagen aufgrund der insgesamt emittierten Frachten, aber auch kleinere Kläranlagen an leistungsschwachen Vorflutern eine große Gewässerrelevanz aufweisen. Eine hohe Abwasserlast im Gewässer oder eine hohe Vorbelastung aus stromaufwärts gelegenen Abwassereinleitungen führen dazu, dass gegebenenfalls auch bei Integration einer 4. Reinigungsstufe die angesetzten Qualitätskriterien in den Gewässern nicht erreicht werden können (Knerer et al., 2016; Kolisch et al., 2016; Schmitt et al., 2016).

Als Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse konnte in der Pilotstudie Mikro_N gezeigt werden, dass je nach Bewertungsmethode sowohl ein quantitativer Ansatz (Reduktion emittierte Fracht) als auch ein qualitativer Ansatz (Verbesserung der Gewässerqualität) zu kostengünstigen Maßnahmenzenarien führen kann. Die Nachrüstung kommunaler Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe an Gewässern mit „hoher Abwasserlast“ erfordert daher grundsätzlich eine Einzelfallprüfung. Hierbei ist zu klären, was für das Gewässer getan werden kann, um die Gewässerqualität nachhaltig zu verbessern.

Um das Potenzial technischer Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen genauer zu bewerten, wird im Rahmen des Projektes **Mikro-System** an zwei ausgewählten Gewässern im Nahe-Einzugsgebiet eine Variantenbetrachtung durchgeführt. Neben der Einführung weitergehender Reinigungstechniken zur Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen (Ozonung, Aktivkohleadsorption), wird die Effizienz von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Mischwasserbehandlung an ausgewählten Regenentlastungsbauwerken im Gewässersystem bilanziert. Ebenso werden Maßnahmen zur Zentralisierung (Überleitung des Abwassers zu größeren Kläranlagen) betrachtet und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit bewertet.

2 Stoffflusssimulation

Zur Bilanzierung wird das Modellsystem GREAT-ER verwendet. Die Gewässerbelastung wird dabei georeferenziert für verschiedene Abflusssituationen mit einer räumlichen Auflösung von maximal zwei Kilometer langen Gewässerabschnitten simuliert. Die Simulation berücksichtigt stoffspezifische Substanzdaten wie pro-Kopf-Verbrauchswerte, Ausscheidungsraten, Abbauraten in Kläranlagen, Eintrag über Mischwasserüberläufe sowie diffuse Einträge über landwirtschaftlich genutzte Flächen. Zudem werden Verlust- und Abbauprozesse in den Oberflächengewässern berücksichtigt. Die Gewässerkonzentrationen werden unter Annahme eines Fließgleichgewichts mit Massenerhaltung für jeden Flussabschnitt berechnet und stellen für den jeweiligen Abfluss eine

durchschnittliche Belastung dar. Eine ausführliche Beschreibung des Modells kann u. a. Kehrein et al. (2014) entnommen werden.

Die Gewässerbelastung wird über den sogenannten Belastungsfaktor (BF) bewertet, der als Quotient aus der simulierten Konzentration (PEC = predicted environmental concentration) und einem festgelegten Qualitätskriterium gebildet wird. Als Qualitätskriterium wurde substanzspezifisch die Konzentration gewählt, bis zu der nach derzeitigem Wissensstand eine chronische Schädigung der Gewässerorganismen ausgeschlossen werden kann. Grundlage für diese Bewertung sind Konzentrationswerte, die zum Teil in der EU-Richtlinie 2013/39/EU (EU, 2013) und der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) als Umweltqualitätsnorm (UQN) in Form eines Jahresdurchschnittswertes (JD-UQN) festgelegt sind.

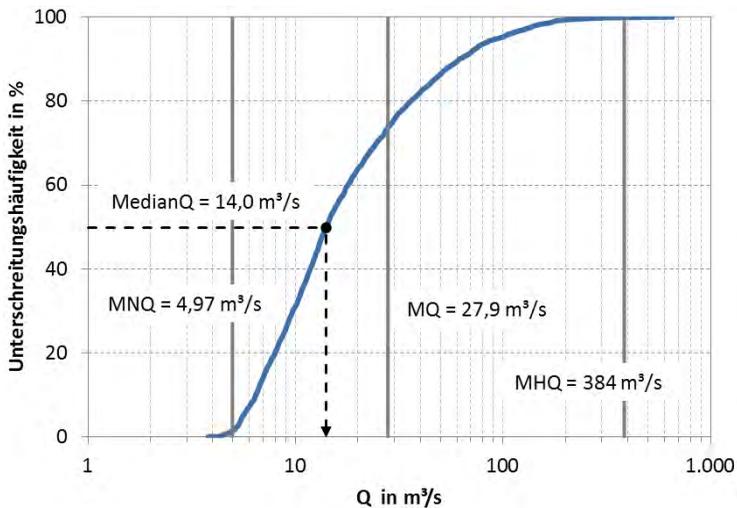


Abbildung 2: Vergleich der Hauptwerte der Nahe mit den Abflüssen am Pegel Dietersheim (Mündung Nahe-Rhein) der Zeitreihe 2007-2012

Das Modell wurde für einen mittleren Abfluss (MQ) und einen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) anhand der für das Gesamteinzugsgebiet verfügbaren Pegeldata der Zeitreihe 2007-2012 kalibriert. Der Vergleich der langjährigen Hauptwerte des Pegels Dietersheim (Mündung der Nahe in den Rhein) mit den täglichen Abflüssen der zugrunde gelegten

Zeitreihe zeigt Abbildung 2. Der MQ wird von etwa 70 % der Abflüsse unterschritten. Dagegen wird der MNQ nur von etwa 2 % der Abflüsse unterschritten, wohingegen der mittlere Hochwasserabfluss (MHQ) von weniger als 1 % der aufgezeichneten Abflüsse überschritten wird.

Die Simulation mit MQ und MNQ liefert somit Ergebnisse, die die Varianz der infolge einer natürlichen Abflusssdynamik auftretenden Gewässerbelastungen nicht vollumfänglich widerspiegeln. Zudem resultieren aufgrund der Verdünnung bei MQ Gewässerkonzentrationen, die unter dem Jahresdurchschnitt liegen. Die Simulation bei MNQ überschätzt dagegen den Jahresdurchschnittswert der Stoffkonzentrationen im Gewässer. Der Medianwert (MedianQ), als die geeignetere hydrologische Bezugsgröße für den konzentrationsbezogenen Vergleich mit JD-UQN, wird in den deutschen hydrologischen Jahrbüchern jedoch nicht geführt. Vor diesem Hintergrund erfolgt die Bewertung der Gewässerbelastung im Projekt mit MQ.

Die Auswertung weiterer Pegeldata aus dem Nahe-Einzugsgebiet bestätigt die dargestellten Abweichung mit einer Unterschreitung des MQ von rund 70 %, des MHQ von > 95 % und einer Lage des MNQ im Bereich einstelliger Quantilwerte (Kolisch et al., 2016).

Um den Einfluss des jahreszeitlich stark schwankenden Abflusses auf die Gewässerkonzentrationen abschätzen zu können, wurde die für MHQ resultierende Belastung vereinfacht über das Verhältnis MHQ/MQ berechnet. Auf diese Weise ist es möglich die Spannweite der Gewässerkonzentrationen abzuschätzen und mit Messwerten abzugleichen.

3 Ist-Situation im Einzugsgebiet der Nahe

In Abbildung 3 ist der Status Quo der Gewässerbelastung im Gesamteinzugsgebiet der Nahe exemplarisch für Diclofenac (DCF) anhand der BF-Karte für MQ dargestellt. Als Qualitätsziel wurde der derzeit auf EU-Ebene diskutierte Umweltqualitätsnormvorschlag (JD-UQN-V) von 0,1 µg/l angesetzt. Die Karte zeigt zudem die Fokusgewässer des Projektes Mikro-System, Lauter und Wiesbach, die im Weiteren näher untersucht werden.

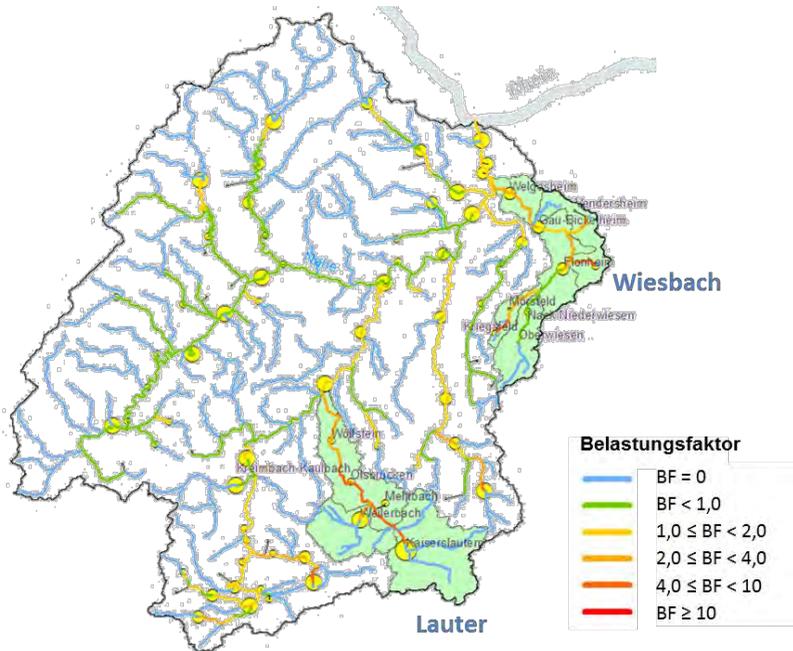


Abbildung 3: Ist-Zustand des BF im Einzugsgebiet der Nahe für DCF bei MQ (Anmerkung: BF = 0 resultiert aus den Modellannahmen und bedeutet, dass im Modell in diese Gewässerabschnitte kein Abwasser eingeleitet wird)

Im nördlichen Bilanzraum sind für MQ nur kurze Abschnitte stark belastet, während im südlichen und östlichen Einzugsgebiet insbesondere kleinere Nebenflüsse über viele Fließkilometer deutliche Überschreitungen von JD-UQN-V aufzeigen. Starke Belastungen mit $BF > 2$ ergeben sich insbesondere in den Oberläufen von Gewässern mit hoher Abwasserlast.

Die relative Verteilung des BF bezogen auf die im Gesamteinzugsgebiet der Nahe abgebildeten Fließkilometer und die im Projekt Mikro_N untersuchten Substanzen ist zusammenfassend in Abbildung 4 dargestellt.

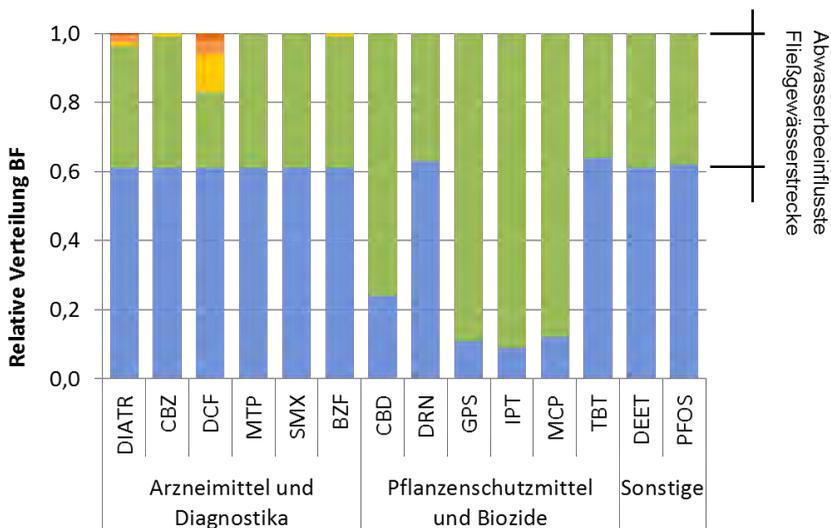


Abbildung 4: Relative Verteilung von BF im Ist-Zustand bei MQ im Gesamteinzugsgebiet der Nahe (farbliche Skalierung entsprechend Abbildung 3)

Für die pharmazeutischen Wirkstoffe (DIATR = Amidotrizoesäure, CBZ = Carbamazepin, MTP = Metoprolol, SMX = Sulfamethoxazol, BZF = Bezafibrat) resultieren rechnerisch in den abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitten durchgängig ein BF > 0. Pestizide (CBD = Carbendazim, DRN = Diuron, GPS = Glyphosat, IPT = Isoproturon, MCP = Mecoprop, TBT = Terbutryn) sind dagegen in nahezu dem gesamten Gewässernetz mit Konzentrationswerten feststellbar, die von der Flächennutzung und der einzelnen Substanz abhängen. Infolge Abschwemmung nach Niederschlagsereignissen wird beispielsweise der prioritäre Stoff IPT, der in der Landwirtschaft als Herbizid und im urbanen Bereich als Fassadenschutz eingesetzt wird, bei MQ in 91 % der betrachteten Gewässerabschnitte nachgewiesen. TBT dagegen, ein Biozid, das in Deutschland als Algizid in Fassadenanstrichen und -beschichtungen sowie in Dachfarben zum Einsatz kommt, wird nur in abwasserbeeinflussten Gewässerstreifen nachgewiesen.

Von den untersuchten Substanzen zeigte sich bei den gewählten Qualitätskriterien DCF am kritischsten. Etwa die Hälfte des

abwasserbeeinflussten Gewässernetzes der Nahe ist mit DCF-Konzentrationen über JD-UQN-V belastet und weist damit einen Handlungsbedarf auf. (Knerr et al., 2016; Schmitt et al., 2016)

Als Beispielgewässer mit signifikanter Belastung schmutzwasserbürtiger Stoffe wurden die Lauter (85 km Fließstrecke inklusive Nebengewässer, davon 32 km mit Abwasserbelastung, 137.000 EW angeschlossen, 63 Mio m³ Abfluss/a) und der Wiesbach (80 km Fließstrecke inklusive Nebengewässer, davon 50 km mit Abwasserbelastung, 30.000 EW angeschlossen, 12,6 Mio m³ Abfluss/a) zur detaillierten Betrachtung ausgewählt (Abbildung 3). Die jeweils resultierenden DCF-Konzentrationsprofile für MNQ, MQ und MHQ sind in Abbildung 5 und Abbildung 6 dargestellt.

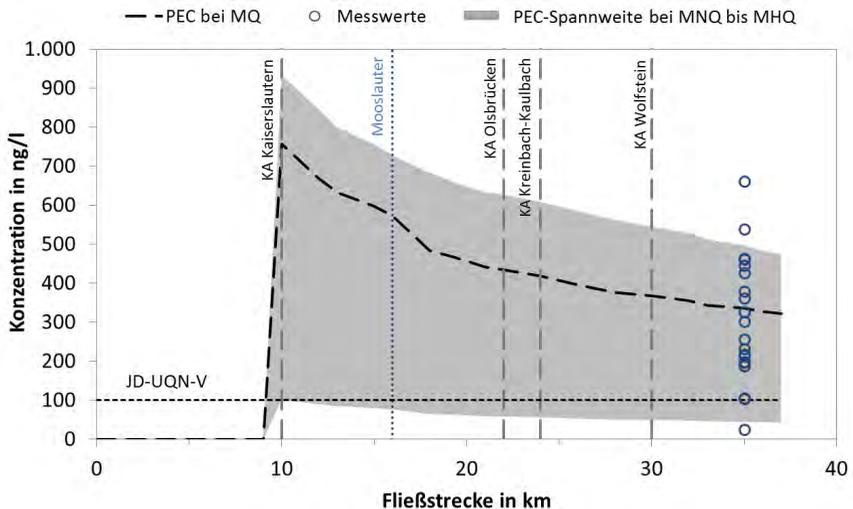


Abbildung 5: Konzentrationsverlauf der simulierten DCF-Konzentration der Lauter von der Quelle bis zur Mündung in den Glan bei MQ und den durch MNQ und MHQ aufgespannten Wertebereich

Das Konzentrationsprofil der Lauter zeigt eine Abnahme der Konzentrationen in Fließrichtung durch Verdünnung und Abbau (Photolyse) im Gewässer. Aufgrund der hohen Anfangsbelastung aus der größten Kläranlage im Einzugsgebiet (Kaiserslautern, 210.000 E) und der Emissionen weiterer Kläranlagen und Mischwasserüberläufe reicht der Abbau im

Gewässer allerdings nicht aus, sodass an der Mündung der Lauter in den Glan bei MQ die DCF-Konzentrationen noch rd. $0,3 \mu\text{g/l}$ beträgt. Als Folge weist auch der Glan unterhalb der Lautermündung eine Belastung mit $\text{BF} > 1$ auf (Abbildung 3).

Der Vergleich mit Gewässermessungen unmittelbar vor der Mündung der Lauter in den Glan verdeutlicht, dass die Mehrzahl der Messwerte in dem durch MNQ und MHQ aufgespannten Wertebereich liegt. Die rechnerisch resultierende Ober- bzw. Untergrenze wird lediglich von drei Messwerten über- bzw. unterschritten. Die Berechnungen liefern demzufolge plausible Ergebnisse und erlauben einen ersten Einblick über den zu erwartenden Wertebereich der DCF-Konzentrationen.

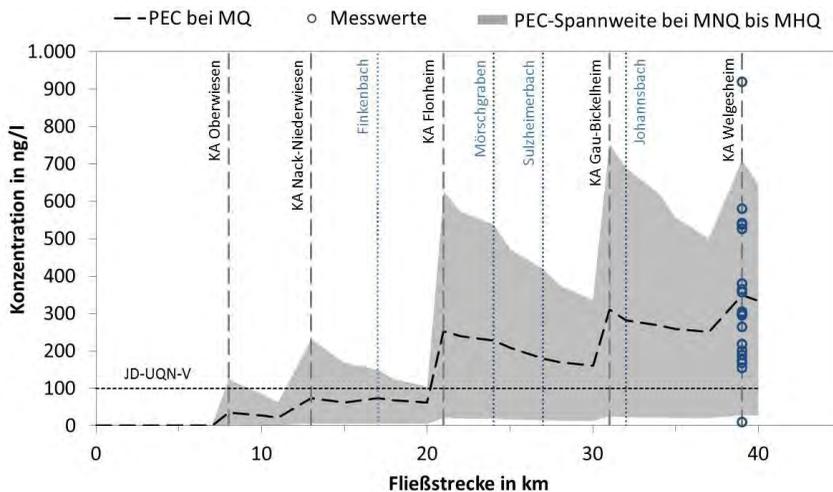


Abbildung 6: Konzentrationsverlauf der simulierten DCF-Konzentration des Wiesbachs von der Quelle bis zur Mündung in die Nähe bei MQ und den durch MNQ und MHQ aufgespannten Wertebereich

Im Wiesbach dagegen steigt die Belastung in Fließrichtung an, wodurch sich die höchste DCF-Konzentration an der Mündung des Wiesbachs in die Nähe ergibt (Abbildung 6). Etwa zwei Drittel der abwasserbeeinflussten Fließgewässerstrecke weist bei MQ DCF-Konzentrationen auf, die um den Faktor zwei bis drei über JD-UQN-V liegen. Zu erkennen ist zudem, dass im Vergleich zur Lauter, entlang des Fließweges des

Wiesbach eine größere Dynamik im Konzentrationsverlauf vorherrscht. Die Konzentrationsspitzen im Profil werden dabei durch Einleitungen von Kläranlagenabläufen aber auch durch Zuflüsse belastender Nebengewässer verursacht.

Insgesamt stimmen auch hier die Simulations- und Messergebnisse sehr gut überein, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die der Simulation zugrunde liegenden Parameter die räumliche und abflussbedingte Konzentrationsverteilung von DCF gut abbilden.

4 Variantenbetrachtung für zwei Teileinzugsgebiete

Mittels vergleichender Simulation wurde überprüft, welcher Nutzen für das betrachtete Gewässer erzielt werden kann, wenn weitergehende Reinigungsmaßnahmen zur Abwasser- und Michwasserbehandlung sowie Maßnahmen zur Zentralisierung etabliert werden würden. Der Nutzen wurde dabei über die Reduktion der Mikroschadstofffracht an der Mündung des jeweiligen Gewässers (frachtbezogen) bzw. den zusätzlichen Anteil des Gewässers, der einen BF kleiner eins erreicht (qualitätsbezogen), bewertet. Als Indikatorsubstanz für schmutzwasserbürtige Mikroschadstoffe im Bilanzraum wurde DCF verwendet.

Lauter

Die für das Einzugsgebiet der Lauter untersuchten Maßnahmenvarianten sowie der für MQ resultierende Nutzen sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die DCF-Konzentrationsprofile für ausgewählte Varianten im Gewässersystem Lauter-Glan-Nahe zeigt Abbildung 7.

Aufgrund der hohen Frachten hat die Kläranlage Kaiserslautern mit Blick auf eine weitergehende Elimination schmutzwasserbürtiger Mikroschadstoffe im Gewässersystem der Lauter eine zentrale Rolle mit der höchsten Frachtreduktion (Variante 3), insbesondere aber auch hinsichtlich der qualitativen Verbesserung in den nachfolgenden Gewässern. So wird durch die Ausstattung der Kläranlage Kaiserslautern mit einer 4. Reinigungsstufe eine Überschreitung der JD-UQN-V in dem von der Lauter beeinflussten Gewässerabschnitt des Glans durchgängig vermieden.

Auch die Nahe weist dann bis zur Einleitung der Kläranlage Bingen (unmittelbar vor der Mündung in den Rhein) DCF-Konzentrationen $< 0,1 \mu\text{g/l}$ auf. Trotzdem kommt es im Falle eines alleinigen Ausbaus der Kläranlage Kaiserslautern noch immer über die gesamte abwasserbeeinflusste Fließstrecke der Lauter zu einer Belastung mit $\text{BF} > 1$ (Abbildung 7, oben).

Tabelle 1: Nutzen verschiedener Maßnahmen im Einzugsgebiet der Lauter bei MQ (4. RS = 4. Reinigungsstufe; RBF = Retentionsbodenfilter; ÜL = Überleitung; KA = Kläranlage, MWE = Mischwasserentlastung)

Variante	Kaiserslautern		Weilerbach		Mehlbach		Olsbrücken		Nutzen	
	KA	MWE	KA	MWE	KA	MWE	KA	MWE	qualitativ	quantitativ
									Zus. km < UQN	Red. kg/a
Ist	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0
3	4.RS	-	-	-	-	-	-	-	0,0	10,2
4	4.RS	RBF	-	-	-	-	-	-	0,0	11,0
5	-	-	4.RS	-	-	-	-	-	0,0	1,2
6	-	-	4.RS	RBF	-	-	-	-	0,0	1,2
7	-	-	4.RS	RBF	ÜL	-	-	-	0,0	1,4
8	-	-	4.RS	RBF	-	-	ÜL	-	0,0	1,6
9	-	-	4.RS	RBF	ÜL	-	ÜL	-	0,0	1,7
10	4.RS	-	4.RS	-	-	-	-	-	6,2	11,3
11	4.RS	RBF	4.RS	RBF	-	-	-	-	24,2	12,2
12	4.RS	RBF	4.RS	RBF	ÜL	-	ÜL	-	24,9	12,7

Erst durch die zusätzliche Nachrüstung auch der zweitgrößten Kläranlage im Einzugsgebiet (Weilerbach, 30.000 E) mit einer 4. Reinigungsstufe und die weitergehende Behandlung der Mischwasserüberläufe an den jeweils netzabschließenden Entlastungsbauwerken, kann die DCF-Konzentration in der Lauter nahezu über die gesamte abwasserbeeinflusste Fließstrecke in einen Zustand mit $\text{BF} < 1$ gebracht werden (Variante 11). Ohne den Betrieb der Retentionsbodenfilter würden lediglich weitere zwei Fließkilometer der Lauter bzw. 6,2 Fließkilometer im Gesamteinzugsgebiet der Lauter mit $\text{BF} < 1$ bewertet werden können (Variante 10). Mit der simulierten Kombination aus 4. Reinigungsstufe und Mischwasserbehandlung an verschiedenen Standorten resultieren im

Gesamteinzugsgebiet der Lauter zusätzlich 24,2 Fließkilometer mit $BF < 1$. Dennoch verbleiben in der Lauter selbst nach wie vor ca. sieben Fließkilometer, die DCF-Konzentrationen $> 0,1$ mg/l aufweisen (Abbildung 7, unten).

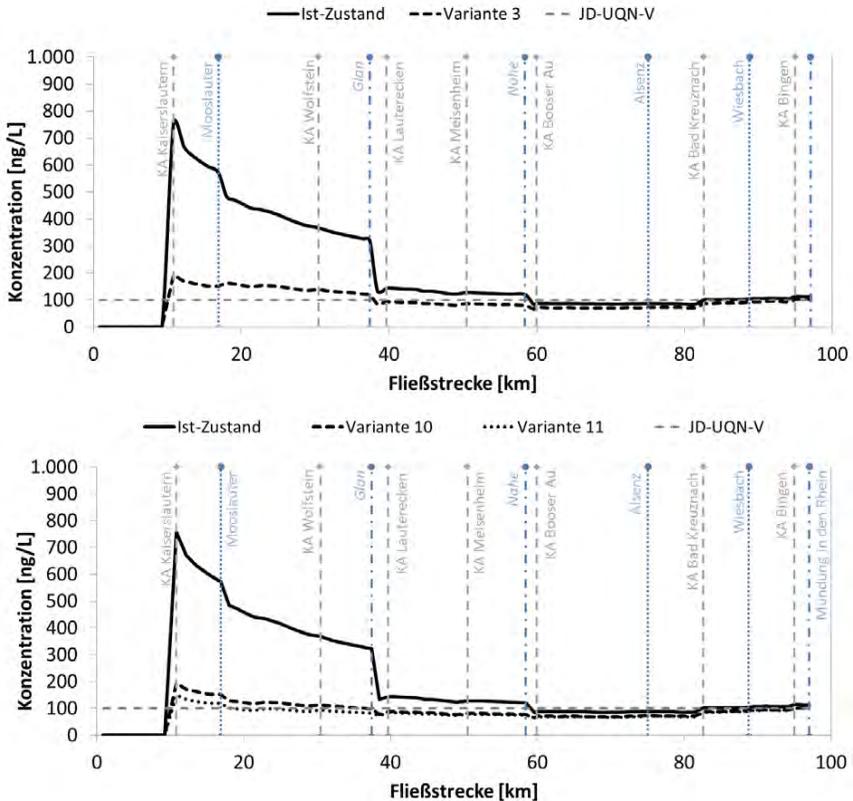


Abbildung 7: Konzentrationsverlauf der simulierten DCF-Konzentration im Gewässersystem Lauter-Glan-Nahe bei MQ für ausgewählte Maßnahmen (Varianten entsprechend Nummerierung in Tabelle 1)

In Ansatz gebrachte Zentralisierungen (Varianten 7, 8, 9, 12) haben im vorliegenden Fall keinen qualitativen und nur einen geringfügigen quantitativen Nutzen, da die unterstrom aus den Kläranlagen Olsbrücken (3.700 E) und Mehlbach (1.400 E) emittierte DCF-Fracht nur unwesentlich zur Belastung im Gewässer beiträgt.

Es wird deutlich, dass die Lauter hinsichtlich DCF ohne weitergehende quellenorientierte Vermeidungsmaßnahmen (z. B. Reduktion der Verbrauchsmengen, Substitution), nicht über die gesamte Fließstrecke in einen Zustand mit $BF < 1$ überführt werden kann.

Wiesbach

Die nachfolgenden Betrachtungen zum Wiesbach berücksichtigen im Vergleich zum Ist-Zustand die in Planung befindlichen Schließungen der Kläranlagen Welgesheim (Überleitung zur Kläranlage Grolsheim außerhalb des Einzugsgebiets des Wiesbachs) und Vendersheim (Überleitung zur Kläranlage Gau-Bickelheim).

Tabelle 2: Nutzen verschiedener Maßnahmen im Einzugsgebiet des Wiesbachs bei MQ (4. RS = 4. Reinigungsstufe; RBF = Retentionsbodenfilter; ÜL = Überleitung; KA = Kläranlage, MWE = Mischwasserentlastung)

Variante	Gau-Bickelheim		Flonheim		Ensheim		Nack-Niederwiesen		Nutzen	
	KA	MWE	KA	MWE	KA	MWE	KA	MWE	quali- tativ	quanti- tativ
									Zus. km < UQN	- kg/a
Ist	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0
3	4.RS	-	-	-	-	-	-	-	0,0	1,1
4	4.RS	RBF	-	-	-	-	-	-	0,0	1,2
5	-	-	4.RS	-	-	-	-	-	5,4	0,6
6	-	-	4.RS	RBF	-	-	-	-	8,2	0,6
7	-	-	4.RS	RBF	ÜL	-	-	-	10,0	0,7
8	-	-	4.RS	RBF	-	-	ÜL	-	10,0	0,7
9	-	-	4.RS	RBF	ÜL	-	ÜL	-	14,2	0,8
10	4.RS	-	4.RS	-	-	-	-	-	14,6	1,7
11	4.RS	RBF	4.RS	RBF	-	-	-	-	20,0	1,8
12	4.RS	RBF	4.RS	RBF	ÜL	-	ÜL	-	26,0	2,0

Tabelle 2 gibt einen Überblick der für den Wiesbach (inklusive Nebengewässer) untersuchten Varianten sowie den daraus erzielbaren qualitativen und quantitativen Nutzen. Abbildung 8 zeigt ausgewählte Konzentrationsprofile für das Gewässersystem Wiesbach-Nahe bei MQ.

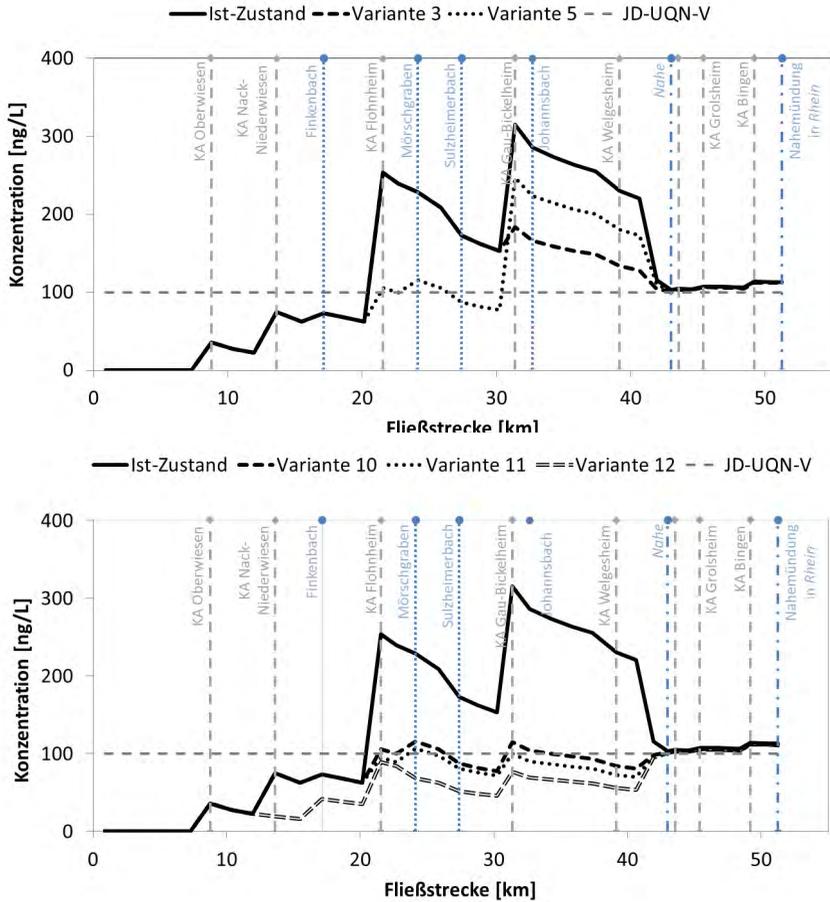


Abbildung 8: Konzentrationsverlauf der simulierten DCF-Konzentration im Gewässersystem Wiesbach-Nahe bei MQ für ausgewählte Maßnahmen (Varianten entsprechend Nummerierung in Tabelle 2)

Zur Verbesserung der Gewässerqualität im Einzugsgebiet des Wiesbachs ist der Ausbau der Kläranlagen Flonheim (14.500 E) und Gau-Bickelheim (13.000 E) mit einer 4. Reinigungsstufe der wichtigste Ansatzpunkt. Abbildung 8 verdeutlicht, dass sich bei MQ erst durch Nachrüstung der beiden Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe rechnerisch DCF-Konzentrationen unter JD-UQN-V ergeben. Nur noch unmittelbar

unterhalb der Einleitungen der beiden Kläranlagen und des Zuflusses des Mörschgrabens (Kläranlage Ensheim, 3.600 E) wird bei MQ das Qualitätsziel über kurze Fließstrecken überschritten. Die weitergehende Behandlung der Mischwasserüberläufe an den beiden größeren Kläranlagen bewirkt, dass JD-UQN-V über die gesamte Fließstrecke eingehalten werden kann. Auch durch die Überleitung des Abwassers der Kläranlage Ensheim-Bermesheim (3.600 E) oder der Kläranlage Nach-Niederwiesen (1.300 E) zur Kläranlage Flonheim kann dieses Ziel erreicht werden.

Dies bedeutet, dass im Unterschied zur Lauter, die DCF-Belastung im Wiesbach bei MQ alleine mittels technischen Maßnahmen in einen Zustand mit $BF < 1$ überführt werden könnte.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Rahmen des Projektes Mikro-System werden mittels vergleichender Simulation die durch technische Maßnahmen erreichbaren Verbesserungen der Gewässerqualität in zwei ausgewählten Fließgewässern im Einzugsgebiet der Nahe untersucht. Als Indikatorsubstanz für schmutzwasserbürtige Stoffe wurde das in Deutschland weitverbreitete Schmerzmittel Diclofenac verwendet.

Die Ergebnisse der Maßnahmenanalyse bestätigen und ergänzen die Erkenntnisse aus dem Vorgängerprojekt (Schmitt et al. 2016). Durch zentrale Maßnahmen auf kommunalen Kläranlagen kann ein Großteil der aus Abwassersystemen emittierten Mikroschadstofffracht effizient reduziert werden. Durch die weitergehende Behandlung des entlasteten Mischwassers - hier mittels Retentionsbodenfilter – können die Gewässer weiter entlastet werden, wodurch im betrachteten Fall die bzgl. Diclofenac problematisch belastete Lauter rechnerisch bei MQ nahezu über die gesamte Fließstrecke in einen Zustand mit $BF < 1$ überführt werden könnte. Auch die Überleitung kleinerer Kläranlagen zu größeren Anlagen, die ggf. mit einer 4. Reinigungsstufe ausgestattet werden, kann als effektive Handlungsmöglichkeit angesehen werden. Am Wiesbach könnte hierdurch die durchschnittliche Diclofenac-Belastung bei MQ über die gesamte Fließstrecke unter JD-UQN-V reduziert werden.

Es werden aber auch die Grenzen der untersuchten technischen Maßnahmen deutlich, deren Umsetzung alleine nicht für die Einhaltung der angestrebten Qualitätsziele – hier aufgezeigt für die Einzelsubstanz Diclofenac - ausreichen. Dies verdeutlicht den zusätzlichen Handlungsbedarf im Bereich quellenorientierter Vorsorgemaßnahmen (Vermeidung, Substitution, Aufklärung etc.). Hierzu gibt es positive Beispiele aus der Vergangenheit, wie die Substitution von Blei in Benzin, der Verzicht auf Alkylphenoethoxylyate in Waschmitteln (Welker, 2013) oder die Sensibilisierung von Schlüsselakteuren (Ärzte, Apotheker etc.) für die Sensibilisierung der Bevölkerung zum Thema Medikamentenrückstände im Wasserkreislauf (Nafo, 2017). Quellenorientierte Maßnahmen lassen sich in der Regel nicht kurzfristig realisieren. Die Ergebnisse aktueller Untersuchungen unterstreichen für eine Vielzahl von Stoffen einen akuten Handlungsbedarf (Schmitt et al., 2016; UBA 2016), die nachgeschaltete technische Maßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung als kurzfristige Optionen zur Verbesserung der Gewässerqualität erfordern.

Eine zielführende Strategie zur Minderung der über Abwassersysteme in die Gewässer eingetragenen Mikroschadstoffe erfordert daher breitgefächerte Bestrebungen, die nachgeschaltete Maßnahmen ebenso wie quellenorientierte Maßnahmen beinhalten. Die damit verbundenen Konzepte und Strategien müssen einerseits von den Betreibern, andererseits aber auch von den Bürgerinnen und Bürgern mitgetragen werden. In einem nächsten Arbeitsschritt werden daher Ansätze entwickelt, wie Betreiber sowie Bürgerinnen und Bürger in den Auswahl- bzw. Entscheidungsprozess zur Realisierung technischer Maßnahmen integriert werden können. Außerdem werden auf ausgewählten Kläranlagen technische Studien in Zusammenarbeit mit den Betreibern durchgeführt, welche die verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur Integration einer 4. Reinigungsstufe in den Abwasserreinigungsprozess aufzeigen sollen.

Weiterführende Strategien zum Betrieb 4. Reinigungsstufen erfordern zudem eine Vorgabe der in der 4. Reinigungsstufe zu erreichenden Elimination der Mikroschadstoffe. Hierbei ist zwischen emissions- und immissionsbasierten Ansätzen zu unterscheiden. Der Emissionsansatz basiert auf der Einhaltung einer festen Ablaufkonzentration oder fordert eine bestimmte Eliminationsrate für einen Einzelstoff oder eine Summe von Einzelsubstanzen. Mit der abflussbedingten Verdünnung würde mit

dieser Elimination eine vorgegebene Qualitätsanforderung im Gewässer mit hoher Wahrscheinlichkeit erreicht. Der immissionsbasierte Ansatz geht dagegen von der Qualitätsanforderung im Gewässer aus und legt eine zulässige Gewässerkonzentration fest, die im Jahresdurchschnitt eingehalten werden muss. Unter Zugrundelegung einer Verdünnungsrate kann die notwendige Ablaufkonzentration der Kläranlage damit variieren. Die Anforderungen und Sensitivitäten beider Betrachtungen werden in einem weiteren Arbeitsschritt durch eine weiterführende Gesamtmodellierung von Kläranlagenablauf und Gewässerabfluss unter Berücksichtigung der oberlaufseitigen Vorbelastung untersucht und abgeleitet.

6 Danksagung

Die Projekte Mikro_N und Mikro-System werden vom Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung, und Forsten Rheinland-Pfalz (MUEEF) gefördert. Die Autoren danken dem MUEEF für seine finanzielle Unterstützung.

7 Literatur

- EU (2013). Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik, ABl. EU Nr. L 226
- Kehrein N., Berlekamp J. und Klasmeier J. (2014). Modelling the fate of down the-drain chemicals in whole watersheds: New version of the GREAT-ER software. Environ. Modell. Softw., 2014(64), 1-8
- Knerr H., Gretzschel O., Schmitt T.G., Kolisch G. und Taudien Y. (2016). Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern – Situationsanalyse und Maßnahmen szenarien am Beispiel der Nahe. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft (9) Nr. 10 , 613-618
- Kolisch G., Taudien Y. und Knerr H. (2016). Kosten-Nutzen-Bewertung einer Einführung 4. Reinigungsstufen auf kommunalen Kläranlagen. Wasser und Abfall, (18) Nr. 4, 44-49

- Nafo I. (2017). Den Spurenstoffen auf der Spur in Dülmen, Wasser und Abfall, Nr. 3/2017, 18-25
- OGewV (2016). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20. Juni 2016, BGBl. I S. 1373
- Schmitt T.G., Knerr H., Gretzschel O., Kolisch G. und Taudien Y. (2016). Relevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz, aufgezeigt am Beispiel der Nahe - Mikro_N. Pilotstudie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) des Landes Rheinland-Pfalz, Schlussbericht, Mai 2016
- UBA (Hrsg.) (2016). Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2, Umweltbundesamt, UBA Texte 60/2106, Forschungskennzahl 3712 21 225, UBA-FB 002362 (06/2016), Umweltbundesamt, Dessau
- Welker A. (2013). Schadstoffminimierung im urbanen Wassersystem, In: Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Kaiserslautern, Bd. 36, 67-90

Korrespondenz an:

Dr.-Ing. Henning Knerr
Technische Universität Kaiserslautern
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Paul-Ehrlich Straße 14
D-67663 Kaiserslautern

Tel: +49(0)631 205 3947

Fax: +49(0)631 205 3947

Email: henning.knerr@bauing.uni-kl.de

Entwicklung einer zweistufigen Behandlungsanlage für Verkehrsflächenabflüsse unter Berücksichtigung urbaner und kommunaler Anforderungen

Brigitte Helmreich, Maximilian Huber, Lisa-Marie Rempé und
Jörg E. Drewes

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München,
Am Coulombwall 3, D-85748 Garching

Kurzfassung: Dezentrale Schachtsysteme für die Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen für die anschließende Versickerung bestehen meist aus einer Sedimentationsstufe und einer nachgeschalteten Filtrationsstufe, welche zusätzlich gelöste Stoffe durch weitergehende Wirkmechanismen zurückhalten soll. Dabei stellen kommunale Träger besondere Anforderungen an die Entwässerung urbaner Einzugsgebiete und die Abflussbehandlung. Dazu gehören sowohl Planungsaspekte als auch Wartung und Betrieb der Anlagen. Unter Berücksichtigung dieser Randbedingungen wurde eine Pilotanlage weiterentwickelt. Das dafür ausgewählte carbonathaltige Filtermaterial wurde anhand von Laborsäulenversuchen untersucht, um den Schwermetallrückhalt, auch unter Auftausalzeinfluss, zu bestimmen sowie zusätzlich den Einfluss von Feststoffen auf den Schwermetallrückhalt als auch auf die hydraulische Durchlässigkeit zu ermitteln. Während Kupfer und Zink bei Verwendung von deionisiertem Wasser fast vollständig zurückgehalten wurden, zeigte sich bei der Verwendung realer Matrices, die mit Kupfer und Zink dotiert wurden, sowohl ein schnellerer Anstieg der Zink-Ablaufkonzentrationen als auch eine Reduzierung der hydraulischen Durchlässigkeit während weniger simulierter Regenereignisse. Außerdem konnte im Labor eine Verbesserung der Durchlässigkeit während der Trockenphasen festgestellt werden.

Keywords: Hydraulische Durchlässigkeit, Laborsäulenversuch, Niederschlagswasserbehandlung, Schachtanlage, Schwermetalle, Versickerung

1 Einleitung

Niederschläge, die von Verkehrsflächen abfließen, sind oftmals mit einer Vielzahl von Stoffen (z. B. Feststoffe, Schwermetalle, organische Stoffe und Auftausalze) verunreinigt und bedürfen vor Einleitung in ein Gewässer einer Behandlung (Eriksson et al., 2007; Huber et al., 2016). In den letzten Jahren wurden zahlreiche dezentrale Behandlungsanlagen als Alternativen zu zentralen Konzepten für Verkehrsflächenabflüsse entwickelt. Leistungsfähige dezentrale Schachtsysteme für die anschließende Versickerung bestehen meist aus einer Vorbehandlung (Sedimentationsstufe) sowie einer nachgeschalteten, weitergehenden Behandlung (z. B. Filtration inklusive Sorption) (Huber et al., 2015).

Bereits durchgeführte Felduntersuchungen an dezentralen Systemen führten zu zahlreichen Erkenntnissen, die bei der Entwicklung und Inbetriebnahme dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen berücksichtigt werden sollten. Beispielsweise untersuchten Maniquiz-Redillas und Kim (2014) die Fraktionierung von Schwermetallen (gelöste und partikuläre Phase) im Zu- und Ablauf eines zweistufigen Systems (Absatzkammer mit nachgeschaltetem Filter). So variierte der gelöste Anteil der Schwermetalle während eines Regenereignisses und zwischen verschiedenen Ereignissen stark, sodass für eine ausreichende Behandlung ein Rückhalt der Feststoffe mit den daran gebundenen Schwermetallen als auch der gelösten Stoffe durch Fällung und/oder Sorption im Filter notwendig ist. Außerdem sollte nicht nur der Beginn eines Regenereignisses (first flush) behandelt werden sondern das gesamte Ereignis. In einer anderen Felduntersuchung wurde eine dreistufige Behandlungsanlage an einer stark befahrenen Straße in München beprobt (Hilliges et al., 2013). Anhand von 24 untersuchten Regenereignissen konnte gezeigt werden, dass auch hohe Zulauffrachten ausreichend effektiv für eine anschließende Versickerung zurückgehalten werden können, wenn eine gut funktionierende Abtrennung der Feststoffe vor dem Filter erfolgt. Dabei bedingt die verwendete zweistufige Vorsedimentation einen erhöhten Wartungsaufwand. Zudem wurden im Winter erhöhte Anforderungen an die Anlage gestellt, u. a. aufgrund der Verwendung von Auftausalzen und allgemein erhöhter Zulaufkonzentrationen der Schadstoffe.

Besondere Bedingungen an die Konstruktion und den Einbau dezentraler Anlagen ergeben sich auch aus dem kommunalen Spannungsfeld zwischen einer möglichst effizienten Verwendung des verfügbaren urbanen Raumes und der Umsetzung einer zukunftsfähigen Bewirtschaftung der Niederschlagsabflüsse vor Ort (Sample et al., 2012; Dierkes et al., 2015). So sind die derzeit auf dem Markt erhältlichen Produkte meist für den Einsatz auf industriell und gewerblich genutzten Flächen bzw. für die Nachrüstung bestehender Parkplatzflächen geeignet, jedoch sind die von den Herstellern angebotenen Lösungen oftmals nicht für den Einsatz an urbanen Straßen praktikabel und aus Kostengründen einsetzbar. Dies hängt oftmals mit der Spartenlage unterhalb der Straßen sowie im Straßenrandbereich als auch mit den stark variablen Anschlussflächen sowie mit den notwendigen Retentionsvolumina bei Starkregen (Bemessungsfall) zusammen. Daher ist aus Sicht der Tiefbauämter die Verwendung einer modularen Anlage, die je nach Anschlussfläche, Bemessungsregen und Platzverfügbarkeit angepasst werden kann, im Zuge von Straßenbaumaßnahmen vorzuziehen. Des Weiteren ist die Verwendung herstellerunabhängiger Produkte (z. B. Filtermaterial, Schachtkonus, Schachtdeckel, Verbindungsrohre sowie weitere Einbauten) ebenfalls für staatliche Bauherren und kommunale Hersteller (basiert auf den Vorgaben der Vergabe- und Vertragsordnung (VOB)) wünschenswert. Weitere wichtige Aspekte für jeden Betreiber einer großen Anzahl an dezentralen Anlagen sind die Wartung und der Betrieb dieser Systeme. Dazu zählen neben den Kosten für Personal, Fahrzeug und Filtermaterialien auch die benötigte Ausrüstung zur Durchführung der Arbeiten, die Gewährleistung der Arbeitssicherheit während der Wartung sowie der Umfang an Fremdvergaben für Aufgaben, die der Betreiber selbst nicht erledigen kann.

Unter diesen Randbedingungen optimierte die Technische Universität München in Zusammenarbeit mit der Landeshauptstadt München ein bestehendes, zweistufiges Behandlungsanlagenkonzept in Schachtbauweise, das auch die zukünftigen Anforderungen an den Gewässerschutz erfüllen soll. Dabei wird der im Sinkkasten mit Laubeimer gesammelte Abfluss zuerst in einem Sedimentationsschacht vorbehandelt, bevor das Niederschlagswasser im anschließenden Versickerungsschacht mit Filterschicht weitergehend behandelt wird. Im Vorfeld des Feldmessprogramms wurde anhand von Laborversuchen die Eignung eines carbonathaltigen Sandes untersucht, um ein möglichst kostengünstiges Material zu finden,

das die Anforderungen an den Rückhalt gelöster Stoffe aber auch feinpartikulärer Bestandteile erfüllt. Zudem wurde darauf geachtet, dass vergleichbare Sande von verschiedenen Anbietern zur Verfügung gestellt werden können.

2 Material und Methoden

Das Material wurde in Anlehnung an die Vorgaben des DWA-A 138 ausgewählt und hatte eine Korngröße von 0,063–4 mm (Abbildung 1).

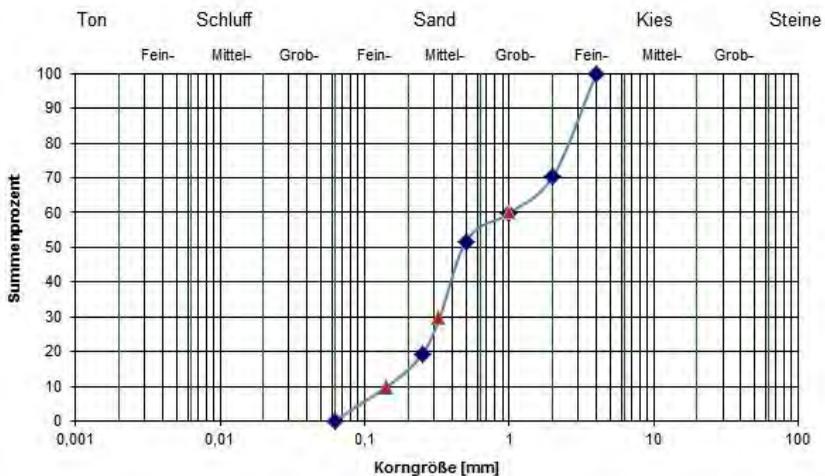


Abbildung 1: Sieblinie des verwendeten carbonathaltigen Sandes.

Der gesamte Kohlenstoffanteil (TC) liegt bei knapp 3 M.-% und der Calciumcarbonat-Anteil somit bei mindestens 10 M.-%. Weitere Hauptbestandteile des Sandes sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Hauptbestandteile des verwendeten carbonathaltigen Sandes.

Parameter	TC	CaO	MgO	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	SiO ₂
Gehalt [M.-%]	2,96	7,87	4,31	1,34	2,09	72,45

Um die Eignung des Sandes zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen zu bestimmen, wurde der Rückhalt von Kupfer (Cu) und Zink (Zn) in

Säulenversuchen (Innendurchmesser 10 cm, Säulenhöhe 60 cm, Füllhöhe des Sandes 30 cm, Drainageschicht aus inerten Glaskugeln 2 cm) anhand eines für München charakteristischen Starkregens (Regenspende 25 L/(s*ha), Dauer 48 Min) untersucht. Das Wasser sickerte von oben nach unten durch das zwischen den Regenereignissen trockenfallende Filtermaterial. Die pro Regenspende verwendete Fracht an Schwermetallen entsprach der realen Fracht von etwa vier Monaten (DIBt, 2015). Die Zulauf-Konzentrationen betragen für jeden simulierten Regen 718 µg/L Cu und 6250 µg/L Zn bei einem pH-Wert im Zulauf von $4,9 \pm 0,3$, um den Rückhalt der gelösten Schwermetalle zu bestimmen. Nach der Vorbelastung zweier Säulen mit zehn Jahren (30 Regenereignisse) wurde die Salzstabilität gegenüber Natriumchlorid (10 g/L), das in München vom kommunalen Winterdienst verwendet wird, anhand zweier Regenereignisse mit Zwischenspülung untersucht. Für all diese Versuche wurde deionisiertes Wasser verwendet. Abschließend erfolgte die Bestimmung des Rückhalts unter Verwendung eines mit Cu und Zn dotierten und abgesetzten Straßenabwassers (ebenfalls 718 µg/L Cu und 6250 µg/L Zn) in einer Säule anhand von sechs weiteren simulierten Ereignissen (entspricht der Schwermetallfracht von ca. zwei weiteren Jahren). Parallel wurde die andere Säule mit den gleichen Konzentrationen an Cu und Zn, die in deionisiertem Wasser gelöst wurden, beschickt, um die Unterschiede im Stoffrückhalt als auch in der hydraulischen Durchlässigkeit in Abhängigkeit der Matrix bestimmen zu können.

Pro simulierten Regenereignis wurden vier Proben nach jeweils zwölf Minuten entnommen und darin der pH-Wert nach EN ISO 10523:2012 und die elektrische Leitfähigkeit (Lf) nach DIN EN 27888-C8 gemessen. Die Analysen der Schwermetallkonzentrationen der Zulauf- und Ablaufproben erfolgten mittels Atomabsorptionsspektrometrie nach DIN 38406-E7 (Cu) und DIN 38406-E8 (Zn). Die Bestimmungsgrenzen lagen bei 50 µg/L Cu und 20 µg/L Zn. Zusätzlich wurde bei jeder Probenahme die Einstauhöhe oberhalb der Filteroberfläche notiert und am Ende jedes Regenereignisses der zeitliche Verlauf des Rückgangs der Einstauhöhe aufgezeichnet, um daraus die hydraulische Durchlässigkeit (k_f -Wert) berechnen zu können.

3 Ergebnisse und Diskussion

Während der Vorbelastung (Betriebsjahre 1–10) des carbonathaltigen Sandes mit Cu und Zn über sieben Versuchstage mit unterschiedlich langen Trockenphasen dazwischen konnte sowohl für Cu als auch für Zn ein Rückhalt mit Ablaufkonzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze mit Ausnahme der ersten Probenahme nach längeren Trockenphasen (Ablaufkonzentrationen von bis zu 71,4 µg/L Zn) für beide Säulen bestimmt werden. Der Verlauf der Ablaufkonzentrationen korreliert mit dem Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit positiv und negativ mit dem Verlauf des pH-Wertes (Abbildung 2). Somit bedeuten niedrigere pH-Werte im Ablauf nach den Trockenphasen erhöhte Ablaufkonzentrationen, besonders für Zn.

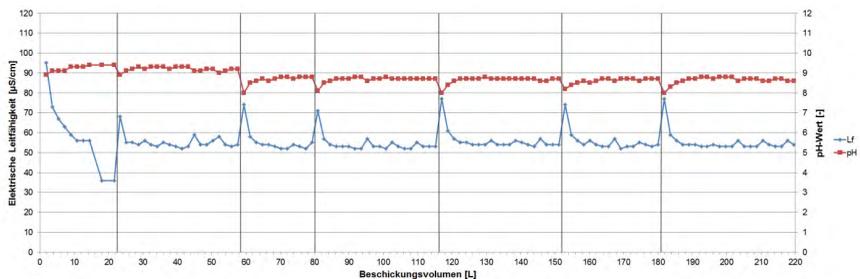


Abbildung 2: Verlauf des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit (Lf) während der Vorbelastung des Filtermaterials mit Cu und Zn. Vertikale Linien entsprechen jeweils einem neuen Versuchstag (Tage 1, 2, 6, 9, 13, 14 und 16).

Während der beiden anschließenden Regenspendsen mit Natriumchlorid konnte keine Rücklösung von Cu und Zn bestimmt werden. Die Zn-Ablaufkonzentrationen in der dazwischenliegenden Spülregenspende lagen jedoch für beide Säulen deutlich erhöht bei anfangs rund 110 µg/L und nahmen während der Spülung auf ca. 20–40 µg/L ab. Somit bedingte der schnelle Wechsel von der Salzlösung zum reinen deionisierten Wasser eine Remobilisierung bereits zurückgehaltener Zn-Ionen. Vergleichbare Erkenntnisse erlangten Nelson et al. (2009) bei der Untersuchung von Oberböden zum Rückhalt von Schwermetallen und deren Remobilisierung unter Auftausalzen bzw. deionisiertem Wasser.

Im Anschluss an die Vorbelastung mit zehn Jahren und den Salztests, welche für beide Säulen gleich durchgeführt wurden, wurden beide Säulen weiterhin mit den gleichen Cu- und Zn-Konzentrationen beschickt. Dabei wurden die Schwermetalle in dem einen Fall in deionisiertes Wasser hinzugegeben und im anderen Fall ein abgesetzter Straßenabfluss mit den beiden Schwermetallen dotiert. Ein Vergleich der Ablaufkonzentrationen sowie des pH-Wertes beider Säulen für das 11. und 12. simulierte Betriebsjahr ist in Abbildung 3 dargestellt.

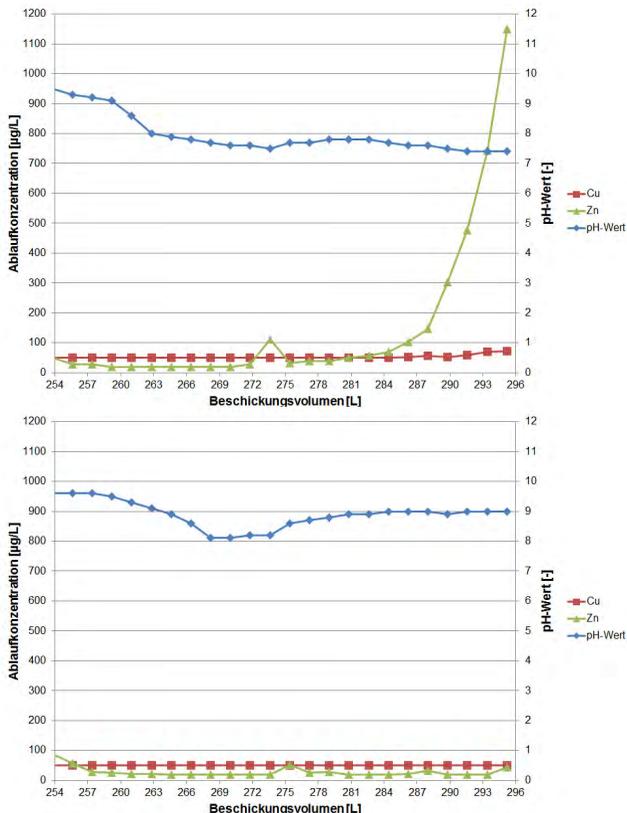


Abbildung 3: Schwermetallkonzentrationen im Ablauf zweier Säulen im simulierten 11. und 12. Betriebsjahr (oben mit dotiertem und abgesetztem Straßenabwasser, unten mit deionisiertem Wasser); Zulaufkonzentrationen jeweils ca. 718 µg/L Cu und 6250 µg/L Zn. Versuchspause nach jeweils vier simulierten Monaten (eine Probe pro Monat).

Während bei den ersten vier Regenereignissen (16 Proben) nur ein geringer Rückgang des pH-Wertes bei der Säule mit dem dotierten und abgesetzten Straßenabwasser gemessen werden konnte, nahm während des 5. Regenereignisses die Zn-Konzentration im Ablauf deutlich zu und erreichte im 6. Regenereignis Ablaufkonzentrationen, die in Realität einen Austausch des Filters (Erreichen der Standzeit) bedeutet hätten. In dem parallel laufenden Säulenversuch mit deionisiertem Wasser haben sich keine Veränderungen zum simulierten 1.–10. Betriebsjahr (Vorbelastung) ergeben, sodass die Matrix einen erheblichen Einfluss auf die Rückhalteleistung des Filtermaterials für gelöste Schwermetalle hatte.

Große Unterschiede ergaben sich auch bei den kontinuierlich gemessenen Einstauhöhen sowie den regelmäßig am Ende jedes simulierten Regenereignisses berechneten k_r -Werten (Abbildung 4). Während der k_r -Wert bei der Beschickung mit dem deionisierten Wasser nahezu unverändert blieb und die Einstauhöhe aufgrund der weiteren Fällprodukte im Sand nur minimal zunahm, bedingten die durch das dotierte Straßenabwasser eingebrachten feinen Partikel während der simulierten Regenereignisse einen stetig zunehmenden Einstau des Wassers und eine kontinuierliche Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit. Dieser Vorgang war auch optisch anhand der Ausbildung einer feinen, dunklen Schicht auf der Sandoberfläche zu beobachten (Abbildung 5). Demzufolge erfolgte der Rückhalt der feinen Partikel größtenteils in Oberflächennähe. Folglich verursachte selbst eine nur wenige Millimeter dicke Schicht an Feinstoffen eine Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit um fast 50 %. Somit hat das vorabgesetzte Straßenabwasser aufgrund seiner in Suspension befindlichen Feinpartikel einen Einfluss auf die Hydraulik, aufgrund der ebenfalls vorhandenen weiteren Ionen aber auch einen Einfluss auf die Pufferkapazität sowie den pH-Wert und dadurch auf den Schwermetallrückhalt, besonders den Zn-Rückhalt. Dieser selektive Einfluss hängt auch damit zusammen, dass Zn im Gegensatz zu Cu bei einem pH-Wert von ca. 8 – je nach Matrix – verstärkt gelöst vorliegt (Genç-Fuhrman et al., 2007).

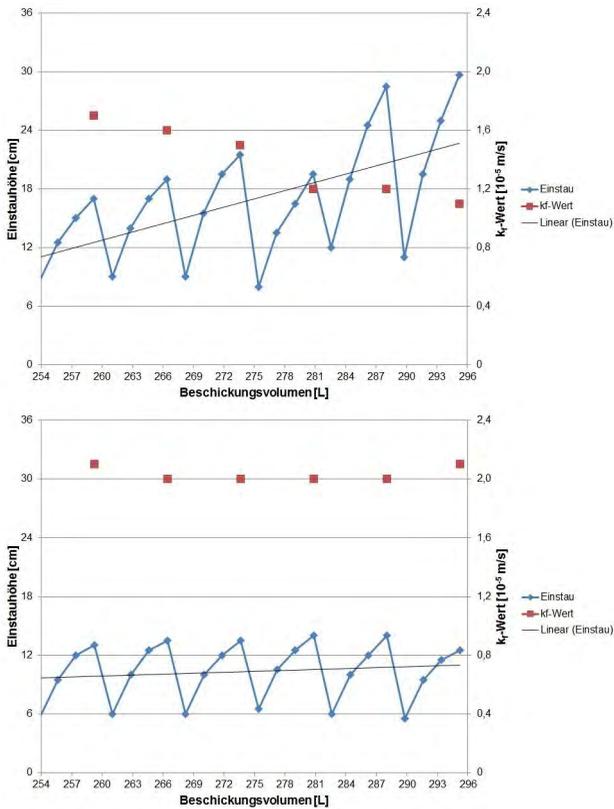


Abbildung 4: Vergleich der Einstauhöhen und die Entwicklung der hydraulischen Durchlässigkeit (lineare Trendlinie und k_f -Wert) zweier Säulen im simulierten 11. und 12. Betriebsjahr (oben mit dotiertem und abgesetztem Straßenabwasser, unten mit deionisiertem Wasser). Versuchspause und k_f -Wert-Berechnung nach jeweils vier simulierten Monaten.



Abbildung 5: Ablagerungen von Feinstoffen auf der Sandschicht nach Simulation des 11. und 12. Betriebsjahres mit abgesetztem Straßenabwasser.

4 Fazit und Ausblick

Anhand der Ergebnisse der Laborsäulenversuche konnte die Eignung des carbonathaltigen Filtermaterials bezüglich des Rückhalts gelöster Stoffe sowie die Salzstabilität gegenüber Natriumchlorid nachgewiesen werden (Versuche mit deionisiertem Wasser). Jedoch zeigte sich bei der Verwendung einer realen Matrix, welche mit Cu und Zn dotiert wurde, sowohl ein schnellerer Anstieg der Zn-Ablaufkonzentrationen als auch eine deutliche Reduzierung der hydraulischen Durchlässigkeit während weniger simulierter Regenereignisse. Somit liegt eine erhöhte Anfälligkeit der Behandlungsleistung gegenüber feinpartikulären Stoffen vor. Daher muss die vor der Filtereinheit zu betreibende Sedimentationsstufe einen sehr guten Rückhalt an feinpartikulären Stoffen aufweisen. Im Labor konnte aber auch eine Verbesserung der hydraulischen Durchlässigkeit des Filtermaterials während der Trockenphasen festgestellt werden.

Derzeit werden im Rahmen eines Pilotvorhabens weitergehende Felduntersuchungen an dem zweitstufigen Schachtsystem mit dem carbonathaltigen Sand durchgeführt, um reale Rückhaltewerte unter verschiedenen Randbedingungen zu ermitteln, wobei zusätzlich die Einflüsse der Trockenzeiten und mehrerer Niederschlagsparameter auf die Einstauhöhe sowie die hydraulische Durchlässigkeit erfasst werden.

5 Literatur

- Eriksson E., Baun A., Scholes L., Ledin A., Ahlman S., Revitt M., Noutsopoulos C. und Mikkelsen P.S. (2007). Selected stormwater priority pollutants — a European perspective. *Science of The Total Environment* 383, pp. 41 – 51.
- DIBt (2015). Zulassungsgrundsätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 1: Anlagen zur dezentralen Behandlung des Abwassers von Kfz-Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser. Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin, Januar 2015.
- Dierkes C., Lucke T. und Helmreich B. (2015). General Technical Approvals for Decentralised Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS)—The Current Situation in Germany. *Sustainability* 7, pp. 3031 – 3051.
- Geç-Fuhrman H., Mikkelsen P.S. und Ledin A. (2007). Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water Research* 41, pp. 591 – 602.
- Hilliges R., Schriewer A. und Helmreich B. (2013). A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff. *Journal of Environmental Management* 128, pp. 306 – 312.
- Huber M., Welker A. und Helmreich B. (2015). Einführung in die dezentrale Niederschlagswasserbehandlung für Verkehrsflächen- und Metalldachabflüsse: Schacht-/ Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge. *Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Band 213, ISSN 0942-914X*, pp. 1 – 98.
- Huber M., Welker A. und Helmreich B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment* 541, pp. 895 – 919.
- Maniquiz-Redillas M. und Kim L.-H. (2014). Fractionation of heavy metals in runoff and discharge of a stormwater management system and its implications for treatment. *Journal of Environmental Sciences* 26, pp. 1214 – 1222.
- Nelson S., Yonge D. und Barber M. (2009). Effects of Road Salts on Heavy Metal Mobility in Two Eastern Washington Soils. *Journal of Environmental Engineering* 135, pp. 505 – 510.
- Sample D.J., Grizzard T.J., Sansalone J., Davis A.P., Roseen R.M. und Walker J. (2012). Assessing performance of manufactured treatment devices for the removal of phosphorus from urban stormwater. *Journal of Environmental Management* 113, pp. 279 – 291.

Korrespondenz an:

Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Helmreich
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität München
Am Coulombwall 3
D-85748 Garching
Tel.: +49.89.289.13719
Fax: +49.89.289.13718
Email: b.helmreich@tum.de

Feststoffaufkommen und Schadstoffbeladung von Partikeln im Regenabfluss eines Gewerbegebiets in Freiburg (Süddeutschland)

Philipp Baum und Ulrich Dittmer

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft
Universität Stuttgart

Kurzfassung: Um die Datenbasis zum Aufkommen von feinen Feststoffen (AFS63, Partikel < 63 µm) und deren tatsächlicher Beladung mit Spurenstoffen und Metallen zu erweitern, wird der Oberflächenabfluss in einem, im Trennsystem entwässerten, Gewerbegebiet volumenproportional beprobt. Im Zeitraum von November 2015 bis November 2016 wurden hier 23 Regenereignisse beprobt und das Feststoffaufkommen (AFS) in drei Größenklassen (< 63 µm, 63 – 2000 µm, > 2000 µm) untersucht. Seit Februar 2017 werden am gleichen Standort Probenahmen durchgeführt und die Feststoffe in 4 unterschiedlichen Größenfraktionen (< 63 µm, 63 – 125 µm, 125 – 250 µm, 250 – 2000 µm) neben Standardparametern auf 41 Spurenstoffe und 22 Metalle untersucht. Entgegen der Annahme, dass die kleinsten Partikel am stärksten mit Schadstoffen beladen sind, zeigen erste Auswertungen von 3 Regenereignissen, dass die Beladung der Feststoffe mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in den kleinsten drei Größenfraktionen annähernd identisch ist.

Key-Words: Feststoffaufkommen, AFS63, Spurenstoffe, Trennsystem, Oberflächenabfluss, Regenwasser

1 Einleitung

Urbane Niederschlagsabflüsse sind teilweise stark mit Schadstoffen belastet und können, bei Einleitung in Gewässer, einen erheblichen negativen Einfluss auf deren Qualität haben. Um den, durch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie geforderten, guten ökologischen und guten chemischen Zustand der Gewässer wieder herzustellen und/oder aufrecht zu erhalten, müssen daher Niederschlagsabflüsse vor der Einleitung ins

Grundwasser oder ein Oberflächengewässer gegebenenfalls behandelt werden.

In Deutschland wird auf Bundesebene durch die technischen Verbände BWK und DWA ein einheitliches technisches Regelwerk für die Behandlung von Regen- und Mischwasser erarbeitet. Im derzeit vorliegenden Entwurf wird als Bewertungskriterium für niederschlagsbedingte Emissionen der Parameter AFS63 eingeführt (DWA, 2016). Er bezeichnet die Feststofffraktion mit einem Partikeldurchmesser $< 63 \mu\text{m}$ (Feinfraktion). Die im Niederschlagsabfluss vorkommenden Schadstoffe wie auch Schwermetalle sind größtenteils partikulär gebunden (Gromaire et al., 1999; Huber et al., 2015). Die Eingrenzung auf die Feinfraktion (AFS63) begründet sich dadurch, dass die feineren Partikel überproportional stark mit Schadstoffen beladen sind (Xanthopoulos und Hahn, 1992; Welker, 2005). Im neuen Arbeitsblatt wird die Belastung des Abflusses über eine Kategorisierung der zu entwässernden Flächen anhand ihres Herkunftsbereiches ermittelt. Die Flächen werden abhängig ihrer Belastung in drei Belastungskategorien (gering – mäßig –stark) eingeteilt, welchen jeweils ein spezifischer Stoffabtrag für AFS63 zugewiesen wird. Bei gering belasteten Abflüssen bedarf es keiner Behandlung. Der flächenspezifische Frachtaustrag dieser Belastungskategorie (280 kg/ha-a) wird als zulässiger Frachtaustrag zur Einleitung in Oberflächengewässer definiert (DWA, 2016).

Die Belastung von urbanen Niederschlagsabflüssen variiert sehr stark, abhängig vom Standort, der Flächennutzung sowie der Art der Befestigung. Bislang gibt es noch recht wenig Daten zum Aufkommen von AFS63 sowie zur tatsächlichen Beladung mit Schadstoffen (Dierschke, 2014; Schmitt, 2015). Um die Datenbasis zu erweitern, sollen in diesem Beitrag die Ergebnisse einer Messkampagne zum Feststoffrückhalt einer Regenwasserbehandlungsanlage (RFM) in einem Gewerbegebiet in Freiburg vorgestellt werden. Dabei wird insbesondere auf das Aufkommen der Feinfraktion sowie das Verhältnis zur Grobfraktion eingegangen. Darüber hinaus soll die Schadstoffbelastung in unterschiedlichen Größenfraktionen der Partikel aufgezeigt werden.

2 Material und Methoden

2.1 Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet (siehe Abbildung 1) umfasst das Gewerbegebiet Freiburg Haid mit einer Fläche von 110,3 ha. Das Gebiet wird im Süden von der Matsyamaallee (B3) und im Norden von der Kreisstraße K985 (Opfinger Straße) begrenzt. Im Westen stellt die Besançonallee die Begrenzung dar, während die ostwärts gelegene Siedlungsgrenze durch Wald und landwirtschaftliche Flächen gebildet wird. Die Bebauung wird geprägt durch industriell und kleingewerblich genutzte Gebäude, die überwiegend mit flachen Dächern ausgestattet sind. Es existieren Grünflächen zwischen asphaltierten Straßen und den bebauten Grundstücken. Das Einzugsgebiet liegt mit geringer Neigung (NG 1) am Rande des Mooswaldes. Das Gewerbegebiet besitzt eine befestigte Fläche von 76,5 ha und weist somit einen Versiegelungsgrad von 70 % auf (Stadt Freiburg, 2011).

Das gesamte Einzugsgebiet wird im Trennsystem entwässert. Am Ende des RW-Kanalnetzes in der Bötzingenstraße hat der Kanal einen Durchmesser von DN 2000 und ist Teil der dortigen Behandlungsanlage. Der Kanal wird nach der Behandlungsanlage in Richtung Gewässer fortgeführt und endet schließlich in einem offenen Grabenprofil. Über diesen Graben werden die Abflüsse in einen naturnah gestalteten Regenrückhalteraum abgeleitet, bevor sie in den Schelmengraben (sehr geringe Wasserführung) eingeleitet werden. Das von der Behandlungsanlage zurückgehaltene Volumen wird am Ende des Reinigungszyklus in den SW-Kanal geleitet.

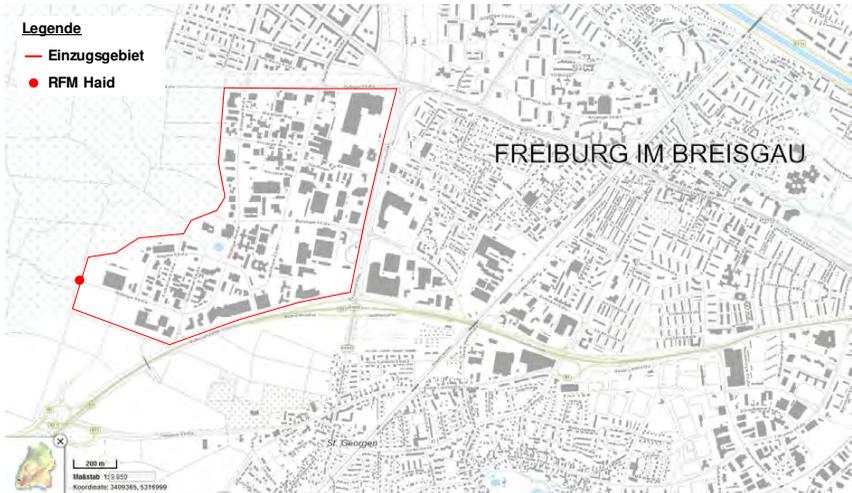


Abbildung 1: Einzugsgebiet RFM Haid (Kartengrundlage: LUBW,2016)

2.2 Regenwasserbehandlungsanlage

Bei der Regenwasserbehandlungsanlage (RFM Haid) handelt es sich um eine Pilotanlage dieses Typs (Regenwasserklärung Freiburger Modell, RFM). Die Anlage ähnelt einem Stauraumkanal mit untenliegender Entlastung. Somit nutzt das RFM im Gegensatz zu einem Regenklärbecken das vorhandene Volumen im Regenwasserkanal. Im Bauwerk ist eine Wehrschwelle ($h = 2,2 \text{ m}$) eingebaut, die über ein Absenkschütz ($h = 1 \text{ m}$) verfügt. Dieses ermöglicht nach dem Einstau und einer gewissen Sedimentationszeit (während der Untersuchung auf 6 h eingestellt) das Weiterleiten von gereinigtem Wasser in Richtung Gewässer. Im Bauwerk wird bei Trockenwetter das anfallende Fremdwasser über einen Bypass mit integriertem Leichtstoffabscheider geleitet und dort mittels Sonde kontinuierlich auf Ölverunreinigungen kontrolliert (Sonde momentan deaktiviert). Im Bypass wird ebenfalls der pH-Wert kontinuierlich erfasst und überwacht. Ca. 400 m oberhalb des Bauwerks befindet sich ein Schacht mit Spüleinrichtung. Hier wird zu Beginn eines Regenereignisses zunächst ein Stauschild ($h = 0,78 \text{ m}$) geschlossen, damit sich ein Spülwasservolumen von ca. 85 m^3 anstauen kann. Nach einem Regenereignis und der

vollständigen Entleerung des Regenwasserkanals zwischen beiden Bauwerken öffnet sich das Stauschild und das angestaute Spülwasser reinigt den Kanal und wird dann ebenfalls dem Schmutzwasserkanal zugeführt. Vor dem Spülschild befindet sich eine weitere pH-Sonde. Sollte der pH-Wert an einer der beiden Messstellen den unteren Grenzwert von 6,6 unterschreiten, bzw. den oberen Grenzwert von 8,6 überschreiten, wird eine Havariemeldung ausgelöst. Dasselbe gilt wenn Ölverunreinigungen detektiert werden. Im Falle einer Havarie wird der Bypass zum Gewässer umgehend geschlossen und das eingestaute Havarievolumen wird dem Schmutzwasserkanal zugeführt. Abbildung 2 zeigt eine schematische Darstellung der Behandlungsanlage mit den in der Messkampagne beprobten Stellen.

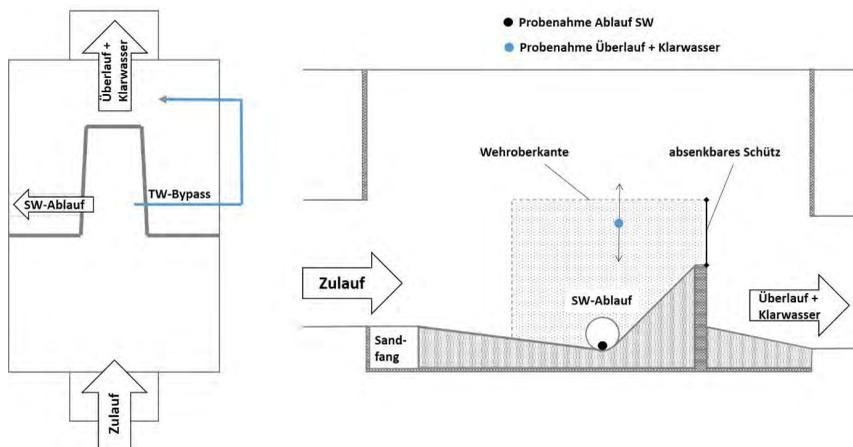


Abbildung 2: Regenwasserbehandlung nach Freiburger Model (RFM); links: Ansicht von oben, rechts: Querschnitt mit Probenahmestellen

2.3 Probenahme

In der Regenwasserbehandlungsanlage wurde eine Probenahmestelle mit zwei Tauchpumpen eingerichtet. Eine der Pumpen ist kurz vor der Wehroberkante schwimmend aufgehängt um den Überlauf (Bauwerk komplett eingestaut und Regenabfluss hält an) sowie den Klarwasserabzug (öffnen des Schützes nach Sedimentationsphase) möglichst präzise zu beproben.

Die andere Pumpe ist auf der Sohle vor dem Ablauf zum SW-Kanal angebracht (siehe Abbildung 2). Im weiterführenden Regenwasserkanal ist eine Durchflussmessung eingebaut (OCM Pro der Firma NIVUS), um eine volumenproportionale Beprobung zu ermöglichen. Die volumenproportionale Beprobung des Ablaufs ist über eine Höhenstand-Volumen-Beziehung der Anlage verwirklicht.

Die Beprobung erfolgt in sogenannten Feststoffsammlern (FSS). Dies sind großvolumige Behälter mit einem Fassungsvermögen von ca. 1000 L. Nach einem Beprobungsereignis und einer Sedimentationszeit von 1-3 Tagen werden die Feststoffe aus den FSS gewonnen. Hierbei wird zuerst Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit sowie der Füllstand in den Behältern festgehalten. Im nächsten Schritt wird vorsichtig das Überstandswasser aus den FSS abgelassen bis nur noch ein Restvolumen von ca. 10 L verbleiben. Von dem abgelassenen Überstandswasser wird dabei eine repräsentative Teilprobe genommen, um den ggf. darin enthaltenen Anteil an nicht absetzbaren Feststoffen ebenfalls zu erfassen. Im Restvolumen werden die abgesetzten Feststoffe gründlich remobilisiert und mit sorgfältiger Spülung des Behälters in einem Probenahmeimer aufgefangen. Diese Feststoffproben werden dann im Labor des ISWA weiter untersucht.

2.4 Laboranalytik

Es gibt bislang keine genormte Vorgehensweise bei der Bestimmung des Parameters AFS63. Die in dieser Messkampagne eingesetzten Verfahren zur Probenaufbereitung und Konzentrationsbestimmung sind abgeleitet von Fuchs et al. (2013) und Dierschke und Welker (2015).

Die gewonnenen Feststoffproben werden im Labor zunächst über Nasssiebung fraktioniert. Zur Nasssiebung (Spülung und Rückspülung) wird Überstandswasser aus den FSS verwendet. Wenn dies nicht ausreichen sollte wird Trinkwasser zur Spülung herangezogen.

Im Zeitraum Nov.´15 – Nov.´16 wurden folgende Größenfraktionen untersucht: < 63 µm (AFS63), 63 µm – 2 mm (AFSgrob) und > 2 mm. Seit Februar 2017 wurde die grobe Fraktion noch weiter untergliedert: 63 - 125 µm, 125 - 250 µm und 250 – 2000 µm.

Der Siebrückstand auf dem 2 mm Sieb wird nach gründlicher Spülung bei 105 °C getrocknet und ausgewogen. Die anderen Feststofffraktionen werden jeweils in Eimern aufgefangen und anschließend weiter untersucht. Hierzu werden sie in einem Rührkessel (max. Volumen: 25 L) dispergiert, homogenisiert und aufgeteilt. Es werden jeweils fünf homogene Teilproben zur Bestimmung von AFS und Glühverlust genutzt (Zeitraum: Nov.´15 – Nov.´16). Seit Februar 2017 werden in jeder Fraktion (bis auf > 2000 µm) weitere Teilproben zusätzlich auf Spurenstoffe und Metalle (41 Spurenstoffe und 22 Metalle) sowie auf die Standardparameter pH - Wert, elektrische Leitfähigkeit, TOC, DOC (alle Fraktionen) und CSB (nur Fraktion <63 µm) untersucht (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Untersuchte Größenfraktionen und Parameter seit Februar 2017

< 63 µm	63 – 125 µm	125 – 250 µm	250 – 2000 µm	> 2000 µm
AFS, pH, elekt. Leitfähigkeit, CSB (nur < 63 µm), TOC, DOC, Metalle, Spurenstoffe				Trockenrückstand

Um die nicht absetzbare Feststofffracht in den Probenahmebehältern zu erfassen, wird die Probe des Überstandswassers ebenfalls filtriert (siehe Abbildung 3, Ast Überstand).

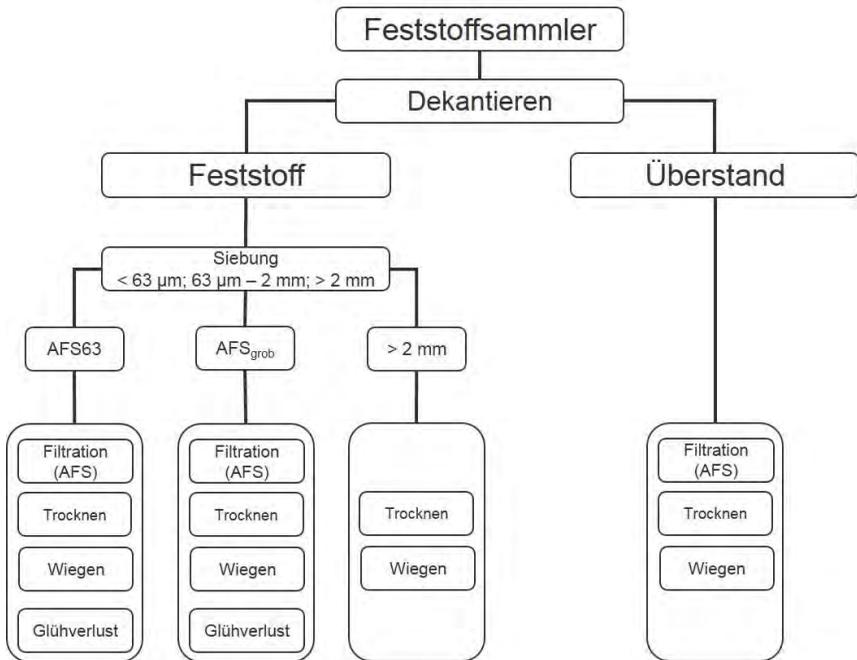


Abbildung 3: Analysenschema (Messkampagne Nov.2015-Nov.2016)

3 Ergebnisse und Diskussion

Nachfolgend werden die Ergebnisse zum Feststoffaufkommen der Messkampagne von Nov. 2015 – Nov. 2016 aufgeführt. Anschließend werden erste Ergebnisse zur Schadstoffbeladung der Partikel aus einer laufenden Untersuchung aufgeführt.

3.1 Feststoffaufkommen

Im Zeitraum der Messkampagne flossen 360.590 m³ Regenwasser aus dem Einzugsgebiet ab. Hiervon wurden 23 Regenereignisse mit einem gesamten Volumen von 54.677 m³ mittels 14 Probenahmen beprobt. Die im Mittel zugeflossene Konzentration an Feststoffen wurde über die Fracht

der 23 Regenereignisse und das jeweilige Volumen (Zulauf, Überlauf, Ablauf) ermittelt. Die mittlere Konzentration im Zulauf betrug 55,4 mg/l. Dies deckt sich mit den Ergebnissen einer früheren Untersuchung im selben Gebiet (Dittmer und Gutjahr, 2010). Die im Zeitraum Nov.2015 – Nov.2016 ermittelten Konzentrationen können Tabelle 2 entnommen werden. In Abbildung 4 ist die jeweilige Verteilung der Größenfraktionen dargestellt.

Tabelle 2: Mittlere Konzentrationen der beprobten Ereignisse (Frachtgewichtet gemittelt über Beprobungsereignisse)

Konzentrationen [mg/l]

	AFSges	AFS>2,0mm	AFSgrob	AFS63
Zulauf (c_{Zu})	55,4	7,1	27,7	20,6
Überlauf ($c_{Ü}$)	23,2	0,3	6,6	16,2
Klarwasser ($c_{Ü}$)	21,6	0,4	6,0	15,3
Ablauf SW (c_{Ab})	268,7	51,0	166,1	51,6

In den Proben von Überlauf + Klarwasser wurde ein höherer Anteil an Feinpartikeln gefunden (70 % AFS63, 28 % AFSgrob, 2 % AFS>2,0 mm). Umgekehrt waren im Ablauf mehr grobe und besser absetzbare Partikel vorhanden (62 % AFSgrob, 19 % AFS > 2,0 mm, 19 % AFS63). Der Zulauf zur Anlage enthielt 50 % grobe (AFSgrob) und 37 % feine (AFS63) Feststoffe. Bei ähnlichen Untersuchungen in anderen Gebieten wurde im Zulauf ein weitaus höherer Feinanteil festgestellt (Fuchs et al., 2013). Dies wird von den Autoren darauf zurückgeführt, dass sich teilweise die größeren Partikel bereits im Kanalnetz ablagern und daher vermehrt feine Partikel in der Behandlungsanlage ankommen. Es ist denkbar, dass durch die Spülvorrichtung am RFM Haid, dieser Klassierungseffekt verringert wird.

Die Feststofffraktion größer 2,0 mm ist im Zulauf nahezu vernachlässigbar und besteht zum großen Teil aus Blattresten (Im Ablauf zeigt die erhöhte Konzentration die Funktionalität der vor der Wehrschwelle installierten schwimmenden Tauchwand auf). Größere mineralische Partikel wurden in den Proben nicht gefunden. Dies weist auf eine gute Wirksamkeit des im Zulauf installierten Sand- und Geröllfangs hin.

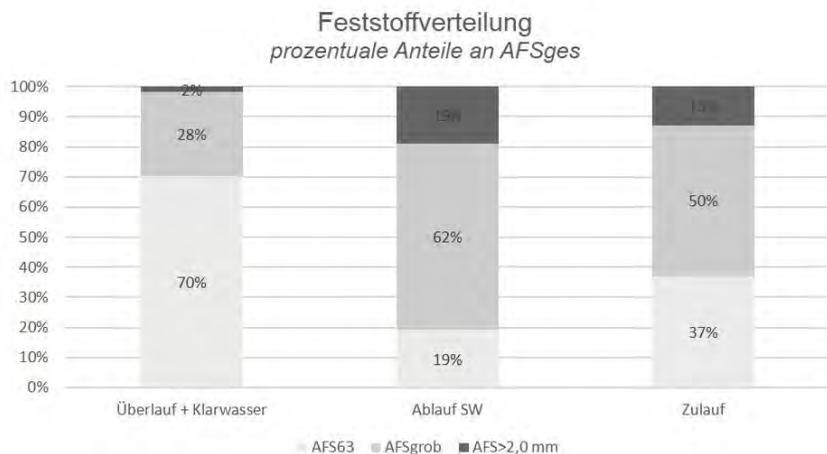


Abbildung 4: Feststoffverteilung der Größenfraktionen während Messkampagne
Nov. 2015 – Nov. 2016

Zur Einschätzung der Verschmutzung des Gewerbegebietes Haid nach DWA A-102 standen Daten der Flächeneinteilung des Einzugsgebietes zur qualitativen Bewertung nach DWA M-153 zur Verfügung. Diese Daten sind allerdings als veraltet anzusehen, da dort die genaueren Flächendaten der gesplitteten Abwassergebühr noch nicht mit eingegangen sind. Bei der Betrachtung nach dem neuen Arbeitsblatt (siehe Tabelle 3) ergibt sich ein spezifischer Austrag von 656 kg AFS63/(ha·a).

Tabelle 3: Flächenspezifischer Stoffabtrag des Gewerbegebiets Haid nach
DWA A-102

Flächeneinteilung nach A-102

5 % Kategorie I	→ 280 kg/(ha·a)
35 % Kategorie II	→ 530 kg/(ha·a)
40 % Kategorie III	→ 760 kg/(ha·a)
10 % Kategorie III	→ 760 kg/(ha·a)
10 % Kategorie III	→ 760 kg/(ha·a)

Flächengemittelte spezifische Fracht: 656 kg/(ha·a)

Bei Berechnung der spezifischen Jahresfracht an AFS63 mit der erhobenen mittleren Konzentration von 20,6 mg/l und einem abgeflossenen Volumen von 360.590 m³ ergibt sich jedoch ein deutlich niedrigerer Wert von ca. 100 kg AFS63/(ha·a). Dieser liegt unterhalb des Grenzwertes von 280 kg AFS63/(ha·a). Eine Behandlung wäre demnach nicht erforderlich. Die Ergebnisse der Messung stehen somit im Widerspruch zu den theoretisch begründeten Anforderungen an die Behandlung der Abflüsse. Ein solcher messtechnischer Nachweis ist bislang im Regelwerk jedoch nicht vorgesehen.

3.2 Schadstoffbelastung

Seit Februar 2017 werden die Feststoffproben in vier Partikelgrößenfraktionen auf Schadstoffe und Metalle untersucht (siehe Tabelle 1). Bis dato wurden 6 Regenereignisse beprobt. Aufgrund des großen Analysenspektrums (mehr als 60 Parameter in jeweils 4 Größenfraktionen) konnten bislang nur Daten von 3 Regenereignissen ausgewertet werden.

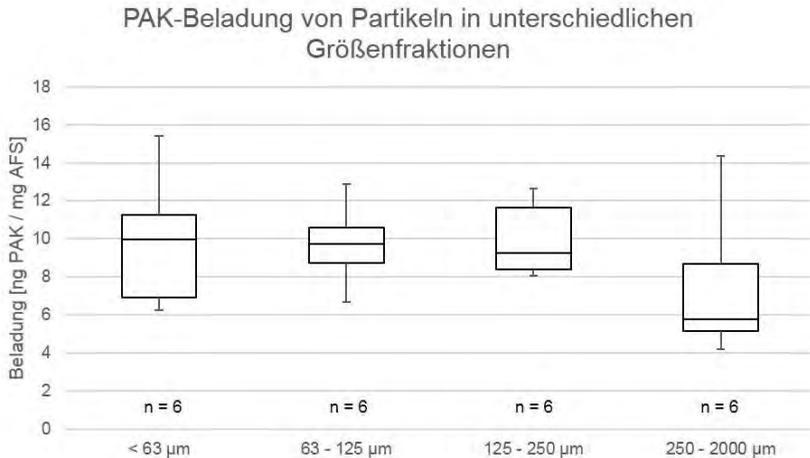


Abbildung 5: PAK-Beladung in unterschiedlichen Feststofffraktionen. Datengrundlage: Beprobung von 3 Regenereignissen.

In Abbildung 5 ist die ermittelte Beladung der Partikel mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in unterschiedlichen Größenfraktionen aufgezeigt. Entgegen der Annahme, dass die kleinsten Partikel am stärksten mit Schadstoffen beladen sind, zeigt sich hier, dass die Beladung in den ersten drei Größenfraktionen annähernd identisch ist. In der größten Fraktion 250 – 2000 μm ist die mittlere Beladung etwas niedriger. Dies könnte durch die vergleichsweise große Bandbreite dieser Fraktion erklärt werden.

Die relativ starke Streuung der Beladung ist auf unterschiedliche Effekte zurückzuführen. Zum einen kommt die Variation zwischen unterschiedlichen Regenereignissen zum Tragen. Bei einem der beprobten Ereignisse wurde eine starke Verschmutzung des Abflusses mit Heiz- und Schmieröl nachgewiesen. Die Wertmaxima stammen von diesem Ereignis. Ein weiterer Grund für die Streuung ist, dass hier innerhalb der Größenklassen die Proben der unterschiedlichen Frachtströme (Überlauf und Ablauf) zusammengefasst wurden.

In Abbildung 6 ist die Partikelbeladung mit PAK sowohl nach Partikelgrößen, als auch nach beprobten Frachtströmen aufgetragen. Im Mittel ist die

Beladung der Partikel mit einem Partikeldurchmesser kleiner als 63 µm im Überlauf höher als im Ablauf. In den anderen Größenfraktionen verhält es sich gerade andersherum. Da die feinen Partikel den größten Anteil der Feststoffe im Überlauf ausmachen, ist dies ein äußerst interessanter Sachverhalt, den es bei den zukünftigen Probenahmen weiter zu untersuchen gilt. Bisher ist die Datenbasis jedoch zu gering um aussagekräftige Schlussfolgerungen zu ziehen.

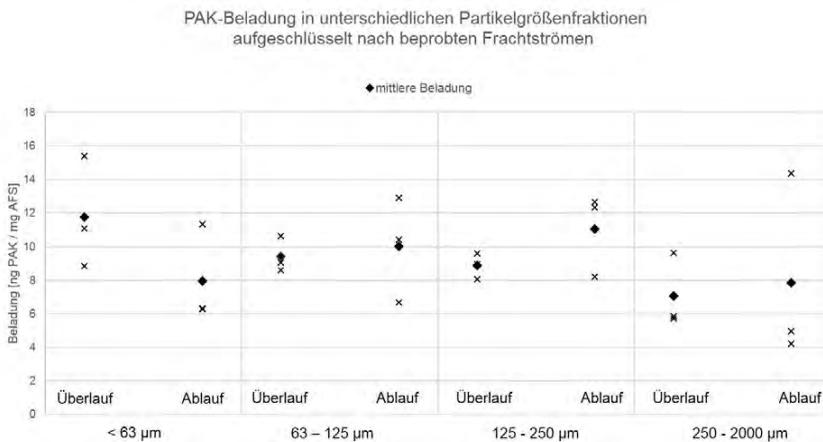


Abbildung 6: PAK-Beladung in unterschiedlichen Feststofffraktionen getrennt nach Größenklassen und beprobten Frachtströmen.

4 Fazit und Ausblick

Der im Gewerbegebiet Freiburg Haid gemessene flächenspezifische Frachtaustrag für AFS63 beträgt lediglich 33 % des Wertes, der im neuen Arbeitsblatt A - 102 für die untere Belastungskategorie festgelegt wurde. Ähnlich geringe, aber auch deutlich höhere Werte, wurden in Berliner Einzugsgebieten gefunden (Fuchs et al., 2010). Die Variation zwischen Einzugsgebieten ist sehr groß. Aufgrund dessen kann der bisher vorgesehene pauschale Ansatz im A-102 in einzelnen Fällen zu unsachgemäßen Entscheidungen führen. Die Ursachen für diese großen Unterschiede in der Flächenbelastung sind noch nicht genauer untersucht. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Aufgrund der großen Datenmenge konnten von der aktuellen Messkampagne bislang nur die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ausgewertet werden. Es ist ersichtlich, dass es einen Zusammenhang zwischen dem Aufkommen von PAK und den im Oberflächenabfluss enthaltenen Feststoffen gibt. Es werden erste Hinweise auf eine gleichmäßige Schadstoffbelastung der Partikel unterschiedlicher Größe gegeben. Jedoch reicht die Datengrundlage noch nicht aus um belastbare Aussagen zu tätigen.

Bislang konnten nur 3 Regenereignisse ausgewertet werden. Es ist zu überprüfen, ob sich das hier aufgezeigte Verhalten auch bei zukünftigen Regenereignissen darstellen lässt. Darüber hinaus wird es äußerst interessant zu sehen, ob sich die gleichmäßige Belastung der Partikel auch bei anderen Substanzen und Schwermetallen zeigt oder ob sich dort ein gänzlich anderes Verhalten einstellt.

Die angestrebten Untersuchungen sollen dazu beitragen, die Schadstoffbelastung des Oberflächenabflusses besser zu verstehen um Behandlungsmaßnahmen gegebenenfalls entsprechend anpassen zu können. Für das untersuchte Gebiet wird sich zeigen, ob bei dem relativ geringen Feststoffaufkommen die Schadstoffbelastung ebenfalls gering ist oder ob die Feststoffpartikel eventuell verhältnismäßig stark mit Schadstoffen beladen sind.

5 Literatur

- Dierschke M. (2014). Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM₆₃) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche. Dissertation. TU Kaiserslautern, Kaiserslautern.
- Dierschke M. und Welker A. (2015). Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. In: gwf Wasser - Abwasser, S. 440–446, zuletzt geprüft am 05.09.2016.
- Dittmer U. und Gutjahr N. (2010). Beschreibung des Transportes von Spurenstoffen anhand indirekter Messung. In: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft (Hg.): Regenwasserbehandlung in Abwasseranlagen - Prozesse und Lösungsansätze. 85. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium. Stuttgart, 14.10.2010 (204), S. 91–113.

- DWA (2016). Arbeitsblatt DWA-A 102. Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Entwurf Oktober 2016. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, A 102).
- Fuchs S., Lambert B. und Grotehusmann D. (2010). Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. In: Umweltwiss Schadst Forsch 22 (6), S. 661–667. DOI: 10.1007/s12302-010-0161-2.
- Fuchs S., Eyckmanns-Wolters R., Maus C., Sommer M., Voßwinkel N. und Mohn R. (2013). Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagseinleitungen - Abschlussbericht der Phase 1. beauftragt vom MKULNV NRW. Hg. v. DWA. Hennef, zuletzt geprüft am 02.02.2017.
- Gromaire M.C., Garnaud S., Gonzalez A. und Chebbo G. (1999). Charecterisation of urban runoff pollution in Paris. In: Water Sci Technol 39 (2), S. 1–8, zuletzt geprüft am 20.12.2016.
- Huber M., Welker A. und Helmreich B. (2015). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. In: The Science of the Total Environment 541, S. 895–919. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.033.
- Schmitt T.G. (2015). Stoffliche Belastung und Behandlung von Regenwasserabflüssen. In: 48. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen, 15.-17.04.2015 (236), S. 21.
- Stadt Freiburg (2011). Erteilung des wasserrechtlichen Benehmens und naturschutzrechtliche Zulassung für die Errichtung und Betrieb einer Regenwasserbehandlungsanlage (RFM) im Gewerbegebiet Haid / Stadtwald Distrikt XII Mooswald Süd in Freiburg, Flurst.Nr. 26933, 26933/1 (in Höhe Bötzingen Str. 74), zuletzt geprüft am 26.04.2017.
- Welker A. (2005). Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Habilitation. TU Kaiserslautern, Kaiserslautern.
- Xanthopoulos C. und Hahn H.H. (1992). Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Hg. v. Universität Karlsruhe. Institut für Siedlungswasserwirtschaft.

Korrespondenz an:

Philipp Baum
Universität Stuttgart
Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft
Bandtäle 2, 70569 Stuttgart
Tel.: +49-711-685-63895
Fax: +49-711-685-63729
Email: philipp.baum@iswa.uni-stuttgart.de

Einfluss von Streusalz auf die Flockung partikulärer Stoffe in Regenbecken an Autobahnen

Simon Faltermaier, Steffen Krause und F. Wolfgang Günthert

Universität der Bundeswehr München

Professur für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Kurzfassung: Niederschlagswasser von Autobahnen wird in Deutschland vorwiegend zentral in Regenbecken mit Dauerstau behandelt. Ziel dieser qualitativen Behandlung ist die Sedimentation partikulärer Stoffe, während gelöste Stoffe weitestgehend unbehandelt das System passieren. In diesem Beitrag werden Untersuchungen zur Erhöhung der Sinkgeschwindigkeit partikulärer Stoffe in Bereichen mit hoher Salinität dargestellt. In Absetzversuchen wurden verschiedene Wasser-Feststoff-Gemische bei unterschiedlichen Salzkonzentrationen mittels digitaler Bildauswertung untersucht. Es zeigte sich eine Verbesserung der Sedimentationsleistung mit steigender Salzkonzentration, die auf einer Erhöhung der Sinkgeschwindigkeit beruht. Um das langfristige Rücklösungspotential von Schwermetallen bei erhöhten Salzkonzentrationen zu erfassen wurde außerdem eine sequentielle Extraktion mit Sediment von Regenbecken durchgeführt. Im Ergebnis zeigte sich hier bei den untersuchten Metallen Cu, Pb, Ni und Zn ein sehr geringer Anteil leicht rücklösbarer Schwermetalle.

Es ergibt sich daraus im Vergleich zur Beckenkonstruktionen, die diesen Effekt nicht berücksichtigen eine Verbesserung hinsichtlich des Rückhalts partikulär gebundener Schwermetalle.

Keywords: Regenbecken, Schwermetalle, Sequentielle Extraktion, Flockung

1 Einleitung

An Autobahnen erfolgt die Sammlung und Behandlung des Niederschlagswassers häufig in Regenbeckensystemen. Niederschlagswasserabfluss von Verkehrsflächen enthält typischerweise gelöste und partikuläre organische Stoffe, Schwermetalle und im Winter Streusalzkomponenten (Folkeson et al., 2009; Huber et al., 2016).

Der Einfluss von Streusalz auf die Absetzwirkung der Becken wurde bisher nur bezüglich hydraulischer Kurzschlüsse hinsichtlich densimetrischer Einschichtung betrachtet. Studien in marinen Umgebungen zeigten jedoch auch, dass sich bei zunehmender Konzentration von NaCl und CaCl₂ die Sinkgeschwindigkeit erhöhte (Portela et al., 2013; Sutherland et al., 2014). Basierend auf diesen Erkenntnissen wurden Absetzversuche mit verschiedenen Konzentrationen typischer Sedimentproben aus Regenbecken bei unterschiedlichen Salzkonzentrationen durchgeführt, um den Zusammenhang zwischen Sinkgeschwindigkeit und Salzkonzentration zu bestimmen. Bei positiver Korrelation der beiden Faktoren kann mit einer verbesserten Abtrennung partikulär gebundener Schwermetalle im Niederschlagswasser während der Streusalzseason gerechnet werden. Bauliche Maßnahmen, wie z. B. Flockungszonen mit hoher Salzkonzentration können dann die Reinigungsleistung der Becken deutlich erhöhen.

Der Erfolg dieses Ansatzes ist jedoch nur dann gegeben, wenn der Anteil leicht rücklösbarer Schwermetalle gering ist und es bei der Durchströmung dieser Flockungszonen nicht zur Remobilisierung der gebundenen Schwermetalle kommt.

2 Material und Methoden

2.1 Versuchsgebiet

Die Sedimentproben für die Absetzversuche und die sequentielle Extraktion wurden von einem Regenbecken an einem stark befahrenen Autobahnabschnitt (Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke > 90.000 Fahrzeuge pro Tag) zwischen München und Augsburg entnommen. An das einstufige Regenbeckensystem sind 2,8 ha undurchlässige Fläche angeschlossen (Asphalt und Grünstreifen), die Länge des entwässerten Autobahnabschnitts beträgt 1,5 km. Das Regenbecken ist seit 2009 in Betrieb und wurde seitdem noch nicht geleert. Für die Fraktionierung der Schwermetalle wurden Sedimentproben an verschiedenen Messpunkten an fünf Tagen genommen.

Zusätzlich wurden für die Fraktionierung Sedimentproben aus dem Absetzbecken eines benachbarten Regenbeckensystems im gleichen Autobahnabschnitt gewonnen, an welches 2,55 ha undurchlässige Fläche und ein Autobahnabschnitt von 0,7 km angeschlossen sind. Beide Beckensysteme sind jeweils 2 m tief und haben eine undurchlässige Sohle.

2.2 Absetzversuche

Die Absetzversuche wurden mit getrockneten, gemahlene Proben durchgeführt. Das getrocknete Sediment wurde eingewogen und in einem 2,5 L Becherglas mit destilliertem Wasser gemischt. Die Sedimentkonzentration wurde zwischen 2,4 und 3,2 g/L variiert. Die Salzkonzentration zwischen 0 – 19,2 g/L NaCl eingestellt. Die Versuche wurden in Doppelbestimmung mit zwei Absetzzyindern in einer geschlossenen Kammer durchgeführt. Als einzige Lichtquelle diente eine flächige LED hinter den Absetzzyindern. Während der Versuchsdauer wurden in regelmäßigen Abständen Bilder von einer Digitalkamera (CANON EOS 600D) aufgenommen (s. Versuchsaufbau in Abbildung 1).

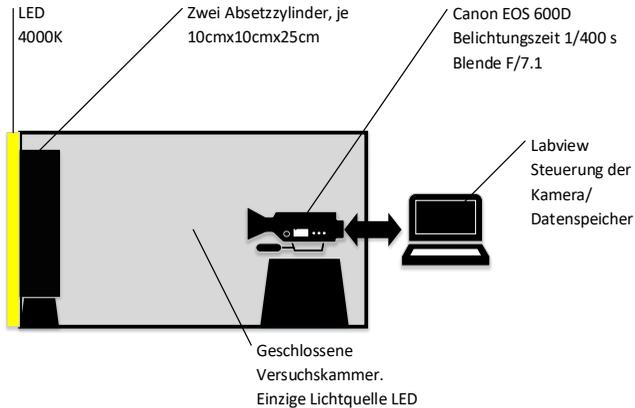


Abbildung 1: Versuchsaufbau Sinkgeschwindigkeit

Durch die gleichmäßige Belichtung während der Versuchsdauer und die fixierten Belichtungseinstellungen der Kamera ist die Graustufe pro Pixel direkt proportional zur dortigen Sedimentkonzentration. Die erzeugten Bilder wurden durch die Bildung von Zeilenmittelwerten zur Spaltvektoren reduziert und aneinandergefügt (Abbildung 2).

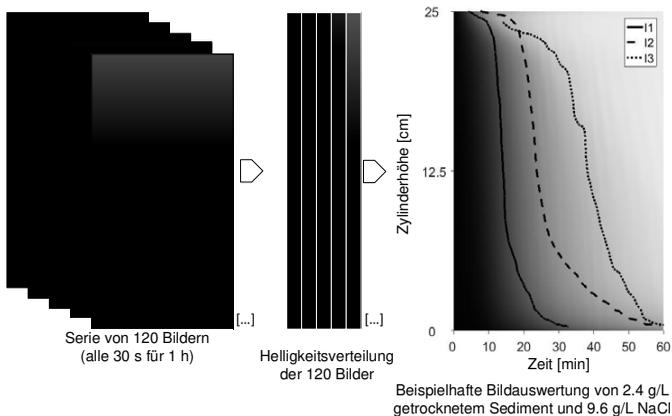


Abbildung 2: Beispiel der Bildauswertung

Entsprechend der Methodik von Sutherland et al. (2014) wurden drei Absetzkurven entsprechend der folgenden Formeln definiert:

$$I_1 = \frac{3}{4} I_{\min} + \frac{1}{4} I_{\max}$$

$$I_2 = \frac{1}{2} I_{\min} + \frac{1}{2} I_{\max}$$

$$I_3 = \frac{1}{4} I_{\min} + \frac{3}{4} I_{\max}$$

Mit I_{\min} = Minimale Lichtintensität der Bildserie

I_{\max} = Maximale Lichtintensität der Bildserie

Durch die Ableitung der Absetzkurven ergibt sich die Sinkgeschwindigkeit v_s zu:

$$v_{s,n} = - \frac{dI_{n,y(t)}}{dt}$$

Für die Auswertung wurden die maximalen Sinkgeschwindigkeiten der jeweiligen Messreihe verwendet.

2.3 Fraktionierung der Schwermetalle im Sediment

Um das Potential zur Rücklösung von Schwermetallen unter Streusalzeinfluss, wie von Bauske und Goetz (1993) beschrieben, zu überprüfen, wurde eine fünfstufige sequentielle Extraktion an Sedimentproben von zwei Regenbecken nach Tessier et al. (1979) durchgeführt. Die Proben wurden an 5 Tagen vor und während der Wintersaison entnommen. Die Fraktionen werden bei dieser Methodik wie folgt definiert:

Fraktion 1 „Austauschbare“: Metalle dieser Fraktion sind an der Oberfläche von Partikeln adsorbiert und daher sehr leicht mobilisierbar. Durch verdünnte (Erd-)Alkalimetallsalzlösungen können diese im neutralen pH-Bereich durch Ionenaustausch mobilisiert werden.

Fraktion 2 „Karbonatisch gebunden“: Schwermetalle die durch Adsorption an Carbonate gebunden sind, sind ebenfalls leicht mobilisierbar und können durch verdünnte Essigsäure und die folgende Auflösung der Carbonate freigegeben werden.

Fraktion 3 „Eisen-/Manganoxid gebunden“: Diese Fraktion ist durch reduzierende Bedingungen leicht lösbar und gilt damit als mäßig mobilisierbar.

Fraktion 4 „Organisch gebunden“: Schwer mobilisierbar sind dahingegen die organisch oder sulfidisch gebundenen Metalle, die durch oxidative Auflösung gelöst werden können.

Fraktion 5 „Rest“: Metallverbindungen dieser Fraktion sind fest im Kristallgitter von Mineralien eingebaut und unter natürlichen Umständen nicht mobilisierbar. Als Extraktionsmittel dienen daher starke Säuren zum Beispiel Königswasser.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Absetzversuche zeigen einen Anstieg der Sinkgeschwindigkeit von 0,002 cm/s auf 0,028 cm/s bei 19,2 g/l, wobei der stärkste Anstieg zwischen 0 g/l und 6,4 g/l NaCl lag (Abbildung 3). Dies ist besonders relevant, da diese Salzkonzentrationen an der Sohle von Regenbecken erwartet werden können, wenn das Streusalz längere Zeit in der Wintersaison ausgebracht wird. Aus der Theorie wäre zu erwarten, dass eine höhere Partikelkonzentration zu einer schnelleren Flockenaggregation und damit zu einem schnelleren Absetzen führt. In dieser Untersuchung zeigen beide Sedimentkonzentrationen jedoch vergleichbare Ergebnisse, die für behindertes Absetzen bei 3,2 g/l Sedimentkonzentration indikativ sein können. Insgesamt liegen die Ergebnisse im Bereich von Studien, die sich in marinen Umgebungen mit ähnlichen Partikelgrößen und Oberflächeneigenschaften (Mietta et al., 2009; Sutherland et al., 2014)

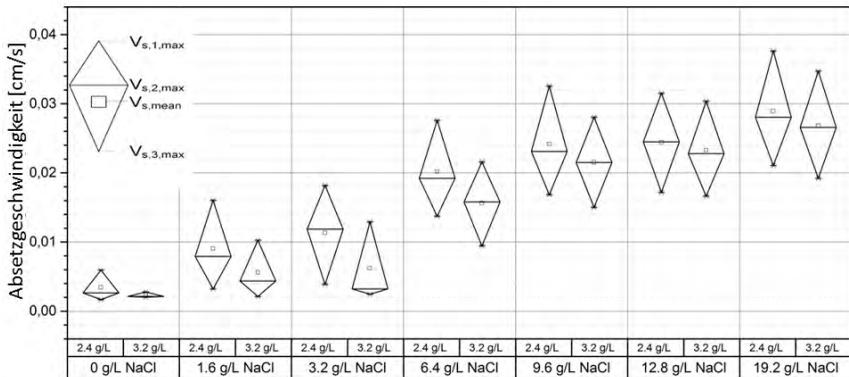


Abbildung 3: Einfluss von NaCl auf die Sinkgeschwindigkeit

Alle untersuchten Schwermetalle waren nur in sehr geringem Maße in der leicht mobilisierbaren Fraktion 1 zu finden (Tabelle 1). Die Gefahr einer erhöhten Rücklösung von Schwermetallen beim gezielten Einsatz von Streusalz zur Flockung ist daher nicht gegeben. Eine Verringerung des pH Werts könnte aus Fraktion 2 eine deutliche Rücklösung von Blei und Zink zur Folge haben. Sinkt die Sauerstoffkonzentration im Becken deutlich, besteht in Fraktion 3 für alle untersuchten Metalle das Risiko erheblicher Remobilisierung.

Tabelle 1: Fraktionierung der Schwermetalle nach Tessier et al. (1979)

	F1	n	F2	n	F3	n	F4	n	F5	n
Cu	3 ± 1 %	90	5 ± 3 %	90	22 ± 23 %	72	35 ± 26 %	54	43 ± 26 %	54
Pb	4 ± 3 %	90	24 ± 11 %	90	29 ± 19 %	72	38 ± 12 %	54	5 ± 4 %	54
Ni	3 ± 1 %	90	8 ± 2 %	90	13 ± 6 %	72	12 ± 10 %	54	92 ± 41 %	54
Zn	2 ± 2 %	90	38 ± 48 %	90	26 ± 10 %	72	10 ± 8 %	54	27 ± 11 %	54

Die Konstruktion von Flockungszonen mit hohem Salzgehalt scheint anhand dieser Untersuchungen ein vielversprechender Ansatz zur verbesserten Niederschlagswasserbehandlung von Straßenabflüssen in Regenbecken. Besonders die hochbelastete und schwer sedimentierbare Frak-

tion $< 63 \mu\text{m}$ kann durch Flockung in eine besser absetzbare Form überführt werden.

Wenngleich nur ein sehr geringer Anteil der Schwermetalle in der leicht rücklösbaren Form gebunden ist und das Risiko einer Remobilisierung durch Streusalz daher gering ist, muss aber von einer gezielten Erhöhung der Salzkonzentration zugunsten einer verbesserten Flockung abgesehen werden. Bereits geringe Mengen an NaCl beeinträchtigen den ökologischen Zustand der nachgeschalteten Bäche und Flüsse (Jones et al., 2015). Andererseits ist eine deutliche Verringerung der Streusalz Konzentration im Niederschlagsabfluss aufgrund der zu bewerkstelligen Verkehrssicherheit im Winter nicht zu erwarten, so dass der Ansatz auch in Zukunft Anwendung finden kann.

4 Zusammenfassung

Durch Absetzversuche mit digitaler Bildauswertung konnte ein Zusammenhang zwischen der NaCl Konzentration und Sinkgeschwindigkeit von Regenbeckensediment nachgewiesen werden. Flockungsprozesse erhöhen die Sinkgeschwindigkeit und führen zu einer verbesserten Abtrennung von partikulär gebundenen Schwermetallen. Da nur ein sehr geringer Teil der Schwermetalle in leicht rücklösbarer Form gebunden ist, besteht bei hohen Salzgehalten kein erhöhtes Risiko, die Schwermetalle in gelöste Form überzuführen. Die Konstruktion von Flockungszonen mit erhöhtem Salzgehalt ist daher ein vielversprechender Ansatz zur weiteren Erhöhung der Reinigungsleistung von Regenbecken an Autobahnen.

5 Literatur

- Bauske B. und Goetz D. (1993). Effects of Deicing-Salts on Heavy Metal Mobility
Zum Einfluß von Streusalzen auf die Beweglichkeit von Schwermetallen. Acta hydrochim. hydrobiol. 21(1):38–42. 10.1002/aheh.19930210106
- Folkesson L., Bækken T., Brenčič M., Dawson A., François D., Kuřimská P. und Leitão T. (2009). Sources and Fate of Water Contaminants in Roads. In: Ansal A., Dawson A. (Hrsg) Water in Road Structures: Movement, Drainage and Effects.

Geotechnical, Geological and Earthquake Engineering, Band 5. Springer Netherlands, Dordrecht, S 107–146

- Huber M., Welker A. und Helmreich B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the Total Environment* 541:895–919. 10.1016/j.scitotenv.2015.09.033
- Jones B., Snodgrass J.W. und Ownby D.R. (2015). Relative Toxicity of NaCl and Road Deicing Salt to Developing Amphibians. *Copeia* 103(1):72–77. 10.1643/CP-13-082
- Mietta F., Chassagne C., Manning A.J. und Winterwerp J.C. (2009). Influence of shear rate, organic matter content, pH and salinity on mud flocculation. *Ocean Dynamics* 59(5):751–763. 10.1007/s10236-009-0231-4
- Portela L.I., Ramos S. und Teixeira A.T. (2013). Effect of salinity on the settling velocity of fine sediments of a harbour basin. *Journal of Coastal Research* 165:1188–1193. 10.2112/SI65-201.1
- Sutherland B.R., Barrett K.J. und Gingras M.K. (2014). Clay settling in fresh and salt water. *Environmental Fluid Mechanics* 15(1):147–160. 10.1007/s10652-014-9365-0
- Tessier A., Campbell P.G.C. und Bisson M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51(7):844–851. 10.1021/ac50043a017

Korrespondenz an:

Simon Faltermaier
Werner-Heisenberg-Weg 39; 85577 München
Tel.: 089-6004/4730
Fax: 089-6004/3858
Email: simon.faltermaier@unibw.de

Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft und Konstruktiven Wasserbau der Technischen Universität Graz

Bisher erschienene Hefte:

- | | | | |
|------|----|--------|---|
| Heft | 1 | (1959) | VEDER, C.: Neue Verfahren zur Herstellung von untertägigen Wänden und Injektionsschirmen in Lockergesteinen und durchlässigem Fels (vergriffen) |
| Heft | 2 | (1959) | BEER, O.: Hochwasserentlastungsanlagen österreichischer Talsperren |
| Heft | 3 | (1960) | WEHRSCHÜTZ, F.: Wasserentnahme aus alpinen Abflüssen |
| Heft | 4 | (1961) | TSCHADA, H.: Die Spiralauslässe des Kraftwerkes St.Pantaleon |
| Heft | 5 | (1962) | GRENGG, H.: Funktion, Ordnung und Gestalt im konstruktiven Wasserbau |
| Heft | 6 | (1962) | PIRCHER, W.: Wehreichungen an der Enns |
| Heft | 7 | (1962) | WEHRSCHÜTZ, F.: Füll- und Entleerungssysteme von Schiffsschleusen mit großen Fallhöhen |
| Heft | 8 | (1962) | REITZ, A.: Das Stauwerk im Bogen |
| Heft | 9 | (1963) | PIRCHER, W.: Die Bautypen der Wasserkraft |
| Heft | 10 | (1964) | WEHRSCHÜTZ, F.: Kritische Betrachtung der Modellgesetze |
| Heft | 11 | (1965) | SIMMLER, H.: Das neue Institut für Wasserbau |
| Heft | 12 | (1964) | RADLER, S.: Die Berechnung der Abflüsse im natürlichen Gerinne |
| Heft | 13 | (1965) | ALTENBURGER, H.: Der Spiralauslaß als Hochwasserentlastung bei Donaukraftwerken |
| Heft | 14 | (1965) | KRESNIK, E.: Kunststoffe im wasserbaulichen Versuchswesen und deren rauhigkeitsmäßige Erfassung |
| Heft | 15 | (1970) | SVEE, R.: Untersuchungen über die Stabilität bei Wasserkraftanlagen mit idealer Regelung |
| Heft | 16 | (1971) | DROBIR, H.: Die Registrierung eines zeitlich rasch veränderlichen Wasserspiegels mit kapazitiven Meßsonden
ROTH, G.: Meßanlage zum Studium instationärer Vorgänge mit Hilfe eines Digitalcomputers |
| Heft | 17 | (1971) | DROBIR, H.: Der Ausfluß aus einem Speicher beim Bruch einer Talsperre |
| Heft | 18 | (1972) | GRENGG, H.: Wörterbuch der Wasserkraftnutzung;
Französisch – Deutsch, Deutsch – Französisch |
| Heft | 19 | (1973) | DRAXLER, A.: Mathematisches Modell für die Zuflußprognose als Hilfsmittel zur Optimierung des KW-Betriebes |
| Heft | 20 | (1974) | GRENGG, H.: Die Technisierung großer Ströme in Verbindung mit der Wasserkraft |
| Heft | 21 | (1975) | GRENGG, H.: Die großen Wasserkraftanlagen des Weltbestandes |
| Heft | 22 | (1977) | GRENGG, H.: Die großen Wasserkraftanlagen des Weltbestandes, 2. Teil
KRAUSS, H.: Luftpfeilzug durch den Wasserabfluß in Vertikalrohren |

- Heft 23 (1979) LIEBL, A.: Die Lehre aus der Katastrophe beim Aufstau des Tarbela-Dammes in Pakistan aus der Sicht der Stahlwasserbauer
(1980) KRÖLL, A.: Die Stabilität von Steinschüttungen bei Sohlen- und Uferbefestigungen in Wasserströmungen
- Heft 24 (1981) TSCHERNUTTER, P.: Grundsatzüberlegungen zur Rentabilität und zum Ausbau von Kleinwasserkraftwerken
- Heft 25 (1984) Helmut Simmler – Zur Vollendung seines 65. Lebensjahres gewidmet von seinen ehemaligen und derzeitigen Mitarbeitern an der TU Graz

Publikation des Institutes für Hydromechanik, Hydraulik und Hydrologie der Technischen Universität Graz

Bisher erschienene Bände:

- SACKL, B. (1987) Ermittlung von Hochwasser - Bemessungsganglinien in beobachteten und unbeobachteten Einzugsgebieten

Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungs- und Industrieressourcenwirtschaft, Grundwasserhydraulik, Schutz- und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Technischen Universität Graz

Bisher erschienene Bände:

- Band 1 (1977) RENNER, H.: Die Berücksichtigung nichtbindiger überdeckender Schichten bei der Bemessung von Wasserschutzgebieten
- Band 2 (1977) KAUCH, E.P.: Untersuchung des Bewegungsgesetzes für die Filterströmung, im besonderen bei höheren Geschwindigkeiten einschließlich der teilturbulenten Strömung
- Band 3 (1977) PONN, J.: Geschwindigkeitsverteilungen in radial durchströmten Nachklärbecken – Verwendung einer neu entwickelten Thermosonde
- Band 4 (1978) Festschrift zum 60. Geburtstag von E.P. Nemecek
- Band 5 (1979) RENNER, H.: Die Entwicklung einer biologischen Kläranlage für kleinste Verhältnisse
- Band 6 (1980) Forschungsberichte 1979/80
- Band 7 (1980) KAUCH, E.P.: Der Pumpversuch im ungespannten Grundwasserleiter
- Band 8 (1982) DITSIOS, M.: Untersuchungen über die erforderliche Tiefe von horizontal durchströmten rechteckigen Nachklärbecken von Belebungsanlagen
- Band 9 (1982) GEIGER, D.: Einfluß der Schlammräumung im Nachklärbecken auf die erreichbare Feststoffkonzentration im Belebungsbecken
- Band 10 (1984) Forschungsbericht 1983/84, vergriffen
- Band 11 (1984) Beeinträchtigung der Grundwasservorkommen in qualitativer und quantitativer Hinsicht
- Band 12 (1986) KOTOULAS, K.: Natürliche Entwicklung der Längen- und Querprofilform der Flüsse - ein Beitrag zum naturnahen Flußbau
- Band 13 (1987) KAUCH, E.P., M. DITSIOS: Schlamm Bilanz in Belebungsanlagen - Einfluß der hydraulischen Betriebsparameter für Trockenwetter- und Regenwetterfall

-
- Band 14 (1988) Festschrift zum 70. Geburtstag von Ernst P. Nemecek
 Band 15 (1988) Vorträge über Siedlungs- und Industriewasserbau
 Band 16 (1991) KAINZ, H.: Auswirkungen von Stoßbelastungen auf den
 Feststoffhaushalt einer Belebungsanlage
 Band 17 (1991) KLAMBAUER, B.: Grundwasserschutz und Landwirtschaft –
 Situation in Mitteleuropa

Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft Technische Universität Graz

Bisher erschienene Bände:

- Band 1 (1992) Hermann Grengg – zum 100. Geburtstag ¹⁾
 Band 2 (1992) ZITZ, W.: Die Mitbehandlung angefaulter Sammelgrubenabwässer in
 einer kommunalen, schwach belasteten Belebungsanlage ²⁾, vergriffen
 Band 3 (1992) ÜBERWIMMER, F.: Untersuchung der Ressourcen gespannter
 Grundwassersysteme mit hydraulischen und hydrologischen
 Modellen ^{1), 2)}
 Band 4 (1992) Hochwasserrückhaltebecken – Planung, Bau und Betrieb ^{1), 2)}
 Band 5 (1992) MOLNAR, T.: Rechnerunterstütztes Projektieren von
 Bewässerungssystemen ^{1), 2)}
 Band 6 (1993) Klärschlamm entsorgung in der Steiermark ²⁾
 Band 7 (1993) FRIEDRICH, Ch., WINDER, O.: Lebensraum Grazer
 Murböschungen – Zoologisch-botanische Untersuchungen
 einschließlich Planungsvorschläge ²⁾
 Band 8 (1993) REICHL, W.: Mehrdimensionale Optimierung quantitativ und
 qualitativ bewertbarer Zielfunktionen in der Wasserwirtschaft ¹⁾
 Band 9 (1993) WELLACHER, J.: Instationäre Strömungsvorgänge in
 Hochwasserrückhaltebecken ¹⁾
 Band 10 (1993) STUBENVOLL, H.: Analyse der zeitlichen Struktur von
 Niederschlagsereignissen auf der Grundlage zeitvariabler
 Datenaufzeichnung;
 ZEYRINGER, T.: Untersuchung des räumlichen Verhaltens von
 Niederschlagsereignissen auf zeitvariabler Datengrundlage ^{1), 2)}
 Band 11 (1993) Ingenieurbio logie im Schutzwasserbau ²⁾
 Band 12 (1994) Ländlicher Raum: Abwasserentsorgung in der Sackgasse? ²⁾,
 vergriffen
 Band 13 (1994) SACKL, B.: Ermittlung von Hochwasser-Bemessungsganglinien in
 beobachteten und unbeobachteten Einzugsgebieten ^{1), 2)}
 Band 14 (1995) Leben mit dem Hochwasser – Gefahr und Anpassung ²⁾
 Band 15 (1995) Betrieb, Erhaltung und Erneuerung von Talsperren und
 Hochdruckanlagen – Symposium ¹⁾
 Band 16 (1995) RICHTIG, G.: Untersuchungen zur Abflusstenstehung bei
 Hochwasserereignissen in kleinen Einzugsgebieten ²⁾
 Band 17 (1995) KNOBLAUCH, H.: Dissipationsvorgänge in Rohrleitungssystemen ¹⁾
 Band 18 (1995) Fremdwasser in Abwasseranlagen ²⁾
 Band 19/1 (1996) XVIII. Konferenz der Donauländer über hydrologische

- Band 19/2 Vorhersagen und hydrologisch-wasserwirtschaftliche Grundlagen ^{1), 2)}
- Band 20 (1996) STRANNER, H.: Schwallwellen im Unterwasser von Spitzenkraftwerken und deren Reduktion durch flußbauliche Maßnahmen ¹⁾
- Band 21 (1996) DUM, T.: Verifikation eines numerischen Strömungsmodells anhand physikalischer Modelle ¹⁾
- Band 22 (1996) VASVÁRI, V.: Ein numerisches Modell zur Bewirtschaftung gespannter Grundwasservorkommen am Beispiel des Mittleren Safentales ^{1), 2)}
- Band 23 (1996) HYDROLOGISCHE MONOGRAPHIE des Einzugsgebietes der Oberen Raab ^{1), 2)}
- Band 24 (1997) Niederwasser ^{1), 2)}
- Band 25 (1997) KRALL, E.: Untersuchung der Gesamtwahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen in kleinen, unbeobachteten Einzugsgebieten Österreichs auf der Grundlage von Gebietskennwerten ^{1), 2)}
- Band 26 (1997) Abwasserentsorgung bei fehlenden Vorflutern ²⁾
- Band 27 (1997) Festschrift anlässlich des 60. Geburtstages von Herrn O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günther Heigerrth ¹⁾
- Band 28 (1997) MEDVED, N.: Simulation und systematische Erfassung von Spülvorgängen in verlandeten Flusstauräumen ¹⁾
- Band 29 (1998) Festschrift anlässlich des 65. Geburtstages von Herrn O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Dr.h.c. Heinz Bergmann ^{1), 2)}
- Band 30 (1998) Festschrift anlässlich des 80. Geburtstages von Herrn em.O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.h.c. Dr. techn. Ernst P. Nemecek ²⁾
- Band 31 (1999) BEUTLE, K.: Untersuchungen zur Schlammstabilisierung bei diskontinuierlich belüfteten Belebungsanlagen ²⁾
- Band 32 (1999) REINHOFER, M.: Klärschlammvererdung mit Schilf ²⁾
- Band 33 (1999) GRUBER, G.: Der biologisch abbaubare Kohlenstoffgehalt in der Abwassertechnik, BTOC und BDOC als Alternative zum BSB ²⁾
- Band 34 (2000) Betrieb und Überwachung wasserbaulicher Anlagen - Symposium ¹⁾
- Band 35 (2001) FUCHS, D.: Decision Support Systeme für die Rehabilitationsplanung von Wasserrohrnetzen ²⁾
- Band 36 (2001) Untersuchungen im Einzugsgebiet der Oberen Raab über hydrologische Folgen einer möglichen Klimaänderung ^{1), 2)}
- Band 37 (2001) HABLE, O.: Multidimensional probabilistic design concept for the estimation of the overtopping probability of dams ^{1), 2)}
- Band 38 (2001) VASVÁRI, V.: Geohydraulische und bohrlochgeophysikalische Untersuchungen in geklüfteten Grundwasserleitern ^{1), 2)}
- Band 39 (2002) SCHATZL, R.: Skalenabhängiger Vergleich zwischen Wetterradardaten und Niederschlagsmessungen ²⁾
- Band 40 (2002) GUNDACKER, F.: Untersuchungen zur Schlammstabilisierung bei diskontinuierlich belüfteten Belebungsanlagen bei tiefen Temperaturen ²⁾
- Band 41 (2003) Wasserbau neu – Die Wasserbauschule an der Technischen Universität Graz ²⁾

-
- Band 42 (2004) Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft – Konzeption und Praxiserfahrungen mit einem modularen Monitoringnetzwerk zur universellen Anwendung in der Wasserwirtschaft ²⁾
- Band 43 (2005) 7. Treffen junger Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler deutschsprachiger Wasserbauinstitute ¹⁾
- Band 44 (2005) HOCHEDLINGER, M.: Assessment of Combined Sewer Overflow Emissions ²⁾
- Band 45 (2006) NEMECEK, E.P., H.HAERTL, H.GERNEDEL und H.NICKL: Horizontalfilterbrunnen ²⁾
- Band 46 (2006) WASSERBAUSYMPIOSIUM GRAZ 2006 Stauhaltungen und Speicher – Von der Tradition zur Moderne ¹⁾
- Band 47 (2006) KAN(())FUNK – Überprüfung, Bewertung und Sicherstellung der Funktionsfähigkeit von Kanalisationsanlagen in Österreich ²⁾
- Band 48 (2007) PATZIGER, M.: Untersuchung der Schlammbilanz in Belebungsstufen aufbauend auf den Prozessen im Nachklärbecken ²⁾
- Band 49 (2007) Abwassergebührensplitting, ÖWAV – TU Graz Seminar ²⁾
- Band 50 (2007) dex Fachsymposium 2007 – Abwasserableitung, Abwasser- und Klärschlammbehandlung ²⁾
- Band 51 (2008) BADURA, H.: Feststofftransportprozesse während Spülungen von Flussstauräumen am Beispiel der oberen Mur ¹⁾
- Band 52 (2008) ARCH, A.: Luftein- und Austragsprozesse bei Anlagen mit Peltonturbinen im Gegendruckbetrieb ¹⁾
- Band 53 (2008) GANGL, G.: Rehabilitationsplanung von Trinkwassernetzen ²⁾
- Band 54 (2008) Instandhaltung von Trinkwasser- und Abwasserleitungen; ÖWAV – TU Graz Symposium ²⁾
- Band 55 (2009) Optimierte Bemessung von Mischwasserentlastungsanlagen, Erfahrungen mit der Anwendung des neuen ÖWAV-Regelblattes 19; ÖWAV – TU Graz Seminar ²⁾
- Band 56 (2009) KÖLBL, J.: Process Benchmarking in Water Supply Sector: Management of Physical Water Losses ²⁾
- Band 57 (2009) Wasserverluste in Trinkwassernetzen, ÖVGW – TU Graz Symposium ²⁾
- Band 58 (2009) MAYR, D.: Hydraulic Studies on Trifurcations¹⁾
- Band 59 (2009) MUNALA, G.K.: A Viable Pro-poor Public-Private Partnership Management Model for Water Supply Services; Co-sharing Option for Kisumu, Kenya ²⁾
- Band 60 (2010) Management in der Trinkwasserwirtschaft ÖVGW – TU Graz Symposium ²⁾
- Band 61 (2010) LARCHER, M.: The Three Chamber Surge Tank – A new way of construction for the tail water area of pumped storage schemes ¹⁾
- Band 62 (2011) Aqua Urbanica 2011 – Niederschlags- und Mischwasserbewirtschaftung im urbanen Bereich, D-A-CH Gemeinschaftstagung ²⁾
- Band 63 (2011) SINDELAR, C.: Design of a Meandering Ramp ¹⁾
- Band 64 (2011) GAMERITH, V.: High resolution online data in sewer water quality modelling ²⁾
-

- Band 65 (2011) ZETINIGG, H.: Regeln für den Schutz von Trinkwasserfassungen in Österreich ²⁾, vergriffen
- Band 66 (2013) VICUINIK, R.: Untersuchungen zur Dynamik der Feststoffsedimentation in Absetzbecken ²⁾
- Band 67 (2013) ASLAM, M.T.: Settling of solids in raw wastewater - primary settling tanks and storm water tanks ²⁾
- Band 68 (2013) DOBLER, W.: Hydraulic investigations of a y-bifurcator ¹⁾
- Band 69 (2014) FRIEDL, F.: Vergleich von statistischen und physikalischen Modellen zur Berechnung der Auftrittswahrscheinlichkeit von Schadensarten auf Trinkwasser-Haupt- und Zubringerleitungen ²⁾
- Band 70 (2013) ZENZ, G.: 15. JuWi-Treffen, Fachbeiträge zur Tagung vom 31. Juli – 02. August 2013 ¹⁾
- Band 71 (2014) REGNERI, M.: Modeling and multi-objective optimal control of integrated wastewater collection and treatment systems in rural areas based on fuzzy decision-making ²⁾
- Band 72 (2015) GOLDGRUBER, M.: Nonlinear Seismic Modelling of Concrete Dams ¹⁾
- Band 73 (2015) HARB, G.: Numerical Modeling of Sediment Transport Processes in Alpine Reservoirs ¹⁾
- Band 74 (2017) SABERI, O.: Embankment Dam Failure Outflow Hydrograph Development ¹⁾
- Band 75 (2017) Aqua Urbanica 2017 – Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen, D-A-CH Gemeinschaftstagung ²⁾

Die Bände sind zu beziehen bei:

- 1) Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft
Technische Universität Graz, Stremayrgasse 10/II, 8010 Graz, Österreich
Tel. +43(0)316/873-8361, Fax +43(0)316/873-8357
E-Mail: hydro@tugraz.at
- 2) Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
Technische Universität Graz, Stremayrgasse 10/I, 8010 Graz, Österreich
Tel. +43(0)316/873-8371, Fax +43(0)316/873-8376
E-Mail: office.sww@tugraz.at
- 3) Verlag der technischen Universität Graz
Technische Universität Graz, Technikerstraße 4, 8010 Graz, Österreich
Tel. +43(0)316/873-6157
E-Mail: verlag@tugraz.at