





FHO Fachhochschule Ostschweiz

**Tagungsband - Aqua Urbanica 2019** 

## REGENWASSER WEITERDENKEN -BEMESSEN TRIFFT GESTALTEN

9. - 10. September 2019, Rigi Kaltbad (Schweiz)



Regenwasser weiterdenken – Bemessen trifft Gestalten 9.-10. September 2019, Rigi Kaltbad Tagungsband Aqua Urbanica 2019 Copyright © 2019, HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Schweiz Regenwasser weiterdenken – Bemessen trifft Gestalten 9.-10. September 2019, Rigi Kaltbad Tagungsband Aqua Urbanica 2019 Copyright © 2019, HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Schweiz

Der vorliegende Tagungsband "Regenwasser weiterdenken – Bemessen trifft Gestalten" beinhaltet 45 Textbeiträge der D-A-CH Gemeinschaftstagung Aqua Urbanica, welche massgeblich vom VSA unterstützt von der HSR Hochschule für Technik Rapperswil am 9.-10. September 2019 in Rigi Kaltbad in der Schweiz durchgeführt wurde.

Der Inhalt der Beiträge unterliegt der Eigenverantwortung der Autorinnen und Autoren.

Die Herausgeber

#### **Redaktionelle Bearbeitung**

Kaderli, Lars; Burkhardt, Michael (beide HSR)

#### Herausgeber

Burkhardt, Michael; Graf, Christian (Hrsg.) HSR Hochschule für Technik Rapperswil Oberseestrasse 10 8640 Rapperswil Schweiz

#### Zitiervorschlag

Burkhardt, M, Graf, C. (Hrsg.): Regenwetter weiterdenken – Bemessen trifft Gestalten. Tagungsband Aqua Urbanica 2019, HSR Hochschule für Technik, Rapperswil, Schweiz, S. 281, 2019.

DOI: 10.5281/zenodo.3384207

#### Vorwort

In Mitteleuropa verfügen wir über eine hervorragende Infrastruktur zur Siedlungsentwässerung. Doch Hochwasser, Starkregen, Hitzeinseln und steigender Bewässerungsbedarf haben uns über die letzten Jahre aufgezeigt, dass urbane Räume vom Klimawandel bereits betroffen sind. Diese Veränderungen beeinflussen uns Menschen, die Biodiversität und Siedlungswasserwirtschaft.

Um zukunftsfähige Lebensbedingungen zu schaffen, brauchen wir deshalb resiliente, visionäre Konzepte und innovative Technologien zur Bewirtschaftung von Niederschlagswasser und Minimierung der Folgen von Starkregen und Heisszeiten. Effektive Lösungen benötigen nicht immer neue Infrastrukturen, sondern vielfach sind integrale Strategien zur besseren Bewirtschaftung gefragt. Um diese Ziele zu erreichen, ist eine disziplinenübergreifende Zusammenarbeit von Ingenieuren und Landschaftsarchitekten, um die Entwässerung sicher, wirtschaftlich und ökologisch nachhaltig zu gestalten, von wesentlicher Bedeutung. Wir müssen Regenwasser weiterdenken.

Die Aqua Urbanica zielt auf einen breiten Meinungs- und Erfahrungsaustausch zum Bemessen und Gestalten von wassersensiblen Stadtstrukturen und Bewirtschaftungskonzepten. Dabei stehen Konzepte zur dezentralen Retention und Nutzung von Regenwasser sowie innovative technische Massnahmen im Fokus.

Wir freuen uns, dass die zahlreichen interessanten Beiträge aus Praxis und Wissenschaft ein breites Spektrum abbilden und damit die D-A-CH Gemeinschaftstagung wesentlich prägen!

Rapperswil, im September 2019

Michael Burkhardt

Christian Graf

Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC)

Institut für Landschaft und Freiraum (ILF)

Für das Scientific Board der Aqua Urbanica

#### Scientific Board der Aqua Urbanica (www.aqua-urbanica.org)

HSR: Michael Burkhardt, Christian Graf Eawag: Max Maurer, Jörg Rieckermann

TU Graz: Dirk Muschalla, Günter Gruber

Universität Innsbruck: Wolfgang Rauch, Manfred Kleidorfer

TU Kaiserslautern: Christian Scheid, Ulrich Dittmer Universität Stuttgart: Manuel Krauß, Marie Launay

#### Organisatoren

- VSA: Stephanie Hürlimann, Stefan Hasler
- HSR: Michael Burkhardt, Christian Graf, Philipp Hodel, Simon Vogel, Lars Kaderli
- Eawag: Jörg Rieckermann





















# Wir danken den Sponsoren ganz herzlich für Ihre grosszügige Unterstützung der Aqua Urbanica 2019!

itwh - Institut für technisch- <u>itwh.de</u> wissenschaftliche Hydrologie GmbH



Mall AG

www.mall.ch



VEGA Messtechnik AG

www.vega.com



#### **Ausstellerverzeichnis**

Bgu-Umweltschutzanlagen GmbH <u>bgu-online.de</u>

Enregis GmbH <u>www.enregis.de</u>

Funke Kunststoffe GmbH <u>www.funkegruppe.de</u>

Hauraton GmbH & Co. KG <u>www.hauraton.de</u>

HST Systemtechnik GmbH & Co. KG www.hst.de

H.Klostermann GmbH & Co. KG www.klostermann-beton.com

InnoAqua GmbH & Co. KG <u>www.innoaqua.de</u>















### **Inhaltsverzeichnis**

Hauptautor	Beitrag	Titel (interaktiver Link)	Seite
Bachmann- Machnick	Poster 15	Baden in der Ruhr – Nutzung von Niederschlags und Mischwasserüberlaufdaten zur Vorhersage der Badegewässerqualität	3
Back	Vortrag B3	Untersuchung und Optimierung der Einbindung dezentraler Entwässerungssysteme	9
Boller	Poster 10	Automatisierte Auswertung von optischen Kanalinspektionsaufnahmen	16
Bruening	Vortrag E1	Messdatenbasierte Optimierung von Drosselabflüssen	20
Burckhardt	Poster 11	Saubere Gewässer dank hoher GEP-Datenqualität	26
Carell	Vortrag D1	Innovative Abflussmessungen in Entwässerungssystemen mittels Videos von Webcams und Smartphones	35
Dainton	Poster 12	Automatisierte Erstellung von Einzugsgebieten für die Generelle Entwässerungsplanung	40
Devasia	Poster 14	Vorhersage der Mecoprop-Dynamik im urbanen Regenwasserabfluss mit einem gekoppelten prozess-basierten Schmutzfrachtmodel	46
Dierkes	Poster 22	Prüfung von dezentralen Sedimentationsanlagen	54
Dierkes	Vortrag C3	Wasserdurchlässige Pflasterbeläge mit hoher Verdunstungsleistung	62
Dilly	Vortrag B2	Smart Water: Intelligenter und nachhaltiger Umgang mit Wasser in der Stadt der Zukunft	69
Disch	Vortrag D2	Messfehler oder Prozessanomalie? – Echtzeit Datenvalidierung für eine zuverlässige Prozessüberwachung in Kanalnetzen	73
Dürst	Poster 23	Den Umgang mit Regenwasser ökologisch und ökonomisch Optimieren	79
Elsener	Poster 13	Echtzeit-Monitoring für das ERM-Abwassersystem	82
Elsner	Poster 01	Planerische Vorgaben für Bioretentionselement im Kontext der wassersensiblen Stadtentwicklung in China und Deutschland	88
Förster	Poster 03	Experimentelle und modelltechnische Untersuchung von Null-Grad-Dachbegrünung.	95
Gautschi	Poster 05	Siedlungsentwässerung neu denken – ein Beitrag zu mehr Ressourcen-effizienz in der Planung	101
Gruber	Vortrag D3	Messtechnische Ermittlung von Jahresschmutzfrachten in einem Mischwasser- und einem Niederschlagswasserkanal	107
Hauber	Vortrag B4	Modernes Regenwassermanagement für eine klimaangepasste Zukunft – Beispiele aus der Praxis	119
Hilligardt	Poster 24	Physiochemische Niederschlagsabflussbehandlung mit modernen Methoden der Regelungstechnik	126
Hörnschemeyer	Vortrag C2	Ein SWMM-Baustein für die Berechnung der Evapotranspiration von urbaner Vegetation	133
Huwe	Vortrag F1	Hydraulische Leistung von Rinnenfiltern zur dezentralen Regenwasserbehandlung	141
Imhof	Poster 06	Gebäudeschutz gegen Oberflächenabfluss	146
Matzinger	Poster 09	Potenzial von Bilddaten aus sozialen Medien für die urbane Überflutungsvorsorge – Versuch einer Anwendung für zwei extrem Starkregenereignisse in Berlin	155

Mutzner	Vortrag D4	20 Mischwasserentlastungen mit Passivsammlern auf 13 Mikroverunreinigungen untersucht	161
Nenz	Vortrag B1	Potenziale grau-grün-blau gekoppelter Wasserinfrastruktur für die Gestaltung zukunftsfähiger und klimagerechter Städte – Ergebnisse eines strategischen Planungsprozesses in einem Pilotquartier	165
Oberascher	Vortrag C4	Erweiterte Regenwasserbewirtschaftung durch smarte Regentonne	171
Picarel	Poster 08	INVERS®: digitales Infrastrukturmanagement	177
Rehfeld-Klein	Vortrag C1	Bäume in der Stadt und dezentrale Regenwasserbewirtschaftung	181
Rommel	Vortrag F2	Drei dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse im Feldversuch – sind die Einzugsgebiete an der gleichen Straße vergleichbar?	185
Ruppelt	Vortrag F4	Einsatz von Floating Treatment Wetlands zur verbesserten Behandlung von Niederschlagsabflüssen außerörtlichen Straßen	190
Schier	Vortrag F3	Mehrstufige RBF-Technologie zur Phosphor-, Schwermetall- und Spurenstoffadsorption von RWÜ/MWÜ	196
Schirmer	Poster 04	Regenwasser länger an der Oberfläche halten, gestalten und nutzen	204
Schmaußer	Poster 25	Die technische Straßenabwasserbehandlung HUBER Scheibenfilter RoDisc	208
Schuster Poster 18		Beimpfung technischer Filter zur Startphasenreduktion	212
Schutz	Vortrag E2	Potenzial der dynamischen Bewirtschaftung in der Planungsphase, ein Projektzwischenbericht	216
Sigrist	Vortrag E4	Potenzial von integraler Bewirtschaftung von Kanalnetz und Abwasserreinigungsanlagen: ein empirischer Vergleich	224
Sommer	Poster 19	Versickerung und Stoffrückhalt durch die Oberbodenzone	231
Sommer	Vortrag C5	Intelligente Steuerung von Retentionsspeichern in Gründächern zur Maximierung der Verdunstung und des Überflutungsschutzes	237
Stärkele / Berlinger	Poster 20	Behandlung von Regenwasserabläufen am Beispiel des Neubaus der Straßentangente "Zug-Baar", einer Gemeindestraße der Stadt Zug	243
Töngi	Vortrag E3	Dynamische Abwasserbewirtschaftung am Beispiel Zweckverband ARA Meilen-Herrliberg-Uetikon am See	248
Venghaus	Poster 17	Reifenabrieb in der Siedlungswasserwirtschaft	257
Weiß	Poster 21	A 102-konformes Bemessungsverfahren für rohrförmige Sedimentationsanlagen unter Ansatz der Verweilzeit	262
Zbinden	Poster 06	Grafische Flächenerfassung für die Verrechnung der wiederkehrenden Regenabwassergebühren	268
Zeleny	Poster 02	Praktischer Einsatz von "Grüner Infrastruktur" am Beispiel des Systems "Drain Garden®"	275

# Baden in der Ruhr - Nutzung von Niederschlags- und Mischwasserüberlaufdaten zur Vorhersage der Badegewässerqualität

A. Bachmann-Machnik<sup>1,3</sup>, A. Schönfeld<sup>1</sup>, H.-J. Mälzer<sup>2</sup> und U. Dittmer<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Ruhrverband, Kronprinzenstraße 37, 45128 Essen, Deutschland

<sup>2</sup>IWW Zentrum Wasser, Moritzstraße 26, 45476 Mülheim an der Ruhr, Deutschland

<sup>3</sup>TU Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Paul-EhrlichStraße 14, 67663 Kaiserslautern, Deutschland

Kurzfassung: Flüsse und Seen in städtischen Einzugsgebieten werden zunehmend für ihren hohen ökologischen und Erholungswert geschätzt. Dabei wächst insbesondere die Nachfrage nach Badestellen an städtischen Gewässern. In vielen deutschen Flüssen wie der Ruhr ist das Baden jedoch seit Jahrzehnten verboten. Am Baldeneysee, dem größten Ruhrstausee im dicht besiedelten Ruhrgebiet, wurde 2017 die erste offizielle Badestelle eröffnet. Mischwasserüberläufe entlasten in das Einzugsgebiet des Baldeneysees und können bei Niederschlagsereignissen die hygienische Qualität des Gewässers negativ beeinflussen. Zum Schutz der Badenden wurde deshalb in den letzten Jahren ein umfangreiches Überwachungsprogramm für Qualitätsparameter entlang der Ruhr durchgeführt. In einem vorangegangenen Forschungsprojekt wurde ein Frühwarnsystem basierend auf Niederschlagsdaten eingerichtet, um jederzeit eine hygienisch sichere Badesituation zu gewährleisten. In diesem Beitrag werden hochaufgelöste Niederschlagsdaten von sechs Niederschlagsschreibern, Überlaufdaten von acht Mischwasserbehandlungsanlagen (MWB) sowie Pegeldaten der Ruhr zusammen mit täglichen Messungen von Escherichia coli (E. coli) und Intestinalen Enterokokken (Int. E.) analysiert, um die Vorhersagekapazität eines erweiterten Frühwarnsystems zu bewerten. Die Datenauswertung zeigt eine gute Vorhersagesicherheit eines Frühwarnsystems basierend auf Niederschlagsdaten. Auch Frühwarnstrategien basierend auf den Überlaufdaten der Mischwasserbauwerke zeigen eine gute Prognosefähigkeit sofern mehrere Bauwerke im Verbund betrachtet und nicht einzelne Entlastungsstellen als Grundlage für das Frühwarnsystem verwendet werden. In besonders trockenen Badesaisons wie 2018 sollte zusätzlich eine verlängerte Fließzeit bis zu der Badestelle in einem sicheren Frühwarnsystem berücksichtigt werden.

**Key-Words:** Mischwasserüberläufe, Badegewässer, Hygiene, Regenüberlaufbecken, Vorhersage

#### 1. Einleitung

Die Nachfrage nach Badestellen an städtischen Gewässern wächst in den letzten Jahren zunehmend. Das Schwimmen in urbanen Gewässern kann bei unzureichender hygienischer Gewässerqualität jedoch Infektionen hervorrufen (z. B. Kistemann et al. 2012). Um dies zu vermeiden, wird die Badegewässerqualität in Europa durch die Europäische Badegewässerrichtlinie (EU 2006) geregelt. Darin werden Indikatororganismen als Vertreter für zahlreiche verschiedene Arten definiert, die fäkale Kontamination von Oberflächengewässern anzeigen sollen und deren Grenzwerte an Badestellen zum Schutz der Gesundheit der Badenden nicht überschritten werden dürfen.

Die Quellen für hygienische Kontaminationen in urbanen Gewässern sind vielfältig und reichen vom Abfluss der Kläranlage über Mischwasserentlastungen bis zu Kontaminationen aus

Oberflächenabflüssen durch landwirtschaftliche Flächen oder Wildtiere (z. B. Donovan et al. 2008; Kistemann et al. 2012).

Seit 2017 existiert eine offizielle Badestelle am Baldeneysee, einem Stausee der Ruhr. Vorangegangene Untersuchungen haben gezeigt, dass Entlastungen aus Mischwasserbehandlungsanlagen im Einzugsgebiet des Baldeneysees zu einer Beeinträchtigung der hygienischen Wasserqualität an der Badestelle führen können. Aus diesem Grund wurde im Rahmen des Forschungsprojekts "Sichere Ruhr" ein Frühwarnsystem für die Badestelle erarbeitet (Schoenemann und Jardin 2015). Das seit 2017 laufende System basiert auf der Auswertung von Tagesniederschlagssummen, bei deren Überschreitung mit Mischwasserentlastungen im Einzugsgebiet der Badestelle zu rechnen ist. Wird der Grenzniederschlag an einem oder mehreren Niederschlagsschreibern im Gebiet überschritten, wird die Badestelle für einen vorher definierten Zeitraum gesperrt. Die Grenzwerte für mikrobielle Verunreinigungen der Badestelle liegen dabei für Escherichia coli (E. coli) bei 1.800 MPN (most probable number)/100 ml und für Intestinale Enterokokken (Int. E.) bei 700 MPN/100 ml (MUNLV NRW 2007). In der Badesaison 2017 durfte nach Abzug der Badeverbote durch das Frühwarnsystem plus Freimessungen durch das Gesundheitsamt an 71 von 118 Tagen an der Badestelle nicht gebadet werden, in 2018 war das Baden an 46 von 135 Tagen verboten (Schönfeld et al. 2019).

Dieser Beitrag stellt die Möglichkeiten der Verwendung von Daten von Mischwasserbehandlungsanlagen sowie von Regendaten für ein potenzielles Frühwarnsystem dar. Verschiedene Strategien zur Vorhersage hygienisch kritischer Ereignisse werden untersucht und ausgewertet.

#### 2. Material und Methoden

Die Badestelle "Seaside Beach" liegt am Nordufer des Baldeneysees, dem größten von insgesamt sechs Ruhrstauseen (siehe Abbildung 1). Zur Auswertung lagen Konzentrationen von *E. coli* und Int. E. an 318 Messtagen in den Sommermonaten 2015 bis 2018 vor. Zusätzlich wurden online-Messdaten von insgesamt neun Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen, sechs Niederschlagsschreibern und vier Abflussmessungen an der Ruhr vom Ruhrverband zur Verfügung gestellt.

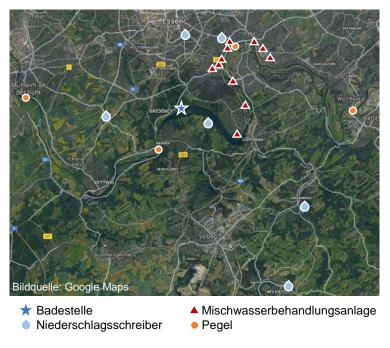


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet.

Korrelationsanalysen zwischen Abfluss, Niederschlag, Überlaufdauer der Mischwasserbehandlungsanlagen und Konzentration von hygienischen Belastungen wurden durchgeführt. Dabei wurden verschiedene Fließzeiten (Zeitversätze) zwischen Niederschlag bzw. Entlastung und hygienischer Überschreitung berücksichtigt.

Zur Evaluation der Vorhersagekapazität eines möglichen Frühwarnsystems wurden verschiedene Parameter variiert und deren Auswirkungen auf die Prognoseergebnisse untersucht. Zu den variierten Parametern gehören bei den Niederschlagsdaten das Aggregationsintervall, der Betrachtungszeitraum, die Mindestanzahl der berücksichtigten Stationen sowie der Grenzwert für Niederschlagssummen. Bei Verwendung der Daten der Mischwasserbehandlungsanlagen wurden die Mindestüberlaufdauer, der Betrachtungszeitraum und die Mindestanzahl der berücksichtigten MWB variiert.

#### 3. Ergebnisse

Alle für das Frühwarnsystem berücksichtigten MWB zeigen ein stimmiges Überlaufverhalten in den Jahren 2015 bis 2018 (siehe Abbildung 2). Die Anzahl der untersuchten Bauwerke steigt mit den Jahren, da die Becken zunehmend mit Messtechnik und Datenfernübertragung ausgestattet wurden. In 2017 liefen die Becken mit zwischen 20 und 48 Mal am häufigsten über, in 2018 zwischen einem und 27 Mal am wenigsten.

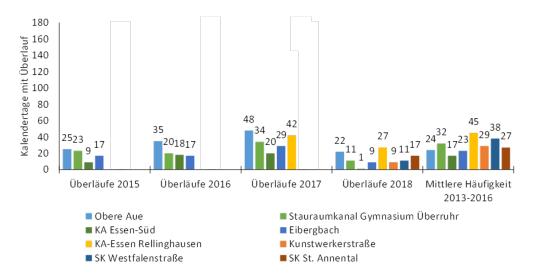


Abbildung 2: Überläufe der Mischwasserbehandlungsanlagen von 2015 bis 2018.

Da keinerlei guantitative Korrelationen der einzelnen untersuchten Größen mit der Konzentration von E. coli oder Int. E. an der Badestelle festgestellt werden konnten, wurden für das Frühwarnsystem nur binäre Größen mögliche Frühwarnstrategien untersucht (Überschreitung Tagesniederschlagssumme ja/nein, Überlauf **MWB** ja/nein, Überschreitung Grenzwert Hygieneparameter ja/nein).

Abbildung 3 zeigt den zeitlichen Zusammenhang zwischen Überläufen aus dem Mischsystem (blauer Balken) und Überschreitungen der hygienischen Grenzwerte (roter Balken) an der Badestelle in der Badesaison 2018. Bei vier der insgesamt sechs Überschreitungen ist ein enger zeitlicher Zusammenhang erkennbar zu den Mischwasserentlastungen erkennbar.

Die übliche Fließzeit zwischen den Mischwassereinleitungsstellen und der Badestelle betrug in den vorangegangenen Jahren (2015-2017) etwa zwei Tage. Aus diesem Grund ergab sich ein optimaler Betrachtungszeitraum für das Frühwarnsystem von drei Tagen (d. h. der Tag, an dem die Hygienegrenzwerte an Badestelle überschritten wurden, plus zwei Tage zuvor). Im besonders trockenen Jahr 2018 mit deutlich niedrigeren Ruhrpegeln und somit auch längeren Fließzeiten war der Betrachtungszeitraum von insgesamt drei Tagen nicht immer ausreichend.

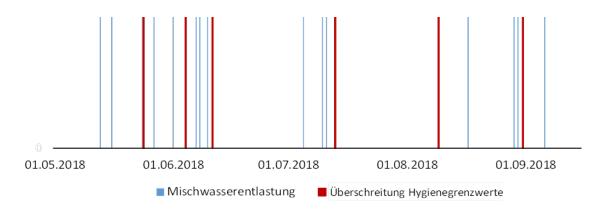


Abbildung 3: Zeitlicher Zusammenhang zwischen Entlastungen aus Mischwasserbehandlungsanlagen und Hygieneüberschreitungen in der Badesaison 2018.

Zudem unterschied sich in 2018 die übliche Zusammensetzung der hygienischen Parameter bei einigen Überschreitungen: In den Vorjahren trat bei einer Grenzwertüberschreitung immer auch eine Überschreitung von *E. coli* auf, im Jahr 2018 gab es zwei alleinige Grenzwertüberschreitungen von Int. E.. Dies könnte auf eine veränderte Hygienecharakteristik in sehr trockenen Jahren hindeuten. Zu einer verlässlichen Analyse der Ursachen für dieses Sonderverhalten sind allerdings weitere Messdaten erforderlich.

In Bezug auf mögliche Frühwarnstrategien war die Vorhersagekapazität einzelner Niederschlagsschreiber deutlich besser als die einzelner Mischwasserbehandlungsanlagen. Erst die Berücksichtigung von mindestens fünf MWB im Verbund, wie in den Badesaisons 2017 und 2018, liefert ähnlich gute Prognoseergebnisse wie die der Niederschlagsschreiber.

#### 4. Zusammenfassung und Ausblick

Sowohl ein Frühwarnsystem basierend auf Niederschlagsdaten als auch eines basierend auf Mischwasserbauwerken im gemeinsamen Entlastungsdaten von Verbund Prognoseergebnisse für hygienische Belastungen an der Badestelle im Baldeneysee liefern (schematische Darstellung siehe Abbildung 4). Die aktuell verwendete Frühwarnstrategie berücksichtigt Niederschlagsdaten, die zu Tagesniederschlagssummen addiert werden. Bei Überschreitung eines Grenzniederschlags von 7 mm an drei aus sechs der Niederschlagsstationen im Einzugsgebiet wird die Badestelle für den laufenden Tag und zwei darauffolgende Tage gesperrt. Bei besonders niedrigen Ruhrpegeln wird der Sperrzeitraum auf drei Tage verlängert. Zusätzlich greift ein Starkregenkriterium, das lokale Starkregen berücksichtigen soll. Dabei wird bei Überschreitung von 9 mm Tagesniederschlagssumme an mindestens einer Niederschlagsstation im Gebiet die Badestelle gesperrt. Die Datenauswertung hat gezeigt, dass Überlaufereignisse an einzelnen MWB nicht zwangsläufig zu einer Überschreitung der hygienischen Grenzwerte führen. Daher ist die Verwendung von Daten einzelner Bauwerke zur Vorhersage hygienischer Kontaminationen nicht die beste Frühwarnstrategie. Regionalisierte Informationen, wie z.B. Niederschlagsdaten von Niederschlagsmessgeräten oder Daten mehrerer Überlaufbauwerke gemeinsam scheinen besser für die Vorhersage hygienisch kritischer Bedingungen geeignet zu sein.

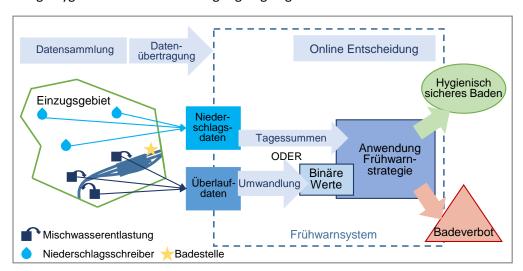


Abbildung 4: Schematische Darstellung möglicher Frühwarnstrategien.

Die verschiedenen evaluierten Frühwarnstrategien liefern unterschiedliche Verhältnisse von korrekt prognostizierten hygienischen Überschreitungen zu Fehlsperrungen der Badestelle. Der Entscheidungsträger muss bei der Wahl einer geeigneten Frühwarnstrategie immer abwägen, welche Sicherheit der Prognosen gewünscht ist und wie viele unnötige Badeverbote noch akzeptabel sind. Sicherere Strategien werden immer mit unnötigen Sperrungen der Badestelle erkauft.

Veränderte hydraulische Randbedingungen wie niedrige Abflüsse im Gewässer in besonders trockenen Jahren und somit verlängerte Fließzeiten sollten in einem Frühwarnsystem berücksichtigt werden. Aus diesem Grund sollten eine kontinuierliche Evaluation der Prognoseergebnisse und ggf. Anpassungen des Frühwarnsystems erfolgen. An der Badestelle werden auch in der aktuellen Badesaison 2019 weitere Daten gesammelt und für eine kontinuierliche Evaluierung des Frühwarnsystems ausgewertet.

#### 5. Danksagung

Teile der bereitgestellten Daten wurden im vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projekt "Flusshygiene" (Förderkennzeichen 02WRM1364 A bis L) erhoben. Die Verantwortung für diese Veröffentlichung liegt bei den Autoren. Die Autoren danken dem BMBF für die Förderung.

#### 6. Literatur

Donovan, E.; Unice, K.; Roberts, J. D.; Harris, M.; Finley, B. (2008): Risk of gastrointestinal disease associated with exposure to pathogens in the water of the Lower Passaic River. In: Applied and environmental microbiology 74 (4), S. 994–1003. DOI: 10.1128/AEM.00601-07.

Kistemann, T.; Rind, E.; Koch, C.; Claßen, T.; Lengen, C.; Exner, M.; Rechenburg, A. (2012): Effect of sewage treatment plants and diffuse pollution on the occurrence of protozoal parasites in the course of a small river. In: International journal of hygiene and environmental health 215 (6), S. 577–583. DOI: 10.1016/j.ijheh.2011.12.008.

- MUNLV NRW (2007): Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW: Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer (Badegewässerverordnung). In: Gesetz- und Verordnungsblatt NRW, S. 138–143.
- Schoenemann, B.; Jardin, N. (2015): Baden in Fließgewässern. Ein Handlungsleitfaden am Beispiel des Baldeneysees und der Unteren Ruhr im Rahmen des BMBF-Projekts Sichere Ruhr. Ruhrverband, Essen.
- Schönfeld, A.; Mälzer, H.-J.; Schneider, Y.; Bachmann-Machnik, A. (2019): Frühwarnsystem zur Bewirtschaftung von Badestellen in Fließgewässern. In: 52. Essener Tagung für Wasserwirtschaft. Aachen, 20.-22.03.2019.

#### Korrespondenz:

Anna Bachmann-Machnik Ruhrverband, Kronprinzenstraße 37, 45128 Essen

E-Mail: anna.bachmann87@outlook.de

## Untersuchung und Optimierung der Einbindung dezentraler Entwässerungssysteme zur Entlastung des städtischen Abwassernetzes und Minderung urbaner Hitzeinseln

Y. Back<sup>1</sup>, S. Kitanovic<sup>2</sup>, C. Urich<sup>2</sup>, M. Kleidorfer<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universität Innsbruck, Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich für Umwelttechnik,

Technikerstr. 13, 6020 Innsbruck, Österreich

<sup>2</sup> Monash Universität, Institut für Bauingenieurwesen,

Wellington Rd., Clayton VIC 3800, Australien

**Kurzfassung:** Die Kombination aus einer optimierten Siedlungsstrukturtypenanalyse, einer Flächenanalyse basierend auf dem "Normalized Difference Vegetation Index" (NDVI) und Modellierungen mit dem Programm Dance4Water erarbeitet Anpassungsszenarien, welche abschließend durch das Programm SWMM auf deren Siedlungswasserwirtschaftliche Effektivität untersucht und hinsichtlich Reduktion des Abflusses verglichen werden. Diese Methode ermöglicht es, konkrete Empfehlungen zur nachhaltigen und effektiven Einbindung dezentraler Entwässerungssysteme zu geben.

**Key-Words:** Klimawandel, Dezentrale Entwässerungssysteme, Grüne / Blaue Infrastruktur, Urbane Hitzeinseln, Urbanes Mikroklima

#### 1. Einleitung

Mit der stetig steigenden Einwohnerzahl urbaner Gebiete, der einhergehenden Flächenversiegelung und der daraus folgenden Abflussveränderung, sowie durch die Auswirkungen des Klimawandels, wächst die Belastung auf urbane Entwässerungssysteme und die Lebensqualität in den Städten sinkt. Die Auswirkungen des Klimawandels zeigen sich unteranderem durch vermehrt auftretende Starkniederschlagsereignisse, Hitzewellen und durch die steigende Anzahl an Hitzetagen pro Jahr (Willems et al., 2012 und IPCC, 2014). Diese Effekte beeinflussen die Funktionalität städtischer Abwassersysteme und verschlechtern das urbane Mikroklima. Im Hinblick auf die klimatischen Veränderungen, sehen sich Städte in naher Zukunft großen Herausforderungen ausgesetzt, welchen sie mit nachhaltigen Anpassungsmaßnahmen entgegenwirken müssen. Ein Dogmenwechsel von zentralen zu dezentralen Entwässerungssystemen, sowie die Einbindung grüner und blauer Infrastruktur hat bereits begonnen und erhält sowohl in der Forschung, als auch in der Praxis große Aufmerksamkeit (Foster et al., 2011; Gago et al., 2013; Matzinger et al., 2017 und StEB Köln, 2017).

Durch die Behandlung des Niederschlagwassers direkt vor Ort, werden Grünflächen und Schattenplätze geschaffen, sowie Infiltration, Evapotranspiration und die Speicherung von Wasser gesteigert. Eine Annäherung an einen natürlicheren Wasserkreislauf kann somit angestrebt werden. Das Projekt CONQUAD – "Consequences of adaptation of urban drainage systems", analysiert sowohl positive, als auch negative Konsequenzen von Anpassungsmaßnahmen urbaner Entwässerungssysteme, in Bezug auf die Auswirkungen des Klimawandels. In erster Linie werden urbane Abwassernetze durch dezentrale Lösungsansätze entlastet. Über die Konsequenzen der jeweiligen Anpassungsmaßnahmen ist jedoch noch wenig bekannt. Im Zuge dieses Projektes behandelten Vonach et al. (2018) den Zusammenhang zwischen dezentralen Entwässerungssystemen und dem örtlichen Raumordnungskonzept der Stadt Innsbruck (Tirol), sowie die daraus entstehenden Herausforderungen für die Raumplanung und Siedlungswasserwirtschaft. Positive Effekte ("Multi-

Benefits") können durch eine gute Einbindung der Anpassungsmaßnahmen in die bestehende Stadtstruktur gesteigert werden.

Diese Arbeit legt den Fokus auf die positiven Auswirkungen optimiert eingebundener dezentraler Entwässerungssysteme auf das städtische Mikroklima. Städtische Entwässerungssysteme werden entlastet, Hitzeinseln gemindert und das urbane Mikroklima verbessert. Eine optimierte Siedlungsstrukturtypenanalyse nach Simperler et al. (2018) liefert Informationen zur optimalen Einbindung dezentraler Entwässerungssysteme, in Abhängigkeit der urbanen Strukturtypen. Mit Hilfe des Modells Dance4Water, einem Programm zur Simulation urbaner Entwicklung und der Leistung von spezifischen Eingriffen des Wassermanagements über einen dynamischen Zeitraum, werden Bereiche besonders hoher Hitzeentwicklung innerhalb des Untersuchungsgebiets analysiert (Bach et al., 2013 und Rauch et al., 2017). Im Anschluss werden die gewonnenen Daten (Anpassungsszenarien dezentraler Entwässerungssysteme) mit dem Programm SWMM (Rossman, 2015) auf deren Effektivität untersucht und hinsichtlich Reduktion des Abflusses verglichen.

#### 2. Siedlungsstrukturtypenanalyse

Zur Erstellung der Siedlungsstrukturtypen wurde eine optimierte Vorgehensweise nach Simperler et al. (2018) herangezogen. Auf Basis eines hochaufgelösten Orthophotos (Jahr 2018), bereitgestellt vom WMS-Dienst des Landes Tirol (gis.tirol.gv.at), wurden die verschiedenen Strukturtypen in einem Geoinformationssystem (ArcMap 10.6.1) bestimmt (Abbildung 1). Die Polygone der einzelnen Strukturtypen wurden anschließend mit einem Gebäude-Layer verschnitten (Abbildung 2). Durch die Verschneidung kann in weiterer Folge eine aussagekräftigere Flächenberechnung stattfinden.

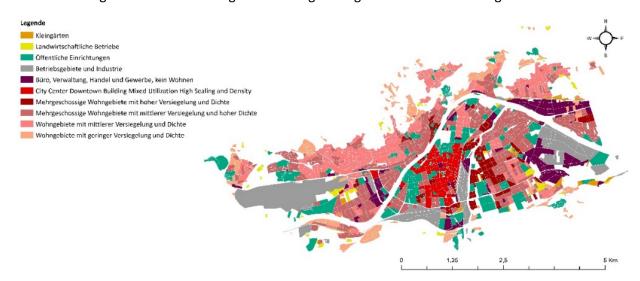


Abbildung 1: Siedlungsstrukturtypen für die Stadt Innsbruck (Tirol).

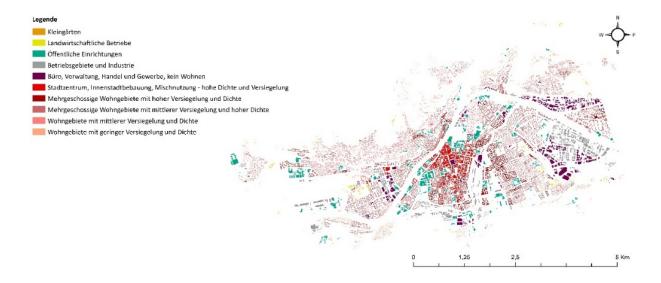


Abbildung 2: Verschneidung der Siedlungsstrukturtypen mit dem Gebäude-Layer der Stadt Innsbruck (Tirol).

Auf Basis eines "Color Infrared" (CIR)-Falschfarbenbildes wurde, mittels des Tools "Image Analysis", in ArcMap 10.6.1 der "Normalized Difference Vegetation Index" (NDVI) berechnet. CIR-Falschfarbenbilder zeigen von Objekten reflektierte elektromagnetische Wellen an. Nahes Infrarot (NIR) wird als rot dargestellt. Das rote Licht (Red) wird in grüner Farbe dargestellt. Je nach Vegetationszustand zeigt sich das NIR intensiver oder schwächer. Handelt es sich um eine gestresste Vegetationsfläche, ist das Signal schwächer als bei gesunden, aktiv wachsenden Vegetationsflächen. Auf Grundlage der folgenden Formel (1) kann der NDVI berechnet werden.

(1) 
$$NDVI = \frac{(NIR-Red)}{(NIR+Red)}$$

Die Ausgabe der Berechnung liefert Werte zwischen -1 und 1. Negative Werte sind ein guter Hinweis auf versiegelte Flächen und Wasserkörper. Je höher die Werte, desto gesünder und vitaler ist die Vegetationsfläche. Werte nahe 1 weisen zudem auf eine hohe Vegetation (Thompson et al., 2011). Für diese Arbeit wurden Schwellenwerte, nach Ansel et al. (2015), zur Kategorisierung der Wertespanne definiert (Tabelle 1).

Tabelle 1: Schwellenwerte zur Kategorisierung des NDVI nach Ansel et al. (2015).

NDVI < 0.08	0.08 < NDVI < 0.2	0.2 <= NDVI <= 0.3	NDVI > 0.3		
Versiegelte	Geringes	Mittleres	Hohes		
Flächen Vegetationssign		Vegetationssignal	Vegetationssignal		

Da sich in der Wertespanne -1 bis 0.08 auch Wasserköper befinden, wurde ein Gewässer-Layer von den versiegelten Flächen abgezogen und ersetzt die entstandene Lücke. Gleiches wurde mit einem Gebäude-Layer gemacht. Durch diese Verschneidungen sind Flächenanalysen für die einzelnen Wertebereiche des NDVI, sowie für die Wasserflächen und die Siedlungsstrukturtypen auf Gebäudeebene möglich. Abbildung 2 stellt die Kombination aus Siedlungsstrukturtypenanalyse und der NDVI-Berechnungen grafisch dar. Für das Untersuchungsgebiet (Dauersiedlungsraum) der Stadt Innsbruck wurden 10 Strukturtypen vergeben. Die drei Vegetationstypen (geringes Vegetationssignal, mittleres Vegetationssignal und hohes Vegetationssignal), die versiegelten Flächen und die Wasserflächen komplettieren die Darstellung.

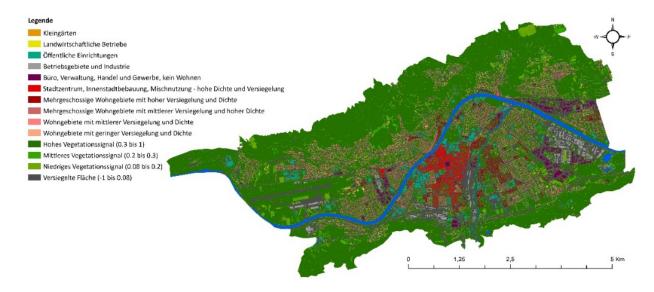


Abbildung 3: Kombination der Siedlungsstrukturtypenanalyse und der NDVI-Berechnungen.

In Bezug auf die Siedlungsstrukturtypen, ist es nach Simperler et al. (2018) und Kleidorfer et al. (2019) möglich, eine Empfehlung für neun unterschiedliche dezentrale Entwässerungssysteme zu geben. Die Folgenden Aussagen können getroffen werden: (+) Empfohlen, (o) zulässig, (-) nicht empfohlen und (i.B.) individuelle Beurteilung erforderlich. Tabelle 2 veranschaulicht die Empfehlungen der neun dezentralen Entwässerungssysteme in Bezug auf die 10 Siedlungsstrukturtypen.

Tabelle 2: Empfehlungen für die neun unterschiedlichen dezentralen Entwässerungssysteme.

		Dezentrale Entwässerungssysteme								
Siedlungsstrukturtypen		Retention und Evapotranspiration	Retention und Nutzung	Versickerung mit mineralischem Filter	Versickerung mit Rasen	Versickerung mit Bodenfilter	Versickerung mit technischem Filter	Ableitung oberirdisch	Ableitung unterirdisch	
Kleingärten	0	+	+	0	+	+	+	0	0	
Landwirtschaftliche Betriebe	0	+	+	14		+	i.B.	I.B.	I.B.	
Öffentliche Einrichtungen	0	+	+	1.8.	0	+	0	0	0	
Betriebsgebiete und Industrie	0	i.B.	+	12		0	i.B.	i.B.	i.B.	
Büro, Verwaltung, Handel und Gewerbe, kein Wohnen	0	+	+	14	0	+	0	i.B.	0	
Stadtzentrum, Innenstadtbebauung, Mischnutzung - hohe Dichte und Versiegelung	0	i.B.	+	14		+	0	I.B.	0	
Mehrgeschossige Wohngebiete mit hoher Versiegelung und Dichte	0	+	+	i.B.	+	+	+	0	0	
Mehrgeschossige Wohngebiete mit mittlerer Versiegelung und hoher Dichte	0	+	+	0	+	+	+	0	0	
Wohngebiete mit mittlerer Versiegelung und Dichte	0	+	+	0	+	+	+	0	0	
Wohngebiete mit geringer Versiegelung und Dichte	0	+	+	0	+	+	+	0	0	

Flächenberechnungen auf mehreren Ebenen, sowohl des gesamten Untersuchungsgebiets, als auch der einzelnen Siedlungsstrukturtypen, ermöglichen eine genauere Analyse des Versiegelungsgrads und des Zustands der vorhandenen Vegetation. Insbesondere der Versiegelungsgrad hat einen hohen Stellenwert Bereich der Abflussmodellierung, hängt er doch Niederschlagsabflussbildung zusammen (Gujer, 2007). Die Flächen der Siedlungsstrukturtypen nehmen 51,9% des gesamten Untersuchungsgebiets in Anspruch. Innerhalb dieser Flächen beträgt die versiegelte Fläche 31% (ohne Gebäude). Die Gebäudefläche beträgt 23%. Demnach bleiben 46% vegetative Fläche. Den größten Anteil, mit 34%, haben Flächen mit einem hohen Vegetationssignal. Die weiteren Vegetationstypen weisen jeweils einen Anteil von 6% auf. Abbildung 4 veranschaulicht die Flächen des Strukturtyps "Büro, Verwaltung, Handel und Gewerbe, kein Wohnen" (stärker hervorgehoben), welcher einen Anteil von 8.5% an den Flächen der Siedlungsstrukturtypen aufweist.

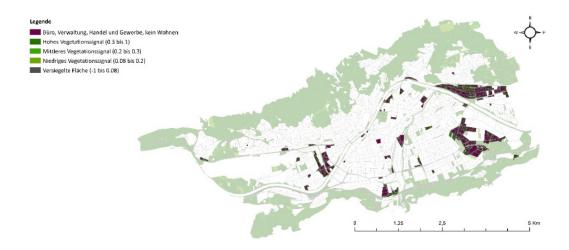


Abbildung 4: Flächenverteilung des Siedlungsstrukturtyps - Büro, Verwaltung, Handel und Gewerbe, kein Wohnen.

Der Anteil an versiegelter Fläche innerhalb dieses Strukturtyps beträgt 49,8% (ohne Gebäude), die Gebäudefläche beträgt 32% und die vegetative Fläche beträgt 18,2%. Die vegetative Fläche teilt sich zu 4,6% niedriges Vegetationssignal, 3,5% mittleres Vegetationssignal und 10,1% hohes Vegetationssignal auf. Abbildung 5 zeigt einen detaillierteren Ausschnitt des Untersuchungsgebietes. Am Beispiel dieser Einzelfläche innerhalb des Strukturtyps beträgt der Anteil der versiegelten Fläche 50,5% (ohne Gebäude). Der Anteil der Gebäudeflächen beträgt 34,3%. Der Anteil der vegetativen Flächen beträgt 15,2%. Diese setzen sich aus 2,9% niedriges Vegetationssignal, 6,5% mittleres Vegetationssignal und 5,8% hohes Vegetationssignal zusammen.



Abbildung 5: Beispiel Einzelfläche des Siedlungsstrukturtyps - Büro, Verwaltung. Handel und Gewerbe, kein Wohnen.

#### 3. Ausblick

In weiterer Folge werden, mit Hilfe des Modells Dance4Water, Bereiche besonders hoher Hitzeentwicklung innerhalb des Untersuchungsgebiets analysiert (Abbildung 6). Diese Daten werden mit den Ergebnissen der Siedlungsstrukturtypenanalyse überlagert. Somit ist es möglich konkrete Anpassungsszenarien dezentraler Entwässerungssysteme zu erstellen. Im Anschluss werden die gewonnenen Daten (Anpassungsszenarien dezentraler Entwässerungssysteme) mit dem Programm SWMM auf deren Effektivität untersucht und hinsichtlich Reduktion des Abflusses verglichen. Ein

weiteres Potenzial besteht darin, durch automatische Flächenklassifizierung den Modellierungsprozess zu beschleunigen.

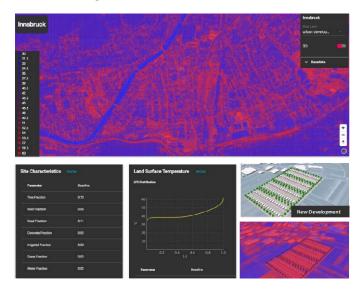


Abbildung 6: Analyse der Oberflächentemperatur mit dem Programm Dance4Water.

Um zusätzlich den Maßstabseffekt der Einbindung dezentraler Entwässerungssysteme untersuchen zu können, dienen als Untersuchungsgebiete die Städte Telfs (Tirol), Innsbruck (Tirol) und Melbourne (Australien). Zusätzlich werden in einem kleineren Maßstab einzelne Plätze, kleinere Straßenzüge oder auch Bushaltestellen (als Beispiel für einen Ort an dem die Aufenthaltsqualität wartender Personen erhöht werden kann) näher untersucht. Schlussendlich werden Daten unteranderem mit Hilfe von Wärmebildkameras gewonnen, mit lokalen Punktwolken verschnitten und mit spezifischen Tools der Firma Laserdata GmbH (Bremer et al., 2016) verarbeitet und analysiert. Die Resultate dieser Arbeit fließen in die Analysen des Projektes CONQUAD ein.

#### 4. Danksagung

Das Projekt CONQUAD wird vom Österreichischen Klima- und Energiefons im Österreichischen Klimaforschungsprogramm gefördert (Projekt Nr. KR16AC0K13143). Förderungszeitraum: Juni 2017 bis Mai 2020.

#### 5. Literatur

Ansel, W., Zeidler, J. und Esch, T. (2015). Fernerkundliche Identifizierung von Vegetationsflächen auf Dächern zur Entwicklung des für die Bereiche des Stadtklimas, der Stadtentwässerung und des Artenschutzes aktivierbaren Flächenpotenzials in den Städten. Abschlussbericht des Entwicklungsprojektes gefördert unter dem Az 30299 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Deutscher Dachgärtner Verband e.V. (DDV).

Bach, P.M., McCarthy, D.T., Urich, C., Sitzenfrei, R., Kleidorfer, M., Rauch, W. und Deletic, A. (2013). *A planning algorithm for quantifying decentralised water management opportunities in urban environments.* Water Science & Technology (68.8): 1857-1865.

Bremer, M., Mayr A., Wichmann V., Schmidtner K. und Rutzinger M. (2016). *A new multi-scale 3D-GIS-approach fort the assessment and dissemination of solar income of digital city models.* Computers, Environment and Urban Systems 57, Elsevier, 144-154.

- Foster, J., Lowe, A. und Winkelman, S. (2011). *The Value of Green Infrastructure for Urban Climate Adaptation*. The Center for Clean Air Policy. Washington.
- Gago, E.J., Roldan, J., Pacheco-Torres, R. und Ordóñez, J. (2013). *The city and urban heat islands: A review of strategies to mitigate adverse effects.* Renewable and Sustainable Energy Review 25, Elsevier, 749-758.
- Gujer W. (2007). *Urban water management* (in German). Springer, Berlin.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2014). Summary for policymakers. IN: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part A: Global and sectoral Aspects. Contribution of Working Group II of the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-32.
- Kleidorfer, M., Zeisl, P., Ertl, T., Simperler, L., Kretschmer, F., Stöglehner, G., Himmelbauer, P., Muschalla, D., Krebs, G. und Leimgruber, J. (2019). *Leitfaden Regenwasserbewirtschaftung, Entwicklung flexibler Adaptierungskonzepte für die Siedlungsentwässerung der Zukunft Praxisleitfaden aus dem Projekt Flexadapt.* Herausgeber: Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. Wien, 2019.
- 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*. Berlin.
- Rauch, W., Urich, C., Bach, P.M., Rogers B.C., de Haan, F.J., Brown, R.R., Mair, M., McCarthy, D.T., Kleidorfer, M., Sitzenfrei, R. und Deletic, A. (2017). *Modelling transitions in urban water systems*. Water Research 126, Elsevier, 501-514.
- Rossman, L. (2015). *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1.* For the United States Environmental Protection Agency (EPA).
- Simperler, L., Himmelbauer, P., Stöglehner, G. und Ertl, T. (2018). *Siedlungswasserwirtschaftliche Strukturtypen und ihre Potenziale für die dezentrale Bewirtschaftung von Niederschlagswasser.* Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Wien.
- Stadtentwässerungsbetriebe (StEB) Köln, 2017. Leitfaden für eine wassersensible Stadt-und Freiraumgestaltung in Köln.
- Thompson, G., Johnson, C., Johnston, K., Morgan, H., Harrell, J. und Morgan, T. (2011). *Using Color Infrared (CIR) Imagery A Guide for Understanding, Interpreting and Benefiting from CIR Imagery.* Statewide Mapping Advisory Committee, Working Group for Orthophotography Planning. Prepared for the North Carolina Geographic Information Coordinating Council.
- Vonach, T., Zeisl, P., Rauch, W. und Kleidorfer, M. (2018). *Die neue Raumordnung in Innsbruck Herausforderungen und Chancen für die Siedlungswasserwirtschaft.* In: Aqua Urbanica, T.G. Schmitt, Editor. 2018, Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen, Landau i.d. Pfalz.

#### Korrespondenz:

Yannick Back, MSc Technikerstr. 13, 6020 Innsbruck, Österreich +43 (0) 512 507 621 20 yannick.back@uibk.ac.at

## Automatisierte Auswertung von optischen Kanalinspektionsaufnahmen

D. Boller<sup>1,2</sup>, A. Middelhaufe<sup>2</sup>, E. Wolf<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Eawag, Abteilung für Siedlungswasserwirtschaft, Überlandstr. 133, 8600 Dübendorf, Schweiz <sup>2</sup> Hades Technologies AG, c/o ETH Zürich (ieLab), Stampfenbachstr. 52, 8092 Zürich, Schweiz

**Kurzfassung:** Ein künstliches neuronales Netzwerk wurde darauf trainiert, Hauptklassen und deren Unterklassen in optischen Kanalinspektionsaufnahmen automatisch zu detektieren. Im direkten Vergleich erkennt das KNN 71% der vom Menschen rapportierten Objekte. Bereits heute wäre eine Unterstützung bei der manuellen Auswertung von optischen Kanalinspektionsaufnahmen mittels KNN denkbar.

**Key-Words:** Infrastrukturerfassung, Siedlungsentwässerungsinfrastruktur, optische Kanalinspektion, künstliches neuronales Netzwerk, Bilderkennung

#### 1. Einleitung

Die öffentliche Kanalisation in Europa bemisst sich auf 2.5 Millionen Kilometer und hat einen Wiederbeschaffungswert von ungefähr 2.5 Billionen Euro (Institut für Unterirdische Infrastruktur, 2016). Entsprechend werden für deren Instandhaltung jährlich Beträge in Höhe von Milliarden investiert. Hauptausschlaggebend dafür, welcher Kanal wann gewartet, repariert oder ersetzt wird, ist die optische Inspektion anhand von Kameraaufnahmen (van Riel et al., 2016a, 2016b). Aktuell wird der Zustand von nicht begehbaren Kanälen mittels einer ferngesteuerten Kamera erfasst. Anschliessend werden anhand dieser Aufnahmen Schäden durch einen Experten manuell detektiert und klassifiziert.

Durchschnittlich werden ein Viertel der Schäden nicht erkannt oder falsch klassifiziert, was mehrheitlich auf Konzentrationsmängel der Inspektoren zurückzuführen ist (Dirksen et al., 2013). Zudem ist bei allen drei Prozessschritten, (i) Detektieren von Schäden, (ii) Klassifizieren von Schäden und (iii) Zustandsklassifizierung des Kanals, eine hohe Subjektivität vorhanden. Diese führt zu nicht reproduzierbaren Resultaten sowie zu Unsicherheiten in der Kanalzustandsklassifikation selbst. So wurde beispielsweise in Braunschweig eine Wahrscheinlichkeit von 15-20% für eine Fehleinschätzung des Kanalzustands festgestellt (Caradot et al., 2018). In Anbetracht der hohen Investitionssummen, die beruhend auf dieser eher unsicheren Kanalzustandsklassifikation getätigt werden, ist eine Verbesserung dringend notwendig.

Eine solche Verbesserung wäre mittels einer automatisierten Auswertung der Kanalinspektionsaufnahmen möglich, sofern diese eine exakte, objektive, konsistente und effiziente Bewertung des Kanalzustands gewährleistet.

#### 2. Stand der Forschung

In der Vergangenheit wurden bereits mehrere Bildverarbeitungsansätze zur automatischen Erkennung von Objekten in Kanalinspektionsaufnahmen publiziert. Anfangs wurden mit konventionellen Bildverarbeitungsmethoden Kanten (Mashford et al., 2014) und Risse (Halfawy and Hengmeechai, 2014; Iyer and Sinha, 2006) detektiert. Die dabei angewandten Techniken erfordern allerdings Vorkenntnisse zur Vorbearbeitung der Bilder und ein manuelles Entwerfen von komplexen Feature-

Extraktionen. Dies ist nicht nur ineffizient und schwer skalierbar, sondern auch nicht robust gegenüber neuauftretenden Änderungen wie Bildrauschen. In jüngster Zeit haben künstliche neuronale Netzwerke (KNN) extreme Fortschritte in der Bildverarbeitung erzielt. Entsprechend gibt es mittlerweile auch erste KNN-basierte Ansätze für Kanalinspektionsaufnahmen zum Detektieren von einzelnen Hauptklassen wie Risse, Wurzeln, Ablagerungen, Anschlüssen oder Infiltrationen. Allerdings beschränken sich diese Ansätze auf die Bildklassifikation (Kumar et al., 2018) oder das Detektieren einer geringen Anzahl von Hauptklassen (Wang and Cheng, 2018). Nach unserem Wissensstand unterstützen alle bisherigen Ansätze die Unterscheidung in einzelne Unterklassen nicht. So kann beispielsweise nicht zwischen Spiralrissen und Längsrissen unterschieden werden. Aufgrund der beschränkten Anzahl Klassen, der fehlenden Unterteilung in Unterklassen und der mangelnden Robustheit konnte sich die automatisierte Auswertung von Kanalinspektionsaufnahmen bis heute noch nicht in der Praxis durchsetzen.

#### 3. Methoden

In diesem Beitrag stellen wir einen KNN-basierten Ansatz zur automatisierten Erkennung von acht Hauptklassen und deren Unterklassen in optischen Kanalinspektionsaufnahmen vor. Um die Anwendbarkeit in der Praxis sicherzustellen, wurde das Netzwerk mit einem grossen und umfassenden Datensatz trainiert und getestet. Der Datensatz besteht aus 44.5 km Inspektionsdaten von 1'157 Haltungen aus Beton und Stahl-Beton von mehreren Schweizer Städten. Dabei wurde bewusst ein Fokus auf Beton bzw. Stahl-Beton gelegt, da dieser eines der häufigsten Materialen ist (Berger et al., 2016) und aufgrund seiner Unregelmässigkeiten für die automatisierte Erkennung im Vergleich zu Steinzeug oder PVC schwieriger zu erfassen ist. Für das Trainieren und das Testen des KNN wurde der Datensatz in 80% und 20% aufgeteilt.

#### 4. Ergebnisse

Die ersten Resultate (Abbildung 5) ohne jegliche Optimierung der Hyperparameter sind mit einer mittleren Durchschnittsgenauigkeit von 57% vielversprechend. Im direkten Vergleich erkennt das KNN 71% der vom Menschen rapportierten Objekte.



Abbildung 1: Beispiel einer automatisierten Erkennung von Haupt- und Unterklassen mittels KNN.

Wie erwartet schwankt die Erkennungsleistung in Abhängigkeit der Grösse des Objekts, dessen Variabilität im Erscheinungsbild und der Anzahl verfügbarer Trainingsbeispiele. So ist, neben dem

zeitintensiven Annotieren der Bilder, die momentane Schwäche des vorgeschlagenen Ansatzes, dass seltene Klassen aufgrund einer entsprechend geringeren Anzahl von Trainingsbeispielen weniger gut gelernt werden. Mit einer wachsenden Datenmenge werden genügend Beispiele zu seltenen Klassen verfügbar und zudem kann der zeitliche Aufwand für das Annotieren optimiert werden.

#### 5. Schlussfolgerung

Der präsentierte Ansatz zur automatisierten Auswertung von Kanalinspektionsaufnahmen liefert objektive, konsistente Resultate zu acht Haupt- und deren Unterklassen. Die generelle Genauigkeit der Erkennung überzeugt, aber kann mittels zusätzlichen Trainingsbeispielen und Optimieren von Hyperparametern noch gesteigert werden. Allerdings wäre bereits heute die Unterstützung des Menschen bei der Auswertung von optischen Kanalinspektionsaufnahmen mittels KNN denkbar. In einem nächsten Schritt planen wir die Erkennung der bisherigen Klassen zu verbessern und übrige Klassen sowie weitere Materialien zu ergänzen.

#### 6. Förderung

Dominik Boller bestätigt die finanzielle Unterstützung durch den Schweizerischen Nationalfonds und die Schweizerische Innovationsagentur: BRIDGE Proof of Concept [DeepSewer: 184185].

#### 7. Literatur

- Berger C, Falk C, Hetzel F, Innekamp J, Roder S, Ruppelt J. Zustand der Kanalisation in Deutschland: Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. Sonderdruck Korrespondenz Abwasser, Abfall 2016;63:498–508. doi:10.3242/kae2011/01.001.
- Caradot N, Rouault P, Clemens F, Cherqui F. Evaluation of uncertainties in sewer condition assessment. Struct Infrastruct Eng 2018;14:264–73. doi:10.1080/15732479.2017.1356858.
- Dirksen J, Clemens FHLR, Korving H, Cherqui F, Le Gauffre P, Ertl T, et al. The consistency of visual sewer inspection data. Struct Infrastruct Eng 2013;9:214–28. doi:10.1080/15732479.2010.541265.
- Halfawy MR, Hengmeechai J. Efficient Algorithm for Crack Detection in Sewer Images from Closed-Circuit Television Inspections. J Infrastruct Syst 2014;20:04013014. doi:10.1061/(ASCE)IS.1943-555X.0000161.
- Institut für Unterirdische Infrastruktur. Länge und Wiederbeschaffungswert der Unterirdischen Infrastruktur in Deutschland und in der Europäischen Union. 2016.
- lyer S, Sinha SK. Segmentation of pipe images for crack detection in buried sewers. Comput Civ Infrastruct Eng 2006;21:395–410. doi:10.1111/j.1467-8667.2006.00445.x.
- Kumar SS, Abraham DM, Jahanshahi MR, Iseley T, Starr J. Automated defect classification in sewer closed circuit television inspections using deep convolutional neural networks. Autom Constr 2018;91:273–83.
- Mashford J, Rahilly M, Lane B, Marney D, Burn S. Edge Detection in Pipe Images Using Classification of Haar Wavelet Transforms. Appl Artif Intell 2014;28:675–89. doi:10.1080/08839514.2014.927689.
- van Riel W, van Bueren E, Langeveld J, Herder P, Clemens F. Decision-making for sewer asset management: Theory and practice. Urban Water J 2016a;13:57–68. doi:10.1080/1573062X.2015.1011667.
- van Riel W, Langeveld J, Herder P, Clemens F. Valuing information for sewer replacement decisions. Water Sci Technol 2016b;74:796–804. doi:10.2166/wst.2016.253.

Wang M, Cheng JCP. Development and Improvement of Deep Learning Based Automated Defect Detection for Sewer Pipe Inspection Using Faster R-CNN 2018:171–92. doi:10.1007/978-3-319-91638-5\_9.

#### Korrespondenz:

Dominik Boller (Hauptautor) Eawag, Überlandstr. 133, 8600 Dübendorf, Schweiz dominik.boller@eawag.ch

# Messdatenbasierte Optimierung von Drosselabflüssen im Mischsystem

Yannic Brüning<sup>1</sup>, Anna Bachmann-Machnik<sup>1,2,3</sup>, Amin Ebrahim Bakhshipour<sup>1</sup> und Ulrich Dittmer<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft

(ISWA), Bandtäle 2, 70569 Stuttgart, Deutschland

<sup>2</sup>Ruhrverband, Kronprinzenstraße 37, 45128 Essen, Deutschland

<sup>3</sup>TU Kaiserslautern, Paul-Ehrlich-Straße 14, 67663 Kaiserslautern, Deutschland

Kurzfassung: Ein effektiver Betrieb eines Kanalsystems liegt dann vor, wenn das gesamte verfügbare Speichervolumen aktiviert wurde, bevor es zu einer Entlastung kommt. Um diese Ziel zu erreichen, wurden gemessene Zulaufganglinien direkt als Eingangsdaten für ein Transportmodell zur Szenarienanalyse verwendet. Auf diesem Wege wird ein großer Teil der Unsicherheiten durch Unkenntnis der genauen Charakteristika des Einzugsgebietes und die hydrologische Niederschlags-Abfluss-Simulation umgangen und durch die Messunsicherheiten der Eingangsdaten ersetzt. An einem konzeptionell idealisierten und einem realen Einzugsgebiet hat sich gezeigt, dass diese messdatenbasierte Simulation in der Lage ist das reale Entlastungsverhalten eines Systems wiederzugeben. Des Weiteren ist es möglich den Betrieb der Becken auf dieser Basis zu Optimieren und Entlastungsvolumina und –dauern zu reduzieren. Insbesondere die Umverteilung der Volumina im System kann für einen effektiven Gewässerschutz von großer Bedeutung sein.

**Key-Words:** Regenüberlaufbecken, Mischwasserentlastung, Niederschlags-Abfluss-Simulation, Messdaten, Gewässerschutz

#### 1. Einleitung

Ein effektiver Betrieb von Kanalsystemen kann nur durch die optimale Nutzung der verfügbaren Speichervolumina im gesamten System erreicht werden. Die richtige Einstellung der Drosselabflüsse von Regenüberlaufbecken (RÜB) ermöglicht eine homogene Auslastung des Systems und ist daher ein wichtiger Beitrag zur Reduzierung der Emissionen aus Mischwassersystemen, ohne kostenintensive bauliche Veränderungen. Die Ermittlung geeigneter Abflüsse der RÜB ist, vor allem in komplexen Systemen mit mehreren Becken, eine anspruchsvolle Aufgabe. In Wissenschaft und Praxis wird diese mit Hilfe von Niederschlags-Abfluss- und Schmutzfrachtsimulationen durchgeführt (Cembrano 2004; Lacour und Schütze 2011). Diese Modelle unterliegen oft erheblichen Unsicherheiten, insbesondere in der Repräsentation der Teileinzugsgebiete im hydrologischen Modell (Bachmann 2018; Kleidorfer et al. 2009). Weitere Unsicherheitsquellen sind eine ungleichmäßige Niederschlagsverteilung über dem Einzugsgebiete kontinuierlich weiter. In der Praxis spiegelt das bestehende Kanalnetzmodell üblicherweise einen Planungszustand (Horizont: 20 Jahre) und nicht den tatsächlichen Stand der Einzugsgebietsentwicklung wider. Dies führt zu weiteren Unsicherheiten in hydrologischen Modellen.

Im vorliegenden Pilotgebiet hat ein Vergleich zwischen den Messdaten und den Ergebnissen einer hydrologischen Simulation, erhebliche Abweichungen ergeben. So werden in der Schmutzfrachtberechnung bestimmte RÜB als hydraulische Belastungsschwerpunkte identifiziert, die sich in den Messdaten nicht zeigen. Eine Planung von Gewässerschutzmaßnahmen auf Basis dieser Modellergebnisse kann so zu falschen Entscheidungen und unzureichendem Gewässerschutz führen.

Um ineffiziente Einstellungen von Drosselabflüssen aufgrund der oben genannten Faktoren zu vermeiden, schlagen wir eine Methodik zur Optimierung des Betriebs von Mischsystemen vor, die auf gemessenen Abflusszeitreihen basiert. Diese Zeitreihen repräsentieren das tatsächliche Systemverhalten im derzeitigen Entwicklungszustand eines Kanalnetzes. Auf dieser Basis wird nach einer optimalen Konfiguration der Drosselabflüsse (minimale Entlastungsaktivität) für den betrachteten Zeitraum gesucht.

Dieser Beitrag zeigt die allgemeine Eignung der datenbasierten Optimierung des Kanalnetzbetriebs zur Optimierung der Drosselabflüsse in einem virtuellen idealisierten Einzugsgebiet und die Anwendbarkeit der Methode auf ein Pilotgebiet in Süddeutschland. Es werden Erkenntnisse über die erforderliche Datenqualität und den Datenumfang (Länge der Zeitreihen) sowie über die Auswirkungen verschiedener Optimierungsziele auf die Ergebnisse erwartet.

#### 2. Material und Methoden

Für die datenbasierte Kanalnetzoptimierung wurde das Kanalsystem in SWMM (EPA 2014) ohne Implementierung von Teileinzugsgebieten und Regenschreibern aufgebaut. Gemessene Zufluss- und Konzentrationszeitreihen stellen als Zulaufganglinien die Eingangsdaten direkt am RÜB im Modell dar (Abbildung 1). Die Drosselabflüsse jedes Beckens wurden in mehreren Schritten mit MATLAB (MathWorks) unter Verwendung verschiedener Optimierungsalgorithmen (simulated annealing, pattern search, genetic algorithm) unter der Bedingung eines konstanten Mischwasserabflusses zur Kläranlage optimiert.

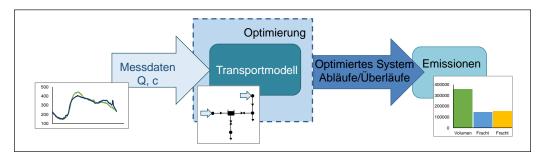


Abbildung 6: Messdatenbasierte Optimierung nach Bachmann-Machnik et al. 2019.

Die datenbasierte Optimierung wurde zunächst an einem konzeptionell idealisierten Einzugsgebiet mit zwei parallelen RÜB durchgeführt. Die Messdaten für Zulaufvolumen und -qualität wurden von zwei realen RÜB übertragen. Anhand des idealisierten Einzugsgebiets wurden verschiedene Optimierungsziele bewertet:

- Minimierung des gesamten Entlastungsvolumens aus beiden Becken
- Minimierung der gesamten AFS-Entlastungsfracht aus beiden Becken
- Minimierung der Gesamtüberlaufdauer beider Becken

In einem zweiten Schritt wurde die Methodik auf ein Pilotgebiet in Süddeutschland angewendet. Das gesamte Einzugsgebiet besteht aus 15 RÜB mit überwiegend ländlichen Teileinzugsgebieten. Die vorgestellte Methode wurde auf einen abgeschlossenen Strang des Systems mit sechs RÜB angewendet. Die Abflüsse laufen in einer gemeinsamen Pumpstation zusammen (Abbildung 2). Von dort wird der gesamte Abfluss zur Kläranlage gepumpt. Zur Verfügung standen Messdaten über einen Gesamtzeitraum von vier Jahren.

Für dieses Einzugsgebiet wurde der Einfluss der Optimierungsziele "Minimierung des Entlastungsvolumens" und "Minimierung der Entlastungsdauer" untersucht. Dies geschah zum einen unter der Vorgabe einer gleichmäßigen Auslastung der RÜB im Strang und zum anderen mit unterschiedlicher Gewichtung der einzelnen Becken. Diese Gewichtung führt zu einer Umverteilung der Volumina im System, sodass die Entlastungsaktivität der gewichteten Becken minimiert wird. So können auch gewässerbezogene Anforderungen in der Optimierung berücksichtigt werden.

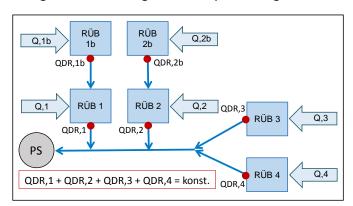


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Einzugsgebiets.

Um den minimal erforderlichen Datenumfang für die Optimierung zu ermitteln, wurde in beiden Ansätzen die Länge der Eingangszeitreihe (1-12 Monate) variiert. Anschließend wurden die resultierenden Drosselabflüsse über den gesamten Betrachtungszeitraum simuliert. Im konzeptionellen Einzugsgebiet wurden die Schwankungen in den resultierenden Drosselabflüssen sowie deren Auswirkungen auf die Gesamtentlastungen verglichen. Die höhere Komplexität des realen Einzugsgebietes resultierte in verschiedenen optimalen Kombinationen der Drosselabflüsse. Eine Betrachtung der Schwankungen im Ergebnis war daher nicht zielführend. Daher wurden im Pilotgebiet ausschließlich die Abweichungen in den resultierenden Gesamtentlastungsvolumina und –dauern verglichen.

#### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Anwendung der vorgestellten Methodik auf das konzeptionell idealisierte Einzugsgebiet führte zu plausiblen Drosselabflüssen. Der Einfluss verschiedener Drosselabflüsse auf die gesamten emittierten Volumina und Frachten ist in Abbildung 3 links dargestellt. Änderungen der Drosselabflüsse von bis zu 30 % führen zu Abweichungen in den emittierten Mengen von bis zu 2,7 %. Verschiedene Optimierungsziele führen zu vergleichbaren Optimierungsergebnissen (Bachmann-Machnik et al. 2019).

Abbildung 3 rechts zeigt die Ergebnisse der Optimierung mit verkürzten Zeitreihen. Blaue Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung der optimierten Abflüsse basierend auf Eingangszeitreihen von ein und vier Monaten. Aus Erfahrungen in der Praxis wird eine technische Abweichung der Drosselabflüsse von ±10 % über den gesamten Zeitraum erwartet. Diese Abweichung ist in Rot dargestellt. Eine Zeitreihe von vier Monaten mit durchschnittlich mindestens 10 Regenereignissen scheint für eine robuste Bestimmung der optimalen Drosselabflüsse ausreichend.

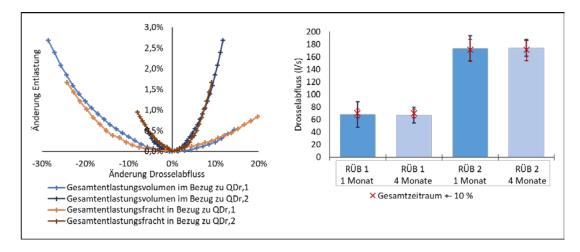


Abbildung 3: Einfluss der Drosselabflüsse auf Entlastungsmengen und -frachten (links) und Einfluss der Zeitreihenlänge auf Optimierungsergebnisse (rechts) im idealen konzeptionellen Einzugsgebiet QDr,1 = Drosselabfluss RÜB 1; QDr, 2 = Drosselabfluss RÜB 2.

Die Ergebnisse für das Pilotgebiet zeigen, dass das reale System mit den gemessenen Zuläufen im Modell adäquat abgebildet werden kann. Die realen mittleren Entlastungshäufigkeiten der RÜB im betrachteten Strang (Tage mit Entlastung pro Becken und Jahr) können mit einer Abweichung der mittleren Entlastungshäufigkeit von 3 % widergegeben werden. Auf dieser Grundlage wurden die Drosselabflüsse der Becken unter Verwendung der oben genannten Algorithmen angepasst. Mit der Vorgabe einer gleichmäßigen Auslastung der RÜB im Pilotgebiet beträgt das Optimierungspotential bezogen auf das Entlastungsvolumen bis zu 2 %. Mit dem Ziel der Umverteilung der Entlastungsvolumina kann das Entlastungsvolumen des gewichteten Beckens, bei gleichbleibendem Gesamtentlastungsvolumen im System, um bis zu 25 % reduziert werden. Die Gesamtüberlaufdauer kann bei gleichmäßiger Auslastung der Becken um bis zu 10 % reduziert werden, jedoch ohne signifikante Auswirkungen auf das Gesamtentlastungsvolumen. Untersuchungen zur Auswirkung der Gewichtung einzelner Becken auf die Entlastungsdauern stehen noch aus.

Durch die größere Anzahl der Becken im Pilotgebiet in Vergleich zum konzeptionell idealisierten Einzugsgebiet steigt bei gleichmäßiger Auslastung der RÜB die Anzahl der lokalen Optima. So führen verschiedene Kombinationen der Drosselabflüsse zu vergleichbaren minimalen Entlastungsvolumina und -dauern. Sobald ein Minimum erreicht wurde, werden Einsparungen an einem Becken auf andere Becken umverteilt. Komplexe Systeme verfügen so über verschiedene optimale Zustände für den jeweils betrachteten Zeitraum.

In Abbildung 4 sind die resultierenden Abweichungen in den Gesamtentlastungsvolumina aus der Optimierung mit verkürzten Zeitreihen in Abhängigkeit der entsprechende Niederschlagssumme für den in der Optimierung verwendeten Zeitraum dargestellt. Im Pilotgebiet ist ein Zeitraum von mindestens 6 Monaten oder eine Niederschlagssumme von 150 mm erforderlich, um robuste Abweichungen vom Langzeitminimum kleiner 10 % zu erreichen.

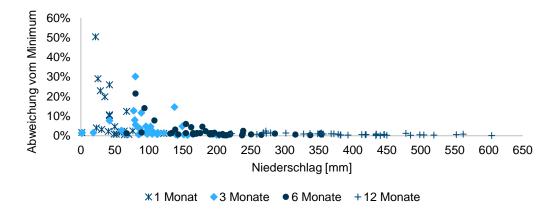


Abbildung 4: Einfluss der Zeitreihenlänge und Niederschlagssumme auf das Optimierungsergebnis.

Auch wenn die Einsparungen, bezogen auf die Gesamtemissionen, im Pilotgebiet mit 2 % gering ausfallen, hat sich gezeigt, dass die messdatengetriebene Optimierung auch in realen Einzugsgebieten plausible Ergebnisse generiert. Abhängig vom Ausgangszustand des Systems im Einzugsgebiet kann das Optimierungspotential um ein Vielfaches variieren. Der Einfluss der messdatengetriebenen Optimierung auf das lokale Entlastungsverhalten einzelner RÜB ist wesentlich größer. Unter der Berücksichtigung von Gewässerbezogenen Anforderungen ist es mit der vorgestellten Methode möglich, Schutzmaßnahmen für Oberflächengewässer effizienter zu planen und zu betreiben. Durch die gezielte Umverteilung der Volumina im System kann die Gewässerbelastung direkt reduziert werden oder weiterführende Maßnahmen, wie Retentionsbodenfilter, gezielter eingesetzt und betrieben werden.

Besonders vor dem Hintergrund stärkerer klimatischer Schwankungen stellt sich die Frage, wie lang eine Zeitreihe sein sollte, um ein Gebiet ausreichend abzubilden und welche Kriterien in dieser Zeitreihe erfüllt werden müssen. So können zu kurze Messzeiträume oder ungünstig gewählte Zeitreihen gegebenenfalls dazu führen, wetterbedingte Abweichungen in der Entlastungsaktivität mit einem nicht optimalen Betrieb in Zusammenhang zu bringen. Des Weiteren ist eine Optimierung auf der Basis von Messdaten immer eine Optimierung des Status Quo. Zukünftige Einflüsse, beispielsweise des Klimawandels, können mit diesem Ansatz nicht berücksichtigt werden.

#### 4. Danksagung

Teile der Arbeit wurden von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert. Die für die konzeptionelle Studie verwendete Datenbank wurde im Rahmen des Verbundprojektes SAMUWA (Schritte zu einem anpassungsfähigen Management des urbanen Wasserhaushalts) im Rahmen der Fördermaßnahme "Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung" (BMBF INIS) erhoben.

Des Weiteren wurden die Untersuchungen im Pilotgebiet durch das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg im Rahmen des Aktionsprogramms Jagst gefördert. Besonderer Dank gilt den Mitarbeitern des Abwasserzweckverbandes Mittleres Jagsttal für die Bereitstellung der Daten und die hervorragende Zusammenarbeit.

#### 5. Literatur

- Bachmann-Machnik A., Meyer D., Waldhoff A., Fuchs S. und Dittmer U. (2018): Integrating retention soil filters into urban hydrologic models Relevant processes and important parameters. In: *Journal of Hydrology* 559, S. 442–453. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.02.046.
- Bachmann-Machnik A., Brüning Y., Bakhshipour A. E. und Dittmer U. (2019): Optimal setting of controlled outflows based on highly resolved online data. Hg. v. 10th Novatech International Conference: Planning and Technologies for Sustainable Urban Water Management. Lyon, France.
- Cembrano G. (2004): Optimal control of urban drainage systems. A case study. In: Control Engineering Practice 12 (1), S. 1–9. DOI: 10.1016/S0967-0661(02)00280-0.
- EPA (2014): SWMM. Stormwater Management Model. Version 5.1: United States Environmental Protection Agency.
- Kleidorfer M., Deletic A., Fletcher T. D. und Rauch, W. (2009): Impact of input data uncertainties on urban stormwater model parameters. In: Water Sci Technol 60 (6), S. 1545–1554. DOI: 10.2166/wst.2009.493.
- Lacour C. und Schütze M. (2011): Real-time control of sewer systems using turbidity measurements. In: Water Sci Technol 63 (11), S. 2628. DOI: 10.2166/wst.2011.159.

MathWorks: MATLAB. Version R2018a.

#### Korrespondenz:

Yannic Brüning, M.Sc.
Universität Stuttgart, ISWA
Bandtäle 2
70569 Stuttgart
0711/685-65439
yannic.bruening@iswa.uni-stuttgart.de

## Saubere Gewässer dank hoher GEP-Datenqualität: VSA GEP Datachecker

S. Burckhardt<sup>1</sup>

Stefan Jürg Burckhardt, Software, Informations-Management, Beratung (SJiB)

Wallisellenstr. 251, 8050 Zürich, Schweiz

**Kurzfassung:** Die generelle Entwässerungsplanung (GEP) ist das wichtigste Planungsinstrumenten für die integrale Siedlungsentwässerung in der Schweiz. Ab 2020 will auch der Bund regelmässig Kennzahlen dazu. Die standardisierte Prüfung von Werkinformations- und GEP-Daten ist damit unumgänglich. Der 2014 lancierte GEP-Datachecker des VSA bewährt sich in der Praxis und hilft mit, diese Anforderungen umzusetzen. Er ist sowohl Transformations- als auch Prüfwerkzeug. Zurzeit werden die Erfahrungen aus dem Betrieb ausgewertet und weitere Verbesserungen am Checkdienst und der zugehörigen Wegleitung GEP-Daten aufgearbeitet.

Key-Words: Entwässerungsplanung, GEP, GIS, Datenqualität, Prüfdienst, Webservice

#### 1. Einleitung

Der Wiederbeschaffungswert der Schweizer Abwasserinfrastruktur beträgt rund 120 Mia. Franken. Jährlich werden für die öffentlichen Anlagen 2,2 Mia. CHF ausgegeben. Alleine im Kanton Luzern gibt es beispielsweise 290 000 Schächte, 6200 Spezialbauwerke und mehr als 7000 km Abwasserleitungen, die erhalten werden müssen. Der Generelle Entwässerungsplan (GEP) ist seit 1989 das Planungsinstrument in der Schweiz, um diese Infrastruktur zu verwalten. Was früher ein von Hand gezeichnetes Planwerk war wird je länger je mehr ein sich einer rollenden Planungsinstrument, das nicht mehr nur von Fachingenieuren genutzt wird und für 10-15 Jahre stabil bleibt. Mit der Einführung der Smartphones vor zehn Jahren hat sich die Nutzung von Geodaten schlagartig verbreitet und ist nicht mehr die Domäne von Fachspezialisten. Wenn jemand will, ist sein Standort jederzeit bekannt, auch kann er damit nach Karteninformationen und Dingen in seiner Nähe, wie Bushaltestellen oder Restaurants, suchen. Den Durchschnittsbürger wird es wohl wenig interessieren, wohin das Waschwasser vom Auto hinfliesst, für den Fachexperten hingegen ist die Frage von grossem Interesse, damit Gewässer nicht verschmutzt werden.

Mit dem Klimawandel und zunehmenden Starkregen ist es aber plötzlich auch für die Hausbesitzerin von Interesse, ob die Kanalisation diese Wassermenge kurzfristig schlucken kann oder ob die Gefahr besteht, dass ihr Keller überschwemmt wird. Geplante Massnahmen aus der GEP-Bearbeitung können besser gelöst werden, wenn sie einfach und kartografisch ansprechend publiziert werden und einfach eingesehen werden können. Viele Kantone haben dazu schon Geoportale bereitgestellt. Diese Daten sind zwar nicht ganz öffentlich, aber mit Passwortzugang stehen sie den berechtigten Fachstellen oder Ingenieurbüros und Gemeindeverwaltungen zur Verfügung.

Mit dem Wunsch nach flächendeckenden und aktuellen Informationen auf Stufe Werkinformation oder Leitungskataster [swisstopo 2018] wird Datenqualität nicht mehr erst nach Abschluss einer GEP-Bearbeitung aktuell, sondern wird zur Alltagsanforderung.

#### 2. Genereller Entwässerungsplan (GEP) als rollende Planung

Aus den Zielen der Abwasserentsorgung und unter Berücksichtigung der bestehenden Infrastruktur, der häufig hohen Besiedlungsdichte, der vielfältigen Nutzung der Gewässer sowie der zunehmenden GIS-Anwendungen ergeben sich die hauptsächlichen Ziele eines GEP:

- Ein geeignetes Entwässerungskonzept optimiert Anzahl, Örtlichkeit und Art der Einleitungen in die Gewässer. Dazu müssen diese ökologisch beurteilt werden. Zudem muss die ARA bezüglich Hydraulik und Schmutzfracht in das Konzept einbezogen werden.
- Die gezielte Werterhaltung der Infrastrukturanlagen dient der Sicherheit, dem Gewässerschutz und ist von hoher wirtschaftlicher Bedeutung. Sie trägt dazu bei, unerfreuliche und überraschende Investitionsspitzen zu vermeiden. Dazu müssen die Abwasseranlagen korrekt erfasst werden, einheitlich strukturiert sein und regelmässig nachgeführt werden.
- Mittels zweckmässiger Datenbewirtschaftung können die GEP-Daten vielfältig genutzt werden. Dazu müssen auch diese korrekt erhoben werden, einheitlich strukturiert sein und regelmässig nachgeführt werden.
- Mit der rollenden Planung stehen stets aktuelle Arbeitsgrundlagen zur Verfügung. Dies bedingt, dass gewisse Grundlagen und Daten laufend, andere periodisch nachgeführt werden. Abhängig von der Bautätigkeit, dem Bevölkerungswachstum und weiteren Randbedingungen müssen die Planungshorizonte und Ausbauziele periodisch angepasst werden.

#### 3. Gemeinsames Datenmodell und Erfassungsgrundsätze

Bei der Ersterfassung von GEP-Daten werden bis zu 65% der Kosten in die Datenerfassung investiert. Diese Investition veraltet aber sehr schnell, wenn sie nicht laufend gepflegt wird und es einfach ist, diese Informationen auch auszutauschen zwischen Fachpersonen von Bau, Planung, Betrieb, Verwaltung aber auch Privatpersonen, die mit ihren Entscheidungen (z.B. beim Bau eines Parkplatzes) einen Einfluss auf den Abfluss von Regenwasser haben.

Der Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) engagiert sich seit Ende der neunziger Jahre dafür dass in diesem Bereich standardisierte Austauschformate und -modelle entwickelt und gepflegt werden. Die Datenstruktur Siedlungsentwässerung (kurz VSA-DSS) ist das bisher in Europa wohl einzigartigste und umfassendste Datenmodell der Siedlungswasserwirtschaft. Es umfasst nicht nur die Kanalisation selber, sondern reicht von den Einzugsgebieten bis zur Kläranlage und von der Liegenschaftsentwässerung bis zum Gewässer eine erlaubt eine umfassende Gesamtschau auf Prozesse, Bauwerke und involvierte Beteiligte. Sie hilft auch, die verschiedenen Blickwinkel und Anforderungen an Daten zu koordinieren und zu verwalten. Mit der Beschreibung des Datenmodells in INTERLIS, der in der Schweiz vorgegebenen Modellierungssprache und gleichzeitig standardisiertem Datenaustausch und Prüfmechanismus ist die VSA-DSS nicht nur ein konzeptionelles Modell sondern bildet gleichzeitig auch die Basis für die Qualitätskontrolle.

Mit der «Wegleitung GEP-Daten» hat der VSA im Jahr 2014 auch die fachliche Brücke zwischen Gewässerschutzfachleuten und Geomatikern geschaffen, so dass beide zusammen die VSA-DSS verstehen und eine einheitliche Erhebung, Erfassung, Modellierung und Austausch von GEP-Daten im Alltag gelebt und gepflegt wird. Dabei wurden sowohl fachliche Regeln definiert, als auch Mindestanforderungen formuliert. [VSA 2014]



Abbildung 1: Aktuelle Informationen über den Zustand des Kanalnetzes helfen dem Gewässerschutz (Beispiel Bauarbeiten Stadt Zürich, Fotos S. Burckhardt).

#### 4. Gutes Datenmanagement als Grundlage für gute Planung

Grundlage jeder GEP-Bearbeitung sind die Teilprojekte «Organisation der Abwasserentsorgung» und «Datenbewirtschaftung». Diese beiden werden von der Gesamtleitung (Abwasserverband und beauftragtes Ingenieurbüro) erarbeitet und bilden die Basis für die Ausschreibung der Pflichtenhefte für die anderen Teilprojekte und den Massnahmenplan sowie die Koordination der Massnahmen über das gesamte Einzugsgebiet. Die Erfahrungen seit der Publikation des Musterpflichtenheft GEP und der Wegleitung GEP Daten zeigen, dass hier noch Schwachstellen sind und diese Grundlagen noch nicht wie gewünscht erarbeitet und festgelegt werden. Fehlen sie aber, dann geht ein grosser Synergieeffekt verloren und die GEP-Bearbeitung droht in Einzelprojekt zu zerfallen und die Investitionen in die Datenerfassung werden zu wenig geschützt.

Darum legt der VSA bei der aktuell laufenden Überarbeitung der Wegleitung GEP-Daten auch einen speziellen Fokus auf die Vermittlung der wichtigsten Grundsätze für ein erfolgreiches Datenmanagement und Sensibilisierung dafür bei den Entscheidungsträgern von Gemeinde, Verbänden und Ingenieurbüros. Neu soll auch eine Vorlage für ein Datenbewirtschaftungskonzept verfügbar sein, welches dann über verschiedene Textbausteine auf die konkrete Situation im Abwasserverband angepasst werden kann und sicherstellt, dass die wichtigen Fragen geklärt und geregelt werden.

Das Teilprojekt «Datenorganisation» ist Kern und Schlüssel zu einem langfristigen und nachhaltigen Datenmanagement in der Generellen Entwässerungsplanung (GEP). Setzen Sie sich dafür ein, dass die Fragen bezüglich Datenorganisation vor der nächsten Bearbeitung der Abwasser-und GEP-Daten im Projekt (Gemeinde, Verband, Kanton) geklärt sind, auch wenn im Moment allenfalls noch eine breitere Praxis-Erfahrung fehlt. Dabei müssen die GIS-Fachstelle und das Umweltamt wie auch die Ingenieurbüros und Gemeinden eine gemeinsame Strategie verfolgen. Gute Vorarbeit haben die Kantone Thurgau, Luzern und Solothurn hier schon geleistet [Purtschert et al 2013, Caluori 2017, Städler 2017].

#### 5. VSA-GEP Datenchecker als einheitliches Prüfwerkzeug

Mit der Entwicklung des GEP-Datencheckers wurde auch ein zugehöriges Werkzeug geschaffen zur standardisierten Prüfung und zur Modelltransformation (VSA-DSS/SIA405 Abwasser <-> VSA-DSSMini) (Abbildung 2). Seit der Inbetriebnahme im Jahr 2015 nutzen eine stetig wachsende Anzahl verschiedener Kantone, Gemeinden und Ingenieurbüros den Dienst. Der VSA baut den Dienst stetig aus und lässt Feedbacks aus der Praxis laufend einfliessen.

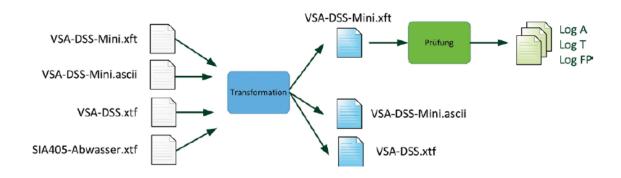


Abbildung 2: Systemskizze GEP-Datachecker.

#### 5.1 Kantone integrieren Checker

Die Kantone Luzern, Thurgau und Bern haben Mitte 2017 mit dem VSA vereinbart, dass der GEP-Datachecker in ihre kantonalen Geodatenprüfdienste einbezogen und den kantonalen Nutzern so zur Verfügung gestellt wird. Damit steht den Mitgliedern des Raumdatenpools (www.raumdatenpool.ch), den GEP-Ingenieuren im Kanton Thurgau (Beitrag Amt für Umwelt) und Kanton Bern (Beitrag aus dem Abwasserfonds) dieser Prüfdienst zukünftig gratis bzw. ohne weitere Kosten zur Verfügung. Dies ist ein starkes Signal für die vorhandenen Standards und ein konkreter und praktischer Schritt bei der Unterstützung der Abwasserverbände, Gemeinden und Ingenieurbüros.

Der Dienst steht aber auch allen anderen Interessenten offen. Für eine geringe Jahresgebühr kann der GEP-Datachecker unbeschränkt oft genutzt werden. Die Registrierung erfolgt via Online Shop des VSA.

#### 5.2 Anwendungsfälle

Eine standardisierte Datenprüfung ist in folgenden Situationen angezeigt:

Prüfung von bestehenden Daten vor der Ausschreibung zur Weiterbearbeitung, z.B. bestehende GEP-Daten für die Überarbeitung von GEP Teilprojekten. Dies ergibt ein klares Bild über den Zustand der Daten bezüglich Vollständigkeit, Datenqualität (fachliche Anforderungen), Modellkonformität etc. Sie verhindert böse Überraschungen für Auftraggeber und Auftragnehmer und beschreibt den IST-Zustand. Damit kann dann auch der Aufwand für die Zusatzerfassung, Korrekturen, Ergänzungen etc. klar beschrieben werden.

**Prüfung von Projektdaten während und zum Abschluss von Teilprojekten.** Der Auftragnehmer kann laufend die erarbeiteten Daten prüfen, ohne dazu schon den Auftraggeber oder die Prüfstelle zu bemühen. Dies ergibt eine laufende Qualitätskontrolle, Fehler werden rascher erkannt und können während der weiteren Bearbeitung und Erfassung vermieden werden.

**Prüfung nach Abgabe – Datenkontrolle** durch den Auftraggeber oder das zuständige (Umwelt-)amt. Ohne viel Aufwand können abgelieferte Abwasser- und GEP-Daten kontrolliert und die Prüfprotokolle mit den vom Auftragnehmer erstellten Protokollen verglichen werden. Beide nutzen dasselbe Prüfwerkzeug – das schafft rasch Klarheit wer allfällige Korrekturen zu tätigen hat und ob die Arbeiten den gestellten Anforderungen entsprechen.

**Prüfung vor dem Upload auf Geodatenplattformen**: Nur geprüfte Daten werden akzeptiert und die dort verfügbaren Daten entsprechen dann den modelltechnischen und fachlichen Regeln. Dies ermöglicht dann auch die automatisierte Publikation von Daten (täglich, wöchentlich, monatlich, ...). Erst bei Fehlern braucht es eine manuelle Intervention durch Fachpersonen.

#### 6. GEP-Datachecker

Der VSA GEP-Datachecker stellt zwei Funktionen bereit (Abbildung 2 und Tabelle 1):

#### 6.1 Prüfung von GEP-Daten

GEP-Daten zu Kanalnetzen und Teileinzugsgebieten werden auf ihre fachliche und formale Korrektheit überprüft. Für jeden übergebenen Datensatz werden immer drei unterschiedliche Datenprüfungen durchgeführt. Der Benutzer erhält immer die Resultate aller drei Prüfungen. Für jede einzelne Prüfung werden vom Dienst die Prüfresultate in drei unterschiedlich formatierten Log-Dateien (log, csv und xml) protokolliert.

#### 6.2 Pflichtattribute Trägerschaft (T)

Es wird geprüft, ob alle Pflichtattribute gemäss dem Minimalumfang Trägerschaft vorhanden sind. Der Minimalumfang Trägerschaft legt fest, welche Attribute für Kanalnetzeigentümer und -betreiber besonders wichtig sind. Er ist wie auch Umfang A in der «Wegleitung GEP-Daten» in Beilage 1, Teil 2: Objektkatalog definiert.

#### 6.3 Pflichtattribute ARA-Einzugsgebiet (A)

Es wird geprüft, ob alle Pflichtattribute gemäss dem Minimalumfang ARA-Einzugsgebiet vorhanden sind. Der Minimalumfang ARA-Einzugsgebiet legt fest, welche Attribute für einen Verbands-GEP erforderlich sind.

#### 6.4 Fachprüfungen (FP)

Es wird geprüft, ob die weitergehenden Fachregeln eingehalten sind. Diese Fachprüfungen sind in der Wegleitung GEP-Daten in Beilage 1, Teil 5: Prüfregeln definiert. Es ist vom Benutzer zu entscheiden, welche Prüfresultate für seinen Datensatz effektiv relevant und entsprechend zu analysiere sind. Gänzlich fehlende Kanalstränge oder Abwasserbauwerke können selbstverständlich nicht als Fehler "entdeckt" werden. Die über 50 im GEP-Datachecker implementierten fachlichen Prüfregeln sind aber sehr hilfreich, um fehlerhaften Daten auf die Spur zu kommen – z.B. Gegengefälle in Freispiegelleitungen, falsche Zuordnung von Eigentumsverhältnissen, falsche Topologie etc. Die Bearbeitung von GEP-Daten fördert oft Lücken oder sogar Fehler zu Tage, die bis dato häufig unentdeckt in den Datensätzen versteckt blieben. Die Unterscheidung von Fehlern, Hinweisen und Informationen erlaubt ein strukturiertes Arbeiten (Abbildung 2).

Code	Kurztext	Beschreibung Prüfalgorithmus	Betroffene Klasse	Stufe
2140	Baujahr bestehend > heute	Baujahr bestehend > heute	Knoten	Fehler
	Baujahr geplant < heute - 1			
2150	Jahr	Baujahr geplant < heute - 1 Jahr	Knoten	Fehler
3010	Fehlender Knoten, von	Die Leitung ist als PAA attributiert und es ist kein Knoten, von erfasst	Leitung	Fehler
3020	Fehlender Knoten_nach	Die Leitung ist als PAA attributiert und es ist kein Knoten_nach erfasst	Leitung	Fehler
3030	Leitung_nach erfasst bei PAA	Die Leitung ist als PAA attributiert und es ist eine Leitung_nach erfasst	Leitung	Fehler
	PAA-Leitung oberhalb von SAA-Leitung	Der Knoten_von einer SAA-Leitung weist zuführende Leitungen auf, die als PAA definiert sind	Leitung	Fehler
	Knoten_nach und Leitung_nach erfasst	Es ist ein Knoten_nach und eine Leitung_nach erfasst	Leitung	Fehler
3060	Fehlerhafter Verlauf	Die Struktur des Verlaufes ist fehlerhaft (z.B. nur ein Punkt vorhanden, Koordinate ausserhalb des Gültigkeitsbereichs, etc.)	Leitung	Fehler

Abbildung 3: Beispiele von Fachprüfungen für die Semantische Beschreibung (oben) und die formale Umsetzung in INTERLIS2 (unten) (aus [Schildknecht 2015)

# 6.5 Datentransformation

Jeder dem Dienst übergebene Datensatz wird automatisch in andere Modelle und Formate gemäss Tabelle 1 transformiert. Die angewendeten Regeln für die Transformationen zwischen den Modellen VSA-DSS und VSA-DSS-Mini sind in der «Wegleitung GEP-Daten» definiert. Die Transformationsprozesse werden jeweils in separaten Protokolldateien dokumentiert.

Diese Transformation kann auch genutzt werden um Daten aus dem sog. Pickellochmodell ins VSA-DSS zu konvertieren, wenn ein Systemspezifisches Eigenformat mit Knoten und Leitungen vorliegt, wie sie in vielen CAD oder älteren GIS implementiert wurden.

Damit wird die Durchgängigkeit zwischen den beiden vom VSA publizierten Datenmodellen gewährleistet, sodass die beiden Modelle gemäss den individuellen Anforderungen eingesetzt werden können. Der Investitionsschutz auch für bisherige Arbeiten wird dadurch gewährt.

Bei den Transformationen werden die Objektidentifikationen (Attribut OBJ\_ID sowie Transferidentifikator TID) der einzelnen Objekte beibehalten, sofern dies gemäss den Transformationsregeln möglich ist. Transformationen können nur korrekt durchgeführt werden, wenn die Quelldaten strukturell konsistent vorliegen. Insbesondere muss bei Quelldaten im Format VSA-DSS darauf geachtet werden, dass die Beziehungen zwischen Abwassernetzelementen, Haltungspunkten und Abwasserbauwerken vollständig definiert sind. Sowohl Datenprüfung als auch Transformation werden nur für die Subsysteme Kanalnetz und Teileinzugsgebiet durchgeführt.

Die Prüfung und Transformation von Informationen zu Sonderbauwerken (Stammkarten) sind im GEP-Datachecker momentan nicht umgesetzt. Die Prüfung auch von Stammkarten in VSA-DSS-Mini und VSA-DSS ist aber für 2020 geplant und Teil der aktuellen Überarbeitung. Dies auch im Hinblick darauf, dass der Bund Kennzahlen zur Siedlungsentwässerung [VSA, Infrastruktur 2016] wieder regelmässig erfassen will (geplant nächstes Mal 2020).

Eine ausführliche Nutzeranleitung zum Datachecker findet sich online [VSA 2019].

Tabelle 1: Matrix der Modell- und Formattransformationen (aus [Schildknecht 2015])

Quellformat		Zielformat		
	VSA-DSS-Mini (xtf-Interlis2)	VSA-DSS-Mini (ascii)	VSA-DSS (xtf-Interlis2)	
VSA-DSS-Mini (xtf-Interlis2)		х	Х	
VSA-DSS-Mini (ascii)	Х		Х	
VSA-DSS (xtf-Interlis2)	Х	Х		
SIA405-Abwasser (xtf-Interlis2)	Х	Х		

# 7. Vereinfachte Fehlerbereinigung

Auch GIS-Fachschalen (Hexagon und QGEP) haben den Dienst inzwischen so eingebunden, dass Daten schon bei der Erfassung geprüft und kontrolliert werden können ohne das Werkzeug zu wechseln. Die Fehlermeldungen werden im xml-Format gelesen und dann direkt beim Objekt (Schacht / Leitung) angezeigt und Fehler können einfach bereinigt werden. Diese Einbindung soll in Zukunft noch weiterentwickelt und vereinfacht werden. Zum Beispiel könnten Sie als WFS Service zur Verfügung gestellt werden anstatt als Datei. Auf GIS Seite sollte auch die Prüfung bzw. die Selektion von Teilnetzen ermöglicht werden, so dass nicht jedes Mal das gesamte Projekt durch den Checker laufen muss (was bei grossen Projekten doch einige Minuten dauert).

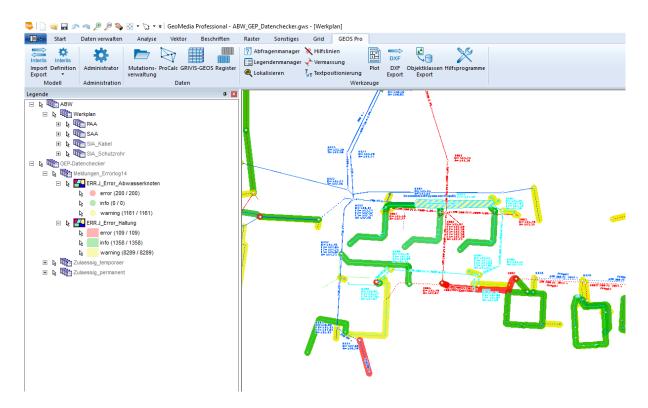


Abbildung 4: Hexagon GeoMedia Professional – Einbindung Resultate VSA GEP-Datachecker: Error (rot), Warnung (gelb), Hinweis (grün).

# 8. Literatur

- BAFU (2016): Geodatenmodelle für Geobasisdaten zum Thema Wasser ARA und GEP, www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/zustand/daten/geodatenmodelle/wasser-- geodatenmodelle.html
- Caluori, P. (2016): Arbeitshilfe Erarbeitung des Generellen Entwässerungsplans (GEP) Kanton Luzern, Dienststelle Umwelt und Energie (uwe). Publiziert Februar 2016, Abgerufen von https://uwe.lu.ch/-
  - /media/UWE/Dokumente/Themen/Abwasser/GEP/Arbeitshilfe\_Vorgehen\_GEP.pdf
- Purtschert, I.; Tille, M.; Hunziker Betatech (2013,Dezember): Wegleitung «Generelle Entwässerungsplanung (GEP». Kanton Thurgau, Amt für Umwelt. Abgerufen von <a href="https://umwelt.tg.ch/public/upload/assets/12777/Wegleitung GEP web.pdf">https://umwelt.tg.ch/public/upload/assets/12777/Wegleitung GEP web.pdf</a>
- Schildknecht, L. (2015): GEP-Datachecker Prüf- und Transformationsdienst für GEP-Daten. Aqua & Gas, 7/8, 91–94
- Städler, F. (2016): Die übergeordnete Aufgabe des GEP ist der Gewässerschutz, Aqua & Gas, 1, 74-78
- swisstopo/Geodäsie und Eidgenössische Vermessungsdirektion (2017): «Leitungskataster Schweiz»: Machbarkeitsstudie. (Abgerufen von <a href="www.cadastre.ch/content/cadastre-internet/de/manual-av/publication/publication.download/cadastre-internet/de/documents/av-reports/LKCH-Studie-Schlussbericht-de.pdf">www.cadastre.ch/content/cadastre-internet/de/manual-av/publication/publication.download/cadastre-internet/de/documents/av-reports/LKCH-Studie-Schlussbericht-de.pdf</a>
- VSA (2019): <a href="https://www.vsa.ch/fachbereiche-cc/siedlungsentwaesserung/wegleitung-gep-daten/gep-datachecker">www.vsa.ch/fachbereiche-cc/siedlungsentwaesserung/wegleitung-gep-daten/gep-datachecker</a>
- VSA (2019): www.vsa.ch/vsadss/blaudruck

- VSA, Infrastruktur (2016): Definition und Standardisierung von Kennzahlen für die Abwasserentsorgung, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA). Zürich
- VSA (2014): Wegleitung «GEP-Daten Wegleitung zur Erfassung und Austausch der Daten zu Kanalnetzen, Einzugsgebieten und Sonderbauwerken ». Überarbeitete Version März 2014, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA). Zürich

# Korrespondenz:

Stefan Jürg Burckhardt, Software, Informations-Management, Beratung (Hauptautor) Wallisellenstr. 251, 8050 Zürich

Tel. +41 44 857 13 23

E-Mail: <a href="mailto:stefan.burckhardt@sjib.ch">stefan.burckhardt@sjib.ch</a>

# Innovative Abflussmessungen in Entwässerungssystemen mittels Videos von Webcams und Smartphones

Salvador Peña-Haro<sup>1</sup>, Maxence Carrel<sup>1</sup>, Li Wang<sup>2</sup>, Simon Dicht<sup>2</sup>, Beat Lüthi<sup>1</sup>, João Leitão<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Photrack AG, Ankerstrasse 16a, 8004 Zürich

<sup>2</sup> EAWAG: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, Schweiz

**Kurzfassung:** Eine innovative Methode zur Messung von Oberflächengeschwindigkeiten in Abwasserkanälen mit kurzen Videosequenzen, die von Überwachungskameras und Smartphone-Anwendungen aufgezeichnet wurden, wird vorgestellt. Die Wasseroberflächengeschwindigkeit kann mit einer Technologie namens Surface Structure Image Velocimetry optisch bestimmt werden. Die Ergebnisse stimmen gut mit Ultraschall-Referenzmessungen überein und unterstreichen das Potenzial dieser bildbasierten Messmethode.

**Key-Words:** Entwässerungssystem, Abflussmessung, Webcam, Smartphone, Video, Surface Structure Imaging Velocimetry

# 1. Einführung

Abflussdaten dienen oft als Teil der Grundlagedaten für die Dimensionierung, den Betrieb und die Optimierung von Entwässerungsnetzwerken und Kläranlagen. Allgemein sind in der Siedlungswasserwirtschaft viele digitale innovative Technologien gerade dabei den Sprung aus der Forschung in die Praxis zu schaffen (Blumensaat et al., 2019). Dies trifft auch für Abflussmessungen zu, da sich diese Messungen heutzutage mit Videos machen lassen. Der Einsatz von optischen Messmethoden wurde in den letzten Jahren dank der zunehmenden Kapazität von Kameras und Rechner mit neuen Anwendungen erweitert. Die sogenannte *Particle Image Velocimetry (PIV)* ist eine Methode, bei der Geschwindigkeitsfelder anhand der Verschiebungen von sogenannten *Tracerpartikeln* mithilfe von kreuzkorrelationsbasierten Methoden gemessen werden. Diese Methode wird schon lange in der Forschung angewandt, zuerst kamen sie unter Laborbedingungen (Adrian 1991) und später für Gewässer (Fujita et al., 1998) zum Einsatz. Diese Messungen können mit handelsüblichen Überwachungskameras (Hansen et al., 2017, Leitão et al., 2018, Peña-Haro et al., 2019), auf Smartphones installierte Apps (Discharge, Lüthi et al., 2014, Carrel et al., 2019) oder Drohnen (Bandini et al., 2019) durchgeführt werden.

In dieser Studie werden Messungen vorgestellt, die anhand einer PIV ähnlichen Methode namens Surface Structure Image Velocimetry (SSIV) durchgeführt wurden. Im Gegensatz zu der PIV Methode benötigt die SSIV Methode keine zusätzliche Zugabe von Tracerpartikeln. Die SSIV Methode eignet sich deshalb sehr gut für kontinuierliche Messungen unter natürlichen Bedingungen. In dieser Studie werden Oberflächengeschwindigkeitsmessungen vorgestellt, die mit handelsüblichen Überwachungskameras und Smartphones Kanalisationen durchgeführt wurden. in Referenzmessungen wurden aufgenommen mit einem Keilsensor der Firma Nivus.

### 2. Material und Methoden

# 2.1 Experimenteller Ansatz

Die Daten, die in dieser Studie vorgestellt werden, wurden in einer Kanalisation aufgenommen, dessen Schacht auf dem Gelände der EAWAG (Dübendorf, Schweiz) liegt. Der Durchmesser der Kanalisationsröhre beträgt 1000 mm oberhalb, innerhalb und unterhalb des Schachtes. Die Steigung der Kanalisation stromaufwärts des Schachtes ist 1.6 ‰, respektive 1.5 ‰ stromabwärts. Als Vergleichsmessung diente ein Nivus CS2-Kreuzkorrelationssensor, welcher stromaufwärts misst und etwa 300 mm oberhalb des Schachtrandes mittels Spannblechen platziert ist. Ein i-3 Füllstandsensor von Nivus ergänzt die Abflussmessung. Er ist am Schachteinlauf platziert. Die Messungen mit der Überwachungskamera und mit dem Smartphone wurden im Schachtbereich durchgeführt.

### 2.2 Optische Wasserpegel- und Abflussmessung

In dieser Studie wurde eine handelsübliche Infrarotüberwachungskamera (Instar HD-5907), die mit einem 4 mm Weitwinkelobjektiv nachgerüstet wurde, angewandt. Die Kamera wurde ca. 2 m oberhalb des Wasserpegels installiert. Dank dem Weitwinkelobjektiv konnte der gewünschte Aufnahmebereich erfasst werden. Die Smartphone Messungen wurden mit einem *Fairphone* FP2 (Android 7.1.2) durchgeführt. Die Smartphoneaufnahmen wurden ausserhalb des Schachtes auf einer Höhe von ca. 3.5 m oberhalb des Wasserpegels durchgeführt.

Um die SSIV Messung und die Abflussberechnung zu ermöglichen, muss die Fokusdistanz und Position und Orientierung der Kamera in Bezug auf die Kanalisationsgeometrie bestimmt werden (siehe Abbildung 1). Dies erfolgt über ein Kameramodel welches die gemessenen und berechneten Bildpositionen von vier eingemessenen Markierungen durch Anpassung dieser Parameter zur Übereinstimmung bringt.

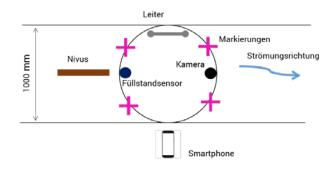




Abbildung 1: Links: Grundrissskizze des in dieser Studie betrachteten Kanalisationsausschnittes und der Positionen der verschiedenen Sensoren. Rechts: Blick in den betrachteten Schacht mit der angeschlossenen Überwachungskamera.

Die Oberflächengeschwindigkeit wurde anhand von 4 Sekunden langen Videosequenzen à 120 Bildern berechnet (HD Auflösung, 30 Bilder pro Sekunde), die mit der Überwachungskamera und mit der DischargeApp (discharge.ch) gesteuerten Smartphonekamera aufgenommen wurden. Der Wasserpegel lässt sich optisch mithilfe von verschiedenen Methoden bestimmen, die entweder auf die Bewegung der Flüssigkeit oder Farben- bzw. Musterunterschiede an der Grenze zwischen der Wasseroberfläche und der Kanalisationswand beruhen.

Die SSIV Methode, mit der die Oberflächengeschwindigkeit gemessen wurde, ist eine patentierte Technologie die auf einer Kreuzkorrelationsmethode beruht. Dabei wird eine Zone von Interesse im Sichtfeld der Kamera in verschiedene Fenster unterteilt. Die Methode bestimmt dann für jedes Fenster die zeitliche Verschiebung von den sich bewegenden Mustern. Weil Position und Orientierung der Kamera und die Geometrie der Kanalisation bekannt sind, kann das gemessene Verschiebungsfeld von der Einheit Pixel pro Sekunde in ein Geschwindigkeitsfeld mit Einheit Meter pro Sekunde umgewandelt werden. Im Anschluss an die Auswertung mit der Überwachungskamera oder mit der Discharge App werden sogenannte Beweisbilder erzeugt, zu sehen in Abbildung 2. Die gemessenen Geschwindigkeitsfelder werden mit grünen Pfeilen und die Wasserpegel mit roten Linien dargestellt, links ein Bespiel einer stationären Kamera, rechts ein Beispiel der DischargeApp. Anhand des Geschwindigkeitsfeldes kann das Profil der Oberflächengeschwindigkeit in Strömungsrichtung berechnet werden. Die mittleren Geschwindigkeiten an jeder Lotrechten werden entweder mit physikalischen Modellen für das vertikale Geschwindigkeitsprofil berechnet, oder mit Hilfe von Zusammenhängen, empirisch bestimmten zwischen mittlerer Geschwindigkeit Oberflächengeschwindigkeit, geschätzt. Schliesslich wird der Abfluss bestimmt, indem die mittleren Geschwindigkeiten über die Breite des Kanals integriert werden.

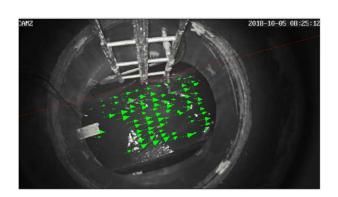




Abbildung 2: Links: Beweisbild einer Messung, die mit der Überwachungskamera durchgeführt wurde. Rechts: Beweisbild einer Messung, die mit der DischargeApp durchgeführt wurde.

# 2.3 Referenzmessung mit einem Ultraschallsensor

Vergleichsmessungen wurden mit einem Nivus CS2 Kreuzkorrelationssensor durchgeführt, welcher über eine zusätzliche Ultraschall-Füllstandsmessung(i-3) verfügt. Die Daten wurden über ein OCM Pro aufgezeichnet. Neben dem Abspeichern der Abflussdaten wurden auch die einzelnen, mittels Kreuzkorrelation gemessenen, Fliessgeschwindigkeiten in maximal 16 Messfenstern aufgezeichnet. Für das Experiment wurde die Dämpfung und Stabilität auf das Minimum heruntergesetzt.

# 2.4 Vergleiche zwischen beiden Messmethoden

Um einen Vergleich zwischen den beiden Methoden zu ermöglichen wurden die maximalen Oberflächengeschwindigkeiten und Durchflüsse berücksichtigt. Die maximale Oberflächengeschwindigkeit des Nivus-Keilsensors wurde extrapoliert. Dies geschah mit einem

logarithmischen Fit basierend auf Nivus-Geschwindigkeitswerten für drei verschiedene Höhen. Die maximale Oberflächengschwindigkeit der SSIV Methode wurde dem Fit der gemessenen Geschwindigkeiten entnommen.

Um einen quantitativen Vergleich der Daten zu ermöglichen wurden Korrelationskoeffizienten, quadratische mittlere Fehler und mittlere absolute Fehler für die Oberflächengeschwindigkeits- und Abflusswerte berechnet.

# 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Zeitreihen der gemessenen maximalen Oberflächengeschwindigkeit- und Abflussmessungen sind im oberen Teil der Abbildung 3 für eine Zeitdauer von einem Tag (16. April 2019, Messwerte in Intervallen von 15 Sekunden für beide Messgeräte) mit den entsprechenden Ergebnissen der quantitativen Vergleiche dargestellt. Mit einem Wert von 0.78 ist der Korrelationskoeffizient der Nivus und SSIV maximalen Oberflächengeschwindigkeit hoch, dabei betragen die quadratischen mittleren Fehler und mittleren absoluten Fehler etwa 5.5 cm/s, was hier relativ betrachtet einen Unterschied von 11.3 % ausmacht.

Dieser Unterschied könnte sich auf zwei Arten erklären lassen; Die Positionen an denen die Oberflächengeschwindigkeiten gemessen werden sind nicht identisch. Da der Schacht sich zwischen zwei Kanalisationsrohren befindet, die nicht dieselbe Neigung aufweisen, ist es nicht auszuschliessen, dass eine leichte Verlangsamung der Geschwindigkeit stattfindet. Der Tatsache, dass die stromabwärts gemessenen Oberflächengeschwindigkeiten der SSIV Methode leicht langsamer sind, als diejenigen Geschwindigkeiten vom Nivussensor, der sich stromaufwärts des Schachts befindet und zusätzlich in einem Winkel von 45° stromaufwärts misst, könnte damit zum Teil erklärt werden. Zweitens ist zu berücksichtigen, dass die Bestimmung dieser maximalen Oberflächengeschwindigkeiten sowohl seitens Nivus (Extrapolation der Geschwindigkeit zur Oberfläche anhand eines Fittings zu drei Datenpunkten) als auch seitens SSIV (die maximale Geschwindigkeit befindet sich nicht immer im Mitte des Kanals) mit gewissen Unsicherheiten behaftet sind, und so nicht unbedingt einen optimalen Vergleich ermöglichen. An der Leiter verfängt sich häufig relativ grosses Material, was zu einer Störung des Geschwindigkeitsfeldes führen kann, insbesondere kann das Oberflächengeschwindigkeitsprofil asymmetrisch werden.

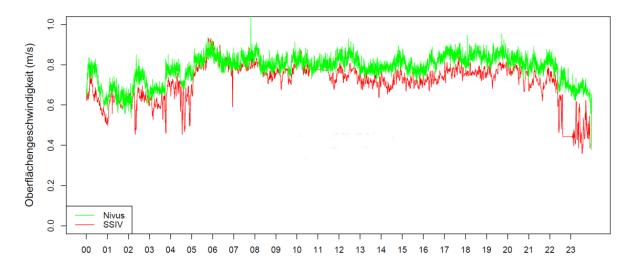


Abbildung 3: Zeitreihen für den 16. April 2019 der im 15 Sekunden Takt extrapolierten bzw. gemessenen Oberflächengeschwindigkeiten des Nivussensors (grün) und der SSIV Methode (rot).

### 4. Fazit und Ausblick

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die SSIV Methode, die schon erfolgreich für Abflussmessungen in natürlichen Gewässern oder für Oberflächenabflussmessungen eingesetzt wird, durchaus auch Potenzial für Anwendungen im Abwasserbereich hat. Die hier vorgestellten quantitativen Vergleiche mit einer Referenzmethode, welche als eine der Standardmethoden für solche Messungen gilt, sehen vielversprechend aus. Quantitative Oberflächengeschwindigkeitsmessungen weisen eine gute Korrelation von 0.78 auf bei relativen Messunterschieden, die weniger als 10 % betragen, was das Potential dieser bildbasierten Methode unterstreicht. Eine zusätzliche wichtige Eigenschaft dieser Technologie ist die Tatsache, dass die Methode bildbasiert ist. Es besteht also die Möglichkeit, in der Regel in Echtzeit, die Situation optisch zu überwachen und einzuschätzen. Weitere Studien werden untersuchen, wie sich verschiedene Kanalisationsquerschnitte auf die vertikale Geschwindigkeitsprofile auswirken, und, mittels Langzeitmessungen, wie sich die Methode bei Extremereignissen bewähren wird.

# 5. Literatur

- Adrian R.J. (1991). Particle-imaging techniques for experimental fluid mechanics. Annual Review of Fluid Mechanics 23.
- Bandini F., Lüthi B., Bauer-Gottwein P. (2019). Unmanned aerial systems (UASS) for monitoring water surface elevation, bathymetry, surface velocity and discharge in streams. Drone Special, Hydrolink (1).
- Blumensaat F., Leitão J.P., Ort C., Rieckermann J., Scheidegger A., Vanrolleghem P.A. und Villez K. (2019). How Urban Water Management Prepares for Emerging Opportunities and Threats: Digital Transformation, Ubiquitous Sensing, New Data Sources, and Beyond a Horizon Scan. Environmental Science & Technology.
- Carrel M., Detert M., Peña-Haro S. und Lüthi B. (2019). Evaluation of the DischargeApp: a smartphone application for discharge measurements. HydroSenSoft 2019, Madrid, Spain.
- discharge.ch. A Platform for Professional Flow Measurements. Am 16. Juni 2019 abgerufen.
- Fujita I., Muste M. und Kruger A. (1998). Large-scale particle image velocimetry for flow analysis in hydraulic engineering applications. Journal of Hydraulic Research 36(3).
- Hansen I., Warriar R., Satzger C., Sattler M., Luethi B., Peña-Haro S. und Duester R. (2017). An Innovative Image Processing Method for Flow Measurement in Open Channels and Rivers. 5th flotek.g: Innovative Solutions in Flow Measurement and Control Oil, Water and Gas, 28–30 August, Palakkad, Kerala, India
- Peña-Haro S., Lüthi B., Carrel M., Scheidegger A., Moy de Vitry M., Leitão J.P. (2019). Es überschwemmt un keiner sieht zu? : Oberflächenabflussmessungen im urbanen Raum mittels Videomaterial von Überwachungskameras. Aqua & Gas.
- Leitão J.P. Peña-Haro S., Lüthi B., Scheidegger A., Moy de Vitry M. (2018). Urban overland runoff velocity measurment with consumer-grade surveillance cameras and surface structure imaging velocimetry. Journal of Hydrology (565) 791 804.
- Lüthi B., Philippe T., Peña-Haro S. (2014). Mobile device app for small open-channel flow measurement. International Congress on Environmental Modelling and Software. 36.

# Automatisierte Erstellung von Einzugsgebieten für die Generelle Entwässerungsplanung

Robin Dainton<sup>1</sup> und Markus Gresch<sup>1</sup>,\*

1 Hunziker Betatech AG, Pflanzschulstrasse 17, CH-8400 Winterthur

\*Email des korrespondierenden Autors: markus.gresch@hunziker-betatech.ch

**Schlagwörter**: BIM in der Entwässerungsplanung, Open Government Data, Generelle Entwässerungsplanung, Einzugsgebiete

# 1. Einleitung

Die Erstellung des Entwässerungskonzepts ist das Herzstück einer generellen Entwässerungsplanung (GEP). Das Konzept baut auf den Grundlagen der Werkinformation Abwasser und der Modellierung der Einzugsgebietsflächen auf. Diese Daten werden typischerweise als Inputgrössen für ein Berechnungsmodell verwendet und dienen die langfristige Planung innerhalb der ARA Einzugsgebiet.

Für die Siedlungsentwässerung sind der Schmutzabwasseranfall sowie die Regenabflüsse von befestigten und unbefestigten Flächen von Interesse. Klassische Methoden für die Generierung von Einzugsgebieten verwenden dabei topographische Daten und Landnutzungseigenschaften. Sie sind für natürlichen Gebiete geeignet (O'Callaghan und Mark, 1984). In urbanen Gebieten ist aufgrund des unterirdischen Leitungsnetzes und aufgrund von bebauten Flächen die Einzugsgebietsermittlung aufgrund der Topographie stark fehlerbehaftet (Djokic und Maidment, 1991, Smith und Vidmar, 1994, Djordevic et al. 1999, Smith M.B., 2006). Hier sind Ansätze, die auf Netzverfolgungen des Leitungsnetzes basieren erfolgsversprechender.

In der Vergangenheit wurden Teileinzugsgebiete oft stark generalisiert und aggregiert. Diese Generalisierung der Einzugsgebiete führt zum einen zu Unsicherheiten in der Bestimmung der Abflussparameter und zu Problemen im Vollzug der Generellen Entwässerungsplanung. Offizielle Modelle und Wegleitungen stellen deswegen Anforderungen an eine parzellenscharfe Modellierung (VSA, 2014). Für die Erstellung eines Berechnungsmodells sind verschiedene Zustände der Einzugsgebiete massgebend: Der Ist-Zustand (aktueller Bebauungsgrad, Abbildung 1), die Situation mit vollständiger Bebauung des Baugebiets gemäss Nutzungsplanung und der Planungszustand (Zielzustand der Generellen Entwässerungsplanung).

Die Qualität und der Umfang der Daten für unterirdische Leitungen sind in den letzten Jahren stark gewachsen. Umwelt- und liegenschaftsrelevante Daten stehen mittlerweile in Standardmodellen zur Verfügung. Die Nutzung solcher Daten ist zudem mittlerweile oft kostenlos. Mit der heutigen Qualität und Verfügbarkeit von Grundlagedaten wird es möglich, Einzugsgebiete mit ihren Eigenschaften für die Generelle Entwässerungsplanung vollautomatisch zu generieren. Wir präsentieren hier eine Methodik, welche wir in den letzten Jahren kontinuierlich entwickelt und angewendet haben.

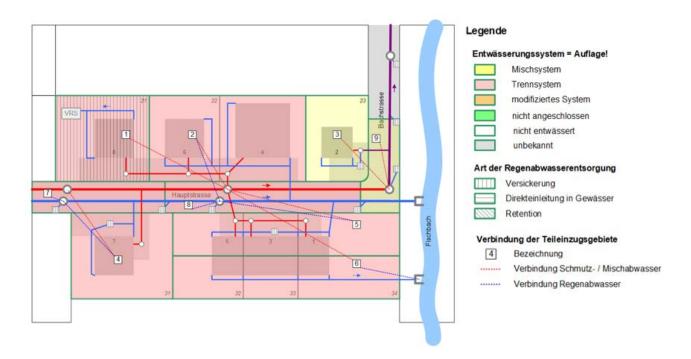


Abbildung 1: Beispiel Einzugsgebiete in VSA-DSS Model – Ist Zustand (VSA, 2014).

# 2. Methodik

# 2.1 Daten Import

Die Modellierung von Einzugsgebieten basiert auf den Grundlagendaten: Werkinformation Abwasser, amtlicher Vermessung und Nutzungsplanung. Verwendet werden zudem Geländemodelle, Gewässerkataster und Versickerungskarten. Der Workflow für die Modellierung der Einzugsgebiete ist in Abbildung 2 dargestellt.

In einem ersten Schritt speichert das System alle Grundlagedaten in einer PostGIS Datenbank. Die weiteren Schritte sind als Python Module programmiert und können schrittweise durchgeführt und die Resultate können laufend geprüft werden.

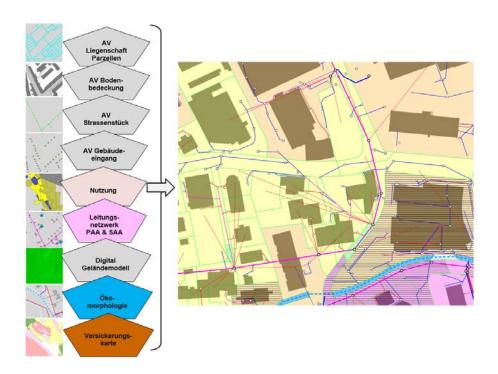


Abbildung 2: Workflow von den Grundlagendaten bis zum Einzugsgebiet.

# 2.2 Netzwerktopologie

Anhang der Kanalnetzhierarchie oder anhand von Eigentümerdaten werden die für ein Berechnungsmodell relevanten Leitungen identifiziert. Die Topologie des Hauptnetzwerkes (Primäre Abwasseranlagen), und insbesondere die Topologie des sekundären Netzwerks ist oft lückenhaft. Aus diesem Grund ist in einem ersten Schritt die Netzwerktopologie zu bereinigen. Dazu führt das System eine bidirektionale topologische Netzverfolgung des Netzwerks durch.

Um die Abwasserableitung durch bestehende Gebäudestrukturen zu berücksichtigen werden die Geometrien von Gebäudegruppen verschmelzt und in die Netzverfolgung integriert (Abbildung 3).

Sekundäre Abwasserleitungen werden an einen primären Leitungsknoten zugewiesen. Zuflüsse zu einer Versickerungsanlage, einem Retentionskörper und Direkteinleitungen in Oberflächengewässer werden dabei ebenfalls berücksichtigt.



Abbildung 3: Integration der Gebäudegeometrien in die topologische Netzverfolgung.

# 2.3 Generierung der Einzugsgebiete

Einzugsgebiete werden aus den Daten der Amtlichen Vermessung (Parzellen) erstellt. Strassen und Liegenschaftsflächen werden mit Verwendung der Daten der Amtlichen Vermessung unterschieden und im weiteren Verlauf auch unterschiedlich behandelt.

Strasseneinzugsgebiete werden auf Basis von Thiessen Polygonen um ihre Einlaufknoten aufgeteilt (Abbildung 4). Polygonen mit den gleichen Eigenschaften werden anschliessend verschmolzen. Über einen Verschnitt mit den Strassenbegrenzungslinien können schliesslich die Teileinzugsgebiete der Strassen ermittelt werden (Abbildung 5).



Abbildung 4: Aufteilung und Verschmelzung von Strasseneinzugsgebieten.



Abbildung 5: Misch- und Trennsystem Strasseneinzugsgebiete.

Einzugsgebiete von Liegenschaften werden mit einem Verschnitt mit der Nutzungsplanung einer Bauzone zugeordnet. Leitungen innerhalb und in der Nähe eine Liegenschaft werden verwendet, um die Netzwerkverbindung an das primäre Abwassersystem zu definieren und die Einzugsgebiete zu klassifizieren (Misch-Trennsystem).

Einzugsgebiete werden auch via sich anschliessenden Gebäudegeometrien oder via eine gemeinsame sekundäre Abwasserleitung einem primären Leitungsknoten zugewiesen (Abbildung 6).

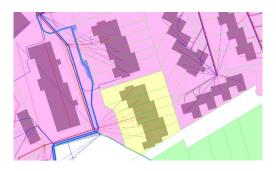


Abbildung 6: Einzugsgebiet Entwässerung durch Gebäudegruppe.

Die befestigte Fläche wird aus einem Verschnitt mit der Klasse Bodenbedeckung der Daten der amtlichen Vermessung berechnet. Weitere Attribute wie die Einwohnerdichte und die befestigte Fläche im Planungszustand können aus der Bauzonenzuweisung abgeleitet werden.

Für die Ableitung der Abflussbeiwerte ist die Information ob es sich um Flachdächer oder Steildächer handelt hilfreich. Diese Information lässt sich aus einem digitalen Geländemodell und der Geometrieinformation der amtlichen Vermessung extrahieren. Flachdächer werden dabei aufgrund von Neigungsberechnungen bei Dachflächen erkannt (Abbildung 7). Damit kann eine Retentionswirkung von Flachdächern im Berechnungsmodell berücksichtigt werden.

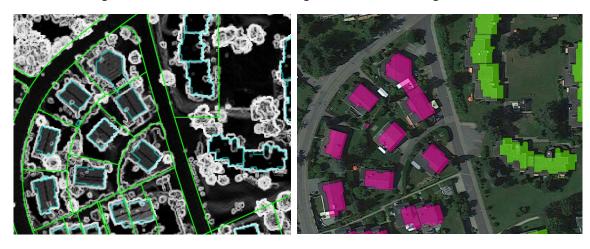


Abbildung 7: Klassifizierung von Flachdächern mit Hilfe des digitalen Geländemodells.

# 3. Ergebnisse Und Diskussion

Das System generiert zuverlässig flächendeckende Einzugsgebiete und wurde bisher bei der Erstellung von mehrere Generellen Entwässerungsplänen angewendet. Dabei wurden schon mehrere hunderttausend Einzugsgebiete generiert sowohl für kleine und mittlere Gemeinden als auch für grosse Städte.

Die bisherige Erfahrung zeigt, dass rund 90 % aller Einzugsgebietsflächen zuverlässig automatisch generiert und ans Abwassernetzwerk angeschlossen werden können. Rund 10% der Einzugsgebiete müssen nach wie vor manuell zugewiesen werden. Fehlende Zuweisungen entstehen in erster Linie aufgrund fehlender oder unvollständiger Daten im Leitungskataster. Der Grad der Automatisierung steigt damit mit der laufenden Verbesserung in den Grundlagendaten.

### 4. Ausblick und Fazit

Die automatisierte Generierung der Einzugsgebiete mit der hier vorgestellten Methodik liefert einen vollständigen Datensatz gemäss dem Standardmodell für Einzugsgebiete (VSA, 2014). Mit einer Automatisierung kann der Aufwand des GEP Ingenieurs bei der Erstellung des hydraulischen Modells deutlich verkleinert werden, da ein grosser Teil der Arbeit vollautomatisch abläuft. Der GEP Ingenieur kann sich auf die 10% der Flächen konzentrieren, wo aufgrund der verfügbaren Daten oder der Komplexität der Entwässerung auf der Liegenschaft eine manuelle Erstellung und Attribuierung der Einzugsgebiete notwendig und auch sinnvoll ist. Das entwickelte System identifiziert diese Flächen, wo eine detaillierte Beurteilung durch eine Fachperson oder weitere Grundlagendaten notwendig sind, zuverlässig.

#### 5. Literaturverzeichnis

- O'Callaghan JF, Mark DM. 1984. The Extraction of Drainage Networks From Digital Elevation Data. Computer Vision, Graphics and Image Processing 28: 328-344.
- Djokic D, Maidment DR. 1991. Terrain analysis for urban stormwater modelling. Hydrological Processes 5(1): 115-124.
- Djordjevic S, Prodanovic D, Maksimiovic C. 1999. An approach to simulation of dual drainage. Water Science and Technology 39 (9): 95-103.
- Smith MB. 2006. Comment on 'Analysis and modelling of flooding in urban drainage systems'. Journal of Hydrology 317: 355-363.
- Smith MB, Vidmar A. 1994. Data Set Derivation for GIS-based Urban Hydrological Modeling. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 60(1): 67-76.
- VSA Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, 2014. Wegleitung GEP-Daten.

# Vorhersage der Mecoprop-Dynamik im urbanen Regenwasserabfluss mit einem gekoppelten prozess-basierten Schmutzfrachtmodel

J.R. Devasia-Metzger<sup>1</sup>, J.Rieckermann<sup>2</sup>, C. Ort<sup>2</sup>, M. Burkhardt<sup>1</sup>

<sup>1</sup> HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC),

Oberseestrasse 10, 8640 Rapperswil, Schweiz

<sup>2</sup> Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz

(Eawag), Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf

# **Kurzfassung:**

Bei Regenwetter werden viele potenziell toxische Schadstoffe aus Aussenhüllen von Gebäuden ausgewaschen und in die Gewässer eingetragen. Unklar ist allerdings, ob einfache lineare Auswaschfunktionen für Mikroschadstoffe aus Gebäudehüllen für Schmutzfrachtsimulationen ausreichend sind. Um Auswaschungen aus beregneten Gebäudehüllen dynamisch zu berechnen, wurde das "COnstruction Material LEAching Model" (COMLEAM) entwickelt, mit dem Mikroverunreinigungen prozess-basiert beschrieben werden. COMLEAM berücksichtigt allerdings keine Transportprozesse in der Siedlungsentwässerung, so dass es bislang nicht möglich ist, Umwelteinflüsse von Gebäudehüllen abzubilden. In dieser Studie wurde daher COMLEAM an das hydrodynamische Niederschlags-Abfluss Modell SWMM gekoppelt. Insbesondere wurden die Unterschiede von dynamischen und linearen Auswaschmodellen untersucht. Für die Verknüpfung der Modelle wurde eine neue Schnittstelle für COMLEAM programmiert, die sowohl einen Export von SWMM-kompatiblen Schmutzfracht-Zeitreihen, als auch Batch-Simulationen ermöglicht. Die Ergebnisse für eine Fallstudie in Fehraltorf (CH), wo Schmutzfrachten und Konzentrationen des Durchwurzelungsschutzmittels Mecoprop vorhergesagt wurden, zeigen grundsätzlich eine befriedigende Übereinstimmung mit zeitlich hochaufgelösten Daten aus einer Messkampagne. Langzeitprognosen mit dem dynamischen COMLEAM Modell liefern in unserem Fall signifikant unterschiedliche Ergebnisse als lineare Auswaschfunktionen. Allerdings sind diese Unterschiede, in unserem Fallbeispiel, ab einem Gebäudealter von 10 Jahren allerdings vernachlässigbar. Sensitivitätsanalyse deuten weiterhin darauf hin, dass Informationen zum Gebäudebestand, und insbesondere das Alter der Gebäude, sehr sensitiv auf die Simulationsresultate sind.

Key-Words: COMLEAM, DIMES 2, Mikroschadstoffe, Auswaschungsfunktion, Mecoprop

# 1. Schmutzfracht-Modelle vereinfachen die Auswaschung und Auswasch-Modelle den Schmutzfracht-Transport

Bei Regen werden viele biologisch aktive Schadstoffe aus Aussenhüllen von Gebäuden vom Niederschlagswasser ausgewaschen und in die Gewässer eingetragen (Wittmer et al. 2011; Burkhardt, Junghans, et al. 2009). Dabei zeigen verschiedene Untersuchungen, dass vor allem durch Biozide akute und chronische Qualitätskriterien überschritten werden. Ein Grund dafür ist, dass viele Einleitungen aus Trenn- und Mischsystem in kleinen Fliessgewässern nur gering verdünnt werden (Walser et al. 2008; Burkhardt, Zuleeg, et al. 2009).

Wenig untersucht wurden bislang potentielle Gewässerbelastungen durch ausgewaschene Biozide aus Gebäudehüllen. Diese können durch Regen mobilisiert werden und über die Regenwasserkanalisation oder Mischwasserentlastungen in Gewässer eingetragen werden. Da Laboruntersuchungen von Mikroverunreinigungen sehr aufwändig und teuer sind, werden typischerweise Modelle zur Risikoabschätzung herangezogen. Herkömmliche Ansätze verwenden dafür jedoch lineare regenabhängige Auswaschungsfunktionen für die Mikroschadstoffe (Charbeneau, Barrett und Michael 1998), was nach bisherigen Erkenntnissen eine grobe Vereinfachung darstellt (Abb. 1). Um verlässlichere Prognosen aufzustellen wurde daher das "COnstruction Material LEAching Model" (COMLEAM) entwickelt (Rohr, Tietje, and Burkhardt 2018), welches den Transportpfad vom beregneten Bauteil bis zum Umweltkompartiment mit detaillierten Prozessen in den vier Modulen i) Geometrie, ii) Baumaterial, iii) Emissionen und iv) Wetter beschreibt. Allerdings berücksichtigt COMLEAM keine Transportprozesse in der Kanalisation, so dass es zur Zeit nicht möglich ist, wichtig urbanhydrologische Prozess realistisch abzubilden, wie z.B. Verdünnungseffekte durch nicht verschmutztes Regenabwasser, oder die Abflachung von Konzentrationsspitzen während des Abflusstransportes. Diese lassen sich wiederum mit dem hydrodynamischen Kanalnetz-Modell SWMM (US EPA 2015) beschreiben, das als quelloffene Version verfügbar ist.

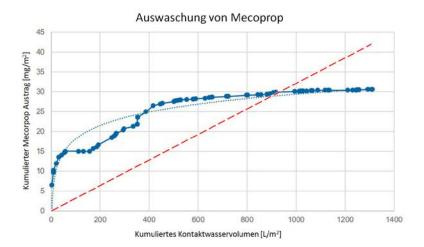


Abbildung 1:

Vergleich der gemessenen Auswasch-Charakteristik des Durchwurzelungsschutzmittels Mecoprop (aus Hübner et al. 2018) (blaue Punkte) mit einem linearen Modell (rot gestrichelt) und einem logarithmischen Modell (gepunktete Linie). Das stark vereinfachende lineare Modell entspricht der typischen ingenieurmässigen Annahme von mittleren Schadstoff-Konzentrationen im Regenwasser, wobei das logarithmische aus dem im COMLEAM implementierten Ansatz resultiert.

Das Ziel dieser Arbeit war deshalb, COMLEAM mit SWMM zu koppeln (Abbildung 1), um eine realistische Ausbreitung der ausgewaschenen Schadstoffe im Kanalnetz zu erreichen. Dazu wurde für COMLEAM ein neues API in *Python* entwickelt und die von COMLEAM Auswasch-Dynamik als Zeitreihe in SWMM eingelesen. Die Vorhersagen des detaillierten gekoppelten Modells wurden anschliessend mit zeitlich hochaufgelösten Messdaten aus einer Fallstudie in Fehraltorf (CH) verglichen.

# 2. Mecoprop als Modellsubstanz ermöglicht definierte Randbedingungen für eine hoch aufgelöste Schmutzfrachtvorhersage

Für den Vergleich der herkömmlichen SWMM-Ansätze mit dem prozessbasierten COMLEAN-Modell wurde das Durchwurzelungsschutzmittel Mecoprop als Modellsubstanz gewählt, da es in Gebäuden

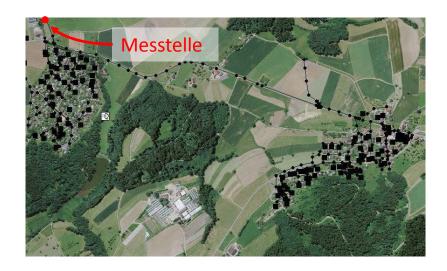


Abbildung 2: SWMM Modell des Untersuchungsgebiets in Rumlikon/Fehraltorf (CH), mit der verwendeten Messstelle des DIMES II Projektes (Mutzner 2019).

als Wurzelschutzmittel für begrünte Flachdächer eingesetzt wird. So konnte das COMLEAM Modell auf eine einzige Quelle, nämlich die Dachkomponente von Flachdächern reduziert werden.

Als Abwassersystem wurde ein Teileinzugsgebiet der ARA Fehraltorf-Russikon ausgewählt. Das Teileinzugsgebiet beinhaltet das Dorf Rumlikon und die Weiherholzüberbauung (Abbildung 2). Für dieses liegen im Untersuchungsgebiet in Rumlikon/Fehraltorf (CH) aus dem DIMES 2 Projekt (Mutzner 2019) Messdaten mit einer zeitlichen Auflösung von 20 min vor.

Das bereits vorhandene hydrodynamische SWMM Modell wurde von der Eawag zur Verfügung gestellt. Die Abflussvorhersage basiert auf lokalen Regendaten aus einem aktuellen Messprojekt (Blumensaat et al. 2017), wobei es anhand der versiegelten Fläche an Abflussmessdaten angepasst wurde. Da es den Niederschlagsabfluss allgemein realistisch abbildete, war eine weitergehende Kalibration des Modells nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

# Eine einfache Anwendungsprogrammierschnittstelle koppelt COMLEAM mit pySWMM

Um Batch-Simulationen der gekoppelten Modelle zu ermöglichen, z.B. für Sensitivitätsanalysen und Schätzung der Modellparameter wurde eine neue Schnittstelle (API) für den Rechen-Server des COMLEAM in *Python* entwickelt (Devasia-Metzger 2019). Da COMLEAM serverbasiert rechnet, wurde via *JSON*-strings mit dem Rechenserver kommuniziert. Die Simulationsergebnisse wurden aus der relativ komplexen Datenbank via *SQL* Syntax ausgelesen. Die Ausgabe von SWMM-kompatiblen Zeitreihen erforderte dabei vor allem ein Zusammenführen von mehreren Tabellen. Die Erarbeitung der COMLEAM API war das Kernstück dieser Arbeit und erforderte grossen Zeitaufwand. Die API wurde mit folgenden Basisfunktionen ausgestattet:

- Variieren der Gebäudegeometrien, wie z.B. Länge, Breite, Höhe, Ausrichtung
- Verändern der Simulationsparameter, u.a. Baumaterial, Emission und Wetter (Details siehe Abbildung 3)
- Starten und kontrollieren der Simulation
- Auslesen der Ergebnisse aus der komplexen COMLEAM Datenbank
- Speichern und darstellen der Ergebnisse

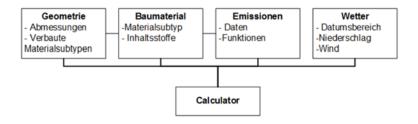


Abbildung 3: Modulstruktur in COMLEAM (Rohr 2018).

Für die Kopplung mittels Python wurde die *pyswmm* Bibliothek ausgewählt, die programmatischen Zugriff auf Simulationsparameter, interne Variablen und Ergebnis-files erlaubt. Zusätzlich zum COMLEAM API wurde für die *pyswmm*-Implementation ausserdem ein parser für das SWMM-reporting file geschrieben, der das automatisierte Auslesen der Schmutzstoff-Konzentrationen ermöglicht. Zusätzlich wurden die Ergebnisse aus der COMLEAM Simulation in das SWMM Modell integriert, indem die dynamischen Zeitreihen als ASCII Files eingelesen wurden.

Um zu garantieren, dass die SWMM Simulation erst gestartet wird, wenn die COMLEAM Ergebnisse vorliegen, wurde das SWMM-Skript mit einer Statusabfrage der COMLEAM Simulation erweitert, welche sicherstellt, dass die COMLEAM Kalkulation abgeschlossen ist.

Das SWMM-Modell wurde anhand vorhandenen Durchflussmessdaten angepasst. Dabei wurde vereinfacht die Befestigungsgrade der Einzugsflächen angepasst, bis eine Übereinstimmung, für das Regenereignis der DIMES 2 Messreihe, eintraf. Dabei wurde als Hauptkriterium der Spitzendurchfluss und seine zeitliche Übereinstimmung mit den Messdaten ausgewählt (Abbildung 4). Für die restliche Zeitspanne genügte für unseren Zweck ein visueller Vergleich der Simulationsresultate mit den Messdaten.

In einem zweiten Schritt wurde dann das COMLEAM-Modell Anhand der vorhandenen Konzentrations-Messungen angepasst. Die zeitliche Auflösung der DIMES 2 Messdaten beträgt 20 Minuten. Die Modellparameter wurden so gewählt, dass erstens Parameter der Gebäudegeometrien aus Daten der amtlichen Vermessung ermittelt. Zweitens wurden spezifischere COMLEAM Parameter, wie Baumaterial und Emission wurden anhand von Literaturangaben abgeschätzt und anschliessend als Durchschnittswert im untersuchten Gebiet an die gemessenen Konzentrationen angepasst. Für die Versickerungsrate wurde ein Wert von 50% angenommen, da nicht ermittelt werden konnte, ob Versickerungsanlagen vorhanden sind oder nicht.

# 4. Resultate und Diskussion

Die Anpassung des Modells für den Event vom 18.05.2016 ergab für das SWMM Modell eine Nash-Suttcliffe Effizienz von 0.63 für den Durchfluss im Kanalnetz und die modellierte Mecoprop Masse wich um 15 % ab, wobei die Spitzenkonzentration um 6 % abwich (siehe Abbildung 4). Die Dynamik während des Regenevents wird gut abgebildet, allerdings unterschätzt das angepasste Modell systematisch den Nachlauf des Niederschlagsabflusses (Abbildung 4 ab 19.5., 01:00), was ggf. auf strukturelle Defizite im Bereich von Hausdrainagen und niederschlagsabhängigem Fremdwasser hindeutet.

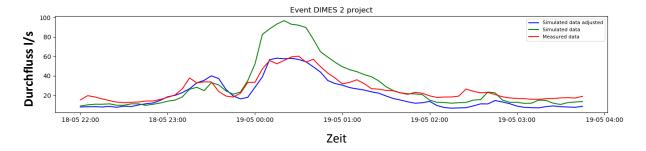


Abbildung 4: Resultate der Anpassung des hydrodynamischen Modells im Vergleich mit Messdaten und unangepasstem Modell für das DIMES 2 Regenevent.

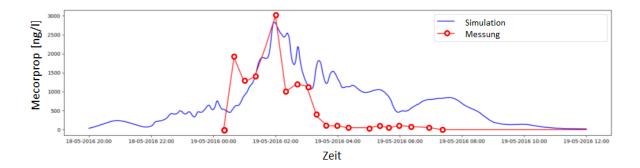


Abbildung 5: Resultate des Modells (blau) für Schmutzstoffkonzentrationen (unten) im Vergleich mit Messungen (rot). Die Ergebnisse zeigen eine vergleichbare Dynamik, obwohl manche Prozesse noch nicht richtig abgebildet werden konnten, wie z. B. der Nachlauf.

Die Resultate für die Schmutzfracht-Simulation weisen ähnliche Eigenschaften auf. Die Gesamtfracht und Spitzenkonzentration können gut abgebildet werden (Abbildung 5). Wie erwartet wird die Konzentrations-Dynamik im Nachlauf allerdings stark überschätzt, was wahrscheinlich auf die Unterschätzung des Nachlaufs zurückzuführen ist.

Eine Sensitivitätsanalyse der Parameter der verschiedenen COMLEAM Module (Abbildung 23) zeigte auf, dass die aktuell noch vorhandene Konzentration der Inhaltsstoffe im Dachaufbau einen grossen Einfluss auf die Auswaschung aufweist. Die Konzentration der Inhaltsstoffe nimmt mit zunehmender Auswaschung der Gebäudehülle durch Regen ab. Die Konzentration der Inhaltstoffe kann also mit der Anfangskonzentration und der ausgesetzten Regenmenge beschrieben werden. Mit der vereinfachten Annahme, dass alle Gebäudehüllen mit der Anfangskonzentration ausgestattet sind, kann dieser Parameter auch als "Alter des Gebäudes" bezeichnet werden. Im Vergleich von Abbildung 6 und Abbildung 7 wird beispielsweise ersichtlich, dass nach zwei Jahren ca. 90 % des mobilisierbaren Mecoprop bereits ausgewaschen ist.

Für Risiko-Abschätzungen bedeutet dies, dass eine gute Alters-Schätzung des Gebäudebestandes fundamental ist. Die Vereinfachung durch einen Durchschnittwert führt zwar zu guten Ergebnissen an der Kalibrationsstelle in Fehraltorf. Wenn allerdings die einzelnen Gebäude betrachtet werden, können sich grosse Abweichungen zu den beobachteten Konzentrationen ergeben. Da aber lokale Messdaten der Gebäude zur Kalibration nicht vorhanden waren, konnte diese Abweichung nicht genauer untersucht werden.

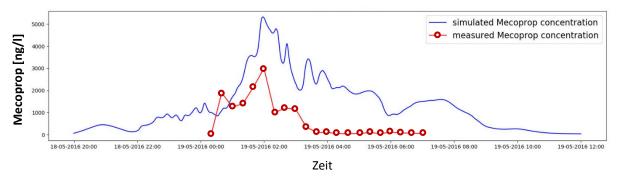


Abbildung 6: Resultate der Schmutzstoffkonzentration mit der Annahme, dass alle Gebäude im Einzugsgebiet zwei Jahre alt sind.

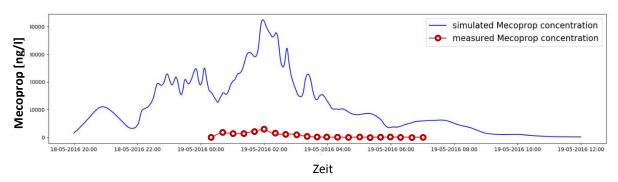


Abbildung 7: Resultate der Schmutzstoffkonzentration mit der Annahme, dass alle Gebäude im Einzugsgebiet neu gebaut wurden.

In einem nächsten Schritt könnte dies über ein Monitoring eines Beispieleinzugsgebiets untersucht werden. Das Einzugsgebiet sollte eine heterogene Gebäudealtersverteilung aufweisen, damit dieser Einfluss genau untersucht werden kann. Danach könnte ein Vergleich gezogen werden von der Vereinfachung mit einem Durchschnittsalter und dem effektivem Alter der Gebäudehülle.

# 5. Schlussfolgerung

Mikroverunreinigungen im Regenabwasser sind relevant für die Verschmutzung unserer Gewässer, aber für Ingenieure nur schwer modellierbar, da entweder die Quellen oder der Schmutzfracht-Transport in Entwässerungssystemen vereinfacht abgebildet wird. In dieser Studie wurde daher ein detailliertes Niederschlags-Abfluss Modell, SWMM, mit dem detaillierten Auswasch-Modelle COMLEAM gekoppelt.

Grundsätzlich zeigen unsere Resultate, ähnlich wie in vereinfachten Modellen von abwasserbürtigen Schmutzstoffen (Blumensaat et al. 2012), dass ein Modellansatz mit einer konstanten Schmutzstoff-Konzentration im Regenwasser die tatsächlich auftretenden Frachten überschätzt – aus dem einfachen Grund, dass in der Realität die vorhandenen Schmutzfracht-Reservoire endlich sind und bei grösseren Regen Verdünnungsprozesse einsetzen. In unserem gekoppelten Ansatz wird die Fracht nicht durch die in der Fassade ausgebrachte Masse limitiert ist, was vor allem bei Langzeitsimulationen verlässlichere Abschätzungen liefern wird.

Die Kopplung der Modelle ist wegen der quell-offenen *pyswmm*-Version einfach über ASCII-Textfiles möglich, die mittels unseres APIs aus der COMLEAM Datenbank extrahiert werden können, um sie anschliessend in SWMM einzulesen. Dieser Ansatz ermöglicht darüber hinaus auch Batch-Simulationen, z.B. für Sensitivitätsanalysen oder eine automatische Kalibration.

Die software-Architektur von COMLEAM als serverbasierte Anwendung mit einer komplexen Datenbank ist dabei allerdings nicht optimal, da sie bislang noch die Verknüpfung von verschiedenen Tabellen benötigt. Hier wäre eine eigens dafür vorgesehene Tabelle sehr vorteilhaft. Für die *pyswmm* Implementation wäre eine Verbesserung, wenn direkt Konzentrationen zur Laufzeit ausgelesen werden könnten, anstelle sie nach Beenden der Simulation aus dem reporting file zu parsen.

Das gekoppelte Modell liefert realistische Ergebnisse für unserer Fallstudie in Fehraltorf, wobei mit einer einfachen Anpassung bereits Nash-Sutcliffe Indizes von 0.63 erzielt werden konnten. Für die Verschmutzung stimmen die Spitzenkonzentration (6 % Abweichung) und die gesamte ausgetragene Mecoprop-Masse (15 %) gut überein. Eine detailliertere Anpassung des Modells, z.B. für eine bessere Abbildung des Nachlaufs, war nicht das Ziel dieser Arbeit.

Im Vergleich zu einfachen Modellen ermöglicht die dynamische Quellenbeschreibung von COMLEAM verlässlichere Langzeitsimulationen. Dabei deuten die Resultate der Sensitivitätsanalyse darauf hin, dass das Auswaschverhalten von Gebäudehüllen vor allem in den ersten Jahren, in denen sie dem Regen ausgesetzt sind, wichtig ist. Für Gebäude die älter als 10 Jahre sind ergab die vereinfachte Quellenbeschreibung für unser Fallbeispiel praktisch die gleichen ausgewaschenen Schmutzfrachten wie für das gekoppelte Modell.

Die Sensitivitätsanalyse zeigt weiterhin, dass bei Feldstudien genau darauf geachtet werden, dass die Eingangsdaten für das hoch-parametrisierte Modell möglichst genau sind. Sonst werden Ungenauigkeiten der Eingangsdaten durch Anpassung der Modellparameter kompensiert.

Weitergehende Analysen sollten daher untersuchen, ab welcher Siedlungsstruktur vereinfachte Modelle zulässig sind. Ausserdem ist zur Zeit nicht bekannt, wie Wind und wind-getriebener Regen die Auswaschung beeinflusst. Da in der Realität nur selten alle Gebäudehüllen gleichmässig benässt werden könnten hier Schmutzfrachten ebenfalls systematisch überschätzt werden.

Abschliessend lässt sich zusammenfassen, dass das gekoppelte Modell COMLEAM-SWMM ein mächtiges Werkzeug darstellt. Dieses kann sowohl zur besseren Risikoabschätzung als auch zur ingenieurmässigen Massnahmenplanung zur Reduktion der Einträge von Mikroverunreinigungen aus urbanen Gebieten bei Regenwetter verwendet werden, wie z.B. Betrieb von technischen Adsorber-Anlagen.

### 6. Literatur

- Blumensaat, F., P. Staufer, S. Heusch, F. Reußner, M. Schütze, S. Seiffert, G. Gruber, M. Zawilski, and J. Rieckermann. 2012. "Water Quality-Based Assessment of Urban Drainage Impacts in Europe Where Do We Stand Today?" *Water Science and Technology* 66 (2): 304. https://doi.org/10.2166/wst.2012.178.
- Burkhardt, M., M. Junghans, S. Zuleeg, U. Schoknecht, X. Lamani, K. Bester, R. Vonbank, H. Simmler, and M. Boller. 2009. "Biocides in Building Facades Ecotoxicological Effects, Leaching and Environmental Risk Assessment for Surface Waters." Biozide in Gebäudefassaden Ökotoxikologische Effekte, Auswaschung Und Belastungsabschätzung Für Gewässer 21 (1): 36–47.
- Burkhardt, M., S. Zuleeg, T. Marti, M. Boller, R. Vonbank, S. Brunner, H. Simmler, and J. Carmeliet. 2009. "Schadstoffe Aus Fassaden." *Tec21* 3–4: 28–31.
- Charbeneau, Randall, E. Barrett, and Michael. 1998. "Evaluation of Methods for Estimating Stormwater Pollutant Loads." *Water Environment Research* 70 (1295–1302): 10–2175.

- Devasia-Metzger, Jonas Roger. 2019. "Modeling of Mecoprop Pollution in Urban Stormwater Runoff." MSc thesis, Zürich: HSR.
- Blumensaat, Frank, Christian Ebi, Simon Dicht, Jörg Rieckermann, Max Maurer 2017. "Langzeitüberwachung der Raum-Zeit- Dynamik in Entwässerungssystemen mittels Niedrigenergiefunk." KA - Korrespondenz Abwasser GFA 1866-0029, Abfall, Nr. 7 Juli 2017 594-603 https://doi.org/10.3242/kae2017.07.001
- Hübner, S., C. Scherer, R.and Schwitalla Schwerd, and C. 2018. Freisetzung von Durchwurzelungsschutzmitteln aus Dachabdichtungen. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag.
- Mutzner, Lena, Etiënne L.M.Vermeirssen, Simon Mangold, Max Maurer, Andreas Scheidegger, Heinz Singer, Kees Booij, Christoph Ort. 2019 "Passive samplers to quantify micropollutants in sewer overflows: accumulation behaviour and field validation for short pollution events" *Water Research*, Volume 160 1. September 2019, Pages 350-360 https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.012.
- Rohr, Mirko, Olaf Tietje, and Michael Burkhardt. 2018. "Modellierung Der Freisetzung von Spurenstoffen Aus Gebäuden Und Des Eintrags in Gewässer Bei Regenwetter." Regenwasser in Urbanen Räumen. Aqua Urbanica trifft RegenwasserTage 2018. Tagungsband,311–316.
- US EPA. 2015. Storm Water Management Model Version 5.1, Office of Research and Development, Water Supply and Water Resources Division, United States Environmental Protection Agency, Revised: 2015.
- Walser, Alexander, Michael Burkhardt, Steffen Zuleeg, and Markus Boller. 2008. "Gewässerbelastung Durch Biozide Aus Gebäudefassaden." *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 88 (8): 639–47.
- Wittmer, Irene K., Ruth Scheidegger, Hans-Peter Bader, Heinz Singer, and Christian Stamm. 2011. "Loss Rates of Urban Biocides Can Exceed Those of Agricultural Pesticides." *Science of The Total Environment* 409 (5): 920–32. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.031.

### Korrespondenz:

Jonas Roger Devasia-Metzger Spitalstrasse 38, 8620 Wetzikon +41 52 267 09 33 jonas.devasia@holinger.com

# Prüfung von dezentralen Sedimentationsanlagen

C. Dierkes H₂O Research GmbH, Kopernikusweg 27A, 48155 Münster, Deutschland

**Kurzfassung:** Dezentrale Sedimentationsanlagen gewinnen zunehmend an Bedeutung. Die Prüfung ihrer Leistungsfähigkeit ist allerdings nicht einheitlich geregelt. Bemessungsvorgaben für zentrale Anlagen wie Regenklärbecken lassen sich nicht ohne Weiteres übertragen. Eine Bemessung über die Oberflächenbeschickung ist nicht immer sinnvoll. Eine Möglichkeit, die Leistungsfähigkeit dezentraler Sedimentationsanlagen nachzuweisen besteht in Laborprüfverfahren, die in Anlehnung an das DIBt Verfahren für Filteranlagen für den Parameter AFS ausgeführt werden. Damit können Anlagen bewertet und untereinander verglichen werden.

**Key-Words:** Regenwasserbehandlung, Sedimentationsanlage, AFS, Prüfverfahren

# 1. Einleitung

Dezentrale Sedimentationsanlagen gewinnen im Rahmen der Niederschlagswasserbehandlung zunehmend an Bedeutung. Wie bei Filteranlagen nimmt die Anzahl der Systeme auf dem Markt zu. Während 22 Filteranlagen in den letzten Jahren eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung (abZ) des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) erhalten haben, gibt es für Sedimentationsanlagen bisher keine abZ. Diese gilt zurzeit ausschließlich für die Behandlung mineralölhaltiger Niederschlagsabflüsse von Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung [1]. Sedimentationsanlagen werden hauptsächlich vor der Einleitung in Oberflächengewässer eingesetzt. Sie sind in der Regel mit einem Bypass für Starkregen ausgestattet, was von den Zulassungsgrundsätzen des DIBt nicht toleriert wird. Ein einheitliches Prüfverfahren analog zu dem der Filteranlagen existiert nicht. Das macht es für Behörden, Planer und Betreiber schwierig, die Leistungsfähigkeit von Sedimentationsanlagen zu bewerten und zu vergleichen.

Sedimentationsanlagen entfernen in erster Linie Feststoffe aus dem Niederschlagswasserabfluss, diese enthalten den größten Teil der wassergefährdenden Inhaltstoffe [2]. Das sind vor allem Schwermetalle wie Kupfer, Zink, Cadmium, Blei, Chrom, die partikulär gebundenen Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und organische Verbindungen [3]. Daher sind sie für den Gewässerschutz von besonderer Bedeutung.

### 2. Abfiltrierbare Stoffe

Für die Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Sedimentationsanlagen dient in der Regel der Parameter abfiltrierbare Stoffe (AFS). Hierunter werden per Definition alle Feststoffe verstanden, die größer als 0,45  $\mu$ m sind. Zur Analyse der AFS ist eine Wasserprobe über einen vorher gewogenen und getrockneten Filter mit einer Porenweite von 0,45  $\mu$ m in Anlehnung an DIN EN 872 [4] und DIN 38409 [5] zu filtrieren. Dieser wird anschließend bei 105 °C bis zur Massenkonstanz getrocknet und gewogen, um die Masse an Feststoffen als AFS in mg/l zu ermitteln. Der Parameter AFS enthält keine spezifische Begrenzung des Größtkorns. Bei Niederschlagswasserabflüssen von Verkehrsflächen hat sich aber gezeigt, dass die Partikel < 200  $\mu$ m den größten Anteil der relevanten Stoffe wie z.B. der Schwermetalle und der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe enthalten (Abbildung 1) [6]. Damit ist der

Parameter AFS nicht unbedingt geeignet, die Leistungsfähigkeit einer Sedimentationsanlage in Hinblick auf die wassergefährdenden Inhaltsstoffe zu bewerten, da er theoretisch größtenteils aus Feststoffen > 200 µm bestehen kann.

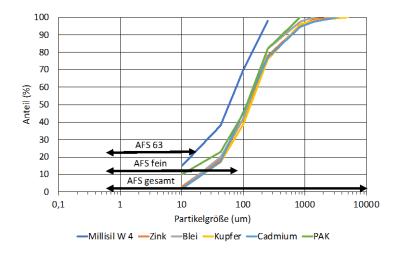


Abbildung 1: Schwerpunktlinien der Partikelgrößenverteilung von Schwermetallen und PAK im Straßenabfluss im Vergleich Prüfmehl W4 und zu AFS, AFS<sub>fein</sub> und AFS63, angelehnt an [6].

Infolgedessen wurde seitens des DIBt und des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) für die Prüfverfahren eine Einschränkung vorgenommen. Zum Einsatz bei Laborprüfungen von Anlagen kommt ein Prüfstoff mit einem Größtkorn von 200  $\mu$ m zum Einsatz. Der zugehörige Parameter wird als AFS<sub>fein</sub> bezeichnet [7]. Dies entspricht auch der Vorgehensweise der Prüfungen von Sedimentationsanlagen in den Vereinigten Staaten von Amerika, wo ebenfalls zur Beurteilung des AFS-Rückhaltes ein Prüfstoff mit einer Größenbegrenzung von 200  $\mu$ m verwendet wird [8]. Dieser entspricht eher dem relevanten Anteil der AFS und kann damit die Leistungsfähigkeit einer Anlage in Hinblick auf den Gewässerschutz besser bewerten [2]. Bei den zugehörigen Labor-Prüfverfahren zur Beurteilung des Feststoff-Rückhaltes von Anlagen wird als Prüfstoff ein Quarzmehl vom Typ Millisil W4 verwendet (Abbildung 1), welcher diese Randbedingungen einhält [9]. Die geforderte Partikelgrößenverteilung ist in Tabelle 1 angegeben.

Tabelle 1: Partikelgrößenverteilung des zu verwendenden Quarzmehls [9]

Siebanalyse m	it Luftstrahlsieb	Analyse mit Cilas Granulometer		
Lichte Maschenweite	Summe der Rückstände	Korndurchmesser	Summe der Rückstände	
[µm]	[Masse-%]	[μm]	[Vol-%]	
400	0,1	32	70	
315	0,2	16	80	
200	4	8	88	
160	10	6	91	
125	22	4	93	
100	30	2	96	
63	51			
40	66			

Eine weitere Verschärfung des Bewertungs-Parameters sieht das im Gelbdruck befindliche Arbeitsblatt 102 der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) vor [10]. Hier wird der Parameter AFS63 verwendet, der die Feststoffe zwischen 0,45  $\mu$ m und 63  $\mu$ m umfasst und somit

noch spezifischer den Anteil der gewässerrelevanten Mikroschadstoffe im Niederschlagswasserabfluss charakterisieren soll [6]. Er ist in Laborprüfverfahren mit einem definierten Quarzmehl gut zu bestimmen [9]. Schwieriger stellt sich die Analyse von AFS63 aus in-situ-Proben dar [11]. Die Probenahme und die Probenvorbereitung (z.B. die Dispergierung und Homogenisierung) sind nicht einheitlich geregelt und abgesichert. Hierzu laufen aktuell mehrere Forschungsvorhaben [12].

# 3. Anforderungen und Regelwerke

Der Einsatz von dezentralen Sedimentationsanlagen in Deutschland wird bisher vor allem im Merkblatt 153 der DWA geregelt [13]. Dieses enthält ein immissionsorientiertes Bewertungsverfahren für Maßnahmen der Niederschlagswasserbehandlung. Es basiert auf einem Punkteverfahren. Zunächst wird aus einem Tabellenwerk ein Punktewert G für das Gewässer ermittelt, in das der Abfluss eingeleitet werden soll. Anschließend wird ein Punktewert für die Verschmutzung des Niederschlagswasserabflusses berechnet, der sich aus Einflüssen der Luft und der abflusswirksamen Fläche zusammensetzt und als Bi bezeichnet wird. Alle Flächen werden dazu in drei Verschmutzungskategorien (gering, mittel, stark belastet) eingeteilt. Ist der Wert der Abflussbelastung Bi größer als der der Wert der Gewässerpunkte G, so ist eine Behandlung des Niederschlagswasserabflusses notwendig. Rechnerisch wird dazu Bi mit einem Durchgangswert multipliziert, der die Reinigungsleistung der Anlage beschreibt. Dieser kann von 0,1 (sehr gute Reinigungsleistung) bis 1,0 (keine Reinigungsleistung) gehen und wird aus Tabellen abgelesen. Der Durchgangswert von Behandlungsanlagen gemäß M 153 lässt sich nicht berechnen. Wenn dezentrale Sedimentationsanlagen mit einem Durchgangswert beschrieben werden sollen, so kann das nur auf Grundlage des Vergleichs mit Anlagen erfolgen, die im Merkblatt enthalten sind.

Im Jahre 2004 hat das Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW den sogenannten Trennerlass, "Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren" als Runderlass herausgegeben [14]. Dort heißt es dezentralen Behandlung: "Von einer zentralen Niederschlagswassers kann im Einzelfall abgesehen werden, wenn [...] eine vergleichbare dezentrale Behandlung erfolgt" [13]. Entscheidend ist der Nachweis der Gleichwertigkeit dezentraler Anlagen mit den zentralen Anlagen, die dem Stand der Technik entsprechen und gemäß den geltenden Regelwerken ausgelegt sind. In einer ergänzenden Prüfvorschrift des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) heißt es dazu: "Der Nachweis der Vergleichbarkeit der dezentralen Anlagen mit zentralen Anlagen zur Behandlung der Niederschlagswasserabflüsse von Verkehrsflächen Kat. II gem. Trennerlass ist durch die Kombination von Laborversuchen zum Nachweis des Stoffrückhalts und der hydraulischen Leistungsfähigkeit in Kombination mit in situ Untersuchungen zu führen" [7]. Weiter heißt es: "Die Vergleichbarkeit der dezentralen Systeme mit den zentralen Anlagen gem. Trennerlass ist gegeben, wenn der AFS-Rückhaltegrad von AFS<sub>fein</sub> > 50% und die betrieblichen Untersuchungsergebnisse eine Vergleichbarkeit mit RKB positiv bescheinigen" [7].

### 4. Prozesse

Der Prozess des Absetzens (Sedimentierens) in Sedimentationsanlagen lässt sich mit der Stoke'schen Gleichung für die Sinkgeschwindigkeit sphärischer Körper berechnen. Grundvoraussetzung zur Anwendung der Gleichung ist eine Reynolds-Zahl kleiner 1 (laminare Strömung). Die Sinkgeschwindigkeit ist die Vertikalgeschwindigkeit, mit der sich ein Partikel innerhalb eines fluiden Mediums absetzt. Sie hängt von der Dichte  $\rho_p$  des Partikels, der Dichte  $\rho_f$  des Fluids, der Schwerebeschleunigung g, dem Durchmesser bzw. Äquivalentdurchmesser d des Partikels und der

Viskosität η des Fluids ab [15]. Die Umsetzung des theoretischen Ansatzes in die Praxis, z.B. für die Bemessung von Sedimentationsanlagen ist nicht ohne weiteres möglich. Feststoffe im Niederschlagswasserabfluss weisen z.B. eine große Bandbreite der Dichten auf. Von organischen Stoffen mit geringer Dichte (teilweise um 1 g/cm³) über den Abrieb von Reifen (ca. 1,2 g/cm³) in Form von Mikroplastik bis hin zu Komponenten mit hoher Dichte wie dem Abrieb des Fahrbahnbelages (ca. 1,8 g/cm³ bis 2,7 g/cm³) und Bremsbelägen und- scheiben (> 5 g/cm³) liegt ein großes Dichtespektrum vor. Zur Beurteilung der Absetzfähigkeit der Feststoffe bedarf es einer genauen Kenntnis der Sinkgeschwindigkeitsverteilung, die sich nicht ohne weiteres aus der Partikelgrößenverteilung berechnen lässt und außerdem einzugsgebietsspezifisch ist.

Neben dem Prozess des Absetzens spielt bei dezentralen Sedimentationsanlagen die Remobilisierung von Feststoffen eine entscheidende Rolle. Anders als bei den meisten zentralen Anlagen, bei denen der Zufluss auf eine kritischen Regenspende  $r_{krit}$  im Behandlungsraum begrenzt wird (z.B.  $r_{krit}$  = 15 l/(s·ha) für Regenklärbecken (RKB)), wird bei dezentralen Anlagen oftmals der gesamten Abfluss durch den Behandlungsraum geleitet (Abbildung 2). Dabei besteht die Gefahr, dass bereits abgeschiedene und abgesetzte Stoffe wieder aufgewirbelt und aus der Anlage ausgetragen werden. Bei einigen Prüfverfahren wird daher auch der Starkregenfall simuliert [9] um sicherzustellen, dass die Anlagen über das gesamte Regenspektrum funktionieren.

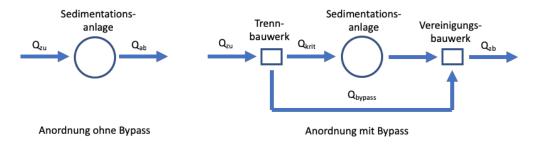


Abbildung 2: Mögliche Anordnung von dezentralen Sedimentationsanlagen ohne und mit Bypass.

### 5. Arten von Anlagen

Die Reinigung in Sedimentationsbecken basiert auf der von Hazen zu Beginn des 20. Jahrhunderts entwickelte Modellvorstellung. Vereinfachend gelten die Annahmen für ein ideal durchströmtes Absetzbecken, die Durchströmung erfolgt laminar, stationär und gleichförmig. Das Strömungsverhalten entspricht einer Kolben- bzw. Propfenströmung. Alle Teilchen, die in das Becken einströmen, liegen gleichmäßig über den Beckenquerschnitt verteilt vor. Einmal abgesetzte Partikel gelten als abgeschieden und werden nicht wieder eingemischt [16]. Damit wird schnell klar, dass vor allem kleinere, dezentrale Anlagen diese Bedingungen größtenteils nicht erfüllen und anders bemessen werden müssen.

Die einfachste Form der dezentralen Sedimentationsanlagen sind runde oder eckige Schachtbauwerke aus Beton-, Kunststoff oder anderen Werkstoffen die einen Zulauf und einen Ablauf aufweisen (Abbildung 3). Für viele dieser Anlagen muss ein hoher Wirkungsgrad angezweifelt werden, da die Bedingungen für die Sedimentation nicht optimal sind (z.B. keine laminare, gleichförmige Strömung). Zusätzliche Bauteile wie beruhigte Zuläufe im Einströmbereich, Tauchrohre am Ablauf oder auch zentrale Rohre zur Wasserführung sollen die Absetzwirkung der Anlagen verbessern. Aus Sicht einer laminaren gleichförmigen Strömung besser geeignet sind lineare Absetzanlagen wie liegende oder aufsteigende Rohrstränge mit großen Durchmessern. Die Leistungsfähigkeit hängt aber auch hier maßgeblich von der konstruktiven Gestaltung ab, z.B. der Art und Weise des Einströmens.

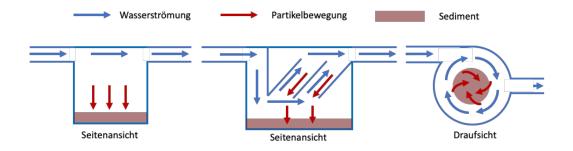


Abbildung 3: Schema von einfacher Absetzanlage, Lamellenabscheider und Wirbelabscheider.

Der Theorie nach ist für die Abscheidung von Feststoffen die sogenannte Oberflächenbeschickung  $q_A$  von entscheidender Bedeutung, die Höhe des Behandlungsraumes spielt dabei rechnerisch keine Rolle. Diese gibt das Verhältnis der zulaufenden Wassermenge  $Q_{zu}$  in  $m^3/h$  zu der horizontalen Fläche des Behandlungsraumes A in  $m^2$  an. Sie wird in der Einheit  $m^3/(m^2 \cdot h)$  oder vereinfacht m/h angegeben. Die Oberflächenbeschickung bezieht sich gemäß M 153 auf den gleichmäßig horizontal durchströmten Bauwerksteil mit mehr oder weniger konstantem Fließquerschnitt" [13]. Der Einbau zusätzlicher waagerechter Flächen in einen laminar durchströmten Behandlungsraum kann dementsprechend die Oberflächenbeschickung bei gleicher Geometrie verringern, da die spezifische Oberfläche bei einer zweiten Fläche bereits verdoppelt wird. Eine Sedimentationsanlage könnte man theoretisch mit mehreren horizontalen Ebenen versehen und somit die Grundfläche mit jeder Ebene signifikant steigern [17], man erhält einen Lamellenklärer. Da eine Reinigung der Flächen technisch schwierig zu realisieren ist, werden die Flächen geneigt, damit die Sedimente von den Oberflächen nach unten gleiten können [17]. Kemper stellt fest, dass diese Konzeption lediglich bei geringer Oberflächenbeschickung von  $\leq 2$  m/h einen nennenswerten Rückhalt für Partikel  $\leq 63$   $\mu m$  erzielt.

Der amerikanische Markt setzt im Gegensatz zum Europäischen auf sogenannte Wirbelabscheider oder hydrodynamische Abscheider (Hydrodynamic Separator (HDS)). Wirbelabscheider sind runde Sedimentationsanlagen, in die der Niederschlagswasserabfluss tangential in eine zylindrische Kammer eingeleitet wird. Hier entsteht eine Wirbelströmung, durch Sekundärströmungen und Grenzschichteffekte (Abbildung 3) wird eine Abscheidung der Sedimente aus dem Niederschlagswasserabfluss bewirkt ("Teetasseneffekt") [18]. Die Feststoffe werden im Schlammsammelraum des Wirbelabscheiders abgelagert. HDS-Systeme werden auf der Grundlage von Behandlungszielen bemessen. Die Leistungsfähigkeit wird durch Labor-Prüfverfahren ermittelt, da eine Berechnung nahezu unmöglich ist [19]. Hierfür existiert zum Beispiel das sogenannte NJDEP (New Jersey Department of Ecology) Protokoll. Momentan sind 13 Anlagen NJDEP zugelassen, darunter sind 11 hydrodynamische Abscheider und 1 Lamellenklärer.

# 6. Prüfverfahren

Zur Prüfung von Sedimentationsanlagen wird meistens ein modifiziertes Prüfverfahren für Filteranlagen des DIBt gemäß den geltenden Zulassungsgrundsätzen für den AFS-Rückhalt verwendet. Die Prüfungen werden dabei mit vier verschiedenen Regenspenden durchgeführt. Regenspenden von unter 50 l/(s·ha) repräsentieren den Hauptteil des Niederschlagsabflussvolumens in den meisten Regionen in Deutschland [19]. Regenspenden von 2,5 l/(s·ha), 6 l/(s·ha) und 25 l/(s·ha) decken nach umfassenden Untersuchungen des Landesamtes für Umwelt in Bayern einen weiten Bereich der maßgeblichen Abflussspenden ab und werden als Prüfregenspenden gewählt [20]. Eine Remobilisierungsprüfung mit 100 l/(s·ha) ergänzt das Prüfprogramm. Geprüft wird mit einem Quarzmehl vom Typ Millisil W4 mit einer definierten Partikelgrößenverteilung (Tabelle 1). Etwa 50 %

der Partikel des Prüfmehls sind kleiner als 63 µm, gehören also der AFS63 Fraktion an. Im Zulauf der Anlage wird das Quarzmehl gleichmäßig über die Prüfdauer zudosiert, am Ablauf werden nach einem festen Schema Proben entnommen. Die Menge an Prüfmehl entspricht einer berechneten Jahresfracht an AFS von stark belasteten Verkehrsflächen [21]. Das Jahresfrachtprinzip führt bei der Prüfdurchführung zwar zu untypisch hohen AFS-Konzentrationen, dies wirkt sich aber nicht signifikant auf die Reinigungsleistung von geprüften Anlagen aus [21].

In den Vereinigten Staaten von Amerika hat sich das sogenannte NJDEP-Verfahren durchgesetzt [8]. Das HDS-Protokoll enthält ein Prüfverfahren für eine AFS-Laborprüfung. Zielsetzung für die Anlagen ist ein 50 % Rückhalt eines definierten Prüfmehls, welches dem Millisil W4 ähnlich ist. Die Lastannahmen sind unterschiedlich, das NJDEP Verfahren geht von einer maximalen Behandlungsregenspende aus (MTFR), die vom Hersteller festgelegt wird. Im Labor wird dann mit 25 %, 50 %, 75 %, 100 % und 125 % der MTFR geprüft. Dazu wird ein künstlicher Niederschlagswasserabfluss mit einer Konzentration von 200 mg/l über die fünf Prüfregenspenden aufgegeben und der jeweilige Wirkungsgrad wird ermittelt [8]. Für das Gesamtergebnis werden die fünf Einzelergebnisse mit Faktoren versehen, da die niedrigen Prüfregenspenden in der Praxis die größte Bedeutung haben. Auch dieses Verfahren kann zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von dezentralen Sedimentationsanlagen angewandt werden.



Abbildung 4: Sedimentationsanlage auf dem Prüfstand.

# 7. Zusammenfassung

Dezentrale Sedimentationsanlagen gewinnen im Zuge der Dezentralisierung Niederschlagswasserbehandlung zunehmend an Bedeutung. Die Prüfung ihrer Leistungsfähigkeit ist allerdings in geringerem Maße geregelt als die vergleichbarer Filteranlagen. Während sich bei den Filteranlagen für die anschließende Versickerung die allgemeine bauaufsichtliche Zulassung des Deutschen Instituts für Bautechnik durchgesetzt hat, existiert eine solche für Sedimentationsanlagen und die Einleitung in Oberflächengewässer nicht. Bemessungsvorgaben für zentrale Anlagen wie Regenklärbecken oder Lamellenabscheider lassen sich nicht ohne Weiteres auf kleine, dezentrale Anlagen übertragen. Das gebräuchliche Konzept der Bemessung über die Oberflächenbeschickung ist aufgrund der begrenzten Baugröße und der daraus resultierenden Strömungsverhältnisse für einfache Absetzanlagen, Lamellenklärer und hydrodynamische Abscheider nicht immer anwendbar. Eine Möglichkeit, die Leistungsfähigkeit dezentraler Sedimentationsanlagen nachzuweisen besteht in Laborprüfverfahren, die in Anlehnung an das DIBt Verfahren für Filteranlagen ausgeführt werden können und über eine Prüfvorschrift des LANUV NRW definiert sind. Damit kann sichergestellt werden, dass eine Vergleichbarkeit der Prüfergebnisse verschiedener Anlagen und Anlagentypen und eine generelle Eignung für den Einsatz besteht. Laborprüfungen stellen zwar nicht sicher, dass die Anlagen auch im realen Betrieb vergleichbare Leistungen aufweisen, sie bescheinigen aber eine grundsätzliche Wirkung und erlauben den Vergleich verschiedener Verfahren und Anlagen. In-situ Messungen sind eine sinnvolle Ergänzung zu den Laborprüfungen, sind aber seitens der konkreten Randbedingungen nicht immer untereinander vergleichbar.

#### 8. Literatur

- [1] LfU (2011): Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser von Verkehrsflächen; allgemein bauaufsichtlich zugelassene Bauprodukte und Bauarten; Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- [2] 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.
- [3] Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberfläche und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlussbericht. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen.
- [4] DIN EN 872 (2005): Wasserbeschaffenheit Bestimmung suspendierter Stoffe Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter; Deutsche Fassung.- Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- [5] DIN 38409, Teil 2 (1987): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2).- Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- [6] Dierschke M. (2014): Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM63) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche.- Dissertation, TU Kaiserslautern, Kaiserslautern.
- [7] LANUV (2012): Nachweis der Vergleichbarkeit von dezentralen Behandlungsanlagen Zusammenfassende Darstellung der Prüfungsvorgaben vom 25.9.2012.- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- [8] NJDEP (2013): Laboratory Protocol to Assess Total Suspended Solids Removal by a Hydrodynamic Sedimentation Manufactured Treatment Device, January 25, 2013.- New Jersey Department of Ecology, New Jersey.
- [9] DIBt (2011): Zulassungsgrundsätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 1: Anlagen zum Anschluss von Kfz-Verkehrsflächen bis 2.000 m² und Behandlung des Abwassers zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser.- Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin.
- [10] DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102: Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Entwurf Oktober 2016.- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, Hennef.
- [11] Dierschke, M., Welker, A. (2015): Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen.- gwf Wasser Abwasser 04/2015: 440 446.
- [12] Gelhardt, L., Huber, M., Welker, A. (2017): Development of a Laboratory Method for the Comparison of Settling Processes of Road-Deposited Sediments with Artificial Test Material.-Water Air and Soil Pollution 228(12), DOI: 10.1007/s11270-017-3650-8.
- [13] DWA (2007): Merkblatt DWA-M 153: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser (August 2007); korrigierter Stand: August 2012.- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, Hennef.
- [14] MUNLV (Ministerium für Umwelt des Landes Nordrhein-Westfalen) (2004): Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren.- RdErl. Vom 25.5.2004, Düsseldorf.
- [15] Oertel, H., Böhle, M., Reviol, Th. (2015): Strömungsmechanik für Ingenieure und Naturwissenschaftler.- XI, 475 S., 348 Abb., 25 Abb. in Farbe, Springer Verlag, Heidelberg.
- [16] Hazen, A. (1904): On Sedimentation. In: American Society of Civil Engineers (980), S. 45–88.

- [17] Kemper, M. (2016): Strömungsverhalten und Sedimentationswirksamkeit in Regenbecken mit Schrägklärer-Einbauten.- Dissertation, Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- [18] Camp, T. (1946): Sedimentation and the design of settling tanks.- Nanking: American Society of Civil Engineers transactions (Vol. 111).
- [19] LfU Bayern, Referat 66 (2008): Prüfkriterien zur Beurteilung von Anlagen zum Rückhalt von Metallionen aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern Festlegung von Regenspenden und Prüfdauern. Augsburg, 06.05.2008
- [20] Welker, A. (2014): Entwicklung einer Prüfvorschrift für dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse bei Einleitung in Oberflächengewässer.- Erläuterungsbericht der Fachhochschule Frankfurt am Main, Frankfurt.
- [21] Schmitt, T., G., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, C., Remmler, F. (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren.- Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 26840-23 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.- Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.

# Korrespondenz:

Carsten Dierkes Kopernikusweg 27A, 48155 Münster, Deutschland

Tel.: +49 251 3904301

E-Mail: dierkes@h2oresearch.de

# Wasserdurchlässige Pflasterbeläge mit hoher Verdunstungsleistung

C. Dierkes<sup>1</sup>, B. Kiffmeyer<sup>2</sup>

<sup>1</sup> H2O Research GmbH, Kopernikusweg 27a, 48155 Münster, Deutschland

<sup>2</sup> Klostermann GmbH & Co. KG, Am Wasserturm 20, 48653 Coesfeld, Deutschland

**Kurzfassung:** Beim Umgang mit Regenwasser in urbanen Räumen soll in Zukunft der lokale Wasserhaushalt stärkere Beachtung finden. Damit hält die Verdunstung als Parameter Einzug in zukünftige Planungen. Ein wasserdurchlässiges Pflastersystem für Verkehrsflächen wurde entwickelt, welches aus einem Hybrid-Betonstein besteht. Dieser weist unter einer undurchlässigen Deckschicht einen porösen Kernbeton auf, der Regenwasser temporär speichert und anschließend zur Verdunstung bereitstellt. Mit Hilfe einer Lysimeteranlage konnte eine Gesamtverdunstung zwischen 43 % und 48 % für die Jahre 2016 bis 2018 ermittelt werden.

**Key-Words:** Verkehrsflächen, Betonsteinpflaster, Wasserhaushalt, Verdunstung, Versickerung

### 1. Problematik

Wasserdurchlässige Pflasterbeläge wurden Anfang der 90er Jahre entwickelt, um das Niederschlagswasser direkt zur Versickerung zu bringen. Oberflächenabfluss sollte vermieden und die Grundwasserneubildung erhöht werden. Da solche Beläge in Deutschland laut Merkblatt für Versickerungsfähige Verkehrsflächenbefestigungen (MVV) dauerhaft mindestens 270 l/(s·ha) versickern sollen [1], was deutschlandweit in etwa einem 10-minütigem Regen mit einem Wiederkehrintervall von einem Mal in fünf Jahren entspricht, wirken sie abflussdämpfend bei Starkregenereignissen.

Durch eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung (abZ) des Deutschen Instituts für Bautechnik in Berlin (DIBt) [2] konnte in den 2000er Jahren nachgewiesen werden, dass geprüfte Beläge die Schadstoffe aus dem Regenabfluss in einem ähnlich hohen Maß zurückhalten können wie die belebte Bodenzone. Damit kann gewährleistet werden, dass das Grundwasser auch langfristig vor schädlichen Einträgen geschützt ist.

Immer mehr rückt der gesamte Wasserhaushalt eines Siedlungsgebietes in den Vordergrund. Dabei bekommt neben dem Oberflächenabfluss und dem Sickerwasser die Verdunstung eine hohe Bedeutung. Ziel einer Wasserhaushaltsbilanzierung für Siedlungsgebiete des neuen Arbeitsblattes A 102 der DWA ist es daher, den Zustand vor der Bebauung in Hinsicht auf den Wasserhaushalt zu erhalten [3]. Dies bedeutet, dass in der Regel mindestens 50 % des Niederschlages evapotranspirieren sollten.

Im Zuge der Diskussion um dieses Regelwerk wurden in einem Projekt mit Förderung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) Verdunstungsmessungen an wasserdurchlässigen Betonpflastersystemen durchgeführt [4]. Allerdings lagen die ermittelten Verdunstungsraten von verschiedenen Systemen lediglich bei etwa 11 % bis 18 % des Jahresniederschlages.

# 2. Pflastersystem zur Verdunstung

Ein neu entwickeltes Pflastersystem wurde auf die Verdunstungsleistung geprüft. Es besteht aus Betonsteinen nach DIN EN 1338 [5] mit gefügedichtem Vorsatz und haufwerksporigem Kernbeton (Abbildung 1). Über die Fugen gelangt der Niederschlagswasserabfluss in den porösen Kernbeton. In der Abbildung wurde der Betonstein in eine Wanne mit Wasser gesetzt. Deutlich zu erkennen ist, dass das Wasser im Bereich des haufwerksporigen Betons gespeichert wird. Der Porenraum wird allerdings nicht vollständig gefüllt, so dass es bei Frost zu keinen Schäden durch eine Ausdehnung des Wassers kommen kann. Der Versickerungs- und Verdunstungsprozess verläuft über die mindestens 5 mm breiten Fugen bei einem flächenbezogenen Fugenanteil von 5 % bis zu 10 %. Der Betonstein speichert Regenwasser im feinporigen Kernbeton unter der undurchlässigen Deckschicht. Das System besitzt die allgemeine bauaufsichtliche Zulassung (abZ) des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) (Z-84.1-14).



Abbildung 1: Detailaufnahme vom zweilagigen Hybrid-Pflasterstein mit undurchlässigem Vorsatz.

Da die Deckschicht undurchlässig ist, fallen Probleme von komplett haufwerksporigen Betonsteinen wie eine größere Frostempfindlichkeit, geringere Druckfestigkeit, Ausblühungserscheinungen durch aufsteigendes Wasser und Algenbildung durch mögliche hohe Feuchtigkeit an der Oberfläche weg. Außerdem lassen sich die Oberflächen vielfältiger gestalten, da die Steine geschliffen oder gestrahlt werden können.

Typische Einsatzbereiche sind Parkplätze, Wohn- und Anliegerstraßen, Stadt- und Dorfplätze sowie Verkehrsflächenbefestigungen für Industrie und Gewerbe. Grundsätzlich lassen sich Belastungsklassen gemäß den RSTO [6] bis Bk 3,2 realisieren, was 3,2 Mio. äquivalenten 10-t Achsübergängen über die Nutzungszeit entspricht.

### 3. Messmethodik

Um den langfristigen Wasserhaushalt des neuen Pflastersystems zu messen wurden Lysimeter errichtet (Abbildung 2). Hierzu wurden in den oberen Bereich der Tragschicht Wannen aus Polypropylen (Abbildung 3) mit einem Metallgitter aus verzinktem Stahl eingebaut. Die Abmessung der Auffangwannen betragen 600 mm x 800 mm. Auf den Gitterrost wurde eine Edelstahlgaze mit einer Maschenweite von 63  $\mu$ m verlegt (Abbildung 3).

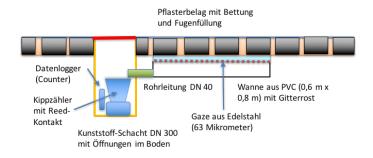


Abbildung 2: Aufbau der Lysimeter.

Auf diese Gaze folgte der Aufbau der 4 cm mächtigen Bettungslage aus einem Split der Kornabstufung 2/5 gemäß ZTVT-Stb [7]. Aus den Wannen verläuft eine Rohrleitung DN 40 aus PVC in einen Messschacht DN 400 aus Polypropylen, der ebenerdig eingegraben wurde.



Abbildung 3: Aufbringung der Edelstahl-Gaze.

In den Messschächten wurden Kippzähler zur Messung des Volumenstroms an Sickerwasser verwendet. Dabei handelt es sich um modifizierte Regenmesser, bei denen das Wasser über einen Trichter auf eine Kippwaage geleitet wird (Abbildung 4). Bei einem Volumen von 0,0043 I kippt die Waage und die Kippbewegung wird über einen Reed-Kontakt an einen Datenlogger übertragen. Dieser sichert jedes Signal mit einer sekundengenauen Zeiteinheit. Über eine USB-Verbindung wurde er alle zwei bis vier Wochen ausgelesen.



Abbildung 4: Kippzählers zur Erfassung des Sickerwassers.

Außerdem wurde ein Regenmesser mit Datenlogger im Bereich des Messfeldes aufgebaut, um auch die Niederschläge aufzuzeichnen. Niederschlag und Sickerwasser konnten so ermittelt werden. Die

dritte Komponente des langzeitlichen Wasserhaushaltes, der Oberflächenabfluss, wurde mit Hilfe eines Tropf-Infiltrometers indirekt bestimmt.

# 4. Ergebnisse der durchgeführten Messungen

Der mittlere Jahresniederschlag liegt in Coesfeld bei 843 mm. Abbildung 5 zeigt die Monatsdaten der Niederschläge über den Zeitraum der drei Messjahre. Während die meisten Monate Niederschlagssummen bis maximal 100 mm aufweisen, fielen im Juni 2016 mehr als 250 mm Niederschlag. Der trockenste Monat im Messzeitraum war der September 2016 mit 15 mm.

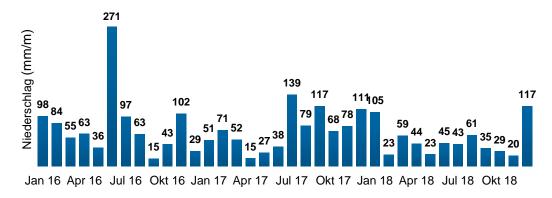


Abbildung 5: Gesamthöhe der Monatsniederschläge von 2016 bis 2018.

Zunächst wurde die spezifische Versickerungsrate der Versuchsfläche bestimmt. Die erste Messung erfolgte im Juni 2016, also etwa ein halbes Jahr nach dem Einbau. Sie ergab eine Versickerungsrate über 10 Minuten von 880 l/(s·ha). Damit wird die Mindest-Durchlässigkeit von 270 l/(s·ha) weit überschritten. Die Messung wurde Ende 2017 und Ende 2018 wiederholt. Hier ergab sich eine Versickerungsrate von 680 l/(s·ha) und 640 l/(s·ha). Bei den ermittelten Messwerten ist davon auszugehen, dass es bei den untersuchten Systemen im Messzeitraum zu keinem Oberflächenabfluss gekommen ist.

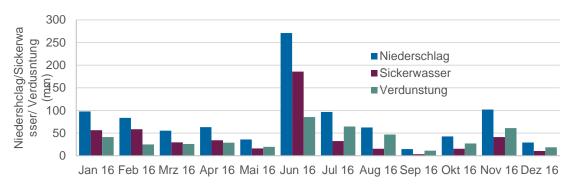


Abbildung 6: Kumulierte Werte für den Niederschlag und die Versickerung der beiden Pflasterflächen.

Aus den Messwerten des Niederschlages und des Sickerwassers der beiden Flächenbeläge wurden zunächst Tagesdaten ausgewertet. Da die spezifische Versickerungsrate des Belages deutlich höher als 540 l/(s x ha) ist kann davon ausgegangen werden, dass es keinen Oberflächenabfluss gegeben hat. Folglich wurde die Verdunstung vereinfachend angenommen als die Differenz zwischen Niederschlag und Sickerwasserabfluss. Abbildung 6 zeigt die monatlichen berechneten Verdunstungs- und Versickerungsraten des Systems für das Jahr 2016. Im Januar und Februar wurden Verdunstungsraten

zwischen 30 % und 55 % erzielt. Zwischen März und Mai liegt die Verdunstung zwischen 45 % und 55 %. Im Juni geht die Verdunstung auf Werte knapp über 30 % zurück. Grund für diesen untypischen Verlauf Anfang des Sommers sind die hohen Niederschläge von mehr als 250 mm Höhe. Die Tage mit Niederschlägen von mehr als 40 mm tragen wenig zur Verdunstung bei, da hier der Großteil des Wassers sofort in Richtung des Grundwassers abfließt. Noch bevor der verbleibende Teil verdunsten konnte, folgten wieder Regenereignisse. Von Juli bis September steigen die Verdunstungsanteile in Folge der warmen Temperaturen, vielen Tagen mit hohen Sonnenstunden und geringen Niederschlägen unter 100 mm auf Werte über 70 % an. Im Oktober und November gehen sie dann wieder bis auf 60 % zurück.

Abbildung 7 zeigt den Niederschlag und die Verdunstung für den Untersuchungszeitraum. Die Gesamt-Verdunstung lag 2016 (954 mm Niederschlag) bei 48 %. 2017 (845 mm Niederschlag) wurden 43 % und 2018 (604 mm Niederschlag) 44 % erreicht.

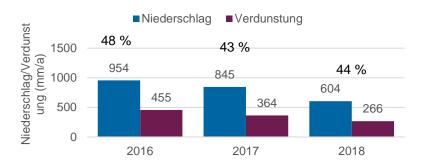


Abbildung 7: Niederschlag und Verdunstung über den Messzeitraum von 2016 bis 2018.

Insgesamt ist festzustellen, dass die reale Evapotranspiration auf den Flächen ein komplexer Vorgang ist, der von den Niederschlägen (Dauer, Intensität), Trockenzeiten, der Luftfeuchtigkeit, den Temperaturen, der Sonneneinstrahlung und auch vom Wind abhängt. Eine Prognose für einzelne Tage erfordert eine genaue Kenntnis aller Parameter, für eine langfristige Betrachtung ist dies aber nicht notwendig.

# 5. Zusammenfassung

Das neue Arbeitsblatt A 102 der DWA, welches seit Oktober 2016 im Gelbdruck vorliegt fordert für Siedlungsgebiete einen neuen Umgang mit dem Regenwasser. Zielsetzung in quantitativer Hinsicht ist ein möglichst geringer Eingriff in den Wasserhaushalt. Das bedeutet, dass zukünftig eine Wasserhaushaltsbilanzierung durchgeführt werden soll. Damit gelangt ein neuer Parameter in den Fokus der Planung, die Verdunstung (Evapotranspiration). Während die bisherigen Methoden der Stadtentwässerung vor allem auf eine Reduzierung des Oberflächenabflusses und eine Versickerung des Niederschlagswassers zielen, war die Verdunstung nicht in den Planungen enthalten. In den deutschen Naturräumen macht diese aber mit teilweise mehr als 50 % den größten Anteil des natürlichen Wasserhaushaltes aus. Sie wird also in Zukunft von besonderer Bedeutung sein.

Gerade Verkehrsflächen tragen aber zurzeit nur untergeordnet zur Verdunstung bei. Das muss sich in Zukunft ändern. Die Transformation von Verkehrsflächen in wasserdurchlässige Systeme, die auch die Verdunstung fördern ist von entscheidender Bedeutung. Wasserdurchlässige Pflaster sind seit den 90er Jahren erprobt und können in vielen Bereich eingesetzt werden. Allerdings lag ihre Zielsetzung

bis jetzt vor allem auf der Versickerung und der Vermeidung von Oberflächenabfluss. Ihre Verdunstungswirkung wurde nur unzureichend betrachtet.

Um die Verdunstungsrate eines neuartigen, wasserdurchlässigen Pflastersystemen zu bestimmen wurden daher Lysimeter gebaut. Das System bestehen aus Pflastersteinen, die unter einer traditionellen undurchlässigen Deckschicht aus einem neuartigen, haufwerksporigen Kernbeton bestehen, der wie ein Schwamm Wasser zurückhält und nach den Regenereignissen wieder verdunstet (Hybridsystem). Das Sickerwasser wurde über unterirdische Wannen unterhalb der Pflasterbettung aufgefangen und über Kippzähler mit Datenloggern bestimmt.

Die Messungen wurden über den Zeitraum von drei Jahren von Januar 2016 bis Dezember 2018 durchgeführt. Aus den Differenzen zwischen dem Niederschlag und dem Sickerwasser wurde für beide Systeme die Verdunstung berechnet, da Oberflächenabfluss ausgeschlossen werden kann.

Das Jahr 2016 ist mit 967 mm Niederschlag am Standort Coesfeld als relativ feucht einzustufen. 2017 liegt mit 845 mm im Durchschnitt, 2018 ist mit 604 mm eher trocken. Die Verdunstung beträgt über den Zeitraum des ersten Messjahres etwa 48 %. 2017 wurden 43 % und 2018 44 % erreicht. Das neue Pflastersystem ist dazu geeignet, sich dem natürlichen Wasserhaushalt in weiten Teilen Deutschlands auf Verkehrsflächen anzunähern. Darüber hinaus wird der Oberflächenabfluss nahezu eliminiert und die Versickerung gefördert. Dies setzt allerdings eine Reinigung und Regeneration der Beläge alle 10 bis 15 Jahre voraus [8].

#### 6. Literatur

- [1] FGSV (2013): Merkblatt für Versickerungsfähige Verkehrsflächen (MVV).- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen.
- [2] DIBt (Januar 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.
- [3] DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102: Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Entwurf Oktober 2016.- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, Hennef.
- [4] Klostermann, P., Coldewey, W.G., Göbel, P. (2012): Entwicklung wasserdurchlässiger und verdunstungsfähiger Pflasterstein-Beläge zum Vermeiden von Niederschlagsabflüssen zur zur Erhöhung der Evaporation im urbanen Raum.- Abschlussbericht, Entwicklungsprojekt mit Förderung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az 23277, Osnabrück.
- [5] DIN EN 1338 (2006): Pflastersteine aus Beton Anforderungen und Prüfverfahren, Ausgabe 2006-11, Beuth-Verlag, Berlin.
- [6] FGSV (2012): RStO Ausgabe 2012, Richtlinien zur Standardisierung des Oberbaues von Verkehrsflächen; RStO; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen FGSV
- [7] ZTVT-STb 04 (2004): Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für den Bau von Schichten ohne Bindemittel im Straßenbau, Ausgabe 2004

[8] Nolting, B. (2006): Langzeitverhalten wasserdurchlässiger Flächenbeläge.- 7. Kölner Kanal Kolloquium 06. und 07. September 2006 im Maternushaus, Köln. Hrsg.: TH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft -ISA- Aachen: 2006. S.11/1-11/15

#### Korrespondenz:

Carsten Dierkes Kopernikusweg 27a, 48155 Münster, Deutschland

Tel.: +49 251 3904301

E-Mail: dierkes@h2oresearch.de

# Smart Water: Intelligenter und nachhaltiger Umgang mit Wasser in der Stadt der Zukunft

T. C. Dilly<sup>1</sup>, T.G. Schmitt, U. Dittmer<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Wasser – Infrastruktur - Ressourcen, Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663, Kaiserslautern, Deutschland

**Kurzfassung:** Im Projekt SMART&WISE werden Planungsmethoden und Planungstools für intelligente und zuverlässige Wasser- und Abwasserinfrastruktursysteme für Zukunftsstädte in Indien und Deutschland entwickelt. Dabei werden konventionelle, fortschrittliche und smarte Konzepte berücksichtigt. Eine Literaturrecherche zeigt, welche Ziele bei einem smarten urbanen Wassermanagement verfolgt werden. Im weiteren Verlauf des Projektes wird ein Tool entwickelt, dass eine ganzheitliche Planung der Wasser- und Abwasserinfrastrukturen gewährleistet.

**Key-Words:** Smart City, Siedlungswasserwirtschaft, Wasserinfrastruktur, Planungstool, ganzheitliche Planung, Indien

#### 1. Einleitung

Der Anpassungsdruck auf die städtische Wasser- und Abwasserinfrastruktur nimmt infolge von Klimawandel, steigender Bevölkerungszahlen in Metropolregionen sowie sozialer und wirtschaftlicher Bedarfe zu (UNESCO 2018; World Bank Group 2018; Difu 2017). Darüber hinaus beeinflussen neue Errungenschaften des Informationszeitalters die gesamte Siedlungswasserwirtschaft. So ergeben sich durch Ausbau und Fortschritt bei der Informations- und Kommunikationstechnik sowie durch die zunehmende messtechnische Überwachung der Systeme neue Handlungsoptionen (Lloyd Owen 2018). Zudem wird es möglich, neue Zielvorstellungen zu definieren. Diese sollten zukünftig bereits bei der Planung der Infrastrukturmaßnahmen berücksichtigt werden.

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsprojektes SMART&WISE (Intelligente und zuverlässige Wasser- und Abwasserinfrastruktursysteme für unsere zukünftigen Städte in Indien und Deutschland) wird die Einführung verlässlicher und nachhaltiger Wasser- und Abwasserinfrastruktursysteme mit einem Mehrwert im Kontext von "Smart Cities" untersucht. Auf Grundlage der Ergebnisse der Untersuchung werden systematische Planungsmethoden und -tools entwickelt.

#### 2. Smart Water: Wasser- und Abwasserinfrastruktur in einer Smart City

Konventionelle und fortschrittliche ("neuartige") Wasserinfrastruktursysteme lassen sich durch intelligente Maßnahmen ergänzen, wodurch smarte Systeme entstehen. Diese smarten Systeme zeichnet aus, dass eine Vielzahl von Mess- und Sensordaten, externe Informationen sowie Vorhersagen verwendet werden, damit in einem Entscheidungsfindungsprozess ein optimiertes Vorgehen bestimmt werden kann, um in einem definierten Gesamtsystem ein Ziel zu erreichen oder eine Strategie zu verfolgen (siehe Abbildung 1).

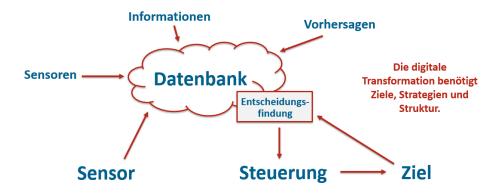


Abbildung 1: Schaubild eines smarten Systems.

Im Projekt wurde eine Literaturrecherche bezüglich der Rolle von Wasser- und Abwasserinfrastrukturen in Smart Cities durchgeführt. In einem ersten Schritt wurden Maßnahmen für eine intelligente Siedlungswasserwirtschaft identifiziert und Ziele für die Entwicklung eines smarten Konzepts für ein zukünftiges urbanes Wassermanagement abgeleitet (siehe Abbildung 2).

Ziele einer *intelligenten Wasserversorgung* sind die Energieeffizienzsteigerung, die Leckageortung zur Reduzierung der Wasserverluste, die Reduzierung der Wasserverbrauchsschwankungen, ein intelligentes Druckmanagement, das Monitoring der Wasserqualität, die nachhaltige Bewirtschaftung von Trinkwasservorkommen sowie die Überwachung von Grund- und Oberflächengewässern zur langfristigen mengenmäßigen und qualitativen Sicherung der Wasservorkommen.

Die Ziele einer *intelligenten Siedlungsentwässerung* sind der urbane Überflutungsschutz, das Echtzeitmanagement von Starkregenereignissen, die Überwachung und Ertüchtigung des Anlagenbestandes zur Verringerung von Emissionen ins Gewässer sowie eine intelligente Regenwasserbewirtschaftung zur Erhöhung des Regenrückhalts oder zur Verbesserung des Stadtklimas.

Ziele einer *intelligenten Abwasserbehandlung* sind die weitere Verringerung der Gewässerbelastung und der Treibhausgasemissionen, die Verbesserung der Hygiene, die Ressourcenrückgewinnung sowie die Steigerung der Energieeffizienz und der Energierückgewinnung.

In allen drei Bereichen dient die Digitalisierung im ersten Schritt der Beschaffung und Verarbeitung von Informationen, um die Betriebsführung, Wartung und Instandhaltung zu optimieren und für das Betriebspersonal zu erleichtern. Darauf aufbauend sind die Fernüberwachung und -steuerung weitere wesentliche Ziele in allen drei Bereichen.

Schließung des Wasserkreislaufs durch die bedarfsorientiere Aufbereitung Wiederverwendung von Abwasser bei gleichzeitiger Einhaltung unterschiedlicher Wasserqualitäten (z.B. Brauchwasser, Wasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung, zur Grundwasseranreicherung oder Trinkwassergewinnung) bildet die intelligente Schnittstelle zwischen der Wasserversorgung und Abwasserreinigung. Die Dezentralisierung von Infrastruktursystemen wird durch eine intelligente Fernüberwachung und Steuerung deutlich erleichtert. Diese wird mit dem Ziel der Kostenreduktion durchgeführt und wirkt sich maßgeblich die Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung aus. Ein intelligentes Regenwassermanagement berücksichtigt Speicherung, Nutzung und Versickerung Regenwasser und wirkt sich daher auf den Wasserhaushalt und den Wasserverbrauch aus. Somit ist es auch als Schnittstelle zur Wasserversorgung anzusehen.

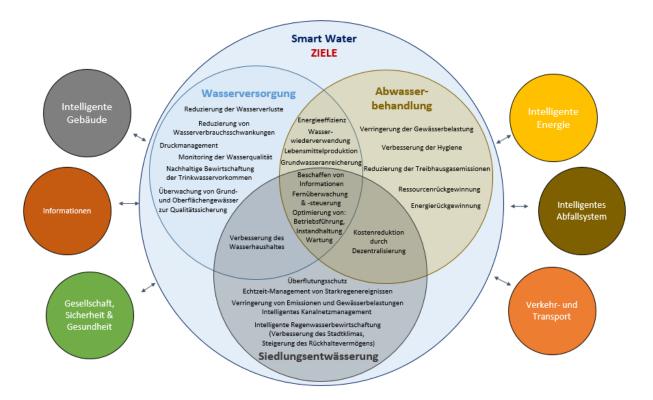


Abbildung 2: Ziele eines intelligenten Wassermanagements in einer Smart City.

Die Ziele eines smarten urbanen Wassermanagements unterscheiden sich in der Regel nicht von den gängigen Zielen des "traditionellen" urbanen Wassermanagements. Im Zeitalter von 'Internet of Things' vereinfacht die Erfassung, Dokumentierung und Auswertung jedoch die Verknüpfung einzelner Sektoren. Dies gilt für die Sektoren innerhalb der Siedlungswasserwirtschaft (Wasserversorgung, Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung), aber auch für eine Verknüpfung mit anderen Sektoren (Energie, Verkehr, etc.).

#### 3. Ausblick: Entwicklung eines Planungstools

Ziel des Projektes SMART&WISE ist es, einen ganzheitlichen Planungsansatz zu entwickeln, der neben konventionellen und fortschrittlichen ("neuartigen") Wasserinfrastruktursysteme auch smarte Systeme berücksichtigt. Im Projekt liegt der Fokus auf der integrierten Planung der Wasserversorgung, Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung und es werden Möglichkeiten aufgezeigt, den lokalen urbanen Wasserhaushalt zu schließen. Somit stehen Maßnahmen zur Regenwassernutzung, Grundwasseranreicherung, Wasseraufbereitung und Wasserwiederverwendung sowie zur Verbesserung des Stadtklimas und der Wasserbilanz im Mittelpunkt der Betrachtung. Bei der Entwicklung der dazugehörigen Planungsmethoden werden Ansätze der multikriteriellen Bewertung (DWA 2018) bzw. der Nutzwertanalyse (Doavoudi 2018) angewendet, die neben ökonomischen Kriterien auch Kriterien wie Flexibilität, Nutzerakzeptanz, Klimaanpassung und Belange des Umweltund Ressourcenschutzes berücksichtigen.

Die entwickelten Ansätze und Methode werden in Pilotgebieten in Deutschland und auf die Stadt Coimbatore in Indien angewandt. Länderspezifisch unterschiedliche Bedingungen und Eigenschaften der Pilotgebiete, zum Beispiel lokale Klimaverhältnisse, Bevölkerungsdichte, kulturelle Besonderheiten sowie bereits existierende Infrastruktur, werden dabei beachtet. Die Zusammenarbeit mit indischen Projektpartnern ermöglicht es, die Übertragbarkeit von innovativen Maßnahmenkonzepten auch bei

stark veränderteren Randbedingungen (lange Trockenperioden, hohe Temperaturen, Monsunregen, starker Bevölkerungszuwachs in den Städten) zu überprüfen.

#### 4. Literatur

- Difu (Hg.) (2017): Wasserinfrastrukturen für die zukunftsfähige Stadt ("Water infrastructures for the sustainable city"). Beiträge aus der INIS-Forschung. Deutsches Institut für Urbanistik gGmbH.
- Doavoudi, A. (2018): Stoffstrom- und Nutzwertanalysen als Beitrag zur Optimierung von Wasserinfrastrukturen. Dissertation. Technische Universität Darmstadt, Darmstadt.
- DWA (2018): Nachhaltigkeitsbewertung von Wasserinfrastruktursystemen Leitfaden zur Anwendung des DWA-A 272. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfälle e.V.
- Lloyd Owen, D. A. (2018): Smart Water Technologies and Techniques. Data Capture and Analysis for Sustainable Water Management. Newark: John Wiley & Sons Incorporated (Challenges in Water Management).
- UNESCO (2018): Nature-based solutions for water. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (The United Nations world water development report, 2018).
- World Bank Group (2018): Water Scarce Cities. Thriving in a Finite World. International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank.

#### Korrespondenz:

Dipl.-Ing. Timo C. Dilly
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Wasser – Infrastruktur - Ressourcen
Technische Universität Kaiserslautern
Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern
+49 631 – 205 4643
timodilly@bauing.uni-kl.de

# Messfehler oder Prozessanomalie? – Echtzeit-Datenvalidierung für eine zuverlässige Prozessüberwachung in Kanalnetzen

A. Disch<sup>1</sup>, F. Blumensaat<sup>1</sup>
<sup>1</sup> Eawag, Abteilung für Siedlungswasserwirtschaft (SWW), Überland Str. 133, 8600 Dübendorf,
Schweiz

Kurzfassung: Plausible Informationen zur Prozessdynamik sind Grundvoraussetzung für eine effiziente Bewirtschaftung von Kanalnetzen. Die messtechnische Erfassung dieser Systemzustände wird durch Entwicklungen im Bereich der Sensorik und Datenfernübertragung zunehmend einfacher. Um die so wachsende Datenmenge in eine nutzbringende Information zu wandeln, ist eine robuste und teilautomatisierte Datenvalidierung erforderlich. Die zeitnahe Identifikation von Anomalien ist dabei von zentral Bedeutung. In diesem Beitrag wird die Anwendbarkeit von drei Anomaliedetektionsmethoden für Kanalnetzdaten verglichen. Insbesondere liegt der Fokus auf der vorgängigen Prozessierung der Rohdaten. Die Wirksamkeit einer weitergehenden Datenvalidierung ist klar durch vorgängige Prozessierung, resp. durch die Rohdatenqualität beschränkt. Eine sorgsame Datenerhebung gepaart mit einer robusten Validierung steigert somit den Wert der Information.

Key-Words: Datenvalidierung, Messdaten, Echtzeit, Kanalnetz, Anomaliendetektion

#### 1. Motivation

Aktuelle Entwicklungen im Bereich Sensortechnologie und Datenübertragung ermöglichen eine günstigere und flexiblere Prozessüberwachung in Entwässerungssystemen als je zuvor (Ruggaber et al. 2007; Kerkez et al. 2016; Blumensaat et al. 2017). Dadurch werden erheblich mehr Daten generiert. Mit bisherigen Methoden, d.h. überwiegend manueller Datenaufbereitung und –prüfung ist dies nur bedingt effizient. Voll- oder teilautomatisierte Ansätze sind erforderlich, um eine robuste Messdatenvalidierung in Echtzeit zu ermöglichen und dabei die menschliche Intervention zu minimieren.

Bestehende Handlungsempfehlungen [DWA M-181] und Werkzeuge [z.B. EVOHE] liefern sinnvolle Vorgehensweisen und integrieren zumeist einfache Methoden zur grundsätzlichen Datenprüfung (DWA 2011; Becouze-Lareure et al. 2012). Anwendungsgrenzen zeigen sich aber, wenn eine Prüfung mehrerer, typverschiedener Signale in Echtzeit nötig ist und rechenaufwendige Analysemethoden eingesetzt werden sollen. Methoden des Maschinellen Lernens (ML) versprechen hier Abhilfe. Sie suggerieren eine zeitnahe, kohärente, lückenlose und mit zunehmender Datenmenge effizientere Einschätzung der Datenqualität (Aggarwal 2013). Die Güte der aufgezeichneten Daten kann dabei mittels Erfassung und Markierung von Anomalien, d.h. der Abweichung vom "Normalen", eingeschätzt werden (Branisavljevic et al. 2010).

Die direkte Anwendung solch komplexer Methoden zur Validierung urbanhydrologischer Daten ist jedoch aus mehreren Gründen eine Herausforderung: i) systembestimmende Regenereignisse mit zufälligem Auftreten ergeben keine einfach zu erkennenden Muster, ii) der Wertebereich von gemessenen Zustandsgrößen ist z.T. einseitig beschränkt (z.B. bei Durchflussbeschränkung), iii) Prozesse sind inhärent nicht-linear – die Randbedingungen sind so schwer zu definieren. Aktuelle Forschung im Bereich ML liefert mehrheitlich neue, signalspezifische Methoden oder vergleicht

Methoden. Vergleiche sowie Anwendungsnachweise werden dabei oft mit bereichsfremde und synthetische Datensätzen durchgeführt. Notwendige Schritte zur vorgängigen Datenaufbereitung werden selten beschrieben, bzw. deren Auswirkung auf das Endergebnis ist oft unklar.

Ziel dieser Arbeit ist es, drei profunde Methoden zur Anomaliedetektion auf unterschiedlich aufbereitete Kanalabflussdaten anzuwenden, um deren Eignung für eine automatisierte Datenvalidierung systematisch zu bewerten. Diese Arbeit ist auch motiviert durch die Vision, einen Referenzdatensatz mit konsistenten und plausiblen Zeitreihen als *Benchmark* für zukünftige Methodentests zur Verfügung zu stellen.

#### 2. Methodik

Im Kern der Untersuchung werden drei Datenvalidierungsmethoden für unterschiedlich aufbereitete, gemessene Abflusszeitreihen und für mit einem hydrodynamischen Modell reproduzierte Abflusszeitreihen angewandt und deren Performance miteinander verglichen (siehe Abbildung 1).

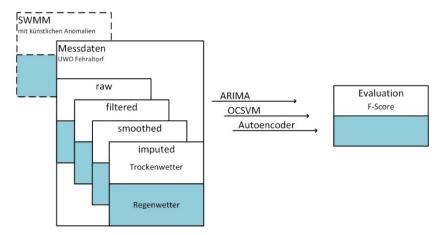


Abbildung 1: Verwendete Methodik: Datenquelle sind gemessene und modellierte Kanalabflüsse, die Aufbereitung erfolgt gestuft, vier Validierungsverfahren werden angewandt und die Evaluation erfolgt aufgrund des errechneten F1-Kriterium.

Der Methodenvergleich berücksichtigt drei Ansätze (siehe Tabelle 1), welche in der Literatur als vielversprechend für die Detektion von Anomalien in Zeitreihen beschrieben werden. Die a priori Wahl der Parameter und Hyperparameter basiert zunächst auf Literaturangaben - die Sensitivität der Parameter ist zukünftig noch zu untersuchen.

Tabelle 1: Details zu den verglichenen Datenvalidierungsmethoden.

ARIMA	Lineares Modell mit einem stochastischen Fehlerterm.	Nächster Einzelwert wird
	p: Anzahl der Zeitschritte die vom eigentlichen Signal berücksichtigt werden	berechnet und mit dem tatsächlich gemessenen Wert verglichen. Wird eine Abweichungsgrenze
	q: Anzahl der gleitenden Durchschnittswerte, welche berücksichtigt werden	überschritten, wird der Wert als Anomalie deklariert.
	d: Anzahl der abgezogenen vergangenen Werte um eine Stationarität herbeizufügen	
Autoencoder	Ausprägung eines rekurrenten neuronalen Netzes mit langen Kurzzeitgedächtnis Elementen. Dabei wird in jedem Element der Eingangswert als versteckter	ganzer Tag für 5-minütige Werte)
	Systemzustand gespeichert. Der Systemzustand wird	Darstellung rekonstruiert. Die

	nicht-linear aus dem Eingangswert und den vergangenen Systemzuständen errechnet. Das angewandte Modell besteht aus 1856268 Parameter welche trainiert werden, wobei eine Interpretierbarkeit der einzelnen nicht mehr gegeben ist.	
OCSVM	Ausprägung einer Stützvektormaschine, welche nur für eine, hier die normale Klasse kalibriert wird.  C: Abwägung zwischen einer glatten Entscheidungsebene und einer korrekten Klassifizierung  Gamma: Einflussbereich eines einzelnen Datenpunktes während der Kalibration reichen	Direkte Klassifizierung des Wertes als Normalwert oder Anomalie.

Für Szenarien, die auf realen Messdaten basieren (*filtered* bis *imputed*), erfolgte eine manuelle Detektion von Anomalien, mittels Markierung auffälliger Datenpunkte durch Expertenwissen (*Labeling*). Für alle Szenarien wird zwischen Trockenwetter- und Regenwetter differenziert. Dieser Unterscheidung liegt die Annahme zugrunde, dass bei Trockenwetter die Übereinstimmung mit den statistischen Annahmen der Detektionsmethoden grundsätzlich höher als bei Regenwetter ist.

Konkret unterscheidet die Analyse zwischen folgenden Szenarien:

synthetic: ein sogenannter Anomaliebenchmark wird gebildet. Dafür werden mit einem SWMM-Modell konsistente Vergleichsdaten generiert und mit künstlichen Anomalien ergänzt. Die am häufigsten auftretenden Anomalietypen sind: Punktanonmalie, Drift und Einfrieren eines Sensors. Die Anomalien werden zufällig auf die verschiedenen Simulationsreihen verteilt, wobei das Vorkommen zwischen der Trainings- und der Testreihen proportional ist (Beispiel in Abbildung 2).

*filtered*: Die Rohdaten werden aufgrund von vorgängigen Basistests gefiltert. Dabei werden Werte außerhalb des Messbereichs des Sensors und solche mit einem zu großen Gradienten entfernt.

*smoothed*: Die gefilterten Daten werden zusätzlich noch geglättet (gleitender Durchschnitt über 30 Werte).

*imputed*: Die geglätteten Werte werden ergänzt, resp. die vorhandenen Datenlücken aufgefüllt (letzte verfügbare Werte als Imputationswerte).

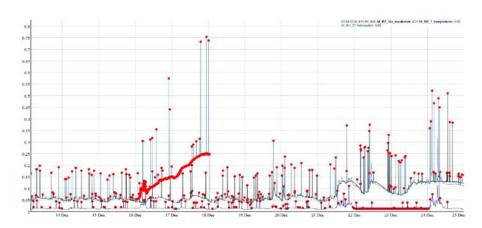


Abbildung 2: Verwendete Methodik: Datenquelle sind gemessene und modellierte Kanalabflüsse, die Aufbereitung erfolgt gestuft, vier Validierungsverfahren werden angewandt und die Evaluation erfolgt aufgrund des errechneten F1-Kriterium.

Die Bewertung der Wirksamkeit der Methoden wird aufgrund des F<sub>1</sub>- Kriteriums (1) durchgeführt, welches die Größen Trefferquote (Precision) und Genauigkeit (Recall) kombiniert und hier als Maß für die Güte der Anomaliendetektion verwendet wird.

$$F_1 \equiv 2 * (Precision * Recall) / (Precision + Recall)$$
 (1)

Grundlage für diese Analyse sind räumlich und zeitlich hochaufgelöste Messdaten aus dem Langzeitmonitoring im Kanalnetz der Gemeinde Fehraltorf bei Zürich im Zeitraum von 2017 bis 2018 (www.eawag.ch/uwo). 80% des Datensatzes wurde für die Kalibrierungs- resp. Trainingsphase der Datenvalidierungsmethoden, die restlichen wurden für die Bewertung verwendet. Die Daten stehen stellvertretend für eine neuartige Datenverfügbarkeit, wobei ebenso andere, ähnliche Datensätze verwendet werden könnten.

#### 3. Ergebnisse

In Abbildung 3 wird der F<sub>1</sub>-Wert für die verschiedenen Methoden und Datenquellen dargestellt.

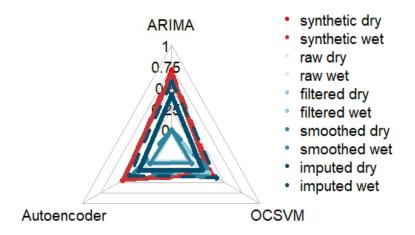


Abbildung 3:

F<sub>1</sub>-Werte für 4 Methoden, 8 Szenarien: gestrichelte Linien für Szenarien mit Regenwetter, durchgezogene für Szenarien die nur Trockenwetter berücksichtigen. In rot sind die modellierten, in Blautönen die gemessenen Datensätze dargestellt. F<sub>1</sub>=1 (Bestnote).

Für die synthetisch generierten Zeitreihen wird ein  $F_1$ -Wert von 0.71 für das ARIMA, 0.65 für den OCSVM und 0.73 für den Autoencoder bei Regenwetter, resp. 0.65, 0.63 und 0.73 bei Trockenwetter errechnet. Diese Werte liegen höher als sämtliche für Szenarien mit real gemessenen Daten. Im Durchschnitt ergibt sich für die synthetischen Szenarien ein  $F_1$ -Wert von 0.68 und für die messbasierten Szenarien ein  $F_1$ -Wert von 0.43.

Die Unterscheidung zwischen Trocken- und Regenwetter führt erwartungsgemäß zu einem höheren  $F_1$ -Wert im Trockenwetter für sämtliche Algorithmen und Szenarien. Der Unterschied ist mit einem durchschnittlichen Abstand von 0.07 im Vergleich zum Trockenwetter aber eher gering. Die verwendete Implementierung der ARIMA Methode versagt für sämtliche lückenhaften Zeitreihen ( $F_1$  = 0). Ebenso erwartet, steigt der Evaluationswert  $F_1$  mit dem Grad der Aufbereitung. D.h. für rauschbefreite, geglättete, aufgefüllte Daten (imputed) werden Anomalien am besten erkannt.

#### 4. Schlussfolgerung und Ausblick

Erste Ergebnisse des Methodenvergleichs, angewendet auf ausgewählte Durchflussdaten, zeigen, dass die Methodenwirksamkeit stark von der Art und Weise der Aufbereitung der Daten abhängt. Zudem

kann eine erhöhte Performance durch die Unterscheidung zwischen Trocken- und Regenwetter erreicht werden, d.h. Anomalien können so effektiver detektiert werden. Dies könnte insbesondere bei einer Verfeinerung der Algorithmenarchitektur, das Ergebnis überproportional beeinflussen.

Bei dem betriebenen minimalen Kalibrierungsaufwand und nur für die synthetischen Datensätze zeigen die ARIMA und die Autoencoder Methode die vielversprechendsten Resultate. Die Dominanz dieser Methoden gegenüber dem OCSVM verwässert aber bei der Betrachtung der realen Messdaten.

Zukünftige Arbeiten am Thema orientieren auf eine weitergehende Charakterisierung der Signale aufgrund statistischer Tests und dem Einsatz darauf angepasster Methodenensembles. Vielversprechende erscheint dabei die Integration der Kanalnetztopologie, d.h. der räumlichen Aufteilung des Kanalnetzes. Die Bewertung dieser Methoden sollte auch weitere Faktoren berücksichtigen, wie den nötigen Aufwand zum Markieren von Anomalien, den Grad der Automatisierbarkeit, den Parametrisierungumfang sowie einen Nahzeitfaktor. Dies sollte einen reibungslosen und zuverlässigen Einsatz für die Validierung in operativen Systemen ermöglichen.

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass die Güte siedlungswasserwirtschaftlicher Prozessdaten nicht allein durch die Auswahl der Validierungsalgorithmen, sondern ebenso durch die Aufbereitung der Datensätze sowie die Sorgfalt bei der Datenerhebung im Feld bestimmt wird.

#### 5. Literatur

- Alferes, J., & Vanrolleghem, P. A. (2016). Efficient automated quality assessment: Dealing with faulty on-line water quality sensors. Al Communications, 29(6), pp. 701-709.
- Aggarwal, C. (2016). Outlier Analysis (2nd ed.). Springer Publishing Company, Incorporated, New York.
- Becouze-Lareure, C., Invernon, N., & Bertrand-Krajewski, J.-L. (2012). Evohe software tool for sensors management and off-line data validation.
- Blumensaat, F., Ebi, C., Dicht, S., Rieckermann, J., & Maurer, M. (2017). Langzeitüberwachung der Raum-Zeit-Dynamik in Entwässerungs-systemen mittels Niedrigenergiefunk ein Feldexperiment im Großmaßstab. Korrespondenz Abwasser, 64(7), 594-603. doi:10.3242/kae2017.07.001
- Branisavljevic, N., Prodanovic, D., & Pavlovic, D. (2010). Automatic, semi-automatic and manual validation of urban drainage data. Water Science and Technology, 62(5), 1013-1021. doi:10.2166/wst.2010.350
- DWA-M 181 Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen, DWA-M 181 C.F.R. (2011).
- Kerkez, B., Gruden, C., Lewis, M., Montestruque, L., Quigley, M., Wong, B., Pak, C. (2016). Smarter Stormwater Systems. Environmental Science & Technology, 50(14), 7267-7273. doi:10.1021/acs.est.5b05870
- Montestruque, L., & Lemmon, M. (2015). Globally Coordinated Distributed Storm Water Management System. Paper presented at the CySWater'15, Seattle, USA. http://dx.doi.org/10.1145/2738935.2738948
- Ruggaber, T. P., Talley, J. W., & 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. doi:10.1089/ees.2006.0041

### Korrespondenz:

Andy Disch
Eawag, Urban Water Management, BU B03
ÜberlandStrasse 133
CH-8600 Dübendorf
+41 58 765 5052
andy.disch@eawag.ch

# Den Umgang mit Regenwasser ökologisch und ökonomisch optimieren

M. Dürst<sup>1</sup>,

<sup>1</sup> ACO Passavant AG, Industrie Kleinzaun, 8754 Netstal, Schweiz

**Kurzfassung:** Die Klimafliese – Wie aus Gehwegen neue Wege im Regenwassermanagement werden. Neue innovative Ideen und Wege haben dazu geführt, dass eine dezentrale Lösung für den Umgang mit Regen und Starkregen geschaffen werden konnte. Mit der Klimafliese wurde der Klimaschutz sichtbar und erlebbar gemacht.

Key-Words: Retention, Klimafliese, ACO

# 1. Wohin mit dem Regenwasser? Wie können Ökonomie und Ökologie sinnvoll miteinander kombiniert werden?

Beim Projekt Klimafliese geht es darum mit dem Starkregen umzugehen und diesen zu nutzen. An erster Stelle liegt der Schutz der Infrastruktur vor Hochwasser, direkt danach kommt die Nutzung von Regenwasser an Ort und Stelle. Dies dient nicht nur der Umwelt und dem Klima, es dient auch der Aufklärung indem es den Klimaschutz sichtbar macht. Das Regenwasser von den Gehwegen und den umliegenden Dächern wird gesammelt und kontrolliert in kleine Grünanlagen geführt. So werden urbane Oasen mitten in einer pulsierenden Stadt betrieben. Diese dienen dem Klimaschutz, der Bevölkerung und können als gestalterische Elemente eingesetzt werden.



Abbildung 1: Links die Betonabdeckung der Klimafliese und rechts die Grünanlage die durch die Klimafliese bewässert wird.

#### 1.1 Zurückhalten, versickern und kontrolliert ableiten

Plötzlicher Anstieg von Wasser. Überlastete Entwässerungsanlagen. Ein Rinnsal das zu einem Strom wird. Das sind keine erfundenen Szenen, das ist Realität in unseren Ballungsräumen.

Um das Regenwasser dem natürlichen Wasserkreislauf kontrolliert wieder zuzuführen, das Kanalisationssystem zu entlasten und zugleich städtische Räume attraktiver zu machen, wurde die "Klimafliese" entwickelt. Ein Konzept für einen modernen Umgang mit Regenwasser.

Das Rigolensystem ACO Stormbrixx wird hier als innovative Lösung in Form eines nachhaltigen urbanen Drainagesystems eingesetzt, das ein Auffangen und Versickern von Niederschlagswasser ermöglicht.

Projekt "Klimafliese" in Kopenhagen, DK

Starkregenereignisse gehören wie auch länger anhaltende Trockenperioden mittlerweile zur Wetterlage unserer Breitengrade und sind Folgen des fortschreitenden Klimawandels. Können grosse Niederschlagsmengen im ländlichen Raum vom offenen Boden grösstenteils aufgenommen werden und versickern, haben die versiegelten Flächen im urbanen Raum erhebliche Auswirkungen auf die Natur, Menschen, Infrastruktur und Gebäude. Mit dem innovativen Projekt "Climate Tile" (Klimafliese) haben das dänische Architekturbüro TREDJE NATUR, ACO und der Betonhersteller IBF eine Technologie entwickelt, die ein nachhaltiges Regenwassermanagement und einen besseren Umgang mit auftretenden Starkregenfällen ermöglicht. Das anfallende Regenwasser wird direkt über den Gehwegbelag abgeleitet und in unterirdischen Blockrigolen an Ort und Stelle zwischengespeichert.

Die Lösung "Klimafliese" ist ein zusammenhängendes Netzwerk. Dabei handelt es sich um ein anpassungs- und erweiterungsfähiges Plug-and-play-Entwässerungssystem, welches zugleich den Oberflächenbelag des Fussweges bildet. Es besteht aus versickerungsfähigen Betonplatten mit integrierten senkrechten Öffnungen zur Aufnahme des Oberflächenwassers und integrierten Rohrleitungen in den Betonplatten zum schnellen Ableiten des anfallenden Wassers, sowie dem Blockrigolensystem ACO Stormbrixx. In den Kreislauf integriert ist ebenso eine autark funktionierende Messtechnik zur Überwachung der Anlage.

Seit 2018 wird das Projekt "Klimafliese" in der Heimdalsgade in Nørrebro, einem Stadtteil der dänischen Kommune Kopenhagen, getestet. Die neue Klimafliese stellt eine Alternative zu herkömmlichen Entwässerungssystemen dar. Mit Hilfe des Blockrigolensystems wird das gesammelte Oberflächenwasser zurückgehalten und über eine Drosselung kontrolliert in die Kanalisation abgegeben. So wird verhindert, dass grosse Wassermengen, wie sie bei Starkregenereignissen vorkommen, zu einer Überlastung des Kanalnetzes und schlimmstenfalls zu Überschwemmungen und Rückstau führen.

Die integrierte Messtechnik liefert sowohl Wetterdaten wie z.B. Regenmengen, Sedimentation, Temperaturen und Luftfeuchtigkeit als auch Informationen zu Bodenfeuchte und Füllstand in den Rigolensystemen. Die Informationen gelangen über eine in der ACO Schachtabdeckung installierte Antenne mittels Lorawan auf den Bildschirm freigeschalteter User. Im Rahmen des Projektes "Klimafliese" wird damit nicht nur ein ganzheitliches Regenwassermanagement inmitten des Siedlungsraumes umgesetzt, welches ökonomisch und zugleich ökologisch ist. Es bietet auch die Möglichkeit, Zusammenhänge von Wetterereignissen und Auswirkungen auf die Umwelt zu messen, zu sammeln und auszuwerten. Für die Verbesserung der Lebensqualität in urbanen Räumen ein sehr bedeutendes und zukunftsweisendes Gesamtsystem. Darüber hinaus ist es möglich, einen Teil des Regenwassers nutzbar zu machen. Die im Rahmen des Projektes "Klimafliese" neu entstandene grüne Insel wird durch das Abführen und Umleiten des Regenwassers bewässert. So werden neue Lebensräume für Tiere und Pflanzen geschaffen und gleichzeitig die Attraktivität des Stadtlebens gehoben. Grün wirkt sich positiv auf das Stadtklima aus. Vor allem Bäume verbessern die Luftqualität, indem sie die Sauerstoffproduktion verbessern, Feinstaub filtern und die Luftfeuchtigkeit erhöhen. Sie tragen wesentlich zum Wohlbefinden der Bürger in der Stadt bei.



Abbildung 2: Betonplatte der Klimafliese mit Versickerungsöffnungen

#### 2. Literatur

Diverse Quellen der ACO Group.

### Korrespondenz:

ACO Passavant AG Marco Dürst +41 (0)55 645 53 59 mduerst@aco.ch

### Echtzeit-Monitoring für das ERM-Abwassersystem

J. Elsener<sup>1</sup>, R. Mutzner<sup>2</sup>, M. Thomet<sup>2</sup>, Frédéric Jordan<sup>2</sup>, Dominique Matthey<sup>3</sup>, Tony Reverchon<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Hydrique Ingenieure, 4125 Riehen/BS, Schweiz

<sup>2</sup> Hydrique Ingénieurs, 1052 Le Mont-sur-Lausanne Schweiz

<sup>3</sup> ERM Morges, 1110 Morges, Schweiz

Kurzfassung: Das Echtzeit-Monitoringsystem RS URBAN erlaubt eine Quantifizierung von Entlastungen in Vorfluter, von Zuflüssen zu Becken und ARA und von Fremdwasseranteilen. Durch Vergleiche und Kopplungen von Messungen mit dem Modell können Echtzeit-Analysen der Netzprozesse mit einer schnellen und effizienten Datenverarbeitung durchgeführt werden. Die Betreiber verfügen zusätzlich über Alarmierungs- und Warnfunktionen bei Entlastungen, Überflutungen und Verschmutzungen. Schliesslich ist das System für alle Beteiligten ein hervorragendes Kommunikationsinstrument.

**Key-Words:** Siedlungsentwässerung; Echtzeit-Überwachung; Einzugsgebietsmanagement; Fremdwasser; Neuanschlüsse

#### 1. Einleitung und Ziele

Die Komplexität der Abwasserbehandlungssysteme wird immer grösser, u.a. durch verschärfte Umweltvorgaben, die Sensibilität der Bevölkerung sowie Aspekte wie Mikroverunreinigungen, Ressourcen-Rückgewinnung, Abwärmenutzung. Dies bedeutet, dass auch die Anforderungen an die ARA-Betreiber zunehmend steigen. Aus diesem Grund benötigen ARA-Betreiber heute vertrauenswürdige Entscheidungsgrundlagen über das Abwassersystem (Netz, ARA, Gewässer) und die entsprechenden Einzugsgebiete (EZG), im Hinblick

- auf einen effizienten Netzbetrieb (Siedlungs-EZG),
- auf einen optimalen Gewässerschutz (natürliches EZG),
- zur Unterstützung für zukünftige Investitionen und
- zur Anwendung des Verursacherprinzips für «Verschmutzer» und «Zahlende» (Wer zahlt für was, Neuverteilung der Kosten, Anreiz für kommunale Investitionen).

Weiter ist der Nachweis von Wassermengen (u.a. Anteil Fremdwasser) und Verschmutzungen für die Netzwerkqualität in den einzelnen Einzugsgebieten von zentraler Bedeutung. Dies wiederum ist wichtig u.a. für Kommunikation mit Gemeinden, Politikern, Öffentlichkeit und die Berichterstattung an die Behörden.

Das Echtzeit-Monitoringsystem RS URBAN hat zum Ziel, eine quantitative Übersicht (im Sinne einer Referenz) für das gesamte Abwassersystem bereitzustellen. Dazu gehören folgende Punkte:

- Kenntnis der wichtigsten Funktionen des Entwässerungsnetzes mit quantitativen Angaben zu Abflüssen, Schmutzfrachten und Temperatur, insbesondere die Bestimmung der Entlastungen/Überläufe in die Umwelt.
- Erkennen von unerwünschten Zuflüssen (z.B. Fremdwasser) mit dem Ziel, diese Zuflüsse zur ARA zu reduzieren. Entsprechende in-situ-Messungen planen und durchführen.
- Verifizieren der Qualität der Anschlüsse und Leitungen sowie des Zustands der Trennung von Regen- und Abwasser im Entwässerungsnetz.

- Warnungen bei direkten Entlastungen in die Umwelt, quantifizieren der Überläufe aus Regenbecken und Pumpstationen durch Modellsimulationen.
- Quantifizieren der Zusammensetzung der Zuflüsse zur ARA, um die Behandlungsprozesse zu optimieren, dadurch den Wirkungsgrad der ARA zu erhöhen und die Betriebskosten zu senken.
- Warnungen an die Bevölkerung bei Hochwassersituationen.

#### 2. Fallbeispiel ERM

Der Aufbau und die Implementierung von RS URBAN wird nachfolgend am Beispiel der Epuration Région Morgienne (ERM) vorgestellt und illustriert. Die ERM lässt sich durch folgende Kennzahlen charakterisieren:

- 72 km Sammelleitungen
- 1'548 Kontrollschächte
- 17 Pumpstationen (stations de relevage)
- 20 Regenbecken (ouvrages spéciaux DO),
- 34'900 Einwohnergleichwerte EGW 2016
- Mittlere behandelte Wassermenge: 10'700 m3/Tag
- Behandlungskapazität: 650 l/s

#### 3. Das Echtzeit-Monitoringsystem RS URBAN

Die Funktionsanalyse und Überwachung des interkommunalen Abwassernetzes ERM wurde mit der Software RS URBAN umgesetzt. RS URBAN ermöglicht die hydrologische und hydraulische Modellierung sowohl des Siedlungs-Einzugsgebiets wie auch des natürlichen Einzugsgebietes (EZG) mit einem semi-distribuierten Modellkonzept und einem objektorientieren Ansatz.

Abbildung 1 zeigt das Modellkonzept eines Unter-EZG in RS URBAN. Es illustriert insbesondere den Unterschied der Modellierung des Regenwassers und des verschmutzten Abwassers. Für das Regenwasser wird die Modellierung der durchlässigen und undurchlässigen Oberflächen sehr detailliert durchgeführt, wobei auch der Anteil Trennsystem und das Fremdwasser berücksichtigt wird.

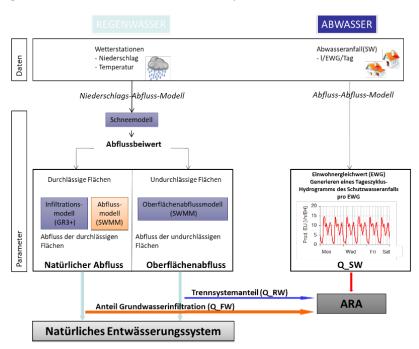


Abbildung 1: Modellierungskonzept des Einzugsgebietes.

Um eine möglichst gute Übereinstimmung der Simulationsresultate mit den Messungen in den wichtigsten Kontrollpunkten zu erreichen, wurde auf der Grundlage von historischen ARA-Daten ein Kalibrierungs- und Validierungsverfahren durchgeführt. Dieses Verfahren umfasst das Anpassen von hydrologischen Modellparametern und das Validieren der EZG-Charakteristiken. RS URBAN wurde für die Periode 2008-2012 mit kontinuierlichen Messungen zuerst beim Zufluss der ARA kalibriert. Die Ergebnisse zeigen bereits eine gute Qualität der Modellsimulation bei der ARA für die Gesamtheit der EZG.

Weiter ist es interessant zu sehen, wie die Basiszuflüsse zur ARA stark variieren, was wiederum auf einen grossen Anteil Fremdwasser im ERM-EZG hindeutet. Die Lokalisierung des Fremdwassers ist eine wichtige Fragestellung (siehe beispielhaft Pumpstation PontVaux in Abbildung 2).

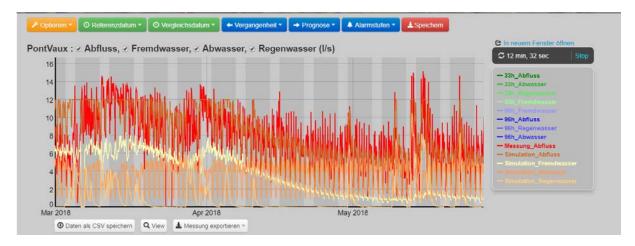


Abbildung 2: Pumpstation PontVaux von März bis Juni 2018 (aus der Web-Plattform erm.swissrivers.ch);
Abfluss (Messung rot, Simulation braun), Fremdwasser Simulation (gelb), Abwasser
Simulation (orange) und Regenwasser Simulation (hell orange), saisonale Unterschiede
durch Anteil Fremdwasser.

Zusammenfassend werden die wichtigsten Prozesse in einer dynamischen Anzeige auf der Web-Plattform erm.swissrivers.ch dargestellt, siehe Abbildung 3. Dazu gehören Basiselemente wie Fliessgewässer (1), Entwässerungsleitungen (2) und EZG und Unter-EZG (3). Weiter erhält man Echtzeit-Informationen zu den Spezialbauwerken wie Alarm bei der ARA (4), Entlastung Regenbecken (5) und Pumpstationen (6).



Abbildung 3:

Die Online-Karte auf der Web-Plattform erm.swissrivers.ch zeigt die Situation im Netz der ERM Morges am 3. Januar 2018 bei starken, prognostizierten Niederschlägen. In der Übersicht sind drei kritische Punkte erkennbar: Das Anspringen von 2 Regenüberläufen, und das Erreichen der maximalen hydraulischen Kapazität (Warnstufe 2) beim Zufluss zur ARA (Warnstufen durch den Betreiber definiert).

#### 4. Resultate und Mehrwerte

Das Echtzeit-Monitoring-System der ERM generiert zahlreiche Mehrwerte für Netzbetreiber und weitere betroffene Stellen. Dazu gehören

- Quantifizierung von Entlastungen in Vorfluter, von Zuflüssen zu Becken und ARA, von Fremdwasseranteilen.
- Echtzeit-Analysen der Netzprozesse, Vergleiche Modell-Messungen, schnelle und effiziente Datenverarbeitung.
- Alarmierungs- und Warnfunktionen bei Entlastungen, Überflutungen, Verschmutzungen.
- Kommunikationsinstrument zur besseren Transparenz für alle Beteiligten, gemeinsame Grundlagen, einfaches Reporting, EZG-Management.

Darüber hinaus bietet die angewendete Technologie im Hinblick auf das EZG-Management weitere Vorteile:

- Analyse- und Planungswerkzeug als dynamische Datenbasis
- Gemeinsame Arbeitsgrundlage für die Betreiber und die Gemeinde- und Kantonsvertreter
- Verifizieren von Überlegungen und Schlüsse im Fall von aktuellen Ereignissen und bei Messungen durch den Betreiber dank Prognosefunktionen.

Somit bietet das System für alle Beteiligten eine einheitliche Analysegrundlage für das Einzugsgebiet. Aspekte wie die gemeinsame Datengrundlage oder die Vorbeugung von Umweltrisiken werden damit

ebenfalls berücksichtigt. Schliesslich wird die Kommunikation unter den wichtigsten Akteuren deutlich verbessert.

# 5. Anwendungsbeispiel: Messkampagnen zur Verifikation von Modellannahmen in Echtzeit und zur Abschätzung des Fremdwasseranteils

Auf der Basis von RS URBAN können Messkampagnen gezielt geplant, Modellannahmen verifiziert und die Modellqualität sukzessive verbessert werden. Nachfolgend wird ein Beispiel einer Echtzeit-Messkampagne im Gebiet Echichens beschrieben (Abbildung 4).

Die Messkampagne wurde in drei Phasen unterteilt.

- Erste Phase: Messkampagne in der Sammelleitung Saint-Jean während 7 Monaten. Dabei wurde in diesem EZG ein Fremdwasser-Anteil von 43% abgeschätzt.
- Zweite Phase: Während 3 Monaten (Januar bis März) wurden Messungen in drei Hauptleitungen durchgeführt, wo Fremdwasser am grössten ist. Aufgrund der Messergebnisse wurde die Kalibrierung angepasst. Der Fremdwasser-Anteil wurde beispielsweise beim Messpunkt Beausobre von 9% auf 21% und für den Messpunkt Amont Hôpital von 38% auf 41% erhöht. Die Haupt-Fremdwasserquelle befindet sich oberhalb des Messpunkts Hôpital.
- Dritte Phase: Aktuelle Messkampagne in den Leitungen oberhalb des Messpunkts Amont Hôpital für die Punkte Echichens Ost und Echichens Nord, zur Erkennung der wichtigsten Fremdwasserquellen in diesem Abschnitt.

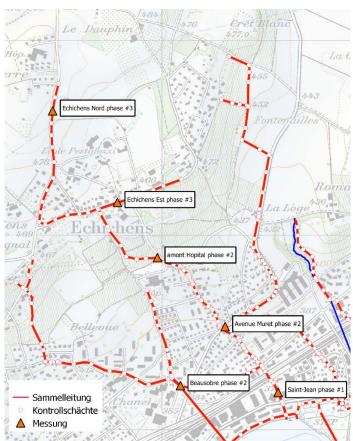


Abbildung 4: Darstellung der verschiedenen Phasen einer Echtzeit-Messkampagne für ERM-Sammelleitungen.

Die Auswertung der Echtzeit-Messungen hat es ermöglicht, einen besseren Überblick über das Fremdwasser während der kritischen Periode zu erhalten. Während gewissen Messperioden wurde an der Qualität der Messungen gezweifelt. Bei einer Feldbegehung konnte eine Sand- und Kieselansammlung in einem Schacht erkannt werden, die von einem defekten Schachtdeckel herrührte.

#### 6. Fazit und Ausblick

Mit dem Echtzeit-Monitoringsystem RS URBAN verfügen die ERM-Betreiber und Entscheidungsträger über ein wirkungsvolles Instrument, um den heutigen und zukünftigen Anforderungen sowie der gestiegenen Komplexität der Abwasserbehandlungssysteme erfolgreich begegnen zu können.

Das System erlaubt eine Quantifizierung von Entlastungen in Vorfluter, von Zuflüssen zu Becken und ARA und von Fremdwasseranteilen. Durch Vergleiche und Kopplungen von Messungen mit dem Modell können Echtzeit-Analysen der Netzprozesse durchgeführt werden und das mit einer schnellen und effizienten Datenverarbeitung. Die Betreiber verfügen zusätzlich über Alarmierungs- und Warnfunktionen bei Entlastungen, Überflutungen, Verschmutzungen. Schliesslich ist das System ein hervorragendes Kommunikationsinstrument zur besseren Transparenz für alle Beteiligten, gemeinsame Grundlagen, einfaches Reporting und EZG-Management.

In der Zukunft könnte man sich vorstellen, das bestehende Echtzeit-Monitoringsystem (mit Zuflussprognosen) an ein Wetterprognose-System zu koppeln. Dadurch könnte die Kapazität der Regenbecken besser gesteuert werden, was im heutigen System erst ansatzweise möglich ist. Obwohl langfristig eine Reduktion der Anzahl an Regenbecken angestrebt wird, kann eine Echtzeit-Bewirtschaftung der Kapazitäten von einzelnen Sonderbauwerken eine Verminderung der Entlastungen in die Umwelt bewirken.

#### 7. Literatur

Jordan F., García Hernández J., Dubois J., Boillat J.-L. and Schleiss A. (2008): MINERVE, Modélisation des Intempéries de Nature Extrême du Rhône Valaisan et de leurs Effets. Communication LCH No 38, ed. A. Schleiss, EPFL, Lausanne.

Jordan, F. (2007): Modèle de prévision et de gestion des crues - Optimisation des opérations des aménagements hydroélectriques à accumulation pour la réduction des débits de crue, s.l.: PhD thesis n°3711, EPFL, Lausanne, Suisse.

Schaefli, B., Hingray, B., Niggly, M. & Musy, A. (2005): A conceptual glacio-hydrological model for high mountainous catchments. Hydrological Earth System Science Discussion, 73-117.

#### Korrespondenz:

Jürg Elsener (Hauptautor)
Hydrique Ingenieure
Baselstrasse 57, 4125 Riehen/BS
061 501 92 46
juerg.elsener@hydrique.ch

# Planerische Vorgaben für Bioretentionselemente im Kontext der wassersensiblen Stadtentwicklung in China und Deutschland

K. Elsner, S. Köster, M. Beier Leibniz Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH), Welfengarten 1, 30167 Hannover, Deutschland

**Kurzfassung:** Die zunehmende Berücksichtigung einer wassersensiblen Stadtentwicklung ist in China wie in Deutschland durch die Anpassung an (geänderte) klimatische Randbedingungen motiviert. Die Analyse monatlicher Mittelwerte des Niederschlags und der potentiellen Evaporation zeigt, die hohe saisonale und lokale Diversität in China. Am Beispiel eines Vergleichs der technischen Planungsvorgaben für die Auslegung von Bioretentionselementen wird die bisherige Berücksichtigung dieser klimatischen Randbedingungen in technischen Regelwerken in Deutschland und China exemplarisch aufgezeigt.

**Key-Words:** wassersensible Stadtentwicklung, dezentrale Niederschlagswasserbewirtschaftung, Schwammstadt, Sponge City, blau-grüne Infrastruktur, Bioretention

#### 1. Hintergrund

Konzepte für eine wassersensible Stadtentwicklung gibt es in Deutschland bereits seit mehr als 30 Jahren. Insbesondere in den 1990er Jahren wurden in diesem Zuge Modellquartiere errichtet. In China wurde das Schwammstadt-Konzept (Sponge City) nach der Ankündigung durch Präsident Xi im Dezember 2013 zu einem neuen national gültigen städtebaulichen Leitbild. Landesweit soll dadurch die Vulnerabilität der Städte gegenüber Starkregenereignissen und resultierenden Sturzfluten erheblich reduziert werden. Gleichzeitig sollen urbane Räume durch integrierte Maßnahmen der Regenwassernutzung ihre Resilienz gegenüber langen Trockenperioden signifikant erhöhen.

Besondere Bedeutung haben dabei Elementen zur Bioretention, da sie eine besonders große Bandbreite der Niederschlagswasserbewirtschaftung nämlich Rückhalt, Versickerung und Reinigung abdecken. Am Beispiel des Vergleichs technischer Planungsvorgaben für die Auslegung von Bioretentionselementen wird nachfolgend die Berücksichtigung klimatischer Randbedingungen exemplarisch aufgezeigt.

#### 1.1 Umsetzungsstrategien für wassersensible Stadtentwicklung in Deutschland und China

In 2014 wurden durch die chinesische Zentralregierung Zielgrößen für die Abkopplung des Niederschlagswassers festgelegt und der erste technische Standard für Planung und Dimensionierung von Schwammstadt-Elementen veröffentlicht (MOHURD, 2014; ZHANG und CHE, 2016). Anschließend wurden in 2015 16 Städte als erste Pilotschwammstädte nominiert. In 2016 folgten weitere 14 Städte (JIANG et al., 2018). Die Lage der 30 Pilotschwammstädte ist in Abbildung 1 dargestellt. Ambitioniertes Ziel und formulierter Anspruch des Schwammstadtkonzeptes ist es, bis 2020 20 % und bis 2030 80 % der bebauten städtischen Flächen im Sinne des Schwammstadtkonzeptes umzubauen (STAATSRAT DER VOLKSREPUBLIK CHINA, 2015).

Durch die hochgesteckten Ziele der chinesischen Zentralregierung ergibt sich ein großer Handlungsdruck verbunden mit einer sehr hohen Umsetzungsgeschwindigkeit. Innerhalb kürzester Zeit wurden mit Hilfe von finanziellen Mitteln der Regierung im Durchschnitt 20 km² (KÖSTER et al., 2018) große "Pilot"-gebiete mit Schwammstadtinfrastrukturen nachgerüstet bzw. entwickelt.

Dem chinesischen Ansatz gegenüber steht der pluralistische deutsche Ansatz: Bereits in den frühen 1990er Jahren wurde in Deutschland intensiv zur dezentralen Niederschlagswasserbewirtschaftung geforscht und wassersensibel gestaltete Modellquartiere wie Hannover-Kronsberg, Freiburg-Vauban oder Berlin-Adlershof umgesetzt. Die deutschen Städte treten als zentrale Akteure auf und entwickeln eigene Werkzeuge wie die *Gründachstrategie Hamburg, Klimaanpassungskonzept für die Region Hannover*, oder wassersensibel planen und bauen in Köln – Leitfaden zur Starkregenvorsorge [...], um nur wenige Beispiele zu benennen.

Die städtischen Aktivitäten und Entwicklung solcher Werkzeuge sind dabei häufig eng mit Forschungsvorhaben verknüpft, die entweder spezifische oder übergeordnete Fragestellungen näher betrachten. Durch diese Vorgehensweise wird ein hoher Anpassungsgrad und lokale Randbedingungen und Strukturen gewährleistet. Eine Auswahl zentraler Projekte der letzten Jahre ist in Abbildung 1 dargestellt.

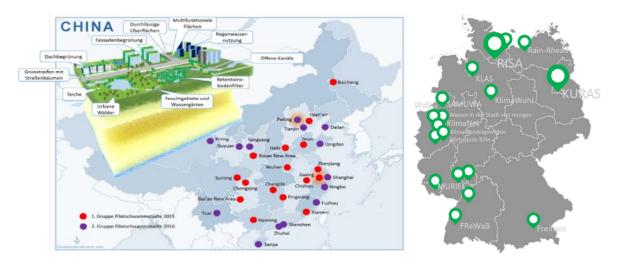


Abbildung 1: Links: Chinesische Pilotschwammstädte der 1. und 2. Förderphase und maßgebliche Schwammstadt-Bausteine (Hintergrundkarte verfügbar unter CC BY 3.0) (Köster et al., 2018); Rechts: Ausgewählte deutsche Forschungsprojekte zur Klimaanpassung und wassersensiblen Stadtentwicklung.

#### 1.2 Klimatische Randbedingungen in ausgewählten Städten beider Länder

In Abbildung 2 sind die klimatischen Randbedingungen für drei ausgewählte chinesischen Städte Peking, Changde und Shenzhen dargestellt. Abbildung 3 fasst zum Vergleich die klimatischen Bedingungen für die deutschen Städte Hamburg, Hannover und München zusammen. In beiden Fällen sind Niederschläge der berechneten potentiellen Evaporation gegenübergestellt. Die Daten basieren auf Monatsmittelwerten für die Jahre 1981 – 2010.

In Peking (nordöstliches China) überwiegt die potentielle Evaporation in 10 von 12 Monaten deutlich gegenüber den mittleren Niederschlägen. Changde und Shenzhen weisen über das Jahr einen Wasserüberschuss mit Defiziten ausschließlich im Spätherbst und Winter auf. Demgegenüber sind die Niederschläge der ausgewählten deutschen Städte im Mittel gleichmäßigere über das Jahr verteilt und die Niederschläge überwiegen im Jahresschnitt gegenüber der potentiellen Evaporation. Wasserdefizite treten teilweise im Frühjahr und Sommer auf.

Mit Blick auf die klimatischen Randbedingungen zeigt bereits das 30-jährige Mittel, dass in China saisonale und regionale Unterschiede sehr ausgeprägt sind. Für die betrachteten deutschen Städte zeigt sich zwar im Mittel eine eher gleichmäßige Niederschlagsverteilung über den Jahresverlauf, jedoch lehren uns bspw. die beiden zurückliegenden Jahre, dass auch innerhalb Deutschlands große Schwankungen der Wasserhaushaltsgrößen auftreten.

	Peking (nördl. China)¹)			Changde (mittl. China) <sup>1)</sup>			Shenzhen (südl. China)¹)		
	Р	$E_{pot}^{3)}$	Bilanz	Р	$E_{pot}^{3)}$	Bilanz	Р	$E_{pot}^{3)}$	Bilanz
	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	ſmml	[mm]
Jan	2,8	47,9	-45,1	28,4	32,0	-3,6	59,5	49,6	9,9
Feb	4,4	66,6	-62,2	40,6	37,7	2,9	88,8	48,0	40,8
Mrz	9,9	<b>10</b> 7,6	-97,7	59,3	47,4	11,9	139,7	50,8	88,9
Apr	23,7	154,0	-130,3	120,2	64,2	56,0	166,3	65,9	100,4
Mai	37 <mark>,6</mark>	186,6	-149,0	183,1	78,9	104,2	214,7	77,8	136,9
Jun	70,5	185,2	-114,7	208,0	81,8	126,2	218,4	81,5	136,9
Jul	159,6	<b>152</b> ,6	7,0	230,2	90,4	139,8	186,8	<b>1</b> 01,9	84,9
Aug	139,4	135,2	4,2	159,2	98,7	60,5	174,0	<b>10</b> 7,0	67,0
Sep	48,7	153,7	-105,0	101,9	89,3	12,6	97,3	<b>10</b> 7,7	-10,4
Okt	23,9	<b>11</b> 4,4	-90,5	97,7	56,9	40,8	56,6	99,0	-42,4
Nov	9,6	73,4	-63,8	57,9	46,6	11,3	46,5	76,8	-30,3
Dez	2,0	54,5	-52,5	21,6	36,2	-14,6	29,0	61,3	-32,3
Jahr	532,1	1.431,7	-899,6	1308,1	760,0	548,1	1477,6	927,1	550,5

<sup>&</sup>lt;sup>1)</sup> Datengrundlage China Meteorological Data Service Center (CMDC) Monatsmittelwerte (1981 - 2010) für Provinzen

Abbildung 2: Auswertung monatlicher Niederschläge (P) im Vergleich zur berechneten potentiellen Verdunstung (E<sub>pot</sub>) für die chinesischen Provinzen Peking, Changde und Shenzhen.

	Hamburg (D) <sup>2)</sup>			Hannover (D) <sup>2)</sup>			München (D) <sup>2)</sup>		
	Р	E <sub>pot</sub> <sup>3)</sup>	Bilanz	Р	E <sub>pot</sub> <sup>3)</sup>	Bilanz	Р	E <sub>pot</sub> <sup>3)</sup>	Bilanz
	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]
Jan	77	16,8	60,2	56,0	19,2	36,8	48,0	20,4	27,6
Feb	59	21,5	37,5	41,0	22,7	18,3	46,0	26,7	19,3
Mrz	72	33,1	38,9	55,0	34,7	20,3	65,0	45,2	19,8
Apr	51	56,6	-5,6	40,0	58,3	-18,3	65,0	68,5	-3,5
Mai	58	74,7	-16,7	56,0	74,8	-18,8	101,0	84,0	17,0
Jun	76	80,0	-4,0	59,0	80,7	-21,7	118,0	95,2	22,8
Jul	75	89,0	-14,0	61,0	92,7	-31,7	122,0	110,4	11,6
Aug	85	80,8	4,2	69,0	87,0	-18,0	115,0	<b>1</b> 02,3	12,7
Sep	70	54,1	15,9	57,0	56,3	0,7	75,0	66,4	8,6
Okt	69	35,3	33,7	53,0	36,4	16,6	65,0	41,1	23,9
Nov	68	21,6	46,4	55,0	22,9	32,1	61,0	23,9	37,1
Dez	79	15,7	63,3	60,0	17,4	42,6	65,0	20,2	44,8
Jahr	839	579,1	259,9	662,0	602,9	59,1	946,0	704,4	241,6

<sup>&</sup>lt;sup>2)</sup> Datengrundlage Monatsmittelwerte des DWD 1981 - 2010, für rel. Feuchte München ab 1982, basierend auf 2 Stationen

Abbildung 3: Auswertung monatlicher Niederschläge (P) im Vergleich zur berechneten potentiellen Verdunstung (E<sub>pot</sub>) für die deutschen Städte Hamburg, Hannover und München.

<sup>&</sup>lt;sup>3)</sup> Berechnet nach dem Vefahren von Romanenko (1961) ( monatl. Durchschnittstemperaturen und relative Feuchte)

<sup>&</sup>lt;sup>3)</sup> Berechnet nach dem Vefahren von Romanenko (1961) ( monatl. Durchschnittstemperaturen und relative Feuchte)

#### 2. Technische Richtlinien für die Bemessung von Bioretentionselementen

Anhand von Bioretentionselementen, werden im Folgenden verfügbare chinesische mit den entsprechenden deutschen technischen Planungsrichtlinien exemplarisch verglichen. Bioretentionselemente werden z. B. zur Aufnahme des Wassers von Dach- und Verkehrsflächen in der Regel etwas tiefer als ihr Einzugsgebiet angeordnet. Damit tragen sie zur Minderung des Spitzenabflusses, Verringerung des Direktabflusses und zur Reinigung des Niederschlagswassers bei (PAYNE et al., 2015).

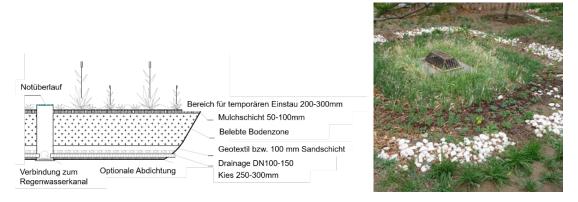


Abbildung 4: Links: Schematische Darstellung eines typischen Aufbaus für ein Bioretentions-Element in China, eingesetzt z. B. um Dachflächen abzukoppeln (übersetzt und verändert nach MOHURD, 2014); Rechts: Bioretention Cell in Tongzhou, Peking (eigenes Foto).

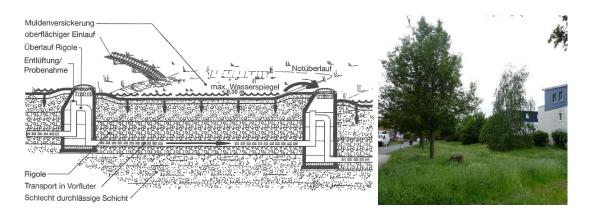


Abbildung 5: Links: Systemskizze eines Mulden-Rigolen-Elementes (Geiger et al., 2009); Rechts: bewachsene Versickerungsmulde in Weiherfeld, Langenhagen (eigenes Foto).

Der am weitesten verbreitete Aufbau ist in Abbildung 4 dargestellt: Einer 200 mm Vertiefung für oberflächlichen Einstau folgen eine 600 mm mächtige Pflanzschicht, eine 50 mm Kiesschicht (φ 10mm) und eine 250 mm Kiesschicht zur Drainage mit darin verlaufender Drainageleitung. Ein Notüberlauf in

den Kanal ist vorgesehen. Entsprechend der Richtlinien ist bei hohen Feststoffbelastungen eine Vorbehandlung vorzusehen (MOHURD, 2014).

Die Bemessung erfolgt für die angestrebte jährliche Abflusskontroll-Rate, angegeben in Prozent. Basierend auf einer Tabelle, die 31 Städte umfasst, können zunächst der Bemessungsniederschlag in mm und im nächsten Schritt Flächenanteile für blau-grüne Infrastrukturen abgeleitet werden. Die Tabelle basiert dabei auf einer statistischen Auswertung von Tageswerten des Niederschlags von 1983 – 2012 (MOHURD, 2014).

Auf diesen Informationen und den lokalen Randbedingungen, die aber nicht näher spezifiziert werden, fußt das ingenieurtechnische Bemessen, das, nach Durchführung einer Wirtschaftlichkeits- und Vergleichsbetrachtung, Grundlage für den finalen Entwurf ist. Einschränkend zu erwähnen ist, dass die Datengrundlage für die Ermittlung des Bemessungsniederschlags über die erwähnte Tabelle zum Bemessungsniederschlag hinaus unklar bleibt und Daten zu lokalen Randbedingungen, seien es Niederschlagszeitreihen oder Bodendaten, in China nur eingeschränkt verfügbar sind.

In **Deutschland** gibt es bislang keine technischen Richtlinien für eine gesamtheitliche wassersensible Stadtentwicklung oder Bioretentionszellen. Stattdessen ist bspw. die Bemessung von Versickerungsanlagen im DWA-A 138 (2005) detailliert beschrieben. Der chinesischen *Bioretention Cell* entspricht am ehesten eine Kombination aus Mulden- und Rigolen-Versickerung mit einem Überlauf in den Regenwasserkanal. Da die Abbildung im Regelwerk selbst stark vereinfacht ist, wird in Abbildung 5 stattdessen eine Systemskizze aus GEIGER et al. (2009) verwendet.

Als Bemessungsniederschlag wird das 5-jährige Ereignis (Häufigkeit 0,2 1/a) mit einer schrittweisen Bestimmung für verschiedene Dauerstufen bzw. eine Langzeitsimulation für das 5- bis 10-jährige Ereignis empfohlen. Lokale Randbedingungen werden über die Wasserdurchlässigkeit des Bodens, die Fläche der Versickerungsanlage und deren Gefälle sowie die Berücksichtigung der undurchlässigen Fläche, des mittleren Abflussbeiwertes und der stofflichen Einordnung der Abflüsse in die Bemessung einbezogen. Deutschlandweit stehen über das Climate Data Center des Deutschen Wetterdiensts sowohl historische als auch Extremniederschläge für verschiedene Dauerstufen zur freien Verfügung.

Für die Qualitätssicherung schlägt der *Sponge City Standard* (2014) vor zweimal jährlich Instandsetzungsarbeiten und Grünpflege durchzuführen, wobei ein Kontrolltermin zeitlich kurz vor Beginn der Regenmonate stattfinden soll. Weiterhin wird empfohlen, während der Anwachsphase häufiger zu bewässern und bedarfsgerecht Müll und Vegetationsreste zu entfernen. Weiterhin ist beschrieben, wie im Falle von Fehlfunktionen des Elementes vorzugehen ist. Im DWA-A 138 wird neben der Grünpflege eine regelmäßige Kontrolle und die Entfernung von Laub aus dem Versickerungsbereich sowie die Dokumentation entsprechender betrieblicher Maßnahmen in einem Betriebstagebuch empfohlen. Als kritische Zeit für die Wartung wird im DWA-A 138 der Herbst sowie eine bedarfsgerechte Durchführung von betrieblichen Maßnahmen benannt. In China erfolgt aktuell zudem ein umfassendes Monitoring zur Evaluierung des Erfolgs der Pilotumsetzungen.

#### 3. Schlussfolgerungen und Ausblick

In beiden technischen Regelwerken werden Bemessungsniederschläge einbezogen. In der Regel basieren diese auf statistischen Auswertungen von historischen Daten. Während in Deutschland über KOSTRA und langjährige Aufzeichnungen des Deutschen Wetterdienstes Daten flächendeckend und frei zur Verfügung stehen, werden die Daten im nationalen chinesischen Regelwerk für insg. 31 Städte aggregiert. In Deutschland eröffnet die individualisierte Planung zudem Spielraum zur Einbeziehung

entsprechender Faktoren und Sicherheiten in China scheint das im technischen Standard nicht vorgesehen zu sein.

Die Auswertung der Klimadaten zeigt, dass in China saisonale und regionale Unterschiede deutlich gravierender sind als in Deutschland. Aber auch in Deutschland haben die letzten Jahre deutlich gezeigt, dass eine Einbeziehung von Klima-Faktoren erforderlich ist. Dabei braucht es nicht nur eine angepasste Planung, sondern insbesondere auch Betriebs- und Instandhaltungskonzepte, die flexibel an aktuelle Wetterdaten und Bodenverhältnisse angepasst werden können.

#### **Danksagung**

Die Ausarbeitung erfolgte im Rahmen des BMBF geförderten "CLIENT China Verbundprojekt KEYS: Smart Technologies for Sustainable Water Management in urban Catchments as Key Contributions to Sponge Cities" (BMBF FKZ: 02WCL1459A). Wir bedanken uns beim BMBF für die Förderung und bei den deutschen Projektpartnern sowie chinesischen Partnern für die sehr gute Zusammenarbeit. Die Autoren bedanken sich außerdem bei Frau Zhiqi ZHANG, die im Rahmen ihrer Seminararbeit am ISAH unter anderem chinesische Primärliteratur recherchiert und ausgewertet hat (ZHANG, 2019).

#### 4. Literatur

- DWA (Hrsg.), 2005: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. A 138, Hennef, DWA.
- GEIGER, W., H. DREISEITL UND J. STEMPLEWSKI, 2009: Neue Wege für das Regenwasser: Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. München, Oldenbourg Industrieverlag GmbH.
- JIANG, Y., C. ZEVENBERGEN UND Y. MA, 2018: Urban pluvial flooding and stormwater management: A contemporary review of China's challenges and "sponge cities" strategy. Environmental Science & Policy 80, 132–143, DOI:10.1016/j.envsci.2017.11.016.
- KÖSTER, S., K. ELSNER, T. FENG UND M. BEIER, 2018: Was bedeutet die Umsetzung des Schwammstadt-Konzeptes für das urbane Wassermanagement in Metropolregionen? In: 51. Essener Tagung für Wasserwirtschaft "Wasserwirtschaft im Umbruch": 14. bis 16. März 2018 in der Messe Essen Ost. PINNEKAMP, J. (Hrsg.), Aachen, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V, 4/1 - 4/15.
- MOHURD, 2014: Technische Richtlinien für die Konstruktion von Schwammstädten und Konstruktion von Low Impact Development Elementen zur Regenwasserbewirtschaftung. Zugriff: 17. Juni 2019, URL: http://www.mohurd.gov.cn/wjfb/201411/t20141102\_219465.html.
- PAYNE, E., B. HATT, A. DELETIC, M. DOBBIE, D. McCARTHY UND G. CHANDRASENA, 2015: Adoption guidelines for stormwater biofiltration systems CRC for Water sensitive cities: Cities as Water Supply Catchments Sustainable Technologies (Project C1.1). Zugriff: 18. Juni 2019, URL: https://watersensitivecities.org.au/content/stormwater-biofilter-design/.
- STAATSRAT DER VOLKSREPUBLIK CHINA, 2015: Handlungsrahmen und Anleitung zur Umsetzung des Schwammstadtkonzeptes: herausgegeben von der Geschäftsstelle des Staatsrates der Volksrepublik China. Zugriff: 13. Juni 2019, URL: http://www.gov.cn/zhengce/content/2015-10/16/content\_10228.htm.
- ZHANG, W. UND W. CHE, 2016: Connotation and multi-angle analysis of sponge city construction. Water Resources Protection (32), 19–26.
- ZHANG, Z., 2019: Evaluation of design standards for and characteristics of sponge city elements in China. unveröffentlichte Seminararbeit, Leibniz Universität Hannover, 65 S.

### Korrespondenz:

Kristina Elsner, M. Sc. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) Leibniz Universität Hannover Welfengarten 1, 30167 Hannover

Tel.: +49 (0)511 762-2526 E-Mail: <u>elsner@isah.uni-hannover.de</u>

# Experimentelle und modelltechnische Untersuchungen von Null-Grad-Dachbegrünungen

Kristian Förster<sup>1</sup>, Daniel Westerholt<sup>2</sup>, Gilbert Lösken<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Leibniz Universität Hannover, Hannover, Deutschland

**Kurzfassung:** Urbane Sturzfluten haben in den letzten Dekaden zu einem Umdenken in der urbanen Hydrologie geführt. Anstelle von 'end-of-pipe'-Lösungen werden zunehmend Elemente grüner Infrastruktur für einen dezentralen Rückhalt im Rahmen von Planungen in Erwägung gezogen. In diesem Beitrag werden bisher kaum untersuchte Nullgrad-Dachbegrünungen experimentell und modelltechnisch näher beleuchtet. Die Ergebnisse aus den Beregnungsversuchen können durch numerische Simulationen gut abgebildet werden. Der Vergleich unterstreicht das Potential von Nullgrad-Dachbegrünungen für den dezentralen Rückhalt.

**Key-Words:** Grüne Infrastruktur, Dachbegrünung, Beregnungsversuch, numerische Simulation, Modellvalidierung

#### 1. Einleitung

Extensive Dachbegrünungen sind geeignete Maßnahmen zur Gestaltung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung bzw. Wiederherstellung des urbanen Wasserkreislaufs (z.B. van Hattum et al., 2016). Die Fließlänge zum Ablauf ist ein bisher vernachlässigter Parameter in der experimentellen Bestimmung des Abflussbeiwertes von extensiven Dachbegrünungen. Beim 2002 eingeführten Verfahren der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL) zur Bestimmung des Abflussbeiwertes wurde ein Versuchsaufbau mit 5 m Fließlänge und 2% Gefälle festgelegt (Letzte Fassung FLL, 2018). Die Prüflänge von 5 m ist hinreichend genau, um die üblichen Fließlängen zum Ablauf widerzuspiegeln. Es ist bekannt, dass eine Verlängerung der Fließlänge die Dynamik der Wasserabgabe und damit den Abflussbeiwert reduziert. Eine erhöhte Fließlänge zum Ablauf ist auch für die urbane Hydrologie auf der Quartierskala und darüber hinaus von übergeordnetem Interesse. Die erhöhte Retention und verzögerte Entwässerung der Dachbegrünung wirken sich positiv auf die Abflussbildung aus. Dieser Beitrag stellt aktuelle Forschungsarbeiten zur Null-Grad-Dachbegrünung unter Berücksichtigung experimenteller und modelltechnischer Nachweise zusammen.

#### 2. Material und Methoden

#### 2.1 Versuchsdurchführung

Für die durchgeführten Untersuchungen gibt es kein standardisiertes Verfahren. Die Versuchsmethode wurde neu entwickelt und orientierte sich dabei an den Erfahrungen aus der Versuchsdurchführung zur Bestimmung des Abflussbeiwertes  $C_s$  nach dem in der FLL-Dachbegrünungsrichtlinie 2008 (neue Fassung 2018) vorgegebenen Verfahren.

Die Untersuchungen wurden in einem Gewächshaus auf dem Gelände der Leibniz Universität Hannover am Standort Herrenhausen an einer 20m langen Abflussmessstrecke im Jahr 2015

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Institut für Landschaftsarchitektur, Leibniz Universität Hannover, Hannover, Deutschland

durchgeführt. Bei der Messstrecke handelt es sich um den Zusammenbau von 4 Versuchsanlagen, die sonst für andere Messungen, wie auch die Bestimmung des Abflussbeiwertes nach dem FLL-Verfahren (2008; 2018), genutzt werden. Die jeweils 5m langen Versuchstische werden zu einer Ablaufwanne von 20m Länge und 1m Breite zusammengebaut, in welche die zu untersuchende Bauweise eingebaut wird (siehe Abbildung 1). Mit vier Hebevorrichtungen kann die 20m Messstrecke in unterschiedliche Neigungen und somit auch gefällelos eingestellt werden.





Abbildung 1: (a) Eingebauter Schichtaufbau mit Kameramessstellen. (b) Eingehauste Versuchsanlage während der Beregnung.

Als unterste Lage wurde ein Schutzvlies mit 300g/m² eingebaut, was dem Baustandard für extensive Dachbegrünungen in Deutschland entspricht. Darauf wurde ein Einschichtsubstrat in 8cm Schichtdicke eingebaut, welches hinsichtlich Wasserkapazität und Wasserdurchlässigkeit den Anforderungen der FLL-Dachbegrünungsrichtlinie (2008 und 2018) an Substrate für einschichtige extensive Begrünungen entspricht. Die Untersuchungen erfolgten ohne Begrünung. Für die Messung des Wasserstandes wurden 9 Endoskopkameras in verschiedenen Abständen vom Ablauf eingebaut, die den Wasserstand kontinuierlich fotografierten (siehe Abbildung 2). Bei Überschreitung der maximalen Skala der Endoskopaufnahmen wurden zusätzlich in zeitlichen Abständen die Wasserstände an den Endoskopkamerastandorten mittels Millimetermaßstab ermittelt.

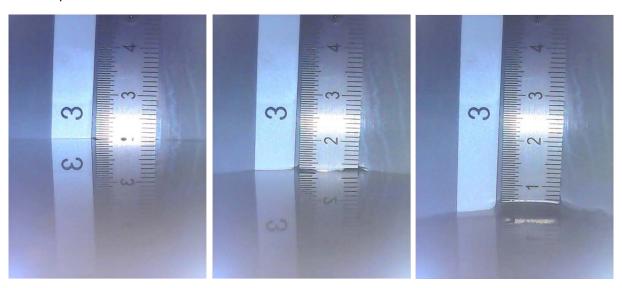


Abbildung 2: Mit den Endoskopkameras aufgenommene Wasserstände.

Der Bemessungsregen wurde über Düsen aufgebracht und der Ablauf gemessen. Die Beregnung erfolgte nach vorlaufender aufbausättigender Beregnung und 24-stündigem Abtropfenlassen mit einem 15-minütigem Blockregen von r(15) = 300 l / (s x ha), welches 27 l / m² ( 540 l auf 20 m²) entspricht. Die Messung des Wasserabflusses und der Höhen des Wasserstandes im Schichtaufbau erfolgten während des Beregnungszeitraumes in Abhängigkeit vom zeitlichen Verlauf.

#### 2.2 Rekonstruktion der Versuche in einem numerischen Modell

Um diese beschriebenen Effekte auch modelltechnisch korrekt abzubilden, wurde der experimentelle Aufbau mit einem physikalisch begründeten numerischen Strömungsmodell nachvollzogen. Dazu wurden die hydraulischen Bedingungen während der Beregnung mit dem open source-Modell "Catchment Modelling Framework" CMF (Kraft et al., 2011) simuliert. Das Strömungsmodell ist in der Lage, die Beobachtungen im Versuch realitätsnah abzubilden. Dazu wird der Versuchsaufbau in Elemente à 20 cm entlang der Längsachse diskretisiert. Der Oberflächenabfluss wird mit einer Diffusionswelle berechnet, wohingegen die Strömung im Substrat mit der Darcy-Gleichung simuliert wird. Die Einstellungen für das Modell sind: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit 7000 m/d; Porosität 0,65; Rauigkeit der Oberfläche 0,3 s m<sup>-1/3</sup>. Derzeit werden die Parameter noch plausibilisiert und genauer hinsichtlich ihrer Sensitivität auf die Ergebnisse untersucht.

#### 3. Ergebnisse und Diskussion

Im Ergebnis wurde die Wasserabflussmenge mit der Beregnungsmenge ins Verhältnis gesetzt und das Abflussverhalten in einer Grafik in Abhängigkeit von Volumen und Zeit dargestellt (siehe Abbildung 3). Die mit den Endoskopkameras und dem Millimetermaßstab ermittelten Wasserstände sind in der Abbildung 4 in Abhängigkeit von Höhe und Zeit dargestellt.

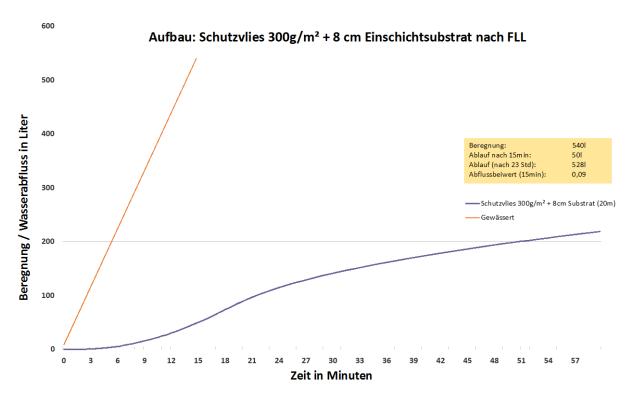


Abbildung 3: Abflussverhalten des Schichtaufbaus in Abhängigkeit von Volumen und Zeit.

Die Wasserstände weiterer Beregnungen bei 15m, 10m und 5m Fließlänge mit 300 l / (s x ha) befinden sich in der Auswertung. Die ausgewerteten Abflussbeiwerte zeigen deutlich die Abhängigkeit von der Fließlänge (siehe Tabelle 1).

Erste Simulationsergebnisse werden für den Versuchsaufbau mit 0% Gefälle, einer Fließlänge von 20 m und einer Beregnung von 27 l/m² betrachtet. Der berechnete Ausfluss aus dem numerischen Strömungsmodell (CMF) ist den beobachteten Werten in Abbildung 4 gegenübergestellt. Die gute Übereinstimmung der beiden Summenlinien zeigt, dass das Modell die Prozesse in dem grünen Dach aus dem Versuchsaufbau sehr gut rekonstruieren kann.

Tabelle 1: Ergebnisse aus weiteren Beregnungsversuchen. Gezeigt wird der Abflussbeiwert (Cs nach FLL-Dachbegrünungsrichtlinie) bei verschiedenen Fließlängen.

Gefälle	Fließlänge	Beregnung	Gesamtmenge	Abfl. n. 15 Min	Abflussbeiwert
0%	20 m	27 l/m²	540 l	50,0	0,09
0%	15 m	27 l/m²	405 l	50,0	0,12
0%	10 m	27 l/m²	270 l	44,0	0,16
0%	5 m	27 l/m²	135 l	42,5 l	0,31

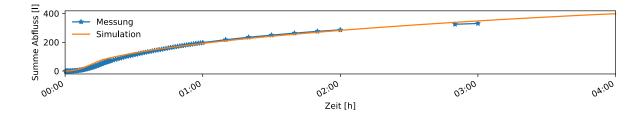


Abbildung 4: Vergleich des numerischen Modells mit den Versuchsergebnissen. Es wird der Abfluss aus dem Substrat als Summenlinie für die ersten vier Stunden nach Simulationsbeginn (= Beregnungsbeginn im Versuch) verglichen.

Zudem werden in der Abbildung 5 noch die berechneten und gemessenen Wasserstände als Längsschnitt des Versuchsaufbaus zu verschiedenen Zeitpunkten ab dem Beregnungsbeginn verglichen. Auch hier zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung. Allerdings überschätzt das Modell die Wasserstände ab ca. 90 Minuten. Mögliche Ursachen können in einer nicht optimal gewählten Parametrisierung liegen, sodass das Zusammenspiel aus Oberflächenabfluss, Infiltration und Strömung im Substrat nicht exakt abgebildet wird. Zudem wurde das Vlies nicht im Modell erfasst, was eine systematische Überschätzung ebenfalls begründen könnte. Hierzu werden parallel auch weitere Untersuchungen ausgewertet, in welchen ausschließlich das Fließverhalten des Vlieses ausgewertet wird. Die Abbildung der Prozesse im Modell kann aber auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse bereits als plausibel angesehen werden.

#### 4. Zusammenfassung und Ausblick

Die hier vorgestellten ersten Ergebnisse, welche Versuche und numerische Simulationen synthetisieren, zeigen, dass in der Nullgrad-Dachbegrünung großes Potential liegt. Anhand der Modellergebnisse wird deutlich, dass der Ausfluss sehr gut abgebildet werden kann, wohingegen noch

Defizite bei den Wasserständen im Substrat nachgewiesen werden konnten. Verbesserte Simulationen sind derzeit Gegenstand weiterer Forschungen an den beteiligten Instituten.

Die detaillierten Ergebnisse aus den Versuchen und den Simulationen sind insbesondere für das Upscaling der Wirkung der Dachbegrünung auf größeren Skalen von hoher Relevanz. Diese Übertragung auf größere Skalen erfolgt in einem nächsten Schritt mit dem Simulationsprogramm SWMM (Rossman, 2010) für ein vorhandenes Modellgebiet. Die Ergebnisse des vorliegenden Beitrages sind insbesondere nützlich, um die Erkenntnisse aus den Versuchen und den darauf aufbauenden numerischen Simulationen auf größere Skalen zu übertragen, um somit neuen Ansätze der Gestaltung grüner Infrastruktur im Rahmen quantitativer Modellnachweise besser Rechnung zu tragen.

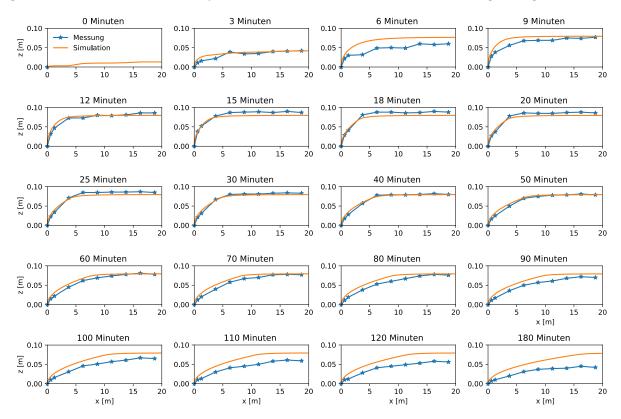


Abbildung 4: Beobachtete und simulierte Wasserstände z im Längsschnitt entlang der x-Achse. Die Zeitangaben beziehen sich auf die Zeit nach dem Beregnungsbeginn.

#### 5. Literatur

FLL (2018). Dachbegrünungsrichtlinien - Richtlinien für Planung, Bau und Instandhaltung von Dachbegrünungen. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V., Bonn.

Kraft, P., Vaché, K. B., Frede, H.-G. und Breuer, L.: CMF (2011). A Hydrological Programming Language Extension For Integrated Catchment Models, Environmental Modelling & Software, 26(6), 828–830, doi:10.1016/j.envsoft.2010.12.009.

Rossman, L. A. (2010). Modeling Low Impact Development Alternatives with SWMM, Journal of Water Management Modeling, doi:10.14796/JWMM.R236-11.

van Hattum, T., Blauw, M., Jensen, M. B. and de Bruin, K. (2016): Towards Water Smart Cities: climate adaptation is a huge opportunity to improve the quality of life in cities, Wageningen University & Research. <a href="http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/407327">http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/407327</a> (Abruf am 20. Juni 2019).

Regenwasser weiterdenken – Bemessen trifft Gestalte 9.-10. September 2019, Rigi Kaltbad Tagungsband Aqua Urbanica 2019
Copyright © 2019, HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Schweiz

### Korrespondenz:

Name (Hauptautor): Kristian Förster

Adresse: Appelstr. 9A,

D-30167 Hannover, Deutschland

Tel.: +49 511 762-2498

E-Mail: <a href="mailto:foerster@iww.uni-hannover.de">foerster@iww.uni-hannover.de</a>

# Siedlungsentwässerung neu denken – ein Beitrag zu mehr Ressourcen-effizienz in der Planung

Stefan Gautschi BG Ingenieure und Berater AG, Papiermühlestrasse 71, 3014 Bern, Schweiz

Kurzfassung: Die heutigen Schweizer Richtlinien sichern eine qualitativ gute Planung der Siedlungsentwässerung. In der Praxis vermögen diese Grundlagen jedoch nicht überall einen wirkungsvollen Gewässerschutz bei optimalem Mitteleinsatz zu garantieren. Der Bericht stellt eine pragmatische 3-Punkte-Regel vor, wie die Ressourceneffizienz in der Entwässerungsplanung erhöht werden kann. Neben der Vermeidung der Einleitung von unverschmutztem Abwasser in die Kanalisation sollen die Kanalnetzbewirtschaftung und das Monitoring der jährlich entlasteten Schmutzstofffrachten in die Gewässer als effektive Planung in den Vordergrund rücken.

**Key-Words:** Ressourceneffizienz, Jährliche Entlastungsfrachten, Dynamische Kanalnetzregelung, INKA-Regler

#### 1. Einführung

Bei der Ausschreibung einer Entwässerungsplanung in der Schweiz wird auf die Anforderungen des VSA-Musterpflichtenheft GEP bzw. Pflichtenheft GEP für den Ingenieur abgestützt. Diese Pflichtenhefte bilden einen wesentlichen Pfeiler für die Sicherung der Qualität und Vollständigkeit der Planung der Siedlungsentwässerung. Die diesjährig publizierte VSA-Regenwasserrichtlinie erweitert diesen positiven Prozess massgeblich.

Trotz diesen ausgezeichneten Planungsgrundlagen stellt man in der Praxis fest, dass die Planung der Milliardeninvestitionen in die Siedlungsentwässerung das Ziel des Gewässerschutzes bei Regenwetter oder die Kosten-Nutzen-Planung des Mitteleinsatz nicht immer optimal erfüllen. Grund dafür ist die immer noch zögerliche Entwicklung in den Bereichen der Massnahmen an der Quelle (Versickerungstechnik, Sponge-City-Konzept) und die teilweise statische Entwässerungsplanung ("Kochbuch-Verfahren"). Der vorliegende Beitrag soll aufzeigen, wo die strukturierte Planung der Siedlungsentwässerung aufgeweicht werden kann um Raum für nachhaltige Lösungen zu lassen. Ein Vorschlag für eine ressourceneffiziente Planung der Siedlungsentwässerung wird mit einer pragmatischen 3-Punkte-Regel aufgeführt.

#### 2. Die 3-Punkte-Regel der Entwässerungsplanung

Um das Ziel eines **wirkungsvollen Gewässerschutz** bei einem **optimalen Mitteleinsatz** zu erreichen (Ressourceneffizienz), sollen zu Beginn einer Entwässerungsplanung folgende 3 Grundsätze bzw. Ziele postuliert werden:

- 1. Alle Abwässer sind mit möglichst wenig unverschmutztem Abwasser zur Reinigung in die zentrale Kläranlage zu leiten.
- 2. Die hydraulische Kapazität der Kanalisation, der Rückhaltebecken und der Kläranlage sind im Regenfall soweit auszunutzen, damit nur in seltenen Fällen entlastet werden muss.

3. Notwendige Entlastungen bei Regenereignissen sollen kontrolliert nach der Sensibilität der Gewässer und unter Berücksichtigung einer Minimierung der allgemeinen Gesamtfracht im Einzugsgebiet erfolgen.

#### 3. Regel 1: Verminderung der Einleitung von unverschmutzem Abwasser in die Kanalisation

Das beste Abwasser ist das, welches gar nicht entsteht. Die Regel 1 versteht die weitgehende Vermeidung des Eintrags von unverschmutztem Abwasser in die Schmutz- oder Mischwasserkanalisation. Je weniger von diesem nicht verschmutzten Abwasser in die Kanalisation gelangt, desto effizienter arbeitet die Siedlungsentwässerung und desto weniger Entlastungen und damit Gewässerverschmutzungen entstehen. Insbesondere müssen weniger Ressourcen für Kanalerweiterungen, Bau von Sonderbauwerken oder für Betriebsaufwendungen bei Kläranlagen eingesetzt werden. Eine Umsetzung der Regel 1 in der Siedlungsentwässerung bedeutet konkret folgende Massnahmen:

- Die Erweiterung von **Versickerungen** und **Retention** von Regenwasser innerhalb der Liegenschaftsentwässerung muss erhöht werden. Dazu sind Forschung, Architekten, Geologen, Ingenieure und Bauverwaltung gefordert. Das Schwammstadt-Prinzip muss umgesetzt werden.
- Einführung eines flächendeckendes **Trenn- und modifiziertes Trennsystem.** Das Mischsystem bzw. die Schwemmkanalisation ist per se nicht nachhaltig. Die vorhandenen Mischsysteme müssen zudem effizienter bewirtschaftet werden.
- Die Minimierung des Fremdwassereintrags in das Mischsystem ist absolute Pflicht

#### 4. Regel 2: Die hydraulische Kapazität des Entwässerungssystems ist auszunutzen

Die Regel 2 möchte die hydraulische Kapazität des bestehenden Entwässerungssystems weitgehend optimieren und verbessern. Das Ziel ist es, Entlastungen aus dem Kanalnetz in die Gewässer grundsätzlich zu vermeiden und nur wo nötig und sinnvoll mit gezielten Rückhaltevolumen und Ableitungskapazitäten zu erweitern.

In einem grösseren Kanalisationssystem gibt es verschiedene Stellen, wo der hydraulische Abfluss Richtung ARA durch Stellschieber als statische **Weiterleitmengen** gedrosselt werden. Bis heute werden diese Weiterleitmengen noch mit starren Drosselsystemen gesteuert. Diese Abflussmengen können innerhalb eines Entwässerungskonzept zum GEP zwar optimiert werden, verbleiben jedoch als unbefriedigende statische Lösung bestehen, die fortan für alle Zustände dienen muss. Diese Weiterleitmengen stehen zudem nicht in Bezug zu den momentanen, hydraulischen Kapazitätsreserven auf der ARA.

Mit dem Einsatz eines umfassenden **dynamischen Regelsystems** im gesamten Kanalisationsnetz kann eine optimale Bewirtschaftung der hydraulischen Abflusskapazität erreicht werden. Dabei werden die Weiterleitmengen auf die immer ändernden Zustände mit modernen Abflussdrosseln konstant verändert. Das Ziel dieser dynamischen Kanalnetzregelung ist es, die optimalen Weiterleitmengen zeitlich aktualisiert, also dynamisch, zu berechnen und zu steuern. Das Vorgehen soll bewirken, dass die freie hydraulische Kapazität auf der ARA als Steuergrösse konstant in das Netz übertragen wird. Der Kanton Basel Landschaft [1] hat festgestellt, dass mittels Kanalnetzsteuerungen 10 – 30% der Entlastungen eingespart werden konnten.

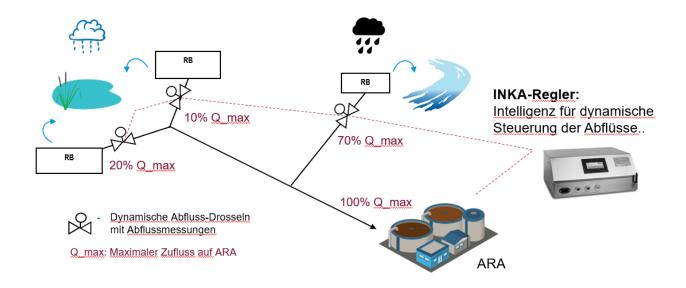


Abbildung 1: Einsatz eines dynamischen Regelsystems im Kanalnetz.

Um die konstant ändernden Informationen zu verarbeiten und die Regeleinstellungen ins Kanalnetz zu leiten, braucht es einen intelligenten Regler. Dazu wird vermehrt der vom BAFU finanzierte INKA-Regler eingesetzt. Mit einem speziell dafür entwickelten Algorithmus vermag dieser Regler die momentanen optimalen Weiterleitmengen zu ermitteln. Ein Regelsystem mit INKA-Regler und verschiedenen dynamischen Abflussregler im Kanalnetz vermag die hydraulische Abflusskapazität des Entwässerungssystems bei Regen optimal auszunutzen. Dabei wird erst in die Gewässer entlastet, wenn alle Speichervolumen voll sind (siehe Abbildung 2). Gleichzeitig erlaubt diese Regelung eine kontrollierte und koordinierte Entleerung der Becken bei frei gewordener hydraulischer Kapazität des Systems.

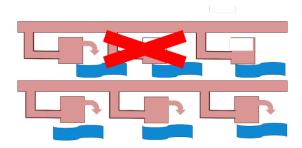


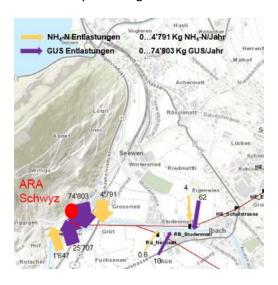
Abbildung 2: Dynamische Kanalnetzbewirtschaftung: Minimaler Verbrauch von Speichervolumen im Kanalnetz solange die Kläranlage hydraulisch nicht ausgelastet ist (Grafik: STEBATEC AG [2]).

#### 5. Regel 3: Verminderung des Eintrags von Verschmutzungen in Gewässer

Nach wie vor ist es für die Behörde anspruchsvoll, Bedingungen für die Einleitung von Abwasser bei Regenwetter zu verordnen. Als griffigstes Mittel gilt die Richtlinie STORM, welche mittels immissionsorientierter Betrachtung Massnahmen in der Siedlungsentwässerung fordern kann. Leider betrachtet STORM nur die örtlichen Einwirkungen von Entlastungen auf kleine Fliessgewässer. Beispielsweise können der negative Effekt von eingeleiteten toxischen Schmutzstoffpartikel auf Seesedimente, der Eintrag von Phosphor in eutrophe Seen oder chronische Schäden durch die

Entlastung von Mikroverunreinigungen oder Mikroplastik aus der Siedlungsentwässerung gesetzlich kaum eingeschränkt werden.

Um einen wirkungsvollen Gewässerschutz vor Einträge aus der Siedlungsentwässerung zu erreichen, müssen die Einleitung von Verschmutzungen in Gewässer bei Regenwetter per se vermindert werden. Es wird hier empfohlen, diese Verschmutzungen als **Entlastung der jährlichen Schmutzstofffrachten pro Eintragsstelle** zu berechnen (Abbildung 3). Heutige Simulationsprogramme (Mike Urban, Water Elements) erlauben es, die Jahresfrachten der Entlastungen der Schmutzstoffe GUS und Ammonium (NH<sub>4</sub>-N) zu berechnen. Es ist eine Frage der Zeit, wenn diese Stoffe auch durch Mikroverunreinigungen und Mikroplastik ergänzt werden.



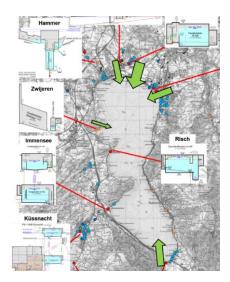


Abbildung 3: Graphische Aufzeichnung von jährlichen Entlastungsfrachten in die Gewässer von NH<sub>4</sub>-N und GUS-Frachten (links) [3] bzw. Phosphorfrachten (rechts) [4] aus der Siedlungsentwässerung.

Eine umfassende Berechnung bzw. Simulation der jährlichen Entlastungsfrachten pro Einleitstelle ist eine wesentliche Grundlage für das Monitoring der Verschmutzung aus der Siedlungsentwässerung. Mit den Jahres-Entlastungsfrachten können die problematischen Einleitstellen rasch erkannt werden und die Relevanz der Einleitstelle auf die gesamte Schmutzstoffbelastung des Gewässers ermittelt werden. Diese Daten vereinfachen es der Behörde, Einleitbedingungen bzw. Reduktionsziele zu formulieren (bspw. "Reduktion des jährlichen NH<sub>4</sub>-N-Eintrags bei der Einleitstelle um 50%" bzw. "maximale jährliche Entlastung als x kg NH<sub>4</sub>-N / Jahr"). Mit solchen Zielvorgaben ist es schlussendlich auch einfacher, konkrete Massnahmen zu planen und nach der Umsetzung mit einer Erfolgskontrolle zu bestätigen. Solche Jahres-Entlastungsfrachten finden zwar Einzug in die neue VSA-Regenwasserrichtlinie (Mindestanforderungen), die gezielte Aufnahme und Nutzung dieser Informationen wird jedoch in der Siedlungsentwässerung zu wenig Gewicht gelegt.

Als sehr effizientes Instrument für die allgemeine Verminderung des Eintrags von Verschmutzungen in die Gewässer bietet sich einmal mehr die **dynamische Kanalnetzbewirtschaftung** an. Mit der dynamischen Regelung kann der Eintrag von Schmutzstoffe in sensible Fliessgewässer dadurch verringert werden, dass bei einem vollen System die Entlastungen in tolerantere Gewässer anspringen (Abbildung 4). Dieses Regelsystem erlaubt es zudem, beim First Flush Kapazitäten für die Ableitung von Abwässern mit hohen Konzentrationen in die ARA sicher zu stellen und an anderer Stelle verdünntes Mischwasser zu entlasten.

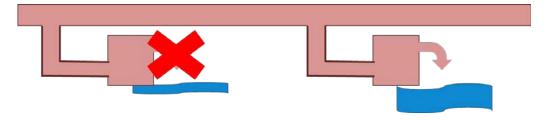


Abbildung 4: Dynamische Kanalnetzbewirtschaftung: Die Entlastung in weniger kritische Gewässer kann zu Gunsten von sensiblen Gewässern priorisiert werden (Grafik: STEBATEC AG [2]).

Auf Basis der berechneten jährlichen Entlastungsfrachten jeder Einleitstelle, der ermittelten Sensibilität sämtlicher Gewässer und dem Einsatz einer dynamischen Kanalnetzbewirtschaftung kann ein effizientes und wirkungsvolles Entwässerungskonzept erarbeitet werden. Kommt in einem Verbandsgebiet eine Kanalnetzregelung mittels INKA-Regler zum Einsatz, so können verschiedene Regelgrössen nachträglich mittels Erfahrungen als Feineinstellung eingebracht werden (Bottom-Up-Ansatz) (Abbildung 5). Der Erfolg der Ressourceneffizienz ist damit erst bei den Optimierungsarbeiten der Betriebsphase des Systems geben und bildet eine wesentliche Aufgabe des Planers.

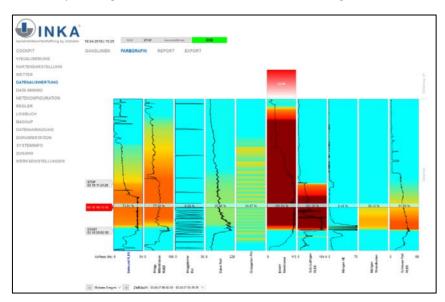


Abbildung 5: Nachträgliche Einstellung der dynamischen Kanalnetzregelung anhand der Auswertung aus der Visualisierung der Daten im System (Grafik: STEBATEC AG [2]).

# 6. Fazit

Eine ressourceneffiziente Planung der Siedlungsentwässerung berücksichtigt einen wirkungsvollen Gewässerschutz bei einem optimalen Mitteleinsatz. Es wurde dazu eine pragmatische 3-Punkte-Regel aufgestellt, welche die heutigen Richtlinien und Pflichtenhefte der Entwässerungsplanung wie folgt ergänzen kann:

- 1. Minimierung der Einleitung von unverschmutztem Abwasser in die Kläranlage
  - → Erhöhung der technischen Möglichkeiten zur Versickerung und Retention (Sponge-City-Konzept
  - → Mischwassersysteme sind nicht nachhaltig und sollen zukünftig hydraulisch entlastet werden.

- 2. Effizienteres Ausnützen der hydraulischen Kapazität von Kanalnetzsysteme
  - → Einsatz einer dynamischen Kanalnetzregelung mit dem Fokus auf die konstante Ausnützung der hydraulischen Kapazität der ARA
  - → Einsatz eines dynamischen Kanalnetzbewirtschaftung um die Weiterleitmengen und Rückhaltevolumen optimal aufeinander abzustimmen, damit möglichst wenig Abwasser entlasten kann.
- 3. Verminderung des Eintrags von Verschmutzungen in die Gewässer
  - → Es gehört zu jeder zukünftigen Entwässerungsplanung, dass pro Einleitstelle die Jahres-Entlastungsfrachten von Schmutzstoffe berechnet bzw. simuliert werden.
  - → Mit dem Einsatz einer dynamischen Kanalnetzbewirtschaftung können zukünftig die Entlastungsfrachten-Monitorings gemacht werden. Dabei werden die Einleitung in sensible Gewässer durch die Regelstrategie vermehrt geschont und notwendige Entlastungen bei weniger kritischen Stellen oder bei erhöhten Verdünnungen priorisiert.

Der Bericht stützt sich mehrfach auf den Einsatz einer dynamische Kanalnetzbewirtschaftung und den Einsatz des INKA-Reglers. Diese Kanalnetzbewirtschaftung besticht durch dessen Effizienz und geringen Kosten. Der Bericht zeigt auf, dass diese Regeltechnik schon zum heutigen Stand der Technik gehört und inzwischen zum festen Bestandteil eines ressourceneffizienten Verbands- / Regional-GEP gehört.

#### 7. Literatur

- [1] Der GEP-Check im Kanton Basel Landschaft; Weiterentwicklung der Siedlungsentwässerung und wirksamer Gewässerschutz in den Gemeinden Informationen 2018
- [2] Dynamische Kanalnetzsteuerung (Vortrag Kanalisationsforum 2019; M.de Jong und K.Hesse)
- [3] Verbands-GEP Abwasserverband Schwyz (BG Ingenieure und Berater AG, 2019)
- [4] Langzeitentwicklung GVRZ (TBF + Partner AG, 2014); Hinweis Abbildung 3: Daten aus 2013
- [5] Dynamische Kanalnetzsteuerung minimiert Bauinvestitionen (Vortrag INKA 2017; S.Gautschi)

# Korrespondenz:

Stefan Gautschi BG Ingenieure und Berater AG T +41 58 424 28 32 stefan.gautschi@bg-21.com

# Messtechnische Ermittlung von Jahresschmutzfrachten in einem Mischwasser- und einem Niederschlagswasserkanal

G. Gruber<sup>1</sup>, M. Pichler<sup>1</sup>, T. Hofer<sup>2</sup>, R. Maier<sup>1</sup> und M. Clara<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Technische Universität Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und
Landschaftswasserbau, Stremayrgasse 10, 8010 Graz, Österreich

<sup>2</sup> Ingenieurgemeinschaft DI Bilek & DI Krischner GmbH, Krenngasse 9, 8010 Graz, Österreich

<sup>3</sup> Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien, Österreich

**Kurzfassung:** Niederschlagswasser- und Mischwassereinleitungen können für einige Spurenstoffe aus dem urbanen Bereich der dominierende Eintragspfad in die Gewässer sein. Im Rahmen eines österreichischen Forschungsprojektes wurden an einer Niederschlagswasserkanaleinleitungsstelle in ein Gewässer sowie an einem Mischwasserüberlauf zwei mengenproportionale Jahresmischproben generiert, um die daraus resultierenden ein- bzw. abgeleiteten Jahresschmutzfrachten an Spurenstoffen zum einen messtechnisch zu bestimmen und zum anderen nach einer detaillierten Analyse der Oberflächenbeschaffenheiten in den Einzugsgebieten und entsprechenden Stoffflussanalysen theoretisch ermittelbaren Stofffrachtpotenzialen aus der Literatur gegenüberzustellen. Die dafür gewählte Probenahmestrategie, die dabei gesammelten Erfahrungen bei der Probenahme und die erzielten Ergebnisse aus den Beprobungen werden im Beitrag beschrieben und diskutiert.

**Key-Words:** Probenahme, automatische Probenahme, mengenproportionale Probenahme, Jahresschmutzfrachten, Spurenstoffe, Mischwasser, Niederschlagswasser

# 1. Einleitung

Niederschlagswasser- und Mischwassereinleitungen können für Spurenstoffe aus dem urbanen Bereich der dominierende Eintragspfad in die Gewässer sein (Clara et al., 2014; Huber et al., 2015; MKULNV, 2016; Wicke et al., 2016; Launay, 2017). Eine effektive Niederschlagswasser- und Mischwasserbehandlung sind somit in vielen Fällen entscheidend für die Gewässergüte und damit auch für die Erreichung der Zielsetzungen der EU Wasserrahmenrichtlinie.

Im Rahmen des Projektes SCHTURM (Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen, Clara et al., 2014) wurden in Österreich in den Jahren 2012 – 2014 unterschiedliche Eintragspfade in die Gewässer auf organische und anorganische Spurenstoffe untersucht. Das Ziel dieses Projektes war eine frachtbasierte Bewertung der Emissionen aus Siedlungsgebieten und die Identifikation von Haupteintragspfaden. Die dafür durchgeführten Beprobungen, Spurenstoffuntersuchungen und Frachtabschätzungen basierten auf einigen wenigen (3 – 5) mengenproportionalen Ereignismischproben in 4 verschiedenen Untersuchungsgebieten. Dabei zeigten die Ergebnisse weder ein eindeutiges Bild, noch war ein Eintragspfad bei allen untersuchten Stoffen dominant.

Das Projekt (T)EMPEST ("Erfassung von Emissionen ausgewählter Spurenstoffe aus Kanalsystemen und Handlungsoptionen zu deren Minderung und Optimierung einer alternativen Nachweismethode für Kunststoffpartikel in Wasserproben") zielt unter anderem auf eine Erweiterung der bestehenden Datenbasis zum Vorkommen ausgewählter Spurenstoffe im Abwasser mit dem Fokus auf Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen ab, wofür abermals in 3 der 4 SCHTURM-

Untersuchungsgebieten Beprobungen in insgesamt 4 Niederschlagswasserkanälen (NWK) und einem Mischwasserkanal (MWK) über ein Jahr lang durchgeführt wurden. Im Unterschied zum SCHTURM-Projekt, wo nur einige wenige Niederschlagsereignisse beprobt wurden, sollten jetzt im (T)EMPEST-Projekt insgesamt 5 mengenproportionale Jahresmischproben generiert werden, um daraus dann die abgeleiteten bzw. in die Gewässer eingeleiteten Jahresstofffrachten messtechnisch abschätzen zu können. Diese messtechnisch ermittelten Jahresfrachten sollen dann in weiterer Folge nach einer detaillierten Analyse der Oberflächenbeschaffenheiten in den Einzugsgebieten und entsprechenden Stoffflussanalysen theoretisch ermittelbaren Stofffrachtpotenzialen aus der Literatur gegenüber gestellt werden.

Für eine messtechnische Abschätzung der Jahresstofffrachten war es dafür an den 5 Kanal-Probenahmestellen erforderlich, möglichst alle abflusswirksamen Niederschlagsereignisse eines Jahres möglichst vollständig mengenproportional zu beproben und entsprechende Aliquote eines jeden beprobten Ereignisses ebenfalls mengenproportional zu einer Jahresmischprobe zu vereinigen, die durch kumulatives Einfrieren der Ereignis-Aliquote erzeugt wurde. Aus diesen Jahresmischproben werden schließlich wieder ausgewählte Spurenstoffkonzentrationen bestimmt, die – wie schon im SCHTURM-Projekt – ein ubiquitär persistentes, bioakkumulierendes und toxisches Verhalten aufweisen (sog. uPBT's).

Die dafür gewählte Probenahmestrategie, die dabei gesammelten Erfahrungen bei der Probenahme und die erzielten Ergebnisse aus den Beprobungen in einem Niederschlagswasser- und in einem Mischwasserkanal im (T)EMPEST Untersuchungsgebiet Süd in Graz werden in diesem Beitrag beschrieben und diskutiert.

# 2. Beschreibung der beiden Probenahmestellen in Graz

#### 2.1 Niederschlagswasserkanal (NWK) – Graz, Ziegelstraße

Das Einzugsgebiet dieser Probenahmestelle liegt im Norden von Graz und weist eine kanalisierte Fläche von 41,9 ha auf, wovon 12,9 ha befestigt und davon 8,3 ha befestigt und an den Kanal angeschlossen sind. Die Bebauungsstruktur kann als eher ländlich geprägte Wohngegend in Stadtrandlage beschrieben werden (großer Anteil von Einfamilienhäusern, keine größeren Gewerbe- oder Industrie-Betriebe, größte Verkehrsbelastung ist durch einen Kreuzungsbereich gegeben, welchen ca. 23000 Kfz pro Tag passieren). Die Probenahme erfolgte hier unmittelbar vor der Einleitung der Niederschlagswasserkanalisation in den Stufenbach direkt im Niederschlagswasserkanal (DN 500). Im Kanal war während des gesamten Beprobungszeitraumes ein relativ konstanter Fremdwasserabfluss bei Trockenwetterbedingungen von 0,5 – 3 L/s bei 1 – 3 cm Wasserstand festzustellen.

# 2.2 Mischwasserkanal (MWK) – Graz, Mischwasserüberlauf R05 (MÜ-R05)

Das Einzugsgebiet dieser Probenahmestelle liegt im Westen von Graz und weist eine kanalisierte Fläche von 615 ha auf, wovon 232 ha befestigt und davon 147 ha befestigt und an den Kanal angeschlossen sind (in etwa 17 mal größer als Einzugsgebiet des Niederschlagswasserkanals). Als Sonderbauwerke sind im Einzugsgebiet ein Stauraumkanal ohne Entlastung mit einem Volumen von 2300 m³ sowie ein Mischwasserüberlaufbauwerk (MÜ-R05) am Ende des Einzugsgebiets vor der Einleitung in den rechten Hauptsammelkanal in Richtung Kläranlage Graz-Gössendorf vorhanden. Die Bebauungsstruktur kann als gemischtes Gewerbe- und Wohngebiet mit 19500 Einwohnern beschrieben werden. Im Einzugsgebiet befinden sich ein Pharmakonzern und eine Brauerei (beides Indirekteinleiter), stark befahrene Einzugsstraßen, eine Straßenbahn- und zwei Eisenbahnlinien.

Die Probenahme erfolgte hier direkt in der Mischwasserkammer des MÜ-R05, da an dieser Stelle der Gesamtabfluss aus dem Einzugsgebiet erfasst werden konnte. Während des einjährigen Beprobungszeitraumes traten im Mischwasserkanal bei Trockenwetterbedingungen Wasserstandshöhen von 16-28 cm bei einem Abfluss von 10-70 L/s auf. Bei einer Wasserstandshöhe von ca. 90 cm in der Mischwasserkammer beginnt der Mischwasserüberlauf über die Überlaufschwelle in die Mur zu entlasten.

# 3. Beschreibung der verwendeten Probenahmegeräte und deren Parametrierung

#### 3.1 Niederschlagswasserkanal (NWK) – Graz, Ziegelstraße

Die Entnahme von Abwasserproben im Ereignisfall erfolgte an dieser Probenahmestelle mithilfe von zwei automatischen, ungekühlten Probenahmegeräten der Fa. Endress+Hauser (E+H) vom Typ Liquiport 2010 CSP44, die beide zeitproportional und in Serie betrieben wurden. Die Ansaugung der Teilproben wurde dabei mit einer Peristaltikpumpe (Schlauchquetschpumpe) durchgeführt. Die Ansaughöhe aus dem Niederschlagswasserkanal betrug ca. 1,5 m. Abhängig von einem vordefinierten Wasserstand im Kanal wurde die Probenahme automatisch aktiviert (Start der Probenahme bei 9 bzw. 10 cm Wasserstandshöhe, Ende bei 6 bzw.7 cm Wasserstandshöhe). Zur Erfassung des Durchflusses und der Wasserstandshöhe im Kanal wurde eine Ultraschallsonde der Fa. Nivus GmbH vom Typ "POA Korrelations-Keilsensor" an der Kanalsohle installiert. Die entnommenen Teilproben wurden in Behältern mit 24 PE-Flaschen mit je 1,0 L Fassungsvermögen ohne Kühlung bis zur Abholung zwischengespeichert.

Damit das verwendete automatische Probenahmegerät bei längeren Niederschlagsereignissen nicht überfüllt wurde, wurden an dieser Probenahmestelle zwei idente Probenahmegeräte in Serie geschalten, wovon das erste mit einem Probenahmeintervall von 4 min und das zweite Gerät dann nach der vollständigen Befüllung des ersten mit einem Probenahmeintervall von 8 min betrieben wurde, wodurch an dieser Probenahmestelle maximale Ereignis-Probenahmedauern von 24 Stunden erreicht werden konnten. Als Teilprobenvolumen wurden 180 mL gewählt, wonach jede der 1-L-PE-Probenahmeflaschen jeweils 5 Teilproben aufnehmen konnte. Die Befüllung dauerte bei einem Probenahmeintervall von 4 min 20 min bzw. bei 8 min 40 min.

#### 3.2 Mischwasserkanal (MWK) – Graz, Mischwasserüberlauf R05 (MÜ-R05)

Die Entnahme der Mischwasserproben erfolgte an dieser Probenahmestelle mithilfe eines automatischen, aktiv gekühlten Probenahmegerätes der Fa. Maxx GmbH vom Typ TP5C. Die Ansaugung wurde dabei mit einer Membranpumpe (Vakuumpumpe) durchgeführt. Die Ansaughöhe aus der Mischwasserkammer des MÜ-R05 betrug ca. 6,5 m. Das Probenahmegerät wurde zeitproportional mit einem Standardintervall von 4 min betrieben. Abhängig von einem vordefinierten Wasserstand in der Mischwasserkammer über der Trockenwetterrinne wurde die Probenahme automatisch aktiviert (Start der Probenahme bei 50 cm Wasserstandshöhe, Ende bei 45 cm Wasserstandshöhe). Zur Erfassung des Durchflusses und der Wasserstandshöhe im Zulaufkanal zur Kammer des MÜ-R05 wurde ein Radarmessgerät der Fa. Marsh McBirney vom Typ FloDar verwendet, das am Kanalscheitel etwa 25 m vor dem Probenahmeort installiert wurde. Zusätzlich dazu wurde die Wasserstandshöhe in der Mischwasserkammer auch noch durch einen zweiten Sensor der Fa. Vega vom Typ Vegason 61 in unmittelbarer Nähe des Ansaugpunkts der Probenahme gemessen. Dieser Sensor arbeitet nach dem Prinzip der Ultraschall-Laufzeitmessung und diente der Ansteuerung des automatischen Probenahmegerätes. Die entnommenen Proben wurden in einem aktiv gekühlten Probenahmeuntersatz mit 24 PE-Flaschen mit je 1,0 L Fassungsvermögen gesammelt.

Damit das verwendete automatische Probenahmegerät bei längeren Niederschlagsereignissen nicht überfüllt wurde, wurde an dieser Probenahmestelle mit einer sog. Programmverkettung gearbeitet, bei der ab der Befüllung der 13. von 24 Probenahmeflaschen automatisch auf ein doppelt so langes Probenahmeintervall von 8 min umgeschaltet wurde, wodurch die maximale Ereignis-Probenahmedauer an dieser Probenahmestelle auf insgesamt 12 Stunden ausgedehnt werden konnte. Als Teilprobenvolumen wurden auch hier 180 mL gewählt, wonach jede der 1-L-PE-Probenahmeflaschen jeweils 5 Teilproben aufnehmen konnte. Die Befüllung dauerte bei einem Probenahmeintervall von 4 min 20 min bzw. bei 8 min 40 min.

# 4. Angewandte Methodik bei den automatischen Probenahmen

Um möglichst alle Niederschlagsereignisse eines Jahres möglichst vollständig und mengenproportional beproben zu können, erfolgte in Graz die automatische Teilprobenentnahme an beiden Probenahmestellen zunächst zeitproportional, d. h., dass der Zeitabstand (Teilprobenintervall) zwischen den einzelnen Teilprobenentnahmen konstant war und dafür möglichst geringe konstante Zeitintervalle von i. d. R. 4 Minuten gewählt wurden. Erst in einem zweiten Schritt wurden die Teilproben im Nachgang an die Probenahmen und in Abhängigkeit von der jeweiligen Abflussganglinie der Ereignisse mengenproportional zu den jeweiligen Ereignisproben händisch zusammengemischt. Dabei wurde die Variante gewählt, dass die Mischung der Teilproben aus den 24 bzw. 48 Einzelflaschen der verwendeten Probenahmegeräte abhängig vom zugehörigen Abflussvolumen jeder Einzelflasche erfolgte, was nach Ort et al. (2010) die genaueste Art einer mengenproportionalen Probenahme darstellt.

Nach der manuellen Herstellung der mengenproportionalen Ereignisproben wurden diese anschließend anteilig von den beiden abgeschätzten Jahresabflussvolumina zu jeweils zwei Halbjahresmischproben kumuliert und möglichst bald nach den Ereignissen kumulativ eingefroren.

In Abbildung 1 ist beispielhaft eine automatisierte Ereignis-Auswertung für die MWK-Probenahmestelle "Graz – MÜ-R05" und das Ereignis mit der ID 64 dargestellt. Im linken Teil der Auswertung sind die Messdaten der Kanalabflussflussraten (L/s), der Wasserstandshöhen (cm) und der Niederschlagsintensitäten (mm/min) in Kombination mit den Zeitpunkten und der Parametrierung der Teilprobenahmen dargestellt.

Der rechte Teil der Auswertung enthält eine statistische Auswertung zum theoretischen Gesamt-Probenvolumen, den Mischungsvolumina für alle betroffenen Probenahmeflaschen zur Erstellung der mengenproportionalen Ereignismischprobe und dem einzufrierenden Probenvolumen zur Erstellung der mengenproportionalen Jahresmischprobe (abhängig vom abgeschätzten Jahres-Abflussvolumen, der angestrebten Jahres-Probenmenge und dem relativen Ereignisanteil am Jahresabflussvolumen). Im rechten unteren Teil der Auswertungen finden sich noch Statistiken zur Ereignisdauer und ergänzende Kennwerte zur Probenahme.

Sofern ausreichend Probenvolumen von den Ereignisproben übrigblieb, wurden diese Ereignisproben in Graz zusätzlich auch noch auf die Standardparameter CSB, CSB mf, AFS, AFS63 und Leitfähigkeit untersucht. Bei einigen Ereignisproben wurde zusätzlich auch noch der Glühverlust bestimmt.

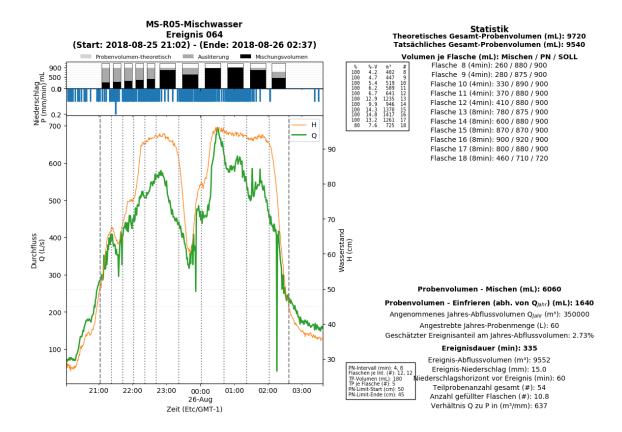


Abbildung 7: Beispielhafte Auswertung des MW-Ereignisses 064 an der Probenahmestelle Graz-MÜ-R05 inkl. automatisch generierter Mischungstabelle für das Ereignis und dem einzufrierenden Ereignis-aliquot für die Jahresmischprobe.

# 5. Ergebnisse der beiden Jahresbeprobungen

Aufgrund des Trockenwetterabflusses im Mischwasserkanal und des relativ konstanten Fremdwasserabflusses im Niederschlagswasserkanal bei Trockenwetter mussten für das Aktivieren der Probenahmegeräte jeweils Ein- und Ausschaltpunkte vorgegeben werden, welche jeweils über Wasserstandssensoren getriggert wurden. Diese wurden nach einer Voranalysenphase über die vorherrschende hydraulische Dynamik an den beiden Probenahmestellen definiert und stellten letztendlich einen Kompromiss zwischen dem Ziel einer möglichst vollständigen Erfassung des Niederschlagswasser- bzw. Mischwasserabflusses über ein gesamtes Jahr und den praktischen Erfordernissen an eine möglichst gesicherte Jahresbetreuung rund um die Uhr dar.

#### 5.1 Niederschlagswasserkanal (NWK) – Graz, Ziegelstraße

Eine eingehende Trockenwetter-Fremdwasseranalyse an der Probenahmestelle NWK Graz – Ziegelstraße ergab Wasserstandshöhen von 1 – 3 cm und dazugehörige Trockenwetterabflüsse von 0,5 – 3 L/s, die in der Tabelle 1 während des einjährigen Beprobungszeitraumes (01.10.2017 – 30.09.2018) an der NWK-Probenahmestelle Graz – Ziegelstraße inkl. der Ein- und Ausschaltpunkte für die Aktivierung der Probenahmen zusammengefasst sind.

Tabelle 3: Abflussbedingungen bei Trockenwetter und Aktivierung der Probenahmen bei Niederschlagswasserabfluss an der Probenahmestelle NWK – Graz, Ziegelstraße.

Probenahme-	Wasserstände	Abfluss	Probenahme-Aktivierung		
stellen	bei TW-Beding.	bei TW-Beding.	Ein	Aus	
Graz-Ziegelstr. (NWK)	1 - 3 cm	0,5 - 3 L/s	10 / 9* cm	6 / 7** cm	

<sup>\*</sup> Ab 13.04.2018, \*\* Ab 12.03.2018

Auf Basis dieser Vorgaben für die Aktivierung der automatischen Probenahmen sind in der nachfolgenden Tabelle 2 die insgesamt während des einjährigen Beprobungszeitraumes (01.10.2017 – 30.09.2018) an der NWK-Probenahmestelle – Graz, Ziegelstraße gemessenen Abflussvolumina, die Trockenwetter- und Niederschlagswasseranteile, die insgesamt beprobten Abflussvolumina sowie die Jahresniederschlagshöhe in dem Untersuchungsgebiet dargestellt.

Tabelle 4: Die gemessenen und beprobten Abflussvolumina an der NWK-Probenahmestelle Graz – Ziegelstraße inkl. der gemessenen Jahresniederschlagshöhe im Zeitraum 01.10.2017 – 30.09.2018.

Probenahme-		Abflussvolumina						
stelle	Insgesamt TW (=FW) NW NW beprobt Insg. beprobt (inkl. FW)				im UG			
Graz-Ziegelstr.	103.260 m³/a	57.424 m³/a	45.836 m³/a	26.939 m³/a	28.289 m³/a	760 mm		
(NWK)	100 %	56 %	44 %	26 %	27 %	760 mm		

Es wurden insgesamt 76 Niederschlagswasserereignisse beprobt, woraus die beiden nachfolgenden kumulierten, mengenproportionalen Halbjahresmischproben generiert wurden:

- 13,36 L Halbjahresprobe (01.10.2017 05.05.2018) Graz Ziegelstraße
- 20,73 L Halbjahresprobe (06.05.2018 30.09.2018) Graz Ziegelstraße

Dabei war die Messdatenverfügbarkeit bei den Abflussraten im NWK und bei den Niederschlagsintensitäten einer Niederschlagsmessstation im Einzugsgebiet mit 100 % vollständig gegeben.

Eine im Nachgang an die Probenahmen durchgeführte qualitative Ereignisvalidierung ergab die in der Tabelle 3 zusammengefassten Ergebnisse.

Tabelle 5: Bewertung des Fehlereinflusses bei den 76 Ereignisproben an der NWK-Probnahmestelle Graz – Ziegelstraße.

Fehlereinfluss bei den Ereignisproben	Anzahl
kein	50
gering	7
mittel	8
groß	11

Bewertungskriterien dabei waren Fehler bei der Ereignisabgrenzung, bei der Datenverfügbarkeit, bei der automatischen Probenahme und bei der mengenproportionalen Mischung der Proben.

In der Abbildung 2 sind die 76 Ereignisse inklusive ihrer o. a. Bewertungen nach ihrem beprobten Abflussvolumen geordnet und der kumulative Anteil der Ereignisvolumina am beprobten Jahresniederschlagswasservolumen in % dargestellt.

Beispielhaft seien hierfür die schlechteren Bewertungen für die beiden größten aufgetretenen Ereignisse (ID 45 vom 13.06.2018 und ID 22 vom 16.04.2018) näher beschrieben: Beim Ereignis mit der ID 45 führte eine um ca. 25 min zu späte Zuweisung des Probenahme-Start- und Probenahme-Endzeitpunktes zu einer Übergewichtung bei der Mischung der ersten Probenahme-Flaschen von 18 % anstatt von 12 %, wodurch ein vermeintlich mit den ersten Probenahmeflaschen erfasster Spülstoß etwas überproportional gewichtet wurde. Außerdem wurde dadurch das beprobte Ereignisabflussvolumen mit 3100 m³ anstatt mit 3700 m³ ermittelt. Beim Ereignis mit der ID 22 kam es bei zwei Probenahmeflaschen zu Ausfällen bei der Teilprobenentnahme, wodurch die nachfolgenden Probenahmeflaschen alle falsch gemischt wurden. Eine genaue Quantifizierung dieser aufgetretenen Fehler während der beiden Ereignisse auf die kumulierte Halbjahresmischprobe ist nicht möglich.

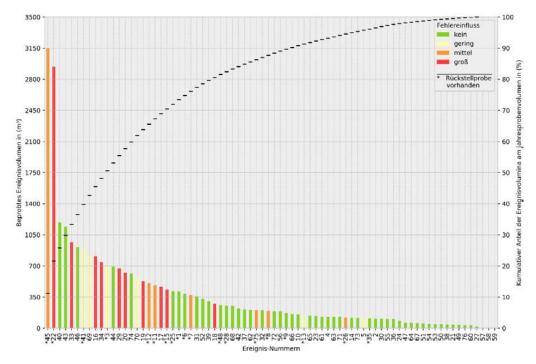


Abbildung 8: Darstellung der 76 bewerteten Einzelereignisse an der NWK-Probenahmestelle Graz – Ziegelstraße nach der Größe des beprobten Abflussvolumens sortiert inkl. der kumulativen Anteile am Jahresprobenvolumen.

#### 5.2 Mischwasserkanal – Graz, Mischwasserüberlauf R05 (MÜ-R05)

Eine eingehende Trockenwetteranalyse an der Probenahmestelle MWK – Graz, MÜ-R05 ergab Wasserstandshöhen von 16 – 28 cm und dazugehörige Trockenwetterabflüsse von 10 – 70 L/s, die in Tabelle 4 für den einjährigen Beprobungszeitraum (01.10.2017 – 30.09.2018) an der Probenahmestelle MWK – Graz, MÜ-R05 inkl. der Ein- und Ausschaltpunkte für die Aktivierung der Probenahmen zusammengefasst sind.

Tabelle 6: Abflussbedingungen bei Trockenwetter und Aktivierung der Probenahmen bei Mischwasserabfluss an der Probenahmestelle MWK – Graz, MÜ-RO5.

Probenahme-	Wasserstände	Abfluss	Probenahme-Aktivierung		
stellen	bei TW-Beding.	bei TW-Beding.	Ein	Aus	
Graz-R05	16 20	10 701/2	FO	45	
(MWK)	16 - 28 cm	10 - 70 L/s	50 cm	45 cm	

Auf Basis dieser Vorgaben für die Aktivierung der automatischen Probenahmen sind in der nachfolgenden Tabelle 5 die insgesamt während des einjährigen Beprobungszeitraumes (01.10.2017 – 30.09.2018) an der MWK-Probenahmestelle – Graz, MÜ-R05 gemessenen Abflussvolumina, die Trockenwetter- und Niederschlagswasseranteile, die insgesamt beprobten Abflussvolumina sowie die Jahresniederschlagshöhe in dem Untersuchungsgebiet dargestellt.

Tabelle 7: Die gemessenen und beprobten Abflussvolumina an der MWK-Probenahmestelle – Graz, MÜ-R05 inkl. der gemessenen Jahresniederschlagshöhe im Zeitraum 01.10.2017 – 30.09.2018.

Probenahme-		Abflussvolumina						
stelle	Insgesamt	TW	NW	NW beprobt	Insg. beprobt (MW)	im UG		
Graz-R05	1.854.905 m³/a	1.266.563 m³/a	588.342 m³/a	377.998 m³/a	405.540 m³/a	929 mm		
(MWK)	100 %	68 %	32 %	20 %	22 %	929 111111		

Insgesamt wurden 73 Mischwasserereignisse beprobt, woraus die beiden nachfolgenden aufkumulierten, mengenproportionalen Halbjahresmischproben generiert wurden:

- 25,05 L Halbjahresprobe (01.10.2017 05.05.2018) Graz MÜ-R05
- 39,61 L Halbjahresprobe (06.05.2018 30.09.2018) Graz MÜ-R05

Die Messdatenverfügbarkeit bei den Abflussraten im MWK war bis auf die beiden größten Ereignisse mit den Ereignis-Nummern 16 vom 16.04.2018 (mit lokal bis zu 162 mm Niederschlag innerhalb von 3 Stunden am Rande des Einzugsgebietes) und 44 vom 13.06.2018 vollständig gegeben. Nachdem bei diesen beiden Ereignissen die Mischwasserkammer des MÜ-R05 unter Druck ging, versagten dabei temporär leider sowohl die Ultraschall-Wasserstandshöhenmessung in der Mischwasserkammer als auch das Radar-Durchflussmesssystem im Zulaufkanal zum MÜ-R05. Dadurch stoppte während dieser Zeit zum einen die automatische Teilprobenentnahme und zum anderen konnte dadurch auch das Abflussvolumen dieser beiden Ereignisse messtechnisch nicht vollständig erfasst werden. Ersatzweise wurden dann im Nachgang die Abflussganglinien dieser beiden Ereignisse mit einem vorhandenen kalibrierten hydrodynamischen Abflussmodell und dem real gemessenen Niederschlagsverlauf an der Niederschlagsmessstation Graz-Straßgang-ZAMG berechnet und daraus dann auch das Abflussvolumen für diese beiden Ereignisse abgeschätzt.

Im Gegensatz dazu war die Messdatenverfügbarkeit bei den Niederschlagsintensitäten der Niederschlagsmessstation Graz-Straßgang-ZAMG im Einzugsgebiet über den gesamten Beprobungszeitraum hinweg mit 100 % vollständig gegeben.

Die im Nachgang an die Probenahmen durchgeführte Ereignisvalidierung der 73 Ereignisproben an der MWK-Probenahmestelle Graz – R05 ergab hinsichtlich der aufgetretenen Fehler bei der Erstellung der Ereignismischproben die in der Tabelle 6 zusammengefassten Ergebnisse.

Tabelle 8: Bewertung des Fehlereinflusses bei den 73 Ereignisproben an der MWK-Probnahmestelle Graz – MÜ-R05.

Fehlereinfluss bei den Ereignisproben	Anzahl
kein	56
gering	8
mittel	4
groß	5

Bewertungskriterien dabei waren – analog zur Probenahmestelle NWK Graz – Ziegelstraße – Fehler bei der Ereignisabgrenzung, bei der Datenverfügbarkeit, bei der automatischen Probenahme und bei der mengenproportionalen Mischung der Proben.

In der Abbildung 3 sind die 73 Ereignisse inklusive ihrer o. a. Bewertung nach ihrem beprobten Abflussvolumen nach geordnet und der kumulative Anteil der Ereignisvolumina am beprobten Jahresabflussvolumen in % dargestellt.

Beispielhaft sei hierfür die schlechtere Bewertung für das größte aufgetretene Ereignis mit der ID 16 vom 16.04.2018 mit insgesamt 94,3 mm Niederschlag in 3 Stunden näher beschrieben. Nachdem bei diesem Ereignis sowohl die Mischwasserkammer als auch der zulaufende Kanal unter Druck gingen, fielen sowohl die Wasserstandshöhenmessung in der Mischwasserkammer, welche das Probenahmegerät triggerte als auch das Radar-Durchflussmengenmesssystem im Zulaufkanal aus. Ersteres führte dazu, dass temporär und solange die Kammer unter Druck war, keine Teilprobenentnahmen erfolgten und Zweiteres dazu, dass die Abflussspitze während dieser Periode messtechnisch nicht erfasst werden konnte. Für eine Abschätzung des Abflussvolumens während dieses Ereignisses bediente man sich eines vorhandenen hydrodynamischen Modells vom Einzugsgebiet des MÜ-R05 mit dem das Ereignis mit dem gemessenen Niederschlagsverlauf nachsimuliert werden konnte. Eine genaue Quantifizierung dieser beiden aufgetretenen Fehler während dieses Ereignisses auf die kumulierte Halbjahresmischprobe ist nicht möglich.

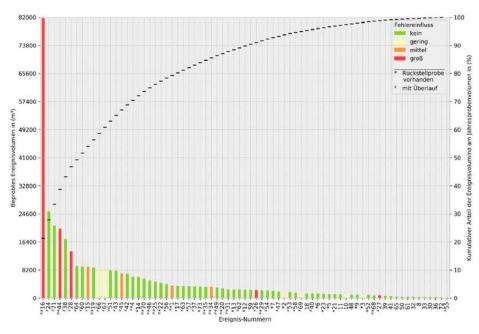


Abbildung 9: Darstellung der 73 bewerteten Ereignisse an der MWK-Probenahmestelle Graz – MÜ-R05 nach der Größe des beprobten Abflussvolumens gereiht inkl. der kumulativen Anteile am Jahresprobenvolumen.

#### 5.3 Ergebnisse der Standardparameterbestimmungen an den beiden Probenahmestellen

Sofern bei der Erstellung der einzelnen mengenproportionalen Ereignisproben und nach Abzug der Ereignisaliquote genügend Probenvolumen für die Bestimmung von Abwasserstandardparametern übrig blieb, wurden in Graz von diesen mengenproportionalen Ereignisproben die Standardparameter CSB, CSB mf, AFS, AFS63 und Leitfähigkeit untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in der nachfolgenden Abbildung 4 zusammengefasst.

Die Mediane der Glühverluste und der AFS63-Anteile am AFS-Gesamt betrugen bei den untersuchten MWK-Proben 46 % bzw. 54 % und bei den untersuchten NWK-Proben 22 % bzw. 70 %.

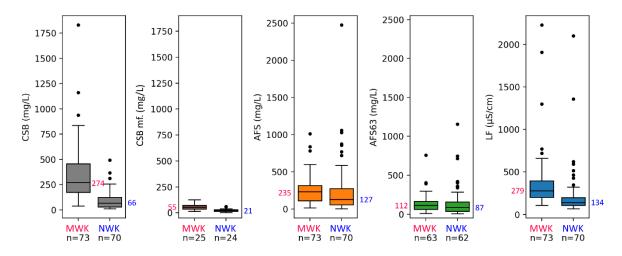


Abbildung 10: Ergebnisse der Standardparameter-Untersuchungen in den Mischwasserproben (MWK) und in den Niederschlagswasserproben (NWK) inkl. der Anzahl der durchgeführten Analysen und ermittelten Mediane.

# 6. Erfahrungen bei der Probenahme und Diskussion der Probenahme-Ergebnisse

Die gewählte Methodik zur Generierung von mengenproportionalen Ereignisproben war sehr arbeitsaufwendig, da diese nach den zeitproportionalen automatischen Probenahmen jeweils manuell anhand der Abflussganglinien zusammengemischt werden mussten, führte jedoch über das gesamte Beprobungsjahr gesehen zu einer sehr hohen Zuverlässigkeit an erfolgreich generierten Ereignisproben. Sie hatte auch den großen Vorteil, dass die automatischen Teilprobenentnahmen unabhängig von den Abflussmessungen sind, wodurch die Teilprobenentnahmen auch bei Ausfall der Abflussmengenmessung durchgeführt werden können. Weiters konnten zwei fehlende Abflussganglinien bei den zwei aufgetretenen Extremereignissen an der Probenahmestelle MWK -MÜ-RO5 mittels hydrodynamischer Simulation rekonstruiert werden und damit dann auch die Mischungstabellen für das Herstellen der mengenproportionalen Ereignisproben im Nachhinein erzeugt werden. Nachdem bei diesen beiden Extremereignissen aber auch die Mischwasserkammer unter Druck ging, versagten während dieser beiden Ereignisse nicht nur das installierte Radar-Durchflussmesssystem, sondern auch die in der Mischwasserkammer installierte Ultraschall-Wasserstandssonde zum Triggern des Probenahmegerätes, was dazu führte, dass während der Einstauperiode in der Kammer auch keine Teilproben entnommen wurden. Dies könnte durch Verwendung einer piezometrischen Wasserstandsmessung verhindert werden, welche Druckhöhen in der Mischwasserkammer auch noch bei Einstau der Kammer messen würde. Das ist insofern von großer Bedeutung, da diese beiden Extremereignisse auch einen überproportional großen Anteil am Niederschlagswasserjahresabfluss aufwiesen.

Nachteilig an der angewandten Methodik ist sicherlich die erforderliche Probenteilung der inhomogenen Proben aus jeder der befüllten Probenahmeflaschen anhand der zu erstellenden Mischungstabellen, was insbesondere bei partikelhaltigen Rohabwasserproben immer fehlerbehaftet ist.

Die Benachrichtigung der diensthabenden TU Graz-Projektmitarbeiter erfolgte im Ereignisfall über eine automatisierte E-Mail-Alarmierung, aus welcher sowohl der Start- als auch der Endzeitpunkt der Probenahmen ersichtlich war. Auf Basis dieser Benachrichtigungen wurde der zeitliche Ablauf der Probenabholungen von den Probenahmestellen organisiert. Dabei bringt die gewählte zeitproportionale Teilprobenentnahme auch den Vorteil mit sich, dass man nach dem Alarmierungsbeginn der automatischen Teilprobenentnahmen genau weiß, wann das Probenahmegerät vollkommen befüllt sein wird und daher spätestens entleert werden muss, um es für das nachfolgende Ereignis wieder betriebsbereit zu machen.

Durch die angewandte Programmverkettung beim MWK-Probenahmegerät bzw. durch das In-Serie-Konfigurieren von zwei identen Probenahmegeräten beim NWK konnte ein vorzeitiges Ende der automatischen Teilprobenentnahmen weitestgehend verhindert werden und damit fast alle aufgetretenen Ereignisse innerhalb des Beprobungsjahres vollständig und mengenproportional beprobt werden.

Wie zu erwarten war, schwankten die Ergebnisse der durchgeführten Standardparameter-Untersuchungen bei den einzelnen Ereignissen über große Bereiche und können auch nicht direkt auf andere Einzugsgebiete übertragen werden. Aufgrund der großen Anzahl an untersuchten Einzelereignissen liefern die resultierenden Mediane aber sehr repräsentative Hinweise über die mittleren zu erwartenden Konzentrationen aus den beiden untersuchten Einzugsgebieten in Graz. Generell lagen diese bei den untersuchten Standardparametern im Mischwasserkanal höher als im Niederschlagswasserkanal.

#### 7. Danksagungen

Die dargestellten Ergebnisse entstammen dem Forschungsprojekt "(T)EMPEST" (Erfassung von Emissionen ausgewählter Spurenstoffe aus Kanalsystemen und Handlungsoptionen zu deren Minderung und Optimierung einer alternativen Nachweismethode für Kunststoffpartikel in Wasserproben), GZ B601390, gefördert vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus in Österreich. Unser Dank gilt aber auch der Holding Graz Wasserwirtschaft, die uns bei der Ausstattung und beim Betrieb der beiden Probenahmestellen in Graz tatkräftigst unterstützt hat, sowie unserem Labor-, Messtechnik- und IT-Team am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der TU Graz, ohne dessen Einsatz das einjährige Probenahmeprogramm an den zwei Probenahmestellen in Graz nicht möglich gewesen wäre.

## 8. Literatur

Clara, M., Ertl, T., Giselbrecht, G., Gruber, G., Hofer, T., Humer, F., Kretschmer, F., Koll, L., Scheffknecht, C., Weiß, S. und Windhofer, G. (2014): SCHTURM - Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich. <a href="https://www.bmnt.gv.at/service/publikationen/wasser/Spurenstoffemissionen-aus-Siedlungsgebieten-und-von-Verkehrsflaechen.html">https://www.bmnt.gv.at/service/publikationen/wasser/Spurenstoffemissionen-aus-Siedlungsgebieten-und-von-Verkehrsflaechen.html</a> (Letzter Zugriff am 18.08.2019).

Huber, M., Welker, A. und Helmreich, B. (2015): Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen – ein europäischer Vergleich. gwf-Wasser Abwasser 9/2015, S. 896-909.

- Launay, M. (2017): Organic micropollutants in urban wastewater systems during dry and wet weather Occurrence, spatio-temporal distribution and emissions to surface waters. Dissertation. Universität Stuttgart.
- MKULNV (2016): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. 17. Auflage. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- ORT, C., LAWRENCE, M. G., REUNGOAT, J. and MUELLER, J. F. (2010): Sampling for PPCPs in Wastewater Systems: Comparison of Different Sampling Modes and Optimization Strategies. Environ. Sci. Technol. 2010, 44, p. 6289–6296.
- Wicke, D., Matzinger, A. und Rouault, P. (2016): OgRe Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. Kompetenzzentrum Wasser Berlin. Berlin, Deutschland. <a href="https://www.kompetenz-wasser.de/wp-content/uploads/2017/11/abschlussbericht ogre final rev2.pdf">https://www.kompetenz-wasser.de/wp-content/uploads/2017/11/abschlussbericht ogre final rev2.pdf</a> (Letzter Zugriff am 18.08.2019).

# Korrespondenz:

Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günter GRUBER TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Stremayrgasse 10, 8010 Graz, Österreich

Tel.: +43 316 873-8373

E-Mail: <a href="mailto:guenter.gruber@tugraz.at">guenter.gruber@tugraz.at</a>

# Modernes Regenwassermanagement für eine klimaangepasste Zukunft – Beispiele aus der Praxis

Gerhard Hauber, Dipl. Ing. Landschaftsarchitekt Ramboll Studio Dreiseitl GmbH, Nußdorfer Straße 9, 88662 Überlingen, Deutschland

**Key-Words:** Blau-grüne Infrastruktur, Umgang mit Extremereignissen, integrierter Planungsprozess, Beispielprojekte: Cloudburst Copenhagen, Arkadien Winnenden

## 1. Welchen Beitrag kann blau-grüne Infrastruktur leisten?

Städte und Gemeinden stehen in ihren städtebaulichen Entwicklungen vor Herausforderungen wie selten zuvor. Der Klimawandel bringt Wetterextreme wie Hitze- und Trockenperioden oder Starkregen-ereignisse mit sich, die in vielen Städten in der letzten Dekade spürbar zugenommen haben und nun manche Städte vor ein wiederkehrendes Krisenmanagement stellen. Fakt ist, dass es jeden, jederzeit und überall treffen kann, auch Gebiete, die noch nie betroffen waren, erscheinen plötzlich auf der Problemlandkarte. Der Trend zur Urbanisierung führt die Städte weiterhin in die Nachverdichtung und Flächenversiegelung, wodurch Raum für Retention und Speicherung von Wasser verschwindet, oder nächtliche Abkühlungsprozesse sowie Kaltluftschneisen beeinträchtigt werden. Diese Situation erfordert es, konsequent Klimafolgen bei städtebaulichen Entwicklungen frühzeitig in die Planung einzubeziehen. Unserer Erfahrung nach fehlt es dabei aber noch zu oft an den richtigen Planungsprozessen, dem entsprechenden Wissen und der Verschiebung von Finanzmitteln von der grauen zur grünen Infrastruktur.

Warum kann das Konzept der blau-grünen Infrastruktur eine Lösung für die auf uns zukommenden Klimaprobleme sein? Zuallererst steht die Erkenntnis, dass unsere Grün- und Freiflächen nicht nur Zier und im Zweifelsfalle verfügbare Potentialfläche für alle möglichen Zwecke sind, sondern explizit Funktionen übernehmen, die auch nicht anderweitig ersetzt werden können. Im Zuge der Urbanisierung und des sich ändernden Klimas werden Freiräume, Grünflächen, Wasserflächen, Straßen, etc. immer stärker zu zwingend notwendigen, multifunktional belegbaren Managementflächen für zu viel Wasser oder zu viel Hitze. Die Dimensionen, die diese Flächen zum Umgang mit veränderten Wetterbedingungen zur Verfügung stellen, müssen dabei immer als Ergänzung und Erweiterung der vorhandenen Infrastruktur (z.B. Kanalisation) gesehen werden. Das impliziert, dass blau-grüne Infrastruktur ein konsequent dezentrales System ist, das vom Gebäude bis zum Stadt/Landschaftsmaßstab Maßnahmen integriert, welche zum Beispiel hydraulische Funktionen mit Begrünungsstrategien kombiniert. Das Stärken der vorhandenen Ökosysteme durch quasinatürliche Prozesse, die in allen baulichen Entwicklungen integriert werden müssen, hilft anpassungsfähige und resiliente Systeme zu entwickeln. Die Maßnahmen sind bekannt und getestet, schwierig bleibt das Denken und Handeln in ganzheitlichen und integrierten Strategien, die bis zur Umsetzung durchgehalten werden.

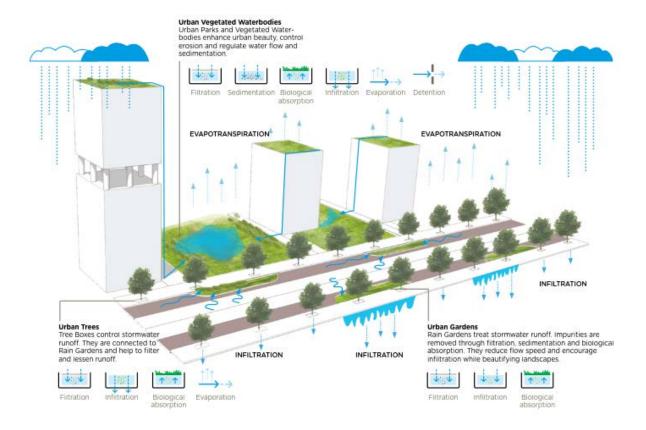


Abbildung 1: Beispiele blau-grüner Infrastruktur.

#### 1.1 Planungsprozess frühzeitig fokussieren auf Klimaanpassungsmaßnahmen

Um Anwendung und Umsetzung dieser Maßnahmen nicht mehr nur den Ambitionen oder gefühlten Verantwortlichkeit der Projektbeteiligten, sprich dem Zufall zu überlassen, muss dringend darüber nachgedacht werden, wie man zu verbindlichen und quantifizierbaren Zielvorgaben kommen kann. Wir sehen dafür als wesentliche Bausteine zwei Themen, zum einen muss aufbauend auf den derzeit im Entstehen befindlichen Starkregengefahrenkarten ein Maßnahmenplan entwickelt werden, der rechtliche Wirksamkeit für das Bauleitplanverfahren erreicht und es müssen Planungsprozesse angewendet werden, die frühzeitig alle wesentlichen Planungs- und Entscheidungsträger mit einbeziehen. Wir testen gerade einen Prozess, der sich an dem im Forschungsprojekt KURAS entwickelten Format orientiert. Dabei werden frühzeitig blau-grüne Planungsziele definiert und entsprechende Maßnahmen auf Grundlage deren Wirksamkeit im Hinblick auf den jeweiligen Fokus ausgewählt. Mittelbares Ziel für uns ist es, daraus einen transparenten Entscheidungsprozess zu entwickeln, der sehr früh die Effekte (qualitativ, quantitativ und monetär) aufzeigt und es ermöglicht, früh im Projekt informierte Entscheidungen treffen zu können.

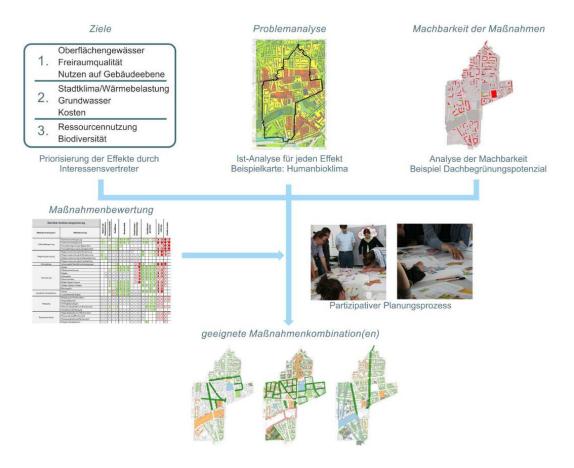


Abbildung 2: Schematischer Ablauf der KURAS-Methode zur Regenwasserbewirtschaftung (Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Ergebnisse des Projektes KURAS, S. 39).

Der zweite Aspekt, der der rechtlichen Wirksamkeit und zwingenden Umsetzung sehen wir über das Einführen von einem sogenannten "Wasserlayer" in den rechtlichen Planungsebenen. Ausgehend von der großmaßstäblichen Risikoanalyse und der Erkenntnisse daraus, müssen Strategien und Maßnahmen in den folgenden Planungsebenen integriert werden. Dabei geht es zum einen um die Vermeidung oder zumindest Reduzierung der Schäden von Extremereignissen und zum anderen um die Berücksichtigung des natürlichen lokalen Wasserhaushaltes, also vereinfacht gesprochen um das Verhältnis von Verdunstung, Versickerung und Abfluss, als Planungsvorgabe.



Abbildung 3: Planungsebenen in Deutschland mit integriertem Wasserplan.

Im Folgenden zwei Beispielprojekte:

# Projekt 1: Wokenbruchmasterplan Copenhagen

Hauptziel des Projektes war einen Starkregenmasterplan für die von extremen Regenereignissen gebeutelte Stadt zu entwickeln. Dazu wurde die Idee entwickelt, alle nicht zwingend benötigten Flächen, die gefahrfrei überflutet werden können als Flutkorridore (im wesentlichen Nebenstraßen) oder Retentionsflächen (im wesentlichen Grün- und Wasserflächen) temporär zu verwenden.

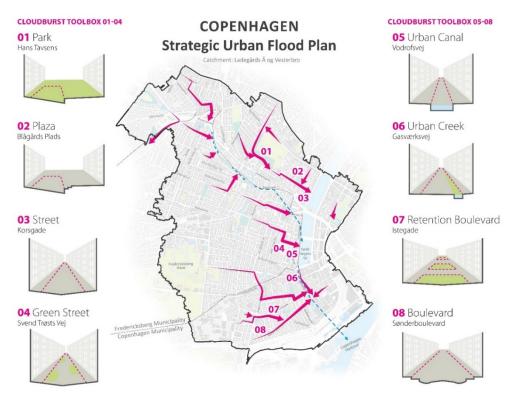


Abbildung 4: Wolkenbruchmasterplan mit Maßnahmenkatalog (Ramboll Studio Dreiseitl).

Dadurch wird sehr viel Wassermanagementvolumen gewonnen, um Extremereignisse schadfrei bzw. schadreduziert bewältigen zu können. Weiteres wichtiges Ziel ist es darüber hinaus, 30% des Regenwassers aus der unterirdischen Infrastruktur herauszuhalten und dezentral zu bewirtschaften. Aus diesen Vorgaben entstand ein Regenwassermasterplan für 35 km2 Stadtgebiet, der genaue Angaben für jede Straße und jede Freifläche macht, wie viel zurückzuhaltendes Speichervolumen oder abzuleitende Wassermengen (I/sec) bei Umbaumaßnahmen eingeplant werden müssen. Kopenhagen hat also den o.g. Wassermasterplan als rechtlich gültige Planungsvorgabe bereits etabliert. Mindestens ebenso wichtiges Ziel und sicherlich entscheidend für die breite Akzeptanz der Strategie ist die Möglichkeit, den technischen Umbau für eine qualitative Verbesserung der Lebensqualität zu nutzen. Mehr Grün, noch mehr Fahrradwege, Mobilitätsstationen, Bäume oder Kühleinseln für heiße Sommer, oder viele andere Maßnahmen können damit umgesetzt werden.



Abbildung 5: Mögliche Retentionsvolumen mit quantitativen Vorgaben bei zukünftigen Umbaumaßnahmen (Ramboll Studio Dreiseitl).

#### Wesentliche Ziele:

- Schadfreie Ableitung des 100-jährigen Regenereignisses
- Ca. 30km "Retention-Boulevards", Überstau max. 10 cm
- 500.000m<sup>2</sup> Retention in Grünflächen"
- 75km "Green Streets"
- Jährliche Entlastung der Kanalisation um ca. 1,5 Millionen Kubikmeter Regenwasser
- Investitionen von ca. 500 Mio €
- Finanzierung durch Erhöhung Wasserpreis/Klimasteuer
- Erste Projekte in der Umsetzung

# Projekt 2: Arkadien Winnenden

Konsequent oberflächiges, dezentrales und sichtbares Regenwasserbewirtschaftungssystem mit dem Ziel einen eigenständigen Charakter des Freiraums zu entwickeln, Schutz und ökologischer Umbau der Zipfelbachaue, Erhöhung der Biodiversität, hohe Lebensqualität für die Bewohner.

#### Fakten:

• Gesamtfläche 3,4 Hektar

• Bauherr: Strenger Bauen und Wohnen GmbH

Planung und Gestaltung: 2006-2007

Bauausführung: 2007-2010



Abbildung 6: Lageplan Arkadien Winnenden (Ramboll Studio Dreiseitl).





Abbildung 7: Blau-grüne Infrastruktur – Regenwassermanagement integriert in die Freiraumplanung (Ramboll Studio Dreiseitl).

Basierend auf der Gartenstadtidee, aber modifiziert und modernisiert, entstand in der Siedlung Arkadien Winnenden mehr als nur eine traditionelle Siedlung – sondern ein Lebensraum. Das Quartier präsentiert sich als eine Einheit, Übergänge zwischen öffentlichen- und halböffentlichen Flächen sind fließend und immer wieder durchsetzt mit vielfältigen Pocketparks, die Nachbarschaft und Kommunikation fördern. Die Grünräume der Siedlung sind direkt mit dem übergeordneten Auenbereich des **Zipfelbaches** vernetzt und sind auch Grundlage Regenwassermanagementsystems, das gänzlich auf unterirdische Leitungen verzichtet. Zentrum und Siedlungsmitte ist die Seekaskade aus Ober- und Untersee, gespeist aus dem frischen Wasser der vorhandenen Grundwasserfassung und überstaubar zur Retention von größeren Regenereignissen. Das Regenwasser ist ständig präsenter und sichtbarer Begleiter. Oberflächig geführt, gesammelt und in Biotopen gereinigt wird es der sensiblen Zipfelbachaue als dringend notwendige Nachspeisung zugeführt.

Die Hauptziele des ökologischen Wasserkonzeptes sind:

- Annäherung an die natürliche Wasserbilanz der Landschaft entsprechend der örtlichen Verhältnisse durch Förderung des Verdunstungsanteils in offen geführten Ableitungsmulden, Rinnen, dauergestauten Wasserflächen und temporären Retentionsmulden in der Siedlungsaue. Die Versickerung steht hier nicht im Vordergrund, da der Boden sehr lehmig ist. Dennoch wird sich auch hier eine Verbesserung für das Grundwasser gegenüber der vorherigen großflächigen Versiegelung ergeben.
- fünfjährige Rückhaltung des Oberflächenabflusses aus der Siedlung und gedrosselte Einleitung (90 Prozent Reduktion der Abflussspitzen) in den Zipfelbach
- 100 Prozent Behandlung und Reinigung der Regenwasserabflüsse aus der Siedlung vor der Einleitung in den Zipfelbach
- 90 Prozent Abkopplung vom bestehenden und überlasteten Mischwassersystems und Aufbau eines Trennsystems und damit Reduzierung der Mischwasserentlastung in den Zipfelbach.
- Verbesserung der Gewässergüte und Hochwassersituation im Zipfelbach durch Renaturierung des Bachbetts und Aufweitung der Bachaue

#### 2. Literatur

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., Reichmann, B. (2017): Zielorientierte Planung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung - Ergebnisse des Projektes KURAS. Berlin.

#### Korrespondenz:

Gerhard Hauber (Hauptautor) Nußdorfer Straße 9, 88662 Überlingen, DE Tel. +49-7551-92880

E-Mail: gerhard.hauber@ramboll.com

# Physikochemische Niederschlagsabflussbehandlung mit modernen Methoden der Regelungstechnik

A. Benesch<sup>1</sup>, D. <u>Hilligardt<sup>2</sup></u>, E. Hoffmann<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Angelika Benesch Ingenieurbüro Fliesswechsel; 76437 Rastatt,

<sup>2</sup> Dieter Hilligardt Ingenieurbüro für Stadthydrologie; 76437 Rastatt,

<sup>3</sup>Prof. h.c. E.Hoffmann; Institut für Wasser und Gewässerentwicklung; Karlsruher Institut für Technologie 76332 Karlsruhe, Deutschland

**Kurzfassung:** Es wurde untersucht, inwieweit mit Neuronalen Netzen und modernen Methoden der Regelungstechnik zur Dosierung von Fällungs- Flockungsmitteln eine Niederschlagsabflussbehandlung mit Rührkaskade und Lamellenabscheider möglich ist und welche Wirkungsgrade bezüglich Abfiltrierbaren Stoffen erreicht werden können.

**Key-Words:** Niederschlagsabflussbehandlung, Meß- Steuer Regelungstechnik; Prädiktionsmodelle mit Neuronalen Netzen, Fällung/Flockung,

# 1. Einleitung

Anthropogene Schadstoffe, wie PAKs, PCBs und Schwermetalle, die teilweise partikulär gebunden sind und aus punktuellen und/oder diffusen Quellen über den Niederschlagsabfluss in das ökologische System gelangen, akkumulieren aufgrund der Persistenz dieser Stoffe in Organismen und Pflanzen und stellen damit ein toxikologisches Gefährdungspotential dar. Der Rückhalt anthropogener Schadstoffe und die Optimierung der Verfahrenstechnik waren Ziel der hier präsentierten Untersuchungen.



Abbildung 1: Einzugsgebiet Grünwinkel (Pfeiffer 1998).

Hierzu wurde ein Einzugsgebiet (Größe ca. 180 ha) das im Trennsystem entwässert und welches mit einem Regenklärbecken nachgerüstet worden war, ausgesucht, da erhöhte Anforderungen an die Gewässergüte des Vorfluters gestellt wurden. Die Gebietsnutzung wird durch Wohnsiedlungen, vereinzelte Gewerbeflächen und einen Verkehrsflächenanteil von 21.8% der gesamten Fläche bestimmt. Neben Anliegerstraßen und Stellflächen weist das Einzugsgebiet dabei zwei vierspurig ausgebaute Verkehrswege mit einer hohen Verkehrsbelastung auf. Der Anteil an befestigten Flächen liegt bei ca. 37.5 %. Die Dach- und Hofflächen machen ungefähr 15.7% der Gesamtfläche aus. (vgl. Abbildung 1)

Abbildung 2 zeigt das Regenklärbecken mit den Zu- und Abläufen (blau) sowie der Mess-/Versuchsstation (grün) über dem Becken, Tauchwand (rot) Schwellen (gelb). Das Beckenvolumen liegt bei ca. 800 m3. Die Oberflächenbeschickung bei  $r_{krit}$ =15l/(s ha) bei 10m/h. Das größere Becken wird im Nebenschluss betrieben und wird ab einem Zufluss von Q = 150 L/s beschickt.

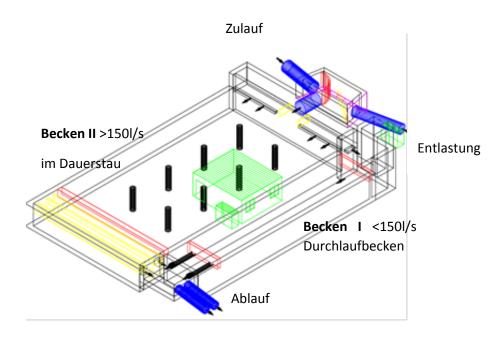


Abbildung 2: Darstellung des Regenklärbeckens in Grünwinkel (Pfeiffer 1998).

#### 2. Konzeption

Die Effizienz der Fest/flüssig-Trennung beeinflusst den Erfolg des Schadstoffrückhaltes entscheidend. Aufgrund des Adsorptionspotentials der feinpartikulären Phase des Niederschlagsabflusses ist der größte Teil der Schadstoffe mit der feinpartikulären Fraktionen assoziiert. Ziel ist deshalb, die Separation der feinpartikulären Stoffe (d<60µm) aufgrund deren hoher spezifischer Oberfläche. Mittels physikochemischer Vorbehandlung (Fällung/ Flockung) können Feststoffe der kleineren Kornfraktion zu größeren Feststoffverbänden agglomeriert und damit in einer nachfolgenden Fest/Flüssig-Trennung aus dem Niederschlagsabfluss abgetrennt werden. Dies kann insbesondere bei großen Industrieflächen, oder schwachen Vorflutern hilfreich sein.

Bei beginnenden Regenereignissen zeigt in charakteristischer Weise eine deutlich erhöhte Feststoffkonzentration im Abfluss (First Flush). Aufgrund der sich während eines solchen Abflussereignisses ändernden Abwassercharakteristik ist eine automatische Anpassung der

physikochemischen Behandlung erforderlich. Die Automatisierung mit konventionellen MSR-Techniken erfordert allerdings einen hohen messtechnischen Aufwand. Aus diesen Zusammenhängen heraus wurden in dieser Untersuchung folgende wesentlichen Zielstellungen verfolgt:

- Die Modellierung der Regenwasserzusammensetzung im Zulauf eines Regenklärbeckens auf der Basis von Leitparametern als Eingangsgrößen.
- Die kurzzeitige Vorhersage der Regenwasserzusammensetzung auf der Basis der Prädiktion der Leitparameter, zum Aufbau einer Regelungs-/Steuerungsstrategie für die weitergehende physikochemische Regenwasserbehandlung.
- Die Untersuchung der Effizienz einer kontrollierten physiko-chemischen Niederschlagsabflussbehandlung mit unterschiedlichen Fällungs-/Flockungsmitteln (F/F-Mittel).

### 3. Realisierung Erprobung

In Abbildung 3 ist die Pilotanlage mit dem Regelungsaufbau schematisch dargestellt. Die Zugabe der F/F-Mittel und der Polymere erfolgt über eine On-Line Messung der Trübung, Leitfähigkeit und Niederschlagsintensität. Diese Messwerte werden über ein Neuronales Netz, welches zuvor mit den entsprechenden Parametern trainiert wurde, transformiert und als Eingangsgrößen auf den Regler eingegeben. Die Dosiermengen wurden dann über den Regler ermittelt.

Die Behandlungsanlage selbst besteht aus einer dreistufigen Rührkaskade mit und einem Lamellenseparator mit internem Schlammkreislauf. Hierbei wird bereits abgesetzter Schlamm zur Animpfung in der Rührkaskade zurückgeführt.

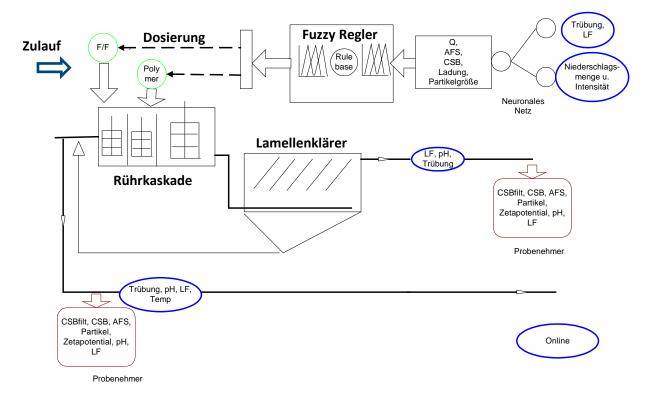


Abbildung 3: Pilotanlage mit Verfahrensführung und Steuerungsstrategie.

Im ersten Schritt konnten Korrelationen zwischen der Feststoffkonzentration und der erforderlichen Fällung-/Flockungs-Mittel (F/F M) Dosis nachgewiesen werden.

Die Prädiktion (zeitliche Vorhersage) der Niederschlagsabflussmenge und der Feststoffkonzentration über die Niederschlagsmenge/Zeit wurden mit Neuronalen Netzen (NN) durchgeführt.

Mittels den Korrelationen und dem Einsatz des Prädiktionsmodells sind die erforderlichen F/FM-Dosen a priori bestimmbar. Positiv beim Einsatz von NN gegenüber der regelungstechnischen Lösung ist ein geringerer messtechnischer und damit verbundener wartungstechnischer Aufwand.

Die Einsatzfähigkeit für die Prädiktion der Leitparameter wurde getestet. Hierzu wurden die Eingangsdaten Zufluss und AFS normiert, in Trainings- und Verifikationsdatensätze aufgesplittet und hieraus zeitlich um 10 Minuten versetzte Datensätze aufgebaut. Als Eingangsdaten wurden zusätzlich statistische Werte, der gleitende Mittelwert, die erste Ableitung und die Differenz zwischen zwei Zeitschritten berechnet.

Die Netztopologie besteht aus drei "hidden layer" mit 4 Eingangsneuronen. Wie aus nachfolgender Abbildung ersichtlich konnten hiermit recht gute Ergebnisse erzielt werden (vgl. Abbildung 5).

Hierbei flossen zudem Erkenntnisse aus den vorab durchgeführten Laboruntersuchungen ein. Für die Fällung/Flockung wurde das Fällungs-/Flockungsmittel PIX111 (Sedim) eingesetzt. Die Rohrflockung wurde mittels kaskadierte Reaktoren mit einer Aufenthaltszeit von ca. 5-10 min ersetzt. Die Dosierung erfolgte über die Messung der Trübung, Zulaufmenge und dem Zeta-Potential (SCD). Hierdurch konnte eine an die Fracht angepasste Dosierung sichergestellt werden.

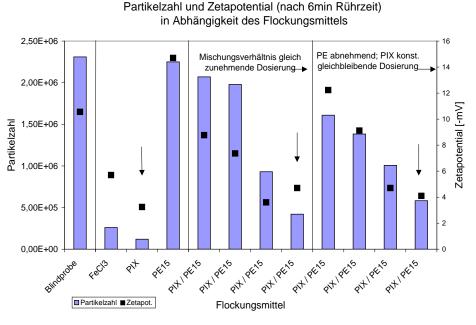


Abbildung 4: Ergebnisse aus den Laborversuchen mit unterschiedlichen F/F-Mitteln.

Betrachtet man die Ergebnisse der Fällung/Flockung mit Prädiktion durch das Neuronale Netz in Abbildung 5, so zeigt sich, dass der Trend für die AFS-Werte im allgemeinen richtig wiedergegeben wurde. Der relative Fehler war größer bei der Prognose der AFS-Werte, als im Vergleich zur Prognose der Wassermengen. Dies ist sicherlich auf "fehlende Informationen" über die Trockendeposition von Schmutzstoffen zurückzuführen, welche die Schmutzstoffakkumulation beeinflussen und die nicht in dem Neuronalen Netz zur Verfügung gestellt werden konnten.

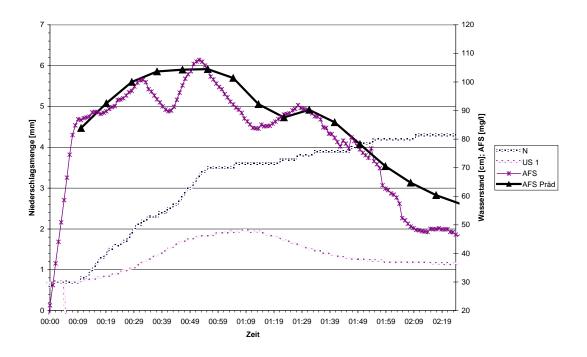


Abbildung 5: Vergleich der über die Trübung gemessenen und der aus dem Prädiktionsmodell berechneten AFS-Konzentrationen. US1: Wasserstand im Kanal [cm] N: Niederschlagsmenge [mm].

# 4. Zusammenfassung

Als Ergebnis der Prädiktion der Abflusscharakteristik mit neuronalen Netzen konnten folgende Feststellungen gemacht werden: Die Netztopologie ist nicht so ausschlaggebende für das Ergebnis, wie die Aufbereitung der Daten und die Eingabe weiterer Merkmale. Durch die Eingabe beschreibender Merkmale wie Differenz, gleitender Mittelwert konnten die Ergebnisse wesentlich deutlicher beeinflusst werden, als durch die Veränderung der Netztopologie.

Der Fuzzy-Regler erwies sich aufgrund seiner spezifischen Eigenschaften als geeignetes Instrumentarium.

Durch eine Optimierung der Dosierungsstrategie (geregelte Dosierung mit Fuzzy-Regler), Einsatz von PIX 111 und Optimierung der Aufenthaltszeit konnte der Wirkungsgrad wesentlich verbessert werden. Die Zulaufwerte liegen im Mittel zwischen 80 und 150 mg/l. Die Ablaufwerte liegen im Mittel dagegen bei ca. 40 mg/l. Der Wirkungsgrad liegt somit bei ca. 80% (vgl. Abbildung 6).

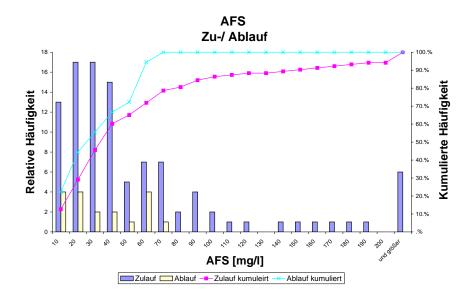


Abbildung 6: Ergebnisse zum AfS Rückhalt –Klassierung nach Konzentration.

Im Vergleich zu den Untersuchungen von Heinzmann (1993) zeigt nachfolgende Abbildung 7, das die Belastungen aus dem Einzugsgebiet Grünwinkel zu den von Heinzmann ermittelten Parameter größenordnungsmäßig passen. Die geringeren Belastungen an Pb sind durch die Reduktion von Blei in Treibstoffen erklärbar. Weiterhin zeigt sich, dass die Parameter CSB, AFS Pb deutlich reduziert werden können.

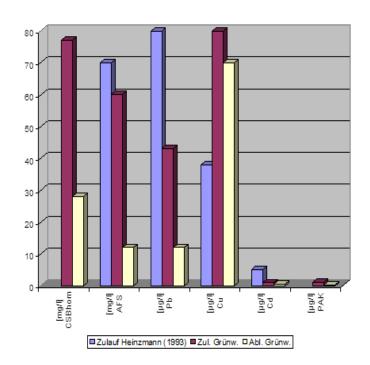


Abbildung 7: Einordnung der Zulaufbelastungen und Verhältnis der Zu- und Ablaufwerte in Grünwinkel.

### 5. Literatur

- PFEIFER, R. (1998): Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, 92
- HEINZMANN, B. (1993): Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüsse.; Fortschritt-Berichte VDI Reihe 15 Nr.113. Düsseldorf: VDI Verlag 1993
- SCHMITT, T.G.; HANSEN, J. (1998): Fuzzy Control und Neuronale Netze zur Optimierung der Stickstoff- und Phosphor-elimination. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Uni Kaiserslautern, 11, S. 36ff

# Korrespondenz:

D. Hilligardt +49 7222 935 8001 Hilligardt@Stadthydrologie.de

# Ein SWMM-Baustein für die Berechnung der Evapotranspiration von urbaner Vegetation

Birgitta Hörnschemeyer<sup>1</sup>, Malte Henrichs<sup>1</sup>, Mathias Uhl<sup>1</sup>
<sup>1</sup> Institut für Infrastruktur·Wasser·Ressourcen·Umwelt (IWARU),
Fachhochschule Münster, Corrensstr. 25, 48149 Münster

**Kurzfassung:** Im Rahmen einer nachhaltigen Stadtentwicklung wird der Vegetation die Funktion der Beschattung und Verdunstung zugesprochen. Der Stadthydrologie fehlte hierfür bislang ein geeignetes Simulationsmodell. Der entwickelte Modellbaustein SWMM-UrbanEVA erlaubt die standortgerechte Simulation der Verdunstung von Vegetation im urbanen Raum. Für Freiflächen erfolgt die Prozessmodellierung des Energie- und Wasserhaushaltes des Systems Boden-Pflanze-Atmosphäre. Mit meteorologischen und vegetationskundlichen Kenndaten wird eine raum-zeitlich differenzierte Berechnung ermöglicht.

**Key-Words:** Evapotranspiration, hydrologische Modellierung, SWMM (US-EPA), urban, Vegetation, blau-grüne Infrastruktur, SWMM-UrbanEVA

## 1. Einleitung

Städte stehen in Zeiten des Klimawandels, der Urbanisierung sowie des demographischen Wandels zunehmend vor der Herausforderung neuer Systembelastungen. Der Wasser- sowie Energiehaushalt ist durch die Versiegelung stark verändert (Fletcher et al. 2013). Die Verdunstung ist eine entscheidende Größe in der Wasserhaushalts- und Energiebilanz im urbanen Raum. Sie wurde in stadthydrologischen Modellen bislang nur mit sehr vereinfachten Teilmodellen berechnet, vorrangig als Teil des Abflussbildungsprozesses auf undurchlässigen Flächen. Den Ansprüchen einer realitätsnahen Modellierung urbaner Grünflächen und blau-grüner Infrastruktur werden diese Ansätze nicht mehr gerecht.

Das Ziel der Entwicklung des neuen Teilmodells SWMM-UrbanEVA war, die Verdunstung als raumzeitlichen Prozess des Wasser- und Wärmehaushaltes auf der Basis etablierter Teilprozessmodelle abzubilden. Damit wird sowohl die Realitätsnähe verbessert als auch dem Wunsch nach gezielter planerischer Allokation verdunstungsfördernder Maßnahmen Rechnung getragen. Die Einbindung erfolgt in das international anerkannte Niederschlag-Abfluss-Modell Stormwater Management Model (SWMM, US EPA), um einen schnellen Transfer und Arbeiten zur weiteren Validierung und Qualitätssicherung zu ermöglichen.

## 2. Methodik

#### 2.1 Vorgehen

Zur Aufstellung des Modells wurden zahlreiche Modellierungskonzepte in Erwägung gezogen. Zentrale Untersuchungsinhalte waren dabei die Projektion der Interzeption auf die gesamte Fläche oder den vegetationsbedeckten Anteil (u.a. Šimůnek et al. 2013), das Ansetzen des bereits in SWMM implementierten Ansatzes der maximal möglichen Verdunstung (Rossman und Huber 2016), die Interaktion von Interzeption und Transpiration über die wasserbenetzte Blattoberfläche (u.a. Deardorff 1978) sowie die Modellierung von Boden-Evaporation und Transpiration in Abhängigkeit der

Bodenfeuchte (u.a. Zhao et al. 2013). Zur Bewertung der Plausibilität und Anwendbarkeit wurden alle Ansätze hinsichtlich des Systemverhaltens (Wasserhaushalt, Anteile der Verdunstungskomponenten, Jahresganz etc.) bewertet. Um eine einheitliche Vergleichsgrundlage zu erzielen, wurde im Modell in allen Fällen die FAO-Grasreferenzverdunstung (ET<sub>0</sub>) nach Penman-Monteith (Allen et al. 1998) als potentielle Evapotranspiration hinterlegt.

Der Einfluss von urbanen Beschattungseffekten auf die potentielle Evapotranspiration konnte auf Grundlage verschiedener Klimastationen der FH Münster am Standort Münster, untersucht werden. Zugrunde gelegt wurden in diesem Zuge Erkenntnisse und Ansätze von Koelbing et al. (2017).

#### 2.2 Messprogramm

Zur Validierung des Modells wurden Messdaten der Jahre 1989 bis 2009 des Großlysimeters St. Arnold, Deutschland, herangezogen, in dem über mehr als fünf Jahrzehnte Klimadaten sowie Infiltrationsraten verschiedener Vegetationsformen (Grünland, Laub- und Nadelwald) erfasst wurden (Harsch et al. 2009). Die langjährigen Mittelwerte betragen für den Niederschlag 793 mm und für die Verdunstung 460 mm. Oberflächenabfluss trat in der Messzeit aufgrund des sandigen Untergrundes nicht auf (Henrichs et al. 2019).

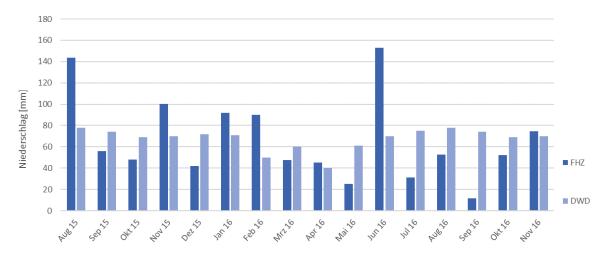


Abbildung 1: Vergleich der monatlichen Niederschlagshöhen [mm] der Messungen am Fachhochschulzentrum Münster mit langjährigen Mittelwerten der DWD Messstation Münster/Osnabrück (1981–2010) (Scherer et al. 2017).

Im Rahmen des Projektes WaSiG wurde darüber hinaus in Münster ein umfangreiches Messprogramm verschiedener Gründächer durchgeführt, die ebenfalls zur Modellvalidierung herangezogen wurden. Dazu wurden neben einer großtechnischen Gründachversuchsanlage am Fachhochschulzentrum Münster (FHZ 1) mit 80 m² Fläche, vier halbtechnische Gründachaufbauten mit jeweils 3m² Fläche untersucht. Alle Gründächer im Messprogramm verfügen über ein Gefälle von 3%. Die Vegetationsbedeckung besteht aus einer für Extensivbegrünungen typischen Mischung an Sedum Arten mit Kräutern und Gräsern. Für die Darstellung und Modellierung der hydrologischen Prozesse eines Gründachs wurden in WaSiG folgende Messgrößen erfasst: Abfluss, Bodenfeuchte, Niederschlag, sowie die verdunstungsrelevanten Parameter Strahlung, Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit (Scherer et al. 2017). Neben der Erfassung der klimatischen Bedingungen an den Versuchsanlagen werden in Münster vonseiten der FH Münster zu Vergleichszwecken weitere Klimastationen am Standort "FHZ", "Lincoln-Kaserne" sowie "Betriebshof" betrieben, an denen Strahlung, Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit aufgezeichnet werden. Zur

Orientierung sind in Abbildung 55 werden die Ergebnisse der Niederschlagsmessung am FHZ Münster dem langjährigen Mittel der DWD Klimastation Münster/Osnabrück (DWD 2015) gegenübergestellt. Im Juni 2016 liegen die gemessenen Niederschlagshöhen deutlich über dem langjährigen Monatsmittel. Dagegen unterschreiten die Messwerte im September 2016 deutlich das langjährige Monatsmittel. Zusätzlich besteht auf dem Gebäude des Instituts für Landschaftsökologie der WWU Münster eine Messstation, die im Folgenden als "Referenzstation" bezeichnet wird. Sie ist frei von Beschattungseffekten und bemisst ebenfalls alle verdunstungsrelevanten Parameter (WWU Münster 2019).

# 2.3 Modellkonzept

SWMM-UrbanEVA ist in das frei verfügbare Open-Source-Produkt SWMM (US EPA) (Rossman 2015) eingebunden. Es verfügt über 2 Teilprozessmodelle (TPM). Abbildung 2 gibt dazu einen guten Überblick. TPM 1 berücksichtigt die Minderung der potentiellen Evapotranspiration aufgrund von Beschattungseffekten durch die umliegende Bebauung oder Großvegetation. Die standortspezifische potentielle Evapotranspiration ET<sub>0,Ks</sub> wird mit Hilfe eines orts- und zeitvariablen Beschattungsfaktors K<sub>S</sub> aus der potentiellen Evapotranspiration ET<sub>0</sub> einer Referenzstation berechnet. Der Beschattungsfaktor wird im Pre-Processsing hydrotopscharf anhand von Klima- und Geodaten für vier Zeitpunkte im Jahr (Frühling, Sommer, Herbst und Winter) ermittelt. Zwischenwerte werden derzeit zeitlinear interpoliert. Die Abminderung von ET<sub>0</sub> erfolgt auf Ebene der Einzugsgebietsflächen ("subcatchments"), um den Einfluss sowohl auf unbefestigte als auch befestigte Flächen berücksichtigen zu können.

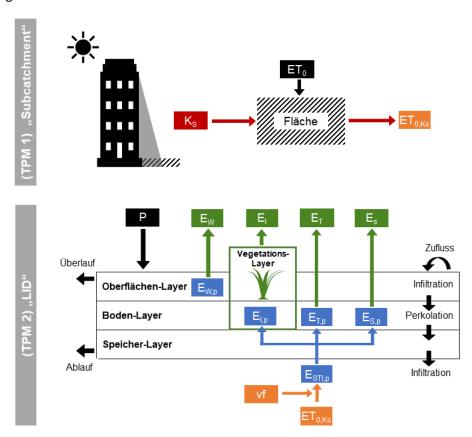


Abbildung 2: Zweistufiges Modellkonzept SWMM-UrbanEVA, verändert nach Rossman und Huber (2016).

TPM 2 beinhaltet den Verdunstungsansatz für Vegetationsflächen, der in das vorhandene SWMM-Modul LID integriert wurde, um verschiedene Maßnahmen der blau-grünen Infrastruktur konsistent abbilden zu können. Das bestehende Dreischichtsystem des LID (Oberfläche - Boden - Speicher) dient zur Modellierung des Infiltrations- und Perkolationsprozesse in Abhängigkeit bodenphysikalischer Parameter. Es wird durch einen neuen Vegetationslayer ergänzt, in dem vegetationsspezifische Eigenschaften parametrisiert und modelliert werden können. Mit dem Vegetationsfaktor vf kann die lokale potenzielle Evapotranspiration ET<sub>0,Ks</sub> an die anstehende Vegetation angepasst werden.

Blattflächenindex (leaf area index, LAI) gestattet, die verdunstungsaktive Fläche vegetationsdynamisch im Jahresgang abzubilden. Die pflanzengebundenen Interzeptionsverdunstung ( $E_I$ ) und Transpiration ( $E_T$ ) werden energetisch von der (Boden-)Evaporation (E<sub>s</sub>) entkoppelt, da davon ausgegangen wird, dass der Anteil von E<sub>s</sub> unter der Vegetation vernachlässigbar ist und sie daher nur im unbedeckten Teil stattfindet. Die Interzeption (I) wird entsprechend Braden (1985) in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität P berechnet. Die Interaktion zwischen Transpiration ( $E_T$ ) und Interzeptions-Verdunstung ( $E_I$ ) wird nach Deardorff (1978) über den Anteil der benetzten Blattoberfläche abgebildet. Demnach erfolgt die Interzeptions-Verdunstung nur vom benetzten Anteil, während die Transpiration von der trockenen Oberfläche aus stattfindet. Die Boden-Evaporation (Es) wird als eine Funktion der relativen Bodenfeuchte definiert. Weitergehende Details zur Modellstruktur werden in Hörnschemeyer et al. (in preparation) veröffentlicht.

Über den zentralen vegetationsspezifischen Parameter LAI lassen sich wichtige Wirkzusammenhänge abbilden: Entsprechend der vorliegenden Vegetationsform können unterschiedliche jährlichen Wachstumsperioden eingegeben werden. Daraus folgt auch ein entsprechendes Verhalten der einzelnen Verdunstungskomponenten E<sub>I</sub>, E<sub>T</sub> und E<sub>S</sub>. Nimmt der vegetationsbedeckte Flächenanteil zu, erfolgt eine Minderung der Boden-Evaporation. Gleichzeitig werden Interzeptionsverdunstung sowie Transpiration aufgrund der erweiterten Blattoberfläche zu. In Trockenperioden kann vormals interzipiertes Wasser aus dem Interzeptionsspeicher heraus verdunsten, während auf den nicht benetzten Blattanteilen Transpiration auftritt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Validität des Beschattungsfaktors K<sub>s</sub> wurde anhand zweier Standorte in Münster untersucht. Die Verdunstung wurde für eine Zeitspanne von 12 Monaten zum einen nach Penman-Monteith (Allen et al. 1998) aus Messdaten des lokalen Kleinklimas (ET<sub>0,Mess</sub>) und zum anderen mittels lokaler Beschattungsfaktoren aus der zugehörigen Referenzmessstation (ET<sub>0,Ks</sub>) berechnet. Die Ergebnisse (Tabelle 1) weichen in der Jahressumme der Verdunstung um +3 mm (+0,6%) und -84 mm (– 1,6% nur geringfügig voneinander ab. Die in 11/2017 auffällig hohen relativen Abweichungen resultieren aus geringen absoluten Abweichungen bei gleichzeitig sehr geringen Monatssummen der Verdunstung. In den Folgemonaten mit ähnlichen Verhältnissen tritt der Effekt nicht auf. Demnach kann für die beiden Standorte auf Aquivalenz beider Berechnungsansätze geschlossen werden. Ein Vergleich mit lokalen Messdaten der Verdunstung steht noch aus.

Tabelle 1: Vergleich der modifizierten ( $ET_{0,Ks}$  ) mit der standortspezifischen ( $ET_{0,Mess}$ ) Grasreferenzverdunstung.

		Standort	"Lincoln	-Kaseı	ne"	Standort "Betriebshof"			
Jahr	Monat	ET <sub>0,Mess</sub>	ET <sub>0,Ks</sub>	D	iff.	ET <sub>0,Mess</sub>	ET <sub>0,Ks</sub>	D	iff.
		mm	mm	mm	%	mm	mm	mm	%
2017	5	81,3	81,8	0,4	0,5	87,0	85,0	-2,0	-2,3
2017	6	87,5	90,5	3,0	3,4	93,0	93,8	0,8	0,8
2017	7	83,8	83,3	-0,5	-0,6	89,2	86,5	-2,7	-3,0
2017	8	65,2	66,0	0,7	1,1	69,5	68,8	-0,7	-0,9
2017	9	39,5	37,9	-1,5	-3,9	42,8	39,7	-3,1	-7,2
2017	10	22,1	24,5	2,4	10,9	24,5	25,1	0,6	2,5
2017	11	7,4	9,1	1,6	21,9	7,3	9,0	1,7	23,4
2017	12	6,1	5,9	-0,2	-3,8	6,0	5,6	-0,3	-5,4
2018	1	9,2	8,7	-0,5	-5,0	9,1	8,6	-0,6	-6,2
2018	2	13,7	14,3	0,6	4,4	15,4	14,6	-0,9	-5,6
2018	3	30,5	28,2	-2,3	-7,5	30,8	29,4	-1,4	-4,4
2018	4	62,8	62,0	-0,7	-1,2	64,8	64,8	0,1	0,1
Sun	nme	509,2	512,2	3,0	0,6	539,3	530,9	-8,4	-1,6

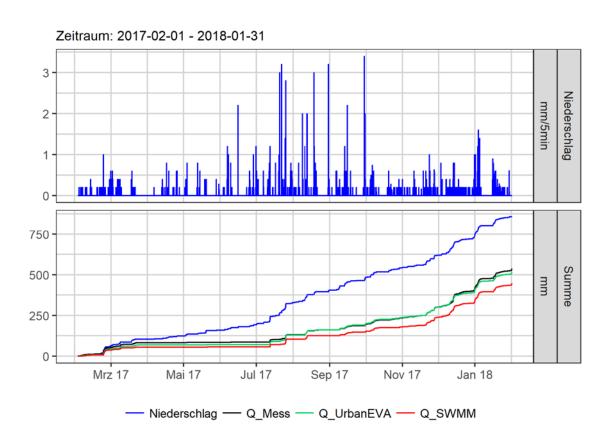


Abbildung 3: Vergleich der Simulationsergebnisse von SWMM und SWMM-UrbanEVA anhand des Gründachs "FHZ 1"

Tabelle 2: Vergleich der monatlichen Simulationsergebnisse für den Drainageabfluss mit den Messdaten.

		N	N Abfluss						
Jahr	Monat	Mess.	Mess.	UrbanEVA		SWMM			
	IVIOIIAL	N	Q	Q	Diff.	Q	Diff.		
		mm	mm	mm	mm	mm	mm		
2017	2	63,8	52,8	43,6	-9,2	37,6	-15,2		
2017	3	40,6	29,5	24,1	-5,3	17,8	-11,7		
2017	4	19,6	0,8	0,0	-0,8	0,0	-0,8		
2017	5	35,3	2,3	2,3	0,1	0,7	-1,6		
2017	6	34,6	0,3	0,0	-0,3	0,0	-0,3		
2017	7	133,8	45,6	59,7	14,1	47,9	2,4		
2017	8	77,2	29,5	30,8	1,3	22,2	-7,3		
2017	9	79,6	34,4	38,4	4,0	24,9	-9,5		
2017	10	59,7	39,8	38,1	-1,7	28,3	-11,5		
2017	11	74,8	66,2	63,2	-3,0	59,1	-7,1		
2017	12	134,3	123,2	112,3	-10,9	109,4	-13,8		
2018	1	103,5	112,7	101,9	-10,7	98,3	-14,4		
Summe		856,8	537,0	514,5	-22,5	446,3	-90,7		
Diff (%)					-4,2		-16,9		

Die Validität von SWMM-UrbanEVA wurde weiterhin anhand von Abflussdaten eines Jahres von dem 80 m² großen extensiv begrünten Dach "FHZ 1" untersucht und mit den Ergebnissen des bisherigen Verdunstungsansatzes von SWMM verglichen. Die Kalibrierung des Modells erfolgte auf Grundlage der Erkenntnisse aus der Sensitivitätsanalyse (Hörnschemeyer 2019). Optimiert wurden der vegetationsspezifische Parameter LAI, die bodenspezifischen Parameter Gesamtporenvolumen, Welkepunkt, Durchlässigkeitsbeiwert sowie die Rezessionskonstante und die beiden für die Abflusskonzentration relevanten Parameter der Dränschicht, Koeffizient und Exponent.

Die Abflusssummenlinien (Abbildung 3) beider Berechnungsansätze folgen den Messdaten prozesskonform und konsistent. Die Abflusssummen (Tabelle 2) werden im Vergleich zu den Messdaten von SWMM-UrbanEVA um -4,2 % geringfügig und mit dem Standardansatz in SWMM um -16,9 % erheblich unterschätzt. Die Abweichungen der Modelle untereinander können auf die zeitweilige Beschattung sowie die kleinskaligen Wirkzusammenhänge des Systems Boden-Pflanze-Atmosphäre, die SWMM-UrbanEVA im Gegensatz zum bisherigen Ansatz berücksichtigt. SWMM-UrbanEVA kann für die vorliegende Fallstudie als realitätsnah und vailde angesehen werden. Ergebnisse der Validitätsprüfung anhand der Großlysimeterdaten St. Arnold wurden in Hörnschemeyer (2019) veröffentlicht.

#### 4. Zusammenfassung und Ausblick

SWMM-UrbanEVA wurde für die Modellierung der Verdunstungsprozesse urbaner Vegetationselemente in das bestehende Modell SWMM (US EPA) eingebunden. Diese Weiterentwicklung sieht zusätzlich zu den bestehenden Bodenschichten einen Vegetations-Layer vor, mit dem das System Boden-Pflanze-Atmosphäre realitätsnäher abgebildet werden kann und für das die verschiedenen Modellierungsansätze definiert werden.

Die aufgestellte Modellierung ist in der Lage verschiedene Vegetationstypen standortgerecht und komponentenscharf abzubilden. Der LAI erweist sich in der Modellierung als belastbarer Eingabeparameter, mit dem die Differenzierung zwischen den Teilprozessen erfolgreich beschrieben werden kann. Zusätzlich können über ihn verschiedene Vegetationsformen abgebildet werden, die Unterschiede in der Verdunstungscharakteristik aufweisen. Durch die Abminderung der potentiellen Verdunstung auf Grundlage der Einflussnahme von Beschattungseffekten werden darüber hinaus wichtige Aspekte des Energiehaushalts in das Modell integriert. Untersuchungen für verschiedene Standorte sowie Vegetationsformen bestätigen die Validität des Modells

Aktuell erfolgen außerdem weitergehende Untersuchungen zur Parametrisierung der Vegetation im urbanen Raum (insbesondere vf, LAI). Durch Integration dieser Aspekte stellt SWMM-UrbanEVA ein leicht übertragbares und umkompliziert anwendbares Tool dar, das die Fortentwicklung und Anwendung von blau-grüner Infrastruktur in der Stadt der Zukunft maßgeblich unterstützen kann. SWMM-UrbanEVA ist auf Nachfrage verfügbar.

#### 5. Danksagung

Ein besonderer Dank gilt dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die finanzielle Förderung der Verbundvorhaben "Wasserhaushalt siedlungsgeprägter Gewässer" (WASIG) (Förderkennzeichen 033W040C) sowie "RessorcenPlan im Quartier" (R2Q) (Förderkennzeichen 033W102A-K).

#### 6. Literatur

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998): *Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements*. (FAO Irrigation and drainage paper).
- Braden, H. (1985): "Ein Energiehaushalts-und Verdunstungsmodell für Wasser und Stoffhaushaltsuntersuchungen landwirtschaftlich genutzer Einzugsgebiete". In: Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. 42 (S), S. 294–299.
- Deardorff, J.W. (1978): "Efficient prediction of ground surface temperature and moisture, with inclusion of a layer of vegetation". In: Journal of Geophysical Research. 83 (C4), S. 1889, doi: 10.1029/JC083iC04p01889.
- DWD (2015): "Deutscher Wetterdienst Langjährige Mittelwerte". Abgerufen 17.12.2017 von https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/langj\_mittelwerte.html.
- Fletcher, T.D., Andrieu, H., Hamel, P. (2013): "Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art". In: Advances in Water Resources. 51 (0), S. 261–279, doi: 10.1016/j.advwatres.2012.09.001.
- Harsch, N., Brandenburg, M., Klemm, O. (2009): "Large-scale lysimeter site St. Arnold, Germany: analysis of 40 years of precipitation, leachate and evapotranspiration". In: Hydrology and Earth System Sciences. 13 (3), S. 305–317.
- Hörnschemeyer, B. (2019): Modellierung der Verdunstung urbaner Vegetation Weiterentwicklung des LID-Bausteins im US EPA Storm Water Management Model. 1. Aufl. Münster: Springer Spektrum (Forschungsreihe der FH Münster).
- Hörnschemeyer, B., Henrichs, M., Uhl, M. (in preparation): "SWMM-UrbanEVA: A Model for the evapotranspiration of urban vegetation". In.:

- Koelbing, M., Schuetz, T., Weiler M., M. (2017): "Steuerungsmechanismen der klein-skaligen Variabilität der urbanen Verdunstung". In: Den Wandel messen Wie gehen wir mit Nichtstationarität in der Hydrologie um? Beiträge zum Tag der Hydrologie am 23./24. März 2017 an der Universität Trier Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Trier S. 63–74, doi: 10.14617/for.hydrol.wasbew.38.17.
- Rossman, L., EPA U.S. Environmental Protection Agency (Hrsg.) (2015): *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1*. Cincinnati, Ohia.
- Rossman, L., Huber, W.C., EPA U.S. Environmental Protection Agency (Hrsg.) (2016): *Storm Water Management Model Reference Manual Volume III Water Quality*. Cincinnati, Ohia.
- Scherer, I., Henrichs, M., Uhl, M., Schuetz, T., Weiler, M., Hackenbrock, K., Florenz, K., Freytag, T. (2017): "Planungsinstrumente und Bewirtschaftungskonzepte für den Wasserhaushalt in Siedlungen". In: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft. (4), S. 221–228, doi: 10.3243/kwe2017.04.005.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M.Th., Department of Environmental Sciences (Hrsg.) (2013): *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media Version 4.17*. Riverside, California: University of California Riverside.
- WWU Münster (2019): "Wetterstation der AG Klimatologie". Institut für Landschaftsökologie, AG Klimatologie. Abgerufen 21.06.2019 von https://www.unimuenster.de/Klima/wetter/wetter.php.
- Zhao, L., Xia, J., Xu, C., Wang, Z., Sobkowiak, L., Long, C. (2013): "Evapotranspiration estimation methods in hydrological models". In: Journal of Geographical Sciences. 23 (2), S. 359–369, doi: 10.1007/s11442-013-1015-9.

#### **Korrespondenz:**

Name (Hauptautor) Birgitta Hörnschemeyer M.Sc.

Adresse Fachhochschule Münster, IWARU, Corrensstraße 25, 48149 Münster

Tel 0251-83-65590

E-Mail <u>b.hoernschemeyer@fh-muenster.de</u>

## Hydraulische Leistung von Rinnenfiltern zur dezentralen Regenwasserbehandlung

B. Lambert<sup>1,</sup> C. <u>Huwe<sup>2</sup></u>,

<sup>1</sup> BIOPLAN Landeskulturgesellschaft, Pfohlhofstr. 20, 74889 Sinsheim, Deutschland

<sup>2</sup> Hauraton GmbH & Co.KG, Werkstr. 13,76437 Rastatt, Deutschland

#### 1. Problemstellung

Die hydraulische Betriebsleitfähigkeit ist die zentrale Größe, die über den Erfolg einer Filtration von Regenabflüssen entscheidet. Bisher ist noch weitgehend unbekannt unter welchen Bedingungen eine

Depression oder auch eine Erhöhung der hydraulischen Betriebsleitfähigkeit auftritt. Eine vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderte 2,5-jährige Felduntersuchung an 16 Rinnenfilterstandorten soll diese Kenntnislücke schließen helfen. Im Folgenden wird über erste Ergebnisse dieser Felduntersuchung berichtet.



#### 2. Methodik

An den 16 Rinnenfilterstandorten wird in monatlichem bis vierteljährlichen Abstand über eine mobile Wasservorlage von 1  $\rm m^3$  die hydraulische Filterleistung ermittelt (Abbildung 1). Nach einem Wasserüberstau von 15 cm wird der Zufluss abgestellt und die Zeitdauer des Wasserspiegelabfalles von 15 – 5 cm für die Berechnung des Betriebs- $\rm k_f$ -Wertes verwendet. Anhand von vertikalen Stoffdepots der Rinnenfilter soll geprüft werden, ob bei biogener Zunahme der hydraulischen Betriebsleitfähigkeit eine Abnahme des stofflichen Rückhaltes auftreten kann.



Abbildung 1: Die mobile Wasservorlage von 1 m³ ermöglicht bei allen 16 Standorten unabhängig von einem örtlichen Hydranten regelmäßige k<sub>f</sub>-Messungen vorzunehmen.

#### 3. Charakterisierung der Rinnenfiltration

Für die hydraulische Filterleistung sind insbesondere folgende Größen relevant:

- Oberflächenfiltration
- Trockenfallender Betrieb
- Vegetationsfreier Filter

#### Oberflächenfiltration

Die Feinpartikel des Regenabflusses dringen quantitativ maximal 5 cm in das Korngerüst des Filtermateriales ein. Durch die geringe Eindringtiefe der Feinpartikel ergeben sich folgende Effekte:

- Die oberflächennah abfiltrierten Feinpartikel sind, im Gegensatz zur Tiefenfiltration, einer Aggregierung und Porenbildung zugänglich, wodurch ein Wiederanstieg der hydraulischen Filterleistung der oberflächennahen Filterschicht möglich ist.
- Bei längerer Betriebszeit bildet sich ein Sekundärfilter, der bei Aggregierung, Bioturbation und biogener Porenbildung hydraulisch durchlässig bleibt. Ein betrieblicher Eingriff ist dann ausschließlich vom Verfüllgrad des Retentionsraumes abhängig. Die Entnahme des Schadstoffdepots kann sich dann ausschließlich auf den Sekundärfilter beschränken. Hierdurch wird Filtermaterial gespart und das Schadstoffdepot auf den Sekundärfilter konzentriert.

#### **Trockenfallender Betrieb**





Abbildung 2: Vergleich der Abnahme des k-Wertes eines dauereingestauten (links) und trockenfallenden (rechts) Rinnenfilter. Standort mit hoher Feinpartikelfracht.

Durch den trockenfallenden Betrieb ist eine Feinpartikelaggregierung, Bioturbation und zoogene Porenbildung möglich, die bei dauerndem Überstau unterbleibt, wie eine Vergleichsuntersuchung zeigt (Abbildung 2).

#### **Vegetationsfreier Filter**

Im Unterschied zu Retentionsbodenfiltern kann bei Rinnenfiltern nur die zoogene, aber nicht die phytogene Porenbildung für die Aufrechterhaltung der hydraulischen Betriebsleitfähigkeit genutzt werden. Hierdurch besitzt die zoogene Porenbildung bei Rinnenfiltern eine besonders große hydraulische Bedeutung.

#### 4. Resultate

#### 4.1 Verteilung der hydraulischen Filterleistung

Die untersuchten Standorte zeigen eine starke Varianz der hydraulischen Betriebsleitfähigkeit. Im Extrem kann die  $k_f$ -Abnahme bis zur Kolmation oder auch zu einer  $k_f$ -Zunahme gegenüber der Ausgangsleitfähigkeit führen. Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass die hydraulische Betriebsleitfähigkeit stark durch die Zufuhr von Vegetationsresten beeinflusst wird (Abbildung 3).

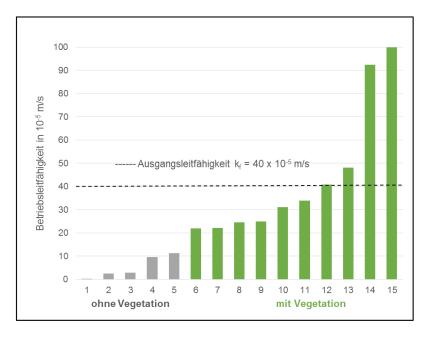


Abbildung 3: Verteilung der hydraulischen Betriebsleitfähigkeit der Rinnenfilterstandorte, Messung Herbst 2018. Ein Standort konnte wegen der vorangegangenen Entnahme der Feinpartikel nicht in die Auswertung mit aufgenommen werden.

#### 4.2 Einfluss der Vegetationsreste

Durch den trockenfallenden Filterbetrieb sind Vegetationsreste keine Störstoffe, die die Kolmation fördern, sondern Nahrungsgrundlage für die terrestrische Bodenfauna. Die Felduntersuchung der 16 Rinnenstandorte zeigt, dass Vegetationsreste auf der Filteroberfläche zur Wurmbesiedlung führen und hierdurch eine Feinpartikelaggregierung (Abbildung 4), Bioturbation (Abbildung 5) und zoogene Porenbildung (Abbildung 6) stattfindet, die auch bei hoher Feinpartikelfracht eine Kolmation verhindert. Die bisherigen Untersuchungen des vertikalen Stoffdepots zeigen keine Abnahme der stofflichen Filterleistung durch biogene Porenbildung (Tabelle 1).



Abbildung 4: Rinnenfilter mit hohem Anteil an Vegetationsresten. Oben: Schwarze Sekundärfilterschicht mit Feinpartikelaggregierung bzw. hoher hydraulischen Filterleistung. Unten: Graue Primärfilterschicht - Zwischen Primär- und Sekundärfilter ist keine feinpartikuläre Sperrschicht vorhanden.



Abbildung 5: Rinnenfilter mit hohem Anteil an Vegetationsresten. Die Durchmischung von primärer und sekundärer Filterschicht verhindert eine hydraulische Barriere im Grenzbereich der beiden Schichten.



Abbildung 6: Rinnenfilter mit hohem Anteil an Vegetationsresten. Zoogene Porenbildung im Grenzbereich zwischen Primär- und Sekundärfilter.

Tabelle 1: Vertikales Stoffdepot eines Rinnenfilters bei hohem Anfall an Vegetationsresten bzw. hoher hydraulischer Filterleistung nach 4,5 Betriebsjahren.

Tiefe		GV	Zn	Cd	Cu	Pb	
in cm		in %	in mg/kg				
3 – 8	Sed	23,3	742	0,35	47,8	19,7	
0 – 3	Sed	10,9	634	0,23	52,5	18,3	
0 – 5	FiM	2,47	138	0,11	18,4	7,1	
5 – 10	FiM	0,82	9,1	< 0,10	1,6	2,4	
10 – 15	FiM	0,69	8,4	< 0,10	1,9	2,6	

Sed: Sediment FiM: Filtermaterial

Rinnenfilter B, Rinne 1,  $k_f = 66*10^{-5}$  m/s

#### Korrespondenz:

Benedikt Lambert BIOPLAN Landeskulturgesellschaft Pfohlhofstr. 20 74489 Sinsheim 0049 7261 5995 bioplan-lambert@t-online.de

#### Gebäudeschutz gegen Oberflächenabfluss

M. Imhof, B. Staub, M. Jordi

VKG Vereinigung Kantonaler Gebäudeversicherungen, Bundesgasse 20, 3001 Bern, Schweiz

**Kurzfassung:** Oberflächenabfluss ist für einen erheblichen Teil der Überschwemmungsschäden an Gebäuden verantwortlich. Viele Gebäude in der Schweiz auch fernab jeglicher Gewässer sind betroffen. Aufgrund der ungenügenden Vorwarnzeit lokaler Starkregen eignen sich zum Schutz von Gebäuden ausschliesslich permanent installierte Vorrichtungen. Es besteht ein breites Spektrum möglicher Schutzkonzepte zur Auswahl, ausgehend von der Umgebungsgestaltung über die gezielte Um- / Ablenkung des anfallenden Wassers bis zur Abdichtung der Gebäudehülle resp. dem Schutz von Öffnungen und Zugängen.

**Key-Words:** Oberflächenabfluss, Starkregen, Gebäudeschutz, Objektschutz, Gebäudeschäden, Siedlungsentwässerung

#### 1. Einleitung / Problemstellung

Feuerwehrleute sind mit der unerfreulichen Situation vertraut: Nur wenige Minuten nach der Alarmierung stehen sie handlungsbereit am Einsatzort, doch der Überschwemmungsschaden ist bereits angerichtet und das Wasser – bis auf jenes in den vollgelaufenen Kellern und Tiefgaragen – schon wieder abgeflossen. «Pumpen statt schützen» heisst es dann. Was hier beschrieben wird, ist der typische Verlauf eines starkregenbedingten Oberflächenabfluss-Ereignisses in Hanglage (Abb. 1).



Abbildung 11:

Für Oberflächenabfluss prädestiniertes Gelände: Der konkav geformte Hang führt bei Starkniederschlag Oberflächenwasser heran, das sich in der Geländemulde am Hangfuss sammelt. Foto: geo7 AG.

Oberflächenabfluss wird definiert als «Teil des Niederschlags, der dem Vorfluter (Bach, Fluss, See) über die Bodenoberfläche unmittelbar zufliesst» (Loat und Meier, 2003). Es handelt sich also um eine Form der Überschwemmung, die nicht aus permanenten Gewässern stammt, sondern sich bei Starkregen

im Gelände spontan ausbildet. Während bei Gewässern mit Pegelmessung zwecks Alarmierung ein Schwellenwert festgelegt werden kann und im Idealfall mehrere Stunden Vorwarnzeit bestehen, lässt sich Oberflächenabfluss – wenn überhaupt – bestenfalls einige Minuten im voraus anhand von Niederschlagsradardaten vorhersagen. Eine zuverlässige Alarmierung ist somit nicht möglich.

In konventionellen Naturgefahrenkarten wird die Gefährdung durch Oberflächenabfluss nicht oder nur schematisch anhand von bekannten Ereignissen ausgewiesen. Seit Juli 2018 besteht aber die Möglichkeit, die Gefährdung jedes Gebäudes in der Schweiz anhand der «Gefährdungskarte Oberflächenabfluss Schweiz» (geo7, 2018) realitätsnah einzuschätzen: Sie zeigt im Massstab 1:12′500, wo bei Starkregen mit dem Auftreten von Oberflächenabfluss zu rechnen ist und liefert Hinweise über die zu erwartende Wassertiefe. Gemäss der Karte sind gegen zwei Drittel des Schweizer Gebäudebestandes potenziell durch Oberflächenabfluss gefährdet.

#### 2. Statistik / Bedeutung von Oberflächenabfluss

Eine Hochrechnung der durch die achtzehn Kantonalen Gebäudeversicherungen (KGV) über die letzten zwanzig Jahre vergüteten Gebäudeschäden auf die gesamte Schweiz unterstreicht die Bedeutung dieser bis vor kurzem unterschätzten Naturgefahr: Demnach werden durch Oberflächenabfluss landesweit im Jahresschnitt gut 3'000 Gebäude mit einer Schadensumme von knapp CHF 30 Mio. beschädigt. Das entspricht fast der Hälfte aller überschwemmungsbedingten Schadenfälle bzw. etwa einem Viertel der entsprechenden Schadensumme (Bernet et al., 2018). Damit übertrifft die Summe der Gebäudeschäden durch Oberflächenabfluss gar deutlich jene durch Erdrutsch, Steinschlag, Schneedruck- und Lawine zusammen (Abb. 2).

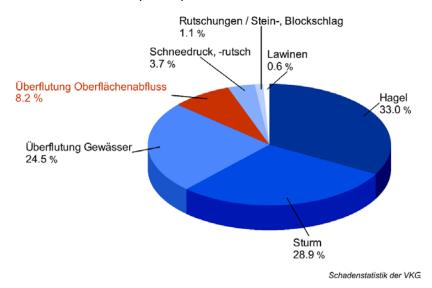


Abbildung 2: Anteil der verschiedenen Elementarschadenursachen an der Gebäudeschadensumme im Zeitraum 1999 – 2018 (18 KGV). Quelle: Schadenstatistik der VKG.

#### 3. Die Rolle der Siedlungsentwässerung

Entwässerungseinrichtungen sorgen im Siedlungsraum meist für die rasche Abführung des anfallenden Regenwassers. Allerdings sind diese in der Regel nur auf ein fünf- bis zehnjährliches Niederschlagsereignis ausgelegt. Jedes beliebige Gebäude ist aber während einer angenommenen Nutzungsdauer von (mindestens) fünfzig Jahren mit einer Wahrscheinlichkeit von vierzig Prozent einem hundertjährlichen Starkregenereignis ausgesetzt. Die Siedlungsentwässerung ist aus technischen und wirtschaftlichen Gründen nicht auf die Aufnahme derartiger Wassermengen

dimensioniert. Und selbst bei kleineren Ereignissen verhindern oft Laub, Hagelkörner, Schlamm oder hydrodynamische Prozesse (z.B. Verwirbelungen), dass ein Grossteil des Wassers überhaupt in die Kanalisation abfliessen kann (Abb. 3). Und vielfach stösst ein Teil des aufgenommenen Wassers wieder durch weiter talwärts gelegene Abwasserschächte auf (Abb. 4) oder dringt bei Rückstau über den Kanalisationsanschluss gar direkt in Gebäude ein.



Abbildung 3: Welcher Anteil des abfliessenden Wassers gelangt überhaupt in die Kanalisation...? Foto: A. Bürgi.



Abbildung 4: ... und wieviel davon verbleibt darin? Foto: A. Bürgi.

#### 4. Gefährdung durch Oberflächenabfluss

Oberflächenabfluss gefährdet besonders Gebäude an Hang- und Hangfusslagen – insbesondere wenn der Hang konkav (rinnen-, wannenförmig) ausgebildet ist – sowie in Muldenlagen (Abb. 5). Verschärft wird das Problem oft durch künstliche Leitlinien wie Strassen und Wege, Trottoirränder, Stellriemen, Tiefgarageneinfahrten und Treppenabgänge, die dem Wasser den Weg zum Gebäude hin weisen (Abb. 6). Die Fliesstiefe von Oberflächenwasser ist zwar meist gering, doch wenn es ins Gebäudeinnere gelangt, kann der Wasserstand in Untergeschossen rasch bis unter die Decke ansteigen – mit entsprechender Schadenfolge und schlimmstenfalls auch mit Personengefährdung. Eine zusätzliche Gefährdung bilden zudem elektrische Anlagen, sowohl für bereits im Gebäude befindliche Personen als auch für die Einsatzkräfte.

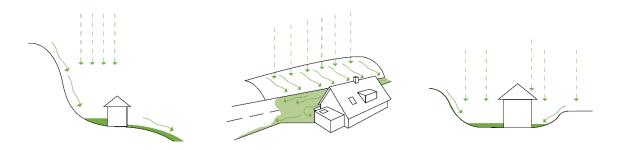


Abbildung 5: Typische Gefährdungsbilder bei Oberflächenabfluss sind der Zufluss vom Hang (links), von angrenzenden Strassen, Vorplätzen und Zufahrten (Mitte) sowie die Ansammlung von Wasser in Mulden (rechts). Quelle: www.schutz-vor-naturgefahren.ch.



Abbildung 6: Selbst wenige Zentimeter hohe Längsstrukturen wie Strassenränder dienen dem Wasser als Leitlinie – hier zum Glück um das Gebäude herum. Foto: geo7 AG.

Die Qualität der Gebäudehülle bestimmt massgeblich, ob es zu einem Gebäudeschaden kommt oder nicht: Weist die Gebäudehülle Schwachstellen auf, dann «findet» das Wasser diese fast unfehlbar. Meist handelt es sich dabei um tief liegende, ungeschützte Eingänge und Zufahrten, Fenster, Türen, Lichtschächte und Lüftungsöffnungen. Darüber hinaus kann Wasser auch über die Kanalisation (Rückstau), undichte Leitungsdurchführungen oder undichtes Mauerwerk ins Gebäudeinnere gelangen.

Das eindringende Wasser ist in der Regel mehr oder weniger stark verschmutzt: Mit dem Wasser gelangen somit auch Schlamm, Fäkalien oder Heizöl ins Gebäudeinnere. Dies erhöht die Schadenwirkung im und am Gebäude und stellt bei Verlagerung ins Freie eine Umweltgefährdung dar. Durch kapillare Effekte (Aufstieg im Mauerwerk oder in Wärmedämmungen) und hohe Luftfeuchtigkeit reicht die Schadenwirkung typischerweise über die eigentliche Überflutungshöhe hinaus.

#### 5. Gebäudeschutzmassnahmen

Bei einem Bauvorhaben sind an der Ausgestaltung der Gebäudehülle und Umgebung verschiedenste Akteure beteiligt, z.B. Bauherren, Architekten, Fachplaner, Zimmerleute, Maurer, Gipser, Maler, Elektriker, Landschaftsgärtner. Entsprechend sollten sie alle über das Thema Oberflächenabfluss Bescheid wissen. Welche Möglichkeiten haben sie, um künftige Gebäudeschäden zu vermeiden?

Ausgangspunkt jeder Massnahmenplanung muss die Abklärung der Gefährdungssituation sein: Anhand der «Gefährdungskarte Oberflächenabfluss» lässt sich beurteilen, ob überhaupt eine Gefährdung vorliegt. Die Karte liefert auch erste Anhaltspunkte zu möglichen Fliesswegen des Wassers. Aufgrund der begrenzten Auflösung der Modellgrundlagen (Kleinstrukturen wie Stellriemen, Trottoirränder oder Schwellen bei Zufahrten fehlen teilweise im digitalen Geländemodell) sind die tatsächlichen Fliesswege in jedem Fall vor Ort zu verifizieren.

Schutzmassnahmen gegen Oberflächenabfluss sind naturgemäss auch gegenüber Überschwemmungen durch Fliessgewässer wirksam (und umgekehrt). Es empfiehlt sich daher, die Massnahmenplanung nicht isoliert, sondern unter dem Aspekt der Gesamtgefährdung durchzuführen. D.h. neben der «Gefährdungskarte Oberflächenabfluss» ist auch die kantonale «Naturgefahrenkarte Wasser» zu berücksichtigen.

In der Regel führt nicht eine einzige Standardlösung zum Ziel, sondern es gilt aus einem Massnahmenkatalog die für die Situation (Neubau / Umbau, Gebäudetyp und -nutzung) die am besten geeigneten auszuwählen (siehe auch online Naturgefahren-Check unter www.schutz-vornaturgefahren.ch). Der Gebäudebesitzer wird sich dabei zwangsläufig auf Objektschutzmassnahmen beschränken. Flächenschutzmassnahmen, die ganze Siedlungsteile abschirmen, liegen in der Verantwortung der Behörden (Gemeinde, Kanton).

#### 5.5 Umgebungsgestaltung

Grundsätzlich sollte das Terrain so gestaltet sein, dass Wasser vom Gebäude wegfliesst. An das Gebäude angrenzende Geländemulden sind zu vermeiden bzw. aufzufüllen oder gezielt als Retentionsflächen zu nutzen. So gelangt die Gebäudehülle idealerweise gar nicht erst in Berührung mit dem Oberflächenabfluss. Auch mit Sammelrinnen, Stellriemen und Ablenkmauern (Abb. 7) kann Oberflächenwasser vom Gebäude ferngehalten werden. Zu beachten ist bei sämtlichen Ablenkmassnahmen, dass Art. 689 ZGB eingehalten werden muss: «Keiner darf den natürlichen Ablauf [des Wassers] zum Schaden des Nachbarn verändern.» Darüber hinaus sind die Grundstückentwässerungseinläufe regelmässig zu kontrollieren und gegebenenfalls zu reinigen.



Abbildung 7: Eine Ablenkmauer leitet das Wasser am Gebäude vorbei. Foto: geo7 AG.

Um einer möglichen Gefahrenverlagerung vorzubeugen, ist das gezielte Anlegen von Abflusskorridoren wichtig. Insbesondere bei grösseren und sich weiter entwickelnden Überbauungen müsste frühzeitig eine koordinierte Planung des oberflächlichen Wasserabflusses erfolgen. Wird der

Umgang mit dem anfallenden Regenwasser aktiv mitgeplant, lassen sich ganze Quartiere vor Oberflächenabfluss schützen und zugleich ökologische Ansprüche an ein nachhaltiges Regenwassermanagement erfüllen.

#### 5.6 Schutzmassnahmen am Gebäude

Um einen Wassereintritt in das Gebäude zu verhindern, bestehen vielfältige Möglichkeiten: Durch Anhebung des Erdgeschosses und insbesondere der Gebäudeeingänge über das Überschwemmungsniveau können potenzielle Schwachstellen aus dem Gefährdungsbereich entrückt werden – speziell beim Neubau eine gleichermassen wirksame wie kostengünstige Lösung. Zudem lohnt sich die Erhöhung der Oberkanten von Lichtschacht- und Lüftungsöffnungen (Abb. 8).



Abbildung 8: Über den Hochwasserpegel angehobene Lüftungs- und Lichtschachtöffnungen. Foto: VKG.

Tiefgaragen lassen sich durch Ausbildung einer Schwelle vor der Einfahrt schützen (Abb. 9). Wo dies nicht möglich ist, können auch Klappschotts oder (automatisch schliessende) Hochwasserschutztore zur Problemlösung beitragen. Im Überflutungsbereich verbleibende Gebäudeteile können durch wasserdichte Türen und Fenster bzw. wasserdichtes Mauerwerk mit feuchtigkeitsunempfindlicher Materialisierung gesichert werden. Besonders empfindlich sind gewisse Dämmmaterialien und Putze, weshalb auch Umbauten und Sanierungen umsichtig geplant sein wollen.



Abbildung 9: Eine Kuppe vor der Einfahrt in die Tiefgarage verhindert deren Flutung. Foto: VKG.

Ein gründliches und überlegtes Vorgehen bei der Massnahmenplanung ist entscheidend: Bereits eine einzige Schwachstelle am Gebäude reicht aus, damit es zu Schäden kommt. Es genügt also nicht, die «wichtigsten» Schwachstellen zu beheben und z.B. die Katzenklappe zu vergessen. Mit der Erstellung der Schutzmassnahmen allein ist das Problem aber noch nicht gelöst: Insbesondere bewegliche und der Abnutzung unterworfene Gebäudeelemente erfordern eine Wartung und Unterhalt. Als Begleitmassnahme für einen guten Wasserabfluss lohnt sich die regelmässige Kontrolle und Reinigung der Dachrinnen und Fallrohre sowie der Einläufe der Grundstücksentwässerung. So lässt sich die potenziell am Gebäude anfallende Wassermenge reduzieren.

#### 5.7 Schutzmassnahmen im Gebäude

Technische Geräte wie Steckdosen, Elektrotableaus, Waschmaschinen, Tumbler, Tiefkühltruhen, Fahrstühle, Heizungen, Computerserver usw. sowie Wertgegenstände sollten jeweils über dem zu erwarteten Überflutungsniveau installiert bzw. gelagert werden. Mit einer Aufschwimmsicherung wird vermieden, dass Heizöltanks im Wasser aufschwimmen und dieses kontaminieren. Der Schutz sämtlicher Elektroinstallationen ist auch zur Gewährleistung der Personensicherheit zentral.

Mittels Rückstausicherungen (Rückstauklappen, -verschlüsse) lässt sich zudem verhindern, dass über die Kanalisation Wasser ins Gebäude gelangt. Auch auf eine wasserdichte Durchführung von Leitungen ins Gebäudeinnere ist zu achten.

#### 6. Permanente oder temporäre Schutzmassnahmen?

Oberflächenabfluss entsteht erfahrungsgemäss so rasch, dass keine Zeit für Schutzhandlungen bleibt. Schutzmassnahmen zur Abschirmung, Umlenkung oder Abdichtung müssen permanent und autonom funktionieren, d.h. ohne menschlichen Eingriff.

Temporäre Schutzmassnahmen erfordern die ständige Bereitschaft des damit vertrauten Einsatzpersonals. Schutzelemente wie Sandsäcke, Schlauchsperren, Hochwasserschutzbalken, mobile Schutzwände, manuelle Hochwasserschutztüren und Tür- und Fensterschotts, die erst herangeführt und errichtet oder zumindest von Hand bedient werden müssen, sind daher als Objektschutzmassnahmen gegen Oberflächenabfluss nicht geeignet.

Gegen temporäre Objektschutzmassnahmen spricht weiter, dass sich für deren Bedienung meist Personen in den Gefahrenbereich begeben müssen. Eine erwachsene Person auf nassem, rutschigem Untergrund (Schlamm!) riskiert bereits ab Wassertiefen von 25 cm und Fliessgeschwindigkeiten ab 0.5 m/s umgerissen zu werden (AWEL & GVZ, 2017). Konzentrierter Oberflächenabfluss kann aber durchaus Fliessgeschwindigkeiten von 2 – 3 m/s erreichen, auf Asphalt bei genügender Fliesstiefe auch deutlich mehr.

#### 7. Dimensionierung von Objektschutzmassnahmen

Erste Hinweise für die Dimensionierung von Schutzmassnahmen liefert die «Gefährdungskarte Oberflächenabfluss»: Sie unterscheidet in ihrer Darstellung drei Kategorien von Fliesstiefen:  $0-10~\rm cm$  /  $10-25~\rm cm$  /  $>25~\rm cm$ . Diese Angaben liefern jedoch nur grobe Richtwerte. Eine Beurteilung vor Ort durch eine Fachperson ist daher unerlässlich. Ferner ist ein ausreichender Stauhöhenzuschlag über die erwartete Fliesstiefe hinaus zu berücksichtigen (s. SIA 0260). Dies ist für Oberflächenabfluss besonders wichtig, da aufgrund der relativ geringen Fliesstiefe der Zuschlag prozentual bedeutender ausfällt als bei grösseren Wassertiefen (Abb. 10).



Abbildung 10: Bereits die nur wenige cm hohe Strassenumrandung unter der Leitplanke führt zu Aufstau und Bildung einer stehenden Welle, was die Wirkungshöhe des Wassers gegenüber der reinen Fliesstiefe mehr als verdoppelt. Foto: geo7 AG.

#### 8. Kosten von Objektschutzmassnahmen

Im Vergleich mit hochwasserführenden Fliessgewässern sind die Intensitäten (Abflusstiefe × Fliessgeschwindigkeit) von Oberflächenabfluss relativ gering. Wirksame Objektschutzmassnahmen sind daher oft mit bescheidenem Aufwand realisierbar und weisen in der Regel ein vorteilhaftes Kosten-Nutzenverhältnis auf. Werden Schutzmassnahmen bereits bei der Projektierung eines Gebäudes eingeplant, lassen sie sich freier, preisgünstiger und ästhetisch ansprechender integrieren. Bei bereits bestehenden Gebäuden hingegen sind nachträgliche Schutzmassnahmen meist nur eingeschränkt möglich und teurer. Zudem treten sie oft als bauliche Fremdkörper in Erscheinung.

Für Objektschutzmassnahmen an bestehenden Gebäuden können bei einigen Kantonalen Gebäudeversicherungen Beitragsleistungen beantragt werden: Erfüllen die Massnahmen gewisse Anforderungen an Wirtschaftlichkeit und Wirksamkeit, übernehmen viele KGV bis zu 50 % der Kosten. Für Neubauten werden dagegen keine Vergütungen an Schutzmassnahmen gesprochen, um nicht Bauprojekte an gefährdeten Standorten zu subventionieren. Die Gewährleistung eines gewissen Sicherheitsniveaus wird von der Bauherrschaft grundsätzlich erwartet. Empfohlenes Schutzziel gemäss www.schutz-vor-naturgefahren.ch und PLANAT (2015: 63): «Bis zum 100-jährlichen Oberflächenwasser [...] kein Wasser im Gebäude, auch unterirdische Räume bleiben trocken».

Für Beratung rund ums Thema Objektschutz stehen die Präventionsfachleute der KGV sowohl für Bestandesbauten als auch bei Neubauprojekten zur Verfügung.

#### 9. Dank

Die Autoren danken Herrn Lorenz Heiniger, Huttwil für inhaltliche Ergänzungen sowie Frau Anna Bürgi, Wyssachen und der geo7 AG, Bern für die freundliche Erlaubnis zur Verwendung von Abbildungen.

#### 10. Literatur

Informationsplattform Gebäudeschutz vor Naturgefahren: www.schutz-vor-naturgefahren.ch.

AWEL und GVZ (2017): Verhältnismässigkeit von Gebäudeschutzmassnahmen bei Umbauten. Arbeitshilfe 8 des Amts für Abfall, Wasser, Energie und Luft und der Gebäudeversicherung Zürich. Zürich, 4 S.

- Bernet, D. B., Sturny, R. A., Berger, C., Kipfer, A., Prasuhn, V., Staub, B., Stoll, S. und Thomi, L. (2018): Werkzeuge zum Thema Oberflächenabfluss als Naturgefahr eine Entscheidungshilfe. Beiträge zur Hydrologie der Schweiz, Nr. 42. Bern, 94 S.
- geo7 (2018): Gefährdungskarte Oberflächenabfluss Schweiz. Technischer Bericht. Bern, 59 S.
- PLANAT (2015): Sicherheitsniveau für Naturgefahren Materialien. Nationale Plattform für Naturgefahren PLANAT, Bern, 68 S.
- Loat, R. und Meier, E. (2003): Wörterbuch Hochwasserschutz. Bundesamt für Wasser und Geologie (Hrsg.). Haupt-Verlag, Bern, 424 S.
- SIA (Hrsg.; 2019): Entwerfen & Planen mit Naturgefahren im Hochbau. Dokumentation D 0260. Zürich, 78 S.

#### Korrespondenz:

Markus Imhof Bundesgasse 20, 3001 Bern +41 (0)31 320 22 62 markus.imhof@vkg.ch)

#### Potenzial von Bilddaten aus sozialen Medien für die urbane Überflutungsvorsorge - Versuch einer Anwendung für zwei extreme Starkregenereignisse in Berlin

Andreas Matzinger<sup>1</sup>, Max Pilger<sup>1</sup>, Martin Nebauer<sup>2</sup>, Pascale Rouault<sup>1</sup>
<sup>1</sup>Kompetenzzentrum Wasser Berlin, <sup>2</sup>Berliner Wasserbetriebe

Kurzfassung: Bildmaterial aus sozialen Medien für zwei extreme Starkregenereignisse in Berlin ermöglichte einen direkten Überflutungsnachweis sowie das Erstellen von örtlichen Überflutungskarten durch in den Bildern enthaltene Referenzobjekte. Trotz geringer Ausbeute von ca. 100 lokalisierbaren Bilddateien für beide Ereignisse sind diese in Ihrer Verteilung über die Stadt repräsentativ und korrelieren mit Feuerwehreinsätzen. Bilddaten zu Überflutungen aus sozialen Medien (und anderen Quellen) eignen sich für die Identifikation von Hotspots und eine verbesserte Validierung von Überflutungsmodellen.

Key-Words: Überflutung, Soziale Medien, Feuerwehreinsätze, Starkregen, Berlin

#### 1. Einleitung

Die gezielte Planung von (dezentralen) Maßnahmen der Überflutungsvorsorge (z.B. Gill et al. 2007) und die Validierung von Modellen der urbanen Überflutungsprognose (e.g. René et al. 2018) erfordern Daten zu überfluteten Standorten und Überflutungshöhen. Solche Daten fehlen aber in der Regel, da Extremereignisse mit Jährlichkeiten > 30 a entsprechend selten auftreten und wenn sie auftreten keine stadtübergreifenden Messungen vorliegen. Verschiedene Autoren schlagen vor den Bedarf an Messdaten durch die Nutzung von Informationen aus sozialen Medien während Extremereignissen zu decken (z.B. Kleidorfer et al. 2018). Die vorliegende Arbeit nimmt diesen Vorschlag am Beispiel von zwei extremen Starkregenereignissen im Jahr 2017 in Berlin auf. Für beide Ereignisse wurde Bildmaterial aus sozialen Medien systematisch gesammelt und auf Überflutung und Überflutungshöhen ausgewertet.

Dabei wurden die folgenden Fragen untersucht:

- In welchem Umfang stehen Bilddaten aus sozialen Medien zu Überflutungsereignissen zur Verfügung?
- Wie können vorhandene Bilddaten für eine Abschätzung von Überflutungshöhen verwendet werden?
- Wie repräsentativ wird die Überflutungssituation durch Bilddaten aus sozialen Medien abgebildet?
- Sind festgestellte Überflutungsstandorte bereits von Erfahrungen bei Ereignissen mit niedriger Jährlichkeit bekannt?

Für die letzten beiden Fragen werden Vergleichsdaten der betrachteten Ereignisse (Regendaten, Feuerwehreinsätze) und weiterer, kleinerer Ereignisse (Überflutungsvorkommnisse, z.B. aus bei den der Berliner Wasserbetrieben eingegangenen Beschwerden) verwendet.

#### 2. Material und Methodik

#### 2.1 Ereignisse

Betrachtet werden zwei Starkregenereignisse in Berlin aus dem Jahr 2017: Ereignis 1 (29.06.2017-30.06.2017) und Ereignis 2 (22.07.2017-29.07.2017). Im Vergleich mit den KOSTRA-Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes (Dauerstufen 48 h bzw. 72 h) erreichte Ereignis 1 an 16 und Ereignis 2 an 6 von 38 betrachteten Regenschreibern eine Jährlichkeit > 100 a (unkorrigierte Regenschreiberdaten der Berliner Wasserbetriebe, 2018). Bei allen anderen Regenschreibern wurden für die beiden Ereignisse Jährlichkeiten zwischen 10 und 100 a festgestellt.

#### 2.2 Sammlung Bilddaten aus sozialen Medien

Gesucht wurde über Schlagworte (z.B. "Berlin", "Starkregen", "Regen", "Überschwemmung", "Überflutung") nach Foto- und Videomaterial auf den "Social Media"-Plattformen Facebook, Twitter, Youtube und über eine Google-Suche. Bilddateien wurden berücksichtigt, wenn sie (i) in Berlin lokalisierbar, (ii) während dem Ereignis (plus 1 Tag) hochgeladen wurden und (iii) nicht schon früher im Netz auftauchten. Eine direkte Lokalisierung der Bilddaten ist aufgrund der unterdrückten Angabe von Koordinaten in der Regel nicht möglich. Die Lokalisierung wurde stattdessen manuell über Hinweise auf den Bildern (z.B. Buslinie, Straßenname, etc.) unter Zuhilfenahme des Internets vorgenommen und verifiziert (z.B. Google Streetview). Alle Bilder wurden für (iii) im Rahmen einer inversen Internetbildsuche geprüft. Schließlich wurden allen berücksichtigten Dateien Koordinaten, (geschätzte) Zeit der Aufnahme und Ortsteil zugeordnet.

#### 2.3 Bestimmen von Überflutungshöhen aus Bilddaten

Überflutungshöhen wurden anhand von typischen (symmetrischen) Referenzobjekten (Autoräder, Fahrradräder, Busräder, historische Berliner Poller) abgeschätzt. Für jeden Referenztyp wurden Beispiele vermessen und Mittelwert und Standardabweichung berechnet. Der Überflutungsanteil eines abgebildeten Referenzobjektes wurde ausgehend von symmetriegebenden Anhaltspunkten (Radmitte, Pollersegmente) bestimmt. Unsicherheiten wurden aus der bekannten Streuung der Höhe der Referenzobjekte und einer geschätzten Unsicherheit von 20% des Überflutungsanteils durch Fehlerfortpflanzung errechnet. Bei Bilddateien (insbesondere bei Videodateien) die mehrere Standorte zeigen, wurden Überflutungshöhen für mehrere Punkte berechnet.

#### 2.4 Vergleichsdaten

Zur Plausibilisierung der Überflutungspunkte und Überflutungshöhen aus sozialen Medien wurden Regendaten (Regenhöhe, Maximale Intensität, Regendauer) sowie Feuerwehreinsatzdaten mit dem Vermerk "Wasser" hinzugezogen. Der Vergleich wurde sowohl visuell als auch durch eine einfache Korrelationsanalyse durchgeführt. Für den korrelativen Vergleich wurden alle Daten auf die 96 Berliner Ortsteile aggregiert.

Zudem wurden die Überflutungsstandorte der beiden Extremereignisse mit bekannten Standorten aus dem Überstauatlas der Berliner Wasserbetriebe verglichen. Dieser enthält Überflutungsvorfälle bei Regenereignissen mit Jährlichkeiten zwischen 0,5a und 5a aus den Jahren 2006-2016 auf Basis von Feuerwehreinsätzen, dem Beschwerdesystem der Berliner Wasserbetrieben sowie einzelnen Einträgen aus sozialen Medien.

#### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Datensammlung

Insgesamt wurden für die beiden Ereignisse 109 Bilddateien gesammelt die eine Überflutung zeigen, die wiederum eine Überflutungsbewertung für 129 Standorte erlaubten (Tab. 1). Die scheinbare Fülle an Bilddaten aus einer ersten Kurzsuche wurde bei der Detailsuche aufgrund folgender Gründe stark reduziert: (1) Die gleiche Bilddatei (teilweise in unterschiedlicher Auflösung) wird oft vielfach weiter "gepostet", wodurch sie mehrmals auftaucht, (2) teilweise werden thematisch passende Bilder früherer Ereignisse hochgeladen und (3) ca. 50% der Bilddateien waren nicht lokalisierbar. Der Hauptaufwand der Datensammlung bestand letztlich in der Lokalisierung der Bilddateien, wofür Ortskenntnisse und detektivisches Geschick nötig waren. Bezüglich der Quellen waren bei Ereignis 1 alle vier "Plattformen" ähnlich ergiebig. Beim zweiten, etwas weniger extremen Ereignis, war die Datenfülle insgesamt deutlich kleiner und zwei Plattformen ergaben gar kein verwertbares Bildmaterial (Tab. 1).

Tabelle 9: Überblick über das gesammelte Bildmaterial

Ereignis	Anzahl Bilddateien, überflutet	abgeleitete Punkte, überflutet						
		gesamt	Facebook	Google	Twitter	Youtube		
1	83	96	20	27	24	25		
2	26	33	0	0	25	8		

Die Verteilung über die Stadt zeigt eine starke örtliche Häufung (Abb. 1). So wurden bei Ereignis 1 51 % der Bilddaten im Umkreis von drei Plätzen aufgenommen, davon allein 11 Bilddaten an einer einzigen Kreuzung (Vgl. Abb. 2).

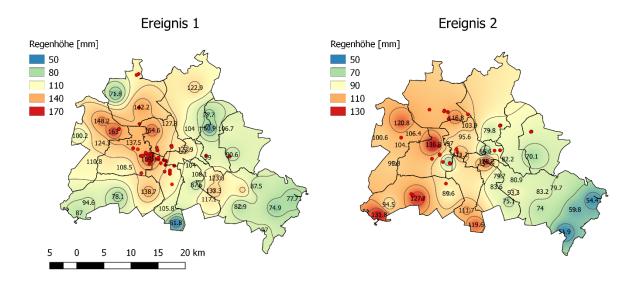


Abbildung 1: Vergleich der Regenhöhen mit überfluteten Standorten für das gesamte Stadtgebiet Berlins. Zahlen zeigen gemessene Regenhöhen, rote Punkte zeigen in sozialen Medien dokumentierte Überflutungen.

#### 3.2 Ermittlung von Überflutungshöhen

Die Ermittlung von Überflutungshöhen ergab Werte zwischen 10 und 350 mm, mit einem Mittelwert von 114 mm und einer mittleren Standardabweichung von 21 %. Wegen der teilweise groben Bildauflösung erlaubten ca. 20% der Bilddateien keine Ermittlung von Überflutungshöhen. Dies war insbesondere bei Videodateien der Fall die beim Hochladen teilweise stark verkleinert werden.

In Bereichen der Stadt wo für viele dicht zusammen liegende Punkte Überflutungshöhen vorliegen, können eigentliche Überflutungskarten des Straßenraums erstellt werden. Abbildung 2 zeigt ein Beispiel einer Interpolation von Überflutungshöhen für Ereignis 1. Die Überflutungskarte in Abbildung 2 umfasst Teile des Straßenraums (ca. 30 ha) innerhalb eines ca. 3 km² großen städtischen Gebietes, wobei die Interpolation auf 31 Überflutungshöhen aus sozialen Medien basiert (schwarze Punkte in Abb. 2). Entsprechend ist die Auflösung der Überflutungskarte trotz zahlreicher Bilddaten mit einer "Messung" pro Hektar eher regional.

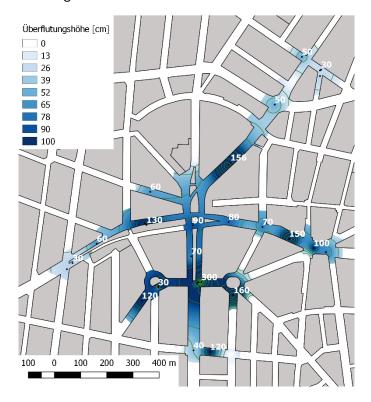


Abbildung 2: Überflutungskartenausschnitt für Ereignis 1 durch Interpolation (mit invers quadratischer Distanzwichtung) der abgeleiteten Überflutungshöhen. Schwarze Punkte zeigen verfügbare Datenpunkte, ausgewählte Überflutungshöhen sind weiß dargestellt.

#### 3.3 Vergleich mit Regen- und Feuerwehreinsatzdaten

Ein visueller Vergleich in Abbildung 1 zeigt, dass viele (aber nicht alle) der abgeleiteten Überflutungspunkte in Gebieten mit hohen Regenhöhen auftreten. Der Umkehrschluss, dass in Gebieten mit hohen Regenhöhen viele Überflutungen nachgewiesen werden, trifft aber nicht zu. Entsprechend korrelieren die Social Media Daten schlecht mit Regendaten (< 0,3; Pearson). Hingegen gibt es bei beiden Ereignissen eine mittlere bis gute Korrelation (0,45, bzw. 0,73) der Anzahl Social Media Daten mit Feuerwehreinsätzen auf Ortsteilebene.

Dabei gibt es Ortsteile die im Vergleich zu den Feuerwehrdaten in den sozialen Medien deutlich überbzw. unterrepräsentiert sind, was auf unterschiedliche Affinitäten zu sozialen Medien hindeuten

könnte. Es zeigt sich allerdings, dass dieser Effekt für entsprechende Ortsteile nicht systematisch für beide Ereignisse auftritt. So sind nur die drei Ortsteile Frohnau, Charlottenburg und Reinickendorf bei beiden Ereignissen in den sozialen Medien unterrepräsentiert (d.h. sie liegen oberhalb einer linearen Trendlinie mit y = Feuerwehreinsätzen und x = Anzahl Überflutungsdaten aus sozialen Medien). Allerdings gibt es Überflutungspunkte aus sozialen Medien bei beiden Ereignissen für Charlottenburg und Reinickendorf, letzteres hat bei Ereignis 2 sogar am meisten Bilddaten aller Ortsteile ergeben. Lediglich im Ortsteil Frohnau könnte eine deutliche systematische Unterschätzung vorliegen. Die meisten Ortsteile liegen dagegen einmal auf der einen und einmal auf der anderen Seite der Trendlinie.

Die über die Social Media Daten bestimmten Überflutungshöhen zeigen keinerlei Korrelation zur Zahl von Beobachtungen, Feuerwehreinsätzen oder Regeneigenschaften, was auf die große Bedeutung lokaler Gegebenheiten hinweist.

#### 3.4 Vergleich mit Überflutungsschwerpunkten kleinerer Ereignisse

Es ist aufgrund der unterschiedlichen Art der Erhebung nicht zu erwarten, dass die Überflutungspunkte dieser Arbeit genau über den Punkten des Überstauatlas (siehe 2.4) liegen. Eine GIS-Auswertung zeigt aber, dass 50% der Überflutungspunkte aus sozialen Medien < 100 m von den bereits bekannten Stellen entfernt sind, bei einem Radius von 250m übersteigt die Übereinstimmung sogar 80%. Das heißt, der Überflutungsatlas für häufigere Ereignisse (Järlichkeit ≤ 5a) liefert bereits sehr gute Informationen zu Schwerpunktsregionen, die auch bei Extremereignissen gelten.

#### 4. Schlussfolgerungen

#### 4.1 Einsatzmöglichkeit von Social-Media-Daten

Bilder aus sozialen Medien ermöglichen im Gegensatz zu anderen Daten (z.B. Feuerwehrdaten, Regendaten, Modellen) einen direkten Überflutungsnachweis. Allerdings ist der Nachweis lückenhaft und Informationen zu nicht-überfluteten Bereichen fehlen in der Regel. Die Korrelation mit Feuerwehreinsatzdaten zeigt aber, dass Unterschätzungen kein flächendeckendes Problem sind. So konnte auch die Erwartung, dass die unterschiedliche Nutzung sozialer Medien in den Ortsteilen das Ergebnis stark beeinflusst, nicht bestätigt werden.

Insgesamt ist die Ausbeute an Bildmaterial aus sozialen Medien für zwei Jahrhundertereignisse mit knapp über 100 Bilddaten für ca. 100 km² Straßenfläche Berlins eher gering. Auch wenn man berücksichtigt, dass nur ein kleiner Anteil des Straßenraums tatsächlich unter Wasser stand, wiederspiegelt das Ergebnis nicht die scheinbare Fülle an Bildmaterial im Internet.

Für stark betroffene Standorte ermöglicht die Methode das Erstellen von vergleichsweise detaillierten Überflutungskarten (wie in Abb. 2 gezeigt). Allerdings ist die Zeit der Aufnahmen unscharf. Dennoch ermöglichen die Daten eine Identifikation von Hotspots und eine verbesserte Validierung (bzw. Kalibrierung) von Überflutungsmodellen. Letztere könnten dann vorrangig für die Ursachensuche und die Maßnahmenplanung eingesetzt werden.

#### 4.2 Einschätzung zu den untersuchten Extremereignissen

Der Vergleich von sicheren Überflutungsdaten (aus den sozialen Medien) für zwei Extremereignisse mit bekannten "Hotspots", die in vergangenen Jahren bereits bei deutlich weniger seltenen Ereignissen von Überflutungen betroffen waren, zeigt eine erstaunlich hohe Übereinstimmung. Maßnahmen der Überflutungsvorsorge für häufigere Ereignisse unterstützen in Berlin vermutlich auch die Vorsorge gegenüber Extremereignissen in hohem Maße.

Sowohl in den Schlagzeilen der Printmedien als auch in den Begleittexten der Social-Media-Posts wurde impliziert, dass weite Teile der Stadt überflutet waren. Die Untersuchung zeigt aber, dass sowohl für soziale als auch für klassische Mediendaten (via Google-Suche mit erfasst) die meisten Bilddaten von wenigen Standorten stammen. Auch wenn zahlreiche überflutete Punkte nicht in den Mediendaten abgebildet werden, war die Überflutung sicher stark ortsgebunden und hat nur einen kleinen Teil der Stadt betroffen.

#### 4.3 Ausblick

Die Arbeit zeigt insbesondere das hohe Potenzial von Bildmaterial für die räumliche Datenerhebung zu Überflutungssituationen. Eine Kombination der Daten aus sozialen Medien mit anderen Quellen (z.B. Überwachungskameras oder Aufrufe von Städten Fotos zur Verfügung zu stellen) könnten die räumliche Auflösung deutlich erhöhen.

#### 5. Danksagung

Wir bedanken uns bei der Berliner Feuerwehr für die Feuerwehreinsatzdaten und bei den Berliner Wasserbetrieben für die Regenschreiberdaten und die Daten des Überstauatlas.

Die Daten aus sozialen Medien wurden im Rahmen der Bachelorarbeit des Zweitautors an der BTU Cottbus, Studiengang Landnutzung und Wasserbewirtschaftung, erhoben. Die Betreuung durch das KWB wurde durch das Forschungsprojekt "netWORKS 4" gefördert, innerhalb der Fördermaßnahme "Nachhaltige Transformation urbaner Räume" als Bestandteil des Programms "Forschung für nachhaltige Entwicklungen (FONA)" des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF).

#### 6. Literatur

- Gill, S.E., J.F. Handley, A.R. Ennos, und S. Pauleit, 2007. Adapting cities for climate change: The role of the green infrstructure. Built Environment. 33(1): 115-133
- Kleidorfer, M., Tscheikner-Gratl, F., Vonach, T. & Rauch, W. (2018) What can we learn from a 500-year event? Experiences from urban drainage in Austria. Water Science and Technology 77 (8): 2146-2154
- René, J. R., Djordjević, S., Butler, D., Mark, O., Henonin, J., Eisum, N. & Madsen, H. (2018) A real-time pluvial flood forecasting system for Castries, St. Lucia. Journal of Flood Risk Management 11 S269-S283

#### Korrespondenz:

Andreas Matzinger
Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Abteilung Urbane Systeme
Cicerostraße 24, 10709 Berlin
+49 (0)30 53653 824
andreas.matzinger@kompetenz-wasser.de

#### 20 Mischwasserentlastungen mit Passivsammlern auf 13 Mikroverunreinigungen untersucht

Mutzner Lena<sup>1,2</sup>, Simon Mangold<sup>1</sup>, Simon Dicht<sup>1</sup>, Christoph Bohren<sup>1</sup>, Etiënne L.M. Vermeirssen<sup>3</sup>, Max Maurer<sup>1,2</sup> Andreas Scheidegger<sup>1</sup> Heinz Singer<sup>1</sup>, Kees Booij<sup>4</sup> und Christoph Ort<sup>1</sup>

**Kurzfassung:** Anstatt herkömmliche Probenahme, setzen wir Passivsammler ein, um mit geringerem Probenahmeaufwand einschätzen zu können welche Mischwasserentlastungen hohe Konzentrationen von Mikroverunreinigungen in Gewässer einleiten. Konzentrationen im Mischabwasser die höher waren als die akuten Umweltqualitätskriterien, gab es für mindestens ein Regenereignis für Carbendazim und Diazinon (je vier Einzugsgebiete), Diuron (12) und Terbutryn (8).

**Key-Words:** Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel, Biozide, Eintragspfade, akute Umweltqualitätskriterien

#### 1. Motivation

Mischwasserentlastungen können einen relevanten Eintragspfad für Mikroverunreinigungen darstellen (CH z.B. Wittmer et al., 2010; Staufer and Ort, 2011; Mutzner et al., 2016; international z.B. Weyrauch et al. 2010; Phillips et al. 2012; Launay et al. 2016). Bestehendes Wissen zeigt, dass speziell für kleinere und mittlere Gewässer ökotoxikologisch negative Effekte nicht ausgeschlossen werden können. Die Anzahl Einleitstellen in der Schweiz ist gross und der Aufwand, um kritische (und unkritische) Standorte mit herkömmlichen Methoden zu identifizieren, ist hoch. Darum ist es wichtig über ein zuverlässiges Screening Tool und eine effiziente Methode zur Analyse der Wasserqualität zu verfügen. Daher führten wir nach theoretischen Betrachtungen (Mutzner et al., 2019) auch Versuche mit Passivsammlern durch (Mutzner et al., in press).

#### 2. Methode

Die aktive und passive Probenahme wurden zuerst an drei Standorten verglichen (17 Ereignisse). Anschliessend wurden Passivsammler zum Screening von Mischwasserentlastungen eingesetzt: an 20 Standorten (Abbildung 1) wurden insgesamt 95 Entlastungsereignisse beprobt und auf 13 Substanzen untersucht welche verschiedene Quellen repräsentieren und aus früheren Studien für relevant befunden wurden (v.a. Pestizide und Pharmaka). Passivsammler wurden in Triplikaten ausgebracht und damit wurden zwei bis sieben Regenereignissen pro Standort beprobt. Die durchschnittliche Dauer der Ereignisse war 43 Minuten (Median; Minium 2 Minuten, Maximum 95 Stunden). Als Mass für die

Wasserqualität verwenden wir akute Umweltqualitätskriterien (Oekotoxzentrum, 2018) im entlasteten Wasser in der Annahme, dass eine Unterschreitung unbedenklich ist.



Abbildung 1: Passivsammler Installation zur Probennahme in 20 Mischwasserentlastungen.

#### 3. Resultate

#### 3.1 Vergleich Passivsammler zu aktiver Probenahme

Der Vergleich der Resultate von drei Standorten im Feld - mit Parallelbetrieb von Passivsammlern und herkömmlichen Probenehmern - für 10 Ereignisse, analysiert für 13 Substanzen (10x13=130 'Resultatpaare', in der Folge als 'Fälle' bezeichnet) führt zu sehr ähnlichen Schlüssen:

- In 69% aller Fälle sind die Resultate der beiden Methoden gleich (entweder beide Methoden lieferten Konzentrationen grösser oder kleiner als Umweltqualitätskriterium oder Substanz konnte mit beiden Methoden nicht nachgewiesen werden).
- In 29% der Fälle konnten Substanzen meistens nur mit der aktiven Probenahme nachgewiesen werden. Die Konzentration in diesen Fällen waren immer kleiner als das Umweltqualitätskriterium. Mit dem Passivsammler kommt man nur indirekt, unter Berücksichtigung der Ereignisdauer und Nachweisgrenze zum gleichen Schluss. Demgegenüber steht, dass die aktive Probenahme in sieben von 17 Ereignissen nicht funktionierte und somit keine Resultate lieferte.
- Nur in den übrigen 2% der Fälle ergab sich eine unterschiedliche Beurteilung bezüglich Umweltqualitätskriterium.
- Gemäss unseren Erfahrungen war der Aufwand für die Installation von Probenehmern, die ereignisbasierte Probenahme, Unterhalt, Transport und Lagerung der Proben deutlich höher als für Passivsammler.

Für eine semi-quantitative Beurteilung der 13 gelösten Substanzen, zeigten die Passivsammler ähnliche Resultate mit einem deutlich geringeren Aufwand.

### 3.2 Zeit-gemittelte Durchschnittskonzentrationen verglichen mit Umweltqualitätskriterien an 20 Standorten

- Die Konzentrationen vieler Substanzen im Mischwasser waren kleiner als die akuten Umweltqualitätskriterien (Faktor der Überschreitung oder Risikoquotient RQ in Abbildung 2).
   Daher wird für diese Substanzen auch keine Überschreitung im Gewässer aufgrund der Entlastung erwartet.
- Der Risikoquotient RQ ist grösser als 10 für für Diuron an drei Standorten und Diazinon an einem Standort. Entsprechend müsste die Verdünnung und Vorbelastung der Gewässer berücksichtigt werden, um abzuschätzen wie hoch die Konzentrationen im Gewässer im Einzelfall wären (gilt auch für 1 < RQ < 10).
- Sowohl häusliches Abwasser wie auch Oberflächenabfluss erscheinen als wichtige Quellen für die nachgewiesenen Substanzen in den Mischwasserentlastungen. Substanzen, welche im Oberflächenabfluss vorkommen, können teilweise auch im Abwasser vorkommen aufgrund von illegaler Entsorgung oder Einsatz in Haushaltprodukten.

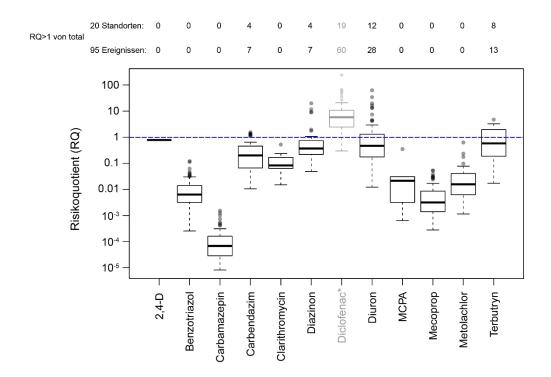


Abbildung 2: Risikoquotient basierend auf zeit-gemittelten Konzentrationen für alle Einzugsgebiete im Vergleich zu akuten Umweltqualitätskriterien (UQK). Die Zahlen oben geben die Anzahl Ereignisse mit Überschreitungen eines UQK an (RQ > 1, blaue gestrichelte Linie). Dargestellt sind hier nur RQ für quantifizierbare Konzentrationen (50% der Ereignisse und Substanzen waren kleiner als die Bestimmungsgrenze). Für 1,3-Benzothiazol-2-sulfonate liegen keine UQK vor, die Substanz wurde jedoch in allen Einzugsgebieten detektiert. \*für Diclofenac gibt es momentan nur ein chronisches UQK welches hier angewandt wurde.

#### 4. Ausblick

Die Erkenntnisse aus einer schweizweiten Modellierungsstudie (Mutzner et al. 2016) und die Resultate der Feldversuche mit Passivsammlern in 20 Schweizer Einzugsgebieten sind die Grundlage für weitere Arbeiten. Insbesondere möchten wir nun einen etwas breiter abgestützten Vorschlag ausarbeiten ob und wie Mischwasserentlastungen bezüglich Mikroverunreinigungen beurteilt werden sollen.

#### 5. Danksagung

Wir danken dem Bundesamt für Umwelt für die Finanzierung des Projekts DIMES II und neun Praxispartnern für deren Offenheit und tatkräftige Unterstützung bei den Feldversuchen: AIB Baselland, ARA Fehraltorf, ARA Sihltal, ARA Jungholz Uster, ZASE Solothurn-Emme, GVRZ Zug, AVA Altenrhein, STEP Bagnes und ARA Rotzwinkel. Auch danken wir vielen Kolleginnen und Kollegen für deren Hilfe bei Feldarbeiten wie auch Datenauswertung, Interpretation oder Gegenlesen, insbesondere Frank Blumensaat, Tobias Doppler, Christian Ebi, Philipp Longree, Richard Fankhauser, Jörg Rieckermann, Philipp Staufer und Irene Wittmer.

#### 6. Literatur

- Launay, M.A., Dittmer, U. and Steinmetz, H. (2016) Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. Water Research 104, 82-92.
- Mutzner, L., Vermeirssen, E.L.M. and Ort, C. (2019) Passive samplers in sewers and rivers with highly fluctuating micropollutant concentrations Better than we thought. J Hazard Mater 361, 312-320.
- Mutzner, L., Staufer, P. and Ort, C. (2016) Model-based screening for critical wet-weather discharges related to micropollutants from urban areas. Water Res 104, 547-557.
- Mutzner, L., Vermeirssen, E., Mangold S., Maurer, M., Scheidegger, A., Singer, H., Booji, K. and Ort, C. (*in press*) Passive samplers to quantify micropollutants in sewer overflows: accumulation behaviour and field validation for short pollution events. WaterRes <a href="https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.012">https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.012</a>
- Oekotoxzentrum (2018) Vorschlaege für akute und chronische Qualitaetskriterien für ausgewaehlte schweizrelevante

  Substanzen.

  <a href="http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege/index?clear\_la\_ng=1">http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege/index?clear\_la\_ng=1</a> Accessed: 2018-10-10 (Archived by WebCite® at <a href="http://www.webcitation.org/733uxUHJH">http://www.webcitation.org/733uxUHJH</a>)
- Phillips, P.J., Chalmers, A.T., Gray, J.L., Kolpin, D.W., Foreman, W.T. and Wall, G.R. (2012) Combined sewer overflows: An environmental source of hormones and wastewater micropollutants. Environmental Science & Technology 46(10), 5336-5343.
- Staufer, P. and Ort, C. (2011) Faktenblatt im Projekt Diffuse Mikroverunreinigungs-Emissionen aus Siedlungen (DIMES) Quantifikation der abwasserbürtigen Stoffe. BAFU (ed).
- Weyrauch, P., Matzinger, A., Pawlowsky-Reusing, E., Plume, S., von Seggern, D., Heinzmann, B., Schroeder, K. and Rouault, P. (2010) Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams. Water Research 44(15), 4451-4462.
- Wittmer, I.K., Bader, H.P., Scheidegger, R., Singer, H., Luck, A., Hanke, I., Carlsson, C. and Stamm, C. (2010) Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. Water Research 44(9), 2850-2862.

#### Korrespondenz:

Christoph Ort Überlandstrasse 133 8600 Dübendorf 058 765 52 77 christoph.ort@eawag.ch

# Potenziale grau-grün-blau gekoppelter Wasserinfrastrukturen für die Gestaltung zukunftsfähiger und klimagerechter Städte Ergebnisse eines strategischen Planungsprozesses in einem Pilotquartier-

Diana Nenz<sup>1</sup>, Jan Trapp<sup>1</sup>, Andreas Matzinger<sup>2</sup>, Fabian Funke<sup>2</sup>, Pascale Rouault<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Deutsches Institut für Urbanistik, Berlin (DIFU),

<sup>2</sup> Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB)

**Kurzfassung:** In der vorliegenden Studie werden Ergebnisse dem Forschungsverbundes netWORKS 4 präsentiert. Für ein Stadtumbauvorhaben in Berlin wurden für konkrete Standorte planerische Machbarkeitsstudien für die Regen- und Grauwasserbewirtschaftung entwickelt. Ziel ist die Entwicklung von "integrierten Wasserbewirtschaftungskonzepte" für eine lebenswertere Stadt. Gestaltungsoptionen wurden in strukturierten partizipativen Lern- und Entscheidungsprozessen entwickelt. Die Ergebnisse werden im Hinblick auf (i) den integrativen, transdisziplinären Prozess kritisch evaluiert und (ii) die Planungen bezüglich ihrer Effekte auf die Wasserbilanz und Abflussspitzen bewertet.

**Key-Words:** grau-grün-blau gekoppelte Infrastrukturen, Regenwasserbewirtschaftung, Stadtentwicklung, Prozessgestaltung, Wasserbilanz, Starkregenereignissen

#### 1. Einleitung

Der Umgang mit Wasser in der Stadt und den zugehörigen Infrastrukturen hat im vergangenen Jahrzehnt ein Paradigmenwechsel erfahren. Eine wassersensible Stadtentwicklung wird kaum noch in Frage gestellt. Die dezentralisierte Bewirtschaftung der Wasserressourcen und Nutzung unterschiedlicher Wasserqualitäten wird zunehmend als selbstverständlicher Baustein einer modernen Quartiers- und Stadtentwicklung wahrgenommen. Jedoch steht der Umsetzungsprozess und Übertrag in eine breite praktische Anwendung noch aus. In der vorliegenden Studie werden Ergebnisse aus Arbeiten im Rahmen des Forschungsverbundes netWORKS 4 (resilient netWORKS: Beiträge von Versorgungssystemen zur Klimagerechtigkeit) präsentiert. Das Projekt beschäftigt sich mit dem Beitrag gekoppelter Infrastrukturen für eine klimagerechte, resiliente Stadtentwicklung. Durch die Kopplung von grauen, grünen und blauen Infrastrukturen entfalten sich vielfältige Ziele für die ökologische und soziale Quartiersentwicklung, die weit siedlungswasserwirtschaftliche Zielstellungen hinausgehen (Matzinger et al. 2016). Zur Untersuchung der möglichen Potenziale wurden in Machbarkeitsstudien an zwei Standorten in Deutschland, in Berlin und Norderstedt, geeignete Maßnahmenkombinationen untersucht.

#### 1.1 Potenziale für Siedlungswasserwirtschaft und Stadtentwicklung

netWORKS 4 versteht die Kopplung von Infrastrukturen als ein erweitertes Wasserinfrastrukturverständnis, welches die Anpassung der Städte an den Klimawandel fördert. Ziel ist die zentralen Aufgaben der Daseinsvorsorge der Siedlungswasserwirtschaft (Wasserversorgung, Abwasserentsorgung, Hochwasserschutz und Gewässerschutz) nachhaltig und zukunftsfähig zu gestalten und zu sichern. Im Fokus der Betrachtung steht die Verknüpfung von grauen, grünen und blauen Infrastrukturen, die Wasser nutzen, versickern, verdunsten, reinigen oder zwischenspeichern und so neue Wege im Umgang mit Wasser in der Stadt ermöglichen. Dabei gewinnen auch

unterschiedliche Wasserqualitäten und Einsatzbereiche in der Stadt an Bedeutung. Betrachtet wird u.a. die Bewirtschaftung des Regenwassers in Kombination mit der Grauwassernutzung als Betriebswasser oder zur Bewässerung. Die Maßnahmen setzen dabei auf die Förderung und Entfaltung der vielseitigen Ökosystemleistungen der grünen und blauen Infrastrukturen. Durch die Vielfalt der technischen Ansätze können unterschiedlicher Wasserqualitäten nutzbar gemacht werden und beispielsweise Pufferkapazitäten in Zeiten knapper Wasserressourcen durch die Nutzung von Grauwasser zur Bewässerung in Trockenperioden geschaffen werden.

Das Projektverständnis der Kopplung grauer, grüner und blauer Infrastruktur wird in Abbildung 1 veranschaulicht. Der Systematisierungsansatz orientiert sich an der äußerlichen Wahrnehmung der Bausteine. Traditionelle graue Infrastrukturen werden dadurch optimiert, bzw. durch innovative Lösungen in ihrem Zusammenspiel mit Ökosystemleistungen befördert. Dabei handelt es sich um hybride, dezentrale Systeme, die auch in zentrale Versorgungssysteme integriert sein können. Durch die Kopplung generieren sie aber einen erheblichen Mehrwert im Gegensatz zu zentralen, grauen Infrastrukturen und vermindern teilweise deren negativen Nebenwirkungen (Flächenversiegelungen, Kosten, geringe Flexibilität). Um diese Qualitäten zu fördern, bedarf es einer guten Integration der Stadt- und Infrastrukturentwicklung.

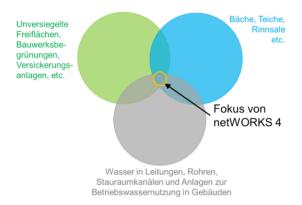


Abbildung 1: Darstellung der Kopplung und beispielhafter Bausteine (netWORKS 4).

Zu den Zielen der Siedlungswasserwirtschaft ist die Sicherung der Lebensqualität in Städten ein wichtiges Ziel, welches durch die Förderung gekoppelter Infrastrukturen unterstützt werden kann. Die Verbindung zwischen Lebensqualität, Stadtentwicklung und den Potentialen gekoppelter Infrastrukturen stellt sich im Projekt aus lokal verbesserten Umweltbedingungen sowie nachhaltigen technischen Infrastrukturen her. Ökosystemleistungen sind eine Grundvoraussetzung für das menschliche Wohlbefinden.

#### 1.2 Wassersensible Stadtentwicklung in Berlin

Die Bedeutung eines dezentralen Regenwassermanagements und der Wiederverwendung von Regenund Grauwasser als Betriebswasser in Gebäuden ist seit langem für die städtische Entwicklung bekannt. Dazu gab es in der Vergangenheit beispielsetzende Pilotprojekte und Forschungsvorhaben, die die Potenziale und mögliche Ansätze für die städtische Planung untersucht haben. Gekoppelte Infrastrukturen sind Teil der Diskussion für eine zukunftsfähige Stadtentwicklung in Berlin. Neue politische Unterstützung hat der Ansatz mit der rot-rot-grünen Koalitionsvereinbarung für die Legislaturperiode 2016-2021 erhalten. Ein konkretes Ziel aus der aktuellen Koalitionsvereinbarung ist die Festlegung, das "die Gebäude- und Grundstücksflächen, von denen Regenwasser direkt in die Mischwasserkanalisation eingeleitet wird, jährlich um 1% zu reduzieren" sind. Die Umsetzung soll

durch die Übertragung der "Kuras Methode" in die Praxis erfolgen und weiterentwickelt werden. Demnach soll das Thema "Regenwasserbewirtschaftung" für Neubauvorhaben und den Stadtumbau in Bestandsquartieren so frühzeitig wie möglich Eingang in den Planungsprozess finden. Die Methode entstammt dem Forschungsprojekt KURAS: Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme, untersucht. (Matzinger et al. 2017).

#### 2 Methodik

#### 2.1 Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen

Im Zentrum des Vorhabens steht ein breitaufgestelltes Maßnahmenportfolio grau-grün-blauer Bausteine gekoppelter Wasserinfrastrukturen, das auf verschiedenen räumlichen Skalen im Quartier und in der Stadt Wirkungen ermöglicht. Im Katalog werden 20 Bausteine nach Art der Kopplung, Umgang mit verschiedenen Wasserqualitäten, ihren Wirkungen zur Förderung verschiedener planerischer Ziele, ihren Wirkungen im Hinblick auf die Folgen des Klimawandels sowie auf das physische Wohlbefinden literaturbasiert systematisiert. Neben der Regenwasserbewirtschaftung wird die Nutzung weiterer Wasserressourcen, insbesondere das Grauwasser, betrachtet.

#### 2.2 Praxisbeispiele

Zur vertieften Untersuchung der Eignung gekoppelter Infrastrukturen wurde ein Gebiet ausgewählt, das einerseits von seinen räumlich-städtebaulichen und siedlungswasserwirtschaftlich-infrastrukturellen Ausgangsbedingungen und andererseits mit Blick auf städtische Planungsprozesse geeignete Anknüpfungspunkte bietet. Für fünf stadttypische Gebiete wurden planerische Machbarkeitsstudien für die Regen- und Grauwasserbewirtschaftung erarbeitet. Im Folgenden werden die Ergebnisse für zwei dieser Gebiete für soziale Infrastrukturen im Bildungsbereich vorgestellt. Dabei handelt es sich um eine Kindertagesstätte und eine Sekundarschule. Durch die Sanierung und den Bau von neuen Gebäuden, eröffnen sich jeweils Handlungsräume zur Umsetzung eines integrierten Wasserbewirtschaftungskonzeptes, welches die Regenwasser- und Grauwasserbewirtschaftung verbindet. In beiden Fällen werden die resultierenden Planungen für die Umsetzung berücksichtigt.

#### 2.3 Prozessgestaltung

Im Rahmen der Maßnahmenplanung wurde die "Kuras-Methode" zur zielorientierten Maßnahmenidentifikation erweitert und in die Praxis überführt (Nenz et al. 2019). Die Prozessgestaltung stützt sich dabei auf die Erkenntnisse zur Gestaltung von Transformationsprozessen in der Siedlungswasserwirtschaft (Winker et al 2017). Das inter-, und transdisziplinär angelegte Vorgehen wurde in 5 Schritte gegliedert (siehe Abb. 3). Die gemeinsame Maßnahmenauswahl fand im Rahmen von interaktiven Workshops mit lokalen Stakeholdern (Kommune, Unternehmen und Nutzern) und Landschaftsarchitekten statt. In diesem Schritt wurde auch eine gemeinsame Standortvisionen entwickelt.

Die Steuerungsgruppe achtete auf ein strukturiertes, transparentes Vorgehen bei der Entscheidungsfindung zwischen den verschiedenen Akteursgruppen in allen Schritten, von der Standortauswahl, der Abstimmung gemeinsamer Ziele, der Eingliederung in den laufenden Stadtumbauprozess sowie der Bewertung der Maßnahmen. Wichtig waren die gegenseitige Sensibilisierung und Wissensvermittlung, sowie die Vermittlung der Inhalte durch Visualisierung und Konkretisierung in vertieften Studien. Unterstützend kamen dabei die in netWORKS 4 entwickelten Informationskarten, Fotos von Umsetzungsbeispielen, Bewertungsraster zur Einordnung der Effektpotenziale je Baustein und Arbeitsvorlagen zur Strukturierung der Diskussionen zum Einsatz. Zudem stand ein interdisziplinäres Expertenteam zur gemeinsamen Diskussion zur Verfügung.

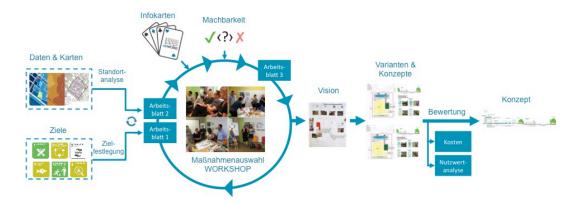


Abbildung 2: Planungsprozess der "erweiterten Kuras Methode".

Bewertung Mit den städtischen Partnern wurden im Vorfeld zur Maßnahmenplanung prioritäre Ziele als Beitrag zur Quartiersentwicklung durch die Gestaltung von Wasserinfrastrukturen vereinbart. Dazu zählen: Identifikation und Erlebbarkeit, Umweltbildung, natürlicher Wasserhaushalt, Gewässerschutz, Grundwasserschutz und Biodiversität. Entsprechend dieser Ziele wurden die Maßnahmen gewählt. Im Nachgang wurde geprüft, ob die mit den Akteuren entwickelten Gestaltungsoptionen diese erreichen. In diesem Beitrag wird gezeigt wie (i) die Wirkung auf den Wasserhaushalt (Modell: WABILA) und auf Abflussspitzen (Modell: SWMM) modelliert und optimiert wurden. (ii) Die Evaluierung des inter- und transdisziplinären Planungsprozesses erfolgte auf Basis der Bewertung der Teilnehmer nach den Planungsworkshops, in Interviews und einem online basierten Fragebogen.

#### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Maßnahmenkombinationen

Die vorgeschlagenen Lösungsansätze für die hier beschriebenen Gebiete sehen für beide Beispiele eine Kopplung von teilversiegelten Oberflächen, Dachbegrünung, Regenwassernutzung und Versickerung vor. Eines der beiden Projekte beinhaltet zusätzlich ein Konzept für die Nutzung von Grauwasser aus Duschwasser einer Sporthalle.

#### 3.2 Prozessanalyse

Die Realisierung der interaktiven Workshops und damit beispielhaften integrativen Planung erforderte im ersten Schritt eine Sensibilisierung der Akteure (ohne wasserwirtschaftlicher Ausbildung) für Handlungsoptionen durch vielfältige Unterstützungsleistungen. Der veränderte Ansatz für die Regenwasserbewirtschaftung wurde dadurch und mit Hilfe bildhafter Konkretisierungen der Lösungen vorstellbar. Dadurch wurden vertiefte Diskussionen für die praktische Übersetzung der Maßnahmen möglich. Die frühe Planungsphase, in die das Vorhaben verortet ist, war mit einer hohen Komplexität und Vielzahl von formalen und informellen Abstimmungsprozessen gekennzeichnet. Von den beteiligten Akteuren mussten dafür neue Rollen (Türöffner, Vermittler, Übersetzer, Innovatoren, etc.) wahrgenommen werden, um Kopplungen in die Planung und weitere Umsetzung zu bringen.

#### 3.3 Bewertung

Die Maßnahmenkombinationen erreichen in beiden Projektbeispielen eine vollständige Abkopplung des Regenwassers vom Kanal. Dadurch können zum einen die Vorgaben zu maximalen Abflussspitzen des Landes Berlins eingehalten werden (Modell SWMM) und zum zweiten kann das bisher anfallende Regenwasserentgelt vollständig entfallen.

Die dynamischen Simulationen einer 60-jährigen Regenreihe mit SWMM zeigen auch, dass über 70% des von Dachflächen gesammelten Regenwassers als Betriebswasser für Bewässerung und Toilettenspülung wiederverwendet werden kann. Aus Sicht der jährlichen Wasserbilanz erreichen Abfluss (< 1%) und Grundwasserneubildung durch die gekoppelten Maßnahmen einen naturnahen Zustand (Abbildung 2). Die Verdunstung bleibt unter der natürlichen Wasserbilanz, was vor allem auf die Nutzung von Regenwasser zurückzuführen ist.



Abbildung 3: Vergleich der Wirkungen der geplanten Maßnahmen und Varianten auf den natürlichen Wasserhaushalt für ein Projektbeispiel. Die gelben Balken zeigen den Zustand mit den akzeptanzbasierten gekoppelten Maßnahmen (Modellierung mit WABILA).

#### 4 Schlussfolgerung

Die Arbeit im Modellquartier hat gezeigt, dass zur Förderung der Umsetzung neuer technischer Lösungen ein komplexer Transformationsprozess unter Einbezug der betroffenen Stakeholder gestaltet werden muss. Dabei sollten Kopplungen bereits in der frühen Planungsphase angelegt werden. Ein Blick auf die vielschichtige Prozesslandschaft und die beteiligten Akteure macht den hohen Ressourcenaufwand deutlich. Für eine breite Umsetzung des Kuras Vorgehens bedarf es der Anpassung der Planungsprozesse und Aufnahme der Regen- und Grauwasserbewirtschaftung in die städtebauliche Konzeptentwicklung. Wichtig für zukünftig notwendige institutionelle Anpassungen, ist die Verbesserung der Prozess- und Ergebnissteuerung sowie die Festlegung von Zielen in einer sehr frühen Planungsphase.

Maßnahmenseitig hat sich gezeigt, dass Planungsprozesse durch Stakeholder ohne fachlichen Hintergrund im Bereich der Wasserinfrastruktur zu sehr wirksamen Maßnahmenkombinationen aus Sicht des Wasserhaushaltes und der Abflussdynamik führen. Zusätzlich wird durch die Stakeholder sichergestellt, dass weitere wichtige Standortaspekte (im aktuellen Fall z.B. die Umweltbildung oder die Betriebskosten) Berücksichtigung finden. Voraussetzung ist eine gute Aufbereitung der Informationen zu den Maßnahmen und eine transparente Begleitung des Prozesses durch Experten, um einen interdisziplinären Austausch zu ermöglichen. Darüber hinaus wurde deutlich, welche Maßnahmenkombinationen Effekte im Hinblick auf Klimagerechtigkeit und weiteren Zielstellungen zur Förderungen der Lebensqualität in Städten erzielen können.

Das Forschungsprojekt "netWORKS 4" wird innerhalb der Fördermaßnahme "Nachhaltige Transformation urbaner Räume" im Förderschwerpunkt "Sozial-ökologische Forschung" als Bestandteil des Programms "Forschung für nachhaltige Entwicklungen" vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert."

#### 5 Literatur

- Matzinger, A., M. Riechel, M. Schmidt, et al (2016): Berücksichtigung der vielfältigen Potenziale der Regenwasserbewirtschaftung in der Planung. Aqua Urbanica. Rigi Kaltbad, Schweiz.
- Matzinger, A., Riechel, M., Remy, C., et. al (2017): Zielorientierte Planung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung Ergebnisse des Projektes KURAS. Berlin.
- Nenz, D., Matzinger A., Trapp J., Reichmann B., Funke F., Rouault P., Gunkel M. (2019) Wasser in der Stadt gemeinsam anders denken und planen In: Ernst & Sohn Special 2019 Regenwassermanagement 2019, S. 68-71.
- Winker, Martina; Trapp, Jan Hendrik gemeinsam mit Libbe, Jens; Schramm, Engelbert (Hrsg.) (2017): Wasserinfrastruktur: Den Wandel gestalten. Technische Varianten, räumliche Potenziale, institutionelle Spielräume. Printpublikation in der Reihe Edition Difu Stadt Forschung Praxis, Band Nr. 16.

#### Korrespondenz:

Hauptautor Diana Nenz, Deutsches Institut für Urbanistik Zimmerstraße 13-15, 10969 Berlin,

Tel: +49 (0)30-39001207 E-Mail: nenz@difu.de

#### Erweiterte Regenwasserbewirtschaftung durch smarte Regentonnen

M. Oberascher<sup>1</sup>, J. Zischg<sup>1</sup>, U. Kastlunger<sup>1</sup>, M. Schöpf<sup>1</sup>, C. Kinzel<sup>1</sup>, C. Zingerle<sup>2</sup>, W. Rauch<sup>1</sup>, R. Sitzenfrei<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Arbeitsbereich Umwelttechnik, Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck, Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck, Österreich

**Kurzfassung:** Regentonnen stellen im Vergleich zum Gesamtsystem kleine Speichereinheiten dar. Um dennoch einen Beitrag zum Gesamtsystem zu leisten, wurde das Konzept der smarten Regentonnen (SRT) entwickelt. Die SRT werden in Echtzeit überwacht und gesteuert. Um die Wirksamkeit der SRT zu demonstrieren, werden sie am Campus Technik der Universität Innsbruck im Feldeinsatz erprobt. Zusätzlich werden numerische Simulationen auf Haushalts- bzw. Siedlungsebene durchgeführt. Die SRT bieten trotz der kleinen Einzelvolumen ein deutliches Verbesserungspotential hinsichtlich Abflussspitzen und Wassereinsparung.

**Key-Words:** Echtzeitsteuerungen, Experimentierraum Smart Campus, multifunktionale Regenwasserbewirtschaftung, Wettervorhersage

#### 1. Einleitung

Die gegenwärtigen Herausforderungen für die urbane Wasserinfrastruktur sind Klimawandel, Urbanisierung sowie Erhaltung der vorhandenen Infrastruktur. Durch den Klimawandel verändert sich die Häufigkeit, Intensität sowie Dauer von Starkregenereignissen (García et al. 2015). Zudem nimmt der Oberflächenabfluss durch die Urbanisierung (z.B. Bau von Straßen und Gebäuden) zu (Fletcher et al. 2013). Durch die Kombination aus Urbanisierung und Klimawandel erhöht sich die Wahrscheinlichkeit einer Überlastung der Siedlungsentwässerung (Yazdanfar and Sharma 2015), während in der Wasserversorgung der Druck auf die Trinkwasserreserven zugenommen hat (Cominola et al. 2015). Als Lösung für lokale Probleme kommen daher vermehrt dezentrale Anlagenteile zur Anwendung (Fletcher et al. 2015). Beispielsweise werden dezentrale Regenwasserspeicher für die Bereitstellung von Regenwasser für "Nicht-Trinkwasser Anwendungen" eingesetzt, wodurch sich der Bedarf an Trinkwasser vermindert (Campisano et al. 2017). Wie bisherige Untersuchungen zeigen, können diese dezentralen Regenwasserspeicher auch für eine Reduktion von Überflutungsmengen und deren Häufigkeit in der Siedlungsentwässerung eingesetzt werden (Huang et al. 2015; Sample and Liu 2014).

Durch die stetige Weiterentwicklung von Informations- und Kommunikationstechnologien (ICT) ergeben sich neue Möglichkeiten für die Überwachung und Steuerung der urbanen Wasserinfrastruktur (Kerkez et al. 2016). Kostengünstige Sensoren ermöglichen zudem eine Echtzeitsteuerung von kleinen Speichervolumen für die Regenwasserbewirtschaftung bzw. -nutzung. Wie Di Matteo et al. (2019) in einem simulationsbasierten Optimierungsprozess zeigten, kann durch das "smarte" Öffnen und Schließen von Ventilen bei dezentralen Regenwasserspeichern der Spitzenabfluss im Kanal vermindert werden. Zudem können bereits einfache Kontrollstrategien zur Verbesserung des Gesamtsystems führen, wie zum Beispiel die Reduzierung des Überflutungsvolumens (Oberascher et al. 2019).

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG), Fürstenweg 180, 6020 Innsbruck, Österreich

In dieser Arbeit wird das Konzept der smarten Regentonne (SRT) für eine intelligente Regenwasserbewirtschaftung vorgestellt. Die SRT stellt ein in Echtzeit kontrollierbares Speichervolumen für den Rückhalt von Niederschlagswasser dar und ist durch kleine Volumen zwischen 100 – 1.000 l gekennzeichnet. Die Einbeziehung von Wettervorhersagen in die Kontrollstrategie erlaubt eine effektive Nutzung von Regentonnen um einerseits den Spitzenabfluss im Kanal zu reduzieren und anderseits Regenwasser für die Bewässerung bereit zu stellen. Ab dem Sommer 2019 werden die entwickelten und konstruierten SRT am Campusgelände der Universität Innsbruck im Feldeinsatz erprobt.

Das Volumen einer einzelnen SRT weist im Vergleich zum Gesamtsystem ein kleines Retentionsvolumen auf. Werden die SRT jedoch großflächig implementiert und entsprechend gesteuert, stehen durch die hohe Stückzahl bedeutende Retentionsvolumen zur Verfügung. Beispielsweise hat ein typisches Einfamilienhaus in Österreich eine Dachfläche von ca. 165 m² (Statistik Austria 2018a). Nach ÖWAV-Regelblatt 19 (2007) ist der erforderliche Nutzinhalt von Mischwasserüberlaufbauwerken 15 m³ pro Hektar reduzierter Anschlussfläche. Bei einem Abflussbeiwert der Dachflächen von 0,9 (DWA-M 153 2007) entspricht diese Fläche somit 66 Einfamilienhäusern. Werden diese Einfamilienhäuser jeweils mit einer SRT mit einem Volumen von 200 l ausgestattet, steht ein zusätzliches Retentionsvolumen von 13,2 m³ zur Verfügung, welches sich somit in der gleichen Größenordnung wie zur Mischwasserbewirtschaftung befindet.

#### 2. Methoden

Um die Wirksamkeit der SRT unter realen Bedingungen zu demonstrieren, wird ein zweistufiger Ansatz verfolgt. Im ersten Schritt werden Versuchsmodelle der SRT am Campus Technik der Universität Innsbruck im Feldeinsatz erprobt. Am Campus Technik, auch "Smart Campus" genannt, werden die Wasserströme zum und vom Campusgelände in Echtzeit überwacht. Dadurch stellt der "Smart Campus" einen idealen Testraum für die SRT dar.

Das entwickelte Versuchsmodell der SRT ist in Abbildung 1 ersichtlich. Das Hauptelement der SRT ist eine normale Regentonne, wie sie beispielsweise im Baumarkt erhältlich ist. Die Regentonne dient als Speicherelement für den Niederschlag, wobei das Speichervolumen der dargestellten SRT 200 l entspricht. Weiters besitzt die SRT ein kontrollierbares Ventil für die Steuerung des Ausflusses, ein Messgerät für die Ermittlung des Füllstandes sowie ein Steuerungsgerät für das Öffnen oder Schließen des Ventils. Der Austausch von Steuerungsbefehlen über das Niedrigenergiefunknetz LoRaWAN (Einsatz z.B. für Kanalmessungen (Blumensaat et al. 2017)) ermöglicht eine Einbindung in eine smarte Wasserinfrastruktur und erlaubt zudem einen Informationsaustausch mit der Umgebung, wie zum Beispiel mit weiteren SRT für die zeitlich Abstimmung der Entleerung.



Abbildung 1: Beschreibung der Hauptelemente der smarten Regentonne (SRT).

Im zweiten Schritt werden die Auswirkungen der SRT auf die Wasserversorgung und die Siedlungsentwässerung durch numerische Simulationen untersucht. Dazu werden die SRT sowohl auf Einfamilienhausebene als auch auf Siedlungsebene implementiert. Für den realen Niederschlag wird eine 1-jährliche Regenserie mit 1 min Intervallen verwendet. Zusätzlich werden reale Wettervorhersagen in 15 min Intervallen für die jeweils folgenden 30 min, 1 h, 3 h, 6 h und 24 h in die Kontrollstrategie eingebaut. Ausgehend von der prognostizierten Niederschlagsmenge wird der Zufluss abgeschätzt und als Steuerungseingabe für die SRT verwendet.

Für die hydrodynamische Simulation wurde PySWMM (https://github.com/jennwuu/pyswmm), ein Python Wrapper für SWMM5, Versionsnummer 5.1.012 (Rossman 2015), verwendet. PySWMM erlaubt die Implementierung von Kontrollstrategien (z.B. Einbindung von Wettervorhersagen) sowie die Echtzeitsteuerung von kleinen Retentionsvolumen (<1,0 m³). Die SRT wurden als LID Objekt in das SWMM5 Input File eingefügt. Gesteuert werden die SRT über den Drainagekoeffizienten, der einen Beiwert für die Ermittlung des Ausflusses aus Speichervolumen in SWMM5 darstellt. Dazu wurde der Drainagebeiwert auf 0 (kein Ausfluss) oder auf einen entsprechenden Drainagekoeffizienten (mm/h) gesetzt, der eine Entleerung der SRT in 30 min erlaubt.

#### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Beispielhafte Funktionsweise der SRT

In Abbildung 2 ist die ideale Funktionsweise der SRT für ein Niederschlagsereignis am 25. Juli 2015 dargestellt. Es wurde eine perfekte Wettervorhersage (Vorhersage entspricht exakt realem Ereignis) mit einer Prognosedauer von 1 h verwendet und es wurde angenommen, dass alle 30 min eine neue Wettervorhersage vorliegt. Für die SRT in diesem illustrativen Beispiel wurde ein Volumen von 0,5 m³ gewählt. Im Folgenden wird der zeitliche Ablauf der Steuerung der SRT beschrieben:

- Um 13:00 Uhr wurde die Gesamtniederschlagsumme bis 14 Uhr mit 3,7 mm prognostiziert.
   Unter Verwendung einer Dachfläche von 165 m² und einem Abflussbeiwert von 0,9 wurde der Zufluss zur SRT mit 0,55 m³ abgeschätzt und ist somit höher als das Gesamtvolumen der SRT.
   Daher wurde die SRT komplett entleert.
- Ab 13:15 Uhr setzte Niederschlag ein und die SRT begann sich wieder zu füllen.
- Um 13:30 Uhr wurde in der neuen Wettervorhersage eine Niederschlagssumme von 0,9 mm bis 14:30 Uhr prognostiziert. Da der abgeschätzte Zufluss zur SRT mit 0,13 m³ höher als das vorhanden Retentionsvolumen ist (ca. 0,06 m³), wurde die SRT teilentleert.
- Um 13:34 Uhr wurde die Vollfüllung der SRT erreicht. Jedes weiter zufließende Niederschlagswasser wird über den Überlauf in den Kanal geleitet.

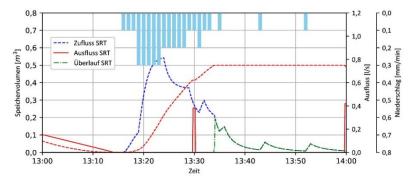


Abbildung 2: Beispielhafte Funktionsweise der SRT für ein Niederschlagsereignis am 25. Juli 2015: blaue Balken: Niederschlag (mm/d), blau strichlierte Linie: Abfluss Dachfläche (I/s), rot strichlierte Linie: aktuelles Speichervolumen (m³), rote Linie: Ausfluss SRT (I/s).

Wie in der Abbildung ersichtlich, konnte der Spitzenabfluss in den Kanal durch die SRT von 0,83 l/s (Dachabfluss) auf 0,41 l/s (Ausfluss SRT) reduziert und zeitlich verzögert werden.

#### 3.2 Wirksamkeitsanalyse der SRT

Für eine erste Wirksamkeitsanalyse wurden die SRT auf einem hypothetischen Grundstück für ein Einfamilienhaus (EFH) implementiert. In Österreich haben EFH eine durchschnittliche Dachfläche von 165 m² und eine durchschnittliche Haushaltsgröße von 2,2 Personen (Statistik Austria 2018b). Für die Ermittlung des Bewässerungsbedarfes (in I/(E·d)) wurden die Auswertungen von Neunteufel et al. (2012) verwendet. Zudem wurde das Volumen der SRT zwischen 100 l und 1.000 l und der Prognosezeitraum der Wettervorhersage zwischen 1 h und 12 h variiert. Die Simulationsergebnisse sind in Abbildung 3 dargestellt. Im Betrachtungszeitraum (21.3 – 23.9.2015) ist insgesamt eine Bewässerungsmenge von 13,6 m³ erforderlich, welche, je nach Vorhersagezeitraum und Volumen zu 15-86 % durch Regenwasser gedeckt werden kann. Der aufsummierte Dachabfluss im

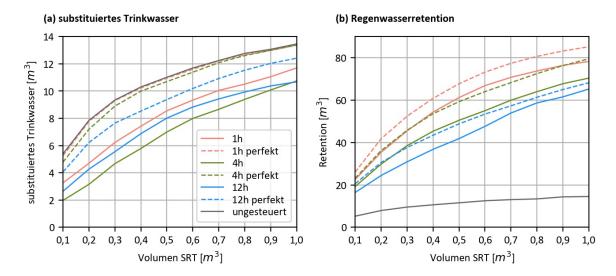


Abbildung 3: Simulationsergebnisse für unterschiedliche Regentonnengrößen und Prognosezeiträume: (a) Einsparung von Trinkwasser und (b) Retentionsvolumen für Regenwasser.

Betrachtungszeitraum beträgt 107 m³, davon können zwischen 15 und 72 % des Regenwassers durch die SRT zurückgehalten werden und nach dem Regenereignis bei genügend Abflusskapazitäten wieder abgegeben bzw. für die Bewässerung genutzt werden.

#### 4. Schlussfolgerung

Wie aus den Ergebnissen ersichtlich ist, kann durch das Einbinden der Wettervorhersage in die Kontrollstrategien der Anteil an zurückgehaltenem Dachabfluss im Vergleich zur ungesteuerten Regentonne deutlich erhöht werden (siehe Abbildung 3b). Für die Entleerung der smarten Regentonnen (SRT) wird ausgehend von der prognostizierten Niederschlagsmenge der Zufluss zur SRT abgeschätzt. Wenn der prognostizierte Niederschlag höher als der tatsächliche Niederschlag ist, wird zu viel Wasser aus der SRT entleert und die SRT ist nach dem Ende des Niederschlagsereignisses nicht vollständig gefüllt. Daher ist die Einsparung an Trinkwasser (für Bewässerungszwecke) gegenüber einer herkömmlichen (ungesteuerten) Regentonne reduziert. Wichtige Fehlerquellen sind dabei die einfache Abschätzung des Zuflusses sowie das Nichtberücksichtigen der Unsicherheiten bei der Wettervorhersage, wodurch die Kontrollstrategien noch weiter verbessert werden sollten. Eine Möglichkeit der Verbesserung besteht darin, dass eine Vielzahl von SRT entsprechend der zeitlichen

Unsicherheiten unterschiedlich gesteuert werden. In diesem Beispiel wurden noch keine Aussagen über die Reduktion des Spitzenabflusses im Kanal getroffen, lediglich die Reduktion bzw. die Verzögerung der Einleitemengen. Die gemeinsame Betrachtung von SRT und Kanalsystem ist der nächste Schritt, damit die Auswirkungen kleiner Speichervolumen auf den Spitzenabfluss im Kanal gezeigt werden können. Eine weitere Aufgabe ist die Entwicklung aufeinander abgestimmter Kontrollstrategien bei einer großflächigen Implementierung in einem urbanen Gebiet.

Das Volumen einer einzelnen SRT weist einen kleinen Beitrag zum Gesamtsystem auf, bietet aber folgende Vorteile: (a) technisch (Vernetzung von einzelnen Anlagenteilen und Thema dieses Beitrags), (b) gesellschaftlich (Aufstellung und Finanzierung erfolgen privat) und (c) mögliche Umsetzung in großer Anzahl mit, wenn aufsummiert, relevanten Retentionsvolumen. Es benötigt jedoch Anreize (z.B. Fördermodelle vom Kanalnetzbetreiber), damit diese Maßnahmen von der Bevölkerung mitgetragen werden und bietet Raum für zukünftige Forschungstätigkeiten.

#### 5. Danksagung

Diese Publikation entstand im Rahmen des Projektes "Smart Water City". Dieses Projekt wird aus den Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen des Programms "Smart Cities Demo – Living Urban Innovation 2018" (Projekt 872123) durchgeführt.

#### 6. Literatur

- Campisano, A., D. Butler, S. Ward, M. J. Burns, E. Friedler, K. DeBusk, L. N. Fisher-Jeffes, E. Ghisi, A. Rahman, H. Furumai and M. Han (2017). "Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives." Water Research 115: 195-209. doi:10.1016/j.watres.2017.02.056
- Cominola, A., M. Giuliani, D. Piga, A. Castelletti and A. E. Rizzoli (2015). "Benefits and challenges of using smart meters for advancing residential water demand modeling and management: A review." Environmental Modelling & Software 72: 198–214. doi:10.1016/j.envsoft.2015.07.012
- Di Matteo, M., R. Liang, H. R. Maier, M. A. Thyer, A. R. Simpson, G. C. Dandy and B. Ernst (2019). "Controlling rainwater storage as a system: An opportunity to reduce urban flood peaks for rare, long duration storms." Environmental Modelling & Software 111: 34-41. doi:10.1016/j.envsoft.2018.09.020
- DWA-M 153 (2007). Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Deutschland.
- Fletcher, T. D., H. Andrieu and P. Hamel (2013). "Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art." Advances in Water Resources 51: 261-279. doi:10.1016/j.advwatres.2012.09.001
- Fletcher, T. D., W. Shuster, W. F. Hunt, R. Ashley, D. Butler, S. Arthur, S. Trowsdale, S. Barraud, A. Semadeni-Davies, J.-L. Bertrand-Krajewski, P. S. Mikkelsen, G. Rivard, M. Uhl, D. Dagenais and M. Viklander (2015). "SUDS, LID, BMPs, WSUD and more The evolution and application of terminology surrounding urban drainage." Urban Water Journal 12(7): 525-542. doi:10.1080/1573062x.2014.916314
- García, L., J. Barreiro-Gomez, E. Escobar, D. Téllez, N. Quijano and C. Ocampo-Martinez (2015). "Modeling and real-time control of urban drainage systems: A review." Advances in Water Resources 85: 120-132. doi:10.1016/j.advwatres.2015.08.007

- Huang, C.-L., N.-S. Hsu, C.-C. Wei and W.-J. Luo (2015). "Optimal Spatial Design of Capacity and Quantity of Rainwater Harvesting Systems for Urban Flood Mitigation." Water 7(9): 5173-5202. doi:10.3390/w7095173. doi:10.3390/w7095173
- Kerkez, B., C. Gruden, M. Lewis, L. Montestruque, M. Quigley, B. Wong, A. Bedig, R. Kertesz, T. Braun, O. Cadwalader, A. Poresky and C. Pak (2016). "Smarter Stormwater Systems." Environmental Science & Technology 50(14): 7267-7273. doi:10.1021/acs.est.5b05870
- Neunteufel, R., L. Richard, R. Perfler, S. Tuschel, K. Böhm and E. Haas (2012). Wasserverbrauch und Wasserbedarf Auswertung empirischer Daten zum Wasserverbrauch. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- Oberascher, M., J. Zischg, S. A. Palermo, C. Kinzel, W. Rauch and R. Sitzenfrei (2019). Smart Rain Barrels: Advanced LID Management Through Measurement and Control. In: Mannina G. (eds). New Trends in Urban Drainage Modelling. UDM 2018, Green Energy and Technology. Springer, Cham.
- ÖWAV-Regelblatt 19 (2007). Richtlinien für die Bemessung von Mischwasserentlastungen. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. Wien, Österreich.
- Rossman, L. A. (2015). ""Storm Water Management Model". User's Manual Version 5.1." Environmental Protection Agency (EPA). September 2015.
- Sample, D. J. and J. Liu (2014). "Optimizing rainwater harvesting systems for the dual purposes of water supply and runoff capture." Journal of Cleaner Production 75: 174-194. doi:10.1016/j.jclepro.2014.03.075
- Statistik Austria (2018a): Fertiggestellte Wohnungen und Gebäude 2005 bis 2017. https://www.statistik.at/web\_de/statistiken/menschen\_und\_gesellschaft/wohnen/wohnungs\_und\_gebaeudeerrichtung/fertigstellungen/index. html. Abgerufen am 01.03 2018
- Statistik Austria (2018b): Privathaushalte nach Haushaltsgröße, Bundesländern und Alter der Haushaltsreferenzperson Jahresdurchschnitt 2017. https://www.statistik.at/web\_de/statistiken/menschen\_und\_gesellschaft/bevoelkerung/haushalte\_familien\_lebensformen/. Abgerufen am 01.03 2018
- Yazdanfar, Z. and A. Sharma (2015). "Urban drainage system planning and design challenges with climate change and urbanization: a review." Water Science and Technology 72(2): 165-179. doi:10.2166/wst.2015.207

#### Korrespondenz:

Martin Oberascher
Arbeitsbereich Umwelttechnik (Universität Innsbruck)
Technikerstraße 13
6020 Innsbruck
Tel. +43 512 507 62105
E-Mail martin.oberascher@uibk.ac.at

# INVERS®: digitales Infrastrukturmanagement

J. Picarel ewp AG Effretikon, Rikonerstrasse 4, 8307 Effretikon, Schweiz

**Key-Words:** Werkkataster, Zustandserfassung und -beurteilung, Werterhaltung, Nachführung, Web-Applikation

#### 1. Ausgangslage

Ein umfassendes Infrastrukturmanagement bildet die Grundlage für die mittel- bis langfristige Optimierung des bestehenden Systems sowie für dessen strategische Planung und Instandhaltung. Allerdings sind in der Schweiz Informationen, obschon umfangreiche Datenmodelle und Planungsinstrumente wie GEP vorhanden sind, über die Siedlungswasserinfrastruktur oft nur selektiv verfügbar. Dieser Wissensmangel verhindert ein umfassendes Infrastrukturmanagement, was in Anbetracht des hohen Investitionsvolumens und der alternden Infrastruktur besorgniserregend ist. Das Planungs- und Ingenieurunternehmen ewp hat mit INVERS® ein modular aufgebautes Infrastrukturmanagement-Tool entwickelt. Dieses bietet auf einen Blick eine Übersicht über bestehende Infrastrukturen und deren Zustand. INVERS® besteht aus verschiedenen Modulen (Strassen, Kunstbauten, Wasser, Abwasser, Gewässer und Gas), die sich nach Wunsch beliebig kombinieren und mittels Koordinationstool abstimmen lassen. INVERS® integriert auch verkehrsplanerische Dienstleistungen wie die Strassenraumgestaltung oder Schwachstellenanalysen. Die Daten werden im Geoinformationssystem GIS verwaltet und stehen mit der Web-Applikation *ewp map* jederzeit zur Verfügung.

#### 2. INVERS® Abwasser: ein Prozess

Um die Werkeigentümer in ihren komplexen Aufgaben zu unterstützen, hat ewp mit den Modulen INVERS® Abwasser und Gewässer auf die Verfügbarkeit und Zentralisierung aller Gewässerinformationen und Abwassernetzdaten auf die Web-Applikation *ewp map* den Schwerpunkt gesetzt. Die Werkkatasterinformationen, Zustandsprotokolle von Haltungen und Kontrollschächten, Inspektionen von Sonderbauwerken, Begehungen von Gewässern sowie alle GEP-Massnahmen sind in der Web-Applikation *ewp map* zusammengefasst und lassen sich nach Bedarf bearbeiten. Die Inspektionen von Sonderbauwerken sowie die Beurteilung von Gewässerökologie und - ökomorphologie erfolgen digital mittels einer mobilen GIS-Lösung und die Resultate der Inspektionen und Begehungen sind automatisch durch Synchronisierung in der Web-Applikation vorhanden. Das Tool kann jederzeit an die individuellen Bedürfnisse der Kundinnen und Kunden angepasst werden.



Abbildung 1: Prozess INVERS® Abwasser.

#### 2.1 Inventar und Zustandserfassung

Als ersten Schritt übernimmt ewp den Werkkataster Abwasser. Für einen reibungslosen Datenaustausch ist eine vollständige Nummerierung der Haltungen und Kontrollschächte zwingend notwendig. Ist dies nicht der Fall, wird ein Nummerierungskonzept zusammen mit dem Werkeigentümern definiert und den Werkkatastern dementsprechend durchnummeriert. Ebenfalls werden die wichtigsten Attribute wie Nutzungsart, Hierarchie, Funktion und Eigentum auf ihre Vollständigkeit geprüft und nach Bedarf ergänzt. Es wird in einem zweiten Schritt mit dem Bauherrn gemeinsam entschieden, welche Haltungen, Kontrollschächte und Sonderbauwerke inspiziert werden. ewp übernimmt die Ausschreibung der Kanal-Fernsehaufnahmen sowie die Begleitung der Fernsehunternehmung und die Koordination mit dem Bauherrn. Der an die Datenqualität gestellte Anspruch ist hoch und die Arbeiten werden dementsprechend so ausgeschrieben, dass die Aufnahmen durch eine spezialisierte Firma durchgeführt werden. Ein funktionierender und fehlerfreier Datenaustausch mittels Schnittstelle DWA-M 150 hat höchste Wichtigkeit. Dank dieser Schnittstelle können die Katasterdaten zwischen dem Ingenieurbüro und dem Fernsehunternehmen mit geringem Aufwand ausgetauscht werden. Das Ingenieurbüro exportiert den Kataster mit den aufzunehmenden Haltungen und Kontrollschächten, der Fernsehoperateur erfasst Schadencodierungskatalog der vsa die Zustände. Die Zustände der Kontrollschächten und Sonderbauwerken werden mittels digitaler Lösung aufgenommen: die Kontrollschächte durch die Fernsehunternehmung nach einem Musterprotokoll und die Sonderbauwerke durch das Ingenieurbüro gemäss Stammkarte von vsa. Diese beiden digitalen, georeferenzierte, Lösungen wurden durch ewp mit den Apps Survey123 und Workforce der Firma esri entwickelt. Durch die Georeferenzierung der Inspektionen werden die Resultate automatisch mit dem Werkkataster im GIS eingebunden.

#### 2.2 Werterhaltungsplanung

Nach Fertigstellung der Zustandsaufnahmen der Haltungen exportiert die Fernsehunternehmung mittels der Schnittstelle DWA-M 150 die Resultate für das Ingenieurbüro. Durch den Import werden die Schäden automatisch auf die Haltungsattributen im GIS erfasst. Nach einer Qualitätskontrolle durch den Ingenieur oder die Ingenieurin wird aufgrund der Schadencodierung die Zustandsklasse (ZKO bis ZK4) automatisch in der Geonis Fachschale SEW der Firma *geocom* ermittelt. Gleichzeitig werden die durch den Fernsehoperateur aufgenommenen Attribute wie Durchmesser und Material, mit diejenigen vom Werkkataster verglichen. Falls es Unstimmigkeiten gibt, wird der Ingenieur oder die

Ingenieurin die Daten kontrollieren und den Werkkataster bei Bedarf anpassen oder ergänzen. Der nächste Schritt ist die automatisierte Definition der Massnahmen und deren Sanierungskosten aufgrund der Schäden. ewp hat ein Skript in der Programmierungssprache Python beschrieben, sodass die Massnahmen und Sanierungskosten für die Haltungen und Kontrollschächte bis zu 90% automatisch festgelegt werden können. Die restlichen 10% werden durch den Ingenieur manuell definiert. Dies gilt für komplexe Schäden wie "Loch" und "Rohrdeformation", wo die Ingenieurin den Schadenumfang mit der Kanalfernsehaufnahme visuell beurteilen muss. Dieser Schritt ermöglicht dem Bauherrn eine effiziente Abwicklung des Werterhaltungskonzeptes. Gemäss vsa-Richtlinie soll nicht nur die Zustandsklasse, sondern auch die Dringlichkeit der Massnahmen berücksichtigt werden. Um die Dringlichkeitsstufen automatisch zu berechnen, hat ewp ein weiteres Skript entwickelt. Die Dringlichkeit ist unter Einbezug folgender Kriterien (nach absteigender Wichtigkeit gelistet) berechnet:

- Abwasserart (Schmutz, Misch- und Regenwasser) aus dem Werkkataster
- Gewässer-/Grundwasserschutz durch einen Verschnitt mit der Karte
- Wassereintritt aus der Schadencodierung
- Hydraulische Belastung (sofern im Werkkataster vorhanden)
- Baujahr (sofern bekannt)
- Strassenzustand (sofern gegeben)

Sobald Dringlichkeit, Massnahmen und Sanierungskosten ermittelt sind, kann automatisch ein Finanzund Massnahmenplan erstellt werden. Die Massnahmen und deren Sanierungskosten werden nach Dringlichkeit (dringend, kurz-, mittel-, langfristig, keine Massnahme) absteigend aufgelistet. Somit kann der Bauherr die notwendigen Investitionen für das Kanalnetz rechtzeitig planen und diese transparent für Politiker/innen, Behörde und Bevölkerung nachweisen. Die Resultate können in verschiedenen Formen der Bauherrschaft je nach Wunsch abgegeben werden. Die klassische Darstellungsvariante ist der technische Bericht, aufgebaut nach den GEP-Teilkapiteln "Zustand, Sanierung und Unterhalt", mit einem Excel File für den Finanz- und Massnahmenplan und einem Massnahmenplan (1:5'000). Die digitale und zukunftsorientierte Variante ist die Darstellung der Resultate in der Web-Applikation ewp map. Sie verfügt über verschiedene Funktionalitäten, die je nach Kundenwunsch ergänzt und angepasst werden können. Mit ewp map können alle Infrastruktur- und GEP-Daten gesichtet werden. Einige Attribute und Felder können durch bestimmte Benutzenden bearbeitet, Berechtigungen im Voraus definiert aber auch jederzeit beliebig angepasst werden. Sanierungsmassnahmen des Abwassernetzes inklusive vollumfänglicher Kostenschätzungen sind jederzeit abrufbar. Einzelne Objektpläne lassen sich in einem digitalen Onlinearchiv ablegen. So sind die Daten nicht nur jederzeit verfügbar, sondern auch gesichert. Der Bauherr hat stets den Überblick über eine verständliche und transparente Werterhaltungsstrategie. Sobald das Werterhaltungskonzept steht, wird der Werkkataster Abwasser (inkl. Bereinigungen und/oder Ergänzungen) dem zuständigen Büro für die Nachführung zurückgegeben.

#### 2.3 Aktualisierung und Dokumentation

Mit der Erstellung des Finanz- und Massnahmenplans ist das Werterhaltungskonzept nicht abgeschlossen. Für die Werterhaltung ist ein kontinuierlicher Prozess und eine regelmässige Nachführung des Inventars von zentraler Bedeutung. Der Werkeigentümer kann sein Inventar über die Web-Applikation *ewp map* nachführen. Auf Wunsch führt ewp das Inventar für den Werkeigentümer nach. Wichtig ist die jährliche Nachführung und Aktualisierung der Massnahmen im Werkkataster Abwasser.

#### 3. Mehrwerte und Fazit

ewp unterstützt seine Kundinnen und Kunden bei der Erstellung eines Werterhaltungskonzepts für das Abwassernetz. Ohne ein entsprechendes Werterhaltungskonzept stehen am Ende der Lebenszeit einer Infrastruktur der Rückbau und die Investition für den Neubau. Die Werterhaltung betrachtet das Abwassernetz als eine zu erhaltende Infrastruktur. Dabei werden finanzielle Mittel investiert, um die langfristige Funktionsfähigkeit und den Betrieb zu sichern. INVERS® Abwasser ist ein sehr wichtiges Instrumentarium und garantiert folgende Mehrwerte:

- Qualitätssteigerung des Werkkatasters Abwasser durch ein vordefiniertes Datenaustauschformat und umfangreiche Datenkontrolle durch die Ingenieurin
- eine Effizienzsteigerung durch die automatisierte Bewertung der Schäden und der Sanierungsmassnahmen/-kosten
- Überblick über Zustand und notwendige Massnahmen im gesamten Kanalnetz
- Einbezug von Dringlichkeitskriterien
- transparente Finanzplanung: Der Finanzbedarf kann jederzeit durch die Visualisierung in der Web-Applikation gerechtfertigt werden
- Wissens- und Datensicherung im GIS-System: Personelle Abgänge sind oft mit Wissensabfluss und hohen Kosten verbunden. Dank der zusammenfassenden Dokumentation in GIS kann der Wissensverlust reduziert werden.
- Kommunikationsmittel auf politischer Ebene: Dank INVERS® wird begründet, weshalb wann welche Investitionen anfallen (exakte Kostenberechnung)
- Koordination mit anderen Infrastrukturmassnahmen möglich. Durch das breite INVERS®Angebot können die Sanierungsmassnahmen für verschiedene Infrastrukturen (Strassen,
  Kunstbauten, Wasser, Abwasser, Gewässer und Gas) koordiniert und somit der Einsatz von
  finanziellen Mittel optimiert werden.
- Abrechnung der Ingenieurleistungen nach Netzgrösse

#### 4. Literatur

invers.ewp.ch

Fachartikel "Werterhaltungsplanung leicht gemacht", seite 66, BundesRundschau, Ausgabe Dez. 2018

Merkblatt DWA-M 150 «Datenaustauschformat für die Zustandserfassung von Entwässerungssystemen», Regelwerk DWA

Richtlinie "Erhaltung von Kanalisationen", vsa

#### Korrespondenz:

Julie Picarel (Hauptautor) ewp AG Effretikon, Rikonerstrasse 4, 8307 Effretikon

Tel: 052 354 21 57

E-Mail: julie.picarel@ewp.ch

# Bäume in der Stadt und dezentrale Regenwasserbewirtschaftung – gemeinsam planen-bauen-pflegen

MATTHIAS REHFELD-KLEIN<sup>1</sup>, HARTMUT BALDER<sup>2</sup>, LEONIE GOLL<sup>1</sup>, DARLA NICKEL<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin;

<sup>2</sup>Beuth Hochschule für Technik Berlin, Fachbereich V, Gartenbauliche Phytotechnologie;

<sup>3</sup>Berliner Wasserbetriebe

**Kurzfassung:** In urbanen Räumen stellt sich zunehmend die Frage, wie die scheinbar unterschiedlichen Ziele der Stadtplanung und der Wasserwirtschaft vor dem Hintergrund des Klimawandels durch integrierte Planungen von blau-grünen Infrastrukturen nicht nur besser - weil platzsparender - umgesetzt werden können, sondern sich auch funktional gegenseitig positiv befördern. Eine Muldengestaltung mit ortsprägenden Bäumen stellt aktuell wegen verschiedener Bedenken eher die Ausnahme dar. Über zwei Vegetationsperioden wurden Muldenstandorte mit Bäumen begutachtet, indem die Vitalität bewertet und mit benachbarten Standorten verglichen sowie Aufgrabungen im Wurzelbereich und Versickerungsversuche durchgeführt wurden. Die Ergebnisse werden vorgestellt und diskutiert sowie offene Fragen angesprochen.

**Key-Words:** Versickerungsmulden, integrierte Planung, Bäume, Stadtklimatisierung, Erkenntnisse, Regelungsbedarf

#### 1 Integrierte Stadtplanung

Mit der Vorlage des Weißbuches Stadtgrün "Grün in der Stadt – Für eine lebenswerte Zukunft" wird in Deutschland den Kommunen die Stärkung des Klimaschutzes in der integrierten Stadtplanung u.a. durch funktionales Stadtgrün empfohlen, um so die Klimafolgen zu mindern (BMUB, 2017). Vor diesem Hintergrund, aber auch aus wasserwirtschaftlichen Gründen wird die Notwendigkeit gesehen, zusätzliche Versiegelungen in einer sich verdichtenden Stadt möglichst zu vermeiden und das Regenwassermanagement verstärkt auf Rückhalt, Verdunstung und Versickerung auszurichten. Durch die Förderung der Verdunstung des Regenwassers kann das innerörtliche Klima durch Kühlung stabilisiert und das Mikroklima verbessert werden. Da zunehmende Starkregenereignisse auch die Schadenspotenziale durch Hochwasser und Überflutung erhöhen und urbane Gewässer durch den Oberflächenabfluss ökologisch stark belastet werden, werden die Regenentwässerungssysteme zunehmend dezentral geplant und ausgeführt, in denen Niederschlagswasser versickern und verdunsten kann. Vor dem Hintergrund der begrenzten Flächenverfügbarkeiten in urbanen Räumen stellt sich die Frage, wie die scheinbar unterschiedlichen Ziele durch integrierte Planungen von blaugrünen Infrastrukturen nicht nur besser - weil platzsparender - umgesetzt werden können, sondern sich auch funktional gegenseitig positiv befördern.

# 2 PROBLEME DER STADTGESTALTUNG MIT VEGETATIONSELEMENTEN – EIN LÖSUNGSANSATZ

Die Stadtgestaltung mit Vegetationselementen befindet sich seit jeher in der steten Weiterentwicklung und bedarf der ständigen Anpassung an neue technische, ökonomische und naturwissenschaftliche Erkenntnisse. Nur so können die vielfältigen positiven Funktionen der Pflanzen

unter urbanen Belastungen gesichert und wirtschaftlich unterhalten werden. Im Fokus der Bewirtschaftung der urbanen Räume steht die Schaffung attraktiver Lebensräume für die Gesellschaft in der Stadt. Bislang wurde der unterirdische Bereich der Stadt vorrangig durch Ver- und Entsorgungssysteme mit der Konsequenz belegt, dass gerade in den verdichteten Innenstädten der Vegetation nur ein geringes Wuchsareal zugebilligt wurde. Dies hat zur Folge, dass die für die Stadtklimatisierung, Schadstoffbindung und Stadtgestaltung so wichtigen Pflanzen trotz hoher finanzieller Anfangsinvestitionen häufig nicht nur schlecht wachsen, sondern hieraus hohe Unterhaltungs- und Folgekosten resultieren. Die Straßenrandbegrünung mit Bäumen ist in der verdichteten Stadt besonders problematisch. Ihr meist unkontrolliertes Wurzelwachstum löst darüber hinaus enorme Schäden an den technischen Infrastrukturen aus (BALDER U.A., 1997; BALDER, 1998). Von daher wird international an vegetationstechnischen Lösungen grundsätzlicher Art zur funktionalen Begrünung urbaner Bereiche geforscht, um die "grauen", "grünen" und "blauen" Ziele der unterschiedlichen Gewerke als "integrierte Infrastruktur" zusammenzuführen. Viele Vegetationsflächen leiden an urbanen Standorten unter Wassermangel, u.a. als Folge von Grundwasserabsenkungen, Bodenverdichtungen und -versiegelungen. In der Praxis werden lediglich in der Anwuchsphase Pflanzen künstlich manuell bewässert, automatisierte Bewässerungssysteme werden nur sehr begrenzt betrieben. Von daher bietet sich die gezielte Nutzung von Regenwasser zur Bewässerung von Vegetationsflächen in der modernen Stadt an. Da die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in wasserwirtschaftlicher und stadtklimatischer Hinsicht ohnehin zunehmend gefordert und gefördert wird, lassen sich durch integrierte Koppelungen blau-grüner Infrastrukturen zunehmend positive Synergien erzielen.

#### 3 BÄUME IN MULDEN-EIN PROBLEM?

Eine Muldengestaltung mit ortsprägenden Bäumen stellt aktuell eher die Ausnahme dar, wäre aber mehr als wünschenswert. Neben Beschattungsproblemen existieren jedoch Bedenken hinsichtlich der Risiken für den Grundwasserschutz durch Kurzschlussströmungen, einer unerwünschten Verdichtung des Untergrunds durch Wurzeln oder einer möglichen Beeinträchtigung von Rigolen. Die aus den verschiedenen Ansprüchen an den Straßenraum resultierenden Flächenkonkurrenzen erfordern integrative, flächeneffiziente Lösungen, wie zum Beispiel die Integration von Straßenbäumen in Mulden. Über zwei Vegetationsperioden wurden vorhandene Muldenstandorte mit Bäumen begutachtet, indem die Vitalität bewertet und mit benachbarten Standorten verglichen sowie Aufgrabungen im Wurzelbereich und Versickerungsversuche durchgeführt wurden. Beschattung, Einflüsse durch Tausalz, Durchwurzelungsschäden und Auswirkungen auf den Unterhaltungsaufwand wurden ebenfalls untersucht. Hintergrund der durch die Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz und den Berliner Wasserbetrieben initiierten Untersuchungen durch Prof. Balder war, inwiefern sogenannte blaue und grüne Infrastrukturen zusammen geplant werden können und sich positiv ergänzen. Ziel der Wasserwirtschaft des Landes Berlin ist es, durch derartige Untersuchungen neue Impulse für künftige Planungsprozesse zu setzen.

#### 4. UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE KURZ ZUSAMMENGEFASST

Bäume in oder im Randbereich von Mulden weisen eine bessere Vitalität und ein gesteigertes Wachstum gegenüber muldenfernen Bäumen auf. Das haben aktuelle Untersuchungen an Muldenstandorte mit integrierten Baumbeständen in Berlin gezeigt.





Abbildung 1: Erhöhtes Wachstum im Vergleich zu Bäumen auf Standorten ohne Muldeneinfluss und Regenzufuhr, auch durch verbesserte Standortverhältnisse gegenüber konventioneller Pflanzung.

Dabei wird die Funktion der Mulde nicht beeinträchtigt. Es wurden vergleichende Infiltrationsversuche mit und ohne Baumstandort vorgenommen. Die Versuche mit und ohne Vorfeuchte ließen keine Unterschiede erkennen. Da ein T+U-armes bzw. sandiges Filtermaterial verwendet wird, ist das Fehlen von Kurzschlussströmungen naheliegend. Makroporen die durch Wurzeln, Regenwürmer oder Mäuse entstehen fallen bei T+U-Gehalten von kleiner 10 Masse-% wieder zusammen (Lambert pers. Mitt.). Es zeigten sich gute Wurzelvitalitäten. Die Wurzeln, insbesondere die wassersuchenden Feinwurzeln, orientieren sich zur Muldenmitte. Neben einer grundsätzlichen guten Tiefenentwicklung mit guter Standfestigkeit, wurden aber auch oberflächennahe Wurzelentwicklungen angetroffen. Die Möglichkeiten der Platzierung von Bäumen in Muldensystemen sind vielfältig (u.a. direkt im Sohlenbereich von Mulden, auf Podesten, an das Kopfende, seitlich zur Mulde). Dabei sind ortspezifisch funktionale Aspekte zu beachten (z.B. Gestaltung, Schutz von angrenzenden Infrastrukturen, Ausprägung oberflächennaher Wurzeln). Auf die zunehmende Verschattung durch Bäume kann mit einer Anpassung der Bodenbepflanzung reagiert werden.

Insgesamt konnte die wechselseitige Verträglichkeit von Bäumen in Mulden bestätigt werden. Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass die Betriebszeiten der untersuchten Anlagen von max. 20 Jahren derzeit noch keine abschließende Aussage zulassen, welche Bäume für Bepflanzungen in Mulden geeignet sind. Es gibt aber keine Erkenntnisse, dass die in Berlin verwendeten Baumarten grundsätzlich nicht verwendet werden können.

Mit der Integration von Gehölzen in Versickerungsanlagen können nicht nur Flächenkonkurrenzen reduziert werden, es ergeben sich auch positive Effekte auf die Versorgung der Bäume mit Wasser, Luftreinhaltung, Stadtklimatisierung, Biodiversität und nicht zuletzt die Aufenthaltsqualität. Die Untersuchungen zeigen neben den Potentialen aber auch noch ungelöste Fragestellungen auf. So erfordert eine nachträgliche Errichtung von Versickerungsanlagen in Bestandsgebieten mit dichtem Baumbestand eine sorgfältige Machbarkeitsanalyse und Ausführung eines Eingriffs in den Wurzelraum der Altbaumbestände, damit es nicht zu groben Beschädigungen der Wurzeln kommt. Ebenso müssen Mindestabstände zwischen Bäume und Mulden-Rigolen bzw. Mulden-Rigolen-Systemen sowie Wurzelschutzmaßnahmen vereinbart werden. Es empfiehlt sich bei den realisierten und den neu zu konzipierenden Projekten im Sinne eines Optimierungsprozesses offene Fragen (u.a. Anforderungen an Wurzellenkungen, Pflegekonzepte) mit wissenschaftlicher Begleitung abzuklären und in der Praxis abzusichern. Folgende maßgebliche Aspekte sind aktuell unter Einbeziehung des Fachausschusses Stadtbäume in Diskussion und sollen in einem Regelwerk für die Planung und Unterhaltung zusammengefasst werden:

- Geeignete Substrate für Oberboden und Pflanzgrube
- Berücksichtigung des Flächenbedarfs der Bäume bei der Muldendimensionierung
- Auswahl geeigneter Baumarten und Pflanzabstände unter Beachtung des städtebaulichen Kontextes (u.a. Wuchsform, Beschattungsfolgen, Abstände zu vorhandenen oder geplanten Infrastrukturen und Stadtgrün); ausreichend Platz für Baumstandorte und Wurzelraumentwicklung
- Erfordernis von Wurzelbarrieren in Abhängigkeit der räumlichen Situation
- Pflegeanforderungen an Baum und Mulde, Schnittstellen zwischen den verantwortlichen Akteuren

Forschungsseitig drängen sich u.a. folgende Fragen auf:

- In welchem Maße wird der Beitrag zur Stadtkühlung erhöht? Welchen Beitrag leisten die Systeme im Kontext der Klimafolgen für das Stadtgrün und für den städtischen Wasserhaushalt?
- Wie ist die Situation nach einer längeren Standzeit der Bäume?
- Wie lässt sich die Etablierung der Bäume optimieren?
- Unter welchen Bedingungen können die Systeme auch nachträglich im Bestand umgesetzt werden?
- Wie gut ist die Schadstoffbindung bei unterschiedlichen Baum- bzw. Pflanzenarten?
- Ökonomie, Pflege und Betrieb

#### 5. Literatur

BMUB (2017): Weißbuch Stadtgrün. Grün in der Stadt – Für eine lebenswerte Zukunft. Bonn

BALDER, H., EHLEBRACHT, K., UND MAHLER, E., (1997): Strassenbäume, Planen- Pflanzen- Pflegen am Beispiel Berlin. Patzer Verlag, Berlin.

BALDER, H., (1998): Die Wurzeln der Stadtbäume – ein Handbuch zum vorbeugenden und nachsorgenden Wurzelschutz. Parey Buchverlag Berlin (heute Ulmer Verlag)

BALDER, H., GOLL, L., NICKEL, D., REHFELD-KLEIN, M. (2018): Befunde zur Verwendung von Bäumen in Muldensystemen im Rahmen der Regenwasserbewirtschaftung. ProBaum 4, S. 15-21.

#### **Korrespondenz:**

Matthias Rehfeld-Klein Brückenstraße 6 10179 Berlin +49 30-90252003 matthias.rehfeld-klein@senuvk.berlin.de

# Drei dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse im Feldversuch - sind die Einzugsgebiete an der gleichen Straße vergleichbar?

S. H. Rommel<sup>1</sup>, B. Helmreich<sup>1</sup>

<sup>1</sup> TUM Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft,
Am Coulombwall 3, 85748 Garching, Deutschland

Kurzfassung: Anhand von Feldversuchen mit drei dezentralen Behandlungsanlagen für Verkehrsflächen-abflüsse an einem Standort wurde die Vergleichbarkeit der Einzugsgebiete vor Ort untersucht. Daten einer 12-monatigen Überwachung zeigen, in benachbarten Teileinzugsgebieten deutlich abweichende Verteilungen der AFS-, Kupferund Zinkkonzentrationen. Die hydraulischen und stofflichen Belastungen können trotz gleichem Standort aufgrund unterschiedlicher Fließcharakteristika voneinander abweichen und somit die Vergleichbarkeit von Feldversuchen einschränken. Laborversuche sind hierbei im Vorteil.

**Key-Words:** Abfiltrierbare Stoffe, Dezentrale Behandlungsanlagen, Hydraulik, Niederschlagswasserbehandlung, Schwermetalle, Verkehrsflächenabfluss

#### 1 Einleitung

Dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen werden derzeit im Labormaßstab und in Originalgröße unter Laborbedingungen sowie im Feld getestet (Lucke et al. 2017). Untersuchungen im Feld gelten als anerkannte und etablierte Untersuchungsmethode, da sie die realen Bedingungen widerspiegeln. Jedoch wird, z. B. für bauaufsichtliche Zulassungen oder wasserrechtliche Genehmigungen, diskutiert, inwieweit Feldversuche aufgrund nicht kontrollierbarer Einflussfaktoren vergleichbar bzw. repräsentativ sind.

Derzeit untersucht der Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft der TU München im Rahmen des Forschungsvorhabens "Praxiserfahrungen zum Umgang mit dezentralen Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse" drei dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, mit Zulassung durch das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt), an einem stark befahrenen Straßenabschnitt. Ein Teilziel dieser Untersuchung ist es Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Reinigungsleistung dezentraler Anlagen unter Laborbedingungen sowie im Feld zu erfassen. Des Weiteren werden betriebliche Aspekte dokumentiert und untersucht. Der vorliegende Beitrag soll aufzeigen, inwieweit sich Zulaufkonzentrationen von (Schad)stoffen und Durchflüsse im Feldversuch als vergleichbar erwiesen haben. Vergleichbare Untersuchungen wurden bereits von Barjenbruch et al. 2016 und Werker et al. 2011 durchgeführt.

#### 2 Material und Methoden

### 2.1 Standort

Um die Belastung von Verkehrsflächenabflüssen und die Reinigungsleistung von dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen unter vergleichbaren Bedingungen zu untersuchen, wurden drei unterschiedliche, DIBt-zugelassene Anlagen an einer stark befahrenen Straße in München, Deutschland, eingebaut. Da der Fokus in diesem Beitrag auf dem Verkehrsflächenabfluss liegt, werden

die dezentralen Behandlungsanlagen hier nicht näher beschrieben. Die verschiedenen Einzugsgebiete werden mit den Buchstaben A, B und C benannt (Abb. 1). Die Einzugsgebiete (A, B, C) befinden sich in unmittelbarer Abfolge und weisen homogene Randbedingungen (Verkehrsstärke, Verkehrsfluss, Straßenbelag, Quer-/Längsgefälle, Bewuchs) auf. Die beschriebene Anordnung verspricht die höchste Vergleichbarkeit zwischen den Ergebnissen einzelner Anlagen im Feldversuch. Einzugsgebietsgrößen sind 1660 m² für A, 473 m² für B und 100 m² für C. Drei Fahrstreifen, sowie ein Standstreifen, bilden das Einzugsgebiete des beprobten Standorts. Die Fahrbahnoberfläche besteht aus Splittmastixasphalt. Die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) im Einzugsgebiet der Versuchsanlage ist ca. 24.000 Kfz/d. Hieraus ergibt sich entsprechend DWA-M 153 (2007) eine starke Flächenverschmutzung des Flächentyps F6, welche eine Behandlung des Verkehrsflächenabflusses erforderlich macht. Die Spuren der entgegengesetzten Fahrtrichtung (ca. 22.000 Kfz/d) sind durch einen begrünten Mittelstreifen vom Einzugsgebiet getrennt. Jedoch wird durch Sprühnebel und Windverfrachtung von einer zusätzlichen Belastung des Straßenabflusses ausgegangen (Kluge und Wessolek 2012). Der Standort grenzt an den nördlichen Teil des Olympiaparks. Durch nahegelegene Bäume und Sträucher kommt es zu Pollen- und Laubeintrag in das Entwässerungssystem. Bei der Landschaftspflege anfallender Grünschnitt führt zu weiterer organischer Belastung des Systems.

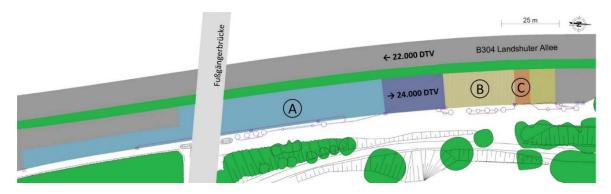


Abbildung 1: Lageplan des Untersuchungsgebietes, die unterschiedlichen Farben (außer grün) markieren die unterschiedlichen Einzugsgebiete.

Der Durchfluss der Anlagen wurde durch magnetisch-induktive Durchflussmesser (Krohne Messtechnik, Optiflux 1100C, IFC 100 C, DN250 für A, DN40 für B, DN25 für C) gemessen.

#### 2.2 Probenahme und Analytik

Die Probenahme erfolgte volumenproportional mit automatischen Probenehmern (WaterSam WS 316, Edmund Bühler PP 84) ab einem Durchfluss von 0,4 L s<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup>. In den Probenehmern wurden die Proben bis zum Transport in das Labor bei 4±1 °C thermostatiert. Die Entnahme der Probenflaschen aus den Probenehmern erfolgte innerhalb von 72 h. Um die durchschnittliche Belastung des Abflusses während eines Regenereignisses zu bestimmen, wurden die periodisch gezogenen Proben jedes beprobten Regenereignisses zu je einer Mischproben in einem 30 L fassenden Glasbehälter mit Auslaufhahn vereinigt. Zur Homogenisierung der Proben wurde ein Dispergierwerkzeug (IKA, T25 basic, S 25 KV) eingesetzt. Nach ausreichender Homogenisierung der Mischprobe wurde, unter weiterhin laufender Dispergierung, die Teilprobe aus dem zuvor mindestens 10 s geöffnetem Auslaufhahn entnommen. Bestimmt wurden pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, abfiltrierbare Stoffe (AFS) und feinpartikuläre abfiltrierbare Stoffe (AFS63), sowie die Metalle Natrium, Calcium, Magnesium, Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink nach Königswasseraufschluss.

Die AFS63-Bestimmung erfolgte in Anlehnung an Dierschke und Welker (2015) über Nasssiebung einer Probe (1 L Volumen) mit einem 1000  $\mu$ m Sieb, gefolgt von einem 63  $\mu$ m Sieb. Die gesiebte Probe wurde anschließend über 0,45  $\mu$ m Nitrocellulose-Membranfilter vakuum-filtriert. Sowohl Siebe als auch Membranfilter wurden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz im Trockenschrank getrocknet. Die Rückstände auf dem 63  $\mu$ m Sieb und den Membranfiltern entsprechen den AFS (>0,45  $\mu$ m; ≤1000  $\mu$ m;) sowie AFS63 (>0,45  $\mu$ m; ≤63  $\mu$ m).

# 3 Ergebnisse und Diskussion

Nach über 12 Monaten Betrieb zeigt sich, dass sowohl die hydraulischen, als auch die stofflichen Belastungen der Einzugsgebiete voneinander abweichen. Aufgrund der langen Trockenphasen im Jahr 2018 und zeitweisen Ausfällen der Messtechnik, konnten nur sieben Regenereignisse zeitgleich an den drei Teileinzugsgebieten erfasst werden. Diese Ereignisse werden im Folgenden dargestellt. Bei der Auswertung der mittleren Abflussspende (Abb. 2a) zeigt sich, dass an Einzugsgebiet A bisher zwei- bis zweieinhalbfach höhere Abflussspenden gemessen wurden als an den Einzugsgebieten B und C. Dies ist begründet durch unterschiedliche Zuflussgeometrien der Anlagen und somit anderer Messtechnik-Dimensionierungen (was ggf. noch beherrschbar wäre) sowie nicht kontrollierbarer Einflussfaktoren bei der Bestimmung der realen Einzugsgebiete und deren Abflussbildung. Als mögliche Ursachen hierfür sind unter anderem Fahrbahnmarkierungen, Spurrillen und die Fertigungsgenauigkeit im Straßenbau zu nennen.

Neben der unterschiedlichen hydraulischen Belastung war besonders die stoffliche Belastung von Einzugsgebiet B signifikant. Sowohl die AFS-, als auch die Zink- und Kupferkonzentration zeigte eine deutlich engere Verteilung mit niedrigeren Konzentrationen im Vergleich zu den anderen Einzugsgebieten (Abb. 2b-d).

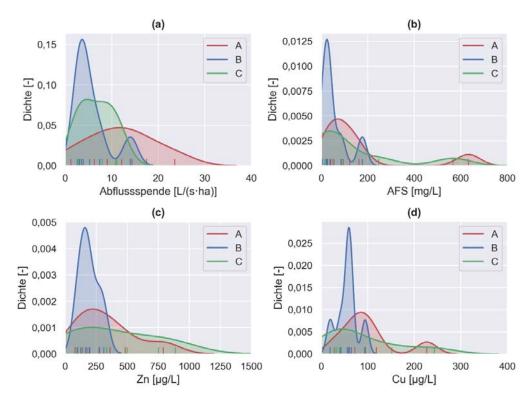


Abbildung 2: Mittlere Abflussspende (a), AFS (b), Zn-Konzentration (c), Cu-Konzentration (d) der verschiedenen Einzugsgebiete, dargestellt als KDE-Plots (n=7).

Die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) liegen hauptsächlich (Median 83 %) in der Fraktion AFS63 vor, mit vergleichbaren Verteilungen im Abfluss der drei Einzugsgebiete (siehe Abb. 3b). Im Abfluss des Einzugsgebiets C ist die Fraktion der gröberen AFS etwas erhöht. Dies lässt sich begründen durch veränderte Zulaufbedingungen. Da in Einzugsgebiet C ein Rinnensystem eingebaut ist, verfügt es im Gegensatz zu den Einzugsgebieten A und B nicht über einen Straßenablauf mit Grobschmutzeinsatz (Schlammfangeimer). Dies zeigt, dass Grobschmutzeinsätze in der Lage sind gröbere Partikel, in der Sandfraktion (>63 µm), zurückzuhalten.

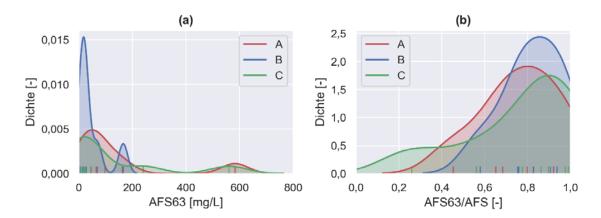


Abbildung 3: AFS63 (a) und Verhältnis AFS63/AFS (b) im Abfluss der drei Einzugsgebiete, dargestellt als KDE-Plots (n=7).

Es ist anzunehmen, dass mit wachsender Datengrundlage die Verteilungen weiter variieren. Jedoch zeigen die bisherigen Daten bereits, dass direkt aufeinanderfolgende und vergleichbare Einzugsgebiete abweichende Abflusscharakteristiken und stoffliche Belastungen aufweisen. Des Weiteren führen technische Anforderungen zum Einsatz verschiedener Messtechnik, die sich wiederum auf die Ergebnisse auswirkt. Dieses Wissen muss bei der wissenschaftlichen Interpretation von Daten aus Feldversuchen stets berücksichtigt werden.

# 4 Zusammenfassung und Ausblick

Auf Grundlage der bisherigen Ergebnisse empfehlen wir die Ergebnisse von Feldversuchen stets nur unter dem Hinweis auf deren eingeschränkte Vergleichbarkeit zu veröffentlichen. Die Vorgehensweise der Prüfung von Behandlungsanlagen unter Laborbedingungen, wie im deutschsprachigen Raum bereits umgesetzt, ist somit essenziell, um Wirkungsgrade repräsentativ, vergleichbar und reproduzierbar nachzuweisen. Gleichzeitig sind gut dokumentierte Feldversuche für Daten zum Verhalten einer Anlage unter realen Bedingungen wünschenswert und wesentliche Grundlage, um die Zusammensetzung von Prüflösungen für Laborversuche noch besser der Realität anzunähern.

Die Messkampagne wird im Frühjahr 2020 abgeschlossen.

#### 5 Danksagung

Die Messkampagne erfolgt im Rahmen des Forschungsvorhabens "Praxiserfahrungen zum Umgang mit dezentralen Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse" (AZ: 67-0270-96505/2016), finanziert durch das Bayerischen Landesamt für Umwelt.

#### 6 Literatur

- Barjenbruch, M., B. Heinzmann, P. Kober, M. Post, C. Remy, P. Rouault, H. Sommer, H. Sonnenberg, und B. Weiß. 2016. "Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen Projekt im Berliner Umweltentlastungsprogramm UEPII/2, Abschlussbericht."
- Dierschke, M., und A. Welker. 2015. "Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen." *gwf Wasser/Abwasser* 156 (4): 440–46.
- Kluge, B., und G. Wessolek. 2012. "Heavy Metal Pattern and Solute Concentration in Soils along the Oldest Highway of the World the AVUS Autobahn." *Environmental Monitoring and Assessment* 184 (11): 6469–81. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-2433-8.
- Lucke, T., P. Nichols, E. Shaver, J. Lenhart, A. Welker, und M. Huber. 2017. "Pathways for the Evaluation of Stormwater Quality Improvement Devices the Experience of Six Countries." *CLEAN Soil, Air, Water* 45 (8): 1600596-n/a. https://doi.org/10.1002/clen.201600596.
- Werker, Henning, J. Twardon, S. Schmitz, U. Wehming, J. Hofmann, K. Alt, S. Ellerhorst, S. Ingenhaag, B. Bosseler, und C. Brennerscheidt. 2011. "Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen Umsetzung des Trennerlasses." *Abschlussbericht im Auftrag des MKULNV NRW*.

#### Korrespondenz:

Steffen Rommel, M.Sc. TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft +49 89 / 289 13733 s.rommel@tum.de

# Einsatz von Floating Treatment Wetlands zur verbesserten Behandlung von Niederschlagsabflüssen außerörtlicher Straßen

Jan Ruppelt<sup>1</sup>, Katharina Tondera<sup>2</sup>, Johannes Pinnekamp<sup>1</sup>

<sup>1</sup> RWTH Aachen University, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA), Miesvan-der-Rohe-Str. 1, 52074 Aachen, Deutschland

<sup>2</sup> IMT Atlantique, GEPEA, UBL, 44307 Nantes, Frankreich

**Kurzfassung:** Bislang eingesetzte Behandlungsanlagen für Autobahnabwasser weisen häufig eine begrenzte Reinigung in Bezug auf bestimmte Schadstoffe wie Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle auf. Ziel des Projekts "Opti-Float" ist es, das Potenzial sogenannter Floating Treatment Wetlands (FTWs) für die Reinigung von Autobahnabwasser zu beurteilen. Dazu wurden zwei großtechnische Absetzbecken am östlichen Kölner Autobahnring mit FTWs ausgestattet. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass die Becken mit FTWs höhere Reinigungsleistungen aufweisen als die Referenzbecken und somit durch die Installation von FTWs eine Verbesserung der Reinigungsleistung erzielt werden kann.

**Key-Words:** Autobahnabwasser; Regenklärbecken; RiStWag-Abscheider; Retentionsbodenfilter; Floating Treatment Wetlands; AFS<sub>63</sub>

#### 1 Motivation und Ziele

Die Reduktion von prioritären Stoffen aus Straßenabwässern nimmt im Zuge der fortschreitenden Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie an Bedeutung zu. Zahlreiche Untersuchungen der vergangenen Jahre haben gezeigt, wie stark Straßenabwasser mit Schwermetallen wie Cadmium, Kupfer, Blei und Zink sowie polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) belastet ist. Der Abfluss von etwa 60.000 km Autobahnen und Bundesstraßen in Deutschland wird, sofern zentral behandelt, bislang hauptsächlich in etwa 1.000 Abscheidern nach den Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten (RiStWag) (FGSV, 2016) gesammelt. Diese Anlagen sind nahezu baugleich mit Regenklärbecken im Dauerstau (RKBmD). Sie sind jedoch bezüglich der Rückhaltung von absetzbaren Feststoffen (AFS) nur beschränkt effektiv und halten nahezu keine gelösten Stoffe zurück. Bei jedem Regenereignis ersetzt einströmendes Wasser das gespeicherte Wasser, das entweder in einen Oberflächenwasserkörper eingeleitet oder versickert wird. Die Einleitungen aus diesen Becken stellen teilweise eine erhebliche Belastung für Gewässer und Versickerungsflächen dar. Über die Wirksamkeit der RiStWag-Anlagen bzgl. des Rückhalts von Feinpartikeln (AFS<sub>63</sub>) gibt es bislang keine eindeutigen Aussagen.

Daher wird im Forschungsprojekt "Opti-Float" an zwei großtechnischen Beckenanlagen an der Bundesautobahn A3 untersucht, wie sich der Rückhalt von AFS<sub>63</sub>, ausgewählten Schwermetallen, PAK und MKW bei derzeitiger Ausgestaltung darstellt und ob sich der Rückhalt durch den Einsatz von Floating Treatment Wetlands (FTWs) verbessern lässt.

# 2 Floating Treatment Wetlands

Bei Floating Treatment Wetlands handelt es sich um bepflanzte Flöße, deren Bewuchs besonders lange Wurzeln im Wasser ausbildet. Die Natur bietet hier das Vorbild in Form von schwimmenden Pflanzeninseln. Diese entstehen auf Basis organischen Materials wie Torf oder abgestorbenen

Pflanzen, die zusammen mit verschiedenen Wasser- und Sumpfpflanzen schwimmende Verbunde bilden können. Durch anorganische und organische Zersetzungsprozesse entstehen Gase, die sich unter dem Floß ansammeln und somit Auftrieb liefern. Zusätzlicher Auftrieb wird durch die Luft in den Wurzeln und Blättern geschaffen.

Bereits 1979 wurde in Deutschland durch Lothar Bestmann ein Patent auf die sogenannten Schwimmkampen angemeldet. Dabei handelt es sich um künstliche, begrünungsfähige Inseln, die "für die unterschiedlichsten Aufgaben, wie hydrobotanische Gewässerreinigung, Erosionsschutz, Biotop für Lebewesen, landschaftpflegerische Gestaltung und dergl. Verwendung finden" können (Bestmann, 1979). Das Grundprinzip und der Aufbau der Floating Treatment Wetlands ähneln auch heute noch stark den von Bestmann konzipierten Schwimmkampen. Die Wirksamkeit von FTWs in verschiedenen Einsatzbereichen wird derzeit international erforscht. Es zeigt sich ein deutliches Potenzial bezüglich der Reinigung von Niederschlagsabflüssen. Eine flächendeckende Anwendung von FTWs hat sich bisher jedoch nicht etabliert.

#### 2.1 Aufbau

Floating Treatment Wetlands bestehen grundsätzlich aus zwei wichtigen Komponenten: den Auftriebskörpern und den darauf wachsenden Pflanzen. Diese Verbunde werden auf die Wasseroberfläche von bestehenden Regenbecken aufgebracht, um den Rückhalt von Schadstoffen über die vorhandene Sedimentation hinaus zu erhöhen. Abbildung 1 zeigt den grundlegenden Aufbau eines FTWs. Das Wasser wird durch das Becken geleitet und durchquert dabei die Wurzelzone der Pflanzen, wobei partikuläre Stoffe sedimentieren bzw. am Biofilm des Wurzelvorhangs fixiert und durch biochemische Prozesse abgebaut werden.

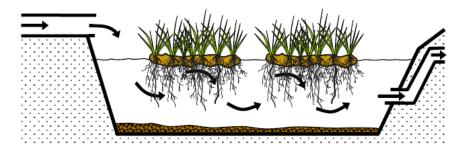


Abbildung 1: Schematische Darstellung eines Floating Treatment Wetlands (Headley und Tanner, 2008).

Die Matten, welche die Basis des schwimmenden Konstrukts bilden, können aus unterschiedlichen Materialien bestehen. Die häufigste Methode ist eine Verwendung von Rahmen aus Polyvinylchlorid oder Flößen aus Kunststoffen wie Polystyrol, die eine geringe Dichte haben und somit auf der Wasseroberfläche schwimmen. Darauf wird zumeist eine Schicht aus organischem Material, häufig Kokosfasern oder Torf, aufgebracht, die als Nährmedium für die Pflanzen dient. Zusätzlicher Auftrieb wird durch die Gase geschaffen, die durch Stoffumsätze im Wasser entstehen und sich im Mattenkonstrukt ansammeln.

Die Pflanzen, die in FTWs Anwendung finden, sind emerse Makrophyten, auch Helophyten genannt. Sie ragen mit ihren Wurzeln ins Wasser, während ihr Spross über der Wasseroberfläche wächst. Durch Löcher in den Matten kann sich ihr Wurzelgebilde im Wasser entwickeln. Welche Pflanzenarten in der jeweiligen FTW-Anlage verwendet werden, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Grundsätzlich eignen sich alle Pflanzen, die ein langes und dichtes Wurzelsystem bilden und in aquatischer

Umgebung wachsen können. Zudem sind die klimatischen Bedingungen, die regionalen Verfügbarkeiten der Pflanzen und die Art der Gewässerbelastung zu beachten. Die Pflanzen sollten tolerant gegenüber den im Wasser enthaltenen Schadstoffen sein. Typische eingesetzte Pflanzenarten sind Schilf-, Binsen- und Sauergrasgewächse (Shahid et al., 2018; Ladislas et al., 2013).

Abhängig von der Umgebung, in der das FTW angebracht wird, kann es am Boden oder an den Rändern des Beckens befestigt werden. Durch eine Verankerung kann garantiert werden, dass es sich bei Wind und durch Strömungen nicht vom vorgesehenen Platz wegbewegt (Walker et al., 2017). Dennoch darf die Mobilität des FTWs nicht vollkommen eingeschränkt werden, da dessen Höhenanpassung mit wechselnden Wasserständen im Becken möglich sein muss, um eine Schädigung der Pflanzen durch Überflutung zu verhindern.

Voraussetzung für den Einsatz von FTWs ist ein Dauerstau im Becken, da sie einen gewissen Wasserstand erfordern, um dauerhaft wirken zu können. Laut Headley und Tanner (2012) ist darauf zu achten, dass die Wassertiefe in Anlagen mit FTWs mindestens 0,8 – 1,0 m beträgt, welche in siedlungswasserwirtschaftlichen Anlagen stets gegeben ist. Dies ist notwendig, da es sonst möglicherweise zu einer Verwachsung der langen Wurzeln mit der Bodenzone des Beckens kommen kann. Folglich wäre das FTW nicht mehr höhenunabhängig, sondern mit dem Boden verankert, sodass es bei einem Anstieg des Wasserstandes möglicherweise unter Wasser gehalten wird. Dies könne zu einer Zerstörung des schwimmenden Pflanzensystems führen.

#### 2.2 Wirkungsweise

Entscheidend für die Wirkung der FTW sind die Wurzeln der Helophyten. Daher werden speziell solche Pflanzen gewählt, die in Hydrokultur sehr gut wachsen. Sie bilden ein langes und dichtes, mit einem Biofilm versehenes, Wurzelnetzwerk aus. Dieses Wurzelnetzwerk bewirkt die Reinigungsleistung der FTWs. Sowohl durch physikalische als auch durch biochemische Vorgänge werden Schadstoffe aus dem Abwasser entfernt.

#### 2.2.1 Physikalische Reinigungsprozesse

Die beiden Hauptprozesse der physikalischen Reinigung sind die Sedimentation und die Filtration. Sie sorgen für die Abtrennung eines Großteils der AFS und werden durch das lange und dichte Wurzelnetzwerk der Pflanzen begünstigt. Für das Wasser, welches durch das Becken fließt, stellen die Wurzeln ein Hindernis dar. Infolgedessen verlangsamt sich seine Fließgeschwindigkeit aufgrund des zunehmenden Fließwiderstands. Das Wasser verbleibt somit länger im Becken und bewegt sich langsamer fort. Hierdurch verstärkt sich die Sedimentation der partikulär im Abwasser enthaltenen Feststoffe. Die langsame Fließgeschwindigkeit fördert die Flockung der suspendierten Partikel, die folglich schneller sedimentieren (Walker et al., 2017). Die zu Boden gesunkenen Partikel bilden ein Sediment am Beckengrund. Dieses stellt die temporäre Senke der Schad- und Grobstoffe dar, die folglich immobilisiert und nicht mehr bioverfügbar sind. Eine Entfernung des Sediments ist lediglich in Abständen mehrerer Jahre notwendig. Des Weiteren findet durch das dichte Wurzelsystem eine Filtration statt. Partikel, die mit der Wasserströmung horizontal durch die Wurzelschicht geleitet werden, können aufgrund der engen Zwischenräume herausgefiltert werden. Durch Adhäsion der Partikel an den Biofilm auf den Wurzeln lagern sie sich in den Zwischenräumen an. Werden diese Akkumulationen zu schwer, sinken sie ebenfalls zum Beckengrund und setzen sich ab. Die physikalische Reinigungsleistung eines FTWs nimmt somit zu, je größer und ausgeprägter das Wurzelsystem ist. Mit zunehmendem Wachstum der Pflanzen nimmt die Wurzellänge zu, sodass eine größere und verzweigtere Kontaktfläche entsteht (Headley und Tanner, 2012).

#### 2.2.2 Biochemische Reinigungsprozesse

Das Potenzial von FTWs liegt darin, dass sie neben den physikalischen Wirkungen der Sedimentation und Filtration insbesondere auch biochemische Reinigungsprozesse ermöglichen. Auch hier spielt das lange Wurzelsystem der Helophyten die zentrale Rolle. An diesem Wurzelsystem sowie an den Matten der FTWs lagern sich Mikroorganismen an, sodass ein Biofilm entsteht. Bei der Auswahl der Helophyten ist auf deren Fähigkeit, Sauerstoff in die Rhizosphäre leiten zu können, zu achten. Dies ist notwendig, um ein Wachstum des Biofilms zu ermöglichen. Der Biofilm bildet als Oberfläche für biochemische Prozesse die Basis für den Abbau organischer Schadstoffe aus dem Abwasser. Die Mikroorganismen zersetzen die organische Substanz in Nährstoffe, die direkt von den Pflanzen aufgenommen werden können und ihrem Wachstum dienen (Xu et al., 2017). An der Oberfläche der Wurzeln sorgen sogenannte Rhizobakterien für den Abbau organischer Schadstoffe. Zusätzlich können sie durch eine Produktion von Phytohormonen wachstumsfördernd wirken. Endophytische Bakterien, die mit der Pflanze eine Symbiose eingehen, können die organischen Verbindungen in anorganische Verbindungen wie CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>O umwandeln. Diese Stoffe werden entweder wieder durch die Pflanze aufgenommen oder in die Atmosphäre abgegeben. Die Bakterien können außerdem die Krankheitsresistenz der Pflanze verbessern (Shahid et al., 2018).

Zusätzlich können die im Wasser enthaltenen Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor direkt über die Wurzeln aufgenommen werden und das Pflanzenwachstum beschleunigen. Die somit wachsende Wurzeloberfläche resultiert in einer größeren Kontaktfläche zum Abwasser, wodurch wiederum mehr Raum für Mikroorganismen und den Schadstoffabbau entsteht: die Reinigungsleistung des FTWs nimmt zu (Steward et al., 2008).

Die biochemischen Prozesse werden von der Oberflächenbedeckung durch die FTW-Matten beeinflusst. Eine Regulierung der bedeckten Wasserfläche kann Prozesse wie die Diffusion, Photosynthese, Nitrifikation und Denitrifikation lenken.

#### 3 Methoden

Untersucht werden zwei Abscheider nach RiStWag (FGSV, 2016) am östlichen Kölner Autobahnring, an die jeweils ein Einzugsgebiet von 7 ha angeschlossen ist. Der Oberflächenabfluss wird über Straßeneinläufe neben den Fahrstreifen in Sammelkanälen zu den Anlagen geleitet. Beide Standorte bestehen aus zwei parallel gespeisten Strömungskammern. Jede Kammer ist etwa 6 m breit und 30 m lang. Bei einer Tiefe von 2,5 m haben die Kammern ein Rückhaltevolumen von jeweils 450 m³. Die Kammern sind mit Tauchwänden ausgestattet, um Austräge von Leichtflüssigkeiten bei Unfällen oder Havarien zu verhindern. Im Frühjahr 2017 wurden an beiden Standorten FTWs in jeweils einer Kammer installiert. Die Breite des FTW entspricht dabei der Kammerbreite, um Kurzschlussströme zu vermeiden. Insgesamt wird durch die FTWs ein Drittel der Wasseroberfläche bedeckt (60 m²). Die FTWs wurden mit Pflanzen der Arten Carex gracilis (Segge), Iris pseudacorus (Sumpf-Schwertlilie), Scirpus lacustris (Simse), Juncus effusus (Binse) und Lythrum salicari (Blutweiderich) bepflanzt. Die Makrophytensprossen auf dem Schwimmkörper bleiben über der Wasseroberfläche, während die Wurzeln durch die Schwimmmatte ins Wasser wachsen können (hydroponisches Wachstum). Unter der Matte baut sich ein dichtes Netz aus Wurzeln und anhaftenden Biofilmen auf. Dieses Netzwerk, das feine und gelöste Partikel erfassen soll, bietet eine biologisch aktive Oberfläche für die biochemische Umwandlung von Schadstoffen (Headley und Tanner, 2012).

Es werden sowohl regelmäßig Proben im Zu- und Ablauf der beiden von FTW bedeckten als auch der nicht bedeckten Kammern genommen, um einen Vergleich zwischen der Reinigungsleistung der Kammern zu ermöglichen. Nach einer Vorlaufzeit von ca. drei Monaten, die für den Bau und die

Installation der Flöße sowie der automatischen Probenehmer auf bzw. an den vorgesehenen Becken notwendig war, begann im Juli 2017 der Versuchsbetrieb, der insgesamt 24 Monate dauern soll. Abbildung 2 zeigt die Installation des FTW auf dem RiStWag-Abscheider in Köln-Mülheim im Juli 2017 und dessen Entwicklung nach einem Jahr (Juni 2018).







Abbildung 2: Zeitliche Entwicklung der FTW auf dem RiStWag-Abscheider in Köln-Mülheim.

#### 4 Ergebnisse

Seit Juli 2017 wurden bislang 43 (Stand 28.05.2019) Niederschlagsereignisse beprobt. In Tabelle 1 sind als erste Ergebnisse die Wirkungsgrade ausgewählter Parameter sowohl für die Kammer mit installiertem FTW als auch für das Referenzbecken in Köln-Mülheim dargestellt.

Tabelle 1: Mittlere Wirkungsgrade der mit FTW ausgestatteten Kammer sowie der Referenzkammer des RiStWag-Abscheiders in Köln-Mülheim

		AFS	AFS <sub>63</sub>	Cu	Zn	Fe	MKW	relevante PAK*	
Referenzbecken	Median	46%	49%	64%	60%	39%	2%	11%	
Becken mit FTW	Median	64%	67%	76%	61%	60%	30%	12%	
Verbesserung durch FTW	in %- Punkten	18%	18%	12%	1%	21%	28%	1%	
	in %	39%	37%	19%	2%	54%	1500%	9%	
	*Fluoranthen, Pyren, Chrysen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen								

Bezüglich abfiltrierbarer Stoffe konnte sowohl für AFS als auch für die Feinfraktion (AFS<sub>63</sub>) eine Steigerung der Reinigungsleistung von 35-40 % bezogen auf den Wirkungsgrad des Referenzbeckens festgestellt werden. Die Parameter Kupfer und Eisen zeigen eine vergleichbare Steigerung in %-Punkten, auch hier führt das FTW zu einem verbesserten Rückhalt. Zusätzlich zeigt das FTW-Becken in Mülheim eine deutlich verbesserte Entfernung von MKWs im Vergleich zum Referenzbecken. Bezüglich Zink und relevanten PAKs konnte nur eine geringe Steigerung der Mediane der Wirkungsgrade festgestellt werden (1 %-Punkt). Der Einfluss der FTWs auf den Rückhalt dieser Stoffe kann demnach bisher nicht eindeutig festgestellt werden und wird weiter untersucht. Insgesamt zeigt das Becken mit FTW in Köln-Mülheim für alle ausgewählten Parameter eine Verbesserung der Reinigungsleistung im Vergleich zum Referenzbecken. Vergleichbare Ergebnisse wurden ebenfalls für die Pilotanlage in Köln-Ost gewonnen.

# 5 Danksagung

Das Forschungsvorhaben "Opti-Float" wird gefördert durch das Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, dem an dieser Stelle für die Förderung gedankt sei. Weiterer Dank gilt dem Landesbetrieb Straßenbau NRW für die Bereitstellung der Beckenanlagen.

#### 6 Literatur

- Bestmann, L. (1979): Schutzrecht DE 000002905759 A1 (15.02.1979): Schwimmkampen.
- Borne, K.E., Fassman, E.A. and Tanner, C.C. (2013) Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. Ecological Engineering, 54, 173–182.
- Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen (FGSV) (2016): Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten-RiStWag. FGSV R1-Regelwerke, Band 514, FGSV Verlag GmbH, Köln, ISBN: 978-3-86446-159-0.
- Headley, T.R., Tanner, C.C. (2008): Floating Treatment Wetlands: an Innovative Option for Stormwater Quality Applications. In: Proceedings of the 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 01.-07. November 2008, Indore, India.
- Headley, T.R., Tanner, C.C. (2012): Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 42:21, 2261-2310.
- Ladislas, S.; Gérente, C.; Chazarenc, F.; Brisson, J.; Andrès, Y. (2013): Performances of Two Macrophytes Species in Floating Treatment Wetlands for Cadmium, Nickel, and Zinc Removal from Urban Stormwater Runoff. In: Water Air Soil Pollut 224 (2). DOI: 10.1007/s11270-012-1408-x.
- Shahid, M. j.; Arslan, M.; Ali, S.; Siddique, M.; Afzal, M. (2018): Floating Wetlands: A Sustainable Tool for Wastewater Treatment. In: Clean Soil, Air, Water 46 (10): S. 1800120. DOI: 10.1002/clen.201800120.
- Stewart, F. M.; Mulholland, T.; Cunningham, A. B.; Kania, B. G.; Osterlund, M. T. (2008): Floating islands as an alternative to constructed wetlands for treatment of excess nutrients from agricultural and municipal wastes results of laboratory-scale tests. In: Land Contamination & Reclamation 16 (1): S. 25–33. DOI: 10.2462/09670513.874.
- Walker, C.; Tondera, K.; Lucke, T. (2017): Stormwater Treatment Evaluation of a Constructed Floating Wetland after Two Years Operation in an Urban Catchment. In: Sustainability 9. DOI: 10.3390/su9101687.
- Xu, B.; Wang, X.; Liu, J.; Wu, J.; Zhao, Y.; Cao, W. (2017): Improving Urban Stormwater Runoff Quality by Nutrient Removal through Floating Treatment Wetlands and Vegetation Harvest. In: Scientific reports 7. DOI: 10.1038/s41598-017-07439-7

#### Korrespondenz:

Jan Ruppelt M.Sc.

RWTH Aachen University, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA)

Mies-van-der-Rohe-Str. 1 52072 Aachen, Deutschland Tel.: +49 (0) 241 80-23975

ruppelt@isa.rwth-aachen.de

# Mehrstufige RBF-Technologie zur Phosphor-, Schwermetall- und Spurenstoffadsorption von RWÜ/MWÜ

W. Schier\*, U. Telgmann, J. Felmeden<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universität Kassel, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW), Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel, Deutschland

Kurzfassung: Retentionsbodenfilteranlagen (RBFA) werden seit den 1990-er Jahren je Entwässerungssystem zur Behandlung von Regenwasser-Mischwasserüberläufen (RWÜ/MWÜ) eingesetzt, weil sie eine mechanische und v.a. biologische Reinigungsleistung aufweisen, die diejenige aller anderen Regenentlastungsanlagen deutlich übertrifft. Eine der RBFA nachgeschaltete und mit eisenhaltigen Zusatzstoffen gefüllte Sorptionsstufe vermeidet die Nachteile einer Melioration. Diese Vorgehensweise wurde großtechnisch über 2 Jahre mit dem Fokus auf Phosphor, Schwermetallen und Spurenstoffe untersucht.

**Key-Words:** Regenwasser- und Mischwasserüberläufe, Retentionsbodenfilter, nachgeschaltete Sorptionsstufen, Phosphor-, Spurenstoff- und Schwermetallelimination

# 1 Einführung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Union (EU 2000) schreibt vor, dass Oberflächengewässer und Grundwasser bis 2027 einen guten ökologischen und chemischen Zustand erreicht haben sollen. Die EU hat einen klar definierten Zeitplan und drei sechsjährige Bewirtschaftungszyklen für die Mitgliedstaaten festgelegt. Bei Oberflächenwasserkörpern umfassen die Kriterien für die Beurteilung des ökologischen Zustandes die chemische Qualität und biologische Qualitätskomponenten. Die OGewV-Verordnung ergänzt und konkretisiert die Anforderungen an die Umsetzung der WRRL und enthält detaillierte Regelungen zur Einstufung, Darstellung und Überwachung des ökologischen und chemischen Zustands von Oberflächengewässern einschließlich der Grenzwerte für Phosphor.

Die Qualität der deutschen Gewässer hat sich in den letzten Jahrzehnten stark verbessert. Jedoch trotz erheblicher Fortschritte auf dem Gebiet der Abwasserbehandlung ist die Punktquellenbelastung durch bestimmte Nährstoffe und Schadstoffe nach wie vor übermäßig hoch und muss daher reduziert werden (EWR 2018). Dies gilt zum Beispiel für Phosphor sowie für Spurenstoffe, die in Kläranlagen oft nicht ausreichend entfernt werden können. Darüber hinaus sind solche Einträge aus Mischwasser- und Regenwassereinleitungen, wenn auch der Definition nach diffuse und keine punktuellen Belastungen, in bestimmten Oberflächengewässern weiterhin ein Problem (BMUB / UBA 2016, Tetzlaff et al. 2009, HMULV 2008). Aktuell besteht im Bundesland Hessen ein erheblicher Bedarf zur Reduzierung der Gewässerbelastung mit Phosphor, da wegen zu hoher Phosphoreinträge der geforderte "gute Zustand" der Gewässer bislang fast flächendeckend verfehlt wird. Der Anteil der Phosphoreinträge aus Regen- und Mischwasserentlastungen in die Gewässer wird dabei mit ca. 14% quantifiziert.

#### 2 Material und Methoden

Die bei RBFA zur Behandlung von Regenwasser- und Mischwasserüberläufen (RWÜ/MWÜ) bisher übliche Verfahrensweise zur Phosphorelimination sieht vor, das Filtersubstrat mit bis zu 10% an eisenhaltigen Sorbensmaterialien zu meliorieren. Die Adsorptionskapazität ist jedoch chemisch-

physikalisch begrenzt, weswegen bei einem erforderlichen Substrataustausch (Bodenausbau, Wiedereinbau, Anwachsperiode der Bepflanzung) eine langfristige Außerbetriebnahme des RBF in Kauf zu nehmen ist.

Frühere Untersuchungen (FG SWW 2013, Felmeden 2013) zu diesem Thema führten ab 2014 zu einem Demonstrationsprojekt in der Stadt Korbach. Dementsprechend wurde eine nachgeschaltete Sorptionsstufe mit zwei baugleichen, aufwärts durchströmten Sorptionsreaktoren auf der großtechnischen bepflanzten RBFA Korbach (800 m²) realisiert. Im Mai 2015 ging der mit granuliertem Eisenhydroxid gefüllte erste Reaktor (FerroSorp®RW 0,5 / 2 mm, Reaktordurchmesser: 2 m, Füllhöhe: 1 m, Einbaumasse: 2 Mg) in Betrieb. Da ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt auf der Elimination von elf ausgewählten Spurenstoff- und fünf Schwermetallparametern (inkl. der prioritären bzw. prioritär gefährlichen Stoffe Cd, Ni, Pb) lag, wurde im Januar 2017 der zweite Sorptionsreaktor mit zwei Schichten granulierter Aktivkohle gefüllt (GAK; untere Schicht: 4 x 8 mesh, Füllhöhe: 0,30 m; obere Schicht: 8 x 30 mesh, Füllhöhe: 1 m) und in Betrieb genommen. Die zur Parameteranalyse in der flüssigen und festen Phase verwendeten Methoden sind in Tabelle 1 dargestellt. Abbildung 1 zeigt das Fließschema.

Tabelle 1: Analysemethoden.

Parameter [Einheit]		Methode	Norm	BestGrenze
CSB		Photometrie	DIN ISO 15705 (H45)	5,0
TS		Filtration	DIN EN 872 (H33)	3,0
NH4-N	mg/L		DIN ISO 11732 (E23)	0,05
gesP		Photometrie	DIN ISO 6878 (D11)	0,03
oPO <sub>4</sub> -P			DIN ISO 6878 (D11)	0,03
Cd		ICP-OES	DIN EN ISO 11885	0,10
Cu		ICP-OES	DIN EN ISO 11885	1,70
Hg		Kaltdampf + ICP-OES	DIN EN ISO 11885	0,085
Ni	μg/L	ICP-OES	DIN EN ISO 11885	1,25
Pb		ICP-OES	DIN EN ISO 11885	1,30
Zn		ICP-OES	DIN EN ISO 11885	5,0
Spurenstoffe		HPLC - MS/MS		0,02
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (fest)	gP/kg	RFS	DIN EN 15309:2007-08	-

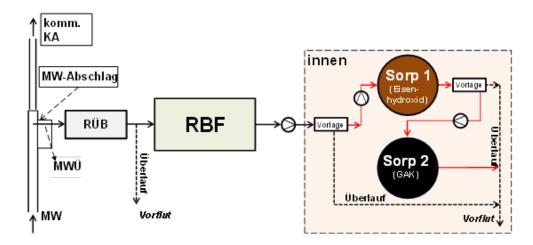


Abbildung 1: Verfahrensablauf und Fließschema der mehrstufigen RBFA Korbach.

# 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Phosphor

Auf eine Ergebnisdarstellung der weiteren Standardparameter (AFS, CSB, NH<sub>4</sub>-N) wird hier verzichtet und auf (FG SWW 2019) verwiesen. Der RBF Korbach zeigte ein gutes mittleres Leistungsniveau, wie es in den vergangenen Jahrzehnten an zahlreichen RBFA-Standorten erzielt und publiziert wurde.

Insgesamt wurden 16 Überlaufereignisse während des gesamten Untersuchungszeitraums vollständig analysiert und ausgewertet (Juli 2015 bis Mai 2017). Da der RBF nicht melioriert ist, wurden lediglich Wirkungsgrade von weniger als 40% für Gesamt-P) und nur 10% für orthophosphat, oPO<sub>4</sub>-P) ermittelt.

In der nachfolgenden Sorptionsstufe 1 wird gesP von maximal 2,51 mgP/L auf maximal 0,52 mgP/L reduziert; oPO<sub>4</sub>-P wird von maximal 2,29 mgP/L auf maximal 0,37 mgP/L reduziert. Abbildung 2 zeigt die zugehörigen Unterschreitungshäufigkeiten. 75% der oPO<sub>4</sub>-P-Ablaufkonzentrationen liegen unter 0,1 mg/l.

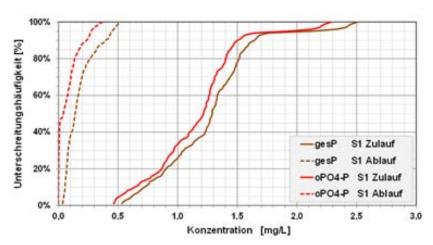


Abbildung 2: Unterschreitungshäufigkeiten gesP und oPO4-P vor/hinter Sorp 1.

Aus Abbildung 3 wird ersichtlich, dass die oPO<sub>4</sub>-P-Eliminationsrate bis Ende 2016 durchgehend 100% beträgt, sich bei anschließender erhöhter stofflicher Belastung (sowohl zulaufseitig als auch

hydraulisch bedingt) prozentual reduziert, wobei die eliminierte Frachtmenge jedoch noch weiter gesteigert werden kann.

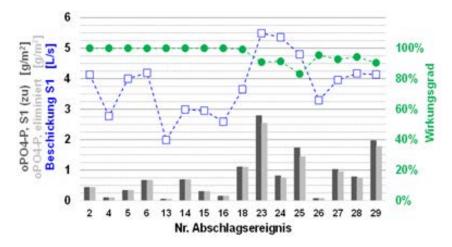


Abbildung 3: oPO<sub>4</sub>-P-Frachten vor/hinter Sorp 1 inkl. Beschickungsmenge (x-Achse: Abschlagsereignisse; Nr. 2-18: 2015/2016; Nr. 23 ff.: 2017).

Eine bodenkundliche Analyse nach Untersuchungsende zeigte, dass die Adsorptionskapazität des eingesetzten Eisenhydroxid-Granulates bei Untersuchungsende Mitte 2017 nach 2 Jahren Betrieb erst zu ca. 42% erschöpft war. Daher lässt sich bei einer gleichbleibend angenommenen RBF-Belastung vorsichtig abschätzen, dass das Filtergranulat in der eingesetzten Verfahrensweise einer separaten, nachgeschalteten Reaktorstufe eine ungefähre Standzeit von mind. 4 Jahren aufweist. Dies wiederum stellt ein weitaus höheres Leistungsniveau dar, als es bislang in den Hessischen Empfehlungen (HMUKLV 2011) für meliorierte RBFA dargelegt ist. Dort findet sich für eine 80%-ge oPO<sub>4</sub>-P -Elimination und eine erforderliche, zu meliorierende Granulatmenge von 10 M.-% eine Nutzungsdauer von 2 Jahren. Daraus ergibt sich, dass eine um den Faktor 30 geringere Granulatmenge in einer nachgeschalteten Verfahrensweise im Vergleich zu einem meliorierten RBF eine doppelt so lange Standzeit aufweist.

Bei dem gegenwärtigen Stand der Untersuchungsergebnisse wäre zur Gewährleistung eines sicheren Dauerbetriebes die Empfehlung zu geben, die nachgeschaltete Sorptionsstufe zur Phosphorelimination mit einer hydraulischen Beschickungslast von 4 L/s zu beaufschlagen.

#### 3.2 Schwermetalle

Die fünf untersuchten Schwermetallparameter Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink orientierten sich an dem Vorgängerprojekt (FG SWW 2013), dessen Untersuchungsgegenstand ein meliorierter RBF war. Drei der Schwermetalle, nämlich Cadmium, Nickel und Blei, sind als prioritäre Stoffe eingestuft. Cadmium gilt dabei als prioritär gefährlicher Stoff. Abbildung 4 und Abbildung 5 zeigen die statistischen Verhältnisse der RBF-Zulaufkonzentrationen sowie die frachtbezogenen Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen RBF, S1 und S2.

Blei (Pb) und Zink (Zn) werden bereits im RBF zu über 90% zurückgehalten. Mittlere Eliminationsraten von 45% bis 50% wurden für Cadmium (Cd) und Kupfer (Cu) ermittelt. Demgegenüber geringer mit knapp 30% ist die Entnahme von Nickel (Ni).

Der Leistungsvergleich zwischen melioriertem (FG SWW 2013) und nicht melioriertem RBF zeigt kein einheitliches Bild. Vermutet wurde der meliorierte als der leistungsstärkere RBF. Für Kupfer trifft diese

Vermutung zu, für Blei und Zink jedoch definitiv nicht. Für eine Bewertung bezüglich Cadmium und Nickel fehlt die Vergleichbarkeit aufgrund unterschiedlicher Belastungsbedingungen.

Die mit Eisengranulat gefüllte Sorptionsstufe 1 zeigt für Cd, Cu und Zn niedrige bis mittlere Eliminationsraten zwischen 25% und 40%. Ni und Pb werden lediglich zu ca. 10% entnommen.

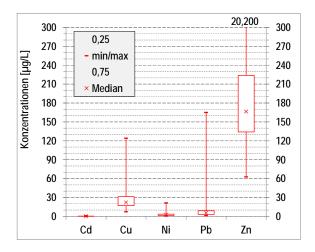


Abbildung 4: Schwermetall-Zulaufkonzentrationen RBF Korbach.

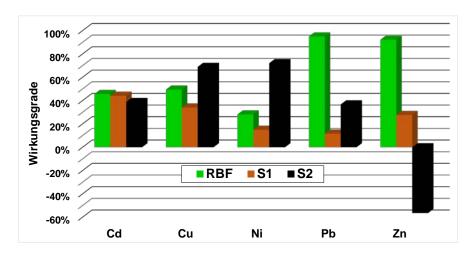


Abbildung 5: Frachtbezogene Wirkungsgrade der Schwermetall-Elimination der einzelnen Verfahrensstufen.

Die mit granulierter Aktivkohle (GAK) gefüllte Sorptionsstufe 2 zeigt für Cu und Ni hohe mittlere Eliminationsraten von ca. 70%. Niedrige mittlere Eliminationsraten von 35% bis 40% wurden für Cd und Pb ermittelt. Das Verhalten der Sorptionsstufe 2 gegenüber Zink lässt sich auf der Basis der vorliegenden Ergebnisse nicht belastbar einordnen, da die Gesamtauswertung offenbar durch starke Inhomogenitäten bei der Probenahme bzw. bei den Probenvolumina von zwei Beschickungsereignissen stark beeinflusst worden ist.

Deutlich wurde der positive Einfluss der Sorptionsstufe 2 auf die Schwermetallelimination der Gesamtanlage. Die Eliminationsleistungen für die Parameter Cadmium und Blei und insbesondere für Kupfer und Nickel wurden durch die granulierte Aktivkohle nochmals sehr deutlich gesteigert. Die Gesamtwirkungsgrade aller drei Verfahrensstufen liegen zwischen 80% (Cd) und 97% (Pb).

#### 3.3 Spurenstoffe

Folgende elf Spurenstoffe wurden im Durchlauf durch die Verfahrensstufen beprobt und analysiert:

- Amidotrizoesäure, Iohexol, Iomeprol, Iopamidol, Iopromid (Kontrastmittel)
- Benzotriazol (Komplexbildner)
- Carbamazepin (Antikonvulsivum)
- Diclofenac, Ibuprofen (Analgetika)
- Metoprolol (Betablocker)
- Sulfamethoxazol (Antibiotikum)

Abbildung 6 und Abbildung 7 zeigen die statistischen Verhältnisse der Belastungssituation des RBF während des Untersuchungszeitraumes sowie die frachtbezogenen Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen RBF, S1 und S2.

Zehn der untersuchten elf Spurenstoffe werden im RBF oberhalb von 10% bis hin zu 80% reduziert. Lediglich für Carbamazepin konnte dies nicht festgestellt werden. Insgesamt kann von einem signifikanten Rückhalt an Spurenstoffen im RBF gesprochen werden. Dieser Sachverhalt wurde in den letzten Jahren bereits im Rahmen einiger wissenschaftlicher Untersuchungen betrachtet und publiziert (Tondera et al. 2014; Knorz et al. 2017; Scheurer et al. 2014, Mertens et al. 2012; Details und Kommentare in FG SWW 2019).

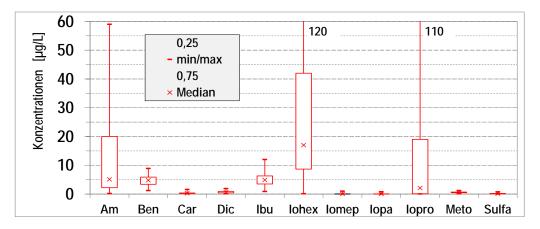


Abbildung 6: Spurenstoff-Zulaufkonzentrationen RBF Korbach.

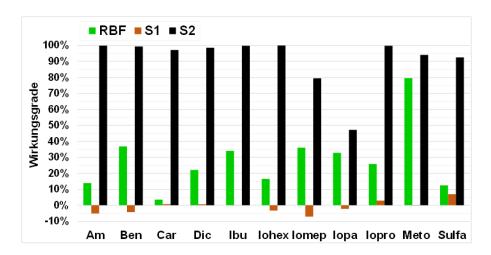


Abbildung 7: Frachtbezogene Wirkungsgrade der Spurenstoff-Elimination der einzelnen Verfahrensstufen.

Für die nachfolgende Sorptionsstufe 1 kann konstatiert werden, dass keinerlei Einfluss auf die elf betrachteten Spurenstoffe hat.

Demgegenüber können mit der aktivkohlegefüllten Sorptionsstufe 2 alle elf betrachteten Spurenstoffe nahezu vollständig eliminiert werden. Abbildung 7 lässt für die beiden Röntgenkontrastmittel Iomeprol und Iopamidol einen abweichenden Eindruck entstehen, dies ist jedoch den sehr niedrigen Zulaufbelastungen zur Sorptionsstufe 2 sowie der Vorgehensweise bei der numerischen Berücksichtigung der nicht positiven Befunde geschuldet. Lediglich beim Komplexbildner Benzotriazol lagen im Ablauf der Sorptionsstufe 2 ca. 40% von 116 Proben überhaupt als Positivbefunde vor, und dies mit einer maximalen Ablaufkonzentration von 0,082 µg/L, so dass auch hier von einer nahezu vollständigen Elimination (99,4% frachtbezogener Eliminationsgrad) gesprochen werden kann.

Zusätzlich hat sich, neben den bereits geschilderten, positiven Effekten auf die Schwermetallelimination, die Erwartung bestätigt, dass sich die Sorptionsstufe 2 günstig auf eine weitere Reduktion der organischen Schadstoffe vor Ablauf in das Gewässer auswirkt, da ca. <sup>2</sup>/<sub>3</sub> der der Sorptionsstufe 2 zulaufenden CSB-Fracht eliminiert werden.

# 4 Zusammenfassung

Eine meliorierte RBFA zur Behandlung von RWÜ/MWÜ ist hinsichtlich ihrer Adsorptionskapazität chemisch-physikalisch begrenzt, weswegen bei einem erforderlichen Substrataustausch wegen eines erreichten Erschöpfungszustandes des meliorierten Materials oder aufgrund einer grundsätzlichen Neudefinition der Anforderungen an die RBFA eine langfristige und kostenintensive Außerbetriebnahme der RBFA (Ausbau, Wiedereinbau, Anwachsperiode der Bepflanzung) inkl. temporärer Verschlechterung des regionalen Gewässerschutzes in Kauf zu nehmen ist.

Insgesamt hat das großtechnische Demonstrationsvorhaben am RBF Korbach sowohl die grundsätzliche Machbarkeit und Eignung als auch die dauerhaft hohe Leistungsfähigkeit einer mehrstufigen Verfahrensweise zur Elimination von Phosphor aus RWÜ/MWÜ bei erhöhter Wirtschaftlichkeit bewiesen. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wird zur Gewährleistung eines sicheren Dauerbetriebes der Betrieb nachgeschalteten Sorptionsstufe zur Phosphorelimination mit einer hydraulischen Beschickungslast von 4 L/s empfohlen. Diese Empfehlung bezieht sich auf einen aufwärts durchströmten Sorptionsreaktor. Die zuvor benannten betrieblichen und ökonomischen Nachteile einer konventionellen Verfahrensweise, nämlich der Melioration einer RBFA, können somit vollständig umgangen werden.

# 5 Literatur

- Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) Universität Kassel (2013): Untersuchungsvorhaben "Retentionsbodenfilter in Hessen" Ergänzungsuntersuchungen zum Phosphor- und Schwermetallrückhalt. Schriftenreihe WASSER · ABWASSER · UMWELT des FG SWW der Universität Kassel. Bd. 35, ISBN 978-3-86219-666-1
- Felmeden, J. (2013): Phosphorrückhalt in der Mischwasserbehandlung durch Retentionsbodenfilter-Anlagen. Schriftenreihe WASSER · ABWASSER · UMWELT des FG SWW der Universität Kassel. Bd. 33, ISBN 978-3-89958-610-7
- Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) Universität Kassel (2019): Untersuchungsvorhaben "Retentionsbodenfilter in Hessen" Großtechnische Umsetzung einer nachgeschalteten Sorptionsstufe zum Rückhalt von Phosphor, Schwermetallen und Spurenstoffen am Retentionsbodenfilter Korbach. Schriftenreihe WASSER · ABWASSER · UMWELT des FG SWW der Universität Kassel. Bd. 43 (in Druck)

Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - HMUELV (2011): Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen im Mischsystem in Hessen, Stand: August 2011

# Korrespondenz:

Dr. Wernfried Schier
Universität Kassel, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW),
Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel, Deutschland
+49 561 804 2869
wernfried.schier@uni-kassel.de

# Regenwasser länger an der Oberfläche halten, gestalten und nutzen

T. Oesch,<sup>1,</sup> M. <u>Schirmer<sup>1</sup></u>, N. Schläpfer<sup>1</sup>

<sup>1</sup> HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Institut für Landschaft und Freiraum (ILF),

Oberseestr. 10, 8640 Rapperswil, Schweiz

Kurzfassung: Die multifunktionale Gestaltung mit Regenwasser im dicht bebauten Siedlungsraum wird in der Schweiz nach wie vor erst zögerlich umgesetzt. Das an der Oberfläche anfallende Wasser wird rasch in den Untergrund eingespeist und in verzweigte Rohrsysteme abgeleitet. Dadurch wird das Potential einer positiven Beeinflussung des Lokalklimas, der Förderung der Erlebnisvielfalt und der Biodiversität in den Freiräumen vergeben. Eine Studie im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsplans FEPI – Reallabor Raum & Landschaft Schweiz untersucht verschiedene Projekte auf ihren Umgang mit (Regen-) Wasser. Darauf basierend werden die Potenziale für eine multifunktionale Regenwassernutzung und die entstehenden Mehrwerte zugunsten der Freiraumqualität aufgezeigt.

**Key-Words:** Multifunktionale Regenwasserbewirtschaftung, Freiraumgestaltung, Biodiversität, Stadtklima

# 1 Ausgangslage und Problemstellung

Früher galt die Devise, das anfallende Niederschlagswasser in der Siedlung schnellstmöglich zu fassen und abzuleiten. In der Strategie des damaligen Generellen Kanalisationsplan GKP wurde das häusliche Abwasser dem Oberflächenwasser beigemischt. Mit dem neuen Ansatz des GEP, des Generellen Entwässerungsplanes, gelingt es schrittweise, das Abwasser vom Sauberwasser zu trennen. Dies war eine der Voraussetzungen für das neue Gewässerschutzgesetz. Darin wird zu Versickerung und/oder Retention und zur Revitalisierung der Gewässer verpflichtet.

Derzeit spielt aber das oberirdische Verweilen, gekoppelt mit der Mehrfachnutzung des Wassers, immer noch eine untergeordnete Rolle. Eine Veränderung der Denk- und Handlungsweise im Umgang mit Regenwasser ist zwar festzustellen, aber noch geben die kurzfristigen, ökonomischen Interessen den Ton an. Der Trend zur inneren Verdichtung verringert die Verfügbarkeit des Bodens zusätzlich und der Boden im Siedlungsraum der Agglomerationen wird je länger je mehr zum knappsten Gut.

Im Sommer 2018 wurde, noch stärker als im Jahr 2003, die Veränderung des Klimas (IPPC, 2014) so richtig spürbar. Erstmals wird die Verfügbarkeit des Wassers in Teilen der Schweiz zum Thema; Stadtbäume drohen infolge Wassermangel auszutrocknen, Bäche versiegen und der Grundwasserspiegel sinkt und sinkt. Teures Trinkwasser kann für die Bewässerung oft nur stundenweise abgezweigt werden.

Wasser und Klima bekommen eine hohe Bedeutung: die innerörtliche Hitze wird zum Dauerthema (Deister et al., 2016; Morgan et al., 2013). Betroffen sind nicht nur die Städte, sondern auch viele Agglomerationsgemeinden. Das Regenwassermanagement kommt in die Politik, und die begrenzte Dimension und Verfügbarkeit von kühlenden Wasser- und Grünflächen wird den Bewohnern bewusst.

Ein Leitsatz des aktuellen Hochwasserschutzes besagt, dass offene Systeme in der Regel 'gutmütiger' reagieren d.h. weniger schnell versagen als 'technischen Entsorgungsanlagen' im Untergrund. Weil

absehbar ist, dass unser Klima vermehrt zu Extremen neigt (IPPC, 2014), sind die offenen Systeme zu bevorzugen.

#### 2 Hypothesen

Im vorliegenden Projekt soll nun eingehend untersucht werden, wie der Anteil an offenen Wasserflächen in urbanen und periurbanen Gebieten mit geschickten Lösungen und Verfahren erhöht werden kann. Im Austausch mit anderen Forschungsgruppen (FEPI u.a.) sollen die Themen der Freiraumqualität und der Biodiversität einfliessen sowie mögliche Synergien gesucht werden.

Das Projekt stützt sich auf vier Hypothesen:

- 1) Wasser an der Oberfläche bietet in dicht besiedelten Gebieten für den Menschen in mehrfacher Hinsicht einen Mehrwert (Kruse, 2015):
  - a. Wasser beeinflusst das Lokalklima positiv (Gunawarda et al., 2017; Li et al., 2014).
  - b. Wasser erhöht die Qualität der Nächsterholung: Spielen mit, im und am Wasser macht Spass (Morgan et al., 2013).
  - c. Sauberes Regenwasser kann für die Bewässerung genutzt werden, und es speist verzögert den Grundwasserspiegel über die Versickerung.
  - d. Fliessendes und stehendes Wasser stellt eine wichtige Lebensgrundlage für diverse Tier- und Pflanzenarten dar. Es fördert die Biodiversität im Siedlungsgebiet.
- 2) Auch in engen Platzverhältnissen lassen sich Flächen für eine moderne Regenwasserbewirtschaftung finden. Dazu muss eine Priorisierung der Bodennutzung über geeignete Planungsverfahren erfolgen. Zusätzlich sollten die langfristigen, ökonomischen Vorteile quantifiziert werden, als wichtiges Argument in der Entscheidungsfindung (Kruse, 2015).
- 3) Mit gespeichertem Wasser, das für die Bewässerung zeitweise zur Verfügung steht, nicht aufbereitet und gepumpt werden muss, kann massgeblich Energie gespart werden. Durch suspendierte Stoffe und gelöste Schadstoffe im Meteorwasser werden allenfalls gewisse Nutzungsarten eingeschränkt, oder es braucht eine vorgängige Behandlung. Hierzu sind Wissen und Erfahrung der entsprechenden Fachgruppen, insbesondere des Vereins der Abwasserfachleute VSA, einzubeziehen.
- 4) Nachteile und Risiken, welche durch die stehenden oder langsam fliessenden Wasserkörper entstehen können, müssen ernst genommen und mit geeigneten Massnahmen gemindert werden: Dabei geht es um ein gehäuftes Aufkommen von Insekten (Mückenplage), eine verminderte Sicherheit in Wassernähe und um ästhetische Beeinträchtigungen nach einem Starkregen.

#### 3 Ziele und erwartete Ergebnisse

Das Projekt umfasst folgende Ziele:

- Aufzeigen der Multifunktionalität und der optimalen räumlichen und gestalterischen Einbindung von Regenwasser in verweilender Form, mit Fokus auf die Verweildauer des Wassers
- Aufzeigen der qualitativen Wirkung von offenen Retentionsräumen mit verweilendem Wasser für das Lokalklima und der quantitativen Effekte für die Regenwasserbewirtschaftung als ökonomischer Mehrwert.

- Aufzeigen von guten Beispielen der Quartiergestaltung mit verweilendem Wasser, unter Einbezug der unterschiedlichen städtebaulichen Kontexte und Typologien, im nationalen und internationalen Umfeld.
- Dokumentation der Fallbeispiele, mit Versuch einer Quantifizierung der Mehrwerte im Hinblick auf Anreizsysteme
- Aufzeigen der Förderungsmöglichkeiten der Biodiversität in den Retentionsräumen der Siedlung, mit Fokus auf die Verweildauer des Wassers und auf den Gewässerraum
- Aufzeigen von Chancen und Risiken, welche durch verweilendes Wasser in städtischen Quartieren und in der Agglomeration entstehen, mit Einbezug der Akzeptanz in der Bevölkerung
- Aufzeigen von Lösungsansätzen zur Minderung der Risiken (Mückenplage, Verschlammung, Unfallgefahr...)
- Aufzeigen möglicher Handlungsansätze, um Retentionsräumen in der Siedlungsplanung zu fördern, zu priorisieren und raumplanerisch zu sichern.
- Aufzeigen von Schnittstellen zum FEPI-Projekt der Forschungsgruppe Karn/ Küffer (Ökologische und soziale Potentiale)

Die Ergebnisse des Forschungsprojekts werden in einem Bericht festgehalten. Darin werden Empfehlungen für die raumplanerischen Verfahren dargelegt und kreative Lösungsansätze aufskizziert.

In der Zusammenarbeit von Ingenieuren, Raumplanern und Landschaftsarchitekten (ILF, IRAP, UMTEC, IBU) werden neue 'crossover'-Erkenntnisse erwartet, die für die interne und externe Weiterbildung genutzt werden können.

# 4 Einbindung ins Forschungs- und Entwicklungsplans FEPI an der HSR

Das Projekt bearbeitet den Forschungsquerschnitt zwischen Städtebau und Freiraum sowie der Landschaft der Zukunft, wie es im FEPI- Diagramm (siehe unten) aufgezeigt ist. Auch die Aspekte der Innenverdichtung und des Klimawandels spielen eine wesentliche Rolle; die Synergien von Biodiversität und Naherholung werden aufgezeigt. Die Abbildung 1 zeigt die beiden Schnittflächen (dunkelblau) auf, in denen das Regenwasser-Projekt thematisch angesiedelt ist.

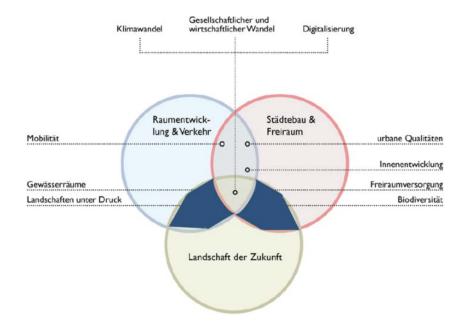


Abbildung 1: Forschungsschwerpunkte des FEPIs in den dunkelblauen Schnittflächen.

Das Projekt ermöglicht einen Beitrag zu folgenden, übergeordneten Forschungsfragen des FEPIs. Innenentwicklung:

 Mit welchen Mitteln kann bei Innenentwicklungsprojekten eine attraktive Wohn-, Siedlungs-, Freiraum- und Umweltqualität erreicht sowie mit einem optimierten Mobilitätsangebot auf die beschränkten Verkehrskapazitäten reagiert werden? (Was muss unternommen werden, um die Zustimmung bei Bevölkerung und Politik zu erhöhen?)

#### Gewässerräume:

- Wie lassen sich die Synergien zwischen Wasserbau und Erholung bei der Revitalisierung von Gewässerräumen besser nutzen?
- Wie können die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf Siedlung und Freiraum durch vorausschauende Planung und Gestaltung der erweiterten Gewässerräume verringert werden?

Darüber hinaus entstehen Synergien zum laufenden FEPI-Projekt "Ökologische und soziale Potentiale und Grenzen verdichteter Freiräume der Biodiversität in der Siedlung". Dort werden unter anderem die Aspekte der Durchwurzelung und der Bezug zu Oberflächenabfluss/ Versickerung angesprochen.

#### 5 Literatur

- Deister, L. Fabian, B. et al. 2016: Wassersensitive Stadt und Freiraumplanung, Handlungsstrategien und Massnahmen Konzepte zur Anpassung an Klimatrends und Extremwetter. Digital unter: http://www.samuwa.de/img/pdfs/leitfaden\_wassersensible\_stadtentwicklung.pdf
- Gunawarda, K.R. Wells, M.J., Kershaw, T. (2017). Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. In: Science of the Total Environment. S. 1040-1055.
- IPCC. (2014). Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kruse, E. (2015). Integriertes Regenwassermanagement für den wassersensiblen Umbau von Städten. Stuttgart.
- Li, D., Bou-Zeid, E., Oppenheimer, M. (2014). The effectiveness of cool and green roofs as urban heat island mitigation strategies. In: Environmental Research Letters 9/2014.
- Morgan, C., Bevington, C., Levin, D., Robinson, P., Davis, P., Abott, J., Simkins, P. (2013). Water Sensitive Urban Design in the UK Ideas for built environment practitioners. CIRIA, London.

### Korrespondenz:

Thomas Oesch, Monika Schirmer
HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Institut für Landschaft und Freiraum (ILF)
Tel +41 55 222 45 54, +41 55 222 48 97
thomas.oesch@hsr.ch, monika.schirmer@hsr.ch

# Die technische Straßenabwasserbehandlung HUBER Scheibenfilter RoDisc®

S. Schmaußer HUBER SE Industriestraße Erasbach A1, 92334 Berching, Deutschland

**Kurzfassung:** Der zunehmende Versiegelungsgrad in Städten weltweit stellt die Siedlungswasserwirtschaft beispielsweise im Bereich des Regenwassermanagements vor immer schwerwiegendere Herausforderungen. Grundsätzlich gilt, sobald das Regenwasser am Boden auf versiegelten Flächen wie Straßen auftrifft, steigt der Verschmutzungsgrad schlagartig an. Durch den Einsatz von Filtersystemen der Firma HUBER SE auf technischen Straßenabwasserbehandlungsanlagen wird dieses hochbelastete Regenwasser effizient gereinigt und kann unkritisch im Boden versickert oder im Oberflächengewässer eingeleitet werden.

**Key-Words:** Flächenversiegelung; Straßenabwasserbehandlung; Regenwasser; Scheibenfilter; RoDisc

# 1. Problematik der zunehmenden Versiegelung

Die bayerische Landeshauptstadt München zählt mit einem Versiegelungsgrad von knapp 47 % zu den am stärksten versiegelten Großstädten Deutschlands. Allerdings ist München nur ein Beispiel für die steigende Bebauungsdichte vieler Großstädte. Diese stellt Städte besonders während Regenereignissen vor die Problemantik stark eingeschränkter Versickerungsmöglichkeiten von Niederschlagswasser. Resultierend daraus ist eine drastische Steigerung des Risikos von Überschwemmungen der örtlichen Kanalnetze [5].

Im Vergleich zum kontinuierlich anfallenden Siedlungswasser fällt Straßenabwasser nur 5 % der Zeit mit sehr unterschiedlichen Intensitäten an. Diese punktuell auftretenden Regenereignisse generieren dann in kürzester Zeit massive Volumenströme und Konzentrationen.

Das von Straßen abfließende Wasser beinhaltet neben Kies und Sand auch beträchtliche Menge an ökotoxikologisch relevanten Substanzen aus Reifenabrieb und Teerrückstände. Darunter fallen Schwermetalle wie Cadmium, Kupfer, Zink und Blei, sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [PAK] und Mineralölkohlenwasserstoffe [MKW]. Eine umweltgerechte Behandlung des auftretenden Straßenabwassers stellt weitgehend ein ungelöstes Problem dar [2].

Während den Niederschlägen werden die genannten Stoffe durch das Regenwasser von den Straßenflächen abgetragen und in eine Trenn- oder Mischkanalisation eingeleitet. Zur Entlastung des jeweiligen Kanalisationssystems wird in städtischen Gebieten auch auf die Versickerung im Boden oder die Einleitung in Oberflächengewässer zurückgegriffen. Durch die steigende Versiegelung wird es zunehmend schwieriger, entsprechend dimensionierte Bodenflächen zur Versickerung über die Bankette oder einen natürlichen Retentionsbodenfilter zu generieren.

Eine technische Straßenabwasserbehandlung - im Folgenden als SABA bezeichnet - ist ein effizientes Verfahren zu Reinigung von punktuell sehr hochbelastetem Straßenabwasser bei minimalem Flächenbedarf.

#### 2. Die technische Straßenabwasserbehandlung [= SABA]

Die technische Variante der Straßenabwasserbehandlung besteht grundsätzlich aus fünf Stufen. Zu Beginn beschickt das Entwässerungssystem des Straßennetzes die SABA mit dem abfließenden Regenwasser. Dies wird primär im Freispiegel, aber auch teilweise mit Pumpentechnik realisiert. Dort angekommen durchströmt das ankommende Abwasser einen vorgelagerten Grobstoffabscheider zur Abtrennung von leichter sedimentierenden Substanzen wie Sand und Kies. Des Weiteren werden über einen Schwimmstoffabscheider die nicht sedimentierenden Substanzen wie beispielsweise Plastikflaschen abgeschöpft.

Im nachgelagerten Absetzbecken werden aufgrund höherer Verweilzeiten auch feinere Suspensa durch Sedimentationseffekte abgetrennt, bevor das Wasser zum Herzstück, den Scheibenfilter RoDisc® der Firma HUBER SE (vgl. Abbildung 1) geschickt wird [3]. Der anfallende Schlamm aus dem Absetzbecken und der Filtrationsanlage wird in einem zusätzlichen Schlammabsetzbecken gespeichert und nach Bedarf mit einem Pumpfahrzeug entleert [4]. Das Filtrat wird schlussendlich in ein nahegelegenes Oberflächengewässer eingeleitet oder den Boden versickert.

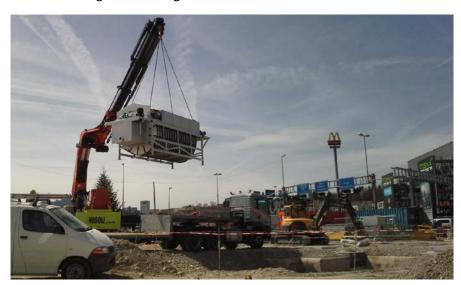


Abbildung 1: Einbauphase des HUBER Scheibenfilters RoDisc® in der Schweiz.

#### 2.1 HUBER Scheibenfilter RoDisc®

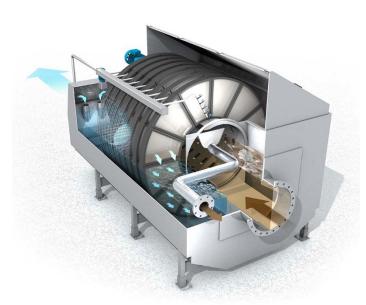
Der HUBER Scheibenfilter RoDisc® ist eine kontinuierliche filtrierende Maschine. Diese besteht aus bis zu 35 vertikal nebeneinander angeordneten Filterscheiben, welche im Zentrum über eine horizontale Trommel miteinander verbunden sind. Während des Betriebes sind bis zu 65% der Filterflächen eingetaucht.

Jede Filterscheibe besteht aus 12 Kunststoffsegmenten. Ein Segment wiederum besteht aus zwei individuell austauschbaren Filterflachrahmen, die entlang des Umfangs mittels eines speziell entwickelten thermischen Schweißverfahrens mit dem Maschengewebe verbunden sind. Durch dieses thermische Verschweißen kann ohne die Zuhilfenahme von chemikalienbasierenden Klebstoffen eine maximale Lebensdauer der Filterelemente generiert werden.

Der HUBER Scheibenfilter RoDisc® wird bei einem minimalen Druckverlust im freien Gefälle durchflossen. Dabei läuft das zu reinigende Abwasser zunächst über den Zulaufkasten in die Zentrumstrommel. Von hier gelangt es über Öffnungen zu den individuellen Segmenten der

Filterscheiben. Das Filtergewebe wird von innen nach außen durchströmt, d.h. partikuläre Feststoffe werden an der Innenseite der Filterscheibe zurückgehalten.

befindet Zunächst sich Scheibenfiltration in einer Ruhestellung. dadurch wird auf dem Maschengewebe Filterkuchen zur optimalen Abscheideleistung gebildet. Die Beschickung mit Abwasser bedingt eine kontinuierliche Belegung Filtergewebes, wodurch der Druckverlust ansteigt. Beim Erreichen vordefinierten Wassersäule werden die Filtergewebe mittels Spritzdüsenleiste vollautomatisch abgereinigt, Druckverlust sinkt ab die Filtrationsanlage geht wieder in die Ruhestellung.



Aufgrund der Oberflächenfiltration

mittels Maschengewebe ist der HUBER Scheibenfilter RoDisc® ideal für die Anwendung zur Reinigung von Straßenabwasser geeignet. Im Vergleich zu anderen Systemen kann sich weder Reifen- noch Teerabrieb im Filtermedium festsetzen, diese Substanzen können sehr effizient mittels einer zwischen den Filterscheiben angeordneten Spritzdüsenleiste abgereinigt werden [1].

# 3. Anwendungsbeispiele

Seit 2015 sind zwei der oben beschriebenen technischen Straßenabwasserbehandlungsanlagen mit einer HUBER Scheibenfiltration im Großraum Luzern in Betrieb. Um der Aufgabenstellung einer technischen SABA gerecht zu werden, hat die Firma HUBER SE die Maschinentechnik speziell auf die Anwendung modifiziert.

Die grundlegende Dimensionierungsgröße für Anlagen zur Behandlung von Straßenabwasser ist das Straßeneinzugsgebiet. Bei der SABA Seetalplatz wurde ein Einzugsgebiet von 3,2 ha und bei der SABA Frohburg von 2,1 ha als Auslegungsgrundlage herangezogen. Das Gebiet rund um den Seetalplatz wird beispielsweise täglich mit 50.000 Kraftfahrzeugen befahren.

Ein weiterer wichtiger Bestandteil während der Projektierungsphase ist die exakte Betrachtung der Straßenverläufe im Einzugsgebiet. Hintergrund hierfür ist, dass bei kurvenreichen Straßennetzen mit einem deutlich erhöhten Feststoffanteil durch Reifen- und Teerabrieb in Vergleich zu gerade verlaufenden Straßen zu rechnen ist.

Wie bereits unter Punkt 2 beschrieben, bestehen die Anlagen aus mehreren Behandlungsstufen. In der letzten Reinigungsstufe wird das vorgereinigte Abwasser mit einem Volumenstrom von 30 l/s auf die Scheibenfiltration RoDisc® geleitet bevor es gereinigt in die Reuss, einem nahegelegenen Fluss eingeleitet wird.

Der Wirkungsgrad von SABA Anlagen wird anhand der individuellen Reduktionsleistungen von Feststoffen und Schwermetallen kategorisiert. Für die Feststoffe [= GUS] kann eine Abscheideleistung von größer 85 % und für die Schwermetalle, gemessen an Zink und Kupfer von größer 60 % betriebssicher eingehalten werden.

## 4. Fazit

Die entscheidenden Vorteile des HUBER Scheibenfilters RoDisc® liegen in der konsequenten Oberflächenfiltration und der Intensität der Abreinigung der Filtergewebe mittels Spritzdüsenleiste. Diese beiden Funktionen sind zwingend erforderlich, da sowohl Teer- und auch Reifenabrief eine deutliche Tendenz zur irreversiblen Anhaftung aufweisen. Schlussendlich ermöglich die Bauform der Scheibenfilteranlage den Betrieb bei minimalem Platzbedarf der Gesamtanlage.

## 5. Literatur

- [1] HUBER SE (2019): <a href="https://www.huber.de/de/produkte/mikrosiebungfiltration.html">https://www.huber.de/de/produkte/mikrosiebungfiltration.html</a> [Stand 21.06.2019]
- [2] Boller M. (Eawag), Kaufmann P. (HSB), Ochsenbein, U. (GSA/GBL) (2006): "Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterparkten aus Geotextil und Adsorbermaterial".

  <a href="https://www.bve.be.ch/bve/de/index/wasser/wasser/betrieblicher gewaesserschutz/Publikationen.assetref/dam/documents/BVE/AWA/de/AWA Publikationen/BA GA berbro gbl069.pdf">https://www.bve.be.ch/bve/de/index/wasser/wasser/betrieblicher gewaesserschutz/Publikationen.assetref/dam/documents/BVE/AWA/de/AWA Publikationen/BA GA berbro gbl069.pdf</a> [Stand: 15.06.2019]
- [3] Bundesamt für Strassen ASTRA (2019):

https://www.astra.admin.ch/astra/de/home/themen/nationalstrassen/baustellen/bern-wallis/abgeschlossene-projekte/a1-a12-strassenabwasser-behandlungsanlagen--saba-/strassenabwasser-behandlungsanlagen--saba-.html [Stand: 07.06.2019]

[4] Kanton Luzern Newsletter (2014):

https://vif.lu.ch/kantonsstrassen/projekte/seetalplatz/newsletter\_archiv/Newsletter\_Mai\_2014/Strassenab\_wasserbehandlungsanlage [Stand: 21.06.2019]

[5] Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft (2018): München ist die am stärksten versiegelte Großstadt

https://www.gdv.de/de/medien/aktuell/muenchen-ist-die-am-staerksten-versiegelte-grossstadt-36418 [Stand: 21.06.2019]

# Korrespondenz:

HUBER SE Simon Schmaußer Industriestraße Erasbach A1 D-92334 Berching +49 (0) 8462 201-334 Simon.Schmausser@huber.de

# Beimpfung technischer Filter zur Startphasenreduktion

Prof. Dr. Ing. C.Schuster<sup>1)</sup>, Andre Gerwens<sup>2)</sup>,

<sup>1)</sup>Fachhochschule Südwestfalen, Labor für Umweltverfahrenstechnik, Jahnstraße 25, 59872

Meschede, Deutschland

<sup>2)</sup>ENREGIS GmbH, Lockweg 83, 59846 Sundern, Deutschland

**Kurzfassung:** Um insbesondere gelöste organische Frachten im Niederschlagwasser wirksam zurück zu halten und effektiv abzubauen, ist bei technischen Filtermaterialien ein möglichst ausgeprägter Biofilm notwendig. Die für die Biofilmbildung erforderliche Besiedlung der technischen Filtersubstrate mit Mikroorganismen kann allerdings u.U. sehr zeitaufwändig verlaufen. Dies kann im weiteren Verlauf zu einer unerwünschten Belastung nachgeschalteter Gewässer führen. Um die Biofilmbildung deutlich zu verkürzen, bietet sich die Beimpfung des technischen Filtermaterials mit speziellen, abgestimmten und definierten biologischen Starkulturen an.

**Key-Words:** Beimpfung; technische Filter; Startkulturen

# 1 Einleitung

In der dezentralen Niederschlagwasserbehandlung sind technische Filtersubstrate Stand der Technik. Eingesetzt werden hierfür meist mineralische Mischsubstrate, welche für die lokalen und individuellen Gegebenheiten angepasst werden können. Durch die Verwendung geprüfter Materialien mit definierten chemischen- und physikalischen Eigenschaften ist die Lebensdauer solcher technischer Filtermaterialien sehr gut abschätzbar.

Denn deren rückhaltende Eigenschaft gegenüber Schwermetallen, Mineralölkohlenwasserstoffen, polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoffen und Partikeln wurde in einer Vielzahl von Studien und Untersuchungen hinreichend bewiesen und findet sich somit in der Normung bzw. den Zulassungsanforderungen für technische Filtersubstrate und darauf beruhenden Systeme wieder (vgl. Austrian Standards International, 2018; DIBT, 2017 ). Darüber hinaus ist hinreichend bekannt, dass unterschiedliche technische Filter in der Lage sind, organische Verschmutzungen aus Niederschlagwasser zu entfernen (vgl. Sieker und Akut, 2018).

Allerdings erfordert insbesondere der Rückhalt von gelösten organischen Stoffen mittels Biofiltration, wie auch bei Tropfkörpersystemen in der kommunalen Abwasserbehandlung, einen ausgeprägten Biofilm auf den Oberflächen der technischen Filtersubstrate (Röske I. und Uhlmann D., 2005)

So schwankt beispielweise die CSB-Belastung von Verkehrsflächen zwischen 50 mg/l und 150 mg/l je nach Verkehrsbelastung. Allerdings sind auch deutlich höhere CSB-Konzentrationen bzw. organische Schmutzkonzentrationen möglich (Schmitt T. et al., 2010). Diese können beispielsweise durch den Einsatz organischer Pflanzenschutzmittel, organische Abbauprozesse, Tropf- und Transportverluste aber auch durch den Einsatz von organischen Enteisungsmitteln entstehen. Da der Umfang sowie das Auftreten der organischen Schadstoffe vom jeweiligen Einsatzgebiet abhängig ist, sollte auch der organische Schadstoffrückhalt, wie die anderen Komponenten (z.B. Ölrückhalt, Schwermetallrückhalt) der dezentralen Regenwasserbehandlung, möglichst kurz nach Inbetriebnahme der entsprechenden Systeme seine Funktion aufnehmen. Damit soll garantiert werden, dass insbesondere bei gewerblich

genutzten Flächen, wo mit einem erhöhten Eintrag organischer Schadstoffe zu rechnen ist, auch gelöste organische Verschmutzungen wirksam zurück gehalten und biologisch abgebaut werden.

Aufgrund der diskontinuierlichen Belastung von Systemen zur dezentralen Niederschlagwasserbehandlung bieten insbesondere Biofilme in Verbindung mit technischen Filtersubstraten die Möglichkeit einer effektiven organischen Behandlung von Niederschlagwasser. Die Vorteile des durch das technische Filtersubstrat fixierten Biofilms liegen in der hohen Leistungsfähigkeit, dem geringen Reaktorvolumen, der Resistenz gegenüber Nährstoffmangel und der Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen, wie z.B. dem Trockenfallen der Anlage.

Allerdings ist hierfür zunächst sicherzustellen, dass ein entsprechender Biofilm auf dem Trägermaterial ausgebildet wird. Die Biofilmbildung lässt sich dabei grob in drei Phasen unterteilen. Der Induktionsphase einer Erstbesiedlung auf wasserbenetzten Oberflächen, der Wachstumsphase einer weitergehenden Besiedlung der zur Verfügung stehenden Oberfläche und abschließend der Plateauphase, in der das Biofilmwachstum durch Ablösungsprozesse begrenzt wird. In den einzelnen Phasen der Biofilmbildung werden die Oberflächen dabei zudem noch von unterschiedlichen Arten von Mikroorganismen besiedelt, die dann eine aufeinander abgestimmte Lebensgemeinschaft bilden können (Mudrack K. und Kunst S., 2003). Dies bedeutet, dass es für einen möglichen Rückhalt von komplexeren organischen Verschmutzungen notwendig ist, dass sich spezialisierte Mikroorganismen zunächst einmal in ausreicher Anzahl und Dicke im Biofilm ansiedeln müssen. Durch die Dauer dieses Prozesses muss berücksichtigt werden, dass sich ein effektiver organischer Reinigungseffekt erst nach einer längeren Aufwuchszeit einstellt und bis dahin das nachgeschaltete Gewässer einer hohen organischen Belastung unterliegt.

Da herstellungsbedingt die verwendeten technischen Filtersubstrate kaum bzw. nur sehr geringe biologische Anteile aufweisen, muss sich der notwendige Biofilm im Laufe des Betriebes bilden. Dazu müssen die benötigten Bausteine (Mikroorganismen, Nähr- und Spurenstoffe etc.) durch den Niederschlagsabfluss in bzw. auf die technischen Filtersubstrate gelangen. Die Zusammensetzung, bzw. die stoffliche Belastung des jeweiligen Niederschlagswasserabflusses, ist dann allerdings stets auch abhängig von den angeschlossenen Flächen. Durch diesen nicht vorhersagbaren Stoffeintrag kann vorab nicht bzw. nur sehr schwer prognostiziert werden, wann sich der Biofilm im technischen Filter ausgebildet hat.

In maritimen Abwasserbehandlungsanlagen werden zur Beschleunigung der Biofilmbildung zum Teil bereits biologische Startkulturen erfolgreich eingesetzt, die die Zeit zur Inbetriebnahme oder nach einem Havariefall (z.B. der Einleitung von größeren Mengen Desinfektionsmittel), deutlich verkürzen können. Vorteilhaft ist beim Einsatz biologischer Startkulturen, dass keine unerwünschten Stoffe (z.B. Krankheitserreger) in die Startkulturen eingebracht werden. Dies vereinfacht einen weltweiten Versand bzw. Transport. Darüber hinaus lässt sich die biologische Leistung auf die spezifischen lokalen Erfordernisse gezielt abstimmen. Auch wirken sich die vergleichsweise lange Lagerfähigkeit und die einfache Anwendbarkeit positiv auf einen möglichst flexiblen und unkomplizierten Einsatz aus.

Beim Einsatz von biologischen Startkulturen in technischen Filtern zur Niederschlagwasserbehandlung ist die Zielsetzung wie bei maritimen Systemen, durch eine effektive biologische Aktivierung die Inbetriebnahmezeit des Biofilters deutlich zu verkürzen. Das gezielte Einbringen speziell abgestimmter Mikroorganismen in das technische Filtersystem führt zu dem gewünschten Effekt. Gleichzeitig wird eine möglichst schnelle Implementierung der biologischen Reinigungsfähigkeit bei technischen Filtern erreicht, da sich die entsprechend spezialisieren Mikroorganismen nicht im üblichen langwierigen Prozess selbstständig bilden müssen.

# 2 Wirksamkeit Beimpfung

# 2.1 Skizzierung Versuchsaufbau

Um den Effekt der Beimpfung von technischen Filtern mit biologisch aktiven Startkulturen zu prüfen wurden insgesamt vier technische Filter im Labormaßstab parallel betrieben. Der Aufbau erfolgte in Anlehnung an die ÖNORM B 2506-3. Dabei wurde jeweils ein 30 cm starkes Filterbett aus ENREGIS/Biocalith MR-F1 Substrat in den technischen Filtern genutzt, die jeweils aus 45 cm langen DN 75 HT Rohren bestanden. Am Boden der Säulen befand sich ein Kugelhahn, mit dem die Versuchssäule entleert werden konnte. Die Versuche wurden im Batchverfahren durchgeführt. Dabei wurde jeweils 0,4 l Niederschlagwasser in jede Versuchssäule geleitet. Die Erfolgskontrolle erfolgte über die Bestimmung des TOC-Wertes der jeweiligen Ausgangsprobe und dem Wert der jeweiligen Endprobe.

Für die Versuche wurde frühjährliches Niederschlagswasser einer Dachfläche gesammelt. Um einen Nährstoffmangel auszuschließen, wurde das Niederschlagswasser mit den Nährlösungen, wie sie beim Zahn-Wellens-Test gemäß DIN EN ISO 9888 verwendet werden, angereichert. Darüber hinaus wurde der TOC durch die Zugabe von organischem Enteisungsmittel angehoben.

## 2.2 Entwicklung der Rückhaltefunktion

In Abbildung 1 ist beispielhaft zu erkennen, dass sich der TOC-Rückhalt in einem technischen Filter ohne eine Beimpfung langsamer entwickelt. In dem gezeigten Zeitraum von vier Wochen nach der Beimpfung, lag der TOC-Rückhalt im unbeimpften technischen Filter bei etwas mehr als 30 %. Im gleichen Zeitraum dagegen konnte sich der TOC- Rückhalt beim beimpften technischen Filter auf fast 70 % entwickeln.

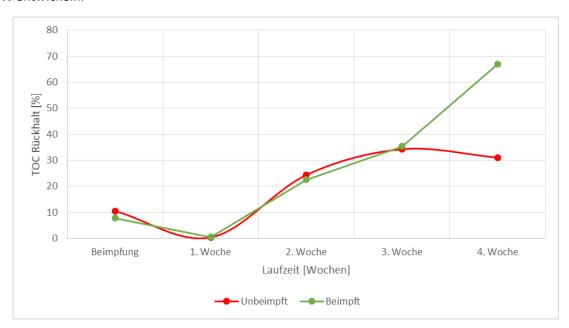


Abbildung 1: Beispielhafte Entwicklung un- und beimpfter technischer Filter.

Zusätzliche Untersuchungen haben zudem gezeigt, dass eine weitere Erhöhung der Menge an Startkulturen beim Beimpfungsprozess dazu führen, dass sich auch die Rückhaltefunktion des technischen Filterelements schneller ausprägen kann.

#### 2.3 Fazit

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Ausbildung einer gut funktionierenden Biozönose für den biologischen Rückhalt in technischen Filtern sehr lange dauert. Bei dieser Prozessdauer besteht die Gefahr, dass dem technischen Filter nachgeschaltete Gewässer bis zur vollständigen Ausbildung der Biozönose einer biologischen Belastung ausgesetzt sein können. Insbesondere die im Regenwasser, im Vergleich zum kommunalem Abwasser, geringeren Frachten an organischem Material als auch an Nährstoffen sorgen dafür, dass die Inbetriebnahmezeiten von technischen Filtern deutlich länger sein können als die von Festbettkörpersystemen bei der kommunalen Abwasserbehandlung, wie z.B. Tropfkörper. Außerdem lassen sich die Inbetriebnahmezeiten aufgrund der Unkenntnis über die örtliche Zulaufsituation bei technischen Filtern nur sehr schwer bzw. gar nicht abschätzen.

Die gezielte Animpfung mit biologischen Starterkulturen ermöglicht es, die Inbetriebnahmezeit von technischen Filtern zu verringern und damit die biologische Filterkomponente möglichst schnell zu implementieren. Insbesondere bieten biologische Startkulturen die Möglichkeit, unter Berücksichtigung spezifischer lokaler Gegebenheiten eine Filterbeimpfung durchzuführen. Im Vergleich zu anderen Verfahren, wie der Beimpfung mit Klärschlamm, werden durch die Startkulturen keine unerwünschten Stoffe wie z.B. Krankheitserreger oder andere riskante Bakterien in das zu beimpfende System eingetragen. Auch ist die Beimpfung mittels Startkulturen vergleichsweise einfach durchzuführen, da die entsprechende Menge an Startkulturen von der Filtergröße abhängig ist. Darüber hinaus ist es problemlos möglich, die Startkulturen an spezielle Umweltbedingungen anzupassen.

## 3 Literatur

- Austrian Standards International (2018): Regenwassersickeranlagen für Abläufe von Dachflächen und befestigten Flächen; Teil 3: Filtermaterialien: Anforderungen und Prüfmethoden. OENorm B2506-3, Austrian Standards
- DIBT (2017): Niederschlagswasserbehandlungsanlagen; Teil 1: Anlagen zur dezentralen Behandlung des Abwassers von Verkehrsflächen zur abschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser. Deutsches Institut für Bautechnik
- Sieker und Akut (2018): Leistungsfähigkeit von praxiserprobten Formen der dezentralen und zentralen Regenwasserbewirtschaftung im urbanen Kontext. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin- FB Wasserwirtschaft, S. 73-93
- Röske I. und Uhlmann D. (2005): Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 170-172
- Mudrack K. und Kunst S. (2003): Biologie der Abwasserreinigung. Spektrum Akademischer Verlag, 5. Auflage, S. 61
- Schmitt T. et al. (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagwasserbehandlung im Trennverfahren. DWA, Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, S. 15

# Korrespondenz:

Hauptautor: Prof. Dr. Ing. Claus Schuster

Jahnstraße 25, 59872 Meschede

Tel: +49 291 9910 4910 E-Mail: <u>rektor@fh-swf.de</u>

# Potenzial der dynamischen Bewirtschaftung in der Planungsphase, ein Projektzwischenbericht

G. Schutz<sup>1</sup>, A.Cornelissen<sup>1</sup> und M. Vivani<sup>2</sup>

<sup>1</sup> RTC4Water, 62a, Grand-Rue,

L-3394 Roeser, Luxembourg

<sup>2</sup> Administration de la Gestion de l'Eau (AGE), 1, av. du Rock'n'Roll,

L-4361 Esch-sur-Alzette, Luxembourg

**Kurzfassung:** In früheren Arbeiten analysierten die Autoren die Modell-prädiktive Regelung (MPC) zur Minimierung der Mischwasserentlastung. Ein Langzeit Pilotprojekt zeigt, dass Einschränkungen, die aus der klassischen Planung erfolgen, sich negativ auf eine dynamische Bewirtschaftung auswirken. Beispiele sind geringe Pumpenleistung und unterdimensionierte Rohrleitungen, welche die Systemdynamik begrenzen. Schlussfolgerung ist, dass die dynamische Bewirtschaftung in der Projektplanung begleitend eingesetzt werden sollte um kostenneutral solche Einschränkungen weitgehend zu minimieren.

**Key-Words:** Dynamische Bewirtschaftung, Planungsebene, Modellprädiktive Regelung, Kanalnetz

# 1 Einleitung

Die dynamische Bewirtschaftung (DBe) von Mischwasser-Kanalsystemen wurde in der Vergangenheit von vielen Seiten beleuchtet [1] und generell als ein Ansatz gesehen, mit dem die Performanz bestehender Systeme erhöht werden kann. Die Autoren betreuen seit 2013 eine Kanalnetz übergreifende prädiktive Regelung (Global Predictive Control oder GPC) [2-6] von einem ruralen Kanalnetz, welches das Mischwasser aus derzeit 18 Regenrückhaltebecken (RUB) zur Kläranlage in Heiderscheidergrund (Luxemburg) leitet. Dieses Kanalnetz wurde geplant und gebaut, um die Wasserqualität eines Stausees, der als Wasserspeicher für 50 % des Trinkwasserbedarfs in Luxemburg verwendet wird, zu sichern bzw. zu erhöhen. Die Erfahrungen, welche die Autoren mit der DBe gemacht haben zeigen, dass die größten Einschränkungen aus dem Design des Kanalnetzes und den dazu gehörenden Regenüberlaufstrukturen und Pumpstationen hervorgehen. Diese Feststellung wird auch von anderen Studien belegt [7].

In der Folge läuft derzeit in Luxemburg eine Studie mit dem Ziel, das Potenzial zu beleuchten, welches in einer begleitenden Analyse einer DBe bereits in der Planungsstufe liegt. Diese Studie wird in Zusammenarbeit mit dem Wasserwirtschaftsamt (Administration de la Gestion de l'Eau (AGE)) in Luxemburg gemacht. Auf Basis einer bestehenden klassischen Planung der Mischwasserbehandlungsbauwerke im Nachweisverfahren mittels Schmutzfrachtberechnung (nach DWA A128) wird eine weitere Optimierung auf Basis einer GPC-basierten DBe realisiert. Dies mit dem Ziel, die Engpässe für eine spätere DBe aufzuzeigen und sie beim Bau der Bauwerke zu berücksichtigen.

Dieser Artikel wird die Studie vorstellen, die verfolgten Ansätze erläutern, und die daraus resultierenden Vorschläge für das Kanalnetzdesign erläutern.

# 2 Entwässerungsgebiet

Als Entwässerungsgebiet wurde ein Projekt ausgewählt, das aktuell noch in der Planung ist, mit dem Ziel, die Resultate in der Realität in den nächsten Jahren beim Bau zu berücksichtigen. Aus Datenschutzgründen wird hier auf reelle Namen des Projekts verzichtet. Das betrachtete Entwässerungssystem besteht aus fünf kleineren ruralen Gemeinden, welche in 20 separat identifizierte Einzugsgebiete aufgeteilt wurde. Über 5 RUBs wird das Mischwasser zu einer Kläranlage geleitet. Das Netzwerkschema ist in Abbildung 1 dargestellt. Die klassische Schmutzfrachtberechnung wurde im Auftrag der AGE von einem Planungsbüro mit KOSIM¹ durchgeführt. In Luxemburg stellt die AGE die Regenreihen zur Verfügung, mit der die Schmutzfrachtberechnung und somit der Nachweis des Kanaldesigns erfolgen muss. Das dargestellte Schema ist das Resultat einer ersten Optimierung durch das Planungsbüro, das sich auf eine klassische statische Bewirtschaftung (SBe) basiert.

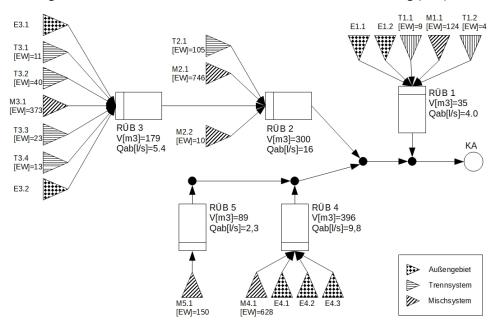


Abbildung 1: Schema des betrachteten Entwässerungsgebietes, mit V dem Volumen des RÜBs, Qab dem Drosselabfluss, EW dem Einwohnergleichwert und KA der Kläranlage.

# 3 Ansatz basierend auf einer dynamischen Bewirtschaftung

Zur Analyse einer DBe ist es notwendig, auf die Ausläufe der RÜBs dynamisch einwirken zu können. Die Autoren verwenden aus diesem Grund die Softwareumgebung SWMM² als Simulationsumgebung, da für diese eine freie Applikationsschnittstelle in Python³ existiert welche der GPC verwenden kann. GPC kann über den Weg zu jedem Simulationsschritt die Systemvariablen aus dem SWMM abfragen. Die laut GPC besten Sollwerte zu diesem Zeitpunkt berechnen und diese zurück an SWMM geben, die dann für den nächsten SWMM Simulationsschritt verwendet werden. In dem Projekt ist diese Schnittstele aber derzeit erst in der Entwicklung, so dass für erste Orientierungen SWMM aktuell lediglich als Simulationsumgebung für die klassische SBe, sowie als Vergleichsreferenz für die Regenwasserbewirtschaftung der Kommunalen Einzugsgebiete verwendet wird.

<sup>1</sup> KOSIM: **KO**ntinuierliches-Langzeit-**SI**mulations**M**odell für den Nachweis von Bauwerken der Regenwasserbehandlung von dem Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH (itwh)

<sup>2</sup> Storm Water Management Model von der United States Environmental Protection Agency (EPA)

<sup>3</sup> PySWMM https://github.com/OpenWaterAnalytics/pyswmm (2019-07-08)

Das SWMM Modell wurde auf Basis der KOSIM Vorlage erstellt und die einzelnen Einzugsgebiete so parametriert, dass zumindest die jährlichen Summenangaben auf Basis der gegebenen Regenreihen annähernd erzielt werden konnten. Aus diesem Referenz-Model sind alle erforderlichen Details sowie die Zeitserien aller notwendigen Variablen in hoher zeitlichen Auflösung zugänglich.

Damit auch erste Resultate mit der DBe erstellt werden können, wird das relativ einfache interne GPC-Modell (siehe [5]) verwendt. Hierfür werden die vom SWMM simulierten Zuläufe der RÜBs herangezogen, welche dann in dem GPC-Modell mit dem prädiktive Regelansatz dynamisch bewirtschaftet werden.

GPC speichert bei jedem Simulationsschritt (alle 10 Min.) nicht nur die Resultate der Optimierung, sondern auch das zu lösende Optimierungsproblem und die Systemeinschränkungen, welche die Lösung eingeschränkt haben. Die Analyse dieser Informationen ergibt Angaben, welche Anpassungen welcher Infrastrukturparameter zu dem größten Potenzial für das Verhalten des Entwässerungssystems führen. Hierbei können auch Kriterien einfließen, welche die benötigten Investitionen betreffen.

Es ist in dem vorgestellten Projekt geplant, diese Infrastrukturparameteroptimierung mittels "Particle Swarm Optimization" durchzuführen. Als Python Modul wird hierfür auf das Projekt psopy<sup>4</sup> zurückgegriffen. In der aktuellen Projektentwicklung wird vorerst auf die Erfahrung und Erkenntnisse des Projektteams zurückgegriffen.

Aus den Daten, die von dem bereits seit 2013 dynamisch bewirtschafteten System hervorgehen, können erwartete Resultate abgeleitet werden. Daraus ergibt sich dass, z.B. die Maximalwerte der Drosselabflüsse der einzelnen RUBs einer der wesentlichen Parameter sein werden, wenn es um die DBe geht. Denn auch wenn, wie in dieser Studie, der Maximalzulauf zur Kläranlage als fixe Größe angenommen wird, wird eine erhöhte Flexibilität bei der Entwässerung der RUBs (stärker/schwächer) je nach Regen und Regenablaufdynamik zu einem höheren Potential führen.

Als erste Analyse werden die Überlaufvolumina der SBe, wie sie in dieser Studie aus dem SWMM Model stammen, mit einem dynamisch bewirtschafteten System mit gleichen Randbedingungen verglichen. Das bedeutet, dass die Qab so wie sie in der Abbildung 2 gegeben sind, als maximale Ausläufdurchflüsse (QMax) für die DBe verwendet werden.

Danach werden die QMax der RUBs erhöht, wobei der maximale Zulauf zur Kläranlage (Auslauf des Mischkanals) als feste Randbedingung für die Optimierung erzwungen wird. Das eingesparte Überlaufvolumen im Vergleich zur SBe wird zur Bewertung herangezogen.

Zum Schluss wird noch das Potenzial einer kurzzeitigen Erhöhung der maximalen Zulaufs zur Kläranlage als weiteres Potential bewärtet.

# 4 Analyse und Resultate

Für die Simulation mit SWMM wurden die offiziellen luxemburgischen Regenreihen verwendet und so wie im KOSIM model eine homogene Beregnung über alle Einzugsgebiete vorausgesetzt. Für die Simulation der DBe in diesem Artikel wurden die Zuläufe zu den RUBs, die aus den Einzugsgebieten ablaufen mittels SWMM berechnet und in einer 10[min] Auflösung exportiert. In diesem Artikel wird ein Beispiel Regen (von Anfang Februar 2017) verwendet, das in der SBe zu einem mittelgroßen

<sup>4</sup> https://pypi.org/project/psopy/ (2019-07-08)

Überlaufereignis geführt hat. In Abbildung 74 ist das Regenereignis, sowie die daraus resultierenden Mischwasser RUB-Zuläufe aus den Einzugsgebieten dargestellt.

Ein Vergleich der Überlaufvolumina, der hier analysierten Situationen, ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Weitere Details zu diesen Resultaten werden in den referenzierten Unterkapitel erläutert. Die %-Angaben sind basierend auf der SBe Referenz mit  $1 - x_{result}/x_{referenz}$  berechnet.

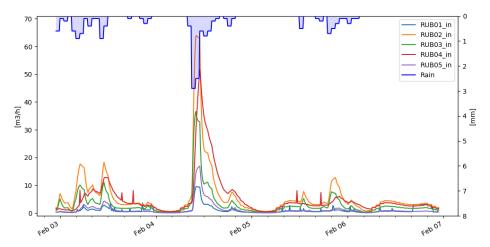


Abbildung 2: Beispiel Regenereignis und resultierende RÜB Mischwasserzuläufe.

Tabelle 1:	Übersicht der Überla	ufvolumina der hier	getesteten Situationen.
------------	----------------------	---------------------	-------------------------

Ref.	Überlaufvolumen mit DBe [m3]				Vergleich zu SBe [m3] bzw %							
	RUB01	RUB02	RUB03	RUB04	RUB05	Tot	RUB01	RUB02	RUB03	RUB04	RUB05	Tot
SBe							0	269.4	175.8	102.2	91.6	638.9
4.1	0	126.7	289.2	96.6	60.3	572.7	-	53.0%	-64.5%	5.5%	34.2%	10.4%
4.2	46.7	27.1	243.8	109.4	71.3	498.3	inf	89.9%	-38.7%	-7.0%	22.2%	22.0%
4.2a	46.4	108.9	109.3	100.2	89.0	453.7	inf	15.2%	86.4%	-5.7%	5.9%	21.4%
4.3	61.3	3.4	254.4	38.9	89.0	447.0	inf	98.7%	-44.7%	61.9%	2.8%	30.0%

## 4.1 Situation ohne Anpassung der QMax (QMax=Qab)

In dieser Situation wurde davon ausgegangen, dass eine bestehende Infrastruktur mit einer DBe ausgestattet wurde ohne jegliche Anpassungen. Als Einschränkung für die DBe bedeutet dies, dass die Durchflüsse im Auslauf der RUBs auf die SBe Qab begrenzt sind. In der Realität gibt es, speziell bei Ausläufen gravitärer RUBs, hier etwas mehr Spielraum, da oft ein Ventil auf den Qab gedrosselt wird, die Infrastruktur aber mehr Durchfluss erlaubt.

In Abbildung 3 wird sichtbar, dass die Systemdynamik betreffend, mit dieser Einschränkung nur geringfügig Spielraum für die DBe besteht. Dennoch ist eine theoretische Einsparung von 10% zu erzielen. In der Tabelle 12 ist sichtbar, dass um dies zu erreichen eine Verschiebung der Überläufe speziell von RUB02 zu dem vorgeschalteten RUB03 erfolgt ist und eine 34% Einsparung im RUB05 erzielt werden konnte. Die Einsparung im RUB05 ist hauptsächlich darauf zurück zu führen, dass bei der DBe davon ausgegangen wird, dass jegliches Volumen aus dem RUB abtransportiert werden kann, während bei der SBe die Pumpe durch fixe ein/aus-schalt Niveaus gesteuert wird und vor dem Regenereignis im SBe Fall das RUB05 bereits etwas eingestaut ist was bei DBe nicht der Fall ist. Ob dies aber in der Praxis, ohne Anpassung der Pumpen, genauso zu erreichen ist, ist fragwürdig.

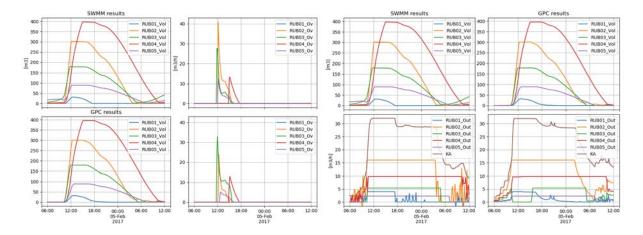


Abbildung 3: Beckenfüllung und Überlauf (links) / Beckenauslauf (rechts) QMax=Qab.

# 4.2 Situation mit gezielter Anpassung der QMax, aber fixem KA Zulauf wie SBe

In dieser Situation wurden die Auslaufmaxima der verschiedenen RUBs erhöht, ohne jedoch den Nennzulauf zur Kläranlage zu ändern. Dies gibt der DBe mehr Spielraum, um die Systemdynamik des Kanalnetzes auszunutzen und so eine weitere Überlaufreduktion zu erzielen. Zur Veranschaulichung der Möglichkeiten einer DBe wurde in dieser Situation (4.2a) weiterhin eine höhere Sensitivität des RUB03 Vorfluters berücksichtigt.

Die Qab und QMax, die für diese Situation verwendet wurden, sind hier in [l/s] angegeben: RUB01: Qab=4.0, QMax=4.5; RUB02: Qab=16.0, QMax=25.0; RUB03: Qab=5.4, QMax=9.0; RUB04: Qab=9.8, QMax=17.0; RUB05: Qab=2.3, Qmax=4.0

Speziell bei den gravitären Ausläufen und den größeren RUBs wurde eine signifikante Erhöhung der Auslaufdurchflüsse vorgegeben. Die Einsparung des Überlaufvolumens in dieser Situation ist mit 22% nennenswert und die Systemdynamik kann damit auch stärker beeinflusst werden (Abbildung 4).

Es ist in der Beckenvolumengraphik ersichtlich, dass durch diese Änderung, der DBe die Möglichkeit gegeben wird, das Stauvolumen auch homogen zu bewirtschaften und damit den Zulauf zur Kläranlage konstanter am Nennzulauf zu halten. Insgesamt wird dadurch die Einstauzeit im Netz global reduziert.

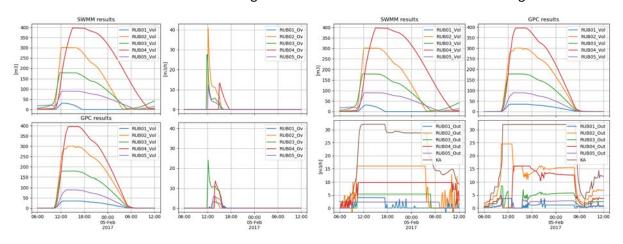


Abbildung 4: Beckenfüllung und Überlauf (links) / Beckenauslauf (rechts) mit erhöhtem QMax.

## 4.2.a Sensitivität des Vorfluters

In dieser Situation wurde speziell der Vorfluter des RUB03 als sensibler eingestuft und somit in der DBe mit einer höheren Sensitivität bewärtet. Alle RUBs haben eine Sensitivität von 1.0 während RUB03 auf einen Wert von 1.3 erhöht wurde. Es ist in der Tabelle 12 klar ersichtlich, dass dadurch ein Teil des Überlaufvolumens vom RUB03 zum RUB02 verschoben wurde, ohne dadurch eine nennenswerte Einbuße an der Überlaufperformanz in kauf nehmen zu müssen.

Es ist möglich, durch weitere Erhöhung der Sensitivität den Überlauf des RUB03 bei diesem Regenereignis auf Null zu reduzieren, allerdings dann auf Kosten einer geringeren Gesamtperformanz. Dieses Resultat gilt auch für alle anderen RUBs, so dass es generell möglich wird, die Vorfluter im Gesamtsystem auf Sensitivität zu bewärten. Da diese, sowie alle anderen Einstellungen der DBe, als dynamisch anpassbare Parameter zu sehen sind, könnte über diesen Weg eine dynamische Vorfluterqualitätsbewirtschaftung erfolgen.

# 4.3 Situation mit angepassten QMax und zeitlich begrenztem leicht erhöhtem KA Zulauf

Aus der seit 2013 operierenden GPC Regelung hat sich gezeigt, dass eine durchdachte Lockerung des Kläranlagezulaufs, wie z.B. das Erlauben kurzzeitiger Zulaufspitzen, falls sie für die Kläranlage verträglich sind, einen erheblichen Einfluss auf die Kanalnetzperformanz hat.

Es wurde dafür in der hier analysierten Situation, der aus dem Design stammende KA-Nennzulauf von 32[I/s] auf ein kurzzeitiges Maximum von 34[I/s] erhöht. Im GPC kann dieser Zulauf verwendet werden, wenn in der Prädiktion ein Überlauf vorausgesagt wird, währenddessen ein weiteres Optimierungsziel den Nennzulauf stark bevorzugt. Für diese Situation wurde der Prädiktive Reglerhorizont von 50[min] auf 100[min] erhöht, um potentielle Überlaufe früher festzustellen und entsprechend reagieren zu können. In der Tabelle 2ist zu sehen, dass in dieser Situation 30 % an Überlaufvolumen eingespart werden kann. Abbildung 5 zeigt, dass am Anfang des Einstauereignisses, der Zulauf zur KA mit dem Maximum von 34[I/s] für etwa 6 Stunden verwendet wird, aber danach für das Leeren der Becken wieder auf den Nominellen Zulauf reduziert wird.

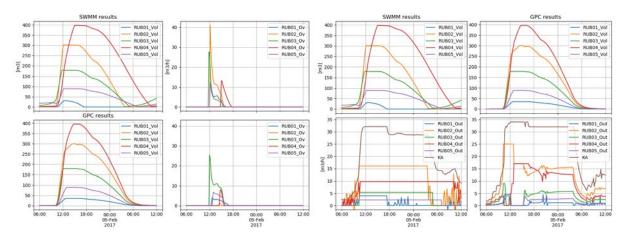


Abbildung 5: Beckenvolumen und Überlauf (links) / Beckenauslauf (rechts) mit zus. erhöhtem KA Zulauf.

# 5 Schlussfolgerungen

In dieser Arbeit konnte an einem konkreten, derzeit in Planung befindlichen Kanalnetz, gezeigt werden, dass durch Abweichungen von der klassischen Auslegung von Kanalnetzinfrastrukturen ein erhöhtes Potenzial für eine Dynamische Bewirtschaftung (DBe) erzielt werden kann. Hier wurde wurde lediglich mit den maximalen Auslaufduschflüssen der RUBs experimentiert. Weitere Systemparameter wie RUB-

Volumen sowie Sammler Maximalduschflüsse können in einer späteren Parameteroptimierung mit berücksichtigt werden was sicherlich zu weiterem Potential führt.

In der Studie, die zusammen mit der Wasserwirtschaftsverwaltung (AGE) in Luxemburg ausgearbeitet wird, wird speziell auch abgewägt werden, welche Investitionensverschiebungen (z.B. vom Speichervolumen zu Kanalleitung oder Pumpstation Dimensionierung) dem Kontext einer DBe am besten gerecht werden und das mit verbesserter Schmutzfrachtperformanz bei gleichem Investitionsniveau.

Für die investitionsspezifischen Aspekte kann auf die offiziellen Finanzierungsunterlagen der AGE<sup>5</sup> zurückgegriffen werden. Diese ergeben z.B., dass eine Erhöhung der Pumpleistung von 5,4[l/s] auf 9[l/s] einem zusätzlichen Investment von 7774€ der Pumpstation entsprechen. Diese Mehrkosten können durch die DBe mit einer Reduktion des Beckenvolumen einhergehen bei gleichzeitigem einhalten DWA A128 Richtlinien. Laut Finanzierungsunterlagen entspricht eine Reduktion des RUB03 von 179[m3] auf 174[m3] diesen Mehrkosten. Diese Volumenreduktion führt immer noch zu einer 20.9 % Einsparung des Gesamtüberlaufvolumens (Parameter aus Situation 4.2). Mittels Sensitivität des RUB03 wäre der Überlauf auch dann immer noch, für das Regenereignis, auf Null zu reduzieren.

Global kann damit, als Zwischenresultat der AGE Studie, festgehalten werden, dass durch Investitionensverschiebungen und der Verwendung einer Dynamischen Bewirtschaftung die Umweltfolgen aus Abwassersystemen nachhaltig positive beeinflusst werden können.

## 6 Literatur

- [1] Schuetze M., Wortberg T., Mietzel T., Gerner N. und Flores C. (2017): Potential analysis and assessment of a real time control system aiming at reduction of combined sewer overflow volumes. 14th Int. Conf. on Urban Drainage, Prague
- [2] Gillé S., Fiorelli D., Henry E. und Klepiszewski K. (2008): Optimal Operation Of A Sewer Network. In Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage (ICUD), Edinburgh, Scotland.
- [3] Fiorelli D. und Schutz G. (2009): Real-time control of a sewer network using a multi-goal objective function. in Proceedings of the 17th Mediterranean Conference on Control and Automation (MED09), Thessaloniki, Greece.
- [4] Schutz G., Fiorelli D., Seiffert S. und Klepiszewski K. (2009): Optimierte Regelung eines Abwassernetzwerks Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen. Wuppertal, Deutschland.
- [5] Fiorelli D., Schutz G., Klepiszewski K., Regneri M. und Seiffert S. (2013): Optimised real time operation of a sewer network using a multi-goal objective function. Urban Water Journal, Volume 10, Issue 5, Special Issue: Real Time Control of Urban Drainage Systems, pages 342-353. DOI: 10.1080/1573062X.2013.806560
- [6] Fiorelli D., Schutz G., Metla N. und Meyers J. (2013): Application of an optimal predictive controller for a small water distribution network in Luxembourg. Journal of Hydroinformatics Vol 15 No 3 pp 625–633. DOI: 10.2166/hydro.2012.117
- [7] Van Daal-Rombouts, P., Gruber, G., Langeveld, J., Muschalla, D., und Clemens, F. (2017).

  Performance evaluation of real time control in urban wastewater systems in practice:

<sup>5</sup> https://eau.public.lu/formulaires/index.html → "Coût de revient de l'eau usée " (2019-07-08)

Review and perspective. Environmental Modelling & Software, 95, 90-101. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.015

# Korrespondenz:

Georges Schutz 62a, Grand-Rue, L-3394 Roeser, Luxembourg Tel +352 691822388 E-Mail georges.schutz@rtc4water.com

# Potenzial von integraler Bewirtschaftung von Kanalnetz und Abwasserreinigungsanlagen: Ein empirischer Vergleich

Markus Gresch<sup>1,\*</sup> und Adrian <u>Sigrist<sup>1</sup></u>

<sup>1</sup> Hunziker Betatech AG, Pflanzschulstrasse 17, CH-8400 Winterthur
\*Email des korrespondierenden Autors: markus.gresch@hunziker-betatech.ch

**Key-Words:** Integrale Betrachtung Netz-ARA, Kanalnetzbewirtschaftung, Dynamische Regelung von Entwässerungssystemen

# 1. Einleitung

In den letzten Jahren hat sich die Ausrüstung der Entwässerungssysteme mit Messtechnik und Datenfernübertragung erheblich verbessert. Entwässerungssysteme mit flächendeckender Überwachung der Füllstände in den Speicherbauwerken und Überlaufdetektionen werden immer häufiger. Mit der entsprechenden zentralen Datenspeicherung wurden gute Grundlagen geschaffen, um eine weitergehende Optimierung der Entwässerungssysteme vorzunehmen.

Die neue Qualität dieser weitergehenden Optimierung liegt insbesondere daran, dass dabei Messdaten für diese Optimierung verwendet werden können. Messdaten von Sonderbauwerken der Siedlungsentwässerung sind dabei leider häufig stark fehlerbehaftet [1]. Die Datengüte muss deshalb mittels systematischer Plausibilisierung geprüft werden [2]. Mit den überprüften Messdaten lassen sich dann wertvolle Informationen über das tatsächliche Optimierungspotential ableiten. Die Analyse kann dabei ereignisbasiert über einzelne Regenereignisse oder auch statistisch über eine bestimmte Zeitperiode erfolgen.

Im Gegensatz zu rein simulationsgestützten Ansätzen können diese datenbasierten Optimierungen insbesondere Effekte von inhomogener Beregnung und den Stand der aktuellen Siedungsentwicklung (Einwohner, Befestigungsgrade) besser abbilden. Auch weisen Niederschlags-Abfluss-Modelle aufgrund ihres bisherigen Anwendungsfokus für Starkniederschläge bei schwachen und mittleren Niederschlägen häufig systematische Fehler auf. Für die Optimierung des Gesamtsystems (in Bezug auf den Gewässerschutz) sind jedoch gerade diese Regenereignisse von grosser Bedeutung. Auch hier helfen messdatengestützte Ansätze, um das reale Potenzial von Systemoptimierungen zu eruieren.

Diese Optimierungen können auf unterschiedlichen Stufen vollzogen werden. In diesem Artikel werden verschiedene dieser Optimierungsstufen beschrieben und diskutiert. Anhand von fünf betrachteten Einzugsgebieten werden die Potenziale dieser Optimierungsstufen bestimmt. Schliesslich wird versucht, auf dieser empirischen Grundlage Empfehlungen für Kanalnetzoptimierungen abzuleiten.

# 2. Methodik

Folgende fünf Optimierungsstufen wurden betrachtet.

1. Statische Optimierung der Einstellung der Sonderbauwerke. Diese Art der Optimierung erfolgt in der Schweiz typischerweise im Rahmen der Bearbeitung der Generellen Entwässerungsplanung. Neben der Berechnung der Auslastung der Abwasseranlagen bei Starkregen werden mittels Langzeitsimulationen das Überlaufverhalten von Regenüberläufen und Regenüberlaufbecken untersucht und mittels Anpassung der Weiterleitungsmengen (oder

anderer beeinflussbarer Parameter) wird eine Optimierung des Systems vorgenommen. Die Zielgrösse der Optimierung ist dabei typischerweise eine Mischung von Emissionskriterien (minimale Fracht im Gewässer) und Immissionskriterien (Einhalten der Qualitätsziele in den von Überläufen betroffenen Gewässerabschnitten).

- 2. Statische Ausnutzung von Qmax,ARA. Analysen von Zulaufdaten von die Abwasserreinigungsanlagen bei Regenwetter zeigen oft, dass Dimensionierungswassermenge der ARA nicht oder erst sehr bei länger anhaltenden Regenereignissen erreicht wird. Dies führt dazu, dass das bei Regen gereinigte Abwasservolumen nicht dem Maximum entspricht und dafür die entlasteten Mischabwasservolumen entsprechend grösser sind. Eine Systemoptimierung besteht darin, dass bei Regenwetter die ARA möglichst früh und möglichst lange auf der Wassermenge betrieben wird, für die sie ausgelegt ist.
- 3. Koordinierte Beckenentleerung. In Abwassersystemen mit Speicherbauwerken, welche in Serie angeordnet sind, entsteht am Ende eines Regenereignissen oft die Situation, dass oberliegende Speicherbauwerke entleert werden und untenliegende Anlagen noch entlasten. Dies führt im Extremfall dazu, dass in Bezug auf die Speicherung von Mischabwasser nur das Volumen des zuunterst liegenden Regenbeckens tatsächlich wirksam ist und die obenliegenden Regenüberlaufbecken nur zur einer Überlaufverlagerung systemabwärts beitragen. Eine Optimierung besteht darin, die Beckenentleerung so aufeinander abzustimmen, dass entleerungsbedingte Überläufe unterhalb nicht auftreten können. Dies ist insbesondere in Systemen mit Speicherbauwerken im Nebenschluss einfach zu realisieren.
- 4. Dynamische Steuerung der Speicherbauwerke im Netz (z.B. [3], [4]). Die Dynamische Steuerung der Speicherbauwerke stellt eine weitergehende und komplexere Systemoptimierung dar. Dabei wird durch Anpassung der Weiterleitmengen und durch eine koordinierte Entleerung der Speicherbauwerke sowohl die auf der ARA bei Regen gereinigte Wassermenge maximiert als auch die verfügbaren Speichervolumen der Regenbecken untereinander soweit möglich ausgenutzt. Im Weiteren ist auch eine koordinierte Beckenentleerung Teil dieser Optimierung. Sie ist damit eine Weiterentwicklung der Optimierungsstufe 3.
- 5. Nutzung vorhandener hydraulischer Reserven der **ARA** (z.B. [5], [6]). Abwasserreinigungsanlagen weisen unterschiedliche betriebliche Reserven auf, welche auch für die weitergehende Behandlung von Mischabwasser nutzbar gemacht werden können. Voraussetzung ist, dass die ARA die zusätzlichen Wassermengen hydraulisch und verfahrenstechnisch verarbeiten kann. Diese Reserven sind anlagenspezifisch. Verfahrenstechnische Reserven können dabei ganzjährig oder zumindest saisonal (wärmere Jahreshälfte) aktiviert werden. Die Optimierung besteht darin, die hydraulische Kapazität, welche immer oder zeitweise höher als die Dimensionierungswassermenge ist, für eine zusätzliche Mischabwasserbehandlung zu nutzen.

Die folgende Abbildung 1 zeigt ein Modellsystem, welches für alle fünf betrachteten Einzugsgebiete sinngemäss angewendet werden kann und ordnet die Optimierungsstufen zu. In dieser Arbeit nicht betrachtet wurden spezifischere Massnahmen wie z.B. Schmutzwasserspeicherung in Teilsystemen oder bei schmutzfrachtrelevanten Industriebetrieben oder prognoseorientierte Bewirtschaftungsansätze, welche Wetterprognosedaten aktiv und direkt in die Systembewirtschaftung einbeziehen.

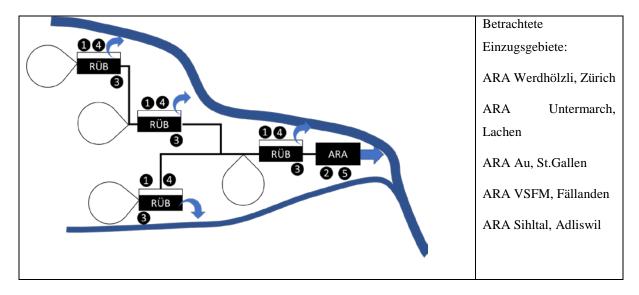
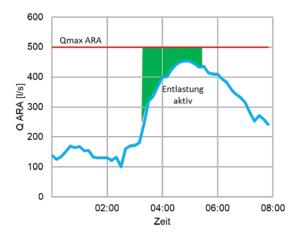


Abbildung 1: Modellsystem, welches für den Vergleich der Optimierungsstufen herangezogen wird. Die Nummern beziehen sich auf die hier verwendeten Optimierungsstufen.

Um eine Vergleichbarkeit der Optimierungsstufen zwischen den Einzugsgebieten zu erreichen, wurde für alle Einzugsgebiete das identische Vorgehen bei der Potenzialermittlung gewählt. Nicht in allen Gebieten wurden alle Optimierungsstufen untersucht. Im Folgenden wird die Methodik der Potenzialermittlung für jede Optimierungsstufe beschrieben:

Tabelle 1: Optimierungsstufen und Methoden zur entsprechenden Potenzialermittlung.

	Optimierungsstufe	Methode der Potenzialermittlung
1.	Statische Optimierung der Einstellung der Sonderbauwerke	Langzeitsimulation (typischerweise 10-20 Jahre) für den Ist-Zustand mit einem hydrologischen Modell. Diese Berechnungen wurden für die verwendeten Gebiete im Rahmen der 1. Generation GEP erstellt und die Massnahmen wurden umgesetzt. Das statisch optimierte System stellt für die weiteren Schritte den Ausgangszustand dar.
2.	Statische Ausnutzung von Qmax,ARA	Datenanalyse der Zulaufdaten ARA unter Berücksichtigung von Überlaufereignissen im Einzugsgebiet (Abbildung 2).
3.	Koordinierte Beckenentleerung	Datenanalyse der Entleerungsphasen der Speicherbauwerke im Hinblick auf die Überlaufereignisse unterliegender Speicherbauwerke (Abbildung 4)
4.	Dynamische Steuerung der Speicherbauwerke im Netz	Datenanalyse der verfügbaren Füllstanddaten und Überlaufdaten aller entsprechend ausgerüsteten Speicherbauwerke im Einzugsgebiet und Ermittlung von ungenutztem Speichervolumen bei Überlaufereignissen (Abbildung 3). Für die Potenzialanalyse wurde bei dieser Optimierungsstufe die Ausnutzung von Qmax,ARA (siehe Stufe 2) nicht eingerechnet.
5.	Nutzung vorhandener hydraulischer Reserven der ARA	Analyse der hydraulischen Reserven der ARA aufgrund von Dimensionierungsgrundlagen und grosstechnischen Versuchen. Die Reserven können schliesslich in der Datenanalyse von Überlaufereignissen berücksichtigt werden, womit das Potenzial dieser Reserven für die Reduktion von Mischabwasserüberläufen quantifizierbar wird (Abbildung 5)

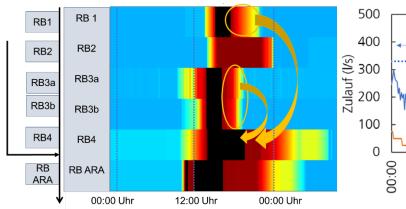


Genutztes Speichervolumen Spei

Entlastungsereignis

Abbildung 2: Überlaufereignis, bei dem die ARA nicht die maximale Wassermenge erreicht hat. Der Überlauf fand bei Speicherbauwerken unmittelbar vor der ARA statt.

Abbildung 3: Auswertung der Überlaufereignisse in Hinblick auf des Auslastungsgrad aller Speichervolumen. Im Durchschnitt werden bei Überlaufereignissen in diesem Einzugsgebiet rund 75% der Volumina aktiviert.



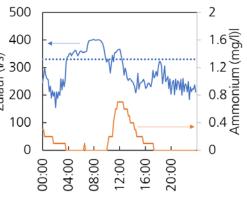


Abbildung 4: Analyse der Entleerungsvorgänge von Regenbecken in einem Einzugsgebiet. (Blau: 0% Füllung, rot: 100% Füllung, schwarz: Überlauf) RB1, RB3a und RB3b werden entleert während das auf dem gleichen Hauptstrang liegende Regenbecken RB4 entlastet.

Abbildung 5: Daten aus einem Pilotversuch, bei dem die ARA über der Dimensionierungswasser-menge (blau gestrichelt) betrieben wird. Dargestellt sind hier die Ammonium-Ablaufkonzentrationen (Online-Analyser).

# 3. Ergebnisse

Für die fünf betrachteten Einzugsgebiete wurde unter Anwendung obiger Methoden das Potenzial der verschiedenen Bewirtschaftungsansätze untersucht. Nicht alle Optimierungsstufen konnten dabei bei allen fünf betrachteten Einzugsgebieten angewendet werden. Die hier präsentierten Resultate beziehen sich auf die im Einzugsgebiet entlasteten Wassermengen. 100 % entspricht dabei der Situation **nach** statischer Optimierung der Einstellung der Sonderbauwerke für den Istzustand. Die Daten sind anonymisiert dargestellt.

Tabelle 2: Resultate der Potenzialanalyse für 5 ARA-Einzugsgebiete, 100 % entspricht der entlasteten Wassermenge nach Umsetzung der statischen Optimierung.

	Optimierungsstufe	Gebiet A	Gebiet B	Gebiet C	Gebiet D	Gebiet E
0.	Zustand vor statischer Optimierung der Einstellung der Sonderbauwerke	110%	104%	103%	120 %	Keine Information
1.	Statische Optimierung der Einstellung der Sonderbauwerke	100%	100%	100%	100%	100%
2.	Statische Ausnutzung von Qmax,ARA	90 %	91%	85%	87 %	86%
3.	Koordinierte Beckenentleerung	97 %	Nicht analysiert.	Nicht analysiert.	Nicht analysiert.	98%
4.	Dynamische Steuerung der Speicherbauwerke (inkl. Stufe 3)	95%	Nicht analysiert.	92 %	90%	95%
5.	Nutzung vorhandener hydraulischer Reserven der ARA (Q > Qmax,ARA) (inkl. Stufe 2)	82%	80%	Nicht analysiert.	Nicht analysiert.	74%

## 4. Diskussion und Fazit

Die Resultate zeigen mit Ausnahme der statischen Optimierung der Sonderbauwerkseinstellungen ein erstaunlich homogenes Bild. Werden die Resultate über alle betrachtenden Einzugsgebiete dargestellt, ergeben sich die in Abbildung 6 dargestellten Erkenntnisse.

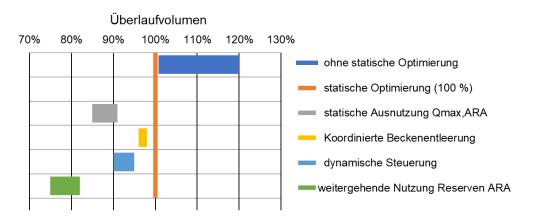


Abbildung 6: Darstellung der Potenziale von 5 Einzugsgebieten in Bezug auf verschiedene Bewirtschaftungsansätze. Basis bilden Betriebsdaten und grosstechnische Pilotversuche.

Die Resultate beziehen sich auf die im Einzugsgebiet entlasteten Wassermengen. Die bisherigen Erfahrungen zeigen, dass in Bezug auf die entlasteten Schmutzstofffrachten noch etwas höhere Reduktionen erwartet werden können.

Die grössten Unterschiede zeigen sich im Effekt der statischen Optimierung der Einstellungen der Überlaufbauwerke. Hier bewegen sich die realisierbaren Optimierungen in Bereich von wenigen Prozent bis 20%. Darin zeigt sich auch die Relevanz, im Rahmen der Generellen Entwässerungsplanung die Abstimmung der Weiterleitmengen dieser Bauwerke zu untersuchen. Es zeigt aber auch, dass weitere Optimierungsschritte zwingend basierend auf statisch gut eingestellten Kanalnetz geplant und beurteilt werden müssen. Andernfalls kann es zu Fehlinterpretationen und zu einer Überschätzung der Effekte von Optimierungsansätzen kommen.

In den betrachteten Einzugsgebieten liegt in der verbesserten statischen Nutzung der hydraulischen Leistungsfähigkeit der ARA ein grosses Potenzial. Der Betrieb der ARA bei Regenwetter möglichst auf der Dimensionierungswassermenge lässt sich zudem mit meist geringem Aufwand umsetzen. Verantwortlich für den Betrieb der Anlagen unterhalb der Dimensionierungswassermenge sind oft die sehr konservative Steuerung von Zulaufschiebern, die Pumpenstaffelungen beim Zulaufhebewerk oder die Reserven, welche aufgrund interner oder externer Rückläufe (Regenbeckenentleerungen) vorgehalten werden.

Werden vorhandene betriebliche Reserven auf der ARA zusätzlich betrachtet, erhöht sich dieses Potenzial nochmals signifikant. Dann können bei vorgelagerten Mischwasserentlastungen rund 20-25% des Überlaufvolumens reduziert werden. Diese betrieblichen Reserven sind jedoch sehr anlagespezifisch. In Bezug auf die ins Gewässer eingetragenen Frachten ist hier zudem dem dynamischen Verhalten der Kläranlage Beachtung zu schenken. In Bezug auf Ammonium stellt dabei das Ausstossen von Schmutzwasser aus den Zulaufkanälen und insbesondere aus der Vorklärung zu Beginn des Regenereignisses ein besonderer Lastfall dar. Zum anderen ist in Bezug auf die Ablauffrachten von Feststoffen (Gesamte ungelöste Stoffe, GUS und die oft damit korrelierten Phosphor- und CSB Werte, das dynamische Verhalten der Nachklärung zu untersuchen. In den hier untersuchten Einzugsgebieten wurde zum einen modellbasiert und zum anderen mit grosstechnischen Versuchen und messtechnischer Überwachung dieser Pilotphase gearbeitet [7]. Vielversprechende Ansätze bestehen auch darin, das Vorklärbecken bei Regenwetter mit einem Teilstrom im Bypass zu betreiben um die Schmutzstosseffekte reduzieren zu können [6, 8, 9]. In der Diskussion mit Betreibern zeigt sich, dass die Steuerung des ARA Zulaufs ein sehr sensibles Thema ist und das Bewusstsein für dieses Potenzial noch eher gering ist.

Obwohl das Potenzial der koordinierten Beckenentleerung im Vergleich zu den anderen Ansätzen gering ist, darf der Wert dieser Massnahme nicht unterschätzt werden. In korrekt dimensionierten Speicherbauwerke können sich hohe Schmutzstofffrachten ansammeln (Schmutzstoss bei Fangbecken, Sedimentationswirkung bei Durchlaufbecken). Für diese Massnahme ist die hier durchgeführte volumetrische Betrachtung eine grobe Vereinfachung.

Mit einer dynamischen Kanalnetzbewirtschaftung kann für die untersuchten Gebiete in Bezug auf das entlastete Volumen eine Reduktion von 5-10% erreicht werden. Diese Werte liegen damit in einem ähnlichen Bereich wie andere publizierte Werte zu dieser Optimierungsstufe [3, 10].

Die Quantifizierung erfolgte für diese Vergleichsstudie über das Überlaufvolumen. In Bezug auf die damit erreichten Verbesserungen im Gewässer stellt das Überlaufvolumen nur eine unter verschiedenen massgeblichen Grössen dar. Das Überlaufvolumen wird von einigen wenigen Regenereignissen pro Jahr dominiert. Aus diesem Grund eignet sich diese Grösse auch nur bedingt für Erfolgskontrollen von Optimierungsmassnahmen. Für das Gewässer massgeblich sind die dort auftretenden Schmutzstoffkonzentration und damit auch die Häufigkeit von Überläufen, ihre Dauer und die bei Überläufen eingetragenen Schmutzfrachten. Bisherige Systemanalysen zeigen, dass in Bezug auf diese Kriterien die verschiedenen Optimierungsstufen deutlich höhere Reduktionspotenziale aufweisen. Eine standardisierte Bewertung dieser weiteren Grössen ist aktuell noch nicht verfügbar.

Sowohl für die Analyse des bestehenden Systems über die Ableitung von Optimierungsvarianten bis hin zur Überprüfung des Erfolgs umgesetzter Massnahmen sind hochaufgelöste und zuverlässige Messdaten erforderlich. Der Wert dieser Daten ist insbesondere auch dem Anlagenbetreiber bewusst zu machen und für die Überwachung der Messwerte sind für den Betreiber geeignete Werkzeuge (z.B.

auf Basis des Prozessleitsystems) zur Verfügung zu stellen. Die zeitliche Aggregierung dieser Daten oder die alleinige Speicherung statistischer Daten (Anzahl und Dauer der Überläufe) führen dazu, dass der Wert dieser Daten stark geschmälert wird. Zum einen, weil die Plausibilisierung der Daten damit erschwert wird und zum andern, weil damit die zeitliche Dynamik in diesen Daten, welche ein wichtiges Element bei Mischabwasserüberläufen darstellt, verloren geht.

#### 5. Dank

Wir möchten uns herzlich bei den Verantwortlichen der für diesen Vergleich herangezogenen ARA Einzugsgebieten bedanken. Die Unterstützung bei der Datenplausibilisierung, der Datenanalyse und bei der Diskussion der Optimierungsansätze war äusserst wertvoll. Es hat sich gezeigt, dass neben guten Datengrundlagen vor allem auch die spezifischen Kenntnisse der einzelnen Messungen, des Verhaltens der Anlagen und die Kenntnisse des Einzugsgebiets notwendig sind, um belastbare und akzeptierte Optimierungsvorschläge zu ermitteln. Hier sind die Erfahrungen der Betreiber von unschätzbarem Wert.

## 6. Literaturverzeichnis

- [1]. Lieb, W. (2013): Auswertung von Messdaten an Regenüberlaufbecken Beispiele aus der Praxis, Konferenzband Aqua Urbanica 2013
- [2]. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA): Aktualisierung 2019, Messtechnik in der Siedlungsentwässerung, Kapitel 14.
- [3] Garbani Marcantini L., Schegg S., Gresch M., Mischler B., Hesse K. und Rieckermann J. (2016): Ein hierarchischer Regelungsalgorithmus: Praxistaugliche Abflussregelung von Entwässerungsnetzen. Aqua & Gas 2016 (10), 48-53.
- [4] Rüdisüli M., Tinner B. und Gresch M. (2013): Gewässerschutz immissionsorientiert: Erfahrungen aus Sicht Ingenieur. Aqua & Gas 2013 (10), 20-26.
- [5] Seggelke, K., Löwe, R., Beeneken, T., Fuchs, L., 2013. Implementation of an integrated real-time control system of sewer system and waste water treatment plant in the city of Wilhelmshaven. Urban Water J.10, 330–341. doi:10.1080/1573062X.2013.820331
- [6] Mauchle, A., Brögli, M., Balmer, H., Blumensaat, F., 2018. Integrierte Simulation von Kanalnetz und ARA, Aqua & Gas 2018 (10). 22-29
- [7] Hunziker Betatech AG und Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) des Kanton Zürich, (2018): Optimierung der Abwasserbehandlung unter Einbezug von Netz und ARA, Technischer Bericht.
- [8] Günther, N., Ahnert, M., Kühn, V. (2014): Bypassführung von Mischwasser Möglichkeiten und Grenzen, Teil 1. Korrespondent Abwasser, Abfall 2014 (61)
- [9] Günther, N., Ahnert, M., Kühn, V. (2015): Bypassführung von Mischwasser Möglichkeiten und Grenzen, Teil 2. Korrespondent Abwasser, Abfall 2015 (62)
- [10] Gresch, M., Manz, C., Hesse, K., Rieckermann, J. (2018): Praxistaugliche Regelung von Entwässerungsnetzen. 3. Expertenforum Regenüberlaufbecken, DWA-Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart.

# Versickerung und Stoffrückhalt durch die Oberbodenzone

H. Sommer<sup>1</sup>, M. Pallasch<sup>1</sup>, M. Kaiser<sup>2</sup>, B. Kluge<sup>3</sup>, A. Reck<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Hoppegarten, Deutschland

<sup>2</sup> Kaiser Ingenieure, Dortmund, Deutschland

<sup>3</sup> TU Berlin, Fachgebiet Ökohydrologie, Deutschland

**Kurzfassung:** Im Rahmen der Projekte LEIREV und KONVERt wurden die Langzeitperformance und der Stoffrückhalt bzw. -transport langjährig betriebener Versickerungsanlagen untersucht. Dabei wurden Anlagen mit mehr als 10 Jahren Betriebszeit begutachtet. Für die untersuchten Anlagen lässt sich ableiten, dass selbst bei erhöhter Akkumulation im Oberboden, eine Verringerung der Konzentrationen um 1-2 Zehnerpotenzen für den Transport Richtung Grundwasser zu erwarten ist.

**Key-Words:** Versickerung, Oberboden, Stoffrückhalteleistung, Schadstoffakkumulation, Sickerwasserbeprobung

## 1 Anlass

Die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Kombination mit Vegetation in Form von Mulden, Mulden-Rigolen und Tiefbeet-Rigolen hat seit über zwanzig Jahren ihren Weg über verschiedene Forschungsprojekte in die einschlägigen Regelwerke und gesetzlichen Regelungen zur Grundstücksund Stadtentwässerung gefunden. Während die Ausführungen und Praxishinweise zu Planung, Bemessung und Bau der Anlagen einen hohen Detailierungsgrad erreicht haben, beschränken sich die Handreichungen zu Betrieb, Wartung und vor allem Langzeitverhalten der Anlagen auf nur wenige Empfehlungen mit sehr geringem Erfahrungshorizont und wissenschaftlichem Hintergrund.

Um den Einsatz dezentraler Systeme voranzutreiben und abzusichern wurde von 2014-2016 das Forschungsprojekt LEIREV (Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen) mit Förderung vom Land Nordrhein-Westfalen durchgeführt. Dies diente zur Erreichung einer besseren Planungssicherheit und sollte zukünftig auch erweiterte Einsatzbereiche mit anderen Vegetationsformen ausloten. In Ergänzung dazu werden z.Zt. in einem weiteren Projekt KONVERt (2017-2019) Sickerwasserversuche durchgeführt, die weitere Ergebnisse zur Güte des Sickerwassers nach der Oberbodenpassage liefern sollen.

# 2 Methoden und Ergebnisse

Es wurde eine umfassende betriebliche, hydraulische und stoffliche Überprüfung von 50 dezentralen Versickerungsmulden mit einer Laufzeit von >10 Jahren durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen Defizite, deren Ursache oftmals in einer nicht ausreichend differenzierten Planung liegen. Diese sind oftmals Ursache betrieblicher Fehlentwicklungen und Schadensbilder.

Tabelle 1: Anlagenauswahl und -anzahl NRW und restliches Bundesgebiet.

Beprobungen	NRW	restl. Bundesgebiet	Σ
Anlagen insgesamt	33	17	50
davon intensive Bearbeitung (Beprobungen)	20 (43)	8 (14)	28

In Klammer = Beprobungen insgesamt.

Die betriebliche Leistungsfähigkeit ist bei der überwiegenden Mehrzahl der Anlagen, trotz Defiziten bei Wartung und Pflege gegeben. Bei Anlagen mit inzwischen rd. zwanzigjähriger Betriebszeit stehen z.T. Maßnahmen zum Erhalt oder der Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit an. Auslaufende Wasserrechtliche Erlaubnisse bieten den Wasserbehörden die Handhabe entsprechende Maßnahmen auf Betreiberseite einzufordern und durchzusetzen.

## Hydraulik

Die hydraulische Leistungsfähigkeit der untersuchten Versickerungsanlagen entspricht i.d.R. nach wie vor den Anforderungen nach DWA A-138. Es gab trotz der langen Standzeiten nur wenige Abweichungen.





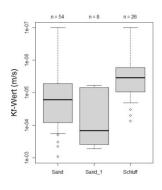


Abbildung 1:

Messung der hydraulischen Leitfähigkeit mit Doppelringinfiltrometern (links) und Flutungsversuchen (Mitte), Hydraulische Leitfähigkeit der Muldenböden. Die Ergebnisse basieren auf Messungen mit dem Doppelringinfiltrometer und Stechzylinderproben. Ergebnisse aus Flutungen liegen nur für sandgeprägte Anlagen vor (Sand\_1) (rechts).

# Bau

Baulich waren die meisten Anlagen in gutem Zustand. Bei einigen kam es zum Aufwachsen der Böschung im Bankettbereich der Straße, was auf mangelnde Wartung zurückzuführen ist. Bei anderen ist auf Grund des Standortes auf sandigeren Böden die Bewuchsausbildung reduziert. In einem Fall ist die Mulde mangels Wartung mit Büschen und Bäumen in großen Teilen zugewachsen, was bislang die hydraulische Funktion nicht beeinträchtigt aber die Zugänglichkeit und Wartung erschwert.





Abbildung 2:

Zulaufrinne und Muldeneinlaufbereich mit Sedimentablagerungen (links) und durch Ablagerungen zugesetztes Einlaufrohr (rechts).

## **Bodenuntersuchung**

Die stoffliche Belastung fällt dagegen differenziert aus, bei vielen Anlagen liegen die Gehalte der Schwermetalle Cd, Pb, Cu, Zn und PAK unterhalb der Vorsorgewerte der BBodSchV, bei einigen werden diese jedoch deutlich überschritten.

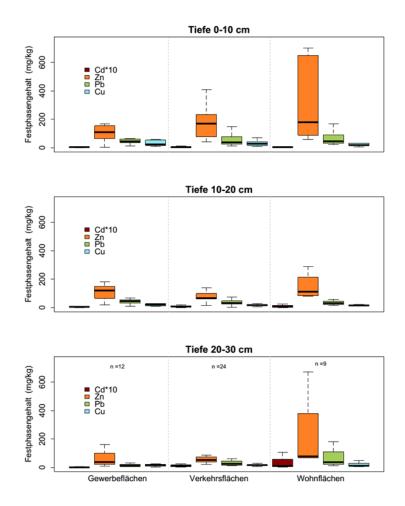


Abbildung 3: Statistische Auswertung (Boxplots) der Metallkonzentrationen im Bodenfeststoff der untersuchten Muldenproben nach Tiefenstufen und Nutzungskategorien.

Zu beobachten war auch, dass die Gehalte in den oberen Bodenzonen am höchsten sind. Dies gilt insbesondere für Zink aus Dachablaufrohren. Die z.Zt. laufenden Sickerwassermessungen sollen Aufschluss über die Verlagerung bringen. Erste Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Konzentration im Sickerwasser unterhalb der Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung liegt.

## Sickerwasserversuche

Im Rahmen von KONVERt werden vier Versickerungsmulden mit Betriebszeiten von über 20 Jahren hinsichtlich ihres Austragsrisikos für Schwermetalle untersucht. Fokus der Untersuchung bildet eine Beprobung von Sickerwasser nach der Passage des belebten Oberbodens, um die mobile Fraktion von Schwermetallen im Muldensubstrat qualitativ abzuschätzen. Um die jahreszeitliche Dynamik der Schwermetallmobilisierung zu berücksichtigen, wird die gesamte Messung über mindestens ein Jahr ausgeführt. Ergänzt wird die Sickerwasserbeprobung mit der Messung von Schwermetallkonzentrationen in Muldenzuläufen. Letzteres soll vor allem zur Abschätzung der

Reinigungsleistung dienen und für eine Modellierungsstudie genutzt werden, um die Auswirkung unterschiedlicher Erneuerungs- und Instandhaltungszyklen theoretisch zu untersuchen.

Insgesamt wurden drei Standorte für die Errichtung der Messstellen ausgewählt. Da der Nutzungstyp im Einzugsgebiet von Versickerungsmulden zu charakteristischen Schadstoffbelastungen im Muldenzulauf führt, erfolgte die Standortauswahl unter Berücksichtigung des Hauptnutzungstyps im Einzugsgebiet. Diese lassen sich grob einteilen in:

- 1) Straßenabläufe
- 2) Abläufe von Flächen mit gewerblicher Nutzung
- 3) Dachabläufe

Für den Hauptnutzungstyp 1) wurde die bereits im F+E Antrag skizzierte Versickerungsmulde in Berlin gewählt. Bei dieser Anlage handelt es sich um ein Mulden-Rigolen-System entlang einer öffentlichen Straße, welches 1998 in Betrieb genommen wurde. Bei den LEIREV-Untersuchungen lagen die Gehalte an Cadmium, Kupfer und Zink über den Vorsorgewerten nach Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999).

Für den Hauptnutzungstyp 2) wurde die Versickerungsmulde eines Getränke-Logistik Unternehmens in NRW ausgesucht. Bei dieser Anlage handelt es sich um ein Mulden-System, welches 1995 errichtet wurde und über welches die Abwässer von der gesamten Rangierfläche infiltriert werden. Bei den LEIREV-Untersuchungen lagen die Gehalte an Blei, Cadmium, Kupfer und Zink über den Vorsorgewerten nach BBodSchV (1999).

Für den Hauptnutzungstyp 3) wurde die Versickerungsmulde einer Kindertagestätte in NRW ausgewählt. Bei dieser Anlage handelt es sich ebenfalls um ein Mulden-Rigolen-System, das 1995 in Betrieb genommen wurde und über welches Dachabläufe versickert werden. Bei den LEIREV-Untersuchungen lagen die Gehalte an Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink über den Vorsorgewerten nach BBodSchV (1999).





Abbildung 4: Einbau der Saugkerzen mit definiertem Winkel. Dadurch wird eine einheitliche Einbautiefe der Saugkerzen bei schrägem Einbau sichergestellt.

Die Ergebnisse aus dem Logistikzentrum in NRW zeigen exemplarisch, dass punktförmige Zuläufe zu hohen Punktbelastung im Zulaufbereich einer Mulde führen. Zudem bildet sich bei großen angeschlossenen Flächen eine hohe Sedimentation in Form von Sedimentkegelbildung und stofflicher Punktbelastung die Folge ist.

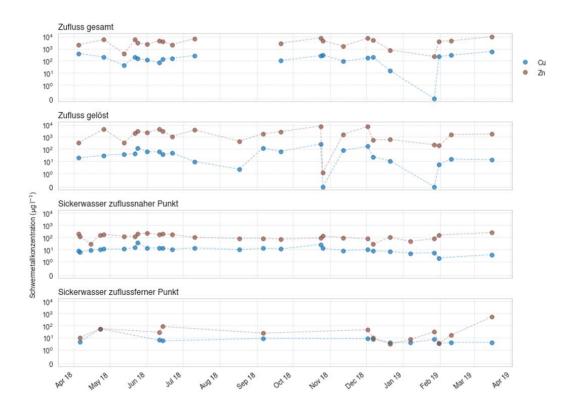


Abbildung 5: Ergebnis der Messung am Standort punkförmiger Zulauf am Logistikzentrum NRW.

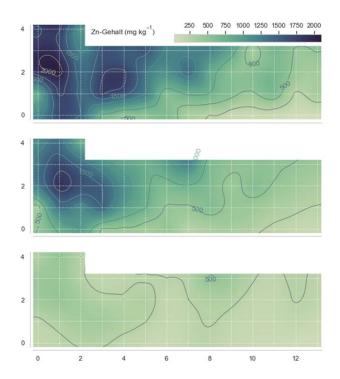


Abbildung 6: Verteilung der Zinkgehalte im Abstand vom Zulaufpunkt über 3 Tiefen.

Die vorhergehende Grafik zeigt die Verteilung der Zinkgehalte in 3 Bodentiefen. Der Zulaufbereich weist die höchsten Belastungen auf. Die Belastungen verringern sich mit der Entfernung. Diese sind in der 2. Bodentiefe noch zu erkennen. In der 3. Bodentiefe sind die Zinkgehalte unabhängig von der

Entfernung auf gleichem Niveau. Daraus kann ein hoher Rückhalt in den oberen Bodenzonen geschlossen werden.

# 3. Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes LEIREV wurde eine umfassende betriebliche, hydraulische und stoffliche Überprüfung von dezentralen Versickerungsmulden mit einer Laufzeit von >10 Jahren durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen Defizite, deren Ursache oftmals in einer nicht ausreichend differenzierten Planung liegen. Die hydraulische Leistungsfähigkeit entspricht nach wie vor den Anforderungen nach DWA A-138. Die stoffliche Belastung fällt dagegen differenziert aus, erhöhte Schadstoffgehalte treten häufig bei punktuellen Einläufen auf; in einigen Fällen sind diese aber auch auf unsachgemäßen Einbau oder fehlenden Abraum vorbelasteter Substrate/Böden zurückzuführen.

Das Projekt KONVERt setzt noch mal den Schwerpunkt auf die Sickerwasseruntersuchungen, um die Frage der Verlagerung der Schadstoffe und den Eintragspfad Grundwasser an 3 Beispielen exemplarisch zu beleuchten. Es zeigt sich dass die Belastungswerte für diesen Pfad gering sind. Die Ergebnisse werden in die aktualisierte Broschüre für Planung, Bau und Betrieb von dezentralen Versickerungsanlagen einfließen.

# 4. Danksagung

Die Projekte LEIREV und KONVERt wurden gefördert und fachlich begleitet durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

#### 5. Literatur

Kluge, B.; Sommer, H., Kaiser, M. et al. (2016). Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Abschlussbericht, 2016

KONVERt 2018, Konzepte für eine nachhaltige Nutzung dezentraler Versickerungsanlagen, gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Zwischenstand 2018 (intern, nicht veröffentlicht)

# Korrespondenz:

Harald Sommer Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Rennbahnallee 109A, 15366 Hoppegartren +49 3342 359516 h.sommer@sieker.de

# Intelligente Steuerung von Retentionsspeichern in Gründächern zur Maximierung der Verdunstung und des Überflutungsschutzes

Harald Sommer<sup>1</sup>, D. Gößner<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Deutschland

<sup>2</sup> Optigrün international AG, Deutschland

Kurzfassung: Gründächer sind mittlerweile ein wichtiges Element der Regenwasserbewirtschaftung im innerstädtischen Raum. Sie bieten neben der Erhöhung der Verdunstung auch eine Verringerung der Temperaturen auf den Dächern. Gleichzeitig kann Niederschlagswasser in den Drainageretentionsspeichern zurückgehalten und gedrosselt abgegeben werden. Bei der hier vorgestellten Steuerung eines Retentionsdaches wird der Speicher wird mit Hilfe einer Niederschlagsvorhersage nur dann vorzeitig um das benötigte Volumen entleert wenn das zu erwartende Niederschlagsereignis das vorhandene Nutzvolumen übersteigt.

Key-Words: Gründächer, Verdunstung, Rückhaltung, Steuerung

#### 1 Anlass

Ziele der Regenwasserbewirtschaftung sind unter anderem die Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushaltes und die Sicherung des Überflutungsschutzes. Retentionsräume in Gründächern, deren Inhalt durch eine kapillare Verbindung zur Substratschicht der Verdunstung zur Verfügung steht, können zu beiden Zielen beitragen (vgl. Cirkel et al. 2018).

Diese Retentionsräume unterliegen, insbesondere im urbanen Raum, der Anforderung des möglichst geringen Platzbedarfs. Soll sowohl die Wiederherstellung des natürlichen Wasserkreislaufs im urbanen Raum durch einen maximalen Wasserrückhalt und damit einer Erhöhung der Verdunstung unterstützt werden und gleichzeitig der größtmögliche Überflutungsschutz mit einem leeren Speicherraum gewährleistet sein, so bedarf es einer optimalen und damit intelligenten Nutzung des Retentionsraumes.

# 2 Umsetzung

Retentionsspeicher aus Kunststoffhohlkörpern mit der Höhe von 8-15 Zentimetern können auf Dachflächen ohne Gefälle, unter Gründächern und Verkehrsflächen auf Tiefgaragen bzw. unterbauten Flächen, zur Regenwasserrückhaltung verwendet werden.

Durch eine intelligente Bewirtschaftung dieser Retentionsräume wird sämtliches fallendes Regenwasser dezentral und dauerhaft zurückgehalten bis das gespeicherte Regenwasser durch die Substrat- und Vegetationsflächen verdunstet oder zum Abfluss gelangt. Es gelangt nur dann zum Abfluss wenn ein zu erwartendes Regenereignis mehr Speichervolumen benötigt als im Retentionsraum zur Verfügung steht. Durch diesen gezielt erzeugten Abfluss wird vor dem Regenereignis das Speichervolumen geschaffen, welches benötigt wird, um das kommende Regenereignis vollständig zurückzuhalten.

Auf herkömmlichen Retentionsdächern wird der Ablauf des Daches mit einem Standrohr blockiert um einen Wasseranstau zu erzeugen. Das Regenwasser kann dabei ab einer zu definierenden Höhe über eine Lochbohrung gedrosselt abfließen. Der Retentionsraum teilt sich dadurch in einen permanenten,

sich nur durch die Verdunstung reduzierenden und einen temporären, über den Abfluss entleerenden, Retentionsspeicherraum auf.

Soll ein hoher Verdunstungsanteil erzielt werden, muss ein möglichst hoher permanenter Wasseranstau erzeugt werden. Soll ein möglichst hoher Überflutungsschutz erzielt werden, ein möglichst geringer. Diese eigentlich konträren Ziele lassen sich nur durch die Verwendung einer intelligenten Steuerung aufheben.



Abbildung 1: Links: Einbau Prototyp in Rotterdam. Rechts: Zeichnung der "Smart Flow Control".

Das verwendete Gerät, die sogenannte Smart Flow Control (s. Abb. 1), umschließt den Dachablauf, indem ein Motor einen Zylinder mit Dichtlippe auf einen eingedichteten Edelstahlring drückt. Der Motor ist mit einer Steuerung verbunden. Die Steuerung übersetzt Befehle des Servers mit Hilfe eines Algorithmus in entsprechende Bewegungen des Motors.

Ein Algorithmus steuert die Bewegung des Motors in Abhängigkeit des verbauten Dachablaufes so, dass eine vom Server vorgegebene Volumenstromstärke eingehalten wird. Die Steuerung kommuniziert via GSM-Verbindung mit einem Server und empfängt von diesem die Steuerbefehle.

Auf dem Server läuft das Programm STORM, welches die Steuerbefehle generiert. Das Programm ermittelt, welche Regenwassermengen den Retentionsspeicher durch die vorhergesagten Regenereignisse erreichen werden. Der Server erhält dazu Daten der Niederschlagsvorhersage 48-72 Stunden im Voraus. Diese werden alle 30-60 Minuten aktualisiert. Hierbei können sowohl Stundendaten als auch hoch aufgelöste Datenreihen in 5-Minuten Schritten verwendet werden.

Für jeden Standort weltweit kann ein Modell der vorhandenen lokalen Situation abgebildet werden. Das Programm ermittelt dabei welche Regenwassermengen durch die vorhergesagten Regenereignisse dem Retentionsspeicher zufließen werden. Diese Prüfung und Berechnung erfolgt nach jeder Rückmeldung vom Steuergerät oder jeder Aktualisierung der Niederschlagsvorhersage.

Unter Berücksichtigung des aktuellen Wasserstandes (gemessen durch einen Wasserstandssensor), wird geprüft ob das vorhandene Retentionsvolumen ausreicht um das kommende Regenereignis zurückzuhalten. Ist dies nicht der Fall sendet der Server einen Befehl zur Entleerung des Retentionsspeichers an das Produkt auf dem Dach. Es wird möglichst nur so viel Retentionsvolumen geschaffen wie notwendig, um das kommende oder laufende Regenereignis zurückzuhalten und

gleichzeitig die maximale mögliche Wassermenge auf dem Dach zurückzuhalten. Dies kann, wenn nicht anders möglich, auch während eines Regenereignisses erfolgen.

Die genannten Prozesse lassen sich via App oder durch Auslesen der Datenbank des Servers beobachten und überprüfen (s. Abb. 2). Die Grundzüge für die Steuerung der Smart Flow Control wurden im Rahmen verschiedener Projekte ("Gesteuerte Kleinspeicher" (2009) und HydroSensorWeb (2010)) gelegt. Sie werden auch in Hochwasserwarnsystemen und diversen Speichersteuerungen im wasserwirtschaftlichen Bereich angewandt.

Durch aufgeführtes Prinzip wird eine optimale Nutzung des vorhandenen Retentionsvolumens erreicht.

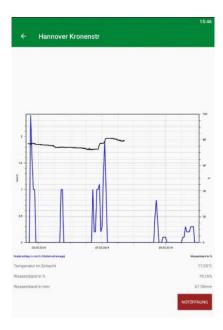


Abbildung 2: Screenshot der Smart Flow Control App, mit Wasserstand (schwarz) und Niederschlag inkl. Niederschlagsvorhersage (blau).

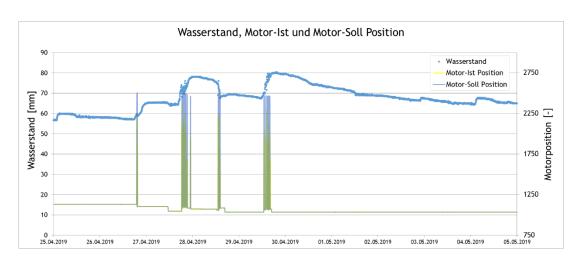


Abbildung 3: Wasserstand, Motor-Ist und Motor-Soll Position der Smart Flow Control in Hannover.

In Abb. 3 sind der Wasserstand, die Motor Soll-Position und die Motor Ist-Position ersichtlich. Ein Motorpositionswert von in diesem Fall > 1200 entspricht einer Öffnungsbewegung des Motors. Zu

erkennen ist, dass Soll und Ist Werte zeitlich direkt übereinander liegen. Folglich resultierte jeder Steuerbefehl auch in eine entsprechende Bewegung des Motors. Die Öffnungsbewegungen des Motors stimmen des Weiteren mit dem verzeichneten Absinken des Wasserstandes überein.

Zwischen dem 28.04.2019 und dem 30.04.2019 wurde der Wasserstand des gefüllten Retentionsspeichers (80 mm) auf Basis eines vorhergesagten Niederschlagsereignisses auf ca. 70 mm reduziert. Im Anschluss wurde der Retentionsspeicher durch das eintreffende Niederschlagsereignis wieder auf 80 mm gefüllt. Folglich wurde der Wasserstand im Retentionsspeicher genau soweit reduziert, um das folgende Niederschlagsereignis vollständig zurückzuhalten. Die maximal mögliche Regenwassermenge verblieb im Retentionsspeicher und steht mittels kapillarer Verbindung zum Substrat der Verdunstung zur Verfügung.

Zur Gewährleistung der Funktionsfähigkeit bei Außentemperaturen unter dem Gefrierpunkt, ist im inneren Zylinder der Maschine (welcher den Dachablauf verschließt) ein Heizband mit dynamischem Wiederstand verbaut. Mit Hilfe des Heizbandes wird der Drosselring als auch die Luft im Schacht auf eine zu bestimmende Temperatur über den Gefrierpunkt erwärmt. Dementsprechend bleibt das Regenwasser, welches sich direkt unterhalb des Schachtes befindet, eisfrei.

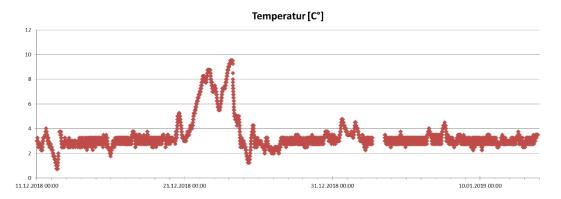


Abbildung 4: Temperaturverlauf im Winter im Schachtinneren der Smart Flow Control.

Liegt die Temperatur bei welcher das Heizband aktiviert wird bei 3°C so ergibt sich z.B. der in Abb. 4 aufgeführter Temperaturverlauf im Schacht. Der Temperaturgraph pendelt zwischen Temperaturen knapp unter und knapp über 3°C. Entsprechend ist in Abb. 5 ein eisfreies Schachtinnere ersichtlich.



Abbildung 5: Smart Flow Control Schacht im Winter bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt.

Das Gesamtsystem wird durch den Hersteller ausschließlich vermietet. Die Aufgabe des Vermieters ist dabei die Sicherstellung der Funktionsfähigkeit. Zur Erfüllung dieser Aufgabe ist das System Smart Flow

Control (mechanische Einheit und Server) selbstüberwachend gestaltet. Die Software der Smart Flow Control sendet in Abhängigkeit der inneren Zustände über die Mobilfunkeinheit Status Codes an den Server. Auf dem Server werden die Daten in einer Datenbank abgelegt. Die Analyse der übermittelten Codes kann präventiv, zur Fehlervermeidung, als auch zur Fehleranalyse genutzt werden.

Empfängt der Server Codes welche von präventivem Interesse sind, so wird automatisiert eine E-Mail an den Hersteller bzw. an die für die Funktionsüberwachung verantwortliche Person versandt.

Empfängt der Server für mehr als eine Stunde kein Signal mehr von der Smart Flow Control oder ist die Wasserhöhe in der Wasser-Retentionsbox höher als durch die Steuerung auf dem Server bestimmt und findet dabei kein Ablaufvorgang statt (überprüfbar durch die übermittelte Motor-Ist Position) so wird eine Dringlichkeitsmail an den Hersteller bzw. an die für die Funktionsüberwachung verantwortliche Person versandt, damit der Fehler schnellstmöglich behoben werden kann.

Tritt neben den o.g. Bedingungen zusätzlich der Fall ein, dass ein Regenereignis gemeldet ist, welches die Speicherkapazitäten der Wasser-Retentionsbox überschreitet so beginnt bei Versand der Dringlichkeitsmeldung ein Reaktionszeitraum von maximal 12 Stunden. Innerhalb dieser Zeit kann der Verantwortliche den Fehler beheben oder die Automatik außer Kraft setzen, welche nach Beendigung des Reaktionszeitraums eine automatische Mail an den Verantwortlichen vor Ort versendet (Gebäudeeigentümer, Gebäudeverwalter, o.ä.) mit der Information, dass aufgrund eines Funktionsfehlers eine manuelle Öffnung der Smart Flow Control empfohlen wird, da bei dem kommenden Regenereignis der Fall eintreten kann, dass die Notüberläufe des Gebäudes in Anspruch genommen werden.

Die dargestellten Maßnahmen dienen dazu die Funktionsfähigkeit sicherzustellen und bei Auftreten eines Fehlers diesen schnellstmöglich zu beheben oder/und die Fehlerauswirkungen zu minimieren. Bis dato kam es im Regelbetrieb noch zu keinem der o.g. Fälle.

## 3 Fazit und Ausblick

Die Steuerung ist in 2 Gründächern seit über 1 Jahr im Einsatz und hat sich unter realen Bedingungen bewährt. In dieser Zeit konnten "Kinderkrankheiten" identifiziert und ausgeräumt werden. Durch die intelligente Steuerung von Retentionsspeichern können in der Praxis mehrere Dächer, bspw. eines Stadtquartiers, mit intelligent gesteuerten grünen Retentionsdächern ausgestattet werden. So kann dies wesentlich zur Erhöhung der Verdunstung, als Teil der Wiederherstellung der natürlichen Wasserbilanz und zum Überflutungsschutz des Gebietes beitragen (vgl. Cirkel et al. 2018). Ebenso besteht die Möglichkeit die beschriebene dezentrale Drainagesteuerung innerhalb der Dachbegrünung in das urbane Entwässerungssystem zu integrieren und mit anderen wasserwirtschaftlichen Systemen im urbanen Raum zu vernetzen.

# 4 Literatur

Cirkel, D., Voortman, B., ven Veen, T., & Bartholomeus, R. (September 2018). Evaporation from (Blue-Green Roofs: Assessing the Benefits of a Storage and Capillary Irrigation System Based on Measurements and Modeling. water, S. 1-21.

Gesteuerte Kleinspeicher (2009). Gefördert von der Investitionsbank Land Brandenburg

STORM, HydroSensorWeb (2010), Integriertes vorhersagegesteuertes Speicher Management und Hochwasserwarnsystem in urbanen Gebieten und kleinen Gewässereinzugsgebieten, gefördert im Rahmen des INNOWATT-Programms

Programm zur hydrologischen Modellierung, Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 2019

Regenwasser weiterdenken – Bemessen trifft Gestalte 9.-10. September 2019, Rigi Kaltbad Tagungsband Aqua Urbanica 2019
Copyright © 2019, HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Schweiz

# Korrespondenz:

Harald Sommer Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Rennbahnallee 109A, 15366 Hoppegartren +49 3342 359516 h.sommer@sieker.de

# Behandlung von Regenwasserabläufen am Beispiel des Neubaus der Straßentangente "Zug-Baar", einer Gemeindestraße der Stadt Zug

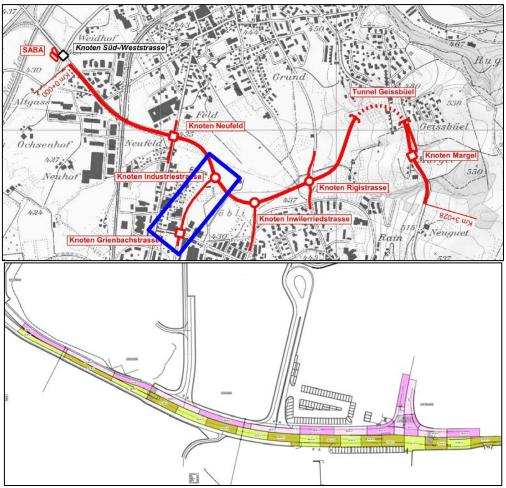
Dipl. Bauing. HTL / Wirtschaftsing. Ivo Berlinger Projektleiter Tief- / Strassenbau, Baudepartment Stadt Zug CH-6301 Zug, Schweiz

**Kurzfassung:** In diesem Best Practice Bericht wird eine hocheffektive und gleichermaßen praxisgerechte Lösung zur Behandlung der Regenwasserabläufe am Beispiel einer 500 m langen, neu anzulegenden Tangente als Gemeindestraße der Stadt Zug beschrieben.

**Key-Words:** Regenwasserablauf, Straßenablauf, Mikroplastik, belastete Abwässer, Feinstaub

# 1 Projektumgebung

Bei dem Neubauprojekt handelt es sich um eine Industriestraße mit Nord-Süd-Verlauf als Straßentangente zur Verbindung Zug - Baar.



Die gesamte zu entwässernde Fläche hat bei einer Länge von 500 m einen Umfang von ca. 5.000 qm

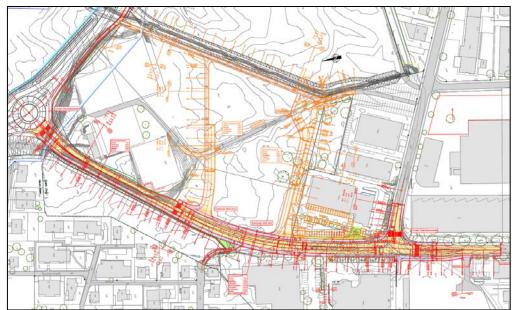
# 2. konkrete Aufgabenstellung bzgl. der Behandlung der zu erwartenden Regenwasserabläufe

Im Rahmen aktueller Planungen von Straßenbaumaßnahmen jeglicher Art muss heute auch dem äußerst präsenten Thema der Belastung durch Feinstaub- und Mikrokunststoffpartikeln sowie durch deren organische und anorganische Schadstoffanhaftungen Rechnung getragen werden.

Insgesamt waren folgende Anforderungen durch ein in Frage kommendes System zu erfüllt:

- Sedimentation
- Ölabscheidung
- Schwermetall-Adsorption
- Rückhalt von Mikroplastik und dessen hochbelasteter Anhaftungen
- Leichter Einbau in neue Schachtbauwerke
- Leichte Nachrüstungsmöglichkeit für bestehende Schachtbauwerke
- Leichte und kostengünstige Wartung
- Hohe Wirtschaftlichkeit

# 3. örtliche Gegebenheiten und weitere Vorgaben als Rahmenbedingungen

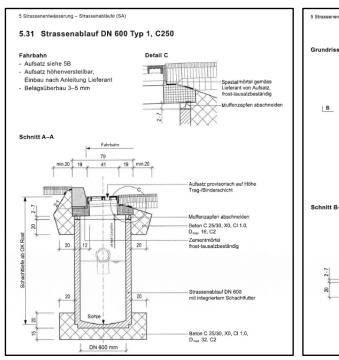


- regelmäßige Niederschläge bzw. Regenspende für die gesamte abzuleitende Fläche
- ggf. zu erwartende Starkregenereignisse auf der abzuleitenden Fläche
- örtliche Besonderheiten und Probleme
- Behördliche Vorgaben der Stadt Zug
- Besondere planerische Herausforderungen
- etc.

Klasse	Beschreibung	Detail	Zulässige Produkte (oder gleichwertig)				
			Erzenberg Von Ro		BGS	ACO	
C250	Typ1 Aufsatz höhenverstellbar, Strassenablauf: - Art. Nr. 14.321.601451 (Tschümperlin) - Art. Nr. 128459 (Creabeton)	5.31	7196/7-140 7196/7-020FR	2933-015-10 2947-005-10	N690S50 N610S50	6D52.44.35 6C52.44.64	
	Typ 2 Aufsatz höhenverstellbar, Strassenablauf: - Art. Nr. 14.321.601451 (Tschümperlin) - Art. Nr. 128459 (Creabeton)	5.32	7196/8-140 7196/8-020FR	2933-016-10 2947-006-10	N690S60 N610S60	6D52.45.35 6C52.45.64	
	Typ 3 Aufsatz höhenverstellbar, Strassenablauf: - Art. Nr. 14.321.601451 (Tschümperlin) - Art. Nr. 128459 (Creabeton)	5.33	7196/7-040	2933-005-10	N680S50	6D52.44.33	
	Typ 4 (Nische) Aufsatz höhenverstellbar, Strassenablauf: - Art. Nr. 14.321.601451 (Tschümperlin) - Art. Nr. 128459 (Creabeton)	5.34	7196/7-140	2933-015-10	N690S50	6D52.44.35	
	Typ 5 Aufsatz höhenverstellbar, Ablauf: - Art. Nr. 14.358.600050 (Tschümperlin) - Art. Nr. 107919 (Creabeton)	5.35	7196/7-140 7196/7-020FR 7196/8-140 7196/8-020FR 7196/7-040	2933-015-10 2947-005-10 2933-016-10 2947-006-10 2933-005-10	N690S50 N610S50 N690S60 N610S60 N680S50	6D52.44.35 6C52.44.64 6D52.45.35 6C52.45.64 6D52.44.33	
	Typ 6 (Grünstreifen) Aufsatz nicht höhenverstellbar	5.36	7520N	2813/2905	630-60	3C60.12.13 3C60.18.13	

Die behördlichen Vorgaben der Stadt Zug erlauben ausschließlich den Einsatz von Straßenabläufen bestimmter Hersteller.

Außerdem sind die Ausführungsbestimmungen der Stadt Zug zu beachten.



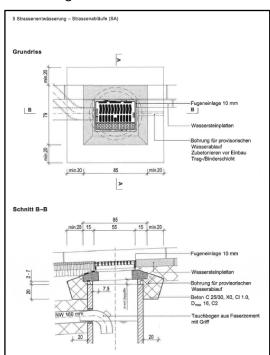
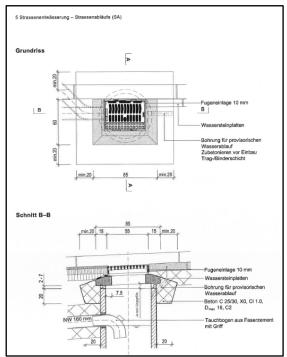


Abbildung: Straßenablauf DN 600, Typ 1, C250 oder D400



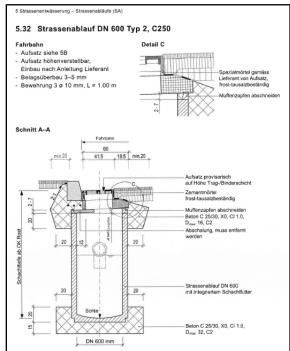


Abbildung: Straßenablauf DN 600, Typ 2, C250 oder D400

# 4. Die Lösung

Als optimale Lösung, die alle gestellten Anforderungen dauerhaft erfüllen kann, qualifizierte sich folgende Kombination:

- Straßenablauf DN 600, Typ 1, C250 (Normal 5.31)
- Filtereinsatzkartusche "ENREGIS/Vivo® CRC<sup>Sorp</sup>"
- Straßenrost Klasse D400 Typ BGS NIVO

Insgesamt wurden 37 dieser Systemeinheiten auf der 500 m Gesamtlänge des Bauabschnittes installiert.

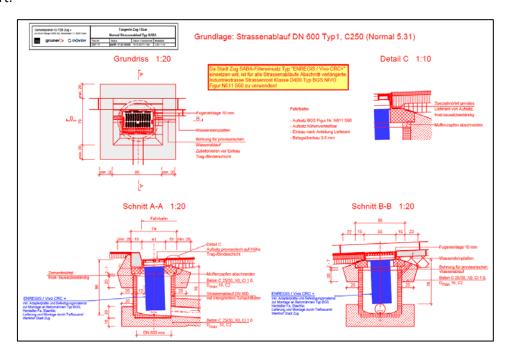








Abbildung: Straßenablauf DN 600, Typ 1, C250 (links), Adapterplatte Fa. Staerkle (Mitte) und Filtereinsatzkartusche ENREGIS/Vivo® CRC<sup>Sorp</sup> (rechts).



Abbildung: Straßenrost Klasse D400 Typ BGS NIVO.

Das zentrale Element des Systems bildet die Filtereinsatzkartusche "ENREGIS/Vivo® CRCSorp"

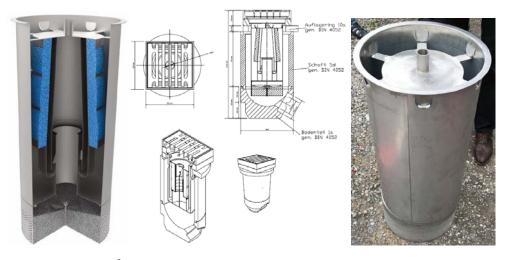


Abbildung: ENREGIS/Vivo® CRCSorp im Schnittmodell, eingesetzt im Schacht und als einbaufertiges Exponat

Das abfließende Oberflächenwasser durchströmt die dreistufige Behandlungsanlage inklusive Sedimentationsraum, Koaleszenzleichtflüssigkeitsabscheider sowie einer substratbasierten Schwermetalladsorptionsstufe.









Das komfortabel zu wartende Kartuschensystem hält nachweislich auch die im Straßenverkehr anfallenden Mikroplastik-Partikel zurück und das Filtersubstrat adsorbiert sogar dessen hochtoxische Anhaftungen.

### 5. Die Umsetzung







Abbildung:

die Straßentangente Zug – Baar in der Bauphase.

### Korrespondenz:

Roland Staerkle Bahnhofstraße 10 CH-6300 Zug

Tel: +41 41 544 64 44

E-Mail: roland.staerkle@staerkleag.ch

# Dynamische Abwasserbewirtschaftung am Beispiel Zweckverband ARA Meilen-Herrliberg-Uetikon am See

C. Töngi<sup>1</sup>, J. Eppler<sup>2</sup>, G. A. Levy<sup>1</sup>, M. Brögli<sup>1</sup>

<sup>1</sup> HOLINGER AG, Im Hölderli 26, 8405 Winterthur, Schweiz

<sup>2</sup> AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Kanton Zürich, Stampfenbachstrasse 14, 8090

Zürich, Schweiz

**Kurzfassung:** Am Beispiel der ARA Rorguet in Meilen ZH wird das Vorgehen zur Implementierung einer Dynamischen Abwasserbewirtschaftung beschrieben. Im Einzugsgebiet der ARA Rorguet befinden sich 15 Regenüberlaufbecken mit insgesamt 6'000 m³ Speichervolumen. Das Abbilden der geplanten Abflusssteuerung im konzeptionellen Modell zeigt, dass mit einer Kanalnetzbewirtschaftung die ins Gewässer entlastete Ammoniumfracht aus dem Kanalnetz von rund 600 kg NH<sub>4</sub>-N pro Jahr um 20 % reduziert werden kann. Im Vergleich dazu belastet der Ablauf der ARA die Gewässer jährlich mit etwa 360 kg NH<sub>4</sub>-N.

**Key-Words:** Dynamische Abwasserbewirtschaftung, Abfluss-Steuerung, Instrumentierung, Gewässerschutz, Kanalnetzbewirtschaftung, Regenüberlaufbecken, Entwässerungssystem

### 1 Ausgangslage

Die übergeordneten Ziele der Dynamischen Abwasserbewirtschaftung sind bestmöglicher Gewässerschutz unter optimaler Ausnutzung der bestehenden Infrastruktur im Kanalisationsnetz und auf der Abwasserreinigungsanlage (ARA).

Mit einem verhältnismässig geringen Aufwand kann durch eine Dynamische Abwasserbewirtschaftung verborgenes Potenzial zur Reduktion der Entlastungsfrachten in die Gewässer ausgeschöpft werden. Am konkreten Beispiel der ARA Rorguet in Meilen (52'500 EWG) wird das Vorgehen zur Einführung einer Kanalnetzbewirtschaftung aufgezeigt und die resultierenden Verbesserungen im Gewässerschutz bezüglich Emissionen und Immissionen quantifiziert. Mit seiner Lage am Zürichsee und mehreren kleinen Einleitgewässern, mit 17 Regenüberlaufbecken (5 mit Pumpwerken, 14 mit Datenübertragung ans Prozessleitsystem (PLS) der ARA, siehe Abbildung 1), einem Speichervolumen von insgesamt 6'000 m³ und einem mittleren, spezifischen Speichervolumen von rund 50 m³/ha<sub>red</sub> ist das Einzugsgebiet der ARA Rorguet prädestiniert für eine Dynamische Abwasserbewirtschaftung (DWA, 2005).

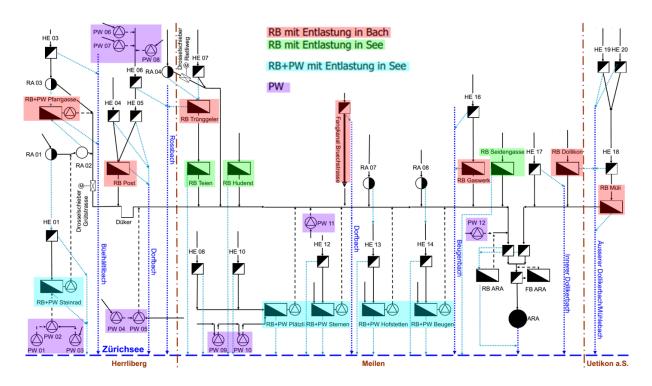


Abbildung 1: Schema des Abwassersystems im Einzugsgebiet der ARA Rorguet in Meilen, Kanton Zürich.

### 2 Konzept der Kanalnetzbewirtschaftung

Die Implementierung der Dynamischen Abwasserbewirtschaftung auf der ARA Rorguet erfolgte in folgenden Schritten:

### 2.1 Instrumentierung der Aussenwerke und Anbindung ans Prozessleitsystem der ARA

Mit der Instrumentierung wird der Grundstein gelegt für das Anstossen einer Dynamischen Abwasserbewirtschaftung. Abbildung 2 zeigt das von HOLINGER AG dazu erarbeitete Ablaufschema als Schwungrad mit den wichtigsten Schritten.

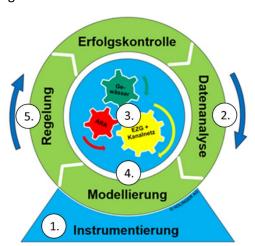


Abbildung 2: Schwungrad mit den wichtigsten Schritten zum Antrieb einer Dynamischen Abwasserbewirtschaftung.

Die Installation von Messungen und speicherprogrammierbaren Steuerungen (SPS) in den Regenüberlaufbecken im Einzugsgebiet (Aussenwerke) erlauben in Kombination mit einer geeigneten

Datenübertragung die Steuerung der Aussenwerke vom PLS der ARA aus. Bei der Ausarbeitung des Steuerungskonzeptes für die ARA Rorguet zeigte sich die Bedeutung einer zusätzlichen Messung im ARA-Zulauf, welche daraufhin installiert wurde.

### 2.2 Detaillierte Analyse von Daten aus dem Prozessleitsystem

Die Funktionsweise sämtlicher Regenüberlaufbecken mit bestehender Kommunikation zur ARA wurde auf Basis der ans PLS übertragenen Messdaten überprüft. Im aktuellen Zustand wurden durch zu hohe Weiterleitmengen aus den Aussenwerken die Speichervolumina auf der ARA übermässig stark genutzt. Die unkoordinierte Entleerung der Regenüberlaufbecken im Netz und wenig sinnvolle, ungleichmässige Befüllung der vorhandenen Speichervolumina zeigten Handlungsbedarf und wiesen auf das Potenzial einer Kanalnetzbewirtschaftung hin.

### 2.3 Ermitteln der Rahmenbedingungen im Gesamtsystem (ARA-Netz-Gewässer) und Zielsetzung

Die Implementierung einer Kanalnetzbewirtschaftung mit Abflusssteuerung bedingt detaillierte Kenntnisse über alle Komponenten des Gesamtsystems. Dazu gehören neben den baulichen Verhältnissen der Regenüberlaufbecken auch deren maschinelle Ausrüstung, Instrumentierung und Steuerung sowie Angaben zu den vorhandenen Abflusskapazitäten/Engpässen im Kanalisationsnetz und Kenntnisse über die Sensitivität der Einleitgewässer (wie mittlere Abflussmengen, Gewässerzustand, ökologischer Wert). Die unterschiedliche Sensitivität der Vorfluter kann durch eine Gewichtung der entlasteten Stofffrachten in der Gesamtbewertung berücksichtigt werden.

Der Biofilter in der ARA Rorguet ermöglicht, den Abwasserzufluss der ARA Rorguet schnell bis aufs Maximum von 450 l/s hoch zu fahren und ist bezüglich seiner maximalen Kapazität unter anderem durch die vorhandene Pumpenleistung limitiert. Das Gesamtsystem weist ein Verhältnis von maximaler ARA-Kapazität zu mittlerem Trockenwetterabfluss (120 l/s) von etwa 3.7 auf. Aus diesem Grund beschränkt sich die Dynamisierung der Abwasserbewirtschaftung im Beispiel ARA Rorguet zur Zeit auf die betriebliche Optimierung der Abwasserflüsse im Netz bis und mit Regenüberlaufbecken auf der ARA.

Die Ziele der Kanalnetzbewirtschaftung in Meilen sind:

- die Einhaltung gesetzlicher Grenzwerte,
- eine minimale gewichtete Gesamtentlastungsfracht, bei der Entlastungen bevorzugt in weniger sensitive Gewässer wie den Zürichsee erfolgen,
- ein sinnvoller Energieeinsatz im Betrieb der Pumpwerke,
- das Verhindern von Entlastungen im Unterlauf während Beckenentleerungen und die Minimierung der Entleerungszeiten,
- die Ausschöpfung der Abflusskapazität der ARA während und nach Regenereignissen sowie
- die maximale Ausnutzung der vorhandenen Speichervolumina.

Von Seiten AWEL wurde für den vorliegenden Fall als Bedingung formuliert, dass bei den Aussenwerken die minimale Weiterleitmenge von 1.25 \*  $Q_{TWA}$  immer einzuhalten sei. Der Sicherheitsfaktor von 1.25 soll lokal unterschiedlichem Anfall von verschmutztem und nicht verschmutztem Abwasser Rechnung tragen. Der Einstau von Regenbecken bei Trockenwetter in deren Einzugsgebiet ist zu verhindern und zu überwachen.

### 2.4 Modellaufbau und Kalibrierung anhand von Messdaten

Zur Ermittlung der Entlastungsfrachten und Optimierung des Gesamtsystems wurde in CityDrain II ein konzeptionelles Simulationsmodell aufgebaut. Darin wurde das Gesamtsystem anhand der Daten aus dem Generellen Entwässerungsplan des Verbandes (VGEP) sowie die aktuellen Vorortsteuerungen

abgebildet und auf die vorhandenen Messdaten von Abfluss und Beckenniveaus im Netz kalibriert (Abbildung 3). Zur Kalibration der Frachtberechnung wurden Abflusskonzentrationen im ARA Zulauf mit Messwerten verglichen.

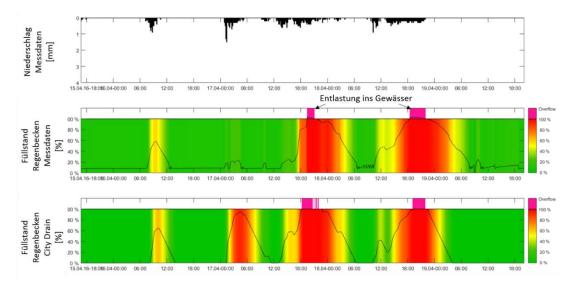


Abbildung 3: Vergleich der Beckenbefüllung im Modell mit Messdaten aus dem RB Pfarrgasse (mit Pumpwerk).

Das Modell erlaubt, die flexible Steuerung der Regenüberlaufbecken inklusive Pumpwerken und bildet alle Einzugsgebiete der Aussenwerke und Regenüberläufe ab. Für eine realitätsnahe Steuerung der Beckenentleerung muss das Modell zwingend nicht nur die Abflussspitzen sondern auch den zeitlich verzögerten Abfluss aus den Einzugsgebieten gut abbilden.

Die Langzeitsimulation des Mischabwassernetzes mit Niederschlagsdaten von 8 Jahren erlaubt eine statistische Aussage zu allen Entlastungen aus dem Mischwassersystem in die Gewässer.

### 2.5 Erarbeitung sinnvoller Regeln für die Steuerung des Gesamtsystems

Die Regeln der Kanalnetzbewirtschaftung in Meilen steuern sowohl die Befüllung als auch die Entleerung der vorhandenen Speichervolumina. Dabei wechseln alle Bauwerke individuell zwischen Trockenwetter-, Regenwetter- und Entleerungs-Modus. Die Bedingungen für die Wechsel zwischen den einzelnen Modi sind sinnvoll zu definieren. Im Gegensatz zu selbstadaptiven Systemen (Garbani Marcantini et. al. 2016) wurde im vorliegenden Praxisbeispiel zur Ermittlung der optimalen Weiterleitmengen auf detaillierte Ortskenntnisse vom Gesamtsystem durch Messdaten, Expertenwissen und simulierte Entlastungsmengen gesetzt.

Die Abflusssteuerung optimiert während eines Niederschlagsereignisses die Befüllung der vorhandenen Speichervolumen durch Variation der Weiterleitmengen jedes einzelnen Bauwerks in einem Bereich zwischen minimaler (Qab,min) und maximaler Weiterleitmenge (Qab,max).

Da 13 der 15 Aussenwerke direkt an den Hauptsammelkanal zur ARA angeschlossen und somit den beiden Regenüberlaufbecken auf der ARA Rorguet vorgelagert sind, erfolgt die Steuerung dieser Bauwerke anhand des lokalen Füllstands und des Füllstandes der Becken auf der ARA. Für die übrigen Bauwerke sind zusätzliche Bedingungen notwendig.

Aufgrund relativ langer Fliesswege im Einzugsgebiet der ARA setzt die Drosselung der Abflussmengen je nach Distanz zu unterschiedlichen Zeiten ein. Damit kann einer übermässigen Belastung des ARA-Zulaufs durch die entferntesten Regenüberlaufbecken entgegen gewirkt werden.

Während Entlastungsereignissen auf der ARA wird die Belastung des Kanalisationssystems reduziert, indem Regenüberlaufbecken, welche wie die ARA auch in den Zürichsee entlasten, die Weiterleitmengen stärker drosseln und somit mehr lokale Entlastungen generieren. Dadurch kann gleichzeitig Pumpenergie eingespart werden.

Nach dem Ereignis sorgt die Steuerung für eine geordnete Entleerung der Regenüberlaufbecken. Im Hauptsammelkanal vor der ARA können bei rückläufigem ARA-Zulauf relevante Speichervolumen aktiviert werden, die zur effizienten Entleerung der Aussenwerke bewirtschaftet werden. So können mehrere Regenüberlaufbecken gleichzeitig entleert und der ARA-Zulauf lange auf dem Maximum gehalten werden.

Als nächste Schritte folgen die Programmierung und Implementierung der Steuerung ins Prozessleitsystem der ARA, die Inbetriebnahme der Kanalnetzbewirtschaftung und die Justierung und Erfolgskontrolle durch Auswertung von Messdaten aus dem laufenden Betrieb.

### 3 Resultate der Langzeitsimulation

Durch die Implementierung der Regeln der Kanalnetzbewirtschaftung ins Berechnungsmodell in City Drain II konnten die Entlastungsmengen und -frachten für alle Einleitstellen quantifiziert werden. Die Variante der Kanalnetzbewirtschaftung "Verbundsteuerung" wurde mit drei Varianten mit statischen Einstellungen der Weiterleitmengen (VGEP, Statisch optimiert, Reduziert) verglichen.

Die Variante "Reduziert" verringert die statischen Weiterleitmengen zur ARA auf ein Minimum und generiert dadurch zwar eine geringere Gesamtentlastungsmenge, aber zusätzliche unerwünschte Entlastungen in sensitive Gewässer aus dem oberliegenden Kanalisationsnetz.

Mit der Variante "Verbundsteuerung" werden Entlastungsfrachten von sensiblen Fliessgewässern in den Zürichsee verlagert (Abbildung 5, links) und die Gesamtentlastungsfrachten reduziert. Durch die Kanalnetzbewirtschaftung kann die aus dem Kanalnetz entlastete Gesamtjahresfracht an Ammonium von 610 kg NH<sub>4</sub>-N pro Jahr mit den im VGEP bewilligten statischen Einstellungen um rund 20% auf 480 kg NH<sub>4</sub>-N reduziert werden (Abbildung 4). Im Vergleich dazu belastet der Ablauf der ARA die Gewässer jährlich mit etwa 360 kg NH<sub>4</sub>-N und macht somit im jetzigen Zustand 37 % der Fracht aus dem Gesamtsystem aus. Die restlichen 63% stammen von Entlastungen (Regenüberläufen und Regenüberlaufbecken) aus dem Kanalisationsnetz im Einzugsgebiet der ARA Rorguet.

Die bessere Ausnutzung der bestehenden Infrastruktur zeigt sich auch im Anteil des gefüllten Speichervolumens im Gesamtsystem, während Entlastungen von den Regenüberlaufbecken auf der ARA stattfinden. Dieser wird von 63% in der Variante VGEP auf 84% im System mit Verbundsteuerung erhöht. Die Gesamtentlastungsfracht mit der Steuerung liegt nur 10 % höher als bei einer theoretischen Beckenausnutzung von 100%, welche mit einem Zentralbeckenansatz ohne jegliche Restriktionen berechnet wurde.

Beim Vergleich der Resultate zur Verbundsteuerung mit den Orientierungswerten der neuen VSA-Richtlinie "Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter" (VSA, 2019) zeigt sich, dass die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen in den Mindestanforderungen für Entlastungen von maximal 2% des gesamten im Mischabwasser enthaltenen Ammonium-Stickstoffs bei allen Einleitstellen gut eingehalten werden können. Beim Vergleich dieser Anteile (aus Becken entlastete Frachten / gesamte

Zulauffracht zum Regenüberlaufbecken) für die Varianten "VEGP" und "Verbundsteuerung" zeigt sich die Verlagerung der Entlastungsfrachten von den Bächen zum Zürichsee deutlich. Das Verhältnis Entlastungsfracht zu Zulauffracht reduziert sich bei Regenbecken mit Bächen als Vorfluter von durchschnittlich 0.60 % auf 0.24 % während jenes der in den See entlastenden Regenüberlaufbecken von 0.15 % auf 0.58 % steigt.

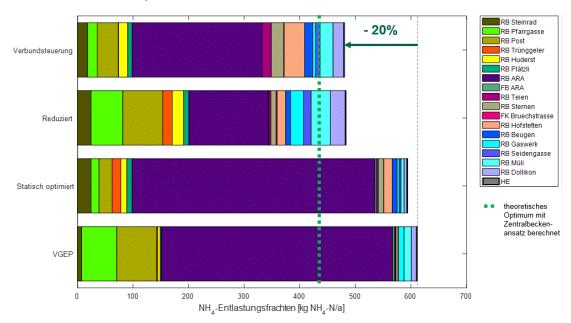


Abbildung 4: Entlastungsfrachten Ammonium (NH4-N) aller Regenbecken im Variantenvergleich mit theoretischem Optimum gemäss Zentralbeckenansatz.

Die strengeren Orientierungswerte (VSA, 2019) für die gewässerspezifischen Entlastungsfrachten (Jahresfracht [kg NH<sub>4</sub>-N/a] / mittlerer jährlicher Abfluss MQ [m³/s] = 500 – 1000 [kg NH<sub>4</sub>-N/a]/[m³/s]) werden nur beim kleinen Büehlhältlibach (MQ= 6 l/s) deutlich überschritten. Die Überschreitung für den Dorfbach (Herrliberg) ist nicht relevant, da in der Zwischenzeit die Aufhebung dessen Status als öffentliches Gewässer eingeleitet wurde und der kurze Bach nur noch als Entwässerungsgraben gilt. Die Umrechnung dieser Entlastungsfrachten in jahresgemittelte Ammoniumkonzentrationen ergibt bei allen Bächen ausser beim Büehlhältlibach und Dorfbach (Herrliberg) Werte deutlich unter 0.2 mg/l (Abbildung 5, rechts) und damit im grünen bzw. teilweise im blauen Bereich entsprechend dem Modul-Stufen-Konzept des BAFU (BAFU, 2010). Die Beurteilungswerte des Modul-Stufen-Konzeptes wurden in diesem Praxisbeispiel als Orientierungswerte für die gewässerspezifischen Entlastungsfrachten verwendet. Weitere Eintragswege im Einzugsgebiet der Fliessgewässer wurden bei der vorliegenden Betrachtung nicht näher untersucht.

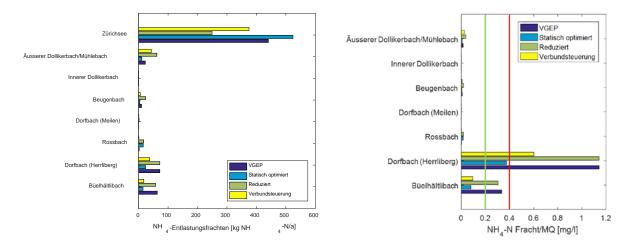


Abbildung 5: Gesamtentlastungsfracht Ammonium je Einleitgewässer für alle vier Varianten (links) Jahresgemittelte Ammoniumbelastung in Bächen (rote Linie mit 0.4 mg NH<sub>4</sub>-N/l Grenzwert gemäss GSchV bei T< 10°C) (rechts).

Allen Modellresultaten unterliegen, wie auch den Messdaten, Unsicherheiten u.a. durch Modellannahmen wie die homogene Beregnung oder die Verwendung von GEP-Werten auch zu Fremdwassermengen.

Der Variantenvergleich "VGEP" und "Verbundsteuerung" (Abbildung 4) zeigt eine Reduktion der Gesamtentlastungsfracht an Ammonium-Stickstoff aus dem Kanalnetz von 130 kg NH<sub>4</sub>-N/Jahr, was rund 36% der grob abgeschätzten Gesamtablauffracht im Auslauf der ARA (ca. 360 kg NH<sub>4</sub>-N/Jahr) entspricht. Dies unterstreicht die Relevanz der Entlastungsfrachten aus dem Kanalisationsnetz im Vergleich zu den Belastungen durch die Einleitungen aus der ARA.

### 4 Implementierung der Kanalnetzbewirtschaftung

Nach der Bewilligung des Steuerungskonzepts durch das AWEL wurde ein detaillierter Funktionsbeschrieb für die Regeln im Gesamtsystem und pro Aussenbauwerk erarbeitet. Die Inbetriebsetzung der neuen Regeln erfolgt Mitte 2019. Danach muss das Zusammenspiel der Steuerungen der Aussenwerke und der ARA im ersten Jahr einer laufenden Betriebskontrolle unterzogen werden.

### 5 Ausblick

Die Abwasserinfrastruktur jedes ARA-Einzugsgebietes ist einmalig und bedarf der genauen Analyse unter Einbezug der Gewässer. Mit der Ausrüstung der Aussenwerke mit Messinstrumenten wird die Datengrundlage geschaffen, welche eine detaillierte und zeitnahe Beurteilung des Betriebszustandes des Entwässerungssystems und der ARA ermöglicht.

Das Beispiel der ARA Rorguet verdeutlicht, dass mit der Einführung der Dynamischen Abwasserbewirtschaftung moderner Gewässerschutz betrieben werden kann, basierend auf einer Betriebsoptimierung des Gesamtsystems. Dazu sind umfangreiche Informationen über die einzelnen Komponenten des Gesamtsystems Kanalnetz – ARA – Gewässer erforderlich.

Im Betrieb einer Kanalnetzbewirtschaftung sind ein sachgerechter Unterhalt, Störungsmeldungen, zeitnahe Störungsbehebung und regelmässige Kontrollen zum Erhalt der Funktion des Gesamtsystems notwendig.

Eine Herausforderung wird auch künftig die Beurteilung und Optimierung einer bestehenden Abflusssteuerung im Betrieb darstellen. Die natürliche Regenvariabilität erfordert allenfalls den Einbezug längerer Zeitreihen für Aussagen bezüglich Optimierungspotential für statistische Grössen wie mittlere Jahresentlastungsfrachten.

#### 6 Literatur

- DWA (2005): Merkblatt DWA-M 180, Handlungsrahmen zur Planung der Abflusssteuerung in Kanalnetzen.
- VSA (2019): VSA-Richtlinie Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter: Basismodul.
- DWA Landesverband Baden-Würtemberg (2017): Regenbecken im Mischsystem: Messen, Bewerten und Optimieren Praxisleitfaden für den Betrieb von Regenbecken.
- SAMUWA (2016): Integrale Abflusssteuerung in Mischsystemen, Aspekte zu deren Einführung, Leitfaden.
- BAFU (2010): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Chemischphysikalische Erhebungen, Nährstoffe.
- Garbani Marcantini L., Schegg S., Gresch M., Mischler B, Hesse K. und Rieckermann J. (2016): Ein hierarchischer Regelungsalgorithmus, Praxistaugliche Abflussregelung von Entwässerungsnetzen.

### Korrespondenz:

Claudia Töngi-Nydegger Im Hölderli 26 Tel. +41 52 267 09 52 claudia.toengi@holinger.com

### Reifenabrieb in der Siedlungswasserwirtschaft

Daniel Venghaus, Philipp Lau, Johannes Neupert, Matthias Barjenbruch

Technische Universität Berlin, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft Institut für Bauingenieurwesen Fakultät VI Planen Bauen Umwelt, Gustav-Meyer-Allee 25, 13355 Berlin, Deutschland

**Kurzfassung:** In der Diskussion um Mikroplastik wird auch dem Reifenabrieb in Hinblick auf Plastikverschmutzung viel Aufmerksamkeit gegeben. Durch das Verbundprojekt "Reifenabrieb in der Umwelt" (RAU) soll geklärt werden, wo Reifenabriebpartikel verbleiben und wie groß der Eintrag in die aquatische Umwelt ist. Der Fahrzeugreifen ist die Schnittstelle zwischen Fahrzeug und Straße und überträgt die Kräfte zum Beschleunigen, Bremsen oder Ändern der Fahrtrichtung auf die Fahrbahn. Durch die dabei bedingten Reibungsprozesse entstehen Reifenabriebpartikel auch in Verbindung mit dem Fahrbahnabrieb. Ein neuer PKW-Reifen wiegt in Europa durchschnittlich 8,5 kg, aber nach der Nutzungsphase nur noch 7,0 kg. Somit werden etwa 1,5 kg Reifenabrieb pro Reifen in die Umwelt abgegeben

Key-Words: Reifenabrieb, Straßenabfluss, Straßenkehricht, Probenahme

Reifenabrieb wird in der Literatur zu den Non-Exhaust-Emissionen gezählt. Hierzu gehören u.a. auch Straßen- und Bremsabrieb. In der Realität ist die Fahrbahnoberfläche u.a. beladen mit Straßenabrieb-Partikel und sedimentierten Partikel aus der Atmosphäre (Hintergrundbelastung). Diese sind somit auch am Entstehungsprozess von Reifenabrieb beteiligt (Kreider, et al. 2010). Durch Reibung und Wärme ändert sich die chemische Zusammensetzung und Eigenschaften der generierten Partikel, bezogen auf das ursprüngliche Laufflächenmaterial (Panko, et al. 2013). In der Literatur ist Reifenabrieb nicht einheitlich definiert. Abbildung 91 soll zum Verständnis beitragen, welche verschiedenen Definitionen von Reifenabrieb in der Literatur verwendet werden. Es sind die relevanten Bestandteile und deren Schnittmengen dargestellt. Der vermutlich größte Massenanteil ist durch die Hintergrundbelastung gegeben. Die Hintergrundbelastung umfasst alle Ablagerungen auf der Fahrbahnoberfläche wie Laub, Äste, Abfall, Steine, Sand aber auch Feinstaub (u.a. Bremsabrieb, Ruß, Pollen). Die weiteren Bestandteile sind Abriebpartikel von der Fahrbahnoberfläche (Straßenpartikel) und der Reifenlauffläche (Reifenpartikel), da der Reibungsprozess zwischen Straßen und Reifen relevant ist.

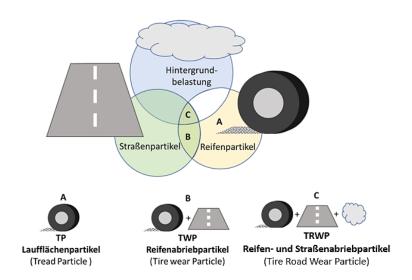


Abbildung 1: Übersicht der verschiedenen Definitionen für Reifenabrieb nach (Kreidler et.al 2010).

Bei der Definition A in Abbildung 1 besteht der Reifenabrieb rein aus dem Laufflächenmaterial des Reifens (Gummi). Hierfür sind die Eigenschaften und chemische Zusammensetzung bekannt. Die Definition A wird als *Laufflächenpartikel* bzw. *TP* (englisch Abkürzung tread particle) verwendet. Die Definition B beinhaltet Partikel, die aus Reifen- und Straßenbestandteilen bestehen. Diese Partikel werden als *Reifenabriebpartikel* bzw. TWP (Tire wear particles) definiert. Die Kombination aus allen drei am Reibungsprozess teilhabenden Quellen wird mit Definition C beschrieben und als *Fahrbahnpartikel* bzw. TRWP (Tire road wear particle) bezeichnet. Unter der Prämisse, dass eine reale Fahrbahnoberfläche immer mit einer Hintergrundbelastung beladen ist, wird angenommen, dass unter realen Bedingungen nur TRWP Partikel entstehen können, während TP und TWP nur unter Laborbedingungen gebildet werden können. Die Partikel sind etwa 5 – 350 μm groß (im Mittel 100 μm) mit einer Dichte von 1,8 g/cm³ (Kreider, et al. 2010).

Der Eintrag von Reifenabrieb in die aquatische Umwelt ist bisher nicht ausreichend beschrieben. Im Zusammenhang mit der Untersuchungen zum Vorkommen von Mikroplastik in der Umwelt wird der Reifenabrieb (TRWP) jedoch als größte Quelle vermutet, so ermittelten (Hiebel et al. 2018) in einer Konsortialstudie insgesamt 51 Mikroplastikquellen und berechneten Reifenabrieb und Abrieb von Bitumen in Asphalt mit 1.228,5 g/EW·a bzw. 228 g/EW·a als größte Emissionsquellen. Um einen guten und nachhaltigen Gewässerschutz zu gewährleisten, müssen somit auch die stofflich oft unterschätzten Niederschlagsabflüsse aus dem Trennsystem behandelt werden.

Hierzu bilden bereits existierende zentrale und dezentrale Behandlungssysteme und Verfahren nach Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen für Wassergewinnungsgebiete (RiStWag) unter anderem einen Teilaspekt der Möglichkeit. In weiten Teilen Deutschlands wird das Straßenablaufwasser jedoch meist ungereinigt in die Oberflächengewässer entlastet, so werden in Berlin etwa 78 % des jährlichen Niederschlagabflusses über die Trennkanalisation bzw. über Mischwasserüberläufe unbehandelt in die Gewässer abgeschlagen (Matzinger et al. 2018). Dabei hat die direkte und unbehandelte Einleitung von urbanen Regenüberläufen akute Auswirkungen auf die Gewässer, die zuu starken Sauerstoffzehrungen bis hin zu Totalzehrungen, forcierte Eutrophierung sowie bakteriologische Belastungen führen. Darüber hinaus kommt es zur Akkumulation von Schadund Spurenstoffen (Emergine Pollutants) wie Schwermetalle (Kupfer, Zink, Cadmium), Mikroplastik, Flammschutzmittel oder Pestiziden in Sedimenten und biotischen Ketten. Daher steht die Behandlung

von Niederschlagswasser von Verkehrsflächen zunehmend im Fokus. Die Menge der abgespülten Schmutzfracht wird im Wesentlichen vom aktuell zur Verfügung stehenden Schmutzpotential bestimmt. In Deutschland fallen nach Angaben der DWA jährlich 1 bis 1,4 Millionen Tonnen Straßenkehricht an (DWA 2008). Straßenschmutz (bzw. auf der Straße abgelagerte Sedimente) ist wie in Tabelle 1 dargestellt ein komplexes Gemisch aus Materialien, die durch die Umwelt und den Menschen eingebracht werden.

Tabelle 1: Allgemeine Inhaltsstoffe des Straßenkehrichts (DWA 2008).

Kategorie	Anteil	Beispiele	Eintragspfad		
Mineralisch	40 – 80 %	Sand, Steine, Split	Umgebung, Streugut		
Organisch (TOC)	0 – 35 %	Äste, Blätter, Pollen, Insekten, Hundekot	Grünbewuchs		
Amorphes Material	10 – 40 %	Reifen-, Brems, Kupplungs- und Fahrbahnabrieb, Tropf- und Verdampfungsverluste von Kraftstoffen, Ölen und anderen im Fahrzeug verwendeten Flüssigkeiten	Verkehr		
Salze	n.b.	Streusalz	Einsatz von Auftaumittel während Winterperiode		
Müll	n.b.	Papiertaschentücher, Verpackungsabfall	Menschen		

n.b.: nicht bilanziert

Für die Beurteilung der Feststoffe im Oberflächenabfluss werden die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) als Kernparameter angegeben. Der Gehalt und die Zusammensetzung der AFS im Straßenabfluss sind stark von den Randbedingungen des Einzugsgebiets und den Belastungsquellen (z.B. Littering, illegale Müllentsorgung, Straßenfeste) beeinflusst. In Abbildung 2 ist die Sieblinie für Straßenkehricht auf einer vielbefahrenen Straße in Berlin (Clayallee, DTV 30.000) über ein ganzes Jahr dargestellt. Hier wird deutlich, dass der größte Massenanteil der auf der Straßenoberfläche angesammelten Partikel im Größenbereich von > 63  $\mu$ m bis < 1000  $\mu$ m liegt, wobei der Organikanteil (Glühverlust gemäß DIN 15935), zu dem auch der Reifenabrieb gehört, im Wesentlichen im Bereich > 500  $\mu$ m und auch < 125  $\mu$ m zu finden ist.

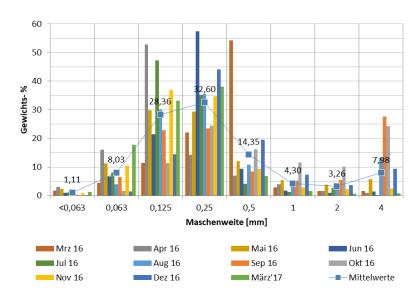


Abbildung 2: Sieblinie über ein Jahr von repräsentativen Straßenkehrichtproben.

Zu vermuten ist, dass die größeren organischen Fraktionen > 500µm im Wesentlichen aus Laub, Ästen und größeren Verpackungsabfällen, die mittlere Fraktion zwischen 125 μm und 500 μm überwiegend aus Sanden und Steinen sowie Mikroplastik und Reifenabrieb bzw. die Fraktion < 63 μm aus Feinstsanden, Pollen, Mikroplastik, Reifen-, Brems und Kupplungsabrieb bestehen. Untersuchungen des Straßenkehrichts durch Kehrichtprobenahmen auf den Straßenoberflächen geben einen quantitativen und qualitativen Aufschluss über das Oberflächenbelastungspotential. Um die mit dem abfließenden Niederschlagswasser abgespülten Feststoffe und somit auch den Eintrag von Reifenabrieb in die aquatische Umwelt über Straßenabfluss bestimmen zu können, werden zusätzlich bei Niederschlagsereignissen Proben entnommen. Dabei wurde ein neuartiger Probenahmekorb entwickelt, der in jedem beliebigen Berliner Norm-Straßenablauf eingesetzt werden kann und es ermöglicht, das gesamte Straßenabflusswasservolumen bis zu einer Trenngrenze von 20 (10μm) μm zu beproben. Neben der Separation der Feststoffe können mit dem System die Abflussvolumina und die Regenintensität gemessen und via online-Übertragung in eine Datencloud gesendet werden. Durch die weitergehende Analyse der Feststoffe können anschließend auch massenbezogene Aussagen zum Reifenabriebsvorkommen gemacht werden. Die Anordnung unterschiedlicher Maschenweiten für die verwendeten Analysesiebe können variabel gestaltet und einzugsgebietsabhängig angepasst werden.





Abbildung 3 Probenahmekorb für Straßenabläufe.

Die Motivation bei der Entwicklung des Probenahmekorbes lag darin, das gesamte über den Straßeneinlauf abfließende Niederschlagswasser zu beproben. Im Vergleich zur Teilstromentnahme lassen sich dadurch Fehler bei der Erfassung aufgrund der heterogenen Verteilung der Feststoffe in der gesamten Wasserphase vermeiden (u.a. durch Dichte- und Formunterschieden der Partikel). Der Probenahmekorb eignet sich, um den Abtrag von Feststoffen mit dem Straßenablaufwasser zu verstehen und gewichten zu können. Aufgrund der technisch realisierbaren unteren Trenngrenze von 10 µm ist im Rahmen der Filtration über den Filterkuchen, davon auszugehen, dass auch feinere Partikel separiert werden können. Dies ist besonders relevant hinsichtlich der weiteren Beschreibung des Leit- und Bemessungsparameters AFS63. Mit Hilfe des Probenahmekorbes lassen sich feststoffbezogene Emissions-Hot Spots identifizieren, die entweder durch gezielte, technische Behandlungsanlagen (dezentral, semizentral) und/oder durch einzugsgebietsabhängige Maßnahmen (smarte Verkehrslenkung, angepasste kommunale Straßenreinigung) minimiert werden können. Mit der intelligenten Vernetzung unterschiedlicher Teilbereiche ergibt sich zudem ein weiteres großen Potential an alternativen Umweltschutzmaßnahmen, um den Eintrag von Schadstoffen in die aquatische Umwelt zu reduzieren. Daraus wird deutlich, dass im Zusammenhang mit der Umweltbelastung nicht eine End-of-pipe-Technologie allein eine sinnvolle Lösung sein kann, sondern

das Zusammenführen mehrerer Handlungsmöglichkeiten entlang des Produktionsprozesses den Umweltschutz effektiver gestaltet.

Im noch laufenden Untersuchungszeitraum sollen zu dem Probenahmekorb entsprechende Wiederfindungsversuche unter Laborbedingungen und In situ Probenahmen durchgeführt werden. Für die weitere Entwicklung des Probenahmekorbes ist die Erfassung bzw. Beprobung gelöster Schadstoffe im Straßenablauf vorgesehen.

### Literatur

- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2008): Umgang mit Straßenkehricht. Juli 2008. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, M 378), zuletzt geprüft am 08.03.2017.
- Hiebel, Bertling, Nühlen, Pflaum, und Somborn-Schulz (2017). Studie zur Circular Economy im Hinblick auf die chemische Industrie. Herausgeber: Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT Fraunhofer-Institut für Umwelt-. Oberhausen: Studie im Auftrag des Verbands der Chemischen Industrie e.V., Landesverband NRW
- Kreider, Marisa L., Julie M. Panko, Britt L. McAtee, Leonard I. Sweet, und Brent L. Finley. "Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies." *Science of The Total Environment, Vol. 408*, 2010: 652-659.
- Panko, Julie M., Jennifer Chu, Marisa L. Kreider, und Ken M. Unice. "Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States." *Atmospheric Environment 72*, 2013: 192-199.
- Matzinger, Andreas; Jährig, Jeannette; Miehe, Ulf(2018): Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf; ; Abschlussbericht Projekt 03XP0045C); Kompetenzzentrum Wasser Berlin ; online verfügbar unter: https://www.tib.eu/de/suchen/download/?tx\_tibsearch\_search%5Bdocid%5D=TIBKAT%3A166 8019493&cHash=273a80fea70485c0e7dac270dae554c5#download-mark

### Korrespondenz:

Daniel Venghaus/ Philipp Lau Gustav Meyer Allee 25, 13355 Berlin

Tel.: 030 314 72249

daniel.venghaus@tu-berlin.de

## A 102-konformes Bemessungsverfahren für rohrförmige Sedimentationsanlagen unter Ansatz der Verweilzeit

G. Weiß<sup>1</sup>, M. Schütz<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH, Steinstraße 7,

97980 Bad Mergentheim, Deutschland

<sup>2</sup> FRÄNKISCHE ROHRWERKE Gebr. Kirchner GmbH & Co. KG, Hellinger Straße 1,

97486 Königsberg, Deutschland

Kurzfassung: Das Papier stellt ein einfaches Rechenmodell des zeitlich instationären Sedimentationsvorganges in einer langgestreckten Sedimentationsanlage (SediPipe der FRÄNKISCHEN ROHRWERKE) vor. Statt einer Oberflächenbeschickung wird die Verweilzeit des zum Zeitpunkt t überlaufenden Wassers (mit und ohne Dauerstau) per Langzeitsimulation als Ausgangsgröße für die Sedimentation berechnet. Das Modell wurde an Modell- und großtechnischen Untersuchungen validiert. Schließlich wurde nach den Kriterien des Gelbdrucks DWA-A 102 (2016) ein Bemessungsverfahren für solche Sedimentationsanlagen erstellt.

Key-Words: Regenklärbecken, Sedimentation, Wirkungsgrad, Simulation, Verweilzeit

### 1 Einleitung

Klassische Regenklärbecken zur Behandlung von Regenabfluss aus Trennsystemen können mit oder künftig vorzugsweise ohne Dauerstau betrieben werden. Sie werden derzeit nach DWA-M 153 (2012) auf eine zulässige Oberflächenbeschickung qA bei einer kritischen Regenspende rkrit bemessen. Das künftige Arbeitsblatt DWA-A 102 (Gelbdruck 2016) schlägt mit dem Ansatz eines flächenspezifischen AFS63-Schmutzabtrags in kg/(ha·a) und eines zulässigen flächenspezifischen Schmutzaustrags ins Gewässer einen anderen Weg ein: Es gilt dann, einen hinreichenden Wirkungsgrad bzw. eine entsprechende Abscheidewirkung nachzuweisen. Für typische Sedimentationsanlagen ohne Dauerstau ist in A 102 (2016) eine grobe Kurve des Gesamtwirkungsgrades für AFS63 in Abhängigkeit der Bemessungs-Oberflächenbeschickung angegeben, es werden aber ausdrücklich auch Nachweisverfahren zugelassen (Weiß 2014).

Die SediPipe-Produktserie der FRÄNKISCHEN ROHRWERKE sind längs durchströmte langgestreckte vollgefüllte Rohre als Sedimentationsreaktoren, in denen zudem ein Strömungstrenner die Remobilisation des Depots während größerer Zuflüsse weitgehend unterbindet. Zur Beschreibung des zeitlich instationären Sedimentationsvorgangs infolge des variablen Regenzuflusses wurde ein innovativer Ansatz getroffen, bei dem zu jedem Zeitpunkt t die Verweilzeit  $\tau(t)$  des zu diesem Zeitpunkt überlaufenden Wassers berechnet wird. Diese Berechnung ist eindimensional, was für langgestreckte Sedimentationskammern zulässig erscheint. Die Verwendung der Verweilzeit  $\tau$  statt der Oberflächenbeschickung  $q_A$ beschreibt den instationären Durchströmungs-Sedimentationsvorgang ohne die bei üblichen Sedimentationsformeln Wirkungsgrad = f(q<sub>A</sub>) nötige Annahme einer quasistationären Durchströmung. Eine von der Verweilzeit abhängige Sedimentationsroutine erlaubt eine Langzeitsimulation und schließlich die Berechnung des Schmutzaustrags. Dadurch kann auch der "Batcheffekt" einer zeitlich gedehnten Sedimentation dann, wenn der Reaktor nicht durchströmt wird, aber noch voll Wasser steht, berücksichtigt werden: Das unmittelbar nach einer solchen Zeitperiode austretende Wasser hatte eine lange Verweilzeit und weist dementsprechend eine nur geringe Sedimentkonzentration auf.

Auf den Gesamtwirkungsgrad hat dieser Effekt gerade bei dauergestauten Anlagen eine große Auswirkung. Hingegen konnte gezeigt werden, dass extrem lange Verweilzeiten eher die Ausnahme sind. 67 – 88 % des Überlaufvolumens haben nach Abb. 3 eine Verweilzeit von weniger als 24 h, während nur 3-8 % eine Verweilzeit von mehr als einer Woche haben. Das relativiert ein wenig die Befürchtung, dass die in Dauerstauanlagen möglichen Rücklösungseffekte ein großes Schmutzpotenzial darstellen – der Effekt kann jährlich nur ein kleines ins Gewässer gelangendes Gesamtvolumen betreffen.

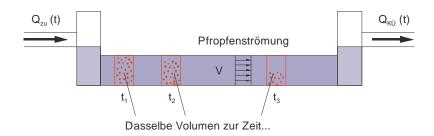


Abbildung 1: Modellvorstellung einer Pfropfenströmung mit überlagertem Sedimentationsvorgang in einem langgestreckten Sedimentationsrohr.

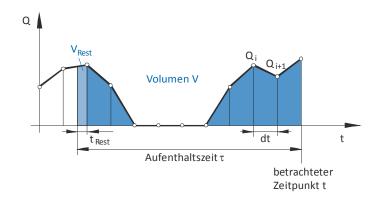


Abbildung 2: Berechnung der Verweilzeit  $\tau(t)$  aus der diskreten Zuflussganglinie Q(t).

### 2 Merkmale des Modells

Das Rechenmodell koppelt die Volumensimulation eines kommerziellen Schmutzfrachtmodells (KOSIM) mit Langzeitsimulation, welches auch das Füllen und Entleeren bei Anlagen ohne Dauerstau simulieren kann, mit einer externen Sedimentationsroutine zur Beschreibung verschiedener Reaktorgrößen und Betriebsweisen. KOSIM schreibt dazu die Überlaufganglinie der wie ein gewöhnliches Regenklärbecken simulierten Sedimentationsanlage in eine CSV-Datei, die dann mit einer Delphi-Routine aus Excel heraus zeilenweise ausgewertet wurde.

Im langgestreckten Sedimentationsreaktor wird eine parallele Pfropfenströmung angenommen (Abbildung 1). Eintretendes Wasser wird je nach Zufluss "hindurchgeschoben". Die nach Abbildung 2

berechnete Verweilzeit  $\tau(t)$  bezeichnet die Zeitdauer<sup>6</sup>, die das zur Zeit t überlaufende Wasser im Sedimentationsrohr verbracht hat. Absetzendes Sediment konnte sich während dieser Zeit absetzen. Die Sedimentationsroutine ist ein modifizierter Ansatz nach Fair-Geyer (1954), bei der statt der Oberflächenbeschickung die Verweilzeit eingeführt wurde, siehe Weiß und Schütz (2017). Weiterhin wurde wie in Weiß (2014) eine Annahme über eine typische Sinkgeschwindigkeitsverteilung von AFS63 getroffen. Die Berechnung erfolgt fraktionsweise. Schließlich liefert eine Integration über die Gesamtzeit die Entlastungsvolumina, den flächenspezifischen AFS63-Frachtaustrag in kg/(ha·a) und auch einen Gesamtwirkungsgrad.

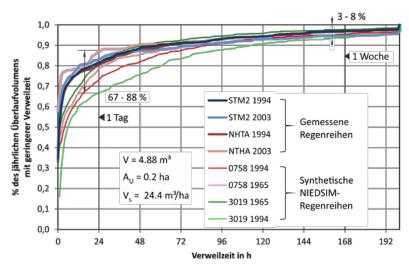


Abbildung 3: Prozentualer Anteil des Überlaufvolumens als Funktion der Verweilzeit für einige 1-jährige Regenreihen.

### 3 Validation

Das Modell wurde anhand mehrerer Modell- und großtechnischer Untersuchungen mit konstantem wie auch mit zeitlich variablem Durchfluss validiert und plausibilisiert. Abb. 4 zeigt ein Beispiel eines aufgezeichneten Regenereignisses (durchgezogene Linien) an einer SediPipe-Anlage in Münster (Leutnant et al. 2018) und einige vom Modell generierte Ganglinien (gestrichelt).

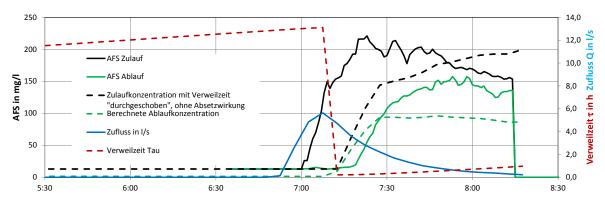


Abbildung 4: Qualitative Plausibilisierung des Rechenmodells anhand aufgezeichneter Abfluss- und Konzentrationsganglinien.

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Einige Publikationen sprechen auch von einer Verweilzeitverteilung in einem Becken unter konstantem Zufluss als Eigenschaft des dreidimensionalen Strömungsfeldes; dies ist hier nicht gemeint.

Aus der aufgezeichneten Zuflussganglinie (blau in Abb. 4) wird in der beschriebenen Weise die Ganglinie der Verweilzeit (rot gestrichelt) generiert. Die gemessene Ganglinie der Zulaufkonzentration (schwarz durchgezogen) wurde als Input am Zulauf der SediPipe angesetzt. Zunächst wurde untersucht, wie die Zulaufkonzentration nur durch die Wirkung der der Verweilzeit am Ablauf "ankommt". Das Ergebnis ist die schwarz gestrichelte Linie, die noch keine Sedimentationseffekte enthält. Man kann sehen, dass die zeitliche Verzögerung des Konzentrationsanstiegs zwischen Zu-und Ablauf größenordnungsmäßig richtig wiedergegeben wird. Wird zusätzlich auch die Sedimentation in der Anlage abhängig von der Verweilzeit berücksichtigt, so erhalten wir eine Abminderung der Konzentration (grün gestrichelte Linie). Verglichen mit der gleichfalls aufgezeichneten Ganglinie der Ablaufkonzentration (grün durchgezogen) wird auch dieser Effekt qualitativ richtig reproduziert. Abweichungen sind hier auch auf die Unsicherheit beim Ansatz der Sedimenteigenschaften zurückzuführen.

# Bemessungsdiagramm für die SediPipe 600 ohne Dauerstau

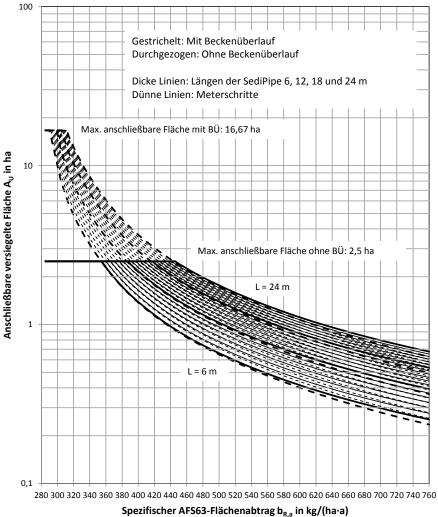


Abbildung 5:

Exemplarisches Bemessungsdiagramm für eine SediPipe 600, ohne Vorhandensein von Fremdwasser, 6 h Wartezeit vor Entleerung. Beispiel: Bei 530 kg/(ha·a) AFS63-Flächenabtrag kann an eine 6 m lange SediPipe ohne Beckenüberlauf etwa 0,55 ha versiegelte Fläche angeschlossen werden, ohne dass der nach A 102 zulässige Frachtaustrag von 280 kg/(ha·a) überschritten wird.

Gemessene Überlaufereignisse in der Qualität wie in Abb. 4 sind an großtechnischen Anlagen nur mit sehr großem Aufwand zu erhalten. Eine quantitative Kalibrierung des Modells würde eine sehr breite Datenbasis erfordern und ist daher nicht möglich.

### 4 Bemessungsverfahren

Für ein Bemessungsverfahren für die Sedimentationsanlage kann mithilfe des Modells mit zahlreichen Simulationsläufen die Abhängigkeit des flächenspezifischen Frachtaustrags von verschiedenen Eingangsparametern (mit/ohne Dauerstau, angeschlossene Fläche, eventuell vorhandener Fremdwasserzufluss, Vorhandensein eines Beckenüberlaufs etc.) bestimmt werden. So lässt sich ein Diagramm der an eine bestimmte Anlage anschließbaren befestigten Fläche unter Einhalten der Kriterien nach DWA-A 102 zeichnen (Abb. 5). Die Länge der Anlage ist dabei skalierbar. Damit lassen sich SediPipes bemessen, ohne dass für jedes Projekt eine Simulation vorgenommen werden muss. Zur Erstellung dieser Bemessungsdiagramme wurde eine Regenreihe angesetzt, die vereinfachend für alle Standorte als gültig angenommen wird (ebenso wie dies bei der Herleitung der Testregenspenden für dezentrale Behandlungsanlagen geschehen ist, vgl. Schmitt et al. 2010).

### 5 Fazit

Die Modellierung des Absetzprozesses in langgestreckten Sedimentationsanlagen mittels der Verweilzeit vermeidet einige Unzulänglichkeiten herkömmlicher Ansätze auf der Basis der Oberflächenbeschickung. Es konnte gezeigt werden, dass auch bei dauergestauten Anlagen nur geringe Volumenanteile des daraus jährlich ins Gewässer entweichenden Wassers sehr lange Verweilzeiten haben und damit möglicherweise der Gefahr der Schmutzrücklösung unterworfen sind. Auf Basis des Rechenmodells konnten A 102-kompatible Bemessungsdiagramme für verschiedene Größen und Betriebsweisen (mit und ohne Dauerstau) der Sedimentationsanlagen zusammengestellt werden.

### 6 Literatur

- DWA-M 153 (2012): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. DWA-Merkblatt.
- DWA-A 102 (2016): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. DWA-Arbeitsblatt, Entwurf.
- Fair, G.M., and Geyer, J.C. (1954): Water supply and waste-water disposal. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Leutnant, D., Kleckers, J., Haberkamp, J., Uhl, M. (2018): In-Situ-Monitoring großer dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Regenwasser in urbanen Räumen aqua urbanica trifft RegenwasserTage. Landau, 18.-19.06.2018.
- Schmitt, Th., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, Ch., Remmler, F. (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-26840.pdf, heruntergeladen am 15.02.2017.
- Weiß, G. (2014): Ansätze zur Simulation von Sedimentationsanlagen zur zentralen Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Aqua Urbanica, Innsbruck, 23.-24.10.2014
- Weiß, G., Schütz, M. (2017): Modelling of long-term efficiency of a sedimentation basin using a hydrograph of residence time. International Conference on Urban Drainage (ICUD) 2017, Prag, 11.-15.09.2017

### Korrespondenz:

Dr.-Ing. Gebhard Weiß, Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH, Steinstraße 7, 97980 Bad Mergentheim, Deutschland Tel. +49 7931 9710-0

g.weiss@uft.eu

# Grafische Flächenerfassung für die Verrechnung der wiederkehrenden Regenabwassergebühren

D. Zbinden, M. Schmocker, M. Truog Gemeinde Ostermundigen, Tiefbau und Betriebe, Bereich Betriebe, Bernstrasse 65D, 3072 Ostermundigen, Schweiz

Kurzfassung: Die Gemeinde Ostermundigen hat im 2018 für die wiederkehrenden Regenabwassergebühren eine grafische Flächenerfassung der gebührenrelevanten Flächen auf Basis des WebGIS des Geometers eingeführt. Jede erfasste versiegelte Fläche ist einer Parzellen-Nr. und aufgrund ihres Entwässerungs-Typs einer Farbe und einem Gebühren-Typ zugewiesen. Quartalsweise werden Reports je Parzellen-Nr. generiert, welche "händisch" ins Gebührenverrechnungsprogramm is-e / nest übertragen werden. Die Übersichtlichkeit und Nachvollziehbarkeit für die Gemeinde und den Kunden ist eine Win-Win-Situation für beide Seiten.

**Key-Words:** Flächenerfassung, Regenabwassergebühren, Objektdatenfenster, Reports, WebGIS

### 1 Einleitung

Die Schweiz – Das Wasserschloss Europas. Das Wasser – Unser wichtigstes Lebensmittel!

In vielen Gemeinden – so auch in Ostermundigen mit heute 18'000 EinwohnerInnen – wird der Boden zunehmend überbaut und versiegelt. In der Folge kann der Regen nicht mehr versickern und landet stattdessen über Regenrinnen und Abflüsse in den Leitungen der öffentlichen Kanalisation. Der ökologische Kreislauf von Regen- zu Grund- bzw. zu Trinkwasser gerät zunehmend aus den Fugen.

Die Gemeinde Ostermundigen stand vor der Wahl, die bestehende Kanalisation in grossen Teilen der Gemeinde zu vergrössern (Kapazität, Hochwasserschutz) oder die LiegenschaftseigentümerInnen zu motivieren, Regenabwasser der Kanalisation zu entziehen. Aus diesem Grund hat die Gemeinde Ostermundigen schon im Jahr 2006 ihr Abwasserreglement überarbeitet und eine "Faire-Regen-Regel", eine Versickerungspflicht sowie eine Regenabwassergebühr (bei Einleitung in eine öffentliche Kanalisation oder Sauberwasserleitung) eingeführt. Die "Faire-Regen-Regel" besagt, wer freiwillig auf die Einleitung von Regenabwasser in die öffentliche Kanalisation verzichtet, kommt in den Genuss einer Rückerstattung (Subvention) von CHF 25.- pro m² der Kanalisation entzogener Fläche (= früherer Betrag des Einkaufs in die Kanalisation). Langfristig gilt der Grundsatz: "Wird weniger in die Kanalisation des Gemeindeverbandes ARA Worblental eingeleitet, werden auch weniger Gebühren fällig". Wer jedoch - aus anderen Gründen - zu einer Versickerung gesetzlich verpflichtet ist, muss versickern und hat keine Subvention zugute. Dies betrifft vorab Neubauten, aber auch grössere Umbauten.

Diese Änderungen haben dazu geführt, dass in Ostermundigen sehr viele Versickerungsanlagen neu gebaut wurden. Es existieren heute über 650 Anlagen, welche bis anhin in einer Excel-Tabelle erfasst und periodisch mit den Daten der amtlichen Vermessung (AV-Daten) des Geometers abgeglichen wurden. Dabei wurde jedoch zunehmend festgestellt, dass Differenzen zwischen den beiden Datensätzen auftraten. Beispiel: Beim Geometer wird ein Carport in den AV-Daten nur als feste Baute geführt, wenn diese geschlossen ist. Steht der Carport "nur" auf Pfosten, erscheint er hingegen nicht

in den AV-Daten. Wenn der Carport an der Kanalisation angeschlossen ist, ist er gemäss dem Abwasserreglement gebührenpflichtig, was in den AV-Daten aber nicht in jedem Fall ersichtlich ist.

Diese Diskrepanz war einer der Hauptgründe für die Gemeinde Ostermundigen, um nach Lösungen zu suchen, die Entwässerungsflächen in einer anderen Form zu erfassen und vorhandene Fehlerquellen sowie Widersprüche so weit wie möglich zu eliminieren. Von Seiten der generellen Entwässerungsplanung (GEP) wurde zudem ersichtlich, dass es zunehmend schwieriger wird, konkrete Aussagen über die Einzugsgebiete und angeschlossene Flächen zu machen.

In den Jahren 2015/2016 entstand nun kontinuierlich die Idee, die Entwässerungsflächen grafisch darzustellen. Im Verlaufe des Jahres 2017 wurden erste Machbarkeits-Abklärungen mit dem Geometer geführt und im Dezember 2017 wurde der Auftrag für den Aufbau des WebGIS-EF erteilt. Basis des Aufbaus sind die im Kanton Bern durch das Amt für Wasser und Abfall (AWA) zugelassenen Versickerungsanlagen:

**Typ a** Begeh- und befahrbare Flächen (Dachterrassen, Balkone, Tiefgarageneinfahrten, Parkplätze, Vorplätze, Strassen usw.) <u>müssen</u> über eine Versickerung **Typ a** (indirekte Versickerung **mit** Oberbodenpassage von min. 30 cm Humus, oberirdisch) eingeleitet werden (z.B. über Versickerungsmulden, Rasenflächen, über die Schulter mit Oberbodenpassage).

**Typ b** Nicht begeh- und befahrbare Flächen (Dächer, Flachdächer usw.) können über eine Versickerung **Typ b** (direkte Versickerung **ohne** Oberbodenpassage, unterirdisch) oder über Typ a eingeleitet werden (z.B. über Sickerschächte, Sickergalerien, Rigolen-Versickerungen).

Grundsätzlich sind Anlagen des Typs a vorzusehen, da sie einen besseren Grundwasserschutz gewährleisten. Metallflächen >50m² je Versickerungsanlage müssen mit einem **Adsorber** versehen werden und benötigen eine Gewässerschutzbewilligung durch das AWA. Möchte man Adsorber für andere Flächen einsetzen, müssen diese durch das AWA im Einzelfall geprüft und genehmigt werden. Beispiel: öffentliche unterirdische Retentions- und Versickerungsanlage Oberfeld in Ostermundigen (Reinigung erfolgt mittels Adsorber) welche nach mehrjähriger Testphase (UMTEG, EAWAG, Watersys) als erste Anlage dieser Art in der Schweiz per 1. Januar 2017 die Betriebsbewilligung durch das AWA erhalten hat.

Ab Mai 2018 konnten die ersten Testläufe mit dem WebGIS-EF gemacht werden und es wurde gleichzeitig damit gestartet, auf dem "scharfen" System effektive EF-Flächen zu erfassen.

Im Oktober 2018 waren die ersten 249 Parzellen erfasst, welche nun "händisch" anhand der aus dem WebGIS-EF erhaltenen Reports und Plänen je Parzelle in das Gebührenverrechnungsprogramm is-e / nest (innosolv AG) erfasst wurden. Per 31. Oktober 2018 erfolgte die erste Gebührenverrechnung der 249 Parzellen auf Basis einer WebGIS-EF-Erfassung. Zurzeit ist die Gemeinde in Abklärungen, ob eine Schnittstelle zwischen den beiden Programmen WebGIS-EF und is-e / nest erstellt werden kann.

### 2. Basis und Aufbau des WebGIS-EF

### 2.1 Ausgangslage

Die Gemeinde Ostermundigen verfügt über viele Rohdaten, welche sich aber in dieser Form nicht oder nur suboptimal für eine homogene nachvollziehbare Verrechnung der wiederkehrenden Regenabwassergebühren auf Basis des bestehenden Abwassertarifs eignen.

Ostermundigen verfügt über ein geografisches Informationssystem (GIS).

- GIS-Daten (Wasserversorgung, Siedlungsentwässerung, Versickerungsanlagen usw.) werden durch den Gemeindegeometer bbp geomatik AG verwaltet, nachgeführt und ausgewertet.
- GIS-Daten stehen der Gemeinde über einen internetbasierenden Viewer (WebGIS) zur Verfügung.
- Für Berechnung der Regenabwassergebühren werden durch die Gemeinde aus verschiedenen Quellen händische Pläne/Skizzen, Excel-Listen/-Tabellen erstellt.
- Flächen, welche Regenabwasser einer Versickerung oder öffentlichen Kanalisation zuführen, werden nicht verwaltet oder dokumentiert. Eine Überprüfung der Homogenität zwischen Listen und Flächen ist nicht möglich.

### 2.2 Vorgaben / Zielsetzungen für das WebGIS-EF

Die Einstufung der wiederkehrenden Regenabwassergebühren erfolgt pro m² versiegelter Fläche. Die gebührenstufen setzen sich wie folgt zusammen: 0-30 m² = keine Gebühr, 31-150 m² = 110.-/Jahr, 151-300 m<sup>2</sup> = 220.-/Jahr, 301-450 m<sup>2</sup> = 800.-/Jahr usw. Weiter kennt die Gemeinde Ostermundigen Gebührenreduktionen für nicht versickerbares Terrain (z.B. Fels), für nicht versickerbaren Untergrund und bei vorhandenen Retention einer vor der Einleitung in die Kanalisation/Sauberwasserleitung. Mit dem Geometer wurden aufgrund dessen folgende Vorgaben und Zielsetzungen für das WebGIS-EF definiert:

- Aufbau auf der Basis der AV-Daten des Geometers;
- nur Initialisierungsphase beim Geometer (Aufbau und Anpassungen);
- Bearbeitung auf WebGIS-EF ausschliesslich durch Mitarbeitende der Gemeinde;
- einfach in der Handhabung;
- erweiterungsfähig;
- Flächen müssen Parzelle-Nr. zugewiesen werden können;
- einblenden der Versickerungs-, Abwasser- und Orthofotokataster;
- getrennte Erfassung der Dach- und Terrainflächen (Objektdaten, Farbe);
- erfassen von Objektdaten je Fläche (über ein Objektdatenfenster);
- generieren von Flächen;
- generieren von Mangel- und Spezial-Punkten (über ein Objektdatenfenster);
- generieren von Reports (mit Flächenberechnungen pro Parzelle);
- generieren von Excel-Listen;
- generieren von Ausdrucken pro Parzelle;
- massstäbliche Ausdrucke A4/A3.

### 2.3 Ergebnis des Geometers

Aufgrund der definierten Vorgaben und Zielsetzungen hat der Geometer diese wie folgt umgesetzt:

- Entwässerungsflächen-GIS (WebGIS-EF) basiert auf dem WebGIS der Gemeinde.
- Für die Gemeinde wurde eine eigenständige Ebene eingeführt. Die Einbindung ins WebGIS ermöglicht Geometrien und Sachdaten via geschütztes Internet zu erstellen, zu mutieren oder zu löschen.
- Basis ist die amtliche Vermessung (AV-Daten der Gebäudeflächen) des Geometers, im WebGIS gelb hinterlegt. Die Daten wurden 1:1 für WebGIS-EF übernommen und braun hinterlegt.
- Die AV-Daten sind alle einer entsprechenden Parzelle zugewiesen.
- Erfasste Daten sollen grafische Dokumentationen (Pläne) und Analysen (Listen, Datenexporte) ermöglichen.
- Die Gemeinde erfasst relevante Geometrien und Sachdaten pro Grundstück im WebGIS-EF selbst.

### 2.4 Erfassung im WebGIS-EF

Im WebGIS-EF können einzelne Flächen gezeichnet resp. erfasst werden (z.B. Dächer, Balkone, Parkplätze, Gehwege). Sind braune Flächen aus dem AV-Kataster vorhanden, können diese übernommen oder ggf. angepasst und mutiert werden. Die jeweiligen Flächen werden erst aktiv, wenn ihnen ein Entwässerungs-Typ zugewiesen wurde.

Für jede erstellte Fläche wird ein Objektdatenfenster generiert (Dach- und Terrainflächen werden separat erfasst). In den Objektdatenfenstern werden die notwendigen Informationen eingepflegt (z.B. Parzellen-Nr., Strasse, Entwässerungs-Typ, Nutzungsart, Materialisierung der Dächer, Auflagen des Kantons). Auf Grund des Entwässerungs-Typs (z.B. in Kanalisation, in Kanalisation mit Retention, in Versickerung, über die Schulter) werden die Farben der Flächen und der Gebühren-Typ definiert.

Es ist ebenfalls möglich, auf der Parzelle Punkte mit verschiedenen Farben einzufügen (gelb = spezieller Mangel, orange = unwesentlicher Mangel, rot = wesentlicher Mangel, blau = spezielle Anlage wie Solar, Photovoltaik usw.). Jeder Punkt hat eine eigene Eingabemaske welcher einer Parzellennummer zugewiesen wird.

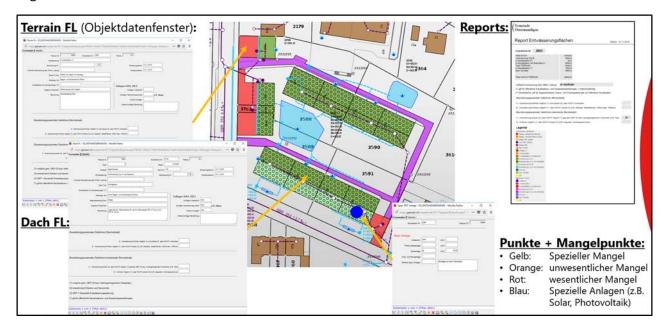


Abbildung 1: Objektdatenfenstern Terrain und Dach, Punkt einer Spez. Anlage, generierter Report.

### 2.5 Gebührenverrechnung auf Basis der Reports

Quartalsweise werden Reports je Parzellennummer generiert. Jeder Report enthält einen separaten Zusammenzug für Dach- und Terrainflächen. Ab dem Report werden die zusammengezogenen Flächen dem Gebühren-Typ entsprechend ins is-e / nest übertragen. Über ein Mutationsdatum ist sichergestellt, dass nur Reports ausgedruckt werden, welche seit dem letzten Quartal eine Veränderung haben.

Die Daten der Reports werden "händisch" in das Gebührenverrechnungsprogramm der Gemeinde (ise / nest) übertragen und jeweils per 31. Oktober den Kunden in Rechnung gestellt. Hierzu existiert zurzeit noch keine Schnittstelle, ist aber angedacht. Der Report und der Plan der Parzelle werden dem Eigentümer bei der erstmaligen Verrechnung mit dem neuen System mitgeliefert.

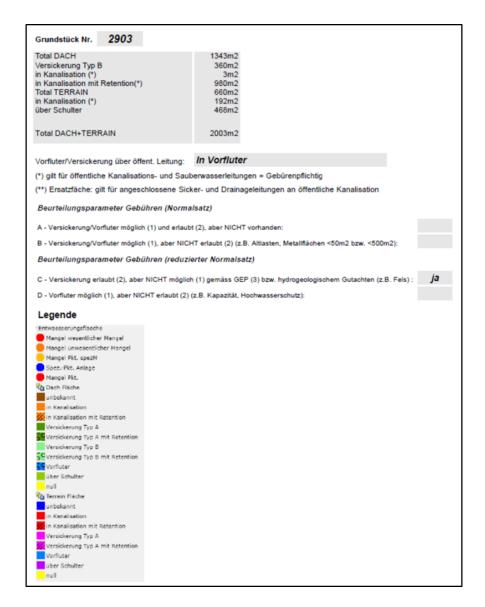


Abbildung 2: Generierter Report der Parzelle 2903 mit den gebührenrelevanten Flächen (\*).

### 2.6 Übersichtsplan (von Quartieren mit verschiedenen Entwässerungsarten)

Durch das Unterscheiden von Terrain- und Dachflächen mit der verschiedenen Farbgebung werden die unterschiedlichen Entwässerungen der Überbauungen schon im Übersichtsplan (s. Abb. 3) sichtbar.

In der oberen Überbauung (mehrheitliche grün-violett) wurden die Altlasten vorgängig entfernt. In der Baugenehmigung wurde eine Versickerungspflicht als Auflage auferlegt. Die roten Flächen sind mehrheitlich Einstellhallenzufahrten. Die Dachflächen (grün) werden in unterirdische Versickerungsanlagen Typ b eingeleitet. Die violetten Flächen sind mehrheitlich Gehwege, welche über die Schulter entwässert werden.

In der unteren Überbauung (mehrheitlich orange-violett) wurden die vorhandenen Altlasten vor dem Bauen nicht saniert. Hier wurde vom Kanton ein Versickerungsverbot erlassen. Sämtliche Flächen – auch die Dachflächen (orange) - müssen über eine Retention in die öffentliche Kanalisation eingeleitet werden. Die Retentionsanlage wird mit der Schraffur der orangen Flächen dargestellt. Die roten Flächen sind Drainageleitungen über den Einstellhallen und deren Zufahrten, welche ebenfalls in die

öffentliche Kanalisation eingeleitet werden müssen. Die violetten Flächen sind mehrheitlich Gehwege, welche über die Schulter entwässert werden.



Abbildung 3: Übersichtsplan mit zwei unterschiedlich entwässerten Überbauungen.

### 3. Fazit

Wir gehen davon aus, dass in den nächsten 5 Jahren ca. 60 bis 80% der Parzellen im neuen System erfasst sind. Die Flächenerfassung ist sehr einfach, bleibt aber erschwert, wenn keine Daten wie Orthofoto und/oder Oberflächengestaltungspläne vorhanden sind (kein CAD-Programm!). Wenn die Flächen einmal erfasst sind, beschränken sich die Arbeiten im System mehrheitliche auf Mutationen, insbesondere bei Baugesuchen.

Für den Kunden wie auch für die Gemeinde Ostermundigen hat es eine wesentliche Optimierung gegeben, indem nun die jeweiligen erfassten Flächen eindeutig definiert, ersichtlich und nachvollziehbar sind. Die Gemeinde hat die Kontrolle darüber, ob die gebührenpflichtigen Flächen einer Parzelle erfasst und bei Änderungen korrekt mutiert worden sind. Der Kunde weiss, welche Flächen ihm in welcher Form verrechnet werden. Es entsteht somit eine Win-Win-Situation für beide Seiten.

### Korrespondenz:

Daniel Zbinden
Bernstrasse 65D
CH-3072 Ostermundigen
+41 31 / 930 11 11
daniel.zbinden@ostermundigen.ch

# Praktischer Einsatz von "Grüner Infrastruktur" am Beispiel des Systems "Drain Garden®"

G. Zeleny<sup>1</sup>, A.Rath<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ZT-Büro Zeleny Infrastrukturplanung, Wiener Straße 9/3, 3133 Traismauer, Österreich <sup>2</sup> Fa. Zenebio GmbH, Preysinggasse 19, 1150 Wien, Österreich

**Kurzfassung:** Grüne Infrastruktur wie das System Drain Garden® ermöglicht die Ausführung von beinahe abflussfreien Siedlungsräumen, trägt wesentlich zur Entlastung von Kanalisationsanlagen bei, ist dezentral und flexibel integrierbar, verbessert das Mikroklima und unterstützt den lokalen Wasserhaushalt. Die Bemessung der Anlagen erfolgt normgemäß, die Reinigungsleistung ist gesichert und die Gestaltung der Anlagen ist in vielen Ausprägungen möglich.

Key-Words: Retention, Versickerung, Verdunstung, Klimawandelanpassung, Gestaltung

### 1 Ausgangslage und Anforderungen

Herkömmliche Versickerungsanlagen z.B. gemäß ÖNORM B2506 und ÖWAV-Regelblatt 45 können zwar gut bemessen und planerisch dargestellt werden, in der Praxis zeigen sich aber oft erhebliche Probleme. Diese reichen von zu kleinen Grün- und Sickerflächen über zu steile Böschungen, sehr tiefe Mulden und ungeeignete Filter- und Bodensubstrate bis zu Verschlämmungen und schlechter Pflegbarkeit. Ein großer Nachteil ist die fehlende Bepflanzung bzw. die Beschränkung auf Rasen; es entstehen oft nur Restflächen im wahrsten Sinn des Wortes, die ökologisch und mikroklimatisch nur geringen Wert haben und von den Anlagenbetreibern bzw. Auftraggebern oft als störend gesehen werden.

Anlagen der "grünen Infrastruktur" sollen aber unbedingt multifunktional sein und neben der Retention und Versickerung auch Aspekten des Mikroklimas, der Verdunstung, der Gestaltung und der Klimawandelanpassung Rechnung tragen. Neben der Möglichkeit einer sinnvollen und adäquaten Bepflanzung muss auch eine gesicherte Reinigungsleistung bei der Filterung durch das Substrat erbracht werden können. Vor allem müssen sie aber die große Bandbreite von lokalen, kurzen Extremniederschlägen bis zu langen dauernden, heißen Trockenphasen abdecken können.

### 2 Grüne Infrastruktur mit dem System Drain Garden®

### 2.1 Allgemeines

Das System Drain Garden® als "grüne Infrastruktur" wird seit 2013 bei vielen Projekten in Planung und Umsetzung verwendet, vor allem dort, wo Einleitungen von Oberflächenwässern in Vorfluter und Kanäle nicht möglich oder erwünscht sind und konventionelle Versickerungsanlagen nicht umgesetzt werden können.

Mit den dezentral angeordneten Drain Garden®-Anlagen können Projekte in fast allen Größenordnungen geplant und umgesetzt werden, ob für Privatgärten, kurze Straßenabschnitte oder ganze Siedlungen, für gewerbliche Flächen, im Innenstadtbereich oder bei Randlagen, bei Neuaufschließungen oder bestehenden Straßenzügen.

Das von der Fa. ZENEBIO GmbH, 1150 Wien entwickelte System Drain Garden® wurden im Zuge diverser Planungen bereits bei dutzenden Projekten verwendet, in städtischen Räumen wie z.B. in St.Pölten und Baden bei Wien wie auch in ländlich geprägten Gemeinden.

Die Entwicklung des Systems wurde schon 2010 begonnen und ab 2013 von einem universitären Forschungsprojekt der Universität für Bodenkultur Wien über mehrere Jahre wissenschaftlich begleitet (Univ.Prof. Dipl.Ing. Dr.nat.techn. Thomas Ertl, Institut für Siedlungswasserbau).

Das System besteht immer aus dem Spezialsubstrat (Ober- und Untersubstrat) und der geeigneten Bepflanzung und dient dazu, verunreinigte Niederschlagswässer sehr rasch aufzunehmen, zu speichern, zu reinigen, teilweise zu versickern und vor allem zu verdunsten. Das Substrat selbst ist als bodenähnlicher, bepflanzter Filterkörper anzusehen. Das Substrat ist eine Mischung aus mineralischen und organischen Anteilen, wobei der Schlämmkorngehalt auf 7,5% begrenzt ist und der Anteil organischer Materialien im Obersubtrat ca. 2-5% beträgt.

### 2.2 Vorteile bei Verwendung grüner Infrastruktur wie "Drain Garden®"

Die Realisierung von Anlagen mit dem System Drain Garden® hat gegenüber konventionellen Versickerungsanlagen viele Vorteile gezeigt.

Die Anlagen des Systems werden immer dezentral ausgeführt; vielen kleine Einzelflächen sind einfacher realisierbar und flexibler integrierbar, es können die zumeist vorgesehenen Grünflächen genutzt werden und es sind keine zusätzlichen, teuren Baulandflächen erforderlich. Wegen der kurzem Fließstrecken kann in den meisten Fällen auf eine Ableitung des Wassers über Kanäle verzichtet werden und das Wasser kann oberflächlich über viele Zuläufe in die Grünflächen abfließen.

Anfallendes Niederschlagswasser wird sehr rasch vom Substrat aufgenommen ( $k_f$ -Wert >1x10<sup>-4</sup> m/s) und darin gespeichert, das trockene Substrat selbst kann deutlich mehr als 500 Liter Wasser pro Kubikmeter aufnehmen.

Die Bemessung erfolgt für eine 30-jährliche lokale Regenreihe und die Anlagen bieten somit einen hohen Schutz gegen Überflutungen. Damit ergibt sich ein Beitrag zum kleinräumigen Hochwasserschutz. Das gespeicherte Wasser kann und darf auch langsam in umgebende oder tieferliegende Bodenschichten versickern, ein Beitrag zum Bodenwasserhaushalt.

Das Material weist sehr gute Eigenschaften zur Reinigung verunreinigter Oberflächenwässer auf. Von der Universität f. Bodenkultur Wien (Inst. f. Siedlungswasserbau) wurden Materialproben analog zu den strengen Maßstäben der ÖNORM B2506-3 für technische Filter in Bezug auf die Reinigungsleistung und den Schadstoffrückhalt mit sehr positiven Ergebnissen in allen Teilbereichen geprüft. Durch die gesicherte Reinigungsleistung bzw. Filterwirkung des Systems ist eine Versickerung in den Untergrund in Bezug auf den Schutz des Grundwassers unproblematisch.

Durch den Entfall der Einleitung von Oberflächenwässern in die Kanalisation wird eine erhöhte hydraulische Belastung durch neue Flächen vermieden oder auch die Belastung bestehender Kanalsysteme bei der Umgestaltung bestehender Entwässerungsflächen verringert. Bei Mischwassersystemen kommt noch hinzu, dass die Kläranlage hydraulisch entlastet werden kann, was technisch und wirtschaftlich Vorteile bringt.

Das im Substrat gespeicherte Wasser ist sehr gut pflanzenverfügbar und in Verbindung mit dem für Pflanzen optimalen Substratgemisch gedeihen diese (Gräser, Stauden, Büsche oder Bäume) sehr gut – das hat sich im sehr trockenen Sommer 2018 bei vielen Anlagen eindrücklich bewährt. Das Gießen bzw. Bewässern können auf ein Minimum beschränkt bleiben.

Tabelle 1: Untersuchungen von zwei Drain Garden®-Substraten nach ÖNORM B2506-3, Univ. f. Bodenkultur Wien, Inst. f. Siedlungswasserbau, Auszug aus der Stellungnahme vom 09.06.2017.

Drain Garden®- Substrat	Infiltrations- rate (K <sub>i</sub> )	K <sub>i</sub> - Änderung	Partikel - retention	Schwermetallrückha It		Schwermetallre- mobilisierung		
	m/s	%	%	Pb μg/l	Cu %	Zn %	Cu μg/l	Zn μg/l
SaPf.1.Perl.	1.41 * 10-03	49	94	< 0.5	98	99	46/1 <0.5	22.1
SaPf.4.Kalk	2.25 * 10-03	56	97	< 0.5	96	90	<0.5	218

Für die Auswirkung auf das Mikroklima ist wesentlich, dass das Wasser für die Verdunstung über die Bepflanzung auch tatsächlich zur Verfügung steht. Über das verwendete Substrat ist das gewährleistet; es sind deshalb sehr hohe Verdunstungsraten möglich, was einen positiven Effekt auf das Mikroklima durch Kühlung als kostenlose Ökodienstleitung bewirkt und der Bildung von Hitzeinseln entgegenwirkt. Das System stellt somit eine Klimawandelanpassungsmaßnahme dar.

Die Formgebung der Grünflächen und die Bepflanzung sind sehr flexibel anpassbar, passend für einfache Siedlungsstraße in Wohngebieten bis zu sehr aufwendig bepflanzten und architektonisch gestalteten Flächen. Die Ausbildung von nur sehr flachen Mulden gegenüber Gräben und Becken führt zu einer erheblich erleichterten Wartung und Pflege der Anlagen und Abschwemmungen, Auskolkungen etc. treten nicht auf.







Abbildung 1: Gestaltungmöglichkeiten mit dem System Drain Garden®, Fa. Zenebio, 2018.

Ein wesentlicher Aspekt ist auch die erreichbare lange Standzeit der Anlagen. Aufgrund der durchgeführten Laborversuche zur Reduktion der Durchlässigkeit (Partikelbefrachtung mit Millisill W4) wird davon ausgegangen, dass Standzeiten von 50 Jahren jedenfalls erreicht werden können. Das ist wiederum eine wesentliche Voraussetzung für die Bepflanzung der Systemflächen mit Bäumen.

Nach der Realisierung zahlreicher Projekte mit dem System Drain Garden hat sich gezeigt, dass die Errichtungskosten für die grüne Infrastruktur bezogen auf die Entwässerungsflächen in der Regel nicht oder kaum höher sind als für eine konventionelle Entwässerung. Dazu kommt noch, dass zusätzliche Aufwendungen wie z.B. Kapazitätserhöhungen bei bestehenden Kanälen oder Retentionsbecken wegfallen, wodurch sich in der Regel wirtschaftliche Vorteile erzielen lassen. Gegenüber herkömmlichen Anlagen ergeben sich auch noch die bereits dargestellten zusätzlichen Vorteile.

### 2.3 Bemessung und Ausführung der Anlagen

Wie bei allen Standard-Anlagen gemäß ÖWAV Regelblatt 45, Arbeitsblatt DWA A-138 o.ä. sind entsprechende geotechnische und geohydrologische Untersuchungen unabdingbare Grundlagen für die weiteren Planungsschritte.

Bezüglich des maßgebenden Niederschlagsereignisses wird in der Regel die lokal gültige Starkregenauswertung für die 30-jährliche Niederschlagsreihe zugrunde gelegt. Für Österreich werden die Daten vom Portal eHyd herangezogen.

Die erforderliche Speicherkubatur der Anlagenteile für das Bemessungsereignis wird normgemäß mit dem Excel-Rechenblatt des ÖWAV-Regelblattes 45 unter Zugrundelegung der zu entwässernden Einzugsflächen berechnet. Für die Berechnung am realitätsnächsten hat sich das Sheet für "Unterirdische Sickerkörper/Rigole" erwiesen.

Für die Auslegung der Anlagen wird mit einem nutzbaren Porenanteil von 40% gerechnet. Aus dem errechneten Retentionsvolumen und dem Porenanteil ergibt sich das erforderliche Substratvolumen; dieses wird für jeden Teilbereich der Gesamtanlage ermittelt. Die klare Angabe der Abmessungen (Länge, Breite, Tiefe) inklusive der Substratkubatur auf den Detailplänen für jeden einzelnen Anlagenteil hat sich für die Praxis auf der Baustelle bewährt.

Bei den bislang ausgeführten Anlagen wurden Substratpakete mit Schichtstärken zwischen 70 cm und 150 cm eingebaut. Größere Tiefen erscheinen nicht sinnvoll, da die Durchwurzelung ab dieser Tiefe deutlich abnimmt und größere Tiefen auch wirtschaftlich nicht vorteilhaft sind. Die Mindeststärken ergeben sich aus dem erforderlichen Retentionsvolumen und den Erfordernissen für die Bepflanzung. In vielen Fällen lassen sich die notwendigen Kubaturen für die Retention mit den normgemäß erforderlichen Pflanzsubstratmengen für Bäume gut kombinieren, wodurch ein Mehrfachnutzen gegeben ist.

Die Breiten der Anlagen mit Längserstreckung (z.B. in Siedlungsstraßen) wurden bis dato zwischen 1,0 m und 2,5 m ausgeführt. Bei flächigen Anlagen ist aber grundsätzlich jede Form ausführbar.

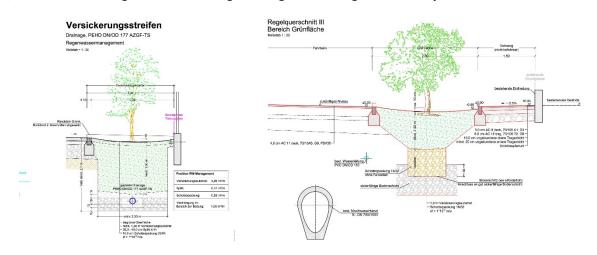


Abbildung 2: Regelquerschnitte mit und ohne Drainage, Zeleny, 2019.

Bei gut durchlässigen Böden ( $k_f$ -Wert  $\geq 1 \times 10^{-5}$  m/s) sind unter dem Substratpaket in der Regel keine zusätzlichen Sickerpackungen oder Maßnahmen notwendig, da das Wasser zeitlich verzögert in den umgebenden Boden abgegeben werden kann. Punktuell kann die Herstellung von Kiessäulen zur Anbindung an durchlässige Schichten nötig sein. Bei sehr schlecht sickerfähigem Untergrund wird

unter der Substratschichte eine Sickerpackung aus grobem Material eingebaut, die noch als Reservevolumen dient. In der Sickerpackung wird ein Drainagerohr (z.B. Mehrzweckrohr DN125 oder DN150) eingelegt. Die Ausleitung des Wassers aus den Drainagen kann in bestehende Regenwasserkanäle, Vorfluter oder Sickerschächte mit Anbindung an tieferliegende, gut durchlässige Bodenschichten erfolgen.

Die Bemessung der Anlagen der grünen Infrastruktur für die 30-jährliche Niederschlagsreihe ergibt bereits eine gute Absicherung gegen Überflutungen. Es ist aber unbedingt darauf zu ahten, dass es eine Notablaufmöglichkeit gibt, die bei einem Versagen oder einer Überlastung der Anlage durch extreme Niederschlagsereignisse ein schadloses Abfließen von Teilmengen der Niederschlagswässer ermöglichen. Diese Ablaufmöglichkeiten müssen mit dem Auftraggeber und der zuständigen Behörde schon in der Planung abgestimmt werden, um die Beeinträchtigung sonstiger Flächen oder von Nachbarn zu vermeiden.

### 3 Ausführungsbeispiele

### 3.1 Schulgasse, Stadtgemeinde Herzogenburg

In diesem Fall erfolgte 2015 eine Umgestaltung eines seit ca. 80 Jahren bestehenden Straßenzuges. Die Einleitung von Niederschlagswässern in den bestehenden Mischwasserkanal sollte unterbunden werden und nur mehr bei extremen Ereignissen (Jährlichkeit n>30) über Notabläufe erfolgen. Die vorhandene Allee war zu ersetzen. Weiters sollten normgemäße Baumstandorte, geordnete Parkplätze und ein kombinierter Geh- und Radweg entstehen.





Abbildung 3: Herzogenburg, Schulstraße, Foto und Lageplanauszug, Zeleny, 2015.

Die Retentionsbereiche wurden mit Baumstandorten kombiniert und so eine alleeähnliche Gestaltung erreicht. Die Vorgaben der Entwässerung wurden eingehalten. Durch die Zuführung des Oberflächenwassers zu den Bäumen ergaben sich sehr gute Wachstumsbedingungen.

### 3.2 Pädagogische Hochschule Baden bei Wien, Bundesimmobiliengesellschaft

Bei den 2017 komplett neu hergestellten Außenanlagen der Pädagogischen Hochschule in Baden war die Entwässerung von zwei PKW-Parkplätzen mit jeweils ca. 100 Stellplätzen mit dem System Drain Garden® auszuführen, wobei die geplanten, für die Beschattung der Stellflächen vorgesehenen Bäume in das System integriert wurden.





Abbildung 4: PH Baden, Parkplatz West, Zeleny, April und September 2018.

Die Anlage ist auf die 30-jährliche Regenreihe ausgelegt, es mussten lediglich einzelne Kiessäulen unter den Substratstreifen zur Verbindung mit dem gut durchlässigen Untergrund in ca. 4 m Tiefe hergestellt werden. Auf die Gestaltungsvorgaben des Bauherrn und der Architektin sowie den Wunsch des Betreibers nach möglichst einfacher Wartung konnte flexibel eingegangen werden.

### 3.3 Höhere Technische Lehranstalt St.Pölten

Wegen wiederholter Überflutungen wurden bei der HTL St. Pölten im Jahr 2018 größere Einzugsflächen vom Kanalsystem entkoppelt, beim Parkplatz wurde das System Drain Garden® implementiert.



Abbildung 5: Planauszug HTL St.Pölten , Lageplan und Systemschnitt, Zeleny, 2017.

Von der Parkplatzfläche gelangt praktisch kaum mehr Wasser In das Kanalsystem, es gibt nur Drainagen als Notabläufe. Es wurde ein Messschacht zur Erfassung der Mengen und zur Probenahme eingebaut. Die Fläche wurde durch die Begrünung deutlich aufgewertet und der modernen Architektur angepasst.

### 4 Erfahrungswerte aus Planung und Ausführung

Aus den Erfahrungen bei der Planung und Ausführung der Anlagen haben sich einige wesentliche Punkte ergeben, die unbedingt zu beachten sind, um eine langfristige und ordnungsgemäße Funktion der Anlagen in allen Belangen sicherzustellen. Diese sind für FachplanerInnen zwar teilweise selbstverständlich, sollen aber nicht unerwähnt bleiben

- Bei jedem Projekt sind individuelle wesentliche Randbedingungen zu erfassen und zu berücksichtigen, neben Untergrundverhältnissen und Niederschlagswerte auch z.B. vorhandene Einbauten oder nahegelegene bestehende Bauwerke.
- Wie alle Anlagen im Siedlungswasserbau muss die Planung und Bemessung unbedingt durch FachplanerInnen erfolgen.
- Bei der Ausschreibung von Substrat und Pflanzen sind entsprechende Vorgaben durch das Planungsbüro oder die ausschreibende Stelle zu erstellen; im Zuge der Angebotsprüfung ist es unbedingt erforderlich, die Angaben der Bieter zu prüfen, um die gewünschte Qualität zu erhalten.
- Um die geforderten Funktionalitäten langfristig aufrechterhalten zu können, ist im Umsetzungsprozess darauf zu achten, dass nur geprüftes Material in der jeweils vorgegeben Kubatur eingebaut wird und dass auch die Abmessungen und die Lage der Einzelanlagen eingehalten werden (örtliche Bauaufsicht).
- Bei den verwendeten Pflanzen ist darauf zu achten, dass nur Wurzelware oder Containerware verwendet wird. Oft haben gelieferte Pflanzen große lehmige Wurzelballen, was die Funktionalität der Anlage durch den großen Eintrag von viel Schlämmkorn vermindert. Weites wird das Wachstum der Pflanzen selbst reduziert.
- Eine Endabnahme nach Fertigstellung der Anlage nach Norm (in Österreich z.B. ON B 2110) muss erfolgen. Weiters ist dabei dem Nutzer eine Nutzungs- und Wartungsanleitung zu übergeben.

### 5 Literatur

Ertl T., Pitha U., Allabashi R. und Scharf B. (2017), Universität für Bodenkultur: Stellungnahme zum Einsatz von Draingarden Substraten

### Korrespondenz:

DI Georg Zeleny, Ingenieurkonsulent für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft Wiener Straße 9/3, 3133 Traismauer, Österreich +43 2783 41272 g.zeleny@zeleny-zt.at