

Tagungsband

Aqua Urbanica

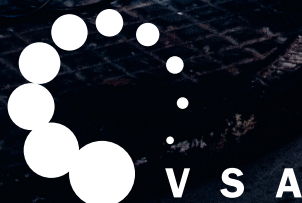
2016

26./27. September 2016

Rigi-Kaltbad, Schweiz

«Miss es oder vergiss es!»

Daten, Wissen und Konzepte für den
Gewässerschutz bei Regenwetter.



www.aqua-urbanica.org

eawag
aquatic research ooo

Wir danken den Sponsoren des Tagungsbandes ganz herzlich für Ihre grosszügige Unterstützung der Aqua Urbanica 2016 Konferenz!



Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH
HANNOVER | DRESDEN | FLENSBURG | NÜRNBERG



STEBATEC[®]

Messen - Steuern - Regeln







Reinigung von Strassenabwasser

Wasser kennt keine Grenzen
L'eau n'a pas de frontière

CANPLAST - Markus Burkhalter
Tel. ++41 (0) 44 715 60 50
Mobil ++41 (0) 79 881 54 30
markus.burkhalter@canplast.ch

www.saintdizierenvironnement.eu - www.canplast.ch

Aqua-Urbanica 2016 Konferenz, 26./27.09.2016

"Miss es, oder vergiss es!"

[Hotel Rigi-Kaltbad, Zentrum 4, 6356 Rigi Kaltbad, Schweiz](#)



Tag	Zeit	Star	Zeit End	Thema	Referent	Institution	Typ*	Land
SO, 25.09.	15:00			Eröffnung Tagungsbüro	Rieckermann	Eawag		
	15:30	17:00		Begrüssung und Ice-breaker (Wasser-Führung, geführte Wanderung, Minigolfturnier, ...)				
	ab 18:00			Apero				
	08:00	09:00		Registrierung und Begrüssungskaffee				
MO, 26.09.	09:00	09:10		Begrüssung	Maurer	Eawag/ETHZ		
	09:10	09:30		Die Bedeutung des Regenwassers für den VSA	Hasler	VSA	R	CH
	09:30	09:50		Erfassung und Interpretation des Abflussgeschehens in einem bewirtschafteten Mischwasserhauptsammler mittels Durchflussmessungen und Videoaufnahmen	Ristenpart	IFS	I	D
	09:50	10:10		Online-Qualitätsmessungen zur Abschätzung des Steuerungspotenzials im Mischsystem	Bachmann	Uni Stuttgart	F	D
	10:10	10:40		Diskussion				
	10:40	11:00		Kaffeepause, Postersession und Fachaustellung				
	11:00	11:20		Messungen in Entwässerungssystemen: Von „DATEN“ zu „WERTEN“	Hoppe	Dr. Pecher AG	I	D
	11:20	11:40		Qualitätssicherung von Messungen in Entwässerungssystemen	Uhl	FH Münster	F	D
	11:40	12:00		Validierung von online Daten mit einem inversen Abflussmodell	Rauch	Uni Innsbruck	F	A
	12:00	12:20		Diskussion				
	12:20	15:40		Mittagspause				
	15:40	16:00		Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins	Wicke	KWB	I	D
	16:00	16:20		Spurenstoffemissionen aus Mischwasserentlastungen - Was sagen uns die Messdaten bezüglich zeitlicher Variabilität?	Launay	Uni Stuttgart	F	D
Session 3: Spurenstoffe (Chair: M. Burkhardt)	16:20	16:40		Die Erfassung fluktuierender Konzentrationen von regentriebenen Mikro-verunreinigungen mit Passivsammlern	Mutzner	Eawag	F	CH
	16:40	17:00		Diskussion				

*I= Ingenieur- /Planungsbüro; F= Forschung; R= Regulator/ Aufsichtsbehörde

Session 4: Regenwasser- behandlung (Chair: W. Rauch)	17:00 17:20	Feldstudie zur Leistungs- und Funktionsfähigkeit von Regenwasserbehandlungsanlagen	Schmidt	HSR	F	CH
	17:20 17:40	Belastung von Versickerungsmulden an Metalldachabflüssen am Beispiel eines Zinkdaches	Helmreich	TU München	F	D
	17:40 18:00	Einsatz von Schrägklärrn zur Regenwasserbehandlung: Sind Aussagen über Wirkungsgrade übertragbar?	Weiss	UFT	I	D
	18:00 18:15	Diskussion				
	18:15 19:00	Blitz-Präsentationen	s. unten	s. unten		
Postersession (Chair: J. Rieckermann)	19:00 20:15	Postersession mit Apero und Fachausstellung				
	20:15	Abendessen				
Session 5: Regen und Überflutungen (Chair: M. Kleidorfer)	09:00 09:20	Messnetz Graz – Anwendung einer inhomogenen Überregnung unter Verwendung verschiedener geometrischer Interpolationsverfahren	Maier	TU Graz	F	A
	09:20 09:40	Können synthetische Niederschlagszeitreihen fehlende Niederschlagsmessungen ersetzen? - Untersuchung an drei großstädtischen Kanalnetzen	Krämer	ITWH	I	D
	09:40 10:00	Die bunte Welt der Gefahrenkarten bei Starkregen – Ein Methodenvergleich	Hürter	Uni Kaisersl.	F	D
	10:00 10:20	Diskussion				
	10:20 11:00	Kaffeepause, Postersession und Fachausstellung				
Session 6: Bewirtschaftung und Optimierung (Chair: Th. Schmitt)	11:00 11:20	Ein hierarchischer Regelungsalgorithmus zur praxistauglichen Abflussregelung von Entwässerungsnetzen	Garbani	Eawag	F	CH
	11:20 11:40	Erweiterung einer Netzwerk-übergreifenden Modellprädiktiven Regelung von einem sensitiven Abwassernetzwerk in Luxembourg: Erfahrungen und Ergebnisse	Cornelissen	RTC4Water	I	LUX
	11:40 12:00	Echtzeitgesteuerte und gekoppelte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Oberflächengewässern im Innenstadtbereich von Århus, Dänemark	Engelke	DHI-WASY	I	D
	12:00 12:20	Diskussion				
	12:20 14:00	Mittagspause, Postersession und Fachausstellung				
Session 7: Richtlinien und Planung (Chair: G. Gruber)	14:00 14:20	Zusammenführung der Regenwasserentsorgungsrichtlinien in der Schweiz	Oppliger	Hunziker-Betatech	I	CH
	14:20 14:40	Berücksichtigung der vielfältigen Potenziale der Regenwasserbewirtschaftung in der Planung	Matzinger	KWB	I	D
	14:40 15:00	Transformation der ländlichen Abwasserinfrastruktur unter Einfluss des Demografischen Wandels	Dilly	Uni Kaisersl.	F	D
	15:00 15:20	Von grauer zu grüner Wasserinfrastruktur am Fallbeispiel Kiruna	Zischg	Uni Innsbruck	F	A
	15:20 15:45	Diskussion				
	15:45 16:15	Zusammenfassung und Ausblick				

Aqua-Urbanica 2016 Konferenz, 26./27.09.2016

"Miss es, oder vergiss es!"

[Hotel Rigi-Kaltbad, Zentrum 4, 6356 Rigi Kaltbad, Schweiz](#)

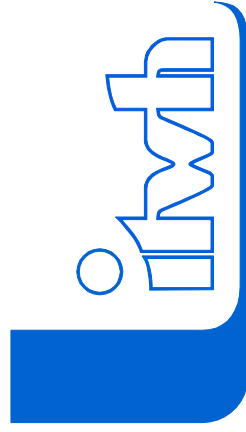


Poster Beiträge

Nr.	Thema	Referent	Institution	Typ*	Land
1	PASST.CH: Screening von ARA-Einzugsgebieten zur Abschätzung des Potenzials von Abflussregelungen	Barberio	Hunziker-Betatech	I	CH
2	Neues Schweizer Testverfahren für Adsorbermaterialien und Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser	Burkhardt	HSR	F	CH
3	Untersuchung störungsbehafteter Strömungsvorgänge im Kanalnetz und deren Auswirkung auf die Durchflussmessung	Ebbert	FH Münster	F	D
4	Rückschlüsse auf Kanalnetz-Charakteristika aus Kläranlagen-Betriebsdaten	Eicher	Ing. Büro Eicher	I	CH
5	Labor und Praxis im Einklang - Mehrjähriges Beprobungsprogramm an einer DIBt-zugelassenen Behandlungsanlage	Töws	Funke Kunststoffe	I	D
6	Beschriftung von Ablaufschächten	Herrn	AWA Bern	R	CH
7	Fehler in der Mengenbilanz	Hesse	Stebatec	I	CH
8	Schwermetalle in Verkehrsflächenabflüssen: methodenspezifische Einflüsse von Monitoring-Programmen auf Datenqualität und Untersuchungsergebnisse	Huber	TU München	F	D
9	Einflussgrößen auf die stoffliche und hydraulische Leistungsfähigkeit dezentraler Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse	Huwe	Hauraton	I	D
10	Vorteile und Grenzen des Einsatzes von Bioindikationsmethoden bei der Beurteilung von Gewässerbeeinträchtigungen	Küry	Life Science AG	I	CH
11	Zentrale Meta-Datenbank über verfügbare Regendaten für die Siedlungswasserwirtschaft in der Schweiz	Magnolay	BAFU	R	CH
12	Detaillanalysen und Empfehlungen zur Anwendung des Starkregenindex für die Bewertung von Starkregenereignissen	Scheid	Uni Kaiserslautern	F	D

*I= Ingenieur- /Planungsbüro; F= Forschung; R= Regulator/ Aufsichtsbehörde

Wir danken den Sponsoren des Tagungsbandes ganz herzlich für Ihre grosszügige Unterstützung der Aqua Urbanica 2016 Konferenz!



Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH
HANNOVER | DRESDEN | FLENSBURG | NÜRNBERG



STEBATEC[®]

Messen - Steuern - Regeln

The advertisement is a horizontal banner. On the left, the 'saint dizier ENVIRONNEMENT' logo is displayed in blue, with the tagline 'Innovationen für sauberes Wasser' in red below it. To the right of the logo is a large red triangle pointing right, followed by the text 'Reinigung von Strassenabwasser' in red. Below this, the phrase 'Wasser kennt keine Grenzen' is written in black, with its French translation 'L'eau n'a pas de frontière' in a smaller font underneath. On the far right, the 'CANPLAST A' logo is shown, with the tagline 'Nachhaltige Lösungen' below it. At the bottom right, contact information for Markus Burkhalter is provided: 'CANPLAST - Markus Burkhalter', 'Tel. ++41 (0) 44 715 60 50', 'Mobil ++41 (0) 79 881 54 30', and 'markus.burkhalter@canplast.ch'. The entire banner is set against a background of light blue dots and a circular graphic on the left.

www.saintdizierenvironnement.eu - www.canplast.ch

Inhaltsverzeichnis

PLATTFORM PRÄSENTATIONEN

MONTAG, 26.09.2016

Session 1: Messtechnik und Prozesse	S. 2
Session 2: Datenqualität	S. 15
Session 3: Spurenstoffe	S. 29
Session 4: Regenwasserbehandlung	S. 45

DIENSTAG, 27.09.2016

Session 5: Regen und Überflutungen	S. 61
Session 6: Bewirtschaftung und Optimierung	S. 76
Session 7: Richtlinien und Planung	S. 96

POSTER PRÄSENTATIONEN

MONTAG, 26.09.2016

Beiträge in alphabetischer Reihenfolge	S. 119
--	--------

PROGRAMMKOMITEE

Eawag/ETH Zürich: Max Maurer und Jörg Rieckermann, TU Graz: Dirk Muschalla und Günter Gruber,
TU Kaiserslautern: Theo G. Schmitt und Inka Kaufmann Alves, Universität Innsbruck: Wolfgang Rauch
und Manfred Kleidorfer, HSR Hochschule für Technik Rapperswil: Michael Burkhardt und Stella Schmidt,
Universität Stuttgart: Ulrich Dittmer

ORGANISATIONSKOMITEE

Frank Blumensaat (ETH Zürich), Michael Brögli (Holinger AG), Markus Gresch (Hunziker-Betatech), Martin
Gutmann, (Sennheiser Werner und Rauch Ingenieure), Stefan Hasler (Amt für Wasser und Abfall, Kanton Bern),
Michael Leonhardt (VSA), Max Maurer (Eawag, ETH Zürich), Jörg Rieckermann (Eawag), Luca Rossi (E-dric),
Philipp Staufer (Amt für Umwelt, Kanton Solothurn)

Session 1:

Messtechnik und Prozesse

Erfassung und Interpretation des Abflussgeschehens in einem bewirtschafteten Mischwasserhauptsammler mittels Durchflussmessungen und Videoaufnahmen

E. Ristenpart^{1,*}, Y. Lund-Weiß² und B. Strauch²

¹ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH, Stiftstr. 12, D-30159 Hannover

²Stadtentwässerung Hannover, Sachgebiet Generalplanung (OE 68.11), Sorststraße 16, D-30165 Hannover

*Email des korrespondierenden Autors: ristenpart@ifs-hannover.de

Kurzfassung In dieser Fallstudie wird das komplexe Abflussverhalten des zentralen Mischwassersammlers im Kanalnetz der Stadt Hannover mittels der Ergebnisse einer aufwändigen Niederschlag-Abfluss-Messkampagne einschließlich Videoaufzeichnungen eingehend untersucht und umfassend beurteilt. Die Methoden zur Erzielung qualitativ hochwertiger Messdaten unter schwierigen hydrometrischen Randbedingungen werden erläutert. Angesichts der Bewirtschaftung des Sammlers wird das Abflussgeschehen erwartungsgemäß maßgeblich durch das am Ende des Zentralsammlers angeordnete und als Regelorgan fungierende Einlaufpumpwerk am Klärwerk beeinflusst. Das Abflussregime zeigt sensible Reaktionen auf die Pumpensteuerung, die mit den Messdaten detailliert nachgewiesen und analysiert werden. Weitere Verwendungszwecke der Daten sind die Kalibrierung eines hydraulischen Kanalnetzmodells und die Planung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet.

Schlagwörter: Niederschlag-Abfluss-Messkampagne, Videoaufnahmen, Messdatenverarbeitung, Bewirtschaftung, Abflussregime, Kanalnetz

1 EINLEITUNG

In der hier beschriebenen praktischen Fallstudie wurde das komplexe Abflussverhalten des zentralen Mischwassersammlers in Hannover im Rahmen einer Messkampagne mittels Durchfluss-, Wasserstand- und Niederschlagsmessungen sowie Videoaufzeichnungen an mehreren Stellen für die Dauer von rund 1¼ Jahren näher untersucht und eingehend beurteilt.

Zu den Zielen des Messprojekts als Grundlage für spätere Planungen gehörten die Gewinnung von Erkenntnissen und die Ableitung von Maßnahmen (i) für eine Ertüchtigung des Zentralsammlers bei Starkregenereignissen (Analyse der stattfindenden hochdynamischen Abflussprozesse vor dem Hintergrund von Entlüftungsschwierigkeiten) sowie (ii) für eine eventuelle Nachrüstung des dortigen Regenüberlaufs in Bezug auf eine weitergehende Mischwasserbehandlung (genaue Erfassung der Entlastungsmengen in den Vorfluter und Untersuchung des hydraulischen Geschehens vor und nach der Entlastungsschwelle in Bezug auf eventuell einzusetzende maschinelle Siebanlagen).

2 UNTERSUCHUNGSGEGENSTAND UND -METHODEN

2.1 Messgebiet

Das Kanalnetz der Stadt Hannover mit einer Länge von insgesamt etwa 2.500 km entwässert im Kerngebiet im Misch- und in den umliegenden Gebieten im Trennsystem. Durchzogen ist das Netz von 5 großen Hauptsammlern, von denen einer Mischwasser abführt.

Das Messgebiet beschränkt sich auf den unteren Bereich des zentralen Mischwasserhauptsammlers mit einer Länge von rund 4 km bis zur Kläranlage. Das beträchtliche Stauvolumen dieses Zentralsammlers (28.000 m³) mit seinen großen Kanalquerschnitten (Messprofile DN 2200 bis DN 3400) wird mittels Steuerung des Eingangspumpwerks des Klärwerks bewirtschaftet. Zweiter wesentlicher Einflussfaktor für die Hydraulik ist ein großer Regenüberlauf (RÜ) mit einem Streichwehr (Schwellenlänge 42 m) eingangs des Messgebiets, der die letzte Entlastungsstelle vor der Kläranlage darstellt.

2.2 Messprogramm

Es wurden an 5 Messstellen in den vorgenannten Großprofilen temporäre Durchflussmessungen sowie an 1 Station temporäre Niederschlagsmessungen mittels mobilen Geräten sowie an 4 Stellen in Sonderbauwerken (RÜ, Schieberschacht) Videoaufzeichnungen durchgeführt. Des Weiteren wurden auch von im Messgebiet vorhandenen stationären Betriebsmesseinrichtungen der Stadtentwässerung Hannover erfasste Messdaten verwendet (21 Messgrößen zu Durchflüssen, Wasserständen und Niederschlägen sowie Schieberstellungen in 4 ausgewählten Sonderbauwerken).

Am RÜ wurden alle Abwasserströme (Zuläufe Q_{Zu1} und Q_{Zu2} , Ablauf Q_{Ab} , Überlauf Q_U) vollständig erfasst - sowohl durch kontinuierliche kombinierte Messung von Fließgeschwindigkeiten und redundanten Wasserständen mittels Großsensoren höherer Reichweite zur Durchflussberechnung als auch durch kontinuierliche Filmaufzeichnungen in der RÜ-Kammer mittels Videokameras zum weitergehenden „Sichtbarmachen“ der Strömungsvorgänge (s. Abb. 1). Die fünfte Durchflussmessstelle befand sich in einem Schieberbauwerk 1.580 m unterhalb des RÜ im Zentralsammler.

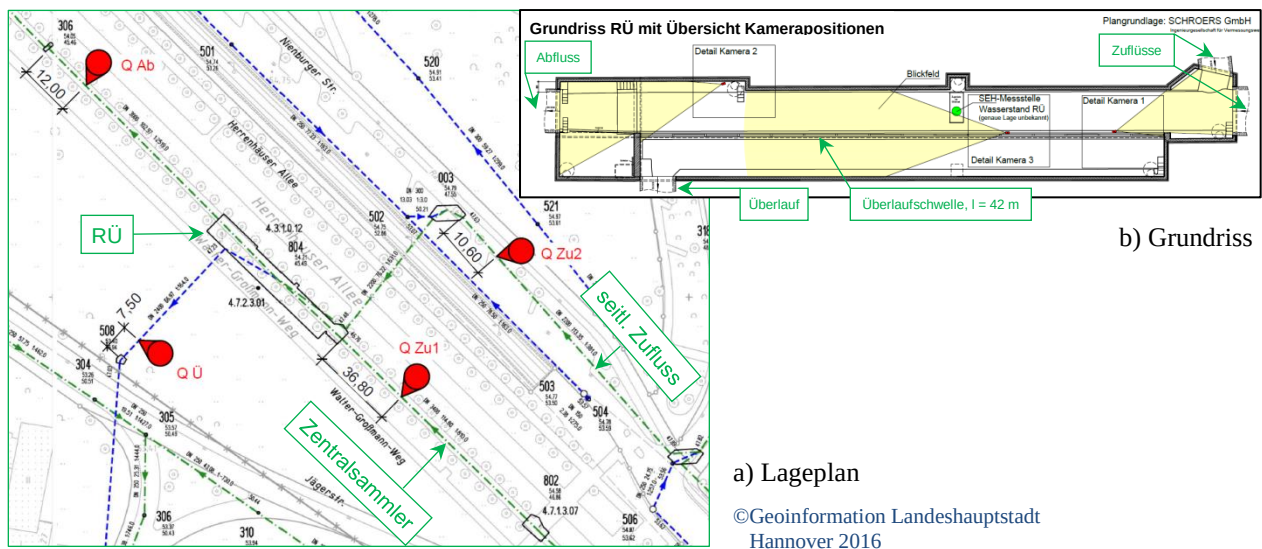


Abbildung 1: a) Lageplan temporäre Durchflussmessstellen und b) Grundriss RÜ mit Videokameras

Bei Planung der Ausrüstung und insbesondere Auswahl der Verfahren zur Durchflussmessung sowie des Messbetriebs war zu berücksichtigen, dass es an allen Messstellen bei selteneren Starkregenereignissen zu Rückstau und zu einer Vollenfüllung der Kanäle bis hin zum Überstau der Schächte kommen kann. An Messwertaufnehmer und ihren Einbau wurden aus hydrometrischer und betrieblicher Sicht entsprechend hohe Anforderungen gestellt. Zum Einsatz kamen Geräte des Fabrikats Nivus PCM Pro mit Sensoren des Typs CS2 Vektor Profiler (Reichweite bis zu 5 m für Großprofile), die nach dem Verfahren der Ultraschall-Echobild-Mustererkennung mittels Kreuzkorrelation arbeiten. Dabei werden in bis zu 16 höhen-gestaffelten Messfenstern Einzelgeschwindigkeiten v_i (vgl. Abb. 2 und 4b) ermittelt und aus diesen vertikalen Geschwindigkeitsprofilen dann zunächst die mittlere Geschwindigkeit v_m und schließlich unter Berücksichtigung der Fließquerschnittsfläche (abgeleitet aus 2 redundant gemessenen Wasserständen h_{Dr} und h_{Us}) der Durchfluss Q berechnet.

Im Standardmessmodus läuft diese Art der Durchflussmessung geräteintern ab und es werden lediglich die Ergebnisse für die Messgrößen h , v_m und Q im gewählten Messtakt (Minimum 1 Minute) vom Datenlogger gespeichert. Um die wertvollen Detailinformationen zu den Einzelgeschwindigkeiten v_i nicht zu verlieren und für die spätere Datenprüfung und ggf. -korrektur nutzen zu können, wurden sie in diesem Vorhaben in einem speziellen Modus als zusätzliche Rohdaten für jeden Messzeitschritt abgelegt.

2.3 Datenverarbeitung, -prüfung und -korrektur

Im Rahmen der Datenverarbeitung wird bei der Erzeugung von Sekundärdaten aus den erfassten Rohdaten (s.a. DWA, 2011 und Uhl et al., 2016) nicht der messgeräteintern ermittelte Durchfluss verwendet, sondern es erfolgt für jeden Zeitschritt eine nachträgliche Neuberechnung des Durchflusses aus der mittleren Geschwindigkeit v_m und dem maßgeblichen Wasserstand h unter Berücksichtigung von Zusatz-

informationen wie ggf. vorhandenen detaillierten Sonderprofilabmessungen und zeitlich veränderlichen Sohlablagerungen, die im Messumformer nicht geräteintern zur Verfügung gestellt werden können.

Die nachfolgende Datenprüfung beinhaltet umfangreiche Einzelprüfungen für das vollständige Kontinuum der Zeitreihen der temporären Durchflussmessungen. Es kommen dabei sowohl automatisierte EDV-gestützte Verfahren gemäß den numerischen Kriterien aus dem DWA-Merkblatt 181 (DWA, 2011) als auch individuelle visuelle und manuelle tabellarische Überprüfungsmethoden zum Einsatz. Werden Datenlücken oder -fehler gefunden, erfolgt eine Kennzeichnung in den Sekundärdaten und ggf. eine Datenkorrektur - auch unter Zuhilfenahme der kontinuierlich erfassten Geschwindigkeitsprofile -, die ebenfalls je nach Korrekturart unterschiedlich gekennzeichnet wird.

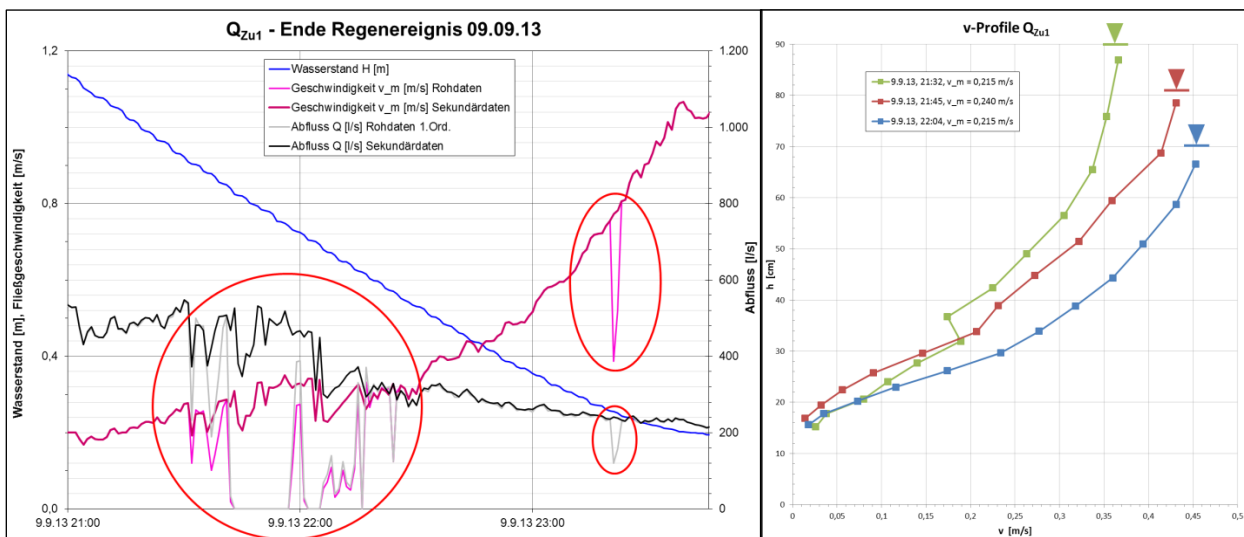


Abbildung 2:

a) Ganglinien Durchflussmessstelle mit Datenlücken und -korrektur und b) zugehörige Geschwindigkeitsprofile

Das aufwändige manuelle Verfahren der Datenkorrektur ist in Abb. 2 anhand eines beispielhaften Regenereignisses illustriert, in dessen Endphase der Rückstau gerade abklingt (siehe a): fallender Wasserstand, deutlich wieder ansteigende Fließgeschwindigkeit). Die fehlenden und fehlerhaften Messwerte von Geschwindigkeit und entsprechend auch Abfluss zwischen 21:32 Uhr und 22:24 Uhr wurden mit Hilfe der Einzelwerte aus den Geschwindigkeitsprofilen (siehe b) rekonstruiert und die Datenlücke so geschlossen.

3 ABFLUSSGESCHEHEN BEI TROCKENWETTER

Die teilautomatisierte Trockenwetterauswertung lieferte Kenndaten und Statistiken des Trockenwetter-Abflussgeschehens für jede einzelne Messstelle (Tagesganglinien und Stundenmittelwerte mit Maxima und Minima der Trockenwetterabflüsse, mittlere Trockenwetter- und Fremdwasser-Tagesabflüsse sowie Jahresganglinien der Trockenwetter- und Fremdwasserabflüsse mit Monatsmittelwerten ebenfalls einschließlich Maxima und Minima). Im räumlichen Zusammenhang des Entwässerungssystems waren die Werte entsprechend der Netzverknüpfung plausibel und wiesen bei direkt vergleichbaren Messstellen (z.B. Zu- und Abflüsse des RÜ) nur sehr geringe Abweichungen auf.

Bei der eingehenden Untersuchung der Trockenwetter-Tagesganglinien wurde an zwei Messstellen festgestellt, dass deren Verlauf maßgeblich von betrieblichen Einflussfaktoren geprägt ist (Rückstau-einfluss durch unterhalb vorgenommene Bewirtschaftung der Abflüsse, starke Abflussschwankungen infolge Pumpwerkstätigkeit). Die Analyse der jeweils voneinander abhängigen hydraulischen Kenngrößen Wasserstand und Fließgeschwindigkeit bzw. Abfluss an den Messstellen bestätigte, dass bereits bei Trockenwetter eine Bewirtschaftung des Zentralsammlers erfolgt.

In dem in Abbildung 3 dargestellten fünftägigen Trockenwetterzeitraums zeigt der Abfluss an der am weitesten unterstrom liegenden Kanalmessstelle Q_{ZS8} am ersten und schwächer ausgeprägt auch noch am zweiten Tag einen untypischen Verlauf infolge besagter Bewirtschaftung. Noch deutlicher wird dies an der zugehörigen Wasserstandganglinie, die am 02.10. und auch noch am 03.10.14 erhöhte Werte aufweist sowie an der dortigen Fließgeschwindigkeitsganglinie, die korrespondierend mit dem Wasserstand einen

Rückgang sichtbar macht. Beides zusammen belegt die Rückstauvorgänge. Zur Beseitigung dieses Rückstaus wird offensichtlich die Förderleistung des Pumpwerks am 02.10. auf rund 750 l/s erhöht und am 03.10. länger auf 500 l/s eingestellt. An den weiter oberhalb liegenden Messstellen ist kein Rückstau erkennbar. In der zweiten Hälfte des Zeitraums ab dem 04.10.14 weisen dann alle Ganglinien einen nahezu ungestörten Trockenwetterverlauf ohne Bewirtschaftungseinfluss auf. Dies lässt sich auch an dem gut übereinstimmenden Verlauf der Abflussganglinien des Einlaufpumpwerks am Klärwerk und der unteren Kanalmessstellen ablesen.

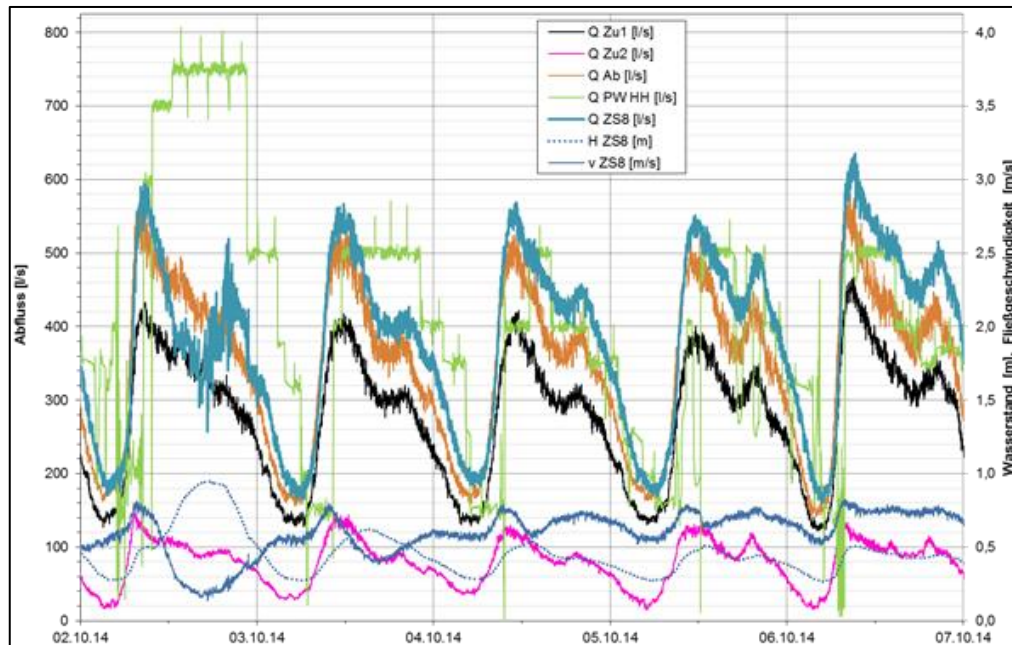


Abbildung 3: Beispielhafte Ganglinien Trockenwetterabfluss vom 02.-06.10.14 (Donnerstag bis Montag)

4 ABFLUSSGESCHEHEN BEI REGENWETTER

Das Niederschlag-Abflussgeschehen im Zentralsammler konnte mit Hilfe des gewonnenen Messdatenpools umfassend beurteilt werden. Das Abflussregime zeigt über einen großen Einflussbereich bis hinauf zu den Zuflüssen des RÜ sensible Reaktionen auf die Bewirtschaftung mittels des Einlaufpumpwerks am Klärwerk. Ausgewählte besondere Auswirkungen werden nachfolgend näher erläutert.

4.1 Regenereignis mit Fließumkehr im Nachlauf

Zur Erläuterung des Niederschlag-Abflussgeschehens im Zentralsammler wird das Regenereignis vom 24.05.14 beispielhaft herangezogen, bei dem keine Entlastung am RÜ stattfand. Es handelt sich hierbei um ein kompaktes, kurzzeitiges Ereignis eher geringerer Stärke, mit dem jedoch die Abflussvorgänge gerade deshalb grundlegend gezeigt werden können.

Der Vergleich der hier nicht dargestellten Ober- und Unterlieger-Wasserstände am RÜ (Zuflüsse 1 und 2 sowie RÜ-Kammer gegenüber Ablauf, ZS8 und PW HH) verdeutlicht die hydraulische Entkopplung für diesen Lastfall durch den Sohlabsturz am Ende des RÜ mit einer Höhendifferenz von rd. 1,2 m. Das zum unteren Teil des Zentralsammlers gelangende Abflussvolumen wird dort zunächst zwischengespeichert und über einen längeren Zeitraum bis zum nächsten Tag gegen 9 Uhr langsam dem Klärwerk zugeführt.

Die Maxima der Durchflussganglinien wurden gemäß Abbildung 4a) ca. 1 Stunde nach Niederschlagsbeginn bzw. rund eine $\frac{3}{4}$ Stunde nach dem Niederschlagsmaximum erreicht. Das Pumpwerk förderte während der Maximalabflüsse an den Kanalmessstellen ($Q_{Ab,max} = 4,5 \text{ m}^3/\text{s}$) höchstens $Q_{PW HH} \approx 0,65 \text{ m}^3/\text{s}$. Kurz vorher und hinterher wurde es sogar für 3 – 10 Minuten ganz abgeschaltet. Bei fallenden Kanalabflüssen kehrte es nach einigen Schwankungen ab etwa 19 Uhr wieder in einen Dauerbetrieb mit abgestuften Förderraten zwischen ca. $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$ und $1 \text{ m}^3/\text{s}$ zurück.

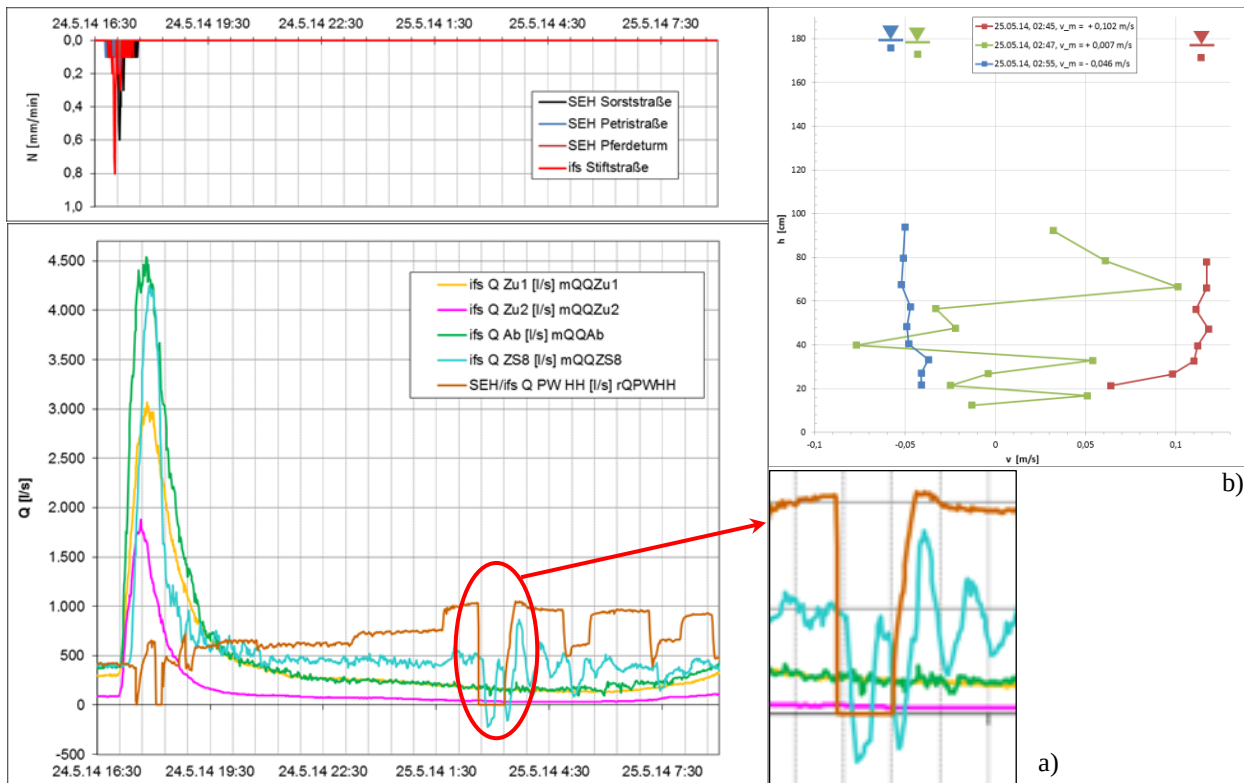


Abbildung 4: a) Niederschlag- und Abflussganglinien und b) Fließgeschwindigkeitsprofile Q_{ZS8} während eines Regenereignisses mit Fließumkehr

Abrupte Änderungen der Pumpenförderleistung am Klärwerk erzeugten am ZS8 ab ca. 18:20 Uhr nach Abklingen der Scheitelabflüsse kurzperiodische und ab 2:38 Uhr im Ereignisnachlauf langperiodische Schwingungen des Durchflusses mit Maxima von bis zu knapp $1 \text{ m}^3/\text{s}$ und Minima bis $-0,2 \text{ m}^3/\text{s}$. In zwei Perioden wurde der Abfluss somit sogar negativ, d.h. es kam in diesen Zeiträumen für 13 min bzw. 7 min zu einer Fließumkehr, die sowohl in der Ganglinie (s. Ausschnittvergrößerung Abbildung 4a) als auch in den schrittweise ins Negative umschlagenden Geschwindigkeitsprofilen (s. Abbildung 4b) deutlich wird. Im übrigen wird sie auch durch die zeitgleichen Videoaufzeichnungen bestätigt. Am Ablauf des RÜ sind ebenfalls noch geringe Rückgänge des Durchflusses in diesen Zeiträumen feststellbar.

4.2 Wasserstand- und Durchflussschwingungen bei Starkregen zu Ereignisbeginn

An den Messstellen Q_{ZS8} und Q_{Ab} konnten Wasserstand- und Durchflussschwingungen beobachtet werden, die während des Wasserspiegelanstiegs im Verlauf von Regenereignissen besonders stark auftraten. Insbesondere am 18.08.2013 ist dieses Phänomen in Abbildung 5 gut erkennbar. Die über längere Zeit sehr hohen Wasserstände (Q_{ZS8} war z.B. ab 20:01 Uhr für knapp $\frac{3}{4}$ Stunden eingestaut) bei geringsten Fließgeschwindigkeiten von im Mittel $0,13 \text{ m/s}$ zeigen, dass es zu Rückstau im Zentralsammler kam, der durch stark ansteigende Niederschlagabflüsse aus den Einzugsgebieten oberhalb und ihre nicht ausreichende Weiterleitung verursacht wurde.

Die Schwingungen wurden offensichtlich durch die sehr stark zwischen rd. $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ und $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ schwankende Pumpleistung am Eingangspumpwerk II hervorgerufen. An allen Messstellen traten diese Schwingungen im gleichen Zeitraum und mit der gleichen Frequenz auf. Nach Vergleichmäßigung der Pumpleistung auf konstant rund $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ab 20:52 Uhr verringerten sich zwar auch die Schwingungen im Kanalnetz oberstrom - bis sie ganz abgeklungen waren, verging aber noch mehr als eine Stunde.

Bei Starkregenereignissen läuft der untere Abschnitt des Sammlers demnach aufgrund der vorgesehenen begrenzten Förderung am Pumpwerk voll und es kann zu sehr schnellen Wasserspiegelanstiegen kommen, die zuerst das noch im Kanal über dem Wasserkörper vorhandenen Luftpölster und dann das Mischwasser abrupt an die Geländeoberfläche befördern. Dies kann sich in hochdynamischen Überstauvorgängen mit vorherigem abruptem Austritt eines Luft-Wasser-Gemisches äußern.

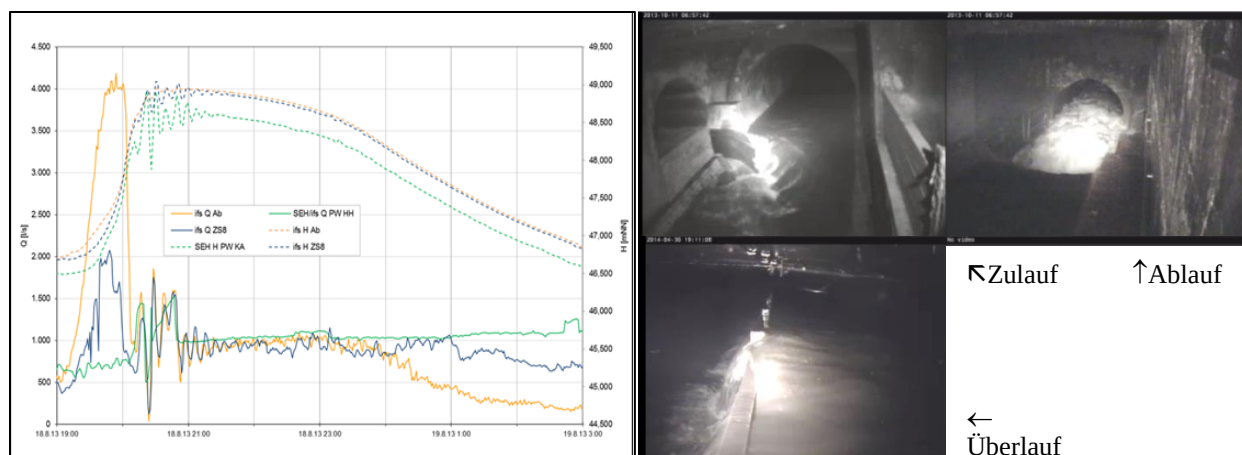


Abbildung 5: a) Wasserstand- und Durchflussschwingungen zu Ereignisbeginn an RÜ-Ablauf und Klärwerk
 b) zeitgleiche Videoaufzeichnung Abflussgeschehen am RÜ

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Das Niederschlag-Abflussgeschehen im Zentralsammler kann mit Hilfe des gewonnenen Messdatenpools umfassend beurteilt werden. Dabei ist gerade auch der Rückgriff auf zusätzlich gespeicherte, umfassende Detailinformationen aus den Rohdaten hilfreich. Mit den ergänzenden Videoaufzeichnungen konnten bisher unerklärliche und nicht messbare Zustände erfasst und das Verständnis für die komplexen hydraulischen Vorgänge im Bereich von Regenüberlauf und Schieberbauwerk ZS8 erweitert werden.

Angesichts der Bewirtschaftung des Zentralsammlers wird das Abflussgeschehen erwartungsgemäß maßgeblich durch das an dessen Ende angeordnete und als Regelorgan fungierende Einlaufpumpwerk II am Klärwerk beeinflusst. Das Abflussregime des Zentralsammlers zeigt sensible Reaktionen auf die Pumpensteuerung. Angesichts seines großen Einflussbereichs bis hinauf zu den Zuflüssen des RÜ sollte bei der Regelung der Pumpen „mit ruhiger Hand“ vorgegangen werden, um eine unnötige Induzierung starker künstlicher Schwingungen zu vermeiden. Sollte darüberhinaus im Hinblick auf die Optimierung der Pumpenregelung näherer Untersuchungsbedarf bestehen, so lassen sich die vorhandenen Daten dahingehend noch weiter auswerten.

Zudem kann mit den erhobenen Messdaten das vorliegende hydraulische Kanalnetzmodell kalibriert werden, um auch mittels hydrodynamischer Simulation mit größerer Genauigkeit Entlastungsmengen in den Vorfluter Leine und Schmutzfrachten bei Überlaufereignissen zu bestimmen. Auf Grundlage belastbarer Bestandsdaten können damit abgesicherte Berechnungsergebnisse für nachfolgende Planungsvorhaben erzielt werden.

Aufbauend auf der Analyse des Niederschlag-Abflussgeschehens können auch Sanierungsmaßnahmen für problematische Abwasseranlagen besser abgeleitet werden. Insbesondere die Lösung der Entlüftungsschwierigkeiten im unteren Bereich des Zentralsammlers, die Sanierung des seitlich zufließenden Sammlers (Einzugsgebiet Zu2), eine eventuelle Nachrüstung des Regenüberlaufs in Bezug auf eine weitergehende Mischwasserbehandlung und auch der Ersatzneubau des Einlaufpumpwerks am Klärwerk Herrenhausen (s.o.) sind konkrete Aufgaben, für die die neuen Erkenntnisse über das Systemverhalten vorteilhaft genutzt werden können.

6 REFERENZEN

- DWA (2011). Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen. Merkblatt DWA-M 181, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef (Hrsg.).
- LANUV (2008). Arbeitshilfe für die Durchführung von Messungen im Kanalnetz zur Ermittlung des abflusswirksamen Anteils der befestigten Flächen in Nordrhein-Westfalen. LANUV-Arbeitsblatt 4, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- ifs (2015). Messkampagne Zentralsammler. Erläuterungsbericht mit Schlussdokumentation, unveröffentlicht, im Auftrag der Stadtentwässerung Hannover.
- Uhl, M., Sitzmann, D., Ristenpart, E., Weiß, G. (2016). Qualitätssicherung von Messungen in Entwässerungssystemen. Konf. Aqua Urbanica, Zürich/Rigi.

Online-Qualitätsmessungen zur Abschätzung des Steuerungspotenzials im Mischsystem

A. Bachmann-Machnik*, J. Wetzel und U. Dittmer

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Univ. Stuttgart, Bandtäle 2, D-70569 Stuttgart

*Email des korrespondierenden Autors: anna.bachmann@iswa.uni-stuttgart.de

Kurzfassung Qualitätsbasierte Kanalnetzsteuerungen können die Gewässerbelastung aufgrund von Mischwasserentlastungen vermindern. Um das Potenzial von Online-Qualitätsmessungen als Grundlage für eine qualitätsbasierte Steuerung abzuschätzen, wurde ein Regenüberlaufbecken im Mischsystem mit Online-Qualitätssonden ausgestattet. Durchfluss- und Qualitätsdaten wurden für 33 Ereignisse am Becken ausgewertet und auf Spülstoßphänomene untersucht. Es waren keine signifikanten Korrelationen zwischen der Ausprägung der Spülstöße mit verschiedenen Ereignischarakteristika wie vorangegangene Trockenwetterphase, Niederschlagsintensität oder Niederschlagssumme erkennbar. Dies deutet darauf hin, dass der Ansatz von Akkumulation und Abtrag allein keine ausreichende Grundlage für eine qualitätsbasierte Kanalnetzsteuerung darstellt.

Schlagwörter: Online-Qualitätsmessungen, Mischwasserentlastungen, Kanalnetzsteuerung

1 EINLEITUNG

Kurzzeitige Spitzen von Abfluss und Schadstoffkonzentrationen durch Mischwasserentlastungen können aquatische Ökosysteme nachhaltig schädigen (z. B. Ellis und Hvitved-Jacobsen, 1996; Ellis, 2000; Borchardt et al., 1998; Burton und Pitt, 2002; Casadio, et al. 2010; Passerat et al., 2011) und den ökologischen und chemischen Zustand der Gewässer beeinträchtigen. Verbundsteuerungen im Kanalnetz können Emissionen aus Mischsystemen effektiv reduzieren (z. B. Weinreich et al., 1997; Pleau et al., 2005; Dirckx et al., 2011; Seggelke et al., 2013). Trotz der positiven Betriebserfahrungen, die im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte seit den 1980er Jahren beschrieben wurden (z. B. Schilling et al., 1989; Schütze et al., 2004), hat sich die Verbundsteuerung in der Praxis nicht durchgesetzt.

Bei den bisher umgesetzten Steuerungsarten handelt es sich fast ausschließlich um volumenbasierte Steuerungen d. h., dass das übergeordnete Ziel der Steuerung die Minimierung emittierter Volumina darstellt. Da eine Verminderung der Überlaufvolumina jedoch nicht immer in einer Minimierung der ökologischen Auswirkungen resultiert (siehe Rauch und Harremoës, 1999), führen rein volumenbasierte Steuerungsstrategien nicht zwangsläufig zu einer Optimierung der Gewässerqualität. Die Überlagerung von Verdünnungseffekten mit Spülstößen kann während Regenereignissen schwer vorhersehbare und große Schwankungen von Schadstoffkonzentrationen im Ereignisverlauf hervorrufen. Qualitätsbasierte Steuerungen sollen diese Effekte berücksichtigen und somit in Hinblick auf emittierte Frachten optimale Steuerungsentscheidungen treffen. Die Berücksichtigung von Verschmutzungskonzentrationen bei qualitätsbasierten Steuerungen kann dabei sowohl direkt durch Online-Qualitätsmessungen (im Folgenden als qualitätsabhängige Steuerung bezeichnet) erfolgen als auch indirekt durch Schmutzfrachtmodellierungen. Bei der Verwendung von Ergebnissen aus Schmutzfrachtmodellierungen als Eingangsgröße für die Steuerung stellt sich die Frage, ob Phänomene wie beispielsweise Akkumulation und Abtrag an der Oberfläche sowie Sedimentation und Remobilisierung im Kanal in den Schmutzfrachtmodellen ausreichend genau implementiert sind, um diese Phänomene realitätsnah nachbilden zu können, so dass eine optimale Steuerungsentscheidung basierend auf Modellierungsergebnissen getroffen wird.

Um diesen Zusammenhängen nachzugehen, wurde ein Regenüberlaufbecken (RÜB) mit online UV-Vis Spektrometersonden zur Qualitätsmessung ausgerüstet. In diesem Beitrag wird eine umfassende Auswertung der Qualitätsdaten in Verbindung mit Durchflussdaten durchgeführt. Die Untersuchung der Daten soll Aufschluss darüber geben, ob und inwieweit Schmutzfrachtsimulationen als Grundlage zur qualitätsabhängigen Steuerung dienen können und welche Vorteile die Verwendung von Online-Qualitätsmessungen als Input von Kanalnetzsteuerungen liefern kann.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Untersuchungsgebiet und Monitoring

Das mit UV-Vis Spektrometersonden ausgestattete RÜB ist als Fangbecken im Nebenschluss konstruiert (siehe Abbildung 1). Das RÜB verfügt über ein Speichervolumen von 713 m³ bei einem Drosselabfluss von 126 l/s. Es ist angeschlossen an ein Gebiet mit 4.730 Einwohnern und einer undurchlässigen Fläche von 106 ha. Die verwendeten Niederschlagsdaten stammen von einem Regenschreiber in 4,3 km Entfernung zum RÜB.

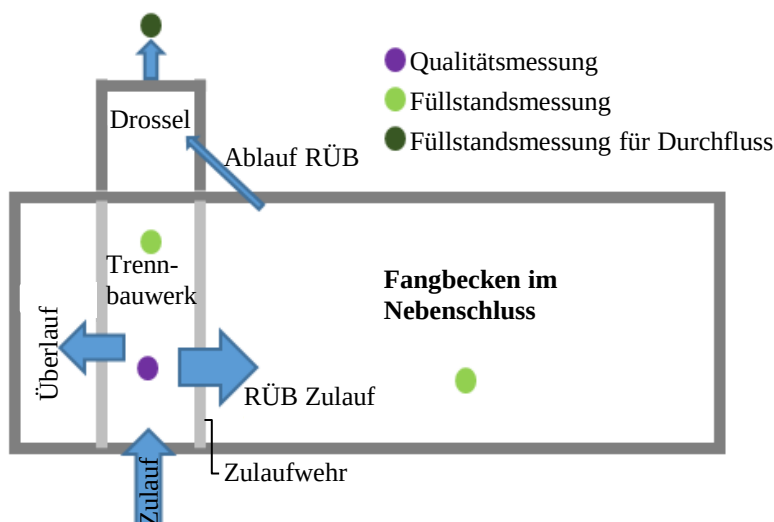


Abbildung 1: Querschnitt der überwachten Fangbecken im Nebenschluss; Ansicht von oben nach Klippstein und Dittmer (2012)

Im Trennbauwerk des RÜB wurde eine UV-Vis Spektrometersonde (s::can sprectro::lyser) zur Messung der Äquivalenzzkonzentrationen von abfiltrierbaren Stoffen (AFS), chemischem Sauerstoffbedarf (CSB) und Nitrat installiert. Werte für die Parameter wurden in 5-Minuten Intervallen aufgezeichnet. Die Sonde wurden global auf die vom Hersteller angebotene Kalibrierung „Zulauf Kläranlage“ kalibriert. Die Messungen starteten im August 2014 und wurden bis August 2016 fortgesetzt.

2.2 Datenauswertung

Fracht- und Volumencharakteristiken im Zulauf des Trennbauwerks wurden für 33 Ereignisse von August bis Oktober 2014 an einem RÜB ausgewertet. Ein Ereignis definiert dabei in diesem Beitrag den Zeitraum, ab dem ein bestimmter Wasserstand (oberhalb des maximalen Trockenwetterabflusses) im Trennbauwerk überschritten wird bis zum dem Zeitpunkt, ab dem der Wasserstand wieder unterschritten wird, unabhängig davon, ob Zulauf zum RÜB stattgefunden hat oder ob das Becken wieder vollständig geleert ist. Auf diese Weise soll die Erfassung von Trockenwetterzulauf im Trennbauwerk bei langsamer Beckenentleerung, der zu einer Verschleierung von Spülstößen bei Regenereignissen führen kann, weitestgehend ausgeschlossen werden. Im Gegensatz zur Ereignisdefinition wird ein Regenereignis in diesem Beitrag als der Zeitraum definiert, in dem der Regenschreiber an mehr als drei aufeinander folgenden Minuten Niederschlag aufzeichnet.

Die Verteilungsfunktionen von kumulierter Masse gegen kumuliertes Volumen ($M(V)$ -Kurve) im Zulauf des Trennbauwerks wurden für jedes Ereignis aufgetragen (siehe Bertrand-Krajewski et al., 1998). Zusätzlich wurde für jedes Ereignis ein Spülstoßindex (SI) errechnet, der das Verhältnis der kumulierten durchgelaufenen Fracht bei 30 % des Volumendurchgangs wiedergibt (siehe Abbildung 2).

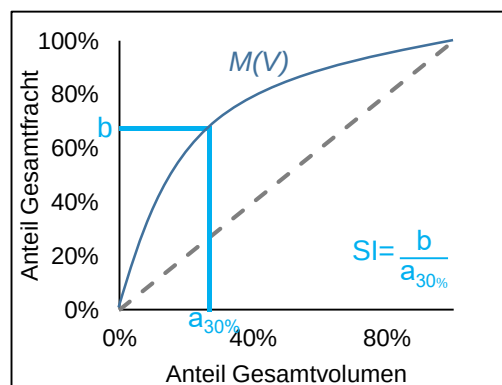
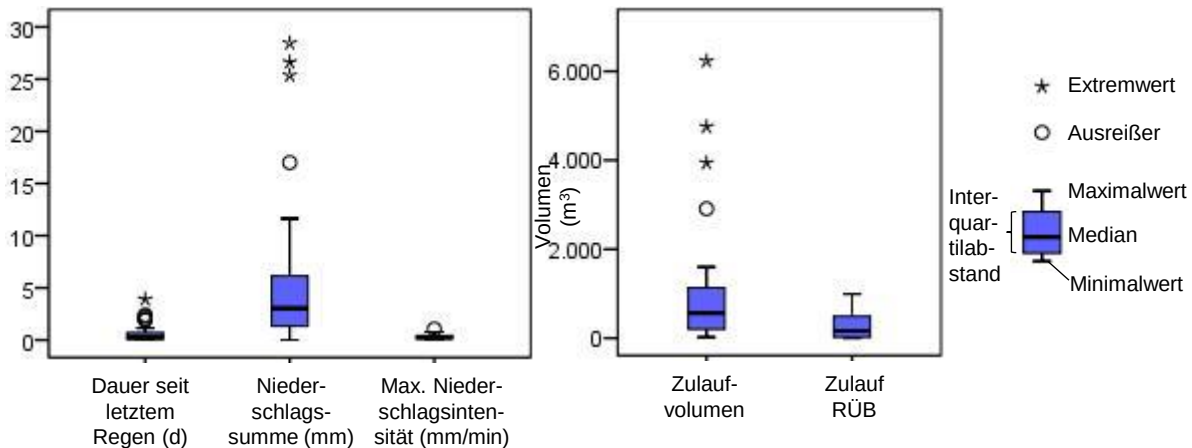


Abbildung 2: $M(V)$ -Kurve mit Berechnung Spülstoßindex (SI)

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Bei 25 der insgesamt 33 ausgewerteten Ereignisse wurde ein Zulauf zum RÜB verzeichnet, bei drei der ausgewerteten Ereignisse fand ein Beckenüberlauf statt. Die Charakteristika der zu den ausgewerteten Ereignissen gehörenden Niederschläge, die in 4,3 km Entfernung zum untersuchten RÜB aufgezeichnet wurden, sowie eine Abschätzung der jeweiligen Zulaufvolumina, sind in Abbildung 3 dargestellt. Die Dauern seit Aufzeichnung des letzten Regenereignisses liegen zwischen 14 Minuten und 4 Tagen. Die Niederschlagssummen der jeweiligen Regenereignisse liegen zwischen 0 und 28 mm bei maximalen



Intensitäten zwischen 10 und 180 l/(s·ha).

Abbildung 3: Niederschlagscharakteristika [links] und Volumina [rechts] der ausgewerteten Ereignisse (n=33); RÜB = Regenüberlaufbecken; Ausreißer liegen zwischen dem 1,5- und 3fachen der Boxhöhe, Extremwerte (Sternsymbol) mehr als das 3fache vom Interquartilabstand entfernt.

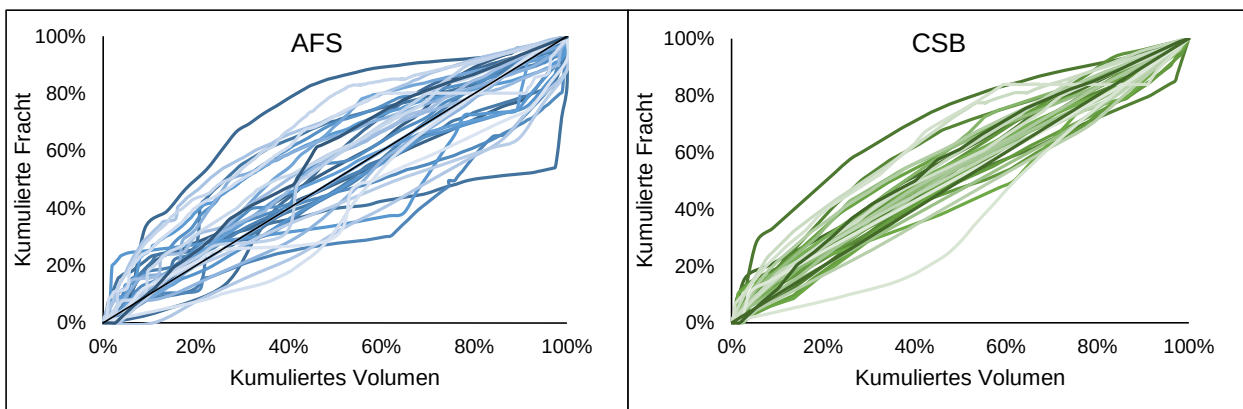


Abbildung 4: M(V)-Diagramme der ausgewerteten Ereignisse für abfiltrierbare Stoffe (AFS) [links] und chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) [rechts]

Abbildung 4 zeigt, dass die M(V)-Kurven für die ausgewerteten Ereignisse für AFS und CSB. Bis auf wenige Ereignisse sind bei beiden Stoffen keine eindeutigen Spülstoßphänomene erkennbar. Abbildung 5 zeigt die Korrelation der Spülstoßindizes von AFS, CSB und Nitrat mit verschiedenen Niederschlags- und Ereignischarakteristika. Es ist erkennbar, dass der Spülstoßindex bei Nitrat eher unter 1 liegt, d. h. dass keinerlei Spülstoß nachweisbar ist. Dies ist plausibel und dadurch erklärbar, dass Nitrat gelöst vorliegt und im untersuchten Einzugsgebiet hauptsächlich grundwasserbürtig ist. Die Spülstoßindizes bei AFS liegen insgesamt höher als beim CSB, aber eindeutige Spülstöße (SI>2) sind bei AFS nur bei zwei Ereignissen und bei CSB gar nicht erkennbar. Die Unregelmäßigkeit und starken Unterschiede in der Ausprägung der Spülstöße decken sich mit vorherigen Untersuchungsergebnissen (z. B. Saget et al. (1996)).

Signifikante Korrelationen zwischen den untersuchten Einflussparametern und dem Spülstoßindex sind nicht nachweisbar. Ebenso wenig ist eine signifikante Korrelation zwischen Ereignisfracht und Dauer seit letztem Regenereignis erkennbar (siehe Abbildung 6). Nur bei der Analyse des Zusammenhangs zwischen Ereignisdauer und Ereignisfracht ist ein schwacher Zusammenhang erkennbar, der mit dem

zunehmenden Einfluss der Trockenwetterkonzentration bei längeren Regenereignissen zusammenhängen könnte.

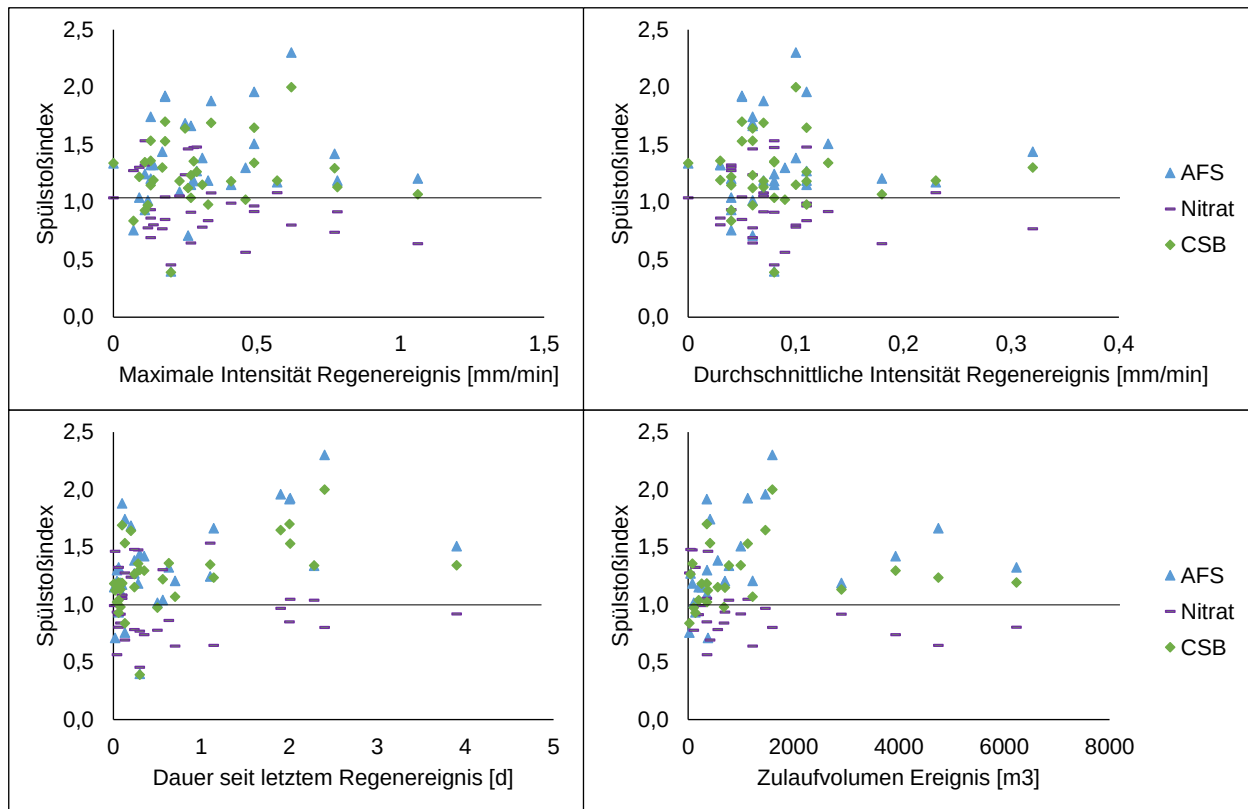


Abbildung 5: Korrelation der Spülstoßindizes mit maximaler Intensität des Regenereignisses [oben links], durchschnittlicher Niederschlagsintensität [oben rechts], Dauer seit letztem Regenereignis [unten links] und Zulaufvolumen des Ereignisses [unten rechts]

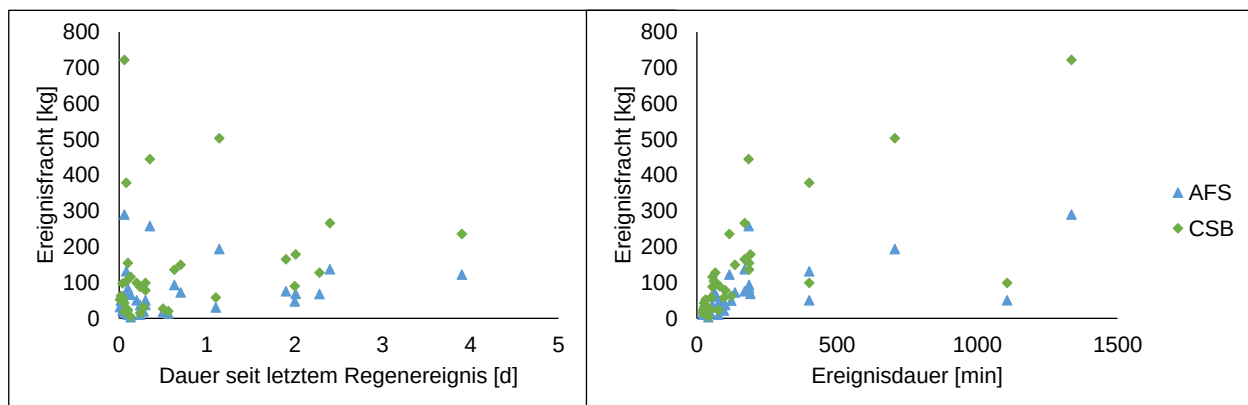


Abbildung 6: Korrelation der Ereignisfracht mit Dauer seit letztem Regenereignis [links] und Dauer des Einstauereignisses [rechts]

In gängigen Schmutzfrachtmodellen wie beispielsweise KOSIM oder EPA SWMM können entweder konstante Konzentrationen im Oberflächenabfluss oder Akkumulations- und Abtragsansätze für die Berechnung der Abflusskonzentrationen bei Regenwetter angesetzt werden. Für beide Berechnungsansätze werden konstante Modellparameter wie z. B. maximale Akkumulationsmengen auf der Oberfläche oder konstante Abtragsraten benötigt. Lassen sich diese Parameter nicht als Konstanten in den Messdaten identifizieren bzw. lassen sich keinerlei sonstige Zusammenhänge, die in Schmutzfrachtmodellen für die Spülstoßmodellierung verwendet werden (z. B. Abhängigkeit der Verschmutzung des Oberflächenabflusses von vorangegangener Trockenwetterdauer), erkennen, so muss davon ausgegangen werden, dass eine Schmutzfrachtmodellierung nicht hinreichend genaue Eingangsgrößen für eine qualitätsbasierte Kanalnetzsteuerung liefern kann.

Die bisher ausgewerteten Daten zeigen starke Unterschiede in Auftreten und Ausprägung von Spülstößen. Es sind keinerlei signifikante Korrelationen zwischen den in vielen Schmutzfrachtmodellen als Modellierungsparameter für die Modellierung von Schmutzfrachten und der Stärke der Spülstoßausprägung in den ausgewerteten Daten erkennbar. Dies deutet darauf hin, dass eine realitätsnahe Schmutzfrachtmodellierung als Grundlage einer qualitätsbasierten Abflusssteuerung im untersuchten System nicht möglich ist. Allerdings sind auch nur wenige bzw. sehr schwache Spülstöße vorhanden, so dass eine rein volumenbasierte Kanalnetzsteuerung zur Entlastung der Gewässer ausreichend scheint. Weitere Datenauswertungen sind nötig, um diese Zusammenhänge weiter zu bestätigen.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Bei einzelnen Ereignissen im untersuchten Zeitraum konnten Spülstöße identifiziert werden. Allerdings konnten keine wiederkehrenden Muster oder eindeutige Zusammenhänge, wann und in welchem Umfang Spülstöße auftreten, festgestellt werden. Für eine modellbasierte Entwicklung von Steuerungsstrategien wird daher empfohlen, sich auf volumenbasierte Steuerungen zu beschränken, da die Verwendung modellierter Frachtströme nicht unbedingt die tatsächlichen Frachtverläufe wiedergibt. Eine Verwendung von Online-Qualitätsdaten für eine qualitätsabhängige Steuerung kann diese Wissenslücke überbrücken und somit einen Beitrag zur Reduktion der emittierten Frachten leisten.

5 DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert. Die verwendeten Daten wurden im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsprojekts SAMUWA erhoben. Die Autoren bedanken sich bei der DBU und dem Bundesministerium BMBF für die Förderung des Projekts.

6 REFERENZEN

- Bertrand-Krajewski, J.-L.; Chebbo, G.; Saget, A. (1998): Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. In: *Water Res* 32 (8), S. 2341–2356.
- Borchardt, D.; Fischer, J.; Mauch, E. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern. In: *gwf Wasser - Abwasser* (7), S. 395.
- Burton, G. A.; Pitt, R. (2002): *Stormwater effects handbook. A toolbox for watershed managers, scientists, and engineers*. Boca Raton, Fla.: Lewis Publishers.
- Casadio, A.; Maglionico, M.; Bolognesi, A.; Artina, S. (2010): Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads. In: *Water Sci Technol* 61 (1), S. 207–215.
- Dirckx, G.; Schütze, M.; Kroll, S.; Thoeve, C.; Gueldre, G. de; Van De Steene, B. (2011): Cost-efficiency of RTC for CSO impact mitigation. In: *Urban Water Journal* 8 (6), S. 367–377.
- Ellis, J. (2000): Risk assessment approaches for ecosystem responses to transient pollution events in urban receiving waters. In: *Chemosphere* 41 (1-2), S. 85–91.
- Ellis, J. B.; Hvitved-Jacobsen, T. (1996): Urban drainage impacts on receiving waters. In: *J Hydraul Res* 34 (6), S. 771–783.
- Klippstein, C.; Dittmer, U. (2012): *Betrieb von Regenüberlaufbecken. Handbuch für den Betrieb von Regenüberlaufbecken in Baden-Württemberg; fachliche Grundlagen und Empfehlungen für die Praxis*. 1. Aufl., Stand November 2012. Stuttgart: DWA, Landesverband Baden-Württemberg.
- Passerat, J.; Ouattara, N. K.; Mouchel, J.-M.; Rocher, V.; Servais, P. (2011): Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. In: *Water Res* 45 (2), S. 893–903.
- Pleau, M.; Colas, H.; Lavallée, P.; Pelletier, G.; Bonin, R. (2005): Global optimal real-time control of the Québec urban drainage system. In: *Environmental Modelling and Software* 20 (4), S. 401–413.
- Rauch, W.; Harremoës, P. (1999): Genetic algorithms in real time control applied to minimize transient pollution from urban wastewater systems. In: *Water Res* 33 (5), S. 1265–1277.
- Saget, A.; Chebbo, G.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (1996): The first flush in Sewer systems. In: *Water Sci Technol* 33 (9), S. 101–198.
- Schilling, W.; Döring, R.; Green, M. J.; Hartong, H. J.; Jaquet, G.; Kido, Y.; Petersen, S. O. (1989): Real time control of urban drainage systems. In: *IAWPRC*. London.
- Schütze, M.; Campisano, A.; Colas, H.; Schilling, W.; Vanrolleghem, P. A. (2004): Real time control of urban wastewater systems—where do we stand today? In: *Journal of Hydrology* 299 (3-4), S. 335–348.
- 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. In: *Urban Water Journal* 10 (5), S. 330–341.

Weinreich, G.; Schilling, W.; Birkely, A.; Moland, T. (1997): Pollution based real time control strategies for combined sewer systems. In: Water Sci Technol 36 (8-9), S. 331–336.

Session 2:

Datenqualität

Messungen in Entwässerungssystemen: Von „Daten“ zu „Werten“

H. Hoppe^{1,*}, K.I. Fricke^{1,2}, St. Kutsch¹, Ch. Massing³ und G. Gruber²

¹Dr. Pecher AG, Klinkerweg 5, D - 44690 Erkrath

²Graz University of Technology, Institute for Urban Water Management and Landscape Water Engineering, A – 8010 Graz, Stremayrgasse 10/I, Austria

³WSW Energie und Wasserwirtschaft, Bromberger Straße 39 – 41, D - 42281 Wuppertal

*E-Mail des korrespondierenden Autors: holger.hoppe@pecher.de

Kurzfassung Messungen bieten den Betreibern von Entwässerungssystemen die Basis für Betriebsoptimierungen, bedarfsorientierte Wartungen und effiziente Neuplanungen. Informationen aus Messungen eröffnen Spielräume für Kosteneinsparungen, optimale Nutzungen des vorhandenen Anlagenbestands unter Berücksichtigung der gesetzlichen Anforderungen an den Anlagenbetrieb und die Vorgaben zum Gewässerschutz. Damit dieser Nutzen aus Messungen gezogen werden kann, müssen diese allerdings sorgsam geplant, durchgeführt und ausgewertet werden. Wenn dies geschieht, stellen belastbare Messdaten eine wertvolle Ressource und Informationsquelle dar. Der vorliegende Beitrag greift diese Gedanken anhand von Beispielen mit Bezug zum DWA-M 151 „Messdatenmanagementsysteme“ auf.

Schlagwörter: Betrieb, Entwässerungssysteme, Messdaten, Messdatenmanagement

1 MESSDATEN IN ENTWÄSSERUNGSSYSTEMEN – STATUS QUO

Fehlende zuverlässige Messdaten zum tatsächlichen Betriebsverhalten von entwässerungstechnischen Anlagen stellen aus Sicht der Autoren noch immer eines der größten Hemmnisse zur Einführung und Weiterentwicklung von intelligenten Bewirtschaftungsstrategien in Kanalisationen dar. Ausgewertete Messdaten bilden nur in Ausnahmefällen eine belastbare Grundlage für Planungen von Entwässerungssystemen.

Defizite im Betrieb von Entwässerungssystemen – insbesondere an Anlagen zur Regenwasserbehandlung – sind in der Fachwelt zwar längst bekannt, ohne dass jedoch entscheidende Maßnahmen zur Verbesserung des Anlagenbetriebs erfolgen. Bedingt nicht zuletzt durch demographische und klimatische Änderungen stehen die Betreiber von Entwässerungssystemen zudem zukünftig vor der Aufgabe, flexiblere Strukturen entwickeln zu müssen. Diese werden dann auf den bestehenden zentralen Systemen aufsetzen bzw. in diese integriert. Es ist daher zu erwarten, dass sich die Zahl der dezentralen Systeme weiter erhöht (Hoppe, 2015). Ein erforderliches Mindestmaß an bedarfsorientierter Wartung wird nur mit entsprechender messtechnischer Überwachung realisierbar sein. Das Ziel muss es sein, dass Behandlungsanlagen nicht nur gebaut, sondern auch effizient und intelligent betrieben werden, um die Ziele der EU-WRRL in Bezug auf die Gewässerqualität zu erreichen und sicherzustellen.

Mit der Veröffentlichung des überarbeiteten Arbeitsblatts DWA-A 166 wird inzwischen auch im Regelwerk eine enge Verknüpfung von Planung und Betrieb der Anlagen vorgegeben. Explizit sind Hinweise zur Funktionsprüfung und zum Probetrieb aufgenommen worden (DWA, 2013; Dittmer, 2014). Ziele sind u. a., einen effizienten Betrieb der Anlagen von Beginn an sicherzustellen und Rückschlüsse aus dem Betrieb für zukünftige Planungen zu ziehen.

Wenn die vorhergehenden Aussagen zutreffen, warum führen dann Messungen und Messdatenmanagement (MDMS) in Entwässerungssystemen in der Praxis immer noch ein Schattendasein? Es scheint, dass oftmals die Sorge überwiegt, Messungen könnten Defizite aufdecken und zum Handeln zwingen. Vielfach werden Messdaten nur erhoben, wenn es eine rechtliche Verpflichtung dazu gibt. Eine zeitnahe Prüfung und Auswertung findet nach der Installation der Messgeräte zum Teil nicht mehr statt.

Werden der Wert der Daten und der ökologische und ökonomische Nutzen, den qualitätsgesicherte Daten bieten, bisher vielfach nicht erkannt? Wurden „Wert“ und Nutzen der Messdaten bisher überhaupt

beschrieben? Der vorliegende Beitrag soll, ausgehend von der Arbeit der DWA Arbeitsgruppe (AG) ES-1.9 „Messdaten in Entwässerungssystemen“, einige Denkanstöße geben.

2 VON DATEN ZU WERTEN – KOSTEN UND NUTZEN VON MESSUNGEN

2.1 Wert von Messdaten

Der Wert der Daten spiegelt sich zum einen in den Aufwendungen für Messtechnik und Messbetrieb wider, zum anderen in dem Nutzen, der sich aus den Informationen der Daten ziehen lässt. Die DWA AG ES-1.9 hat als Bewertungshilfe zur Bedeutung der Messdaten eine Checkliste zum Merkblatt DWA-M 151 erarbeitet (DWA, 2014). Mit wenigen Angaben zum Entwässerungssystem und den eingesetzten Messungen erhält der Nutzer einen ersten (!) Hinweis zum monetären Wert der Daten, der sich aus der Aufwendung für die Technik, die Installation und dem Messbetrieb ergibt. Hierzu gehören letztendlich auch Kosten für das Messdatenmanagement. Tabelle 1 zeigt exemplarisch welche Aufwendungen mit der Messdatenerhebung verbunden sein können. Dabei ist zu beachten, dass die wesentlichen Informationen häufig in einem kleinen Zeitfenster liegen und damit der Wert dieser wenigen Daten umso höher ist. Als Beispiel dafür seien die Daten während eines Niederschlagsereignisses im Rahmen einer Niederschlags-Abfluss-Messkampagne angeführt.

Daten in Wert zu setzen erfordert ein anwendungsorientiertes Messdatenmanagement, denn ein Nutzen lässt sich aus ungeprüften Messdaten ohne Metadaten (zeitbezogenen Informationen zu Messdaten und Zeitreihen) nicht nachhaltig ziehen. Im Gegensatz zu anderen Grundlagendaten, z. B. der Einzugsgebietsgröße, beschreiben Messdaten sehr dynamische Prozesse.

Der ökologische Nutzen liegt unbestritten in dem zuverlässigen Betrieb der Entwässerungssysteme. Beispiele für den ökonomischen Nutzen sind Einsparungen und „Investitionssicherheit“ durch Planungen und effiziente Betriebsstrategien auf Basis von Daten zur aktuellen Anlagensituation, respektive deren Auslastung.

Tabelle 1: Durchschnittliche Aufwendungen zur Messdatenerhebung nach DWA-M 151

Anzahl Bauwerke	Anzahl Messwerte/a	MessWERT in		
		EUR/a ¹		
	3 Messreihen/Bauw. 2-Min.-Intervall	0,0025 EUR je Messwert	0,005 EUR je Messwert	0,0075 EUR je Messwert
10	7,9 Mio.	19.710	39.420	59.130
200 ²	157,7 Mio.	394.200	788.400	1.182.600

¹ Beispiele für MessWERTE: N-A-Messung 0,015 EUR/Wert; Wasserstandsmessung 0,005 EUR/Wert; CSB-Messung 40 EUR/Wert

² Stadt Wuppertal > 200 Bauwerke

2.2 Messdatenmanagement – das DWA-M 151

Grundlage für die Planung und den intelligenten Betrieb entwässerungstechnischer Anlagen sind Messdaten, die in unterschiedlicher Form und Qualität erhoben und verwaltet werden. Nutzbar werden Informationen aus Messdaten aber erst, wenn die Messdaten zeitnah geprüft, gegebenenfalls korrigiert und nachvollziehbar archiviert werden, um von Betreiber, Planer und Behörden in einen Bedeutungskontext gestellt werden zu können (DWA, 2014).

Das Merkblatt DWA-M 151 „Messdatenmanagementsysteme in Entwässerungssystemen“ ergänzt die technischen Hinweise zum Betrieb von Messungen und der erforderlichen Datenprüfung, die im Merkblatt DWA-M 181 in Bezug auf Wasserstands- und Durchflussmessungen beschrieben werden. Das DWA-M 151 gibt außerdem weitergehende Hinweise zum Umgang mit Messdaten als „Massendaten“ unterschiedlichster Quellen.

Ziel des Merkblatts ist es, die Messdaten – mehr als bisher – als wertvolle Ressource zu verstehen und vor diesem Hintergrund den Wert der Messdaten sicherzustellen und zu erhalten. Die Durchführung von Messungen ist nur sinnvoll, wenn die Datenqualität und die Qualitätssicherung in den Mittelpunkt des Messens gestellt werden. Dies erfordert die Erstellung einer Prozessbeschreibung zum Umgang mit den Messdaten (Management) im Sinne eines Geschäftsprozesses (Abbildung 1).

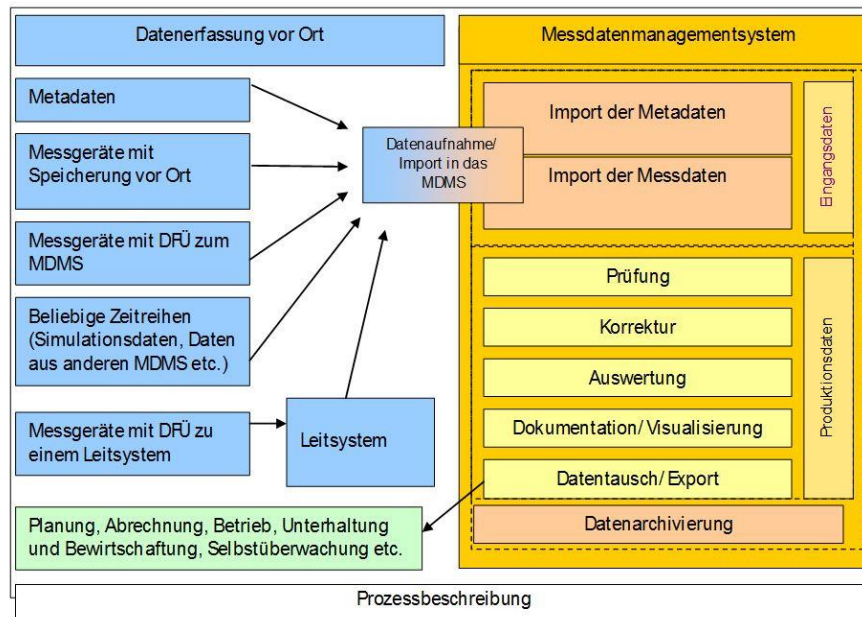


Abbildung 1: Schematischer modularer Aufbau eines MDMS und Integration in die Datenarchitektur (DWA, 2014)

3 ANWENDUNGSBEISPIEL – QUALITÄTSABHÄNGIGE KANALNETZSTEUERUNG IN WUPPERTAL

Das Projekt SAMUWA „Die Stadt als hydrologisches System im Wandel – Schritte zu einem anpassungsfähigen Management des urbanen Wasserhaushalts“ beschäftigt sich als eines der 13 Verbundvorhaben mit Zukunftsaufgaben der Siedlungsentwässerung (weitere Informationen: www.samuwa.de). Das Vorhaben wird vom BMBF im Rahmen der Maßnahme "Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung (INIS)" gefördert. Hintergrund des Projektes SAMUWA ist die Erkenntnis, dass die städtische Wasserinfrastruktur zukünftig einem Wandel der stadthydrologischen Randbedingungen ausgesetzt sein wird. Globale Trends wie der Klimawandel und demografische Veränderungen werden von stadtspezifischen Entwicklungen überlagert. Für die Siedlungsentwässerung sind diese Veränderungen von besonderer Bedeutung, da sie derzeit auf statische und unflexible Systeme treffen.

Im Vorhaben SAMUWA werden die bestehenden Systeme überdacht und Wege aufgezeigt, wie die Planung und der Betrieb von Entwässerungssystemen zu einem anpassungsfähigen, dynamischen Management geführt werden können. Eines der Teilprojekte innerhalb des SAMUWA-Verbundes beschäftigt sich mit der Weiterentwicklung einer qualitätsabhängigen Kanalnetzsteuerung in Wuppertal. Darüber hinaus wird das bestehende MDMS der Wuppertaler Stadtwerke Energie & Wasser AG (WSW) um Funktionalitäten zur softwareunterstützten Datenprüfung und -korrektur erweitert.

Bewirtschaftungen von Bauwerken und lokale sowie im Verbund betriebene Netzsteuerungen basieren heute in der überwiegenden Mehrzahl immer noch auf Messungen von Wasserständen und Durchflüssen. Dabei ist eine wesentliche Zielgröße die Reduktion der stofflichen Einwirkungen auf die Gewässer. Lässt sich eine Steuerung effizient umsetzen ohne die Zielgrößen (Regelgröße) zu messen?

In Wuppertal wird seit 2006 eine qualitätsabhängige Verbundsteuerung umgesetzt (Abbildung 2). Diese wird aktuell in dem Projekt SAMUWA zu einer Verbundsteuerung weiterentwickelt und die Erfahrungen in einem Praxisleitfaden zusammengestellt. Eine umfangreiche Datenanalyse zeigt die Möglichkeiten der Online-Messungen auch für den Praxisbetrieb auf.

Die WSW ist auch dank der Unterstützung und Zustimmung der Genehmigungsbehörden in Wuppertal einer der ersten Kanalnetzbetreiber überhaupt, der eine lokale qualitätsabhängige Abflusssteuerung im Praxisbetrieb umsetzt. Die kontinuierliche qualitätsabhängige Abflusssteuerung ist in Wuppertal derzeit konkret an acht Verzweigungsbauwerken (VZW) zur Aufteilung von behandlungspflichtigem und nicht behandlungspflichtigem Niederschlagswasserabfluss gemäß „Trennerlass“ (MUNLV, 2004) umgesetzt.

Im Fokus der Untersuchungen steht die optimale Nutzung des zur Verfügung stehenden Retentionsraums (rd. 42.000 m³). Die lokal gemessenen Verschmutzungskonzentrationen an den VZW und dem zentralen Regenüberlaufbecken am Ende des Systems konnten durch die erstmalige Gegenüberstellung zunächst einen Einblick in den Betriebszustand des Gesamtsystems geben (Verschmutzungen in Zuläufen und Entlastungen; Abbildung 3). Aus diesen Erkenntnissen erfolgten Anpassungen, die eine optimierte Systemausnutzung auf Basis der Messdaten gewährleisten. Das gesamte Steuerungskonzept beruht auf der Übertragung, Speicherung und Prüfung von Messdaten. Zur Bewertung des Systems können ausschließlich valide Messdaten zur Bilanzierung der ausgetragenen Verschmutzung in das Gewässer herangezogen werden. Die Betriebsüberwachung und Auswertungen der Messdaten sind zudem zwingende Voraussetzung zur Genehmigung des Systems durch die Aufsichtsbehörde.

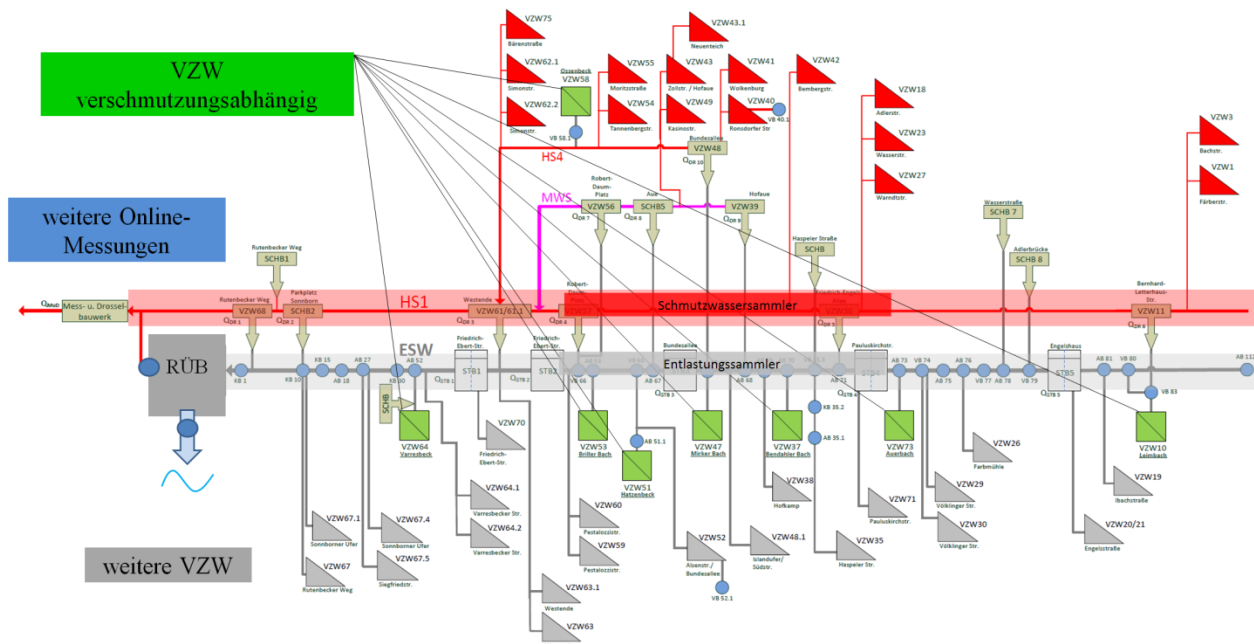


Abbildung 2: Schematische Übersicht über die Netzstruktur zur qualitätsabhängigen Verbundsteuerung in Wuppertal mit Darstellung der gesteuerten Verzweigungsbauwerke (VZW).

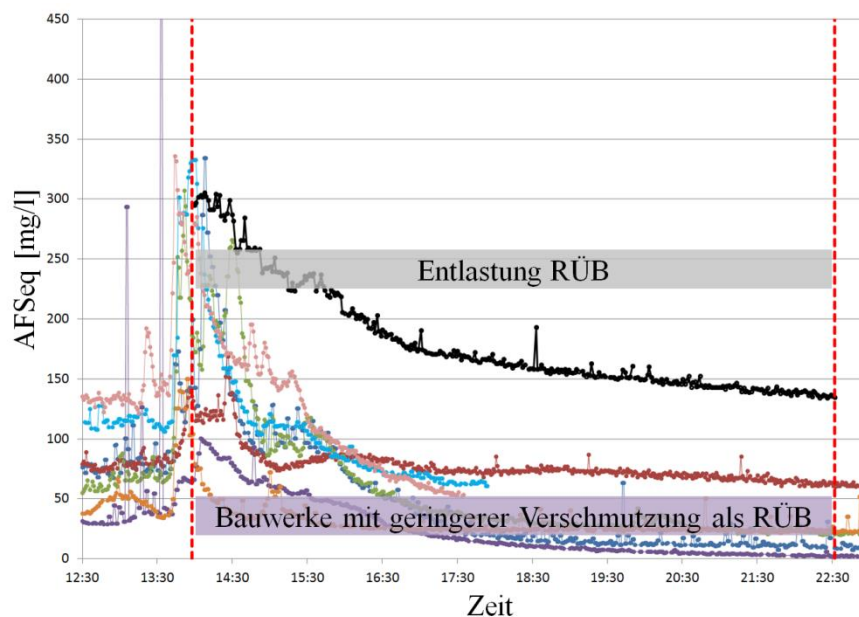


Abbildung 3: Ergebnisse der UV-Vis-Messungen des Parameters AFS_{eq} an verschiedenen Steuerungsbauwerken in Wuppertal (Fricke et al., 2016)

Bisher erfolgte im Rahmen der Datenprüfung vor der Auswertung eine visuelle Plausibilitätsprüfung der Ganglinienverläufe. Diese ist jedoch weder objektiv noch reproduzierbar sowie bei Massendaten kurzfristig nicht durchführbar. Im Vordergrund stand daher im Projekt SAMUWA softwareunterstützt eine Datenbasis „freigegebener“, qualitätsgeprüfter Messdaten zu schaffen, so dass in einem weiteren Schritt eine softwareunterstützte Datenauswertung stattfinden kann (Frachtberechnungen etc.). Hierbei wurde einmal mehr deutlich, dass die angestrebte Datenqualität nicht nur von der Messkette, einschließlich der Pflege der Messgeräte und Übertragung in das Leitsystem abhängt, sondern ebenso von den erfassten Metadaten und den genauen Kenntnissen der Bauwerke.

Der Aufwand für die Datenerhebung und Prüfung ist nicht unerheblich, gewährleistet jedoch erst die Funktion des insgesamt über 160 Mio. EUR teuren Sammlersystems in Wuppertal und liegt damit bei wenigen Promille der Investitionskosten.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die Bedeutung umfassender Mess- und Betriebskonzepte bei der Abwasserentsorgung durch behördliche Anforderungen, Weiterentwicklungen des Regelwerks und technische Entwicklungen nimmt ständig zu. Das neue Merkblatt DWA-M 151, das von der DWA-AG ES-1.9 erarbeitet wurde, befasst sich erstmals mit den Anforderungen an MDMS und den Funktionalitäten zur Unterstützung der Erfassung, Prüfung und Korrektur, Dokumentation und Archivierung sowie dem Austausch (Datenimport und -export) von Messdaten und zugehörigen Metadaten im Planungsraum der Siedlungsentwässerung. Innovative Konzepte und Messtechniken zur Betriebsüberwachung und -optimierung werden insbesondere in Zeiten knapper öffentlicher Kassen weiter an Bedeutung gewinnen.

Sorgsam geplante, umgesetzte und mit angemessenem Aufwand betriebene Messungen und Messdatenmanagementsysteme erfordern zweifelsohne Investitionen für Messtechnik und qualifiziertes Personal. Diesen stehen Kostenersparnisse durch einen effizienten, ressourcenschonenden Betrieb und eine optimale Nutzung der vorhandenen Infrastrukturen sowie Sicherheit und Erfolgskontrolle für einen möglichst nachhaltigen Gewässerschutz gegenüber.

Messprojekte der Vergangenheit haben zudem gezeigt, dass die vorhandenen Infrastrukturen in vielen Fällen noch nicht wie ursprünglich geplant betrieben werden und daher häufig ein hohes Optimierungs- und damit auch Einsparpotential besteht. Innovative Messverfahren, wie Parametermessungen und verteilte Temperaturmessungen (DTS) eröffnen Planern und Betreibern hierbei zusätzliche neue Möglichkeiten. Letztendlich lassen sich zukunftsfähige, intelligente Systeme nur auf einer soliden Datenbasis zum Anlagenbestand planen und betreiben.

5 REFERENZEN

- Dittmer, U. (2014). Neuerungen im Regelwerk – das DWA-A 166 und DWA-M 151 in der Diskussion. Beitrag zum 4. Kommunalen Erfahrungsaustausch Regenwasserbehandlung in der Praxis am 5. Juni 2014 in Gelsenkirchen. Veranstalter AGG/Gelsenkanal, WSW Energie & Wasser AG und Dr. Pecher AG, Erkrath: 2014.
- DWA (2011). DWA-M 181 Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef: 978-3-941897-94-6, 2011.
- DWA (2013). DWA-A 166 Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef: ISBN 978-3-942964-50-0, 2013.
- DWA (2014). DWA-M 151 Messdatenmanagementsysteme in Entwässerungssystemen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef: ISBN 978-3-944328-67-6, 2014.
- Fricke K. I., Hellmig M., Hoppe H. und Muschalla D. (2016). 10 years spectrometry based P-RTC in Wuppertal - experiences and enhancements. In proceedings of 9th Novatech 2016 - Sustainable techniques and strategies in urban water management. Lyon, France.
- Hoppe, H. (2015). Messdaten in Entwässerungssystemen – Grundlage zur Planung und Betriebsoptimierung. Tagungsband DWA Landesverbandstagung 2015 Baden-Württemberg, DWA: ISBN 978-88721-263-6, 2015.
- MUNLV (2004). Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren. RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW - IV-9 031 001 2104 – vom 26.5.2004.

Qualitätssicherung von Messungen in Entwässerungssystemen

Mathias Uhl¹⁾, Dieter Sitzmann²⁾, Erik Ristenpart³⁾, Gebhard Weiß⁴⁾

¹ Fachhochschule Münster, Institut für Wasser-Resources-Umwelt (IWARU), Corrensstr. 25, D-48149 Münster

² Hochschule Coburg, Fakultät Design/Bauingenieurwesen, Am Hofbräuhaus 1a, D-96450 Coburg

³ ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH, Stiftstr. 12, D-30159 Hannover

⁴ UFT Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH, Steinstraße 7, D-97980 Bad Mergentheim

* Email des korrespondierenden Autors: uhl@fh-muenster.de

Kurzfassung: Der Erfolg von Messkampagnen und von Dauermessstellen in der Siedlungsentwässerung steht und fällt mit der Qualität der ermittelten Daten. Eine umfassende und durchgängige Qualitätssicherung während der Phasen der Planung einer Messstelle oder –kampagne, der Installation und des Betriebes der Messeinrichtungen sowie schließlich beim Datenmanagement ist unabdingbar. Wichtig ist die Datenprüfung auf Konsistenz, Richtigkeit, Plausibilität, Homogenität und Repräsentativität, für die einige Kriterien vorgestellt werden.

Schlagwörter: Messkampagne, Messdaten, Qualitätssicherung, Entwässerungssystem

1 EINLEITUNG

Messdaten aus Entwässerungssystemen dienen zur Betriebsüberwachung und -dokumentation, zur Anlagensteuerung, zur Kalibrierung und Validierung von Kanalnetz- und Schmutzfrachtmodellen sowie zur Erforschung siedlungshydrologischer Prozesse. Die Anforderungen an die Qualität der Daten hängen von ihrem Anwendungsbereich ab. Wichtige Basisdaten sind Wasserstände, Durchflüsse und Niederschläge. Gütedaten werden derzeit vornehmlich im Forschungsbereich erhoben. Die erforderliche Qualität der Messdaten kann nur durch Maßnahmen zur Qualitätssicherung in den Bereichen Planung, Durchführung und Auswertung stadthydrologischer Messungen in einem konsistenten Gesamtkonzept erzielt werden. In diesem Beitrag fassen die Autoren ihre langjährigen Erfahrungen aus Messkampagnen und –programmen zusammen. Sie haben auch Eingang in das Merkblatt DWA-M 181 gefunden und mögen zu einem professionell hohen Qualitätsniveau von Messungen in der Praxis und der Forschung beitragen.

2 QUALITÄTSSICHERUNG ALS BEGLEITPROZESS VON MESSPROJEKTEN

Messprogramme können durch rechtliche Verpflichtungen sowie betriebliche, planerische und wissenschaftliche Anlässe begründet sein. Die Messaufgaben werden durch Dauer-, Langzeit-, Kurzzeit- oder Einzelmessungen erfüllt. Messprojekte gliedern sich in die Phasen 1) Planung und Auftragsvergabe, 2) Installation und Inbetriebnahme, 3) Betrieb sowie 4) Datenmanagement und -auswertung. Ein Qualitätssicherungskonzept verfolgt das Ziel, die für die Anwendung erforderlichen Qualitätseigenschaften des Datenmaterials sicherzustellen und zu erhalten. Die Qualitätssicherung begleitet diese vier Phasen eines Messprojektes. Neben der Messgenauigkeit sind bei siedlungshydrologischen Messprojekten die Ausfallrate und Bilanzfähigkeit von besonderer Bedeutung. Die Abflussprozesse sind niederschlagsbedingt und somit nicht reproduzierbar. Die systematische Qualitätssicherung im Messbetrieb und in der frühen Datenprüfung tragen zu lückenarmem und genauem Messdatenmaterial bei.

3 PLANUNG

Die Planungsphase ergibt detaillierte, projektspezifische Ausführungen zu (i) Zielsetzungen der Messungen, (ii) Messgebiet, -orte und -bauwerke, (iii) Messgrößen, (iv) Messverfahren und -technik, (v) Energieversorgung, (vi) Kalibrierung von Messstellen und –geräten, (vii) Genauigkeit und Zuverlässigkeit, (viii) Messbetrieb sowie (ix) Datenmanagement.

Die Messeinrichtungen, speziell solche für Abflussmessungen, müssen mit stadthydrologischen, mess- und elektrotechnischen, hydraulischen, bautechnischen und kanalbetrieblichen Fachkenntnissen sorgfältig geplant werden. Die potenziellen Messstellen werden zweistufig bewertet. Eine Erstbeurteilung anhand von Planunterlagen ermöglicht den frühzeitigen Ausschluss hydraulisch ungünstiger Randbedingungen.

Die Detailbeurteilung erfolgt zunächst anhand von Ortsbegehungen hinsichtlich (i) Ablagerungen, (ii) baulichem Zustand und Abmessungen, (iii) hydraulischen Besonderheiten und (iv) der Zugänglichkeit. Zusätzlich kann die hydrologische und hydraulische Situation an den geeigneten Messstellen mit Hilfe zeitlich begrenzter Orientierungsmessungen und ggf. erster hydrodynamischer Simulationsrechnungen analysiert werden.

4 AUSWAHL VON MESSSENSOREN

Der ideale Messsensor für eine Abflussmessung, der unabhängig von der Messaufgabe und der Messstelle für alle Anwendungsfälle optimale Ergebnisse liefert, existiert nicht, zumal auch die aktuelle technische Entwicklung in diesem Bereich sehr rege ist. Das geeignete Messprinzip hängt von den Qualitätsanforderungen der Messergebnisse ab. Unter sorgfältiger Einbeziehung der spezifischen örtlichen Randbedingungen und mit einer Wichtung der nachfolgend aufgeführten Anforderungen ist der bestgeeignete Messwertaufnehmer zu bestimmen:

- keine Beeinträchtigung der Funktion durch Abwasserinhaltsstoffe
- keine Beeinträchtigung des Fließquerschnitts
- Explosionsschutz
- gegen Abwasserinhaltsstoffe und mechanische Beanspruchung beständige Sensoren und Kabel
- überflutungssicherer Messumformer
- geringer Wartungsaufwand
- Selbsterkennung von Funktionsfehlern
- ausreichender Messbereich mit guter Genauigkeit
- langzeitstabile Kennlinie
- Kompensation von Temperatur und anderen Fremdeinflüssen

5 INSTALLATION UND INBETRIEBNAHME

Die Einrichtung der Messstellen und der sachgerechte Einbau der Sensoren tragen maßgeblich zu ausfallarmen und genauen Messdaten bei. Neben den lokalen Beanspruchungen der Sensoren durch Fest- und Faserstoffe sowie Strömungseinflüsse spielen die Möglichkeiten zur Kalibrierung der Sensoren und der Messstellen sowie die betrieblichen Belange eine wesentliche Rolle. Ein präzises Aufmaß sowie die Erstkalibrierung der Messstelle sind obligatorisch. Als „Einfahrphase“ sollte ein ausreichend langer Probetrieb vorgesehen werden, einschließlich mindestens eines aussagekräftigen stärkeren Regenereignisses. In dieser Zeit ist eine intensive Betreuung durch den Messdienstleister notwendig. Der Zeitabstand für die Messstellenwartung im laufenden Betrieb richtet sich nach den Erfahrungen der Einfahrphase.

6 MESSBETRIEB

Die Aufgaben des Messbetriebes sind Inspektion, Instandhaltung, Wartung, Instandsetzung und Verbesserung des Messsystems. Detaillierte Kontroll- und Wartungsaufgaben für verschiedene Messverfahren können beispielsweise DWA-M 181 (2011) entnommen werden. Im Sinne der Qualitätssicherung gehören zur guten betrieblichen Praxis:

- eine Betriebsanweisung mit detaillierter Checkliste der Arbeiten für jede Messstelle und -einrichtung
- regelmäßige Durchführung von Kontrollmessungen und Kalibrierungen vor Ort
- eine systematische, sorgfältige Dokumentation der Arbeiten und Befunde im Betrieb, insbesondere Ergebnisse solcher Kontrollmessungen und Kalibrierungen, Zeitabgleiche, Reinigungsarbeiten, Wartungen oder Eingriffe an Messgeräten
- frühzeitige Hinweise auf Fehler und Verbesserungsmaßnahmen
- schneller Ersatz defekter Sensoren und Geräte
- geschultes, zuverlässiges Personal mit guter Einweisung in das Messsystem und -projekt

Der Messbetrieb wird in der Planungsphase konzipiert und später fortgeschrieben, um den Eigenheiten der Messstellen, den Erfahrungen des Betriebspersonals und den Erkenntnissen aus der Datenprüfung Rechnung zu tragen. Wichtige Prüfschritte während des Messbetriebes sind:

- Plausibilitätsprüfungen (Kontrollen gemäß Betriebsanweisung, Sichtkontrollen der Daten auf Lücken, Sprünge, Drift und andere Auffälligkeiten)
- Richtigkeitsprüfungen (mittels Kalibrierung (Einzelmessungen) oder Redundanz (Dauer-, Langzeit- oder Kurzzeitmessung))

7 DATENMANAGEMENT

7.1 Art und Qualität von Datenmaterial

Folgende Datenarten sind Bestandteil des Datenmanagements und der Qualitätssicherung:

- Systemdaten (Einzugsgebiet, Kanalnetz, Bauwerke, Hydraulik, Messsystem)
- Betriebsdaten (des Entwässerungssystems und des Messsystems)
- Prozessdaten (die eigentlich gemessenen Größen: Niederschläge, Wasserstände, Abflüsse, Güteparameter)

Die Prozessdaten werden zweckmäßig abhängig von der Bearbeitungsstufe unterschieden in

- Rohdaten (direkt von den Messgeräten erfasste Daten)
- Primärdaten (aus Rohdaten mit Gerätekenmlinien und/oder hydraulischen Beziehungen umgerechnete Daten, z.B. Abflüsse aus gemessenen Wasserständen und Geschwindigkeiten)
- Sekundärdaten (aus Primärdaten nach Datenprüfungen, -korrekturen und -ergänzungen gewonnene Daten)
- Tertiärdaten (aus Sekundärdaten errechnete aggregierte Daten wie Summen, statistische Kenndaten u.a., z.B. Niederschlags- und Abflusssummen, Stofffrachten, mittlere Schmutz- und Fremdwasserganglinien)

Die Qualität des Datenmaterials kann anhand von vier Eigenschaften beschrieben werden:

Konsistenz bezeichnet die Eigenschaft von Daten, in sich logisch, d. h. widerspruchsfrei zu sein. Mögliche Ursachen für Inkonsistenzen sind Gerätedefekte ohne Totalausfall, (zeitweiliges) Messen außerhalb der Anwendungsgrenzen des Messverfahrens, Wechsel von Messgeräten und -methoden, Wechsel von Betreuungs- oder Beobachterpersonal, Querschnittsänderung durch Ablagerungen im Gerinne, Ablese-, Übertragungs- und Auswertefehler sowie Softwarefehler.

Richtigkeit bezeichnet die Eigenschaft der Daten, einer nach Regeln der Technik korrekten Ausführung der Messaufgabe zu entstammen. Mögliche Ursachen für Unrichtigkeit sind die Verwendung einer unzutreffenden Kennlinie der Messeinrichtung, der ständige Betrieb eines Messgerätes außerhalb seines Messbereiches, die fehlerhafte Bedienung eines Messgerätes oder die Durchführung von Messungen abweichend von der Betriebsvorschrift.

Plausibilität bezeichnet die Eigenschaft der Daten, bekannte oder erwartete Eigenschaften eines Prozesses oder Objektes in der erwarteten, nachvollziehbaren Größenordnung wiederzugeben. Beispiele für Unplausibilitäten sind Messwerte außerhalb eines zu erwartenden Minimal- oder Maximalwertes, sehr schnelle oder sehr langsame Änderungen von Messwerten, Unstimmigkeiten in den Ganglinien von Niederschlag und Abfluss eines Ereignisses sowie Lücken in kontinuierlichen Messdatenreihen.

Homogenität bezeichnet die Eigenschaft des Datenmaterials, gleichartige Randbedingungen und Eigenschaften des Systems und des Prozesses aufzuweisen. Beispiele für Inhomogenitäten sind: Wandel des Niederschlagsverhaltens, Änderungen im Einzugsgebiet sowie Änderungen im Entwässerungssystem.

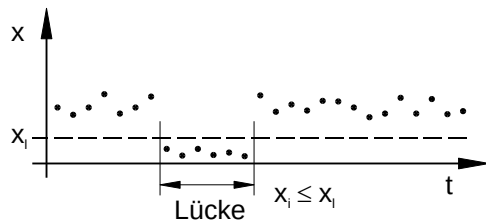
Repräsentativität bezeichnet die Eigenschaft der Daten, die Prozesse örtlich und zeitlich ausreichend abzubilden im Sinne der Problemstellung und der statistischen Eigenschaften der Stichprobe. Repräsentativitätsfehler lassen sich oftmals nur schwer nachweisen. Sie können auch bei hochpräzisen Messverfahren auftreten.

7.2 Datenprüfung

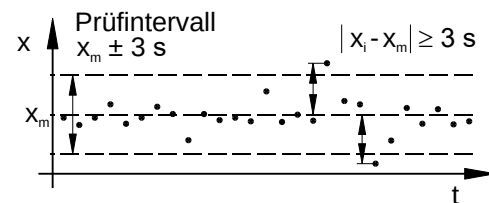
Die Datenprüfung hat die Ziele, (i) Mängel im Messsystem, an Messstellen, -geräten oder -verfahren zu identifizieren, (ii) die Konsistenz, Richtigkeit, Plausibilität, Repräsentativität und Homogenität der Daten zu beurteilen, (iii) die Brauchbarkeit der Daten für die vorgesehene Anwendung zu beurteilen und (iv)

behebene und nicht behebbare Datenmängel zu dokumentieren. Vielfältige Hinweise hierzu gibt das DWA-Merkblatt M 181. Die vorgesehene Datenprüfung wird bereits in der Planungsphase konzipiert und im Projektverlauf fortgeschrieben. Sie gibt Auskunft zur Qualität des Datenmaterials für die weitere Verwendung. Die Ursachen von Auffälligkeiten und Fehlern werden aufgeklärt und Gegenmaßnahmen ergriffen, die zu einer Verbesserung der Datenqualität führen.

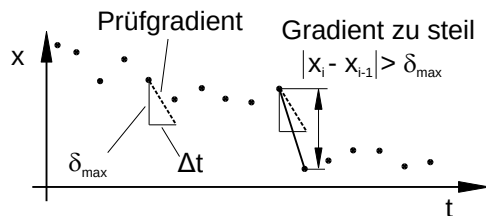
Das aktuelle Datenmaterial wird zeitnah in einem ersten Prüfschritt auf Plausibilität geprüft. Das kann durch einen Vergleich mit Kontrollmessungen des Messbetriebes geschehen. Bild 1 zeigt, dass hierzu die visuelle Kontrolle der Ganglinien und im Bedarfsfall eine numerische Prüfung der Ganglinienverläufe herangezogen werden können.



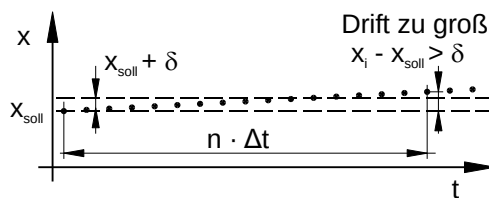
Prüfung auf Lücken



Prüfung auf Ausreißer



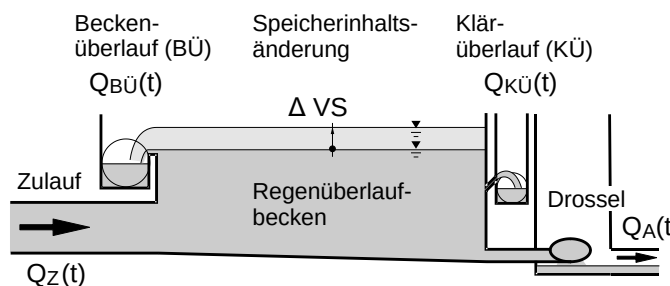
Prüfung auf Gradienten



Prüfung auf Drift

Bild 1: Kriterien für Plausibilitätsprüfungen von Ganglinien (DWA-M 181 Tabelle 7 (Auszug))

Der zweite Prüfschritt widmet sich der Konsistenz und Richtigkeit von Einzelereignissen. Hierzu können Vergleiche mit Redundanz- oder Kalibrierungsmessungen herangezogen werden. An Bauwerken lassen sich gemessene Abflüsse anhand der Kontinuitätsbedingung prüfen (Bild 2). Eine Prüfung von Abflusskurven (Bild 3) ist ggf. auch anhand von Wasserspiegellagenberechnungen möglich.



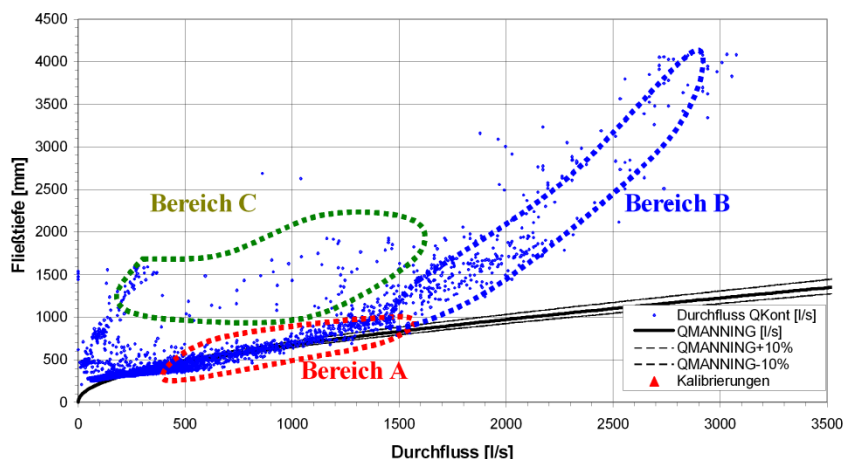
$$Q_Z(t) - Q_A(t) - Q_{KÜ}(t) - Q_{BÜ}(t) - \frac{dVS}{dt} = 0$$

mit

Zufluss Q_Z , Abfluss Q_A , Klärüberlauf $Q_{KÜ}$,
Beckenüberlauf $Q_{BÜ}$, Speichervolumen VS

Bild 2: Volumenbilanz (Kontinuitätsbedingung) an einem Durchlaufbecken

Ein dritter Prüfschritt widmet sich den Daten längerer Zeitreihenabschnitte. Hier können verschiedene Bereiche der Zeitreihe auch untereinander verglichen werden, außerdem können periodische Abflussvorgänge auftreten. Zur Untersuchung der Konsistenz und Richtigkeit von Durchflussganglinien bieten sich dann verschiedene Anhaltspunkte an, z.B. die Streuung der Abflusskurven, die Plausibilität eines rückgerechneten Strickler-Rauheitswerts (k_{st} -Wert) bei nicht rückstau-behafteten Abflusszuständen, die Abflussbilanz des Schmutz- und Fremdwasserabflusses, die tägliche oder wöchentliche Periodizität des Schmutzwasserabflusses, schließlich auch der jahreszeitliche Verlauf der Fremdwasserganglinien sowie eine Niederschlag-Abflussbilanz. Die Homogenitätsprüfung des Datenmaterials erfolgt durch Untersuchungen von Systemänderungen (Einzugsgebiet, Entwässerungssystem, Betrieb) sowie von Belastungsänderungen (Zuflüsse, außergewöhnliches Wettergeschehen etc.).



Bereich A: rückstaufreier Bereich

Bereich B: Abflussminderung durch baulich bedingte hydraulische Verhältnisse in der Kanalstrecke unterstrom (systembedingter Rückstau)

Bereich C: Abflussminderung durch ereignisweise veränderliche hohe hydraulische Auslastung in unterstrom liegenden Kanalnetzteilen (ereignisbedingter und –abhängiger Rückstau)

Bild 3: Abflusskurve einer Messstelle bei einem Starkregenereignis (DWA-M 181)

7.3 Datenergänzung und -korrektur

Datenlücken und fehlerhafte Daten sind bei Zeitreihendaten besonders störend. Sie sollten in den Primär- und Sekundärdaten in geeigneter Weise gekennzeichnet werden. Kürzere betroffene Zeitabschnitte können durch Interpolation, Regression, Simulationsmodelle oder Expertenschätzung ergänzt oder korrigiert werden (Tabelle 1) und erhalten ebenfalls eine Kennzeichnung. Das Verfahren zur Datenergänzung sollte anhand lückenfreier Datenabschnitte zuvor getestet werden.

Tabelle 1: Verfahren zur Datenergänzung und -korrektur

Interpolation	lineare Interpolation, Splines (z.B. Akima-Splines)
Regression	lineare Regression, nichtlineare Regression, multiple Regression
Prozessmodell	Niederschlag-Abflussmodell, Kanalnetzmodell, Wasserspiegellagenmodell

8 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Eine umfassende und durchgängige Qualitätssicherung während aller Phasen einer Messung (Planung, Installation, Betrieb der Messeinrichtungen und Datenmanagement) ist Voraussetzung für belastbare Messdaten und setzt eine weitreichende Qualifikation des Planers und auch des Betreibers der Messungen voraus. Für jede Phase können konkrete Hinweise gegeben werden, wie vorhersehbare Ausfälle, Unrichtigkeiten, systematische Fehler vermieden oder zumindest kurzfristig entdeckt werden können. Eine zeitnahe und kritische Datenauswertung ist wesentlich dafür, eine Archivierung reicht nicht aus. Die Datenprüfung auf Konsistenz, Richtigkeit, Plausibilität, Homogenität und Repräsentativität schafft eine verlässliche Grundlage für aus den Messdaten gewonnene ingenieurmäßige Aussagen.

9 REFERENZEN

DWA-M 181 (2011): Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen. DWA-Merkblatt. Hennef : Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.

Validierung von online Daten mit einem inversen Abflussmodell

Rauch W.^{1*} und Kinzel H.²

¹Universität Innsbruck, Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck, Österreich

²hydro-IT GmbH, 6020 Innsbruck, Österreich

*Email des korrespondierenden Autors: Wolfgang.Rauch@uibk.ac.at

1 EINLEITUNG

In Entwässerungsverbänden werden Abwassergebühren (Kosten) für die einzelnen Gemeinden meist auf Basis von festgelegten Einwohnergleichwerten verteilt. Dies berücksichtigt jedoch in keiner Weise die realen Verhältnisse (z.B. unterschiedlicher Anfall von Fremdwasser) oder die Dynamik des Abflussgeschehens. In einer Verbandsanlage in Tirol wird derzeit eine innovative Abrechnungsmethodik von Abwassergebühren auf Basis von hydraulischen Durchflussmessungen entwickelt. Die Methodik soll softwaretechnisch automatisch implementiert sein, d.h. alle erforderlichen Daten werden automatisch aus dem SCADA System ausgelesen, aufbereitet und hinsichtlich der Abrechnung bearbeitet. Zudem soll aus den hydraulischen Daten ein Warnsystem hinsichtlich Betriebsstörungen entwickelt werden.

Zum Zweck der Abrechnung werden die Zuflüsse einzelner Gemeinden mittels IDM Messgeräten bzw. Venturi-Gerinne hydraulisch erfasst. Dabei sind die Messgeräte so angeordnet, dass jede Verbandsgemeinde hinsichtlich Ihrer Wasserfracht eindeutig erfasst werden kann.

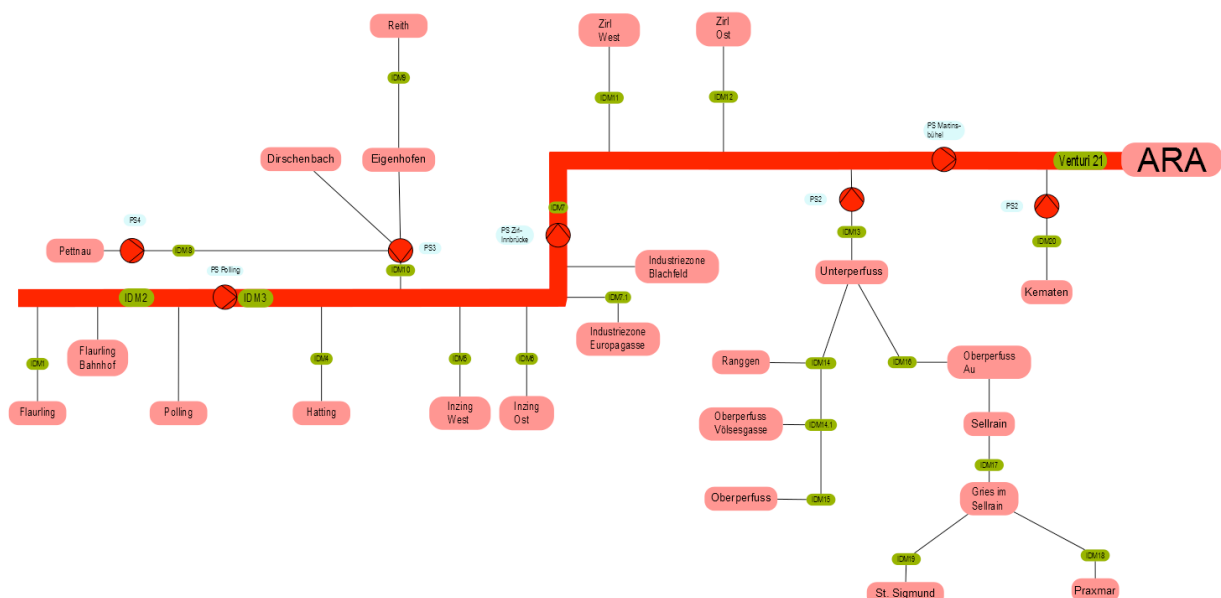


Abb. 1: Hydraulisches Schema der Verbandsanlage

Das Entwässerungssystem besteht sowohl aus Misch- als auch aus Trennsyste-

men. Die Messeinrichtungen in Mischsystemen sind durchwegs nach den Mischwasserüberläufen angeordnet, sodass also nur Trockenwetter und der Regenwasserabfluss zur Kläranlage gemessen werden, nicht jedoch das entlastete Mischwasser. Um die Regenwassermengen zu identifizieren sowie Messfehler und Ungenauigkeiten zu berücksichtigen, wird hier eine neue Methodik zur online Datenvalidierung vorgestellt.

2 METHODEN

Die Wichtigkeit der Datenprüfung ist in vielen Fachgebieten seit den 1970er Jahren anerkannt und implementiert (siehe z.B. Venkatasubramanian et al., 2003). Eine ausführliche Übersicht über Methoden für Durchfluss- und Wasserstandsmessungen in der Siedlungswasserwirtschaft wird im DWA Merkblatt

181 gegeben (DWA, 2011). Im gegenständlichen Fall sind die folgenden 3 Basis Test Methoden (siehe auch Branisavljevic et al., 2011) sinnvoll: Nulltest (Lücke), Flat Line Test (Konstanz) und Minimum-Maximum Test (Wert in physikalischer Bandbreiten). Diese 3 Testmethoden sind vor allem dafür geeignet grobe Fehler in den Messdaten zu detektieren.

Zusätzlich sind hier aber die hydraulischen Abflussdaten zu validieren, etwaige Messfehler laufend zu rekonstruieren sowie Warnungen auszugeben. Diese Aufgabe kann entweder mit statistischen Methoden (Regression, multivariate Statistik, etc.) - auch in Kombination mit selbstlernenden Algorithmen - erfüllt werden oder mittels physikalischer Modelle des Systems. In physikalischen Modellen werden die Abflussdaten meist laufend mit einem online Modell verglichen (wobei das Modell sinnvollerweise kontinuierlich adaptiert wird). Der Nachteil von physikalischen Modellen ist die aufwendige Kalibrierung sowie die Notwendigkeit von Neukalibrierungen bei Änderungen im System. Um dies zu vermeiden wurde hier ein völlig anderer Ansatz gewählt nämlich ein inverses NA Modell.

Ein sehr vereinfachtes dynamisches NA - Modell einer einzelnen Einzugsfläche (für Mischsysteme nach der Entlastung) kann wie folgt lauten (Abb. 2):

$$Q_t = (D - T_t) \cdot r_t + T_t$$

mit Q = Abfluss in m^3/s , D = maximale Drosselwassermenge in m^3/s , T = Trockenwetterabfluss in m^3/s und r = relative Regenintensität (0-1). Obiges Modell ist korrekt unter der Annahme, dass der Parameter r alle auftretenden dynamischen Effekte des Niederschlagsabflusses abbildet, wie Abflussbildung, Abflusskonzentration, Regenentlastung, Speichereffekte und potentiell auch die Unschärfe der Drosselleinrichtung. Mit einigen Adaptionen kann dieses Modell für ein Entwässerungssystem auch allgemein formuliert werden.

Ein derartiges Modell ist für die Abflussprognose natürlich nur beschränkt sinnvoll, da der Wert r bzw. dessen dynamische Verhalten nicht bekannt ist und auch nicht gemessen werden kann. Hier ist aber nicht die Abflussprognose von Bedeutung, sondern die Validierung der Abflussdaten. D.h. die Abflussdaten sind bekannt und deren Gültigkeit soll überprüft werden. Nimmt man nun an, dass der Trockenwetterabfluss T in seiner (mittleren) Dynamik bekannt ist (d.h. ohne Störfälle) dann lässt sich aus der inversen Schreibweise des NA Modells die jeweilige relative Regenintensität $r_{t,n}$ berechnen. Obwohl der r -Wert per se keine physikalische Relevanz aufweist, lassen sich aus dem Verlauf des Wertes indirekt wertvolle Informationen gewinnen:

Der theoretische Rechenwert von $r_{t,n}$ muss zwischen 0-1 liegen. Abweichungen deuten auf einen Störfall oder Messfehler.

- Wenn alle $r_{t,n} \ll 1$ dann herrscht Trockenwetter.

- Wenn nur in einem Teileinzugsgebiet die relative Regenintensität $r_{t,n}$ über einen längeren Zeitraum > 0 ist, ist eine hohe Wahrscheinlichkeit für einen Störfall gegeben.
- Schnelle Variationen von $r_{t,n}$ können verschiedene Ursachen, wie z.B. Pumpbetrieb, Starkniederschläge aber auch Störfälle. Dies kann potentiell aus dem Verhalten identifiziert werden.
- In einem Trennsystem sind die grundsätzlichen Aussagen gleichermaßen gültig

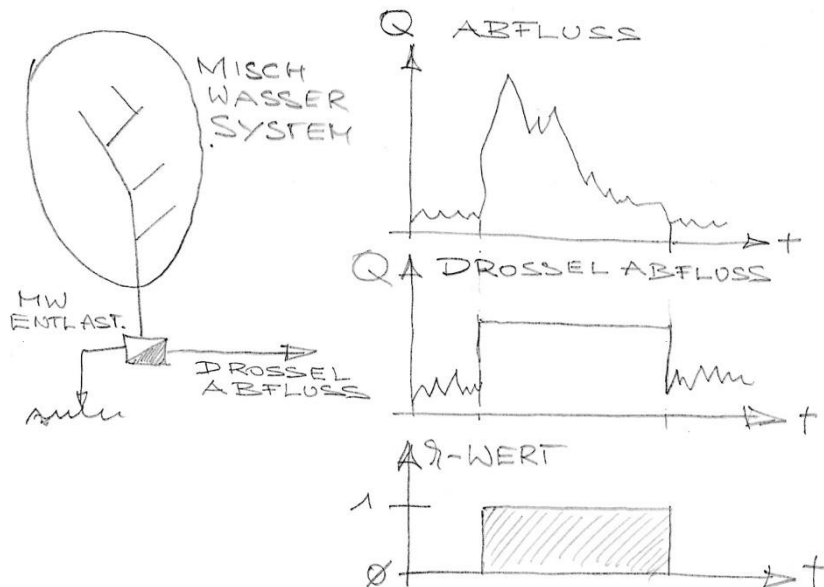


Abb. 2: Sehr vereinfachtes dynamisches NA - Modell einer einzelnen Einzugsfläche (für Mischsysteme nach der Entlastung)

3 ERGEBNISSE BZW. DERZEITIGER STAND

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt wird die softwaretechnisch Anbindung an das SCADA System eingerichtet. Die Methodik - wie hier beschrieben - wurde bereits in einem simplen Modell theoretisch getestet. Als nächster Schritt wird ein detaillierter offline Test erfolgen, bei welchem synthetische Abflussdaten mit einem NA Modell generiert werden (inklusive stochastischer Mess- und Störfälle) und die Daten mit o.g. Methodik validiert werden. Das finale Paper wird die Hintergründe der Methodik darlegen, sowie die statistische Evaluierung des offline Tests.

4 LITERATUR

- Venkatasubramanian, V., Rengaswamy, R., Yin, K., & Kavuri, S. N. (2003). A review of process fault detection and diagnosis: Part I: Quantitative model-based methods. *Computers & chemical engineering*, 27(3), 293-311.
- Branisavljević, N., Kapelan, Z., & Prodanović, D. (2011). Improved real-time data anomaly detection using context classification. *Journal of Hydroinformatics*, 13(3), 307-323.
- DWA-M 181 (2011): Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2011

Session 3:

Spurenstoffe

Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins

D. Wicke^{1,*}, A. Matzinger¹, N. Caradot¹, H. Sonnenberg¹, R. Schubert¹, D. von Seggern², B. Heinzmann³, P. Rouault¹

¹ KompetenzZentrum Wasser Berlin, Cicerostraße 24, 10709 Berlin, Germany

² Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Brückenstr. 6, 10179 Berlin, Germany

³ Berliner Wasserbetriebe, Neue Jüdenstraße 1, 10179 Berlin, Germany

*Email des korrespondierenden Autors: daniel.wicke@kompetenz-wasser.de

Kurzfassung Im Rahmen einer etwa zweijährigen Studie wurde für Berlin erstmals das Ausmaß der Belastung von Regenabfluss mit Spurenstoffen durch ein einjähriges Monitoringprogramm in Einzugsgebieten unterschiedlicher Stadtstrukturtypen (Altbau, Neubau, Gewerbe, Einfamilienhäuser, Straßen) untersucht. Insgesamt wurden über 90 volumenproportionale Mischproben auf etwa 100 Spurenstoffe analysiert (z.B. Phthalate, Pestizide/Biozide, Flammschutzmittel, PAK, Schwermetalle), von denen ein Großteil (>70) detektiert wurde. Die höchsten Konzentrationen an organischen Spurenstoffen wurden für Phthalate gefunden (DIDP+DINP: Ø 12 µg/L), während Schwermetalle von Zink dominiert wurden (Ø 950 µg/L). Für die Mehrzahl der Stoffe gab es dabei signifikante Unterschiede zwischen den Stadtstrukturen. In einem Fließgewässer genommene Proben zeigen, dass für einige Substanzen (z.B. DEHP, Carbendazim, einige PAK) Umweltqualitätsnormen im Gewässer bei Regen überschritten werden können. Eine Hochrechnung der über das Regenwasser in die Gewässer gelangenden Spurenstofffrachten für Gesamt-Berlin hat ergeben, dass Frachten regenwasserbürtiger Spurenstoffe in der gleichen Größenordnung wie schmutzwasserbürtige Spurenstoffe liegen können.

Schlagwörter: Mikroschadstoffe, Trennsystem, Frachten

5 EINLEITUNG

Das Vorkommen von organischen Spurenstoffen in urbanen Gewässern ist seit mittlerweile vielen Jahren bekannt. Jedoch liegt der Fokus bisher hauptsächlich auf Stoffen aus Punktquellen (Kläranlagen, Industrie) und diffusen Quellen der Landwirtschaft (Reemtsma et al. 2006). Aktuelle Studien der letzten Jahre zeigen jedoch, dass urbaner Regenablauf eine weitere diffuse Quelle für organische Spurenstoffe wie beispielsweise Biozide, Weichmacher oder Flammschutzmittel sein kann, die ebenfalls in die Gewässer gelangen und die Gesamtfracht an Spurenstoffen weiter erhöhen (Burkhardt et al. 2012; Clara et al. 2014). Dies trifft insbesondere auf Städte zu, dessen Regenablauf überwiegend über Trennkanalisation entwässert wird und so größtenteils unbehandelt in die Gewässer gelangt.

Im Rahmen des Forschungsprojektes OgRe wurde in Berlin erstmals das Ausmaß der Belastung von Regenabfluss mit Spurenstoffen sowie die Relevanz von Regenwasser als Eintragspfad für Spurenstoffe in urbane Gewässer untersucht. Durch ein ereignisbezogenes, einjähriges Monitoring von Regenablauf in fünf Einzugsgebietstypen unterschiedlicher Stadtstrukturen (Altbau, Neubau, Einfamilienhäuser, Gewerbe, Straßenablauf) sowie eines Gewässerabschnittes eines regenwasserbeeinflussten Flusses (Panke) wurde eine Bestandsaufnahme der wichtigsten Spurenstoffe vorgenommen sowie mit Hilfe eines im Projekt entwickelten Frachtmodells die jährlichen Frachten regenwasserbürtiger Spurenstoffe für das gesamte Berliner Stadtgebiet abgeschätzt.

6 METHODEN

Zur Beprobung des Regenwasserabflusses wurden fünf Messstellen in verschiedenen Einzugsgebieten (EZG) der Trennkanalisation mit unterschiedlicher Stadtstruktur ausgewählt: Altbau (ALT – Block- und Blockrandbebauung der Gründerzeit sowie der 20er und 30er Jahre), Neubau (NEU – hohe Bebauung der Nachkriegszeit wie Plattenbauten und Siedlungsbebauung seit 1990), Einfamilienhäuser (EFH – niedrige Bebauung mit Hausgärten), Gewerbe (GEW – Bebauung mit überwiegender Nutzung durch Gewerbe, Industrie, Handel) sowie Straßenablauf stark befahrener Straßen (STR – Straßen mit einer Verkehrsdichte >7500 Kfz/Tag). An allen fünf Messstellen wurde jeweils ein automatischer Probenehmer (Modell Sigma SD 900 mit 8 Glasflaschen je 1,9 L, Hach-Lange) angesteuert durch ein Durchflussmessgerät (Nivus PCM4) installiert. Je Regenereignis wurde aus den einzelnen Probeflaschen eine volumenproportionale

Mischprobe (max. 5 L) mit Hilfe der Durchflussdaten im Labor erstellt und anschließend auf ein umfangreiches Set von 106 Parametern analysiert. Je Messstelle wurden bis zu 23 über das Jahr verteilte Regenereignisse unterschiedlicher Eigenschaften auf Spurenstoffe analysiert. An der Gewässermessstelle (Panke) wurde ein gekühlter Probenehmer (Hydreka) installiert, der durch eine Leitfähigkeitssonde (AquaTroll 100 an ConTroll Pro, InSitu) angesteuert wurde.

7 GEMESSENE KONZENTRATIONEN IM REGENABFLUSS

In Abbildung 1 sind die Konzentrationsbereiche der untersuchten Spurenstoffgruppen (Summe aller Einzelsubstanzen je Parametergruppe) dargestellt. Die mit Abstand höchsten Konzentrationen der Spurenstoffe zeigen die Schwermetalle mit Summenkonzentrationen (25%-75% Quartil) von etwa 500 bis 1500 µg/L, dominiert von Zink (Ø 950 µg/L). Um den Faktor 100 niedriger in einem Konzentrationsbereich von etwa 5 bis 15 µg/L liegt die Summenkonzentration der Phthalate, die damit mit Abstand die Gruppe der höchsten Konzentrationen der organischen Spurenstoffe bildet (dominiert von DIDP+DINP mit Ø 12 µg/L). Die Summenkonzentrationen der Organophosphate (Flammschutzmittel), Pestizide/Biozide, Industriechemikalien, PAK16 sowie Sonstige (Nikotin) liegen jeweils bei etwa 0,5-2 µg/L, Einzelwerte teilweise deutlich darüber (siehe Whisker und Extrempunkte in Abbildung 1).

Für die Mehrzahl der Stoffe gab es dabei signifikante Unterschiede zwischen den Stadtstrukturen (Abbildung 2). So zeigt beispielsweise das als Fungizid im Fassadenschutz und in Dichtmassen eingesetzte Carbendazim die höchsten Konzentrationen im EZG ALT. Insbesondere bei nachträglicher Gebäudedämmung von Altbauten (im EZG ALT durch Lage im ehemaligen Ostteil von Berlin verstärkt durchgeführt) werden fungizide Zusatzstoffe in Fassadenfarben bzw. Putzstoffen eingesetzt, da Feuchtigkeit durch die kältere Oberfläche der gedämmten Oberfläche schneller an der Außenseite der gedämmten Wand kondensiert und zu einer verstärkten Schimmelbildung führen kann. Für die Summe der 16 EPA-PAK wurden die höchsten Konzentrationen (Median >3 µg/L) im Straßenablauf detektiert. Da der Verkehr über den Eintrag unvollständiger Verbrennungsprodukte eine bedeutende Quelle für PAK darstellt, war dies zu erwarten. Erhöhte Konzentrationen für PAK (Median PAK16: ~1,5 µg/L) wurden auch in ALT und GEW gefunden, die beide eine vielbefahrene Straße im Einzugsgebiet aufweisen.

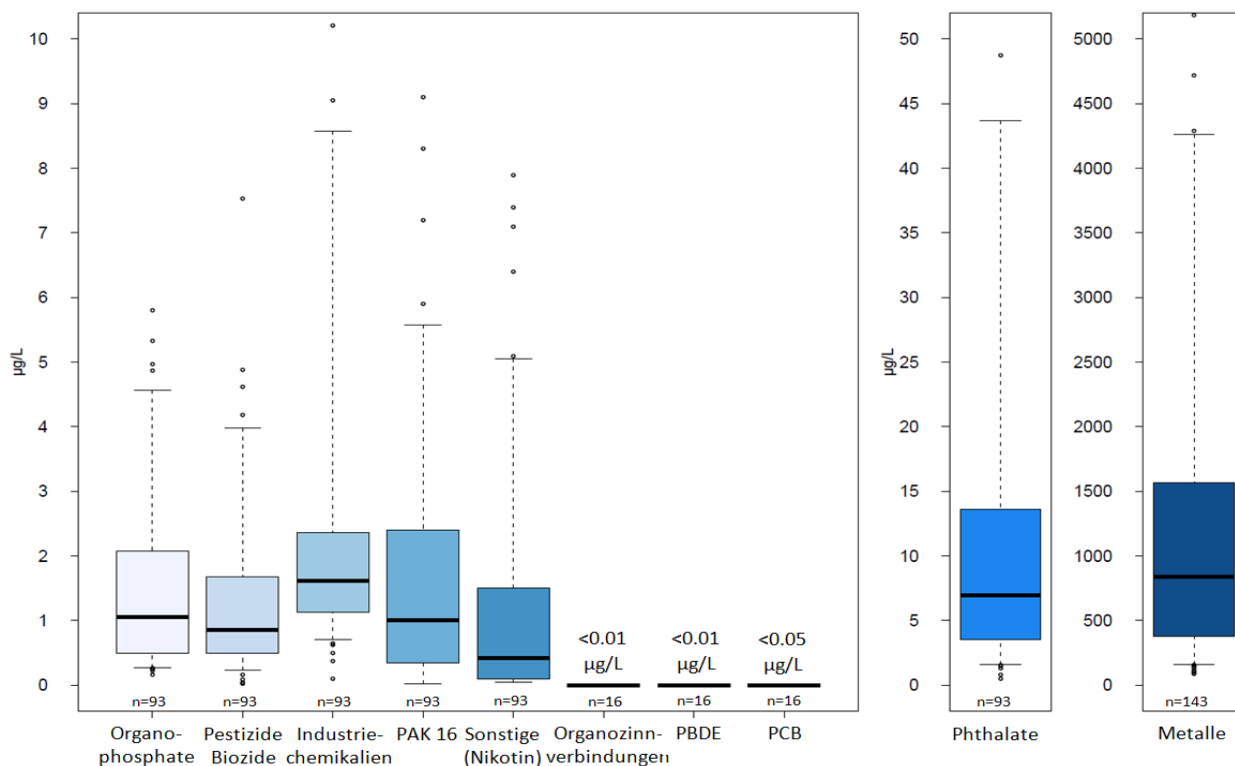


Abbildung 1: Konzentrationen der Summe aller Einzelsubstanzen je untersuchter Spurenstoffgruppe für alle analysierten Proben. Whisker zeigen 5% bzw. 95% Quantil.

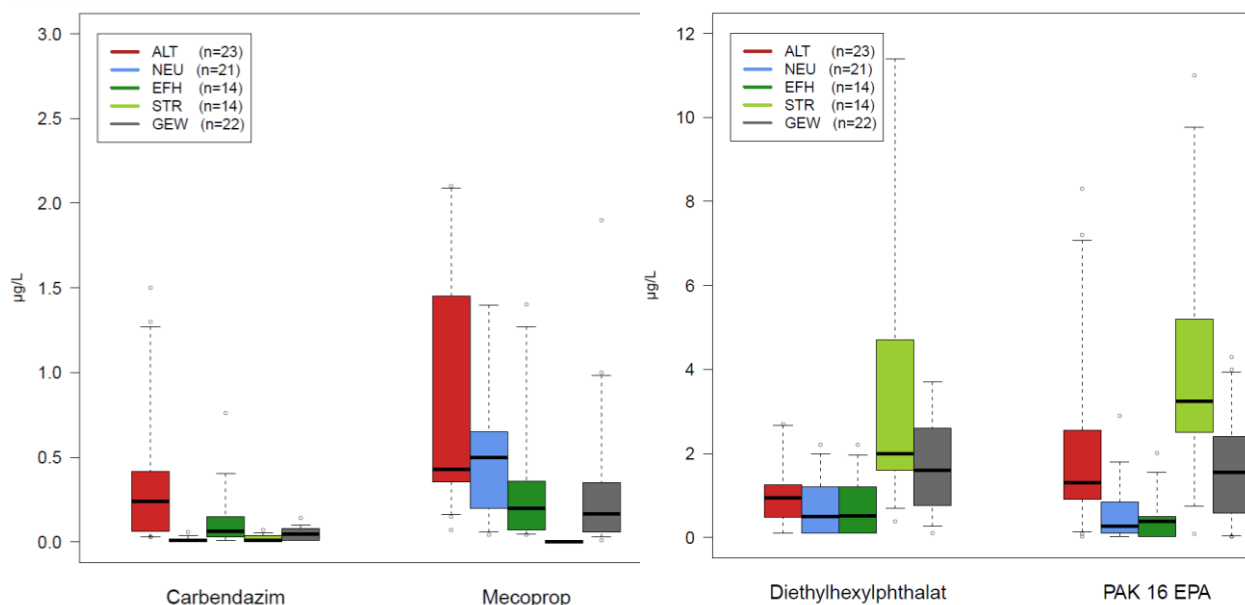


Abbildung 2: Konzentrationen ausgewählter Substanzen nach EZG-Typ (ALT – Altbau, NEU – Neubau, EFH – Einfamilienhäuser, STR – Straßen, GEW – Gewerbe). Whisker zeigen 5%/95% Quantil.

Ein Vergleich mit Umweltqualitätsnormen (UQN) für Gewässer hat gezeigt, dass für einige Substanzen (z.B. DEHP, Carbazim, PAK) die UQN im Regenwasserabfluss überschritten wurden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Liste der Stoffe, die hinsichtlich ihrer im Regenwasserabfluss gemessenen Konzentrationen sowie im Vergleich mit Umweltqualitätsnormen (UQN) und Toxizitäten als relevant eingestuft werden im Vergleich mit Regenwetterkonzentrationen in der Panke.

	Regenwasserabfluss der Trennkanalisation				Panke		
	Konzentrationen		MW _{EZG} > JD-UQN EU-Richtlinie / OGewV UQN-Vorschläge UBA	Toxizität ¹ MW _{EZG} > PNEC	Konzentrationen		UQN Max > ZHK-UQN
	MW [µg/L]	Max >10 µg/L			MW [µg/L]	Max [µg/L]	
DEHP	1,7	x	x	x	0,84	2,2	(-) ²
DIDP+DINP	11,7	x		-	5,3	9,2	
TBEP	1,5	x		-	2,3	9,5	
Carbazim	0,13		x	x	0,43	2,6	x
Mecoprop	0,51		x	-	0,24	0,81	x
Diuron	0,08		x	-	0,05	0,12	-
Terbutryn	0,05		x	x	0,05	0,1	-
Fluoranthen	0,40		x	x	0,35	1,1	x
Benzo[a]pyren	0,09		x	x	0,06	0,19	-
Benzo[b]fluoranthen	0,16		x	x	0,14	0,28	x
Benzo[ghi]perylene	0,06		x	x	0,05	0,15	x
Nikotin	1,3			x	1,2	4,2	x (PNEC)
Zink _{gelöst}	592	x	x	x	91	120	x
Kupfer _{gelöst}	49,5	x	x	x	3,8	5,0	x
Blei _{gelöst}	3,1	x	x	x	0,7	2,0	-
Cadmium _{gelöst}	0,15		x	x	<0,05	<0,05	-

¹Tabelle zu Grunde gelegter PNECs siehe Wicke et al. (2015)

²kein ZHK-UQN definiert, JD-UQN (1,3 µg/L) von Einzelwerten überschritten

8 GEMESSENE KONZENTRATIONEN IM GEWÄSSER

Zur Einschätzung der Peakbelastung der Panke durch Einleitung von Regenabfluss aus Trenngebieten wurden Maximalkonzentrationen durch Beprobung der Regenwasserpeaks im Gewässer ermittelt. Im Vergleich zu Trockenwetterkonzentrationen lagen die Konzentrationen für viele Substanzen bei Regen etwa um den Faktor 10 höher. Mittlere sowie maximale Regenwetterkonzentrationen in der Panke sind in **Error! Reference source not found.** für die aufgrund ihres Konzentrationsbereiches oder ökotoxikologischen Potentials als relevant eingestuft Stoffe aufgelistet und in Bezug zu Umweltqualitätsnormen gesetzt. Dabei zeigt sich, dass für einige Substanzen (z.B. Carbendazim, Mecoprop, einige PAK) im Regenwetterfall Umweltqualitätsnormen auch im Gewässer überschritten werden. Es ist bei der Bewertung zu berücksichtigen, dass die Panke verhältnismäßig große Mengen an Regenwasser ableitet (~8% der Regenwassermenge Berlins) und sich der Durchfluss bei Regen oft mehr als verdoppelt.

9 FRACHTABSCHÄTZUNG FÜR BERLIN

Die gefundenen Spurenstoffsignaturen je Stadtstrukturtyp bildeten den Ausgangspunkt für die Hochrechnung der Stofffrachten, die insgesamt jährlich über Regenwasserabfluss in die Berliner Gewässer gelangen können. Dafür wurde ein Frachtmodell entwickelt, welches das Trennsystem, Mischsystem (über Kläranlagen) und Mischwasserüberläufe als Pfade für Regenwasserablauf in die Gewässer berücksichtigt. Die Ergebnisse der Frachtberechnung zeigen große Unterschiede nach Stoffgruppen (Tabelle 3). Standardparameter werden in einer Größenordnung von 10^4 t a^{-1} in die Gewässer eingetragen, Metalle folgen mit um 2 Zehnerpotenzen geringeren Frachten und die gesamte Fracht von organischen Spurenstoffen ist mit $1,5 \text{ t a}^{-1}$ noch einmal um 2 Zehnerpotenzen niedriger. Bei den organischen Spurenstoffen trägt das Phthalat DIDP+DINP mit $720 \pm 53 \text{ kg a}^{-1}$ die größten Frachten bei. Frachten $> 30 \text{ kg a}^{-1}$ werden zudem durch das Phthalat DEHP ($98 \pm 37 \text{ kg a}^{-1}$), die Flammenschutzmittel TBEP ($83 \pm 104 \text{ kg a}^{-1}$) und TCPP ($31 \pm 8 \text{ kg a}^{-1}$), die Genussmittelbestandteile Koffein ($60 \pm 14 \text{ kg a}^{-1}$, wahrscheinlich aus weggeworfenen Kaffeebechern) und Nikotin ($34 \pm 15 \text{ kg a}^{-1}$), das Biozid Mecoprop ($34 \pm 2 \text{ kg a}^{-1}$) sowie die Stoffgruppen PAK EPA 16 ($95 \pm 31 \text{ kg a}^{-1}$), Benzotriazole ($104 \pm 83 \text{ kg a}^{-1}$) und Benzothiazole ($79 \pm 12 \text{ kg a}^{-1}$) erreicht.

Tabelle 3: Frachten im Regenwasserabfluss mit Standardabweichung, aggregiert nach Stoffgruppe.

Stoffgruppe	Größter Einzelparameter	Gesamtfracht	STABW(x)
		[kg a^{-1}]	[kg a^{-1}]
Standardparameter	Abfiltrierbare Stoffe	14.572.433	3.623.068
Metalle	Zink	68.621	28.471
Phthalate	Di-iso-decylphthalat + Di-iso-nonylphthalat	859	66
Industriechemikalien	Benzothiazol	159	22
Organophosphate	Tris(2-butoxyethyl)phosphat (TBEP)	128	104
Pestizide/Biozide	Mecoprop	106	21
PAK 16	Fluoranthen	95	12

Ein Vergleich der Spurenstofffrachten aus Regenwasserabfluss und Schmutzwasser für ausgewählte Stoffe zeigt, dass für mehrere Stoffe (Phthalate, TBEP, Nikotin, Benzothiazole) die Frachten aus Regen- und Schmutzwasser innerhalb derselben Größenordnung liegen (Abbildung 3). Für Biozide sowie PAK ist das Trennsystem der dominierende Pfad. Außerdem ist erkennbar, dass maximale Jahresfrachten regenwasserbürtiger organischer Spurenstoffe in der gleichen Größenordnung liegen wie kontinuierlich über Kläranlagen eingetragene abwasserbürtige Spurenstoffe wie Arzneimittelrückstände (z.B. Carbamazepin).

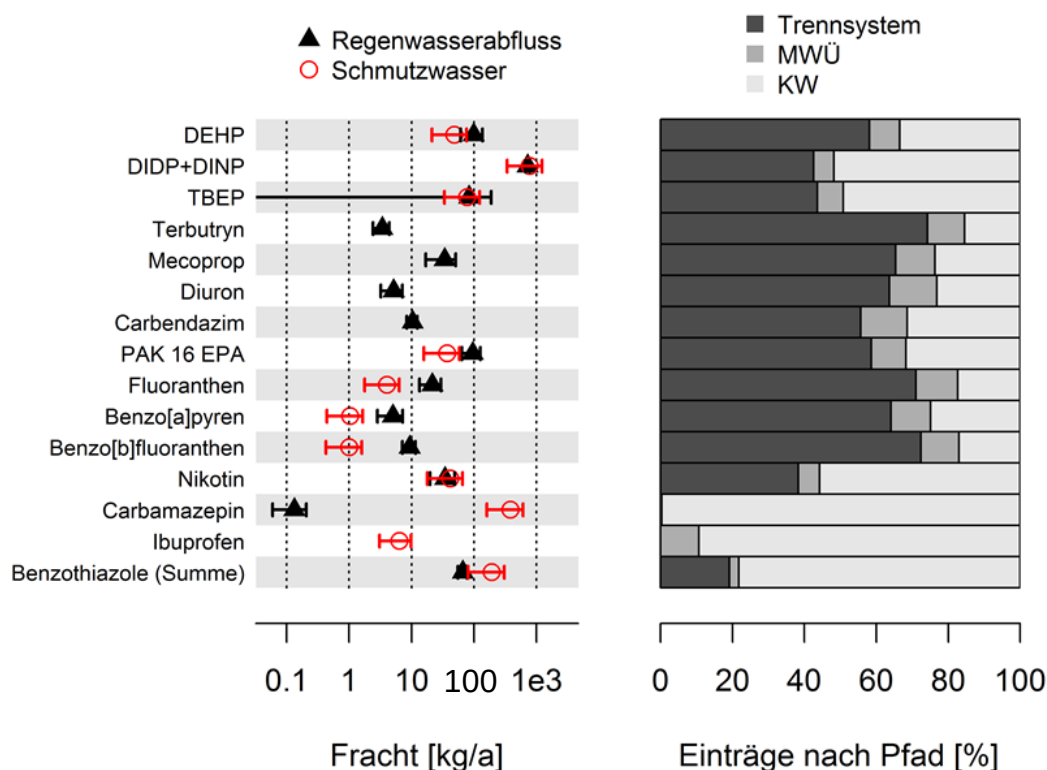


Abbildung 3: Links: Vergleich der Stofffrachten in die Berliner Gewässer aus Regenwasserabfluss und Schmutzwasser für ausgewählte organische Spurenstoffe. Rechts: Aufteilung nach Pfaden (MWÜ – Mischwasserüberläufe, KW – Klärwerke), kombiniert für Regenwasserabfluss und Schmutzwasser.

10 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aktuell wird im urbanen Bereich vor allem eine Reduktion der Belastung von Oberflächengewässern mit organischen Spurenstoffen durch weiterführende Behandlungsschritte an Klärwerken diskutiert und angestrebt. Die in dieser Studie erfolgte Gesamtbetrachtung der Spurenstoffeinträge (unter Berücksichtigung der Pfade Regenabfluss der Trennkanalisation, Mischwasserüberläufe sowie Klärwerkseintrag) zeigt jedoch, dass der Regenwasserpfad im Rahmen einer Gesamtstrategie für die relevanten organischen Spurenstoffe mitbetrachtet werden muss. Während im Mischsystem eine vierte Reinigungsstufe auch Belastungen von Regenablauf reduzieren kann, sind im Trennsystem andere Strategien notwendig, um den Eintrag von Spurenstoffen in die Gewässer weiter zu verringern (insbesondere auch Maßnahmen an der Quelle wie z.B. vorhandene Aktivitäten zu Bioziden in Bauprodukten).

Danksagung

Diese Studie wurde mit Mitteln des Umweltentlastungsprogramms II des Berliner Senats (kofinanziert vom Europäischen Fond für Regionale Entwicklung) und Veolia Wasser finanziert. Wir danken Simon Holsteijn, Mark Masch, Clara Eichler, Robert Dick und den Kollegen der Berliner Wasserbetriebe, ohne die das Monitoring nicht so erfolgreich gewesen wäre.

11 REFERENZEN

- Reemtsma, T., et al. (2006) Polar Pollutants Entry into the Water Cycle by Municipal Wastewater: A European Perspective. *Environmental Science & Technology*, 40(17): p. 5451-5458.
- Burkhardt, M., et al. (2012) Leaching of biocides from Façades under natural weather conditions. *Environmental Science and Technology*, 46(10): p. 5497-5503.
- Clara, M., et al. (2014) Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Wien. p. 1-354.
- Wicke, D., A. Matzinger und P. Rouault (2015) Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins - Abschlussbericht Projekt OgRe. KompetenzZentrum Wasser Berlin.

Spurenstoffemissionen aus Mischwasserentlastungen – Was sagen uns die Messdaten bezüglich zeitlicher Variabilität?

M. Launay^{1,*}, H. Steinmetz² und U. Dittmer¹

¹Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA), Bandtäle 2, D-70569 Stuttgart

²Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung, Paul-Ehrlich-Str. 14, D-67663 Kaiserslautern

*Email der korrespondierenden Autorin: marie.launay@iswa.uni-stuttgart.de

Kurzfassung Um die Einflüsse von Mischwasserentlastungen auf die Wasserqualität besser zu verstehen, wurden in einem urbanen Einzugsgebiet im Raum Stuttgart sieben Überlaufereignissen an einem Bauwerk mengenproportional beprobt und auf 69 Spurenstoffe untersucht. Die ausgewählten Substanzen sind für verschiedene chemische und physikalische Eigenschaften sowie für unterschiedliche Eintragspfade (Schmutzwasser, Oberflächenabfluss) repräsentativ. Die Spurenstoffkonzentrationen zeigten dabei eine sehr hohe Variabilität sowohl zwischen den Entlastungen als auch im Verlauf der einzelnen Ereignisse. Der relative Beitrag der verschiedenen Eintragspfade im Abwassersystem sowie die Remobilisierung von Kanalsedimenten spielen eine wichtige Rolle bei der zeitlichen Dynamik der Stoffkonzentrationen innerhalb von Entlastungen. Die Konsequenzen für die Auswahl von Ersatzparameter werden diskutiert.

Schlagwörter: Gewässerqualität, Mischwasserentlastungen, Spurenstoffe, zeitliche Dynamik

1 EINLEITUNG

Anthropogene Spurenstoffe gelangen auf verschiedenen diffusen und punktförmigen Eintragspfaden in die Umwelt. Von besonderer Bedeutung sind Einträge verschiedener Spurenstoffe aus Siedlungsgebieten, die über die Kläranlage und über Regen- und Mischwassereinleitungen in die Gewässer gelangen (Phillips and Chalmers, 2009, Gasperi et al., 2012, Launay et al., 2013). Dadurch treten Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen (UQN) von prioritären Stoffen auf. Es besteht ein hoher Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge von Spurenstoffen in Gewässer und damit zum Schutz der Ressource Wasser.

Viele aktuelle Studien zeigen, dass Einträge aus Mischwasserentlastungen einen bedeutsamen Pfad organischer Spurenstoffe darstellen können, welche zum Teil einen großen Einfluss auf die Wasserqualität haben (Musolff et al., 2010; Gasperi et al., 2012; Launay et al., 2015). Jedoch befassen sich nur wenige Studien mit der zeitlichen Dynamik von Spurenstoffkonzentrationen innerhalb von Mischwasserentlastungen (Madoux-Humery et al., 2013; Madoux-Humery et al., 2015).

Die Kenntnis dieser Dynamik ist jedoch notwendig, um konkrete Maßnahmen zur Reduktion der Spurenstoffeinträge zu planen. Um die Einflüsse von Mischwasserentlastungen auf die Wasserqualität besser zu verstehen, befasst sich diese Studie mit der Variabilität von Spurenstoffströmen innerhalb und zwischen Mischwasserentlastungen am Beispiel des urbanen Einzugsgebiets der oberen Körsch bei Stuttgart.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Einzugsgebiet und Abwassersystem

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Möhringen umfasst weitgehend die südlich gelegenen Stuttgarter Stadtbezirke Möhringen (498 ha) und Vaihingen (443 ha) sowie den Ortsteil Leinfelden (244 ha) der Stadt Leinfelden-Echterdingen. Das Gebiet ist stark urban geprägt und der abflusswirksame Flächenanteil beträgt ca. 50 % des gesamten Einzugsgebiets (InfraConsult, 2009).

Die Kläranlage Möhringen hat eine Ausbaugröße von 160.000 EW. In ihrem Einzugsgebiet bestehen auf dem Gebiet der Stadt Stuttgart 9 Regenüberlaufbecken (RÜB), 1 Stauraumkanal mit oberliegender Entlastung (SKO), 1 Regenrückhaltebecken (RRB), 1 Regenrückhaltekanal (RRK) und 21 Regenüberläufe (RÜ). Die Stadt Leinfelden-Echterdingen verfügt im Einzugsgebiet der Kläranlage über

7 Regenüberlaufbecken. Auf der Stuttgarter Gemarkung wird im Mischsystem entwässert, Leinfelden weist zusätzlich einige Trenngebiete auf (InfraConsult, 2009).

2.2 Untersuchungsprogramm

Das letzte RÜB oberhalb der Kläranlage (RÜB Spitalgarten, Durchlaufbecken im Nebenschluss) weist eine deutlich höhere Überlaufaktivität auf als die übrigen Entlastungsanlagen im Einzugsgebiet. Für die Erfassung der Entlastungskonzentrationen wurde dieses Becken mit einem automatischen Probenehmer der Firma MAXX ausgerüstet. Im Entlastungskanal wurde eine Durchflussmessung (PCM Pro Ex der Firma NIVUS) eingebaut, die eine volumenproportionale Beprobung ermöglichte. Die Proben wurden bis zur Abholung im Probenehmer bei 4 °C gekühlt aufbewahrt. Über einen Zeitraum von 3 Monaten (Juli bis Oktober 2014) wurden bei 7 Überlaufereignissen insgesamt 25 Proben genommen und analysiert. Tabelle 1 fasst die Daten zu den beprobten Ereignissen zusammen. Zusätzlich wurden in Zulauf der Kläranlage bei Trockenwetter neun Tagesmischproben auf Spurenstoffe untersucht.

Für die Analytik wurden 69 organische Spurenstoffe ausgewählt, die zum einen repräsentativ für verschiedene chemische und physikalische Eigenschaften und zum anderen für unterschiedliche Eintragspfade (Schmutzwasser, Regenwasser und Oberflächenabfluss) sind. Sowohl die Analytik der Standardparameter als auch der Spurenstoffe wurde beim Zentrallabor der Stadtentwässerung Stuttgart durchgeführt. Die Analytik der organischen Spurenstoffe erfolgte über Gaschromatographie mit direkt gekoppelter Massenspektrometrie (GC-MS) und über Flüssigchromatographie mit Tandem-Massenspektrometrie-Kopplung (LC-MS/MS). Die Proben wurden unfiltriert homogenisiert analysiert.

Tabelle 1: Angaben zu den einzelnen beprobten Überlaufereignissen des RÜB Spitalgarten

	Datum	Nieder-schlag [mm]	Entlastung				Trocken-wetterperiode [d]
			Menge [m³]	Dauer [min]	Mittl. Abfluss [l/s]	Max. Abfluss [l/s]	
MWE1	28.07.14	37	61.406	865	1.182	4.250	6
MWE2	02.08.14	8,4	5.571	180	507	1.560	3
MWE3	26.08.14	31,4	47.903	677	1.178	3.420	1
MWE4	12.09.14	26,3	29.701	1.056	467	985	12
MWE5	21.09.14	5,3	917	70	221	516	1
MWE6	21.09.14	10,5	8.771	306	476	1.130	0,5
MWE7	17.10.14	20,7	30.889	470	1.093	2.730	1

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Variabilität zwischen Entlastungen

Bei allen Substanzen zeigte sich eine große Schwankungsbreite bezüglich der mittleren Ereigniskonzentrationen (EMC) der beprobten Mischwasserentlastungen (siehe Abb. 1). Zum Beispiel schwankten die Konzentrationen des Schmerzmittels Ibuprofen zwischen 575 ng/l und 2.250 ng/l und die des Herbizids Mecoprop zwischen 100 ng/l und 380 ng/l. Der Vergleich der Konzentrationen aus den Mischwasserentlastungen mit den Konzentrationen in unbehandeltem Abwasser zeigte zwei Haupttendenzen: Wirkstoffe von Arzneimitteln, Zusatzstoffe in Körperpflege- und Reinigungsmitteln sowie Röntgenkontrastmittel wiesen aufgrund der Verdünnung mit Regenwasser bei allen beprobten Mischwasserentlastungen wesentlich geringere Konzentrationen auf als in unbehandeltem Abwasser (z.B. Ibuprofen, Diclofenac). Für Herbizide und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) wurden dagegen im Entlastungsabfluss höhere Konzentrationen gemessen, was auf den Oberflächenabfluss als Haupteintragspfad (Diuron, Mecoprop, Isoproturon) und/oder die Remobilisierung von Kanalablagerungen (Fluoranthene) zurückzuführen war. Nur bei wenigen Substanzen wie dem Flammenschutzmittel TCPP waren beide Eintragspfade relevant.

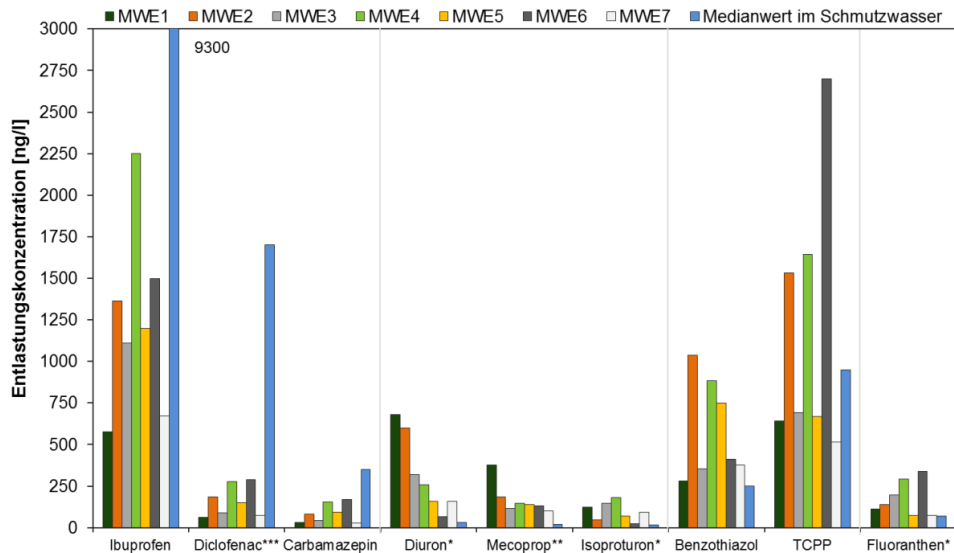


Abbildung 1: Mittlere Ereigniskonzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in Mischwasserentlastungen und Vergleich mit unbehandeltem Abwasser bei Trockenwetter (n=9). *: Stoff mit UQN (EU-WRRL), **: Stoff mit UQN (OGewV), ***: Stoff mit UQN Vorschlag

Es konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen mittleren Ereigniskonzentrationen und den Ereignischarakteristika Niederschlagshöhe, Überlaufvolumen und –dauer, vorausgegangene Trockenwetterperiode nachgewiesen werden.

3.2 Variabilität innerhalb von Mischwasserentlastungen

Um die zeitliche Dynamik von Spurenstoffkonzentrationen und –frachten innerhalb einer Entlastung zu analysieren, wurden 12 Proben während der ersten vier Stunden einer Mischwasserentlastung zeitproportional genommen. Somit wurde 83 % der gesamten Entlastungsmenge erfasst.

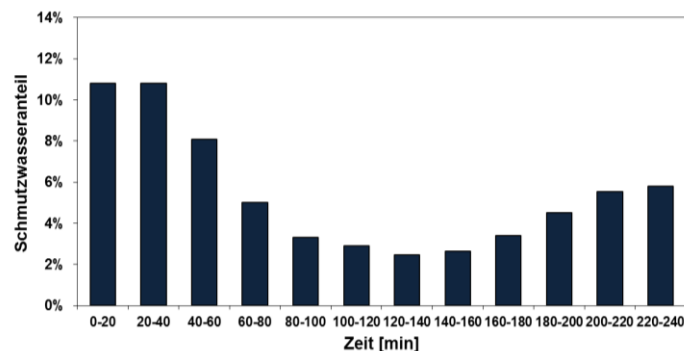


Abbildung 2: Zeitliche Dynamik des Schmutzwasseranteils während einer Mischwasserentlastung am RÜB Spitalgarten am 17.10.2014

Das Mischungsverhältnis von Regen- und Schmutzwasser wurde in jeder Probe anhand der elektrischen Leitfähigkeit nach der Methode von Passerat et al. (2011) ermittelt. Die zeitliche Dynamik des Schmutzwasseranteils ist in Abb. 2 dargestellt. Der Regenwasseranteil innerhalb der ersten vier Stunden der Entlastung variierte zwischen 89 % und 98 % und zeigte eine stark positive Korrelation mit der Entlastungsmenge ($r^2=0,91$).

Wie in Abb. 3 zu sehen ist, war die zeitliche Variabilität der Konzentrationen stoffabhängig sehr unterschiedlich. Die Verdünnung mit Regenwasser hatte einen starken Einfluss auf die Diclofenac Konzentrationen während der Entlastung. Die Diclofenac Konzentration war am höchsten in der ersten Probe (130 ng/L), sank auf 20 ng/L nach zwei Stunden und erhöhte sich auf 53 ng/L nach vier Stunden.

Die Diuron Konzentrationen erhöhten sich während der ersten zwei Stunden der Entlastung und blieben relativ konstant. Die niedrigste Diuron Konzentration wurde in der ersten Probe (95 ng/L) und die höchste in der letzten Probe (200 ng/L) gemessen. Die zeitliche Dynamik der Konzentrationen lässt sich dadurch erklären, dass das Herbizid Diuron mit dem Oberflächenabfluss in die Mischkanalisation gelangt.

Genau wie beim Diuron wies der zeitliche Verlauf der Fluoranthen Konzentrationen darauf hin, dass Oberflächenabfluss eine wichtige Quelle dieser Substanz im Abwassersystem ist. Die erhöhten Konzentrationen bei Entlastungsbeginn deuteten allerdings auf eine andere Quelle hin. Dies ist vermutlich auf die Remobilisierung von Kanalablagerungen zurückzuführen. Wegen seiner chemischen Eigenschaften (sehr hohe Adsorptions- und n-Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten) liegt der Stoff Fluoranthen in der Umwelt überwiegend in der partikulären Phase vor. Diese Ergebnisse bestätigen Befunde von Gasperi et al. (2010) für das Pariser Mischsystem.

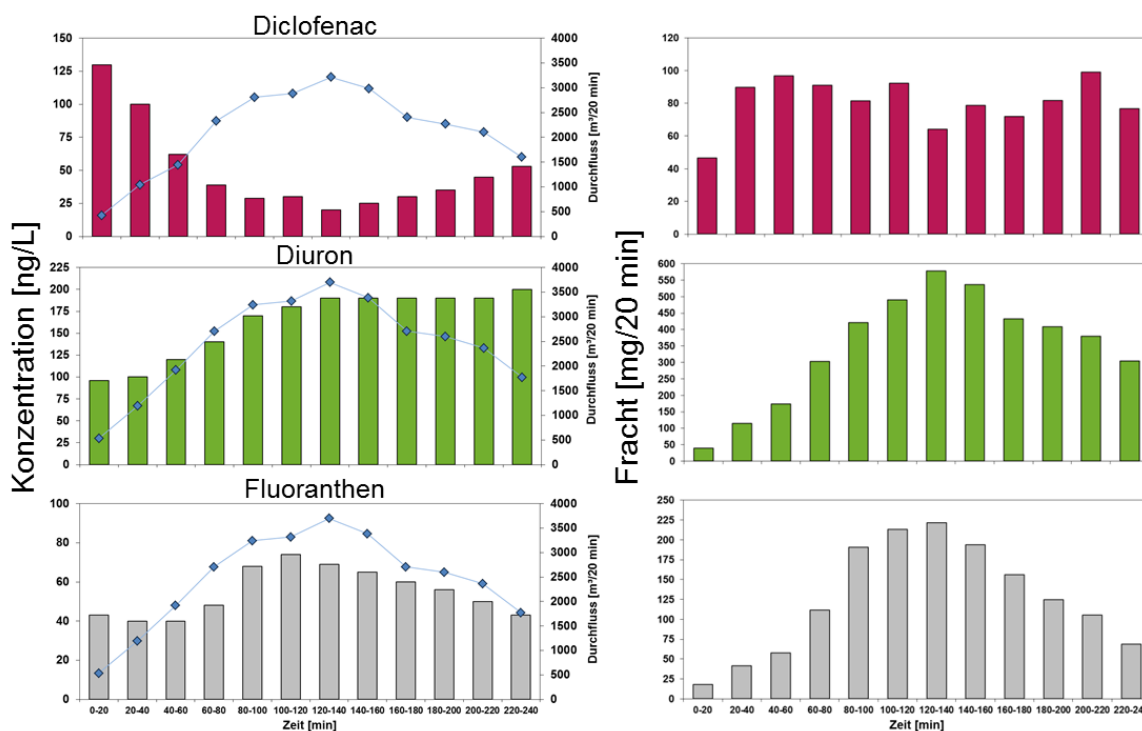


Abbildung 3: Zeitliche Dynamik der Diclofenac, Diuron und Fluoranthen Konzentrationen und Frachten während einer Mischwasserentlastung am RÜB Spitalgarten am 17.10.2014

Die emittierten Diclofenac Frachten waren relativ konstant innerhalb der Entlastung (von 47 bis zu 99 mg/20 min), was mit dem konstanten Eintrag in das Abwassersystem erklärt werden kann. Im Gegensatz dazu variierten die Fluoranthen und Diuron Frachten um etwa eine Größenordnung während der Entlastung. Für beide Substanzen wurden die höchsten emittierten Frachten in der Probe mit der korrespondierten höchsten Entlastungsmenge gemessen (580 und 220 mg/20 min), d.h. zwei Stunden nach dem Entlastungsbeginn.

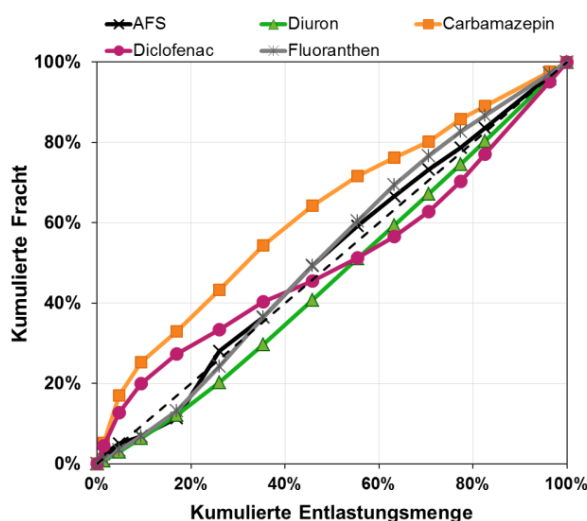


Abbildung 4: Kumulierte Entlastungsfrachten in Bezug auf die kumulierte Entlastungsmenge; Überlaufereignis vom 17.10.2014 am RÜB Spitalgarten

Wie in Abb. 4 zu sehen ist, wurde kein ausgeprägter Spülstoß festgestellt. Obwohl sowohl Carbamazepin als auch Diclofenac Arzneimittel sind, zeigten die kumulierten Frachtganglinien verschiedene Verläufe. Diclofenac-Konzentrationen waren mit der Verdünnung mit Regenwasser stark korreliert ($r^2=0,92$), während die Remobilisierung von Kanalsedimenten eine wichtige Quelle für Carbamazepin darstellte (Launay et al., 2016).

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Monitoring-Ergebnisse zeigen, dass Spurenstoffkonzentrationen eine sehr hohe Variabilität sowohl zwischen den Entlastungen als auch im Verlauf der einzelnen Ereignisse aufweisen. Es konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen mittleren Ereigniskonzentrationen und Regen-/Überlaufcharakteristika nachgewiesen werden, was auf die Komplexität der beteiligten Phänomene in urbanen Einzugsgebieten bei Regenwetter hinweist. Der relative Beitrag der verschiedenen Eintragspfade im Abwassersystem (Schmutzwasser, Oberflächenabfluss) sowie die Remobilisierung von Kanalsedimenten spielen eine wichtige Rolle bei der zeitlichen Dynamik der Stoffkonzentrationen innerhalb von Entlastungen.

Das Monitoring der Mischwasserentlastungen zur Erfassung der zeitlichen Variabilität der Spurenstoffemissionen ist mit extrem hohem zeitlichen und analytischen Aufwand sowie hohen Kosten verbunden. Daher müssen zukünftig Ansätze untersucht werden, die leicht und kostengünstig messbare Ersatzparameter für Spurenstoffkonzentrationen in Mischwasserentlastungen nutzen sollen. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die elektrische Leitfähigkeit als Ersatzparameter für die Spurenstoffe im Schmutzwasser mit konstanten Eintrag in das Abwassersystem und mit idealem chemischen Verhalten geeignet ist, was aber nur auf eine limitierte Anzahl von Stoffen zutrifft.

5 DANKSAGUNG

Die Autoren danken Dr. Reiner Amend, dem Leiter des Zentrallabors der Stadtentwässerung Stuttgart und dem Personal des Labors für die Spurenstoffanalytik, dem Betriebspersonal der Kläranlage Möhringen und den Mitarbeitern der Stadtentwässerung Stuttgart für die sehr gute Zusammenarbeit sowie dem Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft des Landes Baden-Württemberg für die finanzielle Förderung.

6 REFERENZEN

- Gasperi, J., Gromaire, M.C., Kafi, M., Moilleron, R., Chebbo, G., (2010). Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Wat. Res.*, 44 (20), 5875–5886.
- Gasperi, J., Zgheib, S., Cladière, M., Rocher, V., Moilleron, R. and Chebbo, G. (2012). Priority pollutants in urban stormwater: Part 2-Case of combined sewers. *Wat. Res.*, 46(20), 6693–6703.
- InfraConsult (2009): Bericht zur Schmutzfrachtberechnung mittels Langzeitsimulation im Einzugsgebiet der Klärwerke Stuttgart-Möhringen und Stuttgart-Plieningen, 25 S.
- Launay, M., Dittmer, U., Steinmetz, H. and Kuch, B. (2013). Temporal variations of organic pollutants levels during storm events in an urban receiving water body. *Proc. 8th NOVATECH International Conference on Planning and Technologies for sustainable urban Water Management*, Lyon, France, 23.-27.06.2013.
- Launay, M., Droste, F., Dittmer, U. and Steinmetz, H. (2015). Emittierte Spurenstoffströme von Kläranlage und Mischwasserentlastungen im Vergleich. 5. *Aqua Urbanica*, Stuttgart, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 225, 143-156, 07.-08.10.2015.
- Launay, M., Dittmer, U. and Steinmetz, H. (2016). Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows – Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes, *Wat. Res.*, submitted.
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P. and Prévost, M. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Wat. Res.*, 47(13), 4370–4382.
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P. and Prévost, M. (2015). Temporal analysis of E. coli, TSS and wastewater micropollutant loads from combined sewer overflows: implications for management. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 17, 965–974.
- Musolf, A., Leschik, S., Reinstorf, F., Strauch, G. and Schirmer, M. (2010). Micropollutant loads in the urban water cycle. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 4877–4883.
- Passerat, J., Ouattara, N. K., Mouchel, J.-M., Rocher, V., Servais, P. (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Wat. Res.*, 45(2), 893–903.
- Phillips, P. and Chalmers, A. (2009). Wastewater effluent, combined sewer overflows, and other sources of organic compounds to Lake Champlain. *Journal of the American Water Resources Association*, 45 (1), 45–57.

Regengetriebene Mikroverunreinigungen in Abwasser mit Passivsammlern erfassen

Mutzner Lena ^{1,2*}, Longree Philipp ¹, Maurer Max ^{1,2}, Singer Heinz ¹, Vermeirssen Etienne ³, Ort Christoph ¹

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

2 Institute of Civil, Environmental and Geomatic Engineering, ETH Zürich, 8093 Zurich, Switzerland.

3 Swiss Centre for Applied Ecotoxicology Eawag-EPFL, Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, Switzerland

*Email des korrespondierenden Autors: lena.mutzner@eawag.ch

Kurzfassung Mikroverunreinigungen in Abwasser weisen eine grosse räumliche und zeitliche Variabilität auf. Diese Dynamik macht eine repräsentative Probenahme logistisch und finanziell aufwändig. Daher prüfen wir den Einsatz von Passivsammlern zur Beprobung dynamischer Regenereignisse um eine zeit-gemittelte, semi-quantitative Konzentration im Abwasser zu ermitteln. Versuche in einer Durchlauf Rinne zeigen, dass Passivsammler eine fast lineare Aufnahme während mindestens 9 Stunden aufweisen und somit für die Beprobung der meisten Regendauern geeignet sind. Erste Erfahrung im Feld weisen darauf hin, dass Passivsammler voraussichtlich erfolgreich zur Beprobung von Regenereignissen eingesetzt werden könnten.

Schlagwörter: Passivsammler, Regenereignisse, Mikroverunreinigungen

1 EINLEITUNG

Während Regenereignissen wird eine Vielzahl von Mikroverunreinigungen (z.B. Pflanzenschutzmittel aus Gärten oder Biozide aus Fassaden) von urban Flächen abgewaschen und in die Siedlungsentwässerung eingetragen. Diese regengetriebenen Stoffe können über Niederschlagswassereinleitungen (Mischwasserentlastungen- und Regenwassereinleitungen) ohne Behandlung entlastet werden und zu Konzentrations- und Frachtspitzen im Gewässer führen. Die Konzentrationen der Mikroverunreinigungen weisen dabei eine grosse zeitliche und räumliche Variabilität auf (Staufer and Ort 2011), welche die messtechnische Erfassung logistisch und finanziell aufwändig macht. Dies führt dazu, dass bis heute nur vereinzelt Messdaten zu Mikroverunreinigungen für ausgewählte Niederschlagswassereinleitungen vorliegen. Um eine flächendeckende Datenbasis für die Gewässerbelastungen durch regengetriebene Mikroverunreinigungen aus Niederschlagswassereinleitungen zu schaffen, möchten wir Passivsammler einsetzen. Mit diesen könnte voraussichtlich kostengünstig eine grössere Anzahl von Einzugsgebieten untersucht werden, um die räumliche Variabilität von Mikroverunreinigungen während Regenereignissen detaillierter zu untersuchen.

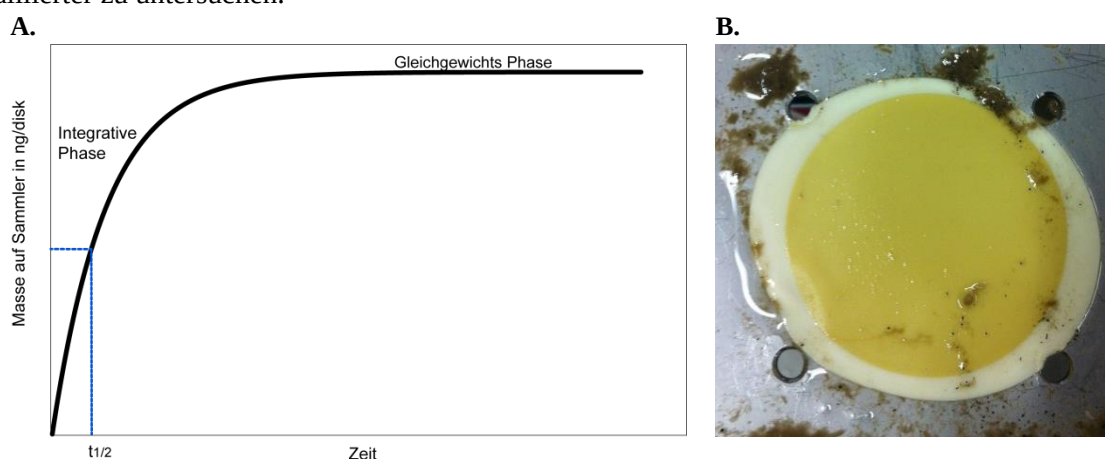


Abbildung 4.A. Theorie Aufnahme auf Passivsammler mit Integrativer und Gleichgewichts Phase (Vrana et al. 2005). B. Passivsammler (EmporeTM SDB-RPS Disk, Chemcatcher) nach Exposition in Rinnenexperiment mit Rohabwasser.

Passivsammler (siehe Abbildung 4B) sind eine etablierte Messtechnik in der Umweltchemie (Vrana et al. 2005), die seit ca. 30 Jahren auch für die Beprobung von Wasser in unterschiedlichen Systemen

angewendet wird. Dabei werden unterschiedliche Materialien und Designs verwendet, wobei für polare Substanzen ($\log K_{ow} < 4.5$) oft POCIS und Chemcatcher zum Einsatz kommen.

Passivsammler nehmen Stoffe durch Adsorption und Absorption aus der Wasserphase auf. Zu Beginn ist die Aufnahme typischerweise linear (integrativ) und nähert sich bei längerer Exposition einem Gleichgewicht (z.B. Greenwood et al. 2007, Abbildung 1A). Während der integrativen Phase kann von der akkumulierten Masse im Sammler auf die zeitgemittelte Konzentration im Wasser geschlossen werden. Die Aufnahmerate des Sammlers ist dabei von der Substanz, dem Sammlerdesign und den Umweltbedingungen (Fließgeschwindigkeit, Temperatur, pH etc.) abhängig. Wobei die Fließgeschwindigkeit einen Einfluss von bis zu einem Faktor 5 auf die Aufnahmeraten haben kann (im Bereich von 0.03 bis 0.4 m/s; Vermeirssen et al. 2009). Aufgrund der hohen Variabilität der Umweltbedingungen im Feld sind die Aufnahmeraten mit hohen Unsicherheiten verbunden und die Wasserkonzentrationen können somit nur semi-quantitativ bestimmt werden.

Passivsammler wurden unter anderem entwickelt, um vor allem in natürlichen Gewässern kontinuierlich über längere Zeiträume ohne Energiequelle messen zu können. Obwohl vermehrt damit auch in Abwassersystemen gemessen wird, ist wenig bekannt über die mögliche Anwendung während relativ kurzen und dynamischen Ereignissen in (verdünntem) Rohabwasser.

In diesem Beitrag stellen wir Methoden und Resultate zu folgenden Punkten vor: i) Experiment mit Rohabwasser in einer Durchlaufrinne, um Aufnahmeraten aus Rohabwasser während einer kurzen Expositionszeit zu bestimmen und ii) erste Erfahrungen aus einer Feldstudie zur Vergleichbarkeit von Passivsammlern mit aktiver Probennahme während Regenereignissen.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Rinnenexperiment

Zur Bestimmung der Aufnahmeraten aus Rohabwasser wurden 20 Passivsammler (inklusive Feldblindwert im Duplikat) in einer Durchlaufrinne (Fließgeschwindigkeit $v = \text{ca. } 0.8 \text{ m/s}$, Temperatur = 18.6°C , pH = 8.3, Volumen Vorlagetank = 750L) bei einer konstanten Stoffkonzentration in Rohabwasser exponiert. Um eine genügend hohe Stoffkonzentration (Ziel: $2 \mu\text{g/L}$) zu erhalten wurde am Beginn des Experiments eine Lösung bestehend aus 13 Substanzen (Pestizide, Pharmazeutika mit $\log K_{ow} < 4.5$) zugegeben und das Abwasser während des Experiments im Kreis geführt. Die Passivsammler wurden jeweils im Duplikat zu verschiedenen Zeitpunkten entnommen (Abbildung 5).

Time	Dry		Wet						
	2 Weeks	1 Week		2 h	3 h	5 h	7 h	9 h	14 h
PS 1	x							o	
PS 2		x						o	
PS 3			x					o	
PS 4			x	o					
PS 5			x		o				
PS 6			x			o			
PS 7			x				o		
PS 8			x						o
PS 9			x						o

Dry at End
Background Wastewater

Abbildung 5: Übersicht über das Experiment zur Bestimmung von Aufnahmeraten in der Durchlaufrinne. Rote Kreuze: Start der Exposition in der Durchlaufrinne, schwarze Kreise: Ende der Exposition.

Empore™ SDB-RPS Passivsammler (47mm Durchmesser, Sigma Aldrich) wurden wie in Vermeirssen et al. (2013) beschrieben konditioniert und extrahiert. Das Extrakt wurde auf 0.1mL eingedampft und auf 1mL mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Die Wasserproben wurden zu verschiedenen Zeitpunkten entnommen, zentrifugiert und 1mL abgenommen.

Nach Zugabe isopenmarkierter Standards (für 12 der 13 untersuchten Substanzen) wurden 100 μL in das LC-HRMS injiziert.

Die Quantifizierung der Analyten erfolgte aus dem hochaufgelösten FullScan ($R=140'000@200\text{m/z}$) nach der Methode des internen Standards gegen den Abgleich von Referenzstandards.

Zusätzlich wurde analysiert, welcher Einfluss ein Trockenfallen des Sammlers (vor oder nach einem Regenereignis) auf die aufgenommene Substanzmenge hat. Dazu wurde je ein Sammlerpaar für 1 beziehungsweise 2 Wochen nach der Konditionierung in der Kanalatmosphäre der Durchlauftrinne gelagert (PS 1 und 2 in Abbildung 5). Des Weiteren wurde PS 8 und 9 nach 9 Stunden Exposition für 5 Stunden trocken respektive in stehendem Abwasser (ohne Substanz Spike) gelagert.

Unter der Annahme einer linearen Aufnahme der Substanzen auf die Sammler wurden die Aufnahmeraten R_s basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration C_w jeder Substanz in der Wasserphase und der gemessenen Menge auf dem Sammler M_s gemäss Gleichung 1 bestimmt (z.B. Greenwood et al. 2007).

$$M_s = C_w R_s t \quad (1)$$

2.2 Feldstudie

Der Einsatz von Passivsammlern für die Beprobung von Regenereignissen wird seit April 2016 an einer ausgewählten Stelle (5.7ha_{red}, 1'330 Einwohner, 600mm Durchmesser, 2.2% Gefälle) im Kanalnetz des urbanhydrologischen Feldlabors in der Gemeinde Fehraltorf getestet (Messstandort 1 in Abbildung 6). Wobei der Messstandort mit einer Durchflussmessung (FloDar 4000SR) sowie einem Ultraschall Sensor (MB7369 HRXL-MaxSonar-WRM) ausgestattet ist. Die Passivsammler werden während eines Regenereignisses exponiert und aufgrund der aufgenommenen Masse die zeitlich-gemittelte Ereigniskonzentration ermittelt.

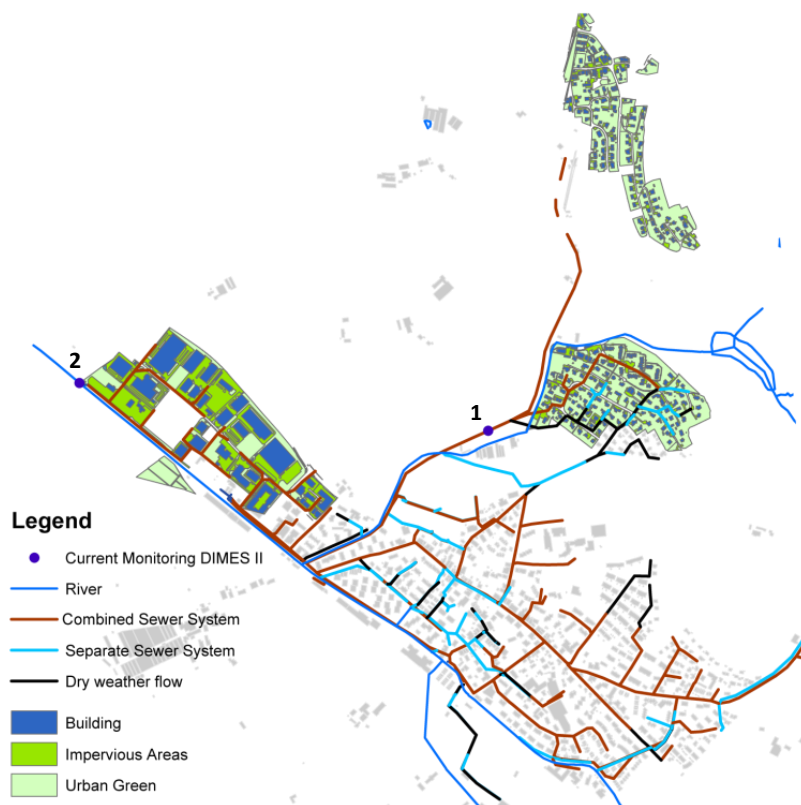


Abbildung 6: Urbanhydrologisches Feldlabor in Fehraltorf. Runde Punkte (violett): Messstellen, an welchen Passivsammler mit Aktivprobenehmern verglichen werden.

Um die Aufnahmeraten der Passivsammler während realen Feldbedingungen zu evaluieren, werden zum Vergleich Wasserproben mit Aktivprobenehmern (Sigma 900MAX) genommen. Die Probennahme Strategie für die Wasserprobe sieht wie folgt aus:

- Zeit-gemittelte Wasserkonzentration: Probennahme alle 5 min, 4 Proben pro Flasche → Max. 8 Stunden

- Volumen-gemittelte Wasserkonzentration: Zeit-gemittelte Einzelproben (20 min) werden anhand des gemessenen Durchfluss' manuell Volumen-proportional gemischt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Kalibration von Passivsammlern

Erste Ergebnisse zur Bestimmung der Aufnahmeraten in der Durchlaufrinne weisen darauf hin, dass für alle Substanzen während 9 Stunden eine integrative Aufnahme stattfand und somit Regen- und Entlastungsereignisse dieser Dauer beprobt werden können. Gemäss Daten von Dietschweiler (2010) beträgt die durchschnittliche Dauer (Mittelwert über 9 Substanzen) der integrativen Aufnahmephase 44 ($t_{1/4}$) respektive 102 ($t_{1/2}$) Stunden bei einer Fliessgeschwindigkeit von 0.1m/s (siehe Abbildung 1A für Aufnahmephasen). Eine Auswertung der durchschnittlichen Regendauer über 10 Jahre (Station Kloten, 2005 – 2016) zeigt eine mittlere Regendauer von 4.3 Stunden. Somit könnten voraussichtlich die meisten Regenereignisse und das heisst auch Niederschlagswassereinleitungen annähernd integrativ beprobt werden. Die im Rinnenexperiment bestimmten Aufnahmeraten waren für die 9 übereinstimmenden Substanzen um einen Faktor 2.2 (Standardabweichung 0.43) höher als die Aufnahmeraten, welche bei einer Fliessgeschwindigkeit von 0.1m/s in Flusswasser bestimmt wurden (Vermeirssen et al. 2013) und liegen somit im zu erwartenden Bereich. Dies deutet jedoch auch darauf hin, dass die Gleichgewichtsphase schneller erreicht wird als bei Dietschweiler (2010).

Für die Installation von Passivsammlern zur Beprobung einzelner Regenereignisse spielt es eine grosse Rolle, ob die Sammler vor dem Ereignis trockenfallen können. Die Auswertung der Sammler, welche vor der Exposition trocken gehalten wurden zeigt, dass im Mittel 55% weniger Masse aufgenommen wurde im Vergleich zu den in destilliertem Wasser gelagerten Sammlern (Abbildung 7). Es ist jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen trockener Lagerung vor der Exposition von 1 beziehungsweise 2 Wochen ersichtlich. Fällt der Sammler direkt nach der Exposition am Ende trocken (hier 5 Stunden), betrug die akkumulierte Menge 88% der zu erwartenden Menge und bei einer Lagerung in stehendem Rohabwasser wurde im Mittel 103% aufgenommen.

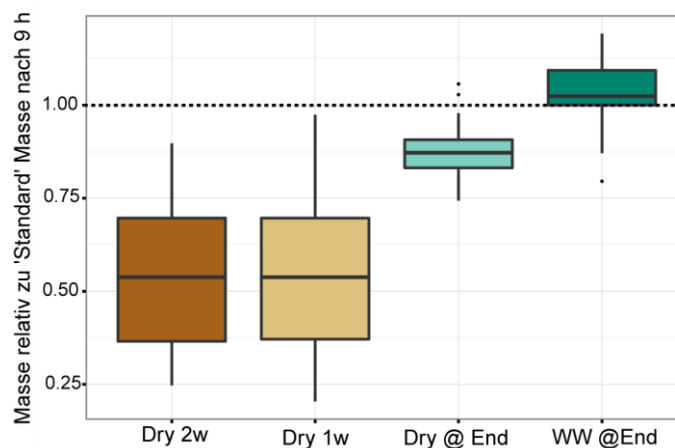


Abbildung 7: Aufgenommene Substanzmenge auf PS 1 (Dry 2w: 2 Wochen trocken gelagert vor Exposition), PS 2 (Dry 1w: 1 Woche trocken gelagert vor Exposition), PS 8 (Dry@End: Trocken am Ende für 5 Stunden), PS 9 (WW@End: stehendes Rohabwasser am Ende) relativ zur akkumulierten Menge auf PS 3 (Masse nach 9 h Exposition- gestrichelte Linie).

3.2 Einsatz für Regenereignisse

Aufgrund der Ergebnisse in Abbildung 7 entwickelten wir eine Halterung für die Passivsammler, so dass eine Einbuchtung von 3mm erlaubt, die Sammler vor dem Regenereignis in destilliertem Wasser feucht zu halten (Abbildung 8). Der Schlauch für das Sammeln der Wasserproben wurde auf der gleichen Höhe wie die Passivsammler Halterung angebracht (6cm Füllstand). Mit einer Steuerung wird der Autosammler so eingestellt, dass nur ab diesem Füllstand Proben gezogen werden, was einen direkten Vergleich

ermöglicht. Erste Erfahrungen zeigen: i) eine Akkumulation von Rückständen auf Strömungszugewandten Sammler (rechts in Abbildung 5), ii) die exakte horizontale Installation im Kanal ist nicht ganz einfach, wird jedoch für einen direkten Vergleich mit aktiver Probennahme benötigt, iii) passive Probenahme ist logistisch deutlich weniger aufwendig als aktive.



Abbildung 8: Darstellung der Installation der Passivsammler an Messstandort 1 vor und nach dem Ereignis vom 18.05.2016.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die eingesetzten Passivsammler (Empore™ SDB-RPS Disk) weisen eine integrative Aufnahme von mindestens 9 Stunden auf und sind somit für die Beprobung der meisten Regendauern geeignet. Die ermittelten Aufnahmezeiten bei typischen Fließgeschwindigkeit liegen bei der Anwendung im Abwasser im erwartendem Bereich.

Der bisherige direkte Vergleich zwischen aktiver und passiver Probennahme für Regenereignisse im Kanalsystem weist Unsicherheiten auf, da bei den Versuchen das Überspülen der Passivsammler nicht exakt bestimmbar ist. Im nächsten Schritt wird nun ein Mischwasserentlastungsbauwerk mit einer aktiven und einer passiven Probennahme ausgestattet, wobei die Passivsammler direkt auf der Überfallkante installiert werden könnten und somit nur in Kontakt mit Abwasser sind, wenn ein Entlastungsereignis auftritt. Des Weiteren wird durch die Auswertung verschiedener Regenereignisse ermittelt, welchen Einfluss fluktuierende Konzentrationen auf die aufgenommene Menge im Passivsammler haben.

5 REFERENZEN

- Dietschweiler, C. (2010) Passive Sampling of Polar Compounds., ETH Zuerich, Zuerich.
- swissmeteo (2016) Niederschlagsdaten Schweiz, Copyright, Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz, 2008.
- Greenwood, R., Mills, G. and Vrana, B. (2007) Passive sampling techniques in environmental monitoring., Elsevier, Amsterdam.
- Kingston, J.K., Greenwood, R., Mills, G.A., Morrison, G.M. and Persson, L.B. (2000) Development of a novel passive sampling system for the time-averaged measurement of a range of organic pollutants in aquatic environments. Journal of Environmental Monitoring 2(5), 487-495.
- Stauer, P. and Ort, C. (2011) Faktenblatt im Projekt Diffuse Mikroverunreinigungs-Emissionen aus Siedlungen (DIMES) – Quantifikation der abwasserbürtigen Stoffe. BAFU (ed)
- Vrana, B., Allan, I.J., Greenwood, R., Mills, G.A., Dominiak, E., Svensson, K., Knutsson, J. and Morrison, G. (2005) Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. TrAC Trends in Analytical Chemistry 24(10), 845-868.
- Vermeirssen, E.L., Bramaz, N., Hollender, J., Singer, H. and Escher, B.I. (2009) Passive sampling combined with ecotoxicological and chemical analysis of pharmaceuticals and biocides - evaluation of three Chemcatcher configurations. Water Res 43(4), 903-914.
- Vermeirssen, E.L., Dietschweiler, C., Escher, B.I., van der Voet, J. and Hollender, J. (2013) Uptake and release kinetics of 22 polar organic chemicals in the Chemcatcher passive sampler. Anal Bioanal Chem 405(15), 5225-5236.

Session 4:

Regenwasserbehandlung

Feldstudie zur Leistungs- und Funktionsfähigkeit von Regenwasserbehandlungsanlagen

S. Schmidt¹, M. Burkhardt^{1,*}, M. Gohl¹, A. Zenker² und M. Boller³

¹HSR Hochschule für Technik, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC), Oberseestrasse 10, 8640 Rapperswil, Schweiz

²FHNW Fachhochschule Nordwestschweiz, Institut für Ecopreneurship, Gründenstrasse 40, 4132 Muttenz, Schweiz

³aQa.engineering, Grundackerstrasse 3a, 8304 Wallisellen, Schweiz

*Email des korrespondierenden Autors: michael.burkhardt@hsr.ch

Kurzfassung Das von bebauten oder befestigten Flächen abfliessende Niederschlagswasser gilt gemäss Gewässerschutzverordnung (GSchV) der Schweiz in der Regel als nicht verschmutztes Abwasser. Verschiedene Studien haben aber gezeigt, dass Niederschlagswasser von Quartieren und Liegenschaften eine ganze Reihe organischer Schadstoffe umfassen kann. Je nach Empfindlichkeit des Bodens, des Grundwassers oder des Oberflächengewässers gilt dieses Niederschlagswasser als verschmutztes Abwasser und kann mit dezentralen Adsorberanlagen behandelt werden. Unklar ist aber, ob solche Anlagen die geforderte Ablaufqualität einhalten, wie lange die tatsächliche Standzeit und wie hoch der Aufwand des Betriebsunterhalts ist. Vor diesem Hintergrund wurden zwei verschiedene Adsorbermaterialien in einer Regenwasserbehandlungsanlage im Kanton Bern (Schweiz) getestet. Verglichen wurden vor allem die hydraulischen Parameter und der stoffliche Rückhalt.

Schlagwörter: Pestizide, Regenwasserbehandlungsanlage, Adsorber, Versickerung

1 REGENWASSERBELASTUNG UND -BEHANDLUNG

In den letzten Jahrzehnten ist das Auftreten von Mikroverunreinigungen in Gewässern zu einem weltweiten Problem geworden. Eine große Anzahl von organischen Spurenstoffen aus unterschiedlichen chemischen Gruppen und mit vielfältigen physikalisch-chemischen Eigenschaften wurden in Oberflächenwasser (Wittmer et al., 2014; Matzinger et al., 2015) und im Grundwasser (Awel, 2005; Hanke et al., 2007) nachgewiesen. Dazu gehören Pestizide, Industriechemikalien, Körperpflegemittel, Hormone sowie deren Transformationsprodukte. Das Auftreten von Mikroverunreinigungen in Gewässern beeinträchtigt aquatische Organismen und die Rohwasserqualität für die Trinkwassernutzung. Der Kläranlagenablauf wurde als Haupteintragsweg für Mikroverunreinigungen in Gewässer identifiziert (Kasprzyk-Hordern et al. 2009; Abegglen C., Siegrist H. 2012). Allerdings wird auch Niederschlagswasser als relevanter Eintragsweg für Spurenstoffe beschrieben (Boller et al., 1996; Clara et al., 2014; Wicke et al., 2015). Bei Dächern und Fassaden kann das abfliessende Niederschlagswasser den Boden, das Grundwasser oder Oberflächengewässer mit Schwermetallen (z.B. Kupfer, Zink) oder Bioziden beeinträchtigen (Boller et al., 2006; Burkhardt et al., 2011). Je nach Empfindlichkeit des Bodens, des Grundwassers oder des Oberflächengewässers gilt dieses Niederschlagswasser als behandlungsbedürftig. Bei klar lokalisierbaren Niederschlagsabläufen mit problematischen Stoffbelastungen lassen sich zur Behandlung dezentrale technische Adsorberanlagen einsetzen.

Aus diesem Grund haben Maßnahmen zur Behandlung von Regenwasserabflüssen aus Siedlungsgebieten mit technischen Adsorbentien in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen. Heute werden auf dem Schweizer Markt zahlreiche Produkte zur Schwermetallentfernung aus Dach-, Fassaden- und Strassenabwasser erfolgreich verbaut. Problematisch ist aber, dass diese Anlagen in der Praxis nicht immer die Erwartungen an Ablaufwasserqualität, Betriebsunterhalt oder Standzeit erfüllen. Ausserdem werden nur wenige Anlagen für den Rückhalt von Pestiziden angeboten.

Vor diesem Hintergrund wurden, im Rahmen eines anwendungsorientierten Projekts zwei verschiedene Materialien in einer grosstechnischen Regenwasserretentions- und Versickerungsanlage in Ostermundigen (Kanton Bern, Schweiz) getestet und unter die hydraulischen und stofflichen Belastungsbedingungen verglichen.

2 FELDSTUDIE

Die unterirdische Pilotanlage (Abbildung 9, links) ist an ein 8.5 ha Einzugsgebiet, vor allem Wohnhäuser mit Wegen, Plätzen und Strassen, angeschlossen, davon sind 3.3 ha abflusswirksame Fläche. Aus dem Einzugsgebiet abfließendes Regenwasser gelangt über einen Schlammsammler (20 m³) in die Anlage. Im Schlammsammler wird die Zuflussmenge zur nachfolgenden Retention (700 m³) mittels Drucksonde und definierter Überfallkante kontinuierlich gemessen. Nach der Retentionsanlage gelangt das Wasser über einen Zwischenschacht, durch einen mechanischen Schieber gedrosselt, mit maximal 10 l/s auf eine Filterfläche. Im Zwischenschacht ist die Probenahme für den Zulauf der Adsorber installiert.

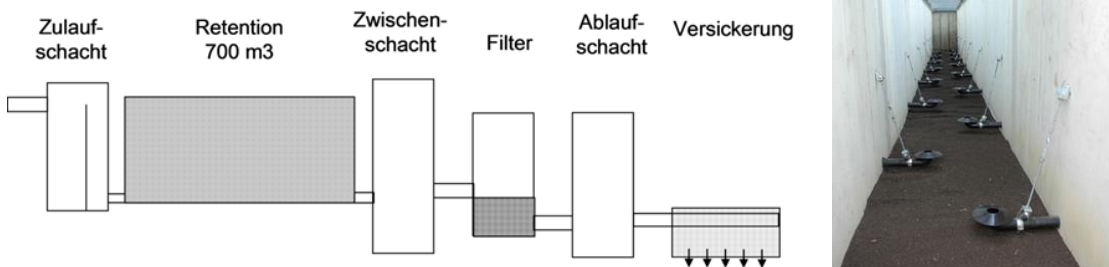


Abbildung 9: Links: Schema zur Regenwasserbehandlung im Kanton Bern (Schweiz); rechts: 18 m Filterstrecke mit Verteilstutzen.

Die 20 m lange und 1 m breite Filterstrecke ist in 3 Teilbereiche aufgeteilt. Die Fläche Meter 1-18 (M1-18) ist mit dem Adsorbermaterial 1 (AD1) 40 cm hoch befüllt (Abbildung 9, rechts). Diese Fläche wird nicht beprobt und ist zum angrenzenden Meter 19 (M19) und Meter 20 (M20) hydraulisch getrennt. M19 und M20 sind mit zwei separaten Testsystemen (je 1 m Länge und 1 m Breite) ausgerüstet. M19 ist mit AD1 40 cm hoch und M20 mit Hochleistungs-Adsorber 2 (AD2) 10 cm gefüllt (**Error! Reference source not found.**). Beide Testsysteme wurden separat beprobt, um den materialspezifischen Stoffrückhalt zu bilanzieren. AD1 ist eine marktübliche Adsorbentmischung, AD2 ist ein vollsynthetischer Adsorber, welcher in Kissen verpackt eingebaut wurde.



Auf die Filterfläche M1-18 wird das Wasser über eine Ringleitung und Zulaufstutzen verteilt. Die Zulaufmengen von M19 und M20 werden über eine pneumatische Abflussregelung eingestellt und die Zulaufmenge mit einem MID kontinuierlich erfasst.

Sobald durch die benachbarte Wetterstation Niederschlag gemeldet und darauffolgend innerhalb von 15 min ein Zulauf zur Gesamtanlage von > 0.5 l/s detektiert wird, stellt die pneumatische Regelung von M19 und

M20 einen Zufluss von 0.2 l/s ein. Die ereignisbezogenen aus 100 ml Teilproben zusammen, die Durchfluss entnommen wurden. Mit Hilfe abflussproportionalen Probenahme wurden abgeschätzt und Stoffbilanzen ermittelt.

Abbildung 10: Testflächen M19 und M20, während eines Regenereignisses

Im Feld wurden die Trübung im Zu- und Ablauf sowie die elektrische Leitfähigkeit im Zulauf kontinuierlich im 1 min Takt online aufgezeichnet. Im Labor wurden die Pestizide Mecoprop, Terbutryn, Carbazim, Diuron und DEET mittels LC-MS/MS sowie die Schwermetalle Kupfer und Zink mit ICP-OES analysiert.

3 ERGEBNISSE

3.1 Hydraulische Belastung

Im Feldversuch wurde über die Versuchsdauer von 15 Monaten bei beiden Adsorbermaterialien keine Verschlechterung der hydraulischen Leitfähigkeit bei der Beschickung von oben nach unten (0.2 l/s frei dränend) festgestellt. In Abbildung 11 sind der Niederschlag, der kumulierte Niederschlag, der Zufluss zur Regenwasserbehandlungsanlage sowie der kumulierte Zufluss dargestellt. Die Niederschlagsmenge von 750 mm entspricht in etwa dem kumulierten Zufluss bei einer ablaufwirksamen Fläche von 3.3 ha,

wobei der Abflussbeiwert zwischen 0.6 bis 1 schwankte. Zufluss zur Anlage ohne Niederschlag trat im Winter von Januar bis März aufgrund der Schneeschmelze auf. Dies verzögert auftretende Wasser wurde nicht beprobt, sondern über M1-18 geleitet.

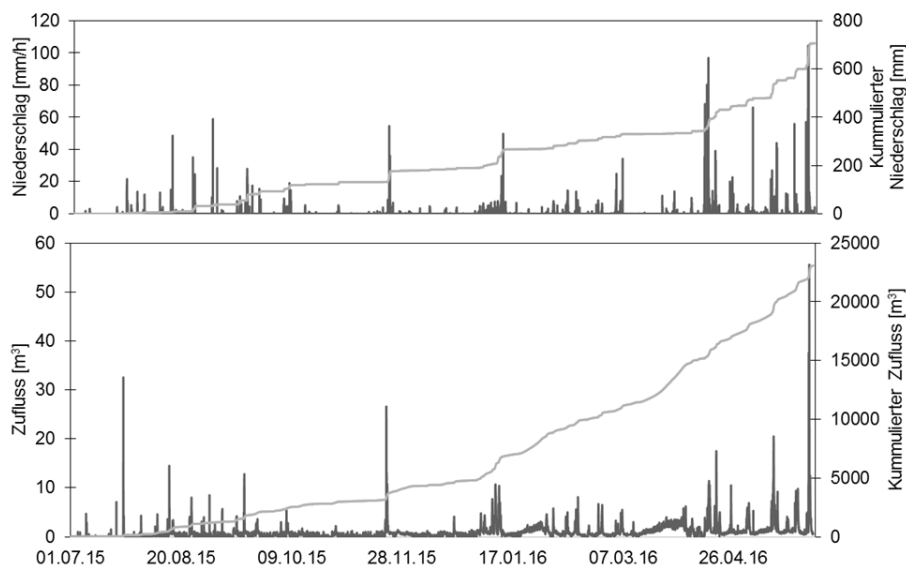


Abbildung 11: Niederschlag und Zuflussmenge zur Regenwasserbehandlungsanlage dargestellt über 10 Monate.

3.2 Physikalische Parameter

In Abbildung 12 sind Niederschlag, Trübung im Zu- und Ablauf von AD1 / AD2 sowie Leitfähigkeitsmessung im Zulauf exemplarisch für 3 Monate Versuchsdauer dargestellt. Bei Niederschlagsereignissen steigt nach dem Schlammfang bzw. im Zulauf zu den Adsorberflächen die Trübung schlagartig von 1 bis 5 FNU auf 30 bis 40 FNU an und die Leitfähigkeit sinkt um 50 bis 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dies sind charakteristische Eigenschaften des First-flush. Zu sehen ist ebenfalls, dass die Trübung über die Adsorbermaterialien um 80 % eliminiert worden ist. Die beiden Materialien halten ungelöste Stoffe aufgrund ihrer Eigenschaft als Raumfilter zurück. Ausserdem lässt sich daraus folgern, dass das Material nicht selber Feinanteile freisetzt, die bei der Versickerung ins Grundwasser Probleme bereiten könnten.

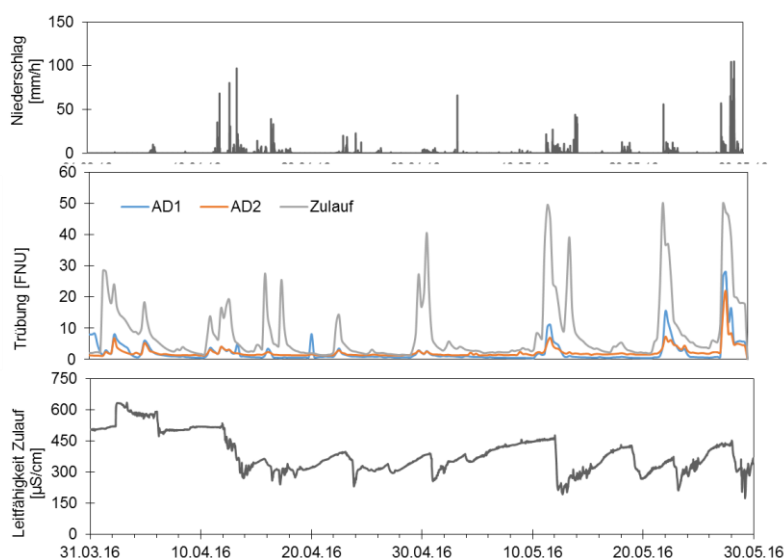


Abbildung 12: Messungen von Trübung, Leitfähigkeit und Niederschlag über einen Zeitraum von 2 Monaten.

3.3 Stofflicher Rückhalt

In Abbildung 13 sind die Zu- und Ablaufkonzentrationen für die fünf gemessenen Pestizide dargestellt. Auffällig sind die grossen Schwankungen, die auf die Art der Quellen und das weit verzweigte Trennsystem zurückzuführen sind. Nicht jedes Regenereignis mobilisiert die Stoffe aus Dach und Fassaden gleichermassen. Mecoprop weist deutlich die höchste Zulaufkonzentration (maximal 4.0 µg/l) und Abflusskonzentrationen (maximal 2.6 µg/l) auf, gefolgt von DEET (maximal 0.9 µg/l). Beide Substanzen weisen einen bekanntermassen geringen Rückhalt (schwache Adsorption) aufgrund ihrer Polarität und ihrem kleinem Kow auf. Umgekehrt liegen bei gut adsorbierenden Pestiziden nur geringe Konzentrationen im Ablaufwasser nach der Behandlung vor, die den Grenzwert für Grundwasser gemäss Schweizer Gewässerschutzverordnung (GSchV) von 0.1 µg/l unterschreiten.

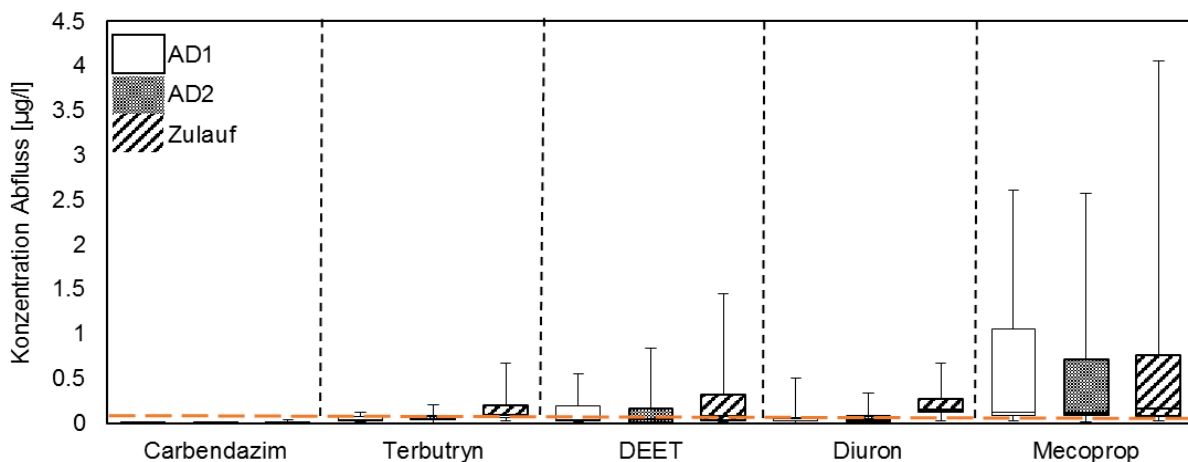


Abbildung 13: Boxplots der Zu- und Abflusskonzentrationen der fünf gemessenen Mikroverunreinigungen für AD1 und AD2 (n=17 Proben). Die rot gestrichelte Linie repräsentiert den Grenzwert von 0.1 g/l pro Pestizid für Grundwasser gemäss GSchV.

Die mittlere Eliminationsleistung beruht auf der Bilanzierung von 17 Proben für beide Adsorbermaterialien. Dabei schneidet das Marktprodukt AD1 sogar im Mittel 5-10 % besser ab als das Hochleistungsmaterial (Abbildung 14). Vermutlich kommt zum Tragen, dass von AD2 nur 10 cm Sickerstrecke realisiert wurden und Kurzschlussströmungen auftreten können. Beide Adsorber zeigen aber durchweg mit 70 – 80 % einen hohen Rückhalt für Carbendazim und Diuron (gut adsorbierende Pestizide) und mit 30 – 40 % deutlich schlechtere für die polaren Substanzen DEET und Mecoprop. Terbutryn liegt zwischen den beiden Gruppen.

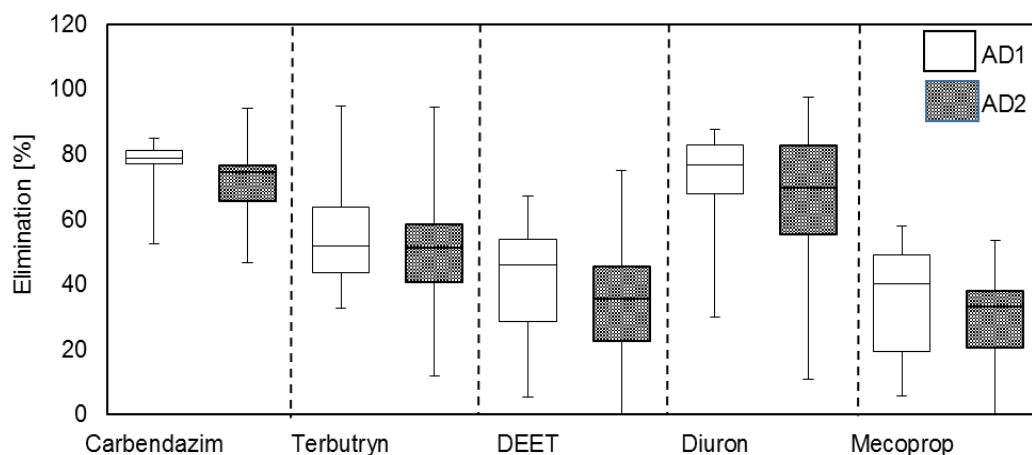


Abbildung 14: Boxplots der Eliminationsleistung der fünf gemessenen Mikroverunreinigungen für AD1 und AD2; n=17 Analysen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Beide getesteten Adsorbermaterialien zeigen vielversprechende Ergebnisse. Die hydraulische Leitfähigkeit nimmt trotz extremer Niederschlagsmengen sowie stetiger Zufuhr von ungelösten Stoffen (Trübung) über die Untersuchungsdauer nicht ab und kann daher als hydraulisch gut geeignet eingestuft werden. Die hohe Reduktion der Trübung um mindestens 80 % ermöglicht erst die nachfolgende technische Versickerung in den Untergrund.

Die Pestizide Carbendazim, Terbutryn und Diuron können mit der Behandlung so weit reduziert werden, dass die Konzentrationen unterhalb von 0.1 µg/l liegen. Mecoprop und DEET liegen teilweise darüber. Mecoprop wurde allerdings vom Schweizerischen Zentrum für Ökotoxikologie (2013) mit einer maximalen akzeptablen Konzentration von 187 µg/l beurteilt und liegt damit ausserhalb des toxikologisch relevanten Bereichs. Noch wichtiger ist aber, dass Mecoprop und DEET schlecht adsorbierbar sind und weit verbreitet in Gewässern vorkommen. Daher sollten bei diesen Stoffen weniger die end-of-pipe Massnahmen im Vordergrund stehen, sondern viel mehr der Fokus auf Massnahmen an der Quelle gelegt werden. So sind auswaschreduzierte Bitumenbahnen, in denen Mecoprop-Ester gegen die Durchwurzelung eingesetzt werden, auf Flachdächern die wirksamste Reduktionsmassnahme. Bei DEET, einem Repellent, ist das Vorkommen im Regenwasser nicht schlüssig. Gegenwärtig scheint der alleinige Eintragsweg über Mückenschutzmittel nicht die Regelmässigkeit des Auftretens zu erklären.

Der Einsatz künstlicher Adsorberanlagen zur zentralen Reinigung von Niederschlagsabwasser aus einer Wohnsiedlung hat die Eignung hinsichtlich Betriebssicherheit und Wirksamkeit im grosstechnischen Betrieb bestätigt. Die Entfernung der Trübung sowie die gute Reduktion der Pestizide durch derartige Adsorberanlagen können massgeblich zu einer Entlastung der Umwelt beitragen. In diesem Sinne soll auch das vorgesehene VSA-Testverfahren für Adsorbermaterialien und dezentrale Anlagen dazu dienen, vergleichbare Aussagen zu erhalten und schweizweit eine hohe Leistungsfähigkeit sicherzustellen.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt wurde gefördert durch das Bundesamt für Umwelt (BAFU), die Gemeinde Ostermundigen, Watersys AG und aQa.engineering. Die Projektpartnerschaft verdeutlicht, dass sich das geplante Vorgehen an realen Bedürfnissen orientiert und stark lösungs- und umsetzungsorientiert ausgerichtet ist.

6 REFERENZEN

- Abegglen C., Siegrist H. 2012: Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr.1214: 210 S.
- Baudirektion des Kantons Zürich, AWEL (Juni 2005): Organische Spurenstoffe im Grundwasser des Limmattals – Ergebnisse der Untersuchungskampagne 2004, 37 s., mit Anhang.
- Boller and Häflinger, Verbleib von Schwermetallen bei unterschiedlicher Meteorwasserentsorgung. Gas, Wasser, Abwasser GWA, pp. 3-15, 1996.
- Boller et al., Copper and zinc removal from roof runoff: from research to full scale adsorber systems. Water Science & Technology, vol. 3, no. 53, pp. 199 - 2007, 2006.
- Burkhardt et al., Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. Water Science & Technology, vol. 63, no. 9, pp. 1974-1981, 2011.
- Clara, M., Ertl, T., Giselbrecht, G., Gruber, G., Hofer, T., Humer, F., Kretschmer, F., Kolla, L., Scheffknecht, C., Weiß, S. und Windhofer, G. (2014). Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich.
- Hanke I., Singer H., McArdell-Bürgisser C.S., Brennwald M., Traber D., Muralt R., Herold T., Oechslin R. und Kipfer R. 2007: Arzneimittel und Pestizide im Grundwasser. Gas-Wasser-Abwasser 3/2007: s. 187–196
- Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M., Guwy A.J., The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, pp. 363-380, 2009
- Matzinger et. al., Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme. Kompetenzzentrum Wasser Berlin, 2015.
- Schweizerisches Zentrum für Ökotoxikologie, EQS - Vorschlag für: Mecoprop-p; 2013
- Wicke, D.; Matzinger, A.; Rouault, P., Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Berlin, 2015.
- Wittmer, I. et al., Über 100 Pestizide in Fliessgewässern. Aqua&Gas, pp. 32-43, 2014.

Belastung von Versickerungsmulden an Metaldachabflüssen am Beispiel eines Zinkdaches

B. Helmreich^{1,*}

¹ Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München,
Am Coulombwall 3, D-85748 Garching

*Email des korrespondierenden Autors: b.helmreich@tum.de

Kurzfassung Die Oberböden von vier 15 Jahre alten Versickerungsmulden an einem Zinkdach wurden in verschiedenen Schichttiefen und Entfernungen vom Zulauf (Auslauf Fallrohr) beprobt und bezüglich des Zinkgehalts analysiert. Es zeigt sich, dass direkt am Zulauf der Mulde in den ersten 5 cm Tiefe der Zinkgehalt bei bis zu 26 g/kg liegen kann, je nach baulicher Ausführung. Die Verfrachtung des Zinks in tiefere Schichten hängt ebenso von der baulichen Ausführung ab. Ebenso nimmt der Zinkgehalt mit zunehmender Entfernung vom Zulauf ab. Eine Bilanzierung des Rückhalts an Zink über die Jahre zeigt, dass die Zinkfracht komplett durch den Oberboden der Mulden zurückgehalten wurde, jedoch die unterschiedlichen Bereiche der Mulden ungleichmäßig belastet wurden. Es besteht die Gefahr der Verfrachtung in die gesättigte Bodenzone und ins Grundwasser, wenn die Oberbodenschicht zu dünn ausgeführt wird.

Schlagwörter: Dezentrale Regenwasserbehandlung, Metaldachabfluss, Oberboden, Versickerungsanlage

1 EINLEITUNG

Zink wird traditionell im Dach- und Fassadenbau verwendet. Neben der Deckung ganzer Dächer werden Zink-Bleche für Niederschlagsrinnen, Fallrohre und Fassadenverkleidungen eingesetzt. Jedoch wird trotz Ausbildung einer Patina auch noch nach Jahren jährlich durchschnittlich 3,0 g Zink/m² abgeschwemmt (UBA, 2005). Damit sind die resultierenden Niederschlagsabflüsse von Zinkdächern stofflich belastet und müssen vor einer Einleitung in das Grundwassersystem behandelt werden. Insgesamt existieren in Deutschland im Umgang mit der stofflichen Belastung von Dachabflüssen derzeit keine rechtlich verbindlichen Vorgaben (Helmreich et al., 2015). Nach wie vor sind die Abläufe von Metaldachabflüssen in Deutschland nicht unter den Abwasserarten der Abwasserverordnung (AbwV) (AbwV, 2004) verankert. Zur Einordnung der Belastung werden daher häufig die Grenzwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) herangezogen (BBodSchV, 1999). Für die Vorbehandlung vor dem Einleiten in das Grundwasser schlägt das technische Regelwerk DWA-M 153 (2007) eine Behandlung über eine mindestens 30 cm mächtige Oberbodenschicht vor. Planung und Bau einer entsprechenden Versickerungsmulde erfolgt dabei nach DWA-A 138 (2005). Solche Versickerungsmulden wurden in Deutschland bereits vielfach an Metaldächern gebaut, jedoch wird selten kontrolliert, ob die Oberbodenschicht tatsächlich in den geplanten Schichtdicken ausgeführt wurde und ob eine regelmäßige Wartung stattfindet. In der Regel werden die Oberböden trotz langjährigem Betrieb nicht ausgetauscht oder unsachgemäß gepflegt. Ebenso ist zu erwarten, dass die Versickerungsmulden ungleichmäßig mit den Niederschlagsabflüssen und damit mit den Schwermetallkonzentrationen beaufschlagt werden, da das Fallrohr i. d. R. an einem Punkt der Mulde (meist am tiefsten Punkt) entwässert. Versickerungsmulden werden nach DWA-A 138 mit einer Entleerungszeit von 24 Stunden bemessen. Ein kompletter Einstau der Mulde (maximale Einstautiefe 30 cm nach DWA-A 138) erfolgt in den seltensten Fällen, meist werden nur bestimmte Zonen beaufschlagt.

Ziel der Beprobung von vier langjährig betriebenen Versickerungsmulden an einem Zinkdach war, die bauliche Ausführung und den Zustand der Mulden nach 15 Jahren Laufzeit aufzunehmen und die Zinkbelastungen des Oberbodens in Abhängigkeit von der Schichttiefe und von der Entfernung vom Zulauf der Mulde zu vergleichen, um Hinweise für Betrieb und Wartung solcher Anlagen zu geben und ein Gefährdungspotential zum Eintrag von Zink in das Grundwasser zu erkennen.

2 MATERIAL UND METHODEN

An einem 25 Jahre alten Dach aus Titanzink (Dachneigung 10°) wurden vier 15 Jahre alte Versickerungsmulden (siehe Abbildung 1, links), die jeweils den Regenabfluss von 259 m^2 Dachfläche versickern, beprobt. Der Auslauf jedes Fallrohres (Zulauf) trifft dabei zunächst auf eine kreisrunde Fläche aus Pflastersteinen (Durchmesser 2 m), die das Niederschlagswasser gleichmäßig verteilen soll (siehe Abbildung 1, rechts). Die Fallrohre liegen jeweils an den Ecken des Gebäudes Nordost (NO; 109 m^2 Versickerungsfläche), Nordwest (NW; 124 m^2 Versickerungsfläche), Südost (SO; 80 m^2 Versickerungsfläche) und Südwest (SW; 76 m^2 Versickerungsfläche).

Zur Probenahme wurden mit einem Göttinger Bohrstock (Edelstahl; 1,8 cm Durchmesser) ausgehend von der Bodenplatte im Zulauf (siehe Abbildung 1 rechts) in verschiedenen Entfernungen (0 m, 0,5 m, 1,5 m, 3,5 m, 7,5 m, 10,5 m und 14,5 m) Proben des Oberbodens in verschiedenen Schichttiefen (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm und 15–20 cm) entnommen (insgesamt 256 Proben).

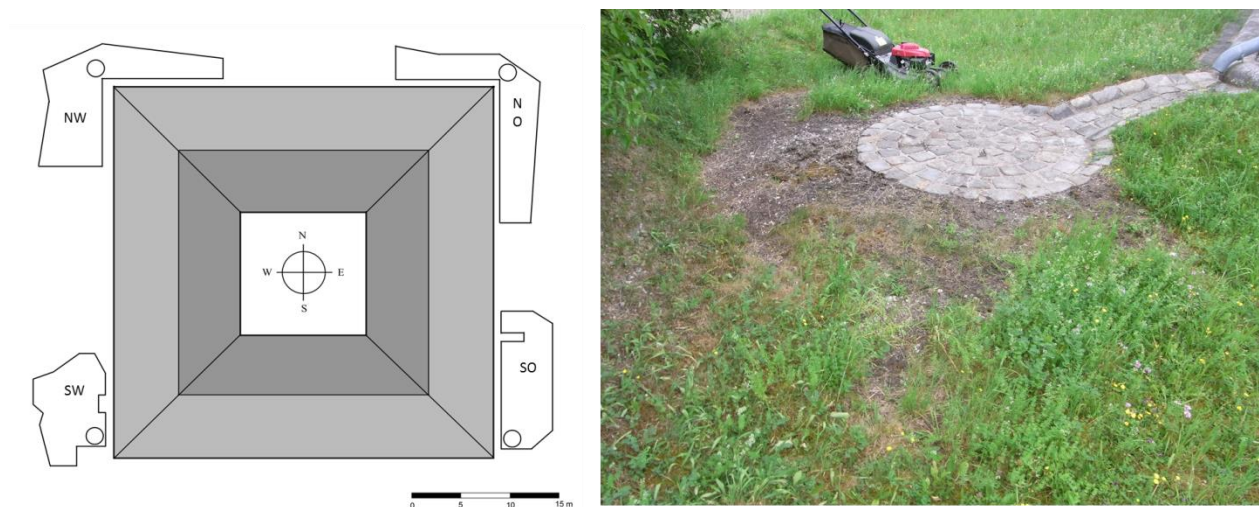


Abbildung 1: links: Skizze Dach und Lage der Versickerungsmulden;
rechts: typischer Einlauf einer Versickerungsmulde

Vor der Analyse wurden gröbere Steine und Blätter ($> 1 \text{ cm}$) entfernt und die Proben 48 h bei 60°C getrocknet, homogenisiert und anschließend mit einer Kugelmühle gemahlen. Danach wurde Zink nach Königswasseraufschluss (DIN EN 13346 S7, 2001) mittels Atomabsorptionsspektrometrie (DIN 38406 E8, 2004) analysiert (Bestimmungsgrenze $20 \mu\text{g/L}$, entspricht 66 mg/kg). Die angegebenen Zinkgehalte sind auf die Trockenmasse bezogen.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Bei der Probenahme hat sich gezeigt, dass die in der Planung vorgesehenen 30 cm Schichtdicke in allen Bereichen – insbesondere in den kritischen Bereichen am Zulauf der Mulde – nicht vorhanden war; in einigen Zonen waren es teilweise sogar weniger als 10 cm. Die maximale Schichtdicke lag bei allen Mulden bei 20 cm. Bereits optisch war zudem zu erkennen, dass die Versickerungsmulden mehrere Tiefpunkte besitzen und es in einigen Zonen aufgrund von starken Unebenheiten in der Mulde nie zur Beaufschlagung mit Dachabfluss kommen kann, andere Bereiche jedoch stark hydraulisch beansprucht werden. Ein Tiefpunkt lag bei allen Anlagen am Zulauf der Mulde, jedoch verlief der Zulauf der einzelnen Mulden unterschiedlich steil.

Ebenso wurden die Flächen der Versickerungsmulden unterschiedlich ausgeführt und diese lagen zwischen 76 m^2 (SW) und 124 m^2 (NW). Damit ergeben sich unterschiedliche Muldenvolumina bei gleicher Anschlussfläche von je 259 m^2 Zinkdach.

Repräsentativ sind in Abbildung 2 die Zinkgehalte der Versickerungsmulden SW und NW in verschiedenen Schichttiefen und Entfernungen vom Zulauf der Mulde dargestellt. Es zeigte sich, dass die Zinkgehalte im Oberboden mit bis zu 26 g/kg direkt am Zulauf SW in der obersten Schicht 0–5 cm am höchsten sind. Bei dieser Versickerungsmulde liegt der Zulaufbereich tief und steigt steiler an als der Zulaufbereich der Versickerungsmulde NW. In der obersten Schicht der Mulde NW sind bis zu 20 g/kg Zink zu finden, jedoch verteilt sich dieser Zinkgehalt großflächiger vom Muldenzulauf als bei SW, da der Zulaufbereich dort flacher ausgelegt wurde, der zulaufende Dachabfluss also gleichmäßiger verteilt werden kann. Entsprechend ist auch in Schichttiefe 5–10 cm der Mulde SW ein höherer Zinkgehalt im Oberboden (15 g/kg) zu finden als bei NW (10 g/kg). Während bei der flacher ausgeführten Mulde NW in der Oberbodenschicht 10–15 cm nur noch 0,45 g/kg Zink im Zulaufbereich gefunden wurden, ist in der steiler angelegten Mulde SW bei 10–15 cm immer noch ein Zinkgehalt von 5 g/kg vorhanden. Die Versickerungsmulde NW besaß keine Schichttiefe 15–20 cm mehr, in der Schichttiefe 15–20 cm der Mulde SW lag der Zinkgehalt bei ca. 0,45 g/kg im Mittel.

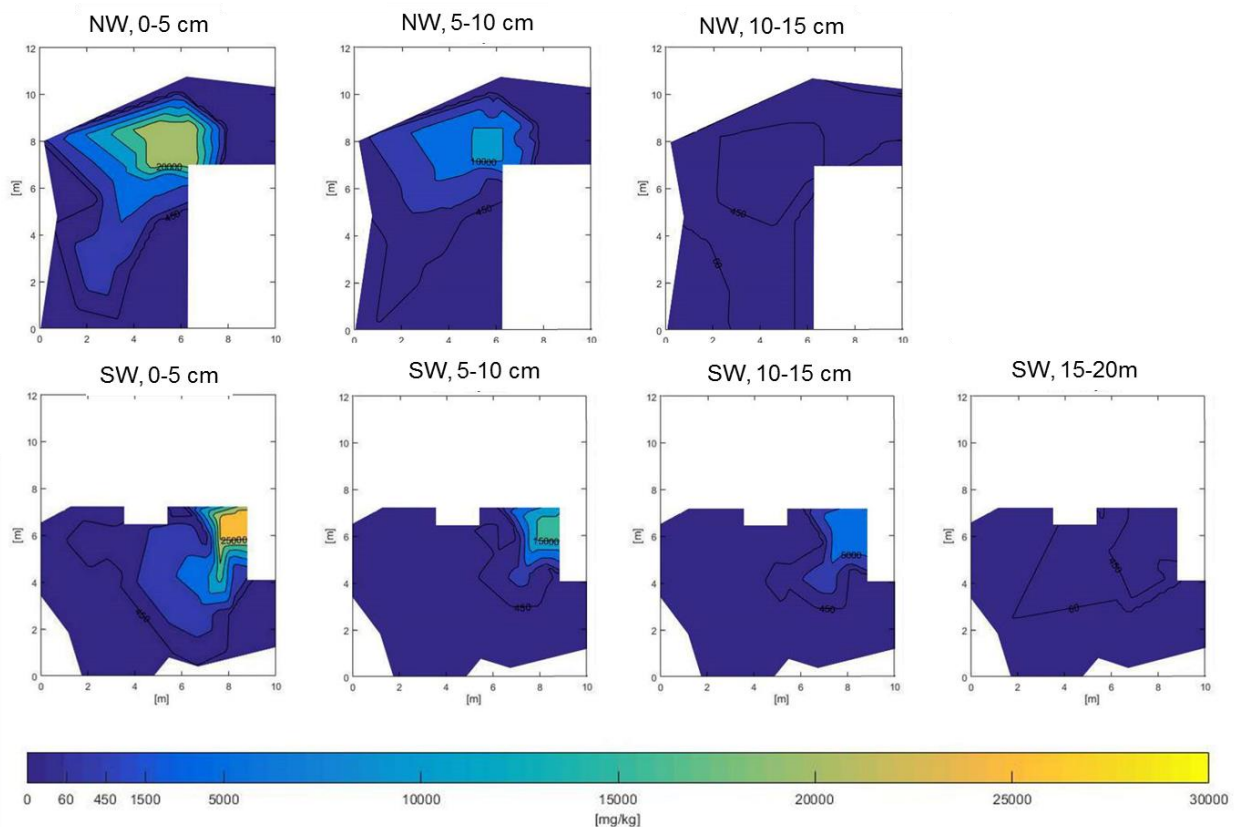


Abbildung 2: Zinkgehalte der Versickerungsmulden NW und SW in verschiedenen Schichttiefen.
Die Werte sind auf die Trockenmasse des Bodens bezogen

Deutlich zu erkennen ist, dass in den Zonen mit hohen Zinkgehalten sich kein Grünbewuchs mehr etablieren kann (siehe Abbildung 1, rechts). Nach DWA-M 153 ist eine Passage durch einen bewachsenen Oberboden wesentlich effektiver als durch unbewachsenen Oberboden. Bewachsener Oberboden wird durch Wurzeln natürlich aufgelockert und führt zu einer Verbesserung des Rückhalts von Stoffen. Dort wird auch klar darauf hingewiesen, dass ein unbewachsener Oberboden nicht allein genügt, um das Grundwasser vor einem belasteten Regenabfluss zu schützen. Ebenso wird durch die Durchwurzelung die Beibehaltung der Durchlässigkeit des Bodens unterstützt. Um die Funktionsfähigkeit des Oberbodens in diesen Bereichen wieder herzustellen, ist eine Entfernung der obersten Schicht je nach Belastung der Mulde zum Schutz des Grundwassers sinnvoll.

In früheren Untersuchungen an dem beprobten Zinkdach wurde eine jährliche Abschwemmrage von Zink von $3,7 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ermittelt (Schriewer et al., 2008). Basierend auf diesem Wert wurde die theoretische Zinkbelastung aller Versickerungsmulden abgeschätzt. Bei dem Alter von 15 Jahren und einer Gesamtdachfläche von 1036 m^2 wurde ein Abtrag von ca. 57,5 kg Zink berechnet. Mit dem ermittelten

Volumen der Oberböden der vier Versickerungsmulden (Dichte durchschnittlich $0,83 \text{ g/cm}^3$) und den mittleren gemessenen Zinkgehalten kommt man auf folgende zurückgehaltenen Zink-Mengen: NO 7,9 kg, NW 18,4 kg, SO 15,3 kg und SW 13,1 kg, d. h., es wurden insgesamt etwa 55,1 kg Zink durch die vier Versickerungsmulden zurückgehalten. Dies entspricht in etwa dem berechneten Zink-Abtrag basierend auf der jährlichen Abschwemmrage. Jedoch sieht man hier auch die unterschiedlichen Belastungen der Versickerungsmulden. Die Versickerungsmulde NO wurde am wenigsten beaufschlagt. Grund hierfür könnte die bevorzugte Windrichtung von Westen und ein Baumbestand an der Ecke des Daches sein, der die Dachfläche vor Niederschlag schützt.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Insgesamt war der Zulaufbereich aller vier Versickerungsmulden in der obersten Bodenschicht am stärksten mit Zink belastet. Die Zinkgehalte nahmen mit zunehmender Schichttiefe ab, jedoch wird eine Verfrachtung des Zinks in das Grundwasser mit zunehmender stofflichen und hydraulischen Belastung wahrscheinlich, insbesondere da die Oberbodenschicht nicht mit der geforderten Schichttiefe von 30 cm ausgeführt wurde. Insbesondere in Hinblick auf den Grundwasserschutz sollte ein stärkerer Fokus auf die richtige bauliche Ausführung und die Wartung solcher Anlagen an Metaldachabflüssen gelegt werden, auch in Hinblick auf eine mögliche Einführung der Mantelverordnung in Deutschland, die die Beurteilungswerte drastisch senken wird (Mantel-V, 2015). Es wird empfohlen, eine stofflich stark belastete Oberbodenschicht regelmäßig auszutauschen, damit die Vegetation und somit die natürliche Durchwurzelung des Oberbodens bestehen bleibt, um die Durchlässigkeit des Oberbodens aufrecht zu erhalten. Insgesamt ist zu diskutieren, ob die Passage über Oberböden von Versickerungsanlagen eine ausreichende Wirksamkeit zur Vorbehandlung von Metaldachabflüssen vor dem Einleiten in das Grundwasser – insbesondere in Hinblick auf die neue Mantelverordnung – hat. Nicht zuletzt, weil es eine wenig nachhaltige Verlagerung des Problems darstellt, da der Boden als Schadstoffs Senke verwendet wird.

5 DANKSAGUNG

Dank gilt Frau Vanessa Ebert für die Beprobungen und Auswertungen im Rahmen einer Studienarbeit ihres Masterstudiums „Environmental Engineering“.

6 REFERENZEN

- AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung) vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), zuletzt geändert am 02. September 2014, BGBl. I, S. 1474.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. Nr. 36 S. 1554), zuletzt geändert am 31. August 2015, BGBl. I, S. 1474.
- DIN 38406 E 8 (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 8: Bestimmung von Zink - Verfahren mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) in der Luft-Ethin-Flamme (E 8), DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 13346 S 7 (2001): Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung von Spurenelementen und Phosphor - Extraktionsverfahren mit Königswasser; Deutsche Fassung EN 13346:2000, DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin.
- DWA-A 138 (2005): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2005. ISBN: 3-937758-66-6.
- DWA-M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2007. ISBN-13: 978-3-939057-98-7.
- Helmreich, B., Huber, M., Drewes, J.E. (2015): Schwermetalle in Metaldachabflüssen und Möglichkeiten zur dezentralen Behandlung. gwf Wasser/Abwasser 156 (12), 1238–1245.
- Mantel-V (2015): Verordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen oder das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzstoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 3. Arbeitsentwurf 23.07.2015.
- Schriewer, A., Horn, H., Helmreich, B. (2008): Time focused measurements of roof runoff quality, Corr. Sci. 50 (2), 384–391.
- UBA (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Forschungsbericht 202 242 20/02. UBA-FB 000824.Umweltbundesamt, Texte 19-05.

Einsatz von Schrägklärern zur Regenwasserbehandlung: Sind Aussagen über Wirkungsgrade übertragbar?

Gebhard Weiß

Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH, Steinstrasse 7, 97980 Bad Mergentheim
E-Mail: g.weiss@uft-brombach.de

Kurzfassung Das Papier diskutiert qualitativ die Frage nach der Übertragbarkeit von stationären Abscheidewirkungsgraden von Schrägklärern zur Regenwasserbehandlung. Zwischen Modelluntersuchungen mit kugeligem Kunststoff-Modellsediment und großtechnischen Untersuchungen an einer mit konstantem Zufluss betriebenen Container-Versuchsanlage ergaben sich deutliche Abweichungen. Gründe dafür sind das unterschiedliche Verhalten von bereits abgesetztem Modell- bzw. realem Sediment (Abrutschen, Wiedereinmischen) sowie insbesondere auch das oft zu beobachtende spontane Flockungsverhalten des Letzteren. Da grundlegende Erkenntnisse zu diesen Sedimenteigenschaften bislang weitgehend fehlen, ist eine Übertragung von Modellergebnissen unbefriedigend. Reale Schrägklärer zur Regen- und Mischwasserbehandlung erreichen überraschend gute Wirkungsgrade.

Schlagwörter: Schrägklärer, Sedimentation, Wirkungsgrad

1 EINLEITUNG

Schräg- oder Lamellenklärer wurden in den letzten Jahren vermehrt in Bauwerken der Regen- und Mischwasserbehandlung eingesetzt, um die Sedimentationswirkung gegenüber klassischen Regenklär- oder Durchlaufbecken zu verbessern. Schrägklärer sind auch in technischen Regeln erwähnt (DWA-M 176, 2013). Zielgröße der Regenwasserbehandlung sind künftig die sehr feinen Fraktionen $< 63 \mu\text{m}$ der abfiltrierbaren Stoffe (AFS63), Schmitt (2012). Es gibt daher eine Reihe von Projekten, in denen die Abscheideleistung von großtechnischen Schrägklärern für diesen Schmutzparameter bestimmt wurde (z.B. Pinnekamp 2010, Fuchs et al. 2014) und die hier gute Erfolge zeigen.

Bei einigen Untersuchungen dieser Art wurden auch halbtechnische Versuche an Schrägklärern im Labor durchgeführt (Kemper et al. 2015, DESSIN 2016). Die erhaltenen Modellwirkungsgrade lassen sich unter bestimmten Voraussetzungen auf die Großausführung skalieren. Dabei stellt sich jedoch grundsätzlich die Frage, wie aussagekräftig diese Vorgehensweise ist, also wie vergleichbar Wirkungsgrade von Schrägklärern für die Regenwasserbehandlung sind. Dasselbe gilt für Untersuchungen am Schrägklärer mit definierten Prüfsedimenten, wie sie zur Prüfung von dezentralen Behandlungsanlagen eingesetzt werden (NRW 2011). Das vorliegende Papier soll hier einige Grundlagen und Effekte zeigen.

2 STOFFRÜCKHALT UND WIRKUNGSGRAD BEI SEDIMENTATIONSANLAGEN

Zunächst seien die verschiedenen Wirkungsmechanismen und Wirkungsgrade bei Sedimentationsanlagen, also Regenklärbecken im Trennsystem wie auch Durchlaufbecken im Mischsystem, näher betrachtet. Becken ohne Dauerstau und mit Entleerung (kontinuierlich oder nach einem Regenereignis) haben eine **Speicherwirkung**, während bei der Passage der Sedimentationskammer auch eine **Sedimentationswirkung** zum Tragen kommt (reine Fangbecken in der Mischkanalisation seien hier nicht weiter untersucht). Allgemein kann man deshalb folgende Wirkungsgrade unterscheiden: Der

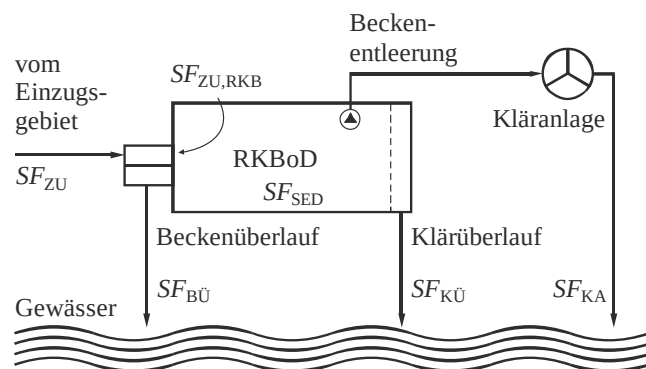


Abbildung 15: Regenklärbecken ohne Dauerstau (einschließlich Entleerung). Die genannten Wirkungsgrade berechnen sich hier zu $\eta_{\text{ges}} = 1 - (SF_{\text{BU}} + SF_{\text{KÜ}} + SF_{\text{KA}})/SF_{\text{ZU}}$ und $\eta_{\text{sed}} = SF_{\text{SED}}/SF_{\text{ZU,RKB}}$. SF kennzeichnet hier die Schmutzfracht, z.B. in kg AFS63/a.

Gesamtwirkungsgrad η_{ges} entspricht dem Anteil des Schmutzfrachtdargebots aus dem Einzugsgebiet, welcher nicht in das Gewässer gelangt. Der **Sedimentationswirkungsgrad η_{sed}** betrachtet hingegen nur die Sedimentationsanlage und bezeichnet den Anteil der dort eingetragenen Schmutzfracht, der durch Absetzen darin abgeschieden wird. Beide Wirkungsgrade (vgl. Abbildung 15) lassen sich für einzelne Regenereignisse wie auch über Zeitperioden, z.B. ein Jahr, definieren. Nur der Sedimentationswirkungsgrad lässt sich hingegen auch als stationäre Größe definieren, etwa bei Untersuchungen am hydraulischen Modell mit konstantem Zufluss.

Sedimentationsanlagen mit Dauerstau – speziell Regenklärbecken mit Dauerstau (RKBmD), aber auch einige dezentrale Behandlungsanlagen – werden nur im Trennsystem eingesetzt. Hier ist der reine Sedimentationswirkungsgrad entscheidend, weil sich das Volumen im Bauwerk beim Durchgang eines Regens kaum ändert. Das zu einem Zeitpunkt t_0 eintretende verschmutzte Wasser verlässt das Becken nach einer bestimmten, vom Durchfluss abhängigen Verweilzeit wieder; in dieser Zeit sedimentieren die betreffenden Schmutzpartikel. Um großtechnisch Sedimentationswirkungsgrade zu ermitteln, muss diese Verweilzeit bei der Gegenüberstellung von zulauf- wie überlaufseitig gezogenen Proben berücksichtigt werden. Nur bei Laborversuchen kann man Durchfluss und Sedimentzudosierung konstant und den Vorgang damit zeitunabhängig halten. Es lassen sich dann stationäre Abscheidewirkungsgrade $\eta = f(Q, \text{Beckengeometrie, Sediment})$ definieren.

Daraus ergibt sich ein weiterer Effekt (Abbildung 16): Bei kleineren Regen verdrängt das zuströmende Volumen in mehr oder weniger großem Maße Beckeninhalt. Das Regenbecken beginnt zwar sofort nach Regenbeginn überzulaufen, dieses Wasser stammt aber nicht aus dem aktuellen Regenfluss, sondern war vorher im Becken gespeichert. Dieses Wasser enthält dann natürlich praktisch kein Sediment, weil dieses die gesamte vorherige Trockenwetterzeit für den Absetzvorgang zur Verfügung hatte, noch dazu im Stillwasser. Man kann unter Ausnutzung dieses Effekts durch fortwährendes Verdrängen des Beckeninhalts und Absetzen in der Trockenwetterzeit einen „Batchbetrieb“ etablieren, bei dem sehr gute Gesamtwirkungsgrade erreicht werden können. Freilich müssen dann Sekundäreffekte wie chemisch bedingte Schadstoffrücklösungen aus dem Schlamm ausgeschlossen werden.

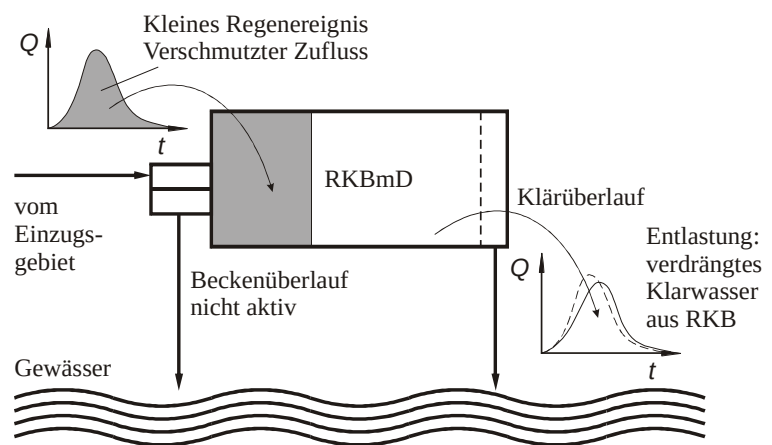


Abbildung 16: Regenklärbecken mit Dauerstau, Verdrängung des Beckeninhalts

3 VERGLEICH VON WIRKUNGSGRADEN BEI EINEM SCHRÄGKLÄRER-PROJEKT

In Regenbecken mit oder ohne Dauerstau eingebaute Schrägklärer können natürlich nur den Sedimentationswirkungsgrad, nicht aber den Speichereffekt einer Regenwasserbehandlungsanlage beeinflussen. Die Module werden je nach Regengeschehen mit wechselndem Zufluss belastet. Dort durch Probenahme gemessene Wirkungsgrade sind stets problematisch, weil dynamisch beeinflusst.

Beim in Kemper et al. (2015) dokumentierten Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen wurde daher ein transportabler Container verwendet, der mit Gegenstrom-Lamellenmodulen versehen war. Die Beschickung (mit Mischwasser) mithilfe einer frequenzgeregelten Pumpe erlaubte es, einen konstanten Zufluss einzustellen, der außerdem von Versuch zu Versuch unterschiedlich gewählt werden konnte. Zur Bestimmung der großtechnischen Sedimentationswirkungsgrade wurden mit Peristaltikpumpen in sogenannten Feststoffsammlern nach Vollfüllung des Containers volumenproportional großvolumige Mischproben (1000 l) gezogen. Die Proben wurden eingeeengt, durch Nasssieben in zwei Fraktionen $< 63 \mu\text{m}$ und $> 63 \mu\text{m}$ aufgetrennt und dann getrocknet. Aus den rückgerechneten Konzentrationen ergab sich

für die Feinfraktion ein stationärer Sedimentationswirkungsgrad $\eta_{\text{sed,AFS63}}$ für den Schrägklärercontainer. Unter der Annahme, dass die gesamte Projektionsfläche $A_{\text{proj,tot}}$ der Schrägklärermodule die für den Absetzvorgang wesentliche Größe ist, wurden für jeden gewählten Durchfluss Q eine Oberflächenbeschickung $q_A = Q / A_{\text{proj,tot}}$ in m/h bestimmt und die gemessenen Wirkungsgrade über dieser Größe aufgetragen. Die Datenpunkte in Abbildung 17 zeigen, dass trotz der unvermeidlichen Streuung relativ gute Sedimentationswirkungsgrade erzielt werden konnten.

In einer zweiten Phase dieses Projektes wurden von der Arbeitsgruppe des Autors jedoch auch halbertechnische Versuche mit Modellsediment durchgeführt. Dazu wurden Schrägklärerelemente in Originalgeometrie mit definierten Oberflächenbeschickungen q_A belastet und das Absetzverhalten von kugeligem 0,5 mm-Polystyrolmaterial (unaufgeschäumtes Styropor®) untersucht. Dessen Sinkgeschwindigkeit v_s folgt einer gemessenen, sehr steilen Verteilung und konnte durch Zugabe von Salz variiert werden. Dabei konnten unter Laborbedingungen dimensionslose Kurven des Sedimentationswirkungsgrades in der Form $\eta_{\text{sed}} = f(q_A/v_s, \text{Geometrie})$ aufgestellt werden.

Grundsätzlich können solche Kurven unter Ansatz der hydraulischen Modellgesetze auch auf die Großausführung übertragen werden, vgl. Weiß (2016). Es muss dazu die Sinkgeschwindigkeit bzw. deren Verteilung des großtechnischen Sediments bekannt sein. Da diese von Kemper et al. 2015 nicht angegeben ist, wurde in Weiß (2014) eine Annahme über die Sinkgeschwindigkeitsverteilung von AFS63 getroffen, die auf gemessenen Verteilungen aus anderen Projekten beruht.

Überraschenderweise lieferten die hochgerechneten Modellergebnisse bei dieser Vorgehensweise einen relativ geringen Sedimentationswirkungsgrad für AFS63, während die genannten großtechnischen Versuche ein sehr viel günstigeres Resultat ergaben. Es stellt sich also unmittelbar die Frage nach der Ursache für diese Diskrepanz. Eine stark ungleichmäßige Durchströmung, womöglich mit Rückströmungszellen, wurde weder bei den Modell- noch bei den großtechnischen Versuchen beobachtet und scheidet daher als Ursache aus.

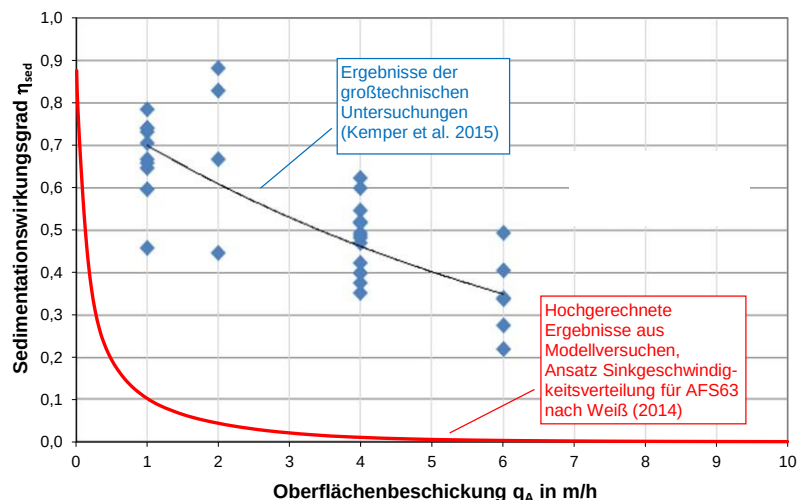


Abbildung 17: Vergleich von Sedimentationswirkungsgraden aus Modell- und großtechnischen Untersuchungen an Gegenstromschrägklärern

4 DIE VORGÄNGE IM SCHRÄGKLÄRER UND IHRE BESCHREIBUNG

Schrägklärer sind in der Verfahrenstechnik seit Langem bekannte Elemente. Es gibt verschiedene Bauformen, die – um ein Abrutschen des abgesetzten Sedimentes in den Schlammsumpf zu begünstigen – geneigte Lamellen haben. Bei den bislang bei Projekten der Regenwasserbehandlung zumeist angewandten Gegenstrom-Schrägklärern (Abbildung 18 links) bewegt sich abrutschendes Sediment gegen die Strömung, bei Kreuzstromklärern geschieht das Abrutschen seitlich.

Die meiste Literatur zur Theorie des Schrägklärers beschränkt sich auf den Absetzprozess, der als das für die Wirkung entscheidende Phänomen angesehen wird. Dabei wird stillschweigend angenommen, dass ein Sedimentkorn nur durch seine Sinkgeschwindigkeit v_s charakterisiert ist und aus dem Prozess ausgeschieden ist, wenn es die Oberfläche der Lamelle erreicht. Die Lamellenfläche des Schrägklärers ist folglich die entscheidende Größe und wird nach Maßgabe einer zulässigen Oberflächenbeschickung q_A bei einer definierten Regenspende bemessen, vgl. Fuchs et al. (2014), wo $q_A = 4$ m/h bei 15 l/(s·ha) vorgeschlagen werden. Dort wird auch auf die Wichtigkeit der gleichmäßigen Durchströmung der Schrägklärerelemente hingewiesen. Ein wichtiger Nebeneffekt wird von Fuchs et al. (2014) beschrieben:

Höhere Gesamtsedimentkonzentrationen korrelieren großtechnisch mit besseren Wirkungsgraden, weil bei stärkeren Regen mehr Sediment und auch gröbere leicht absetzbare Fraktionen in das Behandlungsbauwerk transportiert werden.

Das Abrutschen von Sediment wird zumeist als betriebliche Frage gesehen, die aber die Wirkungsweise der Anlage nicht ausschlaggebend beeinflusst. Bei Modellversuchen an Schrägklärern im Labor mit kugeligem Kunststoff-Modellsediment konnte man aber sehr gut sehen, dass das Abrutschen der Sedimentkörner und ein Wiedereinmischen in die Zuströmung wichtige Effekte sind, ebenso ein Transport liegen gebliebener Sedimentkörner durch die Strömung. Durch die Größe und die geringe Konzentration der Kunststoffkügelchen verhalten sich diese als Einzelkörner auf der glatten Lamellenoberfläche. Deren Verhalten wird aber nicht nur durch die Sinkgeschwindigkeit, sondern auch durch andere Sedimenteigenschaften bestimmt, und zwar in noch weitgehend unbekannter Weise. Gegenüber theoretischen Ansätzen zeigen dadurch die Modellversuche teils beträchtliche Abweichungen im stationären Sedimentationswirkungsgrad (Weiß 2014). Sollte das Abrutschen von Sediment von den Schrägklärerlamellen auch in der Großausführung in dieser Weise wirken, so würde das meiste Material natürlich sofort, wie in Abbildung 18 angedeutet, wieder in den Zustrom eingemischt und erneut in den Schrägklärer eingetragen und der Wirkungsgrad wäre gering. In diesem Fall wären Kreuzstromschrägklärer (Abbildung 18 rechts) vorteilhafter.

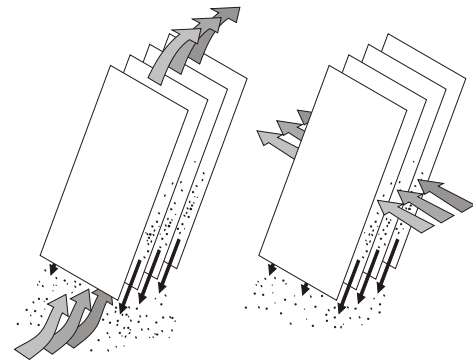


Abbildung 18: Links ein Gegenstrom-, rechts ein Kreuzstrom- Schrägklärer (schematisch)

Eine Gesamtbeschreibung der Sedimentbewegung im Schrägklärer einschließlich der Vorgänge nach dem Absetzen wäre daher wichtig. Brenda et al. (2016) untersuchten einen Gegenstromklärer zur Schlammabtrennung durch numerische Simulation. Sie beschreiben in den Lamellenzwischenräumen eine gegenläufige Dichteströmung und erhalten auch eine Akkumulation von Schlamm im Volumen des Schrägklärers bis zum Durchbruch. Allerdings ist die von den Autoren für Schlamm verwendete Modellvorstellung, u.A. mit einer dichteabhängigen Sinkgeschwindigkeit, auf die geringen Sedimentkonzentrationen in Regenwasser nicht anwendbar.

Es wird vermutet, dass in Gegenstromklärer-Laborversuchen das Abrutschen und Wiedereinmischen der relativ großen, einzelnen Modellsedimentkörner in sehr starkem Maß auftritt. Dadurch werden dort diese wirkungsgradmindernden Effekte überbetont. Echtes feines Kanalsediment bleibt hingegen durch Adhäsionskräfte an den Lamellenoberflächen „kleben“ und rutscht während eines Regenereignisses gar nicht bzw. erst dann ab, wenn die Sedimentschicht hinreichend dick und schwer ist, um in Plaggen aufzureißen. Diese werden beim Abrutschen zudem nicht vollständig desaggregiert und werden dann nur zu einem geringen Teil in die Zuströmung wieder eingemischt. Im Umkehrschluss wird dann aber in der Praxis die regelmäßige Abreinigung großtechnischer Schrägklärer nach einem Regen, etwa durch Schwenken unter Wasser oder durch Abspritzen nach Entleerung, eine sehr wichtige Rolle spielen.

5 EIGENSCHAFTEN DES KANALSEDIMENTS

Die größte Unsicherheit besteht für gewöhnlich beim Kanalsediment wegen der großen Streuung seiner Eigenschaften. Nur im Labor kann man die Sinkgeschwindigkeit von Modellsediment recht genau ermitteln. Viele Untersuchungen setzen stillschweigend einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Korngröße und Sinkgeschwindigkeit und damit für eine bestimmte Sedimentprobe auch eine eindeutige Beziehung zwischen den Verteilungen dieser beiden Größen an. Auch bei einer Übertragung von Laborergebnissen auf die Großausführung muss dieser Zusammenhang postuliert werden (Weiß 2016).

Doch auch dort, wo man die Verteilungen kennt oder durch Nasssiebung zumindest eine Trennung nach feinen und groben Fraktionen erreichen kann, ist diese Eindeutigkeit zwischen Korn- und Sinkgeschwindigkeitsverteilung nicht immer gegeben. Eine wesentliche Ursache ist das oft zu beobachtende spontane Flocken echten feinen Kanalsediments. Sedimentflocken können – anders als die

feinen Einzelkörner, aus denen sie zusammengesetzt sind – eine relativ große Sinkgeschwindigkeit haben. Geflocktes Material lässt sich dann sehr gut durch Absetzen entfernen. Bei der Untersuchung von Sedimentproben per Nasssiebung werden diese Flocken aber wieder zerstört, das Material wird so wieder der Klasse AFS63 zugeordnet und es ergibt sich für diese Fraktion ein recht hoher Wirkungsgrad. Qualitativ wird also flockendes Sediment in großtechnischen Versuchen deutlich höhere Wirkungsgrade zeigen als solches, welches nur wenig oder gar nicht flockt. Leider lässt sich mit dem derzeitigen Kenntnisstand die Flockungseigenschaft für ein bestimmtes Sediment nicht voraussagen.

Bei einigen dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen wird gleichfalls die Schrägklärertechnik eingesetzt und die Wirkung dieser Anlagen z.B. im Zulassungsverfahren des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW 2011) unter Einsatz von nicht flockendem Quarzmehl (Millisil®) bekannter Korn- und Sinkgeschwindigkeitsverteilung bestimmt. Die Verwendung als Prüfsediment mag angebracht sein, zumal die Prüfverfahren speziell auf dezentrale Anlagen mit Filterwirkung abzielen und man dort für flockendes Sediment tendenziell bessere Wirkungsgrade erwarten kann und somit auf der sicheren Seite liegt. Trotzdem ist auch hier eine direkte Übertragung der Wirkungsgrade auf reales Sediment kaum zulässig.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Übertragung von Aussagen über den stationären Sedimentationswirkungsgrad bei Schrägklärern ist problematisch. Ergebnisse von Modell- oder großtechnischen Versuchen unter Laborbedingungen mit nicht flockendem Sediment lassen sich nicht ohne Weiteres auf echtes Kanalsediment übertragen, selbst wenn dessen Verteilung der Sinkgeschwindigkeit bekannt ist. Tendenziell haben Schrägklärer in der Regenwasserbehandlung für echtes Abwassersediment einen überraschend guten Sedimentationswirkungsgrad. Gründe dafür sind die dort offenbar eher gering ausgeprägte Tendenz des abgesetzten Sedimentes zum Abrutschen und Wiedereinmischen, vor allem aber auch die Eigenschaft der Feinfraktion vieler Kanalsedimente, spontan Flocken zu bilden, die relativ gut absetzbar sind. Beide Effekte beeinflussen offensichtlich die Wirkung der Behandlung im Schrägklärer sehr stark, während die Oberflächenbeschickung und die gleichmäßige Durchströmung keinesfalls allein maßgebend sind.

Künftige Forschung am Schrägklärer sollte daher abhängig von der Herkunft des Regen- oder Mischwassers auch die Eigenschaften von Kanalsediment samt dessen Flockungseigenschaften näher untersuchen: Wie verhält sich das Sediment auf geneigten, überströmten Flächen? Wie ist die Dynamik des Abrutschvorganges von Sedimentplaggen? Was passiert im Sumpf und unter welchen Voraussetzungen wird abrutschendes Sediment wieder eingemischt?

7 REFERENZEN

- Brenda, M., Sonnenburg, A., Urban, W. (2016): Hybride Schlammmodellierung in der Abwasserreinigung. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall Nr. 6, S. 521-526
- DESSIN (2016): Demonstrate ecosystem services enabling innovation in the water sector. EU-Forschungsprojekt. Webseite des Projekts https://dessin-project.eu/?page_id=40, 13.06.2016
- DWA-M 176 (2013): Hinweise zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. Merkblatt, Deutsche Vereinigung für Wasser und Abfall (DWA).
- Fuchs, S., Mayer, I., Haller, B., Roth, H. (2014): Lamella settlers for storm water treatment - performance and design recommendations. *Water Science and Technology* 69, No. 2, pp. 278–283.
- Kemper, M., Fuchs, S., Voßwinkel, N., Mohn, R., Uhl, M., Rehtien, S., Weiß, G. (2015): Optimierung der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken mittels Schrägklärertechnologie. Schlussbericht. Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/20151216_Schlussbericht_Schraegklaerer_01.pdf, besucht am 24.02.2016
- NRW (2011): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen – Umsetzung des Trennerlasses. Abschlussbericht des Forschungsprojektes, gefördert vom MKULNV NRW. Stand: November 2011. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/20111125_Gesamtbericht.pdf, besucht am 11.02.2015
- Pinnekamp, J. (2010): Lamellenabscheider in der Mischwasserbehandlung. Teil 1: Literaturrecherche. Teil 2: Messkampagne RÜB Homberg-Hakenfeld. Abschlussbericht, gerichtet an LINEG. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_Messkampagne_RUEB_Homberg-Hakenfeld.pdf, besucht am 24.02.2016
- Schmitt, Th. (2012): Weiterentwicklung des DWA-Regelwerks für Regenwetterabflüsse. Ein Werkstattbericht. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 59, Heft 3, S. 192-200.

-
- Weiß, G. (2014): Sedimentation in rechteckigen Durchlauf- und Regenklärbecken. 13. DWA-Regenwassertage, Dresden, 01.07.-02.07.2014.
- Weiß, G. (2016): Lamella settlers for treatment of urban storm runoff: Experience with model and prototype tests. NOVATECH 2016, Lyon (Frankreich), 28.06.-01.07.2016.

Session 5:

Regen und Überflutungen

Messnetz Graz – Anwendung einer inhomogenen Überregnung unter Verwendung verschiedener geometrischer Interpolationsverfahren

R. Maier^{1,*}, T. Hofer¹, S. Kryeziu¹, G. Gruber¹ und D. Muschalla¹

¹Technische Universität Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Stremayrgasse 10/I, A-8010 Graz, Österreich

*Email des korrespondierenden Autors: roman.maier@tugraz.at

Kurzfassung In Graz wurden Niederschlagsmesssysteme von 5 verschiedenen Organisationseinheiten zum hydrologischen «Messnetz Graz» zusammengefasst, um die gesammelten Niederschlagsdaten zeitnah für alle Projektpartner zur Verfügung zu stellen. Mit diesen Daten sollen in dieser Arbeit die Auswirkungen einer inhomogenen Überregnung auf das Grazer Stadtgebiet untersucht werden. Dafür wurden 3 verschiedene Ansätze miteinander verglichen: i) homogene Überregnung, um den bisherigen Zustand darzustellen; ii) Inhomogenisierung nach dem Thiessen-Polygon-Verfahren; iii) Inhomogenisierung mit einem erweiterten Inversen-Distanz-Verfahren. Anhand der Untersuchungen konnte klar bestätigt werden, dass eine inhomogene Überregnung klare Vorteile gegenüber einer homogenen bringt. Weiter wird für den Fall Graz das Inverse-Distanz-Verfahren empfohlen, weil es durch verschiedene Anpassungsparameter variabel genug ist, um die stark inhomogenen Niederschlagsverhältnisse von Graz darzustellen. In naher Zukunft wird eine Messkampagne durchgeführt, um die hier präsentierten Ergebnisse weiter zu verifizieren.

Schlagwörter: Abflussmodellierung, geometrische Interpolationsverfahren, inhomogene Überregnung, Niederschlagsmessung, Regenmessung, zentrale Datenerfassung

1 EINLEITUNG

Aus unterschiedlichen Gründen wurden in und um die Stadt Graz seit der Jahrtausendwende von unterschiedlichen Organisationseinheiten (OE) Niederschlagsmesssysteme installiert, welche die Niederschlagsdynamik in diesem Bereich mit hoher zeitlicher Auflösung (zumeist 1-Minuten-Intervalle) erfassen. Im Jahr 2014 haben sich diese 5 OE (Stadt Graz – Abteilung Gewässer und Grünraum, Holding Graz Services Wasserwirtschaft, Land Steiermark, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) und TU Graz) zum kooperativen hydrologischen «Messnetz Graz» zusammengeschlossen und stellen sich seither die Messdaten ihrer Online-Messsysteme gegenseitig und zeitnah zur Verfügung. Derzeit wird in diesem Messnetz mit einer Einzugsgebietsfläche von 66,8 km² an 17 Messstellen der Niederschlag online erfasst (16 zum Zeitpunkt der Auswertung) und alle gemessenen Daten mit sehr geringer zeitlicher Verzögerung zu einem zentralen Messdatenserver gesendet, wo sie allen Kooperationspartnern zur Verfügung gestellt werden. Dieser Messdatenserver wurde bewusst bei der Berufsfeuerwehr der Stadt Graz installiert, wo er praktisch rund um die Uhr betreut wird. U. a. werden auf Basis dieser gemessenen Niederschlagsdaten im Falle von Starkregenereignissen von der Berufsfeuerwehr die Einsatzkräfte im Stadtgebiet koordiniert. An einer weiteren Verdichtung des Messnetzes wird kontinuierlich gearbeitet. Abbildung 20 links oben zeigt eine Übersicht über das Messnetz Graz.

2 ZIEL UND METHODIK

Zunächst wurden sämtliche Niederschlagsmessstationen des Messnetzes Graz begutachtet und dokumentiert. Dabei wurden Protokolle mit den spezifischen Daten der einzelnen Stationen, deren exakte Koordinaten und Bilder der Stationen, um die Umgebungseinflüsse abschätzen zu können, aufgenommen. In Zusammenarbeit mit den Betreibern konnten noch fehlende Daten (z. B. Wartungsverantwortlicher und dessen Kontaktdaten) ergänzt werden. Mithilfe dieser Daten wurden die Stationen schließlich in einem GIS-System erfasst.

Das Ziel der hier vorgestellten Arbeit war es, die Auswirkung einer inhomogenen Überregnung des Grazer Stadtgebiets auf ein bereits vorhandenes Niederschlags-/Abflussmodell (N/A-Modell)

abzuschätzen. Dafür wurden insgesamt drei unterschiedliche Ansätze gewählt, um diesen Einfluss mithilfe des N/A-Modells untersuchen zu können. Als Referenzansatz wurde eine homogene Überregnung mit den Messdaten einer Messstation aus dem Zentrum von Graz gewählt, die bis dato für die Abflusssimulationen zumeist verwendet wurde. Zur Interpolation der Daten aller Messstationen auf die einzelnen Einzugsgebiete wurden i) das Thiessen-Polygon-Verfahren (TPV) (Thiessen, 1911) und ii) ein erweitertes Inverses-Distanz-Verfahren (EIDV) nach Shepard (1968) verwendet. Beide Methoden sind geometrische Interpolationsverfahren und berücksichtigen die horizontale Lage der Messstationen. Das TPV berücksichtigt dabei nur die Distanz der einzelnen Schwerpunkte der Einzugsgebiete in Bezug zu den jeweiligen Messstationen und ordnet ihnen die jeweiligen Messwerte von genau einer Station zu. Das EIDV hingegen berücksichtigt, wie in Abbildung 19 dargestellt, i) eine maximale Einflussdistanz, die über einen Radius definiert wird (weiter entfernte Stationen werden nicht berücksichtigt), ii) die Abschattung der Stationen (so wird in Abbildung 19 im 3. Bild Messstation 3 (MS3) großteils von MS2 abgeschattet, womit die Ergebnisse von MS3 irrelevant und somit ignoriert werden) und iii) den Einfluss verschiedener Messstationen über ihre relative Distanz zu einem «Point of Interest» (POI). Mit diesem Algorithmus wird pro Einzugsgebiet ein Gewichtungsfaktor für alle vorhandenen Messstation errechnet, mit dem wiederum die Regenintensität für das betroffene Einzugsgebiet berechnet wird.

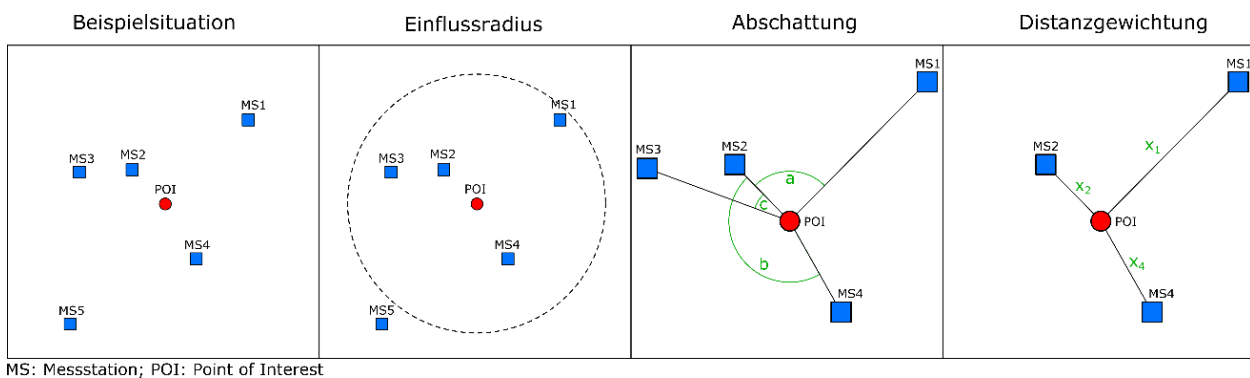


Abbildung 19: Anwendungsabfolge des Algorithmus für die erweiterte Inverse-Distanz-Methode

Alle 3 Methoden wurden im N/A-Modell implementiert und anschließend mit 6 tatsächlich gemessenen Regenereignissen sowie mit generierten Modellregen getestet und miteinander verglichen.

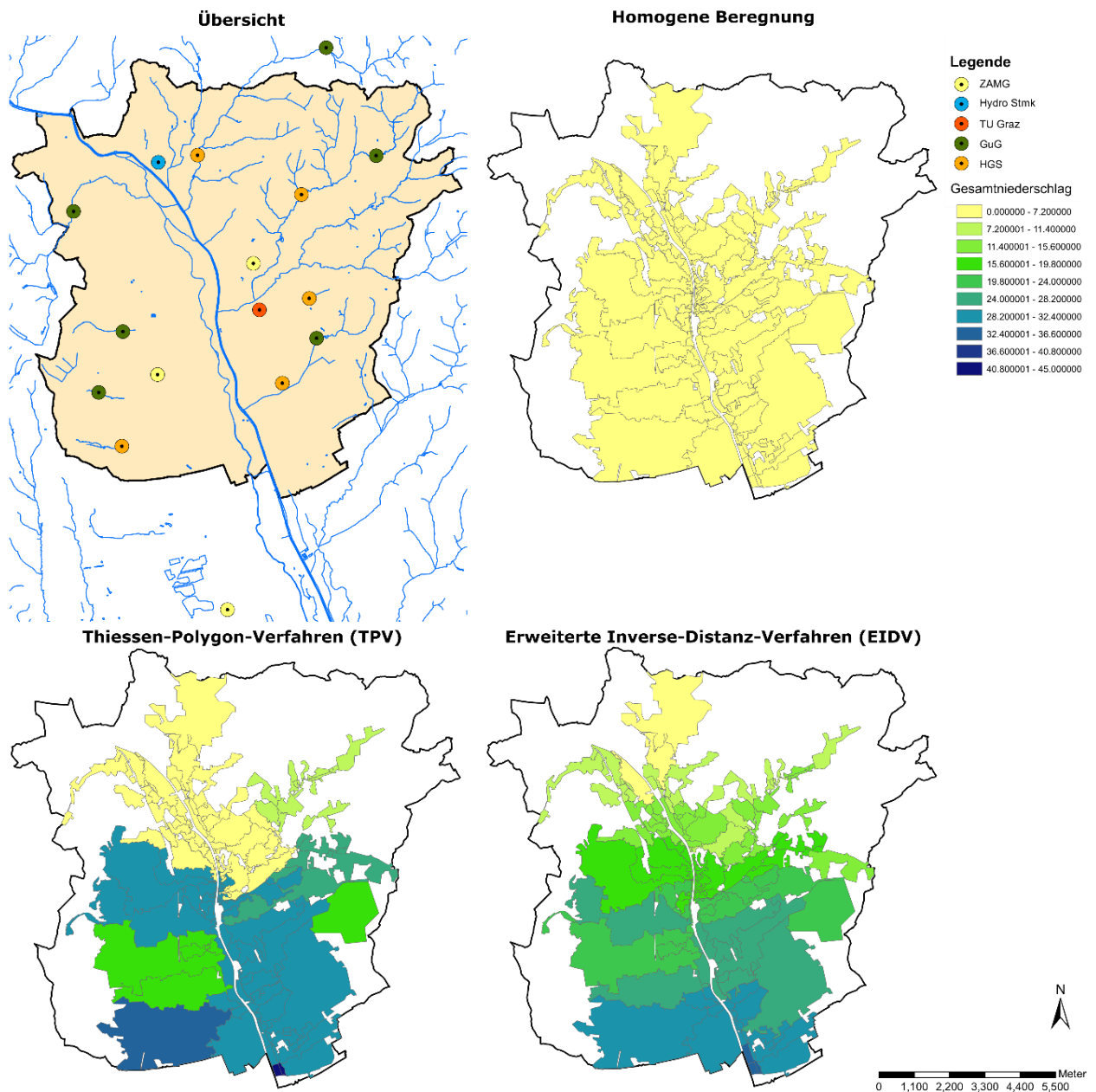


Abbildung 20: Übersicht über das Messnetz Graz und Vergleich der 3 getesteten Ansätze für ein Regenereignis

3 ERGEBNISSE

Wie zu erwarten, führten die unterschiedlichen Ansätze zu unterschiedlichen Ergebnissen, wobei das TPV und das EIDV noch eher miteinander vergleichbar sind. Abbildung 20 zeigt einen Vergleich des Gesamtniederschlags für ein aufgezeichnetes Ereignis vom 24.07.2015. Wie zu sehen ist, unterschätzt die homogene Berechnung den Gesamtniederschlag bei diesem Ereignis massiv. Das TPV lässt die klaren Grenzen zwischen den Einflussgebieten der Messstationen erkennen, was für das Verfahren charakteristisch ist, zeigt aber klar die Varianz des Ereignisses über das Stadtgebiet. Das EIDV kommt zu einem ähnlichen Ergebnis, wobei sich zusätzlich ein Glättungseffekt erkennen lässt, welcher sich aus dem Algorithmus ableiten lässt.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Mit den vorhandenen Messstationen und der zur Verfügung stehenden Infrastruktur kann die Niederschlagsdynamik im Stadtgebiet von Graz in Zukunft deutlich besser abgebildet werden als mit dem bisher noch oft verwendeten Ansatz einer homogenen Überregnung. Dieser Ansatz gleicht quasi einem Zufallsgenerator, um eine Aussage über das Niederschlagsgeschehen im gesamten Stadtgebiet zu erhalten. Eine mögliche Anpassung bzw. Erweiterung dieses Ansatzes wäre, zumindest einen Mittelwert aller Messstationen zu errechnen und diesen anzusetzen, was zu einer realistischeren Annäherung der Gesamtniederschlagsmenge führen würde. Die Varianz des Systems und die Charakteristik der auftretenden lokal begrenzten konvektiven Niederschläge lassen sich aber nur mit einer inhomogenen Überregnung darstellen. Dabei wird von uns das EIDV bevorzugt, weil sich dessen Anpassungsparameter für das Stadtgebiet von Graz zusätzlich auch noch optimieren lassen, um ein bestmögliches Ergebnis zu erzielen.

5 AUSBLICK

Da die Vergleichsergebnisse bis jetzt nur qualitativ beurteilt werden können, wird in naher Zukunft eine Messkampagne durchgeführt werden, in der alle relevanten Mischwasserüberläufe der Stadt Graz mit Low-Cost-Sensoren ausgestattet werden sollen, um die Überlaufereignisse während Regenereignissen aufzeichnen zu können. Mit diesen Daten können die unterschiedlichen Überregnungsansätze besser verifiziert und die verwendeten Modelle danach noch besser kalibriert werden.

Weiter ist geplant, die Daten zukünftig auch für Frühwarnsysteme und eine Echtzeitsteuerung des regelbaren Teils des Kanalsystems und der Abwasserreinigungsanlage zu nutzen.

6 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich bei den Kooperationspartnern des Messnetzes Graz (Stadt Graz – Abteilung Gewässer und Grünraum, Holding Graz Services Wasserwirtschaft, Land Steiermark, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik) für die Bereitstellung Ihrer Niederschlagsdaten und für die ausgezeichnete Zusammenarbeit.

7 REFERENZEN

Shepard, D. (1968) “A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data” in Proceedings of the 1968 23rd ACM national conference. ACM, 517–524. [online] <http://dl.acm.org/citation.cfm?id=810616> (Accessed June 17, 2015).

Thiessen, A. H. (1911) Precipitation averages for large areas. Monthly Weather Review, **39**(7), 1082–1089.

Können synthetische Niederschlagszeitreihen fehlende Niederschlagsmessungen ersetzen? – Untersuchung an drei großstädtischen Kanalnetzen

S. Krämer¹⁾, S. Maßmann¹⁾, N. Schmidt¹⁾, K. Schroeder²⁾, K.-J. Sympher²⁾, S. Rohde³⁾, K.-I. Großkopf³⁾, A. Callau⁴⁾, H. Müller⁴⁾, T. Mosthaf⁵⁾, T. Müller⁵⁾, M. Lorenz⁶⁾, A. Wagner⁶⁾, S. Wagner⁶⁾, U. Haberlandt⁴⁾

¹⁾Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Engelbosteler Damm 22, 30167 Hannover

²⁾Dr.-Ing. Pecher und Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Sachsendamm 93 | Aufgang B, 10829 Berlin

³⁾HAMBURG WASSER, Billhorner Deich 2, 20539 Hamburg

⁴⁾Leibniz Universität Hannover, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Appelstr. 9A, 30167 Hannover

⁵⁾Universität Stuttgart, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Lehrstuhl für Hydrologie und Geohydrologie, Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart

⁶⁾Universität Augsburg, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Regionales Klima und Hydrologie

*Email des korrespondierenden Autors: s.kraemer@itwh.de

Kurzfassung Für Bemessungsaufgaben in der Stadtentwässerung werden langjährige, kontinuierlich und ortsspezifisch gemessene Niederschlagszeitreihen in hoher zeitlicher Auflösung benötigt. Deren Verfügbarkeit ist jedoch begrenzt. Eine Alternative sind synthetische Niederschlagszeitreihen die mit Hilfe von Niederschlagsmodellen generiert werden. Der Beitrag behandelt die Anwendung von synthetischen Zeitreihen, die von drei unterschiedlichen Niederschlagsmodellen für drei klimatisch unterschiedliche Gebiete erzeugt worden sind, in hydrodynamischen Niederschlag-Abflussmodellen für drei großstädtische Kanalnetze. Die abflusseitigen Ergebnisse zeigen deutlich die generelle Eignung synthetischer Niederschlagszeitreihen im Vergleich mit beobachteten Referenzzeitreihen.

Schlagwörter: Niederschlagsmodell, Zeitreihen, Kanalnetz, Simulation

1 EINLEITUNG

Kanalnetze sind das bedeutendste Anlagevermögen der Kommunen und Städte. Zentrale Werkzeuge für die optimale Planung von Stadtentwässerungssystemen sind mathematische Simulationsmodelle, die das Niederschlag-Abflussgeschehen an der Oberfläche und im Kanalnetz detailliert abbilden (N-A-Modell). Als Belastungsgröße für die N-A-Modelle sind lange kontinuierliche und zeitlich hoch aufgelöste Niederschlagszeitreihen erforderlich (Tabelle 1), damit die Systeme optimal dimensioniert werden können; d. h., die Anforderungen an die Entsorgungssicherheit entsprechend der festgelegten Bemessungsziele sind unter wirtschaftlichen Aspekten zu erfüllen. Die erforderlichen, gemessenen Niederschlagszeitreihen stehen oft nur unzureichend zur Verfügung, häufig in einer zu kurzen Länge und an zu wenigen Orten. Auf Basis gemessener Niederschlagsdaten können jedoch synthetische Zeitreihen in beliebiger Länge und für unbeobachtete Orte erzeugt werden, die die örtlichen Besonderheiten des Niederschlags gut nachbilden. Im Rahmen des Forschungsprojektes "Synthetische Niederschlagszeitreihen für die optimale Planung und den Betrieb von Stadtentwässerungssystemen" (SYNOPSE) wurden mit drei unterschiedlichen Niederschlagsmodellen synthetische Zeitreihen für drei Städte (Braunschweig, Hamburg und Freiburg) generiert und als Belastungsgröße für die zugehörigen Kanalnetzmodelle angewendet.

Tabelle 1: Empfohlene Überstauhäufigkeiten und Mindestdauern der Niederschlagszeitreihen für Bemessungsziele (DWA-A 118, Tabelle 3 und Tabelle 5).

Ort	Überstauhäufigkeit	Mindestlänge d. Zeitreihe
Ländliche Gebiete	1 in 1 bis 1 in 2 Jahren	10 Jahre
Wohngebiete	1 in 3 Jahren	15 Jahre
Stadtzentren, Industrie- und Gewerbegebiete	1 in 5 Jahren	20 Jahre
Unterirdische Verkehrsanlagen, Unterführungen	Seltener als 1 in 10 Jahren	50 Jahre

Die Kanalnetzmodellergebnisse unter Verwendung der synthetischen Zeitreihen werden für verschiedene Aufgabenstellungen bzw. Ziel- und Nachweisgrößen der Stadtentwässerung mit Modellergebnissen unter Verwendung ortspezifisch beobachteter Niederschlagszeitreihen verglichen, analysiert und bewertet. Dieser Beitrag konzentriert sich auf die Bewertung der synthetischen Zeitreihen für die hydraulische Bemessung und den Nachweis von Entwässerungssystemen gem. DWA-A 118 (2006). Die Eignung der synthetischen Zeitreihen für kontinuierliche Schmutzfrachtberechnungen wurde parallel untersucht; die Ergebnisse sind in diesem Beitrag aufgrund des begrenzten Umfangs jedoch nicht dargestellt.

2 DATEN UND MODELLE

2.1 Niederschlagsgeneratoren für synthetische Zeitreihen

Für die Generierung der synthetischen Regenzeitreihen wurden drei Niederschlagsmodelle entwickelt, die mit verschiedenen statistisch-stochastischen Ansätzen arbeiten. Das Ergebnis sind kontinuierliche Regenzeitreihen in 5-minütiger Auflösung, die die Niederschlagscharakteristiken des Zielortes wiedergeben.

Der Niederschlagsgenerator der Universität Stuttgart besteht aus zwei Teilen, einer Datenbank und der eigentlichen Generierung (Bárdossy, 1998). In der Datenbank sind die statistischen Eigenschaften des Niederschlags (z. B. Autokorrelation, Niederschlagsverteilung) abgelegt. Diese werden aus gemessenen Zeitreihen mehrerer Stationen berechnet und mittels Interpolation auf den Zielort übertragen. Die Generierung verläuft jahresweise in zwei Schritten. Zunächst wird eine stündliche Zeitreihe mit ortsspezifischen Niederschlagsmengen stochastisch erzeugt. Anschließend wird diese Zeitreihe auf gemessene, stündliche Niederschlagscharakteristika sowie Eigenschaften hoher zeitlicher Auflösungen optimiert.

Der Niederschlagsgenerator der Leibniz Universität Hannover basiert auf einem Alternating Renewal-Ansatz (Haberlandt et al., 2008). Der synthetische Niederschlag wird als kontinuierliche Zeitreihe über externe und interne Strukturen beschrieben. Die externe Struktur beschreibt die Aufeinanderfolge trockener und nasser Perioden sowie das Niederschlagsvolumen. Die interne Struktur beschreibt die Niederschlagsverteilung innerhalb der Nassperiode. Für die Modellierung der Variablen beider Strukturen werden Verteilungsfunktionen und Copulas genutzt. Das Modell wurde für mehrere Niederschlagsmessstationen in Niedersachsen und Baden-Württemberg aufgesetzt und für die untersuchten Städte regionalisiert. Die Regionalisierung erfolgte unter Schätzung der L-Momente mittels der Methode "Nächster Nachbar" und multilinearer Regression von Stationskoordinaten, -höhe und Niederschlagsseigenschaften.

Der Niederschlagsgenerator der Universität Augsburg basiert auf einem dynamisch-stochastischen Modell zur Erstellung hochaufgelöster synthetischer Niederschlagszeitreihen. Grundlage sind mit dem regionalen Wettermodell WRF (Skamarock et al. 2008) simulierte Niederschlagswerte in Stunden- oder Tagesauflösung (Berg et al. 2013). Nach einer Biaskorrektur werden die WRF-Niederschläge mit Hilfe von stochastischen, Copula-basierten Methoden auf 5 Minuten Intervalle disaggregiert. Auf Basis gemessener Stationsdaten in 5 Minuten-Auflösung werden eine statistische Verteilung angepasst und freie Simulationen durchgeführt (ca. 500.000 pro Monat und Standort). Aus dieser Stichprobe werden unter Verwendung definierter Fuzzy-Regeln (z. B. Niederschlagssumme von Stunden- oder Tageswerten) Zeitabschnitte für die Erzeugung der synthetischen Zeitreihen gewählt. Aufgrund der räumlichen Eingangsdaten ist zusätzlich die Generierung von räumlich und zeitlich korrelierten Niederschlagswerten möglich.

2.2 Niederschlagsbeobachtungen und Referenzzeitreihen

Für den Vergleich und die Bewertung der synthetischen Zeitreihen wurden Referenzzeitreihen mit einer zeitlichen Auflösung von 5 Minuten verwendet, die in den jeweiligen Stadtgebieten beobachtet worden sind. Tabelle 2 enthält eine Übersicht der Beobachtungszeiträume und des Klimacharakters. Die Niederschlagsmodelle verwenden Eingangsdaten in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung: Tages-, Stundenwerte und zeitlich hochauflösend. Die Eingangsdaten wurden durch den Deutschen Wetterdienst (DWD) bereitgestellt; dabei wurden die o. g. Referenzzeitreihen nicht als Eingangsdaten für die Niederschlagsmodelle verwendet. Zur Berücksichtigung einer großen Ereignisvariabilität wurden die synthetischen Zeitreihen für eine Gesamtlänge von bis zu 600 Jahren für jedes Stadtgebiet erzeugt. Mit Hinblick auf die statistische Vergleichbarkeit und Bewertung wurden die synthetischen Zeitreihen entsprechend der Länge der Referenzzeitreihe in Realisationen unterteilt.

Tabelle 2: Übersicht Niederschlagsdaten

	Hamburg	Braunschweig	Freiburg
Beobachtete Niederschlagszeitreihen			
Klimacharakter	maritimes Klima	maritim-kontinentales Klima	zentraleuropäisches Übergangsklima
Mittlere Jahresniederschlagshöhe	770 mm	642 mm	908 mm
Länge der Referenzzeitreihe	50 Jahre (1961 – 2010)	30 Jahre (1985 – 2014)	20 Jahre (1995 – 2014)
Synthetische Niederschlagszeitreihen			
WAWI (Universität Hannover)	600 Jahre (12 × 50 Jahre)	600 Jahre (20 × 30 Jahre)	600 Jahre (30 × 20 Jahre)
Eingangsdaten in 5-Minuten Auflösung	24 Stationen für Niedersachsen u. Hamburg	24 Stationen für Niedersachsen u. Hamburg	21 Stationen für Baden- Württemberg
LHG (Universität Stuttgart)	600 Jahre (12 × 50 Jahre)	600 Jahre (20 × 30 Jahre)	600 Jahre (30 × 20 Jahre)
Eingangswerte als Tages- Stundenwerte und in 5-Minuten Auflösung	24-h: 0; 60-min: 7, 5-min: 83 Stationen für Hamburg u. Niedersachsen	24-h: 0; 60-min: 7, 5-min: 83 Stationen für Hamburg u. Niedersachsen	24-h: 474, 60-min: 114, 5-min: 136 Stationen für Baden-Württemberg
IGUA (Universität Augsburg)	300 Jahre (10 × 30 Jahre)	300 Jahre (10 × 30 Jahre)	300 Jahre (10 × 30 Jahre)
Eingangsdaten in 5-Minuten Auflösung	68 Stationen für Nieder- sachsen u. Hamburg	68 Stationen für Nieder- sachsen u. Hamburg	130 Stationen für Baden-Württemberg

2.3 Kanalnetzmodelle

Für die Bewertung und Eignungsprüfung der synthetischen Zeitreihen wurden die drei Kanalnetze der Städte Hamburg, Braunschweig und Freiburg betrachtet, die aufgrund des Klimas unterschiedlichen Regenbelastungen ausgesetzt sind und unterschiedliche Systemeigenschaften aufweisen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Übersicht der Kanalnetze

	Hamburg	Braunschweig	Freiburg
Entwässerungssystemart	Mischsystem	Mischsystem	Misch- und Trennsystem
Länge [km]	1.729 (Teilsystem)	278 (Teilsystem)	794 (Gesamtsystem)
Anzahl der Schächte [-]	24.464	6.303	22.664
Angeschlossene, versiegelte Fläche [ha]	4.135	379	1.546
Höhendifferenz im Kanalnetz [m]	45	27	284
Simulationssoftware	HYSTEM-EXTRAN	++SYSTEMS	HYSTEM-EXTRAN

3 ERGEBNISSE

3.1 Ergebnisse extremwertstatistischer Niederschlagsauswertungen

Für die niederschlagsseitige Bewertung der synthetischen Zeitreihen wurden die Ergebnisse der drei Niederschlagsgeneratoren für die drei Stadtgebiete extremwertstatistisch auf Grundlage partieller Serien für verschiedene Dauerstufen ($D = 5$ bis $D = 360$ Minuten) gem. DWA-A 531 (2012) untersucht. Abbildung 1 zeigt beispielhaft den Vergleich der 30 bzw. 10 Realisationen der synthetischen Zeitreihen für Freiburg mit der ortsspezifischen Referenzzeitreihe für die Dauerstufe $D = 15$ Minuten. Ergänzend sind

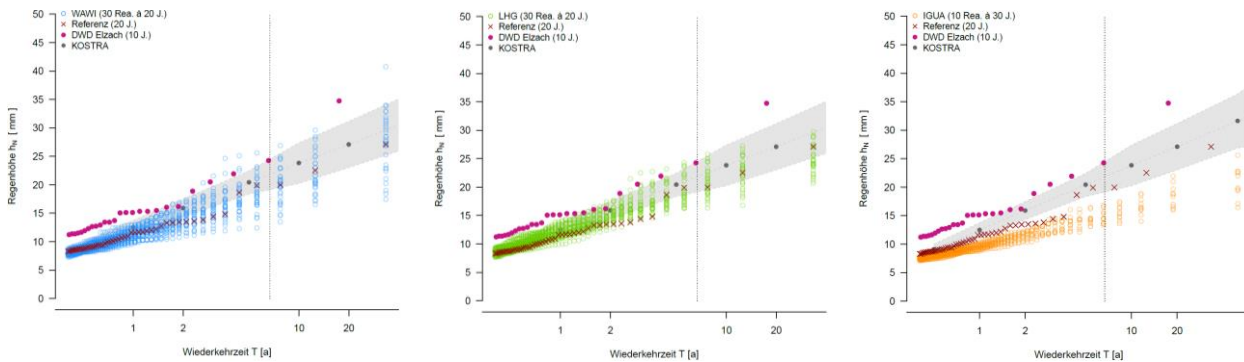


Abbildung 1: Partielle Serien der 30 Realisationen der synthetischen Zeitreihen der Dauerstufe $D = 15$ Minuten für den Standort Freiburg, links: WAWI, mittig: LHG, rechts: IGUA.; Abszisse: Wiederkehrzeit, Ordinate: Regenhöhe.

die unteren und oberen Grenzen nach KOSTRA DWD 2000 angegeben (grauer Bereich) sowie die Ergebnisse einer ca. 30 km entfernten DWD-Nachbarstation. Letztere sind als „Praxiszenario“ zu betrachten, wenn ortsspezifische Messungen nicht vorhanden sind.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Realisationen der synthetischen Zeitreihen von LHG und WAWI die Ergebnisse der gemessenen Referenz gut wiedergeben. Auffällig sind die deutlichen Abweichungen der Referenzzeitreihe und der DWD-Nachbarstation von KOSTRA. Die Feststellungen gelten sowohl für alle untersuchten Dauerstufen für Freiburg als auch für die Ergebnisse für Hamburg und Braunschweig. Die synthetischen Zeitreihen von IGUA zeigen generell eine Tendenz zur Unterschätzung.

3.2 Abflusseitige Ergebnisse für die Ziel- und Nachweisgröße Überstau

Die abflusseitige Bewertung der synthetischen Zeitreihen erfolgte für die Zielgröße Überstauhäufigkeit. Abbildung 2 zeigt auf Grundlage der N-A-Simulationsergebnisse die mittlere jährliche Zahl von Ereignissen die zu Überstau im jeweiligen Stadtgebiet führen. Dargestellt sind die Ergebnisse für die synthetischen und die Referenzzeitreihe sowie die Ergebnisse benachbarter DWD-Stationen, die außerhalb der Stadtgebiete liegen (Praxis, vgl. Entfernungsangaben in Abbildung 2). Der grau markierte Bereich beschreibt die Unsicherheitsbandbreite der Simulationsergebnisse der Referenzzeitreihe auf Basis eines Bootstrapping-Verfahrens der Jahresergebnisse (90% Konfidenzintervall von 1000 Stichproben generiert durch Ziehen mit Zurücklegen). Die Box-Whisker-Plots für die Ergebnisse der synthetischen Zeitreihen liegen überwiegend innerhalb der grau markierten Bandbreite der Referenzzeitreihe. Die Boxen und Whisker umfassen dabei den Einzelwert der beobachteten Referenzzeitreihe mit Ausnahme von LHG für Hamburg und IGUA für Freiburg. Auffällig ist die große Ergebnisbandbreite der Referenz und der Nachbarstationen (ausgefüllter Kreis: Station mit der größten angegebenen Entfernung).

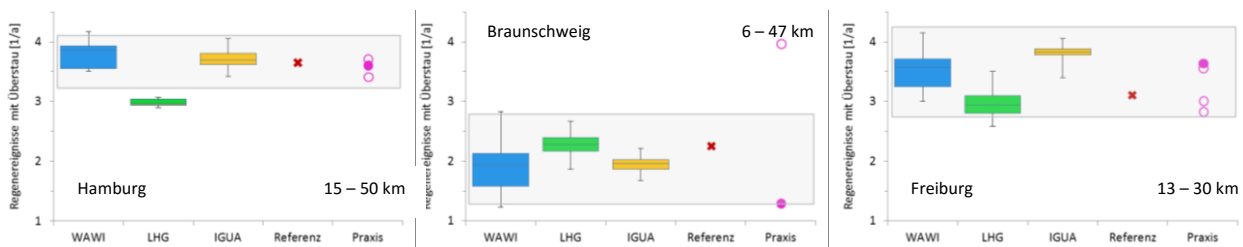
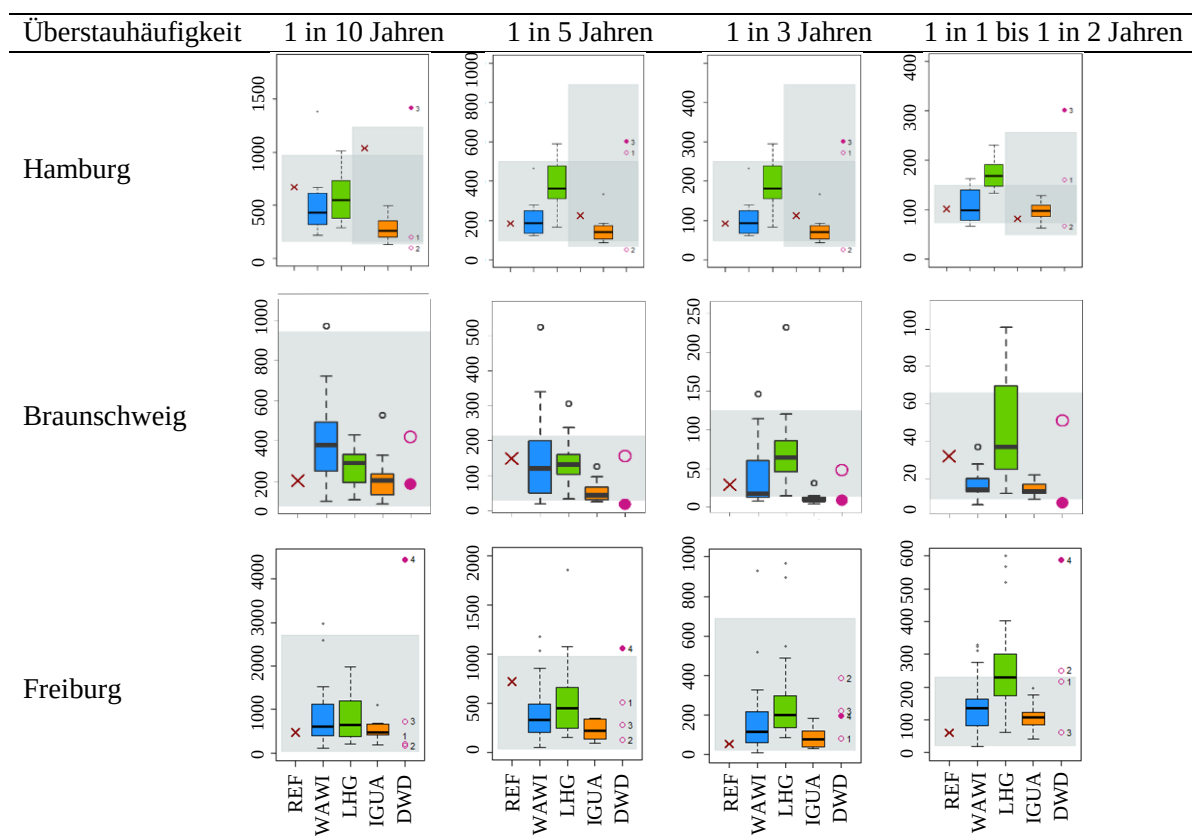


Abbildung 2: Mittlere Ereigniszahl pro Jahr mit Überstau im Stadtgebiet.

Für die detaillierte Analyse wurden die simulierten Überstauhäufigkeiten der Schächte für die verschiedenen Niederschlagsbelastungen ausgewertet und gemäß der Überstauhäufigkeitsklassen nach DWA-A 118 (vgl. Tabelle 1) klassifiziert. Analog zur Darstellung für die mittlere jährliche Ereigniszahl mit Überstau enthält die Abbildung 3 die Ergebnisse für die drei Stadtgebiete. Offensichtlich ist, dass die Ergebnisse auf Grundlage der synthetischen Zeitreihen von WAWI und LHG (blaue, grüne Boxen, Whisker) sowohl die Ergebnisse der beobachteten Referenzzeitreihe (rotes Kreuz) als auch die Bandbreite der Referenzzeitreihe unter Anwendung des Bootstrapping gut abbilden (grauer Bereich). Dies gilt auch für die unterschiedlichen Stadtgebiete bzw. Klimaregionen und für die Klassen der Überstauhäufigkeit. Die Zeitreihen von IGUA zeigen die geringsten Anzahlen und belegen die Tendenz zur Unterschätzung.

Signifikant ist die ausgeprägte Streuung der Ergebnisse der DWD-Nachbarstationen im Vergleich zur Referenz, die größer ist als die Bandbreite der synthetischen Zeitreihen.

Tabelle 4: Anzahl von Schächten nach Überstauhäufigkeit gem. DWA-A 118 für die Niederschlagsbelastungen.



4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Ergebnisse belegen die Eignung synthetischer Zeitreihen als Planungsgrundlage für Bemessungsaufgaben in der Stadtentwässerung. Die Ergebnisse sind vergleichbar mit denen ortsspezifischer Referenzmessungen; die Streubandbreite der Ergebnisse ist überwiegend kleiner als die Unsicherheitsbandbreite, die aus der Verwendung entfernt benachbarter Zeitreihen resultiert. Die verwendeten Niederschlagsmodelle haben in Abhängigkeit der Klimaregion und der Bemessungshäufigkeit eine unterschiedliche Güte im Vergleich zur Referenzzeitreihe. Die Ergebnisse zeigen insgesamt, dass die Wahl der Niederschlagsbelastung entscheidend für die Bemessungsergebnisse ist.

5 REFERENZEN

- Bárdossy, A., (1998). Generating precipitation time series using simulated annealing. *Wat. Res. Research* 34(7), 1737-1744.
- Berg, P., Wagner, S., Kunstmann, H., Schädler, G. (2013): High resolution regional climate model simulations for Germany: part I — validation. *Climate Dynamics*, 40(1): 401-414.
- DWA-A 118. Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2006.
- DWA-A 531. Starkregen in Abhängigkeit von Wiederkehrzeit und Dauer, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2012.
- Haberlandt, U., Ebner von Eschenbach, A.-D., and Buchwald, I. (2008). A space-time hybrid hourly rainfall model for derived flood frequency analysis, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 12, 1353-1367, doi:10.5194/hess-12-1353-2008.
- KOSTRA-DWD 2000. „Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertung, Deutscher Wetterdienstes, Offenbach.
- Skamarock, W.C. et al. (2008): A description of the advanced research WRF version 3. Tech. Rep. 459, NCAR, Boulder, Colorado, USA.

Die bunte Welt der Gefahrenkarten bei Starkregen – Ein Methodenvergleich

H. Hürter^{1,*}, T. G. Schmitt¹

¹Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Kaiserslautern, Paul-Ehrlich-Str. 14,
DE-67663 Kaiserslautern

*Email des korrespondierenden Autors: hagen.huerter@bauing.uni-kl.de

Kurzfassung Die Identifizierung von Bereichen mit hoher starkregeninduzierter Überflutungsgefährdung rückt vor dem Hintergrund einer Häufung schadensträchtiger Ereignisse in den vergangenen Jahren in den Fokus der öffentlichen Diskussion. Ein zunehmender Bedarf an Aussagen zur lokalen Gefährdungslage ist die Folge. Methoden zur Durchführung entsprechender Gefährdungsanalysen existieren, eine Validierung stellt sich aufgrund der beschränkten „Messbarkeit“ der selten auftretenden Überflutungsereignisse jedoch als äußerst schwierig dar. Die vorliegende Untersuchung befasst sich mit der Durchführung einer solchen Validierung an einem Referenzmodell. Weiterhin werden Auswirkungen abweichender Modellvarianten auf die Aussage zur Gefährdungslage untersucht.

Schlagwörter: Modellierung, Überflutungsanalyse, Gefahrenkartierung, gekoppelte 1D/2D-Abflusssimulation, Methodenvergleich

1 EINLEITUNG

Die Lokalisierung und Bewertung urbaner Gefährdungsbereiche im Kontext überflutungsrelevanter Starkregenereignisse rückt vor dem Hintergrund einer Häufung schadensträchtiger Ereignisse in den letzten Jahren (GDV, 2015) in das Interesse von Kommunen und Fachwelt. Die mögliche Zunahme außergewöhnlicher Niederschlagsereignisse im Zusammenhang mit dem Klimawandel bekräftigt diese Entwicklung zusätzlich. Derzeit existieren unterschiedliche Methoden der Gefährdungsanalyse, die auch bereits im neuen Regelwerk DWA-M 119 (Gelbdruck) beschrieben werden (DWA, 2016). Es mangelt jedoch noch an konkreten Empfehlungen oder gar Festlegungen zur anwendungsspezifischen Auswahl und zur Aussagekraft dieser Methoden. Der Bedarf an Informationen zur Gefährdungslage einerseits und die methodische Unschärfe im Bereich der Gefährdungsanalyse andererseits führt zur Erzeugung „bunter“ Gefährdungskarten. Diese liefern je nach verwendetem Modellansatz und Detaillierungsgrad, je nach verwendeter Datengrundlage und Darstellungsart und letztlich auch je nach Bearbeiter unterschiedliche Aussagen zur Gefährdungslage. Eine Validierung ist aufgrund der fehlenden Messbarkeit und der Seltenheit von Überflutungsereignissen „im Betrachtungsraum“ oft nur sehr schwer bis gar nicht möglich. Erste vergleichende Untersuchungen mit unterschiedlichen Modellansätzen lassen auf eine nicht zu vernachlässigende Auswirkung der genannten Faktoren auf die Analyseergebnisse schließen (Fuchs et al., 2015).

Aus Sicht der Autoren ist es notwendig, die Auswirkungen verschiedener Methoden anhand definierter Indikatoren miteinander zu vergleichen und Effekte der Auslenkung einzelner Stellgrößen in der Modellierung zu analysieren. Der Schwerpunkt wird dabei auf die Betrachtung verschiedener Modellvarianten und Datengrundlagen innerhalb der gekoppelten 1D/2D-Abflussberechnung gelegt.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Vorgehensweise

Typischerweise wird ein Simulationsmodell anhand von Messdaten zum realen Systemverhalten kalibriert. Im Bereich der Analyse zur Überflutungsgefährdung bei Starkregen sind solche „Messdaten“ im relevanten Belastungsbereich in der Regel nicht vorhanden. Aus diesem Grund werden die verschiedenen Modellvarianten im Rahmen dieser Untersuchung mit einem hochdetaillierten Referenzmodell verglichen, welches mithilfe von Daten zu historischen Überflutungsereignissen (Daten

zum Niederschlagsgeschehen, Feuerwehrdaten sowie Videoaufnahmen zum Überflutungsgeschehen) weitestmöglich validiert wurde.

2.2 Beschreibung des Referenzmodells

Zur Durchführung der Untersuchungen stehen ein kalibriertes Kanalnetzmodell mit hoher Teilflächenschärfe sowie ein hochaufgelöstes digitales Geländemodell zur Verfügung. Zusätzlich sind Informationen zur abflussbeeinflussenden Kubatur wie Bordsteinkanten und Gebäudedurchlässe verfügbar, die in die Modellierung des Oberflächenmodells mit eingeflossen sind. Das Abflussverhalten im Referenzmodell wird durch eine gekoppelte 1D/2D-Abflusssimulation berechnet. Hierbei wird das Abflussgeschehen im Kanalnetz (1D) und das Abflussgeschehen an der Oberfläche (2D) simultan berechnet. Oberirdisches und unterirdisches Modell sind über Kopplungspunkte verbunden, wodurch ein Austausch zwischen den beiden Modellen in beide Richtungen und in jedem Zeitschritt möglich ist (bidirektionale Kopplung). Im Referenzmodell findet die Kopplung sowohl über eigens modellierte Straßeneinläufe sowie über die Schächte statt. Der Abfluss von der Oberfläche in das Kanalnetz wird über die Überfallformel nach Poleni abgebildet (2D→1D). Bei Austritt von Wasser aus der Kanalisation an die Oberfläche (1D→2D) wird der hydraulische Zusammenhang über die Energieformel abgebildet. Die Oberflächenrauheit wurde flächenspezifisch abgebildet. Hinsichtlich der Abflusskonzentration wurde im Referenzmodell der Ansatz gewählt, dass Dachflächenabflüsse direkt dem 1D-Kanalnetzmodell zugeordnet werden. Im Bereich von Straßen-, Hof-, und Grünflächen wird dagegen eine direkte Berechnung des 2D-Oberflächenmodells angesetzt. Ein Eintritt des von diesen Flächen abfließenden Wassers in die Kanalisation kann nur über die o.g. 1D/2D-Kopplungspunkte erfolgen.

Tabelle 1: Modellkonfiguration des Referenzmodells

Stellgröße	Festlegung
allg. Modellansatz	gekoppeltes 1D/2D-Modell
Oberflächenmodell	Oberflächentriangulation nach Shewchuk auf Basis eines DGM1, Maximale Elementgröße: 1m ²
Oberflächenrauheit	Abbildung entsprechend Flächenart (Hof, Straße, Grünfläche)
Kopplungspunkt	Schächte und Straßeneinläufe, Kopplung über Wehrüberfallformel bzw. Energieformel
Abflusskonzentration	Dachflächenabfluss → 1D-Kanalnetzmodell, Abfluss von Straßen-, Hof- und Grünfläche → 2D-Oberflächenmodell
Abflussbeeinflussende Strukturen	Abbildung von Bordsteinkanten als Bruchkanten, Modellierung von Innenhofzufahrten und sonstigen Gebäudeunterführungen

2.3 Validierung des Referenzmodells anhand historischer Daten

Zur Validierung des 1D/2D-Referenzmodells existieren Niederschlagsdaten zu einem überflutungsrelevanten Starkregenereignis. Aus Dokumentationen von zeitgleich stattgefundenen Feuerwehreinsätzen und überflutungsbezogenem Videomaterial konnten Wasserstände auf der Straße abgeschätzt und für die Validierung des Referenzmodells georeferenziert werden.

Das Niederschlagsereignis wurde an einem nur 300 Meter entfernten Regenschreiber registriert. Es handelt sich um ein Ereignis von 105 Minuten Dauer und einer Niederschlagssumme von 54 mm, was einer statistischen Wiederkehrzeit von ca. 30 Jahren entspricht. Das Niederschlagsereignis wurde in seinem originären zeitlichen Verlauf als flächige Niederschlagsbelastung im Modell angesetzt. Abbildung 1 zeigt die mit dem Referenzmodell berechneten Wasserstände (links) im Vergleich zu den aus dem Video abgeleiteten Wasserständen (rechts, dargestellt als Verschneidung mit dem digitalen Geländemodell). Eine gute Übereinstimmung von simulierten mit beobachteten Wasserständen ist erkennbar.

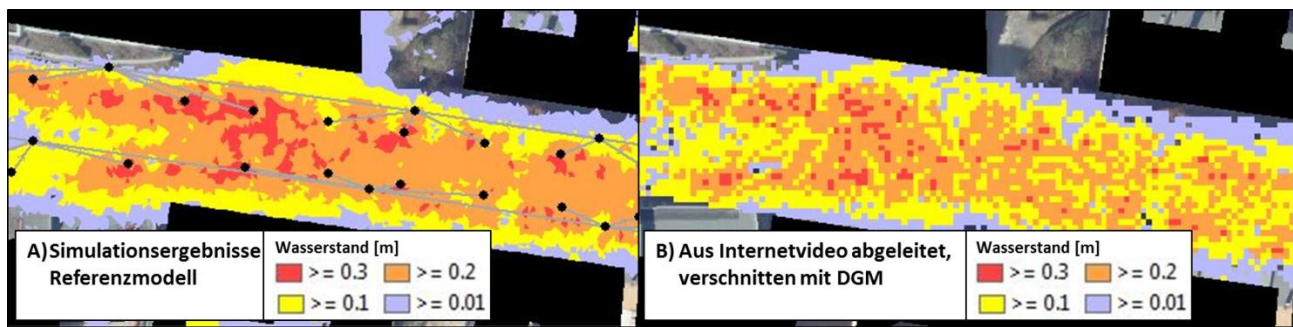


Abb. 1: Berechnete (A) und beobachtete (B) Wasserstände für das historische Ereignis

2.4 Vergleichsindikatoren

Der Vergleich zwischen den verschiedenen Modellvarianten und dem Referenzmodell erfolgt anhand von definierten Indikatoren. Diese sollen zum einen eine hohe Empfindlichkeit hinsichtlich feiner Modellunterschiede ermöglichen und zum anderen anwendungsrelevante Aussagen zur Gefährdungslage erlauben. Tabelle 2 zeigt eine Auswahl der angewendeten Vergleichsindikatoren.

Tabelle 2: Vergleichsindikatoren (Auswahl)

Indikator	Beschreibung	Einheit
gebäudescharfe Gefährdungsklassifizierung	Anzahl Gebäude je Gefährdungsklasse	[Anzahl Geb. · GK]
gebäudescharfe Wasserstände	Maximaler Wasserstand je Gebäude	[m]
Überflutungsvolumen	maximales Volumen auf der Oberfläche (Gesamtgebiet)	[m ³]
Kopplungspunkt Kanalnetz (jeweils für Schächte/Straßeneinläufe)	Gesamtes ein- bzw. austretendes Volumen am Kopplungspunkt (Gesamtgebiet)	[m ³]

2.5 Betrachtete Modellkonfigurationen

Ziel der Untersuchung ist die Bewertung des Einflusses verschiedener Modellierungsstellgrößen auf das Simulationsergebnis und damit auf die Aussagen hinsichtlich der Überflutungsgefährdung. Dazu wurden die jeweils betrachteten Stellgrößen in einzelnen Modellvarianten im Vergleich zum Referenzmodell ausgelenkt und die Simulationsergebnisse mit denen des Referenzmodells verglichen. Als Niederschlagsbelastung wurde jeweils ein Modellregen der Dauer 60 min mit einer Niederschlagshöhe von 57 mm angesetzt, was in dem betrachteten Gebiet einer statistischen Wiederkehrzeit von 50 Jahren entspricht. Diese Niederschlagsbelastung entspricht einem nach DWA-M 119 definierten außergewöhnlichen Starkregen und ist damit für die Durchführung von Gefährdungsanalysen anwendungsrelevant. Tabelle 3 zeigt eine Auswahl der betrachteten Modellvarianten.

Tabelle 3: Modellvarianten (Auswahl)

Variante	Beschreibung und Begründung
1., „gröbere Auflösung“	Untersuchung einer gröberen Auflösung (Elementgröße min/max = 1m ² /10m ²). Oftmals ist eine hohe Auflösung aufgrund unzureichender Datengrundlage oder begrenzter Rechenleistung nicht möglich.
2., „keine Straßeneinläufe“	Keine Abbildung von Straßenabläufen, die Kopplung findet allein über die Schächte statt. Georeferenzierte Straßeneinläufe und deren Integration im Kanalnetzmodell ist in den meisten Kommunen nicht vorhanden.
3., „1D-Abflusskonzentration“	Der komplette Oberflächenabfluss wird zunächst dem 1D-Kanalnetzmodell zugeordnet. Oberflächiger Abfluss im 2D-Oberflächenmodell findet erst nach Wassersaustritt aus der Kanalisation statt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse der Gefährdungsanalyse für Referenzmodell und Varianten. Diese sind in Tabelle 4 quantifiziert. Dargestellt sind maximale Wasserstände in der Fläche sowie Gebäude im Modellgebiet. Die farbliche Abstufung richtet sich entsprechend der in DWA-M 119 (Gelbdruck) vorgeschlagenen Gefährdungsklassifizierung nach dem anstehenden Wasserstand (siehe Legende Abbildung 2). Maßgebend für die Klassifizierung eines Gebäudes ist der maximale Wasserstand, der sich in einem Abstand von 10 cm rund um das Gebäude einstellt.



Abb. 2: Gefährdungsdarstellung für Referenzmodell und Varianten – max. Wasserstand/Gefährdungsklassen

Tabelle 4: Aussagerelevante Indikatoren

Variante	Gebäudescharfe Gefährdungsklassifizierung [Anzahl Gebäude je Gefährdungsklasse]				Gebäudescharfer Wasserstand [m]		
	GK1	GK2	GK3	GK4	Maximum	Median	Summe
Referenzmodell	62	74	2	2	0,66	0,12	17,55
1 „größere Auflösung“	64	73	3	0	0,41	0,12	16,91
2 „keine Straßeneinläufe“	66	70	2	2	0,66	0,11	17,04
3 „1D-Abflusskonzentration“	120	20	0	0	0,25	0,00	4,44

Im Variantenvergleich fällt eine gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen von Variante 2 „keine Straßeneinläufe“ und des Referenzmodells auf. Die Abbildung von Straßenabläufen scheint bei der Gefährdungsanalyse für außergewöhnliche Ereignisse ($T_n = 50a$) eine untergeordnete Rolle zu spielen. In weiteren Untersuchungen mit geringeren Intensitäten wurde jedoch ein deutlicher Einfluss auf die Simulationsergebnisse erkannt. Die Abbildung von Straßeneinläufen verbessert generell die hydraulische Kopplung der beiden Systeme (1D und 2D) und führt vor allem zu einer zeitlich direkteren Wechselwirkung, was sich in Ganglinienvergleichen erkennen lässt.

Die Ergebnisse aus Variante 1 „gröbere Auflösung“ lassen auf eine geringere Gefährdung im Gebiet schließen. Auffallend ist der deutlich niedrigere maximale Gebäudewasserstand (siehe Tabelle 4). Die geringere Auflösung führt zu einer stärkeren Glättung des Oberflächenmodells, besonders im Gebäudekantenbereich. Geringere Wasserstände in der Nähe der Gebäude sind die Folge.

Auffallend bei Variante 3 „1D-Abflusskonzentration“ ist die gegenüber dem Referenzmodell abweichende Aussage zur gebäudespezifischen Gefährdung. Da in Variante 1 der Abfluss aller Flächen zunächst dem Kanalnetz zugeht, ergeben sich keine nennenswerten Wasserstände in den Innenhofbereichen. In den übrigen Varianten stellen sich hier relevante Wasserstände ein, die zu einer entsprechenden Einstufung der angrenzenden Gebäude führen. Generell neigt die Variante zu einer vergleichsweise hohen Belastung des Kanalnetzes. Eine zeitlich frühere Überlastung des Kanalnetzes ist die Folge, was vor allem in Simulationen mit geringeren Niederschlagsbelastungen zu beobachten ist.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die hier dargestellten Modellvarianten führen zu unterschiedlich starken Abweichungen hinsichtlich der Gefährdungslage im betrachteten Gebiet. Die Modellierung von Straßeneinläufen scheint in topografisch flachen Gebieten und für hohe Niederschlagsbelastungen nur einen geringen Einfluss auf die Aussage zur Überflutungsgefährdung zu haben. In steileren Gebieten ist davon auszugehen, dass der Einfluss höher ist, was noch zu untersuchen bleibt.

Um eine gebäudespezifische Gefährdungsanalyse durchzuführen sollte die maximale Elementgröße im Oberflächenmodell von 1 m² nicht überschritten werden.

Der Ansatz, dass sämtlicher abflusswirksamer Niederschlag von den angeschlossenen Flächen zunächst in den Kanal gelangt (Var. 3), führt insbesondere bei geringeren Intensitäten zu vergleichsweise früher Überlastung des Kanalnetzes. Nennenswerte Wasserstände außerhalb des Straßenraumes sind nicht zu verzeichnen. Hier sollte ein Vergleich mit einer Variante mit modellierten Einläufen auf privaten (Hof-)Flächen erfolgen.

Wie stark sich die Ergebnisse der Varianten voneinander unterscheiden scheint maßgeblich von der Höhe der Niederschlagsbelastung abzuhängen. Vermutlich spielen auch die topografischen Gebietseigenschaften eine Rolle. Weitergehende Untersuchungen an einem topografisch steileren Gebiet sowie mit weiteren Maßnahmenvarianten sind geplant. Darüber hinaus soll das Referenzmodells um Einlaufschächte auf privaten (Hof-)Flächen erweitert werden.

5 REFERENZEN

- DWA-M 119 (2016): Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen (Entwurf), DWA-Merkblatt 119, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft und Abfall (DWA), Hennef.
- Fuchs, L., Schmidt, N. (2015): Vergleich von 2-dimensionalen Berechnungsansätzen für die Gefährdungsanalyse in urbanen Gebieten. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 5-6, S.187-196.
- GDV (2015): Naturgefahrenreport 2015 – Die Schadens-Chronik der deutschen Versicherer in Zahlen, Stimmen und Ereignissen. GDV Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V., Berlin.

Session 6:

Bewirtschaftung und Optimierung

Ein hierarchischer Regelungsalgorithmus zur praxistauglichen Abflussregelung von Entwässerungsnetzen

Lorenzo Garbani Marcantini¹, Simon Schegg^{3,1}, Benjamin Mischler², Kilian Hesse², Markus Gresch⁴, Jörg Rieckermann¹

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

² STEBATEC AG | Mattenstrasse 6a | CH-2555 Brügg

³ ETH Zürich, Institut für Umweltingenieurwesen (IfU), Stefano-Francini-Platz 5, 8093 Zurich

⁴ Hunziker-Betatech AG, Pflanzschulstrasse 17, 8411 Winterthur

*Email des korrespondierenden Autors: lorenzo.garbanimarcantini@eawag.ch

Kurzfassung Für einen effektiven Betrieb eines Abwassersystems bietet sich vielerorts eine Abflussregelung an. Wir schlagen dazu einen Regel-basierten selbst-adaptiven und hierarchischen Regelungsalgorithmus vor, der allgemein anwendbar ist. Er steigert die Leistung des Entwässerungsnetzes der ARA Wohlen im Mittel um 10-20% und kann ca. 25% der Entlastungsereignisse verhindern. Wir diskutieren ausserdem die Möglichkeit, die Leistungsbeurteilung mittels Regenkategorisierung zu differenzieren und schlagen einen probabilistischen Ansatz vor, um nicht nur die Grösse der prognostizierten Veränderung zu betrachten, sondern gleichzeitig auch die Datengrundlage.

Schlagwörter: Gewässerschutz bei Regenwetter, Abflussregelung, Regelungsalgorithmus, Erfolgskontrolle

1 BEZAHLT ABER NICHT GENUTZT– PLANUNGSUNSICHERHEITEN FÜHREN ZU EINER SYSTEMATISCHEN ÜBERDIMENSIONIERUNG DER INFRASTRUKTUR

Obwohl die Abflussregelung von Abwassersystemen schon seit mehr als 20 Jahren auch für kleine und mittlere Netze Erfolg versprechend scheint (Krejci et al., 1994), werden die meisten Aktuatoren, wie Pumpen oder Drosselorgane, immer noch mit fixen Weiterleitmengen und Sollwerten betrieben. Diese sind in vielen Fällen wenig bis gar nicht aufeinander abgestimmt, so dass das Speichervolumen nicht optimal ausgenutzt wird (Dittmer et al., 2015; Gresch, 2015; Rüdisüli et al., 2013).

Die Gründe dafür sind vielschichtig und ergeben sich durch technische, finanzielle und organisatorische Randbedingungen, aber auch einfach durch Unsicherheiten i) in der langfristigen Entwicklung der Einzugsgebiete und Schmutzfrachten, und ii) in den Simulationsmodellen, Eingangs- und Messdaten. Erstens werden Entwässerungsnetze auf lange Zeiträume von beispielsweise 30-40 Jahren geplant, was Prognosen für solch lange Zeiträume unsicher macht und dazu führt, dass Infrastrukturen mit Reserven geplant werden. Überall dort, wo der Betrieb nicht an die reale Entwicklung angepasst wird, z.B. durch Aufdatierung der Weiterleitmengen, ergeben sich deshalb zwangsläufig Leistungseinbussen (Dittmer et al., 2015; Layer et al., 2015). Zweitens werden die Bauwerke mit Simulationsmodellen geplant, die die Realität nur näherungsweise abbilden können.

Erfreulicherweise hat sich in den letzten Jahren jedoch die Ausrüstung der Systeme mit Messtechnik und Datenfernübertragung erheblich verbessert und Entwässerungssysteme mit mehreren Dutzend Wasserstands- und Abflussmessungen sind heute keine Seltenheit mehr. Kontinuierliche Qualitätsmessungen sind dahingegen noch sehr selten. Obwohl Betreiber erkannt haben, dass Messungen vor allem die Betriebssicherheit der Systeme erheblich verbessern, werden diese Messungen noch zu wenig gezielt zur Abflussregelung eingesetzt. Dies könnte zum einen damit zusammenhängen, dass oft optimale Regelungen angestrebt werden, die einen hohen Kenntnisstand und aufwändige Planungen bedingen (Pabst et al., 2010; Seggelke et al., 2013; Vezzaro and Grum, 2014). Zum anderen werden die Regelungen wiederum mit Simulationswerkzeugen geplant, was dazu führt, dass i) die tatsächliche Leistungsfähigkeit oft unbekannt ist und ii) die Bewilligung einer Regelung oft nicht trivial ist. Eine Lösung könnten einfache verständliche, allgemein anwendbare Regelungen sein, deren Leistungsfähigkeit man einfach messen und nachweisen kann.

In diesem Beitrag stellen wir deshalb einen einfachen generischen Regelungsalgorithmus vor, der das Potenzial hat allgemein anwendbar zu sein. Wir schlagen auch eine selbst-adaptive Variante vor, die auch langfristige Änderungen im Einzugsgebiet oder Entwässerungssystem berücksichtigen kann. Ausserdem diskutieren wir einen Ansatz, mit dem die tatsächliche Leistungsfähigkeit anhand einer einfachen Regen-Klassifizierung in Zukunft transparenter gemacht werden könnte.

2 EIN EINFACHER HIERARCHISCHER REGELUNGSLGORITHMUS ERMÖGLICHT PRAXISTAUGLICHE ABFLUSSREGELUNGEN

Für den generischen Regelungsalgorithmus haben wir uns für einen regelbasierten Ansatz entschieden (Lacour and Schütze, 2011; Pabst et al., 2010; Seggelke et al., 2013), da er in der Regel einfacher zu kommunizieren und implementieren ist. Modellprädikative Regelungsansätze (Fiorelli et al., 2013) sind zwar oft performanter, haben aber oft höhere Einstiegshürden. Ausserdem ist die Diagnose des Systemverhaltens bei vergangenen Ereignissen komplex.

Im Gegensatz zu herkömmlichen Regelungsproblemen, ist in der Siedlungsentwässerung die Zielfunktion (z.B. "guter Gewässerzustand") nicht eindeutig zu beschreiben oder zu messen. Deshalb benutzen wir ebenfalls nicht absolute, sondern sekundäre Ziele, um die Sollwerte für Aktuatoren, wie Pumpen oder Drosseln, zu bestimmen. Erstens wird die Kapazität der ARA so schnell wie möglich erreicht, zweitens wird die gespeicherte Wassermenge gleichmässig über alle Bauwerke verteilt und drittens werden Entlastungen in den Vorfluter minimiert. So sind während Trockenwetter und am Anfang eines Regenereignisses (Abb. 1, Phase 1) die Weiterleitmengen maximal. Sobald die Kapazität der ARA erreicht ist (Abb. 1, Phase 2), wird für jedes Becken ein Sollwert vorgegeben, der sich aus dem verfügbaren Gesamtvolumen derjenigen Becken ergibt, die eine kürzere Fließzeit zur ARA aufweisen als das betrachtete Becken (Abb. 1, rechts). Die Regelgrösse eines Beckens erreicht den Sollwert dabei durch einen P-Regler.

Beim einfachen Regler handelt es sich dabei im Wesentlichen um eine Weiterentwicklung des von Pabst et al. (2010) vorgeschlagenen modularen Reglers durch i) eine globale Optimierung der im System verfügbaren Speicherkapazität und ii) einer selbst-adaptiven Komponente, die die statischen Weiterleitmengen anpasst. Dazu wird das Entlastungsverhalten analysiert und die Weiterleitmenge eines Bauwerkes so angepasst, dass dessen Anzahl an Entlastungen langfristig in einem sinnvollen Bereich liegen. Diese Anpassung kann langfristige Änderungen im EZG kompensieren, wie z.B. Änderungen im Abflussverhalten, oder der Bau von zusätzlichen Speichervolumina in Wachstumsphasen. Die Anpassung erfolgt mit Hilfe eines I-Reglers mit geringer Zeitkonstante auf der Anzahl Entlastungsereignisse des Bauwerks. Sinnvolle Sollwerte für die Anzahl Entlastungen könnten idealerweise auf der Empfindlichkeit des Vorfluters basieren, aber vereinfacht auch auf Dimensionierungsgrundlagen, d.h. auf wie viele Entlastungen pro Jahr die Behandlungsanlage ausgelegt wurde. Sie werden üblicherweise vom Betreiber gemäss seinen Betriebszielen vorgegeben.

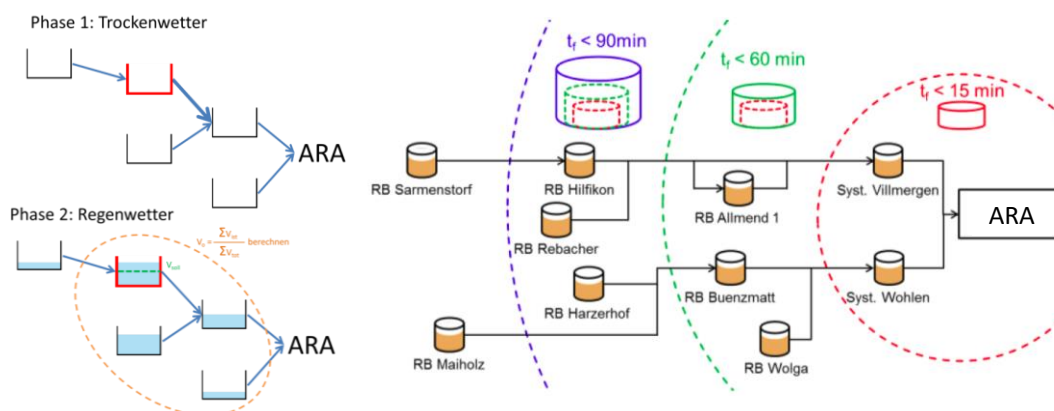


Abb 1: Funktionsskizze des hierarchischen Regelungsalgorithmus. Links: Rechts: Bildung von Sub-Gruppen mit gleichen Fließzeiten t_f , hier dargestellt für das Fallbeispiel der ARA Wohlen (s. unten)

Die Leistungsbeurteilung einer Regelung sollte in der Schweiz gemäss STORM-Richtlinie Gewässerbezogen sein. Da diese zur Zeit noch nicht mit Sensoren messbar ist, werden Ersatzweise Attribute wie i) die Anzahl Entlastungen, ii) Entladungsdauer [h], iii) Entlastungsvolumen [m3] und die Entlastungsfracht [kg] pro Jahr zur Beurteilung herangezogen.

Darüber hinaus ist in der Schweizer Entwässerungsplanung explizit die Erfolgskontrolle von Massnahmen vorgesehen. Wie kann man aber die tatsächliche Leistungsfähigkeit einer Regelung im Betrieb beurteilen, wenn diese stark von der natürlichen Regenvariabilität, z.B. eines “trockenen” oder “nassen” Jahres, oder dem Auftreten eines extremen Starkregenereignisses in einer Kontroll-Periode abhängen kann? Wir schlagen dazu, erstens, eine probabilistische Betrachtung anhand einer einfachen Kategorisierung der Regenereignisse vor und, zweitens, äussere Einflüsse durch Kovariate mit einem intermittierenden Betrieb zu minimieren. Die grundlegende Idee der Kategorisierung ist, dass ein kleines Regenereignis ohne Entlastung abgeleitet werden können und grosse Ereignisse die Kapazität von Behandlungsanlagen überschreiten. Dazwischen gibt es eine Bandbreite von Ereignissen, die “gerade noch” ohne Entlastung abgeleitet werden können. Bei performanten Strategien werden diese im Mittel grösser sein. Im Vergleich zur Betrachtung von Entlastungsmengen, ist diese Analyse erstens spezifischer, zweitens weniger anfällig für Fehler in den Messdaten und, drittens, wegen der Wahrscheinlichkeitsbetrachtung, verlässlicher (Abb. 4). Zweitens können störende Einflussgrössen, z.B. durch Veränderungen im EZG oder an Messtechnik, durch einen intermittierend geregelten und unregelmässigen Betrieb, der z.B. nach jedem Regenereignis wechselt, minimiert werden. Im folgenden Fallbeispiel der ARA Wohlen können wir so schon nach ca. 1-2 Jahren verlässlich Unterschiede in der Leistungsfähigkeit von zwei verschiedenen Strategien aufzeigen.

3 FALLBEISPIEL ARA WOHLER

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Wohlen hat eine reduzierte Fläche von rund 315 ha. Der größte Teil des eher flachen Gebietes wird im Mischsystem entwässert und umfasst insgesamt 42 Entlastungs- oder Speicherbauwerke. Im hydrologischen Schmutzfrachtmodell, wurde das Gebiet in 40 Teileinzugsgebiete aufgeteilt, von denen die wichtigsten in Abb. 2 und Tab. 1 beschrieben sind. Die wichtigsten Aussenbauwerke sind seit kurzem an das Prozessleitsystem der ARA angeschlossen und verfügen über eine lokale Regelung per PID Regler. Im Regenwetterfall kann die ARA seit 2016 450 l/s (vorher: 400 l/s) aufnehmen. Das Gebiet wird im wesentlichen von der Bünz entwässert, die später in die Aare mündet, wobei viele Anlagen vorher in kleine und empfindlichere Bäche entlasten.

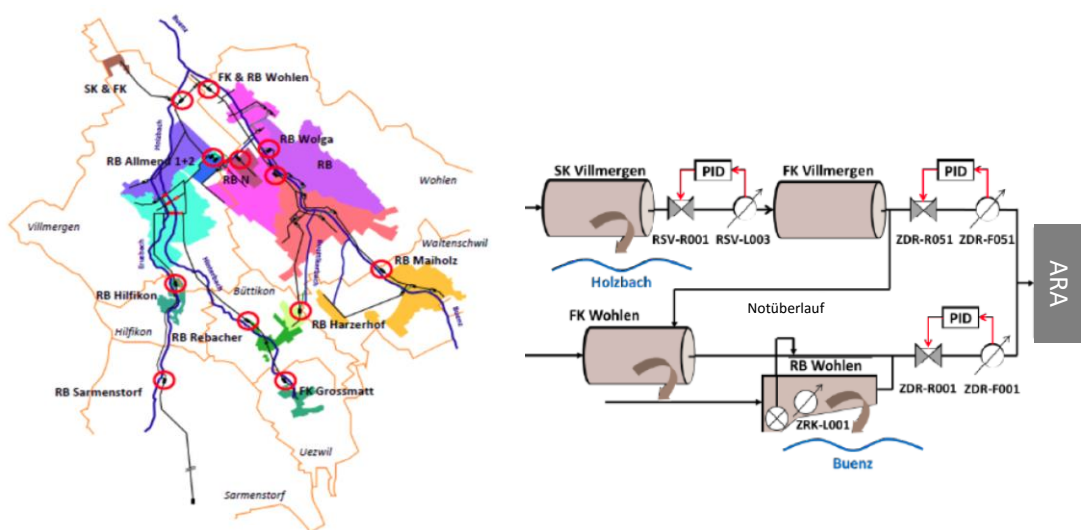


Abb. 2, links: Skizze des Entwässerungssystems der ARA Wohlen. Die hier betrachteten Behandlungsanlagen sind rot markiert. Rechts: Detailskizze der Zulaufsituation der ARA mit den Stauraumkanälen (SK), Fangkanälen (FK) und Regenbecken (RB).

Wie in vielen anderen Systemen in der Schweiz auch, werden die Aussenbauwerke sehr unterschiedlich bewirtschaftet. So konzentriert sich ein Grossteil der Entlastungsaktivität und -volumen auf einige Bauwerke, wohingegen andere eher Anlagen sehr selten und kurz genutzt werden (Tab. 1).

4 HYDROLOGISCHES SCHMUTZFRACHTMODELL, REGEN-RADAR ANPASSUNG UND SCHMUTZFRACHT-AUFTEILUNG

Die Regelung wurde mit einem konzeptuellen hydrologischen Modell entwickelt, wobei das Kanalnetz in CityDrain II implementiert wurde. CityDrain II ist eine quell-offene Software zur Simulation von integrierten Stadtentwässerungssysteme in Matlab/Simulink (Achleitner et al., 2007). Zeitreihen von Regen-Eingangsdaten wurden konstruiert, indem Radar-Daten von MeteoSchweiz mittels linearer inverser Distanzwichtung an drei lokale Regenmesser angepasst wurden. Trockenwetter-Tagesgänge, Schmutzfrachten (als kg CSB/d) und Fremdwasseranteile wurden aus Messdaten geschätzt und anhand der angeschlossenen Einwohnergleichwerte anteilmässig im Simulationsmodell implementiert (Schegg, 2016).

Die Plausibilisierung des kalibrierten Modells (hier: CSM400) anhand von Messdaten des Jahres 2015 zeigt insgesamt eine vernünftige Übereinstimmung mit Abweichungen von im Mittel 14% in Bezug auf die Anzahl Entlastungen (Dauer: -19%, Menge: -24%) (Tab. 1). Unsere Erfahrung zeigt dabei, dass vor allem aufgezeichnete Entlastungsmengen mit grösseren Unsicherheiten behaftet sind und zwingend geprüft werden muss, ob sie überhaupt als Grundlage für eine Regelung geeignet sind (Dittmer et al., 2015).

4.1 Regelungsstrategien

Aufgrund der Umstellung des ARA Zulaufs von 400 auf 450 l/s wurden im Vergleich zum Istzustand (CSM400) drei verschiedene Bewirtschaftungsstrategien getestet.

Anpassung an neue Zulaufmenge von 450 l/s (CSM450): Um zu bestimmen, ob das Verhältnis der beiden Zulaufstränge (Abb. 2, rechts) angepasst werden muss, wurde das Modell für verschiedene Gewichtungsfaktoren berechnet und zusätzlich die Pumpenleistung des RB Wohlen erhöht. Diese Variante ist interessant, um die Vorteile der integrierten Betrachtung von Netz und ARA aufzuzeigen. Optimale Sollwerte für die Weiterleitmengen wurden mittels Optimierungs-Rechnungen gefunden.

Quasi-dynamische Regelung des Gesamtsystems mit selbst-adaptiven statischen Weiterleitmengen (CSM450_SA): Da Optimierungen oft aufwendig sind, schlagen wir als pragmatische Alternative eine selbst-adaptive Anpassung eines Entwässerungssystems vor. Hier passt der Regelungsalgorithmus die Weiterleitmengen mit sehr kleinen Zeitkonstanten sukzessive so an, dass die Anzahl Entlastungen nach einem oder mehreren Jahren in einem sinnvollen Bereich liegen. Konzeptuell kann diese Strategie auch mit einer dynamischen Regelung verknüpft werden, um gute Werte für den Gleichgewichtszustand (hier: Anfang eines Ereignisses) zu finden.

Tab. 1: Leistung des System im Jahr 2015 und Plausibilisierung eines konzeptuellen hydrologischen Schmutzfrachtmodells, welches in CityDrain II implementiert wurde. Einige Bauwerke entlasten unverhältnismässig oft und viel.

Anlage	Anz. Entlastungen [#]			Entlastungsdauer [h]			Entlastungsmenge [m3]		
	CSM400	Daten	Diff.	CSM400	Data	Diff.	CSM400	Data	Diff.
SK Villmergen	42	28	50%	209.9	260.4	-19%	152'110	193'050	-21%
RB Wohlen	53	45	18%	335.5	481.7	-30%	347'850	372'720	-7%
RB Sarmenstorf	30	31	-3%	158.4	261.4	-39%	57'749	35'469	63%
RB Hilfikon	23	21	10%	85.0	114.1	-25%	4'801	7'438	-35%
RB Rebacher	32	23	39%	157.4	165.2	-5%	17'898	36'974	-52%
RB Maiholz	25	26	-4%	74.5	63.6	17%	29'259	152'160	-81%
RB Buenzmatt	34	25	36%	119.4	137.1	-13%	96'121	203'620	-53%
RB Wolga	17	18	-6%	52.9	79.7	-34%	66'052	72'616	-9%

Dynamische Regelung des Gesamtsystems (RTC450): Wie oben beschrieben wird die Ausnutzung des vorhandenen Speichervolumen anhand von Füllständen maximiert, indem die Weiterleitmengen der in Abb. 1 rechts abgebildeten Anlagen in Echtzeit gesteuert werden. Dazu wurde das Gesamtsystem anhand massgeblicher Fleisszeiten (hier: 90 min, 60 min und 15 min) in 3 Subsysteme unterteilt. Für die Speichervolumina der Untersysteme wird der prozentuale Füllgrad in jedem Zeitschritt berechnet. Jede Anlage verwendet den Füllgrad der unterstrom liegenden Anlagen als Sollwert und die eigene Volumenausnutzung als Zustandsvariable. Die dynamische Anpassung der Weiterleitmengen wird unter Verwendung eines Proportional-Reglers implementiert.

4.2 Leistungsbeurteilung und Erfolgskontrolle

Die Leistung aller Strategien beurteilen wir wie nach den oben beschriebenen Metriken Entlastungsanzahl, -dauer, etc. Zur Erfolgskontrolle haben wir für alle Regenereignisse die Quartile von Volumen und Dauer berechnet, so dass jedes Ereignis in einer 4x4 Matrix mit 16 Kategorien eingeordnet werden kann (Abb. 1). Für die Regenserie haben wir anschliessend die Leistung von zwei unterschiedlich parameterierten selbst-adaptiven Reglern simuliert. In der Matrix werden dann zuerst die Anzahl Ereignisse mit Entlastung in der Beurteilungs-Periode sowie der Referenz-Periode eingetragen. Aufgrund der binomialen Verteilung lässt sich abschätzen, ob die Regelungs-Leistung in den zwei Stichproben gleich sind (Abb. 4, rechts). So geht nicht nur alleine die Grösse der beobachteten Entlastungs-Reduktion in die Bewertung ein, sondern auch die Grösse der zugrundeliegenden Stichproben.

5 RESULTATE: EINE DYNAMISCHE REGELUNG BRINGT EINE DEUTLICHE LEISTUNGSSTEIGERUNG UND EINE DIFFERENZIERTE ERFOLGSKONTROLLE SCHAFFT TRANSPARENZ

5.1 Leistungsbeurteilung der Regelungsstrategien

Abb. 3, links, zeigt die relative Verbesserung der Leistung des Entwässerungssystems in Bezug auf die Anzahl, die Dauer, das Entlastungsvolumen und die Entlastungsfracht. Alleine die Erhöhung des ARA Zulaufs reduziert Entlastungsvolumen und -frachten bereits deutlich (ca. 10-15%). Die dynamische Regelung zeigt insgesamt das grösste Verbesserungspotenzial mit bis zu ca. 20% geschätzter Reduktion für abwasserbürtige Schmutzstoffe. Interessant ist (Abb. 3, rechts), dass die dynamische Bewirtschaftung (RTC450) Entlastungen bei ca. 25% der kleinsten Ereignisse komplett vermeiden kann (rote Linie, 100%). Bei Ereignissen mit grossen Entlastungsvolumina ist die Leistung erwartungsgemäss sehr gering.

Tab. 2: Leistung der drei Regelstrategien relativ zu CSM 400

	CSM400	CSM450	Diff.	CSM450_SA	Diff.	RTC450	Diff.
Anz. Entlastungen [#]	432	421	-3%	450	+4%	416	-4%
Entlastungsdauer [h]	1'318	1'229	-7%	1'219	-8%	1'204	-9%
Entlastungsmenge [m3]	785'906	722'930	-8%	718'404	-9%	673'337	-14%
Entlastungsfracht [kg CSB]	21'352	18'400	-14%	18'378	-14%	16'722	-22%
Mittel			-8%		-10%		-12%

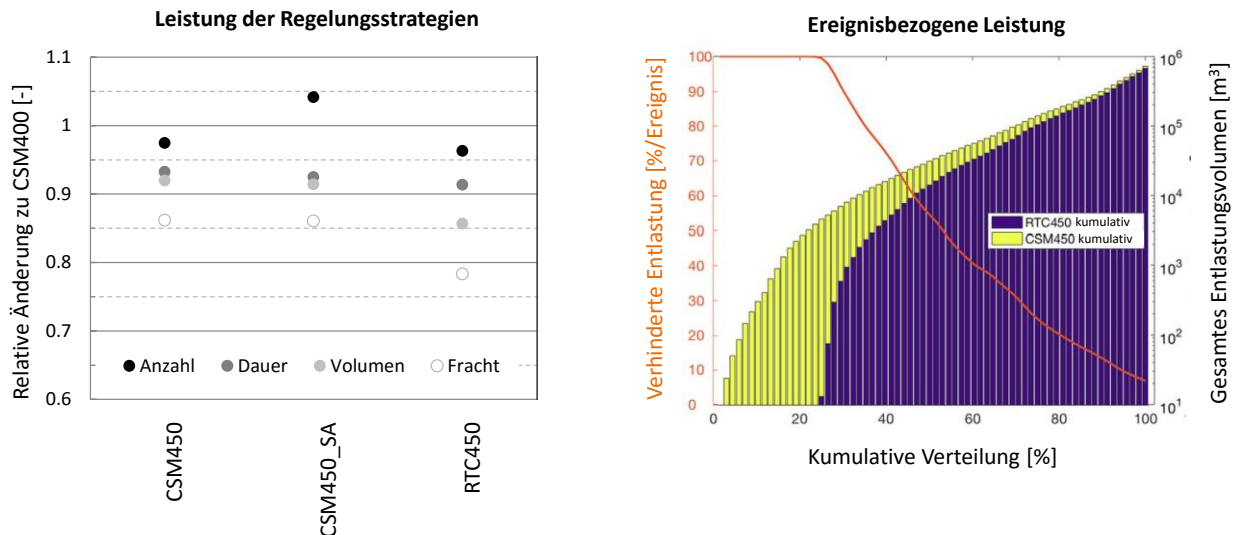


Abb. 3, links: Leistung der drei Regelstrategien in Bezug auf Entlastungsanzahl, -dauer, -volumen und -fracht (CSB). Die Verbesserung bewegt sich je nach Attribut im Bereich von ca. 5-20%. Es wird deutlich, dass eine integrierte Betrachtung von Netz und ARA in diesem Fall ähnlich effektiv ist, wie eine dynamische Regelung. Rechts: Die Analyse der ereignisbezogenen Leistung zeigt auf, dass eine dynamische Regelung (RTC450) im Vergleich zu der Variante mit erhöhtem ARA Zufluss (CSM450) bei ca. 25% der kleinsten Ereignisse Entlastungen komplett vermeiden kann (100% verhinderte Entlastungsmenge, rote Linie). Bei Ereignissen mit grossen Entlastungsvolumina ist die Leistung erwartungsgemäss sehr gering (<15% verhinderte Entlastungsmenge).

5.2 Erfolgskontrolle

Ein differenzierteres Bild ergibt die Erfolgskontrolle basierend auf Regen-Kategorien. Zum einen lässt sich klar erkennen, dass die Regelung CSM450_SA2 für ganz kurze (Kategorie „Dauer 1“) und kurze („Dauer 2“) Ereignisse mit ganz kleinen („Volumen 1“) und kleinen Volumen eine eindeutige Verbesserung erzielt (kleine Werte zeigen an, dass die Leistungen nicht gleich sind). Für die grossen Ereignisse im oberen Quadranten ist kein Effekt erkennbar. Für die Ereignisse mit mittlerer Dauer und kleinen Volumen lässt sich aufgrund der geringen Anzahl Ereignisse nicht ausschliessen, dass es sich bei der Verbesserung um einen zufälligen Effekt handelt. Die Unterschiedliche Bewertung der Veränderung von 20/24 auf 12/24 (blau) zu 1/2 auf 0/2 (hellrot), zeigt, dass die Grösse der Veränderung relativ zur Stichprobengrösse beurteilt wird. Dieses lässt verlässlichere Aussagen zu.

In einem ersten Versuch haben wir für diese Analyse einen Fisher-test gewählt (Agresti, 2012, p. 57), wobei die Annahme der Unabhängigkeit nicht voll erfüllt ist. In zukünftigen Arbeiten sollte daher ein Verfahren gewählt werden, was Annahmen über die Verteilungen der Regen-Ereignisse vermeidet, z.B. mittels bootstrap-resampling. Dieses konnte aus Zeitgründen leider nicht implementiert werden. Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass ein intermittierender Betrieb schneller zu belastbaren Ergebnissen führt, als wenn man das System permanent mit dem zu evaluierenden Regler betreibt und dann erst mit dem Zeitraum der Planung vergleicht. Wie oben beschrieben können so vor allem störende Einflüsse in Daten und System-Veränderungen kompensiert werden. Erste Schätzungen gehen davon aus, dass 2-3 Jahre intermittierender Betrieb ausreichend sein können. In jedem Fall sollte eine Erfolgskontrolle durch begleitende Simulationsstudien unterstützt werden.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

In diesem Beitrag stellen wir einen praxistauglichen regelbasierten hierarchischen Algorithmus vor, der eine gute Bewirtschaftung von Abwassersystemen ermöglicht. Innovationen betreffen i) eine selbst-adaptive Komponente, die dafür sorgt, dass statische Weiterleitmengen automatisch langfristig an sinnvolle Werte angepasst werden, ii) eine hierarchische dynamische Regelung, die eine gleichmässige Auslastung des vorhandenen Speichervolumens erzielen kann, und iii) ein intermittierender Betrieb zur effizienten Leistungsbeurteilung. Am Beispiel einer integrierte Echtzeitsteuerung im Einzugsgebiet

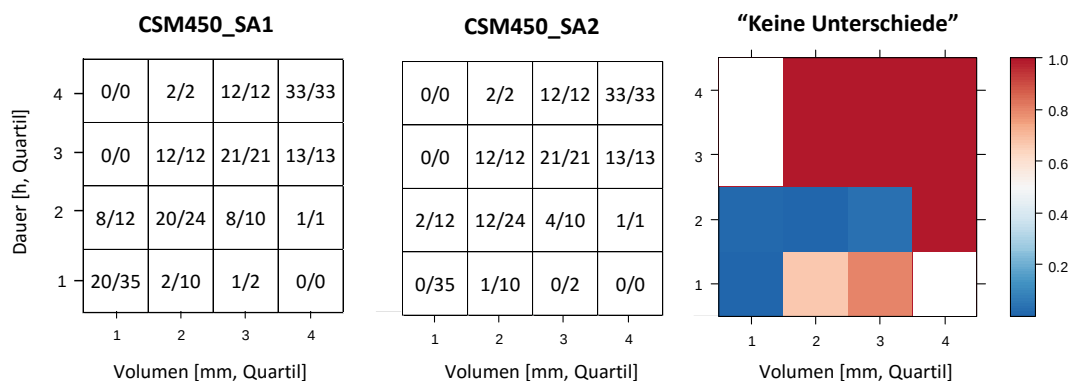


Abb. 4: Erfolgskontrolle der Reglers Anhang einer Regen-Kategorisierung und statistischen Analyse. Links: Anzahl von Ereignissen mit Entlastung pro Anzahl Ereignisse in einer bestimmten Kategorie (jeweils aufsteigend von 1-4) für die Variante CSM450. Mitte: Ereignisse mit Entlastung pro Ereignisse für die Variante CSM450_SA. Rechts: Bewertung, ob keine Leistungsunterschiede zwischen den beiden Varianten vorliegen. Bei grösseren Werten (z.B. >0.2) kann man nicht ausschliessen, dass die Anzahl der Ereignisse mit Entlastung in beiden Reglern gleich sind. Bei sehr kleinen Werten <0.05 ist es wahrscheinlich, dass der beobachtete Effekt nicht zufällig ist. Im Gegensatz zu der herkömmlichen Beurteilung (Abb. 3, links) wird hier nicht nur die Grösse der Veränderung berücksichtigt, sondern auch die Anzahl der Ereignisse, resp. die Datengrundlage.

Wohlen-Villmergen, Schweiz, wird die Leistungsfähigkeit des Ansatzes anhand von Simulationen mit einem konzeptuellen Schmutzfrachtsimulationen gezeigt und ein Ansatz zur Erfolgskontrolle diskutiert. Unsere Resultate deuten darauf hin, dass eine dynamisch Regelung ca. 25% der Entlastungsereignisse verhindern kann. Die geschätzte Leistungssteigerung für Entlastungsmengen und -frachten wird zu ca. 10% geschätzt. Abschliessend lässt sich sagen, dass solche einfachen regelbasierten Algorithmen nicht die Leistungsfähigkeit von modellprädikativen Ansätzen erreichen. Sie können aber relativ einfach umgesetzt und unterhalten werden. Das macht sie auch für Betreiber mit wenig spezialisiertem Personal interessant.

7 DANKSAGUNG

Wir möchten uns ausdrücklich bei Michael Brögli und Rahel Waldvogel der Holinger AG für ihren Einsatz in diesem Projekt bedanken. Ausserdem bei Geri Heusi und Reto Bader der Chestonag Automation AG für grosse Unterstützung in Bezug auf die Steuerung des System und für die wertvollen Routinedaten. Danke auch an Stefan Irrniger von der ARA Wohlen, der während dieses Projektes sein profundes Fachwissen mit uns geteilt hat. Weiterhin Danke an Michael Fuchs bei Monitron AG und Felix Frei vom AFU des Kantons Aargau für die Bereitstellung der wertvollen Informationen über Regendaten und die Einzugsgebiete Wohlen-Villmergen. Das Projekt wurde von der Umwelttechnologieförderung im Rahmen des INKA-Projektes zur integralen Regelung von Kanalnetz und ARA unterstützt (Ref-Nr.: REF-1011-05300, Vertr. Nr.: UTF 492.22.14/ IDM 2006.2423.488).

8 REFERENZEN

Achleitner, S., Möderl, M., Rauch, W., 2007. CITY DRAIN © – An open source approach for simulation of integrated urban drainage systems. Environ. Model. Softw. 22, 1184–1195. doi:10.1016/j.envsoft.2006.06.013

Agresti, A., 2012. Categorical Data Analysis, 3 edition. ed. Wiley, Hoboken, NJ.

Dittmer, U., Alber, P., Seller, C., Lieb, W., 2015. Kenngrössen für die Bewertung des Betriebes von Regenüberlaufbecken. Presented at the Jahrestagung der Lehrer und Obleute der Kläranlagen- und Kanal-Nachbarschaften des DWA-Landesverbands Baden-Württemberg am 25./26. März 2015.

Fiorelli, D., Schutz, G., Klepizewski, K., Regneri, M., Seiffert, S., 2013. Optimised real time operation of a sewer network using a multi-goal objective function. Urban Water J. 10, 342–353. doi:10.1080/1573062X.2013.806560

- Gresch, M., 2015. Das virtuelle Regenbecken - bezahlt aber nicht genutzt. Messpunkt - Kundenmagazin Hunziker Betatech 10/2015, 8–9.
- Krejci, V., Fankhauser, R., Gammeter, S., Grottker, M., Harmuth, B., Merz, P., Schilling, W., 1994. Integrierte Siedlungsentwässerung Fallstudie Fehraltorf. Dübendorf Eawag 1994 303 P Schriftenreihe Eawag Vol 8 ISBN 3-906484-09-2.
- Lacour, C., Schütze, M., 2011. Real-time control of sewer systems using turbidity measurements. Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res. 63, 2628–2632.
- Layer, M., Dittmer, U., Lieb, W., 2015. Emissionsorientierte Erfolgskontrolle basierend auf dem Betriebsverhalten von Behandlungsanlagen. Presented at the Aqua Urbanica, Stuttgart.
- Pabst, M., Beier, M., Rosenwinkel, K.-H., Schütze, M., Alex, J., Peikert, N., Niclas, C., 2010. Adaption und Entwicklung einer vorkonfigurierten Steuerungsbox zur Abflusssteuerung von Kanalnetzen. Korresp. Abwasser 57, 551–557.
- Rüdisüli, M., Gresch, M., Tinner, B., Rüdisüli, M., 2013. Gewässerschutz Imissionsorientiert - Erfahrungen aus Sicht Ingenieur. Aqua Gas.
- Schegg, S., 2016. Modern Receiving Water Protection Using an Integrated Control System. ETH, Zürich.
- 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
- Vezzaro, L., Grum, M., 2014. A generalised Dynamic Overflow Risk Assessment (DORA) for Real Time Control of urban drainage systems. J. Hydrol. 515, 292–303. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.05.019

Erweiterung einer Netzwerk-übergreifenden modellprädiktiven Reglung von einem sensitiven Abwassernetzwerk in Luxemburg: Erfahrungen und Ergebnisse

G. Schutz^{1,*}, D. Fiorelli², A. Cornelissen¹, und R. Schaack³

¹RTC4Water, 9, avenue des Hauts-Fourneaux, L-4362 Esch-sur-Alzette

²LIST, 5, avenue des Hauts-Fourneaux, BELVAL, L-4362 Esch-sur-Alzette

³Le Syndicat Intercommunal de Dépollution des Eaux résiduaux du Nord (SIDEN), Blesbruck, L-9359 Bettendorf

*Email des korrespondierenden Autors: georges.schutz@rtc4water.com

Kurzfassung In früheren Arbeiten analysierten die Autoren die Nutzung der modellprädiktiven Regelung (MPC) mit einfachen linearen mathematischen Modellen im Zusammenspiel mit einer online mathematischen Optimierung zur Minimierung der Mischwasserentlastung in einem Kanalnetz bei Regenereignissen [1]. Die verwendete Zielfunktion versuchte, sowohl die hydraulische Last homogen über das Netz zu verteilen, als auch den Zulauf zur Kläranlage (KA) konstant zu halten [2]. Die verwendete Modellbeschreibung erlaubte eine lineare Beschreibung des Optimierungsproblems. Getestet wurde die Methode mittels Simulation eines zu dem Zeitpunkt im Bau befindlichen Kanalnetzes mit 24 Regenüberlaufbecken (RÜBs) in der Nordwestregion von Luxemburg [3]. Geplant und gebaut wurde das Kanalnetz durch den SIDEN. Die KA in Heiderscheidergrund wurde zusammen mit der ersten Stufe des Kanalnetzes in 2009 in Betrieb genommen. Die netzübergreifende prädiktive Regelung (Global Predictive Control oder GPC) wurde Juli 2013 operationell. Inzwischen ist auch die zweite Stufe des Kanalnetzes gebaut. Die erste Stufe (2009) enthielt acht RÜBs und die zweite Stufe (Februar 2016) weitere sechs. Zwei RÜBs sind derzeit noch im Bau und weitere sieben sind in der Planungsstufe. In diesem Artikel werden die Erfahrungen und Ergebnisse mit dem GPC während der Ausbaustufen des Systems vorgestellt. Vier Stufen werden unterschieden: (1) Parametrierung des RÜB im Regler-internen Modell mit Durchfluss null, (2) Statischer Durchfluss, (3) Gemessener Durchfluss des untersuchten RÜB aber ohne Kontrolle, (4) RÜB im Verbund.

Schlagwörter: Modellprädiktive Regelung, Kanalnetz, netzübergreifende prädiktive Regelung

1 EINLEITUNG

Der Haute-Sûre Stausee liefert Trinkwasser für einen erheblichen Teil der Bevölkerung von Luxemburg. Die Abwasserreinigung der Dörfer der Region rings um den Stausee, welche vorrangig im Mischsystem entwässerten, entsprach nicht mehr den geltenden Regeln, so dass nur teilweise geklärtes Abwasser in den Stausee gelang. Im Jahr 2003 beschloss die luxemburgische Regierung, in die Installation eines Mischsammlersystems an beiden Ufern des Sees zu investieren, welche in eine neu zu bauende, zentrale Kläranlage (Heiderscheidergrund oder HSG) entleert. Die bei Regenfällen unweigerlich eintretenden Überläufe der zahlreichen Regenüberlaufbecken in die Vorfluter belasten, auch bei normgerechter Auslegung, in dieser sensiblen Umgebung die Qualität der natürlichen Gewässer sowie die Qualität des Trinkwasserreservoirs. Mit dem Ziel, die Wasserqualität der Vorfluter weiter zu verbessern und in den guten Zustand (WWRL) zu versetzen sowie die Trinkwassergewinnung zu sichern, begann das Syndicat Intercommunal de Dépollution des Eaux résiduaux du Nord (SIDEN) die Zusammenarbeit mit Wissenschaftlern (zuerst von Tudor, dann LIST und jetzt RTC4Water) zu entwickeln und einen Steuerungsansatz für das Kanalnetz zu implementieren, der die Überläufe, soweit wie möglich, reduziert.

Seitdem haben die Autoren die Nutzung einer modellprädiktiven Regelung (MPC) mit einfachen linearen mathematischen Modellen im Zusammenspiel mit einer online mathematischen Optimierung zur Minimierung der Mischwasserentlastung in einem Kanalnetz bei Regenereignissen [1] untersucht und optimiert. Die verwendete Zielfunktion versucht, sowohl die hydraulische Last homogen über das Netz zu verteilen als auch den Zulauf zur Kläranlage konstant zu halten [2]. Die verwendete Modellbeschreibung erlaubte eine lineare Darstellung des Optimierungsproblems. Getestet wurde die Methode vor der Inbetriebnahme mittels einer Simulationsumgebung des oben erwähnten Haute-Sûre Kanalnetzes mit 24 Regenüberlaufbecken (RÜBs), welches sich damals, und auch heute noch, zum Teil im Bau befindet. Der Einfluss der Teilziele sowie deren Gewichtung wurden analysiert und die Vorteile der Methode an Hand verschiedener Regenereignisse dargestellt. Des Weiteren wurde eine Möglichkeit zur Implementierung dieser Methode vorgestellt. Die Kläranlage in Heiderscheidergrund wurde zusammen mit der ersten Stufe

des Kanalnetzes in 2009 in Betrieb genommen. Die netzübergreifende prädiktive Regelung (Global Predictive Control oder GPC) wurde erstmals im Juli 2013 operationell.

Inzwischen wurde diese Methodik erweitert und wird für Kanalnetze sowie auch Trinkwasserverteilungssysteme benutzt. Die Kenntnisse sind vorhanden, um ein beliebiges Netzwerk in kürzester Zeit zu simulieren, eine Zielfunktion zu formulieren, einen GPC Controller zu bauen und zu installieren und Rückfall -und Notfallstrategien auf SPS Ebene zu implementieren. Die Forscher, die diese Vorgehensweise entwickelt haben, sind aus dem Forschungsinstitut ausgestiegen und haben eine Firma gegründet (RTC4Water), die diese Methodik kommerziell vermarktet.

Das bestehende Kanalnetz rings um den Haute-Sûre Stausee ist momentan mit 293 Variablen, 141 System-Variablen, 83 Kontroll-Variablen und 69 Zustands-Variablen beschrieben. Es hat einen prädiktiven Horizont von 2 Stunden und einen Optimierungszyklus von 10 Minuten. Acht RÜBs wurden bis Ende 2015 kontrolliert. Derzeit, im Juni 2016, sind 13 RÜBs im GPC-Verbund kontrolliert, 1 unkontrolliert, 1 RÜB ist im Bau, 1 ist hydraulisch noch nicht angeschlossen und schlussendlich sind 7 Becken noch in der Planungsstufe.

1.1 Problemstellung

Eine mathematische Optimierung zu erhalten, die in einer Simulationsumgebung oder in einer perfekten realen Situation die RÜBs kontrolliert, ist wichtig, aber nur ein Bruchteil der kompletten Lösung, weil es in der Praxis viele Jahre dauert, um das vollständige System zu bauen und auch weil es in der Realität nie eine perfekte Situation gibt. Die meisten kleinen und auch größeren Schwierigkeiten, ein theoretisches Modell in der Praxis zu verwenden, wurden in den letzten Jahren bereits beseitigt, aber die Optimierung des Systems während der Bauphasen bleibt eine Herausforderung. Aus der GPC-Sicht können generell folgende Bauphasen eines RÜBs identifiziert werden:

Stufe 0: Das geplante RÜB ist noch nicht gebaut oder noch nicht am Kanalnetz angeschlossen

Stufe 1: Das Betone-Skelett des RÜB ist gebaut und das Bauwerk ist hydraulisch am Kanalnetz angeschlossen. Meistens ist der Auslaufschieber auch installiert, aber fest eingestellt und nur manuell benutzbar.

Stufe 2: Lokale Messgeräte, und vielleicht auch die SPS, sind installiert und übertragen Daten an ein SCADA System.

Stufe 3: Das neue RÜB kann via Fernwartung gesteuert werden (z.B. via das SCADA System oder eben auch vom GPC)

Natürlich gibt es ähnliche Probleme beim Bau von Leitungen und noch zusätzliche Probleme durch temporäre Lösungen sowie temporäre Pumpanlagen oder Engpässe, oft, weil Leitungen noch nicht vollständig fertig sind, z.B. weil eine Leitung unter einer Straße noch nicht erneuert ist. Es ist für den Verbundbetrieb unzulässig, dass in dieser Zeit der GPC überhaupt nicht funktioniert. Stattdessen muss der GPC fähig sein, so gut wie möglich mit den vorhandenen Daten das Gesamtsystem so zu regeln, dass trotz solcher einschränkenden Umstände das Potential der existierenden Infrastruktur ausgereizt wird.

1.2 Zulauf zur Kläranlage

Der GPC versucht, den Zulauf zur Kläranlage möglichst konstant zu halten. Es benutzt dafür zwei Variablen (Q_{ref}/max_HSG), die dem Referenz- bzw. Maximal-Volumenstrom entspricht, welcher an die Kläranlage HSG angeliefert werden soll bzw. kann. Dem GPC ist es nicht erlaubt (es ist eine feste Randbedingung), über diesen Maximalwert hinaus zu gehen. Dieser Maximalwert ist von der Anzahl der im Betrieb befindlichen Straßen der KA sowie dessen Betriebszustandes abhängig; er beträgt für HSG $180 \text{ m}^3/\text{h}$ in der aktuellen Ausbauphase. Der gewünschte Referenzwert, Q_{ref_HSG} , ist eine weiche Randbedingung und kann vom Personal eingestellt werden, um operativ auf die hydraulische Situation der KA einzuwirken. Q_{max_HSG} ist jedoch sehr schwer zu garantieren falls ein oder mehrere RÜBs sich in „Stufe 1“ befinden. Für diesen Fall muss man den maximalen Zulauf der unkontrollierten RÜBs so genau wie möglich einschätzen und vom Q_{max_HSG} abziehen. Es gibt zwei gleichwertige Herausforderungen in diesem Kontext:

- I. Der Volumenstrom aus unkontrollierten RÜBs Richtung Kläranlage wird überschätzt: dadurch wird der restliche $Q_{\max_HSG}$ unnötig klein, was im Extremfall zur Folge hat, dass die kontrollierten RÜBs immer überlaufen, aber auf jeden Fall früher als erwartet zum Überlauf kommen. Dieser Situation ist deutlich unerwünscht.
- II. Der Volumenstrom aus unkontrollierten RÜBs Richtung Kläranlage wird unterschätzt: dadurch ist es möglich, dass erheblich mehr als $180 \text{ m}^3/\text{h}$ an der KA ankommen und dadurch unbehandeltes Abwasser vor der KA überläuft und im HSG Fall in die „Polishing Ponds“ gelangt. Bei anderen Anlagen gibt es oft einen By-Pass, der dann anspringt und dadurch ungeklärtes Abwasser in den Vorfluter gelangt.

1.3 Verteilung der hydraulischen Last

Wenn ein oder mehrere RÜBs sich in Stufe 2 befinden, ist die Situation zwar besser, aber kann noch immer zu erheblichen Problemen führen. Der GPC bekommt in diesem Fall Informationen über den Volumenstrom, der von diesen RÜBs in das Netz geleitet wird und kann dieses Volumen dynamisch berücksichtigen. Damit kann der GPC den Zulauf zur KA berechnen/abschätzen und ist in der Lage, den Maximalwert der Kläranlage einzuhalten. Der GPC ist jedoch nicht in der Lage, die hydraulische Last optimal zu verteilen, weil er die Schieber der RÜBs in Stufe 2 nicht kontrolliert. Dadurch gibt es im Extremfall Situationen, in welchen kontrollierte RÜBs vorzeitig überlaufen, was normalerweise durch den GPC verhindert wird: Falls RÜBs der Stufe 2 unverhältnismäßig viel Wasser zur KA weiterleiten, hat der GPC im schlimmsten Fall „Null“ oder sehr wenig Volumenstrom für die kontrollierten RÜBs übrig. Der Grund für eine solche Situation ist oft, dass auch die KA noch nicht auf ihrer optimalen Auslastung ist und mit einem reduzierten $Q_{\max}$ gefahren wird bzw. die statischen Designeinstellungen für den Endausbau berechnet sind und oft keine Einstellungen für irgendwelche Zwischenstufen vorliegen.

1.4 Das Verbundsystem

Im Trockenwetterabfluss ist jedes RÜB unkontrolliert und die Schieber völlig offen. Aber sobald die Zulauf-Vorhersage $1.1 \times Q_{\text{maintenance}}$ (statische Designeinstellung) des RÜB überschreitet, oder das gestaute Volumen im RÜB mehr als 10% des Maximalvolumens erreicht, wird dieses RÜB in den GPC-Verbund aufgenommen. Der Schieber wird darauf durch das GPC kontrolliert, bis wieder Leerstand erreicht wird und der Durchfluss unter $0.9 \times Q_{\text{maintenance}}$ des RÜB fällt. Der GPC berücksichtigt den Durchfluss der RÜBs, die nicht im Verbund sind, und zieht diese von $Q_{\max_HSG}$ ab. Das Resultat ist, dass die RÜBs, die (noch) nicht im Verbund sind, ihren Durchfluss immer an die KA weiterleiten. Dies ist wichtig, weil dieser Durchfluss unverdünnt ist und daher generell am meisten verunreinigt ist.

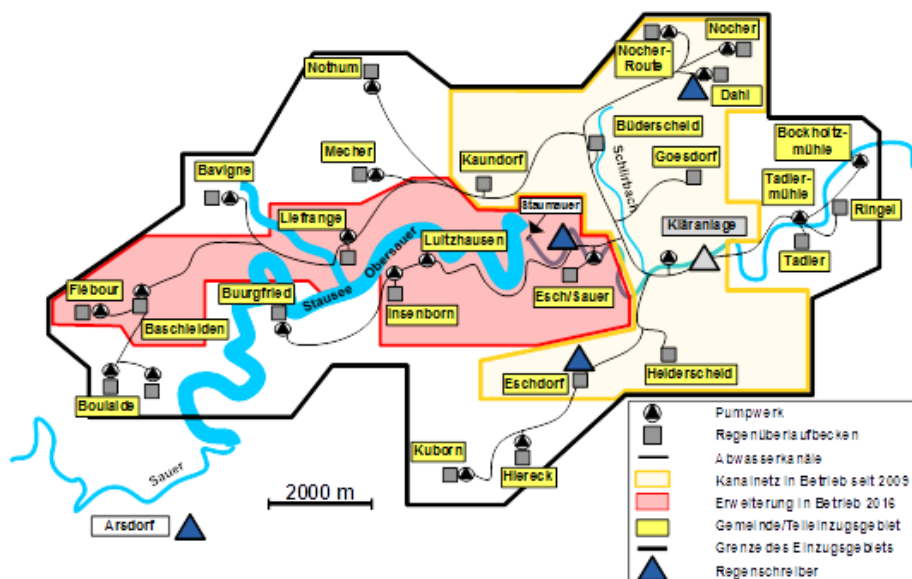
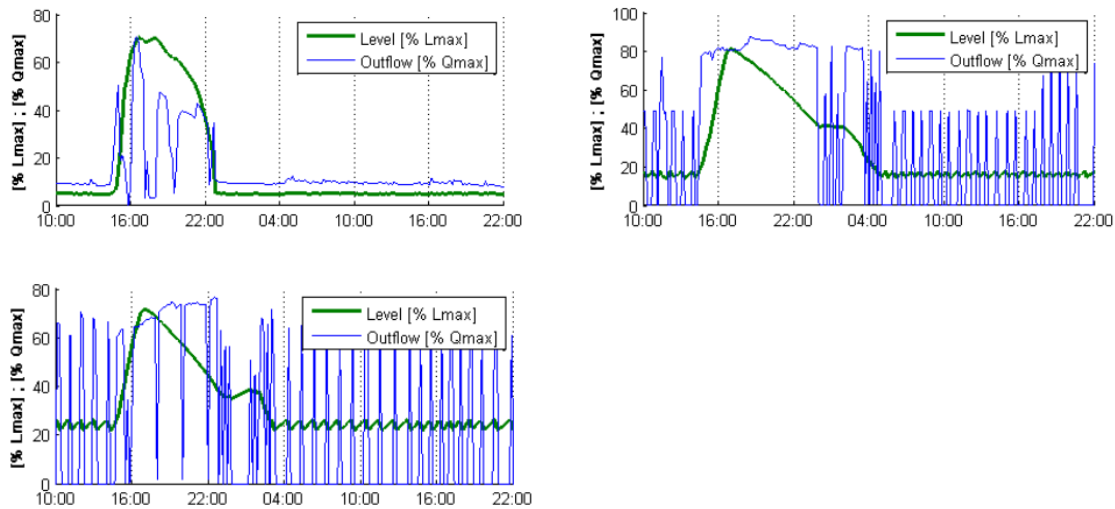


Bild 1: Schema des Kanalnetzes um den Stausee Obersauer, Ausbausituation Anfang 2016

2 RESULTATE

Mit dem Ziel die in dieser Publikation beschriebenen Problemfälle teilweise zu belegen, ist ein Regenereignis, vom 12. Oktober 2015 im Detail ausgearbeitet:



Diagrammen 1-3: Niveau (Level) und Ablauf (Outflow) der RÜBs Goesdorf (Links oben), Dahl (Rechts Oben) und Nocher-Route (Links-Unter)

Die Diagramme 1-3 illustrieren das Verhalten dreier kontrollierten RÜBs im Gesamtsystem (zu dem Zeitpunkt insgesamt 6 kontrollierte RÜBs). Ungefähr um 14:30 (12 Oktober 2015) fangen diese Becken an sich aufzufüllen (Sehe Niveau Werte). Um 22:00 ist Goesdorf wieder leer, ohne dass ein Überlauf stattgefunden hat. In dieser Periode hat der GPC den Ablauf von Goesdorf mehrmals eingeschränkt, um eine gleichmäßige netzwerkweite Auslastung zu gewährleisten und Überläufe zu vermeiden.

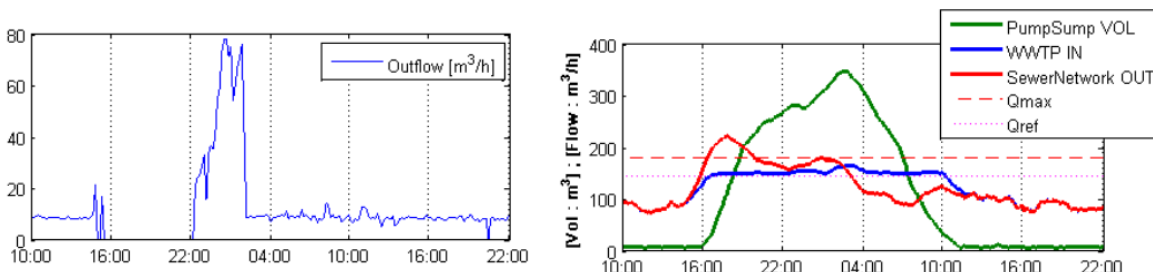


Diagramm 4 (Links): Ablauf (Outflow) des RÜB Kaundorf

Diagramm 5 (Rechts): Volumen im Pumpensumpf (PumpSump), Zulauf KA (WWTP), Ablauf des Kanalnetzes (SewerNetwork OUT), Qmax_HSG und Qref_HSG

Diagramm 4 zeigt den Ablauf eines RÜBs (Kaundorf), das zu dem Zeitpunkt in Wartung war, also unkontrolliert war, allerdings mit einem vom GPC berücksichtigten Ablauf. Das Ablaufventil des Behälters wurde während dem Regenereignis manuell geschlossen. Nach dem Regen wurde es wieder maximal geöffnet und gegen 3:00 Uhr war das Becken im autonomen Steuermodus (Stufe 2) mit konstantem Ablauf. Es ist nicht ersichtlich, ob ein Überlauf zwischen 16:00 und 22:00 stattgefunden hat, weil das Niveau in Kaundorf zu dem Zeitpunkt nicht gemessen wurde (Wartungsarbeiten).

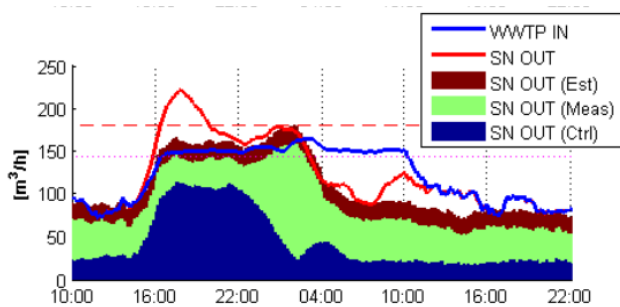


Diagramm 6: Zulauf KA (WWTP), Ablauf des Kanalnetzes (SN OUT), Ablauf den kontrollierten RÜBs des Kanalnetzes (SN OUT Ctrl), Ablauf den bemessenen RÜBs des Kanalnetzes (SN OUT Meas), Ablauf den ästimateden RÜBs des Kanalnetzes (SN OUT Est), Qmax_HSG und Qreference_HSG

Diagramm 5 zeigt den Zustand im Zulauf des KA. Aus diesem Diagramm kann man sehen, dass das Volumen im Pumpensumpf sich drastisch erhöht. Dies ist das Resultat von unberücksichtigten Zuläufen (Unterschied zwischen Zulauf KA und kumulierten Abläufen des Kanalnetzes). Der Zulauf zum Pumpensumpf wird hier nicht gemessen, sondern aus der Volumenbilanz bestimmt.

Dies ist deutlicher, wenn der Ablauf in drei separate Teile aufgespalten wird (siehe Diagramm 6): (1) Der Volumenstrom der kontrollierten RÜBs (SN OUT Ctrl), (2) Der Volumenstrom der bemessenen RÜBs (SN OUT Meas) und (3) Der Volumenstrom der geschätzten RÜBs (SN OUT Est).

Aus Diagramm 6 kann beobachtet werden, dass um 16:00 und 22:00 am ersten Tag des Ereignisses der Volumenstrom aus unkontrollierten, nicht bemessenen RÜBs Richtung Kläranlage unterschätzt wird. Außerdem kann beobachtet werden, dass zwischen 22:00 (Tag 1) und 02:00 (Tag 2), das Entleeren der kontrollierten RÜBs deutlich eingeschränkt war, weil der unkontrollierte RÜB Kaundorf mit einem sehr großen Ablauf (75[m³/h]) manuell geleert wurde.

3 DISKUSSION

Die optimalen Schritte für die Erweiterung eines dynamisch bewirtschafteten Kanalnetzwerks sind:

1. Planung und Parametrierung der neuen RÜBs im GPC-Model. Diese RÜBs werden so parametrisiert, dass sie zu dem Zeitpunkt vom GPC noch nicht betrachtet werden. Sie existieren zwar bereits im Model, der Durchfluss und das gespeicherte Volumen ist aber gleich null gesetzt.
2. Sobald eine der neuen RÜBs physikalisch existiert und hydraulisch am Netz angeschlossen ist, kann es im GPC mit einem realistischen statischen Durchfluss berücksichtigt werden. Dies ist die kritischste Stufe, weil der wirkliche Durchfluss unbekannt ist und die Gefahr besteht, dass kumulativ zu viel Volumen bei der Kläranlage ankommt bzw. zu viel Durchfluss angenommen wird und somit der restliche Verbund zu stark eingeschränkt wird.
3. Wenn die Messtechnik existiert und funktioniert, kann der reelle Durchfluss des neuen RÜB im GPC berücksichtigt werden, auch wenn diese Struktur vom GPC noch nicht geregelt werden kann. Es ist wichtig, dass der statische bzw. maximale Durchfluss von einem solchen RÜB unter Berücksichtigung des Gesamtkontextes festgelegt wird, weil sonst die Optimierungsmöglichkeiten des GPC unnötig eingeschränkt werden.
4. Wenn die vollständige Funktionsfähigkeit des RÜB zu Verfügung steht, kann dieses, nach einer geeigneten Test-und Validierungsphase, in den GPC-Verbund aufgenommen werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Es wurde gezeigt, dass die Erweiterung einer Netzwerk-übergreifenden modellprädiktiven Regelung mit neuen RÜBs nicht trivial ist und dass teilweise unbefriedigende, nicht optimale Situationen geduldet werden müssen. Der GPC kann jedoch, mit Hilfe der Erweiterungsschritte, welche in der Diskussion beschrieben wurden, dennoch zufriedenstellend funktionieren und eine Optimierung der Überläufe herbeiführen. Hierbei sollten bei der Planung der Bauphasen versucht werden, die kritische Stufe (Bauwerk hydraulisch angeschlossen, aber noch keine Messtechnik verfügbar) so kurz wie möglich zu

gestalten. Weiterhin soll hier noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die statische Parametrierung (Netzwerk Design) nicht nur für den Endausbau des Netzes durchgeführt wird, sondern auch strategische Erweiterungsphasen hierbei betrachtet werden sollen, damit jeweils realistische hydraulische Situationen berücksichtigt werden können.

5 REFERENZEN

- [1] Henry E., Klepizewski K., Fiorelli D., Solvi A.-M., Weidenhaupt A. : "Modelling of a sewage network: Contribution to the management of pollution risks at the Haute-Sûre drinking water reservoir" in Proceedings of the 10th International Conference on Urban Drainage (ICUD), Copenhagen, Denmark, 21st - 26th August 2005
- [2] Henry, E.; A. Boulay; Klepizewski, K.; Fiorelli, D.; Weidenhaupt, A. : "Modélisation d'un réseau d'assainissement: Contribution à la gestion des risques de pollution de la réserve d'eau potable de la Haute-Sûre" in Proceedings de la conférence "Autosurveillance, diagnostic permanent et modélisation des flux polluants en réseaux d'assainissement urbains", ISBN 2-906831-62-X, 28-29 juin 2005, Marne-La-Vallee
- [3] Gillé S., Fiorelli D., Henry E., Klepizewski K. : "Optimal Operation Of A Sewer Network" in Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage (ICUD), Edinburgh, Scotland, 31st - 5th September 2008
- [4] Fiorelli D., Schutz G. : "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, 24th - 26th June 2009
- [5] G. Schutz, D. Fiorelli, S. Seiffert, K. Klepizewski. : "Optimierte Regelung eines Abwassernetzwerks Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen", november 17-18, 2009 Wuppertal, Deutschland
- [6] David Fiorelli, Georges Schutz, Kai Klepizewski, Mario Regneri & Stefanie Seiffert : "Optimised real time operation of a sewer network using a multi-goal objective function", Urban Water Journal, Volume 10, Issue 5, 2013, Special Issue: Real Time Control of Urban Drainage Systems, pages 342-353. DOI: 10.1080/1573062X.2013.806560
- [7] David Fiorelli, Georges Schutz, Nataliya Metla and Joel Meyers. Application of an optimal predictive controller for a small water distribution network in Luxembourg. Journal of Hydroinformatics Vol 15 No 3 pp 625–633 © IWA Publishing 2013 doi:10.2166/hydro.2012.117

Die Implementierung der Echtzeitsteuerung wurde auf der Grundlage von kontinuierlichen Vorhersagemodellierungen ermöglicht. Hierzu ist eine komplexe Wasserqualitätsmodellierung in eine Kette von hydraulischen Modellen, die größtenteils Produkte der Firma DHI (Danish Hydraulic Institute) sind, eingebettet worden (Abbildung 1). Für den Fluss und den See kommt das 1-dimensionale MIKE 11 zum Einsatz. Mit MIKE URBAN werden die Abwassersysteme berechnet und mit Hilfe von MIKE 3 wird die 3-dimensionale Strömung im Hafenbereich abgebildet. Das Modul ECOLab simuliert die biologischen Prozesse im Wasser. Der Niederschlag wird mit dem lokalen Niederschlagsradar LAWR erfasst, um die daraus folgende Abflusskonzentration zu ermitteln. Diese wird mit dem Wasserhaushaltsmodell MIKE SHE dynamisch modelliert. Alle Modelle arbeiten gekoppelt, was bedeutet, dass Datenfluss, Modellvorbereitung, Modellberechnung, Echtzeitsteuerung und Warnungen im Echtzeit-Betrieb erfolgen können. Dies wird durch eine Software zur Echtzeit- und Prozessdatenintegration (DIMS.CORE) koordiniert (Abbildung 1 und 3). Zentrales Ergebnis ist, dass über die echtzeitgesteuerte Qualitätsmodellierung aktuelle Angaben zur Badegewässerqualität gewonnen werden. Die Überwachung und Vorhersage der Badegewässerqualität haben hinsichtlich des Wirtschaftsfaktors Tourismus für Århus eine große Bedeutung. Es wird gewährleistet, dass über einen statistischen Durchschnittszeitraum von 4 Jahren in 95 % der Zeit eine ausreichende Badegewässerqualität erreicht wird. Die Wasserqualität wird über die Indikatorkeime E. coli und Enterococcus beurteilt, deren natürliche Absterberaten mithilfe von ECOLab ermittelt werden. Der Transport und die Ausbreitung der Keime im Wasserstrom werden wiederum über eine Advektions/Dispersions-Modellkomponente in MIKE 3 berechnet.

2 ÅRHUS ALS BEISPIEL FÜR WASSER 4.0

Um hohe Ziele bezüglich Effizienz, Schnelligkeit und Flexibilität zu erreichen, findet in der industriellen Produktion seit einiger Zeit bereits ein Wandel statt, der Maschinen, Lagersysteme und Betriebsmittel durch hochauflösende Sensorik und Internetvernetzung in die Lage versetzt, selbständig Informationen auszutauschen und somit Produktionsprozesse effizient und echtzeitgesteuert zu gestalten. Diese Entwicklung wird unter dem Begriff Industrie 4.0 zusammengefasst oder auch als IoT (Internet der Dinge und Dienste) bezeichnet. Wasser 4.0 stellt die Digitalisierung und Automatisierung in den Mittelpunkt einer Strategie für eine ressourceneffiziente, flexible und wettbewerbsfähige Wasserwirtschaft. Dabei greift Wasser 4.0 in Analogie zur Initiative Industrie 4.0 maßgebliche Merkmale und Begriffe dieser industriellen Revolution auf und bringt sie in einen systemischen, wasserwirtschaftlichen Zusammenhang.

In der Umsetzung von Wasser 4.0 sind cyber-physische Systeme (CPS) Treiber der optimalen Vernetzung virtueller und realer Wassersysteme, wobei Planung, Bau und Betrieb weitgehend von Software durchdrungen werden. Damit wird eine intelligente Vernetzung von Wassernutzern (Landwirtschaft, Industrie und Haushalte) und Komponenten in einer zukunftsfähigen Wasserinfrastruktur mit der Umwelt und dem Wasserkreislauf ermöglicht und ein ganzheitlicher Ansatz entlang der Wertschöpfungskette verfolgt. So können mit Wasser 4.0 Systeme von der Sensorebene über die Steuerungsebene bis hin zur Unternehmensebene gestaltet werden.

Bereits jetzt zeigen die Ergebnisse erster Studien, dass eine erfolgreiche Umsetzung des Konzepts Wasserwirtschaft 4.0 möglich ist. Das Beispiel Århus zeigt, wie eine Echtzeitsteuerung nach dem Vorbild von Wasser 4.0 erfolgreich implementiert werden kann.

3 ERMITTLUNG EINER VORZUGSVARIANTE

Die Abbildung der Stadt Århus erfolgt in einzelnen Modellen, die Kanalnetz, Gewässerflächen und Geländeflächen sowie Oberflächennutzung darstellen. Mittels Simulationen an den gekoppelten Modellen ist eine Vorzugsvariante für eine optimale Gewässerbewirtschaftung ermittelt worden, mit der das System sicherer, effizienter und kostengünstiger gestaltet werden kann. In der Vorzugsvariante sind folgende wesentliche Lösungen ermittelt worden:

- Bau von sieben neuen Rückhaltebecken (inkl. Stauraumkanal) mit einem Gesamtspeichervolumen von ca. 67.000 m³ (Abbildung 2),

- Ausbau der hydraulischen Kapazität in drei Klärwerken (zusätzliche Absetzbecken und optimierte Steuerung während starker Niederschläge),
- Desinfektion des gereinigten Abwassers in zwei Kläranlagen, die in den Fluss Århus einleiten und
- Implementierung einer Echtzeitsteuerung für das Abwassersystem und eines Vorwarnsystems für die Badegewässerqualität im Hafenbereich.

Durch die zusätzlich errichteten Retentionsbauwerke und die effektive Ausnutzung freier Kanalvolumina werden die Entlastungsmengen aus 75 Mischwasserüberläufen in die Oberflächengewässer verringert und der Zufluss zu den Kläranlagen vergleichmäßigt, sodass hier ein stabilerer Reinigungsprozess gewährleistet wird.

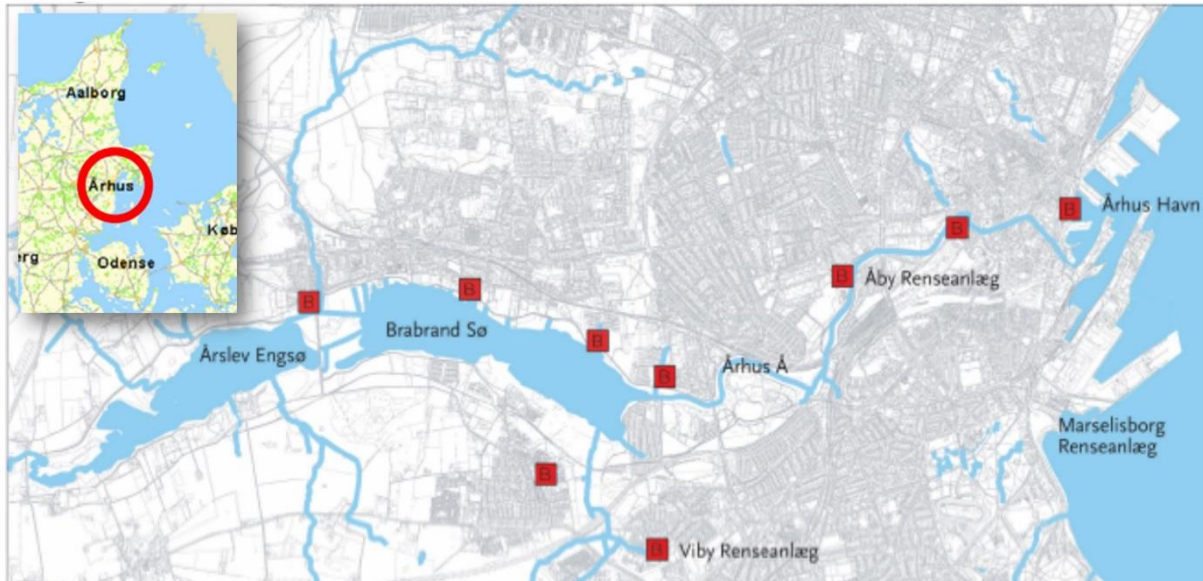


Abbildung 2: Gewässersystem im Stadtgebiet von Århus mit den geplanten Rückhaltebecken

4 STEUERUNGSELEMENTE

Das Entwässerungssystem ist mit steuerbaren Ventilen, Klappen, Wehren und zahlreichen Pegelmesspunkten sowie Durchflussmessern ausgestattet worden. Die an allen Speicherbecken und Pumpstationen installierte **Speicherprogrammierbare Steuerung (SPS)** ist mit der Steuerungstechnik und den Messeinrichtungen verbunden worden.

Die Echtzeit-Steuerung, das Überwachen und Steuern der technischen Prozesse, erfolgt computergestützt automatisch, indem die **Supervisory Control and Data Acquisition (SCADA)** auf die in einem gesicherten Netzwerk miteinander verbundenen SPS zugreift. Mit den vom lokalen Wetterradar (LAWR) abgerufenen Daten erfolgen über die Verwaltung durch die DIMS.CORE-Software die Berechnung und Vorhersage zur Verteilung der Niederschlagsintensitäten. Diese ermittelten Daten werden wiederum an die Modelle weitergegeben, um dann die simulierten Abflussszenarien mit den Elementen der Echtzeit-Steuerung zu kommunizieren, sodass die optimale hydraulische Zulaufbelastung zu den Kläranlagen erreicht wird.

5 STEUERUNGSEBENEN UND RÜCKFALL-STRATEGIE

Die Echtzeitsteuerung des Kanalnetzes ist in vier Ebenen aufgeteilt, wobei bestimmte Anforderungen an den Systemzustand (Verfügbarkeit von Messpunkten und Messdaten) erfüllt sein müssen, um die Steuerung auf einer Ebene aufrechtzuerhalten; ist dies nicht der Fall, findet eine vereinfachte Steuerung auf der tiefer liegenden Ebene statt (Abbildung 3). Die vier Ebenen mit einem jeweils unterschiedlich detaillierten Steuerungsgrad sind von Ebene 3 bis Ebene 0 wie folgt zu beschreiben:

Ebene 3: Diese beinhaltet eine umfassende vorausschauende Steuerung auf Grundlage von Niederschlagsvorhersagen, die alle fünf Minuten aktualisiert werden. Zur Ermittlung der Abflüsse im System gehen in die Modellsimulationen diese aktuellen Niederschlagsprognosen ein. Dieser Betrieb erfordert, dass sich alle zum Einsatz kommenden Systemelemente und Geräte in einem funktionstüchtigen und fehlerfreien Betriebszustand befinden.

Ebene 2: Eine Steuerung auf dieser Ebene wird aktiviert, wenn Niederschlagsdaten fehlen und somit auch keine Abflusskonzentrationen simuliert werden können oder es zum Ausfall anderer Mess- und Steuergeräte kommt. Dann erfolgt die Modellsimulation und nachfolgende Steuerung auf Grundlage von Wasserstands- und Durchflussmessungen mit 1-Minuten-Werten. Ebene 2 garantiert i.d.R. einen reibungslosen und stabilen Betrieb in seinen Grundverständnissen, ohne die zur Verfügung stehenden Volumina optimal zu bewirtschaften.

Ebene 1: Diese berücksichtigt nur eine lokale Steuerung auf Grundlage von Pegelmessungen mit 1-Sekunden-Werten.

Ebene 0: Notfallsteuerung.

Auf die Ebenen 1 und 0 wird im Falle von technischen Problemen automatisch zugegriffen oder aber manuell, wenn Reparaturarbeiten und Kontrollen durchgeführt werden – i.d.R. während der Trockenwetterperioden.

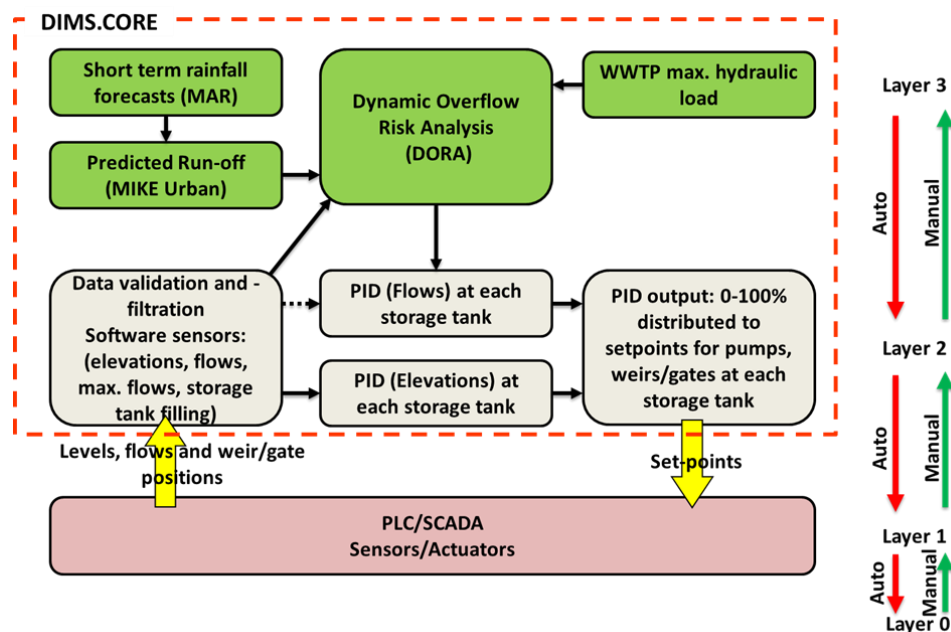


Abbildung 3: Übersicht RTC-System - Datenfluss, Schichtstruktur und Ausweichstrategien

Die Steuerung der Ebenen und der Durchflüsse im System, welche über die an jedem Speicherbecken installierten SPS durchgeführt wird, ist das Ergebnis von der Ausnutzung der Speichervolumina. Ziel ist eine intelligente Steuerung, die weit über eine einfache starre, nicht kommunizierende Steuerung in Abhängigkeit von Durchfluss- und Wasserstands-Beziehungen hinausgeht. Auf Grundlage von Prognosen zur Niederschlagsverteilung für die nächste Stunde können die in den Speicherbecken zur Verfügung stehenden Volumina optimal bewirtschaftet und befüllt werden, sodass in Abhängigkeit der gefallen Niederschlagsmengen Wasser-Überläufe aus dem Entwässerungssystem in die Flüsse so gering wie möglich gehalten werden. Mit diesem Ebenen-System und der beschriebenen Rückfall-Strategie wird gewährleistet, dass es bei Ausfall bestimmter Komponenten nicht zu einem Gesamtausfall des Steuerungssystems kommt, sondern der Fortbetrieb mit vereinfachter Steuerungsform gewährleistet wird.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Mithilfe der Modelle sind bereits vor und während der Umsetzungsplanung Optimierungspotenziale für eine Gewässerbewirtschaftung ermittelt worden, sodass die zu bauenden Rückhaltebauwerke mit einem deutlich geringeren Speichervolumen, als ursprünglich veranschlagt, ausgelegt werden konnten. Durch den Bau von gesteuerten Retentionsbauwerken mit einem Baukostenvolumen von ca. 47 Mio. sind gegenüber dem Bau von konventionell betriebenen Retentionsbauwerken mit einem veranschlagten Baukostenvolumen von 79 Mio. Euro ca. 32 Mio. Euro eingespart worden, was für die Stadt Århus eine Kostenreduktion von 40 % bedeutet.

Das System wurde bis 2013 ohne und wird seit Herbst 2013 mit Niederschlagsvorhersage betrieben. Die Auswirkungen des vollständigen Steuerungsbetriebs auf Ebene 3 sind mit Beginn der offiziellen Badesaison im Frühjahr 2014 wahrzunehmen. Die hygienische Wasserqualität im See Brabrand, im Fluss Århus und im Hafen haben sich seitdem bemerkenswert verbessert, sodass auch die Vorgaben aus der EU-Badegewässerrichtlinie eingehalten werden.

Nach der fünf Jahre dauernden Planung, Entwicklung und Implementierung des Systems in gemeinsamer Kooperation zwischen DHI, Krüger AS und Århus Wasser können weitere Empfehlungen fokussiert werden:

- Es ist wichtig, dass das Bedienpersonal aktiv an der Entwicklung und Umsetzung mitarbeitet. Dies sichert das Verständnis zum Betrieb und vermeidet ein "Black Box"-System. Die interne IT-Organisation der betreibenden Firma muss in die Entwicklung und den Betrieb von kritischen Bestandteilen des Systems eingebunden werden, d.h. IT-Architektur, Betrieb und Wartung von Servern.
- Zur Erreichung eines optimalen Betriebszustands sind weitergehende Kalibrierungen des Systems erforderlich. Dazu werden zusätzliche gezielte Messungen im Kanalnetz benötigt. Auch die Kalibrierung von Software-Sensoren ist unerlässlich.
- Das SCADA/SPS-System muss alle tatsächlichen Komponenten im System berücksichtigen. Online-Datenverbindungen sind ein absolutes Muss. Eine Strategie zu einer sicheren Rückfallebene sollte umgesetzt werden, und Komponenten auf der untersten Ebene sollten für den Notfallbetrieb mit unterbrechungsfreier Stromversorgung (USV) ausgestattet werden. Für eine standardisierte Funktionsweise der Steuerungsschritte und der Komponenten sollten Beschreibungen und Standards mit Nummerierungen und Signalen eingeführt werden.
- Die organisatorische Verantwortung muss für alle operativen Aufgaben mit Fokus auf einen 24/7 Betrieb klar definiert sein. Dies ist insbesondere für die Ebenen 0 und 1 wesentlich. Das System besitzt bereits einen in der Entwicklungsphase befindlichen Benachrichtigungsdienst, der automatisch Alarmmeldungen an Mitarbeiter sendet; dieser ist weiter fortzuentwickeln.

7 REFERENZEN

- Halkjær Jensen, I., Lynggaard-Jensen, A., Petersen Krüger, S.O. (2014): Water Quality Warning System for Urban Areas. PREPARED Deliverable D4.5.4, Report no.: 2014.015, Brüssel, Belgien.
- Halkjær Jensen, I., Lynggaard-Jensen, A., Petersen Krüger, S.O. (2015): Demonstration of Integrated real time control of sanitation systems incl. early warning for WQ in receiving waters in Århus, Hørsholm, Dänemark.
- Lynggaard-Jensen, A., Husum, F. (2012): Real time control strategies on wastewater treatment plants enhancing hydraulic capacities during rain: PREPARED Deliverable D4.5.2, Report no.: 2013.013, Seventh Framework Programme, The European Commission, Brüssel, Belgien.
- Møller, A.; Hansen, H. P.; Pedersen, L.; Kaltoft, J.; Nygaard, M.; Bassø, L.; Frier, H.; Mølbye, N. (2014): Real Time Monitoring, Modeling and Control of Sewer Systems: PREPARED Deliverables, D4.5.1/D4.5.3, Report no.: 2013.012 & 2014.014, Seventh Framework Programme, The European Commission, Brüssel, Belgien.
- SKM (2011), "Operational Surplus Assessment", Draft Report prepared for State Water.

Session 7:

Richtlinien und Planung

Zusammenführung der Regenwasserentsorgungsrichtlinien

S.Oppliger^{1,*}, D.Baumgartner¹, R.Flury²

¹Hunziker Betatech AG, Jubiläumsstrasse 93, CH-3005 Bern

²Holinger AG, Kasthoferstrasse 23, CH-3000 Bern 31

*Email des korrespondierenden Autors: silvia.oppliger@hunziker-betatech.ch

Kurzfassung In der Schweiz wird zurzeit eine neue Richtlinie zur Regenwasserentsorgung erarbeitet. Ziel ist es, die heute bestehenden, sich teilweise überschneidenden Regelwerke zu diesem Thema in eine durchgängige Vollzugshilfe für den Gewässerschutz in allen relevanten Anwendungsfällen (Standard-Baugesuch, Beurteilung einer einzelnen Grosseinleitung, Entwässerungsplanung über ein gesamtes Einzugsgebiet) zu vereinen. Bestehende Elemente werden übernommen und, wo sinnvoll, aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse überarbeitet. Ziel des Konferenzbeitrages ist es, auf die Wissenslücken und offenen Fragen aus der Umsetzungspraxis hinzuweisen und dadurch als Denkanstoss für die Forschung zu dienen. Die heute bestehenden Fragen betreffen insbesondere die Quellen der Schadstoffe, welche durch neu auftretenden Produkte immer vielfältiger werden, wie auch deren Wirkung auf die Umwelt und mögliche praxistaugliche Massnahmen zur Reduktion oder Vorbeugung der Schadstoffeinträge aus der Siedlungsentwässerung.

Schlagwörter: Richtlinie, Regenwasserentsorgung, Mischabwassereinleitungen, Schadstoffquellen, Praxisanwendung

1 EINLEITUNG

In der Schweiz bestehen zurzeit verschiedene, sich teilweise überschneidende Regelwerke zum Thema „Regenwasserentsorgung“, welche nicht vollständig untereinander vereinbar sind. Aus diesem Grund haben das Schweizerische Bundesamt für Umwelt (BAFU) und der Verein Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) beschlossen, eine neue Richtlinie zu erarbeiten. Diese soll die BAFU-Wegleitung „Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen“ (BUWAL, 2002) sowie die beiden VSA-Richtlinien „Regenwasserentsorgung“ (VSA, 2002; VSA, 2008) und „STORM“ (VSA, 2007; VSA, 2013) ersetzen. Darin werden zudem weitere thematisch verwandte Regelwerke berücksichtigt (u.a. BUWAL, 2004; ASTRA, 2013; BAV, BAFU, 2014).

Das Hauptziel des Projektes ist die Harmonisierung der bestehenden Richtlinien, um Widersprüche aufzulösen und klarzustellen, wann welche Prüfkriterien anzuwenden sind. Es soll eine durchgängige Vollzugshilfe für den Gewässerschutz in allen relevanten Anwendungsfällen (Standard-Baugesuch, Beurteilung einer einzelnen Grosseinleitung, Entwässerungsplanung über ein gesamtes Einzugsgebiet) geschaffen werden. Inhaltlich sollen die bestehenden Richtlinien weitgehend übernommen werden, wobei konsolidierte neue Erkenntnisse der letzten 15 Jahre einfließen sollen.

2 FRAGESTELLUNGEN ZUM AKTUELLEN WISSENSSTAND

Zu Beginn des Projektes wurde der aktuelle Wissenstand abgeklärt, um neue, konsolidierte Erkenntnisse zu identifizieren, welche in die neue Richtlinie übernommen werden können. Dabei konnte festgestellt werden, dass auf viele Fragestellungen, welche bereits bei der Erstellung der bestehenden Richtlinien diskutiert wurden, auch heute noch keine abschliessende Antwort gegeben werden kann.

Es liegt viel neues Wissen zu Spurenstoffen vor, die über das Niederschlagswasser in die Gewässer eingetragen werden. Neben den bereits länger erforschten Schwermetallen und PAK sind in den letzten Jahren insbesondere die Pestizide und Biozide in den Fokus gerückt. Es wurden umfangreiche Messdaten zu deren Vorkommen in den Gewässern gesammelt und die hohe Dynamik der Konzentrationen erkannt. Eine Umsetzung dieser Erkenntnisse in die Praxis der Niederschlagswasserentsorgung gestaltet sich jedoch schwierig.

Für die neue Richtlinie stellen sich in diesem Zusammenhang vor allem Fragen auf drei Ebenen, welche seitens Forschung heute nur teilweise beantwortet werden können und zu denen weitergehende Forschungsarbeiten in Zukunft wünschenswert sind.

2.1 SCHADSTOFFQUELLEN - Wo treten im Niederschlagswasser welche Spurenstoffe in hohen Konzentrationen auf?

Die Klassierung von Verkehrs- und Siedlungsflächen aufgrund ihres Emissionspotentials für Spurenstoffe ist nicht trivial. Die Quellen sind grundsätzlich bekannt, jedoch meistens schwer quantifizierbar. Dies ist insbesondere für die Modellierungen zur Beurteilung von Mischabwasserentlastungsanlagen und grossen Niederschlagswassereinleitungen ein Problem.

Am einfachsten zu identifizieren sind Metallflächen an Gebäuden. Hier bestehen konkrete Flächenvorgaben, ab welchen eine Niederschlagswasserbehandlung gefordert wird. Teilweise werden kunststoffbeschichtete Metallbleche eingesetzt, um eine Behandlung zu vermeiden. Die Dauerhaftigkeit dieser Beschichtungen ist aber umstritten.

Die Belastung von Strassenabwasser wird durch zahlreiche Faktoren beeinflusst. Neben Menge und Art des Verkehrs haben beispielsweise auch das Vorhandensein von Lärmschutzwänden und naheliegenden Gebäudefassaden oder das Verkehrsregime (fliessender Verkehr oder viele Stoppelemente (Kreuzungen, Lichtsignalanlagen, usw.) einen grossen Einfluss (Dierschke, 2015).

Biozide z.B. in Wurzelschutzfolien oder Fassadenanstrichen können bei Neubauten nur durch umfassende Baukontrollen und bei bestehenden Bauten nur durch nachträgliche Messungen am Bauobjekt identifiziert werden. Beides ist aufwendig. Die Applikation von Pestiziden im Umgebungsbereich von Bauten ist schliesslich kaum über Regelungen in der Siedlungsentwässerung zu kontrollieren.

2.2 EFFEKT DER SCHADSTOFFE - Wie wirken die Spurenstoffe aus der Siedlungsentwässerung auf die Wasserorganismen?

Hierbei gilt es zu unterscheiden zwischen der chronischen Belastung (toxische Wirkung von ständig vorhandenen, tiefen Konzentrationen) und der akuten Belastung bei Konzentrationsspitzen während Niederschlagsereignissen. Es ist bekannt, dass bei letzteren die in der schweizerischen Gewässerschutzverordnung (CH, 1998) festgelegten Qualitätsziele teilweise nicht einhalten werden, dies aber in den meisten Fällen zu keiner direkt sichtbaren Beeinträchtigung der Gewässerorganismen führt. Wie schädlich solche Belastungen auf lange Frist sind, ist (noch) nicht geklärt. Ähnlich verhält es sich mit dem biologischen Abbau bzw. der Akkumulation der Stoffe in den Gewässersedimenten sowie der Mischtoxizität, wenn zahlreiche verschiedene Stoffe eingeleitet werden.

2.3 MASSNAHMEN ZUR REDUKTION/VORBEUGUNG DER SCHADSTOFF-EINTRÄGE - Mit welchen Massnahmen können die Spurenstoffe aus dem Niederschlagswasser eliminiert werden?

Als Referenz gilt in der Schweiz für die Versickerung von Regenabwasser die Reinigungswirkung einer Bodenpassage (Horizont A und B). Dem unterschiedlichen Bodenaufbau (mit unterschiedlich guter Reinigungswirkung) wird in den bestehenden Regenwasserentsorgungsrichtlinien ein Stück weit Rechnung getragen. Trotzdem zeigen Versuche, dass die Reinigungswirkung einer Bodenpassage je nach getestetem Boden stark variiert (. Hinzu kommt, dass manche gelöste, schlecht adsorbierbare Stoffe kaum zurückgehalten werden. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, in welchen Fällen die Bodenpassage durch künstliche Adsorber ergänzt bzw. ersetzt werden muss oder darf und welche Adsorbermaterialien benutzt werden sollen.

3 LÖSUNGSANSATZ FÜR EINE ANWENDBARE REGENWASSERRICHTLINIE UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER UNSICHERHEITEN

Die obigen Fragen können heute und wohl auch in absehbarer Zukunft nur ansatzweise beantwortet werden. Trotzdem müssen die Anlageneigentümer und die Vollzugsbehörden rechtsverbindlich über die

Zulässigkeit von Abwassereinleitungen und die Notwendigkeit von Behandlungsmassnahmen befinden können.

Für die neue Richtlinie ist geplant, dieser Herausforderung mit einem modularen Aufbau und vier Elementen zu begegnen, die je nach dem zu beurteilenden Fall zum Einsatz kommen. Deren Anwendungszeitpunkt im Vorgehen der Zulässigkeitsprüfung zur Entsorgung von Niederschlags- oder Mischabwasser ist in den Abbildungen 1 und 2 ersichtlich.

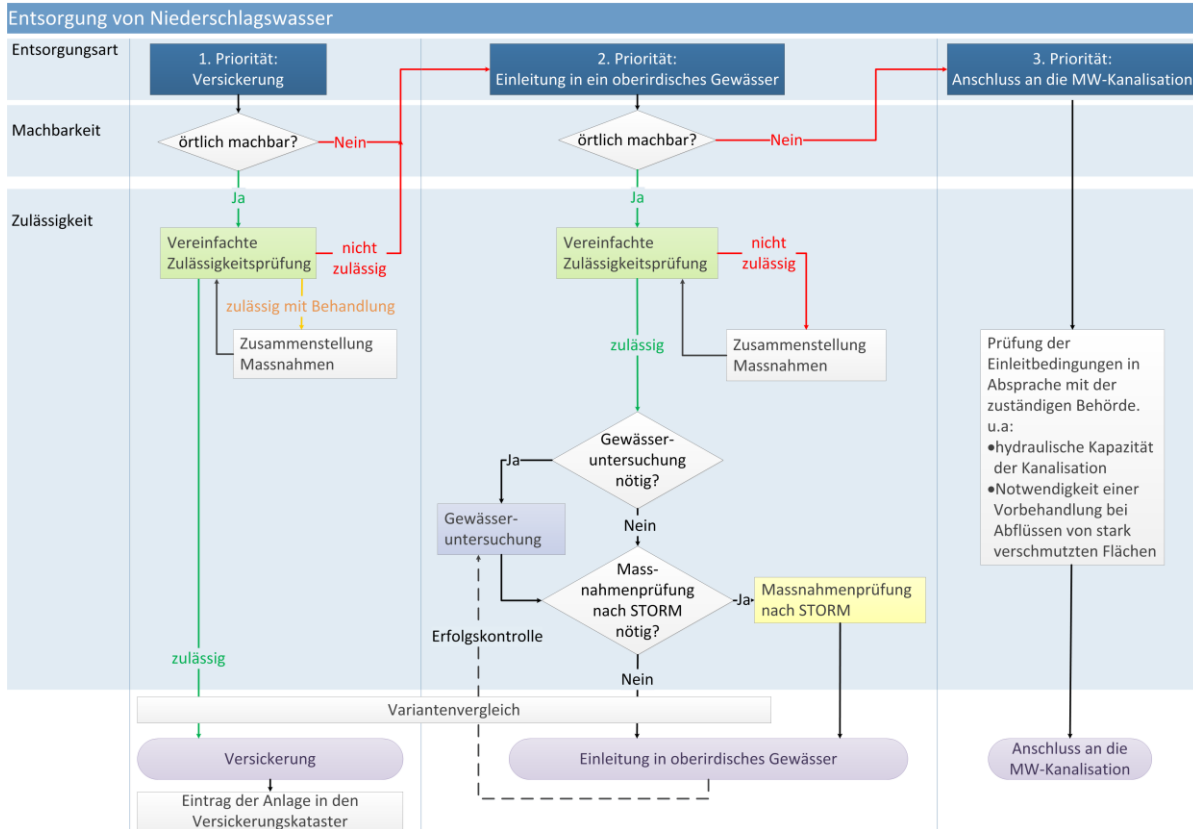


Abbildung 1: Vorgehensdiagramm für die Zulässigkeitsprüfung der Einleitung von Niederschlagsabwasser in oberirdische Gewässer

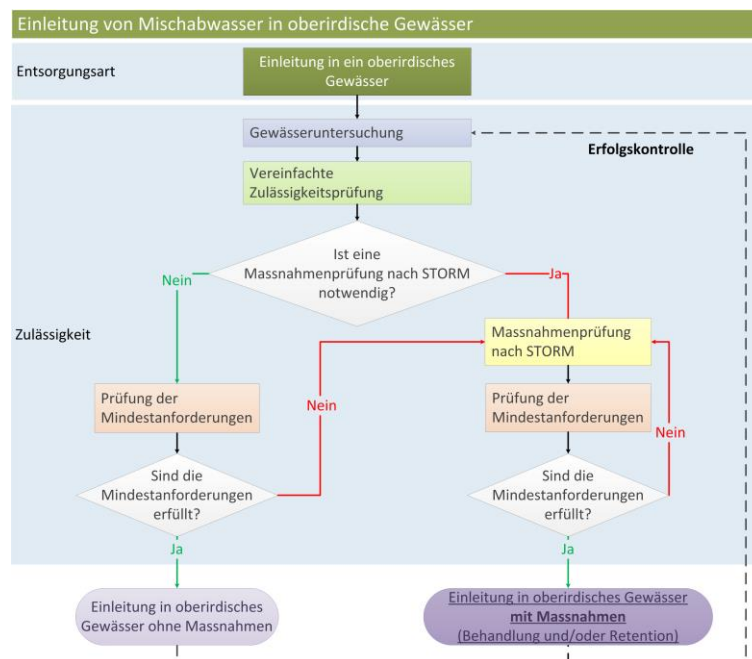


Abbildung 2: Vorgehensdiagramm für die Zulässigkeitsprüfung der Einleitung von Mischabwasserentlastungen in oberirdische Gewässer

3.1 Aufbau der neuen Richtlinie

Die neue Richtlinie wird aus verschiedenen Modulen bestehen, welche unterschiedliche Aspekte der Regenwasserentsorgung behandeln. Als übergeordnetes Grundmodul dient das Basis-Modul. Dieses gibt einen Gesamtüberblick über die zu prüfenden Fragenstellungen in der Regenwasserentsorgung, setzt Prioritäten und zeigt das Vorgehen zur Prüfung von neuen und bestehenden Anlagen der Regenwasserentsorgung auf. In diesem werden auch die vier Elemente vorgestellt, welche je nach Fall für die Beurteilung zum Einsatz kommen. Im Basis-Modul wird nur die Methodik der vereinfachten Zulässigkeitsprüfung im Detail erläutert. Für die anderen drei Elemente wird davon ausgegangen, dass aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse in den nächsten Jahren häufigere Überarbeitungen nötig und sinnvoll sein könnten. Diese werden deshalb in einzelnen Modulen behandelt, um die Überarbeitung und Aktualisierung möglichst flexibel zu gestalten.

3.2 Vereinfachte Zulässigkeitsprüfung

Grundbaustein aller Beurteilungen stellt die vereinfachte Zulässigkeitsprüfung dar. Diese soll ermöglichen, für die klaren Fälle ein einheitliches Gewässerschutzniveau zu garantieren und die komplexeren Fälle herauszufiltern, welche detaillierter untersucht werden müssen.

Für das Niederschlagswasser hat sich die Methodik der bestehenden Richtlinie (VSA, 2002; VSA, 2008) in der Praxis mehrheitlich bewährt. Diese wird deshalb mit einigen Änderungen, welche die Problematik der Spurenstoffe abzubilden versuchen, übernommen. Es wird vorgeschlagen die zu entwässernde Fläche aufgrund ihrer Nutzung einer Belastungsklasse zuzuteilen. Das aufnehmende Grundwasser bzw. oberirdische Gewässer kann aufgrund der Grundwasserschutzzone und dem Vorhandensein eines belebten Bodens (für Versickerung) bzw. aufgrund von Typ und Grösse (oberirdisches Gewässer) klassiert werden. Aufgrund der Gegenüberstellung dieser beiden Klassierungen kann die Versickerung oder Einleitung in ein oberirdisches Gewässer als zulässig, zulässig mit Behandlungsmassnahmen oder nicht zulässig beurteilt werden.

Für Mischabwassereinleitungen wird vorgeschlagen anhand einer Langzeitsimulation des Mischabwassernetzes für jede Entlastungsanlage eine Entlastungsrate zu bestimmen und in Verhältnis zum Abfluss des aufnehmenden Gewässers zu setzen.

Die vereinfachte Klassierung der oberirdischen Gewässer wird den darin herrschenden spezifischen Verhältnissen nur bedingt gerecht. Die vereinfachte Prüfung bezieht sich ausserdem immer nur auf eine einzelne Einleitung. Die kombinierte Wirkung von mehreren aufeinanderfolgenden Einleitungen in dasselbe Gewässer wird nicht berücksichtigt.

3.3 Gewässeruntersuchung

Die Gewässeruntersuchung dokumentiert den effektiven aktuellen Zustand eines Gewässers und dient unter anderem der Erfolgskontrolle von ergriffenen Massnahmen. Die Beurteilung des Gewässers basiert auf dem Modulstufenkonzept (BUWAL, 1998). Je nach Gewässertyp und Grad der Beeinträchtigung kommen das Modul „Äusserer Aspekt“ (BAFU, 2007a), „Makrozoobenthos“ (BAFU, 2010) und „Kieselalgen“ (BAFU, 2007b) zur Anwendung. Für grosse Fliessgewässer und stehende Gewässer wird eine neue Beurteilungsmethodik aufgrund von Wasserpflanzen erarbeitet (Makrophyten-Methode).

Gewässeruntersuchungen kommen seit mehreren Jahren in vielen Kantonen der Schweiz in der generellen Entwässerungsplanung zum Einsatz, haben sich bewährt und sind akzeptiert. Sie sind jedoch bei grosser Vorbelastung (z.B. aus der Landwirtschaft oder schlechter Ökomorphologie eines Gewässers) nicht besonders aussagekräftig, da in diesen Fällen übermässige Einleitungen oft nicht zu einer lokal identifizierbaren Gewässerverschlechterung führen. Teilweise beeinträchtigen auch mehrere Einleitungen erst in ihrer Summe den Gewässerzustand.

3.4 Massnahmenprüfung nach STORM

Bei der Massnahmenprüfung nach STORM werden die spezifischen Verhältnisse im aufnehmenden Gewässer wesentlich detaillierter berücksichtigt als in der vereinfachten Prüfung. Sie beurteilt die Immission einer Einleitung und leitet daraus die zulässigen Emissionsgrenzwerte ab. Verschiedene

mögliche Massnahmen werden aufgrund von Kosten-Nutzen-Überlegungen miteinander verglichen um die Bestvariante zu bestimmen.

Die Massnahmenprüfung nach STORM kommt zur Anwendung, wenn Entlastungsmessungen oder -simulationen und/oder Gewässeruntersuchungen auf eine Beeinträchtigung des Gewässers hinweisen, die nicht mit einfachen Massnahmen behoben werden kann. Weiter wird sie eingesetzt, um geeignete Massnahmen für Gewässerabschnitte zu definieren, die durch die kumulierte Wirkung mehrerer Einleitungen beeinträchtigt werden.

3.5 Prüfung der Mindestanforderungen

Die Mindestanforderungen sind als Werkzeug konzipiert, um ein „Auffüllen“ der Gewässer mit Stoffen zu vermeiden, die mit dem heutigen Wissensstand nicht aufgrund ihrer Immissionswirkung im Gewässer beurteilt werden können (z.B. Metalle und organische Spurenstoffe).

Die Mindestanforderungen werden durch zwei Grundsätze der Umweltschutzgesetzgebung begründet: Das Vorsorgeprinzip und die Einforderung von Massnahmen, die dem Stand der Technik entsprechen. Sie bilden das Gegenstück zur Massnahmenprüfung nach STORM, die die Immission einer Einleitung beurteilt. Die Mindestanforderungen werden der Massnahmenprüfung nach STORM nachgestellt, um einen minimalen Gewässerschutz auch dort sicherzustellen, wo der heutige Wissensstand keinen direkten Nachweis der Immissionswirkung erlaubt und wo nicht auszuschliessen ist, dass sich eine Einleitung erst längerfristig negativ auswirkt (z.B. langfristige Ökotoxizität von schwer abbaubaren Spurenstoffen).

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Damit in der Schweiz ein einheitlicher Gewässerschutz garantiert werden kann, ist es notwendig, die Abwasserentsorgung bei Regenwetter gesamtheitlich zu betrachten. Der heute bestehende Dschungel an Richtlinien, Wegleitungen, Best-Practice-Dokumentationen und anderen Dokumenten macht es sowohl den Vollzugsbehörden wie auch den Planern von Entwässerungsanlagen nicht einfach in der Umsetzung. Dabei behandeln viele Dokumente nur einzelne Aspekte der Niederschlagswasserentsorgung, ohne sie in einen gesamtheitlichen Kontext zu stellen. Die neue Richtlinie, welche zurzeit in der Schweiz erarbeitet wird, soll die bestehende Dokumentation soweit möglich unter einem Hut zusammenfassen, um die Umsetzung eines einheitlichen Gewässerschutzes in der Praxis zu fördern.

Aufgrund der Komplexität der Thematik und der zeitlichen und finanziellen Rahmenbedingungen in der Praxis ist eine vereinfachte Behandlung der Fragestellungen in den meisten Fällen unumgänglich. Die Anwendung in den nächsten Jahren wird zeigen, ob die vorgeschlagenen Methoden dem Gewässerschutz genügend Rechnung tragen. Klar ist in jedem Fall, dass sich aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse die Umsetzung des Gewässerschutzes in der Praxis auch weiter wandeln wird und muss.

5 REFERENZEN

- Dierschke A. (2015). Ein Ansatz zur theoretischen Abschätzung des Feststoffeintrags in Niederschlagsabflüsse. 5. Aqua Urbanica und 90. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 225, Stuttgart.
- Schweizerisches Bundesamt für Strassen (ASTRA) (2013). Strassenabwasserbehandlung an Nationalstrassen. Richtlinie 18005, Bern.
- Schweizerisches Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL) (1998). Modul-Stufen-Konzept. Vollzug Umwelt Nr. 26, Bern.
- Schweizerisches Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL) (2002). Wegleitung Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen. Vollzug Umwelt, Bern.
- Schweizerisches Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL) (2004). Wegleitung Grundwasserschutz. Vollzug Umwelt, Bern.
- Schweizerisches Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2007). Äusserer Aspekt. Umwelt-Vollzug Nr. 0701, Bern.
- Schweizerisches Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2007). Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug Nr. 0740, Bern.
- Schweizerisches Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2010). Makrozoobenthos Stufe F. Umwelt-Vollzug Nr. 1026, Bern.
- Schweizerisches Bundesamt für Verkehr (BAV), Schweizerisches Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2014). Richtlinie Entwässerung von Eisenbahnanlagen. Bern.

- Schweizerische Eidgenossenschaft (CH) (1998). Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998, SR 814.201. Bern.
- Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) (2002). Regenwasserentsorgung - Richtlinie zur Versickerung, Retention und Ableitung von Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten. Zürich.
- Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) (2008). Regenwasserentsorgung - Richtlinie zur Versickerung, Retention und Ableitung von Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten. Update 2008. Zürich.
- Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) (2007). Abwassereinleitungen in Gewässer bei Regenwetter – Richtlinie für die konzeptuelle Planung von Massnahmen, Kurzbezeichnung: «STORM-Richtlinie». Zürich.
- Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) (2013). Abwassereinleitungen in Gewässer bei Regenwetter (STORM) – Technische Richtlinie (TechRiLi), Band 1. Zürich.

Hinweis:

Dieser Beitrag kann zum Teil wörtliche Zitate aus der neuen Richtlinie enthalten, welche noch in Bearbeitung ist und voraussichtlich Anfangs 2018 publiziert wird.

Berücksichtigung der vielfältigen Potenziale der Regenwasserbewirtschaftung in der Planung

A. Matzinger^{1,*}, M. Riechel¹, H. Sonnenberg¹, C. Remy¹, H. Schwarzmüller¹, P. Rouault¹, M. Schmidt², C. Corral², A. Hein³, M. Offermann³, C. Strehl³, D. Nickel⁴, H. Sieker⁵, M. Pallasch⁵, M. Köhler⁶, D. Kaiser⁶, C. Möller⁷, B. Büter⁸, D. Leßmann⁸, R. von Tils⁹, I. Säumel¹⁰, L. Pille¹⁰, A. Winkler¹¹, B. Heinzmann¹², K. Joswig¹², B. Reichmann¹³

- ¹ Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB), Berlin
- ² Technische Universität Berlin, Institut für Architektur, Berlin
- ³ IWW Zentrum Wasser, Mülheim an der Ruhr
- ⁴ Deutsches Institut für Urbanistik, Berlin
- ⁵ Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker, Hoppegarten
- ⁶ Hochschule Neubrandenburg, Neubrandenburg
- ⁷ Ramboll Studio Dreiseitl, Überlingen
- ⁸ GEO-NET Umweltconsulting, Hannover
- ⁹ Leibniz Universität Hannover, Institut für Meteorologie und Klimatologie, Hannover
- ¹⁰ Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, Berlin
- ¹¹ Freie Universität Berlin, Arbeitsbereich Hydrogeologie, Berlin
- ¹² Berliner Wasserbetriebe, Berlin
- ¹³ Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Land Berlin, Berlin

*Email des korrespondierenden Autors: andreas.matzinger@kompetenz-wasser.de

Kurzfassung Im Rahmen eines Planspiels wurden für ein Stadtquartier Kombinationen der Regenwasserbewirtschaftung erstellt und wissenschaftlich bewertet. Die verwendete Methode kombiniert dazu lokale Bedingungen (Problemlage, Machbarkeit von Maßnahmen und lokale Ziele) mit einer Bewertung von 27 Einzelmaßnahmen hinsichtlich ihrer vielfältigen Effekte. Die Ergebnisse zeigen zunächst, dass eine skalenübergreifende Kombination von Maßnahmen vom Gebäude bis zum Kanaleinzugsgebiet ein großes Potenzial für die Verbesserung der städtischen Umwelt (Gewässer und Biodiversität) und Lebensqualität (Stadtklima, Freiraumqualität, Nutzen auf Gebäudeebene) hat. Die verwendete Methode erwies sich als gut geeignet für die Auswahl effektorientierter (und machbarer) Maßnahmen und für deren gezielte Platzierung in Problemräumen. Die Erfahrungen zeigen aber auch, dass die Methode optimiert werden muss, um eine bestimmte Zielerreichung (z.B. Kostenrahmen oder Einleitbeschränkung) während der Planung zu berücksichtigen.

Schlagerwörter: Nutzen von Regenwasserbewirtschaftung, KURAS, Maßnahmenkombinationen

1 EINLEITUNG

Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung reduzieren (durch Verdunstung, Versickerung oder Nutzung), verzögern oder reinigen den Regenwasserabfluss in den Kanal und die Gewässer. Neben dieser wasserwirtschaftlichen Rolle können Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung in urbanen Räumen weitere positive Effekte für die Umwelt und die Bewohner mit sich bringen.

Die Maßnahmen selbst können auf unterschiedlichen städtischen Ebenen - (i) am Gebäude/Grundstück (z.B. Gebäudebegrünung, Regenwassernutzung, lokale Versickerung), (ii) im Quartier (z.B. Entsiegelung/Teilversiegelung, Versickerung, künstliche Wasserflächen, dezentrale Reinigung) oder (iii) im Kanaleinzugsgebiet (z.B. Reinigung und Stauraum im Kanal) umgesetzt werden. Durch die unterschiedlichen Ebenen in der Stadt sowie durch die unterschiedlichen Dimensionen der Maßnahmen (z.B. unterschiedliche angeschlossene versiegelte Fläche pro Maßnahme) sind diese schwer vergleichbar. Zudem werden die Maßnahmen durch unterschiedliche Akteure umgesetzt (z.B. private Hausbesitzer gegenüber städtischem Abwasserentsorger) und deshalb in der Regel nicht gemeinsam geplant.

Eine konsequente quantitative Bewertung von 27 Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung hat jedoch gezeigt, dass sehr unterschiedliche Maßnahmen dieselben Effekte unterstützen können (Matzinger et al. 2016). Angesichts dieser Ergebnisse ist davon auszugehen, dass Kombinationen von Maßnahmen in einem städtischen Quartier erstellt werden können, um damit mehrere gewünschte Effekte zu erzielen. Ausgehend von der generischen Maßnahmenbewertung (Matzinger et al. 2016) wurde im Rahmen des Projektes KURAS ein mögliches Vorgehen entwickelt und in Planspielen angewendet, um zielorientierte, standortspezifische Maßnahmenkombinationen für städtische Quartiere zu erstellen (Abb. 1).

2 „KURAS-METHODE“ DER ÜBERGEORDNETEN PLANUNG DER REGENWASSERBEWIRTSCHAFTUNG

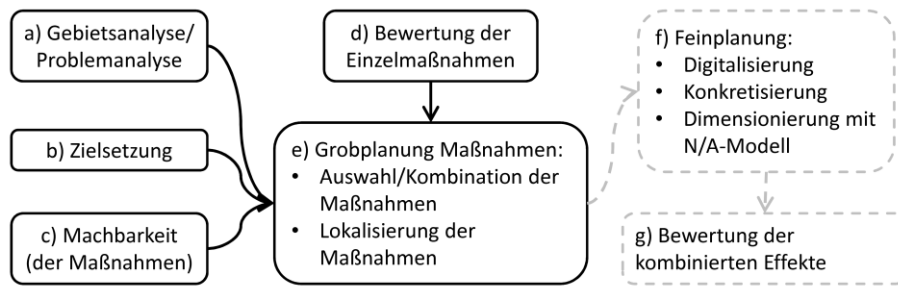


Abbildung 21: „KURAS-Methode“ der übergeordneten Maßnahmenplanung (schwarze Linien). Die Feinplanung und Bewertung (graue gestrichelte Linien) sind nicht Teil der Methode, sondern wurden zu deren Prüfung durchgeführt.

Die Schritte a)-g) in Abb. 1 wurden exemplarisch für ein Berliner Stadtquartier der Größe 1 km² mit Mischkanalisation im Rahmen eines Planspiels durchgeführt. Zunächst wurde die Ausgangssituation (Schritt a) der sechs Effekte **Biodiversität**, **Grundwasser**, **Oberflächengewässer**, **Stadtklima**, **Freiraumqualität** und **Nutzen auf Gebäudeebene** ausgewertet, um Maßnahmen dort verorten zu können, wo sie das größte Potenzial haben (Abb. 2). Die Darstellung in Abb. 2 zeigt, dass für einige Räume ähnliche Einstufungen für unterschiedliche Effekte resultieren. So zeigt die größere Parkanlage im Süden des Gebiets nicht überraschend eine geringe Abflusswirksamkeit bei gleichzeitig hoher Biodiversität und geringer Hitzebelastung. Andererseits zeigen sich aber auch Unterschiede, z.B. bei der im Zentrum auf der Nord-Süd-Achse verlaufenden Straße, die durch hohen Baumbestand eine mittlere bis geringe Hitzebelastung zeigt, aus Sicht der Biodiversität mittel bis schlecht abschneidet und durch die hohe Versiegelung eine hohe Abflusswirksamkeit aufweist.

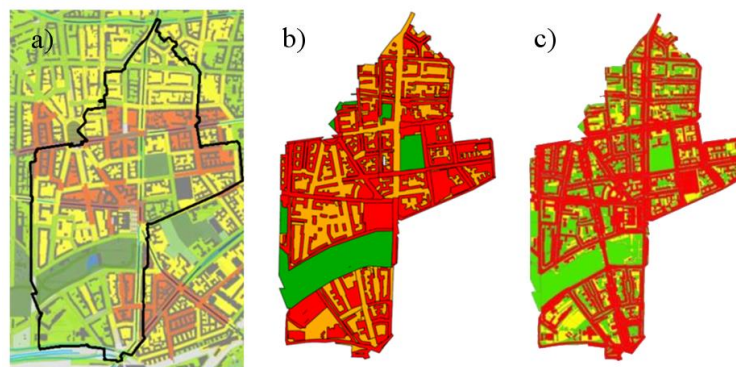


Abbildung 2: Ausgangssituation für ein 1 km² großes Bestandsgebiet in Berlin (rot = problematisch bis grün = gut). a) simuliertes **Stadtklima** unter Berücksichtigung des bioklimatischen Indexes UTCI und der Auftrittshäufigkeit von Tropennächten >20°C (Günther 2014), b) **Biodiversität** aufgrund von Begehungen, c) Abflusswirksamkeit als Indikator für Oberflächengewässer (Grünflächen, Hofflächen und stark versiegelte Flächen (Straßen, Dächer)).

Als weitere lokale Randbedingung (c) wurde die Machbarkeit unterschiedlicher Maßnahmen geprüft (Abb. 3). So zeigt eine Auswertung von Luftbildern, dass aufgrund von zahlreichen Flachdächern das Dachbegrünungspotenzial in dem Gebiet sehr hoch und nur zu ca. 4 % realisiert ist (Abb. 3a). Weiter sind Maßnahmen der Versickerung kaum eingeschränkt, dank der überwiegend gut durchlässigen Böden und dem ausreichenden Flurabstand (Abb. 3b).

Die Erwartung für die ausgewählten Quartiere (b) wurde im Rahmen eines Workshops mit Vertretern des Landes, des betroffenen Bezirks, des Abwasserentsorgers, des städtischen Immobilienmanagements sowie von Umweltverbänden ermittelt. Dabei wurden die Interessensvertreter (nach Vorstellung der Ausgangssituation) gebeten, im Diskurs eine Priorisierung der oben genannten sechs (in der Regel positiven) Effekte sowie der **direkten Kosten** und des **Ressourcenverbrauchs** vorzunehmen. Dabei wurden Oberflächengewässer, Freiraumqualität und Nutzen auf Gebäudeebene als erste, Grundwasser,

Stadtklima und Kosten als zweite und Biodiversität und Ressourcenverbrauch als dritte Priorität genannt. Allerdings wurde auch darauf hingewiesen, dass alle Effekte als wichtig erachtet werden.

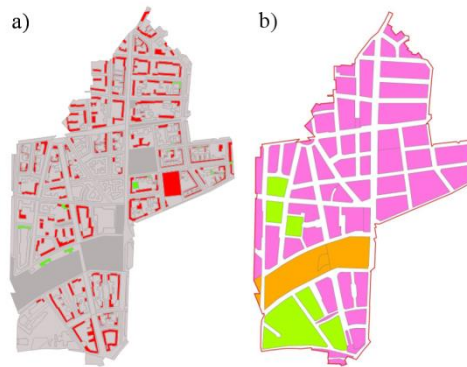


Abbildung 3: Beispiele der Machbarkeit von Maßnahmen für ein bestehendes, 1 km² großes Stadtgebiet in Berlin. a) Dachbegrünungspotenzial; rot sind begrünbare, grün bereits begrünte Dächer. b) Versickerungspotenzial; rosa: alle Versickerungsmaßnahmen möglich, grün: zusätzliches Speicherelement (Rigole) notwendig, orange: Versickerung nicht möglich.

Im Rahmen der Grobplanung (e) wurden für die lokalen Gegebenheiten (a-c) sinnvolle Maßnahmen ausgewählt und platziert. Basis dieser Auswahl war die generische Maßnahmenbewertung (d) die die acht o.g. (positiven und negativen) Effekte beinhaltet (Matzinger et al. 2014, 2016). Die generische Maßnahmenbewertung ist als Matrix dargestellt, die jede der 28 betrachteten Maßnahmen für jeden Effekt über mehrere Indikatoren bewertet. Tabelle 1 zeigt dies beispielhaft für den Effekt auf Oberflächengewässer. Je nach lokaler Belastungssituation und Kanalsystem können unterschiedliche Indikatoren ausgewählt werden. Für die Vereinfachung des Planungsprozesses wurde neben den quantitativen Werten die Eignung der Maßnahme zur Verbesserung des Effektes als Ampelfarben dargestellt (rot = ungeeignet bis grün = gut geeignet). Als Test der Methode wurde die Grobplanung drei Mal durch unterschiedliche Personengruppen (alles Projektpartner) mit derselben Zielstellung durchgeführt. Die drei resultierenden Maßnahmenkombinationen wiesen deutliche Unterschiede in der Art (Maßnahmen mit höchstem Anteil: Baumrigole, Regenwassernutzung, Gebäudebegrünung), im Ausmaß (Anteil der befestigten Fläche an Maßnahmen: 30%, 43%, 45%) und in der räumlichen Verortung der Maßnahmen auf.

3 WIE WIRKEN DIE RESULTIERENDEN MAßNAHMENKOMBINATIONEN?

Für die Berechnung der Effekte der Maßnahmenkombinationen wurden die Maßnahmen im Detail mit dem Wasserbilanz-Modell STORM dimensioniert (g). Bei allen drei Kombinationen wurde die Abflusskomponente des Niederschlags von 48% auf 29 bis 35 % reduziert, zu Gunsten der Verdunstung (neu 45 - 47 % des Niederschlags) und der Versickerung (neu 18 - 22 %, inklusive Interflow). Die Leistung der Maßnahmenkombinationen für die acht Effekte wurde aufgrund unterschiedlicher Extrapolationsmethoden bewertet:

3.1 Umwelteffekte

Oberflächengewässer - Modellergebnisse für ein mittleres Modelljahr zeigen, dass Mischwasserüberläufe aus dem Pumpwerkeinzugsgebiet in dem sich das betrachtete Stadtquartier befindet im Landwehrkanal (ohne Berücksichtigung weiterer Einzugsgebiete) 5-mal pro Jahr zu fischkritischen Situationen führen (Riechel et al. 2015). Alle Maßnahmenkombinationen reduzieren die BSB-Fracht durch Mischwasserüberläufe um 46 bis 59 %, deutlich stärker als die Reduktion des Abflusses. Dies lässt sich einerseits dadurch erklären, dass kleine Überlaufereignisse mit höheren BSB-Konzentrationen zu einem großen Teil verhindert werden. Andererseits führen verschiedene Maßnahmen, aber insbesondere die stark berücksichtigte Dachbegrünung, zu einer Reduktion der Abflussspitzen, die deutlich stärker ausfällt als die Abflussreduktion. Im Gewässer können durch alle Maßnahmenkombinationen (auf das Pumpwerkeinzugsgebiet hochskaliert) fischkritische Situationen vollständig vermieden werden.

Grundwasser - Obwohl die Versickerung durch die Maßnahmenkombinationen zunimmt, wird nur ein Teil grundwasserwirksam. Dadurch wird der Grundwasserstand auf Jahresbasis laut einfachen Modellan-

sätzen nur geringfügig um wenige mm beeinflusst, was im Falle des Gebietes mit ohnehin geringen Flurabständen als positiv bewertet wird.

Biodiversität - Weiter führen die Maßnahmen zu einer deutlich erhöhten Vernetzung von Grünflächen (reduzierter Abstand um 76-92%) sowie 8-10 neuen Habitattypen, zwei wichtigen Faktoren der urbanen Biodiversität. Da einzelne Maßnahmen sehr unterschiedliche Artenzahlen (z.B. zwischen 8 und 70 beobachtete Pflanzenarten auf extensiven Gründächern) aufweisen können, hängt die tatsächliche Auswirkung dieses zusätzlichen Potenzials auf die Biodiversität stark von der Umsetzung ab (Riechel et al. 2014).

Tabelle 1: Maßnahmen-Effekt-Matrix am Beispiel der Indikatoren für den Effekt „Oberflächengewässer“. Werte sind Mediane, in Klammer die Anzahl berücksichtigter Studien (typischerweise 1-jährige Untersuchungen).

Maßnahmenkategorie	Einzelmaßnahmen	Reduktion der Abflussspitze (1-jährlich)	Jährlicher AFS-Rückhalt	Jährlicher TP-Rückhalt
		%	kg ha ⁻¹ yr ⁻¹	kg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Gebäudebegrünung	Extensive Dachbegrünung	81 (n = 2)	76 (n = 4)	-0.8 (n = 5)
	Intensive Dachbegrünung	abgeleitet (n = 0)	abgeleitet (n = 0)	0.6 (n = 2)
	Fassadenbegrünung (erdgebunden)	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet
	Fassadenbegrünung (systemgebunden)	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet
Regenwassernutzung	Regenwassernutzung für Bewässerung	? (n = 0)	85 (n = 12)	1.4 (n = 12)
	Regenwassernutzung für Betriebswasser			
	Regenwassernutzung für Gebäudekühlung			
	Regenwassernutzung für Kanalspülung			
Entsiegelung	teilversiegelte Oberflächenbefestigungen	abgeleitet (n = 0)	244 (n = 22)	1.7 (n = 25)
Versickerung	Mulden	100 (n = 7)	752 (n = 8)	3.5 (n = 6)
	Flächenversickerung			
	Rigolen			
	Rohrrigolen			
	Sickerschächte			
	Mulde-Rigolen-System	abgeleitet (n = 0)	578 (n = 2)	2.3 (n = 1)
	Mulden-Rigolen-Tiefbeet	100 (n = 1)	790 (n = 1)	3.9 (n = 1)
Künstliche Wasserflächen	Baumrigolen	nicht bewertet	900 (n = 1)	nicht bewertet
	Teiche	100 (n = 1)	802 (n = 1)	4.0 (n = 1)
	wasserführende Gräben	0 (n = 0)	0 (n = 0)	0.0 (n = 0)
Reinigung	Reinigung am Straßenabfluss	0 (n = 13)	467 (n = 27)	1.5 (n = 1)
	Regenklärbecken	0 (n = 4)	333 (n = 23)	1.4 (n = 6)
	Schrägläreranlagen		548 (n = 4)	2.0 (n = 3)
	Retentionsbodenfilter mit Absetzbecken	98 (n = 1)	608 (n = 15)	3.1 (n = 6)
	Sonderform der Reinigung	0 (n = 2)	315 (n = 1)	2.7 (n = 1)
Stauraum (im Kanal)	Regenüberlaufbecken (Mischsystem)	vom Ausgangszustand abhängig (n = 0)	nicht bewertet	nicht bewertet
	Stauraumkanal (Mischsystem)			
	Stauraumaktivierung (Mischsystem)			
	Regenrückhaltebecken	98 (n = 3)	abgeleitet (n = 0)	abgeleitet (n = 0)

3.2 Effekte auf Bewohner

Freiraumqualität - Mittels eines Ansatzes aus der Landschaftsbewertung wurden Aspekte wie Ästhetik, Zugänglichkeit und Nutzbarkeit für das Stadtquartier bewertet (Matzinger et al. 2016). Für ausgewählte Standorte mit mangelhafter Freiraumbewertung wurden vorgeschlagene Maßnahmenkombinationen grafisch simuliert und erneut bewertet. Es zeigt sich, dass die geplanten Maßnahmen ein hohes Potenzial für eine Aufwertung der Freiraumqualität bieten. Ähnlich zur Biodiversität hängt die Freiraumqualität stark von der Umsetzung ab, die durch die zukünftigen Nutzer mitgestaltet werden muss.

Nutzen auf Gebäudeebene - Vorteile für Bewohner ergeben sich durch Wassereinsparung (Betriebswassernutzung), durch Kühlung der Gebäude und durch eine Reduktion der Regenwassergebühr. Während letzteres in allen Maßnahmenkombinationen in hohem Maß erreicht wird (26 - 64% Einsparung auf Gebäudeebene), ist die Maßnahme „Regenwassernutzung für Betriebswasser“ nur bei einzelnen öffentlichen Gebäuden vorgeschlagen worden. Gebäudekühlung wird vor allem in einer Maßnahmenkombination erreicht, die in hohem Maße Fassadenbegrünung eingeplant hat.

Stadtklima - Alle drei Maßnahmenkombinationen haben durch gezielte Platzierung von kühlenden Maßnahmen - insbesondere Baumrigolen (Beschattung, Verdunstung), Fassadenbegrünung (Verdunstung) und Teiche (Verdunstung, direkte Temperaturveränderung an Grenzfläche) - eine deutliche Verbesserung erzielt. Hitzestress am Tag (UCTI > 32 °C) konnte an exponierten Standorten (v.a. durch Beschattung) um bis zu 700 h/a reduziert werden, aber auch eine Begrünung von Innenhöfen und Teiche in Grünflä-

chen konnten eine Reduktion > 100 h/a erreichen. In der Nacht zeigt dagegen vor allem die Fassadenbegrünung einen stark positiven Effekt für abgeschlossene Hinterhöfe (Reduktion um bis zu 4 Tropennächte), während Teiche sogar Wärme abgeben können und dadurch zu einer Verschlechterung des nächtlichen Stadtklimas führen.

3.3 Kosten und Ressourcenverbrauch

Kosten – Die theoretische Implementierung aller vorgeschlagenen Maßnahmenkombinationen verursacht Investitionskosten im zweistelligen Millionen-Euro-Bereich und Betriebskosten von mehreren Millionen Euro pro Jahr. Letztere liegen für alle Maßnahmenkombinationen über den erwarteten eingesparten Regenwassergebühren. Die teilweise erheblichen Kosten werden wesentlich durch die Maßnahme Fassadenbegrünung bestimmt, welche großflächig eingeplant wurde. Unter realen Bedingungen (mit Kostengrenze) würden wirksame, aber teure Maßnahmen wie die Fassadenbegrünung nur punktuell eingesetzt.

Ressourcenverbrauch - Der Ressourcenverbrauch wurde über eine Ökobilanz als Verbrauch fossiler Energie und den CO₂-Fußabdruck der Maßnahmen ausgedrückt. Dabei wurde berücksichtigt, dass die verringerte Wassermenge auch zu Einsparungen (insbesondere beim Pumpenbetrieb) innerhalb des Abwassersystems führt. Insgesamt führen die Maßnahmenkombinationen zu einem Jahres-Fußabdruck von 4-9 Einwohnern, was ca. 20.000 Einwohnern des Stadtquartiers gegenübersteht.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

- Die Ergebnisse zeigen zunächst das große Potenzial von kombinierten Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung für eine Verbesserung der Umwelt und des Lebens in der Stadt auf.
- Die Methode hat in allen drei Testläufen deutliche Verbesserungen in den priorisierten Effekten Oberflächengewässer, Freiraumqualität, Stadtklima und (teilweise) auf Gebäudeebene bewirkt, ohne Verschlechterung des ebenfalls prioritären Grundwassers. Methodisch haben insbesondere die Auswahl geeigneter (und machbarer) Maßnahmen und die gezielte Platzierung in Problemräumen gut funktioniert. Allerdings sind die resultierenden Investitions- und Betriebskosten erheblich.
- Dies liegt vor allem daran, dass bei dem Planspiel keine Kostenobergrenze vorgegeben war. Auch in anderen Effekten sind konkrete Zielvorgaben, etwa durch Einleitbeschränkungen, möglich. Entsprechend ist es wichtig die KURAS-Methode in Abb. 1 durch geeignete Iterationen so zu erweitern, dass alle resultierenden Varianten vorgegebene Ziele erfüllen.
- In einer Diskussion mit Experten und Stakeholdern wurde für die weitere praktische Umsetzung das Setzen übergeordneter Ziele durch die Politik und die Integration der Methode in städtischen Planungsprozesse als große Herausforderungen identifiziert.
- im Rahmen von KURAS werden die Ergebnisse als Leitfaden zur „KURAS-Methode“, sowie als Maßnahmensteckbriefe und als Datenbank zur Verfügung gestellt.

REFERENZEN

- Günther, R. (2014) The role of soil water content for microclimatic effects of green roofs and urban trees – a case study from Berlin, Germany. Journal of Heat Island Institute International 9-2: 19-25.
- Matzinger, A., et al. (2016) Quantification of multiple benefits and cost of stormwater management. Novatech 2016. pp. 4.
- Matzinger, A., et al. (2014) Quantifying the effects of urban stormwater management - Towards a novel approach for integrated planning. ICUD 2014, Kuching, Borneo, Malaysia. pp. 8.
- Riechel, M. et al. (2014) Bewertung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung am Beispiel von Umwelteffekten. Aqua Urbanica 2014. pp. 3.
- Riechel, M. et al. (2015) A Holistic Assessment Approach to Quantify the Effects of Adaptation Measures on CSO and Flooding. 10th International Urban Drainage Modelling Conference. pp. 4.

Danksagung

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

Transformation der ländlichen Abwasserinfrastruktur unter Einfluss des demografischen Wandels

T. C. Dilly^{1,*}, J. Wölle¹, T. G. Schmitt¹, M. Holzhauser²

¹Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Fachbereich Bauingenieurwesen, Paul-Ehrlich-Straße 14, 67663 Kaiserslautern

²Technische Universität Kaiserslautern, Arbeitsgruppe Optimierung, Fachbereich Mathematik, Paul-Ehrlich-Straße 14, 67663 Kaiserslautern

*Email des korrespondierenden Autors: timo.dilly@bauing.uni-kl.de

Kurzfassung Im Projekt SinOptikom wird die Transformation kommunaler Infrastrukturen in zwei vom demografischen Wandel betroffenen Modellkommunen des ländlichen Raums betrachtet. Dies geschieht mithilfe eines eigens dafür entwickelten softwaregestützten Optimierungs- und Entscheidungssystems, bestehend aus einem Pre-Processing-Tool, einem mathematischen Optimierungsmodell und einem Auswertungs- und Visualisierungstool. Der Anwender kann unterschiedliche Zukunftsszenarien mit individueller Gewichtung einer Zielfunktion berechnen und analysieren. Das Spektrum der Ungewissheiten bei den unterschiedlichen Entwicklungsszenarien ist sehr groß und die Bewertungskriterien haben einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse der Optimierungslösung. Mögliche Transformationspfade sind die Erneuerung des bestehenden Systems mit lokalen Anpassungen oder ein schrittweiser, dynamisch vollzogener Systemwechsel.

Schlagwörter: Transformationsstrategien, demografischer Wandel, kommunale Abwasserinfrastruktur, ländlicher Raum, Optimierung, Visualisierung

1 EINLEITUNG

Die bestehende Abwasserinfrastruktur in ländlichen Regionen ist zunehmend durch den demografischen und wirtschaftsstrukturellen Wandel in ihrer Funktionalität und ihrem wirtschaftlichen Betrieb beeinträchtigt. Daher kann ein langfristig angelegter, dynamisch vollzogener Systemwechsel erforderlich sein, bei dem die bestehenden zentralen Infrastruktursysteme durch neuartige dezentrale Konzepte der Abwasserreinigung und dezentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung ersetzt oder ergänzt werden. Eine Herausforderung besteht dabei darin, die konkrete zeitliche Abfolge der Umsetzung dieses Systemwechsels zu planen und deren Auswirkungen zu bewerten (Kaufmann 2012).

In dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme INIS geförderten Projekt „SinOptiKom - Sektorübergreifende Prozessoptimierung in der Transformation kommunaler Infrastrukturen im ländlichen Raum“ werden Transformationsstrategien in Abhängigkeit von wesentlichen Treibern, wie z.B. der siedlungsstrukturellen und demografischen Entwicklung, unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bewertungskriterien entwickelt. Der Fokus bezüglich einer stärkeren Dezentralisierung liegt dabei auf dem Abwassersystem. Für die Trinkwasserversorgung der ländlichen Gemeinden wird eine weitgehende Beibehaltung der zentralen Versorgungsnetze unterstellt.

Im Projekt werden zwei Modellkommunen betrachtet und Optimierungsrechnungen über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren mit unterschiedlichen Gewichtungen von Bewertungskriterien durchgeführt. Dadurch können unterschiedliche Transformationsszenarien der Abwasserinfrastruktur im ländlichen Raum unter Einfluss des demografischen Wandels und deren Einfluss auf die Regenwasserbewirtschaftung dargestellt und bewertet werden.

2 MATERIAL UND METHODEN

Im Projekt werden die vom demografischen Wandel betroffenen Verbandsgemeinden Enkenbach-Alsenborn und Rockenhausen (West- bzw. Nordpfalz, Rheinland-Pfalz) betrachtet. Die untersuchten Gemeinden im Einzugsgebiet der Gruppenkläranlagen Enkenbach-Alsenborn entwässern überwiegend im Mischsystem. In der Verbandsgemeinde Rockenhausen wird die Betrachtung der Abwasserinfrastruktur-

transformation beispielhaft für die gemeinsam an eine Pflanzenkläranlage angeschlossen Gemeinden Gerbach und St. Alban durchgeführt.

Die einzelnen Komponenten des softwaregestützten Optimierungs- und Entscheidungssystems zur systematischen Analyse und multikriteriellen Bewertung möglicher Zukunftsszenarien und Handlungsoptionen sind ein Pre-Processing-Tool, ein mathematisches Optimierungsmodell und ein Auswertungs- und Visualisierungstool (Baron et al. 2015). Dem Anwender des entwickelten Systems ist es damit möglich, selbstständig spezifische Entwicklungsszenarien aufzustellen, für die Optimierung eine individuelle Gewichtung aus einer Auswahl von Bewertungskriterien vorzunehmen und die Ergebnisse der Optimierungsrechnung in einem Visualisierungstool mit integriertem Geoinformationssystem zu analysieren.

2.1 Pre-Processing-Tool

Das Pre-Processing-Tool ermöglicht die Zusammenstellung unterschiedlicher Entwicklungsszenarien in einem Szenario-Manager. Dabei können die wesentlichen Treiber für einen Wandel mit unterschiedlichen Gewichtungen kombiniert werden. Als Treiber wurden für ländliche Räume die ingenieurtechnischen und planerischen Faktoren Wasserbedarf, Energiebedarf, Wasser- und Energiepreise, Kosten, rechtlicher Rahmen, Klimawandel sowie die Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung identifiziert (Worreschk et al. 2015). Der Szenario-Manager greift auf eine Wissensdatenbank zurück, in der die Bestandssituation der ausgewählten Modellkommunen, vorgefertigte Entwicklungsszenarien bezüglich der Treiber und ein Maßnahmenkatalog hinterlegt sind. Dabei wird zur Datenhaltung und -aufbereitung ein Datenbankserver basierend auf dem freien, objektrelationalen Datenbankmanagementsystem PostgreSQL verwendet. Infrastruktur-, Geo- und Liegenschaftsdaten können durch die Erweiterungen PostGIS und PostNAS verarbeitet werden.

Die Bestandssituation ist hauptsächlich durch Kanalnetz- und Flächendaten sowie Aussagen zur Siedlungs- und Bevölkerungsstruktur charakterisiert. Dabei werden Datensätze aus unterschiedlichen Datenquellen und in verschiedenen Datenformaten (z.B. WVY, ISYBAU, NAS, aber auch .xls/.xlsx, .xml, .txt, .pdf usw.) mit Methoden der Informationsintegration zusammengefasst und z.B. über ihre Lage und Attributzuordnungen (z.B. Straßenschlüssel) verknüpft. Für die Optimierung müssen die z.T. komplexen Kanalnetzstrukturen vereinfacht werden, z.B. indem Haltungen mit gleichen Eigenschaften (Gefälle, Rohrdurchmesser, Entwässerungsart) zu Kanaleinheiten zusammengefasst werden.

Des Weiteren sind unterschiedliche Szenarien der Siedlungs- und Bevölkerungsentwicklungen, unterschiedliche Wasserbedarfsprognosen, Strom- und Technologiepreisentwicklungen, Bemessungsreihen und Rahmenbedingungen in der Datenbank hinterlegt und können vom Anwender frei kombiniert werden. Wesentlich bei der Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung im ländlichen Raum ist der Einfluss des demografischen Wandels, der zu einem Bevölkerungsrückgang führt. Eine Analyse der Siedlungs- und Milieustruktur auf Ebene einzelner Straßen und Gebäude (Mikroebene) ermöglicht die Aufteilung der betrachteten Siedlungskörper in kleinräumige *Siedlungseinheiten*, für die anhand von drei Szenarien unterschiedliche Zukunftsentwicklungen prognostiziert werden (Baron et al. 2016).

Im *Basisszenario* werden keine strukturellen Eingriffe in den Siedlungskörper vorgenommen und es werden Bevölkerungsvorausberechnungen mit Standardannahmen, regionale Migrationsbewegungen sowie die bundesdeutsche Sterbetafel und Geburtenziffern zugrunde gelegt. In einem Szenario *Entdichtung und Zersiedlung* wird ein starker Bevölkerungsrückgang in Dorfkernen und eine geringe Bauaktivität in den Randlagen angesetzt. Demgegenüber werden in einem *Dorfkernsanierungsszenario* über eine Aufwertung der Siedlungskörperkernbereiche eine zusätzliche Migrationsbewegung und Neubauaktivitäten fokussiert (Schmitt et al. 2016). Unter der Berücksichtigung zukünftiger Entwicklungen kann ein gleichbleibender, schwach oder stark abnehmender sowie ein benutzerdefinierter Wasserbedarf ausgewählt werden. Für die Kosten der einzelnen Maßnahmen sind Basiswerte bestimmt und zukünftige Investitions-, Reinvestitions- und Betriebskosten werden im Modell mit einer realen Preisänderungsrate belegt. Die reale Preisänderung und der Realzinssatz können vom Nutzer gewählt werden. Außerdem ist es möglich die zukünftigen Investitionskosten für neue, innovative Technologien abzumindern. Unter der Annahme, dass neue Technologien durch eine weitere Verbreitung und Nutzung eine erhebliche Preisreduzierung erfahren, sind Preisanpassungskurven für die entsprechenden Technikkomponenten in der Datenbank hinterlegt. Der Stromverbrauch einzelner Maßnahmen wird über

die Betriebskosten abgebildet und Strompreisänderungen werden bei der Energieerzeugung durch Biogas berücksichtigt.

2.2 Maßnahmenkatalog als Modellinput

Der Maßnahmenkatalog zur Festlegung der Handlungsoptionen umfasst die in Tabelle 1 dargestellten Bereiche Siedlungsentwässerung, Regenwasserbewirtschaftung, Abwasserbehandlung, Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung. Jeder Maßnahme sind Eigenschaften zur Bewertung der Kriterien Kosten, Flexibilität, Wasserhaushalt, Emissionen, Wasserrecycling, Energieeffizienz und Akzeptanz zugeordnet. Die Bewertungskriterien lassen sich über Schieberegler unabhängig voneinander gewichten. So kann der Nutzer für jede Optimierung eine Zielfunktion mit individuellen Prioritäten festlegen. Im Kapitel 2.3 wird näher auf die Zusammensetzung und die Bedeutung der Bewertungskriterien eingegangen.

Tabelle 1: Maßnahmenkatalog im Projekt SinOptiKom

Siedlungsentwässerung	Regenwasserbewirtschaftung	Abwasserbehandlung	Stoffstromtrennung und Ressourcenrückgewinnung
• Mischwassersysteme • Trennsysteme: Freispiegelkanäle Schmutzwasser, Grauwasser und Regenwasser • Vakuum- und Drucksysteme • Regenwasserableitung in oberirdischen Rinnen • sonstige Maßnahmen (Hochdruckspülverfahren, Kanalsanierung, Kanalstilllegung)	• Dachbegrünung • Flächenentsiegelung • Muldenversickerung • Regenwassernutzung im Haus • Regenwassernutzung zur Gartenbewässerung	• Kleinkläranlagen (SBR-Verfahren) • Kleinkläranlagen (MBR-Verfahren) • Kleinkläranlagen (Pflanzenkläranlage) • Technische Kläranlage • Zentrale Pflanzenkläranlage • Stilllegung der zentralen Kläranlage	• 2-Stoffstromtrennung im Haus: Schwarz- und Grauwasser-trennung (Spültoilette) • Grauwasserrecycling im Haus • Öffentliche Grauwasserbehandlung • Nährstoffrückgewinnung • Co-Vergärung von Schwarzwasser • Biogasanlage (Energiegewinnung aus Schwarzwasser)

2.3 Mathematisches Optimierungsmodell

Die im Fokus stehenden Transformationsstrategien werden auf Basis eines mathematischen Optimierungsmodells erzeugt, welches über einen gewählten Betrachtungszeitraum (z.B. 50 Jahre) optimale strategische Entscheidungen zur Weiterentwicklung der Infrastruktursysteme berechnet. Dabei wird eine Vielzahl von Bedingungen berücksichtigt, welche die Kombinierbarkeit der einzelnen Maßnahmen und Systeme festlegen. Außerdem werden obere und untere Funktionsgrenzen definiert, die eine Anpassung des Systems erzwingen.

Die Besonderheit des gewählten Ansatzes besteht darin, dass eine Optimallösung nicht explizit hergeleitet, sondern implizit durch Variablen, Nebenbedingungen und Zielfunktionen „generiert“ wird. Dabei wurde eine Einschränkung auf lineare Nebenbedingungen und Zielfunktionen vorgenommen, um eine effiziente Lösbarkeit der mathematischen Optimierungsaufgabe sicherzustellen. Da sich allgemeine Funktionen durch stückweise lineare Funktionen beliebig gut approximieren lassen, stellt dies keine Einschränkung dar.

Eine weitere Besonderheit des Modells ist die simultane Berücksichtigung von acht Bewertungskriterien. Alle im Siedlungskörper umgesetzten Maßnahmen beeinflussen den Grad der Zielerreichung auf Grundlage ihrer hinterlegten Eigenschaften, sodass bei dem vorhandenen multikriteriellen Optimierungsproblem eine einheitliche Skalierung der Bewertungskriterien notwendig wird. Dadurch werden die einzelnen Kriterien miteinander vergleichbar und es kann eine optimierte Kompromisslösung erzeugt werden. Im Folgenden wird auf die Hintergründe der einzelnen Bewertungskriterien eingegangen.

Die in der Datenbank hinterlegten Kosten sind entweder dem privaten (d.h. einzelnen Anwohnern) oder dem öffentlichen (d.h. der gesamten Kommune) Bereich zugeordnet. Beim Neubau von Kanälen werden die Kosten in Abhängigkeit vom verbauten Material, dem Kanaldurchmesser, der Verlegetiefe und der Kanallänge bestimmt. Bei Anpassungsmaßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung, Abwasserbehandlung oder Ressourcenrückgewinnung errechnen sich die Kosten über die Bezugsgrößen Einwohnerzahlen, Anzahl der Wohneinheiten oder den entsprechenden Flächenangaben.

Der Flexibilitätswert einer Maßnahme errechnet sich aus der Nutzungsdauer, der Anpassungsfähigkeit an Veränderungen (z.B. Bevölkerung) und der Robustheit gegenüber Veränderungen (z.B. Belastungsschwankungen). Das Kriterium Wasserhaushalt bewertet naturnahe Abfluss-, Verdunstungs- und Versickerungsraten positiv. Einen großen Einfluss auf den Wasserhaushalt haben die Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen Muldenversickerung, Flächenentsiegelung, Dachbegrünung und Regenwassernutzung. Zusätzlich wird eine Verdunstung bei offenen Rinnen berücksichtigt.

Bei dem Bewertungskriterium Emission erfolgt eine Bilanzierung der Gewässerbelastungen anhand des Summenparameters Chemischer Sauerstoffbedarf und der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Bei einem Transformationsergebnis, welches zu einem Wegfall des Schmutzwasserabflusses im Zulauf von Sonderbauwerken führt, kann das Regenwasser über die ehemaligen Mischwasserüberläufe ins Gewässer eingeleitet werden. Beim Wasserrecycling fließen die Maßnahmen Regenwassernutzung und das Grauwasserrecycling mit in die Bewertung ein.

Beim Bewertungskriterium Nährstoffrecycling wird der Parameter Phosphor in den Mittelpunkt gestellt. Phosphor gilt es durch technische Verfahren zurückzugewinnen und für die Düngemittelproduktion verwertbar zu machen. Es wird davon ausgegangen, dass technische Anlagen für Nährstoffrecycling nur bei großen Anschlussbelastungen wirtschaftlich umsetzbar sind. Bei dem Kriterium Energieeffizienz wird das Potenzial der Biogaserzeugung anhand der CSB-Fracht bilanziert.

Der Akzeptanzwert einer Maßnahme wird durch die Kriterien Bedienungskomfort, Betriebsaufwand, Geruch, Lärm, Anpassungsaufwand, Platzbedarf im privaten Bereich, Ungezieferbelastung und die Wohnumfeldverbesserung definiert.

Das Ergebnis der Optimierung wird aufgearbeitet, in Post-Processing-Schritten vervollständigt, im JSON-Format gespeichert und an das Visualisierungstool weitergegeben.

2.4 Visualisierungstool

Die Ergebnisse der bisherigen Optimierung können mithilfe der Kartendarstellung des integrierten Geoinformationssystems (basierend auf NASA World Wind) analysiert werden. Dabei werden die unterschiedlichen Haltungsarten, deren Material, Alter und Füllstände für jeden Zeitschritt der Optimierungsrechnung dargestellt. In dieser Darstellung werden die Freispielkanäle Mischwasser, Schmutzwasser, Grauwasser und Regenwasser sowie Regenrinnen und die Druckabflusssysteme Schmutzwasser, Mischwasser und Schwarzwasser unterschieden. Jede Haltung hat Informationen zum Bau- und Sanierungsjahr, der Haltungslänge, dem Durchmesser, der Schubspannung, den Füllständen, den Stoffströmen und den enthaltenen Fremd-, Grau-, Schmutz- und Regenwasserabflüssen hinterlegt. Mithilfe eines Schiebereglers ist es möglich die einzelnen Zeitschritte der Optimierung anzusteuern und die Transformation direkt zu beobachten. Außerdem sind im digitalen Geländemodell die *Siedlungseinheiten*, spezifische Maßnahmen und eine Vielzahl von Zusatzinformationen (z.B. Knotenpunkte, Flurstücksgrenzen, Wohngebäude) direkt erkennbar. Eine Ökonomieansicht ermöglicht eine detaillierte chronologische Ansicht über die Maßnahmenumsetzung, deren Kosten und Lebensdauern sowie eine Gebührenausswertung und die monetäre Pro-Kopf-Belastung. In der Ökologieansicht ist für jede Siedlungseinheit die prozentuale Bevölkerungsentwicklung, die Wohneinheitenentwicklung, die CSB-, N- und P- Emissionswerte sowie eine chronologische Übersicht der umgesetzten Maßnahmen aufgeführt. Außerdem werden alle Informationen zur Gruppenkläranlage gebündelt dargestellt.

3 ERGEBNISSE

Eine Auswertung der bisherigen Optimierungsergebnisse zeigt, dass sich die Ausprägungen der drei aufgestellten Szenarien der Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung nur gering auf die Transformationslösungen auswirken. Einen weitaus größeren Einfluss haben die Auswahl und die Gewichtung der Bewertungskriterien. Bei einer alleinigen Berücksichtigung des Bewertungskriteriums Kosten ist ein Beharrungsvermögen der bestehenden Abwasserinfrastrukturen bei gleichzeitiger Umsetzung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen erkennbar. Dennoch lässt sich feststellen, dass in einzelnen *Siedlungseinheiten* eine Transformation von einer zentralen hin zur dezentralen Abwasserbehandlung vollzogen wird. Diese *Siedlungseinheiten* sind in den aufgestellten Szenarien besonders stark vom Bevölkerungsrückgang betroffen und befinden sich in Randgebieten der Siedlungskörper.

Bei einer hohen Gewichtung der Kosten und einer gleichzeitigen erhöhten Gewichtung der übrigen Bewertungskriterien werden vermehrt schrittweise, dynamisch vollzogene Systemwechsel als Lösung erzeugt. Eine solche Lösung erhält man beispielsweise bei der Optimierung einer einzelnen Gemeinde mit einer starken Gewichtung der Kosten und einer moderaten Gewichtung der Kriterien Wasserrecycling und Energieeffizienz. Dabei sind das Bestandsszenario, ein gleichbleibender Wasserbedarf, gleichbleibende Stromkosten, ein Bemessungsregen anhand von Kostra-Daten und eine zukünftige Kostenreduktion für die Umsetzung neuartiger Systemlösungen angesetzt. Bei der optimierten Lösung werden unmittelbar Muldenversickerungen umgesetzt und Rohrsanierungen sowie der Neubau von Kanälen durchgeführt. In den Jahren 2020 und 2045 wird jeweils eine einzelne Siedlungseinheit am Rande des Siedlungskörpers vom Schmutzwasserkanal abgetrennt und mit dezentralen Abwasserbehandlungssystemen ausgestattet. Ab dem Jahr 2050 wird ausgehend von der Kläranlage eine Transformation der restlichen *Siedlungseinheiten* durchgeführt, die im Jahr 2055 abgeschlossen wird. Dabei wird in diesen *Siedlungseinheiten* eine 2-Stoffstromtrennung etabliert. Das Grauwasser wird dezentral behandelt, das Schwarzwasser wird im Drucksystem zur Co-Vergärung auf der Gruppenkläranlage abtransportiert, das Regenwasser wird vermehrt in offenen Rinnen abgeleitet und an den ehemaligen Mischwasserüberläufen wird es in die vorhandenen Gewässer eingeleitet.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Zur Lösung der komplexen Fragestellung mit einer Vielzahl von Variablen und Eingangsgrößen ist die mathematische Optimierung als Tool zur strategischen schrittweisen Erneuerung oder Transformation der Abwasserinfrastruktur geeignet. Dabei ist die Einteilung der Siedlungsstruktur in Siedlungseinheiten und eine Szenarienerstellung auf Mikroebene maßgebend für die Abfolge der Erneuerung, Anpassung oder Transformation, wobei die Ungewissheiten über das Spektrum der unterschiedlichen Entwicklungsszenarien sehr groß sind. Mit Hilfe der multikriteriellen Bewertung kann die Gesamtheit der Präferenzen abgebildet werden und durch die freie Kombinierbarkeit der Bewertungskriterien lässt sich eine repräsentative Auswahl an Lösungen erzeugen. Die Ergebnisse können von Planern, Ingenieuren und politischen Entscheidungsträgern in aktuelle Überlegungen bei Abwasserinfrastrukturprojekten im ländlichen Raum mit einfließen und als Entscheidungshilfe für langfristige, strategische Ausrichtungen bei der Infrastrukturentwicklung dienen. Der Bevölkerungsrückgang im ländlichen Raum erfordert eine aktive Gestaltung der Ortsentwicklung.

5 REFERENZEN

- Baron S., Holzhauser M., Schöffel S., Schwank J., Wölle J., Kaufmann Alves I., Schmitt T.G. (2015): Modelling Optimized Transformation Strategies of Urban Drainage Systems. Proceedings of the 10th International Conference on Urban Drainage Modelling, September, 2015, 20-23, Mont-Sainte-Anne, Québec, Canada
- Baron, S.; Hoek, J.; Kaufmann Alves, I.; Herz, S. (2016): Comprehensive scenario management of sustainable spatial planning and urban water services. IWA Publishing, Water Science & Technology, 73.5, 2016, 1141-1051
- Kaufmann Alves, I. (2012): Strategieentwicklung zur Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung. Dissertation. Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. Kaiserslautern
- Schmitt, T. G.; Dilly, T. C.; Wölle, J.; Hoek, J. (2016): Entwicklungsszenarien für Transformationsräume in ländlichen Siedlungen. Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Lehrstuhl Stadtplanung. INIS Abschlusskonferenz. 20./21.04.2016. Berlin
- Worreschk, S.; Hoek, J.; Kaufmann Alves, I.; Herz, S.; Bellefontaine, R. (2015): Szenarien-Management für die Transformation von Wasserinfrastrukturen unter Berücksichtigung der Siedlungsentwicklung. DVGW energie | wasser-praxis 4/2015, 25-27

Von grauer zu grüner Wasserinfrastruktur am Fallbeispiel Kiruna

J. Zischg^{1,*}, M. L. R. Goncalves¹, G. Leonhardt², M. Kleidorfer¹, W. Rauch¹, R. Sitzenfrei¹

¹Arbeitsbereich für Umwelttechnik, Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck, Technikerstrasse 13, 6020 Innsbruck, Österreich

²Urban Water Engineering, Department of Civil, Environmental and Natural Resources Engineering, Luleå University of Technology, 97187 Luleå, Sweden

*Email des korrespondierenden Autors: jonatan.zischg@uibk.ac.at

Kurzfassung In dieser Arbeit wird ein möglicher Übergang von grauer (traditioneller) zu grüner Infrastruktur anhand der Stadt Kiruna (Schweden) untersucht, in der in den nächsten Jahrzehnten eine große Stadtumwandlung bevorsteht und die Implementierung von dezentralen (grünen) Entwässerungsanlagen angestrebt wird. Dabei wird die hydraulische Leistungsfähigkeit des städtischen Entwässerungssystems über die Zeit anhand von drei unterschiedlichen Implementierungsmaßstäben grüner Infrastruktur, sowie unter Berücksichtigung von zukünftigen Unsicherheiten (zufolge Klimawandel und Urbanisierung) untersucht. Im Zuge der Umwandlung werden die Systeme mit den verfolgten Strategien über die Zeit bewertet und ermöglichen dem Planer einen Vergleich der Systemvarianten und die Identifizierung von kritischen Zuständen. Zudem soll eine robuste Systemvariante ermittelt werden, welche unter einer großen Bandbreite möglicher zukünftiger Entwicklungen seine Funktionsfähigkeit beibehält. Der entwickelte generische Ansatz stellt eine Methodik zur Beurteilung jeglicher Stadttransformationsprozesse und deren Auswirkungen auf die Wasserinfrastruktur dar (bspw. Stadtwachstum, Absiedlung, Umsiedlung, etc.).

Schlagwörter: Stadtumwandlung, Entwässerung, Leistungsfähigkeit, LID, SWMM

1 EINLEITUNG

Neue Bestrebungen in der Siedlungswasserwirtschaft zielen darauf ab, leitungsgebundene (graue) Wasserinfrastruktur und die damit verbundene rasche Ableitung von Niederschlagswasser zu vermeiden. Neben einer Annäherung an den natürlichen Wasserkreislauf besteht die Erwartung, dass „grüne“ Konzepte flexibler und robuster hinsichtlich zukünftiger Veränderungen wie Klimawandel oder Urbanisierung sind (Kuzniecowa Bacchin *et al.* 2014; Cunha *et al.* 2016). Aus technischer Hinsicht soll dabei der Spitzenabfluss und das Abflussvolumen im Kanalsystem, sowie die Belastung der Vorfluter verringert werden. Des Weiteren spielen auch sozio-ökonomische Faktoren, wie naturnahe und attraktive Lebensraumgestaltung in Siedlungsgebieten, positive Auswirkungen auf das Mikroklima und die nachhaltige Bewirtschaftung der Wasserressourcen, eine wichtige Rolle.

Die Umsetzung solcher „grüner“ Strategien kann zum Beispiel durch die Bereitstellung von zusätzlichen Grünflächen, Gründächern, Infiltrationsanlagen oder Retentionsanlagen usw. erfolgen, welche auch unter den Begriffen „Best Management Practices“ (BMP), „Sustainable Urban Drainage Systems“ (SUDS) oder „Low Impact Development“ (LID) bekannt sind (Fletcher *et al.* 2015). Im Folgenden wird der Begriff LID in diesem Zusammenhang verwendet. Um den wachsenden Anforderungen von Klimawandel und Urbanisierung gerecht zu werden, und vor allem die Unsicherheiten in der Prognose der Auswirkungen zu berücksichtigen, müssen verschiedene Szenarien mit unterschiedlichen Randbedingungen untersucht werden. Somit können potenzielle Schwachstellen im System aufgezeigt werden und Aussagen über die Robustheit der gewählten Strategie getroffen werden. Des Weiteren bildet es den Anknüpfungspunkt für mögliche Adaptierungskonzepte.

2 MATERIAL UND METHODEN

In Abb. 1 ist die Vorgehensweise dieser Arbeit graphisch dargestellt und wird in den nachfolgenden Abschnitten genauer beschrieben.

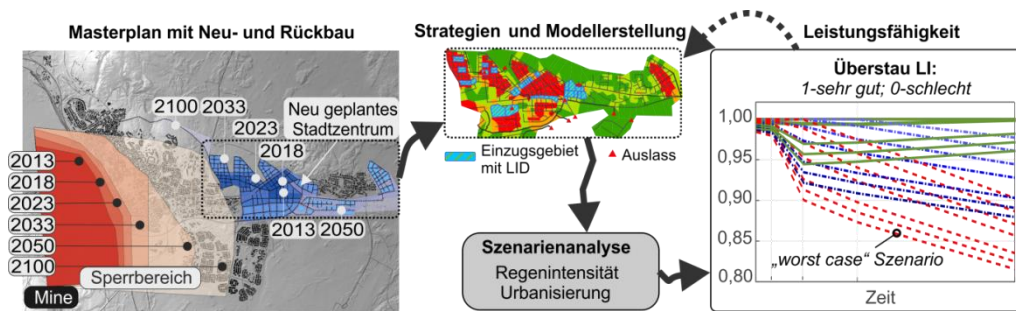


Abb. 1: Masterplan mit Stadtumwandlung der Fallstudie Kiruna (links); Erstellung der verschiedenen Planungsvarianten und Szenarienanalyse (Mitte); Analyse der Leistungsfähigkeit (rechts)

2.1 Fallstudie und Masterplan

Als Fallstudie wird die schwedische Stadt Kiruna mit etwa 20.000 Einwohnern verwendet. Die Stadt muss aufgrund sich ausdehnender Bergbauarbeiten in einer Eisenerzmine im Untergrund schrittweise umgesiedelt werden. Aus diesem Grund wird ein neues Stadtzentrum etwa 4km weiter östlich gebaut (siehe neues Stadtzentrum Abb. 1 links), während Teile der derzeitigen Stadt wegen erhöhtem Risiko von Rissen und Setzungen verlassen werden müssen (siehe Sperrbereich Abb. 1 links). Diese Umsiedlung betrifft auch die gesamte Wasserinfrastruktur, wobei Teile der derzeitigen Systeme rück- und andere Teile neu gebaut werden. Ebenso ist die Wasserversorgungsanlage entsprechend umzugestalten (Zischg *et al.* 2015). Durch den Neubau eines Stadtteils wird versucht die Stadt möglichst naturnah und attraktiv zu gestalten, wobei vor allem dezentrale Anlagen der Niederschlagswasserbehandlung und die Bereitstellung von zusätzlichen Grünflächen im Einzugsgebiet von 320 Hektar (neuer Stadtteil) angestrebt werden. Eine weitere Vorgabe ist die Beschränkung des Abflusses in den Fluss auf $15l/(s \cdot ha)$. Gleichzeitig soll die zukünftige Stadt aus architektonischer Sicht verdichtet werden. In Kiruna sind die Abwasserkanäle derzeit als Trennsystem ausgeführt, welches auch in Zukunft beibehalten wird. Die schrittweise Umsetzung der Umsiedlung basiert auf einem detaillierten Masterplan, welcher in Zusammenarbeit von Geologen, Architekten/Stadtplanern und Entscheidungsträgern entwickelt wurde (Leonhardt *et al.* 2015).

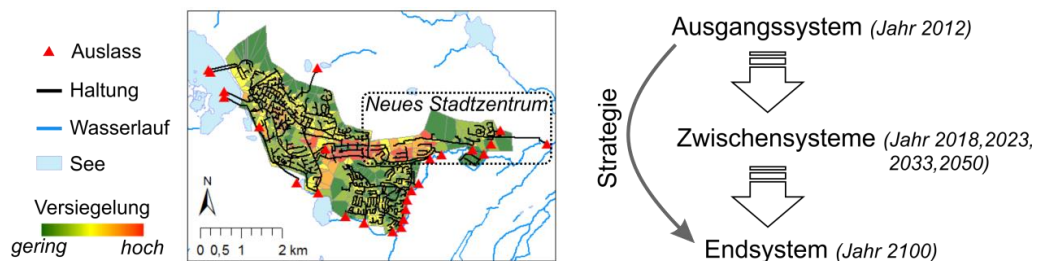


Abb. 2: Ausgangssystem und Vorgehensweise

2.2 Strategien und Modellerstellung

Das zukünftige Kanalnetz wird basierend auf Stadtentwicklungsplänen und dem Masterplan erstellt, welcher zeitliche Bau- und Rückbauabschnitte vorsieht (siehe Abb. 1 links). Das neu anzuschließende Einzugsgebiet wird mittels der Thiessen Methode auf die einzelnen Einläufe des Kanalnetzes aufgeteilt. Die maximalen Fließwege, sowie die Neigungen von Einzugsgebiet und Kanalnetz, werden mit Hilfe eines digitalen Geländemodells ermittelt. Des Weiteren wird der erwartete Flächenversiegelungsgrad aus Stadtentwicklungsplänen ermittelt und in Folge als „Basisszenario“ bezeichnet (siehe Abb. 4). In dieser Arbeit werden drei verschiedene Planungsvarianten verfolgt und miteinander verglichen, welche die Strategien darstellen (siehe Abb. 3).

In **Strategie 1** wird ein traditioneller Ansatz einer leitungsgebundenen Entwässerung, ohne Berücksichtigung von LIDs, verfolgt. Dabei ist zur Beschränkung des Abflusses vor der Einleitung in den Vorfluter ein Retentionsvolumen vorzusehen. In **Strategie 2** wird die Implementierung von drei zentralen Retentionsbecken innerhalb der Stadt untersucht, welche als temporäre Speicherteiche geplant werden. Dabei wird ungefähr 40% des Abflusses des neuen Zentrums in diesen zentralen LIDs behandelt (prognostizierter Bemessungsregen für das Jahr 2100).

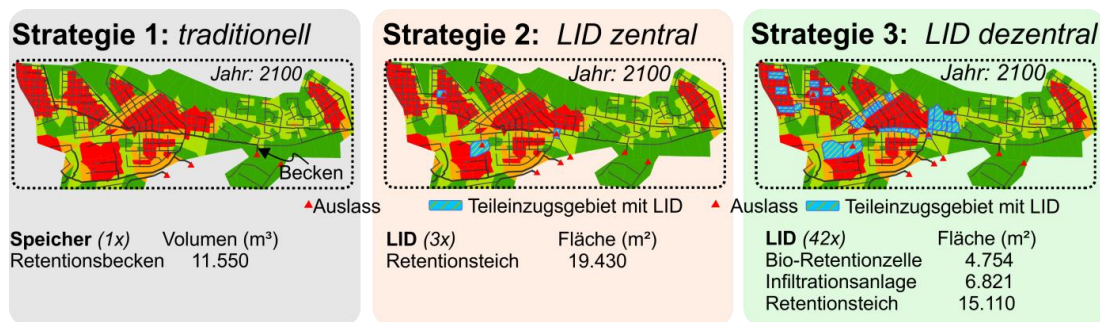


Abb. 3: Implementierungsstrategien des zukünftigen Regenwassersystems

Strategie 3 verfolgt einen dezentralen Ansatz, wobei das Regenwasser bereits lokal und räumlich verteilt behandelt wird. Zusätzlich zu den von der Stadtplanung gewünschten Speicherteichen, werden Bio-Retentionszellen und Infiltrationsanlagen an geeigneten Standorten eingeführt. Da Infiltration nur an bestimmten Orten zulässig bzw. möglich ist (hoher Grundwasserspiegel und felsiger Untergrund), muss teilweise eine Drainage mitverlegt werden, welche das filtrierte Wasser wieder zurück in den Kanal leitet. Auch bei dieser Alternative werden rund 40% des anfallenden Abflusses in den LIDs behandelt.

2.3 Szenarienanalyse

Nördlich des Polarkreises, wo sich Kiruna befindet, wird der Klimawandel laut Prognosen noch deutlicher als in Mitteleuropa zu spüren sein (Olsson *et al.* 2009). Schätzungen bezüglich der Jahresniederschlagsveränderungen belaufen sich in dieser Region auf eine Zunahme von 15% bis 50% in diesem Jahrhundert, wobei vor allem Starkregenereignisse zunehmen werden (SMHI 2012). Weitere große Unsicherheitsfaktoren bei dieser Fallstudie stellen Urbanisierung und Bevölkerungswachstum, im Zusammenhang mit der Wirtschaftlichkeit der Eisenerzmine, dar. Eine zuverlässige Vorhersage dieser Einflüsse ist nicht möglich. Um trotzdem all diese zukünftigen Unsicherheiten berücksichtigen zu können wird eine Szenarienanalyse durchgeführt, bei welcher zum Einen die Regenintensität über die Zeit vereinfacht linear erhöht wird (Szenario „Klima“) und zum Anderen die versiegelte (undurchlässige) Fläche, ausgehend von einem Basiszenario, variiert wird. Dabei wird eine Zunahme der versiegelten Flächen untersucht und als Szenario „Grau“ definiert. Andererseits wird eine Reduktion aller stark versiegelten Flächen der Teileinzugsgebiete (Undurchlässigkeit > 50%), wie zum Beispiel Parkplätze, untersucht um die Vision einer naturnahen Stadt zu realisieren (Szenario „Grün“). In Abb. 4 sind die untersuchten Szenarien zusammengefasst.

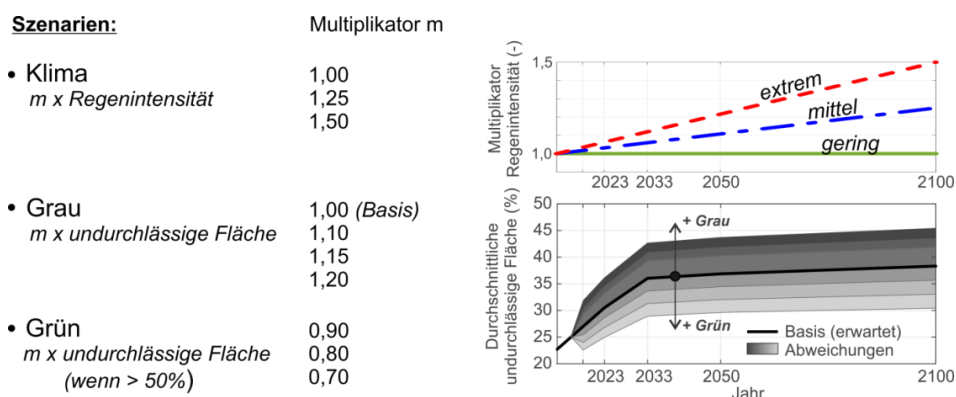


Abb. 4: Szenarien von klimatischen und anthropogenen Einflüssen

2.4 Leistungsfähigkeit

Die hydraulische Leistungsfähigkeit wird für den östlichen Teil der Stadt untersucht, wo das neue Zentrum schrittweise gebaut und an das existierende System angeschlossen wird (siehe eingerahmter Ausschnitt in Abb. 2). Die untersuchten Zeitschritte sind, in Übereinstimmung mit dem Masterplan, die Jahre 2018, 2023, 2033, 2050 und 2100. Zur hydraulischen Berechnung wird die Software SWMM verwendet. Als Regenereignis wird ein Euler II Bemessungsregen, mit der zuvor ermittelten maßgebenden Dauer von 180 Minuten und 10-jähriger Auftretenswahrscheinlichkeit herangezogen, um

gleichzeitig das Leitungssystem und die LID Anlagen aussagekräftig bewerten zu können. Zum Nachweis der Leistungsfähigkeit der Systeme zu verschiedenen Zeitpunkten, Strategien und Szenarien, werden globale Leistungsindikatoren (LI's) verwendet. Dies ermöglicht einen einfachen Vergleich zwischen Varianten auf Systemebene. Beim ersten Indikator „**Überstau LI**“ wird ein Überstaunachweis geführt. Dabei wird das Verhältnis aus Überstauvolumen und Oberflächenabflussvolumen bestimmt und von 1 abgezogen. Dieser globale Leistungsindikator ist 1, wenn kein Überstauauftritt, während bei Werten kleiner 1 diese Bedingung nicht erfüllt wird (Mair *et al.* 2012). Um die hydraulische Auslastung des Kanalnetzes zu bestimmen wird ein globaler Kapazitätsfaktor als „**Ausnutzungsgrad der Kanäle η_K** “ berechnet, bei welchem die maximale Füllhöhe der Kanäle im Verhältnis zum Rohdurchmesser längennormiert berechnet wird. Der „**Ausnutzungsgrad der Speicherbauwerke η_{LID}** “ (Becken oder LIDs) wird auf dieselbe Weise bestimmt. Die letzten beiden Faktoren können auch als Wirtschaftlichkeitsindikatoren angesehen werden, denn je näher der Wert bei 1 ist, desto größer ist der mittlere Ausnutzungsgrad der vorhandenen Kapazitäten.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Modellerstellung und Dimensionierung

Durch die LID Implementierung ergibt sich eine geringfügige Verringerung der undurchlässigen Fläche im Untersuchungsgebiet von ca. 0,4%, basierend auf der Annahme, dass die LID Fläche jeweils 50% von undurchlässiger und durchlässiger Fläche einnimmt. Die LID Anlagen werden schrittweise in den Abschnitten 2018, 2023 und 2033 implementiert (abhängig vom Ausbauzustand). Die maßgebende Regendauer für LID Dimensionierung ($D_{LID, design}$), unter Betrachtung wirtschaftlicher Größen, ergab 180 Minuten (siehe 2.2). Längere Regen mit gleicher Wiederkehrdauer, führen zu einem Überlauf, ohne jedoch Überstau in dem nachfolgenden Kanal zu verursachen. Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Zwischenspeicherung und der Retentionswirkung der LIDs (Strategie 2 und 3), die Kanaldurchmesser gegenüber Strategie 1 deutlich verringert werden können. Dies erkennt man beispielsweise bei Betrachtung der gemittelten Spitzenabflüsse (Q_{max}), welche bei Strategie 1 um ca. 1/3 größer sind. Die Überstausicherheit $LI=1$ wird bei allen Abschnitten gewährleistet und die mittlere Ausnutzung der Kanäle (η_K) ist größer als 65%. Ein Erreichen von $\eta_K = 1$ und $LI=1$ würde ein vollständig eingestautes Kanalsystem, ohne Überstau, bedeuten.

3.2 Leistungsfähigkeit

Abb. 5 zeigt die Ergebnisse der Szenarienanalyse für den Überstau-Indikator und den gemittelten Ausnutzungsgrad der Speicherbauwerke (LIDs und Retentionsbecken) für die 3 Szenarien 1 (traditionell), 2 (LID zentral) und 3 (LID dezentral). Während die unterschiedlichen Regenintensitäten als grün, blau und rot dargestellt sind, wird die Zunahme der Flächenversiegelung als dunklerer Farbton und die Abnahme als hellerer Farbton dargestellt. Eine Abnahme des Ausnutzungsgrades der Speicherbauwerke indiziert lediglich eine Überdimensionierung und stellt kein unmittelbares Schadensereignis dar. Bei der Überstauleistungsfähigkeit hingegen, kann ein Wert kleiner eins ($LI = 1$ kein Überstau, $LI < 1$ Überstau), durchaus zu einem unmittelbaren Schadensereignis führen. Bei Betrachtung der Überstauleistungsfähigkeit ist eine Verbesserung von Strategie 1 bis Strategie 3 ersichtlich.

Zusammenfassend stellen Strategie 2 und Strategie 3 ähnlich robuste Planungsvarianten gegenüber klimatischen und anthropogenen Veränderungen dar (geringerer Abfall der Leistungsfähigkeit für unterschiedliche Szenarien). Lediglich der Ausnutzungsgrad der LIDs, infolge einer Abnahme von undurchlässigen Flächen (dargestellt als Farbhelligkeit), unterscheidet sich bei Strategie 2 und 3. Der Grund dafür ist die Reduktion der versiegelten Flächen auch in Teileinzugsgebieten mit LID Anlagen, was sich verstärkt auf Ausnutzung bei der dezentralen LID Verteilung auswirkt. Auch kann ermittelt werden, welche Kombination aus klimatischen und anthropogenen Szenarien dieselben Leistungsfähigkeiten bewirken. Beispielsweise bewirkt eine Zunahme von 20% der versiegelten Fläche im Jahr 2100, dass jeweils nur noch 85%, 82% oder 85% (Strategie 1 bis 3) des derzeitigen 10-jährigen Bemessungsregens, vom System aufgenommen werden können, ohne Überstau zu bewirken (entspricht 6-jährigen Ereignissen (Dahlström 2010)).

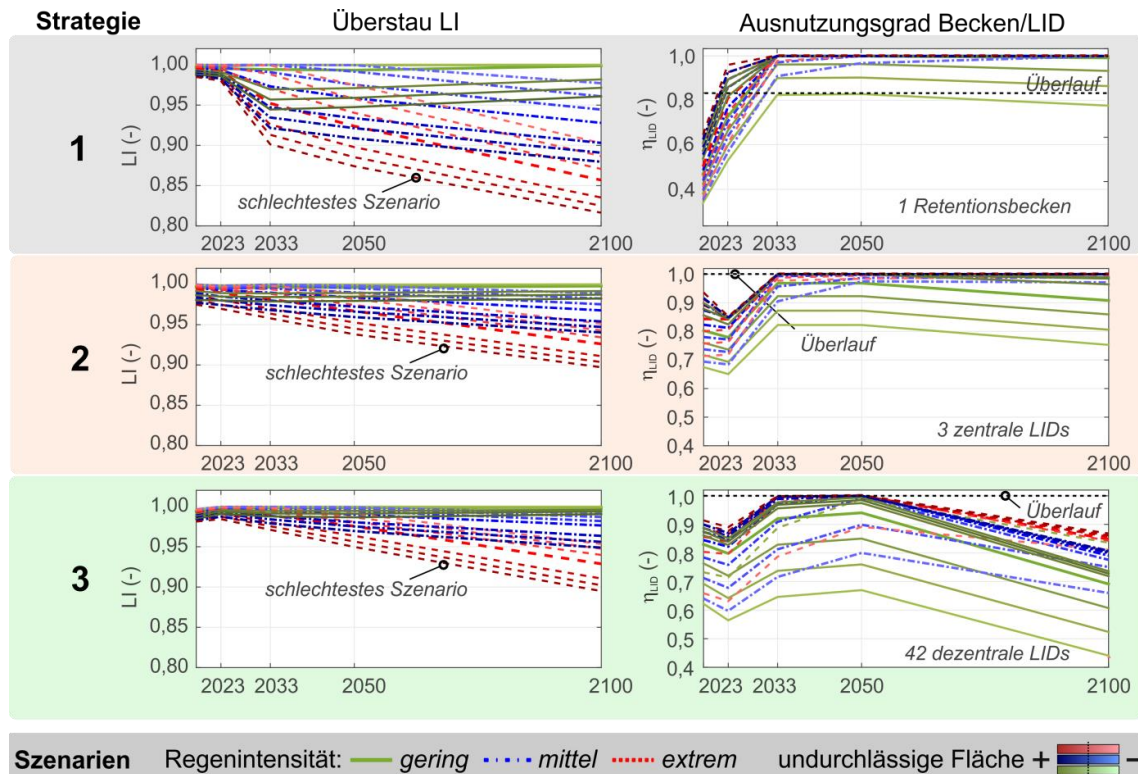


Abb. 5: Leistungsfähigkeit der 3 Strategien unter zukünftigen Unsicherheiten; LI Überstau (links) und Ausnutzungsgrad der Speicherbauwerke (rechts)

Durch die Verschlechterung der Überstau Leistungsfähigkeit, vor allem durch den zu erwartenden Klimawandel, müssen Adaptierungskonzepte entwickelt werden. Einerseits kann ein zusätzlicher Sicherheitsfaktor in der Dimensionierung berücksichtigt werden, andererseits empfiehlt sich ein verstärkter Einsatz von „grüner“ Infrastruktur. Dies kann durch gezielte Reduktion undurchlässiger Fläche, aber auch durch dezentrale Speicher (z.B. LID Anlagen) erfolgen. In dieser Arbeit konnte eine deutliche Verbesserung der Robustheit hinsichtlich unsicherer zukünftiger Entwicklungen durch den Einbau von LID Anlagen gezeigt werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

In dieser Arbeit wurde gezeigt, wie der zukünftige Masterplan einer Stadttransformation, in Zusammenhang mit der Siedlungsentwässerung, schrittweise umgesetzt werden kann. Dabei wurden mehrere Planungsalternativen, von traditioneller bis naturnaher Regenwasserbehandlung, optimiert und verglichen. Die Ergebnisse ergaben eine deutliche Robustheitssteigerung durch Einsatz von naturnahen Entwässerungskonzepten (LIDs), unter denselben Randbedingungen. Basierend auf diesen Ergebnissen werden Adaptierungskonzepte, basierend auf „grüner“ Infrastruktur, entwickelt und getestet, um auf zukünftige Unsicherheiten besser vorbereitet zu sein. Darüber hinaus dienen die ermittelten Leistungsfähigkeiten und Infrastrukturanpassungen als Grundlage für Kosten-Nutzen-Analysen.

5 DANKSAGUNG

Diese Arbeit entstand im Projekt „Green/Blue Infrastructure for Sustainable, Attractive Cities“ und wird im Rahmen des JPI Urban Europe im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie durchgeführt (Projektnummer 839743).

6 REFERENZEN

- Cunha M. C., Zeferino J. A., Simões N. E. and Saldarriaga J. G. (2016). Optimal location and sizing of storage units in a drainage system. *Environmental Modelling & Software* **83**, 155-66.
- Dahlström B. (2010). *Regnintensitet - en molnfysikalisk betraktelse (Rain Intensity - a cloud physical contemplation)*, Svenskt Vatten AB.
- Fletcher T. D., Shuster W., Hunt W. F., Ashley R., Butler D., Arthur S., Trowsdale S., Barraud S., Semadeni-Davies A., Bertrand-Krajewski J.-L., Mikkelsen P. S., Rivard G., Uhl M., Dagenais D. and Viklander M. (2015). SUDS, LID,

- BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal* **12**(7), 525-42.
- Kuzniecowa Bacchin T., Ashley R., Sijmons D., Zevenbergen C. and Van Timmeren A. (2014). Green-blue multifunctional infrastructure: An urban landscape system design new approach. *ICUD 2014: Proceedings of the 13th IAHR/IWA International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014*.
- Leonhardt G., Kuzniecowa Bacchin T., Mair M., Zischg J., Ljung S., Rogers B., Goldkuhl L., Gustafsson A. M., Sitzenfrie R., Blecken G.-T., Ashley R., Rauch W., van Timmeren A. and Viklander M. (2015). Relocating a city, challenges and opportunities for the transition of water infrastructure in Kiruna. In: *Proceeding of the 10th International Conference on Urban Drainage Modelling*, Mont-Sainte-Anne, Québec, Canada.
- Mair M., Sitzenfrie R., Kleidorfer M., Moderl M. and Rauch W. (2012). GIS-based applications of sensitivity analysis for sewer models. *Water science and technology* **65**(7), 1215.
- Olsson J., Berggren K., Olofsson M. and Viklander M. (2009). Applying climate model precipitation scenarios for urban hydrological assessment: A case study in Kalmar City, Sweden. *Atmospheric Research* **92**(3), 364-75.
- SMHI (2012). *Climate Change in Norrbotten County – consequences and adaptation*, County Administrative Board of Norrbotten.
- Zischg J., Mair M., Rauch W. and Sitzenfrie R. (2015). Stochastic Performance Assessment and Optimization Strategies of the Water Supply Network Transition of Kiruna During City Relocation. In: *World Environmental and Water Resources Congress 2015*, American Society of Civil Engineers, pp. 853-62.

Poster-Präsentationen

PASST.CH: Screening von ARA-Einzugsgebieten zur Abschätzung des Potenzials von Abflussregelungen

M. Barberio¹, V. Hauss¹, M. Gresch^{1,*}

¹Hunziker Betatech AG, Pflanzschulstrasse 17, 8400 Winterthur

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

Kurzfassung Die moderne Mess- und Regelungstechnik kann für eine Optimierung des Abwassernetzes eingesetzt werden. Mit einer Echtzeitregelung kann das Füllen und Entleeren von Speicherbauwerken koordiniert und für den Gewässerschutz optimiert durchgeführt werden. Aufwand und Ertrag einer Regelung hängen stark von der Infrastruktur und den Gegebenheiten des Einzugsgebietes ab. Es ist sinnvoll vorab tiefgehende Untersuchungen (Modellierungen, Gewässeruntersuchungen, Beurteilungen der EMSRL-Technik, Messkampagnen) durchzuführen. Bevor diese Investitionen getätigt werden, empfiehlt sich eine Abschätzung für das Regelungspotenzials des Einzugsgebietes. Dazu wurde im Rahmen des Projektes Integrale Regelung von Kanalnetzen und Abwasserreinigungsanlagen (INKA) ein Kriterienkatalog zur Vorabklärung entwickelt.

Schlagwörter: INKA, integrale Abflusssteuerung, Kanalnetzbewirtschaftung, Potenzialabschätzung, Real Time Control

1 EINLEITUNG

Um die Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen durch Abwassereinleitungen bei Regenwetter zu schützen, wird das Abwasser in Regenüberlaufbecken gespeichert und vorbehandelt, bevor es in ein Gewässer eingeleitet wird. Die Speicherbauwerke (Speicherkanäle, Regenüberlauf- und Fangbecken) nehmen damit eine zentrale Rolle in unserem Abwasserentsorgungssystem ein.

Regenüberlaufbecken sind aber auch sehr teure Infrastrukturbauten. Insbesondere die Investitionskosten solcher Bauwerke sind hoch. Aus Sicht Gewässerschutz aber auch aus Sicht der Kosten-Nutzen Optimierung dieser Anlagen ist anzustreben, dass diese Bauwerke ihre Funktion bestmöglich erfüllen. Dazu gehört insbesondere, dass diese Speicherbauwerke möglichst viel Mischabwasser zurückhalten und der Kläranlage zur Reinigung zuführen.

Keine zwei Regenereignisse sind gleich. Die Analyse von Betriebsdaten zeigt, dass oft Speichervolumen nicht optimal genutzt werden. Einige Regenbecken entlasten, während andere leer sind (vgl. Abbildung 1), oder die Leistungsfähigkeit der ARA wird während Regen nicht vollständig genutzt. Beckenentleerungen sind schlecht aufeinander abgestimmt, etc.

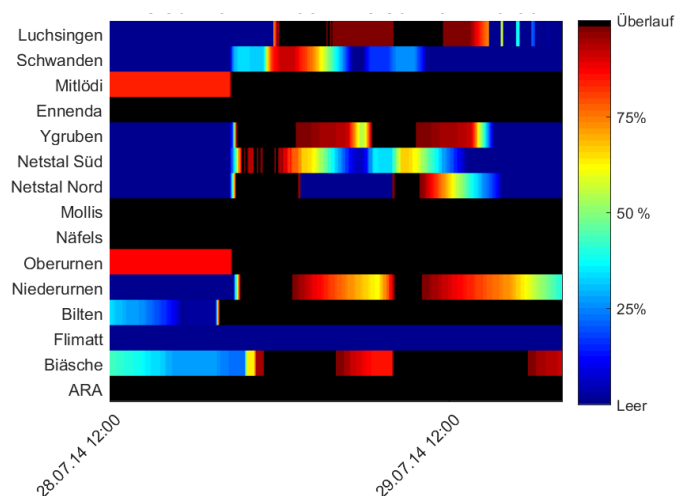


Abbildung 22: Auslastung von Regenüberlaufbecken im Abwasserverband Glarnerland, Hunziker Betatech (2016)

Ein massgebender Teil dieses Potenzials liegt in vielen ARA-Einzugsgebieten in der Abstimmung von Weiterleitmengen, Speichervolumen und unterschiedlicher Empfindlichkeit der Vorfluter (Dittmer et al., 2015; Gresch, 2015). Mit zunehmender Automatisierung ist es möglich Zu- und Abflüsse von Regenbecken, Pumpwerken und Abwasserreinigungsanlage (ARA) in Echtzeit zu steuern.

Es gibt eine Reihe von Beispielen, welche die Möglichkeiten und Einschränkungen einer integralen Einzugsgebietssteuerung aufzeigen. In Wilhelmshaven DE ist seit 2012 ein Echtzeit-Steuerungssystem in Betrieb. Dabei ist die Optimierung der Zielfunktion immer auf den aktuellen Messwerten basiert. Die Entlastungsvolumina konnten so um 25 % verringert werden bei gleichzeitiger Vermeidung von kritischen Zuständen auf der Kläranlage (Seggelke et al., 2013).

Es gibt verschiedene Methoden von Echtzeit-Steuerungen. Das wohl grösste Potenzial haben Steuerungen, welche anhand von Simulationen prognoseorientiert arbeiten (Garcia et al., 2015). Für das Abwassersystem in Kopenhagen könnte mit einer prognoseorientierten Echtzeit-Steuerung das Entlastungsvolumen im Vergleich zu einem regelbasierten Expertensteuersystem deutlich verringert werden (Mollerup et al., 2016a). Fallstudien in drei europäischen Städten zeigen, dass auch dort eine prognoseorientierte Echtzeit-Steuerung erfolgreich betrieben wird. (Mollerup et al., 2016b). Die meisten Prognosemodelle basieren auf Messungen im Netz, daher können sie nur kurze Zeiträume prognostizieren. Es sind auch erste Ansätze für eine prognoseorientierte Steuerung anhand von Niederschlagsmessungen vorhanden. Dabei kommen Niederschlag-Abfluss Simulationen zum Einsatz (Celestini et al., 2014).

Alle Beispiele haben gemeinsam, dass vorgängig detaillierte Untersuchungen (Beispielsweise Modellierungen, Gewässeruntersuchungen oder Messkampagnen) durchgeführt wurden. Ausserdem muss meist vorgängig die Mess- und Regelungstechnik (Aktoren und Sensoren, die über das zentrale PLS gesteuert werden können) aufgerüstet werden. Im Vergleich zum Neubau von Speicherbauwerken sind die Kosten, je nach Eignung des Einzugsgebiets, im Vergleich zum grossen Nutzen für den Gewässerschutz dennoch relativ gering. Das schweizerische Bundesamt für Umwelt BAFU fördert daher das von der Stebateg AG und der Eawag initiierte Projekt, „Integrale Regelung von Kanalnetzen und Abwasserreinigungsanlagen (INKA)“.

Im Rahmen dieses Projektes hat Hunziker Betatech AG ein Instrument zur Vorabklärung entwickelt.

2 PASST.CH

2.1 Abschätzung des Regelungspotenzials

Die Gründe für ein Interesse an einer integralen Regelung von Kanalnetz und Abwasserreinigungsanlagen sind vielfältig (z.B. anstehender Ausbau des Rückhaltevolumens). Der Weg von der Idee bis zu deren Umsetzung besteht aus mehreren Schritten. In Abbildung 23 sind die wichtigsten Arbeitsschritte zur Umsetzung einer solchen Regelung dargestellt.

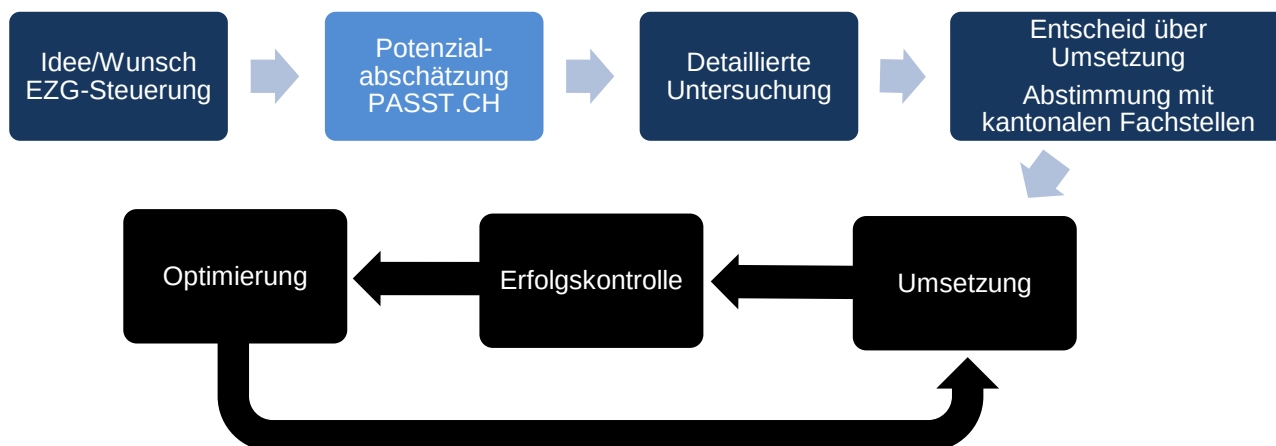


Abbildung 23: Ablauf zur Umsetzung einer integralen Einzugsgebietsteuerung

Der von Hunziker Betatech entwickelte Kriterienkatalog kommt zu Beginn einer integralen Einzugsgebietssteuerung zum Einsatz. Er bietet zum einen die Möglichkeit, den Nutzen einer integralen

Kanalnetzsteuerung abzuschätzen und zeigt die weiteren Schritte auf. Zum anderen bietet er die Möglichkeit des Benchmarkings in Bezug auf das Potenzial von Kanalnetzsteuerungen.

2.2 Aufbau des PASST.CH Kriterienkatalog

Die Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) hat mit PASST bereits ein Planungshilfsmittel zur Potenzialabschätzung der Abflusssteuerung erstellt. Der PASST-Kriterienkatalog (DWA Arbeitsgruppe ES-2.4, 2005) wurde als Grundlage für dieses Planungshilfsmittel verwendet und auf die spezifischen Bedürfnisse und Zustände der Schweiz angepasst. Der Kriterienkatalog von PASST wurde dabei präzisiert, die hydraulische Kapazität der ARA wurde integriert und eine Neugewichtung von Einflussfaktoren basierend auf den bisherigen Erfahrungen mit ähnlichen Projekten wurde gemacht.

Daraus resultiert ein Katalog mit 15 Fragen. Um die Aussagekraft zu verbessern, ist die Bewertung verfeinert worden, indem die Kriterien in zwei Kategorien eingeteilt wurden.

1. Fragen zur Infrastruktur; beziehen sich auf das Regelungspotenzial welches sich durch das Leistungsvermögen der Kläranlage und der Regenbecken/Staukanäle bietet. Beispiel:

6.1	Wird die Kläranlage während Regenereignissen maximal beschickt.	manchmal	oft	immer
-----	---	----------	-----	-------

Begründung: Wenn eine Entlastung stattfindet, obwohl die Kläranlage noch freie Kapazität hat, kann durch eine Regelung diese zusätzliche Reinigungskapazität ausgeschöpft werden.

2. Fragen zum Einzugsgebiet; beziehen sich auf den potenziellen Nutzen, welcher sich durch eine Regelung ergeben würde. Beispiel:

4.2	Anzahl von hintereinander geschalteten Speicherbauwerken mit ungleichmässiger Ausnutzung.	> 1	1	keines
-----	---	-----	---	--------

Begründung: Speicherbauwerke die hintereinander angeordnet sind, können durch eine Abflusssteuerung besser aufeinander abgestimmt werden.

2.3 Auswertung

Die Auswertung des Werkzeuges, PASST.CH, ist wie die Fragen in zwei Kategorien unterteilt. Zum einen wird die Eignung der vorhandenen Infrastruktur (Speicherbauwerke und Kläranlage), zum anderen die Eignung des Einzugsgebietes (sensible Gewässer, ungleichmässige Beregnung etc.) aufgezeigt (vgl. Abbildung 24). Die Eignung des Einzugsgebiets wird aufgrund der beantworteten Fragen auf beiden Achsen mit einem Wert zwischen 0 und 1 dargestellt.

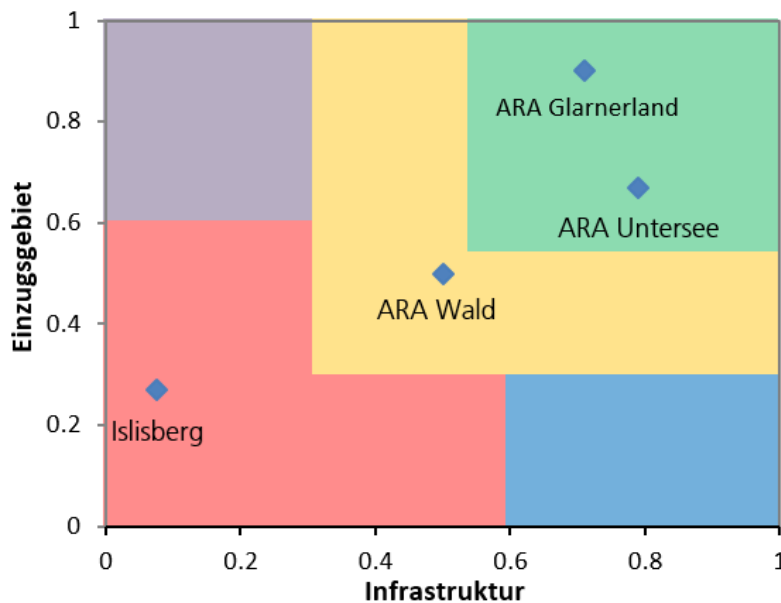


Abbildung 24: INKA – Potenzialauswertung für vier Abwasserverbände, Hunziker Betatech (2016)

Weiter werden die Resultate in fünf Bereiche eingeteilt:

- Grüner Bereich – Es gibt ein grosses und einfach zu nutzendes Potenzial für eine Abflusssteuerung. Eine Beratung für die nächsten Schritte zur Umsetzung (z.B. Modellierung, Messkampagnen) sollte zugezogen werden.
- Oranger Bereich – Der Kriterienkatalog macht keine eindeutige Aussage. Weitere Abklärungen zur Eignung des Einzugsgebiets sind nötig.
- Blauer Bereich – Die Infrastruktur ist geeignet für die Regelung. Der Nutzen für das Einzugsgebiet ist aber beschränkt.
- Violetter Bereich – Der Nutzen im Einzugsgebiet wäre hoch, die technischen Voraussetzungen sind jedoch (noch) nicht gegeben. Es sollte eine Abklärung, ob eine reduzierte Regelung eines Teileinzugsgebietes sinnvoll ist, gemacht werden.
- Roter Bereich – Das Regelungspotenzial ist gering. Eine Einzugsgebietssteuerung ist aufwändig und nur von beschränktem Nutzen. Weitere Abklärungen in Richtung Nutzen und Beschränkung auf die wichtigsten Bauwerke können erwogen werden.

3 FAZIT

Das Zielpublikum des PASST.CH Fragekatalogs sind die GEP-Ingenieure und Betreiber. Der Aufwand für diese erste Abklärung des Regelungspotenzials ist mit ca. drei Stunden gering. Dieses Tool zur Potenzialabschätzung führt dazu, dass die wichtigsten Informationen zur Abschätzung des Regelungspotenzials beschafft werden, und durch ein grobes Raster eine Vergleichbarkeit mit anderen Einzugsgebieten entsteht. Da eine Regelung auch von vielen einzugsgebietspezifischen Details und Faktoren abhängig ist, sind der Genauigkeit der Beurteilung des Regelungspotenzials Grenzen gesetzt. Zudem werden im Kriterienkatalog die Kosten zur Implementierung der Regelung nicht behandelt.

Die bisherigen Erfahrungen mit der Anwendung des Werkzeugs zeigen, dass die Abschätzung zielführend ist. Für alle Einzugsgebiete in Abbildung 24 konnte mit einer umfangreicheren Betriebsdatenauswertung das Resultat des Kriterienkataloges bestätigt werden.

Auch die ersten Rückmeldungen von Betreibern innerhalb der INKA Gruppe sind positiv. Zwar wurde klar, dass einzelne Betreiber es vorziehen den Kriterienkatalog durch den GEP-Ingenieur ausfüllen zu lassen. Und nicht alle Fragen lassen sich immer eindeutig beantworten. Insgesamt waren die Betreiber dennoch von der Praktikabilität des Kriterienkataloges überzeugt.

4 AUSBLICK

In einem nächsten Schritt werden verschiedene andere Betreiber, sowie GEP-Ingenieure angefragt. In dieser Testphase werden die Fragen und insbesondere die Auswertung weiter überarbeitet. Anschliessend wird der Fragebogen online, zusammen mit den bereits vorhandenen Ergebnissen, öffentlich zur Verfügung gestellt. Die Auswertung wird vollautomatisch erfolgen. Hunziker Betatech wird den Fragebogen unterhalten und periodische Aktualisierungen vornehmen.

Es wird angenommen, dass der Kriterienkatalog, mit der Veränderung der Regelungstechnik, in Zukunft auch weitere Bauwerke, wie Regenüberläufe, abdecken wird.

5 REFERENZEN

- Celestini, R., Silvagni G., Volpi F. (2015): The development of integrated real time control to optimise storm water management for the combined sewer system of Rome. Urban Water II, S. 317 – 328, Billerica All rights reserved, WIT Press 2014
- Dittmer, U., Alber, P., Seller, C., Lieb, W. (2015). Kenngrössen für die Bewertung des Betriebes von Regenüberlaufbecken. Jahrestagung der Lehrer und Obleute der Kläranlagen- und Kanal-Nachbarschaften des DWA-Landesverbands Baden-Württemberg am 25./26. März 2015.
- DWA-Arbeitsgruppe ES-2.4, Broll-Bickhardt, J., Erbe, V., Gatke, D., U. Haas, Kreutz, D, Messmer, A., Scheer, M., Schütze, M., Schumacher, B., Weilandt, M., Weyand, M. (2005). Merkblatt DWA-M 180 Handlungsrahmen zur Planung der Abflusssteuerung in Kanalnetzen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Henneff.
- García, L., Barreiro-Gomez, J., Escobar, E., Téllez, D., Quijano, N., Ocampo-Martinez, C. (2015): Modeling and real-time control of urban drainage systems: A review. Advances in Water Resources 2015 Nr. 85, S. 120- 132.
- Gresch, M. (2015). Das virtuelle Regenbecken - bezahlt aber nicht genutzt. Messpunkt - Kundenmagazin Hunziker Betatech 10/2015, S. 8–9.
- Mollerup, A., Mikkelsen, P. S., Sin, G. (2016b): Controlling sewer systems – a critical review based on systems in three EU cities. Urban Water Journal 2016, online published.
- Mollerup, A., Mikkelsen, P. S., Thornberg, D., Sin, G. (2016a): A methodological approach to the design of optimising control strategies for sewer systems. Environmental Modelling & Software 2016 Nr. 83, S. 103 – 115.
- Seggelke, K., Beeneken, T., Fuchs, L., Löwe, R., Menke, T., Ober-Bloibaum, B. (2013): Kanalnetz- und Kläranlagenzuflusssteuerung am Beispiel des Einzugsgebiets Wilhelmshaven. Korrespondenz Abwasser, Abfall 2013 (60) Nr. 8, S. 644 – 651.

Neues Schweizer Testverfahren für Adsorbermaterialien und Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser

Michael Burkhardt, Stella Schmidt

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

*Email des korrespondierenden Autors: michael.burkhardt@hsr.ch

1 KURZFASSUNG

Die Behandlung von Niederschlagswasser aus Siedlungsgebieten mit technischen Adsorbern hat in den letzten Jahren an Aktualität gewonnen. Heute gibt es auf dem Schweizer Markt etliche Produkte zur Schwermetallentfernung aus Dach-, Fassaden- und Strassenabwasser. Solche Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser aus Liegenschaften, Wegen, Plätzen, Quartierstrasse, Dächern und Fassaden haben das Ziel, die gesamten ungelösten Stoffe (GUS) sowie gelöste Schadstoffe zurückzuhalten und bestehen in der Regel aus einer Retention, einer Abscheidung für Partikel und einem Adsorber. Für die Planung, den Bau und den erfolgreichen Betrieb von Regenwasserbehandlungsanlagen werden unabhängige Kenngrössen, wie stofflicher Rückhalt und hydraulischer Wirkungsgrad, zur Leistungsfähigkeit der Adsorbersysteme benötigt.

Zwar liegen aus Laborversuchen Erkenntnisse zur Leistungsfähigkeit von Adsorbermaterialien für die Entfernung von Metallen und Pestiziden vor, das Fehlen von verbindlichen Vorgaben in der Schweiz erschwert es aber, unterschiedliche Systeme zu vergleichen und entsprechend Systeme zu bewilligen oder abzulehnen. Das Fehlen von Vorgaben führt bei Herstellern wiederum dazu, dass die Entwicklung von Behandlungssystemen gebremst wird, da eine Verunsicherung bezüglich den Anforderungen besteht. In der VSA-Richtlinie zur Entsorgung von Regenwasserabflüssen (VSA, 2002) und ASTRA-Dokumentation (Steiner, 2010) finden sich erste Schritte in Richtung einer Leistungsbeurteilung.

Damit gesamtschweizerisch dieselben Vorgaben gelten, wurde ein entsprechendes Testverfahren im Auftrag vom VSA entworfen. Kenngrössen zur Leistungsbeurteilung sollen in einem zweistufigen Testverfahren, bestehend aus einem Labor- und Feldteil, mit folgenden Zielen ermittelt werden:

- **Labortest:** Orientierende Einstufung der Leistungsfähigkeit des Adsorbermaterials für gelöste Schadstoffe. Die stoffspezifische Rückhalteleistung für die Metalle Zink und Kupfer sowie die Pestizide Diuron und Mecoprop wird dadurch ermittelt, dass die Stoffe in bekannten Konzentrationen einer mit Adsorbermaterial gefüllten Säule zugegeben und die Ablaufkonzentrationen bestimmt werden. Die vorgesehenen Säulenversuche sollen bei drei Geschwindigkeiten durchgeführt werden, gefolgt von einem Remobilisierungstest mit Salz-Puls zur Simulation vom Streusalzeinfluss.
- **Feldtest:** Bereitstellung von Planungs- und Betriebshinweisen durch Praxiserfahrungen, die unter einheitlichen Bedingungen erarbeitet werden (Leistungsfähigkeit im Betrieb). Für den Feldtest müssen mindestens zwei Regenwasserbehandlungsanlagen nach deren Inbetriebnahme untersucht werden. Dabei sollen die vier Zielsubstanzen, oder alternative Stoffe aus einer Auswahlliste, GUS und begleitende Parameter (elektr. Leitfähigkeit, pH) über ein Jahr erfasst. Zur Erstellung von Massenbilanzen sind der Zu- und Abfluss kontinuierlich zu messen. Der Feldtest ist nach dem Labortest innerhalb von 2 Jahren an zwei Regenwasserbehandlungsanlagen mit dem gleichen Adsorbermaterial durchzuführen.

Erst wenn beide Tests durchgeführt sind, soll der gesamte Leistungstest als komplett abgeschlossen gelten. Der Vorschlag sieht auch vor, dass die Beurteilung des Labor- und Feldtests nach dem „Ampel-System“ in den Stufen rot, gelb und grün erfolgt und die beiden Teststandorte in den Ländern

Deutschland, Österreich, Schweiz und Lichtenstein liegen können. Die Resultate sollen interessierten Kreisen zugänglich sein und im Internet elektronisch bereitgestellt werden.

Die Testresultate sind an die eingesetzten Adsorbermaterialien, Anlagenkomponenten und Testbedingungen gebunden. Werden die Zusammensetzung des Adsorbermaterials, die Verfahrensweise der Anlage oder die Testbedingungen massgeblich verändert wird, verlieren die Testresultate ihre Gültigkeit.

Die Erarbeitung des Entwurfs erfolgte durch eine Projektgruppe, in der Hersteller, Kantone und Ingenieurbüros vertreten waren. Auf der Tagung soll der aktuelle Stand des erarbeiteten Testverfahrens erstmals der breiten Öffentlichkeit präsentiert werden.

2 LITERATUR

- VSA (2002). Regenwasserentsorgung – Richtlinie zur Versickerung, Retention und Ableitung von Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Zürich.
- Steiner M. 2010: Strassenabwasserbehandlungsverfahren - Stand der Technik. Dokumentation, ASTRA 88002, Bern, 130 S.

Untersuchung störungsbehafteter Strömungsvorgänge im Kanalnetz und deren Auswirkung auf die Durchflussmessung

S. Ebbert^{*1}, N. Voßwinkel¹, S. Rehtien¹, M. Uhl¹, R. Mohn¹

¹Fachhochschule Münster, Institut für Wasser•Ressourcen•Umwelt (IWARU), Corrensstr. 25, FRG-48149 Münster

*Email des korrespondierenden Autors: simon.ebbert@fh-muenster.de

Kurzfassung Im Rahmen des Forschungsvorhabens FLUKZ (Durchflussmessung im Bereich gestörter Strömungsprofile im Kanalnetz) wurde eine Systematik entwickelt, um die Durchflussberechnung aus störungsbehafteten Strömungsvorgängen zu kategorisieren. Im durch PIV-Messungen validierten, numerischen Modell wurden Grundvarianten mit variablen Parametern untersucht, um die Entwicklung des Geschwindigkeitsprofils für unterschiedliche hydraulische Zustände im Kanalnetz beschreiben zu können.

Die Ergebnisse wurden mittels eines dimensionslosen Indikators über die Fließlänge unterhalb der Störung dargestellt. Der Indikator stellt die Abweichung einer Durchflussberechnung nach dem Fünfpunktverfahren (vgl. DIN EN ISO 748 [2005]) vom Solldurchfluss dar. Die Indikatorverläufe gestatten die Beurteilung, inwiefern die Durchflussberechnung mittels eines vertikalen Geschwindigkeitsprofils nach einer Störung noch durch Asymmetrien des Profils beeinflusst ist.

Es wurden qualitative Empfehlungen und quantitativ anwendbare Regeln abgeleitet, die den Einfluss von Störungen infolge von Zusammenflüssen auf die Genauigkeit von Durchflussmessungen minimieren.

Schlagwörter: Durchflussmessung, numerische Simulation, Indikator, Geschwindigkeitsprofil, Unsicherheit

3 EINLEITUNG

Messdaten des Durchflusses bilden die Grundlage für Planungen, Investitionsentscheidungen und den Betrieb in der Siedlungswasserwirtschaft und der Wasserwirtschaft. Zur Messung des Durchflusses in teilgefüllten Kanalisationsnetzen werden Messgeräte eingesetzt, die nach der Geschwindigkeitsflächenmethode arbeiten (DWA-M 181 [2011]). Die Geschwindigkeiten werden entweder punktuell innerhalb eines Kontrollvolumens oder entlang einer definierten Messstrecke ermittelt (Kölling/Valentin [1995]). Mittels gerätespezifischer Umrechnungsalgorithmen wird von den gemessenen örtlichen Fließgeschwindigkeiten auf eine für den durchflossenen Querschnitt repräsentative mittlere Geschwindigkeit geschlossen. Als wesentliche Voraussetzung der Berechnungen wird üblicherweise ein annähernd symmetrisches Geschwindigkeitsprofil angenommen. Damit kommt der Einbauposition der Messgeräte nach strömungsbeeinflussenden Störungen eine zentrale Bedeutung zu.

Ein absolut ungestörtes und symmetrisches Geschwindigkeitsprofil ist in der Realität selten. Störquellen (z.B. seitliche Einmündungen, Bögen, Gefälleänderungen, Entlastungsschwellen, Schachtbauwerke) erzeugen Asymmetrien im Geschwindigkeitsfeld der Strömung. Hierdurch wird die Durchflussberechnung aus gemessenen Geschwindigkeiten im Vertikalprofil der Rohrachse erheblich erschwert (vgl. Uhl et al. [2010]).

4 MATERIAL UND METHODEN

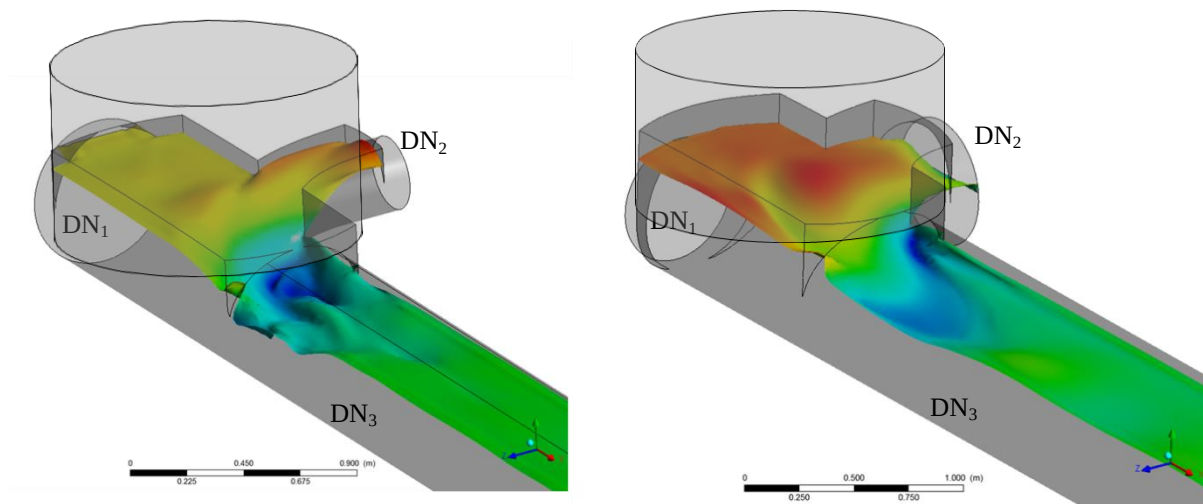


Abbildung 4: Variante „Zusammenfluss im Schacht“ (links: $DN_2/DN_1 = 0,5$; rechts: $DN_2/DN_1 = 1$), (Simulationsergebnis)

Tabelle 1: Durchgeführte Untersuchungen

Nr.	DN_1	DN_2	DN_3	DN_2/DN_1	Q_3	Q_3	UW- RB	Q_2/Q_1
	(mm)	(mm)	(mm)	(-)	(% Q_v)	(l/s)	(% h_n)	(-)
1	600	300	600	50%	$0.05 \cdot Q_v$	16.615	100% h_n	0.15
2	600	300	600	50%	$0.50 \cdot Q_v$	166.15	100% h_n	0.15
3	600	300	600	50%	$0.90 \cdot Q_v$	299.1	100% h_n	0.15
4	600	300	600	50%	$0.05 \cdot Q_v$	16.615	100% h_n	0.5
5	600	300	600	50%	$0.50 \cdot Q_v$	166.15	100% h_n	0.5
6	600	300	600	50%	$0.90 \cdot Q_v$	299.1	100% h_n	0.5
7	1000	500	1000	50%	$0.05 \cdot Q_v$	63.41	100% h_n	0.5
8	1000	500	1000	50%	$0.50 \cdot Q_v$	634.1	100% h_n	0.5
9	600	600	800	100%	$0.05 \cdot Q_v$	35.3	100% h_n	0.5
10	600	600	800	100%	$0.50 \cdot Q_v$	353.45	100% h_n	0.5
11	600	600	800	100%	$0.90 \cdot Q_v$	636.2	100% h_n	0.5
12	600	300	600	50%	$0.05 \cdot Q_v$	16.6	125% h_n	0.5
13	600	300	600	50%	$0.50 \cdot Q_v$	166.15	125% h_n	0.5
14	600	300	600	50%	$0.90 \cdot Q_v$	299.1	125% h_n	0.5
15	600	600	800	100%	$0.05 \cdot Q_v$	35.3	100% h_n	1
16	600	600	800	100%	$0.50 \cdot Q_v$	353.45	100% h_n	1
17	600	600	800	100%	$0.90 \cdot Q_v$	636.2	100% h_n	1
18	600	600	800	100%	$0.05 \cdot Q_v$	35.3	125% h_n	1
19	600	600	800	100%	$0.50 \cdot Q_v$	353.45	125% h_n	1
20	600	600	800	100%	$0.90 \cdot Q_v$	636.2	125% h_n	1

Im Rahmen des Forschungsvorhabens ist die Variante „Zusammenfluss im Schacht“ (Abbildung 4) untersucht worden. Diese widmet sich dem scheidtelichen Zusammenfluss zweier Kanäle in einem

Schacht, für die unterschiedliche geometrische und hydraulische Randbedingungen untersucht worden sind. Das Gefälle des Hauptkanals DN₃ beträgt $I_{S0} = 2 \text{ ‰}$. Für die Konfiguration “Zusammenfluss im Schacht” (s. Abbildung 1) sind 20 Untersuchungen (s. Tabelle 1) durchgeführt worden.

In äquidistanten Abständen zur Störung wurden Geschwindigkeitsprofile ermittelt, an denen die Wirkung ihrer Asymmetrie auf die Durchflussberechnung anhand eines Indikators bestimmt wurde. Der Indikator lehnt sich an das Fünfpunktverfahren (vgl. DIN EN ISO 748 [2005]) an. Das Fünfpunktverfahren wurde ausgewählt, da es ein herstellerunabhängiges Verfahren ist, den Durchfluss zu ermitteln und, im Vergleich zu den übrigen Verfahren aus DIN EN ISO 748 [2005], die kleinsten Abweichungen vom Soll-Durchfluss liefert. Die Berechnung der mittleren Geschwindigkeit aus dem Fünfpunktverfahren erfolgt an einer Messlotrechten in der Mitte des durchströmten Querschnitts.

Mittlere Fließgeschwindigkeit v_m mittels Fünfpunktverfahren:

$$v_m = 0,1 * (v_{WSP} + 3 * v_{0,2} + 3 * v_{0,6} + 2 * v_{0,8} + v_{Sohle})$$

Durchflussberechnung: $Q_{IST} = v_m * A$

$$Indikator = 1 - (Q_{soll} / Q_{IST})$$

mit:

v_m = mittlere Fließgeschwindigkeit an der Messlotrechten

v_x = Geschwindigkeit am Punkt x auf der Messlotrechten (z.B.: $v_{0,2} = 20 \text{ ‰}$ Fließtiefe)

v_{Sohle} = Fließgeschwindigkeit auf der Sohle (hier aufgrund Haftbed. in Numerik = 0)

v_{WSP} = Fließgeschwindigkeit am Wasserspiegel

Q_{soll} = vorgegebener Durchfluss (als Randbedingung der Simulation)

Q_{IST} = gemäß Fünfpunktverfahren berechneter Durchfluss

Negative Indikatoren deuten auf eine Unterschätzung des Durchflusses hin, während positive Indikatoren eine Überschätzung des Durchflusses bedeuten. Beträgt der Indikator null, liegt keine Abweichung vom Soll-Durchfluss vor. In Sonderfällen kann dennoch eine geringfügige Asymmetrie des Geschwindigkeitsprofils vorliegen, deren Wirkung sich jedoch aufhebt.

Die Untersuchungen sind im Maßstab 1:1 mit Hilfe der 3-dimensionalen numerischen Strömungssimulation in der Simulationsumgebung Ansys Fluent (Version 15.0) durchgeführt worden. Zur Simulation des freien Wasserspiegels wurde das VOF Model und als Turbulenzmodell das k-ε RNG Modell eingesetzt.

5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In Abbildung 5 ist die Entwicklung des Geschwindigkeitsprofils für die geometrische Variante DN₂/DN₁ = 0,5 (Abbildung 1 links) mit einer hydraulischen Belastung von $Q_3 = 0,05 * Q_v$ (entspricht 16,6 l/s) dargestellt. Für diesen Durchfluss zeigt das linke Bild in Abbildung 2 Normalabfluss im Kanal, das rechte Bild ein durch Rückstau überprägten Zustand.

Im Abstand 1xDN ist das Geschwindigkeitsprofil für beide Strömungszustände sehr stark gestört, was darauf zurückzuführen ist, dass der Zufluss aus dem seitlichen Kanal (DN₂) höher liegt und sich im Schacht von oben in die Hauptströmung hinbewegt. Auch im Abstand 5xDN ist das Geschwindigkeitsprofil noch sehr stark gestört. Da die Geschwindigkeitsprofile für beide Strömungszustände bis 5xDN vergleichbar sind und keine nennenswerten Differenzen im Wasserspiegel aufweisen, wirkt sich der Rückstau bei der geringen hydraulischen Belastung nicht bis zum Zusammenfluss aus. Im weiteren Verlauf lässt sich ein leichtes Pendeln des Geschwindigkeitsmaximums verzeichnen, bis sich das Geschwindigkeitsprofil für beide Strömungszustände vollständig ausbildet. Bei der geringen hydraulischen Belastung wirkt sich der Rückstau daher nicht negativ auf das Geschwindigkeitsprofil aus.

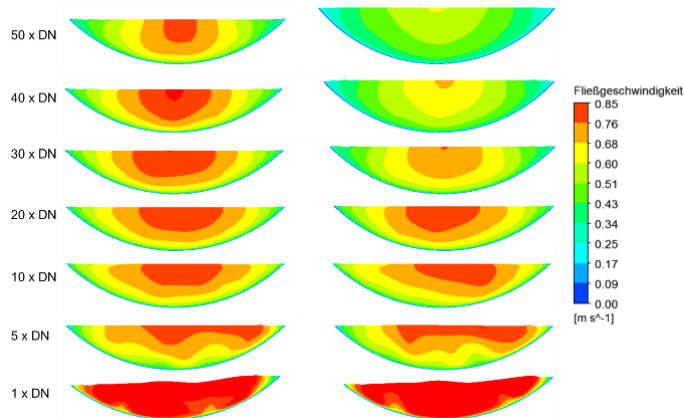


Abbildung 5: Entwicklung des Geschwindigkeitsprofils der Variante „Zusammenfluss im Schacht“ $DN_2/DN_1 = 0,5$, $Q_3 = 0,05 \cdot Q_v$ (links: ohne Rückstau; rechts: mit Rückstau)

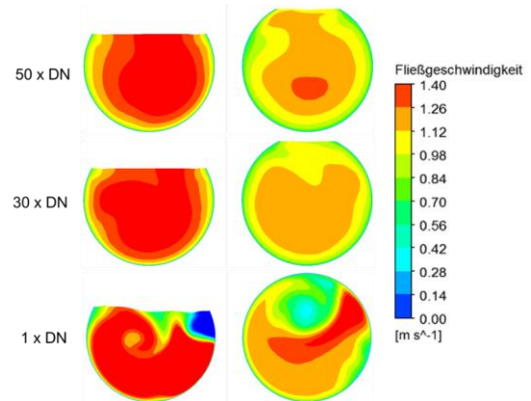


Abbildung 6: Entwicklung des Geschwindigkeitsprofils der Variante „Zusammenfluss im Schacht“ $DN_2/DN_1 = 0,5$, $Q_3 = 0,9 \cdot Q_v$ (links: ohne Rückstau; rechts: mit Rückstau)

Abbildung 6 zeigt die Entwicklung des Geschwindigkeitsprofils derselben geometrischen Variante für die hydraulische Belastung von $Q_3 = 0,9 \cdot Q_v$ (entspricht 299,1 l/s) bei Normalabfluss und Rückstau.

Die Wasserspiegellagen beider untersuchten Strömungszustände zeigen, dass sich der Rückstau bis zur Störquelle auswirkt. Durch die Einleitung aus dem seitlichen Kanal (DN_2) wird eine im Uhrzeigersinn drehende Spiralströmung induziert. Diese ist bei Rückstau stabiler als bei Normalabfluss. Bei Normalabfluss lässt sich die spiralförmige Strömung bis $20 \times DN$ feststellen, während diese sich unter Rückstau bis ca. $30 \times DN$ fortpflanzt. Durch die Spiralströmung wird das Geschwindigkeitsprofil sehr stark deformiert, so dass teilweise zwei gegenüberliegende Geschwindigkeitsmaxima vorliegen. Ab $30 \times DN$ beginnen sich erste Symmetrieeigenschaften zu zeigen, jedoch liegt auch im Abstand $50 \times DN$ kein voll ausgebildetes Geschwindigkeitsprofil vor. Es handelt sich bei den ab $30 \times DN$ vorliegenden Profilen jedoch um Profile, auf die ein Messgerät kalibriert werden kann. Abbildung 7 zeigt die Indikatorverläufe für die Variante $DN_2/DN_1 = 0,5$ für alle untersuchten hydraulischen Belastungen.

Durch die Einleitung aus dem seitlichen Kanal (DN_2) wird eine im Uhrzeigersinn drehende Spiralströmung induziert. Diese ist bei Rückstau stabiler, als bei Normalabfluss. Die Indikatorverläufe der geometrischen Variante $DN_2/DN_1 = 0,5$ zeigen den Einfluss der induzierten Spiralströmung deutlich. Insbesondere im in Fließrichtung gesehen vorderen Bereich, weisen die Indikatoren einen sehr inhomogenen Verlauf auf. Durch die induzierte Spiralströmung liegt dort in Abständen unter $27 \times DN$ zum Einlauf ein fragmentiertes Geschwindigkeitsprofil vor. Wenn sich zum Beispiel an einem Messquerschnitt eines der beiden Geschwindigkeitsmaxima in der Messlotrechten befindet, wird der Durchfluss aufgrund der zu hohen mittleren Geschwindigkeit überschätzt und umgekehrt. Aus den Geschwindigkeitsprofilen kann daher aufgrund der spiralförmigen Strömung kein gleichmäßiger Verlauf resultieren. Ab einem Abstand von $35 \times DN$ von der Störstelle kann ein axialsymmetrisches Geschwindigkeitsprofil angenommen werden, das aufgrund der, ab dem Abstand vorliegenden, kleinen Indikatoren, für Messungen geeignet ist.

Die stark schwankenden orangen bzw. braunen Indikatorverläufe weisen darauf hin, dass sich insbesondere durch Rückstau beeinflusste Abflüsse auf eine Durchflussmessung auswirken. Je größer der Durchfluss wird, desto stärker ist die Beeinflussung des Rückstaus auf die Durchflussmessung. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der benetzte Umfang bei gleichem Durchfluss proportional zum durchflossenen Querschnitt abnimmt. Da durch die Reibung an der Kanalwand Energie dissipiert wird, baut sich die durch die Störung induzierte Spiralströmung unter Normalabfluss schneller ab.

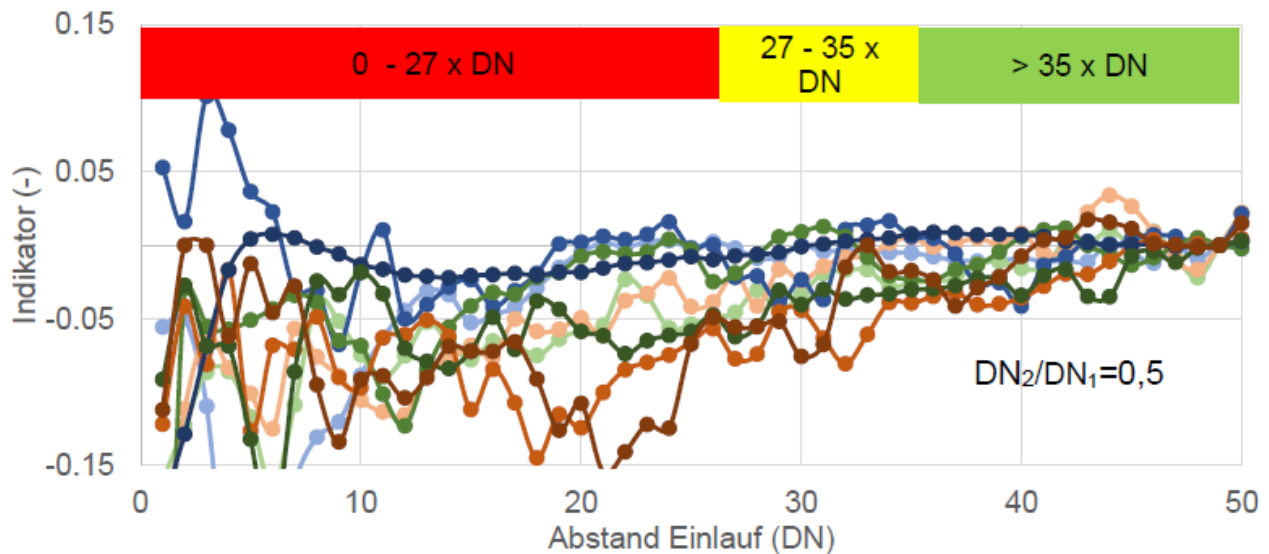


Abbildung 7: Indikator für Variante „Zusammenfluss im Schacht“ $DN_2/DN_1 = 0,5$, mit Zoneneinteilung

ohne Rückstau: blau und grün; mit Rückstau: orange und braun

hoher Durchfluss: hohe Farbintensität; geringer Durchfluss: schwache Farbintensität

6 ZUSAMMENFASSUNG

Im Forschungsvorhaben FLUKZ wurde der Einfluss von Störungen infolge seitlicher Zuflüsse auf die Axialsymmetrie der Geschwindigkeitsverteilung in teilgefüllten Kreisrohren untersucht. Exemplarisch werden Ergebnisse einer Variante dargestellt. Sie untersuchte den Einfluss des scheitelgleichen Zusammenflusses zweier Kreisrohre mit dem Durchmesser Verhältnis $DN_2/DN_1=0,5$.

Durch den scheitelgleichen Zusammenfluss, wird der Strömung eine Spiralströmung aufgeprägt, die sich in durch Rückstau beeinflussten Abflüssen weiter fortpflanzt, als unter Normalabfluss.

Ab einem Abstand $> 35x DN$ vom Zusammenfluss liegen nur noch geringfügige Asymmetrien des Geschwindigkeitsprofils vor. Für diese Fälle lassen sich Korrekturterme entwickeln für die Durchflussermittlung mit Messeinrichtungen, die vertikale Geschwindigkeitsprofile erfassen, kalibriert werden können.

7 DANK

Das zugrundeliegende Forschungsvorhaben „Durchflussmessung im Bereich gestörter Profile im Kanalnetz“, wurde im Rahmen des Programms „Transfer NRW: FH-EXTRA“ durch das Ministerium für Innovation, Wissenschaft und Forschung des Landes NRW gefördert.

8 REFERENZEN

- DIN EN ISO 748 (2005): *Hydrometrie-Durchflussmessung in offenen Gerinnen mittels Fließgeschwindigkeitsmessgeräten oder Schwimmern*. DIN EN ISO 748. Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 52 S.
- DWA-M 181 (2011): *Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen*. DWA-M 181. Hennef: DWA.
- Kölling, C. und Valentin, F. (1995): *SIMK - Durchflussmessungen*. In: *Wasserwirtschaft*, 85/1995, S. 494 - 499.
- Uhl, M.; Henrichs, M.; Voßwinkel, N.; Schnieders, A.; Mohn, R.: Genauigkeit der Durchflussmessung in kleinen Kreisprofilen. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, 57 (2010) Nr. 6, S. 539-550.

Rückschlüsse auf Kanalnetz-Charakteristika aus Kläranlagen-Betriebsdaten

Ch. Eicher

Ingenieurbüro Christian Eicher, Kirchfeldstrasse 18, CH-4917 Melchnau

Email des Autors: chebelp@bgb.ch

Kurzfassung Kläranlagen-Betriebsdaten weisen ein grosses, oftmals unterschätztes Potential auf für die Beurteilung der Funktion des vorgelagerten Kanalnetzes und von dessen Entlastungsanlagen. Zusammenhänge und Abhängigkeiten von Stofffrachten im Zufluss zur KA sowie an den Überläufen im Netz lassen sich anhand von Korrelationen extrahieren. Ebenso lassen sich wichtige Erkenntnisse zum Fremdwasserverhalten und von dessen Auswirkungen gewinnen.

Schlagwörter: KA-Betriebsdaten, Stoffwerte, Fremdwasser, Entlastungsfrachten

1 EINLEITUNG

Betriebsdaten von KA werden landläufig fast ausschliesslich für den Anlagenbetrieb sowie als Basis für die Ausbauplanung genutzt; dabei weisen diese i.d.R. einen erheblichen Nutzen auf für die Interpretation von weitergehenden Zusammenhängen des angeschlossenen Kanalnetzes.

Obschon die verfügbaren Labor- und Zuflussdaten meist nur auf Tagesbasis und erstere nur als Mittelwerte alle paar Tage vorliegen, lassen sich aus den Zuflusswerten für Konzentration und Stofffracht über grössere Zeiträume wertvolle Informationen extrahieren. Diese umfassen insbesondere Rückschlüsse auf Stoff-Verluste über Entlastungen, wesentliche Ablagerungspotentiale im Netz mit Resuspension bei erhöhtem Zufluss, sowie Erkenntnisse zu Fremdwasser-Anfall und -Charakter.

Ergänzende Folgerungen zum Fremdwasseranfall sowie zu Stofffracht-Verlusten an Entlastungsanlagen sind zudem möglich durch Einbezug von Gewässer- und Grundwasser-Niveaudaten in die Untersuchungen, sowie ggf. von Betriebsdaten zu Abwasser-Hebwerken und Regenbecken.

In Ermangelung zuverlässiger Stofffracht-Grössenordnungen für die Überlaufrachten im Netz über längere Zeiträume geben KA-Zuflussdaten zumindest Tages-Mittelwerte der Abwasserkonzentrationen her, welche für grobe Fracht-Abschätzungen und Bilanzierungen nutzbar sind.

Weil die KA-Betriebsdaten im allgemeinen sehr professionell und routinemässig erhoben werden, stellen sie einen bedeutenden Wert dar, welcher unbedingt besser genutzt werden sollte.

2 KORRELATION ZULAUF-FRACHTEN BEZOGEN AUF ZULAUFMENGEN

Der Zusammenhang zwischen den Stofffrachten im ARA-Zulauf zu den jeweiligen Tagesmengen erlaubt wertvolle Rückschlüsse auf die Situation im Oberlieger-Kanalnetz in Abhängigkeit der Wasserführung infolge Niederschlag, Schneeschmelze oder Fremdwasser.

Einerseits können abhängig von den Gefällsverhältnissen und dem Zustand der Leitungen bedeutende Stofffrachten bereits im Kanalnetz abgelagert und bei grösseren Abflüssen remobilisiert werden. Gleiches gilt für Hebwerke im Transportsystem. Andererseits bestehen an Entlastungsanlagen im Kanalnetz Begrenzungen der Weiterleitmengen, womit bei erhöhtem Zufluss unterschiedlich grosse Abwasser- und Stofffrachten vor der Kläranlage in Gewässer abgeschlagen werden.

Diese Zusammenhänge können bei entsprechender Analyse aus den KA-Betriebsdaten zumindest ansatzweise sichtbar gemacht werden; sie unterstützen den Ingenieur bei der Abschätzung der effektiv aus dem Kanalnetz vor der Kläranlage "verlorenen" Stofffrachten, und damit bei der Beurteilung von konzeptionellen Massnahmen um die Entlastungsverhältnisse im weitergehenden Kanalnetz.

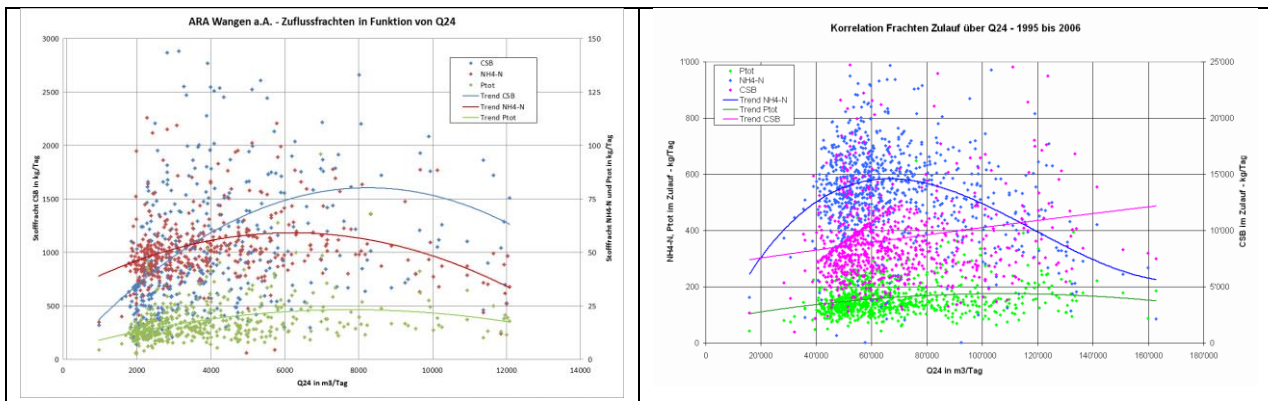


Abbildung 1 – Korrelation Stofffrachten im KA-Zufluss bezogen auf Q24

Bei der Interpretation dieser Zusammenhänge ist wichtig, den unterschiedlichen Charakter von vorwiegend partikulären bzw. gelösten Stoffkomponenten zu beachten:

- der chemische Sauerstoffbedarf CSB liegt zu einem wesentlichen Teil in partikulärer Form vor; dieser Anteil unterliegt daher ausgeprägt den Ablagerungs- und Resuspensionsmechanismen im Kanalnetz;
- der Ammonium-Stickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ demgegenüber ist in gelöster Form vorhanden und wird weder abgelagert noch durch Resuspension massgeblich beeinflusst; er hat daher etwas wie eine Referenz- oder Tracer-Funktion

Der Unterschied zwischen diesen beiden Stoffen ist denn auch sehr deutlich sichtbar: Währenddem der CSB bei grösseren Zuflüssen zumeist markant ansteigt infolge Resuspension im Kanalnetz, ist beim $\text{NH}_4\text{-N}$ eine mehr oder weniger deutliche Abnahme sichtbar, welche dem Stoffverlust über Entlastungsanlagen im System entspricht.

Aufgrund des beim gelösten $\text{NH}_4\text{-N}$ sichtbaren Stoffverlusts ist somit davon auszugehen, dass bei den partikulären Stoffen ebenfalls ein bedeutender Anteil der aufgewirbelten Kanalsedimente über Entlastungsanlagen verloren geht.

3 KORRELATION KA-ZULAUFMENGEN MIT GEWÄSSER-NIVEAUX

Zahlreiche Kläranlagen leiden unter mehr oder weniger grossen Fremdwassermengen. Dementsprechend werden mit unterschiedlich aufwendigen Messprogrammen in den Kanalnetzen potentielle Fremdwasserquellen gesucht, in der Hoffnung, auf dieser Grundlage Massnahmen zur Reduktion oder Elimination der unerwünschten Sauberwasserzuflüsse zum Abwassersystem definieren zu können.

Bei diesen Untersuchungen wird sehr oft vergessen, dass bereits die KA-Betriebsdaten wertvolle Hintergrund-Informationen liefern können – speziell, wenn man sich die Mühe macht, zusätzlich Gewässer- oder Grundwasser-Niveaudaten einzubeziehen.

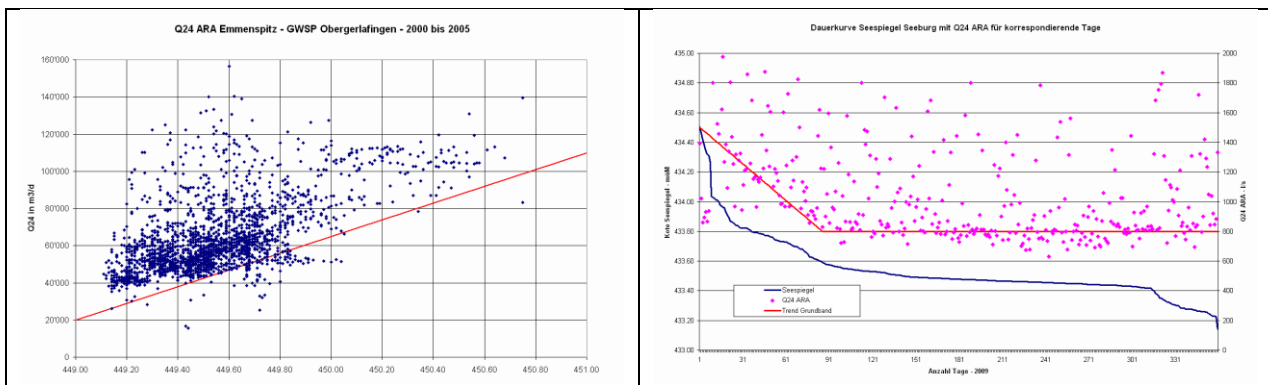


Abbildung 2 – Korrelation Q24 mit Grundwasserniveaux und Seespiegel

Die beiden gezeigten Beispiele aus dem Solothurner Wasseramt sowie aus der Region Luzern dokumentieren die mehr oder weniger direkten Zusammenhänge zwischen den Zufluss-Minima auf den betroffenen Kläranlagen mit den Niveaux eines bedeutenden Grundwasserstroms (Solothurn, links), bzw. des Vierwaldstädtersees (Luzern, rechts).

4 KORRELATION STOFFFRACHTEN BEZOGEN AUF GEWÄSSER-NIVEAUX

Es liegt auf der Hand, dass gewässer-induzierte Fremdwassermengen auch auf das Entlastungsverhalten eines Kanalnetzes Einfluss haben können: Erhöhte Fremdwasserzuflüsse reduzieren die Grösse des "Weiterleitfensters" der Drosseleinrichtungen, womit Entlastungsanlagen früher anspringen und länger überlaufen, was auf der Kläranlage als Stoff-Verlust sichtbar wird.

Dieser Zusammenhang lässt sich zeigen und ggf. frachtmässig abschätzen, wenn die KA-Zuflussfrachten verschiedener Stoffe mit der Dauerkurve des Wasserstands im Gewässer oder des Grundwassers korreliert werden.

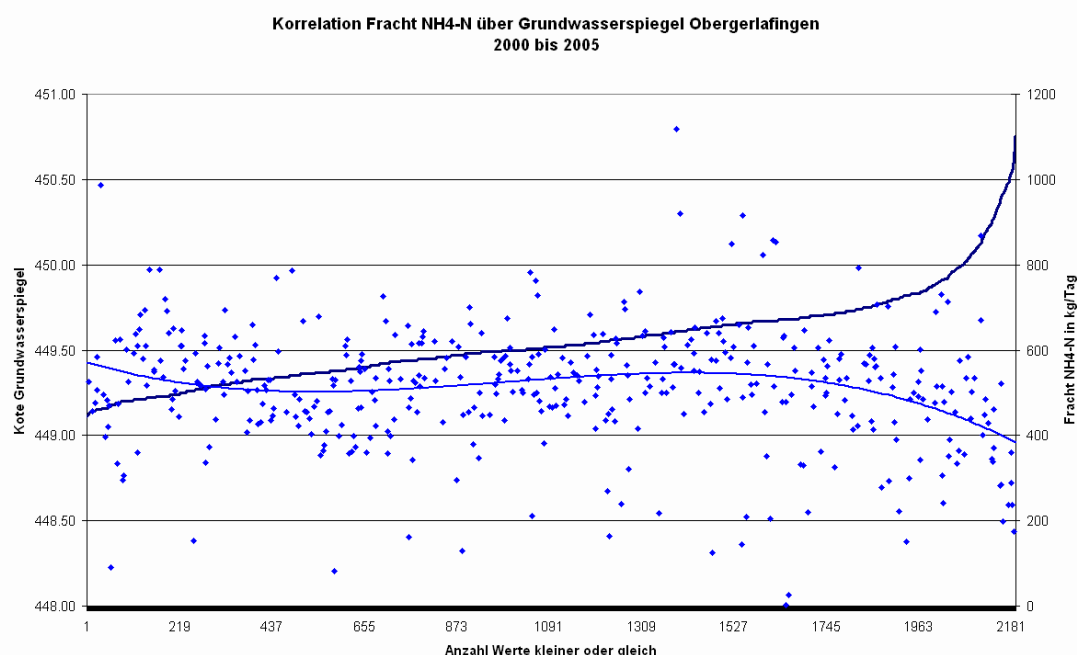


Abbildung 3: Abhängigkeit der Ammonium-Fracht im ARA-Zulauf vom Grundwasserspiegel

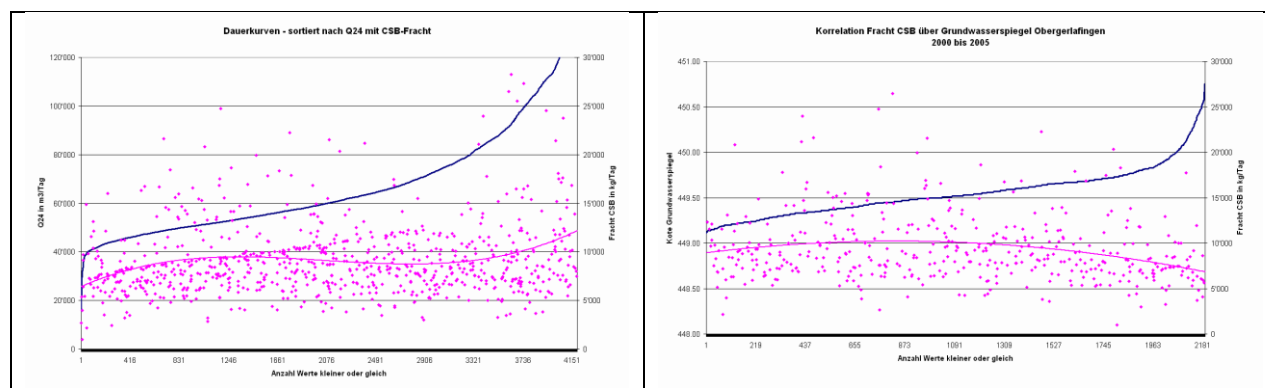


Abbildung 4: Die CSB-Fracht zeigt im Gegensatz zur Korrelation mit der Zulaufmenge (links) beim Grundwasserstand ebenfalls eine abfallende Tendenz (rechts)

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Untersuchungen anhand von KA-Betriebsdaten liefern wertvolle Hinweise auf Grössenordnungen der Stofffracht-Verluste und -Zusammenhänge im vorgelagerten Kanalnetz, sowie ebenso zur Fremdwassersituation. Die effektiven Verhältnisse sind unterschiedlich, je nach dem individuellen Charakter des Abwassertransportsystems sowie von dessen Kapazitätsverhältnissen und der Entlastungskonzeption. Die Analyse dieser Zusammenhänge wird vorteilhaft möglichst früh in der Entwässerungsplanung vorgenommen, als Basis für wesentliche Weichenstellungen bei der Aufgabenformulierung und Prioritätensetzung.

6 REFERENZEN

- Eicher, Ch. (2008): Rückschlüsse aus ARA-Betriebsdaten auf die Situation im Kanalnetz, Bericht zu einer Untersuchung an Kläranlagen im Kanton Solothurn, Kt. Solothurn, Amt für Umwelt, 12/2008
- Enfinger, K.L., Stevens, P.L. (2008): Sewer Sociology – The Days of our (Sewer) Lives, ADS Environmental Services, Huntsville, Alabama

Labor und Praxis im Einklang

R. Töws

Funke Kunststoffe GmbH, Siegenbeckstraße 15, D-59071 Hamm

r.toews@funkegruppe.de

Kurzfassung In den letzten Jahren gewinnen dezentrale Systeme und Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasserabflüssen immer mehr an Bedeutung. Die Anlagen werden mit dem Ziel, abfiltrierbare Stoffe (AFS bzw. GUS) sowie gelöste Schadstoffe (MKW, Schwermetalle) möglichst effektiv zurück zu halten, konzipiert. Seit 2006 werden vom Deutschen Institut für Bautechnik DIBt allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen für Anlagen zur Behandlung des Abwassers von Kfz-Verkehrsflächen erteilt. Die Grundlage für die Erteilung einer Zulassung bildet ein umfangreiches Labor-Versuchsprogramm. Eine 100-prozentige Nachbildung der Realität ist im Labor nicht möglich, daher sind neben den Betriebserfahrungen vor allem ergänzende Praxisversuche von großer Bedeutung. Im vorliegenden Kurzbeitrag werden Ergebnisse eines Feldversuches an einer Anlage, die seit 2006 eine DIBt-Zulassung hat, vorgestellt.

Schlagwörter: Regenwasserbehandlung, D-Rainclean-Sickermulde, Feldversuch

1 EINLEITUNG

Die Behandlung von belastetem Oberflächenwasser von Straßen stellt besondere Anforderungen an die Reinigungstechnik. Seit 2006 gibt es vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) ein Zulassungsverfahren für Anlagen zur Behandlung von belasteten Niederschlagswasserabflüssen. Für die Erlangung einer DIBt-Zulassung ist unter anderem das erfolgreiche Absolvieren eines in den Zulassungsgrundsätzen beschriebenen Prüfprogramms erforderlich. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Laborversuche. Der Vorteil von Laborversuchen liegt darin, dass diese unter genau definierten und reproduzierbaren Randbedingungen stattfinden. Jedoch ist es nicht möglich, in Laborversuchen die Vielfalt und Variabilität der Einflüsse und die Schwankungen der Zulaufkonzentrationen des praktischen Betriebes abzubilden. Deshalb sind Praxisversuche als Ergänzung zu den Versuchen unter Laborbedingungen von großer Bedeutung. Aus diesem Grund wurde Ende 2012 eine Prüfstrecke mit einer DIBt-zugelassenen Anlage (D-Rainclean-Sickermulde, seit 2002 im Einsatz, in zahlreichen Laborversuchen umfangreich untersucht) entlang einer stark befahrenen Landstraße errichtet. Im Folgenden werden die Ergebnisse des umfangreichen Messprogramms über mehr als drei Jahre vorgestellt.

2 BESCHREIBUNG DES SYSTEMS

Die D-Rainclean-Sickermulde ist eine mit D-Rainclean-Substrat gefüllte Kunststoffmulde zur Entwässerung von befestigten Oberflächen. Die Kunststoffmulde hat die Innenmaße H/B/L = 36/30/50 cm und ist im Boden mit 8 Öffnungen $D = 100$ mm ausgestattet.

D-Rainclean erreicht seine außergewöhnliche Reinigungsleistung durch ausgewählte natürliche Mineralien mit hoher Austauschkapazität und Filterwirkung, synthetische Produkte kommen nicht zum Einsatz. Als organische Matrix dient eine geschnittene Kokosfaser. Das auf Verkehrsflächen anfallende „Tropföl“ wird nahezu komplett aufgenommen und abgebaut. Bei Ölfällen können bis zu 10 Liter Öl je laufenden Meter D-Rainclean-Sickermulde über mindestens 24 h gebunden werden.

Die D-Rainclean-Sickermulde war das erste System in Deutschland, dass für die Behandlung von Niederschlagsabflüssen eine Allgemeine Bauaufsichtliche Zulassung erhalten hat (DIBt-Zulassung Z-84.2-1).

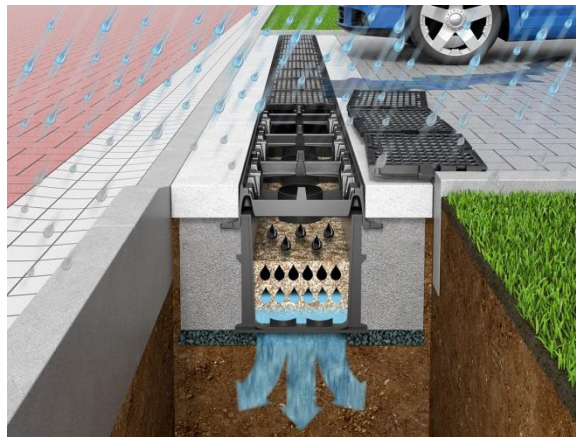


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Systems

Durch die Passage der 20cm-hohen Substratschicht wird das von der Oberfläche abfließende und mit Schadstoffen belastete Regenwasser durch die Bodenöffnungen im unbedenklichen Zustand an das Grundwasser abgegeben. Die Reinigung des Wassers erfolgt durch Filtration, Adsorption, Ionenaustausch, Fällung und durch biologischen Abbau.

3 BESCHREIBUNG DES PRÜFSTRECKE

Es werden insgesamt 4 Meter D-Rainclean-Sickermulde am Rand der Landstraße (ca. 7000 DTV) eingebaut. Die angeschlossene Fläche beträgt ca. 50 m². Die Straße hat eine Asphaltdecke und weist über ihre gesamte Breite ein einseitiges Gefälle zur D-Rainclean-Sickermulde hin.

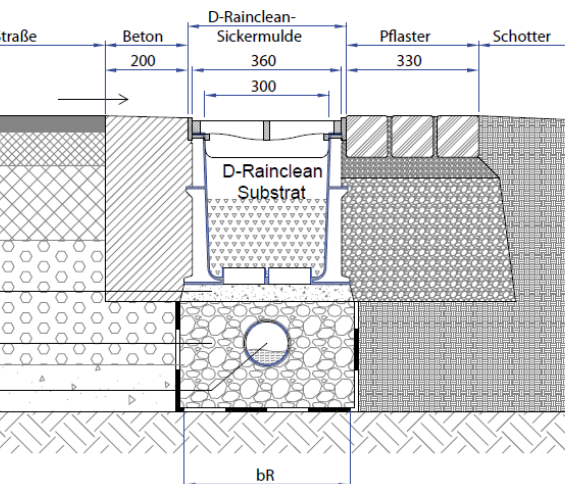
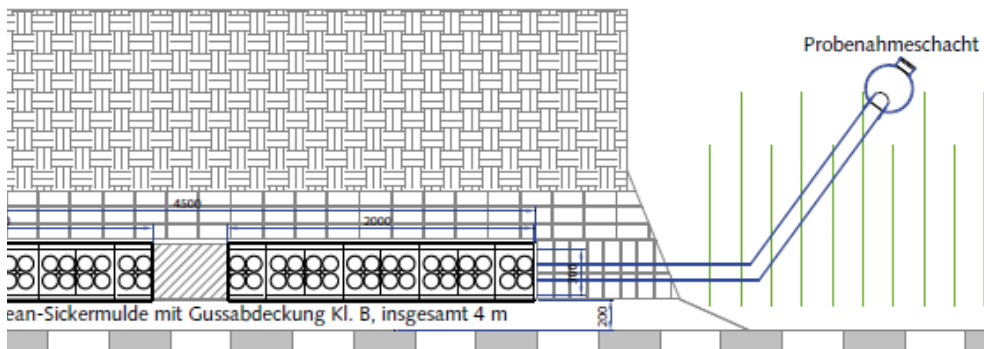


Abbildung 2: Aufbau der Prüfstrecke, Draufsicht und Schnitt



Abbildung 3: Fotos von der Prüfstrecke

Die Probenahmen vom Zu- und Ablaufwasser erfolgten in Abständen von 1-2 Monaten für unterschiedliche Regenereignisse (Niederschlagshöhen zwischen 1 und 15 mm).

4 ERGEBNISSE

Die Analysen umfassen im In- und Output von der Anlage neben den gängigen Substanzen (Schwermetalle, AFS, MKW, pH-Wert) zusätzlich PAK's, Phosphate und den CSB-Wert.

Im Folgenden sind exemplarisch einige Ergebnisse aufgeführt.

4.1 Schadstoffkonzentrationen Im Zulauf

Die Schadstoffkonzentrationen im Zulauf stimmen in etwa mit den Literaturwerten überein und liegen häufig über den Prüfwerten der Bundesbodenschutzverordnung.

Tabelle 1: Konzentrationen im Niederschlagswasserabfluss

Substanz	Prüfstrecke Mittel- und Extremwerte aus 25 Messungen	Literatur ¹	Prüfwert BBodSchV
AFS [mg/l]	508 (145 – 1488)	60 – 400	-
MKW [mg/l]	1,97 (0 – 7,7)	1 – 5	0,2
Kupfer [µg/l]	46 (7 -120)	30 – 250	50
Zink [µg/l]	227 (31 - 685)	200 - 600	500
CSB [mg/l]	143 (15 – 345)	30 - 150	-

¹ Schmitt, T. G., A.Welker et.al, 2010: Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. DWA Abschlussbericht.

Zum Teil wird der Anteil AFS_{fein} ($\leq 63 \mu\text{m}$) bestimmt. Bezogen auf AFS_{gesamt} betrug der Anteil AFS_{fein} ca. 60-80 %.

4.2 Wirkungsgrade der Anlage

In den folgenden Abbildungen sind exemplarisch die Input- und Outputkonzentrationen der D-Rainclean-Sickermulde grafisch dargestellt.

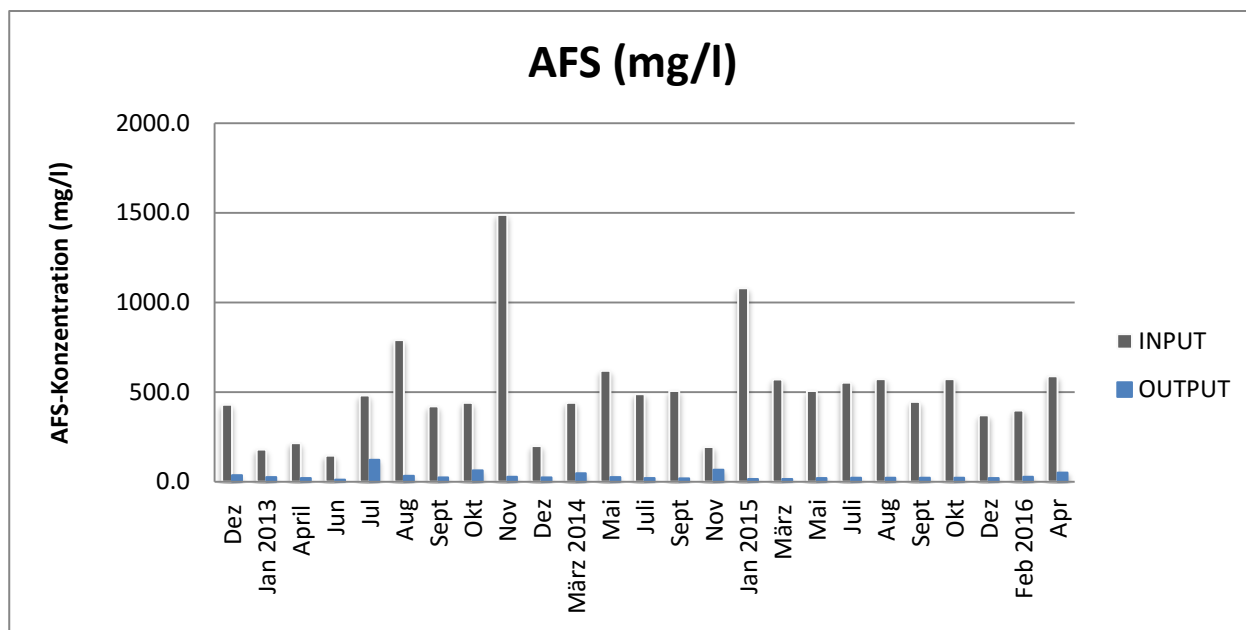


Abbildung 4: AFS-Konzentrationen im Zulauf zur Anlage (Input) und nach der Behandlung (Output)

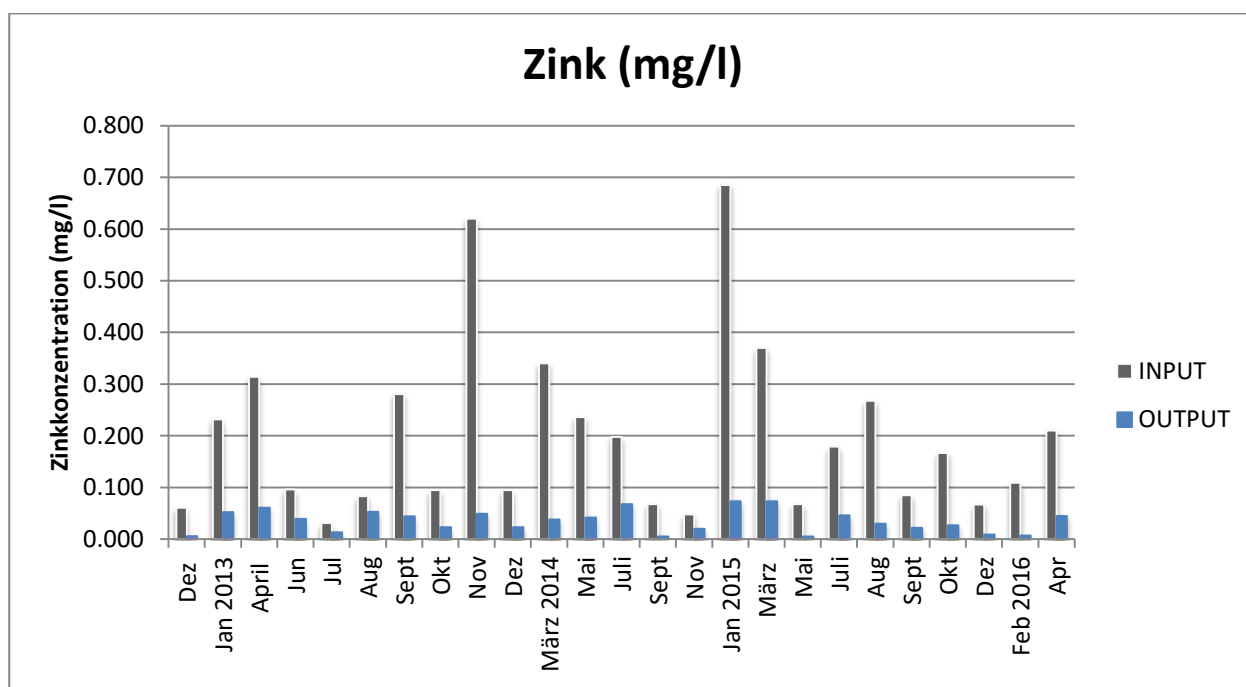


Abbildung 5: Zink-Konzentrationen im Zulauf zur Anlage (Input) und nach der Behandlung (Output)

Erreicht wird auf der Prüfstrecke ein mittlerer (insgesamt 25 Messreihen) Wirkungsgrad von:

AFS Rückhalt	92,8 %
Kohlenwasserstoffrückhalt	85,2 %
Zn-Rückhalt	78,9 %
Cu-Rückhalt	70,1 %
Pb-Rückhalt	80,0 %

Die erreichten Wirkungsgrade fallen erwartungsgemäß etwas hinter denen aus Labor- und Prüfungsergebnissen (alle Werte über 95%) zurück. In Labor- und Prüfungsaufbauten wird in der Regel mit stark erhöhten Schwermetallkonzentrationen gearbeitet, um in einem überschaubaren Untersuchungszeitraum die Belastung mehrerer Jahre simulieren zu können. Im Praxisbetrieb mit viel geringeren Zulaufkonzentrationen und weiteren äußeren Einflüssen sind so hohe Rückhaltegrade nicht erreichbar. Die im Praxisversuch erreichten Werte sind als sehr gut einzustufen.

Die Ablaufwerte unterhalb der D-Rainclean-Sickermulde lagen bei den untersuchten Substanzen durchgehend weit unterhalb der Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Behandlung von belastetem Oberflächenwasser von Verkehrsflächen stellt besondere Anforderungen an die Behandlungssysteme. Mit der D-Rainclean-Sickermulde wird am Markt seit Jahren eine optimale Lösung zur Reinigung von belastetem Oberflächenwasser angeboten.

Die D-Rainclean-Sickermulde wurde in den letzten 15 Jahren umfangreich u.a. im Zuge der Erteilung (2006) und Verlängerungen (2011 und 2016) der DIBt-Zulassung untersucht. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Laborversuche. Der Vorteil von Laborversuchen liegt darin, dass diese unter genau definierten und reproduzierbaren Randbedingungen stattfinden. Jedoch ist es nicht möglich, in Laborversuchen die Vielfalt und Variabilität der Einflüsse und die Schwankungen der Zulaufkonzentrationen des praktischen Betriebes abzubilden. Deshalb sind Praxisversuche als Ergänzung zu den Versuchen unter Laborbedingungen von großer Bedeutung. Aus diesem Grund wurde Ende 2012 eine Prüfstrecke entlang einer stark befahrenen Landstraße mit ca. 6.000 DTV errichtet.

Die Ergebnisse dieser mehrjährigen Studie zeigen, dass die seit 2006 vom DIBt zugelassene D-Rainclean-Sickermulde sowohl in Laborversuchen als auch im praktischen Betrieb mit wechselnden Belastungsereignissen ausgezeichnete Reinigungsleistungen bewiesen hat. Unabhängig von der Schadstoffkonzentration im Zulauf werden die Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung am Ablauf der D-Rainclean-Sickermulde stets deutlich unterschritten.

6 REFERENZEN

- DIBt (2015). Niederschlagswasserbehandlungsanlagen: Anlagen zur dezentralen Behandlung des Abwassers von Kfz-Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser
- Schmitt, T. G., A.Welker et.al, 2010: Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. DWA Abschlussbericht

Beschriftung von Ablaufschächten, die nicht über die ARA entwässern

T. Herren^{1,*}

¹AWA Kanton Bern, Grundwasser und Altlasten, Reiterstrasse 11, CH-3011 Bern

*Email des korrespondierenden Autors: thomas.herren@bve.be.ch

Kurzfassung: Zur Vermeidung von Gewässerverschmutzungen hat der VSA ein Projekt mit dem Ziel, die Beschriftung von Ablaufschächten, die nicht über die ARA entwässern, zu regeln. Ziel des Projektes ist, Gewässerverschmutzungen aus Unwissenheit und Unachtsamkeit zukünftig zu vermeiden und die Bevölkerung für diese Anliegen zu sensibilisieren. Eine Projektgruppe hat dazu in den letzten drei Jahren eine Lösung mit einer Beschriftungsrondelle, die auf den Belag, den Randstein oder direkt auf den Gussrost geklebt werden kann, erarbeitet. Die Rondellen wurden während zwei Jahren in den Pilotgemeinden Ostermundigen (BE) und Neuenburg (NE) erfolgreich getestet.

Schlagwörter: Beschriftung, Ablaufschächte, Pilotversuch, Rondelle, Beschriftungsrondelle, Gussrost

1 EINLEITUNG

Nicht jeder Ablaufschacht ist an einer Kanalisationsleitung angeschlossen, welche in eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) mündet, in der das Abwasser gereinigt wird.

Die meisten Leute gehen aber davon aus, dass sämtliche Ablaufschächte auf eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) entwässern und entsorgen deshalb ohne schlechtes Gewissen ihr Abwasser im nächsten Ablaufschacht (aus dem Auge aus dem Sinn).



Abb. 1: Ablaufschacht

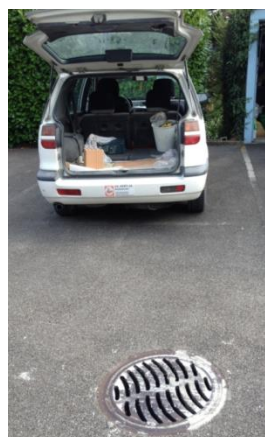


Abb. 2: Bsp. Entsorgung von Farbe

Bei vielen dieser Ablaufschächte fliesst das Wasser jedoch in einen Bach respektive in einen See oder versickert via Versickerungsanlage direkt ins Grundwasser. In einem solchen Fall kann die Entsorgung von Abwasser zu einer Verschmutzung der Gewässer (Fischsterben) bzw. des Grundwassers (Trinkwasserverschmutzung) führen.

2 PROJEKTZIELE

Daher hat der Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) ein Projekt mit folgenden Zielen lanciert:

- Sensibilisierung der Bevölkerung für den Gewässerschutz und Aufklärung über allfällige Auswirkungen der Abwasserentsorgung.
- Vermeidung von Gewässerverschmutzungen, welche durch Unwissenheit oder Unachtsamkeit durch das Entsorgen von verschmutztem Abwasser in Ablaufschächten entstehen.
- Schaffung einer praxistauglichen Lösung für die Beschriftung von Ablaufschächten, deren Abwasser in ein Gewässer fliesst oder ins Grundwasser versickert.

3 MÖGLICHE LÖSUNGEN

Eine Projektgruppe des VSA erarbeitete während rund zwei Jahren eine Lösung, wie diese Beschriftung aussehen könnte und welche Anforderungen diese in der Praxis zu erfüllen hat. Dabei wurden diverse Varianten geprüft und vorgeschlagen. Aufgrund von Recherchen der Arbeitsgruppe stellte sich heraus, dass für die Beschriftung der Schächte folgende vier Varianten als mögliche Lösungen in Frage kommen:

- Bedruckte Aluminiumrondelle aufgeklebt auf den Belag oder Guss (vgl. Abb. 3 und 4)
- Messingplättchen (vgl. Abb. 5 und 6)
- Beschriftung auf den Belag (vgl. Abb. 7 und 8)
- Neuer Gussrost mit Beschriftung (vgl. Abb. 9 und 10)

3.1 Bedruckte Aluminiumrondelle aufgeklebt auf den Belag oder Guss

Die Arbeitsgruppe kam zum Schluss, dass nur eine einheitliche und für alle verständliche Rondelle aus Aluminium, welche auf den Belag (vgl. Abb. 3), den Randstein oder dem Gussrost (vgl. Abb. 4) aufgeklebt werden kann, eine praxistaugliche und kostengünstige Lösung ist



Abb. 3: Rondelle auf den Belag geklebt



Abb. 4: Rondelle auf den Guss geklebt

3.2 Messingplättchen aufgeklebt auf den Belag oder Guss

Messingplättchen (vgl. Abb. 5 und 6) erwiesen sich gegenüber den Rondellen als zu teuer und sind auch gestalterisch zu wenig auffällig. Als Lösung wären sie allenfalls denkbar, wenn die Aluminiumrondelle technisch nicht realisiert werden kann.



Abb. 5: Bsp. Messingplättchen in Betondeckel



Abb. 6: Vorschlag für Messingplättchen

3.3 Beschriftung auf den Belag

Das Bedrucken des Fahrbahnbelages mit Signalfarbe mittels Schablone oder mittels Stempel war der Arbeitsgruppe zu wenig dauerhaft und auch optisch nicht ansprechend, obwohl dies in Kalifornien bereits so umgesetzt wurde (vgl. Abb. 7 und 8). Deshalb wurde diese Variante verworfen.



Abb. 7: Aufschrift auf den Belag mit Schablone



Abb. 8: Var. auf den Belag gestempelt

3.4 Neuer Gussrost mit Beschriftung

Diese Variante war ursprünglich kein Bestandteil unserer Arbeit und wurde erst im Zusammenhang mit der Präventionskampagne «unter jedem Ablaufgitter verbirgt sich ein Fluss» des Schweizerischen Verbandes der Fischereiaufseher (SVFA) thematisiert. Neue Gussroste für den Austausch bei bestehenden Schächten befand die Arbeitsgruppe als zu teuer und bei der Vielzahl von verschiedenen Ablaufschächten als kaum flächendeckend anwendbar. Der Schweizerische Verband der Fischereiaufseher (SVFA) hat trotzdem eine solche Lösung mit der Firma Von Roll AG erarbeitet und diese in einer weiteren Kampagne im Juni 2013 lanciert (vgl. Abb. 9 und 10).



Abb. 9: Gussrost FishRoll



Abb. 10: FishRoll in Schacht eingebaut

4 GESTALTUNG DER BESCHRIFTUNG

Schwieriger gestaltete sich das Design dieser Rondelle. Während der Projektphase wurde die Bevölkerung ein erstes Mal zur Wahl des richtigen Motivs befragt (vgl. Abb. 11 und 12). Dabei stellte sich heraus, dass der Eimer für Laien einfacher zu verstehen ist, als das Motiv mit den Fischen, das eigentlich nur im unmittelbaren Bereich eines Oberflächengewässers als Botschaft verständlich war. Vom Motiv des Eimers (vgl. Abb. 12) waren jedoch nicht alle restlos überzeugt und es wurde noch ein alternativer Vorschlag in Verbotsform und ohne Text ausgearbeitet (vgl. Abb. 13).

Die abschliessende Umfrage, an der 1450 Personen teilgenommen haben, zeigte, dass eine Lösung mit einem Piktogramm ohne Text jedoch nicht ausreicht. Die beiden Varianten Abb.12 und Abb. 13 schnitten gleichwertig ab. So resultierte schlussendlich folgende für alle verständliche Lösung, welche in den Landessprachen deutsch (Abb. 14), französisch (Abb. 15) und italienisch (Abb. 16) ausgearbeitet wurde.



Abb. 11: Var. Fisch



Abb. 12: Var. Eimer



Abb.13: Var. ohne Text



Abb. 14: Rondelle deutsch



Abb. 15: Rondelle franz.



Abb. 16: Rondelle italienisch

5 PILOTVERSUCHE

Eine Herausforderung war, dass der Aufdruck der Rondelle den Stahlbürsten einer Strassenreinigungsmaschine standhalten kann. Die ersten Versuche mit konventionell bedruckten Alurondellen scheiterten kläglich (vgl. Abb. 17 und 18). Bereits nach der zweiten Befahrung war der Aufdruck nicht mehr sichtbar.



Abb. 17: nach dem ersten Fahrversuch



Abb. 18: nach dem zweiten Fahrversuch

Nach intensiven Recherchen wurde eine Firma gefunden, die uns eine Lösung für dieses Problem anbieten konnte. Dabei wird die Rondelle im Untereloxaldruckverfahren produziert, die Farben werden in die Oxydschicht gedruckt und diese anschliessend verschlossen. Die Rondelle bleibt so kratz- und abriebfest, witterungs- und korrosionsbeständig, sowie beständig gegen Fette und Säuren. Dieses Verfahren hat sich bereits beim Einsatz unter extremen Witterungseinflüssen bewährt u.a. für die Beschriftung von Pfeilern bei Hochseeölplattformen.

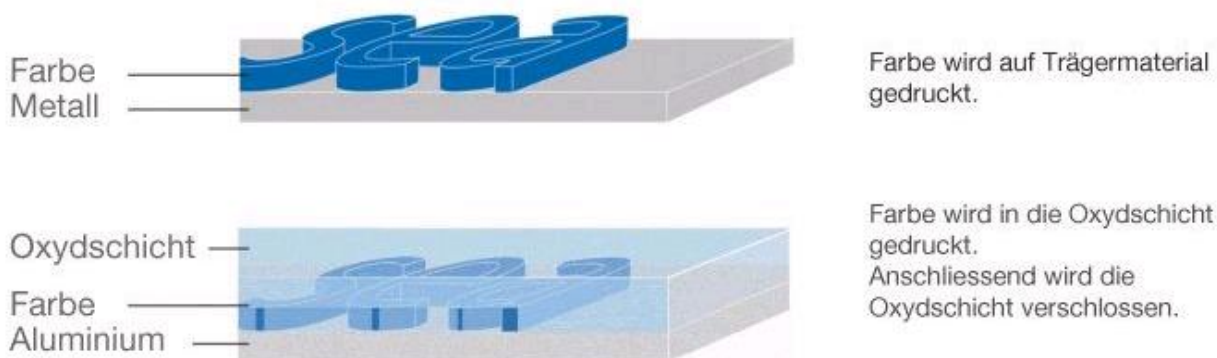


Abb. 19: Funktionsweise Untereloxaldruck (Firma Algra AG)

In den Gemeinden Ostermundigen (BE) und Neuenburg (NE) wurden die Rondellen anschliessend auf verschiedene Arten montiert und während eines Jahres getestet. Die Rondellen im Strassenbereich wurden u.a. während 12 Monaten 150 Mal mit der Strassenreinigungsmaschine, die mit Stahl-Kunststoffbürsten ausgerüstet ist, befahren. Der Aufdruck blieb auch nach 150 Befahrungsvorgängen (davon waren 35 Schneeräumungen, 85 Glatteisbekämpfungen und 30 Strassenreinigungen) gut lesbar und die Farben intakt. Die Rondelle hat sich somit bezüglich der Beständigkeit gegen die Stahl-Kunststoffbürsten bewährt. Den Reinigungsarbeiten hat auch der eingesetzte Baukleber standgehalten. Es hat sich keine Rondelle gelöst. Nach Abschluss der Versuchsdauer hat die Gemeinde Ostermundigen für den VSA eine Montageanleitung erstellt. Die besten Ergebnisse wurden erreicht, wenn die Aluminium-Rondellen in eine vorgängig geschliffene Belagsvertiefung geklebt wurden. Auf vertikalen Flächen oder wenn diese nicht stark beansprucht werden, können die Rondellen auch direkt auf die entsprechende Oberfläche oder den Gussrost geklebt werden.

Mittlerweile sind die Rondellen des Pilotversuchs bereits über zwei Jahre im Einsatz und die Gemeinde Ostermundigen ist vom Produkt nach wie vor überzeugt. Sie wird die Rondelle in ihrer Gemeinde flächendeckend zur Beschriftung der Ablaufschächte, die nicht über die ARA entwässern, einsetzen.

6 WEITERES VORGEHEN

Im Mai 2016 hat der VSA die Beschriftungsrondelle lanciert u.a. mit einer Werbung in der Fachzeitschrift Aqua und Gas. Den grösseren Gemeinden wurde ein Muster mit einem Informationsbrief und einem Flyer zugestellt. Die Gemeinden haben jetzt die Möglichkeit mittels Flyer die Bevölkerung zu informieren und die Rondellen bei den entsprechenden Schächten montieren zu lassen. Die ersten Bestellungen sind in der Zwischenzeit beim VSA eingegangen.

Die Rondellen, Flyer und Montageanleitungen können bei der Geschäftsstelle des VSA über den Shop bestellt werden.

7 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Am Anfang des Projekts hatten wir uns zu stark auf die Gestaltung der Rondelle fokussiert und dabei die technische Machbarkeit etwas vernachlässigt. Als beim ersten Praxistest mit einer Reinigungsmaschine in der Gemeinde Ostermundigen der Aufdruck der Rondelle abgeschliffen wurde, schien das Projekt zum Scheitern verurteilt.

Die Publikation des Projekts auf der Homepage des VSA, des Kantons Bern und der Pilotgemeinden erwies sich im Nachhinein als Glücksfall, da eine Herstellerfirma für Schilder so überhaupt auf unser Projekt aufmerksam wurde. Dank dem speziellen Druckverfahren konnte das Projekt schlussendlich erfolgreich abgeschlossen werden.

Leider war trotz gemeinsamer Interessen und Ziele eine Zusammenarbeit mit dem Schweizerischen Verband der Fischereiaufseher (SVFA) nicht zu Stande gekommen. Ihr Produkt (vgl. Abb. 9 und 10) ist aus finanziellen Gründen nur bei neuen Ablaufschächten denkbar. Synergien für eine gemeinsame Werbekampagne konnten daher nicht genutzt werden.

Wir sind überzeugt, dass wir mit der Entwicklung der Beschriftungsrondelle einen grossen Beitrag für die Sensibilisierung der Bevölkerung geleistet haben und dem VSA ein sehr gutes Produkt in die Hände geben konnten. Jetzt liegt es an unserem Verband und uns Gewässerschutzfachleuten, dass die Rondellen in der Schweiz möglichst flächendeckend eingesetzt werden und dadurch unsere Gewässer sauber bleiben.

Fehler in der Mengenbilanz

Kilian Hesse, Ernst Lüdi, Heinrich Hesse, Benjamin Mischler
 STEBATEC AG, Mattenstrasse 6a, CH-2555 Brugg

*Email des korrespondierenden Autors: kilian.hesse@stebatec.ch

1 ZUSAMMENFASSUNG

Motive für den Einsatz von Mengenmesstechnik in Abwasserkanälen gibt es viele. Jedoch sind während der Planung von Messstellen meist nicht alle Motive präsent, was Entscheidungen erschwert. Messanlagen sollen präzise, günstig, wartungsarm, wartungsfreundlich und zuverlässig sein. Generierte Messdaten fehlerfrei, jederzeit abrufbar und gerichtlich verwertbar. Sowohl kleinste wie grosse Abflussmengen müssen mit der gleichen Messgenauigkeit erfasst werden.

Dieses Referat verschafft einen Überblick über die verschiedenen Ansprüche und zeigt gleichzeitig auf, was die Physik erlaubt und wo technische Grenzen liegen. Weiter werden konzeptionelle Fragen zu Abwassermessnetzen beantwortet.

Der Stand der Technik im Bereich der Durchflussmesstechnik hat sich in den vergangenen 5 Jahren massiv verändert. Automatische Verifizierung von redundant ausgelegten Messungen sind heute möglich und das dauerhaft präzise Messen von Abwasser, ist trotz den unberechenbaren Feststoffen, machbar geworden.

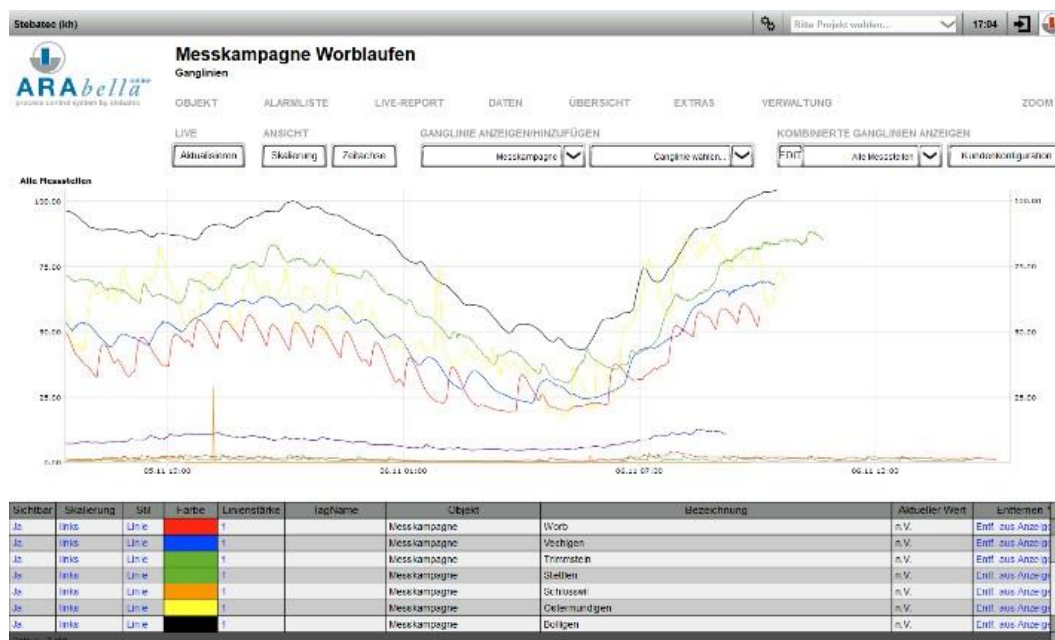


Abbildung 1

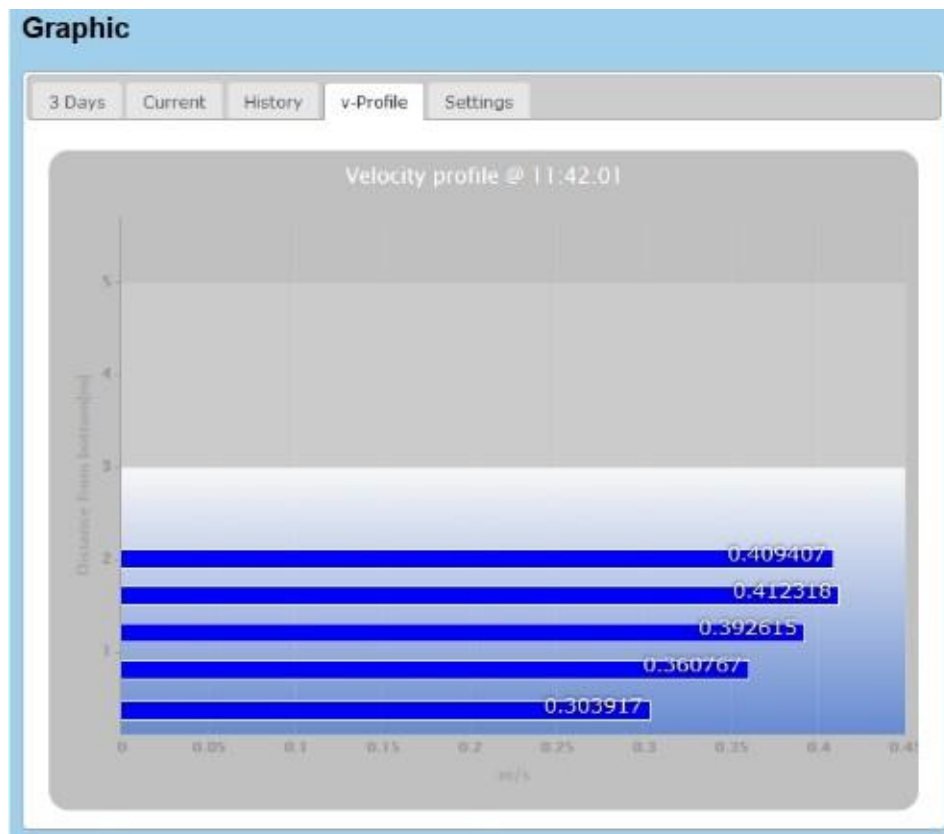


Abbildung 2

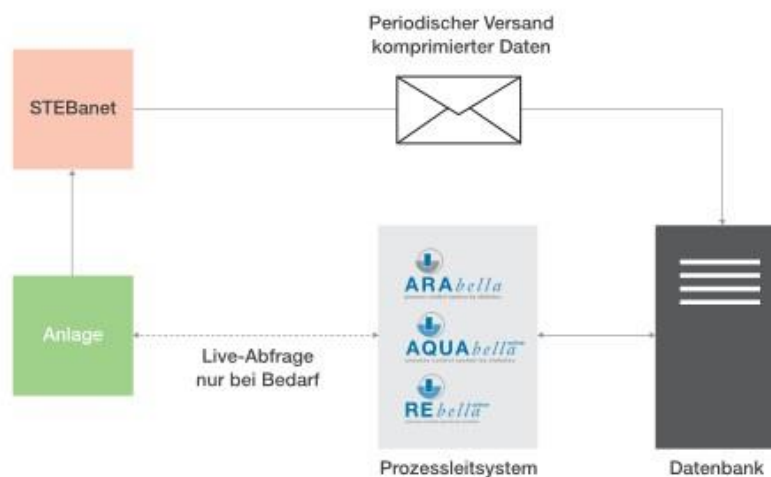


Abbildung 3

2 ÜBERSICHT REFERATSINHALT

2.1 Fehlerfortpflanzung in Messnetzen. Vom Messfehler zum Abrechnungsfehler

An in Serie angeordnete Messstellen, welche zur Mengenbilanzierung der dazwischenliegenden Einleiter dienen, sind sehr hohe Ansprüche zu stellen. Eine Auswertung zeigt in diesem Referat auf, welche Anordnungen sinnvoll sind, und welche letztlich ein zu hohes Abrechnungsfehlerpotenzial mitbringen.

2.2 Messtechnik und Physik. Eigenschaften der physikalischen Messverfahren

Verlässt man sich bei der Projektierung von Messanlagen auf die deklarierte Genauigkeit, kommt es bei der Datenauswertung oft zu Überraschungen. Einfache Messverfahren scheinen zu ungenau, aufwändigere zu teuer. Feststoffe und Ablagerungen beeinflussen das Resultat unkontrolliert. Bei Simulationen in Hydrauliklabors können Geometrie und Verschmutzungen nachgestellt werden, so dass die effektiv erreichbare Messgenauigkeit evaluiert, und das für den Messstandort geeignetste Messverfahren gewählt werden kann. In diesem Referat werden verschiedene Beispiele von Versuchen im Hydrauliklabor der STEBATEC aufgezeigt, sowie andere typische Fehlerquellen (zbsp. in der Datenübertragung) genannt.

2.3 Gegenläufige Interessen. Ansprüche aus Wissenschaft und Praxis an Messstellen

Messgeräte sind auf der einen Seite so gut wie sie Wartungsfreundlich sind. Wartungsfreundlichkeit erfordert oftmals aufwändige und kostspielige Installationen. Im Gegenzug sollen möglichst viele Messstellen zuverlässig viele Informationen über Qualität und Quantität liefern, so dass moderne Kanalnetze Realität werden. In diesem Referat möchten wir versuchen den Stand der Technik darzustellen und zudem eine Zukunftsprognose wagen, wie die Messlandschaft in 30 Jahren aussehen könnte.

2.4 Messdaten als Abrechnungsbasis. Das Messnetz der ARA Radet

Darstellung eines Beispielprojekts, indem verschiedenste physikalische Messverfahren zum Einsatz kamen. Das Referat zeigt auf wie Messresultate verifiziert, und Abrechnungssicherheit geschaffen wurde.

Beispiel mit 5%-Fehler Messstellen

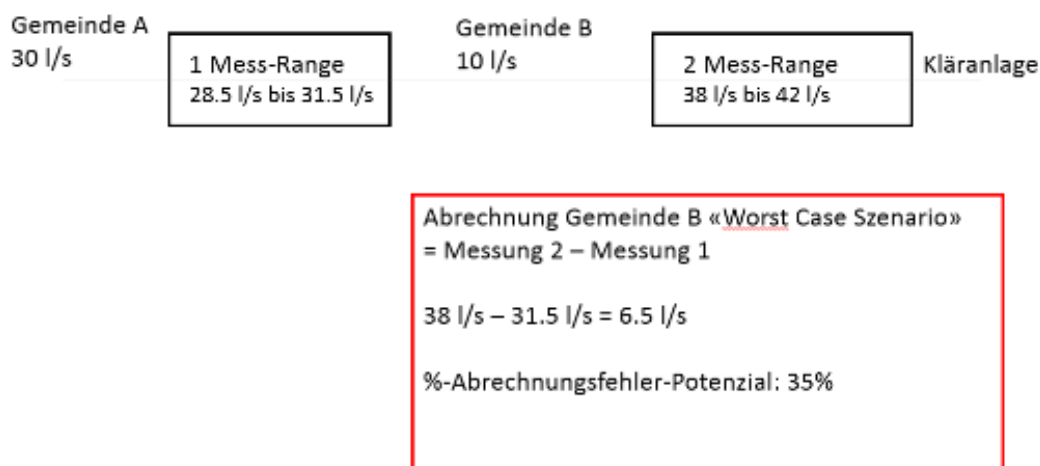


Abbildung 4: Berechnungsbeispiel Abrechnungsfehler-Potenzial

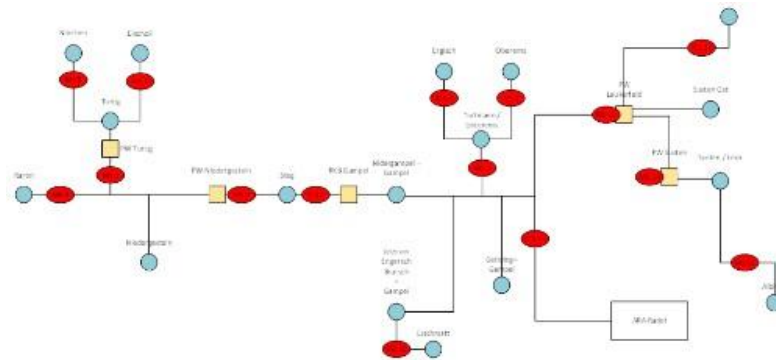


Abbildung 5: Beispiel Messnetz ARA Radet



Abbildung 5: Simulationen im Hydrauliklabor

Schwermetalle und weitere Metalle in Verkehrsflächenabflüssen: methodenspezifische Einflüsse von Monitoring-Programmen auf Datenqualität und Untersuchungsergebnisse

M. Huber^{1,2}, A. Welker², J. Scharrer¹ und B. Helmreich^{1,*}

¹ Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Am Coulombwall 3, D-85748 Garching

² Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Hydromechanik, Frankfurt University of Applied Sciences, Nibelungenplatz 1, D-60318 Frankfurt am Main

*Email des korrespondierenden Autors: b.helmreich@tum.de

Kurzfassung Niederschläge, die von Verkehrsflächen abfließen, sind oftmals mit einer Vielzahl von Stoffen, wie Schwermetalle und Feststoffe, verunreinigt. Diese Parameter werden in Monitoring-Programmen gemessen und ausgewertet, um Aussagen zur Aufkommensrelevanz treffen zu können. Neben den ortsspezifischen Charakteristika haben die methodenspezifischen Faktoren einen Einfluss auf die gemessenen Abflusskonzentrationen, welche durch eine hohe Schwankungsbreite und teilweise fehlende Vergleichbarkeit, auch bedingt durch die variierenden Untersuchungsmethodiken, gekennzeichnet sind. Wichtige Teilschritte bei der Untersuchungsmethodik sind die Probennahme, die Probenvorbereitung, die Analytik sowie die Ergebnisauswertung. Die größten möglichen Abweichungen treten bei der Probennahme und Probenvorbereitung auf, während die eigentliche Probenanalytik in der Regel geringere Schwankungen verursacht. Anhand einer umfangreichen Literaturstudie wurden wichtige Einflussfaktoren (z. B. Art und Umfang der Probennahme, Filtration, Aufschluss und Bestimmungsgrenzen) erfasst und ausgewertet. Die Ergebnisse werden anhand von Beispielen zur Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Metallen erläutert. Dabei ist die Verfügbarkeit von Daten zum Zeitpunkt der Auswertung ebenfalls von großer Bedeutung für die Datenqualität der Untersuchungsergebnisse.

Schlagwörter: Analytik, Auswertung, Einflussfaktoren, Probennahme, Probenvorbereitung

1 EINLEITUNG

Seit etwa 40 Jahren wird die Belastung des Niederschlagswassers, welches von Verkehrsflächen abfließt, anhand von Felduntersuchungen mit einer zunehmenden Anzahl an Parametern charakterisiert, um deren Aufkommensrelevanz zu bestimmen. Bisher wurden häufig Schwermetalle und Feststoffe, aber auch Nährstoffe, Kohlenwasserstoffe und Auftausalze an verschiedenen Messstandorten gemessen (Eriksson et al., 2007), sodass derzeit für die (Schwer-)Metalle viele Untersuchungsergebnisse mit unterschiedlicher Datentiefe vorliegen. Bei den Schwermetallen wurden häufig die Parameter Blei, Kupfer und Zink aufgrund der fehlenden Abbaubarkeit, des signifikanten Aufkommens und der Bestimmbarkeit im Labor in Monitoring-Programmen berücksichtigt (Tiefenthaler et al., 2001; Revitt et al., 2014). Weitere Schwermetalle wie Cadmium, Chrom und Nickel wurden ebenfalls regelmäßig berücksichtigt, wohingegen andere Parameter wie Antimon, Cobalt, Mangan und Wolfram sowie die Platin-Gruppen-Elemente Palladium, Platin und Rhodium selten gemessen wurden (Huber et al., 2016). Die Untersuchung der Konzentrationen an verschiedenen Orten ist notwendig, um Flächen zu identifizieren, deren Abflüsse im Regenwetterfall belastet sind. Belastete Niederschlagsabflüsse müssen vor Einleitung in Grund- oder Oberflächengewässer behandelt werden. Dabei muss die Qualität und Güte der Daten eine sichere Quantifizierung der Schadstoffkonzentrationen ermöglichen. Die Ergebnisse und deren Qualität hängen von einer Vielzahl an Einflussfaktoren ab, sodass die in der Literatur dokumentierten Daten aus verschiedenen Messprogrammen eine weite Streuung aufweisen (Welker & Dittmer, 2005). Grundsätzlich lassen sich ortsspezifische (beeinflussen die reale Verschmutzung des Oberflächenabflusses) und methodenspezifische (betreffen die korrekte Abbildung der realen Verhältnisse) Faktoren unterscheiden. Im Folgenden werden die wesentlichen methodenspezifischen Einflussfaktoren zusammengefasst und deren Einflüsse werden auf die in der Literatur veröffentlichten Untersuchungsergebnisse anhand von Beispielen zur Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit (Schwer-)Metallen diskutiert.

2 METHODIK

Dieser Beitrag basiert auf den Daten zu 316 der derzeit in der eigenen Literaturdatenbank zu Verkehrsflächenabflüssen vorhandenen internationalen Messstandorten. Die Datenbank beinhaltet neben ortsspezifischen Informationen über die untersuchten Verkehrsflächenkategorien (Brücken, Autobahnen, Parkplätze und Straßen), welche sowohl die Witterung und das Klima als auch die Eigenschaften der betrachteten Flächen umfassen, auch Angaben zu den verwendeten Untersuchungsmethodiken. Diese wurden nach den vier Teilbereichen Probenahme, Probenvorbereitung, Analytik und Datenauswertung kategorisiert. Für jeden Teilbereich wurden die von den Autoren veröffentlichten Angaben zu den jeweiligen methodenspezifischen Einflussfaktoren gesammelt und ermöglichen somit statistische Auswertungen. Das Programmpaket SPSS 22 von IBM wurde für die statistischen Auswertungen und das Erstellen der Abbildungen verwendet. Als Darstellung wurden neben Häufigkeitsverteilungen Box-Whisker-Plots gewählt, bei denen das obere bzw. untere Ende der Box dem oberen bzw. unteren Quartil entspricht und der Strich in der Box dem Median. Die Länge der Whisker gibt das 1,5-Fache des Interquartilsabstands (IQR) wieder. Ausreißer ($> 1,5$ -Fache des IQR) werden mit kleinen Kreisen und Extremwerte ($> 3,0$ -Fache des IQR) mit Sternen gekennzeichnet.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Methodenspezifische Einflüsse auf die Datenqualität

Abhängig von den jeweiligen Fragestellungen der Monitoring-Programme treten große Unterschiede in der Methodik auf. Während in den älteren Messungen meist stark belastete Stellen (Autobahnen und Brücken) beprobt wurden, wurden seit Ende der 80er Jahre auch stark frequentierte Innerortsstraßen, Parkplätze und weniger befahrene Straßen untersucht, sodass aktuell über ein weites Spektrum der Verkehrsflächen Daten vorliegen (Abbildung 1 links und Mitte). Dennoch sind derzeit wenige Daten zu einigen Kategorien (z. B. stark frequentierte Parkplätze, Stop-and-go-Bereiche und Kreuzungen) verfügbar (Huber et al., 2015a). Gerade diese Flächennutzungen führen aber häufig zu besonders hohen Schadstoffbelastungen in den Niederschlagsabflüssen. In vielen Untersuchungen werden die mittleren Belastungen von Verkehrsflächenabflüssen ermittelt, wohingegen andere Studien den Verlauf der Abflusskonzentrationen innerhalb eines Ereignisses erfassen. Dabei unterscheidet sich der Umfang der gewonnenen Proben bzw. der erfassten Ereignisse deutlich. Teilweise werden nur einzelne Proben zur Qualitätserfassung analysiert. Bei größeren Messprogrammen sind zehn analysierte Proben bzw. Ereignisse pro Standort üblich, aber es werden teilweise auch über 50 Proben pro Standort über mehrere Jahre hinweg genommen (Abbildung 1 rechts). Dabei kann die reine Probenanzahl nicht als Gütekriterium verwendet werden, da eine Probe auch eine Mischprobe sein kann, welche für ein Regenereignis oder einen längeren Zeitraum repräsentativ ist. So können 24 Proben eines Regenereignisses Aussagen zum Verlauf der Stofffracht während eines Regenereignisses ermöglichen, wohingegen 24 Monatsmischproben für langfristige Stoffbilanzen an einem Standort notwendig sind.

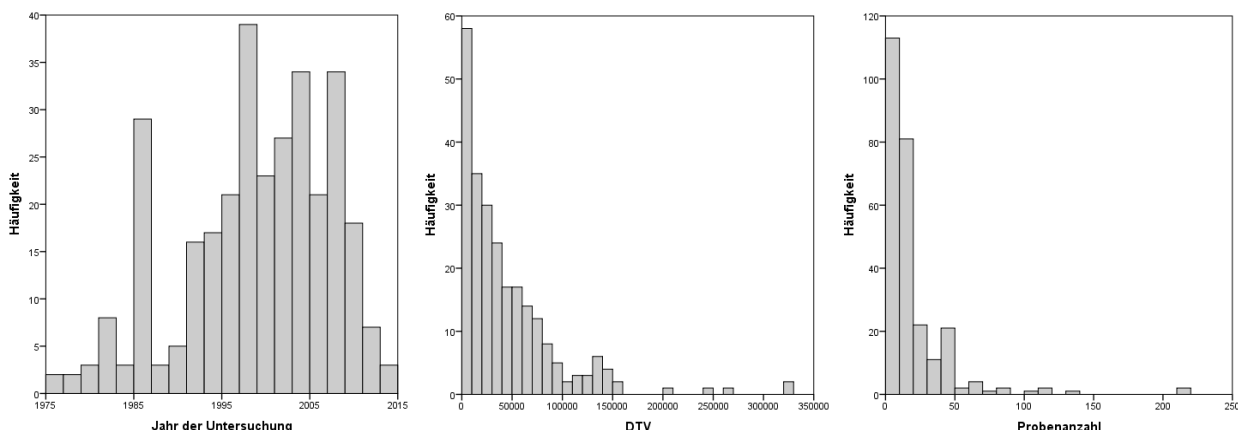


Abbildung 1: Datenqualität – Verfügbarkeit von Daten zum Zeitpunkt der Auswertung (n=316), Auswahl der zu untersuchenden Standorte nach Verkehrsstärke (DTV, n=245) und Anzahl der ausgewerteten Proben pro Standort und Messprogramm (n=263); bei n<316 keine Angaben in der entsprechenden Original-Literatur verfügbar

Neben der Anzahl der Proben sind als weitere Unterschiede bei der Probennahme besonders die Art (manuell oder automatisch), die Steuerung (zeit-, volumen- oder durchflussproportional), der Ort (z. B. Straßenrand, Rinne oder Anlagenzulauf) und die Probenmenge zu nennen. Zusätzlich haben die Reinigung der Probenehmer und Probennahmegefäße, die Temperierung sowie der Transport der Proben Einflüsse auf die Ergebnisse (Scharrer, 2014). In Bezug auf die Probenvorbereitung sind für die Schwermetalle besonders der Zeitpunkt und die Methode der Filtration zur Bestimmung der gelösten Anteile sowie die Bedingungen des Aufschlusses entscheidende Einflussfaktoren. Für die Filtration werden meist 0,45 µm-Filter verwendet, jedoch kommen auch Filter mit Porenweiten zwischen 0,1 µm und 0,8 µm zur Anwendung. Häufig erfolgt die Filtration wenige Stunden nach der Probennahme, jedoch auch bis zu einigen Tagen danach, wodurch Unterschiede in der Bestimmung der gelösten Anteile auftreten können. Die Bestimmung der Gesamtgehalte ist abhängig von der Stärke des Aufschlusses. Zur Bestimmung der Gesamtkonzentrationen in Flüssigproben ist besonders der Königswasseraufschluss (teils mit Mikrowelle) geeignet. Dahingegen werden mit den häufig verwendeten Säureaufschlüssen (meist Salpetersäure) nicht alle partikulär gebundenen Schwermetalle während der Probenvorbereitung als freie Ionen in Lösung gebracht und jener Anteil wird somit auch nicht in der Analytik detektiert. Somit führen Säureaufschlüsse nur zur Bestimmung von Pseudo-Gesamtgehalten, die je nach untersuchter Matrix deutlich geringer als die tatsächlichen Gesamtkonzentrationen sein können. Die Analyse der Proben selbst verursacht in der Regel geringere Schwankungen, insbesondere dann, wenn Qualitätskontrollen regelmäßig durchgeführt werden. Neben der Qualität der Rohdaten ist auch die Art der Ergebnismittelung für die Vergleichbarkeit der Datensätze verschiedener Standorte entscheidend. Bei der Ergebnismittelung spielen die Intervalle der Datenaufzeichnung (z. B. Durchflussmessung) sowie Plausibilitätsprüfungen eine besondere Rolle. Zudem muss bei einzelnen Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze der Umgang mit dieser dokumentiert werden. Insgesamt gesehen treten die größten möglichen Abweichungen bei der Probennahme und Probenvorbereitung auf, während die Probenanalytik im Regelfall geringere Schwankungen verursacht (Welker & Dittmer, 2005).

3.2 Verfügbarkeit von Daten

Neben den methodenspezifischen Einflüssen ist die Verfügbarkeit von Daten, besonders von einzelnen Standorten, aber auch von Rohdaten, entscheidend für Literaturdatenzusammenstellungen und weitergehende sowie zusammenfassende Auswertungen. Eine zentrale Datenbank für die gemessenen Daten zusammen mit orts- und methodenspezifischen Randbedingungen wäre daher empfehlenswert.

3.3 Untersuchungsergebnisse

Weltweit werden Monitoring-Programme für Verkehrsflächenabflüsse vornehmlich in Nordamerika und Europa durchgeführt. Die meisten Daten liegen für die Verkehrsflächenkategorie Autobahnen und die beiden Parameter Kupfer und Zink vor. Für Europa ergeben sich in der Anzahl der untersuchten und publizierten Standorte zwischen den Ländern große Unterschiede (Abbildung 2).

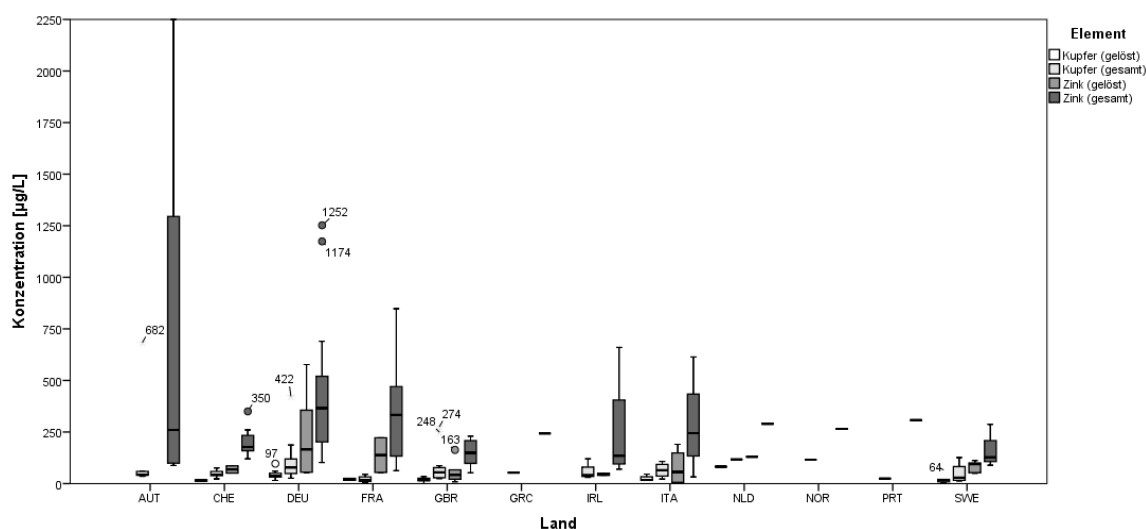


Abbildung 2: Untersuchungsergebnisse – Kupfer und Zink in europäischen Autobahnabflüssen. Waagrechte Striche bedeuten, dass nur eine Messung publiziert und verfügbar ist.

Während in Deutschland, Frankreich, Großbritannien und der Schweiz viele Messprogramme durchgeführt wurden, ist die Datenlage besonders in den osteuropäischen Ländern gering (Huber et al., 2015a). Die Unterschiede der mittleren Belastungen zwischen den einzelnen Ländern ergeben sich nicht nur aus der Anzahl der Messprogramme und der ortsspezifischen Unterschiede, sondern auch in den Untersuchungsmethodiken (z. B. Stichprobenuntersuchungen von Einzelereignissen oder 2-Wochen-Mischproben zur Funktionskontrolle von Behandlungsanlagen über ein Jahr). So können einzelne Datenpunkte ein Mehrjahres-Monitoring darstellen oder aber auch das Ergebnis einer Einzelprobe sein. Daher ist die Auswahl der Messprogramme für vergleichende Auswertungen anhand einer Validierungsmatrix, welche die methodenspezifischen Einflussfaktoren beinhaltet, erforderlich. Eine detaillierte Aufstellung der Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink sowie zu den wesentlichen Einflussfaktoren sind in Huber et al. (2015a; 2016) veröffentlicht. Anhand solcher Zusammenstellungen von Literaturdaten wird auch die Notwendigkeit der Erfassung von Messdaten für den Gewässerschutz untermauert. So müssen viele Verkehrsflächenabflüsse aufgrund der Belastung mit Kupfer und Zink einer Behandlung zugeführt werden. Neben diesen beiden Stoffen sind weitere Schwermetalle in der deutschen Gesetzgebung bei der Einleitung in das Grundwasser aufgrund ihrer Wirkungsrelevanz aufgeführt (Mantel-Verordnung, 2015). Dazu zählt auch das toxische Cadmium, dessen Prüfwerte für die Einleitung in das Grundwasser – wie für viele andere Metalle auch – deutlich von 5,0 µg/L auf 0,25 µg/L reduziert wurde. Um Aussagen für den Gewässerschutz treffen zu können, ob ein Parameter aufkommensrelevant ist, muss die Untersuchungsmethodik entsprechend geringe Bestimmungsgrenzen anwenden. Für das Beispiel Cadmium sind in Tabelle 1 die Bestimmungsgrenzen für die 179 der 316 Standorte, an denen Cadmium gemessen wurde, aufgeführt. Deutlich ist zu sehen, dass nur ein Bruchteil der Messprogramme eine entsprechend niedrige Bestimmungsgrenze hat. Da Cadmium häufig im Bereich 0,5–5,0 µg/L vorkommt (Huber et al., 2016), können die meisten Untersuchungsmethodiken die Substanz auch bestimmen. Jedoch kann bei der Wahl einer photometrischen Methode (Bestimmungsgrenze 50 µg/L) keine Aussage über die Höhe der Cadmium-Belastung der untersuchten Verkehrsflächen getroffen werden. In Bezug auf die Analytik der Schwermetalle wird durch das Hinzukommen eines Prüfwerts für Thallium (0,8 µg/L; Mantel-Verordnung, 2015) wahrscheinlich der zukünftige Parameterumfang erweitert, damit auch Aussagen zu dessen Aufkommensrelevanz getroffen werden können. Bisher wurde es nur an drei der 316 Standorte bestimmt (Werte unterhalb der nicht angegebenen Bestimmungsgrenze). Auch die Reduzierung des Prüfwertes für Quecksilber auf 0,05 µg/L stellt erhöhte Ansprüche an die Analytik. Zusätzlich haben die Verschärfung des Prüfwertes für Antimon (5 µg/L) und der neue Wert für Vanadium (4 µg/L), zu dem sehr wenige Messwerte in Verkehrsflächenabflüssen vorliegen (Tabelle 2), einen Einfluss auf die Behandlungsbedürftigkeit der Verkehrsflächenabflüsse. Eine nochmalige Verschärfung der Prüfwerte für Arsen (10 µg/L auf 2,6 µg/L), Cobalt (8 µg/L auf 5,7 µg/L) und Selen (7 µg/L auf 3 µg/L) würde eine weitere Zunahme des Parameterumfangs für zukünftige Monitoring-Programme bedeuten, um gesicherte Angaben zur Aufkommensrelevanz dieser Parameter treffen zu können. Die bisher gemessenen Konzentrationen sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Dabei ist zu beachten, dass die Auswertung der Untersuchungsergebnisse aufgrund der geringen Datenanzahl derzeit keine statistisch robusten Aussagen zulassen. Zusammenfassend sind zukünftig aufgrund der geänderten gesetzlichen Rahmenbedingungen weitere Parameter zu bestimmen, wobei die Bestimmungsgrenzen kleiner werden müssen sowie für Quecksilber die besonderen Anforderungen bei der Methodik berücksichtigt werden müssen.

Im Gegensatz zu den bisher genannten Metallen, muss bei den nur zeitweise in stark erhöhten Konzentrationen in den Abflüssen gemessenen (Erd-)Alkalimetallen, dazu zählen besonders Na, aber auch Ca und Mg (Huber et al., 2015b), ein besonderes Augenmerk auf die Auswertemethodik gelegt werden. Oftmals werden für diese Stoffe die mittleren Konzentrationen für den gesamten Messzeitraum angegeben. Für die Beurteilung der Ergebnisse und für weitere Auswertungen sollten aber die mittleren Konzentrationen zusätzlich getrennt nach Winter und Sommer angegeben werden. Aufgrund der bisher unterschiedlichen Berechnungen der gemittelten Werte, wobei oftmals nur die Bereiche angegeben wurden, konnten keine statistischen Auswertungen für die Stoffe Ca, K, Mg und Na durchgeführt werden.

Tabelle 1: Verteilung der Bestimmungsgrenzen für Cd (n=179 bzw. 56,6 % der untersuchten Standorte); f.A. (falsche Angabe, da Bestimmungsgrenze größer als angegebene Messwerte) und k.A. (keine Angabe)

Parameter	<0,1 µg/L	0,1 µg/L	0,2 µg/L	0,5 µg/L	1,0 µg/L	2,0 µg/L	3,0 µg/L	4,0 µg/L	5,0 µg/L	10 µg/L	50 µg/L	f.A.	k.A.
Cd (Anzahl)	9	6	8	18	21	6	2	1	1	1	3	2	101

Tabelle 2: Zusammenfassung weiterer Metalle in Verkehrsflächenabflüssen. Alle Konzentrationen in µg/L.

Parameter	n	Min	Median	Mittelwert	75 % Perzentil	90 % Perzentil	Max	SD
Antimon (gesamt)	14	0,80	4,15	4,89	6,88	9,70	10,7	2,87
Antimon (gelöst)	3	1,21	1,24	2,50	-	-	5,05	2,20
Arsen (gesamt)	26	0,80	2,34	5,26	7,00	19,3	20,1	6,11
Arsen (gelöst)	17	0,55	1,23	1,63	1,75	3,30	7,37	1,56
Cobalt (gesamt)	13	1,08	1,90	4,18	6,15	11,9	13,3	3,85
Cobalt (gelöst)	9	0,07	0,91	3,47	6,23	-	15,4	5,13
Mangan (gesamt)	22	11,1	113	160	230	327	659	148
Mangan (gelöst)	11	9,00	37,6	65,3	121	231	255	76,1
Palladium (gesamt)	8	0,34	0,90	3,37	8,00	-	8,00	3,84
Platin (gesamt)	11	0,01	0,13	3,77	5,00	20,2	24,0	7,05
Quecksilber (gesamt)	25	0,00	0,40	0,82	1,35	2,64	4,10	1,03
Rhodium (gesamt)	2	0,08	0,61	0,61	-	-	1,14	0,75
Selen (gesamt)	6	0,50	1,15	1,33	2,08	-	2,30	0,69
Vanadium (gesamt)	12	1,90	7,20	13,0	21,8	39,9	44,6	13,1
Wolfram (gesamt)	4	0,58	3,42	4,15	8,34	-	9,19	4,10

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Zur Ermittlung von Konzepten für den Gewässerschutz bei Regenwetter ist eine sichere Quantifizierung der Schadstoffkonzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen an verschiedenen Standorten notwendig, um in Abhängigkeit von der Belastung der Verkehrsfläche und den Einleitanforderungen des Zielkompartimentes eine geeignete Behandlungsstrategie anwenden zu können. Neben der Standortwahl und der genauen Charakterisierung der ortsspezifischen Einflussfaktoren müssen bei der Umsetzung der Monitoring-Programme die methodenspezifischen Einflüsse auf Datenqualität und Untersuchungsergebnisse berücksichtigt werden. Diese hängen von den zu untersuchenden Parametern ab, wobei alle vier Teilschritte der Untersuchungsmethodik (Probennahme, Probenvorbereitung, Analytik und Ergebnisauswertung) die Datenqualität beeinflussen können. Die größtmöglichen Abweichungen treten, bei Verwendung geeigneter Bestimmungsgrenzen, bei der Probennahme und Probenvorbereitung auf.

5 REFERENZEN

- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., Mikkelsen, P.S. (2007): Selected stormwater priority pollutants — a European perspective. *Science of The Total Environment* 383, 41-51.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. (2015a): Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen – ein europäischer Vergleich. *gwf-Wasser-Abwasser* 156(9), 896–909.
- Huber, M., Welker, A., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2015b): Auftausalze im Straßenwinterdienst – Aufkommen und Bedeutung für dezentrale Behandlungsanlagen von Verkehrsflächenabflüssen zur Versickerung. *gwf-Wasser-Abwasser* 156(11), 1138–1152.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. (2016): Critical Review of Heavy Metal Pollution of Traffic Area Runoff: Occurrence, Influencing Factors, and Partitioning. *Science of the Total Environment* 541, 895–919.
- Mantel-Verordnung (2015): Verordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen oder das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzstoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. 3. Arbeitsentwurf, 23.07.2015.
- Revitt, D.M., Lundy, L., Coulon, F., Fairley, M. (2014): The sources, impact and management of car park runoff pollution: A review. *Journal of Environmental Management* 146, 552–567.
- Scharrer, J. (2014): Literaturstudie zu den gelösten Schwermetallkonzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen. Bachelorarbeit am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München.
- Tiefenthaler, L.L., Schiff, K.C., Bay, S.M. (2001): Characteristics of Parking Lot Runoff Produced by Simulated Rainfall, Technical Report 343, 67 Seiten.
- Welker, A., Dittmer, U. (2005): Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen und PAK - Ergebnisse einer Literaturstudie. *gwf-Wasser-Abwasser* 146(4), 320–332.

Einflussgrößen bei der Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen

C. Huwe^{1,*}

¹Hauraton GmbH & Co.KG, Werkstrasse 13, D-76437 Rastatt,

Email des korrespondierenden Autors: *claus.huwe@hauraton.de

Die Leistungsfähigkeit dezentraler Regenwasserbehandlungsanlagen unterliegt vielfältigen Einflüssen im Realbetrieb. Unterschiedliche Einbausituationen mit variierenden Anströmverhältnissen, Anschlussflächengrößen und Niederschlagspenden führen zu ungleichmäßigen Anlagenzuläufen. Abflussquantitäten unterliegen saisonal und regional starken Schwankungen. Hinzu kommen unterschiedlichste leistungsbeeinflussende Wechselwirkungen zwischen den Inhaltsstoffen des Oberflächenabflusses selbst. Hohe hydraulische Leistungen bei geringen Anlagenmaßen erlauben nur kurze Passagezeiten und erschweren gute Behandlungsleistungen. Ein wichtiger Beitrag zur Optimierung liegt in der Reduzierung von leistungshemmenden Faktoren. Dazu zählt die Vermeidung anaerober Verhältnisse durch Dauereinstau bei Vorhandensein von organischen Inhaltsstoffen, die Gewährleistung der für eine ausreichende Reinigungsleistung erforderlichen Passagezeit, sowie die Minimierung von leistungsbeeinträchtigenden Rücklösungs- und Ausspülungseffekten durch zu schnelle Anlagendurchströmung, beispielsweise bei Starkregenereignissen.

Schlagwörter: Regenwasserbehandlung, Wirkungsgrad, Dauereinstau, Feinpartikel, Zeolith

1 EINFÜHRUNG

im Vergleich zu Prüfungen im Labor gibt es im Realbetrieb wesentlich mehr Einflussgrößen auf die Leistungsfähigkeit dezentraler Regenwasserbehandlungsanlagen. Diese finden sich in:

- unterschiedlichen lokalen Einbausituationen (Anströmverhältnissen und Fließweglängen)
- hoch variablen Qualitäten von Oberflächenabflüssen, beispielsweise geprägt durch Unterschiede zwischen Sommer und Winterbetrieb (Taumittleinsatz), saisonal und standortsabhängigen Anteilen organischer Stoffe, sowie den Massenanteilen feinputikulärer Stoffe (AFS63) und Wechselwirkungen zwischen den Inhaltsstoffen

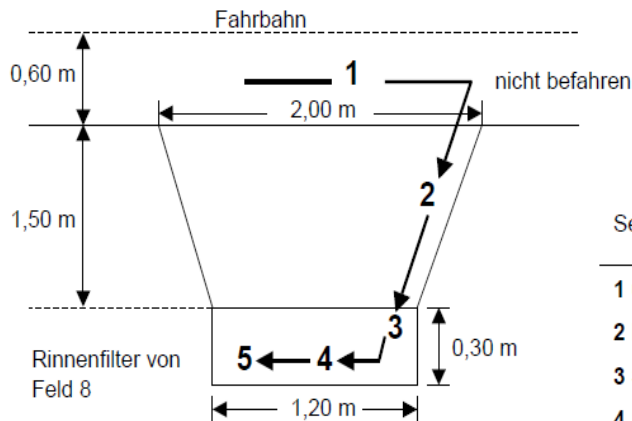
Diese wirken auf unterschiedlicher Weise auf die verschiedenen Behandlungsverfahren wie der Filtration (Oberflächen- oder Tiefenfiltration) und der Sedimentation, trocken fallender oder im Dauereinstau betriebener Systeme, ein.

2 EINBAUSITUATIONEN

Ungleichmäßige Anströmverhältnisse durch natürliche Gefälle, Spurrillen, Setzungen etc., führen selbst bei moderaten Niederschlagsereignissen zu lokal sehr unterschiedlichen, z.T. sehr hohen Zulaufintensitäten. Systeme bei denen das Reinigungsvermögen mit steigenden Zulaufintensitäten sinkt, benötigen für eine ausreichende Reinigungsleistung und dem Schutz vor Remobilisierung bereits gebundener Schadstoffe eine Begrenzung der zu behandelnden Durchlaufmenge.

2.1 Fließweglänge und Schadstoffverteilung

Unterschiedliche Fließwege und Fließweglängen an der Entwässerungsoberfläche bewirken nicht nur eine ungleichmäßige Anströmung dezentraler Anlagen, es findet auch eine Vorabklassierung durch die schnellere Ablagerung größerer Feststoffe und Feststoffe höherer Dichte statt. Untersuchungen zu Ablagerungen von Korngrößen im Verkehrsflächenabfluss, der Verteilung des ubiquitär vorkommenden metallischen Eisens und des Leitschwermetalls Zink auf dem Fließweg von einer Straße in das Retentionsrinnenfiltersystem DRAINFIX CLEAN (Lambert, 2010) weisen auf einen signifikanten Zusammenhang (Abbildung 1).



Sediment	T+U in%	Fe in %	Zn in mg/kg
1 unbefahrene Fahrbahn	0,30	8,07	3394
2 Betonbankett	9,70	4,15	1156
3 Schwemmfläche	16,3	2,99	820
4 Filteroberfläche, zulaufnah	17,4	1,21	322
5 Filteroberfläche, zulauffern	17,6	0,98	211

Probenahme von 1 und 2 Ende Quartal 2/09, Sedimentationszeit 3 Monate (Quartal 2/09)

Probenahme von 3 bis 5 Ende Quartal 3/09, Sedimentationszeit 6 Monate (Quartal 2 und 3/09)

Abbildung 1: Kornfraktionierung des metallischen Eisens entlang des Fließweges (Versuchsanlage: Derchingerstraße / Augsburg (B. Lambert, 2014))

Wie aus der Verteilung der Eisen- und Zinkgehalte ersichtlich ist, verbleiben mit den Eisenpartikeln auch größere Anteile der verkehrsflächenbürtigen Zinkfracht auf der Verkehrsfläche. Liegen diese Abschnitte außerhalb des befahrenen Bereiches findet eine Akkumulation dieser Stoffe in Senken statt, können und müssen über Strassenkehrung entfernt werden.

2.2 Fließweglänge und Feinpartikelfracht

Da gröbere und dichtere Partikel zuerst und die feineren und leichteren Partikel zum Schluss abgelagert werden ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen Systemen die über lange oder kurze Fließwege angeströmt werden. Lineare, flächige Filtersysteme wie Rinnenfilter werden in der Regel über kürzere Fließwege angeströmt, wodurch auch gröbere Partikel auf dem Filter abgelagert werden.

Punktförmige Anlagen, wie beispielsweise Schacht- oder Straßenablaufsysteme hingegen erhalten im Zulauf in der Regel höhere feinpartikuläre Anteile. Da die Feinpartikelfrachten die Hauptursache für die Abnahme von Filterdurchlässigkeiten darstellen, sollte dies bei der Bemessung derartiger Anlagen im Hinblick auf erforderliche Wartungsabstände berücksichtigt werden.

3 EIGENSCHAFTEN VON OBERFLÄCHENABFLÜSSEN

Die Schadstoffbelastung von Oberflächenabflüssen ergibt sich neben verkehrsbedingten Schadstoffeinträgen und Erosion der Entwässerungsflächen auch durch Eintrag von entfernter gelegener Quellen, denen die Flächen als Ablagerungsflächen dienen. Dies gilt z.B. für Windfrachtdeposition von Fest- und Schadstoffen aus der Umgebung.

3.1 Organische Inhaltsstoffe

Mit Feinstaub behaftete Laub und Vegetationsreste des urbanen Raumes erhöhen nicht nur die Schadstofflasten der Verkehrsflächenabflüsse, sie sind auch eine Quelle für Zehr- und Nährstoffe. Eine Sauerstoffzehrung in wassergesättigten Behandlungsanlagen durch organische Stoffe führt zu reduzierenden Bedingungen und zur Rücklösung von Schadstoffen.

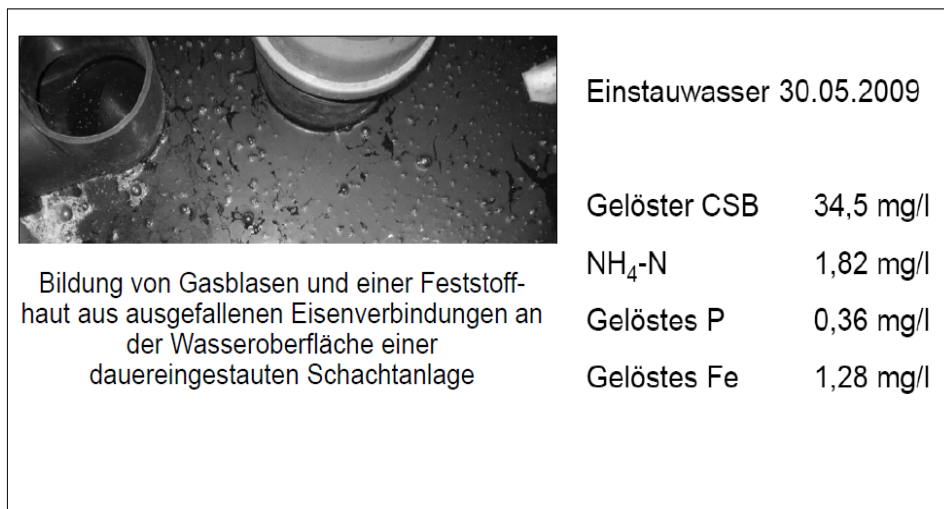


Abbildung 2: Schachtfilter mit Dauereinstau (B. Lambert, 2014)

3.2 Auswirkungen auf Systeme mit Ionenaustauschern

Neben den bereits bekannten Auswirkungen auf Ionenaustauscher wie Zeolith, durch Tausalz, welches zum überwiegenden Anteil aus Natriumchlorid (NaCl) besteht, ergeben sich u.a. auch Fremdionenwirkungen durch anaerobe Zersetzung von organischen Stoffen. Entstehende Kationen wie NH₄⁺ konkurrieren ebenfalls wie Na⁺ mit Schwermetallen um Austauschkapazitäten in Behandlungsanlagen mit Ionenaustauschern und reduzieren dadurch die Wirkungsgrade im Winterbetrieb.

Cs ⁺ > Rb ⁺ > K ⁺ > <u>NH₄⁺</u> > Ba ²⁺ > Sr ²⁺ > <u>Na⁺</u> > Ca ²⁺ > Fe ³⁺ > Al ³⁺ > Mg ²⁺ > Li ⁺	[EPA, 1971]
Li ⁺ > K ⁺ > Cs ⁺ > <u>NH₄⁺</u> > <u>Na⁺</u> > Ag ⁺ > <u>Cd²⁺</u> > <u>Pb²⁺</u> > <u>Zn²⁺</u> > Ba ²⁺ > <u>Cu²⁺</u> > Ca ²⁺ > Hg ²⁺ > Mg ²⁺ > Fe ³⁺ > Al ³⁺	[GSA, 2004]
K ⁺ > <u>NH₄⁺</u> > Ag ⁺ > <u>Pb²⁺</u> > <u>Na⁺</u> > <u>Cu²⁺</u> > Ca ²⁺ >> Li ⁺ > Mg ²⁺	[Gradev, 1993]
Pb ²⁺ > <u>NH₄⁺</u> > <u>Cu²⁺</u> > <u>Cd²⁺</u> > <u>Zn²⁺</u> > Co ²⁺ > Ni ²⁺ > Hg ²⁺	[Blanchard, 1983]
<u>NH₄⁺</u> > Cs ²⁺ > K ⁺ > <u>Na⁺</u>	[Stefanova, 1988]
K ⁺ > <u>NH₄⁺</u> > <u>Na⁺</u> > Ca ²⁺ > Mg ²⁺	[Hagiwara, 1976]
K ⁺ > <u>NH₄⁺</u> > <u>Na⁺</u> > Ca ²⁺	[Jama; 1989]

Abbildung 3: Selektivitätsreihen von Zeolith, (Dr.Ing. Pläß, Prof.Dr. Sekoulov; 2007)

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Neben den verwendeten Verfahren (Sedimentation, Filtration, trockenfallend, Dauereinstau) zur Regenabflussbehandlung von Verkehrsflächen ist auch die Art der installierten Regenwasserbehandlungsanlage (grossflächig linear oder kleinflächig punktförmig) von großer Bedeutung. Bei dauereingestauten Systemen spielt die Belastung mit organischen Stoffen (Zehr- und Nährstoffen) eine leistungsmindernde Rolle.

Die Art der verwendeten Behandlungsanlagen bestimmt die Fliessweglängen und damit die Fest- und Schadstofflast die vom jeweiligen System zurückgehalten werden müssen. Bei punktförmigen Systemen mit längeren Fliesswegstrecken spielt zudem die regelmäßige Strassenreinigung eine wichtige Rolle bei der Schadstoffentfernung.

Bei dauereingestauten Systemen ist durch die anaerobe Transformation von festen organischen Stoffen zu gelösten und sauerstoffzehrenden Stoffen eine zusätzlich Belastung nachgeschalter Gewässer zu erwarten.

5 REFERENZEN

Lambert, (2010) Reinigung von Verkehrsabflüssen durch Rinnenfilter der Fa. Hauraton, Versuchsanlage Derchingerstraße; Zeitraum 4/09 – 3/10; Zwischenbericht 18.06.2010

Lambert, (2014), Bioplan-Landeskulturgesellschaft, Seminar Hauraton Gelsenkirchen, 13.02.2014

Plaß, Sekoulov (2007). Innovative Rückgewinnung von Stickstoff aus industriellen Grund- und Abwässern mittels einer neu entwickelten kontinuierlich betriebenen Ionentauscher-Regenerationseinheit zur Verwertung des Stickstoffs z.B. als Düngemittel. Delphin Umwelttechnik GmbH, Abschlussbericht. Az. 23090 - 23

Vorteile und Grenzen des Einsatzes von Bioindikationsmethoden bei der Beurteilung von Gewässerbeeinträchtigungen

D. Küry

Life Science AG, Greifengasse 7, CH-4058 Basel

E-mail daniel.kuery@lifescience.ch

Kurzfassung Bioindikatoren sind ein vielseitig einsetzbares Werkzeug zur Bewertung des Zustands von Gewässern und dessen Veränderungen. Entsprechend der stark veränderten Beeinträchtigungen wurden die Methoden zur biologischen Bewertung der Gewässer sukzessive weiterentwickelt und bezüglich ihrer Empfindlichkeit und Aussagekraft stark verbessert. In Gewässern werden Fische, Makrozoobenthos, Kieselalgen, Vegetation und Meiobenthos am häufigsten eingesetzt. Menschliche Aktivitäten verursachen verschiedene Veränderung der Lebensräume. Diese werden mit Hilfe geeigneter Bioindikatoren untersucht. Eine Zusammenstellung zeigt auf, welche Indikatororganismen zur Überwachung und Beurteilung der Auswirkungen gängiger Massnahmen beispielsweise in den Bereichen Abwasserreinigung, Siedlungsentwässerung, Revitalisierung/Hochwasserschutz, Tiefbau, Landwirtschaft und Energieproduktion eingesetzt werden.

Schlagwörter: Biomonitoring, Erfolgskontrolle, Fliessgewässer

1 AUSGANGSLAGE

Die Bioindikation zur Bewertung des Gewässerzustands wird seit über 100 Jahren eingesetzt. Der als Folge der steigenden industriellen Aktivitäten als erstes festgestellte Rückgang der Fischbestände, bildete den Anlass zur Bezeichnung von Zeigerorganismen, die das Ausmass der Gewässerbelastung angeben. Während der Industrialisierung bestand die Belastung vor allem aus toxischen Substanzen und biologisch abbaubaren Stoffen. Die Auswirkungen waren einerseits der Tod oder die direkte Schädigung von Organismen und andererseits eine stark reduzierten Sauerstoffkonzentration als Folge der erhöhten Abbauprozesse.

Mit der Entwicklung der Aufgaben des Gewässerschutzes von der Vermeidung von Abwassereinleitungen hin zu einer gewässerökologischen Querschnittaufgabe haben sich die Themenfelder stark diversifiziert. Während zur Pionierzeit der Gewässerschutzgesetzgebung nach 1950 in erster Linie die Reduktion der Abwassermenge und der Fracht der organischen Belastungen im Zentrum standen, kamen nach ersten Erfolgen der ergriffenen Massnahmen bald neue Probleme hinzu wie zum Beispiel Pflanzenschutzmittel, Phosphatzusätze in Waschmitteln, Belastungen aus der Siedlungsentwässerung, Ökomorphologie, Mikroverunreinigungen oder hormonähnliche Substanzen. Schliesslich rückte die integrale Betrachtung des Lebensraums Gewässer ins Zentrum, was zur aktuell umzusetzenden Forderung einer Wiederherstellung der natürlichen Funktionen und der Revitalisierung der Gewässerlebensräume.

Die Bioindikation war seit Beginn des Gewässerschutzes ein Überwachungsinstrument und wurde laufend den jeweils neuen Bedürfnissen angepasst. So liegt nach über 100 Jahren Anwendung eine breite Auswahl von Ansätzen und Methoden zur Beurteilung des Zustands der Gewässer vor, die ausgehend von den wichtigsten Zielen nachfolgend vorgestellt werden sollen.

2 ZIELE UND EINSATZMÖGLICHKEITEN DER BIOINDIKATION

Im Lauf der Zeit wurde das Ziel formuliert, eine möglichst einfache Methode zu entwickeln, die möglichst viele Beeinträchtigungen des Gewässers abbilden. In der Bioindikation wird dazu ein standardisiertes Verfahren verwendet, das aus Felderhebungen, dem Verarbeiten von Proben und dem Bestimmen der erfassten Organismen besteht. Die Ergebnisse werden üblicherweise als biologische

Werte ausgedrückt (Karr & Chu, 1999), mit Referenzzuständen oder -grössen verglichen und schliesslich Zustandsklassen zugeordnet. Die Beeinträchtigungen, die mit Hilfe der Bioindikation erfasst werden können betreffen jeweils verschiedene Aspekte der Wasserqualität, der Habitatstruktur, des Abflussregimes, der Nahrungs- und Energiequellen sowie biotischer Interaktionen (Tabelle 1).

Im Prinzip können alle Veränderungen der Gewässerlebensräume mit Bioindikatoren untersucht und bewertet werden. In der Schweiz wurden für eine Reihe von grundlegenden Fragestellungen Bioindikationsmethoden entwickelt. Sie sind im «Modulstufenkonzept» (MSK) zusammengefasst, welches aus verschiedenen methodischen Ansätzen («Module») besteht, die in unterschiedlich grossen Untersuchungsräumen («Stufen») verwendet werden können (www.modul-stufen-konzept.ch).

Das Schwergewicht des Modulstufenkonzepts liegt auf der Bewertung des Zustands von Fliessgewässern und umfasst die abiotischen Module Ökomorphologie, Hydrologie, Temperatur und Chemie sowie die eigentlichen Bioindikationsmodule Äusserer Aspekt, Makrozoobenthos, Kieselalgen, Fische und Ökotoxikologie. Bei der Erfolgskontrolle der Gewässerrevitalisierungen werden ebenfalls Bioindikationsmethoden angewendet (Woolsey et al., 2005). Im entsprechenden Handbuch werden über 50 Messgrössen vorgeschlagen, die je nach Revitalisierungsprojekt eingesetzt werden können.

Tabelle 1: Wichtige Veränderungen der Gewässer, die durch menschliche Aktivitäten verursacht werden.

Veränderungen	Komponenten	Typische Quellen / Verursacher
Wasserqualität	Temperatur	Kühlung, Abwasser, Siedlungswasserwirtschaft, Restwasser
	Trübung	Abwasser, Siedlungswasserwirtschaft, Landwirtschaft (Erosion)
	Gelöster Sauerstoff	Abwasser, Siedlungswasserwirtschaft, Industrie
	pH	Industrie, Luft,
	Alkalinität	
	organische/anorganische Stoffe	Industrie, Landwirtschaft
	Toxische Substanzen	Industrie, Landwirtschaft (Pestizide), Altlasten,
	Schwermetalle	Industrie, Luft
Habitatstruktur Ökomorphologie	Substrattyp	Kraftwerke, Erosion
	Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit	Kraftwerke, Hochwasserschutz
	Räumliche Habitatvielfalt	Siedlung, Hochwasserschutz
Abflussregime	Wasservolumen	Kraftwerke
	Abflussereignisse	Kraftwerke, Landwirtschaft
Nahrungs-, Energiequelle	Typ, Menge, Grösse der Partikel	Abwasser, Kraftwerke, Landwirtschaft,
	Jahreszeitliche Verfügbarkeit	Unterhalt, Landwirtschaft
Biotische Interaktionen	Konkurrenz	Neozoen, Fischerei
	Prädation	Neozoen, Fischerei
	Krankheiten	Fischerei
	Parasitismus	Fischerei
	Mutualismus	Landwirtschaft, Abwasser

Im Vergleich zur chemischen Analytik besitzen Bioindikationsmethoden den Vorteil, dass sie direkt oder indirekt die Veränderungen (Beeinträchtigungen und Verbesserungen) der Lebensgemeinschaft

aufzeigen. Ihr Nachteil besteht darin, dass die Ursache der Beeinträchtigung in vielen Fällen nicht direkt benannt werden kann.

3 BEISPIELE DER ANWENDUNG

Die folgenden Fallbeispiele zeigen verschiedene Anwendungsbereiche und Fragestellungen, bei denen die Bioindikation mit Gewässerorganismen eingesetzt wurde.

Bei der Untersuchung des Einflusses von **Entlastungen aus der Mischwasserkanalisation** auf die Lebensgemeinschaft der Fliessgewässer werden der Äussere Aspekt (Ciliaten, Abwasserbakterien, Bewuchs mit Aufwuchsalgen und Moosen, Entstehung von FeS-Flecken), Kieselalgen und Makrozoobenthos (Kleintiere > 2 mm) eingesetzt (AquaPlus, 2009, Küry et al., 2015). Diese erlauben Rückschlüsse auf die Häufigkeit und Intensität der Entlastungsereignisse und ermöglichen Aussagen über die stoffliche Belastung und die hydraulische Beeinträchtigung der untersuchten Strecken.

Mit Hilfe von Kieselalgen und dem Makrozoobenthos werden auch die Auswirkungen von Boden- **Abschwemmungen aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen** untersucht. Der SPEAR-Index ermöglicht dabei spezifische Aussagen zur Beeinträchtigung auf der Basis der Empfindlichkeit der Arten gegenüber Pflanzenschutzmitteln (Liess & von der Ohe, 2005).

Mit dem Rhithron-Ernährungstypen-Index (RETI) des Makrozoobenthos wird untersucht, wie stark die Lebensgemeinschaft im untersuchten Abschnitt von derjenigen einer Referenzstrecke in gleicher Lage innerhalb eines Fliessgewässereinzugsgebiets abweicht. Dieses kann allgemein verwendet werden beim **Vergleich von Gewässerstrecken mit unterschiedlicher Struktur**.

4 WAHL DER METHODE IN DER PRAXIS

In der Schweiz werden zur Zeit verschiedene Methoden eingesetzt, die in Ergänzung zu den Bioindikationmethoden des Modulstufenkonzepts für verschiedene Fragestellungen zur Anwendung kommen. Als Ansatz wird bei Untersuchungen zur Wasserqualität und zur Struktur mehrheitlich ein Monitoring gewählt. Bei Erfolgskontrollen von Revitalisierungen oder sonstigen Veränderungen kommen BACI-Untersuchungen zur Anwendung (before/after – controll/impact), welche die veränderte Strecke vor und nach dem Eingriff mit einer Referenzstrecke vergleichen. Am häufigsten werden Fische, Makrozoobenthos (IBCH, Stucki, 2010), Kieselalgen (DI-CH, Hürlimann & Niederhauser, 2007) und Vegetation als Indikatororganismen eingesetzt (Tabelle 2). In wenigen Studien wurden auch die Auswirkungen von Revitalisierungen auf das Meiobenthos (Kleintiere von 0,5 bis 2 mm Grösse) in der hyporheischen Zone und im Grundwasser untersucht (Life Science, 2003).

Zur Beurteilung der Einflüsse der Siedlungsentwässerung können das Makrozoobenthos und/oder die Kieselalgen eingesetzt werden. In früheren Untersuchungen wurden auch Behälter mit Substrat exponiert (Mesokosmen) und deren Besiedlung durch das Makrozoobenthos unterhalb und oberhalb einer Entlastungsstelle verglichen (Krejci et al. 1994).

Verbesserungen der Abwasserreinigungsanlagen aber auch eine kontinuierliche Zunahme der Belastung als Folge einer Überlastung von Abwasserreinigungsanlagen werden im Rahmen eines Monitoring des Makrozoobenthos und / oder der Kieselalgen durchgeführt. Für diese Fragestellung liegt in vielen Kantonen bereits eine lange Zeitreihe von Bioindikationsuntersuchungen vor, die bis in die 1980er-Jahre zurückreichen.

Oft werden beim Bau von Strassen Quell-Lebensräume verändert oder die Austrittsstelle verlegt. Das Ausmass dieser Veränderungen kann mit Hilfe des Makrozoobenthos und des Meiobenthos beurteilt werden.

Mit Drainagen oder Meliorationen wurde früher Landwirtschaftsland neu gewonnen oder ertragreicher gemacht. Der Rückbau von Drainagen und die Wiedervernässung von Talsohlen schaffen neue Lebensräume. Die Wirkungskontrolle berücksichtigt dabei das Makrozoobenthos aber auch aquatische Wirbeltiere.

Eindolungen dürfen nur noch bei höher einzustufenden Interessen gebaut werden. Die Ausdolung von Fliessgewässern hingegen ist eine wichtige Revitalisierungsmassnahme, bei der zum Beispiel die

Veränderung der Wanderung von Fische oder des Makrozoobenthos im Rahmen eines Monitorings untersucht werden kann.

In intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten finden oft beträchtliche Abschwemmungen von Bodenpartikeln, Dünger und Pflanzenschutzmitteln statt. Makrozoobenthos mit den SPEAR-Index und Kieselalgen mit dem Diatomeenindex (DI-CH) sind gängige Ansätze im Rahmen von Erfolgskontrollen.

Bei Veränderungen der Gewässer im Rahmen des Kraftwerksbetriebs ist vor allen die Durchgängigkeit für Fisch und Makrozoobenthos ein wichtiger Parameter bei der Wirkungskontrolle. Meist werden sie als BACI-Untersuchungen auf verschiedenen Strecken durchgeführt.

Tabelle 2: Praktischer Einsatz der Bioindikation zur Beurteilung verschiedener Massnahmen. MSK: Modulstufenkonzept, IBCH: Indice Biologique CH (Makrozoobenthosmethoden im MSK), DI-CH: Diatomeen- (Kieselalgen-) Index innerhalb des MSK, SPEAR: Species at Risk (Methode zur Bewertung der Belastung mit Pflanzenschutzmitteln), BACI: before/after – control/impact-Untersuchung.

Massnahme	Organismengruppe	Beispiele Indices, Vorgehen
Revitalisierung / Renaturierung / moderner Hochwasserschutz	Fische, Makrozoobenthos, Meiobenthos, Ufervegetation	Handbuch Erfolgskontrolle, MSK Fische, BACI
Siedlungsentwässerung (Kanalisation)	Makrozoobenthos, Kieselalgen	IBCH, DI-CH, Ökotoxizität, Mesokosmen, Monitoring
Veränderung Abwasserreinigungsanlagen	Makrozoobenthos, Kieselalgen	IBCH, DI-CH, Saprobität, BACI
Tiefbau, Brücken, Strassen	Fische, Makrozoobenthos	MSK Fische, Durchgängigkeit, Diversität, Dichte,
Verlegung von Quellen	Meiobenthos, Makrozoobenthos	Diversität, Dichte, ökologische Bindung an Quellen, BACI
Rückbau Drainagen, Melioration	Makrozoobenthos, Vegetation	Diversität, Dichte, BACI
Rückbau von Strecken mit Eindolungen	Fische, Makrozoobenthos	Besiedlung unterhalb und oberhalb Eindolung, Durchgängigkeit, BACI
Landwirtschaft (Pflanzenschutzmittel, Dünger)	Makrozoobenthos, Kieselalgen	Dichte, Diversität, SPEAR, DI-CH, Monitoring
Bau oder Rückbau Kraftwerke	Fische, Makrozoobenthos,	MSK Fische, Durchgängigkeit, IBCH, Dichte, Diversität, Monitoring Fischaufstieg, Fischabstieg

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Den Gewässerökologen steht eine breite Auswahl von biologischen Ansätzen zur Bewertung von gewässerrelevanten Massnahmen zur Verfügung. Mit einem Einsatz bei der Überwachung und im Rahmen von Erfolgskontrollen können damit Beeinträchtigungen aufgezeigt oder die Wirkungen vollzogener Eingriffe beurteilt werden. Dabei liegt der Fokus auf der im Rahmen der Gewässerschutzgesetzgebung immer wichtiger gewordenen aquatischen Lebensgemeinschaft als Gesamtes. Mit einer frühzeitigen Planung des Einbezugs eines der vielfältigen Ansätze der Bioindikation können Projekte an den Gewässern im Hinblick auf ihre Wirkung auf die Gewässer und ihre Lebensgemeinschaft beurteilt werden. Werden die gesteckten Ziele nicht erreicht, können die Massnahmen entsprechend ihrer Auswirkungen auf die aquatische Biozönose optimiert und im Hinblick auf zukünftigen Vorhaben verbessert werden.

6 REFERENZEN

- AquaPlus, 2009. Konzept für die immissionsorientierte Erfolgskontrolle Unveröffentlichter Bericht, Departement Bau, Verkehr, Umwelt Kanton Aargau.
- Birk, S., Bonne, W., Birja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N. and Hering, D. 2011. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18: 31–41.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H. and Statzner B. 2006. Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495–523.
- Hürlimann, J. and Niederhauser, P. 2007. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug Nr. 0740. Bundesamt für Umwelt, Bern. 130 S.
- Karr, J.R., Chu, E.W., 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington.
- Krejci, V., Fankhauser R., Gammeter S., Grottker M., Harmuth B., Merz P. and Schilling, W. 1994. Integrierte Siedlungsentwässerung Fallstudie Fehraltorf, EAWAG, Dübendorf.
- Küry, D., Mertens, M., King, L. and Ritschl, A. 2015. Ökologischer Gewässerzustand im Birsig. Erfolgskontrolle der Sanierung von Mischwasserentlastungen, Ausgangszustand 2015. Unveröffentlichter Bericht, Amt für Industrielle Betriebe Basel-Landschaft.
- Liess, M. and von der Ohe, P. C. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (4), 954-965.
- Life Science, 2003: Revitalisierung Wiese. Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften der Flusssohle und des Grundwassers. Unveröffentlichter Bericht, Tiefbauamt Basel-Stadt.
- Niemi, G. J. & McDonald, M. E. 2004. Application of ecological Indicators. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 89–111.
- Schager, E. and Peter, A, 2004. Fische Stufe E (flächendeckend). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Stucki P. 2010: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 61 S.
- Woolsey, S., Weber, C., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Roulier, C., Schweizer, S., Tiegs, S., Tockner K. and Peter A. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.

Zentrale Meta-Datenbank über verfügbare Regendaten für die Siedlungswasserwirtschaft in der Schweiz

Antoine Magnollay^{1*}, Reto Battaglia², Stefan Franz³, Paul Meylan⁴, Marc Thöni⁵, Jörg Rieckermann⁶

¹Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Gefahrenprävention, Sektion Hochwasserschutz, CH-3003 Bern

²AWA Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern Reiterstrasse 11 CH 3011 Bern (BE)

³Holinger AG, Kasthoferstrasse 23, 3000 Bern 31

⁴AIC Ingénieurs conseils SA, Avenue Tissot 2b, Case postale 84, 1006 Lausanne

⁵REPUBLIQUE ET CANTON DE GENEVE, Département de l'environnement, des transports et de l'agriculture, Direction Générale de l'Eau - Service de l'Ecologie de l'Eau - 17, chemin de la Verseuse – CH - 1217 Aïre

⁶Eidgen. Anstalt für Wasservers., Abwasserreinigung und Gewässerschutz (Eawag), Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf

*Email des korrespondierenden Autors: Antoine.Magnollay@bafu.admin.ch

Kurzfassung In der Schweiz besteht ein erhöhter Bedarf nach einem zentralen Katalog von Regendaten, die für die Siedlungswasserwirtschaft relevant sind. Dies betrifft vor allem Messtationen, an denen Niederschläge zeitlich hoch aufgelöst gemessen werden. In diesem Beitrag möchten wir diskutieren, wie eine zentrale Meta-Datenbank über verfügbare Regendaten aufgebaut sein sollte. Heute sind schon 50 Stationen eingepflegt und wir haben die Meta-Daten für 420 weitere Stationen. Einerseits wurde zwar mit Hilfe von Meteoschweiz ein sehr praxis-taugliches Datenmodell erstellt. Andererseits zeichnet sich ab, dass der Unterhalt der Datenbank effizienter sein könnte, wenn er von VSA-nahen Partnern durchgeführt wird. Vergleichbare Initiativen aus dem Ausland, z.B. Dänemark, deuten darauf hin, dass der Wert von zeitlich hochaufgelösten Regendaten für die Siedlungsentwässerung in der Schweiz wahrscheinlich zur Zeit immer noch unterschätzt wird.

Schlagwörter: Niederschlags-Daten, Siedlungsentwässerung, Hochwasserschutz, Gewässerschutz bei Regenwetter, Meta-Datenbank

7 MODELLREGEN ODER LANGZEITSERIENSIMULATION – (AUCH) EINE FRAGE DER DATENGRUNDLAGE

Verlässliche Regendaten in guter räumlicher und zeitlicher Auflösung sind die Basis für eine effektive Siedlungsentwässerung (Abb. 1). Obwohl seit den 60er Jahren in der Schweiz verschiedene Studien zur Auswertung von Niederschlagsmessungen und -prognosen durchgeführt wurden (Hörler und Rhein, 1961; Kianfar et al., 2015; Näf and Horat, 2000), gibt es in der föderalistischen Schweiz immer noch keine

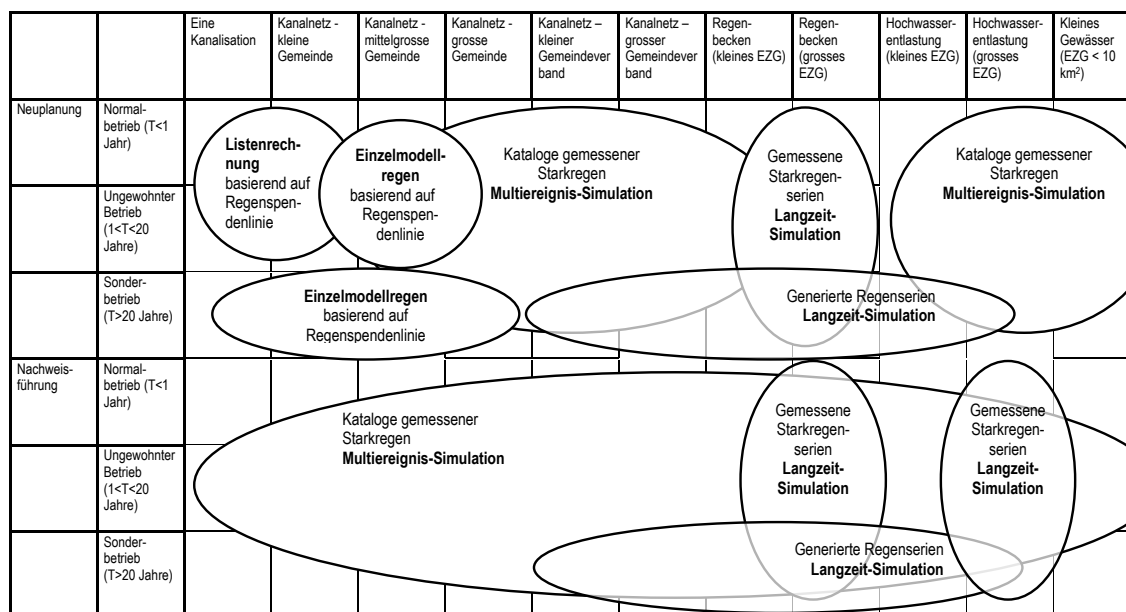


Abbildung 1: Die Anforderungen an verfügbare Regendaten sind je nach Aufgabenstellung sehr unterschiedlich. Trotz weitgehend guter Datengrundlage und langer Messreihen werden in der Praxis noch oft Modellregnen angewendet, obwohl Langzeit-Simulationen verlässlichere Aussagen liefern können.

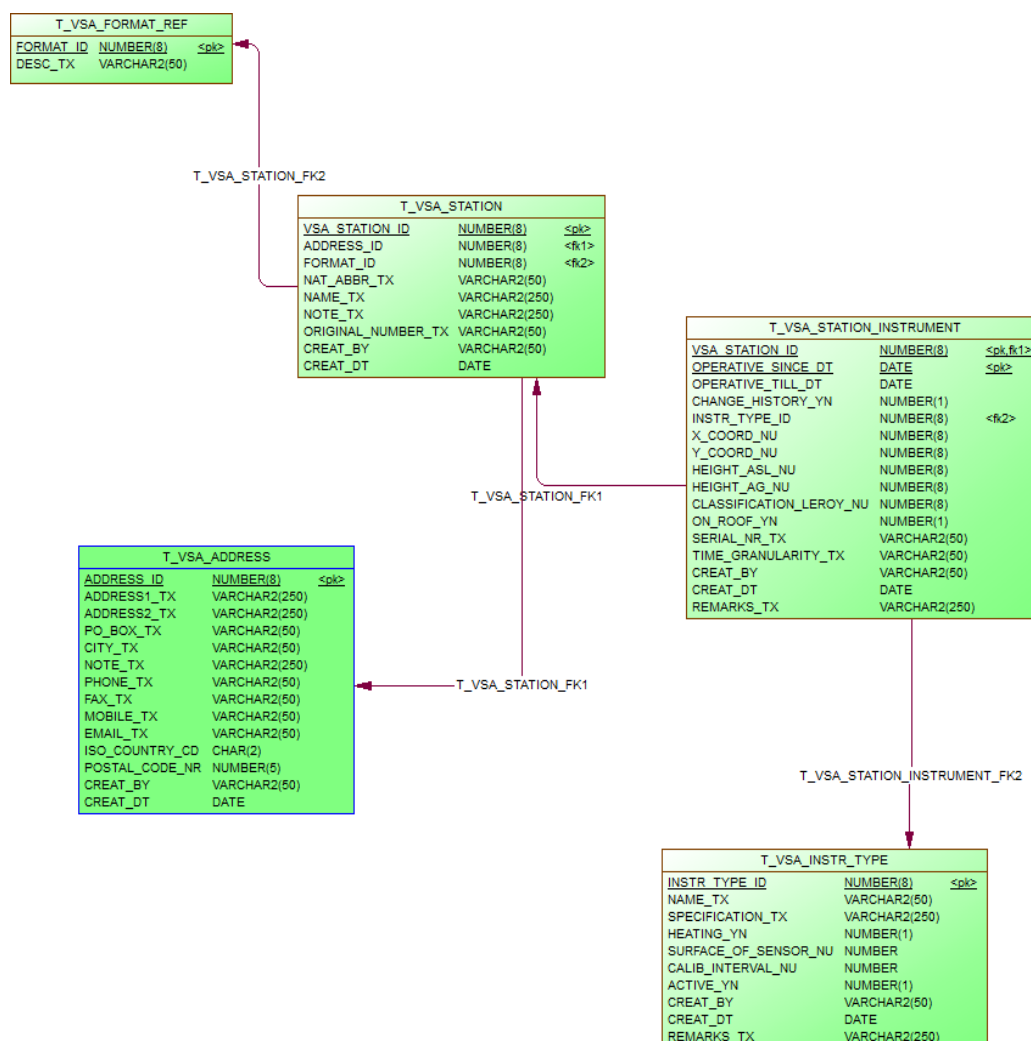


Abbildung 2: Auszug des Datenmodells der Meta-Datenbank Regendaten des VSA, welches in Zusammenarbeit mit Meteoschweiz entwickelt wurde.

allgemein anerkannten Empfehlungen zur Verwendung bestimmter Niederschlagsdaten oder –methoden in der Entwässerungsplanung. Um diese Situation zu bewerten wurde 2007 vom Verband der Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) und dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) eine Studie in Auftrag gegeben, mit dem Ziel vorhandene Daten und Wissen in Bezug auf Regendaten-Grundlagen für die Siedlungshydrologie zu bewerten, allenfalls vorhandene Defizite zu ermitteln und entsprechende Lösungsvorschläge zu machen (BG, 2007). Darüber hinaus betreiben auch private, z.B. Abwasserverbände, oder Gemeinden, z.B. auf Abwasserreinigungsanlagen, ihre eigenen Messstationen. Darüber hinaus wurde verschiedene Regenkataloge oder Regionalisierungsansätze entwickelt, z.B. die VSS Norm SN640 350 Regenintensitäten. Eines der Haupt-Ergebnisse war daher, dass die Daten zwar grundsätzlich vorhanden sind, aber für die Praxis nur schwer verfügbar sind. Es wurde vorgeschlagen, die verfügbaren Daten in einer zentralen Datenbank zu dokumentieren.

Dieser Beitrag beschreibt den aktuellen Stand des Projektes, und diskutiert wichtige Lehren die wir bisher aus dem Prozess gewonnen haben in Bezug auf technische und organisatorische Fragestellungen, wie beispielsweise das Datenmodell und die Auswahl der Attribute, sowie geeignete Formate und Überlegungen zum Unterhalt und Pflege der Datenbank.

Das Projekt „Meta-Datenbank über verfügbare Regendaten“ hat zum Ziel, dass die vorhandenen Messungen kostengünstiger verfügbar sind und breiter genutzt werden als bisher. Vor allem in der Praxis zeigt es sich, dass einerseits oft viele wertvolle Ressourcen für mühsame Recherche-Arbeit verwendet

wird, um digitalisierte Regendaten für ein Projektgebiet zu erhalten. Andererseits werden oft leichter verfügbare, aber qualitativ schlechtere Daten in Studien verwendet. Die geplanten Phasen des Projektes



Abbildung 3: Ein Beispieleintrag zeigt die aktuellen Informationen zur Station Kappelen Werkhof, die vom AWA Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern seit 1992 betrieben wird. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt sind ca. 50 Messtationen erfasst. Meta-Daten von 420 Stationen sind vorhanden und werden zeitnah eingepflegt.

sind: i) Entwurf einer Datenbank, inkl. Auswahl der relevanten Attribute und Erstellen eines Datenmodells, ii) Erstellen einer Vorläufigen Fassung, iii) Einpflegen von Beispiel-Datensätzen in einer Pilot-phase, iv) Erstellen eines Unterhalt-Konzeptes.

8 DAS DATENMODELL IST ROBUST, ABER IST METEOSCHWEIZ DER RICHTIGE PARTNER, UM DIE DATENBANK ZU UNTERHALTEN UND PFLEGEN?

Der Entwurf der Datenbank wurde in enger Zusammenarbeit mit dem schweizerischen Wetterdienst (Meteoschweiz) durchgeführt. Als Datenmodell dient eine reduzierte Version des Meteoschweiz-eigenen Modells (Abb. 2). Als Format wurde *.kml gewählt, unter anderem weil es ein offener Standard ist, der von dem Open Geospatial Consortium unterstützt und es sich ideal zur plattformunabhängigen Visualisierung von räumlichen Informationen anbietet. Als Attribute wurden einerseits Basis-Informationen zum Standort und Datenbezug, als auch weitergehende Informationen zum Messgerät, -prozess und -genauigkeit abgefragt (Abb. 3), z.B. eine Klassifizierung gemäss WMO (WMO, 2010).

Zur Zeit sind die ersten beiden Projekt-Phasen abgeschlossen und es ist ein Beispiel-Datensatz von ca. 50 Messtationen eingearbeitet. Die nächste Phase hat angefangen und hat zum Ziel, möglichst alle relevanten Messtationen zu erfassen. Die Datenerhebung geht über die Kantonalen Fachstellen, sowie das Sekretariat des VSA. Zu diesem Zweck wird den Betreibern, z.B. VSA Mitgliedern eine Tabelle zugestellt, in die diese die relevanten Attribute eintragen können. Diese Tabellen werden gesammelt und periodisch in die kml-Datenbank eingepflegt.

Herausforderungen im Projekt betreffen zum Teil die Auswahl der relevanten Stationen und Attribute, die wie erwartet einen Kompromiss zwischen Präzision und Aufwand erfordern. Die Hauptfrage ist allerdings, wie die Datenbank effektiv gepflegt werden kann. Einerseits würde es sich anbieten, einen professionellen Dienst, wie die Meteoschweiz mit der Aufgabe zu betrauen. Andererseits sind beim Unterhalt viele Arbeitsschritte durchzuführen, die weitestgehend automatisiert werden können, wie z.B. Kontakt-Informationen ändern, Stationen ausser Betrieb nehmen, etc. und damit tendenziell automatisiert und kostengünstig erledigt werden können. Zur Zeit wird diskutiert, den Unterhalt entweder im Auftragsverhältnis an ein Universitäts-Institut oder ein Ingenieur-Büro zu vergeben. Meteoschweiz kann

dann immer als externer Berater hinzugezogen werden. Die erste Version der Meta-Datenbank wird Ende 2016 auf der VSA homepage zur Verfügung gestellt.

9 RESULTATE UND ERKENNTNISSE AUS DER ERSTEN PILOTPHASE

9.1 *Wieviele Messstationen sind bisher vorhanden und wer hat sie gemeldet?*

Die ersten Ergebnisse aus dem Pilotbetrieb, der vor allem in der Sammlung der Daten besteht, machen Mut. Bislang sind vor allem von 9 Kantonen Datensätze eingegangen. Insgesamt haben 6 das vorgeschlagene Datenmodell und die Standardtabelle benutzt. 3 Kantone haben allerdings ein anderes Format gewählt, was zusätzlichen Aufwand bedeutet. Insgesamt sind jetzt die Basisdaten für 470 Stationen vorhanden und werden zeitnah eingepflegt.

Wir sehen, dass der Rücklauf des Aufrufs zur Meldung von Messstationen ist ganz klar abhängig von der Bereitschaft der Betreiber und Eigentümer der Stationen. Obwohl die absolute Zahl zunächst überrascht, erhielten wir, gemessen an unseren Erwartungen, zu wenig Rücklauf, weil die meisten Stationen von zwei Test-Kantonen geliefert wurden deren Vertreter direkt in der Kommission mitwirken. Darüber hinaus ist die Meldung in einem anderen Format, z.B. einer hauseigenen PDF-Dokumentation, nicht zielführend da das manuelle Übertragen fehleranfällig ist und wichtige Informationen, z.B. über die Qualität des Standortes, verloren gehen oder erneut mühsam erfragt werden müssen. Wir stellen auch bereits fest, dass das Zusammenführen der unterschiedlichen Datensätze, zumindest am Anfang, eine gewisse Harmonisierung und eine rigorose Qualitätskontrolle bedingen wird. Wenn das Eingabe-Format dann noch unterschiedlich ist, ist vorauszusehen, dass das eine sicherlich sehr mühsame Arbeit wird.

9.2 *Wieso betreibt der VSA nicht sein eigenes Messnetz?*

Der ordnungsgemässe Betrieb eines Niederschlag-Messnetzes ist nicht die Kern-Kompetenz des VSA. Aus der Sicht der Autoren sind das die Aufgaben der professionellen Akteure wie MeteoSchweiz und Kantonale Betreiber, die bereits erstaunlich dichte Informationen sammeln. Dazu kommt, dass es nicht nur mit dem Betrieb von Messstationen getan ist, sondern auch die Qualitätsprüfung und Bereitstellung der Daten fundiertes Wissen und Ressourcen benötigen. Es ist wichtig, dass hier nicht Akteure vervielfacht werden und Doppelspurigkeiten auftreten.

9.3 *Die Meta-Datenbank als erster Schritt zum dänischen Modell?*

Ein sehr interessantes Modell ist seit 1979 in Dänemark in Betrieb. Dort wird ein automatisches Messnetz für hochaufgelöste Punktniederschläge betrieben, was mittlerweile 145 Stationen umfasst und gerade in den letzten Jahren stark ausgebaut wurde (DMI, 2016). Dies ist wahrscheinlich im Hinblick auf Anpassung an den Klimawandel ausgelöst, der in Dänemark sehr stark diskutiert wird. Das Messnetz wird vom Dänischen Meteorologischen Institut (DMI) unter der Regie des dänischen Abwasserverbandes betrieben. Ein kleinerer Teil der Stationen gehört zum Messnetz des DMI, wohingegen die meisten den Kommunen bzw. Kanalnetzbetreibern gehören und unter Regie des Abwasserverbandes aufgestellt wurden. Finanziert wird das Messnetz durch die Kommunen bzw. Kanalnetzbetreiber. Das DMI übernimmt dahingegen den Betrieb und Unterhalt der Regenmesser, die mindestens alle 2 Jahre gewartet und kalibriert werden. Sie liefern weiterhin eine umfassende, teils automatisierte, teils manuelle Qualitätskontrolle durch spezialisierte Klimatologen. Die Qualität und Bearbeitung der Daten wird so vereinheitlicht und die Daten werden einfach abrufbar in einer Datenbank zur Verfügung gestellt. Jedes Jahr veröffentlicht DMI einen Bericht über den Betrieb des Messnetzes. Abonnenten des Systems können die Daten über das Internet unter DMI-Website herunterladen, wohingegen Nicht-Abonnenten die Daten vom DMI kaufen können.

10 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Verlässliche Regendaten in guter räumlicher und zeitlicher Auflösung sind die Basis für eine effektive Siedlungsentwässerung – auch in der Schweiz. Obwohl seit den 60er Jahren bei uns verschiedene Studien zur Auswertung von Niederschlagsmessungen und -prognosen durchgeführt wurden, gibt es leider immer noch keine allgemein anerkannten Empfehlungen zur Verwendung bestimmter Niederschlagsdaten oder –methoden in der Entwässerungsplanung. Untersuchungen des VSA haben ergeben, dass generell genug Daten vorhanden sein sollten, dass aber nicht bekannt ist, welche Stationen wo vorhanden sind und wie die Daten verfügbar sind.

Deshalb wurde im Rahmen eines VSA-Projektes unter Beratung von Meteoschweiz eine zentrale Meta-Datenbank über verfügbare Regendaten aufgebaut. Die Datenbank befindet sich in einer ersten Betriebsphase, wo mittlerweile schon 50 Stationen eingepflegt werden konnten. Meta-Daten für 420 weitere Stationen sind vorhanden, wurden aber teilweise in ungeeigneten Formaten übermittelt. Erste Resultate zeigen, einerseits, dass das Datenmodell sehr praxistauglich ist und sich grundsätzlich bewährt hat. Andererseits zeichnet sich ab, dass der Unterhalt der Datenbank nicht in die Kernkompetenz des VSA fällt und effizienter sein könnte, wenn er von VSA-nahen Partnern durchgeführt wird.

Ein sehr interessantes Modell ist in Dänemark in Betrieb, wo der Abwasserverband seit 1979 zusammen mit dem nationalen Wetterdienst ein automatisiertes Messnetz betreibt. Dieses liefert mittlerweile unschätzbar wertvolle Daten und wird zunehmend ausgebaut. Dieses ist wahrscheinlich auf den immer deutlich wahrnehmbaren Einfluss des Klimawandels zurückzuführen, der ohne dieses Messnetz wahrscheinlich nicht so rasch und präzise erkannt worden wäre.

11 LITERATUR

BG, 2007. Données pluviométriques destinées à l'hydrologie urbaine (Regendaten-Grundlagen für die Siedlungswasserwirtschaft) - Bilan des données et connaissances actuelles Phase 1 - bilan et recommandations (No. BG 6143.03-RN003).

DMI, 2016. Das Regenmessnetz des Abwasserverbandes (in dänisch "Spildevandskomitéens regnmålersystem" <http://www.dmi.dk/erhverv/anvendelse-af-vejrd-data/spildevandskomiteens-regnmaalersystem/>).

Hörler, A., Rhein, H.R., 1961. Die Intensitäten der Starkregen in der Schweiz. Schweiz. Bauztg. 79, 559–563.

Kianfar, B., Fatichi, S., Paschalis, A., Blumensaat, F., Maurer, M., Molnar, P., 2015. Does climate change have an impact on Swiss urban drainage infrastructures?, in: 10th International Workshop on Precipitation in Urban Areas, St. Moritz, Switzerland.

Näf, F., Horat, P., 2000. Abschätzung von Abflüssen aus versiegelten und unversiegelten Flächen und Einzugsgebieten. Forschungsauftrag 16/95 auf Antrag der Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS). Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, ETH Zürich.

WMO, 2010. Commission for Instruments and Methods of Observation – Report of the Fifteenth session. Helsinki 2-8 September 2010.

Detailanalysen und Empfehlungen zur Anwendung des Starkregenindex für die Bewertung von Starkregenereignissen

C. Scheid^{1,*}, T. G. Schmitt¹

¹Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet für Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Paul-Ehrlich-Strasse 14, D-67663 Kaiserslautern

*Email des korrespondierenden Autors: christian.scheid@bauing.uni-kl.de

Kurzfassung: Der Starkregenindex SRI12 nach Schmitt (2015) nimmt eine Zuordnung der Indices zu repräsentativen Niederschlagshöhen für verschiedene Wiederkehrzeiten T_n vor. Dieser Vorschlag wird anhand einer flächendeckenden Auswertung des KOSTRA-DWD-2000 verifiziert und repräsentative SRI12-Bezugswerte für durchschnittliche statistische Niederschlagsverteilungen in Deutschland bestimmt. Dabei zeigt sich, dass der SRI12 zwar für weite Bereiche des KOSTRA-Atlas zutreffend zugeordnet werden kann, jedoch je nach Örtlichkeit auch signifikante Abweichungen möglich sind, die gesonderte Überlegungen zur Anpassung des SRI12 erfordern. Ferner wird anhand des Starkregenereignisses vom 28.07.2014 in Münster die einfache, GIS-gestützte Anwendung des SRI12 zur Ereignischarakterisierung demonstriert und die gute Aussagekraft des SRI12 bestätigt. Es werden dabei verschiedene Ansätze der SRI12-Anwendung zur räumlichen Bewertung des Niederschlagsgeschehens vergleichend durchgeführt und Anwendungsempfehlungen formuliert.

Schlagwörter: Starkregenindex, SRI12, Niederschlagstatistik, KOSTRA-DWD, kommunales Risikomanagement, Überflutungsvorsorge

12 EINLEITUNG

Zur Bewältigung der urbanen Überflutungsvorsorge als kommunaler Gemeinschaftsaufgabe bedarf es u. a. einer stärker qualitativ ausgerichteten Bewertung der Niederschlagsbelastung als zentralem Gefährdungsindikator, um die notwendigen, interdisziplinären Kommunikations- und Planungsprozesse zwischen den einzelnen Akteuren zu vereinfachen (vgl. Schmitt, 2014). In Weiterentwicklung des „Rain Storm Severity Index“ von Grisa (2013) empfiehlt Schmitt (2015) hierfür die Anwendung eines 12-stufigen Starkregenindex (SRI12), mit dem anhand der korrespondierenden Wiederkehrzeiten des Regenereignisses entsprechend den drei Belastungs- und Starkregenkategorien gemäß Merkblatt DWA-M 119 (DWA, 2016) Zahlenwerte von 1 bis 12 zugeordnet werden. Der SRI12 soll anstelle der etablierten Regenparameter Niederschlagshöhe, Dauerstufe und statistische Wiederkehrhäufigkeit als anschauliche, ortsunabhängige Kenngröße zur Klassifizierung von Starkregenereignissen dazu beitragen, die im Zuge des kommunalen Risikomanagements erforderliche Problemkommunikation und –diskussion mit allen beteiligten Akteuren (Fachplaner, Politik, Bürger) zu vereinfachen.

Tabelle 1: Vorschlag zur ortsunabhängigen Kategorisierung von Starkregenhöhen mit Ausweitung der Starkregenindices von 1 bis 12 (Schmitt, 2015)

Starkregenindex	1 - 3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Regendauer	Starkregenhöhen in mm									
15 min	10 - 20	20 - 25	25 - 30	30 - 35	> 35					
60 min	15 - 30	30 - 40	40 - 50	50 - 60	60 - 75	75-100	100-130	130-160	160-200	> 200
2 h	20 - 35	35 - 45	45 - 55	55 - 65	65 - 80					
4 h	20 - 45	45 - 55	55 - 60	60 - 75	75 - 85	85-120	120-150	150-180	180-220	> 220
6 h	25 - 50	50 - 60	60 - 65	65 - 80	80 - 90					

Mit der Anwendung des SRI12 sind diverse Detailfragen verbunden. Zum einen ergeben sich methodische Fragen hinsichtlich der erforderlichen Transformation der raum- und zeitbezogenen

Niederschlagshöhen in SRI12-Werte (vgl. Tabelle 1) unter gesonderter Wertung des ortunabhängigen Gültigkeitsanspruchs. Zum anderen werden anhand des Starkregenereignisses vom 28.07.2014 in Münster die Auswirkungen verschiedener Ansätze zur Übertragung des SRI12 auf unterschiedliche räumliche Niederschlagsausdehnungen untersucht, die maßgeblich das Gefährdungspotenzial des Starkregenereignisses bestimmen und zur Bewertung von Überflutungsursachen heranzuziehen sind (Schmitt, 2015).

13 METHODIK UND VORGEHENSWEISE

13.1 Bewertung der statistischen Zuordnung des Starkregenindex

In Schmitt (2015) werden Wertebereiche von Niederschlagshöhen h_N gestaffelt nach unterschiedlichen Dauerstufen zur Zuordnung von Starkregenindices vorgeschlagen, die auf einer Auswertung 16 deutschlandweit verteilter Rasterfelder des KOSTRA-DWD-2000 (DWD, 2005) beruhen. Auf dieser Grundlage werden die in Tabelle 1 gelisteten h_N -Intervalle zur ortsunabhängigen Definition des SRI12 vorgeschlagen. Angesichts der in Deutschland vorliegenden, regional deutlich unterschiedlichen Niederschlagscharakteristika bedarf dieser Ansatz einer Evaluation und statistischen Absicherung durch eine flächendeckende Auswertung der Niederschlagshöhenintervalle des KOSTRA-DWD-2000 (DWD, 2005). Darüber hinaus sind die Unschärfen zu bewerten, die sich anhand der Streubreiten der lokalen h_N -Werte aus dem Vereinfachungsansatz „repräsentativer“ Wertespannen für den SRI12 ergeben.

Zur statistischen Auswertung der Niederschlagsdaten des KOSTRA-DWD-2000 (DWD, 2005) werden für die ca. 5.300 Rasterfelder des Bundesgebietes die verfügbaren Karten der Stützstellenwerte für die Dauerstufen D von 15 min, 60 min und 12 h in Kombination mit den Jährlichkeiten T_n von 1 a, teilweise 2 a und 5 a, 10 a und 100 a herangezogen. Da die Software eine flächendeckende Auswertung der Kartenwerte nicht vorsieht, werden die in den Karten enthaltenen Wertebereiche der Niederschlagshöhen mit Werkzeugen der Digitalen Bildanalyse anhand der hexadezimalen Farbcodierungen statistisch ausgewertet, konkret die absoluten Häufigkeiten der Einzelfarben der Rasterfelder ermittelt. In Weiterverarbeitung dieser Informationen erfolgt für jede D- T_n -Kombination die Auswertung der Niederschlagshöhenverteilung aller Rasterfelder als Boxplot-Darstellung (Abbildung 1). Zwecks Vergleich sind darin die SRI12-Wertebereiche nach Tabelle 1 aufgetragen (Quadrat- und Kreispunkte).

Die Auswertung verdeutlicht zum einen, dass die mittleren Niederschlagshöhen (Interquartilwerte zwischen Q1 und Q3) für Deutschland einer recht geringen Streuung unterliegen, was anhand der vergleichsweise engen Interquartilabstände (Boxhöhen zwischen Q1 und Q3) ersichtlich wird. Dabei nimmt die absolute Streuung erwartungsgemäß bei hoher Wiederkehrzeit ($T_n = 100$ a) zu. Zum anderen ordnen sich die in Schmitt (2015) bzw. Tabelle 1 festgelegten Intervallgrenzen des SRI12 insgesamt zufriedenstellend in die Wertebereiche nach KOSTRA-DWD ein, unterliegen jedoch im Einzelfall auch größeren Ungenauigkeiten: Für die Wiederkehrzeit $T_n = 10$ a wird das KOSTRA-Wertespektrum tendenziell unterschätzt, für $T_n = 100$ a jedoch signifikant überschätzt. Eine Ursache hierfür ist, dass die Datengrundlage in (Schmitt, 2015) mit 16 ausgewählten Rasterfeldern keine abgesicherte repräsentative Auswahl darstellt. Ferner sind die Intervallgrenzen nach Tabelle 1 bewusst einfach auf volle 5 mm so angelegt, dass sie sich konsistent mit den Dauerstufen und Wiederkehrzeiten ändern. Dies führt jedoch in Relation zur KOSTRA-Verteilung der Niederschlagshöhen zu zwangsläufig größeren Intervallbreiten.

Für die konkrete Anwendung des SRI12 zur Analyse aufgetretener Starkregenereignisse bedarf es der Festlegung konkreter Niederschlagshöhen als Bezugswerte (Schwellenwerte) der SRI12-Kategorisierung. Hierfür werden in Orientierung an den Medianwerten der Auswertung des KOSTRA-DWD-2000 (Dreieckspunkte in Abbildung 1) zur Festlegung konkreter SRI12-Bezugswerte die Niederschlagshöhenlinien gemäß Abbildung 2 vorgeschlagen. Die Festlegung solcher Referenzwerte für „durchschnittliche“ Niederschlagsstatistiken bedingt, dass gebietsspezifisch stets zu prüfen ist, in wie weit diese Referenzwerte die örtlichen KOSTRA-Werte des jeweiligen Untersuchungsgebietes repräsentieren. Bei größeren Abweichungen bedarf es hinsichtlich der mit den Starkregenindices und korrespondierenden Wiederkehrzeiten T_n verbundenen, abgestuften Belastungskategorien und Zielsetzungen nach Merkblatt DWA-M 119 (DWA, 2015) gesonderter Überlegungen und Abwägungen, ob und wie umfänglich die Bezugswerte der SRI12-Zuweisung im Sinne der jeweiligen Analysefragestellung des Starkregenereignisses anzupassen sind.

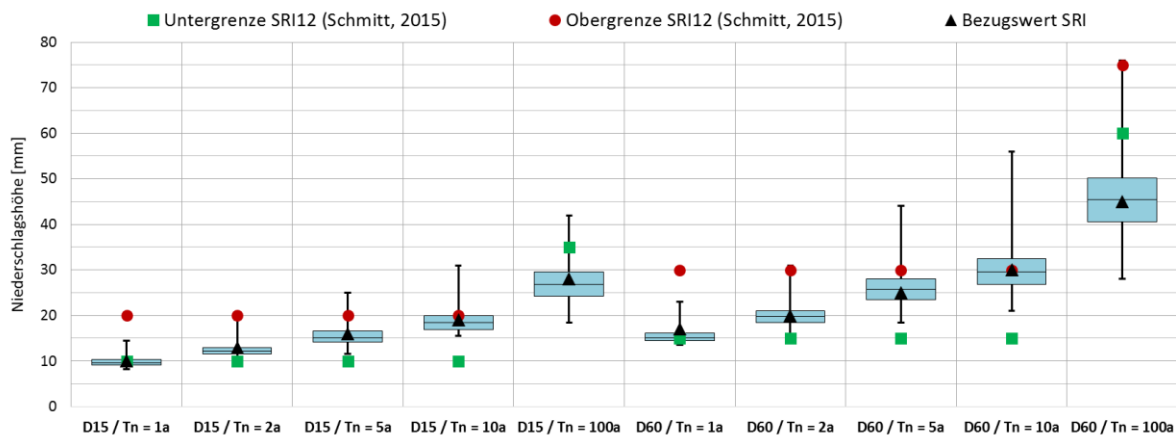
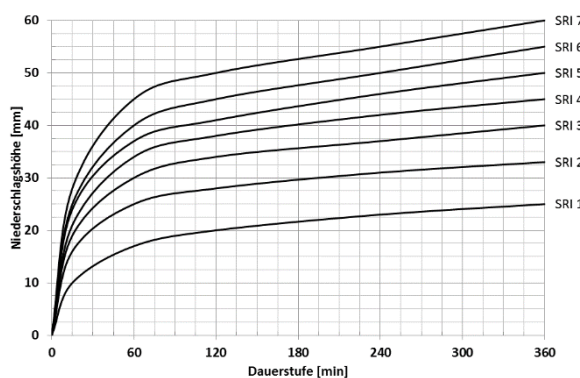
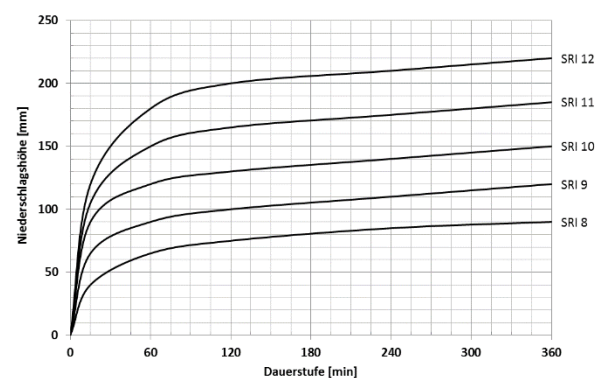


Abbildung 1: Auswertung der Niederschlagshöhenverteilung je D-T_n-Kombination nach (DWD, 2015) als Boxplot-Darstellung der Quartilen Q1 (25%), Q2 (Median) und Q3 (75%)



(a) h_N -Bezugswerte für SRI1 bis SRI7



(b) h_N -Bezugswerte für SRI8 bis SRI12

Abbildung 2: Niederschlagshöhenlinien zur Bestimmung konkreter SRI12-Bezugswerte

13.2 Methodische Ansätze zur zeitlichen und räumlichen Festlegung von Starkregenindizes

Zur umfassenden Analyse eines Starkregenereignisses bedarf es einer räumlich-zeitlich differenzierten Bewertung des Niederschlagsgeschehens und einer entsprechenden Ermittlung von Starkregenindizes in unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Ausdehnung (Schmitt 2015). Als Datengrundlage können hierzu die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) flächendeckend erfassten Radarniederschlagsdaten im Kompositformat RADOLAN-RW mit einer räumlichen Auflösung von 1 km² und zeitlichen Auflösung von 1 h kostenfrei bezogen werden (DWD, 2015). Im vorliegenden Fall werden die Untersuchungen beispielhaft anhand des außergewöhnlichen Starkregenereignisses vom 28.07.2014 in Münster (vgl. Grüning und Grimm, 2015) durchgeführt, zu dem Radardaten in einer höheren zeitlichen Auflösung von 5min (itwh, 2015) vorliegen. Alle Operationen wurden GIS-gestützt (ESRI ArcGIS 10) durchgeführt.

Zur Überführung radargemessener Niederschlagshöhen eines Starkregenereignisses in SRI12-Werte sind unterschiedliche Ansätze der zeitlichen und räumlichen Datenaggregation (Abbildung 3) möglich, deren Auswirkungen auf die SRI12-Ergebnisse kurz beschrieben und verglichen werden. Ansatzunabhängig sind zunächst die Radardaten von 5 min Auflösung auf die unterschiedlichen Dauerstufen von 15 min bis 6 h für jedes Rasterfeld zeitlich zu aggregieren. Je nach Ansatz werden dann (a) die Zuweisung des SRI12 zu den Niederschlagshöhen, (b) die Maximabbildung je Dauerstufe und (c) die räumliche Ausdehnung (auf 9 km² bis 49 km²) in unterschiedlicher Reihenfolge ausgeführt. Je nach Ansatz beziehen sich die Prozesse (b) und (c) auf h_N oder den SRI12. Die Untersuchungen zeigen, dass vor allem der Prozess (a) der SRI12-Zuweisung zu den Niederschlagshöhen (gemäß Abbildung 3) ergebnissensitiv ist, weil mit der damit verbundenen „Übersetzung“ der Niederschlagsparameter Rundungseffekte einhergehen, indem das breitere Wertespektrum der Niederschlagshöhen h_N [mm] auf nur 12 Starkregenindizes reduziert wird. Ein weiterer Rundungseffekt tritt bei der räumlichen Ausdehnung der h_N -Werte und vor allem der SRI12-Werte auf. Hierbei wird in Erweiterung des Ansatzes von Schmitt (2015) GIS-gestützt für jedes

Rasterfeld die der räumlichen Ausdehnung entsprechende Rasterfeldumgebung als arithmetischer Mittelwert berechnet. Auf Grundlage einer gesonderten Variantenbetrachtung (Varianten 1.1 bis 1.3, hier nicht weiter beschrieben) wird empfohlen, diesen Mittelwert (h_N bzw. RSRI) ganzzahlig zu runden.

Die GIS-gestützte Anwendung der methodischen Ansätze 1 bis 3 liefert die in Tabelle 2 gelisteten Maximalwerte des SRI12. Abbildung 4 zeigt beispielhaft für alle Varianten die SRI12-Verteilung der Dauerstufe $D = 1$ h bei einer räumlichen Ausdehnung von 9 km^2 . Der Vergleich zeigt, dass sich bei diesem außergewöhnlichen Niederschlagsereignis die allgemein hohen Indices gebietsweit nicht wesentlich variantenabhängig unterscheiden. Es sind jedoch punktuell je nach räumlicher Ausdehnung und Dauerstufe signifikante Unterschiede um 1 bis 2 Indexstufen feststellbar. Dabei liefert Ansatz 2 tendenziell extremere SRI-Werte als Ansatz 1, wobei diese mit größerer Dauerstufe zunehmen. Dies ist auf die bereits genannte Werteglättung der Mittelwertbildung zurückzuführen, die bei Ansatz 1 ausgeprägter ist. Ansatz 3 liefert gegenüber Ansatz 2 punktuell geringere SRI-Werte, weil hier die zeitliche Abfolge der Niederschlagsintervalle und somit das räumliche Auftreten des Ereignisses zeitgetreu bei der räumlichen Aggregation erhalten bleibt und die Maximabildung erst im letzten Prozess erfolgt. Aus diesem Grund wird die Anwendung des Ansatzes 3 allgemein als die zutreffendste Vorgehensweise favorisiert und empfohlen.

Zur Bewertung der Gesamtcharakteristik eines Starkregenereignisses und die daraus ableitbaren Anhaltspunkte für Überflutungsursachen bietet sich ein SRI12-Kennfeld (Abbildung 5) als kompakte, umfassende Darstellungsform der maximalen SRI12 für alle betrachteten Dauerstufen und Ausdehnungen an. Für das konkrete Anwendungsbeispiel wird daraus unmittelbar ersichtlich, wie außergewöhnlich hoch und extrem das Starkregenereignis vom 28.07.2014 in Münster über alle betrachteten zeitlichen und räumlichen Dimensionen war und wie umfassend als Konsequenz die Überlastungen der gesamten Entwässerungsinfrastruktur waren mit den entsprechend katastrophalen Schadensauswirkungen.

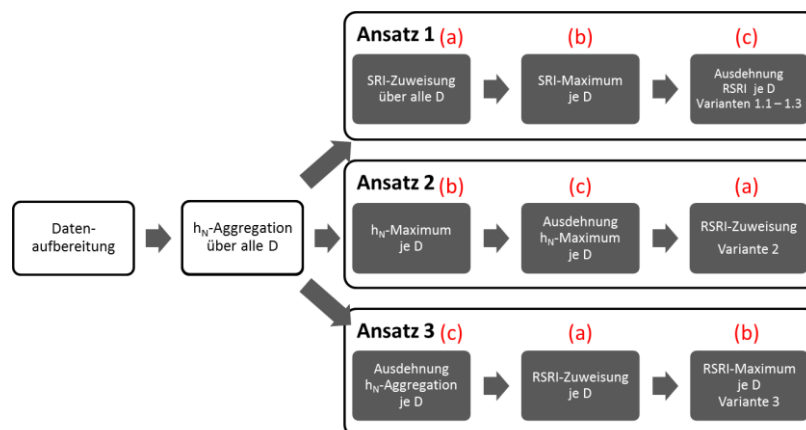


Abbildung 3: Methodische Ansätze zur SRI12-Bestimmung in unterschiedlicher räumlicher Ausdehnung

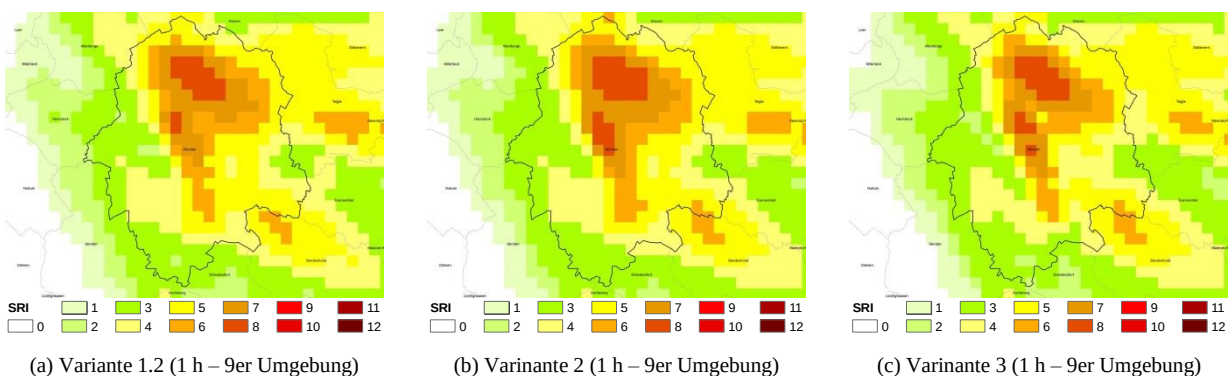


Abbildung 4: SRI12-Verteilungen der Varianten 1.2, 2 und 3 für die Dauerstufe $D = 1$ h und 9er Umgebung, Starkregenereignis vom 28.07.2014 (Stadtgebiet Münster)

Dauerstufe	Umgebung	V 1.2	V 2	V 3
1h	1er	9	9	9
	9er	8	8	8
	25er	8	8	7
	49er	7	8	7
2h	1er	11	11	11
	9er	10	10	10
	25er	9	9	9
	49er	9	9	9
4h	1er	12	12	12
	9er	11	11	11
	25er	10	10	10
	49er	9	9	9
6h	1er	12	12	12
	9er	12	12	12
	25er	11	11	11
	49er	10	10	10
MAX		12	12	12

Tabelle 2: Räumlich-zeitliche SRI12-Analyse des Starkregenereignisses vom 28.07.2014 in Münster

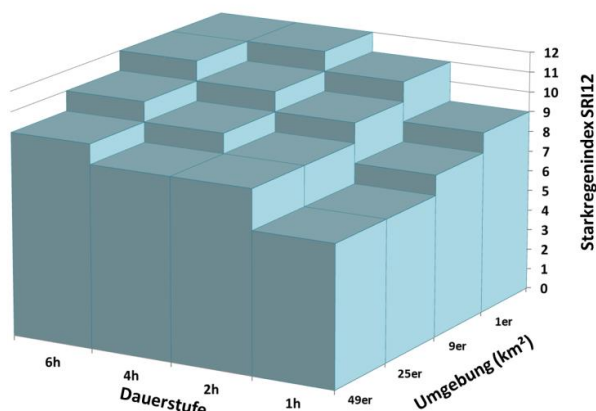


Abbildung 5: SRI12-Kennfeld für das Starkregenereignis vom 28.07.2014 in Münster (Variante 3)

14 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der Starkregenindex SRI12 stellt aufgrund seiner Einfachheit ein gut geeignetes Instrument zur allgemein verständlichen Bewertung der quantitativen Ausprägung („Stärke“) von Starkniederschlägen dar und unterstützt damit ein besseres Prozess- und Problemverständnis in Bezug auf Starkregenüberflutungen und die Aufgaben der kommunalen Überflutungsvorsorge. Diskussionswürdig ist jedoch bei der konkreten Anwendung, dass dieser Beurteilungsparameter einerseits ortsunabhängig gültig sein soll, andererseits jedoch an definierte Wiederkehrzeiten mit eindeutiger Formulierung abgestufter Belastungskategorien und Zielsetzungen (Überstaufreiheit – Überflutungsschutz – Schadensbegrenzung) gekoppelt ist und damit der lokalen Niederschlagscharakteristik entsprechen soll. Weicht letztere in einem Untersuchungsgebiet signifikant von den SRI12-Bezugswerten ab, sollte die SRI12-Zuordnung individuell modifiziert werden.

Das Anwendungsbeispiel des SRI12 auf das Starkregenereignis vom 28.07.2014 in Münster belegt, dass unter Verwendung von GIS eine zuverlässige Analyse der „Starkregenextremität“ sowohl in zeitlich als auch räumlich differenzierter Betrachtung sehr gut möglich ist. Bezüglich der Aussagegüte der Methode wird empfohlen, die Transformation der Niederschlagshöhen in Starkregenindices erst nach deren zeitlicher und räumlicher Aggregation durchzuführen.

15 REFERENZEN

- DWA (2015): Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge - Analyse von Überflutungsgefährdungen und Schadenspotenzialen zur Bewertung von Überflutungsrisiken. DWA-Regelwerk, Merkblatt DWA-M 119 (Gelbdruck). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Juli 2015. Hennef
- DWD (2005): Starkniederschlagshöhen für die Bundesrepublik Deutschland. KOSTRA-DWD-2000, Ausgabe 2005. Deutscher Wetterdienst, Offenbach/Main und itwh GmbH Hannover
- DWD (2015): RADOLAN-Komposit Produkt RW (DWD), Deutscher Wetterdienst, freier Datenbezug unter ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/grids_germany/hourly/radolan/, zuletzt besucht am 20.01.2016
- Grisa, Thomas M. (2013): Relabeling Extreme Rainfall Events so the Public Understands Their Severity. In: WEFTEC - 86th annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference. Chicago (USA), Oct. 5-9 2013. Online verfügbar unter <http://stormwater.wef.org/wp-content/uploads/2014/01/Relabeling-Extreme-Rainfall-Events-so-the-Public-Understands-Their-Severity.pdf>, zuletzt geprüft am 20.02.2016
- Grüning, H. und Grimm, M. (2015): Unwetter mit Rekordniederschlägen in Münster. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 62 (2), S. 157–162
- itwh (2015): Niederschlagsmessdaten des DWD-Wetterradars Essen für den Zeitraum 28.07.2014, 12:00 – 00:00 UTC; zur Verfügung gestellt am 17.06.2015 durch Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Hannover
- Schmitt, Theo G. (2014): Starkregenindex zur Kommunikation von Überflutungsursachen und Risiken. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 61 (8), S. 681–687
- Schmitt, Theo G. (2015): Weiterentwicklung des Starkregenindex zur Verwendung in der kommunalen Überflutungsvorsorge. In: gwf - Wasser / Abwasser 156 (7-8), S. 774–781

