



Projekt «STORM: Abwassereinleitung aus Kanalisationen bei Regenwetter»

Gesamte ungelöste Stoffe (GUS) bei Regenwetter

Luca Rossi, Simon Kreikenbaum, Willi Gujer, Rolf Fankhauser

Autor

Luca Rossi

EAWAG, 8600 Dübendorf
Tel. +41-44-823 53 78
Fax +41-44-823 53 89
luca.rossi@eawag.ch

Simon Kreikenbaum

EAWAG, 8600 Dübendorf
Tel. +41-44-342 59 84
s.kreikenbaum@gmx.ch

Willi Gujer

EAWAG, 8600 Dübendorf
Tel. +41-44-823 50 36
Fax +41-44-823 53 89
willi.gujer@eawag.ch

Rolf Fankhauser

IHW ETH Zürich-Hönggerberg
Tel +41-44-633 25 07
Fax +41-44-633 10 61
rolf.fankhauser@eawag.ch

Keywords

Ungelöste Stoffe, Regenüberläufe, Abflussgewässer, stochastische Modellierung, Beeinträchtigung

Die gesamten ungelösten Stoffe (GUS) spielen eine wesentliche Rolle bei Regenwetter, denn zahlreiche Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, liegen hauptsächlich in an GUS adsorbierter Form vor. Im Rahmen des Projekts STORM wurde ein Modell entwickelt, mit dem das Verhalten von GUS simuliert werden kann. Dieses Modell erlaubt, eine Bewertung des Risikos von GUS für die Vorfluter zu machen und die Ingenieure für die Gewässerprobleme im Zusammenhang mit Partikeln zu sensibilisieren.

Bedeutung der gesamten ungelösten Stoffe bei Regenwetter

Der Regen kann als Abwaschprozess der befestigten Oberflächen betrachtet werden, bei dem zahlreiche Schadstoffe wegschwemmt werden. In der Mischkanalisation vermischt sich der Regenabfluss mit dem Trockenwetteranfall, und das überlaufende Mischwasser kann eine bedeutende Beeinträchtigungen im Vorfluter verursachen [1, 2, 3], vor allem wenn das Mischwasser in kleine Fließgewässer gelangt. In Regenwassereinleitungen befinden sich zahlreiche organische und anorganische Verbindungen, die an Feststoffpartikel im Mischwasser gebunden sind. Zu diesen gehören insbesondere die Schwermetalle (mehr als 80% in adsorbierter Form), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und die organischen Stoffe [4]. Somit können die gesamten ungelösten Stoffe (GUS) als «Indikatoren» der urbanen Verschmutzung bei Regenwetter betrachtet werden. Um die Gewässerbeeinträchtigung durch GUS zu beschränken, wurden im dritten Artikel

Matières en suspension (MES) dans les rejets urbains en temps de pluie

Les matières en suspension (MES) jouent un rôle essentiel dans les rejets pluviaux car de nombreux polluants, notamment les métaux lourds, se trouvent sous forme adsorbée sur ces MES. Dans le cadre du projet STORM, un modèle de simulation du comportement des MES a été développé et fait l'objet de cet article. Ce modèle permet de faire une évaluation du risque des MES pour le milieu récepteur et de sensibiliser les ingénieurs aux problèmes de pollution liés aux particules.

Total suspended solids (TSS) behaviour in urban areas during rain events

Total suspended solids (TSS) play an essential role in the urban wet-weather discharges, as many pollutants, in particular heavy metals, are in adsorbed form on these TSS. Within the framework of project STORM, a model of simulation of the behaviour of TSS was developed and is presented in this article. This model allows a risk evaluation of TSS for the receiving waters that will help engineers to deal with the environmental problems related with particles.

Dieser Artikel ist der sechste einer Serie von elf des EAWAG- und BUWAL-Projektes «STORM: Abwassereinleitung aus Kanalisationen bei Regenwetter».

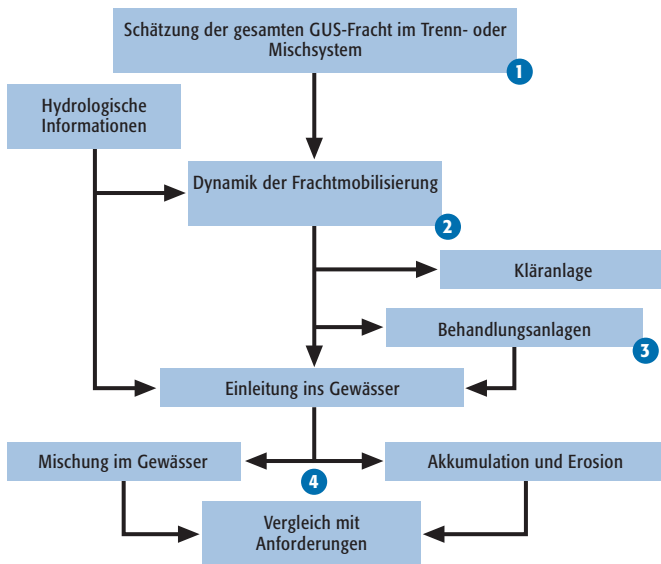


Abbildung 1: Schema des GUS-Modells: Beschreibung der verschiedenen Rechnungsschritte und Prozesse, die in diesem Artikel beschrieben sind (Nummern 1–4).

dieser Publikationsreihe [5], verschiedene Immissionsgrenzwerte für die GUS in Fließgewässern bei Regenwetter vorgeschlagen. Im vorliegenden Artikel wird eine Modellrechnung für GUS im Siedlungsgebiet und in einem Fließgewässer bei Regenwetter vorgestellt. Dieses Modell erlaubt einen Vergleich mit den vorgeschlagenen Grenzwerten. Die in diesem Modell berücksichtigten Prozesse werden im Einzelnen beschrieben (Abbildung 1) und die Berechnung wird anhand eines Anwendungsbeispiels illustriert. Dieses Modell berücksichtigt auch verschiedene Unsicherheiten, wie sie im vierten Artikel dieser Publikationsreihe [6] beschrieben sind.

Modellierung der gesamten ungelösten Stoffe

Die Abbildung 1 stellt die Modellstruktur dar. Die formulierten Prozesse sind 1) Abschätzung der gesamten GUS-Fracht

zu Beginn des Regenabflusses, 2) Mobilisierung dieser Fracht während des Regenereignisses (Verschmutzungsdynamik), 3) Zurückhalten der Fracht in einer Behandlungsanlage, 4) Manifestation der Fracht in einem Fließgewässer (Akkumulation und Erosion).

Sowohl im Entwässerungsnetz als auch im Vorfluter spielt der Charakter von Regen und Regenabfluss eine wesentliche Rolle. Es wird angenommen, dass die Abflussmengen mit den «herkömmlichen» Modellen der urbanen Hydrologie richtig simuliert werden, und deswegen werden die hydrologischen Prozesse in diesem Artikel nicht näher beschrieben.

Das Modell erlaubt die Simulation von GUS-Einleitungen aus einer Trennkanalisation, aus Mischwasserüberläufen, die Weiterführung der GUS-Frachten in Richtung Kläranlage und das Zurückhalten von GUS in einer Behandlungsanlage. Ausserdem erlaubt das Modell eine Schätzung der Einhaltung von Immissionsgrenzwerten im Vorfluter gemäss den Vorschlägen im dritten Artikel dieser Serie [5].

Stochastisch-probabilistische Modellierung

Das GUS-Modell stützt sich auf die Ergebnisse verschiedener Messungskampagnen über Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter in der Schweiz und in Europa [1, 7, 8, 9, 10]. Jeder Modellparameter (Tabelle 1) wird mit einem Mittelwert (Standardwert), mit einem Wertebereich und mit einer Funktion der Werteverteilung in diesem Bereich definiert. Für jedes Regenereignis wird aus diesem Bereich ein zufälliger Wert gewählt und für die Berechnung benutzt. Mit Hilfe der Monte-Carlo-Simulation wird dieser Prozess n-mal wiederholt und die Ergebnisse in probabilistischer Form dargestellt (siehe den vierten Artikel dieser Serie [6]). Die einzelnen Modellparameter (Tabelle 1) werden in den folgenden Abschnitten näher vorgestellt.

1) Schätzung der GUS-Fracht

Die in der Mischkanalisation transportierte GUS-Fracht bei Regenwetter stammt aus drei Quellen: aus häuslichem und

Parameter		Einheit	Verteilung	Durchschnittswert	Variationsbereich ($\pm 2 \sigma$)
GUS-Masse Regenwasser	M_{er}	mg l ⁻¹	log normale	68	12–372
GUS im Abwasser	M_{eu}	mg l ⁻¹	gleichmässig	200	100–300
GUS im Kanalsediment	SF	%	gleichmässig	50 ¹	35–70 ¹
«First flush»-Koeffizient für Mischkanalisation	β_{comb}	–	normale	0,962	0,59–1,33
«First flush»-Koeffizient für Trennkanalisation	β_{sep}	–	log normale	0,71	0,33–1,54
Wirksamkeit eines Rückhaltesystems	EFF	%	gleichmässig	Gl. (8) ²	Gl. (8) ²
Sedimentationsgeschwindigkeit im Fluss	W_c	m s ⁻¹	gleichmässig	0,00024	0,00012–0,00063
Erosionsgeschwindigkeit der Partikel	e	g m ⁻² s ⁻¹	gleichmässig	1,36	0,678–2,03
Koeffizient der Grenzschubspannung	Θ	–	gleichmässig	0,072	0,047–0,078
Abbaugeschwindigkeit der organischen Stoffe	k	Tag ⁻¹	gleichmässig	0,24	0,12–0,3

Tabelle 1: Vorgeschlagene Standardwerte im GUS-Simulationsmodell.

¹ oder Tabelle 2
² oder Literatur

industriellem Abwasser (M_{eu}), aus Abschwemmungen von Siedlungs- und Verkehrsflächen (M_{er}) und aus Erosion der Ablagerungen in der Kanalisation (M_{sed}). Die gesamte Fracht in der Mischkanalisation bei Regenwetter beträgt:

$$M_{tot} = M_{eu} + M_{er} + M_{sed} \tag{1}$$

Diese einzelnen Frachtkomponenten können auf Grund der Resultate von Messkampagnen oder auf Grund von Kläranlagendaten abgeschätzt werden. Somit berechnet sich die GUS-Fracht im häuslichen Abwasser aus einer mittleren Konzentration, zum Beispiel $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ($\pm 50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) und aus einem mittleren Abwasseranfall pro Einwohner (z.B. $300 \text{ l}\cdot\text{Einw}^{-1}\cdot\text{Tag}^{-1}$, $\pm 50 \text{ l}\cdot\text{Einw}^{-1}\cdot\text{Tag}^{-1}$). Die Verteilung der einzelnen Werte im gewählten Wertebereich wird als linear angenommen. Im Modell werden keine Tagesschwankungen der GUS-Frachten berücksichtigt.

Die Kanalablagerungen (M_{sed}) stellen einen grossen Anteil an GUS-Frachten in Mischwasserüberläufen dar. [1, 11, 12]. Bei der Schätzung dieser Frachten werden das Gefälle des Sammelkanals, die hydraulischen Bedingungen, der Kanalisationszustand usw. berücksichtigt. Die Kanalablagerungen können wie folgt berechnet werden:

$$M_{SED} = SF \cdot M_{tot} \tag{2}$$

Für SF (Anteil der erodierbaren Sedimente an der gesamten GUS-Fracht) können verschiedene Werte gewählt werden (siehe Tabelle 2). Die in Paris [1] und in Zürich [11] durchgeführten Untersuchungen entsprechen der Klasse 3 ($SF = 35\text{--}70\%$). Diese Klasse kann gewählt werden, wenn keine anderen Informationen zur Verfügung stehen. Bei der Simulation mit dem probabilistischen Modell wird für jedes Ereignis ein Zufallswert in diesem Wertebereich gewählt.

Durch Kombination der Gleichungen (1) und (2) kann schliesslich die gesamte GUS-Fracht im Mischwasser geschätzt werden:

$$T_{tot} = \frac{M_{er} + M_{eu}}{1 - SF} \tag{3} = (1 + 2)$$

Die mittleren GUS-Konzentrationen im Oberflächenabfluss können auf Grund von experimentellen Untersuchungen in 7 Schweizer Siedlungsgebieten [8, 9, 10] abgeschätzt werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in der Abbildung 2 dargestellt.

Aus der Abbildung 2 kann für die mittlere GUS-Konzentration ein Wert von $68 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ und ein Variationsbereich

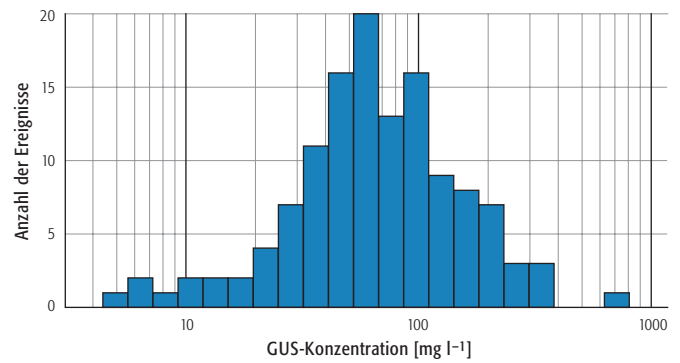


Abbildung 2: Verteilung der mittleren GUS-Konzentrationen im Oberflächenabfluss von 127 Regenereignissen in 7 Schweizer Siedlungsgebieten, die ausschliesslich im Trennsystem entwässert sind [8, 9, 10].

($\pm 2\sigma$) zwischen 12 und $372 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ entnommen werden (siehe auch Tabelle 1).

Im Regenwasserkanal der Trennkanalisation werden nur GUS-Frachten aus Abschwemmung von Siedlungs- und Verkehrsflächen berücksichtigt. Allfällige Fehlanschlüsse müssten separat berücksichtigt werden.

2) Dynamik des GUS-Anfalls

Die Prozesse des GUS-Anfalls sind sehr dynamisch (Akkumulation der Feststoffe auf versiegelten Oberflächen und in der Kanalisation, Abschwemmung/Erosion bei Regen, Transport in der Kanalisation usw.). Die Dynamik dieser Prozesse kann auf Grund von Untersuchungen des so genannten «First-Flush-Effekts» vereinfacht modelliert werden. In Einzugsgebieten, wo «First Flush» auftritt, sind die GUS-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und im Mischwasser zu Beginn des Regenereignisses beträchtlich höher als gegen Regenende und zwar auch dann, wenn die Abflussspitze noch nicht erreicht wurde (Abbildung 3). Wird die Schmutzfracht berechnet (Multiplikation der GUS-Konzentration mit der Abflussmenge), kann festgestellt werden, dass diese am Ereignisanfang nicht viel höher ist als während der Abflussspitze. Die unterschiedliche Betrachtung zwischen Konzentrationen und der Frachten führen zu zahlreichen Diskussionen über die Bedeutung des ersten Spülstosses, seine Quantifizierung und seinen Einfluss auf die Regenwasserbehandlung [2, 13, 14, 15]. Im vorliegenden Modell kann die Dynamik eines Regenabflussereignisses in Form einer Summenkurve dargestellt werden (Abbildung 3). Diese Summenkurve wurde auf Grund von untersuchten Konzentrationen und Abflussmengen erstellt. Sie kann mit einer einfachen Gleichung beschrieben werden:

$$F(x) = x^\beta \tag{4}$$

- $F(x)$ Anteil der kumulierten GUS-Fracht an der gesamten GUS-Fracht
- x Anteil des kumulierten Abflussvolumens am gesamten Regenabfluss (oder Mischwasserabfluss)
- β Koeffizient der Eichung

Je kleiner der Koeffizient β , umso ausgeprägter ist der «First-Flush-Effekt». Ein Wert $\beta = 1$ bedeutet, dass die GUS-Frach-

Klasse für SF	Relative GUS-Einträge durch Sedimente im Verhältnis zu den gesamten GUS-Einträgen
0	0–10%
1	5–20%
2	15–40%
3	35–70%

Tabelle 2: Abschätzung der erodierbaren Ablagerungen in einer Mischkanalisation bei einem Regenereignis mit Hilfe des SF-Faktors.

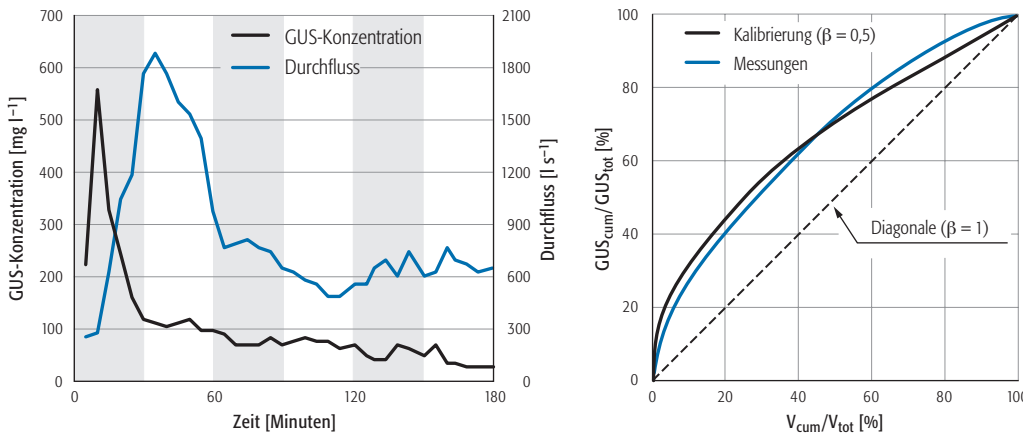


Abbildung 3: Verlauf der GUS-Konzentrationen während eines Regenereignisses (Beispiel gemessener Ganglinien) und Verlauf des GUS-Frachtanfalls im Verhältnis zum Verlauf des Regenwasser- oder Mischwasseranfalls für dasselbe Ereignis (Beispiel einer gemessenen und einer gerechneten Summenlinie) [16].

ten während des ganzen Ereignisses konstant bleiben. Ein Wert $\beta > 1$ bedeutet, dass die GUS-Fracht eher am Ende des Regenereignisses anfällt. Folglich befindet sich im Beispiel der Abbildung 3 40% der GUS-Masse in den ersten 20% des Abflussvolumens. Der Parameter β wird aufgrund von experimentellen Untersuchungen unterschiedlich für Misch- (β_{comb}) und Trennkanalisationen (β_{sep}) bestimmt [17]. Für die Mischkanalisation wird eine Normalverteilung $N(\mu, \sigma)$ mit Durchschnittswert $\mu = 0,962$ und $\sigma = 0,186$ vorgeschlagen, für die Trennkanalisation wurde eine lognormale Verteilung mit $\mu = -0,3366$ und $\sigma = 0,385$ gewählt (siehe Tabelle 1). Aus diesem Modells folgt, dass der Spülstoss im Allgemeinen in der Trennkanalisation grösser ist als, in der Mischkanalisation ist.

Gleichung (1) kann auch in folgender Form dargestellt werden:

$$\frac{M_{\text{cum}}}{M_{\text{tot}}} = \left(\frac{V_{\text{cum}}}{V_{\text{tot}}} \right)^{\beta} \rightarrow M_{\text{cum}} = M_{\text{tot}} \left(\frac{V_{\text{cum}}}{V_{\text{tot}}} \right)^{\beta} \quad (5), \text{ folgt aus (4)}$$

M_{cum}	Kumulierte GUS-Fracht im Regen- oder Mischwasserabfluss (kg)
M_{tot}	Gesamte GUS-Fracht Masse (kg), (aus Gleichung 3)
V_{cum}	Kumulierter Abfluss (m^3)
V_{tot}	Gesamter Abfluss (m^3)

Die GUS-Konzentrationsganglinie ($C(t)$) wird aus der Ableitung der kumulierten Fracht in Abhängigkeit vom kumulierten Abfluss berechnet:

$$C(t) = \frac{dM_{\text{cum}}}{dV_{\text{cum}}} \Big|_t = \frac{M_{\text{tot}}}{(V_{\text{tot}})^{\beta}} \cdot \beta \cdot [V_{\text{cum}}(t)]^{\beta-1} \quad (6)$$

Für die Berechnung der GUS-Konzentrationsganglinie $C(t)$ (Gl. 6) während eines bestimmten Regens werden deshalb die Angaben über die gesamte GUS-Fracht (M_{tot}) (Gl. 3), ein β -Wert (Tabelle 1) sowie das gesamte Abflussvolumen (V_{tot}) benötigt. Das gesamte Abflussvolumen (V_{tot}) wird entweder mit einer Formel (7) oder mit einem Simulationsprogramm berechnet.

$$V_{\text{tot}} = (P - PI) \cdot S_{\text{imp}} \quad (7)$$

P	Niederschlagshöhe (mm)
PI	Anfangsverluste (mm)
S_{imp}	Abflusswirksame Oberfläche (ha)

3) Zurückhalten von GUS in Behandlungsanlagen

Im vorgeschlagenen Modell wird ein Zurückhalten von GUS in einer Behandlungsanlage berücksichtigt. In Anbetracht der Unsicherheiten bezüglich Reinigungsleistungen wurden die Prozesse der Behandlung erheblich vereinfacht. Die Reinigungsleistung EFF (Abkürzung von «efficiency») kann für Misch- oder Trennkanalisationen separat angegeben werden. In unserem Modell wird die Behandlungsanlage (z.B. Regenüberlaubecken) als «ideal» betrachtet, nämlich vor jedem Regenereignis leer und gereinigt. Im System wird ebenfalls eine vollkommene GUS-Homogenität angenommen. Bei der probabilistischen Simulation wird ein zufälliger Wert der Reinigungsleistung für jedes Regenereignis aus einem definierten Wertebereich gewählt. Dieser Wirkungsgrad bleibt während eines Ereignisses konstant und ist deswegen von berechneten Konzentrationen unabhängig. In jedem Berechnungsintervall wird ein Frachtanteil gemäss dem EFF-Faktor («efficiency») in der Behandlungsanlage zurückgehalten. Die Angaben über die Reinigungsleistungen von verschiedenen Behandlungsanlagen stammen aus mehreren Literaturangaben [9, 18, 19, 20, 21]. Die Abweichungen zwischen den Resultaten der einzelnen Studien sind bedeutend. Manchmal werden sogar auch negative Leistungswerte beobachtet, die mit der Aufwirbelung zuvor akkumulierter GUS-Frachten zu erklären sind. Sind keine Information über die Leistung der Behandlungsanlagen (z.B. Klärwirkung eines Regenüberlaufbeckens) verfügbar, kann man sie anhand der folgenden Gleichung schätzen [22, 23]:

$$\text{EFF} = 1,0 - \left[1,0 + \frac{V_s}{n \cdot (Q/A)} \right]^{-n} \quad (8)$$

EFF	Reinigungsleistung, d.h. der Anteil der GUS-Fracht, der bei gegebener Absetzgeschwindigkeit der Partikel und bei dynamischen Bedingungen in der Behandlungsanlage zurückgehalten werden kann (-)
V_s	Absetzgeschwindigkeit eines Partikels ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$), typisch zwischen 0,00011 und 0,00058 $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ [24]
Q	Maximale Abflussmenge in der Behandlungsanlage ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
A	Absetzfläche der Installation (m^2)
n	Turbulenz- und Kurzschlussfaktor der Anlage (ganze Zahl), wobei $n = 1$ ein hoher und $n = 5$ ein kleiner Turbulenz- oder Kurzschlusswert bedeutet

Diese Formel konnte für eine Absetzgeschwindigkeit von 0,0005 $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ anhand eines kleinen Rückhaltesystems mit

Turbulenzfaktor $n = 1$, $V = 250 \text{ m}^3$, $Q = 90 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$, $A = 110 \text{ m}^2$ und anhand eines grösseren Beckens mit $n = 5$, $V=330 \text{ m}^3$, $Q=40 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$, $A= 150 \text{ m}^2$ erfolgreich getestet werden [18]. Für diese Beispiele beträgt die berechnete mittlere Reinigungsleistung bezüglich GUS jeweils 38% (gemessen: 36%) und 80% (gemessen: 88%). Der Bereich der Reinigungsleistung für die Wahl eines zufälligen Leistungswertes kann mit Hilfe der Gl. (8) ermittelt und für die probabilistische Simulation benutzt werden.

4) GUS-Manifestation im Vorfluter

Die aus der Kanalisation in den Vorfluter eingeleiteten GUS-Frachten werden entsprechend den hydraulischen Bedingungen im Vorfluter entweder sedimentieren oder stromabwärts transportiert. Die Bereiche Erosion, Sedimentation und Transport von GUS in Abhängigkeit von der Partikelgrösse und der Fliessgeschwindigkeit sind in Abbildung 4 dargestellt [25].

Für ein Regenereignis wird im Vorfluter zunächst die GUS-Konzentration unmittelbar nach dem Einmischen der Einleitungen aus den Kanalisationen berechnet. Dabei wird eine vollständige Durchmischung im Vorfluter angenommen und die abgeschätzten Konzentrationen mit den in einem vorigen Artikel zum Projekt STORM vorgeschlagenen KDF-Kurven (Konzentration-Dauer-Frequenz) verglichen [5].

Das Modell berechnet ebenfalls das Schicksal der GUS, nämlich ob die hydraulischen Bedingungen eine Sedimentation, eine Beförderung oder eine Wiederaufwirbelung der zuvor akkumulierten Bodensedimente erlauben. Hier kommen zahlreiche Prozesse in Betracht: hydraulische Bedingungen, Kennwerte der Partikel (Grösse, Form, organischer Stoffgehalt, Menge), Kennwerte des Flussbettes (Kies, Blöcke, Sand, Porenvolumen im Flussbett) und verschiedene weitere Prozesse (z. B. Biostabilisation, Kolmation etc.). Die Fliessstrecke wird ohne Rücksicht auf den jeweiligen Ort, wo die Partikel sedimentieren, als homogen betrachtet. Danach wird die Wahrscheinlichkeit berechnet, mit der die hydraulischen Bedingungen eine GUS-Akkumulation an einem fiktiven

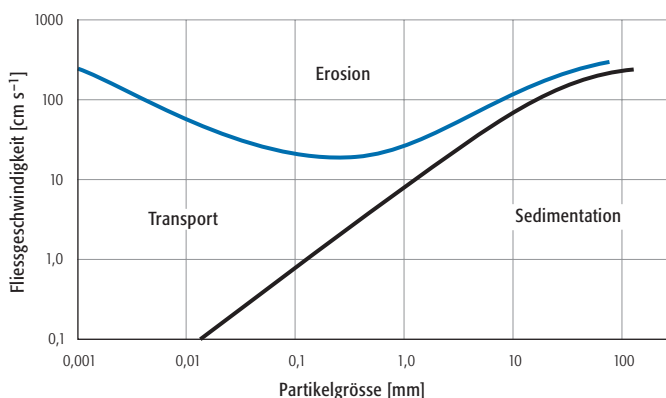


Abbildung 4 : Erosion, Transport und Sedimentation von gleichförmigen, nicht kohäsiven Partikeln in Abhängigkeit von der Partikelgrösse und Fliessgeschwindigkeit [25].

Punkt des Wasserlaufes erlauben oder nicht. Die Ermittlung einer möglichen Umweltbeeinträchtigung setzt eine Betrachtung über einen längeren Zeitraum voraus, respektive eine Langzeitsimulation (10 Jahre). Um die Anfangsbedingungen der Berechnung festzulegen, werden zunächst Regenmessungen von der Dauer eines Jahres benötigt.

Abhängig von den hydraulischen Bedingungen, die durch das Verhältnis zwischen Schubspannung τ und kritischer Spannung (für Erosion) τ_{crit} definiert werden, findet eine Sedimentation, Transport oder Erosion der GUS statt. Dabei berechnet sich die Schubspannung wie folgt:

$$\tau = \rho \cdot g \cdot \frac{V^2}{K_s^2 \cdot R_h^{1/3}} \tag{9}$$

- τ Schubspannung ($\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$)
- ρ Dichte von Wasser ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)
- g Gravitationskonstante ($\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$)
- R_h hydraulischer Radius (m)
- K_s Stricklerkoeffizient ($\text{m}^{1/3}\cdot\text{s}^{-1}$)
- V mittlere Fliessgeschwindigkeit ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Die GUS-Akkumulation kann somit bestimmt werden als:

$$F_d = C \cdot W_c \cdot \left[1 - \frac{\tau}{\tau_{crit}} \right] \quad \text{wenn } \tau < \tau_{crit} \tag{10}$$

- F_d auf der Fliessgewässersohle abgesetzte GUS-Fracht ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)
- C GUS-Anfangskonzentration im Fliessgewässer, nach vollständiger Durchmischung ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
- W_c Sedimentationsgeschwindigkeit der Partikel im Fliessgewässer ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
- τ (Sohl-)Schubspannung ($\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$)
- τ_{crit} kritische (Sohl-)Schubspannung ($\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$)

Falls die Schubspannung grösser ist als die Grenze zur kritischen Schubspannung, findet Erosion der akkumulierten Partikel statt:

$$F_e = e \cdot \left[\frac{\tau}{\tau_{crit}} - 1 \right] \quad \text{wenn } \tau > \tau_{crit} \tag{11}$$

- F_e von der Fliessgewässersohle erodierte GUS-Fracht ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)
- e Erosionsgeschwindigkeit, wird als konstant angenommen ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) [26]

Die Erosionsgeschwindigkeit e kennzeichnet sich dadurch, dass nicht die Gesamtheit der akkumulierten Partikel auf einmal erodiert werden. Richtwerte für diesen Parameter «e» können der Tabelle 1 entnommen werden.

Die Frage, ob GUS auf der Fliessgewässersohle akkumulieren oder nicht, beruht somit auf der kritischen Schubspannung, die für fliessgewässerspezifisch ist. Angaben über τ_{crit} beruhen auf Forschungsarbeiten über die Verschlammlung von Fliessgewässersohlen [27].

$$\tau_{crit} = \Theta \cdot g \cdot (\rho_s - \rho_w) \cdot d_{GUS} \tag{12}$$

- Θ Schubspannung in dimensionsloser Form (-)
- ρ_s mittlere Dichte des Sohlenmaterials ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)
- ρ_w Dichte des Wassers ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)
- d_{GUS} mittlerer Durchmesser des Partikels (m)

Verschiedene Werte für Θ können der Literatur [27] und aus Tabelle 1 entnommen werden. In unserem Fall ist es wichtig, einen verhältnismässig hohen Wert für D_{GUS} zu wählen (4,1–6,8 mm), der die Berücksichtigung der «Verfestigung»

erlaubt. Dieser Prozess entspricht einem Einfangen der feinen Partikeln in den aus gröberen Elementen gebildeten Poren der Fliessgewässersohle. Die Partikel können nur mobilisiert werden, wenn das Sohlensubstrat erodiert wird, oder wenn die Verfestigung der Partikel (der «Klebeffekt») gestört werden kann.

Ein wichtiger Parameter, der in die Gleichung 10 einfliesst, ist die Sedimentationsgeschwindigkeit im Fliessgewässer, W_c . Diese Geschwindigkeit wurde in Messungen verschiedener Grössenklassen von Partikeln aus urbanen Abwassereinleitungen bei Regenwetter aus Misch- und Trennkanalesationen untersucht [24]. Die Ergebnisse wurden in Fliessgewässern durch Sedimentationsmessungen mit Hilfe von feinen organischen, mit einem Indikator markierten Partikel verbessert [28]. Schliesslich konnte ein allgemeiner Wert für die Sedimentationsgeschwindigkeitswert in einem gewissen Vertrauensintervall ermittelt werden (Tabelle 1).

Abbauprozess

Der (biologische) Abbau von akkumulierten GUS kann in der Fliessgewässersohle zu einem Sauerstoffdefizit führen, was für die Fauna besonders schädlich ist [29]. GUS aus Mischwasserüberläufen und in schwächerem Ausmass auch aus Regenwassereinleitungen des Trennsystems enthalten einen relevanten Anteil an organischen, d.h. biologisch abbaubaren Stoffen. Die Berechnung des potenziellen Sauerstoffdefizits basiert auf dem Verhältnis zwischen GUS und dem Sauerstoffbedarf, das als $g\ O_2/g\ GUS$ ausgedrückt wird. Das potenzielle Sauerstoffdefizit liegt für Mischwasserüberläufe bei 0,47 (0,23–0,65) $g\ O_2/g\ GUS$ und für Regenüberläufe des Trennsystems bei 0,15 (0,10–0,19) $g\ O_2/g\ GUS$ [5]. Die Abbaugeschwindigkeit der organischen Stoffe kann mit einer Abbaukinetik erster Ordnung modelliert werden:

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = -k \cdot C_{O_2} \rightarrow C_{O_2} = C_{O_{2,ini}} \cdot e^{-k \cdot t} \quad (13)$$

C_{O_2} Mit GUS verbundener Sauerstoffbedarf in der Fliessgewässersohle ($g \cdot m^{-2}$)
 k Sauerstoffzehrungskonstante (Fliessgewässersohle wird als Bioreaktor betrachtet) ($1 \cdot d^{-1}$)
 $C_{O_{2,ini}}$ Anfangskonzentration von Sauerstoff in der Flusssohle ($g \cdot m^{-2}$)

Das Modell berechnet somit die Zeit, während welcher der Grenzwert für Sauerstoff [5] im Laufe des Jahres erreicht oder unterschritten wird.

Unsicherheiten bezüglich Daten und Prozesse

Bei Regenwetter findet eine Vielzahl komplexer Prozesse statt. Wenn es um die Gewässerqualität geht, müssen Prozesse wie Akkumulation auf abflusswirksamen Oberflächen, Regenauswaschung, Ablagerungen in Kanalisationen, Bildung von Biofilm im Kanal etc. berücksichtigt werden. Alle diese Prozesse können mit deterministischer Software hervorragend nachgebildet und simuliert werden [30, 31]. Diese deterministischen Modelle bieten zum Beispiel die Schät-

zung der Akkumulation der Schmutzstoffe auf Siedlungs- und Verkehrsflächen an. Zur diesem Zweck werden jedoch umfangreiche Informationen zur Kalibrierung und Validierung solcher Modelle-/Simulationsprogramme benötigt. Ausserdem sind Programme, die eine Simulation der möglichen Beeinträchtigungen des natürlichen Lebensraums erlauben, selten an vorhandene Simulationsprogramme für «Entwässerungsnetze» gekoppelt.

Im vorgestellten GUS-Modell wurde eine «angemessene» Anzahl von Prozessen berücksichtigt, so dass der Benutzer mit verhältnismässig geringem Aufwand zu einem Ergebnis gelangen kann, dessen Unsicherheiten ausgegeben und interpretiert werden können. Deshalb werden im hier vorgeschlagenen Modell nur 10 GUS-Parameter berücksichtigt, was im Vergleich zu anspruchsvolleren deterministischen Modellen sehr wenig ist.

Für die einzelnen Parameter werden «Standardwerte» angeboten (Tabelle 1). Diese vorgeschlagenen Werte dienen der Information und sind mit Vorsicht zu geniessen. In gewissen Fällen ist es möglich, anhand der Ergebnisse von Messkampagnen den Bereich der Unsicherheiten zu verringern. Es muss hier jedoch erwähnt werden, dass sich die Unsicherheiten bezüglich gemessener GUS-Konzentrationen in einer Grössenordnung von $\pm 30\%$ bewegen [2]. Dies rührt von Unsicherheiten her, die mit der Probenentnahme im Entwässerungsnetz, mit der Probenaufbereitung, mit der Laboranalyse sowie mit der grossen Variabilität der zu untersuchenden Prozesse verbunden sind. Diese systeminhärenten Unsicherheiten führen dazu, dass aussagekräftige Untersuchungskampagnen eine grosse Anzahl von Einzelmessungen und Analysen umfassen müssen, in die mehrere Regenereignisse mit unterschiedlichen Eigenschaften einbezogen werden.

In der Regel sind die in der Schweiz gemessenen GUS-Konzentrationen im Niederschlagsabfluss geringer als diejenigen, die in Frankreich oder Deutschland angetroffen wurden [7, 32]. Eine Erklärung dafür liegt in Unterschieden der Regenmessmethoden, der Verfahren zur Fahrbahnreinigung, der Gestaltung der Einlaufschächte etc. Ausserdem wurden in der Schweiz ausschliesslich Untersuchungen an Trennkanalesationen ohne Fehlanschlüsse durchgeführt.

Unsicherheiten bezüglich der GUS-Dynamik im Fliessgewässer sind relevant. Messungen der GUS-Konzentrationen und/oder -Frachten werden in grosser Anzahl an Mischwasserüberläufen oder an Regenüberläufen aus Trennsystemen durchgeführt. Untersuchungen der Auswirkungen von GUS in Fliessgewässern unter spezifischer Berücksichtigung der urbanen Abwassereinleitungen bei Regenwetter sind hingegen sehr selten. Dies hat zur Folge, dass hinsichtlich der Modellergebnisse eine gewisse Vorsicht geboten ist. Das hier vorgestellte GUS-Modell berücksichtigt zwar Akkumulations- und Erosionsprozesse, jedoch keine physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse wie z.B. Dynamik des (Sauerstoff-)Austauschs zwischen Sediment und freier Wassersäule.

Beispiele von Ergebnissen

Das GUS-Modell, so wie es in diesem Artikel vorgestellt ist, wurde in der Simulationssoftware REBEKA II implementiert, die im Rahmen des Projektes Storm [33, 34] entwickelt wurde. Zwei Beispiele von Ergebnissen, ausgedrückt als Fracht und als Gefahr für den Vorfluter, werden hier vorgestellt.

Im ersten Beispiel sind Simulationsergebnisse für die Stadt Lausanne und benachbarte Gemeinden dargestellt. Der Regenabfluss wird in der Baie de Vidy in den Genfersee geleitet. In der Baie de Vidy konnte eine Sedimentbelastung, insbesondere durch Schwermetalle, nachgewiesen werden [35]. Deshalb ist dieses Beispiel geeignet, die Modelle zum GUS-Eintrag in den Genfersee bei Regenwetter zu überprüfen. Die Daten des Einzugsgebiets wurden für die Simulation stark vereinfacht, indem nur ein Mischsystemeinzugsgebiet mit einer Mischwassereinleitung und ein Trennsystemeinzugsgebiet berücksichtigt wurden. Für dieses Beispiel wurde eine Monte-Carlo-Simulation mit 1000 Durchläufen durchgeführt, wobei jedem Durchlauf eine Regenserie von 10 Jahren zu Grunde liegt (Regendaten ANETZ, Messstation Lausanne). Die benutzten Parameter sind diejenigen der Tabelle 1, mit Ausnahme der GUS-Konzentrationsdaten im Abwasser, die vom SESA (waadtländischer Kantonaldienst für Gewässer, Boden und Sanierung) und von der Kläranlage (STEP) Vidy geliefert wurden.

Abbildung 5 illustriert somit die relative Häufigkeit der jährlichen GUS-Frachten aus Regenwassereinleitungen aus Trennsystemen sowie Mischwasserüberläufen, die zur Kläranlage Vidy geleitet werden. Die y-Achse dieser Abbildung ist normiert, die sich ergebenden Kurven können als Summenwahrscheinlichkeitskurven interpretiert werden, aus denen die Wahrscheinlichkeit, mit der eine gewisse jährliche GUS-Fracht auftritt, direkt abgelesen werden kann [6]. Die GUS-Fracht, die in Lausanne bei Regenwetter in den Genfersee geleitet wird, liegt in der Grössenordnung von 1000–3000 t·Jahr⁻¹, mit einem Median von 1800 t·Jahr⁻¹. Dieser Wert entspricht in erster Näherung den Messungen auf der Kläranlage und den Resultaten einer Hydrologischen Simulation (1850 t·Jahr⁻¹). Bei dieser Art von Ergebnissen können Unsicherheiten in den Daten berücksichtigt werden, da in

jedem Durchlauf der Simulation ein zufallsbedingter Wert im Parameterbereich gewählt wird.

Der Bereich der Unsicherheit ist für Einleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter oder im Kläranlagenzulauf verhältnismässig hoch, da die Dynamik des Schmutzstofftransports zu sehr grossen Schwankungen in den Konzentrationen und Frachten führt. Zudem können zwischen einzelnen Regenereignisse grosse Unterschiede auftreten.

Beim Trennsystem dagegen sind die Schwankungen der Konzentrationen und Frachten im Abwasser sehr viel geringer, (50%-Wert: 356 t·Jahr⁻¹, 10%-Wert: 315 t·Jahr⁻¹, 90%-Wert: 402 t·Jahr⁻¹). In diesem Fall spielt die Dynamik praktisch keine Rolle (Einleitungen in den See ohne Behandlungsanlagen). Folglich sind die Unsicherheiten in den abgeleiteten Frachten verhältnismässig gering in Bezug auf die jährlichen Frachten.

Auf Grund der gewonnenen Erkenntnisse ist es möglich, eine Stoffbilanz für das Abwassersystem bei Regenwetter aufzustellen und/oder die Wirkung von Behandlungsanlagen anhand verschiedener Szenarien zu berechnen. Zum Beispiel liegt im Abwassersystem von Lausanne der GUS-Rückhalt bei Regenwetter in der Grössenordnung von 60% (mit einer Wahrscheinlichkeit von 80%).

Bezüglich der ökotoxikologischen Gefahr von GUS kann das Beispiel des Chrebsbachs aufgeführt werden, ein kleiner Vorfluter, der zur Entwässerung einer Autobahn (7,8 ha_{red}) verwendet wird [36]. Für die Berechnung wurden die Standarddaten aus Tabelle 1 sowie Regendaten (10 Jahre) einer ANETZ-Station (Station Zürich) benutzt. Drei Simulationen mit je 500 Durchläufen wurden durchgeführt (Abbildung 6): Anfangszustand, Behandlungsanlage von 600 m³ (Wirkungsgrad von 50% ± 20%) und tatsächlich gebaute Anlage (1700 m³, Wirkungsgrad von 95%). Das in diesem Beispiel gewählte Kriterium ist ein ökotoxikologisches, welches die Wirkung von auf den Partikeln adsorbierten Verbindungen berücksichtigt [5]. Dieses Kriterium erlaubt, dass während 95% der Zeit maximale 25 g GUS m⁻² in Kontakt mit der Fliessgewässersohle sein dürfen. Die horizontale Achse der Abbildung 6 stellt den Anteil der Zeit (in Prozent pro Jahr) dar, während dessen die 25 g GUS m⁻² überschrit-

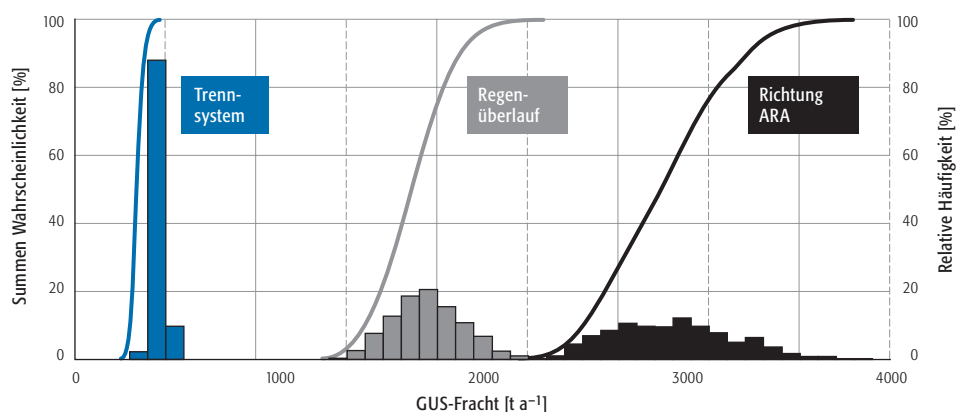


Abbildung 5: Beispiel der Ergebnisse des GUS-Modells für das Einzugsgebiet Lausanne und benachbarte Gemeinden (200 000 Einwohner). Dargestellt sind die Summenwahrscheinlichkeit und die relative Häufigkeit der GUS-Frachten (t·Jahr⁻¹) aus Mischwasserüberläufen und Regenwassereinleitungen aus Trennsystemen in Richtung Kläranlage und Genfersee.

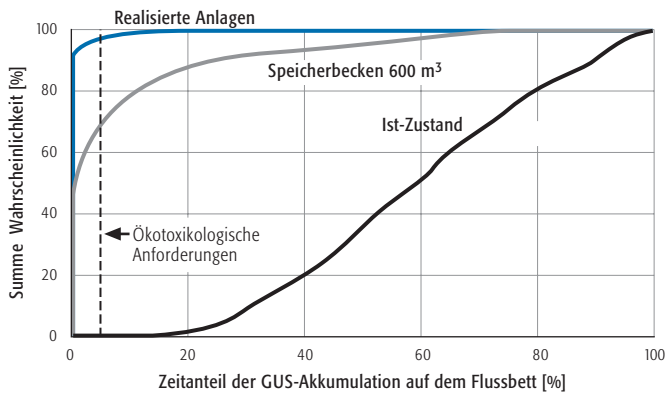


Abbildung 6: Bewertung der Gefährdung hinsichtlich Toxizität der im Vorfluter akkumulierten GUS für eine Autobahntwässerung in ein kleines Fließgewässer. Wahrscheinlichkeit, mit der ein festgelegtes ökotoxikologisches Kriterium (max. 25 g GUS m^{-2} während 95% der Zeit) erreicht wird, für den Ausgangszustand und zwei Behandlungsanlagen von jeweils 600 und 1700 m^3 .

ten werden. Das zu erreichende Kriterium, ein Unterschreitungskriterium, liegt also auf dieser Achse bei einem Wert von $\leq 5\%$. Auf der senkrechten Achse ist die Wahrscheinlichkeit abgebildet, mit der dieses Ziel erreicht wird. Im Anfangszustand ist die Wahrscheinlichkeit, mit der das Kriterium von maximal 25 g GUS m^{-2} während maximal 95% der Zeit eingehalten wird, praktisch gleich null. Eine verhältnismässig grosse ökotoxikologische Gefahr ist für den natürlichen Lebensraum zu erwarten. Indem verschiedene Lösungen eingesetzt werden (GUS-Rückhaltung und -Behandlung), nimmt die Wahrscheinlichkeit, das festgelegte Kriterium zu erreichen, allerdings zu. Die Lösung mittels einer Behandlungsanlage von 600 m^3 mit einem durchschnittlichen Wirkungsgrad von 50% erreicht das festgelegte Ziel mit einer Wahrscheinlichkeit in der Grössenordnung von 70%. Die tatsächlich gebaute Anlage besitzt eine sehr hohe Schutzstufe für den natürlichen Lebensraum (Wahrscheinlichkeit, das festgelegte Ziel zu erreichen 97%).

Dieses Beispiel veranschaulicht die Möglichkeit des Modells, unter Berücksichtigung der spezifischen Eigenschaften des Vorfluters die Gefährdung des Lebensraum zu ermitteln und die Auswirkungen einer zu planenden oder zu bewertenden Massnahme abzuschätzen.

Schlussfolgerungen

Schwebstoffe spielen eine wesentliche Rolle in der Siedlungsentwässerung bei Regenwetter. Da zahlreiche Schadstoffe in adsorbierter Form vorkommen, wird die Wahl einer technischen Lösung zur Behandlung oder zum Rückhalt von GUS eine positive Wirkung für die Gesamtheit dieser Schadstoffen haben. In diesem Artikel wird ein Modell vorgestellt, welches erlaubt, Frachten und Konzentrationen der GUS sowie eine potenzielle Gefährdung für den Vorfluter zu bewerten. Es handelt sich vor allem um ein Bewertungsinstrument. Trotzdem gibt es Aufschluss über den möglichen Nutzen von

Zum Dank

Die Autoren möchten den Herren S. Meylan, E. Medilanski, N. Chèvre, F. Davoli und P. Blunier für Ihre Zusammenarbeit an diesem Artikel bestens danken. Wir danken ebenfalls Herrn Fadi Kadri des Entwässerungsdienstes der Stadt Lausanne für die Bereitstellung der Daten des Einzugsgebietes Lausanne.

Behandlungsanlagen und kann die Praktiker für die Belastungsprobleme unserer Umwelt sensibilisieren. Zudem werden Standardwerte mit Grössenordnungen der Variation (aufgrund von Unsicherheiten) angeboten. Falls ein Problem entdeckt wird, kann eine Beobachtung «in situ» (in der natürlichen Umwelt) näher Aufschluss über das gefundene Ergebnis liefern: sichtbare Spuren von Kolmation der Flusssohle [37], Auftreten von Anoxiespuren (Sauerstoffmangel) im Sediment, Gerüche etc. Jedoch kann nur eine Toxizitätsanalyse des Sediments die Modellergebnisse bezüglich ökotoxikologischen Gefahr bestätigen oder widerlegen. Eine Investition in solche Analysen soll künftig als Bestandteil der Planung von Massnahmen betrachtet werden.

Der Einsatz eines Modells wie das hier vorgestellte, erfordert erweiterte Kenntnisse bei Ingenieurbüros und Behörden zum besseren Schutz unserer Umwelt. Dieses Modell erlaubt, Massnahmen zum Gewässerschutz bei Regenwetter zu planen, die einen potenziell grossen Einfluss auf die Umgebung haben können, und steht somit mit der Philosophie des Projektes STORM im Einklang.

Literatur

- [1] Gromaire-Mertz M.-C. (1998): La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origine. Sciences et Techniques de l'environnement, thèse de doctorat, ENPC (École nationale des ponts et chaussées), Paris, France.
- [2] Rossi L. (1998): Qualité des eaux de ruissellement. Thèse de doctorat n° 1789 EPFL, Lausanne.
- [3] Burton G.A. and Pitt R.E. (2002): Stormwater effects Handbook. A toolbox for Watershed Managers, Scientists and Engineers, Lewis Publishers.
- [4] Chebbo G. (1992): Solides des rejets pluviaux urbains: caractérisation et traitabilité. Sciences et techniques de l'environnement, Thèse de doctorat, École nationale des ponts et chaussées, Paris, France.
- [5] Rossi L., Krejci V., Kreikenbaum S. (2004): Anforderungen an die Abwassereinleitungen. GWA n° 6, pp 431–438.
- [6] Kreikenbaum S., Krejci V., Fankhauser R., Rauch W. (2004): Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Planung. GWA n° 8.
- [7] Saget A. (1994): Base de données sur la qualité des rejets urbains par temps de pluie. Paris, France, Ecole nationale des Ponts et Chaussées: 333 pp.
- [8] Rossi L., Fischer Y., Froehlich J.-M., Kraysenbuehl L. (1996): Etude de la contamination induite par les eaux de ruissellement. Lausanne, EPFL, CIPEL, Cantons de Vaud, Genève, Valais: pp 72 + annexes.
- [9] Baumgartner J. (2001): Assainissement du Plateau de Frontenex: Etude du rendement du décanteur particulier. Lausanne, EPFL, 56 pp + annexes.
- [10] Davoli F., Pasteris G., Schweizer J., Cordonnier A. (2003): Impact pollutif des eaux de ruissellement de zones industrielles de Genève sur leur milieu récepteur et conséquences sur les modes de dépollution. Lausanne, EPFL 133 pp + annexes.
- [11] Krejci V., Dauber L., Novak B., Gujer W. (1987): Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers. 4th International Conference on urban storm drainage, Lausanne, Suisse.

- [12] Crabtree R.W. (1989): Sediments in sewers. J. IWEM: 569–578.
- [13] Rauch W. and Renner S. (1996): Untersuchungen zur Effizienz von Sandbecken in Mischkanalisationen. GWF Wasser – Abwasser 6 (137): 316–320.
- [14] Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G., Saget A. (1998): Distribution of pollutant mass vs. volume in stormwater discharges and the first-flush phenomenon. Water Research 32 (8): 2341–2356.
- [15] Krebs P., Holzer P., Huisman J.L., Rauch W. (1999): First flush of dissolved compounds. Wat. Sci. Tech 39 (9): 55–62.
- [16] Rossi L. (2001): Développement d'un système intégré d'exploitation (SIDEX) en assainissement urbain basé sur une approche urbistique. Ecole polytechnique de Montréal, département de Génie électrique et informatique: 129 pp.
- [17] Bertrand-Krajewski J.-L. and Chebbo G. (2002): Sizing Ratios for Stormwater Treatment Facilities. Proceedings of the Ninth International Conference on Urban Drainage (9th ICUD), Sept. 8–13, 2002, Portland, Oregon.
- [18] BUWAL (1984): Wirkung von Regenbecken. Schriftenreihe Umweltschutz 29: 49, Bern, Switzerland.
- [19] Hübner M. and Geiger F. (1995): Review of hydrodynamic separator efficiencies for practical applications. Conférence NOVATECH, Lyon, France.
- [20] Daligault A., Meaudre D., Arnault D., Duc V., Bardin N., Aires N., Biau D., Schmid J., Clement P., Viau J.-Y. (1998): Eaux pluviales et dépollueurs: efficacité et réalité. Conférence NOVATECH 1998, Lyon, France.
- [21] Strecker E., Quigley M., Urbonas B., Jones J., Clary J., O'Brien J. (2004): Urban stormwater BMP performance: Recent findings from the International Stormwater BMP database project. Conférence NOVATECH 04, vol. 1, pp 465–472.
- [22] Kuo C.Y. (1976): Sedimentation Routing in an In-Stream Settling Basin. Proc. Nat. Symp. on Urban Hydrol., Hyd. and Sed. Control, U. of Kentucky, Lexington, KY, USA.
- [23] Urbonas B.P.E., Doerfer J. (2001): Testing of an Underground Stormwater Treatment Vault in Denver, Colorado, USA. Proc. Conf. NOVATECH 01, vol. 1, pp 245–252, Lyon, France.
- [24] Chebbo G., Grommaire M.C., Lucas E. (2003): Protocole VICAS: mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains. Techniques, Sciences et Méthodes (TSM) 12: 39–49.
- [25] Graf W.H. (1984): Hydraulic of sediment transport. 513 pp, Water resources publications, Colorado, USA.
- [26] Ariathurai R., and Arulanadan K. (1978): Erosion Rates of Cohesive Soils. Journal of the Hydraulics Division, American Society of Civil Engineers, vol 104, No. HY2, pp 279–283.
- [27] Schälchli U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie. Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich: 273.
- [28] Minshall G.W., Thomas A. S., Newbold J.D., Monaghan M.T., Cushing C.E. (2000): Physical factors influencing fine organic particle transport and deposition in streams. J. N. Am. Benthol. Soc. 19 (1): 1–16.
- [29] Harremoës P. (1982): Immediate and delayed oxygen depletion in rivers. Water Research, 16 (7): 1093–1098.
- [30] Schlütter F. and Mark O. (2002): Dynamic modelling of pollutants from CSOs. Sewer Processes and Networks, Paris, France.
- [31] Ahyerre M., Henry F.O., Gogien F., Chabanel M., Zug M., Renaudet D. (2004): Test de l'efficacité de trois modèles simulant la qualité des eaux au moyen d'un riche jeu de données. Conférence NOVATECH 04, vol. 1, pp 415–422, Lyon, France.
- [32] Fuchs S., Brombach H., Weiss G. (2004): New database on urban runoff pollution. Conférence NOVATECH 04, vol. 1, pp 145–152.
- [33] Rauch W., Krejci V., Gujer W. (2002): REBEKA – a software tool for planning urban drainage on the basis of predicted impacts on receiving water. Urban Water 4: 355–361.
- [34] Kreikenbaum S., Krejci V., Rauch W., Rossi L. (2002): Probabilistic Modeling as a New Planning Approach to Stormwater Management. 9th ICUD (International Conference on Urban Drainage), Portland (Oregon), USA.
- [35] Institut Forel (1996): Assainissement de la baie de Vidy: Qualité des sédiments, impact de la station d'épuration. Université de Genève, Institut Forel.
- [36] Rutz F., AWEL Kt. ZH, Baudirektion Kanton ZH, Dr. von Moos AG, Institut Bachema AG (1999): Biologische Strassenabwasserreinigung. Auswertung der Messkampagnen an der Anlage Chrebsbachknie bei Winterthur. GWA n° 4, pp 2–11.
- [37] Schälchli U. (2002): Innere Kolmation: Methoden zur Erkennung und Bewertung. Teilprojekt-Nr. 01/11, fischnetzpublikation. Dübendorf, EAWAG: 27.

Impressum

Diese Studie wurde vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) initiiert. Sie wurde im Rahmen des Projekts «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter» 2004 erarbeitet.

© EAWAG, BUWAL (2004)

Projektleiter

Vladimir Krejci, Dr. sc. tech.

Projektteam

Rolf Fankhauser, Dr. phil.
Andreas Frutiger, Dr. sc. nat.
Simon Kreikenbaum, Dipl. Ing. ETH
Luca Rossi, Dr. sc. tech.

Das Projekt STORM wurde durch eine Expertenkommission begleitet

Erwin Bieri, BUWAL
Prof. Dr. Markus Boller, EAWAG
Patrick Fischer, BUWAL
Prof. Dr. Willi Gujer, ETHZ und EAWAG
Rolf Lüdi, BUWAL
Prof. Dr. Wolfgang Rauch, Universität Innsbruck
Kurt Suter, VSA und Baudepartement des Kantons Aargau

Übersetzung

Daniel Eschmann, Vladimir Krejci, Simon Kreikenbaum

Layout

Peter Nadler, Küssnacht

Grafiken

Lydia Zweifel

Bezugsquelle

EAWAG, Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf
http://www.eawag.ch/publications/d_index.html