

Unsicherheitsanalyse von Spurenstofffrachten im Mischwasserüberlauf am Fallbeispiel von Koffein

Jörg Rieckermann¹, Dominik Sonderegger², Irene Wittmer¹

¹ Eawag, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, Schweiz

² ULI LIPPUNER aqualog AG, Bergwerkstrasse 57, 7320 Sargans, Schweiz

Kurzfassung: Spurenstoffe stellen die heutige Abwasserreinigung vor neue Herausforderungen. Messkampagnen zur Problemerkennung und zur Erfolgskontrolle müssen dazu möglichst verlässliche Daten liefern. In dieser Arbeit haben wir daher untersucht, welchen Einfluss die Probenahme-strategie auf die ermittelten Spurenstofffrachten aus Mischwasserüberläufen hat. Am Beispiel des Regenbeckens Grüningen im Schweizer Mittelland haben wir die Probenahmetheorie von Gy auf unsere Verhältnisse angepasst. Konkret schlagen wir vor, den Integrationsfehler mit einem Modell-basierten Verfahren abzuschätzen. Wir können zeigen, dass die Probenahmestrategie und die Durchmischung in der Behandlungsanlage die Gesamtunsicherheit von gemessenen oder modellierten entlasteten Koffeinfrachten massgeblich beeinflussen. Für die Daten des REXPO Projektes berechnen wir eine systematische Überschätzung der Koffeinfrachten von 15 % (± 10 %), die sich bei schlechter Durchmischung auf 60 % (± 25 %) erhöht. Aufgrund unserer Modellrechnungen schätzen wir die entlastete Jahresfracht auf ungefähr 1 % der Zulauf-fracht des Regenbeckens, was in etwa der jährlichen Ablauf-fracht der angeschlossenen ARA entspricht. Die Abschätzung der Einträge von Spurenstoffen aus Mischwasserkanälen sowie deren möglichen Variationen ist ein wichtiger Aspekt der Einträge von Spurenstoffen aus dem Siedlungsgebiet. Wegen den vielfältigen Unsicherheiten und beschränkten Messmöglichkeiten stellt sie in Zukunft eine grosse Herausforderung dar.

Key-Words: Mischwasserentlastungen; Überwachung; Fehlerfortpflanzung; Probenahmeunsicherheit; Mikroverunreinigungen; Koffein

1 Einleitung

Als Spurenstoffe, oder Mikroverunreinigungen, werden Substanzen bezeichnet, die in den Gewässern in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen werden. Dazu gehören Medikamente, wie Antibiotika oder Schmerzmittel, aber auch natürliche und synthetische Hormone wie zum Beispiel Empfängnisverhütungsmittel, welche teilweise schon in tiefen Konzentrationen hoch wirksam sind und erwiesenermassen einen negativen Einfluss auf Wasserorganismen haben (Burkhardt *et al.*, 2009a). Da die Spurenstoffe in unseren Kläranlagen nur unvollständig entfernt werden, betrachtet sie das schweizerische Bundesamt für Umwelt aufgrund von aktuellen Forschungsprojekten als eine klare Herausforderung für den Gewässerschutz (BAFU, 2010). Um die Wasserqualität zu verbessern werden neben Massnahmen an der Quelle (Burkhardt *et al.*, 2009b) auch nachsorgende (end-of-pipe) Massnahmen auf Abwasserreinigungsanlagen (ARA) vorgeschlagen. Eine entsprechende Änderung der Schweizer Gewässerschutzverordnung ist zur Zeit in der Vernehmlassung. Um die Reinigungsleistung von ARAs für Mikroverunreinigungen zu verdoppeln, sollen ca. 100 ARAs um eine zusätzliche Behandlungsstufe wie Ozonung oder Adsorption an Pulveraktivkohle erweitert werden (BAFU, 2009).

Trotzdem werden Schweizer Gewässer auch nach Umsetzung der vorgesehenen Massnahmen durch Spurenstoffeinträge aus diffusen Quellen belastet. Unter diffusen Eintragspfaden versteht man i) die Einträge von landwirtschaftlichen Flächen (Pestizide, Nährstoffe etc.), ii) die Abschwemmung von PAK, Schwermetallen oder Biozide von befestigten Flächen oder Gebäuden aus Siedlungen oder iii) die Entlastung von ungereinigtem Abwasser aus Regenbecken (auch: Regenüberlaufbecken) und Hochwasserentlastungen (auch: Regenüberläufen). So wurden nach Regenereignissen wiederholt sehr hohe Spitzenbelastungen einzelner Biozid- und Pestizid-Wirkstoffe, aber auch abwasserbürtiger Substanzen aus Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanälen nachgewiesen (Wittmer *et al.*, 2010b). Falls die Quelle ARA in Zukunft reduziert werden kann, treten andere, meist diffuse Quellen in den Vordergrund. Die Relevanz dieser diffusen Quellen, sowie mögliche Reduktionsmassnahmen, werden durch verschiedene Forschungsprojekte untersucht. Beispielsweise zielt das aktuelle DIMES Projekt (Diffuse Mikroverunreinigungs-

Emissionen aus Siedlungen) (DIMES, 2011) darauf ab, den diffusen urbanen Spurenstoffeintrag aus Siedlungen in die Gewässer schweizweit abzuschätzen. Im REXPO Projekt (Realistische Belastungsszenarien von Oberflächengewässern) (Wittmer *et al.*, 2010b) wurde kürzlich untersucht, inwieweit urbane oder landwirtschaftliche Quellen die Dynamik von Biozid- und Pestizidkonzentrationen in Gewässern während Regenereignissen bestimmen. Die Resultate dieser intensiven Messkampagne in verschiedenen Einzugsgebieten mit landwirtschaftlicher urbaner und gemischter Nutzung (Abbildung 1) ergaben, dass in den Einzugsgebieten mit gemischter Landnutzung die Biozid- und Pestizideinträge aus Siedlungsgebieten genauso wichtig sein können wie diejenigen aus der Landwirtschaft. Es zeigte sich, dass die Substanzkonzentrationen während eines Regenereignisses eine grosse Dynamik zeigen. Dies macht die Erhebung und Beurteilung von Spurenstoffen aus diffusen Quellen, vor allem im Siedlungsgebiet anspruchsvoll. Für eine effiziente Problembeurteilung sollten deswegen Empfehlungen gegeben werden können, wie Messkampagnen gestaltet werden sollten, um belastbare Daten über den Spurenstoffeintrag in die Gewässer zu liefern. Dabei ist vor allem der Einfluss der Probenahme nicht zu vernachlässigen, da er schon bei der Beprobung von ARAs unbedingt zu berücksichtigen ist (Ort *et al.*, 2010a; Ort *et al.*, 2010b).

Das Ziel der vorliegenden Untersuchung ist daher, die Unsicherheit von gemessenen Spurenstofffrachten an Regenüberläufen abzuschätzen. Zum einen möchten wir untersuchen, wie Messkampagnen gestaltet werden sollen, um gute Daten für eine verlässliche Belastungsabschätzung zu liefern. Zum anderen möchten wir die wichtigsten Einflussfaktoren identifizieren und erste Richtwerte für zu erwartende Streubreiten ermitteln. Am Beispiel von Koffein, ein häufig genutzter Marker für ungereinigtes Abwasser, wurde die Probenahmetheorie nach Gy angewendet, um die Einflüsse von Durchflussmessung, Laboranalytik und Probenahmestrategie zu quantifizieren. Dazu wurde unter anderem ein entsprechendes Schmutzfrachtmodell entwickelt. Anhand der Daten des REXPO Projektes können wir am Beispiel des Regenbeckens Büel in Grüningen (ZH) zeigen, dass die Probenahmestrategie einen vergleichsweise grossen Einfluss hat. Ausserdem werden Frachten von abwasserbürtigen Spurenstoffen eher überschätzt. Die Allgemeingültigkeit und Übertragbarkeit unserer gewonnenen Erkenntnisse hängt dabei

massgeblich von der zuverlässigen Charakterisierung der Substanzquellen, sowie den Modellvereinfachungen ab.

Im Folgenden wird zunächst das Untersuchungsgebiet des Regenbeckens Büel beschreiben und kurz auf die Relevanz von Koffein eingegangen. Anschliessend wird das detaillierte Schmutzfrachtmodell vorgestellt und dessen Kalibrierung beschrieben. Dann erläutern wir die Grundzüge der Probenahmetheorie sowie unser Vorgehen zur Bestimmung der relevanten Komponenten und präsentieren unsere erzielten Resultate. Abschliessend folgen Diskussion und Schlussfolgerungen.

2 Fallbeispiel: Koffeintrachten am Regenbecken Grünigen (ZH)

Das Einzugsgebiet des REXPO Projektes (25 km²) befindet sich im Gebiet des Greifensees, ca. 20 km südöstlich von Zürich im Schweizer Plateau. Die Höhenlage reicht von 445 bis 575 m.ü.M. Die Topographie ist hügelig, mit Geländeneigungen kleiner 15 %. Der 20-Jahres-Durchschnitt der jährlichen Niederschlagsmenge liegt bei 1300 mm, mit leicht höheren Niederschlägen in den Sommermonaten. Die ca. 12.000 Einwohner (EW) leben in Gossau (10.000, Teileinzugsgebiet (TZG) A, Abbildung 1) und Grünigen (2000, TZG C). Das gesamte Abwasser wird in der ARA Gossau behandelt (Nr. 5). Beide Dörfer haben Gebiete mit Trenn- und Mischkanalisation, was typisch für Gemeinden im Schweizer Mittelland ist. Zur Untersuchung der verschiedenen Einflussgrössen im REXPO Projekt wurde das Gebiet in vier TZG unterteilt, die sich durch die Siedlungsdichte und die Art des Entwässerungssystems unterscheiden. Unterschieden wurden das urbane TZG A mit dem Ablauf der ARA Gossau, das TZG B mit landwirtschaftlicher Nutzung sowie TZG C mit gemischter Nutzung. In Abbildung 1 sind die verschiedenen Probenahmestellen im Vorfluter (1-4) und im Entwässerungssystem 5-7 eingezeichnet. Nr. 7 bezeichnet das Regenbecken Büel in Grünigen (REB).

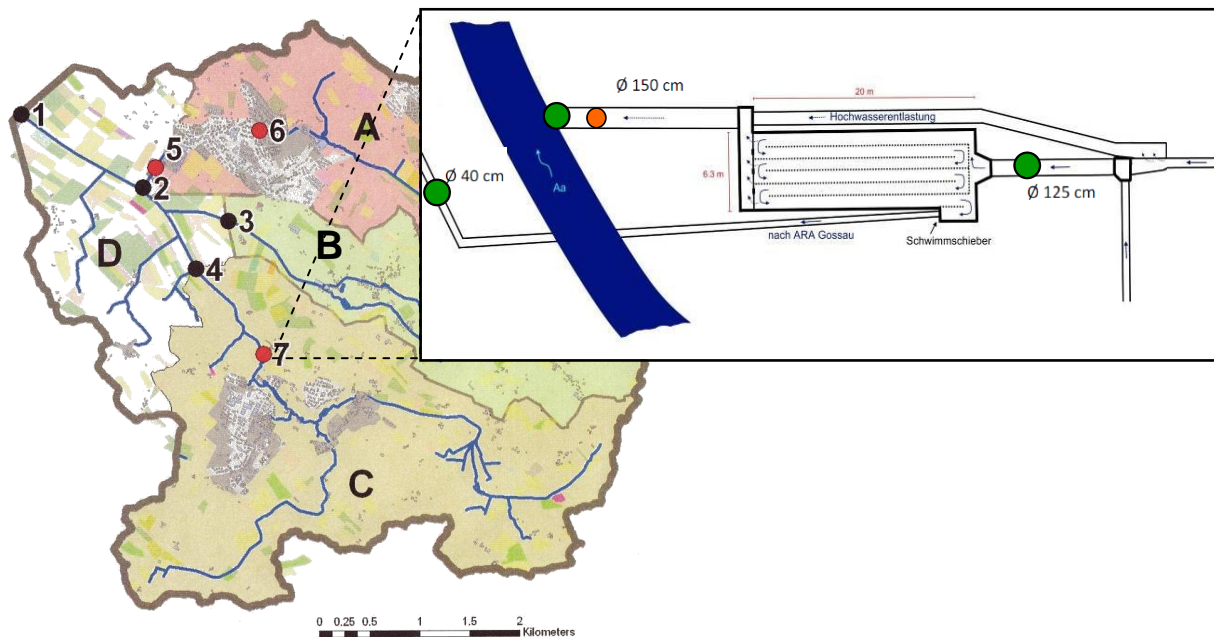


Abbildung 1: Einzugsgebiet der REXPO Fallstudien mit Probenahmestellen. Urbanes Teleinzugsgebiet A mit ARA, B mit landwirtschaftlicher Nutzung und C mit gemischter Nutzung. Nummerierung bezeichnet die Probenahmestellen im Vorfluter (1-4) und im Entwässerungssystem 5-7. Bei Nr. 7 befindet sich das Regenbecken Grüningen (Grafik) mit Durchfluss- (grün) und Probenahmestelle (orange) im Entlastungskanal.

2.1 Regenbecken Grüningen (ZH)

Eine Systemskizze des REB ist in der Grafik in Abbildung 1 dargestellt. Es ist als Durchlaufbecken im Hauptschluss mit vorgeschalteter Hochwasserentlastung ausgeführt, der Überlauf leitet geklärtes Abwasser in den Vorfluter Aa, die Weiterleitmenge zur Kläranlage ist durch eine Schwimmdrossel auf 80 L/s begrenzt. Das Becken (300 m^3) hat eine angeschlossene Fläche (A) von 41.7 ha (A_{red} : 16.7 ha), und inklusive vorgelegertem statischem Kanalvolumen (70 m^3) ein Gesamtspeichervolumen von 370 m^3 . Der maximale Trockenwetterzufluss beträgt $Q_{\text{DW,h,max}}$ 30 L/s, wovon ca. 5 L/s Fremdwasser sind. Die maximale Aufenthaltszeit in der Anlage bei Vollfüllung ($t_{\text{ret,max}}$) beträgt ca. 80 min. Für unsere Untersuchung haben wir uns auf Koffein als Modell-Spurenstoff konzentriert.

2.2 Modell-Spurenstoff Koffein

Koffein spielt eine besondere Rolle für die Beurteilung der Wasserqualität von Oberflächengewässern, weil es als Indikatorparameter für eine Beeinträchtigung durch Abwassereinleitungen verwendet werden kann (Buerge *et al.*, 2006). Weil Koffein fast vollständig in konventionellen ARAs abgebaut wird, Buerge berechnet für ARAs in der Region Greifensee eine mittlere Elimination von $> 99\%$, kann man durch erhöhte Werte auf Einleitungen von ungereinigtem Abwasser schliessen. Koffein wurde dabei ganz bewusst als Modell-Spurenstoff gewählt, da im Vergleich zu Pestiziden und Bioziden einerseits die Quellen relativ gut beschrieben werden können, und andererseits in der Literatur mehr Informationen über Koffein als für andere Stoffe verfügbar ist.

Unsere Literaturrecherche zeigt, dass Koffein im Wesentlichen aus häuslichen Quellen ins Abwasser gelangt. Es ist ein Bestandteil von vielen Lebensmitteln, vor allem Getränken wie Kaffee, Tee, Softdrinks und auch Schokolade. Der durchschnittliche Verbrauch in der Schweiz beträgt in etwa 300 mg/d/EW (Buerge *et al.*, 2003). Der Hauptteil des verbrauchten Koffeins wird im menschlichen Körper umgewandelt und nur etwa 0,5 % bis 7 % wird unverändert im Urin ausgeschieden (Ogunseitan, 1996). Daher ist davon auszugehen, dass weit größere Frachten von Koffein im häuslichen Abwasser aus dem Spülen von Kaffeetassen und Resten koffeinhaltiger Getränke stammen (Seiler *et al.*, 1999). Allerdings sind uns keine Untersuchungen zu Koffeinkonzentrationen im häuslichen Abwasser oder Kanalisationen bekannt. Messdaten zu Konzentrationen und Frachten wurden lediglich für einen Kläranlagenzulauf und verschiedene Oberflächengewässer gefunden. Buerge, Poiger *et al.* (2006) analysierten Koffein in 2-Stunden-Mischproben im Zulauf der ARA Wetzikon und berechnete daraus eine typische Fracht von etwa 16 mg/d/EW in häuslichem Rohabwasser. Obwohl die Sorption an Partikeln und Volatilisierung auszuschliessen sind, weist Bürge auf einen potenziellen Abbau im Kanalnetz hin. Detaillierte Untersuchungen dazu fehlen. Laborversuche mit Abwasser aus Vorklärbecken geben zwar keine Hinweise auf einen Abbau von Koffein (Priegnitz, 2007), allerdings könnte in Kanalisationen der biologische Abbau durch den Kanal-Biofilm deutlich grösser sein (Huisman *et al.*, 2003).

2.3 Feldstudien und Messungen am Regenbecken Büel

Wie eingangs beschrieben, basiert diese Arbeit weitgehend auf den Daten des REXPO Projekts, die im Rahmen einer umfassenden Messkampagne von März bis November 2007 erhoben wurden. Neben sechs weiteren Probenahmestellen im Einzugsgebiet der Mönchaltorfer Aa (Abbildung 1) wurde auch der Überlauf des REB beprobt. Gemessen wurden der Durchfluss im Überlauf (Druck und Geschwindigkeit mit Doppler-Sonde) und Spurenstoffkonzentrationen im Überlauf, basierend auf Sammelproben mit unterschiedlichen Probenahme-Strategien (s. unten). Zusätzlich wurde in Grüningen eine eigene Regenmessstation mit einer zeitlichen Auflösung von 5 min betrieben. Zudem stehen noch Regendaten der Meteoschweiz (Station Grüningen, 24 Std.-Werte) und der ARA Gossau (1 min Werte, 2.5 km entfernt von Grüningen) zur Verfügung.

Insgesamt wurden 16 von 35 Regenereignissen mit einem automatischen Probenehmer (ISCO 3700, 6700, 6712 Teledyne Inc., Los Angeles USA) zeitproportional beprobt. Die Probenahme wurde ausgelöst, wenn ein vordefinierter kritischer Wasserstand überschritten wurde. Während der ersten 6 Std. eines Ereignisses wurden zeitproportionale 15 min-Mischproben mit 3 Teilproben alle 5 min aufgenommen. Danach wurde die Probenahme Frequenz auf einer Mischprobe pro Stunde reduziert, mit 4 Teilproben alle 15 min, um die Kapazität des Probenehmers, der mit 24 Kunststoffflaschen ausgerüstet war, nicht zu überschreiten (Wittmer *et al.*, 2010b). Insgesamt wurden ca. 70 Mischproben im Labor für die verschiedenen Biozide, Pestizide und Abwasser-Tracer analysiert. 100 ml der Abwasserproben wurden im Labor auf -20°C tiefgekühlt und später mittels Online-Festphasenextraktion in Verbindung mit Flüssigchromatographie auf einem Dreifach-Quadrupol-Massenspektrometer (LC-MS/MS) analysiert (Singer *et al.*, 2010). Das Quantifikationslimit in Abwasser lag für Koffein bei 200 ng/L im Abwasser, für die meisten Stoffe im Bereich von 6-50 ng/L in Abwasser und Oberflächengewässern. Die Detektionslimite liegen um einen Faktor 3-4 tiefer.

Um bessere Informationen über die Hydraulik des REB zu erhalten, wurden von April bis Mai 2009 zusätzliche Durchflussmessungen an Zulauf, Ablauf und Überlauf in Verbindung mit Regenmessungen durchgeführt.

Die Grafik in Abbildung 1 zeigt die Anordnung der Messstellen. Aufgrund der Durchflussmessungen ergab sich eine mittlere Aufenthaltszeit im Trockenwetter von etwa 2 bis 3 Minuten und eine Anlaufzeit während eines Niederschlagsereignisses von etwa 5 bis 15 Minuten. Eine Plausibilitätsprüfung zeigt eine grundsätzliche Übereinstimmung mit den REXPO Daten. So liegen beispielsweise die maximal ermittelten Entlastungsraten bei ca. $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$. Es zeigte sich allerdings, dass sich Probleme mit der REXPO Überlauf-Messung bei sehr tiefen Wasserständen durch unrealistische Geschwindigkeitsmessungen ergaben und bei Starkregenereignissen teilweise Rückstau aus dem Vorfluter im Überlaufkanal auftritt. Für die im Jahr 2009 erhobenen Daten wurden zur Qualitätskontrolle für verschiedene Regenereignisse Volumenbilanzen von Zulauf und Ablauf des REB aufgestellt. Dabei ergaben sich relativ grosse Fehler von bis zu 20 %, die nur teilweise durch eine ungenügende Kalibrierung der Messgeräte erklärt werden können. Weitergehende Überprüfungen ergaben, dass die Zulaufmessung bei grossen Wasserständen unzuverlässige Daten lieferte.

Was tägliche Koffeintrachten angeht, liefern die stündlichen Mittelwerte aller gemessenen Konzentrationen der REXPO Messkampagne bereits eine erste einfache Abschätzung, wenn man die gemessenen Überlauf-raten und einen Drosselabfluss von 80 L/s zugrunde legt (Abbildung 3). Es ergeben sich so mittlere Frachten von $7,5 \text{ g}_{\text{Koffein}}/\text{h}$, was einer spezifischen Produktion von etwa 62 mg/d/EW entspricht. Diese spezifische Fracht ist interessanterweise viermal höher als die 16 mg/d/EW , die im Zulauf der ARA Wetzikon gemessen wurden (Buerge *et al.*, 2006).

Die interessanten Ergebnisse der REXPO Untersuchungen in Bezug auf Biozide und Pestizide sind ausführlich dokumentiert (Wittmer *et al.*, 2010a; Wittmer *et al.*, 2010b). Beispielsweise wurden im Teileinzugsgebiet C die höchsten Konzentrationen für Substanzen mit Anwendungen im Siedlungsgebiet beobachtet, z. B. Mecoprop (750 ng/L) und Diuron (140 ng/L), die während Regenereignissen über das ganze Jahr hinweg auftraten. Dies deutet auf konstante Quellen hin, wahrscheinlich von Baustoffen in Fassaden und Dächern (Burkhardt *et al.*, 2009a). Obwohl bei vielen Stoffen die Gewässerorganismen vor allem durch Spitzenkonzentrationen belastet werden (Ashauer *et al.*, 2007a; Ashauer *et al.*, 2007b), sind zur Beurteilung von massgeblichen Eintragspfaden ins Ge-

wässer und deren Quellen vor allem Frachten entscheidend. Wie wir später im Abschnitt zur Unsicherheitsanalyse der gemessenen Frachten sehen werden, benötigt man zur Abschätzung der Gesamtunsicherheit unter anderem eine dichte Zeitreihe von Koffein im Überlauf. Diese wurde mit einem kalibrierten numerischen Schmutzfrachtmodell generiert.

3 Numerische Modellierung und Datenanalyse

Für das REB entwickelten wir ein Schmutzfrachtmodell für Koffein, um realistische kontinuierliche Koffeintrachten zu erhalten. Um zusätzlich Unsicherheitsbetrachtungen mittels stochastischer Simulation durchführen zu können, wurde das Modell in der Software CityDrain 2.0.3 implementiert, die auf der mächtigen Softwareplattform Matlab aufsetzt und einen an Simulink orientierten Modelleditor besitzt (Achleitner *et al.*, 2007). Das zugrunde liegende Modell für Hydraulik- und Schadstoff-Transport basiert zwar auf sehr einfachen Ansätzen, seine nahtlose Anbindung an Matlab ermöglicht aber eine einfache und flexible Nutzung hinsichtlich Modelmodifikationen oder Analysen von Eingabe- und Ausgabeparametern.

3.1 Hydrologisches Schmutzfrachtmodell

3.1.1 Modellstruktur

Abbildung 2 zeigt das entwickelte Modell für das Einzugsgebiet des REB, wie es aus den verschiedenen Blöcken der CityDrain Simulink-Bibliothek zusammengesetzt ist. Dem Einzugsgebiet von Grüningen (Catchment CSS) mit dem Regen als massgebliche Eingangsgrösse, ist ein Abflusstransport-Block nachgeschaltet, um den Transport zum REB abzubilden. Diesem folgt der Speicher-Block des REB, an den die Tagesgänge von Abwasser und Koffein, sowie eine Fremdwasserspende angeschlossen sind.

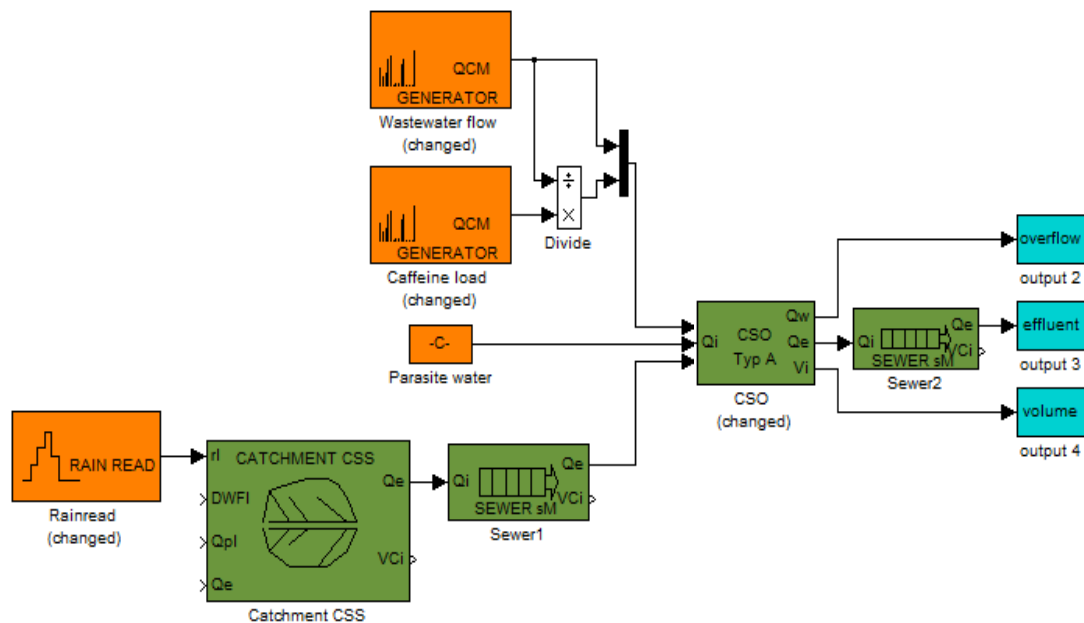


Abbildung 2: Systemskizze des Koffein-Schmutzfrachtmodells in der Software CityDrain (orange: Modelleingangsgrößen; grün: Modellblöcke für Abflussbildung, -konzentration und -transport; blau: Durchfluss und Volumen des Regenüberlaufs, Ablauf).

Diese Struktur hat den Vorteil, dass sowohl der Abwasser-, als auch der Koffeintagesgang direkt aus Messungen am REB bestimmt werden können. Tagesgänge von häuslichen Quellen hätten mit wesentlich mehr Aufwand modelliert werden müssen (z. B. als stochastisches Pulsmodell einzelner Abwasserproduzenten), weil keine entsprechenden Daten vorhanden sind. Dem Speicher-Block (CSO) des REB ist ein weiteres Transport-Element nachgeschaltet, das den Fliessvorgang bis zur Ablauf-Messung abbildet. Dies ermöglicht den direkten Vergleich der simulierten mit den gemessenen Abflüssen.

Zur detaillierten Modellierung der Koffein-Ganglinien im Überlauf während eines Regeneignisses wurde ein neuer Speicher-Block entwickelt, der die Mischungsprozesse im Becken anhand von Totzonen (auch: Mischungsfaktor) realistischer abbilden kann. Zudem wurde der Drosselabfluss in Abhängigkeit des Beckenfüllstandes beschrieben, was den beobachteten Abflussverhältnissen besser entspricht (Sonderegger, 2009).

3.1.2 Modelleingangsgrößen

Die Regendaten sind die wichtigste Eingangsgrösse für das entwickelte Modell. Im REXPO Projekt wurden sie in 5 Minuten Auflösung aufgezeichnet. Der Tagesgang des Abwasserzulaufs zum Speicher-Block wurde durch die Wiederholung eines Tagesprofils mit einer Unterscheidung zwischen Wochentag und Wochenende implementiert. Beide Profile entsprechen dem Mittel aus 20 Trockenwettertagesgängen. Die Koffeinfracht, die analog zum Abwassertagesgang als Tagesprofil angesetzt wird, haben wir sowohl anhand von Literaturdaten, als auch durch Modellanpassung an die REXPO Messdaten berücksichtigt. Der Zeitschritt der Simulation wurde zu 5 Minuten definiert, was der zeitlichen Auflösung der Eingangsdaten entspricht.

Für die erste Methode, haben wir den Tagesgang der ARA Wetzikon (Abbildung 3, hellblaue Linie) verwendet, um einen mittleren Tagesgang am REB zu konstruieren. Dazu wurde er zunächst auf den gemessenen Mittelwert skaliert und um eine Stunde vor verschoben, um der vergleichsweise kürzeren Fließzeit Rechnung zu tragen (dunkelblaue Linie). Für die zweite Methode wurde versucht, aus den gemessenen Überlauffrachten aller Regenereignisse mit dem numerischen Modell stündliche Mittelwerte als Stützstellen eines mittleren Tagesgangs (rote Linie) zu schätzen (Sonderegger, 2009). Dies führte jedoch nicht zu zufriedenstellenden Ergebnissen und wird daher hier nicht weiter beschrieben. Ebenso war die Verwendung von zusätzlichen Koffein-Informationen aus den Daten der stromabwärts im Vorfluter gelegenen Messstelle 4 nicht zielführend. Obwohl das beobachtete Koffein eindeutig durch die Aktivität des Regenüberlaufs dominiert wird, lassen sie sich nicht ohne weiteres direkt vergleichen. Das entwickelte Modell hat 13 Parameter (Tabelle 1), die in Gruppen für Abflussbildung, -konzentration, -transport und Beschreibung des Speicherverhaltens zusammengefasst werden können. Für die Sensitivitätsanalyse und als Startwerte in der Parameterschätzung wurden zunächst typische Werte aus der Literatur verwendet oder aus unseren Messdaten abgeleitet.

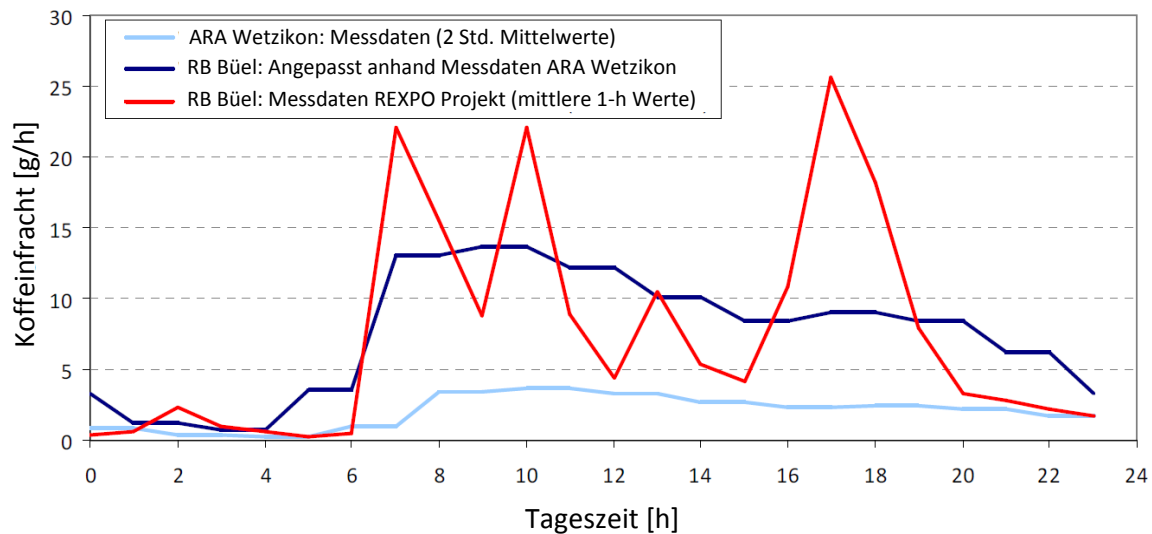


Abbildung 3: Gemessene Koffein-Tagesgänge am Regenbecken Büel (rot), der ARA Wetzikon (hellblau) und angepasster REXPO Tagesgang (blau).

Der Mischungsfaktor in dem REB Speicher-Block wurde dabei nicht als Modell-Parameter behandelt, weil keinerlei Information über die Mischungsvorgänge im Becken vorhanden waren. Vielmehr diente er dazu, verschiedene Modellstrukturen und Szenarien abzubilden, wie z. B. ein volldurchmischtes Becken, oder das Vorhandensein von Totzonen. Im Folgenden wird kurz beschrieben, wie die Modellparameter aus den Messdaten geschätzt wurden, um das Modell besser den Beobachtungen anzupassen.

3.2 Sensitivitätsanalyse und Parameterschätzung

In der Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss von Inputfaktoren auf bestimmte Modellresultate untersucht. Sie ist nützlich, um die wichtigen Input-Faktoren von denjenigen zu unterscheiden, die keinen Einfluss auf die Rechenergebnisse haben (Saltelli *et al.*, 2000). Es existieren verschiedene Methoden, welche in qualitative Screeningmethoden und quantitative Methoden eingeteilt werden können. Die Screeningmethoden werden meistens eingesetzt, wenn viele Faktoren untersucht werden müssen und die Modelle rechenintensiv sind. Wir haben zunächst i) das Screeningverfahren nach Morris, ii) die FAST Methode als globales Verfahren und schliesslich iii) eine lokale Sensitivitätsanalyse angewendet, um die Parameterschätzung des Schmutzfrachtmodells zu optimieren.

Die Morris Screening-Methode deckt im Unterschied zur lokalen Sensitivitätsanalyse den gesamten Variationsbereich der Parameter ab. Die Grundidee besteht darin, die wichtigsten Effekte eines Parameters durch die Berechnung von verschiedenen lokalen Sensitivitäten an verschiedenen Punkten im Parameterraum zu untersuchen und dann zu mitteln. Dies hat den Vorteil, dass die Ergebnisse weniger von dem (möglicherweise schlecht) gewählten Punkt im Parameterraum abhängen als bei lokalen Sensitivitätsmassen. Der Nachteil ist, dass man keine Identifizierbarkeit von bestimmten Parameterkombinationen bestimmen kann (Brun *et al.*, 2001). Wichtig ist allgemein, dass die Sensitivität eines Einflussfaktors neben den Modellgleichungen auch von der gewählten Variationsbreite abhängt. Diese wurde hier besonders für die Muskingum-Parameter der Transport-Blöcke weit gewählt, da diese nicht direkt messbar sind.

Für das **Morris screening** wurden die Parameter gemäss ihrem durchschnittlichen Einfluss auf den Überlauf und den Ablauf klassifiziert: i) hoch: ψ , N_{catch} , N_{sew} , K_{catch} , K_{sew} , ii) mittel: A_{red} , $h_{v,A}$, X_{catch} , Q_{leer} , Q_{voll} , V_{Bcken} , iii) gering: $h_{v,D}$, X_{sew} . Die Ergebnisse der **FAST** Methode sind schwieriger zusammenzufassen, da die Sensitivität der Parameter je nach Modell-Output stark variierte. Im Wesentlichen spiegeln die Resultate aber diejenigen des Morris screenings wieder. Die Auswertung der absolut-relativen **lokalen Sensitivitätsfunktionen** zeigte, wie erwartet, dass Einzugsgebiet (A_{red}) und Abflussbeiwert (ψ) nicht gemeinsam geschätzt werden können, da sie die Modellresultate in identischer Weise beeinflussen und zu Nicht-Identifizierbarkeiten führen. Vergleichbare Effekte zeigen die Parameter des Einzugsgebiets-Blocks N_{catch} und K_{catch} , sowie die Kanal-Parameter K_{sew} und N_{sew} . Aus diesem Grund wurden die Parameter A_{red} , N_{catch} und N_{sew} auf die plausibelsten Werte fixiert.

Die Parameterschätzung des Modells wurde in drei Schritte unterteilt. Zuerst wurde die Hydraulik des Modells anhand der Messdaten für Zulauf, Überlauf und Ablauf aus dem Jahr 2009 kalibriert, da im REXPO Projekt keine detaillierten Durchflussinformationen erhoben wurde. Anschliessend wurde der Tagesgang für Koffein im Zulauf anhand der REXPO Daten geschätzt, wobei die hydraulischen Parameter konstant gehalten wurden. Im dritten Schritt wurde die Güte der Modellkalibrierung durch Kreuzvalidierung beurteilt. Dazu wurden unter anderem auch

die Gossau-Regendaten verwendet, um den Einfluss der Regen-Informationen zu beurteilen.

Zur nichtlinearen Parameterschätzung mittels Kleinst-Quadrate-Schätzfunktion verwendeten wir die Matlab-Implementation *lsqnonlin*. Wegen Problemen mit den Anfangsbedingungen des Modells wurden die ersten 15 min jeweils nicht in der Parameterschätzung berücksichtigt. Um zu verhindern, dass der Optimierungsalgorithmus nur ein lokales Minimum der Schätzfunktion findet, wurde jede Parameterschätzung mit zufällig veränderten Startwerten wiederholt. Neben den Einzelereignissen wurde auch für die gesamte Zeitreihe (auch: Langzeituntersuchung) eine Parameterschätzung durchgeführt.

Tabelle 1 zeigt die Resultate der Parameterschätzung. Wie zu erwarten war, weisen die ermittelten Parameter eine grosse Variabilität auf. Diese ergibt sich aufgrund der verschiedenen Datengrundlagen für die einzelnen Ereignisse und verschiedener Modellinputs (z. B. Regendaten).

Tabelle 1: Resultate der Parameterschätzung mit Angabe der resultierenden Variationsbreiten. Werte in Klammern wurden nicht geschätzt und als konstant angenommen.

Parameter	Einheit	Bester Schätz- wert für die Langzeitsim.	Variationsbereich	
			Langzeitsim.	Einzelereign.
Fläche (A_{red})	[ha]	41.7	(41.7)	(41.7)
Abfl.beiwert (ψ)	[-]	0.50	0.23 - 0.50	0.20 - 0.60
Anf.verlust ($h_{V,A}$)	[mm]	0.52	0.52 - 1.50	0 - 1.50
Dauerverlust ($h_{V,D}$)	[mm/d]	1.49	0.23 - 1.49	0 - 4.32
N_{catch}	[-]	2	(2)	(2)
K_{catch}	[s]	598	300 - 598	300 - 600
X_{catch}	[-]	0	0	0 - 0.02
K_{sew}	[s]	300.02	300 - 303	300 - 600
X_{sew}	[-]	0	0	0 - 0.02
N_{sew}	[-]	1	(1)	(1)
V_{Becken}	[m3]	374	300 - 400	300 - 400
Q_{leer}	[m3/s]	0.07	0.037 - 0.08	0.02 - 0.08
Q_{voll}	[m3/s]	0.07	0.07	0.07 - 0.08

3.3 Güte der Modellkalibrierung

Die Güte der Modellanpassung wurde durch Vergleich der Langzeitsimulation mit den Simulationen für Einzel-Ereignisse ermittelt. Insgesamt ergeben sich Differenzen in Massenbilanz und Abwasservolumen zwischen -60% und $+150\%$, was stark vom analysierten Einzelereignis abhängig ist. Dieses bestätigt, dass das Modell zu einfach ist, um die Beobachtungen mit einem einzelnen Parametersatz abzubilden. Allerdings zeigt sich, dass die grössten Abweichungen einem extremen Regenereignis (Nr. 23, Tabelle A1) und mehreren sehr kleinen Ereignissen zugeordnet werden können. Betrachtet man nur mittlere Ereignisse mit einer Überlaufmenge von $1'000\text{ m}^3$ bis $10'000\text{ m}^3$, ergeben sich moderate Fehler von etwa -25% . Die Abweichungen reduzieren sich auf ca. -10% , wenn die besten Schätzwerte für jedes Ereignis betrachtet werden. Es zeigt sich weiterhin, dass sich das Modell besser auf Zu- und Ablauf kalibrieren lässt, als auf den Überlauf. Eine möglichst gute Modellkalibrierung ist allerdings nicht das Hauptziel dieser Untersuchung, sondern nur Mittel zum Zweck. Das Modell soll realistische kontinuierliche Frachtganglinien liefern, um daraus den Einfluss der Probenahme-strategie auf die Unsicherheit der Messdaten abzuschätzen und sie anderen Einflussgrössen, wie beispielsweise chemische Analytik und Durchflussmessung, vergleichen zu können.

4 Unsicherheitsanalyse der Entlastungsfrachten

Die Schätzung von Frachten aus Durchfluss- und Konzentrationsdaten ist immer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet, die auch zum Teil von der Probenahme herrührt. Als Standardwerk zur Untersuchung von Unsicherheiten der Probennahme gelten die Arbeiten von Untersuchungen von Gy (1992), der eine Probenahmetheorie entwickelt hat, die ursprünglich für die Analyse von Edelmetall in Bodenproben angewendet wurde. Da Fehler dort ggf. sehr kostspielig sind, ist sie sehr komplett. Gy gliedert den **gesamten Probenahmefehler** (GEE) dabei in verschiedene Einflussgrössen, wie den **analytischen Fehler** (TAE) und den **Fehler der Probennahme** (TSE), die ihrerseits weitere Unterkomponenten enthalten (Abbildung 4).

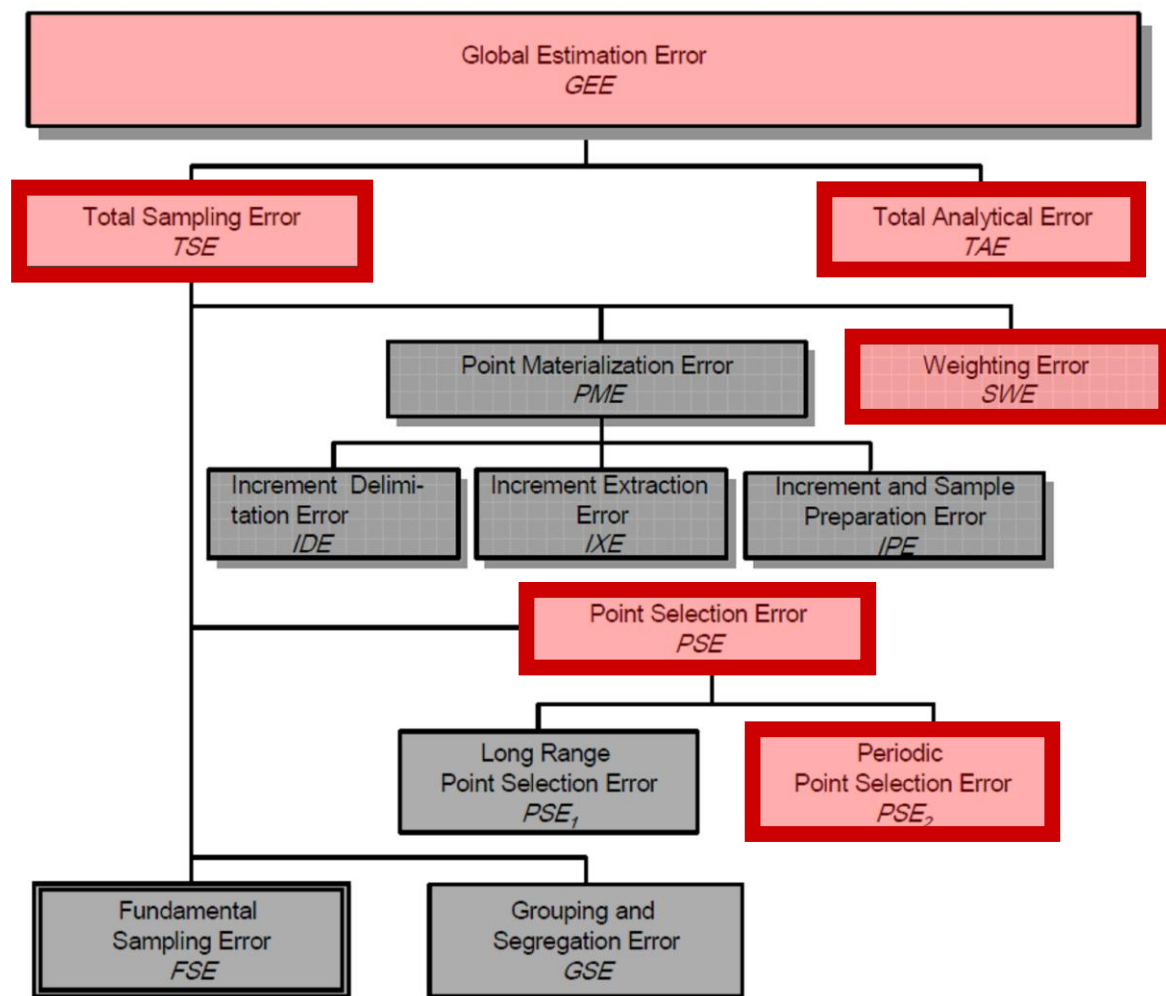


Abbildung 4: Hierarchie der verschiedenen Komponenten, die die Gesamtunsicherheit (GEE) gemäss der Probenahmetheorie von Gy beeinflussen (nach Ramsey and Ellison (eds.) (2007)). In dieser Untersuchung wurden nur die fett umrahmten Komponenten berücksichtigt.

Verschiedene Untersuchungen illustrieren mittlerweile die Anwendung gut (Minkinen, 2004; Paakkunainen *et al.*, 2007; Spirgarth, 2006).

Zur Schätzung der Unsicherheit der Frachtmessungen am REB haben wir die einzelnen Komponenten von Gy's Fehlertheorie beurteilt, um möglichst alle relevanten Einflussgrößen zu erfassen. Für unser Fallbeispiel wurden dazu die folgenden Anpassungen vorgenommen: i) **Materialisierungsfehler** (PME) wurden nicht betrachtet, ii) der **Gewichtungsfehler** (SWE) wird implizit durch eine detaillierte Fehlerbetrachtung der Durchflussmessung berücksichtigt, iii) in Bezug auf die Probenahmestrategie wird nur die **kurzzeitige Kontinuitätskomponente** (PSE) berücksichtigt, da langfristige Trends, z. B. im Jahresver-

lauf, vernachlässigt werden können. Weiterhin wurden iv) der **fundamentale Fehler** (FSE) und **Gruppierungs- und Segregationsfehler** (GSE) als vernachlässigbar klein angenommen. Basierend auf diesen Annahmen wurde der GEE der Überlauffrachten in zwei Schritten geschätzt. Erstens wurde die Unsicherheit für jede Einflussgrösse geschätzt und mit einer Wahrscheinlichkeitsverteilung beschrieben. Die Verteilung der PSE haben wir empirisch mittels Simulation ermittelt. Zweitens wurde der GEE mittels Monte Carlo Simulation bestimmt. Dabei wurden die einzelnen Einflussgrössen als voneinander unabhängig angenommen.

4.1 Schätzung der Kontinuitätskomponente (PSE) und Einfluss der Probenahmestrategie

Der PSE wurde geschätzt, indem wir die Probenahmestrategien des REXPO Projektes auf die simulierten kontinuierlichen Koffein-Entlastungsfrachten angewendet haben. Wenn man eine bestimmte Probenahmestrategie auf die simulierten Ganglinien anwendet, ergibt sich die PSE als relative Abweichung der „gemessenen“ (und interpolierten) simulierten Frachten von den kontinuierlichen simulierten Frachten. Auf diese Weise wird zugleich der Fehler durch die Interpolation der Messdaten berücksichtigt (Abbildung 6). Dieses Vorgehen folgt im Wesentlichen dem von (Ort and Gujer, 2006). Die Bestimmung der PSE durch Variogramm-Analysen, wie durch Gy vorgeschlagen, wurde nicht angewandt, weil der Verlauf der Überlauf-Konzentrationen nicht die Annahme eines stationären Zufallsprozess erfüllt.

Eine besondere Eigenschaft der Probenahme an einem Regenüberlauf im Vergleich mit einem kontinuierlichen Abwasserstrom ist, dass der Zeitpunkt der ersten Probenahme in einem Regenereignis in der Regel durch das Anspringen des Überlaufs definiert wird. Die weiteren Probenahme kann dann zeit-, volumen- oder sogar durchflussproportional erfolgen. Häufig werden mehrere Teilproben zu einer Mischprobe zusammengemischt, um die Analysekosten zu minimieren. Bei herkömmlichen automatischen Probenehmern geschieht dieses bereits während der Probenahme, wenn mehrere Teilproben in den gleichen Behälter gefüllt werden. Da das Behältervolumen die Anzahl der Teilproben limitiert, setzte sich eine Mischprobe im REXPO Projekt beispielsweise aus ma-

ximal vier Teilproben zusammen. Um möglichst allgemeingültige Aussagen treffen zu können, haben wir zusätzlich zur Reproduktion der REXPO Probenahme noch verschiedene typische zeit- und volumenproportionale Strategien untersucht.

Diese Unsicherheitsbetrachtungen wurden für verschiedene Szenarien von Mischungsfaktoren, Regenereignissen und Probenahmestrategien durchgeführt, da diese Faktoren die PSE beeinflussen. Zum einen haben wir den Einfluss der REXPO-Probenahmestrategie untersucht, zum anderen typische zeit- und volumenproportionale Probenahmestrategien.

4.2 Unsicherheitsanalyse der Daten des REXPO Projektes

Die Grundannahme ist, wie oben beschrieben, dass die modellierten Koffein-Frachten die tatsächlich zu erwartenden Frachten realistisch abbilden. Um den Einfluss von Modellfehlern zu minimieren, haben wir die Analyse für ausgewählte mittlere Regenereignisse durchgeführt, da die Modellergebnisse hierfür vertrauenswürdiger sind als diejenigen der Langzeitbetrachtung. Die Unsicherheit in den zu erwartenden Frachtganglinien wurde mittels Monte Carlo Simulation über die Variationsbreite der Parameter (Tabelle 2) berücksichtigt. Dabei erfasst man sowohl die Unsicherheit durch die Probenahme, als auch den Einfluss der Aggregation zur Erstellung von Mischproben und die Interpolation der Messwerte zur Frachtberechnung.

4.3 Einfluss der REXPO Probenahme

Resultierende PSE in Folge der REXPO Probenahmestrategien wurde für die Regenereignisse Nr. 10 und 15, zwei typische Ereignisse mit Entlastungsvolumen zwischen 1.000 und 10.000 m³ berechnet. Für solche Regenereignisse und ein vollkommen durchmisches Becken (Mischungsfaktor=1) ergibt sich interessanterweise eine systematische Abweichung von ca. + 15 % mit einer Standardabweichung von ± 6 %. Für das Szenario einer schlechten Durchmischung (Mischungsfaktor=0.1) werden die entlasteten Frachten um ca. 60 % (± 25 %) überschätzt. Für kleine Entlastungen (< 1000 m³) resultieren sehr ähnliche Werte.

Allerdings zeigte sich, dass die kleinen Ereignisse nicht von grosser Bedeutung sind, wenn es um langfristige Analysen wie z. B. jährliche Entlastungsfrachten geht, da sie jeweils nur verhältnismässig kleine Entlastungsfrachten beitragen. Grosse Anteile der Gesamtlast ergeben sich eher durch extreme Ereignisse. Diese sind schwierig zu schätzen und liefern zudem bei gleichen prozentualen Fehlern einen grösseren absoluten Fehlbeitrag an den Jahresfrachten.

4.4 Einfluss typischer zeit- und volumenproportionaler Probenahmestrategien

Der Einfluss verschiedener gleichförmiger zeit- und volumenproportionaler Probenahmestrategien wurde für verschiedene Ereignisse untersucht, wobei die Resultate für die Regenereignisse Nr. 10 und 15 in Abbildung 5 dargestellt sind.

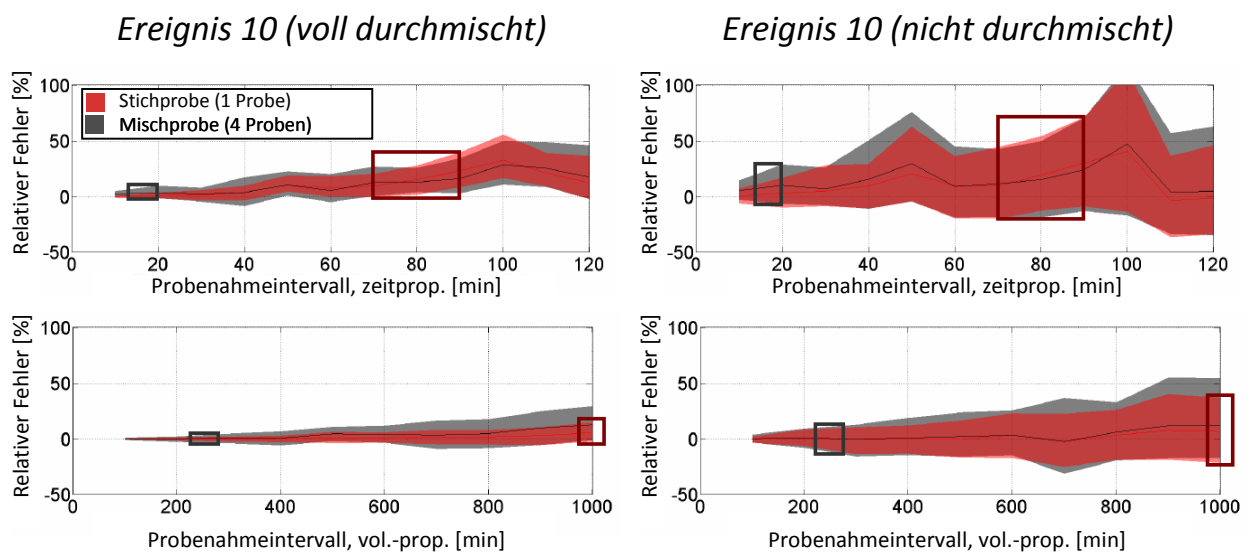


Abbildung 5: Einfluss verschiedener Probenahmestrategien auf gemessene Koffeinfrachten für Regenereignis Nr. 10. Dargestellt sind 95 % Vertrauensbereiche und Mittelwerte (durchgezogene Linien) der durchgeführten Monte Carlo Simulationen für vollständige (Mischungsfaktor= 1) und schlechte Durchmischung im Regenbecken (Mischungsfaktor= 0.1). Rechtecke zeigen den Informationsgewinn von Mischproben im Vergleich zu Einzelproben bei gleichem analytischen Aufwand.

Unabhängig von der Art der Probenahme sieht man, dass die Gesamtfracht systematisch überschätzt wird, weil sich erstens durch die Verdünnung mit Regenwasser ein charakteristischer Konzentrationsverlauf

im Becken einstellt und zweitens der Anfangszeitpunkt der Probenahme nicht zufällig ist. Typischerweise steigt die Koffeinkonzentration im Becken wieder gegen Ende des Regenereignisses, weil der Schmutzwasserzulauf relativ gleichförmig ist. Obwohl die konkrete Ausprägung dieser Ganglinie eines Ereignisses von individuellen Faktoren, wie der Durchmischung im Regenbecken abhängt, gilt sie qualitativ für jeden abwasserbürtigen Spurenstoff, der nicht sehr grosse Frachtschwankungen innerhalb der Entlastungsdauer aufweist. Es zeigte sich allerdings, dass für einzelne Ereignisse und Probenahme-strategien jedoch auch Unterschätzungen möglich sind. Die Überschätzung der Entlastungsfrachten resultiert unter anderem daher, dass die Koffeinkonzentration im Überlauf zu Beginn und Ende einer Entlastung überdurchschnittlich hoch ist (Abbildung 6).

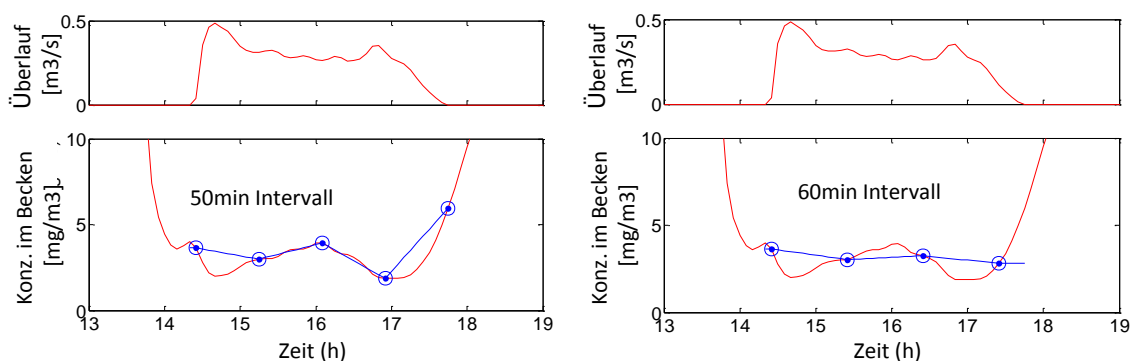


Abbildung 6: Beispiel für den modellierter Durchfluss (oben) und Koffeinkonzentration (unten) im Überlauf, resp. Becken für Regenereignis Nr. 10. Dargestellte Probenahme-strategie (blau) mit Probenahmeintervall 50 (links) und 60 min (rechts).

Da der Start der Probenahme durch das Anspringen der Entlastung definiert wird, führt besonders der erste und letzte Konzentrationswert oft zu einer Überschätzung der Gesamtfracht eines Ereignisses. Dabei hängt es von der Dauer des Ereignisses und der spezifischen Probenahme-strategie ab, ob die letzte Probe eines Ereignisses ebenfalls überdurchschnittlich hohe Konzentrationen aufweist.

Wie erwartet zeigt sich ausserdem, dass sich bei schlechter Durchmischung im Becken systematisch grössere PSE ergeben, als bei guter Durchmischung. Zudem erkennt man, dass, unabhängig vom Durchmischungsverhältnis Mischproben bei gleichem analytischen Aufwand die

PSE deutlich minimieren. Hier definieren wir den „analytischen Aufwand“ als die Anzahl Proben, die im Labor analysiert werden müssen. Aus Abbildung 5 kann man ablesen, dass sich die PSE bei Mischproben aus vier Einzelproben gegenüber der Frachtberechnung aus vier Einzelproben um fast 50 % reduziert. Dieses ist relevant, da die Kosten für chemische Analysen bei der Beurteilung von Spurenstoffen immer noch einen Grossteil der Gesamtkosten einer Messkampagne ausmachen.

Weiterhin überrascht es nicht, dass die PSE einer volumenproportionalen Probenahme kleiner ist als die einer vergleichbaren zeitproportionalen Strategie. Unsere quantitative Analyse von Ereignis (Nr. 10) zeigt allerdings auf, dass eine volumenproportionale Probenahme die PSE im Vergleich zur zeitproportionalen um ca. 40 % reduziert.

4.5 Abschätzung der Gesamtunsicherheit

Um die Gesamtunsicherheit (GEE) zu schätzen, wurden die wichtigen Einflussgrössen entsprechend Tabelle 2 betrachtet.

Tabelle 2: Annahmen über die Einflussgrössen zur Ermittlung der Gesamtunsicherheit

	Einflussfaktor	Uniformvert. [Interval]	Normalvert. [mittel/std.]	Fehlertyp (und Quelle)
Entlastungsmenge	Kanaldurchmesser	± 0.02 m	-	Syst. Einfluss (baul. Ausführung)
	Abflusstiefe	-	0 / 0.01 m	Syst. Einfluss (Kalibrierung)
	Geschwindigkeit	-	0 / 10%	Zufäll. Einfluss (Instrument)
Koffein-Konz.	Analyt. Fehler	-	0 / 7.5%	Zufäll. Einfluss (Analytik)
	PSE	-	2 – 128%	Empirisch mittels Simulation ermittelt

Unsere Resultate ergeben, dass man die PSE in erster Näherung als normalverteilt annehmen kann (Sonderegger, 2009). Die analytischen Fehler basieren dabei auf der Expertenmeinung der analytischen Chemiker und die Unsicherheit der Durchflussmessung spiegelt unsere Erfahrungen und die des REXPO Teams während der Messkampagne wieder. Die GEE für typische Regenereignisse wurde mittels Monte Carlo Simulation beurteilt. Dabei haben wir zwischen schlechter und guter Durchmischung unterschieden.

Die Werte sollte man eher als Richtwerte ansehen, da zum einen „typische“ Regenereignisse sehr unterschiedliche Ausprägungen haben können und zum anderen die Variabilität der Ergebnisse untereinander recht gross ist. Nichtsdestotrotz scheint aber der PSE den deutlich größten Einfluss auf die Gesamtunsicherheit der Spurenstofffrachten zu haben (Abbildung 7). Wie bereits beschrieben, führt eine schlechte Durchmischung im Becken erwartungsgemäss zu einer grösseren Variabilität in der Entlastungsfracht und damit auch zu grösseren systematischen und zufälligen Abweichungen.

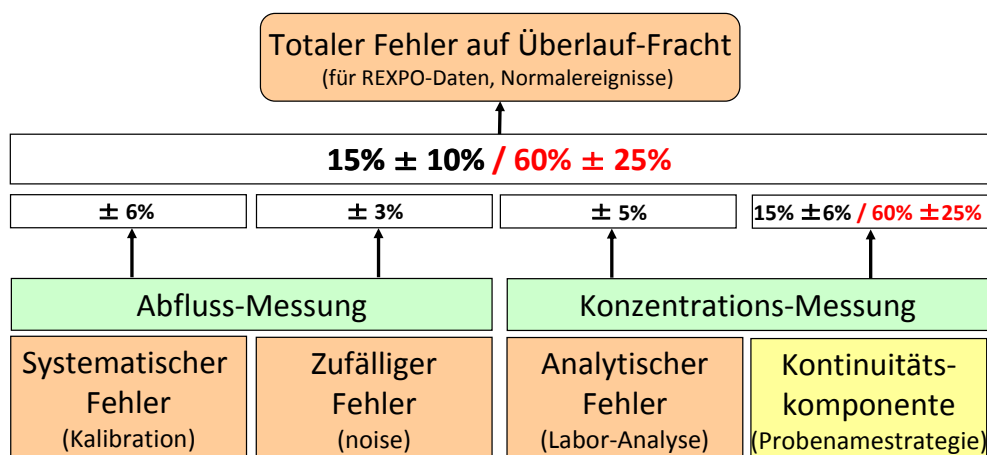


Abbildung 7: Gesamtunsicherheit und Einzelkomponenten von Koffeinfrachten im Regenüberlauf Büel für die Daten des REXPO Projektes für mittlere Regenereignisse und vollständige (schwarz) und schlechte Durchmischung im Becken (rot).

4.6 Langzeitbetrachtung der entlasteten Koffeinfrachten

Zusätzlich zu den Simulationen der Einzelereignisse wurden mit dem kalibrierten Modell des REB eine Langzeitsimulation für die Jahre 2005 - 2008 durchgeführt. Wie in Tabelle 3 gezeigt, entlasten am REB jährlich ungefähr 10 % bis 30 % des gesamten Zulaufs, der sich aus Schmutzwasser, Regenwasser und Fremdwasser zusammensetzt. Für ein normales Jahr ohne extremes Regenereignis führt dieses zu einer Entlastungsfracht von 300 bis 800 g_{Koffein}. Wenn angenommen wird, dass die Koffeinfracht Zulauf zum REB ungefähr 66 Kilogramm pro Jahr beträgt, bedeutet dies, dass ungefähr 1% der Gesamtfracht in den Vorfluter ent-

lastet wird. Dieser Wert stellt einen langfristigen Mittelwert dar und ist praktisch unabhängig von der Durchmischung im Becken.

Tabelle 3: Ergebnisse der Langzeituntersuchungen der Entlastungsfrachten für unterschiedliche Mischungsverhältnisse. In Klammern die geschätzte Variationsbreite der Resultate.

	Jahr	Regen [mm]	Entlastungsvol. modelliert [m ³]	Tot. Zulaufmenge* (inkl. Regenabfluss)	Entlastungsfracht [g _{Caffeine}]	Rel. Entlastung**
Voll durchmisch	2005	1007	61'800 (+20% to +70%)	10% - 20%	352 (-20% to +20%)	0.4% - 0.6%
	2006	928	51'257 (+20% to +70%)	9% - 17%	519 (-20% to +20%)	0.6% - 0.9%
	2007	1281	92'562 (+50% to +100%)	17% - 32%	758 (-30% to +120%)	0.8% - 2.5%
	2008	1018	67'396 (+20% to +70%)	11% - 21%	683 (-20% to +20%)	0.8% - 1.2%
Schlecht durchmisch	2005	1007	61'800 (+20% to +70%)	10% - 20%	332 (-50% to +10%)	0.3% - 0.6%
	2006	928	51'257 (+20% to +70%)	9% - 17%	476 (-50% to +10%)	0.4% - 0.8%
	2007	1281	92'562 (+50% to +100%)	17% - 32%	685 (-60% to +120%)	0.4% - 2.3%
	2008	1018	67'396 (+20% to +70%)	11% - 21%	630 (-50% to +10%)	0.5% - 1.1%

* Absolute Abweichung des modellierten Zuflusses von der "Realität" wird zu – 20 % bis 10 % geschätzt (geschätzt analog zum Überlauf).

** Mit einer jährlichen Zulaufmenge von ungefähr 65.7 kg (im Mittel 7.5 g/h, s. Abb. 3)

5 Diskussion

5.1 Abbau von Koffein und anderen Spurenstoffen im Kanalnetz

Unsere Analyse ergibt, dass die im REXPO Projekt gemessenen spezifischen Koffein-Frachten am REB (60 mg/d/p) viermal höher sind als die im Zulauf der ARA Wetzikon (15 mg/d/p). Möglicherweise kann der Abbau des Koffeins in Abwasserskanalsystem nicht vernachlässigt werden, auch wenn die Abweichungen vielleicht auch von Messfehlern, der Laboranalytik, unterschiedlichen Einzugsgebietscharakteristiken oder Konsumverhalten der Bevölkerung resultieren könnten. Obwohl sich bei Versuchen im Nachklärbecken auf ARAs nur ein sehr geringer Abbau von 2 % zeigte (Priegnitz, 2007), ist die Biomasse in Kanalisationen doch bedeutend höher als im ARA Ablauf. Für die Übertragbarkeit unserer Resultate, sowie der Untersuchung anderer Substanzen sollte diese Möglichkeit gegebenenfalls experimentell untersucht werden. Sorgfältige Experimente zum Verhalten von Spurenstoffen in Kanalisationen sind

allerdings nicht trivial, da wichtige Parameter wie Temperatur, pH und die Zusammensetzung der Abwassermatrix nicht einfach zu messen sind und nur sehr schwer kontrolliert werden können. Zudem müsste für aussagekräftige Ergebnisse idealerweise die aktive Biomasse bestimmt werden.

5.2 Der Einfluss der Probenahmeunsicherheit auf gemessene Entlastungsfrachten an Regenbecken

Anhand unserer Analysen können wir aufzeigen, dass für gemessene Entlastungsfrachten die Tendenz besteht, sie um einige Zehnerprocente zu überschätzen. Dieser Effekt tritt unabhängig von der verwendeten zeit- oder volumenproportionalen Probenahmestrategie auf und gilt zumindest für gelöste abwasserbürtige Spurenstoffe, wenn der Anfang der Probenahme durch das Anspringen des Überlaufs definiert wird. Obwohl dies auf den ersten Blick kritisch erscheint, hat diese Eigenschaft auch gewisse Vorteile. Zum einen ist es für die Programmierung des automatischen Probenehmers und die Aufteilung der Probebehälter praktikabler. Zum anderen verhindert man so auch, dass bestimmte Ereignisse nicht erfasst werden. Diese Eigenschaft, sowie vergleichsweise geringe Konzentrationsgradienten durch die Durchmischung im Becken, sind dafür verantwortlich, dass sich die Gesamtunsicherheit auf der Fracht wenige Zehnerprozent beträgt. Vergleichbare Untersuchungen von Ort in Freispiegelleitungen ergaben Unsicherheiten von $\pm 40\%$ (SD) und mehr für Probenahmeintervalle von 10 Minuten (Ort and Gujer, 2006).

Eine Möglichkeit, mit der Überschätzung von gemessenen Frachten umzugehen, wäre, sie aufgrund der Erkenntnisse unserer Arbeit "a posteriori" zu korrigieren. Da aber für die meisten Entwässerungssysteme analoge Modellberechnungen nötig wären, wäre es interessant, eine bessere Interpolation der Konzentrationswerte zu suchen. Anstatt die Daten linear zu interpolieren, könnte man unter Umständen eine durchflussabhängige Interpolation verwenden, um den systematischen Fehler zu minimieren.

Wir können weiterhin zeigen, dass die Probenahmestrategie im Vergleich zu chemischer Laboranalytik und Durchflussmessung einen massgeblichen Einfluss auf die ermittelte Unsicherheit hat. Sie sollte bei

zukünftigen Messkampagnen berücksichtigt werden, vor allem bei der Beurteilung von Spurenstoffen, wo die Analysekosten einer Einzelprobe aufgrund der aufwendigen Messtechnik mehrere hundert Euro betragen können. Da die volumenproportionale Probenahme im Mischwasserüberlauf mit herkömmlichen Probenehmern nur sehr schwierig zu bewerkstelligen ist, können die Aufwendungen durch die gezielte Herstellung von Mischproben zumindest auf ein Mindestmass reduziert werden. Für eine detailliertere Betrachtung des Überlaufs, z. B. bei anschliessender Modellierung, ist weiterhin zu empfehlen, dass auch die Trockenwetterkonzentrationen des Zulaufs beprobt wird, um einen Hinweis auf die Variation im Tagesverlauf zu bekommen.

Abschliessend müssen wir darauf hinweisen, dass wir den Einfluss des Probnehmers auf die Resultate hier nicht untersucht haben. Da grobe Fehlereinflüsse, wie Verschmutzungen, immer einen grossen Einfluss auf die Gesamtunsicherheit haben, ist eine regelmässige Kontrolle und Wartung der Geräte unerlässlich.

5.3 Koffeinfrachten am Regenbecken Büel in Grüningen

Die jährliche Koffein-Entlastungsfracht am REB wurde anhand unserer Simulationen zu ungefähr 1 % der Zulauffracht bestimmt. Unserer Einschätzung nach sollte dies auch für andere abwasserbürtige Spurenstoffe eine vernünftige Abschätzung liefern. So werden in der Literatur ähnliche Werte genannt und Ternes and Joss (2006) schätzen Entlastungsfrachten in einer überschlägigen Berechnung ebenfalls zu ungefähr 1 % der jährlichen Fracht des unbehandelten Abwassers. Gemäss unserer Berechnungen bedeutet dies, dass am REB 300 – 800 g_{Koffein} pro Jahr in den Vorfluter abgeschlagen werden. Hochrechnungen von (Buerge *et al.*, 2006) für die ARA Wetzikon, basierend auf zwei Messtagen, ergeben eine Koffeinfracht von 60 – 1500 g/Jahr und liegen damit in der gleichen Grössenordnung. Wir stimmen mit anderen Studien darin überein, dass die Entlastungen von Mischwasserüberläufen damit in etwa denen von behandeltem Abwasser entsprechen sollten, wenn die Spurenstoffe in der ARA gut abgebaut werden (Buerge *et al.*, 2006; Weyrauch *et al.*, 2010). Für die Schweiz ist das besonders vor dem Hintergrund des zu erwartenden Ausbaus der ARA um weitergehendere Reinigungsstufe

interessant, da dann die Bedeutung von Mischwasserentlastungen relativ gesehen zunimmt.

Das zeigt einerseits, dass der Optimierung der Abbauprozesse in der ARA eine grosse Bedeutung zukommt. Andererseits muss auch beachtet werden, dass dies nicht in gleichem Masse für Substanzen gilt, die eher im Regenwasser vorkommen. Ausserdem sind für viele organischen Spurenstoffe nicht die chronischen Belastungen aus kontinuierlichen Quellen entscheidend, sondern es sind die Spitzenkonzentrationen, welche besonders grosse Auswirkungen haben (Ashauer *et al.*, 2007a; Burkhardt *et al.*, 2009a).

5.4 Modellbasierte Schätzung der Kontinuitätskomponente der Probenahmeunsicherheit

Sowohl die Berechnungen von langjährigen Entlastungsfrachten, als auch die Bestimmung der Kontinuitätskomponente der Probenahmeunsicherheit basieren auf einem rechnergestützten Simulationsmodell. Obwohl die Modellresultate für den Niederschlags-Abflussprozess aufgrund der dichten Messungen gut überprüft werden konnten, ist es für die Koffein-Konzentrationen schwierig, da nur die aggregierten Informationen der Konzentration in wenigen Mischproben vorliegen. Daher muss man sich die Frage stellen, in wieweit die modellierten Konzentrationen mit den beobachteten übereinstimmen. In dieser Hinsicht sind vor allem drei Punkte von Interesse: Erstens, konnten wir zwar einen Tagesgang der Koffein-Zulauftracht schätzen, aber detaillierte Messungen zu den Schwankungsbreiten von Koffein im Rohabwasser liegen uns nicht vor. Zweitens sind die Mischungsverhältnisse im Becken unbekannt und drittens haben wir ein sehr einfaches Schmutzfrachtmodell benutzt.

Ein möglicher Ansatz zur realistischeren Abbildung von Zulauftrachten an einem Regenbecken, wäre eine detaillierte Betrachtung der Schmutzfrachtbildung, zum Beispiel durch die Überlagerung von stochastisch generierten Abwasser-Pulsen, wie in Rauch, Brockmann *et al.* (2003) oder Ort, Lawrence *et al.* (2010a) vorgeschlagen. Obwohl die Matlab-Umgebung, auf der CityDrain aufsetzt, dies prinzipiell ermöglicht, konnten wir dies im Rahmen unserer Studie aus Zeit- und Kostengründen nicht umsetzen.

Weiterhin muss angemerkt werden, dass, selbst wenn die Zulauffrachten detailliert abgebildet werden können, die Mischungsprozesse im Becken während des Einzelereignisses immer noch eine entscheidende Rolle spielen. Um diese detaillierter zu untersuchen, könnten einerseits Markierungsversuche über eine Vielzahl von Regenereignissen durchgeführt werden, was aufgrund der experimentellen Vorkehrungen allerdings nicht trivial ist (Boxall *et al.*, 2003). Andererseits könnten detailliertere strömungsmechanische Untersuchungen mit Turbulenzmodellen bereits Hinweise geben, ob das Vorhandensein von Totzonen die Ergebnisse stören könnte oder nicht. Obwohl mittlerweile sowohl geeignete numerische Lösungsverfahren vorhanden sind, als auch die Rechenleistung mittlerweile ausreicht, um solche Simulationen durchzuführen, sind sie grundsätzlich nur mit dem nötigen Sachverstand durchzuführen und die Ergebnisse sorgfältig zu interpretieren. Sensitive Einflussgrößen sind nicht nur die Wahl eines geeigneten Strömungs- und Turbulenzmodells, sondern beispielsweise auch die Abbildung der verschiedenen Randbedingungen im Zulauf und Ablauf sowie die Modellierung der Beckengeometrie (He *et al.*, 2008; Stovin *et al.*, 2002).

In Bezug auf den dritten Aspekt, die zulässigen Modellvereinfachungen, ging unser Ansatz dahin, die bestehenden Unsicherheiten über Fehlerfortpflanzung mittels Monte Carlo zu berücksichtigen. Die so berechnete Bandbreite von Ergebnissen soll dabei den wahren Wert einschliessen. Dazu muss angemerkt werden, dass es strenggenommen nicht befriedigend ist, Unsicherheiten in der Modellstruktur, die beispielsweise aus einem vereinfachten Abflusstransport resultieren, auf die Modellparameter abzubilden. In zukünftigen Untersuchungen sollten daher sowohl die Unsicherheit von Modelleingangsgrößen und –parametern, als auch strukturbedingte Abweichungen berücksichtigt werden. Zu diesem Zweck haben angewandten Mathematiker im Bereich der hydrologischen Simulation Verfahren entwickelt, die gegebenenfalls auch in der Siedlungsentwässerung anwendbar sind (Reichert and Schuwirth, 2010; Renard *et al.*, 2010). Verfahren der Bayesschen Parameterschätzung erlauben zwar die Berücksichtigung von Vorwissen, um etwa die Unsicherheit in den Eingangsgrößen oder der Modellparameter zu beschreiben (Kleidorfer *et al.*, 2008), lösen aber das Problem der Abweichungen durch eine vereinfachte Modellstruktur nicht.

6 Schlussfolgerungen

In Zukunft werden Spurenstoffe die Abwasserreinigung vor neue Herausforderungen stellen. In der Schweiz wird zurzeit eine Veränderung der Gewässerschutzordnung diskutiert, die eine weitergehende Behandlung von Abwassereinleitungen in Gewässer und die Elimination von Spurenstoffen und Mikroverunreinigungen zum Ziel hat. Zu diesem Zweck ist die Durchführung von Messkampagnen zur Problemerkennung und zur Erfolgskontrolle notwendig. Unter anderem ist hierfür zu prüfen, welchen Einfluss die Probenahmen auf die Unsicherheit von gemessenen Spurenstofffrachten und -konzentrationen hat. Das Ziel dieser Arbeit war daher, den Einfluss der Probenahme auf gemessene Spurenstofffrachten aus Mischwasserüberläufen zu untersuchen. Zu diesem Zweck standen uns ein umfassender Datensatz des REXPO Projektes zur Verfügung, den wir am Beispiel des Regenbeckens Grüningen für beobachtete Entlastungsfrachten von Koffein ausgewertet haben. Wir haben dabei nicht nur gezeigt, wie die Probenahmetheorie von Gy auf die Verhältnisse von Mischwasserentlastungen angepasst werden kann, sondern schlagen auch ein modell- und simulations-basiertes Verfahren vor, um die sogenannte Kontinuitätskomponente, die massgeblich den Integrationsfehler beeinflusst, abzuschätzen. Unsere Resultate zeigen, dass die Gesamtunsicherheit von entlasteten Koffeinfrachten neben der Probenahmestrategie ausserdem von den Mischungsprozessen in der Behandlungsanlage beeinflusst wird. Für die REXPO Daten und vollständige Durchmischung ergeben sich eine systematische Überschätzung von 15 % (± 10 %, einf. Std.abw.), die sich bei schlechter Durchmischung auf $60\% \pm 25\%$ erhöht. Aufgrund unserer Modellrechnungen schätzen wir entlastete Jahresfrachten zu ungefähr 1 % der Zulaufmenge des Regenbeckens, was in etwa der jährlichen Abflussmenge der angeschlossenen ARA entspricht. Für abwasserbürtige Substanzen können Verkaufszahlen oder das Konsumverhalten der Bevölkerung einen ersten Anhaltspunkt liefern. Am Beispiel von Koffein ergeben sich interessanterweise unterschiedliche spezifische Frachten für den Zulauf einer benachbarten Kläranlage (60 mg/d/EW) und das hier betrachtete Regenbecken (15 mg/d/EW). Dies könnte darauf hinweisen, dass die Umwandlung von Spurenstoffen im Entwässerungssystem möglicherweise nicht vernachlässigt werden kann. Im Vergleich mit Untersuchungen auf ARAs fällt

auf, dass fast keine Informationen in Kanalisationen oder Mischwasserentlastungen vorhanden sind. Die Identifikation und Bewertung der Spurenstoffquellen ist deshalb ein sehr wichtiger Aspekt und stellt in Zukunft die vielleicht grösste Herausforderung dar.

7 Literatur

- Achleitner, S., Möderl, M. and Rauch, W. (2007) CITY DRAIN - An open source approach for simulation of integrated urban drainage systems. *Environmental Modelling and Software*, 22(8), 1184-1195.
- Ashauer, R., Boxall, A. B. A. and Brown, C. D. (2007a) New ecotoxicological model to simulate survival of aquatic invertebrates after exposure to fluctuating and sequential pulses of pesticides. *Environmental Science and Technology*, 41(4), 1480-1486.
- Ashauer, R., Boxall, A. B. A. and Brown, C. D. (2007b) Simulating toxicity of carbaryl to *Gammarus pulex* after sequential pulsed exposure. *Environmental Science and Technology*, 41(15), 5528-5534.
- BAFU (2009) Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. UW-1014-D.
- BAFU (2010) Mikroverunreinigungen. UW-1014-D. Boxall, J., Shepherd, W., Guymer, I. and Fox, K. (2003) Changes in water quality parameters due to in-sewer processes. In "Water Science and Technology", vol. 47, pp. 343-350.
- Brun, R., Reichert, P. and Kuensch, H. R. (2001) Practical identifiability analysis of large environmental simulation models. *Water Resources Research*, 37(4), 1015-1030.
- Buerge, I. J., Poiger, T., Müller, M. D. and Buser, H. R. (2003) Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters. *Environmental Science and Technology*, 37(4), 691-700.
- Buerge, I. J., Poiger, T., Müller, M. D. and Buser, H. R. (2006) Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine. *Environmental Science & Technology*, 40(13), 4096-4102.
- Burkhardt, M., Junghans, M., Zuleeg, S., Schoknecht, U., Lamani, X., Bester, K., Vonbank, R., Simmler, H. and Boller, M. (2009a) Biocides in building facades - Ecotoxicological effects, leaching and environmental risk assessment for surface waters. *Biozide in Gebäudefassaden - Ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer*, 21(1), 36-47.

- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Marti, T., Boller, M., Vonbank, R., Brunner, S. , Simmler, H. and Carmeliet, J. (2009b) Schadstoffe aus Fassaden. Tec21, 3-4(28-31).
- DIMES (2011) Diffuse Mikroverunreinigungsemissionen aus Siedlungen (DIMES).
- Gy, P. (1992). "Sampling of Heterogeneous and Dynamic Material Systems. Theories of Heterogeneity, Sampling and Homogenizing", Elsevier, Amsterdam.
- He, C., Wood, J., Marsalek, J. and Rochfort, Q. (2008) Using CFD modeling to improve the inlet hydraulics and performance of a storm-water clarifier. Journal of Environmental Engineering, 134(9), 722-730.
- Huisman, I. L., Krebs, P. and Gujer, W. (2003) Integral and unified model for the sewer and wastewater treatment plant focusing on transformations. In "Water Science and Technology", vol. 47, pp. 65-71.
- Kleidorfer, M., Deletic, A, Fletcher, T.D and Rauch, W. (2008) Impact of input data uncertainties on stormwater model parameters In "11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008".
- Minkkinen, P. (2004) Practical applications of sampling theory. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 74(1), 85-94.
- Ogunseitan, O. A. (1996) Removal of caffeine in sewage by *Pseudomonas putida*: Implications for water pollution index. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 12(3), 251-256.
- Ort, C. and Gujer, W. (2006) Sampling for representative micropollutant loads in sewer systems. Water Science and Technology, 54(6-7), 169-176.
- Ort, C., Lawrence, M. G., Reungoat, J. and Mueller, J. F. (2010a) Sampling for PPCPs in wastewater systems: Comparison of different sampling modes and optimization strategies. Environmental Science and Technology, 44(16), 6289-6296.
- Ort, C., Lawrence, M. G., Rieckermann, J. and Joss, A. (2010b) Sampling for pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and illicit drugs in wastewater systems: Are your conclusions valid? A critical review. Environmental Science and Technology, 44(16), 6024-6035.
- Paakkunainen, M., Reinikainen, S. P. and Minkkinen, P. (2007) Estimation of the variance of sampling of process analytical and environmental emissions measurements. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 88(1), 26-34.
- Priegnitz, J. (2007) Analyse von Koffein als Abwassermarker in Fließgewässern.
- Ramsey, M.H. and Ellison (eds.), S.L.R. (2007) Eurachem/EUROLAB/ CITAC/Nordtest/AMC Guide: Measurement uncertainty arising from sampling: a guide to methods and approaches Eurachem.

- Rauch, W., Brockmann, D., Peters, I., Larsen, T. A. and Gujer, W. (2003) Combining urine separation with waste design: An analysis using a stochastic model for urine production. *Water Research*, 37(3), 681-689.
- Reichert, P. and Schuwirth, N. (2010) Linking statistical description of bias to multi-objective model calibration. in preparation.
- Renard, B., Kavetski, D., Kuczera, G., Thyer, M. and Franks, S. W. (2010) Understanding predictive uncertainty in hydrologic modeling: The challenge of identifying input and structural errors. *Water Resources Research*, 46(
- Saltelli, A., Chan, K. and Scott, M. (2000). "Sensitivity Analysis. Wiley Series in Probability and Statistics", New York: John Wiley and Sons.
- Seiler, R. L., Zaugg, S. D., Thomas, J. M. and Howcroft, D. L. (1999) Caffeine and pharmaceuticals as indicators of waste water contamination in wells. *Ground Water*, 37(3), 405-410.
- Singer, H., Jaus, S., Hanke, I., Lück, A., Hollender, J. and Alder, A. C. (2010) Determination of biocides and pesticides by on-line solid phase extraction coupled with mass spectrometry and their behaviour in wastewater and surface water. *Environmental Pollution*, 158(10), 3054-3064.
- Sonderegger, D. (2009) Assessing the uncertainty of micropollutant discharges from combined sewer overflows. Thesis, ETH Zürich Zürich,
- Spirgarth, T. (2006) Entwicklung von Kriterien zur Beurteilung der Unsicherheiten bei der Probenahme von Feststoffen. Thesis, Freie Universität Berlin Berlin,
- Stovin, V. R., Grimm, J. P., Buxton, A. P. and Tait, S. J. (2002) Parametric studies on CFD models of sewerage structures. In "Global Solutions for Urban Drainage", pp. 1-15.
- Ternes, T.A. and Joss (eds.), A. (2006). "Human pharmaceuticals, hormones and fragrances - The challenge of micropollutants in urban water management". IWA publishing, London, UK.
- Weyrauch, Philip, Matzinger, Andreas, Pawlowsky-Reusing, Erika, Plume, Stephan, von Seggern, Dörthe, Heinzmann, Bernd, Schroeder, Kai and Rouault, Pascale (2010) Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams. *Water Research*, 44(15), 4451-4462.
- Wittmer, I. K., Scheidegger, R., Bader, H. P., Singer, H. and Stamm, C. (2010a) Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. *Science of the Total Environment*, 409(5), 920-932.
- Wittmer, I.K., Bader, H.-P., Scheidegger, R., Singer, H., Lück, A., Hanke, I., Carlsson, C. and Stamm, C. (2010b) Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. *Water Research*, doi:10.1016/j.watres.2010.01.030.

8 Anhang

Tabelle A1: Kennzahlen der gemessenen Regenereignisse (Fortlaufende Nummerierung gemäss REXPO Projekt, basierend auf Regendaten von der ARA Gossau und dem eigenen Regenmesser in Grüningen).

Nr.	Datum	Regenvol. [mm]	Überlauf [m3]	Anz. Misch- proben	Bemerkungen
1	03/18/07 – 04/24/07	- / 50	-	-	Schnee, vermutl. kein Überlauf
2	05/04/07 – 05/07/07	- / 50	4314	7	
3	05/08/07 – 05/10/07	- / 12	911	2	
4	05/14/07 – 05/16/07	- / 17	838	3	
5	05/16/07 – 05/18/07	- / 29	2093	5	
6	05/21/07 – 05/24/07	- / 12	0	-	
7	05/27/07 – 05/29/07	- / 29	3856	6	
8	06/01/07 – 06/06/07	- / 24	2643	4	
9	06/07/07 – 06/08/07	- / 15	1990	2	
10	06/15/07 – 06/16/07	21 / 21	3610	3	
11	06/17/07 – 06/18/07	7 / 7	0	-	
12	06/19/07 – 06/20/07	3 / 5	0	-	
13	06/20/07 – 06/21/07	13 / 10	1502	2	
14	06/21/07 – 06/21/07	9 / 15	960	2	
15	06/25/07 – 06/26/07	- / 21	3598	4	
16	07/01/07 – 07/03/07	27 / 34	3062	1	
17	07/03/07 – 07/06/07	32 / 29	3001	-	
18	07/9/07 – 07/12/07	47 / 39	8723	2	
19	07/21/07 – 07/23/07	32 / 32	4173	-	
20	07/23/07 – 07/27/07	21 / 19	3529	-	
21	07/29/07 – 07/31/07	19 / 17	1429	-	
22	08/02/07 – 08/04/07	36 / 27	7722	-	
23	08/07/07 – 08/12/07	127 / 134	47141	11	Extremes Ereignis
24	08/28/07 – 09/02/07	61 / 69	12330	-	Extremes Ereignis
25	09/03/07 – 09/05/07	17 / 18	595	-	
26	09/17/07 – 09/19/07	- / 34	7232	5	
27	09/19/07 – 09/23/07	0 / 0	0	-	
28	09/26/07 – 09/28/07	14 / 15	135	-	
29	09/28/07 – 10/01/07	6 / 11	0	-	
30	10/03/07 – 10/06/07	12 / 13	612	-	
31	10/17/07 – 10/19/07	- / 8	0	-	
32	10/30/07 – 10/31/07	- / 6	0	-	
33	11/08/07 – 11/10/07	~ / 3	0	(1)	
34	11/10/07 – 11/13/07	~ / 16	312	5	Einzelproben
35	11/13/07 – 11/19/07	- / 35	0	-	Schnee

Total <i>REXPO</i>	- / 887	127'346	65		
Nr.	Datum	Regenvol. [mm]	Überlauf [m3]	# Misch- proben	Bemerkungen
101	04/03/09 – 04/04/09	<1 / 0	0	-	
102	04/16/09 – 04/18/09	6 / 4	0	-	
103	04/23/09 – 04/24/09	<1 / 0	0	-	
104	04/27/09 – 04/28/09	2 / 1	0	-	
105	04/28/09 – 04/30/09	17 / 13	0	-	
106	05/01/09 – 05/03/09	6 / 3	0	-	
107	05/03/09 – 05/05/09	15 / 16	279	-	
108	05/05/09 – 05/15/09	~ / 16	465	-	Regenm. Grünin- gen: 634 mm
109	05/15/09 – 05/16/09	2 / 3	0	-	
110	05/17/09 – 05/18/09	9 / 8	590	-	
111	05/21/09 – 05/23/09	6 / 5	102	-	
112	05/26/09 – 05/28/09	50 / 57	8166	-	
Total <i>eigene Messungen</i>		- / 126	9'602	-	

- keine Daten, ~ fehlerhafte Daten

Korrespondenz an:

Dr. Jörg Rieckermann

Eawag, Abteilung Siedlungswasserwirtschaft, Überlandstasse 133, CH-8600
 Dübendorf

Tel +41 58 765 5397

Fax +41 58 765 5397

E-mail joerg.rieckermann@eawag.ch

