

Schmutzfrachtmodellierung auf Basis von hochaufgelösten Messdaten

Valentin Gamerith¹, Dirk Muschalla², Günter Gruber¹ und
Harald Kainz¹

¹ TU Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau,
Stremayrgasse 10 / I, 8010 Graz, Österreich

² itwh, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH,
Endelbosteler Damm 22, 30167 Hannover, Deutschland

Kurzfassung: Die Modellierung von Kanalsystemen ist seit mehreren Jahrzehnten Gegenstand der Forschung und in Österreich seit der Einführung der neuen ÖWAV Regelblätter 11 und 19 Stand der Technik. Die erstellten Modelle sind dabei zu kalibrieren, sprich das Modellergebnis an real gemessenen Daten anzupassen. Dabei stellt auch das Management und die Beurteilung der Güte der Messdaten eine Herausforderung dar. Dieser Beitrag behandelt die Anwendbarkeit von hochaufgelösten Messdaten in der Schmutzfrachtmodellierung: Methoden zur Datenanalyse- und -validierung werden an Hand der Einzugsgebiets *Graz West R05* diskutiert, wo seit mehreren Jahren kontinuierlich hochaufgelöste Daten zu Abfluss und Schmutzstoffkonzentrationen direkt im Kanalsystem gemessen werden. Weiters wird die automatisierte Kalibrierung des vorhandenen Kanalnetzmodells über multikriterielle Optimierung vorgestellt. Die visuelle Datenanalyse erlaubte es, die Dynamik im System zu verstehen. Mit Hilfe der semi-automatischen Datenvalidierung konnte ein großer Teil der eindeutig fehlerbehafteten Messdaten identifiziert werden. Die Kalibrierung des Modells lieferte zufriedenstellende Ergebnisse für die Hydraulik, wobei einige Phänomene nicht ausreichend gut abgebildet werden konnten. Dies hatte direkten Einfluss auf das Schmutzfrachtmodell, wo in Summe deutlich schlechtere Ergebnisse als für das hydraulische Modell erzielt wurden.

Key-Words: Schmutzfrachtmodellierung, Datenvalidierung, automatisierte Kalibrierung

1 Einleitung

Die Modellierung von Kanalsystemen ist seit mehreren Jahrzehnten Gegenstand der Forschung und wird seit längerem auch in der Praxis angewendet. In Österreich ist sie seit der Einführung der neuen ÖWAV-Regelblätter 19 und 11 (ÖWAV, 2007, 2009) als Stand der Technik definiert.

In Abhängigkeit der gewünschten oder benötigten Genauigkeit der Modelle muss jedes Modell an die ortsspezifischen Gegebenheiten über Kalibrierung an vorhandene Messdaten angepasst werden. Auf Grund der Vielzahl der – oftmals korrelierenden – Modellparameter ist die Bestimmung der Parameter eine schwierige Aufgabe. Unterschiedliche Parametersätze können dabei zu gleich guten Ergebnissen führen (Beven und Binley, 1992).

Traditionellerweise werden für die Modellierung Kalibrierungs- und Validierungsdatensätze über Messkampagnen gewonnen. Dabei kommen Regenschreiber für die Niederschlagsmessung, Höhenstands- oder Durchflussmessungen zur Erfassung der hydraulischen Bedingungen und automatische Probenahmegeräte zur Bestimmung der Schmutzstoffkonzentrationen zum Einsatz. Meist werden – vor allem für die Bestimmung der Schmutzstoffkonzentrationen – die Messkampagnen über einen beschränkten Zeitraum und in geringer zeitlicher Auflösung durchgeführt (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2003).

Neuentwicklungen in der Messtechnologie erlauben nun die zeitlich hochaufgelöste Erfassung von Abfluss und Schmutzstoffkonzentrationen direkt im Kanalsystem. Die großen Datenmengen stellen dabei eine Herausforderung an das Datenmanagement und an die sinnvolle Anwendung der Daten in der Modellierung dar.

Das Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der TU Graz betreibt mit Unterstützung und in Zusammenarbeit mit der Holding Graz Services – Abwasser im Einzugsgebiet *Graz West R05* seit 2002 eine Kanal-Online-Messstation an einem Mischwasserüberlauf, die neben den Daten zu Abfluss auch hochauflösende Daten zu Schmutzfrachtkonzentrationen (CSB_{eq} , TOC_{eq} und AFS_{eq}) liefert (Gruber *et al.*, 2005). Dabei kommt ein UV/VIS-Spektrometer zum Einsatz, das in einem schwimmenden Ponton direkt im Bereich des Mischwasser-

überlaufs situiert ist. Dieser Beitrag behandelt die Anwendbarkeit der vorhandenen hochaufgelösten Langzeitmessreihen in der Schmutzfrachtmodellierung des Einzugsgebiets. Die vorgestellten Methoden sind in Gamerith (2011) im Detail beschrieben.

Der erste Teil des Beitrags beschäftigt sich mit der Datenanalyse und -validierung, mit dem Ziel, das Systemverhalten in einer visuellen Analyse beurteilen zu können und die Messdaten über automatisierte Tests in ihrer Gültigkeit zu klassifizieren. Ein zweiter Teil stellt die automatisierte Kalibrierung des hydraulischen und des Schmutzfrachtmodells über multikriterielle Optimierung dar.

2 Methodik

In diesem Kapitel wird zuerst das Einzugsgebiet *Graz West R05* und die dort installierte Messstation kurz beschrieben. Das hydrologische Modell wird kurz vorgestellt und die angewendeten Methoden der Datenanalyse- und Validierung präsentiert. Abschließend wird auf die Modellkalibrierung eingegangen.

2.1 Einzugsgebiet *Graz West R05*

Das Einzugsgebiet *Graz West R05* befindet sich im westlichen Teil der Stadt Graz. Das Gebiet wird im Mischsystem mit einer Gesamtkanallänge von etwa 46,5 km entwässert und erstreckt sich über ca. 4,3 km² von denen auf Basis einer Infrarotbild-Auswertung etwa 1,3 km² als befestigt identifiziert wurden. Die Neigung der Oberfläche im Einzugsgebiet variiert zum Großteil zwischen 0,5 und 4 % und steigt im Westen auf bis zu 10 % an. Die Bevölkerungsdichte beträgt etwa 43 E/ha. Der mittlere Trockenwetterabfluss wurde zu 40 L/s bestimmt. Das Einzugsgebiet wurde zwischen 2004 und 2006 kontinuierlich erweitert. 2005 wurde ein Speicherkanal mit etwa 2.300 m³ Volumen in Betrieb genommen. Am Auslass des Einzugsgebiets befindet sich ein Mischwasserüberlauf, der entsprechend der Nummerierung der Stadt Graz die Bezeichnung R05 trägt. Der Überlauf springt bei einem Abfluss im Zulaufkanal von etwa 500 L/s an. Detaillierte Daten des Einzugsgebiets und des Kanalsystems wurden dankenswerterweise von der Stadt Graz zur Verfügung gestellt. Ein Überblick über das Einzugsgebiet

und die drei installierten Regenmessstationen (RG) ist in Abbildung 1 dargestellt (Gamerith, 2011, modifiziert).

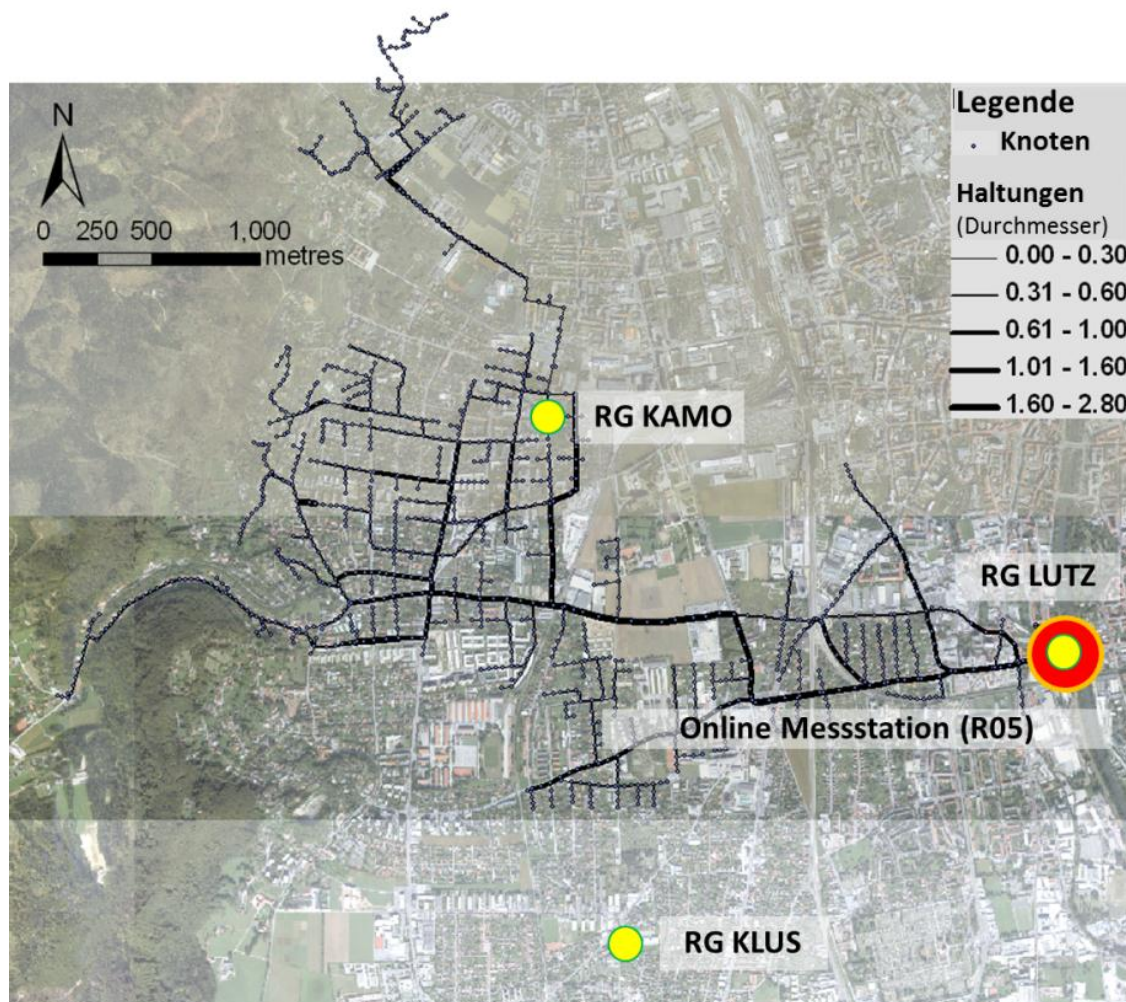


Abbildung 1: Einzugsgebiet Graz West R05 (Luftbild und Kanalhaltungen), Lage der installierten Regenmessstationen und der Kanal-Online-Messstation Graz Sewer R05 (Gamerith, 2011, modifiziert)

2.1.1 Kanal-Online-Messstation Graz Sewer R05

Seit 2002 wird mehr oder weniger kontinuierlich eine Kanal-Online-Messstation direkt am Mischwasserüberlauf R05 betrieben. Sie wurde im Rahmen des interuniversitären Forschungsprojekts „Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft – IMW“ (BMLUW, 2005) errichtet. An der Station werden kontinuierlich hochauflösende Daten zu

- Abfluss im Zulauf und im Entlastungskanal über Radar- bzw. Ultraschall-Kreuzkorrelations-Messungen, sowie

- Schmutzstoffkonzentrationen über eine direkt im Abwasserstrom installierte Multi-Spektrometersonde

gemessen. Für eine detaillierte Beschreibung der Messstation und Messmethodik wird auf andere Publikationen des Institutes verwiesen, wie z. B. Gruber *et al.* (2005), Hochedlinger *et al.* (2006) oder Gamerith *et al.* (2011). Nachdem der Ausbau des Einzugsgebiets erst 2006 fertiggestellt wurde und die Messstation von 2007 bis Ende 2008 offline war, sind die in diesem Beitrag präsentierten Ergebnisse auf Daten aus dem Jahr 2009 fokussiert.

2.2 SMUSI Modell

Das Einzugsgebiet wurde in einer Forschungsversion der Software SMUSI 5.0 modelltechnisch abgebildet. SMUSI wurde an der TU Darmstadt entwickelt und ist ein deterministisches, hydrologisches Niederschlags-Abfluss- und Schmutzfrachtmodell (Muschalla *et al.*, 2006). Für die Abflussbildung an der Oberfläche werden Benetzung- und Muldenverluste berücksichtigt. Der Anteil der befestigten Flächen wird über den Abflussbeiwert festgelegt. Abfluss von durchlässige Flächen wird nach der SCS Methode (US-SCS, 1972) berechnet. Die Abflusskonzentration wird über eine parallele Linearspeicher-kaskade berechnet. Die Berechnung des Abflusses in den Hauptsträngen erfolgt mit dem Kalinin-Miljukov Ansatz (basierend auf Linearspeicher-kaskaden, siehe z. B. Maniak (2005)). Für die Berechnung der Schmutzstoffkonzentrationen wird die Drei-Komponenten Methode verwendet: dem Trockenwetterabfluss wird eine Ganglinie der Schmutzstoffkonzentrationen zugeordnet, Fremdwasser wird als unverschmutzt angenommen und die Regenwasserkonzentration wird über ein Akkumulations- und Abtragsmodell auf der Geländeoberfläche berechnet. Die in den Haltungen abgelagerten Schmutzstoffe werden nicht getrennt berücksichtigt. Der in dieser Studie verwendete Ansatz basiert auf einer asymptotischen Exponentialfunktion für das Akkumulationsmodell, welcher auch in der Software SWMM (Rossmann, 2007) zum Einsatz kommt. Der Abtragsprozess basiert auf dem Ansatz von Metcalf und Eddy (1971), der detailliert in Alley *et al.* (1981) beschrieben wird.

Im SMUSI Modell wurde das Einzugsgebiet zu 57 Teileinzugsgebieten und 56 Hauptsträngen aggregiert (siehe auch Schneider (2007) und

Fuchsberger (2009)). Eine schematische Übersicht der Teileinzugsgebiete und der Zuordnung der beiden in der Modellierung verwendeten Regenschreiber ist in Abbildung 2 dargestellt.

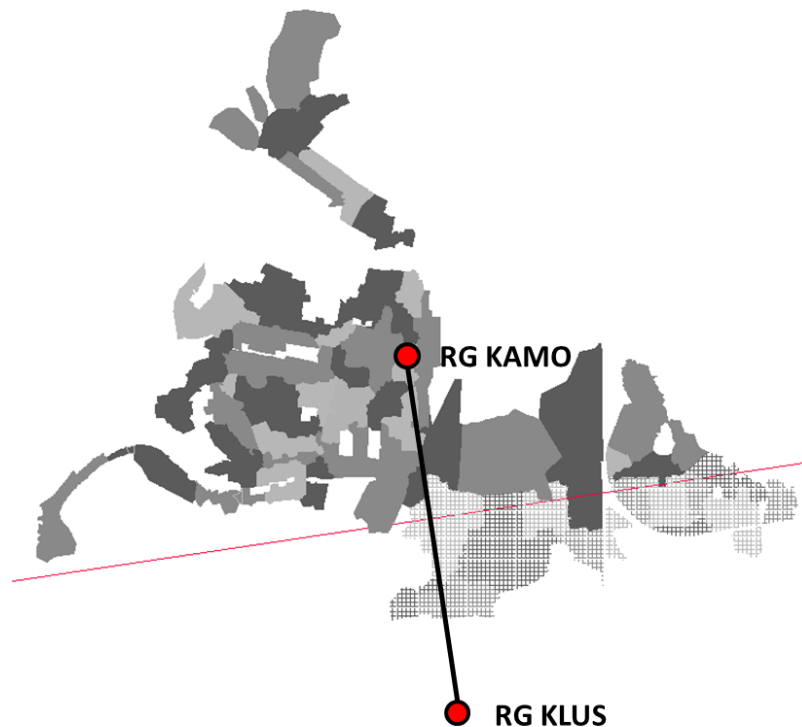


Abbildung 2: Schematische Abbildung des Einzugsgebiets mit Teileinzugsgebieten und Zuordnung der Regenschreiber im SMUSI Modell (Gamerith, 2011)

2.3 Validierung der Messdaten

Die Analyse und Validierung der Rohmessdaten ist ein wichtiger Schritt um die Ergebnisse von Messungen bewerten zu können. Die Daten können mit einer Reihe von Fehlern behaftet sein: Ausreißer, fehlende Datenpunkte, Rauschen, Drift, Shift, etc. Die Gründe dafür sind mannigfaltig und nicht immer identifizierbar. Aus diesem Grund ist es notwendig, die Daten zu analysieren und zu validieren um „brauchbare“ von „unbrauchbaren“ Daten unterscheiden zu können (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2000). Auch nach einer intensiven Analyse und Validierung sollte man immer bedenken, dass Daten oft nicht „falsch“ in dem Sinne sind, dass Fehler eliminiert werden können: Oft sind Daten für die spezielle Aufgabe nicht repräsentativ. So können zum Beispiel Regendaten korrekt aufgezeichnet sein, aber auf Grund der nicht erfassten räumlich-zeitlichen Verteilung für die Modellierung unzureichend sein (Kleidorfer, 2009).

2.3.1 Manuell - Visuelle Validierung

Die visuelle Analyse und Bewertung von Messdaten ist in den Ingenieursdisziplinen nach wie vor eine gängige Methode, um Daten zu überprüfen. Auch wenn diese Methode für die Auswertung von hochaufgelösten Daten mit einer hohen Anzahl von Datenpunkten nur bedingt zielführend ist, so kann damit doch ein guter Überblick über das allgemeine Systemverhalten erzielt werden. Phänomene, die für eine Messstelle oder Messstation typisch sind, können identifiziert werden. Die so gewonnenen Einblicke liefern auch wertvolle Informationen für eine (semi)automatisierte Validierung.

2.3.2 Semi-automatische Validierung

Ziel der automatisierten Datenvalidierung ist es, Messwerte über automatisierte Tests in „gültig“ und „nicht gültig“ einzuteilen. Nach Mourad und Bertrand-Krajewski (2002) sind klassische Methoden aus der Signalverarbeitung auf Messdaten aus der Urbanhydrologie nur bedingt anwendbar, da es sich hierbei oft um autokorrelierte Zeitserien und instationäre Vorgänge handelt. Daher schlagen sie mehrere automatisierte Tests vor. Daten werden dabei in die Kategorien „A“ für zuverlässig (gültig), „B“ für zweifelhaft und „C“ für fehlerhaft eingeteilt. Für die als „B“ klassifizierten Daten wird über die Gültigkeit anschließend in einer manuellen Prüfung oder über weitere Tests entschieden. Für die Messdaten aus dem Einzugsgebiet Graz West wurden vier automatisierte Tests formuliert und angewendet, die im Folgenden näher beschrieben sind:

Physikalisches Limit des Messgeräts (Min-Max Test)

Dieser Test prüft durch einen Vergleich des aufgezeichneten Messwerts und dem physikalischen Limit des Sensors die Gültigkeit der Messwerte. Messwerte werden als „C“ klassifiziert, wenn sie außerhalb der gültigen Grenzen liegen. So werden z. B. Wasserstände kleiner als 0 und größer als die Installationshöhe des Sensors als „C“ klassifiziert.

Messstellen-spezifisches Limit (Min-Max Test)

In diesem Test wird der Messwert mit vom Benutzer vorgegebenen Grenzen der Messung verglichen, die auf Basis von Erfahrung definiert werden. Die Definition ist „schwächer“ als für das physikalische Limit:

alle Werte, die innerhalb der physikalischen Limits aber außerhalb des definierten messstellen-spezifischen Limits liegen werden mit „B“ klassifiziert. So werden z. B. Wasserstände zwischen 0 und wenigen Millimetern oder Zentimetern (festgelegt aus Expertenwissen über die Messstelle) mit „B“ klassifiziert: sie können zwar vorkommen, sind aber mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht gültig.

Kreuzvalidierung mit anderen Messwerten

Dieser Test erlaubt die Klassifizierung auf Basis eines Vergleichs von unterschiedlichen Messgrößen, z. B. den Vergleich von Messwerten unterschiedlicher Sensoren. Der Messwert von Sensor I wird mit dem Messwert von Sensor II über Vergleichswerte mit einem logischen Operator verglichen. Wenn eine vorgegebene Bedingung nicht eingehalten wird, werden die Messwerte als „B“ klassifiziert. Ist zum Beispiel der Wasserstand im Zulaufkanal niedriger als die Wehrschwelle und der Abfluss im Entlastungskanal größer als 0, werden die Messwerte als „B“ klassifiziert.

Residuen vom gleitenden Mittel

Mit diesem Test werden die Residuen zwischen den Messwerten und dem gleitenden Mittel der Messwerte bewertet. Wenn die Residuen eine vorgegebene Größe überschreiten, wird der Messwert als „B“ klassifiziert. Dieser Test kann unter anderem dazu verwendet werden, Rauschen in den Messdaten zu identifizieren. Das Ergebnis reagiert allerdings sensitiv auf die gewählten Grenzen (Mourad und Bertrand-Krajewski, 2002).

2.4 Modellkalibrierung

Die Kalibrierung des Modells wurde automatisiert im Framework BlueM.OPT (Bach *et al.*, 2009) durchgeführt. BlueM.OPT ist ein Optimierungsframework, das die Kopplung unterschiedlicher Simulationsmodelle mit verschiedenen (Optimierungs)algorithmen erlaubt. Im Vergleich zur manuellen Kalibrierung, bei der die Modellparameter von Hand variiert werden, werden in der automatisierten Kalibrierung eine oder mehrere Zielfunktionen durch Variation der Modellparameter über Optimierungsalgorithmen minimiert (bzw. maximiert). Die Parameter sind

dann in Hinblick auf die gewählte Zielfunktion optimiert, weshalb der Wahl der Zielfunktion maßgebliche Bedeutung zukommt.

Für das in diesem Beitrag dargestellte SMUSI Modell wurde im Vorfeld eine globale Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Details dazu sind in Gamerith (2011) und Gamerith *et al.* (submitted) beschrieben. Aus dieser Analyse wurden einflussreiche Modellparameter für die weitere Kalibrierung bestimmt. In diesen Arbeiten ist auch die Wahl der Parametergrenzen für die Kalibrierung, die auf Basis einer Literaturstudie gewählt wurden, dargestellt.

2.4.1 Optimierungsalgorithmus

Der in diesen Arbeiten verwendete Optimierungsalgorithmus basierend auf Evolutionären Strategien (ES) wurde von Muschalla (2006) im Rahmen seiner Dissertation entwickelt und ist in Muschalla (2008) im Detail beschrieben. Der Algorithmus ist eine Modifikation der ES nach Schwefel (1995) mit Erweiterungen basierend auf Deb *et al.* (2000) und Zitzler *et al.* (2001). Er erlaubt einfache und multikriterielle Optimierung (gleichzeitige Auswertung von mehreren Zielfunktionen) basierend auf dem Konzept der Pareto-Optimalität.

Die Anwendung dieses Algorithmus in der Modellkalibrierung für ein Modell des Einzugsgebiets aus dem Jahr 2003 (vor der Einzugsgebiets-erweiterung) ist in Muschalla *et al.* (2008) und Gamerith *et al.* (accepted) dargestellt. Dabei wurde auf eine Zielfunktion und mehrere Ereignisse optimiert.

2.4.2 Auswahl von Ereignissen

Ereignisse für die Modellkalibrierung und –validierung wurden aus der validierten Datenreihe von 2009 unter folgenden Gesichtspunkten ausgewählt:

- i) Abdeckung eines möglichst breiten Spektrums von Ereignissen
- ii) Vollständige, zeitgleiche Daten zu Abfluss und Konzentrationen verfügbar (keine Messausfälle bzw. Messwertüberschreitungen).
- iii) Ereignisse mit deutlicher räumlich-zeitlicher Verteilung des Niederschlags wurden ausgeschieden.

- iv) Bei mehreren Ereignissen mit ähnlichen Charakteristiken wurde je eines für die Kalibrierung und die Validierung ausgewählt.

Die gewählten Ereignisse sind in der Tabelle 1 dargestellt. Die in **fett** dargestellten Ereignisse wurden für die Modellkalibrierung verwendet, die anderen wurden zur Validierung herangezogen.

Tabelle 1: Ausgewählte Ereignisse für Kalibrierung und Validierung

Ereignis	Spitzenabfluss (ca.)	Beginn Evaluierung	Ende Evaluierung
	L/s	TT.MM.JJJJ hh:mm	TT.MM.JJJJ hh:mm
E002	500	21.01.2009 – 14:00	22.01.2009 – 03:00
VE004	700	27.01.2009 – 05:00	28.01.2009 – 04:00
VE008	1000	08.02.2009 – 05:00	08.02.2009 – 18:00
E013	700	06.03.2009 – 04:30	06.03.2009 – 17:00
VE015	1200	29.03.2009 – 13:00	30.03.2009 – 04:30
E017	300	19.04.2009 – 20:30	20.04.2009 – 00:30
VE018	500	23.04.2009 – 03:30	23.04.2009 – 07:00
E021	2200	29.04.2009 – 03:00	29.04.2009 – 18:00
E022	1300	29.04.2009 – 20:00	30.04.2009 – 10:00
VE037	1000	27.05.2009 – 04:30	27.05.2009 – 14:00

2.4.3 Auswahl der Zielfunktionen

Insgesamt stehen in BlueM.OPT 32 Zielfunktionen zur Auswahl, die im Detail in Gamerith (2011) und Hauduc *et al.* (submitted) beschrieben sind. Für diesen Beitrag kamen drei Zielfunktionen zur Anwendung, deren Werte einfach interpretiert werden können. Für das Gütemodell wird in allen Gleichungen der Abfluss durch Konzentrationen ersetzt.

- i) Der Nash-Sutcliffe Koeffizient E (Nash and Sutcliffe, 1970), der ein Gütemaß für die Übereinstimmung von gemessenen und simulierten Ganglinien darstellt. E kann Werte zwischen $-\infty$ und 1 annehmen. Ein Wert von 1 bedeutet dabei eine vollständige Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Werten. Ein Wert von 0 bedeutet, dass die Annahme eines durchschnittlichen aus den Messreihen ermittelten Wertes zu gleich guten Ergebnissen wie die Simulation führen würde.

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - \bar{Q}_o)^2}$$

Mit: t ... Zeit (T), Q_o ... gemessener Abfluss ($L^3 T^{-1}$), Q_m ... simulierter Abfluss ($L^3 T^{-1}$) und \bar{Q}_o ... Mittelwert des gemessenen Abflusses ($L^3 T^{-1}$)

- ii) Die prozentuelle Abweichung (*PBIAS*) zwischen gemessenen und simulierten Daten. Bei dem Vergleich von Abflüssen mit äquidistanten Zeitschritten entspricht dies dem Volumenfehler.

$$PBIAS = 100 \cdot \frac{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_m^t)}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t)}$$

Mit: t ... Zeit (T), Q_o ... gemessener Abfluss ($L^3 T^{-1}$), Q_m ... simulierter Abfluss ($L^3 T^{-1}$)

- iii) Differenz der Maximalwerte der gemessenen und simulierten Ganglinien (*PDIFF*)

$$PDIFF = \max(Q_o) - \max(Q_m)$$

Q_o ... gemessener Abfluss ($L^3 T^{-1}$), Q_m ... simulierter Abfluss ($L^3 T^{-1}$)

3 Ergebnisse

Im Folgenden werden zuerst exemplarisch einige Ergebnisse aus der visuellen und semi-automatisierten Datenvalidierung präsentiert und anschließend beispielhafte Ergebnisse der Modellkalibrierung dargestellt.

3.1 Visuelle Datenvalidierung

Abbildung 3 zeigt, wie Systemverhalten und Fehler in der Datenaufzeichnung auf Basis einer visuellen Datenanalyse identifiziert werden können. Die Abbildung zeigt die Messwerte der drei Regenschreiber (drei obere rechte Achsen) im Einzugsgebiet des R05, den Zulauf zum Entlastungsbauwerk (linke Achse) und die gemessene CSB_{eq} Konzentrationen (untere rechte Achse) für ein Ereignis im Mai 2009.

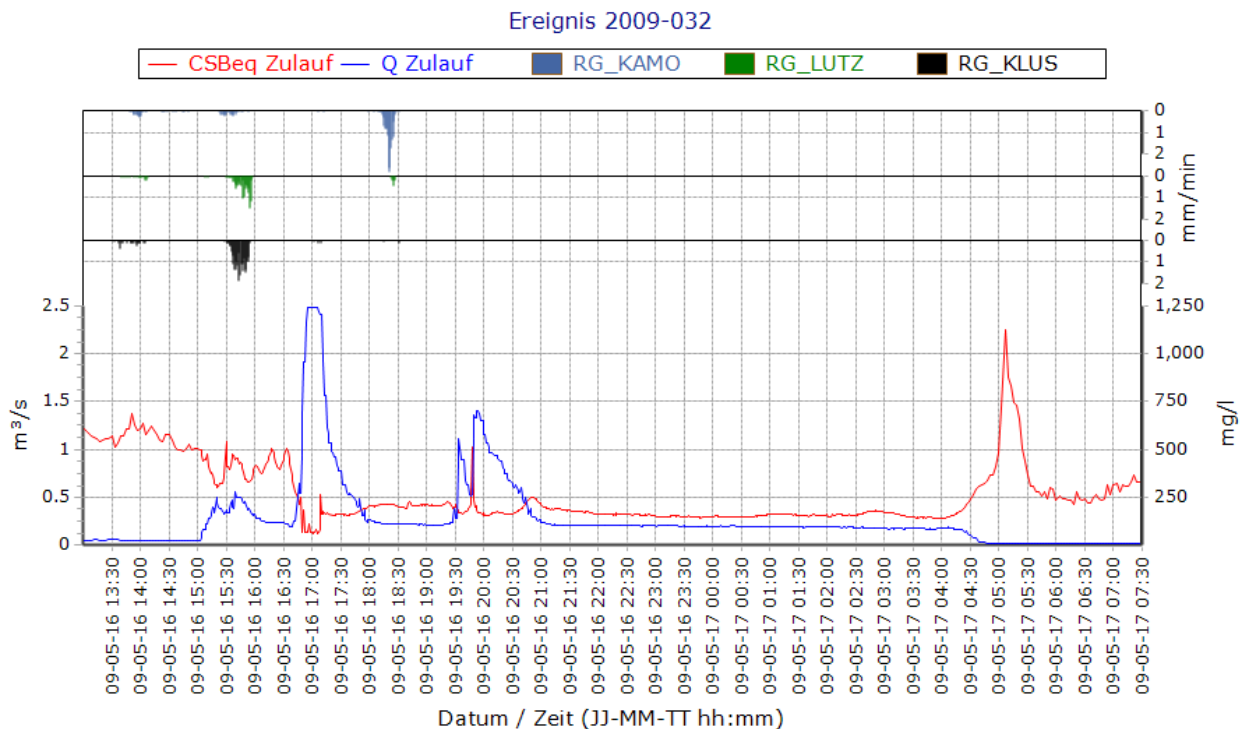


Abbildung 3: Visuelle Validierung am Beispiel des Regenereignisses 2009-032. Niederschlagsintensität der drei Regenschreiber (drei obere rechte Achsen), Zulauf (in Blau, linke Achse) und $CSBeq$ Konzentrationen (in Rot, rechte Achse) (Gamerith, 2011, modifiziert)

Eine Analyse des Abflussverhaltens zeigt, dass bei der Station maximal $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ aufgezeichnet werden. Dies ist auf den definierte Messbereich für die Analogeinbindung des Messgeräts zurückzuführen und wurde auf Basis einer Trockenwetterkalibrierung (Haas, 2005) festgelegt. Simulationen mit einem hydrodynamischen Modell zeigen, dass bei Starkregenereignissen Abflüsse deutlich über $10 \text{ m}^3/\text{s}$ zu erwarten sind.

Auch der Effekt des Stauraumkanals im Einzugsgebiet ist deutlich sichtbar: zwischen 21:00 und 04:30 wird der Stauraumkanal mit einem konstanten Abfluss von etwa 150 L/s entleert. Auf Basis des vorhandenen Stauvolumens von 2.300 m^3 müsste die Entleerzeit im Bereich von 4 – 5 Stunden liegen. Tatsächlich ist sie aber – abhängig vom Ereignis – deutlich höher (6 bis 8 Stunden). Dies kann mehrere Gründe haben: i) Aktivierung von zusätzlichem Volumen im oberliegenden Kanalsystem, ii) Infiltration in die Kanalisation oder iii) angeschlossene Drainageleitungen, die nicht in den Grundlegendaten erfasst sind. Die tatsächliche Ursache kann nicht aus den Messwerten abgeleitet werden.

Dafür wären zusätzliche Untersuchungen oder Messungen oberhalb des Stauraumkanals notwendig.

Die gemessene CSB Ganglinie zeigt den Verdünnungseffekt bei erhöhtem Abfluss. Über die Entleerungsdauer des Stauraumkanals ist die Konzentration relativ konstant. Am Ende der Entleerung kann eine eindeutige Spitze in der Konzentration identifiziert werden, die auch in der Fracht sichtbar ist. Dieses Verhalten ist für den Großteil der Regenereignisse bei denen der Stauraumkanal aktiviert wird sichtbar. Dieser „Last Flush“ Effekt wird z. B. auch in Brombach *et al.* (1995) diskutiert.

3.2 Beispiele der semi-automatisierten Datenvalidierung

Im Folgenden werden beispielhaft zwei Ergebnisse der semi-automatischen Datenvalidierung dargestellt. Im Allgemeinen zeigte sich, dass die Min-Max Tests für die hydraulischen Variablen sinnvoller einsetzbar waren. Auch die Kreuzvalidierung war nur für die hydraulischen Daten sinnvoll, da für die Gütemessung keine Vergleichswerte von mehreren Sonden zur Verfügung standen. Die Bewertung auf Basis der Residuen vom gleitenden Mittel hingegen zeigte sich vor allem für die Konzentrationsmessungen als sinnvoll.

3.2.1 Min-Max und Kreuzvalidierung

Abbildung 4 zeigt beispielhaft einen Korrelationsplot von Zulauf und Entlastungsabfluss, wobei die Rohdaten auf der linken Seite und die A-klassifizierte Daten auf der rechten Seite dargestellt sind. Dabei wurde ein Min-Max Tests (physikalische Limit und messstationsspezifisches Limit) und ein Kreuzvalidierungstest angewendet. Man sieht, dass Messpunkte außerhalb des Messlimits eliminiert wurden. Durch die Kreuzvalidierung wurden Messpunkte als fehlerhaft identifiziert, bei denen im Entlastungskanal zwar ein Abfluss aufgezeichnet wurde, es aber nachweislich zu keiner Entlastung gekommen ist. Als „B“ klassifizierte Messungen wurden im Detail untersucht: Für die Messdaten, bei denen im Entlastungskanal Abflüsse > 0 identifiziert wurden, obwohl die Überlaufhöhe im Zulauf nicht erreicht wurde, zeigte sich, dass i) entweder die Messwerte tatsächlich fehlerhaft waren oder ii) Rückstau aus der Mur einen Wasserstand induziert hatte und damit zu einer gültigen Abflussmessung geführt hat. In Summe wurden etwa

180.000 Datenpunkte validiert. Für den Zulauf wurden etwa 1,2 % als fehlerhaft identifiziert, für den Entlastungsabfluss etwa 85 % wobei dies hauptsächlich darauf zurückzuführen ist, dass das installierte Messsystem im Entlastungskanal auch im trockenen Zustand Messwerte im Bereich von wenigen hundertstel Litern pro Sekunde liefert.

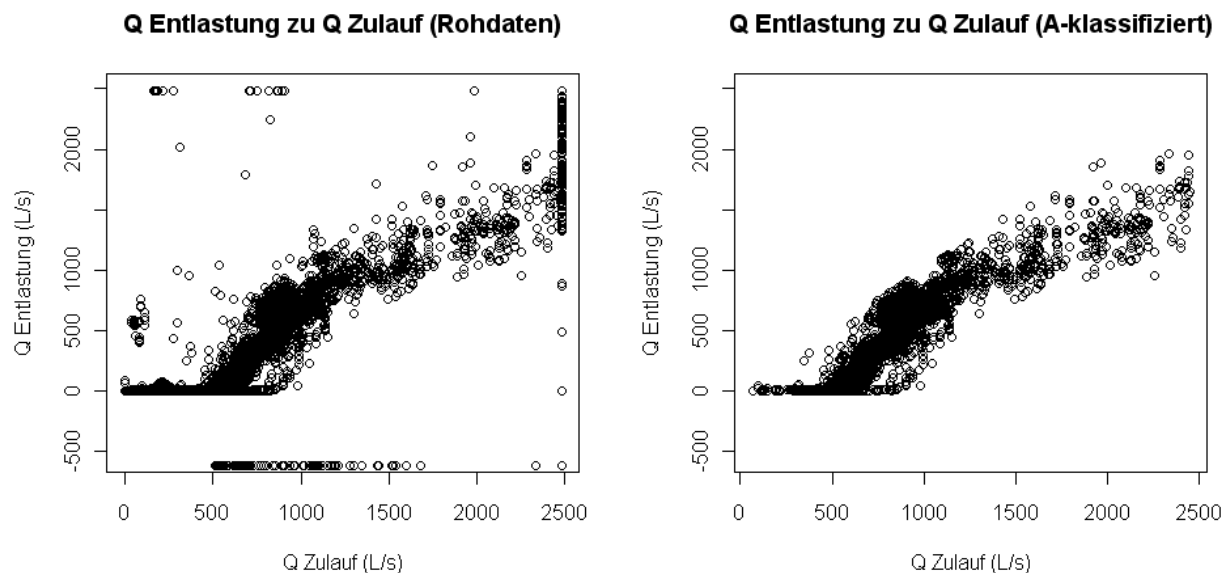


Abbildung 4: Semi-automatische Datenvalidierung: Ergebnis von Min-Max Tests und Kreuzvalidierung für Zulauf- und Entlastungsabfluss (Gamerith, 2011, modifiziert)

3.2.2 Residuen vom gleitenden Mittel

Abbildung 5 zeigt die Ergebnisse der Validierung auf Basis der Residuen vom gleitenden Mittel für die CSB_{eq} Konzentration für Mai 2009: Von oben nach unten sind i) Q im Zulauf (L/s), ii) die gemessenen CSB_{eq} Konzentrationen und iii) die relativen Residuen vom gleitenden Mittel der Messwerte dargestellt, wobei der gleitende Mittelwert über 5 Zeitschritte ermittelt wurde. Die roten Punkte zeigen die als „B“ klassifizierten Werte an, die blauen Kreuze Messpunkte im Mischwasserabfluss. Als Grenzen wurden aus einer Abschätzung der Fehler der UV/VIS Sonde $\pm 25\%$ gewählt.

Man kann erkennen, dass Daten mit hohem Rauschen, wie z. B. in der Periode von 5. bis 10. Mai als unzuverlässig klassifiziert werden. Unter Mischwasserbedingungen kann man einige der abrupten Änderungen der Konzentrationen, die unter anderem von der in Kapitel 3.1 diskutierten Restentleerung des Stauraumkanals herrühren, erkennen.

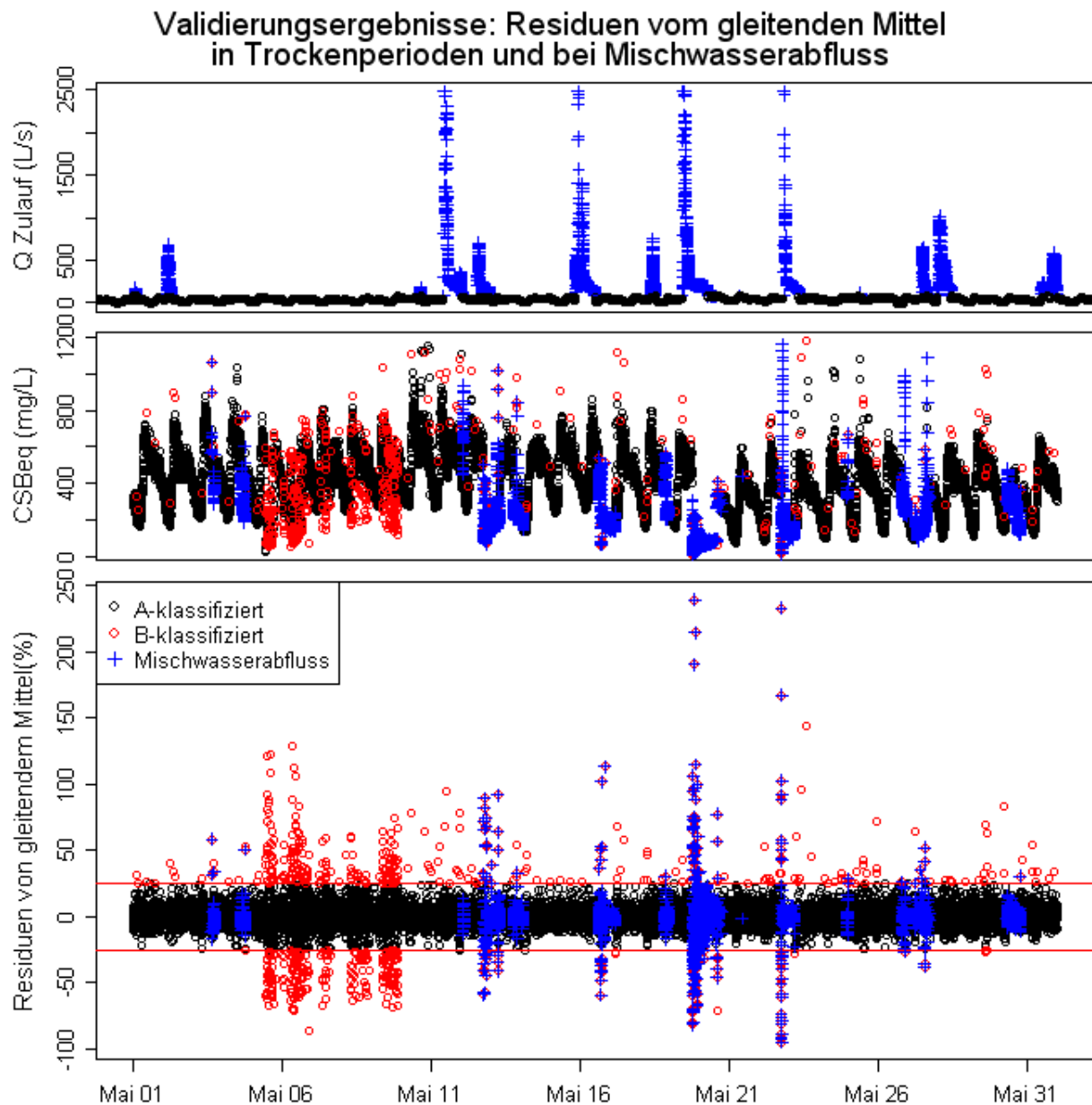


Abbildung 5: Validierungsergebnisse für die Residuen vom gleitenden Mittel
(Gamerith, 2011, modifiziert)

Diese Werte werden von dem Test als „B“ klassifiziert, obwohl sie richtig sind. Auf Basis dieses Ergebnisses wurde der Test in weiter Folge nur in Trockenwetterperioden angewendet.

3.2.3 Nachbearbeitung

Um die Daten auf Basis der Tests für eine weitere Verwendung zu nutzen wird folgende Vorgehensweise vorgeschlagen:

Zuerst werden die als „B“ klassifizierten Werte genauer analysiert und in „A“ oder „C“ eingeteilt. Im Allgemeinen sollen als „C“ klassifizierte Werte mit NaN (Not a Number) ersetzt werden. Auf Basis von Expertenwissen über das System können als „C“ klassifizierte Werte auch mit einer anderen Größe substituiert werden: z. B. können Abflüsse im Entlastungskanal bei denen es zu keinem Überlauf kommt mit 0 anstatt mit NaN ersetzt werden. Für Konzentrationsmessungen mit hohem Rauschen können die Werte durch den gleitenden Mittelwert ersetzt werden

Weiter kann es vorkommen, dass Werte zwar richtig sind, aber nicht sinnvoll für die weitere Verwendung bzw. Aufgabenstellung verwendet werden sollten. So sind zum Beispiel Messwerte im Entlastungskanal im Falle des Rückstaus aus dem Vorfluter nicht falsch, für die untersuchten Fragestellungen in der Modellierung aber eventuell hinderlich (z. B. bei der Bilanzierung von Zu- und Abfluss). Daher wird vorgeschlagen, diese Werte mit einer weiteren Kategorie „D“ zu kennzeichnen.

Die originalen Rohmesswerte sollen auf jeden Fall nicht verändert werden. Dies erlaubt Nachvollziehbarkeit und eine spätere Anwendung von zusätzlichen Tests.

3.3 Ergebnisse der Kalibrierung

Wie oben beschrieben wurde für die Kalibrierung des Modells ein Optimierungsalgorithmus basierend auf evolutionären Strategien verwendet. Die Modellkalibrierung erfolgte in zwei Schritten: zuerst wurde das hydraulische Modell kalibriert, in einem zweiten Schritt dann das Gütemodell, wobei die Parameter des hydraulischen Modells fixiert wurden. Diese Vorgehensweise wird z. B. von Verworn (1999) und WapUG (2002) empfohlen.

3.3.1 Hydraulisches Modell

Für die Kalibrierung des hydraulischen Modells wurden die 3 oben beschriebenen Zielfunktionen *E*, *PBIAS* und *PDIFF* gleichzeitig für die 5 Kalibrierungsereignisse in einer multikriteriellen Optimierung minimiert. Insgesamt wurden 50 Generationen mit je 50 Nachfahren und 12 Eltern berechnet (in Summe 2.500 Simulationsdurchläufe). Aus diesen 2.500 Durchläufen wurden 50 Pareto-optimale Lösungen (Parametervektoren)

ermittelt. Die Kriterien E , $PBIAS$ und $PDIFF$ wurden anschließend für die 50 Parametervektoren auch für die Validierungsereignisse ermittelt.

Abbildung 6 zeigt die Verteilung der Nash-Sutcliffe Koeffizienten für die Kalibrierungs- und Validierungsereignisse für die 50 Pareto-optimalen Lösungen an Hand von Boxplots: der Medianwerte liegt ausnahmslos über 0,5, die Streuung ist jedoch je nach Ereignis sehr unterschiedlich.

Boxplots der Nash-Sutcliffe Koeffizienten für Kalibrierungs- und Validierungsereignisse der 50 Pareto-optimalen Lösungen

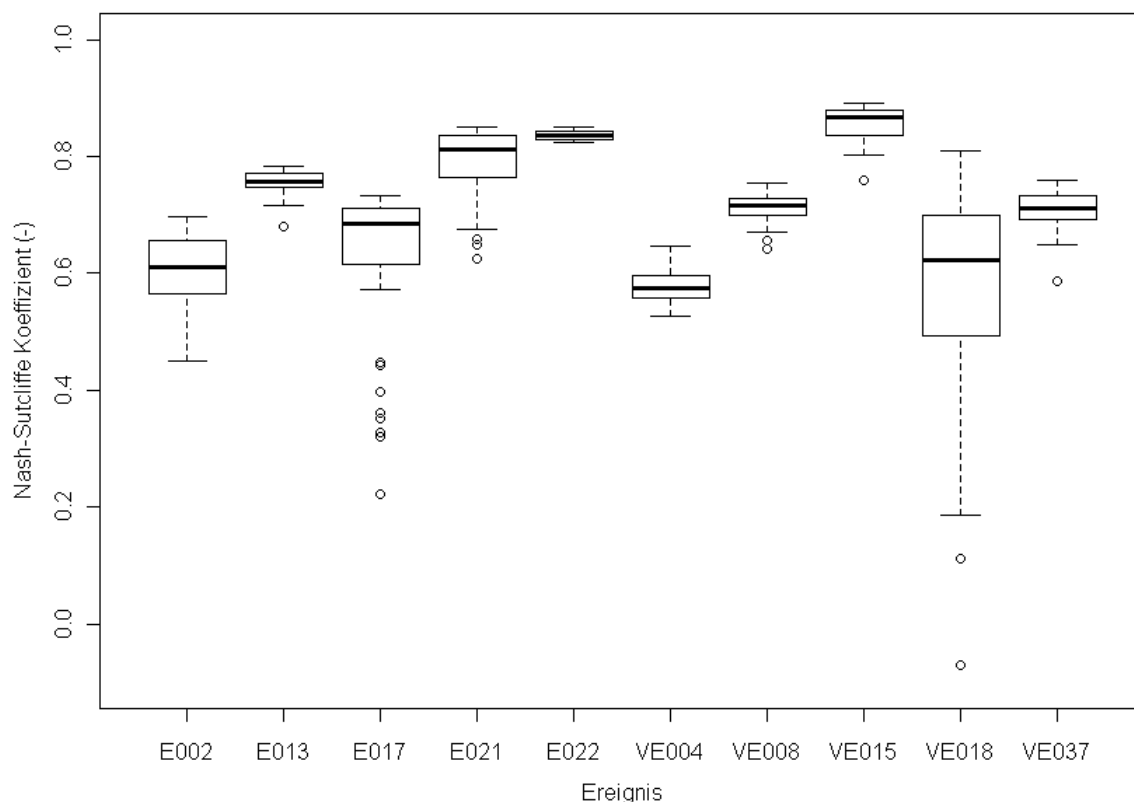


Abbildung 6: Boxplot der Nash-Sutcliffe Koeffizienten E für Kalibrierungs- und Validierungsereignisse der 50 Pareto-optimalen Lösungen.

Für die weitere Modellanwendung und Kalibrierung auf die Schmutzstoffkonzentration wurde aus den 50 Pareto-optimalen Lösungen eine Kompromisslösung wie folgt ermittelt: Für die drei Zielfunktionen E , $PBIAS$ und $PDIFF$ wurden auf Basis von Empfehlungen aus der Literatur Grenzen gesetzt und die Lösungen ausgewertet, für die für alle Ereignisse die vorgegebenen Grenzen für alle drei Zielfunktionen eingehalten werden. Dabei wurden maximal zulässige Abweichungen basierend auf den Empfehlungen in WapUG (2002) für den Spitzenabfluss ($PDIFF$) zwischen -15 bis +25 % und für den Volumsfehler

(*PBIAS*) zwischen -10 und +20 % festgelegt. Die Grenze für den Nash-Sutcliffe Koeffizienten wurde mit 0,6 gewählt. Auf Basis dieser Vorgaben konnten aus den 50 Pareto-optimalen Lösungen zwei Lösungen ermittelt werden, wo für zwei Ereignisse jeweils eine Größe nicht eingehalten wurde. Aus diesen beiden wurde die Lösung gewählt, bei der die Summe der Abweichungen geringer war.

3.3.2 Schmutzfrachtmodell

Als Basis für die Kalibrierung des Akkumulations- und Abtragsmodells wurde der Parametersatz der gewählten Kompromisslösung aus der hydraulischen Kalibrierung verwendet. Die hydraulischen Parameter wurden nicht weiter verändert.

In der Kalibrierung wurden wiederum die drei Zielfunktionen *E*, *PBIAS* und *PDIFF* für alle 5 Kalibrierungsereignisse angewendet. Dabei wurde festgestellt, dass sich deutlich höhere Fehler und schlechtere *E* Werte als für die hydraulische Kalibrierung ergeben. Prozentabweichungen bewegen sich in der Größenordnung von 30 bis 80 % und *E* Koeffizienten von -15 bis 0,7. Dies kann unter anderem darauf zurückgeführt werden, dass nicht alle Phänomene vom hydraulischen Modell abgebildet werden können und dies einen maßgeblichen Einfluss auf die Berechnung der Schmutzstoffkonzentrationen hat. In Folge sind beispielhaft drei Ereignisse (zwei Kalibrierungs- und ein Validierungsereignis) dargestellt.

Abbildung 7 zeigt die Ergebnisse für die knapp aufeinander folgenden Kalibrierungsereignisse E021 und E022: Die Abflussganglinie lässt sich über große Bereiche zufriedenstellend abbilden, allerdings wird die Dauer des Nachlaufs aus dem Stauraumkanal vom Modell unterschätzt. Wie schon oben beschrieben ist die Dauer des Nachlaufs in der Messung länger als aus dem verfügbaren Volumen ableitbar.

Die CSB Konzentration wird bei den Regenereignissen vom relativen Verhalten her abgebildet. Ab dem Moment wo im Modell der Stauraum entleert (zwischen 16:00 und 19:00) ist, steigt auch die Konzentration wieder auf Trockenwetterniveau. Weiters kann der „Last Flush“ bei der Restentleerung vom Modell nicht abgebildet werden. Diese Effekte haben allerdings maßgebenden Einfluss auf die berechneten Zielfunktionen.

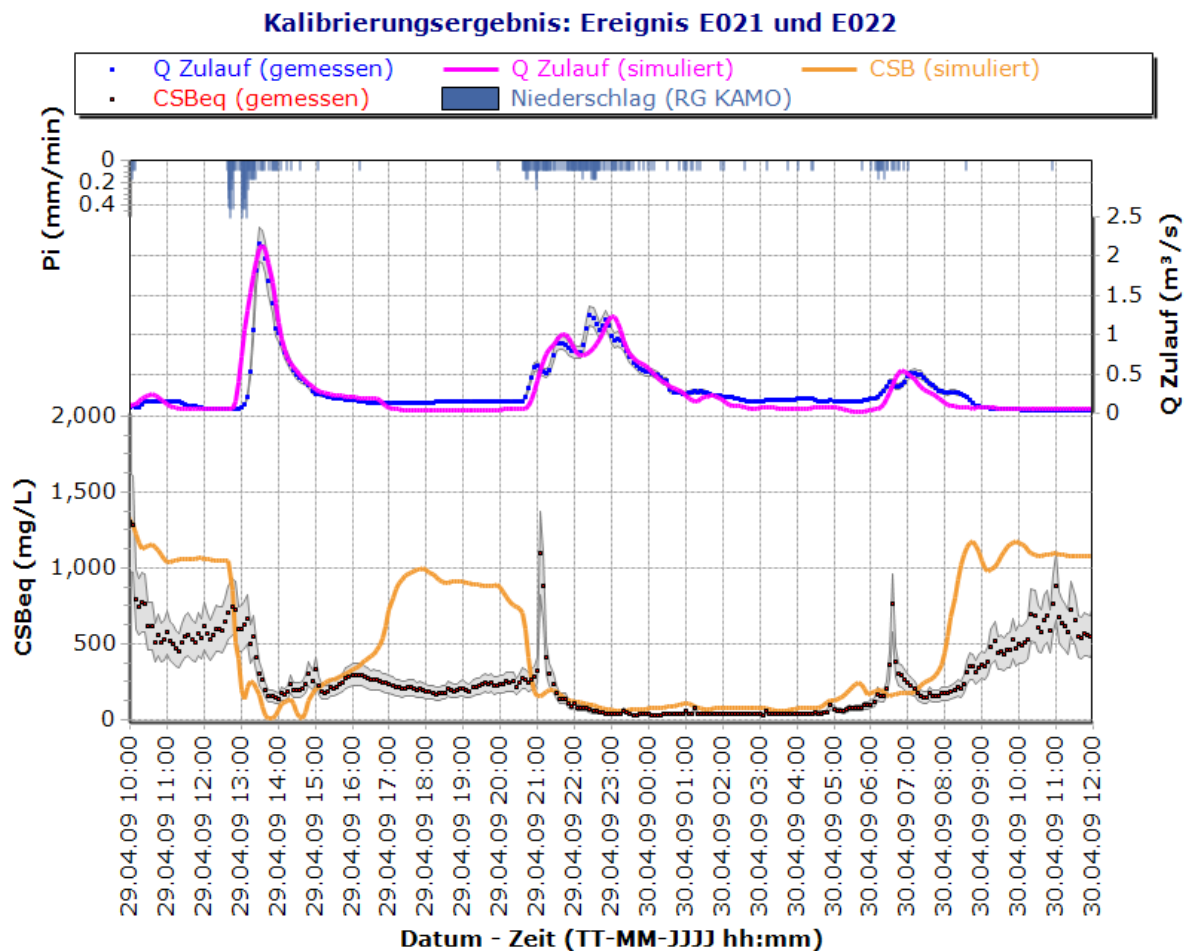


Abbildung 7: Ergebnisse der Modellkalibrierung für die beiden aufeinanderfolgenden Ereignisse E021 und E022. In grau sind abgeschätzte Unsicherheitsbänder der Messungen dargestellt.

Das in Abbildung 8 dargestellte Validierungsereignis zeigt ein ähnliches Verhalten. Die CSB Konzentration während des Ereignisses kann einigermaßen zufriedenstellend abgebildet werden, am Ende des Ereignisses und im Nachlauf aus dem Stauraumkanal treten wieder die gleichen Effekte auf wie oben diskutiert. Dieses grundlegende Verhalten ist für alle Kalibrierungs – und Validierungsereignisse gültig.

Während das Modell einige Phänomene nicht zufriedenstellend abbilden kann, sind für den Großteil der Ereignisse die Konzentrationsverläufe für Abflüsse im Bereich $> 500 \text{ L/s}$, welche zu einer Entlastung führen, relativ gut getroffen.

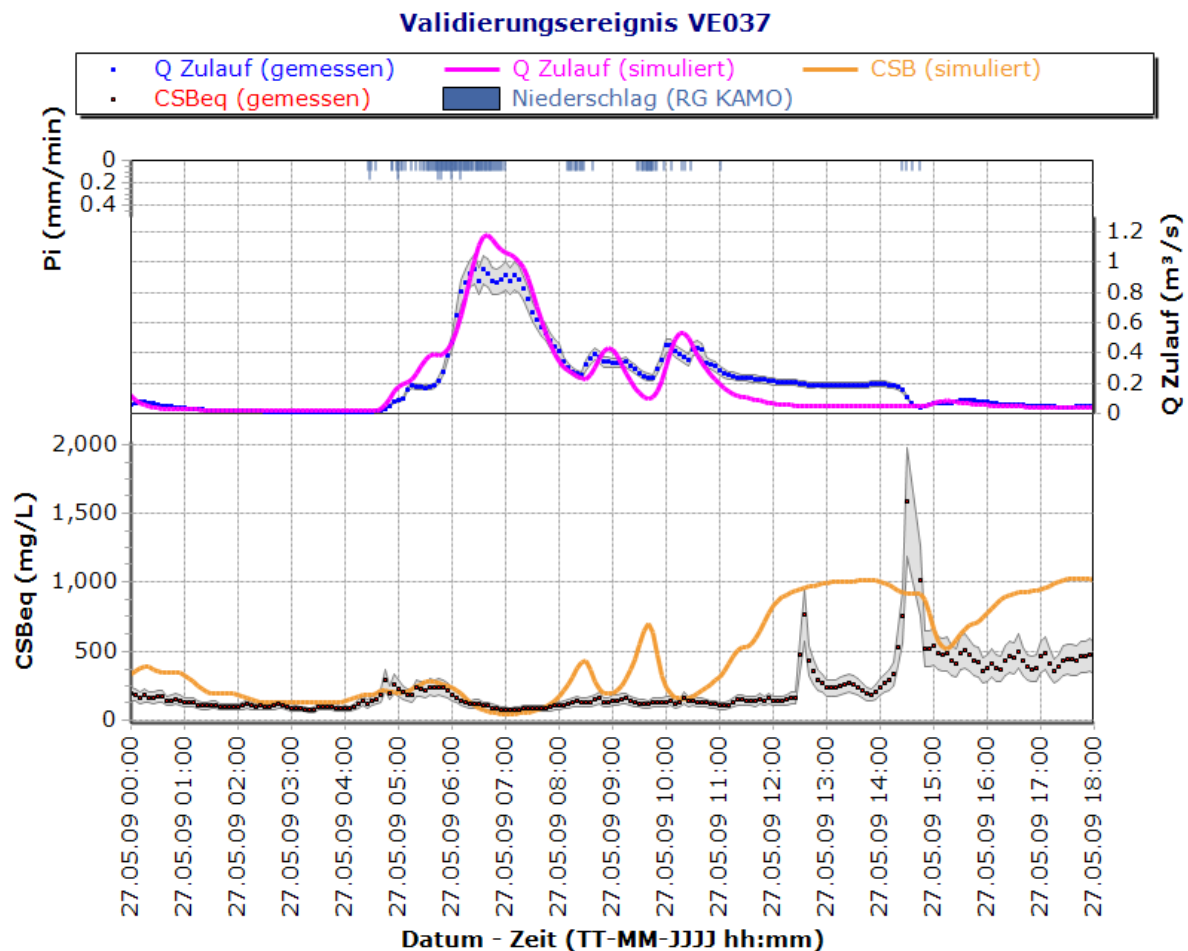


Abbildung 8: Ergebnis der Modellkalibrierung für das Validierungsereignis VE037. Abgeschätzte Unsicherheitsbänder der Messungen in grau.

4 Zusammenfassung

Der Beitrag diskutiert die Anwendung hochaufgelöster Messdaten in der Kalibrierung von Kanalnetzen am Beispiel der Fallstudie *Graz West R05*, wo seit mehreren Jahren kontinuierlich hochaufgelöste Daten zu Abfluss und Schmutzstoffkonzentrationen direkt im Kanalsystem an einem Mischwasserüberlauf gemessen werden.

In einem ersten Abschnitt wird die Analyse und Validierung der vorhandenen Messdaten behandelt. In einer visuellen Analyse kann die Dynamik im Systemverhalten erkannt und Besonderheiten in den Ganglinien identifiziert werden.

In der semi-automatischen Datenvalidierung werden die Daten auf Basis mehrerer Tests auf ihre Gültigkeit geprüft: Ein Min-Max-Test, ein Kreuzvalidierungs-Test und die Abweichung der Messwerte vom gleitenden Mittel kommen dabei zur Anwendung, um Daten in gültig („A“), nicht gültig („C“) oder nicht eindeutig bestimmbar („B“) zu klassifizieren. Die Min-Max-Tests und der Kreuzvalidierungs-Test zeigten sich dabei vor allem für die hydraulischen Variablen als geeignet. Die Abweichungen vom gleitenden Mittel erwiesen sich vor allem für die mit teilweise starkem Rauschen aufgezeichneten Schmutzstoffkonzentrationen als zielführend. Allerdings wurden Einschränkungen dieser Methode im Mischwasserabfluss festgestellt. Das Verfahren kann für die Daten aus dem Einzugsgebiet daher nur für Trockenwetter empfohlen werden. Weiters wird vorgeschlagen, eine Kategorie „D“ einzuführen, um Daten zu kennzeichnen, die zwar korrekt aufgezeichnet wurden, aber für den untersuchten Kontext nicht sinnvoll sind.

Durch die multikriterielle Optimierung kann auf mehrere Ereignisse und Zielfunktionen gleichzeitig optimiert werden. Die Auswertung der Pareto-optimalen Lösungen gibt einen Überblick über den optimierten Parameterraum und die Spannbreite der Zielfunktionen für die betrachteten Ereignisse. Die Ergebnisse für die Modellkalibrierung und Validierung zeigen, dass das hydraulische Modell im Allgemeinen zufriedenstellen kalibriert werden konnte: Volumenfehlern unter 20 %, Abweichungen vom Spitzenabfluss zwischen -15 und +25 % und ein Nash-Sutcliffe Koeffizient $>0,6$ wurden mit zwei Ausnahmen für alle Kalibrierungs- und Validierungseignisse erreicht. Allerdings konnten einige Effekte, wie zum Beispiel die Entleerung des vorhandenen Stauraumkanals und der erhöhte Trockenwetterabfluss nach starken Ereignissen nicht ausreichend abgebildet werden.

Dies hat auch direkt Einfluss auf das Schmutzfrachtmodell: Durch die fehlerhafte Hydraulik wird auch die Konzentration maßgeblich beeinflusst und die Stauraumkanalentleerung sind generell nicht abbildbar. Die Konzentrationsganglinie während der maßgebenden Abflüsse der Ereignisse wird jedoch deutlich besser getroffen.

Zukünftige Arbeit sollte sich auf eine mögliche Anpassung des Modells bzw. eine Erhebung der tatsächlichen Ursachen des erhöhten Abflusses nach Ereignissen und der langen Entleerzeiten des Stauraumkanals

fokkussieren. Nach einer Anpassung des Modells wird empfohlen, die Kalibrierung erneut durchzuführen.

Abschließend kann festgehalten werden, dass eine umfassende Bewertung der Modellgüte erst durch die hochaufgelösten Messungen möglich wird: zum einen kann durch die Daten die Dynamik tatsächlich erst erfasst werden, zum anderen bieten die Daten eine Grundlage, durch die eine sinnvolle Auswertung von unterschiedlichsten Ziel-funktionen erst ermöglicht wird.

5 Literatur

- Alley, W.M. und Smith, P.E. (1981). Estimation of Impervious-Area Washoff Parameters. *Water Resources Research* 17(4), 1161-1166.
- Bach, M., Froehlich, F., Heusch, S., Hübner, C., Muschalla, D., Reußner, F. und Ostrowski, M.W. (2009). BlueM – a free software package for integrated river basin management, Annual meeting of the German hydrological society, Kiel, Deutschland
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Laplace, D., Joannis, C. und Chebbo, G. (2000). *Mesures en hydrologie urbaine et assainissement*, Editions Tec&Doc, Paris, Frankreich.
- Bertrand-Krajewski, J.L., Bardin, J.P., Mourad, M. und Beranger, Y. (2003). Accounting for sensor calibration, data validation, measurement and sampling uncertainties in monitoring urban drainage systems. *Water Science and Technology* 47(2), S. 95-102.
- Beven, K. und Binley, A. (1992). The Future of Distributed Models - Model Calibration and Uncertainty Prediction. *Hydrological Processes* 6(3), S. 279-298.
- BMLUW (2005) *Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft - Einsatz von Messstationen im Kanal, in der Kläranlage und im Gewässer – Endbericht*, 183 Seiten, Wien, Österreich.
- Brombach, H., Michelbach, S. und Schäfer, C. (1995). *Entlastungstätigkeit und Stoffrückhalt in Regenüberlaufbecken im Untersuchungsgebiet Alb - Schadstoffe im Regenabfluss III*, Karlsruhe, Deutschland.
- Deb, K., Agrawal, S., Pratab, A. und Meyarivan, T. (2000). A Fast Elitist Non-Dominated Sorting Genetic Algorithm for Multi-Objective Optimization: NSGA-II, KanGAL Report 200001, Indian Institute of Technology, Kanpur.

- Fuchsberger, M. (2009). Erweiterung des Einzugsgebiets Graz West - Datenerhebung, Datenvalidierung und Modellbildung. Bachelor Projekt, Technische Universität Graz, Graz, Österreich.
- Gamerith, V. (2011). High resolution online data in sewer water quality modelling. Dissertation, Technische Universität Graz, Graz, Österreich.
- Gamerith, V., Gruber, G. und Muschalla, D. (accepted). Single and multi-event optimization in combined sewer flow and water quality model calibration ASCE Journal of Environmental Engineering.
- Gamerith, V., Muschalla, D., Veit, J. und Gruber, G. (2011) Online monitoring of combined sewer systems: experiences and application in modeling, in: Cognitive Modeling of Urban Water Systems - Monograph 19, S.167-183, Toronto, Kanada.
- Gamerith, V., Neumann, M.B. und Muschalla, D. (submitted). Applied Global Sensitivity Analysis in Sewer Flow and Water Quality Modelling, 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brasilien.
- Gruber, G., Winkler, S. und Pressl, A. (2005). Continuous monitoring in sewer networks an approach for quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies. Water Science and Technology 52(12), S. 215-223.
- Haas, G. (2005). Vergleich und Kalibration von unterschiedlichen Durchflussmesssonden. Diplomarbeit, Technische Universität Graz, Graz, Österreich.
- Hauduc, H., Neumann, M.B., Muschalla, D., Gamerith, V., Gillot, S. und Vanrolleghem, P.A. (submitted). Towards quantitative quality criteria to evaluate simulation results in wastewater treatment., Watermatex, San Sebastian, Spanien.
- Hochedlinger, M., Kainz, H. und Rauch, W. (2006). Assessment of CSO loads - Based on UV/VIS-spectroscopy by means of different regression methods. Water Science and Technology 54(6-7), S. 239-246.
- Kleidorfer, M. (2009) Uncertain calibration of urban drainage models. A scientific approach to solve practical problems. Dissertation, Universität Innsbruck, Innsbruck, Österreich.
- Maniak, U. (2005). Hydologie und Wasserwirtschaft, Springer Verlag, Berlin - Heidelberg, Deutschland.
- Metcalf und Eddy (1971). Storm Water Management Model, Volume I - Final Report, Water Quality Office, Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Mourad, M. und Bertrand-Krajewski, J.-L. (2002). A method for automatic validation of long time series of data in urban hydrology. Water Science and Technology 45(4-5), S. 263-270.

- Muschalla, D. (2006). Evolutionäre multikriterielle Optimierung komplexer wasserwirtschaftlicher Systeme, Dissertation, Technische Universität Darmstadt, Darmstadt.
- Muschalla, D. (2008). Optimization of Integrated Urban Water Systems Using Multi-Objective Evolution Strategies. Urban Water Journal 5(1), S. 57-65.
- Muschalla, D., Ostrowski, M.W., Pereira, C. und Schneider, S. (2006). Dokumentation des Schmutzfrachtmodells SMUSI Version 5.0, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt, Darmstadt.
- Muschalla, D., Schneider, S., Gamerith, V., Gruber, G. und Schroeter, K. (2008). Sewer modelling based on highly distributed calibration data sets and multi-objective auto-calibration schemes. Water Science and Technology 57(10), S. 1547-1554.
- Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. Journal of Hydrology 10(3), S. 282-290.
- ÖWAV (2007). ÖWAV - Regelblatt 19 - Richtlinien für die Bemessung von Mischwasserentlastungen, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, Österreich.
- ÖWAV (2009). ÖWAV - Regelblatt 11 - Richtlinien für die abwassertechnische Berechnung und Dimensionierung von Abwasserkanälen, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, Österreich.
- Rossmann, L.A. (2007). Storm Water Management Model User's Manual, Version 5.0, p. 265, US EPA - United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, USA.
- Schneider, S. (2007). Modellierung eines Mischwassernetzes auf der Grundlage von hoch aufgelösten Online-Messwerten und Auto-Kalibrierungsansätzen, Vertieferarbeit, TU Darmstadt, Darmstadt, Deutschland.
- Schwefel, H.-P. (1995) Evolution und Optimum Seeking, John Wiley & Sons Inc, Chichester.
- US-SCS (1972) SCS National Engineering Handbook, Section 4, Hydrology. Soil Conservation Service, Washington, USA.
- Verworn, H.R. (1999). Die Anwendung von Kanalnetzmodellen in der Stadthydrologie, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz (18) SuG-Verlagsgesellschaft, Hannover, Deutschland.
- WapUG (2002). Code of Practice for the Hydraulic Modelling of Sewer Systems, WaPUG, Wastewater Planning User Group, UK.

Zitzler, E., Laumanns, M. und Thiele, L. (2001). SPEA2: Improving the Strength Pareto Evolutionary Algorithm, Computer Engineering and Networks Laboratory (TIK), Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Zürich.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Valentin Gamerith

Technische Universität Graz

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

Stremayrgasse 10/I

8010 Graz

ÖSTERREICH

Tel.: +43 (0) 316 873 8883

Fax: +43 (0) 316 873 8376

E-mail: gamerith@sww.tugraz.at

