

第8回都市雨水排水モデリング 国際会議講演論文(抜粋)

Japanese translation of selected papers
from Proceedings of the 8th International
Conference on Urban Drainage Modelling

September 7-11 2009, Tokyo, Japan

第 8 回都市雨水排水モデリングに関する国際会議（8th international conference on urban drainage modeling (8UDM)）が、2009 年 9 月 7 日～11 日に東京大学において開催されました。UDM は、IWA（国際水学会）と IAHR（国際水理学会）の合同国際都市雨水排水委員会内の Data and Modeling 部会により企画運営され、都市の雨天時流出に関する解析と都市内の水関連施設と水環境との相互関係などをテーマとした国際会議です。1986 年に第 1 回会議がユーゴスラビアで開催され、その後ほぼ 3 年に 1 回の頻度で開催されてきており既に 20 年以上の歴史があります。これまでに欧州において 4 回、米国・豪州において各 1 回開催されていますが、今回が初のアジアでの開催でした。32 カ国 293 名の参加があり、活発な議論が交わされました。

この冊子は、8UDM に関連する記録をまとめるとともに、会議において発表された論文のうちの 12 編を選んで和訳し、より多くの方にどのような会議であったかをお伝えしようとするために作成されました。この 12 編は、UDM Young researcher paper award の選考の最終段階に残った論文のうち、日本の研究グループ以外のものです。若手の発表論文の多くは博士課程での研究やポスドクとしての研究であり、その背景には各研究グループで強く推進している研究テーマがあります。多くの場合、研究費の裏付け（外部からの審査）があることから、単に研究の質の高さというだけではなく、それぞれの地域における現在の問題認識や今後の方向性を反映していると考えられます。これらの会議論文の中には、会議終了後のこの一年の間に Water Science & Technology 誌等の国際学術誌に投稿され、査読修正を経て既に掲載されているものもあります。この冊子に掲載のものは、査読修正前の粗削りな状態での論文であり、場合によっては結論を強く主張しすぎているものもあるかもしれませんが、それもまた会議の臨場感として読んでいただければと思います。日本の研究論文をこの冊子で取り上げなかったのは、日本の研究グループであれば国内の会議や雑誌等で日本語での報告をされる機会も多いだろうと考えたからであって、決して海外の報告の方が質が高いからではありません。

上述の合同委員会が 3 年に一度開催する全体会議である International Conference on Urban Drainage (ICUD) が来年 2011 年 9 月にポルトアレグレ（ブラジル）で開催され、その要旨締め切りが 2010 年 12 月となっています。また、さらに翌 2012 年には第 9 回の UDM がベオグラードで開催予定です。この冊子を読んでいただき、英語に多少の苦手意識がある方でも、この程度であれば自分たちにもと考えていただけるようであれば幸いです。これらの会議で日本の実務及び研究の成果報告が、より一層多くなされるきっかけになればと思います。

最後にこの場を借りて、8UDM の開催にご協力いただいた皆様、またご参加いただいた皆様に心より御礼申し上げます。

8UDM 組織・運営委員会委員長 古米弘明
8UDM 抜粋講演論文抄訳集担当幹事 中島典之

目 次

◇ 巻頭の言葉	
◇ 会議概要	5
◇ 組織・運営委員・事務局名簿	6
◇ 優秀論文賞受賞者	7
◇ 掲載論文一覧・和訳	8

◇ 国際会議概要

第8回都市雨水排水モデリング国際会議(8UDM)が2009年9月7日～11日に開催されました。UDMは、都市の雨天時流出に関する解析と都市内の水関連施設と水環境との相互関係について扱う国際会議であり、この分野で権威のある会議となっています。1986年に第一回会議がユーゴスラビアで開催されてから、ほぼ3年に1回の頻度で開催されており、今回が初のアジアでの開催となりました。また、今回の会議は第2回雨水収集と管理の国際会議(2RWHM)と同時開催されました。

32カ国より総勢293名(国内120名、海外173名)の参加がありました。口頭発表は133件、ポスター発表は106件あり、成功裏のうちに無事終了いたしました。

9月7日には、8UDMワークグループの委員長であるモナッシュ大学のAna Deletic教授によりプレワークショップが企画され、開会式前にもかかわらず海外からの参加者も多く、盛んに意見が交換されました。

9月8日には、開会式の後、東京大学の小池俊雄教授(“Hydrological Process Down-scaling for Reduction of Damages by Water-related Hazards and Climate Change Adaptation”)と、ソウル国立大学のMooyoung Han教授(“Rainwater Revolution: From Drain city to Rain city - Policies and Case Studies in Korea”)による同時通訳付きの基調講演が催されました。その後、日本と韓国の大学研究者や実務者によるスペシャルワークショップ(“Rainwater Management for Climate Change Adaptation and Case Studies in Japan and Korea”)も同時通訳付き行われ、活発な質疑と討議が行われました。

口頭発表は9月9日からの3日間、各テーマごとにセッションに分けられ、発表が行われました。そして、若い研究者を育てる意味で若手研究者の中から特に優秀な3名が選出され、UDM Young Researcher Awardを受賞しました。ポスター発表は初日からの2日間行われ、会場では、発表者と参加者との間で活発な議論が持たれました。発表者の中から優秀な5名が選出され、Poster Awardを受賞しました。

口頭発表前の時間には、EPA - CanadaのJiri Marsalek博士、東京大学の宮崎毅教授、エクスター大学Slobodan Djordjevic教授、中央大学の山田正教授により、大変興味深い特別講義が行われました。

8UDMに関する記事は、以下のような雑誌等の特集にも掲載されています。

- ・月刊下水道 2010年2月号
- ・あまみず 2010年2月号
- ・用水と廃水 2010年4月号

次回UDM国際会議は、セルビアにて、2012年に開催されます。主催は、ベルグレード大学のDusan Prodanovic教授です。

◇ 組織・運営委員・事務局名簿（順不同）

古米 弘明	東京大学大学院工学系研究科附属水環境制御研究センター
中島 典之	東京大学環境安全研究センター
榊原 隆	国土交通省・国土技術政策総合研究所 下水道研究部
藤原 弘道	国土交通省・国土技術政策総合研究所 下水道研究部
深見 和彦	(独)土木研究所 水災害・リスクマネジメント国際センター 水災害研究グループ水文チーム
石田 貴	(財)下水道新技術推進機構 下水道新技術研究所
屋井 裕幸	社団法人雨水貯留浸透技術協会
財前 光良	株式会社竹中土木 技術・生産本部開発部
狩谷 薫	株式会社東京設計事務所 東京支社下水道グループ
小関 眞由美	社団法人日本下水道協会 技術部研修・国際課
川本 和昭	東京都下水道局 計画調整部
春日 郁朗	東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻
村上 道夫	東京大学総括プロジェクト機構 水の知
石橋 由江	東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻

◇ 優秀論文賞受賞者

口頭発表 (3名)

<UDM Young Researcher Paper Award>

1. 仮想都市水システムのアルゴリズムの生成のための
多層セル・オートマトン・アプローチ・ViBe
(A multi-layer cellular automata approach for algorithmic generation of
virtual urban water systems – ViBe)

R. Sitzenfrei, S. Fach, H. Kinzel and W. Rauch

2. 雨水処理システムにおける微量汚染物質除去のモデル化
(Modelling removal of micropollutants in stormwater treatment systems)

L. Vezzaro, E. Eriksson, A. Ledin, P.S. Mikkelsen

3. 屋上緑化の包括的降雨流出モデルの開発に向けて
(Towards a generic rainfall-runoff model for green roofs)

Kasmin H., Stovin V.R., Hathway, E.A.

ポスター発表 (4名)

<Best Poster Award>

- ・ Development of Urban Drainage Control in Kyoto City

Hitoshi Arai, Yoshihiko Fujita, Akira Miyoshi

- ・ Examination of Urban Drainage Technique with Due Consideration to the
Peculiarity of Rainfall

Yoshinobu Mizuno, Makoto Nakamura, Katsuyuki Yorioka

- ・ Performance of Stormwater Drainage System through Dry Detention Pond
for Medium Size Housing Development using InfoWorks CS (Case Study: Kota
Damansara, Selangor, Malaysia)

Liew Yuk San, Aminuddin Abd Ghani

- ・ Model Predictive Control with Derivative Based Optimization Algorithms for
Hydrodynamic Models

S. Heusch, J. Hild, G. Leugering, M. Ostrowski

◇ 掲載論文

1. 水文・水理統合モデルによる水循環全体との相互作用を考慮した土地利用混在地区の洪水解析
(Flood analysis in mixed-urban areas reflecting interactions with the complete water cycle through coupled hydrologic-hydraulic modelling)
N. D. Sto. Domingo, A. Refsgaard, O. Mark and B. Paludan

2. リアルタイム予測が可能な都市排水モデル - 完全ネットワークか単純化ネットワークか? -
(Real-time forecasting urban drainage models: full or simplified networks?)
J. P. Leitão, N. E. Simões, Ć. Maksimović, F. Ferreira, D. Prodanović, J. S. Matos and A. Sá Marques

3. 仮想都市水システムのアルゴリズム的生成のための多層セル・オートマトン・アプローチ - VIBe
(A multi-layer cellular automata approach for algorithmic generation of virtual urban water systems - VIBe)
R. Sitzenfrei, S. Fach, H. Kinzel and W. Rauch

4. VIBe ソフトウェアで仮想下水道システムを生成するためのエージェントベース・アプローチ
(An agent based approach for generating virtual sewer systems in the software VIBe)
C. Urich, R. Sitzenfrei, M. Möderl, W. Rauch

5. From mess to mass: 連続的な生データから不確実性ととも豪雨イベント汚濁負荷量を計算する手法
(From mess to mass: a methodology for calculating storm event pollution loads with their uncertainties, from continuous raw data)
Métadier M., Bertrand-Krajewski J-L

6. 雨水処理システムにおける微量汚染物質除去のモデル化
(Modelling removal of micropollutants in stormwater treatment systems)
L. Vezzaro, E. Eriksson, A. Ledin, P.S. Mikkelsen

7. 屋上緑化の包括的降雨流出モデルの開発に向けて

(Towards a generic rainfall-runoff model for green roofs)

Kasmin H., Stovin V. R., Hathway, E.A.

8. 識別可能性解析においてデータ利用可能性が統合モデルの信頼性に与える影響

(Data availability impact on integrated modeling reliability throughout identification analysis)

Gabriele Freni, Giorgio Mannina, Gaspare Viviani

9. 都市排水データの自動、半自動、および手作業による検証

(Automatic, Semi-automatic and Manual Validation of Urban Drainage Data)

N. Branislavljević, D. Prodanović, D. Pavlović

10. セル・オートマトンに基づく二次元洪水モデリング用数値地形モデルの一般化アプローチ

(A Cellular Automata based approach to Generalising Digital Terrain Models for 2D flood modelling)

Evans B., Chen A., Djordjević S., Savić D. A.

11. 都市雨水中微生物モデルの感度解析

(Sensitivity analysis of an urban stormwater microorganism model)

McCarthy, D. T., Deletic, A., Mitchell, V. G., Diaper C.

12. 下水道中の流量成分特定のための信号処理

(Signal processing to identify flow components in sewer system)

F.A. Dorval, B. Chocat, E. Emmanuel, G. Lipeme Kouyi

水文・水理統合モデルによる水循環全体との相互作用を 考慮した土地利用混在地区の洪水解析

Flood analysis in mixed-urban areas reflecting interactions with the complete water cycle through coupled hydrologic-hydraulic modelling

N. D. Sto. Domingo*, A. Refsgaard*, O. Mark* and B. Paludan**

* *DHI Water, Environment & Health, Agern Allé 5, Hørsholm, 2970, Denmark (E-mail: nsd@dhigroup.com; anr@dhigroup.com; omj@dhigroup.com)*

** *Forsyningsvirksomheden Greve, Løvmosen 2, Greve, 2570, Denmark (E-mail: bpa@greve.dk)*

要旨

都市洪水がもたらし得る壊滅的な被害を考えたとき、集水域内の水の動きを完全に理解し、管理することは必要不可欠であるが、コンピュータ・モデリング・ツールは、この用途に幅広く使うことができる。都市洪水モデリングのための最先端技術としては、管路流と地表流を同時に表わす結合一次元管路流・二次元地表流モデルが使われる。この手法は不浸透率の高い地域では正確に機能するが、水文学のプロセスが重要となる場合には不適切であることが分かっている。本研究の目的は、水文学的現象とのシステム相互作用を反映でき、新しいモデリング手法がうまく機能することを確認でき、都市洪水解析において水循環全体を考慮することの重要性を明確に示すことができる新しい都市洪水モデリング手法を導入することである。都市洪水解析のために、物理学に基づいた分布型水文モデルを排水系統モデルとリンクさせ、使用した重要な要素および概念を記述した。つぎに、新しい手法がうまく機能するかどうか判断するため、従来の一次元・二次元手法で前もってモデル化した集水域に適用した。さらに、洪水における水文学的現象の重要性を判断するため、土地利用混在地区に対する適用結果を分析した。

キーワード

一次元・二次元統合モデル、水文・水理相互作用、統合モデル、都市洪水

緒言

都市洪水問題に対処するため、世界各地でつねに水管理への取り組みが行われてきた。都市洪水の緩和・防護に対する解決策や戦略は、現在、継続的に開発、改善されつつある。一般に認められているように、これら解決策を開発するための第一段階は、問題の原因とメカニズムを完全に把握することである。コンピュータ・モデリング・ツールは、こうした用途に非常に有効な手段である。これらツールは、技術的根拠が確かで費用対効果が良いため、排水系統と洪水管理システムの不可欠な要素となってきた。欧米の多くの都市では、局地的で小規模な洪水問題を管理するのにコンピュータを使って得られた解決策を実行している。コンピュータ技術の進歩により、洪水モデリング技術は、降雨と洪水の相互作用をシミュレーションできる一次元動的管路網モデルから、溢れた排水系統および地表洪水の両方を記述できる一次元・二次元(管路流・地表流)統合モデルの開発へと進化を遂げた(Mark et al., 2004)。

都市洪水モデリングのための最先端技術としては、一次元管路流・二次元地表流統合モデルが使われているが、これは、排水系統内の流れだけでなく、地形に沿った流出と氾濫、そして2層間の動的な水交換を同時に正確に表わすことができる(Mark and Djordjevic, 2006)。この手法は、例え

ばMike FLOODで使われているもので、建物が密集した地域に有効である(Alam, 2003)。しかし、集水域の排水と氾濫を説明する際に、蒸発散、浸透、地表と地下の交換流といった水文プロセスが考慮されないため、浸透域や植生が多い地域への適用には限界があると思われる。

本研究では、物理学に基づいた分布型二次元水文モデルを一次元排水系統モデルと結合した新しいモデリング手法を使って、都市集水域の洪水モデリングを行なうために水循環全体をシミュレーションする(Gustafsson, 2000; Sto. Domingo, 2008)。本研究の目的は、最先端の一次元・二次元統合水理学的洪水モデリング手法との比較と土地利用混在地区への適用により、都市洪水の新しいモデリング手法を提示し、その性能を評価することである。また、本研究を通じて、土地利用混在地区の都市洪水解析において水循環全体を考慮する必要性を明確に示すことができれば幸いである。

水文・水理洪水モデル

今回開発した水文・水理モデリング手法は、管路流と水文モデリング・システムを動的に結合し、集水域内のあらゆる水の動きをシミュレーションする統合ツールである。本研究では、さまざまな水文プロセスに対して高度な技術を備えるモデリング・パッケージであるMike SHE (Storm and Refsgaard, 1996; Graham and Butts, 2005)を陸地の水文シミュレーションに使用する。つぎに、確立された高度な市街地排水数値モデリング・システムであるMOUSEを使用して、管路流のシミュレーションを行なう。この数値モデリング・システムは、純粋に流体力学的な管路流モジュールや概念的な地表流出モデルなど、数々の有用なコンポーネントを含むものである(Lindberg and Jørgensen, 1986)。このタイプの水文・水理モデリングは、Gustafsson (1997)が述べているような、下水道への地下水の浸透による下水処理量の増加に関連する問題により、その使用が当初DHI (デンマーク水理環境衛生研究所)内に制限された。洪水モデリングの適用において、洪水予測への水文・水理モデリングの使用に関する研究では、水文プロセスを表す物理学ベースの技術に関する検討が十分なされていない(例. Gray, 2008)。

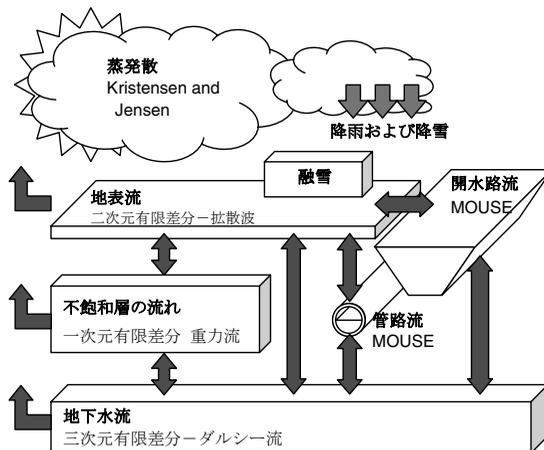


図1 水文・水理統合モデル手法に含まれるプロセス

この新しいモデリング手法では、建物密集地域からの流出水はまず排水系統によって完全に集水されると仮定する。排水システムへの流入が継続し流下能力を超えると、水はマンホールや開水路を通じて道路や周辺地域に流れ出す。その後、管路網内および地表での流動条件によって、水は地表を流れ続ける場合もあるし、排水系統に戻る場合もある。一般的に、雨水管網は、自治体のデータベースから得られるデータを使用して、管路モデルで図式化される。住宅、道路、歩道など不浸透面に関する情報は、管路モデルの概念的流出モジュールに含まれている。地点観測による降雨量が地域一帯に適用され、不浸透域からの流出水はタイムエリア法を用いて管路モデルで計算される。不浸透面の降雨は管路モデルで考慮され、浸透面の降雨は水文モデルで考慮される。

地表流、蒸発散、浸透、地下水流、および取水を考慮した詳細な水文モデルを使用する。地表での氾濫に関する十分に詳細な情報を得るため、地表モデルおよび計算グリッドには適切なグリッドサイズを選択しなければならない。土地利用、植被、粗度といった土地表面の特徴は、GISおよび全国データベースのデータに基づいて全地域にわたって記述される。不浸透域の流出は管路モデルで既に考慮されているため、浸透域が、水文モデルにおいて降雨、蒸発、浸透のプロセスが有効なのは浸透域のみである。地下土壌および帯水層特性の記述には地域の井戸から得られるポアホールデータが必要であり、また、地下水の汲み上げが顕著な場合には、自治体の水道局の揚水データを考慮しなければならない。

管路網と水文プロセスとの関連付けは、特定の接点における交換流としてモデル化される。交換流は各接点における水頭差および交換係数に応じて生じる。本研究において新しい手法によりモデル化する2つのシステム間の相互作用はつぎの形式である。1) 地表流、密閉されていないマンホール、および開水路の間の2方向交換。2) 地下水と管路の間の2方向相互作用。3) 排水路からマンホールへの地下水の排水。

研究対象地域

本研究は、デンマーク・コペンハーゲン市南の東海岸に位置する市街地域であるGreve市内の地域を対象として行なわれた。市の面積は約60km²で、大部分が住宅地である。沿岸地域は建物が密集しており、集水域上流には大部分が農地の広大な緑地が広がっている。沿岸地域の地形は比較的平坦で、標高は2~6メートルである。集水域上流は、標高60メートルにまで達する。地下水位は地下2メートルと浅く、その地域には上水道のための取水井がいくつか存在する。



図2 デンマーク・Greve市の研究対象地域

Greve市は過去に大きな洪水被害を何度か経験している。2002年8月、500年に一度の降雨が市中心部で洪水を引き起こし、市庁舎や高校など重要な施設が浸水の被害に遭った。その後2007年には、20年に一度の降雨が、市中心部の北に位置するLower Olsbaekkenで洪水を引き起こし、多くの住宅に大きな被害をもたらした。このLower Olsbaekkenにおける洪水は、集水域上流における排水系統への想像以上の流入が原因であると報告されている (Greve Kommune, 2007)。

市中心部は、以前、従来の一次元・二次元手法を使ってモデル化されており、地域の洪水問題の分析や解決策の提案が行われてきた。本研究では、水文・水理統合手法を使った新しいモデルを同地域に適用し、新手法の性能を既存手法との比較により評価する。さらに、新たなモデリング手法をLower Olsbaekkenの土地利用混在地区に適用し、新手法の性能をテストするとともに、この種の集水域における洪水をシミュレーションするための手法を使用することの付加価値を評価する。

モデルの適用、結果、および考察

最先端技術との比較

本研究では、水文・水理統合手法の性能の初期評価として、この手法を適用した結果を、同地域に適用された従来の一次元・二次元モデルから得られた結果と比較した。Greve CentreのMOUSE-SHEモデルは、前述の方法論に基づいて構築された。グリッドサイズ(2.5m×2.5m)および地形図式化は、その地域の既存の洪水モデルと一致するものとした。同じ期間の同じ降雨時系列に対して両モデルで計算した。システム特性および連結ポイントは、両モデルの結合管路網に対して同じものを使った。両者間の唯一の違いは、新しいモデルが水文学的循環の異なるコンポーネントごとに異なる演算モジュールを有しているため、水文・水理モデルでは浸透や、不浸透域における蒸発散および地下水流といったプロセスが考慮されていたことである。

抽出・分析された結果は、二次元の地表水位および排水系統水量である。一次元・二次元水理モデルから得られた浸水域は、新しい一次元・二次元水文・水理モデルにおいても観察され、シミュレーションされた洪水範囲はほぼ一致しているという結果が得られた。ただし、新しいモデルでは、洪水範囲がより広く最高水位もより高いという結果が得られた。また、新しいモデルでは、他の地域も浸水すると計算された。

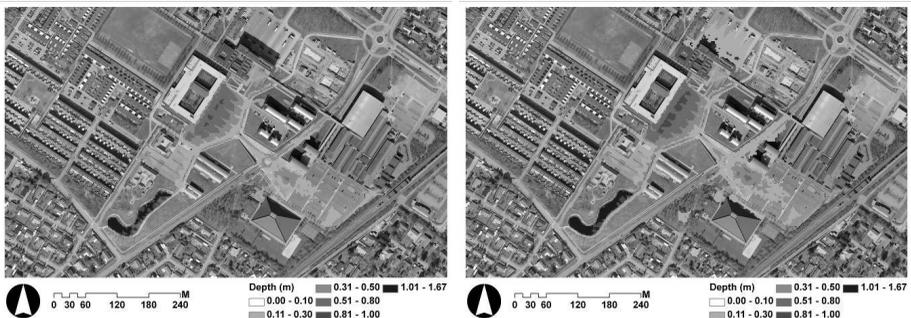


図3 Mike FLOOD(左)モデルとMOUSE-SHEモデル(右)で作成された洪水マップの比較

新しい水文・水理モデルでは地表水量が多いが、これは、従来の水理モデルと異なり、水文モジュールにおいて浸透域の降雨量および地下水の管路網への流入が考慮されているためである。新しいモデルでは地表の最大洪水量が約20,000m³であるのに対し、旧モデルでは約11,000m³であった。また、新モデルでは管路網への流入がわずかに多く、旧モデルとの相違は約8,000m³であった。従来の手法では、地域の水文学的特性により、地表洪水に影響する重要な要因が見落とされる可能性があることが分かった。新しい手法では、集水域の特性によっては地表洪水の範囲および水量の算定値に大きく影響する重要なソース/シンクになり得るプロセスが付け加えられる。

土地利用混在地区への適用

水文・水理モデリング手法は、市中心部の北に位置するOlsbaekkenの土地利用が混在する集水域にも適用した。集水域はOlsbaekken川に排水されるが、主として集水域下流にある舗装された地域と、主として集水域上流にある広範囲な緑地から成り立っている。2007年7月5日にLower Olsbaekkenで発生した洪水期間を対象として、MOUSE-SHE手法をこの土地利用混在地区に適用し、このタイプの地域の都市洪水解析において水循環全体を考慮することでどのような違いが生ずるかを確かめた。集水域全体は、30km²に及ぶ地域の排水のため、分流式の雨水管渠網を有する。この地域は舗装部分と未舗装部分の混合地域で、集水域上流にある広範囲の緑地は、平らな集水域下流につながる同じ雨水管渠網に排水する。2007年に大洪水が発生した(Greve Kommune、2007)集水域下流の広さは約6km²、大部分が住宅地で沿岸近くで平らな地形に位置する。

OlsbaekkenのMOUSE-SHEモデル用のコンポーネントを詳細に設定した。モデル化された管路網は集水域上流からの水を排出する川を含むが、川は下流で合流し、最終的に2つの排水口から湾に流れ込む。主排水口への流れは一部暗渠化されているが、これは集水域下流に住宅が多いからである。川の異常増水時に使われる第二排水口へは、埋設管を通して流れ込む。地域には遊水池および貯留池として使われている池がいくつかある。

水文モデルには2種類の設定を行なった。1つは、Olsbaekken川の流域全体に対する設定、もう1つは、Lower Olsbaekkenに焦点を当てた設定である。全体モデルには25メートル四方の計算・地形グリッドを使用した。Lower Olsbaekkenモデルには5メートル四方のグリッドを使用した。これは、十分に詳細な結果を得、かつ、洪水マッピングを行なうために地形を正確に把握するという理由からである。何百もの井戸のポアホールデータを地下土壌および帯水層特性を記述するために使用し、水道局から得られた地下水揚水データをモデル設定において考慮した。モデル・シミュレーションは2007年6月15日～7月8日を対象とし、2007年7月5日に発生した大洪水を含むものである。

モデリングの結果、全体モデルは下流域モデルに比べ、集水域下流においてより多くの浸水の発生を示した。2つのモデル間の主な相違は、各モデルの水文モデル・コンポーネントが網羅する領域である。このため、両モデルから得られた結果を相互比較し、集水域下流における洪水をシミュレーションする際に集水域上流の浸透域を考慮することの効果を評価した。両モデルにおいて排水系統への総流入量を分析した結果、上流の緑地を考慮した場合、値が1,114,776 m³から1,278,066 m³へ15%増加したことが分かった。

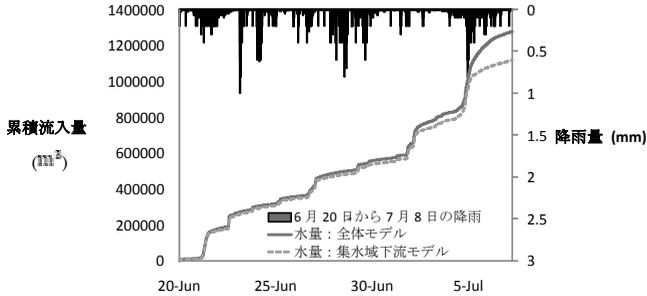


図4 全体モデルと集水域下流モデルにおける排水系統への流入量

また、集水域下流と上流の境界に沿って設定された地点での排水系統を介した流出量は全体モデルの方が多く、上流域から管路網に入る水量が約30%多かった。システムへの流入量の相違は、集水域上流から管路に流入する浸透水の多さが原因であると考えられる。これによって、下流域への流出量の増大を、例えば流域の地形を決定しネットワークの流れに影響を与える物理的システムの詳細な記述と併せて説明することも可能である。その結果、集水域上流の浸透域の水量が、集水域下流における洪水を考える際に重要であることが分かった。土壤に浸透した水は地下水に入り、排水系統に戻り、下流に流れていくことが考えられる。

この結果に基づき、集水域下流のみの5メートル四方のグリッドを用いたMOUSE-SHEモデルを使用し、全体モデルの結果から得られた境界流入量を使って、Lower Olsbaekkenの洪水をシミュレーションした。シミュレーションを行なうにあたり、前もって半年分のモデル計算を行い、その結果を開始点として使うことにより、集水域の先行条件を考慮した。モデリングの結果、2007年7月5日に報告された大きな洪水の発生は示されなかった。

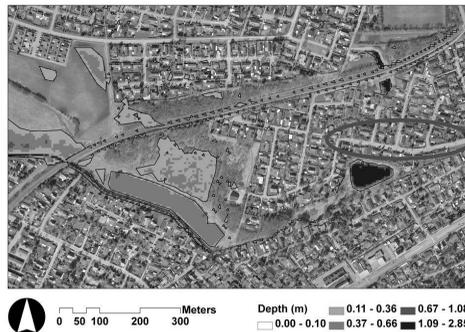


図5 研究対象地域における地表水の最大水深を示すシミュレーション結果(2007年7月5日の洪水地域が丸で示されている)

研究対象地域の2つの観測地点(OL1とOL2)での計算値と実測値とを比較した結果、水位変化の様子は非常に類似しているが、全体を通じてピークと水量に大きな違いがあることが示された。初期には計算された水位の方が実測値より全般的に高いが、終了時には実測値より低いという結果が得られた。排水路の粗度、地表の粗度、土壌および帯水層の透水係数などのモデル・パラメータを再検討する必要があることは明白である。しかし、パラメータの調整をほとんど行っていないこと、そしてモデルが可能な限り詳細な物理データに基づいた初期条件および境界条件を使っていることを考えると、このモデルは有望であると言える。

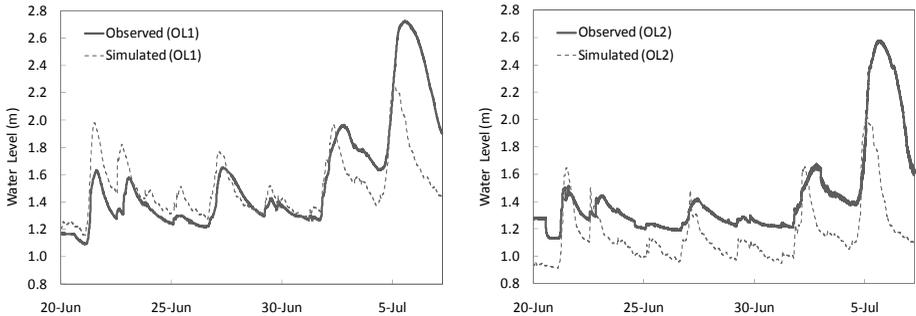


図6 観測地点OL1およびOL2における水位の実測値と計算値の比較

結論

本研究では、都市洪水モデリングのための新しい水文・水理統合モデリング手法を提示した。この手法は、動的にリンクした一次元管路流モデルと二次元水文モデルで構成される。水文モデルのいろいろなモジュールは、集水域において浸水・洪水がどのように生じるかをシミュレーションするための全体的かつ柔軟なツールを形成するのに役立つ。本研究では、従来の都市域の一次元・二次元水理モデルとの比較により、新しい水文・水理モデリング手法が同様にうまく機能することが示された。また、新技術は浸透などのプロセスの変化を表現でき、土壌水分の変化にともなう保水力や流出への寄与の変化を示すことができるなど、現在使われているメソッドより優れていることが示された。最後に、本研究では、浸透域からの流入および排水系統と土地の水文現象との相互作用が重要である場合があるため、土地利用混在地区における洪水を記述するのに水文・水理モデリング手法が必要とされることが実証された。本モデルをさらに改善するには、管路・地表面粗度、透水係数、漏出係数などのパラメータの調整が必要であろう。今回のモデリングで検討したシステム数を増やすことにより正確な流入および流出を考慮する方法を確立することも、新技術の改善に必要であろう。

謝辞

本研究の実施に際しては、デンマーク・Greve市から多大なるご支援をいただいた。

参考文献

Alam, J. Md. (2003). *Two-dimensional urban flood modeling for real time flood forecasting for Dhaka City, Bangladesh*. Master thesis, Water Engineering and

Management, Asian Institute of Technology, Thailand.

Graham, D. N. and Butts, M. B. (2005). Flexible, integrated watershed modelling with MIKE SHE. In: *Watershed Models*, Singh, V. P. and Frevert, D. K. (eds.), CRC Press, USA, pp. 245-272.

Gray, S. (2008). *Coupled one and two-dimensional modelling in urban catchments—reducing uncertainty in flood estimation*. Master thesis, Civil and Environmental Engineering, University of Technology Sydney, Australia.

Greve Kommune. (2007). Oversvømmelserne I Greve Kommune: Juli 2007. http://www.greve.dk/~media/migration%20folder/upload/oversvømmelserne_i_greve_kommune_juli_2007.pdf.ashx (accessed 15 August 2008).

Gustafsson, L.-G. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of Inflow/Infiltration – Prediction and Follow-Up of Effects with the Aid of an Integrated Sewer/Aquifer Model. In: *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, pp. 21-37.

Gustafsson, L.-G., Winberg, S. and Refsgaard, A. (1997). Towards a Distributed Physically Based Model Description of the Urban Aquatic Environment. *Water Science and Technology*, **36**(8-9), 89-93.

Lindberg S. and Jørgensen, T.W. (1986). Modelling of urban storm sewer systems. In: *Urban Drainage Modeling*, Maksimovic, C., and Radojkovic, M., (eds.), Proceedings of the International Symposium on the Comparison of Urban Models with Real Catchment Data, UDM '86, Dubrovnik, Yugoslavia, April 1986, pp. 171-181.

Mark, O. And Djordjevic, S. (2006). While waiting for the next flood in your city. In: *7th International Conference on Hydroinformatics*, Nice, France.

Mark, O., Weesakul, S., Apirumanekul, C., Boonya-Aroonnet, S., and Djordjevic, S. (2004). Potential and limitations of 1D modeling of urban flooding. *Journal of Hydrology*, **299** (3-4), 284-299.

Sto. Domingo, N. D. (2008). *Analysis of the Complete Water Cycle for Flood Modelling in Mixed Urban Areas through Coupled Hydrological-Hydraulic Modelling with MOUSE-Mike SHE*. Master thesis, Hydroinformatics and Water Engineering, Ecole Polytechnique Universitaire, Universite de Nice-Sophia Antipolis, France.

Storm, B. and Refsgaard, A. (1996). Distributed physically based modelling of the entire land phase of the hydrological cycle. In: *Distributed Hydrological Modelling*, Abbott, M. B. and Refsgaard, J. C. (eds.), Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 55-70.

リアルタイム予測が可能な都市排水モデル —完全ネットワークか単純化ネットワークか?—

Real-time forecasting urban drainage models: full or simplified networks?

J. P. Leitão*, N. E. Simões****, Ć. Maksimović*, F. Ferreira**, D. Prodanović***, J. S. Matos**
and A. Sá Marques****

* *Department of Civil and Environmental Engineering, Imperial College London, Skempton building, South Kensington Campus, LONDON, SW7 2AZ, United Kingdom (Email: j.leitao@imperial.ac.uk; nuno.simo08@imperial.ac.uk; c.maksimovic@imperial.ac.uk)*

** *Department of Civil Engineering and Architecture, IST, Technical University of Lisbon, Av. Rovisco Pais, 1049-001 LISBOA, Portugal (Email: filipaf@civil.ist.utl.pt; jsm@civil.ist.utl.pt)*

*** *Institute of Hydraulic Engineering, Faculty of Civil Engineering, University of Belgrade, Bevar Kralja Aleksandra 73, 11000 BELGRADE, Serbia (Email: eprodano@hikom.grf.bg.ac.rs)*

**** *Department of Civil Engineering, University of Coimbra, Rua Luís Reis Santos, 3030-788 COIMBRA, Portugal (Email: jasm@dec.uc.pt)*

要旨

降雨予測結果から水理シミュレーションにより得られる洪水予測結果までのリードタイムは、リアルタイム洪水予測システムの実施における重要な因子の1つである。したがって、水理シミュレーションに要する時間はできるだけ短縮しなければならないが、同時に、空間的・時間的な洪水分布など、モデリングの精度を保証しなければならない。水理モデル・シミュレーションの実行に必要な時間を短縮する方法の1つは、モデル・ネットワークの単純化による演算速度の高速化である。この単純化は、ネットワーク単純化技術を駆使して、いくつかの二次的要素を削除したり変更したりすることによって行なうことができる。本論文は、シミュレーション結果の正確さを維持しつつシミュレーションに要求される計算時間を短縮することを目的に、都市排水ネットワークに導入できる単純化レベルを評価することに主眼がある。本論文で使用されるモデルは、一次元・一次元および一次元・二次元アプローチの下水管網および地表流排水システムを含む。単純化レベルが異なるいくつかのモデルを生成するため、一次元・一次元モデルを参照モデルとして使用する。本論文で提示された結果は、一次元・二次元モデルはシミュレーション時間が長いためリアルタイム洪水予測に使用するのに依然として適していないこと、一方、単純化された一次元・一次元モデルは、シミュレーション結果(流量および水深)の精度を損なわずシミュレーション時間をかなり短縮できることを示唆する。

キーワード

一次元・一次元および一次元・二次元都市排水モデル、洪水予報、ネットワーク単純化、都市排水

緒言

都市部における洪水事象は、経済的損失、人命損失、交通の途絶など、重大な損害や損失を引き起こすことがある。また、気候変動は降雨パターンに変化をもたらし、特に都市部において洪水頻度や規模に大きな影響を与える可能性がある。最近の降雨観測メソッドの進歩や高度な降雨・洪水モデリング、および高解像度デジタル標高モデル (DEM) の登場は、極端な降雨事象に起因

する都市洪水をリアルタイムで予測する高度なメソッドを開発するためのフレームワークを提供した (FRMRC2, 2007)。

急激な出水事象を予測するには、洪水予測システムの反応が速くなければならない。一般に、洪水予測システムは、いくつかの段階に分けることができる。システムは、まずデータ降雨予測および流量収集から始まり、必要に応じてデータ補正が行なわれる。洪水被害を最小化するための決定を下す前には、必ず、集水域の水理学的挙動を分析するための排水モデル・シミュレーションを行なうべきである。これらの段階のすべてを短時間で行なう必要がある。洪水事象の予測時間を短縮する方法の1つは、モデル・ネットワークを単純化し水理シミュレーションの時間を短縮することである。ネットワークの単純化の際に忘れてはならない重要な点は、シミュレーション結果の質を保証することである。

これまでの都市排水物理モデルのほとんどは、下水管内の流量については正確に考慮していたが、特に下水管から水が溢れた場合の地表流を適切に考慮していなかった。二重排水の概念 (Djordjević et al., 2005) は、豪雨時の正確な都市排水シミュレーション概念として受け入れられてきた。この概念はつぎの異なる2つのアプローチのいずれでも使用することができる。1) 空間的地表流が一次元ネットワークによって表わされる一次元・一次元 (一次元表面流ネットワークと連結された一次元下水管網) アプローチ。2) 一次元・二次元 (地形を表わす二次元表面と結合された一次元下水管網) アプローチ。

Maksimović et al.によって開発された一次元表面流ネットワークを表現するAutomatic Overland Flow Delineation (AOFloD)メソッド(発表予定)は、豪雨時の都市排水ネットワークの水理挙動のシミュレーション速度を上げることに成功した(Leitão et al., 2008)。このアプローチでは、二重排水モデルの設定に必要な計算資源が少なく、かつ労力もそれほど要しない。しかし、Mike Urban/Flood (デンマーク水理環境研究所, 2009)やInfoworks CS (Wallingford Software社, 2009)など、今日の商用都市排水モデルでは、地表流ネットワークを二次元モデルで表現するのが主流である。一次元・一次元アプローチと比較した場合、この種のアプローチは結果を視覚的に確認できるなど独自の長所を持つが、必要とされる計算資源は多く、また、集水域の広さや二次元表面の解像度(メッシュ・グリッド素子の数)により、シミュレーションに要する時間も一般的に長い。このアプローチを使った都市洪水モデリングの例として、Djordjević et al., (2007) および Leandro et al. (印刷中)の研究が挙げられる。

本論文の主な目的は、計算時間短縮における排水系統単純化レベルの影響を評価することである。この目的を達成するため、異なる都市排水モデルのトポロジーを次のように考慮した: ネットワーク単純化レベルの異なる複数の一次元・一次元モデル、および1つの一次元・二次元モデル。本研究で実施され本論文で報告しているいくつかのテストでは、異なるモデルで3つの豪雨事象をシミュレーションし、流量、水深、および計算所要時間を比較する。

本論文では、都市降雨洪水予測の適用において考慮すべき推奨単純化レベル(削除するモデルノードとリンクの数)を提示する。この提示に基づき、完全モデルおよび単純化モデルの両方において、異なる一次元・一次元および一次元・二次元モデルの都市部降雨・洪水事象の予測における有効性を評価することが可能となるであろう。

アルカンタラのケーススタディ(ポルトガル、リスボン市)

研究対象地域は、アルカンタラ排水区の集水域下流(ポルトガル、リスボン市)である。この地域は約100ヘクタールの面積をもち、約1万4,000人の住民が居住している。土地形態の観点から、集水域は2つの地域に大別することができる。集水域上流部分は、排水の点から傾斜が急であるが、下流部分はほぼ平坦である。下流部分での洪水が昔から報告されてきた。最新の事象は2008年2月に報告された洪水で、これは都市生活(例、交通途絶など)に大きな問題をもち、著しい物的損害を引き起こした。

下水道ネットワーク

下水道には154のマンホール、174の下水管、2つのフラップバルブ、2つの合流管吐口、そしてTagus川河口への主要な出口が2つある。集水域およびネットワーク単純化を実行するための基礎として使用された一次元・一次元モデルを図1に示す。この図に、一次元・一次元モデルおよび一次元・二次元モデルの両方で使用された下水道ネットワークも示した。

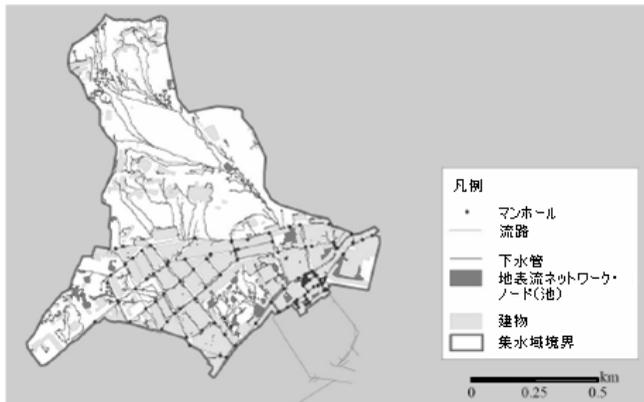


図1 ケーススタディの集水域およびネットワーク単純化に用いた一次元・一次元モデル

降雨

シミュレーション時間およびシミュレーション結果の質に対するネットワーク単純化の影響を評価するために3つの降雨事象を使用した。stormA、stormB、stormCと名付けられた3つ事象は、2008年前半(stormA:2月18日、stormB:4月7日、stormC:4月17日)に記録された歴史的な事象である。表1に示すように、最も激しい降雨はstormAで、250年に一度の豪雨に相当する。stormBはこれより激しくなく、集水域の洪水を引き起こさなかったが、下水道ネットワークの一部では計画容量を越えた。

表1 本研究で使用した降雨の特性

	最大降雨強度 (mm h ⁻¹)	総降水量 (m ³)	降雨継続時間 (min)	ピーク時刻
Storm A	120	90.3	780	4:30 a.m.
Storm B	90	16.8	420	5:15 p.m.
Storm C	102	41.6	1,020	10:26 p.m.

手法

単純化モデルは、下記の一次元・一次元モデルから生成した。本節では、一次元・一次元モデルに適用した単純化技術についても詳細に記述する。

都市排水モデル

一次元・一次元モデル: 一次元・一次元モデルは、AOFloDメソッドを用いて記述された貯水ノードと地表流路を使って作成された (Maksimović et al., 発表予定)。この記述には、セルサイズ1m×1mおよび約0.15mの垂直精度をもつLiDAR (Light Detection And Ranging) DEMを使用した。地表流路の横断面は、矩形または台形の開水路に制限し、下水管網および一次元表面流ネットワークを連結することにより、一次元・一次元モデルを構築した。

一次元・二次元モデル: 本研究で使用した一次元・二次元モデルは、Infoworks CS 二次元モジュール (Wallingford Software社, 2009) を使って作成された。このモデルは、地形を表わす二次元表面に連結した一次元下水管網によって構成される。二次元表面は、一次元・一次元モデルの一次元地表流ネットワークの生成に使ったものと同じLiDAR DEMを使って生成された。二次元メッシュ (表面) 解像度は、つぎのパラメータによって作成された: 最大三角形面積 - 1,000m²、最小メッシュ要素面積 - 250m²。

ネットワーク単純化技術

モデル単純化は、一次元・一次元モデルから開始し、Infoworks CSの2つのツールを適用して実行された。これらのツールは除去技術と結合技術に基づくもので、以下に簡潔に説明する。

除去技術: この技術は、末端リンクおよびそれらの上流ノードを除外するものである。これらのリンクはしばしば直径または長さが小さいため、結果に与える影響は小さいと考えられる。除去技術は、直径や長さなどリンクの特徴に基づくものである (Simões et al., 2009)。

結合技術: 結合ネットワーク単純化技術は、類似する連続したリンクをそれらの属性に基づいてグループ化するものである。この結合もまた、リンクの属性に基づいて分類される。結合技術は、多くの場合、リンクの断面 (直径) や勾配などに基づく (Simões, 2009)。

水理シミュレーション

シミュレーションは、2MHz Intel Core 2 Duoプロセッサと2GBのRAMを搭載したコンピュータにおいてInfoworks CS都市排水シミュレーション・ソフトウェア (Wallingford Software社, 2009) を使用して実行された。すべてのシミュレーションに同じシミュレーション・パラメータを用いた。

結果および考察

本研究ではネットワーク単純化の影響を評価するために5つの異なるモデルを使用した。結果の分析はつぎの3つの部分に分けて分析する: 1) ネットワーク単純化のレベル、2) シミュレーション時間、3) 得られた結果の質。

ネットワーク単純化

除去・結合単純化技術およびこれら2つを組み合わせた技術を一次元・一次元モデルに適用し、新たに3つの単純化一次元・一次元モデルを生成した。最初の単純化モデルは、除去技術を適用して末端リンク (および関連ノード) を除外することによって得られた。除去は、下水管および地表流

路の長さに基づいて、10メートル未満の下水管および地表流路が除外された。この結果得られた単純化モデルを1D/1D_{prune}と呼ぶ。

第2の単純化技術(結合技術)も一次元・一次元モデルに適用し、別の単純化ネットワークである1D/1D_{merge}モデルを生成した。横断面の寸法が0.1メートル以下の連続する下水管または地表流路を結合した。

第3の一次元・一次元単純化モデル1D/1D_{prune+merge}は、除去・結合ネットワーク単純化技術を連続的に適用することによって得られた。このモデルの生成には、1D/1D_{prune}および1D/1D_{merge}モデルを生成するための単純化技術に使ったものと同じ基準(長さ10メートル、横断面寸法0.1メートル)を用いた。

一次元・一次元モデル、一次元・二次元モデル、および単純化モデルのノードおよびリンクを表2に示す。また、一次元・二次元モデルの二次元メッシュの解像度(三角形の数)をあわせて示す。

表2 各モデルのノードとリンクの数

Model	Manholes	Ponds	Total model nodes*	Sewer pipes	Overland flow paths	Total model links
1D/1D	154	868	1,216	174	1,159	1,333
1D/1D _{prune}	154	419	810	174	707	881
1D/1D _{merge}	140	661	1,039	161	950	1,111
1D/1D _{prune+merge}	140	334	707	161	615	780
1D/2D	154	n/a	154	174	n/a	174

* モデルノード合計数と、マンホールと池を合わせた数の差は、モデルのブレイクノード数および排出口数に相当する。

** 不規則二次元メッシュは12,461個の三角形を含む。

表3は、式1を用いて算出された、単純化モデルと一次元・一次元モデルとの違いを示す。

$$C = \frac{(\text{単純化モデル} - \text{1D/1Dモデル})}{\text{1D/1Dモデル}} \times 100 \quad (1)$$

表3に示すように、最大レベルの単純化は2つのネットワーク単純化技術を併せて使用するとき達成される。

表3 単純化モデルと一次元・一次元モデルのネットワーク単純化レベルの比較(モデル要素数の相違)

Model	Manholes (%)	Ponds (%)	Model nodes (%)	Sewer pipes (%)	Overland flow paths (%)	Model links (%)
1D/1D _{prune}	0	-52	-33	0	-39	-34
1D/1D _{merge}	-9	-24	-15	-7	-18	-17
1D/1D _{prune+merge}	-9	-62	-42	-6	-47	-41

シミュレーション時間

前述のように、シミュレーションに要する時間は、都市洪水予測システムにおける重大な因子である。本研究で検討したモデルを使用した場合のシミュレーション時間の比較結果は、表4に示すように、一次元・二次元モデルは3つの豪雨事象すべてについてモデリング時間が著しく長いことが分かる。つまり、このタイプのモデルを都市洪水予報に使用することは依然として適切ではないことを示している。結果は、絶対値だけでなく、降雨継続時間(分)あたりの時間(秒)として示した。パーセンテージは、式1を用いて算出した。

表4 5つのモデルと3つの豪雨事象のシミュレーション時間、および一次元・一次元モデルとの比較

Model	Storm A		Storm B		Storm C	
	Duration (s; s min ⁻¹)	Difference (%)	Duration (s; s min ⁻¹)	Difference (%)	Duration (s; s min ⁻¹)	Difference (%)
1D/1D	131; 0.169	-	45; 0.107	-	109; 0.107	-
1D/1D _{prune}	63; 0.081	-52	29; 0.069	-36	45; 0.044	-59
1D/1D _{merge}	91; 0.117	-31	29; 0.069	-36	57; 0.056	-48
1D/1D _{prune+merge}	53; 0.069	-60	22; 0.052	-51	43; 0.042	-61
1D/2D	1,196; 1.534	813	248; 0.345	451	685; 0.672	528

3つの単純化モデル(1D/1D_{prune}、1D/1D_{merge}、1D/1D_{prune+merge})を使用した結果、計算時間が大きく短縮できることが示された。予想していたとおり、同じ豪雨に対して3つのモデルを実行するのに必要なシミュレーション時間は、モデルのノード数とリンク数が少ないほど短くなる。時間短縮は最小-31%(1D/1D_{merge}で豪雨Aをモデリングした場合)、最大-61%(1D/1D_{prune+merge}で豪雨Cをモデリングした場合)であった。

興味深いのは、降雨強度によってシミュレーション時間が変わるという結果が得られたことである。同じモデルで異なる豪雨をモデリングした際のシミュレーション時間を比較すると、より強度の大きい豪雨(豪雨AおよびC)の方がシミュレーション時間をより短縮できることが分かった。その差異は最大で23%(1D/1D_{prune}モデル)である。一般に、都市洪水を発生させるような豪雨は非常に強度の大きい降雨事象であり、シミュレーション時間が長くなることを考えると、これは特に重要な結果である。

シミュレーション結果

単純化技術の適用性を評価する際、シミュレーション時間は重要な要素であるが、シミュレーション結果の正確さも非常に重要である。結果に信頼性がなければ、意思決定者および一般の人々は洪水予測を信用できなくなり、シミュレーション予測結果はまったく役に立たない。

3つの一次元・一次元単純化モデルを使用して豪雨Aをシミュレーションした結果得られたハイドログラフを図2に示す。図3は、同じモデルを使用して得られた水深を表わす。一次元・二次元モデルを使用して得られたハイドログラフと水深は、前述のとおり洪水予測に要するシミュレーション時間が非常に長い場合ここには示さない(このモデルを使用した場合も良好に一致した結果が得られた)。

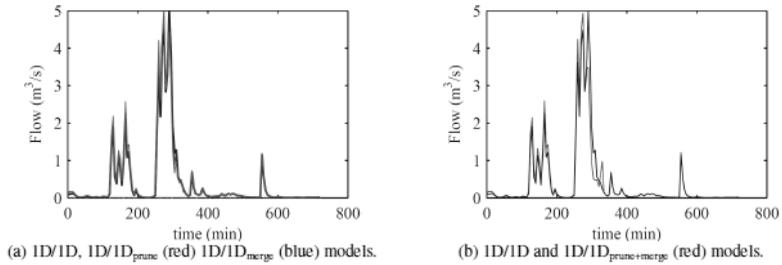


図2 豪雨Aに対して異なる一次元・一次元モデルから得られたハイドログラフ(1D/1Dモデル—黒)

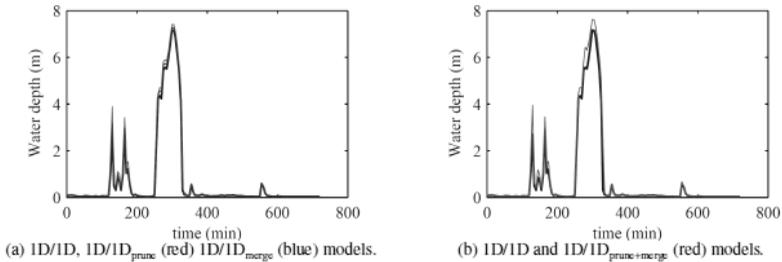


図3 豪雨Aに対して異なる一次元・一次元モデルから得られた水深(1D/1Dモデル—黒)

図2および図3に示されるハイドログラフと水深から、単純化モデルによって得られた結果が一次元・一次元モデルと比較して、水量と水深のピークが全体的に若干高い傾向が見られる。ピーク時間については、3つの単純化モデルすべてが一次元・一次元モデルの結果と一致している。

これらのシミュレーション結果は、平均絶対誤差(MAE)、修正一致指数(d_1)、およびバイアス適合度パラメータ(これらのパラメータの詳細は、Legates and McCabe Jr. (1999)に説明・考察がある)を使って比較した。表5から分かるように、MAEはすべてのシミュレーションで比較的小さく、 d_1 とバイアス値は1に近い。これは単純化モデルから得られた結果が一次元・一次元モデルと良好に一致することを意味する。表5は、一次元・一次元モデルと1D/1D_mergeモデルから得られた値との差異がより小さいことも示している。これらの結果は、1D/1D_mergeモデルにおけるネットワーク単純化レベルが最も小さいこととある程度関係しているかもしれない。

表5 一次元・一次元モデルと一次元・一次元単純化モデルから得られた流量の統計的分析

Model	Storm A			Storm B			Storm C		
	MAE ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	d_1 (-)	Bias (-)	MAE ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	d_1 (-)	Bias (-)	MAE ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	d_1 (-)	Bias (-)
1D/1D_prune	0.058	0.948	0.956	0.021	0.898	0.792	0.015	0.929	0.878
1D/1D_merge	0.023	0.979	0.992	0.002	0.991	0.995	0.004	0.978	0.961
1D/1D_prune+merge	0.085	0.923	0.988	0.020	0.900	0.796	0.016	0.924	0.869

結論

3つの単純化一次元・一次元モデルを使用した結果、完全一次元・一次元モデルを使用した場合に比べ、シミュレーションを実行するのに必要な時間が短縮されることが分かった。予想していたとおり、モデルが単純化されるほどシミュレーション時間が短縮される。一次元・二次元モデルでは長いシミュレーション時間(約20分)を要し、このタイプのモデルは、現在利用可能な計算資源では(集水域が比較的小さい場合であっても)、洪水予測にふさわしくないことが示された。

興味深い発見は、豪雨強度の違いによってシミュレーションの時間短縮が異なることである。一次元・一次元単純化ネットワークを使用した場合、降雨事象の強度が大きいかほどシミュレーション時間が短縮できることが分かった。これは一次元・二次元モデルについても言えることで、都市洪水予測に使用するモデル・ネットワークを単純化することの重要性は明白である。

さらに、一次元・一次元モデルを使用して得られた結果と単純化ネットワークから得られた結果が、ピーク時に関して良好に一致することも分かった。ただし、単純化ネットワークでは若干高い流量と水深が示された。これは、単純化過程でいくつかの池が除外されたことにより、関連する貯水量が減少したことによるものである。こうした小さな差異は、一次元・一次元モデルをベンチマークとして使用し、一次元・一次元単純化モデルで算出されたMAE、 d_1 、およびバイアスの値を使って定量化した。適合度パラメータ値は、単純化モデルがオリジナルモデルと十分良好に一致することを示した。本研究で確認されたハイドログラフと水深の差異のいくつかは、Infoworks CSネットワーク単純化ツールを使って地表流ネットワークを扱う難しさによって説明することができる。こうした問題を解決するため、著者らは一次元・一次元ネットワークモデルの単純化のための異なる戦略を開発・テストしているところである(Simões et al., 2009)。これら戦略とは、例えば、地表流ネットワークを生成する前に下水管網を単純化することや、地表流の貯水量を適切に考慮した新たなメソッドを開発することなどである。

本研究の対象とした集水域は小さいため、単純化されていない一次元・一次元モデルを使用した場合でもシミュレーション時間はあまり長くなかった。しかし、本研究から得られた結果は、大きな集水域を対象として洪水の水深と範囲をほぼリアルタイム(15分以内)で予測する場合には、シミュレーション時間の短縮が不可欠であることを示すものである。

謝辞

第一著者と第二著者は、ポルトガルのFundação para a Ciência e Tecnologia - Ministério para a Ciência, Tecnologia e Ensino Superior から財政的支援 [SFRH/BD/21382/2005 および SFRH/BD/37797/2007] をいただいたことに感謝の意を表す。著者らは、本研究で使用した水理シミュレーション・ソフトウェアをご提供いただいたWallingford Software社に対して謝意を表す。

参考文献

- Danish Hydraulic Institute, (2009). Integrated Flood Modelling. <http://www.dhigroup.com/Software/WaterResources/MIKEFLOOD.aspx> (accessed 09 May 2009).
- Djordjević, S., Prodanović, D., Maksimović, Č., Ivetić, M. and Savić, D., (2005). SIPSON - Simulation of Interaction between Pipe flow and Surface Overland flow in Networks. *Water Science & Technology*, 52(5), pp 275-283.
- Djordjević, S., Chen, A. S., Leandro, J., Savić, D., Boonya-aroonnet, S., Maksimović, Č.,

Prodanović, D., Blanksby J., Saul, A. (2007). Integrated sub-surface/surface 1D/1D and 1D/2D modelling of urban flooding. In proceedings: *Aquaterra World Forum on Delta and Coastal Development*, Amsterdam, The Netherlands.

FRMRC2 (2007). Urban Flood Risk Management, Steering Group Formation. *Flood Risk Management Research Consortium, Phase2*. Leandro, J., Djordjević, S., Chen, A.S., Savić, D. A. (in press). A comparison of 1D/1D and 1D/2D coupled hydraulic models for urban flood simulation, *Journal of Hydraulic Engineering*, 135(6).

Legates, D. R., McCabe Jr., G. J. (1999). Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1), pp 233-241.

Leitão, J. P., Boonya-aroonnet, S., Allitt R., Maksimović, Č., Prodanović, D., (2008). Modelling of flooding and analysis of pluvial flood risk - Demo case of UK catchment. In proceedings: *FLOODRisk 2008 Conference*, Oxford, UK.

Maksimović, Č., Prodanović, D., Boonya-aroonnet, S., Leitão, J. P., Djordjević, S. and Allitt, R. (accepted). Overland flow and pathway analysis for modelling of urban pluvial flooding. *Journal of Hydraulic Research*.

Simões, N. E., Leitão, J. P., Maksimović, Č., Sá Marques, A. and Matos, J. S. (accepted). Complete vs. simplified models for urban flood forecast. In proceedings: *Flood and Coastal Risk Management Conference 2009*, Telford, UK.

Wallingford Software (2009). Infoworks CS Help documentation.

仮想都市水システムのアルゴリズム的生成のための 多層セル・オートマトン・アプローチ-ViBe

A multi-layer cellular automata approach for algorithmic generation of virtual urban water systems - ViBe

R. Sitzenfrei*, S. Fach*, H. Kinzel** and W. Rauch*

* *Unit of Environmental Engineering, University of Innsbruck, Technikerstr. 13, 6020 Innsbruck, Austria (E-mail: robert.sitzenfrei@uibk.ac.at, stefan.fach@uibk.ac.at, wolfgang.rauch@uibk.ac.at)*

** *hydro-IT GmbH, Technikerstr. 13, 6020 Innsbruck, Austria (E-mail: info@hydro-it.com)*

要旨

都市排水分野では、新しい技術や戦略がプロセス全体に与える影響を評価するために事例研究の分析が行なわれる。しかし、利用可能なデータが限られているため、新しい技術や戦略は限られた事例研究によって検証する以外に方法はない。個々の事例研究は固有の境界条件およびシステム特性を有するため、検証結果を一般化したり、他の境界条件に適用することはほとんど不可能である。ViBe(仮想インフラストラクチャー・ベンチマーク)では、都市水道システムを対象とした仮想事例研究(VCS)をアルゴリズム的に生成するソフトウェアツールが提供される。ここでは、実際の事例研究や研究文献から得られる範囲でVCSパラメータを変化させる。その結果、ViBeはEPANETやEPA SWMMなどの水解析シミュレーション・ソフトウェアのための入力ファイルを生成する。これら入力ファイルを使い、多くのシミュレーションを行なうことができ、さらに、結果を都市規模で確率的にベンチマーク・分析することができる。本研究では、ViBeアプローチをイン谷の一地域のパラメータを使って適用し、1,000のVCSを生成・評価した。これらVCSを実際の事例研究データと比較した結果、実際の事例がVCSのパラメータ範囲に一致することが分かった。ViBeは、事例研究データの不足の問題に対処するものである。したがって、現実に近い多数のVCSを提供し、新しい技術、戦略、手段を検証することが可能である。

キーワード

確率的解析、都市排水、仮想事例研究、仮想インフラストラクチャー・ベンチマーク(ViBe)

緒言

事例研究を使ったシステム性能の評価は、よく知られている研究手段である。事例研究の詳細な分析を行なうことにより、システムにおける問題認識と相関性の特定のみならず、新しいモデルの構築と仮説の検証が可能となる。さらに、これら事例研究から得られるデータを評価することにより、様々な技術の検証結果を得ることができる。データ収集には費用や時間がかかるため、利用可能なデータは限られている。したがって、限られた数の事例から新しい技術、戦略、手段の有効性を検証することになる。しかし、個々の事例研究固有の境界条件とシステム特性があるため、検証結果を一般化したり他の境界条件に適用したりすることは難しい。したがって、仮想的な事例研究を使って手段、アプローチ、モデルを検証する方法は、すでに確立した技術である。このため本研究では、国のガイドラインに基づいて設計された仮説／仮想集水域・排水システムを以下の目的で使用した。

- ・ 合流式下水道の運用可能性を評価する(Schutz et al., 2002)。
- ・ 降雨時の急激な水質汚染に対処する下水処理施設の性能の重要性を指摘する(Rauch and

Harremoës, 1996)。

- ・費用効率の点から合流式下水道を分流式下水道と比較する(De Toffol et al., 2007)。
- ・いろいろな雨水管理戦略を検証する(Welker et al., 1999)。

いくつかのソフトウェアツールは、仮想ネットワークの生成を目的としている。Ghosh et al. (2006)は、都市規模の分析に使用する「人工ネットワーク・ジェネレータ(Artificial Network Generator)」(ANGel)を提示している。このジェネレータにより、樹枝状空間充填型徳永フラクタルツリー(樹木曲線)に基づき、都市規模の分析を行なうための人工下水道網が生成された。Möderl et al. (2007)は、多くの仮想配水システム(WDS)を生成するためのグラフ理論に基づく技術として、確率的解析に基づいてWDSの性能を評価するためのモジュール設計システム(MDS)を開発した。Möderl et al. (2009)は、確率的な性能評価を目的として樹枝状仮想配水系統を無制限に生成できる「事例研究ジェネレータ(Case Study Generator)」(CSG)アルゴリズムを提示している。CSGアルゴリズムは、都市排水系統に適合させたゴルトン・ワトソン分岐過程をもとに、ツリーレイアウトを生成する。これにより、ランダムサイズの集水域が、はじめに生成された下水道ツリーレイアウトに接続される。アルゴリズムは、集水域レベルで流出有効面積、人口密度の変化、そして晴天時下水量の変化を認識する。集水域と人口のより現実的なデータを得るため、D'Artista and Hellweger (2007)は、SimCityなどのシミュレーションゲームを運用可能な都市水文学の都市モデルと組み合わせた場合の可能性について記述した。

本論文では、仮想水関連システムをアルゴリズム的に生成するソフトウェアVIBe(仮想インフラストラクチャー・ベンチマーク(Virtual Infrastructure Benchmarking))を提示する。VIBeの科学的新規性は、(ANGel, MDS, CSGとは異なり)デジタル標高モデル、自然水域、道路や家などの都市構造物、土地利用、人口密度マップなど、仮想都市環境全体をはじめに生成する点である。これら情報(SimCityなどのコンピュータゲームで使用可能な情報とは比べものにならないほど豊富な情報量)に基づき、都市構造の必要条件を満たし、最先端設計プロセスに基づく水道インフラストラクチャーが仮想システム内に生成される。アルゴリズム的生成により、水システム関連の無限の仮想研究事例を確率的に都市規模で分析することができる。さらに、都市構造とインフラストラクチャー・システムの相互作用を調査することができる。

手法

VIBeソフトウェアは、多層セル・オートマトン・アプローチに基づくもので、都市排水系統をモデリングするのに必要なデータすべてを生成する。このアプローチの主な目的は、現実に近い仮想都市構造を生成できる多層セル・オートマトン・アプローチを使って都市の水管理の確率的アプローチ(例、MDS, CSG)を強化することである。したがって、この問題に適合させたセル・オートマトンの原理を最初に考察する。第二にVIBeのアーキテクチャーを示す。さらに、都市構造およびインフラストラクチャー生成プロセスの概念を示す。最後に、調査対象地域となった高地の谷の検討材料を示す。

セル・オートマトン

セル・オートマトンは動的格子に基づくコンピュータモデルで、空間分布型モデルである。格子のセルは共通の形をとることが可能である。問題を単純化するため、大部分のセルは二次セルへと収縮される。各セル i ($i=1..N$)は、セル・オートマトン格子におけるそれぞれの位置によって定義され、既定値の範囲とは異なる状態を獲得することが可能である。離散時間ステップごとのセル状態の遷移により、システムの開発は反復プロセスとなる。この遷移は自由に設定できる遷移規則/関数 f によって制御されるが、 f は各セルに適用しなければならない。時間ステップにおけるローカル隣接セ

ルの状態 Ω_i^t とそのセル自体の状態 D_i^t に応じて、つぎの時間ステップ $t+1$ におけるセルの状態 D_i^{t+1} は、 $D_i^{t+1} = f(D_i^t, \Omega_i^t)$ で評価することができる(Batty, 2005)。 L 層($j=1..L$)をもつ多層セル・オートマトンについては、異なるデータ層の状態 $D_{i,j}^t$ が、対応する遷移規則 f_j によって、ローカル隣接セルの状態 $\Omega_{i,j}^t$ に連結され、つぎの時間ステップ $t+1$ における状態 $D_{i,j}^{t+1}$ が算出される

$$\begin{aligned}
 D_{i,1}^{t+1} &= f_1(D_{i,1}^t, D_{i,2}^t, \dots, D_{i,L}^t, \Omega_{i,1}^t, \Omega_{i,2}^t, \dots, \Omega_{i,L}^t) \quad \forall i = 1..N \\
 D_{i,2}^{t+1} &= f_2(D_{i,1}^t, D_{i,2}^t, \dots, D_{i,L}^t, \Omega_{i,1}^t, \Omega_{i,2}^t, \dots, \Omega_{i,L}^t) \quad \forall i = 1..N \\
 &\quad \vdots \\
 &\quad \vdots \\
 D_{i,L}^{t+1} &= f_L(D_{i,1}^t, D_{i,2}^t, \dots, D_{i,L}^t, \Omega_{i,1}^t, \Omega_{i,2}^t, \dots, \Omega_{i,L}^t) \quad \forall i = 1..N
 \end{aligned}$$

都市構造の制御プロセスは、セル・オートマトン・アプローチでモデル化される。Reaney (2008)は、豪雨事象における時空間的に動的な流出を描写する水文モデリング・アプローチを提示している。Parker et al. (2003)は、人間と環境の相互作用に重点を置く動的な土地利用／土地被覆変化モデルの使用の可能性を提示している。また、Almeida et al. (2003)は、都市変化をシミュレーションするための単純な確率論的方法を使った土地利用変化モデルを提案した。都市部の開発や成長をモデリングするためのさまざまなモデル、アプローチ、アプリケーション(例。Stevens et al., 2007)が開発・提示されているが、これには、社会経済的側面が含まれる(例。Yan Liu and Phinn, 2003)。地理・建築研究分野から生まれたこれらの都市開発・人口増加アプローチは、インフラストラクチャー設計・開発を目的とする確率的工学的アプローチと結合される。これによって生成される仮想インフラストラクチャー・システムは、前述の確率的工学的アプローチ(MDS, CSG)と比べ、現実のシステムにより近いものである。

VIBeのアーキテクチャー

VIBeが提供するモジュラー型ソフトウェア・アーキテクチャーは、さまざまなインフラストラクチャー・システムのベンチマーク・アプローチの適合を保証するものである。例として、水インフラストラクチャー研究の基礎としての都市構造生成プロセスを記述する。

実際の事例研究(CS)や研究文献から、パラメータ(例。土地利用区分のパーセンテージ、人口密度、人口当量、起伏特性など)の範囲を評価することができる(図1)。抽出された範囲でこれらパラメータを変化させることにより、都市構造モジュールにおいて都市構造に関する多数のVIBe事例研究を生成することができる。各都市構造データセットに対して、下水道モジュールおよび配水システムモジュール(WDSモジュール)により、異なるシステム特性を有する複数のインフラストラクチャーが生成される(下水道モジュールについては、これらのシステム特性は、Urich et al. (印刷中)によって提示され、WDSモジュールについては今後の論文で提示される)。

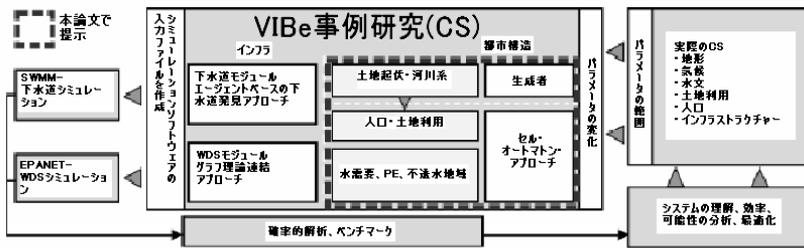


図1 VIBeアーキテクチャー

結果として、都市構造モデルは地理情報システム(GIS)のラスター・データ・ファイルを生成し、インフラストラクチャー・モジュールは、水道ネットワークの上水道シミュレーション・ソフトウェアのEPANET (Rossman, 2000)や下水道シミュレーション・ソフトウェアのSWMM (Rossman, 2004)などのシミュレーション・ソフトウェア用の入力ファイルを生成する。インフラストラクチャー・システムおよびインフラストラクチャー・シミュレーションの結果は、確率的にベンチマーク・分析し、システム理解や効率を改善し、現実のシステムの可能性を評価することができる。

VIBeの都市構造

従来の都市構造モデルは、二次セルを有する40の格子に基づいたデータ層(例. 標高マップ、土地利用、人口など)を扱うことができた。格子のセルサイズは入力パラメータの1つである。最も高い解像度は、20m×20mのセルサイズである。都市構造モデルにおける生成プロセスは、特定のパラメータ範囲における仮想事例研究(VCS)を生成する3つの主要要素から構成される。はじめに、河川系を含む地形が生成される。つぎに、地形と河川系を考慮に入れて土地利用と人口分布が加えられる。3番めに、土地起伏、河川系、土地利用、および人口に基づいて、水需要、人口当量(PE)、および不透水地域のデータが生成される。

土地起伏および河川系: 地形(高山地域、前地、または低地)の既定境界条件に基づき、河川系が三次スプライン曲線として生成される(Rabelo et al., 2007)。例えば高山地域については、川が蛇行する谷床の幅は、若干傾斜した地域として定義される(インスブルックの場合は傾斜度5%未満。「実際の事例研究」のセクションおよび図2に示されるけばを参照のこと)。つぎの段階では、河川系および/または入力パラメータに基づいて、デジタル標高モデル(DEM)が作成される(図2左)。DEMの特性(例. 平均標高、平均斜度、最大標高)は、都市構造モデルの入力パラメータである。

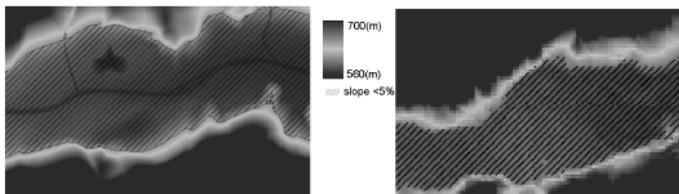


図2 高山地域のDEM: 左「仮想」、二次格子8000×5000(m²)、セルサイズ20(m); 右「インスブルック」、二次格子8000×5000(m²)、セルサイズ125(m)

土地利用および人口：VIBeの現時点での開発状況では、土地利用および人口における変化については現実の過程を反映できない。したがって、開発が最終段階まで進んだ時点で、ようやく実際のデータとの一致が可能となる。第一段階では、都市の主要地区は中心地域にランダムに決められている。セル・オートマトン・アプローチで得られた斜面、標高、都市中心部からの距離により、土地利用区分の異なる初期土地利用(図3、左上)が、都市構造モデルに基づいて生成される(Heineberg, 2001)。VIBeでは、現在7つの土地利用区分が使われている(表1)。密集した都市部を分析する際のVIBeの概念により、人工表面については、より高いレベルの詳細度が使用された(表1、CORINE(CEC, 1994)、付番は1から始まる)。

表1 CEC(1994)によるVIBeの土地被覆分類

土地被覆の種類	CORINE付番
連続的都市構造	1.1.1.
不連続都市構造	1.1.2.
産業、商業、輸送施設	1.2.
人工植生地域	1.4.
農業地域	2.
森林および半自然地域	3.
水域	5.

初期人口は、初期土地利用(図3、左上)および各土地利用区分の人口密度を入力パラメータとして生成される。生成プロセスについては、人口増加因子、土地利用区分、およびセル・オートマトン・ステップが較正パラメータである。開発の現段階においては、実際のプロセスを表現できないため、考慮された人口増加因子は実際の増加因子と比較できない。開発最終段階の人口密度範囲もまた、VCSの最終状態を得るための較正パラメータである(図3、左下)。生成された土地利用および人口密度の最終状態は、実際のデータに匹敵するものである(土地利用については図3右を参照)。

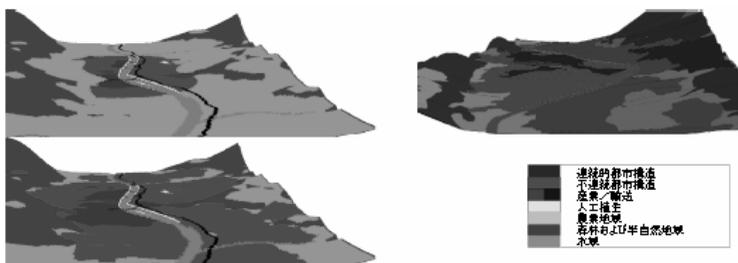


図3 高山地域事例研究の土地利用「初期仮想」(左上)、「最終状態—仮想」(左下)、「インスピレーション」(右側)

水需要、人口当量(PE)、晴天時下水量(DWF): 水需要とPEは、生成された人口密度および土地利用に基づいて計算される。産業土地利用については、PEと水需要の範囲は別々に指定することができる。また、DWF空間分布は、生活排水、寄生流、および産業排水の晴天時流量に一般的に適用される範囲内で計算される(ÖWAV-RB 11、2009)。

不浸透地域: 仮想事例研究に使われた不浸透係数の空間分布の評価は、2つのアプローチを組み合わせで行なった。農業地域および人口密度(pD)が 67.6 (人/($m^2 \times 10^4$))未満の不連続都市構造については、不浸透面積のパーセンテージ ψ はつぎの線形回帰で評価される(Chabaeva et al., 2004)。

$$\psi = 0.492 \cdot pD + 16.732 \quad \psi < 50(\%) \text{ の場合、 } pD \text{ の単位(人口/(} m^2 \times 10^4 \text{))}$$

これに不浸透地域の確率的变化に基づいたセルを重ねる。他の不浸透地域は、入力パラメータおよび表1に示す土地利用区分に対するパラメータの変化の範囲によって決定される。不浸透地域のローカールスケールでの任意抽出データを集団化するために、この問題に適合させたセル・オートマトン・データ集団化モデル(Batty, 2005)が適用される(図4)。

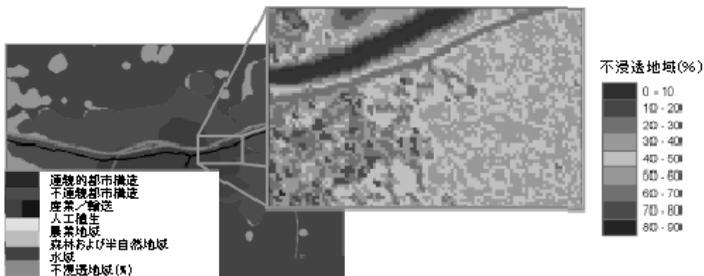


図4 左: 土地利用、右: 集団化された不浸透地域、セルサイズ20(m)

VIBeのインフラストラクチャー

VIBeのインフラストラクチャー・モジュールを使い、都市構造の必要条件を満たす合流式下水道と配水システムが設計される。これら仮想インフラストラクチャーは、最先端の設計基準にしたがって設計されている。VIBeの下水道モジュールは、エージェントベースのアプローチを使って合流式下水道を生成し、Urich et al. (印刷中)によって提示される下水道配置を行なう。配水モジュールは、Möderl et al. (2007)のモジュール設計システム・アプローチの原理に基づくグラフ理論ベースの連結アプローチを使用して配水システムを生成する。

実際の事例研究

調査地域として、オーストリアの「インスブルック」から「クフシュタイン」にいたるイン谷が選択された(図5)。U字谷のこの区間の長さは約70km、そして谷床の幅は1km~3kmの範囲である。この地域内には、数多くの密集した市街地が含まれる。本研究では、イン谷の密集市街地が調査対象となった。



図5 VIBeの土地利用区分に単純化されたイン谷のCORINE土地利用

図5に示すように、評価対象地域であるインスブルック、ハル、シュワーツの3都市は、8000(m)×5000(m)の範囲を表わす長方形でマークされている。これらの地域内の各土地利用区分のパーセンテージと人口を求めた(表2)。流域の幅および傾斜度、山側の最大標高、川の平均幅および傾斜度、そしてインスブルックとシュワーツの土地利用区分のパーセンテージなど、さまざまなデータ範囲に基づき、VIBeの高山都市構造の生成プロセスが較正される。較正パラメータを無作為に変えることにより、多数のデータセットが生成された。生成プロセスの検証用としては、ハルのデータが使用される。

表2 VIBeの土地利用区分に単純化されたCORINE土地被覆分類別パーセンテージ

土地被覆の種類	インスブルック	ハル	シュワーツ
連続的都市構造(CUF)	7.9%	1.6%	0.0%
不連続都市構造(DCUF)	41.3%	22.6%	16.2%
産業、商業、輸送施設(INF)	1.6%	6.6%	1.7%
人工植生地域(AV)	-	-	-
農業地域(AG)	14.8%	32.5%	32.1%
森林および半自然地域(WOOD)	32.1%	34.6%	48.0%
水域(W)	2.3%	2.2%	2.1%

結果および考察

合計1,000に及ぶ高山地域の都市構造の仮想事例研究(VCS)が、イン谷の2都市インスブルックとシュワーツから得られたさまざまなパラメータ範囲で生成された。各VCSは、ラスタ解像度が20(m)で、範囲は8000(m)×5000(m)である。図6左のボックスプロットは、1,000のVCSを表2の土地利用区分に基づいて示したものである。各ボックスでは中央値がマークされており、ボックスの端は25%位及び75%位である。ボックスプロットでは、実際のデータ結果が種々のマーカーでプロットされている。したがって、図6左のボックスは、VCS範囲における較正データ(インスブルック、シュワーツ)と検証データ(ハル)の一致度を示している。図6右のボックスでは、VCSの人口範囲(CUF、DCUF、INF、AVの総人口)および平方キロメートル(sqkm=(m²)×10⁶)で表わした市街地面積の範囲を灰色で示している。土地利用の較正に使用されたインスブルックとシュワーツ(黒印)の土地

利用区分パーセンテージは、これらの範囲そして検証に使われたハルの事例研究データに一致するものである。

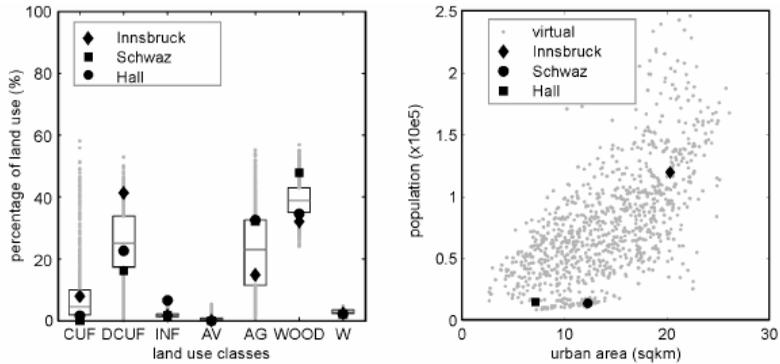


図6 土地利用ボックスプロット(左)、市街地面積と人口(右)の

図7左のグラフは、CUF、DCUF、AGのDWFのボックスプロットを示している。図7右のグラフは、VCSの不浸透地域面積 (km²) およびDWF (m³/s) を示している。実際の事例研究の土地利用区分におけるDWFおよび不浸透地域のデータはない。インスブルックのDWF総量と不浸透地域面積のデータのみ入手可能で、これらの値はVCSの範囲に適合する。

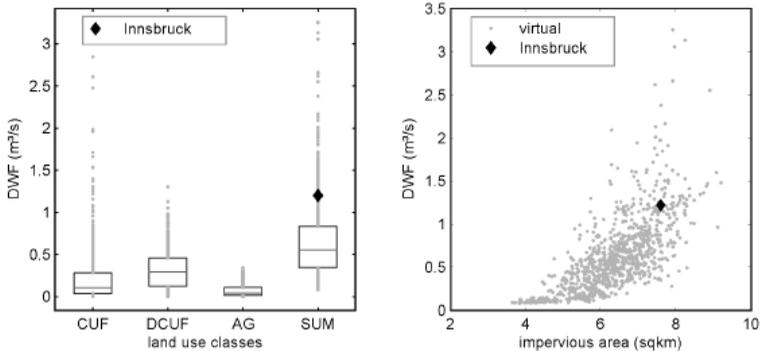


図7 土地利用区別のDWFボックスプロット(左)、不透水地域面積とDWF(右)の

結論および今後の展望

結論として、本論文はViBeを使って多くの仮想事例研究を生成することによって、実際の事例研究データ不足という問題に対処する方法を提案している。また、これら仮想事例研究から得られるデータが現実のデータに十分一致するものであることが示された。したがって、ViBeを使用することにより、異なる特性をもつ多くの事例研究のための新しい技術、戦略、手段を検証し、事例に依

存しない結果を得ることができることが分かった。さらに、VCSの詳細データを都市規模での仮想水道システムの分析に使用できることが分かった。このメソッドでは、都市構造モデル(例、人口モデル)が、水道インフラストラクチャーに人口が与える影響の調査を可能にするインフラストラクチャー構築モデルと連結される。イン谷の一区域をアプローチの適用対象とし、インスブルックとジュワーツの2つの都市の較正データおよび研究文献から得られたパラメータ範囲とともに提示した。さらに、現実の都市の特性(土地利用、人口、DWF、不透透地域面積のパーセンテージ)が、生成された1,000のVCSの範囲に一致することが示された。合流式下水道(Urich et al., 印刷中)および配水システム(今後の論文にて発表)のインフラストラクチャー構築モデルには、都市構造のVCSが入力データとして使用される。これにより、高山地域の谷に位置する都市および市街地、そしてそれらの都市の水道インフラストラクチャーの開発状態を、系統的にベンチマークし調査することができる。VIBeの現時点での開発状態により、種類の異なる地形(例、前地、低地)のデータセットの設定が追求されるであろう。このデータセットを使用し、水道インフラストラクチャーが生成され、確率的に分析され、ベンチマークされるであろう。

今後VIBeの開発が進むことにより、生成されたVCSには、汚染物質濃度および堆積・流出速度の空間分布データが含まれるであろう。下水道網や配水管網のレイアウト、および水需要、廃水量が、統合モデルと連結されるであろう。また、今回実行された人口モデルは、インフラストラクチャーの社会経済的側面を調査するために、異なる社会階級に対応するよう強化されるであろう。さらに、他のデータ層(例、帯水層)およびインフラストラクチャー・モジュール(例、エネルギー供給、地熱利用)が実行されるであろう。

現行のVIBeで生成されたVCSがある1つの時間状態に制限されているため、長時間にわたるVCSの開発を実現する強化アプローチの開発に取り組んでいく。さらに、このアプローチの事例研究への適用も計画している。また、インフラストラクチャーの今後の開発およびインフラストラクチャーに対する都市構造の要求条件の影響をVCSおよび実際の事例研究によって調査していく所存である。

参考文献

Almeida, C.d.; Batty, M.; Monteiro, A.M.V.; Câmara, G.; Soares-Filho, B.S.; Cerqueira, G.C.; Pennachin, C.L. (2003): Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: empirical development and estimation. In: *Computers, Environment and Urban Systems*, Vol. 27.

Batty, M. (2005): *Cities and complexity : understanding cities with cellular automata, agent-based models, and fractals*. MIT Press, Cambridge, Mass., ISBN 0262025833 (alk. paper). CEC (1994): *CORINE land cover, Technical guide*.

Chabaeva, A.; Civco, D.; Prisloe, S. (2004): Development of a population density and land use based regression model to calculate the amount of imperviousness. In: *Proceedings of the ASPRS Annual Convention*, Denver.

D'Artista, B.; Hellweger, F.L. (2007): Urban Hydrology in a Computer Game? In: *Environmental Modeling & Software*, Vol. 22(11), p. 1679 -1684.

De Toffol, S.; Engelhard, C.; Rauch, W. (2007): Combined sewer system versus separate system – a comparison of ecological and economical performance indicators.

In: *Water Science and Technology*, Vol. 55(4), p. 255-264.

Ghosh, I.; Hellweger, F.L.; Fritch, T.G. (2006): Fractal Generation of Artificial Sewer Networks for Hydrologic Simulations. In: *Proceedings of the ESRI International User Conference*, San Diego, California, August 7-11.

Heineberg, H. (2001): *Grundriß Allgemeine Geographie: Stadtgeographie (Compendium of general geography: urban geography)*. ISBN 3-8252-2166-0. (in german)

Möderl, M.; Butler, D.; Rauch, W. (2009): A stochastic approach for automatic generation of urban drainage systems. In: *Water Science and Technology*, Vol. 59(6), p. 149 -155.

Möderl, M.; Fetz, T.; Rauch, W. (2007): Stochastic approach for performance evaluation regarding water distribution systems. In: *Water Science and Technology*, Vol. 56(9), p. 29-36.

ÖWAV-RB 11 (2009): *Richtlinie für die abwassertechnische Berechnung und Dimensionierung von Abwasserkanälen* Österreichisches Normungsinstitut, Wien. (in german)

Parker, D.C.; Manson, S.M.; Janssen, M.A.; Hoffmann, M.J.; Deadman, P. (2003): Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: A review. In: *Annals of the Association of American Geographers*, Vol. 93(2), p. 314-337.

Rabelo, I.R.; Luthi, S.M.; Van Vliet, L.J. (2007): Parameterization of meander-belt elements in high-resolution three-dimensional seismic data using the GeoTime cube and modern analogues. In: *Seismic Geomorphology: Applications to Hydrocarbon Exploration and Production*,(277).

Rauch, W.; Harremoes, P. (1996): The importance of the treatment plant performance during rain to acute water pollution. In: *Water Science and Technology*, Vol. 34(3-4), p. 1-8.

Reaney, S.M. (2008): The use of agent based modelling techniques in hydrology: determining the spatial and temporal origin of channel flow in semi-arid catchments. In: *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 33(2), p. 317-327.

Rossmann, L.A. (2000): *EPANET 2 user manual*. National Risk Management Research Laboratory - U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Rossmann, L.A. (2004): *Storm water management model - User's manual Version 5.0*. National Risk Management Research Laboratory - U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Schutze, M.; Butler, D.; Beck, M.B.; Verworn, H.R. (2002): Criteria for assessment of the operational potential of the urban wastewater system. In: *Water Science and*

Technology, Vol. 45(3), p. 141-148.

Stevens, D.; Dragicevic, S.; Rothley, K. (2007): iCity: A GIS-CA modelling tool for urban planning and decision making. In: *Environmental Modelling & Software*, Vol. 22(6), p. 761-773.

Urich, C.; Sitzenfrei, R.; Möderl, M.; Rauch, W. (in press): An agent based approach for generating virtual sewer systems in the software VIBe. In: *Proceedings of the 8th International Conference on Urban Drainage Modelling*, Tokyo, Japan, 7 - 11 September, 2009.

Welker, A.; Leinweber, U.; Klepizewski, K.; Schmitt, T.G. (1999): Effects of integrated stormwater management strategies on the combined sewer system and the wastewater treatment plant-river system. In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(2), p. 151-157.

Yan Liu; Phinn, S.R. (2003): Modelling urban development with cellular automata incorporating fuzzy-set approaches. In: *Computers, Environment and Urban Systems*, Vol. 27.

VIBeソフトウェアで仮想下水道システムを生成するための エージェントベース・アプローチ

An agent based approach for generating virtual sewer systems in the software VIBe

C. Urich*, R. Sitzenfrei*, M. Möderl*, W. Rauch*

* *Unit of Environmental Engineering, University of Innsbruck, Technikerstr. 13, 6020 Innsbruck, Austria (E-mail address: christian.urich@uibk.ac.at, robert.sitzenfrei@uibk.ac.at, michael.moederl@gmail.at, wolfgang.rauch@uibk.ac.at)*

要旨

人工事例研究の適用は、都市排水における手段、アプローチやモデルを検証するための確立した技術である。しかし、下水道の仮想事例研究の生成は、時間を要する単調な作業である。過去の研究文献において、いくつかの仮想下水道自動生成アルゴリズムが提示されてきた。Sitzenfrei et al. (印刷中)のアプローチにより、VIBe(仮想インフラストラクチャー・ベンチマーク)ソフトウェアを使って仮想都市が生成される。つぎに、都市構造(標高マップ、土地利用、および人口分布を含むもの)がはじめに生成され、都市構造の必要条件を満たすインフラストラクチャーが設計される。本論文の目的は、仮想下水道を生成するためのエージェントベース・アプローチの開発である。この新しいアルゴリズムは、VIBeソフトウェアのモジュールとして機能するが、実際の都市に適用し、可能な／最適の下水道配置についての情報を得ることもできる。本研究では、100の仮想VIBe都市および各都市の12の仮想下水道を、高山地域のデータに基づいて生成・比較した。提示するアプローチを適用することで、実際の下水道網に十分類似する仮想下水道網を生成できることが分かった。エージェントベース・メソッドは、ベンチマークのためのデータセットを提供し、新しい手段を事例に依存せずに検証することが可能である。

キーワード

エージェントベース・モデリング、仮想インフラストラクチャー・ベンチマーク(VIBe)、仮想下水道システム、都市排水

緒言

仮想事例研究の適用は、都市排水における手段、アプローチやモデルを検証するための確立した技術である。しかし、下水道の仮想事例研究の生成は、時間を要する単調な作業である。Ghosh et al. (2006)は、徳永フラクタルツリーに基づく「人工ネットワーク・ジェネレータ(Artificial Network Generator)」(ANGel)を提示した。ANGelで生成された下水道システムは、SWMM (Rossman, 2004)へのエクスポートが意図されているが、まだ実行されていない。したがって、生成された下水道システムの水理学的特性は調査することができない。

Möderl et al. (2009)は、適合ゴルトン・ワトソン分岐過程に基づいて樹枝状仮想合流式下水道を自動生成する「事例研究ジェネレータ(Case Study Generator)」(CSG)アルゴリズムを開発した。この分岐プロセスは、さまざまな境界条件をもつ合流式下水道の生成が可能である。ツリーレイアウトにおいては、異なるレベルのノードが世代として定義されるが、下水道の場合には、各世代の子ノードは上流に位置される。下水道のレイアウトは、ツリーレイアウトの世代数および各世代の子ノードの

確率によって定義される。さらに、子ノードの位置は確率的に生成された標高によって決定され、それにより排水流出を確保する。CSGにおいては、都市構造は晴天時下水水量の変化によって表わされる。その他のサイズが異なる仮想集水域はツリーレイアウトに基づいて配置され、不浸透域面積とそれにもとづく雨天時下水水量が決定される。すべての管径は、簡易管径設計モデルを使って設計される。生成されたさまざまな仮想都市排水系統およびSWMMへのエクスポート・インターフェースを使用し、水理的挙動を評価するための確率的なアプローチが得られる。集水域を表わす都市構造は樹枝状下水道レイアウトに基づいて生成されるため、下水道は都市集水域の必要条件にしたがって設計されない。Sitzenfrei et al. (印刷中)は、都市規模で都市水システムの仮想事例研究をアルゴリズム的に生成するためのメソッドとして、仮想インフラストラクチャー・ベンチマーク(Virtual Infrastructure Benchmarking, VIBe)を提示した。VIBeにおいては、都市構造は実際の事例研究および/または研究文献から得られたパラメータ範囲によって既定された入力パラメータに基づいて生成される。調査されたインフラストラクチャーは、事実上、生成された仮想都市環境の必要条件を満たす最先端技術に基づいて構築される。これにより、仮想都市構造およびインフラストラクチャーは、現実に近いものとなる。

本論文では、都市構造の詳細情報に基づいて、エージェントベースの下水道発見アプローチが提示される。このアプローチは、VIBeソフトウェアのインフラストラクチャー生成モジュールとして開発されたものであるが、必要な情報が提供された場合には、実際の個々の都市に適用することができる。これにより、VIBeによって提供される仮想環境(数値標高モデル、土地利用、人口密度など)に基づいて仮想合流式下水道が生成される。生成された都市構造の特性はさまざまであるため、下水道モジュールはさまざまな特性を備えた合流式下水道を生成するが、生成された合流式下水道は入力パラメータ(例、詳細度レベル、設計特性など)によって調整される。その結果、モジュールは、SWMM(Rossmann, 2004)がシミュレーションに使用するフォーマットで都市排水系統モデルをエクスポートする。仮想下水道のレイアウト特性と下水道シミュレーションの結果に基づき、確率的調査のためのデータおよび合流式下水道のベンチマークが提供される。

方法

提示されたアプローチは、例えば、VIBeの都市構造モジュール(Sitzenfrei et al., 印刷中)によって提供された(仮想)都市構造の数値ラスタデータ(例、標高マップ、土地利用、人口当量(PE)など)に基づく合流式下水道を生成する。VIBeでは仮想都市構造を格子に基づくラスタデータ層によって表わす。これらのデータ層はさらなる生成プロセスに使用される。VIBeにおける下水道生成プロセスは、2つのインフラストラクチャー・モジュールに分けられる(図1)。モジュール1(M1)は下水道主幹線を生成する。下水道主幹線は市街地と廃水処理施設(WWTP)とをつなぎ、そのため1つまたは2~3の管路からなる。モジュール2(M2)は、仮想都市構造全体を排水する下水道を生成する。下水道網のレイアウトはエージェントベース・モデルで生成される。さらに、M2で生成された下水道網全体は、最先端の設計基準で設計され、シミュレーション・ソフトウェアSWMM(Rossmann, 2004)の入力ファイルが生成される。

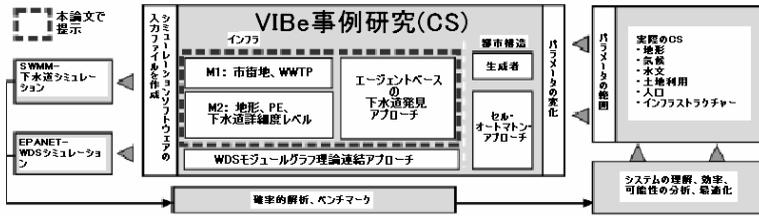


図1 VIBe概念によるエージェントベースの下水道発見アプローチ

エージェントベース・モデリング: エージェントベース・モデルでは、多くの自立エージェントがある目的を達成するために作用・相互作用する。エージェントは、必要な目的を達成するため作用したり、その環境および他のエージェントと相互作用する移動体である(Batty, 2005)。

モジュール1 (M1)

WWTPは、川の近くの下流に位置する。エージェントモデルに基づき、幹線が生成される。土地利用レイヤーにおいて連続的都市構造によって特徴づけられる市街地はWWTPと結合されるか、あるいは下水道が近くにある場合は、下水道の最寄りの分岐点と結合される(図2)。

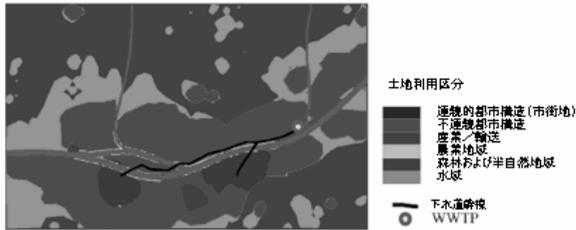


図2 下水道幹線

モジュール2 (M2)

下水道モジュールM2の構造: アプローチは2つの主要部分からなる。第1の部分では、下水道網のレイアウトが生成される。つぎに、下水道網が設計される。入力データとして、標高、土地利用、人口密度、不浸透域面積、および下水道幹線の位置(VIBeとM1)の都市構造モジュールによって提供されたもの)のラスターデータが必要とされる。M2の出力は、生成された(仮想)合流式下水道のSWMM入力ファイルである。異なる特性をもつ仮想合流式下水道を生成するには、M2生成プロセスに影響するいくつかのパラメータ(例、入口分岐点の分布密度(図3)、貯留施設および雨天時越流水(CSO)の配置戦略)を調整してもよい。

第1段階では、入口分岐点が下水道網分岐の開始位置として設定される。開始位置は、土地利用と人口密度に基づく空間分布密度によって不作為的に設定される。集水域は、開始位置周辺の地域を対応する入口分岐点につなぐことにより配置される(図3)。

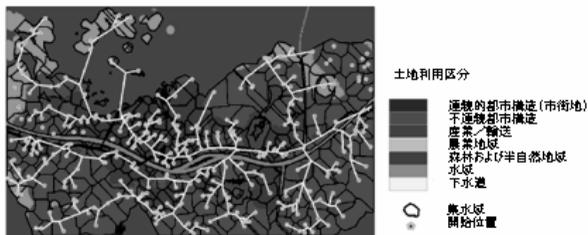


図3 開始位置および集水域

第2の段階では、エージェントベース・モデルを使用して、可能な下水道網レイアウトの確率場が生成される。この確率場に基づいて下水道網が実現される。つぎの段階では、越流および貯留施設が配置され、国のガイドラインÖWAV-RB 11(1982)およびÖWAV-RB 19(1987)にしたがって、下水道が設計される。最後に、下水道はSWMM 5.0(Rossman, 2004)入力ファイルにエクスポートされる。

エージェントベース下水道配置モデル: Batty (2005) に記述されているエージェントベース・モデル構造の原理にしたがって、仮想下水道網生成モデルが提示される。このモデルは、 L_{DEM} 数値標高マップ (DEM) および L_{COM} エージェント間のコミュニケーション・ランドスケープという2種類のランドスケープで働く1つのエージェントを有する。エージェントは、 $M1$ で生成された下水道幹線を発見するという目的をもつ。続いて、エージェントの異なる世代は、開始位置(入口分岐点)から下水道幹線を発見しようとする。 L_{COM} においては、前世代の良好なエージェントはそれらの経路を浸食する。後世代のエージェントはこれらのパスによって引きつけられ、これによりエージェント経路のツリー構造レイアウトが生成される。同様のメソッドはSchweitzer (1996) の幹線道形成に関する研究で提示されている。

エージェントはそのムーア近傍 (Ω) に依存して決定を行なう (Batty, 2005)。エージェントの現在位置 (i) は $i=0$ として定義され、近傍セルは北西の1から始まり結果 $\Omega = \{1, 2, \dots, 8\}$ に終わる番号が右回りに付けられる。エージェントがつぎの時間ステップで移動が許可された近傍セルは、エージェントの L_{DEM} および管底高 (h_s) によって既定される。許可されたセル (AC) は、 $AC_{DEM} = \{i | h_i - h_0 + h_s \leq h_{s,max}$ の方向] で、 h_0 は現在位置におけるセルの高さ、 h_i は近傍セルの高さ、 h_s はエージェントの現在管底高、そして $h_{s,max}$ は最大許容高さである。各近傍セルにつき、誘引因子 ($a_i \in \mathbb{N}$) が評価される。エージェントがより高い誘引因子もつセルに移動する可能性が高い。セルの評価は異なる費用関数を用いて行なわれる。傾斜地の費用関数では、現在セルの標高を上回るセルよりも低いセルの方が高い評価を得る。近傍セルの誘引因子は、誘引ベクトル $\vec{A}_{AC} = (a_1 a_2 \dots a_8)$ へとグループ化される。

つぎの時間ステップでエージェントが移動するセルも L_{COM} に依存する。エージェントは、現在位置

より浸食の進んだ近傍セルに移動する可能性が高い。いわゆる望ましいセル(PC)は、AC のサブセットである。ゆえに、 $PC_{COM} = AC_{DEM} \cap \{i | h_i - h_0 \leq 0 \text{ の方向}\}$ となる。PC についても、もともと浸食された近傍セルがもっとも高く評価されたものとして、誘引ベクトル \vec{A}_{PC} が構築される。

つぎの時間ステップでエージェントが移動する近傍セルの確率($\vec{p} = (p_1, p_2, \dots, p_n)$)はつぎのようになる。

$$\vec{p} = \frac{\alpha_{DEM} \cdot \vec{A}_{AC} + \alpha_{COM} \cdot \vec{A}_{PC}}{\alpha_{DEM} \cdot \|\vec{A}_{AC}\| + \alpha_{COM} \cdot \|\vec{A}_{PC}\|} \quad \alpha \text{はランドスケープの誘引因子}$$

エージェントはエージェント・ジェネレータ(AG)によって処理される。AGはいくつものエージェント世代を生成する。各生成につき、エージェントは、下水道幹線またはWWTPを探すことを目的として、開始位置に配置される。各エージェントの実行パスの確率ベクトルを計算するため、 L_{DEM} (a_{DEM} により決定)の誘引力は世代とともに減少し、 L_{COM} (a_{COM} により決定)の誘引力は増大する。良好な浸食エージェントのパスのみがあるため、下水道網の可能なレイアウトは、浸食エージェント世代が終わった後、 L_{COM} から抽出される。したがって、仮想下水道を生成するため、エージェントの最終世代は開始位置(入口分岐点)に配置され、因子 a_{DEM} は0に設定され、因子 a_{COM} は1に設定される。すなわち、エージェントは、下水道幹線に至る最も深く浸食されたパスにしたがう。エージェントのパスは、最終的に下水道網の管路を表わす。集水域は、エージェントの開始位置にて下水道につながる。不浸透域のパーセンテージは、つながれた地域全体の平均値として計算される。さらに、つながれた地域全体の合計として人口当量が増えらる。

下水道網の設計: 下水道の設計については、生成されたネットワークはツリー構造としてアレンジされる。管路を分類するため、各管路のストレーラー次数(Strahler, 1952)が計算される。

交差点におけるストレーラー次数の相違の既定確率に基づき、越流と貯留施設が配置される。越流および貯留施設は国のガイドラインÖWAV-RB 19(1987)に基づいて設計される。円形管路の寸法は、時間・面積法(Butler and Davies, 2004)を用いて算定される。現実の下水道網は国のガイドラインに厳密には従っていないため、算定された寸法を修正し、いくつかのパラメータ範囲を定義しなおすことができる。

システム性能

生成された都市排水システムの水理学的特徴を検討するため、2つの水理学的パラメータが評価される。水理学的パラメータの詳細な記述は、Möderl(発表予定)になされている。

水理学的パラメータとして、2つの性能指数(PI)が評価される。 PI_{II} はCSO効率を評価するもので、地表面流出量(V_R)に対する廃水処理施設で処理される排水量(WWTP) (V_{WWTP})として計算される。

$$PI_{II} = \frac{V_{WWTP}}{V_R} (-) [0 | 1]$$

PI4は地表氾濫を評価するためのPIである。これは、 V_R に対する総貯水量(V_P)として計算される。

$$PI4 = 1 - \frac{V_P}{V_R} (-) [0 | 1]$$

事例研究

仮想都市排水系統を生成するため、100の仮想都市を使用した。これらの仮想都市は、オーストリア・チロル州のインスブルック市など高山都市の特徴をシミュレーションするために、ViBeを使って生成したものである。インスブルックのViBeにおける都市構造の較正と検証については、Sitzenfrei et al. (印刷中)で提示される。下水道モジュールを適用する際、インスブルックの実際の下水道システム特性に適合するよう、入力パラメータが較正された。各仮想都市に対して、合計12の仮想下水道網が生成された。

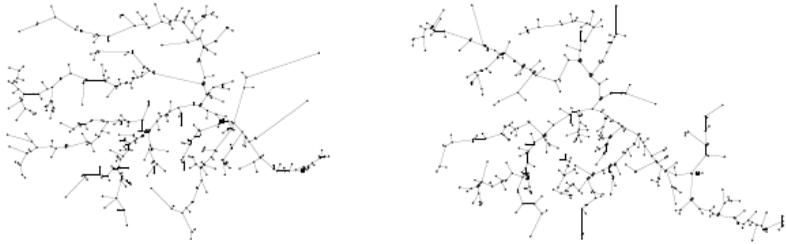


図4 仮想事例研究の例

仮想事例研究はSWMMソフトウェアを使ってシミュレーションした。SWMMにおける計算はよく知られている流体力学的モデルを使って行なわれる。結果に基づき、PI1およびPI4を計算、評価できた。例として、生成された2つの仮想下水道を図4に示す。

結果および考察

結果の計算は、ViBeの都市構造モジュールで生成された100の仮想都市に対して行った。各仮想都市に対して12、合計1,200の仮想合流式下水道(VCSS)が、提示されたアプローチで生成された。事例研究の計算には、インスブルックのパラメータ・セットを使用した。VCSSをインスブルックの実際の下水道と比較した。シミュレーションには、降雨強度 $r_{(15),1}$ 、持続時間2時間、5年確率の高山地域を対象する計画豪雨「Euler Type II」(De Toffol(2006)に記述)を使用した。結果の最初の部分では生成された下水道の特性を、第2の部分では水理学的特性を評価した。

特性

図5は、生成されたVCSSの詳細度レベルの評価を示している。左のグラフは広範囲の集水域数を示す。結果として、実際の事例研究における集水域数がVCSSの範囲内にあることが分かる。不透透域面積が約400～1,000ヘクタールの範囲にあることも分かるであろう。この面積の違いは、エージェントベースの下水道配置プロセスによるものである。これは、集水域のすべてが排水できるわけではないため、すべての集水域を下水道につなぐことができなかつたからである。右のグラフでは、VCSSの集水域の累積分布関数(CDF)をインスブルックと比較している。これからすぐ分かるように、仮想集水域面積の中央値は約2.5～3.5(ヘクタール)の範囲となっている。これらのCDFを分析することによって、都市排水モデルの詳細度レベル情報を得ることができる。実際のモデルの詳細度レベルが仮想モデルのそれと一致することが証明された。

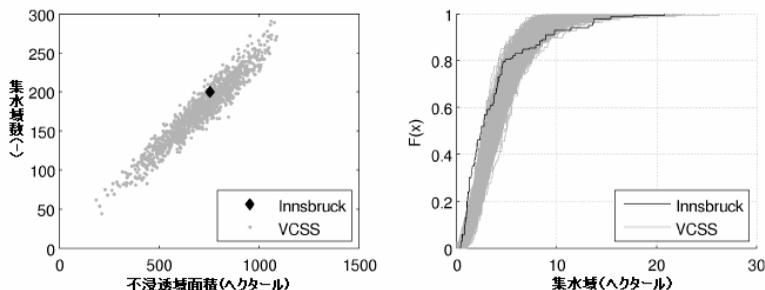


図5 不透透域面積に対する集水域数および集水域のCDF

図6左のグラフは管路全長を示している。インスブルックの管路全長は、インスブルック周囲から送水管路(全長約95km)を除いて算出される。図6右のグラフは、管路長に対するCDFを示している。VCSSの管路の約97%はほぼ同じ長さで、残りの3%はインスブルック周囲の配水管路である。

図7は、下水道の設計の評価を示すもので、断面積を比較している。図7左のグラフで示された結果は、VCSSの平均断面積がインスブルックのそれとほぼ同じであるとの結論を導くものである。VCSSにおいては最大断面積が大きくなり過ぎている。図7右のグラフから分かるように、過大評価された管路は全体の約5%にとどまる。管路設計のための調整係数を較正することによって、インスブルックの管路容量が、時間・面積法によって得られる計算値よりも小さいことが分かった。

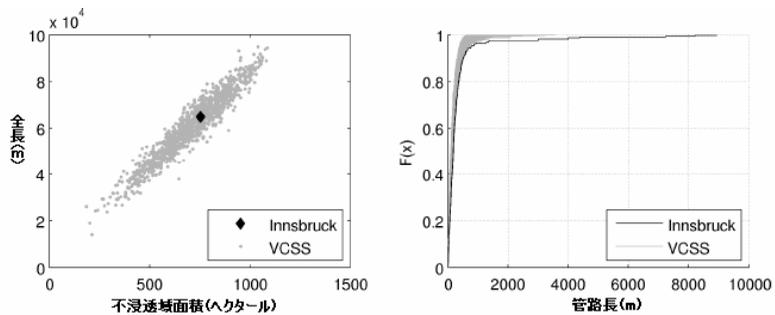


図6 不透水域面積に対する全長および管路長のCDF

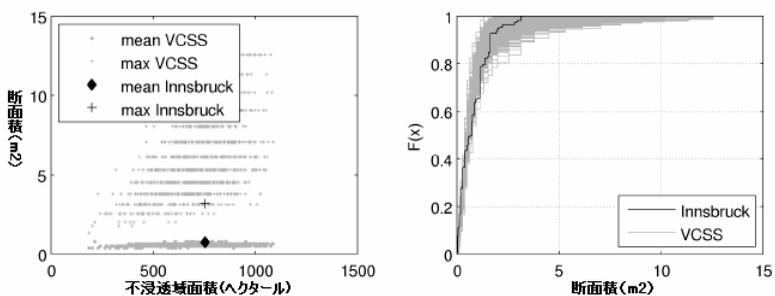


図7 不透水域面積に対する断面積および断面積のCDF

性能

図8は、仮想下水道網の性能の評価を示している。左のグラフはCSO効率率(PII)を、右のグラフは下水道氾濫効率率($PI4$)を示す。インスブルックのPIはVCSSの範囲内にある。性能評価結果が示すとおり、 PII の挙動が事例によってかなり異なるのに対して、 $PI4$ の挙動にはそれほど違いがないことが分かる。

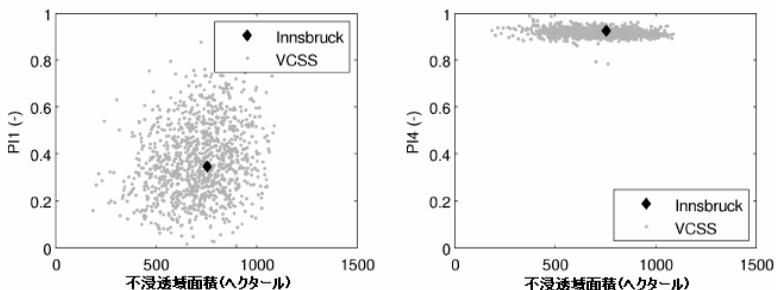


図8 不透透域面積に対するCSO効率(P_{11})および下水道氾濫効率(P_{14})

表1は、前述した考察の結果を要約したものである。

表1 ネットワーク特性のまとめ

	インズブルック	VCSS平均値	VCSS最小値	VCSS最大値
集水域数	200	177	44	291
不透透域面積(ヘクタール)	760	711	185	1,088
管路全長(km)	65	62	14	95
平均断面積(m^2)	0.73	0.57	0.38	0.79
P_{11}	0.35	0.37	0.01	0.88
P_{14}	0.92	0.92	0.78	0.99

結論および今後の展望

仮想および実際の都市環境における仮想下水道網生成のためのエージェントベース・アプローチを提示した。仮想下水道の生成は、非常に強固かつ柔軟なエージェントベース・モデル・アプローチに基づいて行なった。下水道のレイアウトおよび設計は、実際のシステムに近い仮想下水道の生成を可能にする広範囲のパラメータに対して適応させることができる。

実際のシステムと比較すると、インズブルック・モデルの管路の容量は、時間・面積法による計算値より小さいことが分かった。また、集水域面積はモデルの詳細度レベルを記述する特性であることが分かった。

結果で示されたように、校正されたパラメータ・セットで生成される仮想下水道のレイアウトと性能は、実際のシステムに非常に近いものであった。提示された方法をVIBeと併せて使用することにより、異なる地域条件や異なる下水道網特性を有する多様な集落地域の事例研究を作成するための強力なツールが提供される。これにより、広範囲の事例に対する異なる戦略や手段の評価が可能となる。1つあるいは少数の実際の事例研究による評価とは異なり、提示されたアプローチからは、事

例に依存しない結果を得ることが可能である。例えば、性能評価結果から、*PII* (CSO効率) が事例に依存する挙動を示すのに対し、*PI4* (下水道氾濫効率) では依存度が低いことが分かった。

本モデルは、広範囲の目的に容易に拡大、使用することができる。エージェントベース・モデルの今後のさらなる開発には、ポンプシステムおよびより多くの管路断面形状を含めることが提案される。アプローチはViBe都市に限定されるものではなく、現実のラスタデータも仮想下水道システムの生成に使用することができる。したがって、公道のための新しいデータ層が含まれるであろう。これにより、公道を考慮に入れた仮想下水道を生成することが可能となる。これは、既存の下水道データが不足している事例研究に使用することができよう。

参考文献

- Batty, M. (2005): *Cities and Complexity: Understanding Cities with Cellular Automata, Agent-Based Models and Fractals*. The MIT Press.
- Butler, D.; Davies, J.W. (2004): *Urban Drainage*. 2nd. Ed., Spon Press, London.
- De Toffol, S. (2006): *Sewer system performance assessment - an indicator based methodology*. University of Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Dissertation.
- Ghosh, I.; Hellweger, F.L.; Fritch, T.G. (2006): Fractal Generation of Artificial Sewer Networks for Hydrologic Simulations. In: *Proceedings of the ESRI International User Conference*, San Diego, California, August 7-11.
- Möderl, M. (in preparation): *Modelltechnische Analyse von Netzwerksystemen der Siedlungswasserwirtschaft*. Universität Innsbruck, Dissertation. (in German)
- Möderl, M.; Butler, D.; Rauch, W. (2009): A stochastic approach for automatic generation of urban drainage systems. In: *Water Science and Technology*, Vol. 59(6), p. 149 -155.
- ÖWAV-RB 11 (1982): *Richlinie für die abwassertechnische Berechnung von Schmutz-, Regenund Mischwasserkanälen*. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. (in German)
- ÖWAV-RB 19 (1987): *Richtlinie für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen*. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. (in German)
- Rossman, L.A. (2004): *Storm water management model - User's manual Version 5.0*. National Risk Management Research Laboratory - U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Schweitzer, F., Lao, K., Family, F. (1996): Active random walkers simulate trunk trail formation by ants. In: *Biosystems*, Vol. 43(3), p. 153-199.
- Sitzenfrei, R.; Fach, S.; Kinzel, H.; Rauch, W. (2009): A multi-layer cellular automata approach for algorithmic generation of virtual urban water systems - ViBe. In: *Proceedings of the 8th International Conference on Urban Drainage Modelling*, Tokyo, Japan, 7 - 11 September, 2009. (in press)
- Strahler, A.N. (1952): Dynamic basis of geomorphology. In: *Geological Society of America Bulletin* 63, p. 923-938.

From mess to mass: 連続的な生データから不確実性ととも 豪雨イベント汚濁負荷量を計算する手法

From mess to mass: a methodology for calculating storm event pollution loads with their uncertainties, from continuous raw data

Métadier M***, Bertrand-Krajewski J-L**

* *Safege, 15-27 rue du Port, Nanterre cedex, F-92022, France (E-mail: marjolaine.metadier@safège.fr)*

** *Université de Lyon, INSA Lyon, LGCIE, 34 avenue des Arts, Villeurbanne cedex, F-69621, France (E-mail: marjolaine.metadier@insa-lyon.fr; jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr)*

要旨

豪雨時の下水道中TSS(全浮遊物質)およびCOD(化学的酸素要求量)負荷量を測定するため、短い時間きざみの濁度連続測定値を使用する方法は、都市水文学分野で益々頻繁に使用されているアプローチである。過去数年において、不確実性の計算を含むデータ処理の異なる段階のためのいくつかの手法が開発されてきた。しかし、生データから豪雨時イベント汚濁負荷量にいたるデータ処理は、下水道オペレータにとって依然として時間を要する仕事である。これは次の理由による: (1) 手法そのものの相対的な複雑さ、(2) データ処理の一部段階のためのツール不足、(3) データ処理段階すべてを統合する効率的なツールの不足。本論文では、そのような全体の統合ツールを目的として開発された方法論を提示する。この方法論には次のようにいくつもの段階が含まれる: (1) 生データファイルのロード、(2) センサーの較正、(3) 事前検証パラメータの設定、(4) データ補正、(5) データ事前検証、(6) データ検証、(7) 流量、TSS・COD濃度の計算、(8) イベント負荷量の計算。データ処理の各段階では不確実性の計算が組み込まれ、さまざまな目的に応用できる信頼性あるデータの生成が行なわれる。この方法論は、フランス・リヨンの都市集水域で検証され、その有効性が確認された。本論文でその結果を報告する。

キーワード

較正、COD、連続測定、データ検証、豪雨イベント汚濁負荷量、TSS、濁度、不確実性

緒言

現地で連続測定を行い短い時間きざみでデータ収集する方法は、都市排水システムにおいてますます一般的になっている。水文学的パラメータと水質パラメータを得るための新しい測定技術が最近開発された。全浮遊物質(TSS)および化学的酸素要求量(COD)については、濁度を使った代替測定により、費用と時間を要する従来のサンプリング手法の限界を克服することができる。例えば、Bertrand-Krajewski et al.(2007)は、濁度からTSS・COD濃度およびそれらの不確実性を評価するための統合的手法一式を提案し、それらを適用するための簡便な(Matlabを使用した)ツールを開発した。これにより、イベント汚濁負荷量を計算できるようになった。しかし、これらの手法をうまく適用するには、次の2つの点を考慮する必要がある。

(1) 記録される時系列の質: センサーは多くの機能的、技術的、および操作上の制約があるため、慎重に検証する必要がある。センサーを適切に較正することで、生データを補正し、それらの不確実性を評価しなければならない。通常データ量は膨大であるため、データ検証を手作業で行なうことは現実的に不可能である。そのため、不必要に多大な時間を要するプロセスを経ずにデータ品

質を保証するため、半自動ツールを使用する必要がある。下水道に使われるそうしたツールの例として、小さな集水域を対象とした研究報告(Mourad and Bertrand-Krajewski, 2002)、または大規模な集水域を対象とした研究報告(van Bijnen and Korving, 2008)がある。これらの半自動データ検証手法は、いくつものテストを実施することにより、不確かで信頼性の低いデータを検知するが、それ自体の較正も必要である。これらの手法は、降雨強度、流量、および濁度につき、正しく機能することが確認されている。

(2)連続測定された濁度とサンプリングから得られたTSS・COD濃度との間の相関関数の決定：得られた相関性は対象地点固有のものである。手法は異なる地域を対象として長年にわたってテストされてきたが、下水道管理への適用は限られており、主に研究目的である。どこの地域でも、TSS・COD負荷量を評価するための実験式を信頼性をもって使用できるかどうかは、相関性を確立した手法次第である。十分な信頼性レベルを確保するためには、不確実性を評価し、最小化することが重要となる。データセットに存在する異常値を検知し、両変数における不確実性を説明する特定の回帰を適用する必要がある。

このため、さまざまなツールが次の目的のために個別に開発されてきた：(1)データ補正および不確実性評価、(2)データ検証、(3)相関関数の決定。しかし、非常に長く連続した膨大な生データからイベント汚濁負荷量を不確実性ととも評価するプロセスは、下水道事業者にとっては依然として多大な時間を要する作業である。これは次のことに起因する：(1)手法そのものの相対的な複雑さ、(2)データ処理の一部段階のためのツール不足、(3)データ処理段階すべてを統合する効率的なツールの不足。本論文は、そのような全体的な統合ツールを目的として開発された方法論を提示する。これには既存ツールや手法とともに新しいものも含まれる。一部の既存ツールも応用、改良されてきた。提案されるすべてのツールはMatlabでプログラムされ、全体的半自動ツールに統合できるように適応または作成された。

本論文では、方法論の各ステップについて記述するが、その際、新しい手法や応用された手法に重点を置く。この方法論は、リヨン(フランス)の分流式下水道で濁度計を使ってテスト、その有効性が検証され、排水口におけるTSS・COD負荷量が不確実性ととも評価された。5年間の連続的生データを処理したが、その結果のいくつかを提示する。

方法論

ステップ1: 生データファイルのロード

この方法論の第1ステップは、生データファイルの記述である：(1)センサーの種類、(2)データ名称、(3)ファイルにロードする際のデータ順序。生データファイルの各行は連続する時間きざみに対応している。この情報は後のステップで使用される。センサー種類には、水位計、流速計、または水質計(濁度、電気伝導度、温度、pHなど)が含まれる。

ステップ2: センサーの較正

このステップでは、データ補正およびその標準不確実性の計算に必要とされる情報を決定する：(1)較正済みセンサーの較正関数および対応する係数不確実性、(2)すべてのセンサーが収集した生データの信頼性またはセンサーの不確実性、(3)センサー動作条件による現場不確実性。以下のパラグラフでは、いくつか重要な点を示す。詳細については、Métadier and Bertrand-Krajewski(投稿中)に記述がある。

校正関数の決定: センサーによって、関数は直線、二次多項式、または三次多項式のいずれかの形をとる。測定の変動により、通常の線形最小二乗回帰または変数および非定常変化双方の不確実性を説明するウィリアムソン回帰 (Williamson, 1968) が用いられる。ウィリアムソン回帰は、Bertrand-Krajewski (2004) が非線形ケースに使用している。これら2つの回帰型では、係数不確実性は、解析的またはモンテカルロ・シミュレーションのいずれかの方法で計算することができる。最終的なオフセット補正を指定することができ、最適な多項式次数がSnedecor testによって決定される。

センサー不確実性: 校正済みセンサーについては、センサー不確実性は校正測定偏差から予測される。線形最小二乗回帰では、標準物質で観察された変動の上限値が一定の不確実性として選ばれる。ウィリアムソン回帰の場合、様々なセンサー不確実性を設定することができる。つまり、異なるセンサー測定範囲に対して、異なる測定変動の上限値を選ぶことができる。未校正センサーについては、オペレータが一定の標準不確実性を設定することができる。

現場不確実性: この不確実性の原因は現場に固有のものである。その値は専門知識によって評価されなければならない。例えば、本論文で後述される例において、濁度は下水管で直接測定されるのではなく、ペリスタポンプによって排水口から排水が連続的に供給されるシュルターの中で測定される。その場合、測定された排水の代表性および水路におけるセンサー位置が、現場不確実性の原因としてみなされるべきだ。

ステップ3: 事前検証パラメータ

このステップでは、事前検証テストに必要なさまざまなパラメータの情報を提供することが目的である。提案される事前検証手法は、Mourad and Bertrand-Krajewski (2002) によって提示された手法に基づくものである。ここで提案される手法は、測定の質を自動的に診断するための次の3種類の検証値から成る: 1 (正しい)、2 (不確か)、3 (誤っている)。このため、8つの事前検証テストが提案されている。テスト結果は次段階においてマトラボツールを使って行なわれる手作業の検証で使用されることから、アルファベットよりも数値による評価が選択された。以下のパラグラフでは、必要な事前検証パラメータとともにテストについて簡潔に記述する。

Mouradの第1のテストは、個別に実行できる1aおよび1bと名付けられた2つの単純化されたテストに分けられる。テスト1a「センサーの状態」は、データが記録されたかどうかをチェックする。このテストはパラメータを必要としない。テスト1b「センサーの保守」は、センサーの保守期間をチェックする。各センサーの保守期間に関する情報が、オペレータによって作成されたインポートファイルで提供される必要がある。

テスト2~7はMourad (2002) によって提案されたものである。テスト2「物理的範囲」は、上下限値の定義をし、物理的に異常な値を検知することができる。同じ原理により、テスト3「測定場所において現実的な範囲」にも2つの閾値が必要である。テスト4「保守後の期間」は、2つのパラメータを含み、測定日を直近の保守期間と比較し、データを「正しい」または「不確か」として分類する。テスト5「信号勾配」は、瞬時値と移動平均値/中央値との差を比較することにより、値の急激あるいは不規則な増減を検知する。必要なパラメータは、移動平均値・中央値を計算するための時間きざみ数および上下限値である。テスト6「測定機器の冗長性」は、2つの重複するセンサーの値および信号の動態を比較し、異常な傾向や差異を検知するものである。テスト7「分析的冗長性」は、原理においては類似しているが、相関量の値および信号を比較するものである。テスト6と7には、2つのパラメータ

が必要である。

テスト8「影響を受けるセンサー」は、他のセンサーによって得られた値に応じて、影響を受けるセンサーのデータを試験する新しいテストである。このテストは、影響を与えるセンサーの閾値を要求し、データを「正しい」または「不確か」として分類する。例えば、水位計および流速計の場合、管路内の水位が低すぎる（閾値として定義される）場合、測定された流速値も「不確か」とみなすことができる。この段階については、テストを実行する前に、方法論のステップ3でパラメータを決定する必要がある。影響を受けるセンサー、影響を与えるセンサー、そして閾値は、オペレータがテスト実行時に選ぶ。

テスト2、3、5については、晴天期間と雨天期間に対して異なる閾値を設定することができる。2つの期間を区別する基準は、オペレータが定義するか、もしくはは任意のセンサーおよび対応する閾値（例、10cmを上回る水位）に基づいて定義することができる。テスト1a、1b、2については、検証値は1または3であるが、他のテストについては1または2である。

ステップ4: データ補正

このステップでは、各時間きざみで生データを補正し、較正段階で提供された情報から対応する標準不確か性を計算する。

較正済みセンサーについては、時間きざみ*i*における生測定値 X_i の補正值 \hat{X}_i は、較正関数の逆数を使って直接解析計算（検証値1および2）あるいは数値最小化（検証値3）を行い、最終補正值を加えることによって求められる。補正值の総不確か性は次式によって計算される。

$$u_{tot}(\hat{X}_i)^2 = u_m(\hat{X}_i)^2 + u_{site}(\hat{X}_i)^2$$

$u_m(\hat{X}_i)$ は、不確か性伝搬の法則から求められた、センサーと較正の不確か性を説明する測定標準不確か性で、 $u_{site}(\hat{X}_i)$ は現場標準不確か性である。未較正センサーについては、生データはそのまま維持される。その場合、測定標準不確か性はセンサー不確か性に等しい。

ステップ5: データの事前検証

補正データに対して事前検証テストが実施され、検証値が与えられる。まず注意すべきは、すべてのテストがすべてのデータ系列に系統的に適用できるとは限らないことである。テスト1a～5のみ、すべてのセンサーに適用できるが、テスト2、3、5はそれぞれのセンサーによって異なる。テスト6、7、8は、テストパラメータが提供される特定のセンサーにのみ適用できる。

生データファイルのサイズおよびコンピュータの性能によっては、事前検証テストに相当な時間を要する場合がある。そのため、オペレータは希望するセンサーに対する興味のあるテストのみを選択（テスト1a～5から選択）することができる。その上で、新しい事前検証テストを実行することができ、検証値3が与えられたデータは無視される。

事前検証テストの最後に、各センサー、値、および時間きざみに対して検証値が与えられる。この検証値は異なるテストに得られた検証値を連結したものである。テストが成功しなかった場合は、検証値9が与えられる。補正データファイルと同じ形式をもつが、検証値が複数の検証値と置き換えられた事前検証ファイルが生成される。これにより、「不確か」または「誤っている」という検証値が与えられた理由に関する情報を保持することができる。

事前検証テストの手順を図1に示す。選択された各センサーおよび各時間きざみに対し、はじめにテスト1a、1b、2が実行される。検証値3が与えられた場合、他のテストは行なわれない。これら3つのテストの結果、データが「正しい」と評価された場合は、テスト3～8が実行され、最終検証値が与えられる。いずれかのテストで「誤っている」と評価された場合、最終検証値は2となり、それ以外は1となる。すべてのテストが選択されなかった場合でも、テスト手順はまったく同じである。

ステップ6: データ検証

最終的な検証はオペレータが手作業で行なうが、最終検証値は1または3とし、評価値3の「誤っている」として分類されたデータは削除される。この際不確かなデータの視覚化と処理のために、Matlab・グラフィカル・インターフェースを作成した。このツールは、データファイル中の検証値を手作業で変更することなく、検証を行なうためのものである。ユーザは、データを選択することで、グラフィックスから不確かなデータの検証値を直接補正することができる。オペレータが「正しい」と判断した場合、データ検証値は1とし、それ以外は3となる。テスト4の結果として得られる検証値を次のように4つのカラーコードで分類する方法を提案する: (1) 黒 - 正しいデータ、(2) オレンジ - 不確かなデータ、(3) 赤 - 未補正データ、(4) 緑 - 誤ったデータ。赤データは削除の対象となるか、あるいは、(めったにないことであるが)最終的に「正しい」データとして分類される。また、「正しい」として分類されたデータが「誤った」データに変わる場合もある。これは、事前検証テストが十分に較正されていない場合に起こり得る。グラフィック・インターフェースでは1～4のグラフを表示することができる。各グラフにおいて、いくつかのセンサーをプロットし、対応する95%信頼区間を加えることができる。

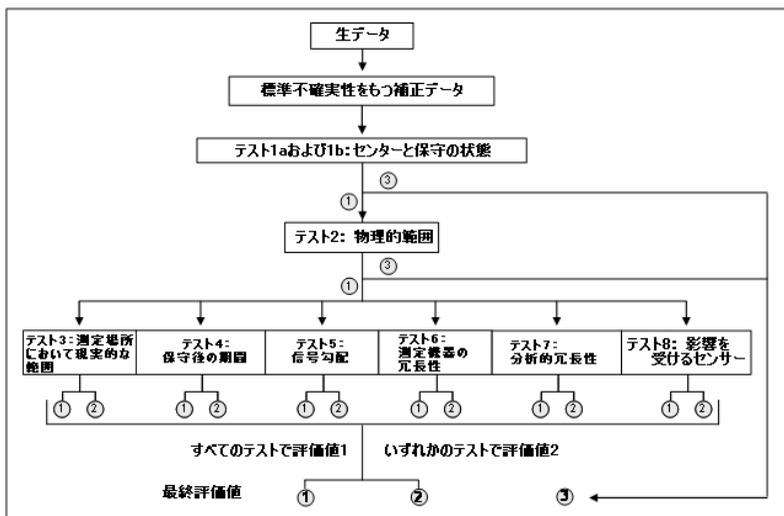


図1 検証値「1」「2」「3」を用いた事前検証手順

ステップ7: 流出量とTSS・COD濃度の計算

流出量計算には異なる手法が使用できる: (1) 補正水位に基づくManning Stricklerの式、(2) 水位・流速の関係(分かる場合のみ)、(3) キャリブレーション曲線。これら3つの手法では、不確実性伝搬の法則を使って標準不確実性を計算することができる。水位と流速の不確実性はステップ4で計算される。使用される手法によっては、キャリブレーション曲線係数やManning Strickler係数の不確実性など、他の不確実性が必要である。

TSS・COD濃度は、晴天期間、雨天期間ともに、濁度との相関性から計算される。相関関数はサンプリングから得られた濁度・TSS・CODから、Williamson回帰を使って決定される。標準不確実性は不確実性伝搬の法則によって計算される。詳細については、Bertrand-Krajewski et al. (2007) およびTorres (2008)を参照されたい。

ステップ8: イベント負荷量の計算

このステップでは、TSS・CODイベント負荷量はそれらの標準不確実性ととも算出される。これには、(1) 豪雨イベント期間の決定、および(2) 選択された期間のイベント負荷量計算そのものが含まれる。

豪雨イベントの識別を容易化するための半自動ツールが作成された。Métadier and Bertrand-Krajewski (投稿中)がこの手法の分流式下水道への適用例を報告している。自動ツール(Matlabでプログラム)は、次の3つの基準に基づいて豪雨期間を決定する: (1) 流出量閾値、(2) 連続する2つのイベント間の最短期間、(3) 降雨イベント開始から氾濫までの最長時間。次に、オペレータは手作業で結果を検証し、必要に応じてイベント期間を変更する。晴天時の流量と全負荷量に与える影響を考慮に入れた、合流式下水道を対象とする類似ツールを構築した。このツールでは、任意の豪雨イベントに対し、「もっともよく似た」晴天パターンをグラフィックで選び、豪雨イベント(流出量および濁度)に積み重ねることができる。次に、オペレータが手作業で豪雨イベントの期間を選ぶ。

イベント負荷量は、豪雨イベントの連続的な濃度と流出量との積分によって算出する。標準不確実性は、離散化に起因する不確実性および流出量と濃度の不確実性を考慮し、不確実性伝搬の法則によって算出する。この手法を分流式下水道に適用した場合の詳細については、Métadier and Bertrand-Krajewski (投稿中)に記述されている。

本方法論のすべてのステップは個別にテストされ、有効性が確認された。2009年中旬にはプロトタイプソフトウェアが利用可能となる。

適用例

上記方法論は、分流式下水道を有し、出口には水位・水質計、濁度計、電気伝導度計、pH計、温度計が設置されているChassieu集水域(フランス)を対象としてテストされ、有効性が確認された。水質パラメータは、下水管内で直接測定するのではなく、管路近くの水路に連続的に排水をポンプ供給して測定した。5年間(2004~2008年)のデータが処理対象となった。

使用された生データファイル構造を表1に示す。データは2分間の時間きざみで記録された。すべてのセンサーは、平均して年2回の較正が行なわれた。線形平均二乗手法とWilliamson回帰法の両手法を使用した。濁度計に対しては、1,000NTUを超えると分散が大きくなったので2つの測定範囲を設定し、異なる分散を適用した。水位計および濁度計については、標準現場不確実性として7.5mmおよび補正濁度の5%が考慮された。

表1 生データファイル構造(Chassieu)

パラメータ	Date	電気伝導度	水位	pH	温度	濁度
名称	Date	Cond	h	pH	Te	Tu
単位	UT	$\mu\text{S cm}^{-1}$	m	upH	$^{\circ}\text{C}$	NTU

テスト1a、2、3、5(移動中央値、 ± 2 時間さざみ)は、全センサーに適用された。晴天期間と雨天期間の判別基準は、水位11cm以上か否かである。テスト2、3、5の閾値(表2)は、過去の研究から算定された。濁度検証には、電気伝導度、pH、および温度が使用された。

表2 テスト2、3、5で使用した事前検証閾値(WWF:雨天時流出、DWF:晴天時流出)

Tests	Test 2		Test 3				Test 5 (中央値)			
			WWF		DWF		WWF		DWF	
閾値	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
電気伝導度 ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	0	2500	10	2000	300	2000	0.01	100	0.01	50
水位 (m)	0	2	0.05	0.9	0.001	0.2	0.001	0.003	0.001	0.015
pH (upH)	0	14	3	12	3	12	10e-6	0.25	10e-6	0.25
温度 ($^{\circ}\text{C}$)	0	100	2	30	2	30	10e-6	0.3	10e-6	0.3
濁度 (NTU)	0	4000	5	2000	5	500	0.01	50	0.01	50

流出量はManning Stricklerの式を使って計算され、 $K_{MS}=71.5$ に設定した流体モデルによって決定される。TSS-濁度およびCOD-濁度の相関性は、3年間(2004~2006年)に収集された61のサンプルから決定される。

自動判別には、Bronに設置された最寄りの雨量計から得られたデータが使用された。流出量閾値として $4 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ 、連続する2つのイベント間の最短期間として4時間、そして降雨事象の開始から氾濫までの最長時間として6時間が使用された。

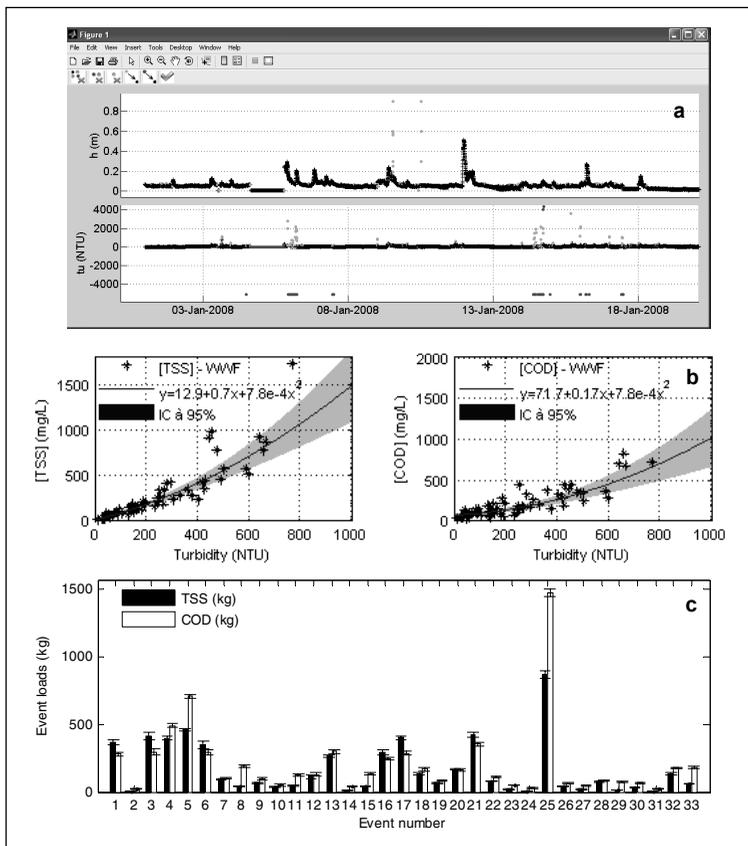


図2 Chassieuに適用された方法論の結果の一部：(a)2008年1月1日～20日の水位・濁度計の検証、(b)TSS－濁度およびCOD－濁度の相関、(c)2005年におけるTSS・CODイベント負荷量と95%信頼区間

方法論の実行結果例a、b、cを図2に示す：(a)検証、(b)TSS－濁度およびCOD－濁度の相関、(c)イベント負荷量の計算。

結論

膨大な生データから汚濁負荷を算出するには、いくつかの複雑な手法を経てデータを処理し、長い計算時間と多大な労力を費やして、許容できる不確実性レベルでTSSとCOD負荷を評価しなければならない。こうした膨大な作業により、やる気をそがれるオペレータもいるであろう。しかし、この問題は本論文で提示した厳密な方法論を実行することによって解決することができる。Matlabの効率的で互換性のあるツールを手法の各ステップに使用することで、計算時間を最適化することが可能となる。さらに、いくつもの異なるツールの柔軟な構造がデータ処理を容易化する。特に、グラフィックを使った検証により、オペレータはデータファイルを手作業でつぶさに調べることなくデータを検証することができ、これにより、エラーを回避し時間を大幅に節約できる。データ処理の各時間きざみに不確実性計算を組み入れることで信頼性の高いデータを生成でき、そのデータはさらに応用可能である。現在、プロトタイプの開発中であり、近い将来市販されるだろう。

もう1つの重要な点は、この手法がさまざまな異なるアプリケーションに使用できることである。オペレータは必要なツールのみを使うだけでよい。また、今後他の手法および/またはツールを加えることもできる。例えば、検証テストやデータ処理・解析ツールなどの追加が考えられる。今後の研究では、幅広い許容基準を対象とする、欠損データを補う半自動アルゴリズムを開発していく予定である。

謝辞

本研究は博士課程研究の一部で、SAFEGE社からご支援をいただいた。

参考文献

Bertrand-Krajewski J.-L. (2004). TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. *Water Science and Technology*, 50(11), 81-88.

Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Lipeme Kouyi G., Torres A., Lepot M. (2007). Event and annual TSS and COD loads in combined sewer overflows estimated by continuous in situ turbidity measurements. *Proceedings of the 11th International Conference on Diffuse Pollution*, Belo Horizonte, Brazil, 26-31 August, 8 p.

Métadier and Bertrand-Krajewski J.-L. (submitted). Traitement de séries chronologiques de turbidité continues à court pas de temps pour l'estimation des masses de MES et de DCO rejetées en milieu urbain par temps de pluie (treatment of continuous turbidity series for estimation of TSS and COD loads in sewer systems). *Journal of Water Science*.

Mourad M. and 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), 263-270.

Torres A. (2008). *Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille: éléments de réflexion pour le suivi et la modélisation*. PhD thesis, INSA de Lyon, France.

Van Bijnen M. and Korving H. (2008). Applications and results of automatic validation of sewer monitoring data. *Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK, 2008, 10 p.

Williamson J.H. (1968). Least-squares fitting of a straight line. *Canadian Journal of Physics*, 46, 1845-1847.

雨水処理システムにおける微量汚染物質除去のモデル化

Modelling removal of micropollutants in stormwater treatment systems

L. Vezzaro*, E. Eriksson*, A. Ledin*, P.S. Mikkelsen*

**Department of Environmental Engineering (DTU Environment), Technical University of Denmark, Building 113, Miljøvej, 2800 Kgs. Lyngby, Denmark (E-mail: luv@env.dtu.dk)*

要約

雨水処理システムにおける微量汚染物質 (MP) 除去をモデル化することは、一般的に実測値が不足している状況においては不可欠である。本論文では、雨水処理システムにおけるMP除去を予測するための革新的動的モデルを提案する。このモデルは、2コンパートメント直列CSTR (連続攪拌槽型反応器) の概念モデルに基づくもので、しばしばMPに関して得られる唯一の情報であるMPの固有特性からMPの挙動を予測することができる。このモデルは柔軟な構造を有しているため、さまざまな処理ユニットや物質に適用することができる。このモデルは、最も重要な除去機構に基づいて、雨水処理システムの異なるコンパートメント間におけるMPの動態を動的にシミュレーションすることができる。このモデルは、重金属 (CuおよびZn) とベンゼンに関してテストされた。このテストから、高い吸着能をもつ物質の除去能力は、おもに沈降により評価が左右されるという暫定的結果が得られた。このモデルは、さまざまな物質に対し、個々の挙動プロセスの重要性を評価するのに利用できる。さまざまな挙動プロセスパラメータの影響を詳細に評価することにより、さまざまな化合物の処理効率につき、信頼性ある予測をすることができよう。

キーワード

最適管理法(BMP)、挙動プロセスモデリング、微量汚染物質、雨水処理、表面流出

序

近年、都市水管理における雨水処理施設の水質モデリングの必要性が益々叫ばれている。雨天時排水中の汚染物質が受水域に与える影響を減らし、微量汚染物質 (MP) を除去する必要性 (例、EU Water Framework Directive 2000/60/EC) に応えるためには、各種雨水処理オプションの除去効率を予測することが重要である。水相からの汚染物質除去可能性は、汚染物質の固有特性や処理システムが有する除去機構を調べることで評価することができる。一部の雨水処理ユニット (構造的最適管理法(BMPs)とも呼ばれる) が他より、水相からのMP除去に適していることが予測される (Scholes et al., 2008)。BMPにおける汚染物質除去をシミュレーションするいくつかのモデルが既に存在している。複雑さのレベルは違えど、さまざまなアプローチや数式が汚染物質除去プロセス記述のために用いられている。しかし、既存モデルは主としてCODまたはBODとして測定される一般的な有機汚濁、総懸濁固体 (TSS)、栄養塩、重金属など、「従来の」汚染物質の除去に重点を置いている。また、除去プロセスは、通常、一般的な除去率としてひとまとめにされ、もっとも関連性の高いものしか含まれていない (例、沈降)。有機微量汚染物質の除去には、固有特性に応じてより複雑なプロセス (すなわち、物理的、物理化学的、生物学的プロセス) を検討する必要がある (例、Lützhof et al., 2008)。

本研究の主な目的は、BMPにおけるMP除去を予測するための新たなモデルを開発することである。こ

のモデルは、例えばWong et al. (2006)によって示された多段式連続攪拌槽型反応器 (CSTR) のアプローチに基づいてはいるが、固有特性および関連プロセスを、これまで発表されていない革新的な方法で使用している。よってこのモデルは、流入濃度や処理水濃度の詳細な実測値がない場合でも、広範囲の物質に対するBMPの性能に関する情報を提供できる。また、湿地、池、植生湿原、砂礫・植物ろ過、沈殿池など、異なるBMPを表現することができる。そして、雨水システムにおけるMPの挙動を動的にシミュレーションすることができ、システムの異なるコンパートメント間の汚染物質フローの分析を可能にした。

<モデル開発>

理論的背景

既存の雨天時排水水質シミュレーション用ソフトウェアでは、雨水処理ユニットのモデル化につきいくつかのオプションを提供している (Huber et al. (2006)) の総説などを参照のこと。これらのモデルに共通することは、例えば廃水処理のモデルなどと比べ、複雑性のレベルが低いことである。これは、雨水処理の水質モデリングに影響を与えるさまざまな不確実性 (すなわち、複雑なプロセス、信頼性ある実測値の欠如など) が主な原因である。このため、モデル開発者たちは、非常に包括的な概念モデルを選択しがちなのである。

既存モデルは、いくつかの基準と属性 (例、対象汚染物質、除去プロセス、モデルの目的、時間ステップなど) によって分類することができる。これらのモデルでは、通常、「従来の」水質汚染物質と重金属を対象とする。しかし、重金属については、通常、回帰関係などに基づいて懸濁成分とその沈降プロセスしか扱っておらず、他の挙動プロセス (例、吸着、化学変換、生物蓄積など) は含まれていない。既存モデルは、より複雑な動態や除去機構 (例、加水分解、光分解、生分解など) をもつ化合物の挙動をシミュレーションすることができない。除去機構の定式化手法により、既存モデルは次のように分類することができる。

- ・ 除去効率に基づくモデル：除去機構および動力学的詳細な記述は無視される。水質改善は、既存のデータベースや経験式を使った計算から得られた減少係数のみを使用して算出される。
- ・ 沈降に基づくモデル：粒子の沈降が主な除去プロセスと見なされる。他の汚染物質の除去は、沈降した粒子への化合物の収着を分配係数を用いて推測することにより計算される。
- ・ 一次反応式に基づくモデル：汚染物質除去は単一の一次反応によってモデル化される。そのため、処理ユニットで起こるさまざまなプロセスは、単一の係数にひとまとめにされる。
- ・ 汚染物質循環に基づくモデル：さまざまな汚染物質の循環は、ユニット内で生じるあらゆる変容を考慮してモデル化される。このモデル構築は、他のモデルより複雑さのレベルが高いことが特徴である。これらのモデルは、通常、情報の質が十分高く複雑なモデルやシステムの実際的な描写が可能な湿地の栄養塩に適用される。

概念モデル

このモデルは、雨水システムにおけるMPおよびそのモデリングに関するデータ不足に対応するべく規定された基準に基づき開発された。開発されたモデルは、従来の汚染物質の既存モデルから得られた知見を再利用し、既存モデルをMPの挙動プロセスへ発展させるものである。これらプロセスのモデル化に使用した数式は、データベースから得られるMPの固有特性情報に基づいて選択された (例、Lützhof et al., 2008)。また、さまざまなBMP施設をシミュレーションできるよう、モデル構造は十分な柔軟性をもったものでなければならない。

適用したモデルは、一連のCSTRタンク(槽)によって特徴づけられている。各タンクは水と堆積物の2つのコンパートメントに分かれ、図1に示すように相互作用する。このアプローチは、Wong et al.(2006)によって提示されたUniversal Stormwater Treatmentモデルの拡張である。

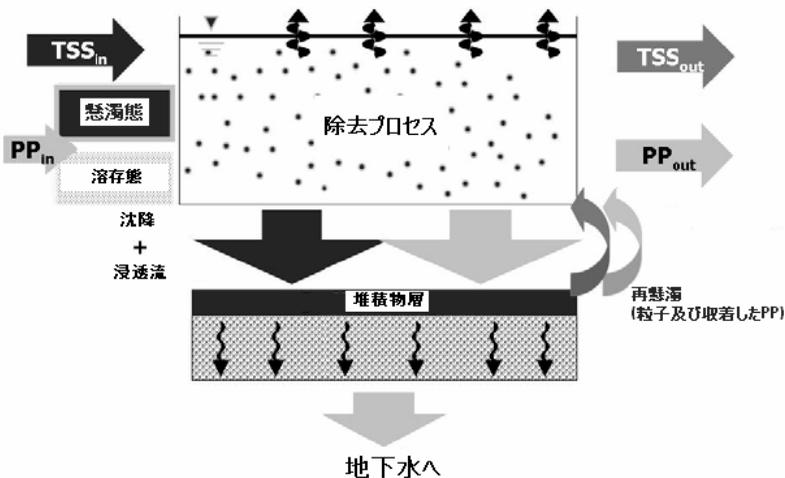


図1. 2コンパートメントタンク概念図

この概念モデルにより、システム内のさまざまな挙動プロセスの重要性を評価できるとともに、雨水浸透および地下水との相互作用をシミュレーションすることが可能である。他の外部環境(大気と地下水)への汚染フローは多媒体モデルと関連付けることができ(例、De Keyser et al., 2009)、これによりBMPと周辺環境との相互作用をシミュレーションすることが可能となる。

各タンクからの流出水量は、非線形貯水池モデルを用いて計算される。必要に応じて、底部コンパートメントからの浸透をDarcyの法則を用いてシミュレーションすることができる。底部コンパートメントの水力特性の変更により、堆積物蓄積がもたらす浸透システムの日詰まりを考慮できる。

表1 溶存態及び粒子状微量汚染物質のプロセス・マトリックス

Process	Component species		Process rate [g MP/d]
	S_{MP}	X_{MP}	
沈降	-1 (water) +1 (bottom)		$\frac{v_{set}}{d_m} \left(1 - \frac{\tau_b}{\tau_{crit, sed}} \right) X_{MP}$ (1)
再懸濁	+1 (Water) -1 (bottom)		$E_0 \left(\frac{\tau_b}{\tau_{crit, res}} - 1 \right) \frac{A_b}{M_s} X_{MP}$ (1)
揮発	-1 (water) 0 (bottom)		$k_{l,O_2} \sqrt{\frac{MW_{O_2}}{MW_{MF}}} S_{MP}$ (2)
収着	-1	+1	$k_{sor} S_{MP} X_{TSS}$ (3)
脱着	+1	-1	$\frac{k_{sor}}{k_d} X_{MP}$ (3)
加水分解	-1		$k_{hyd} S_{MP}$
光分解	-1		$k_{pho,0} \frac{I}{I_0} \frac{D}{D_0} \frac{1 - e^{-d_m \alpha_D (\lambda^*)}}{d_m \alpha_D (\lambda^*)} S_{MP}$ (4)
好気性分解	α_{oxygen}		$k_{aer}^{first} S_{MP}$
嫌気性分解	$1 - \alpha_{oxygen}$		$k_{anoob}^{first} S_{MP}$

(1) from Lum borg (2005)

(2) 無次元ヘンリー定数 > 0.04 の物質に適用 (Trapp and Harland, 1995)

(3) from Lindblom et al. (2006)

(4) from Schnoor (1996)

表2 MP挙動プロセスのモデリングに使われたシステム属性、変数、パラメータ

	名称	単位	説明	名称	単位	説明
システム属性	A_b	m^2	タンクの表面積	MW_{O_2}	g/mol	酸素分子量
	α_{oxygen}	-	好気性(1)・嫌気性(0)スイッチング関数			
状態変数	d_m	m	水位	k_{l,O_2}	l/d	再曝気係数 (Moog および Jirka, 1999)
	M_s	g	底部コンパートメントの堆積物質量	X_{TSS}	g	コンパートメント内のTSS質量
	τ_b	Pa	底部せん断応力			
パラメータ (MPに無関係)	$\alpha_D (\lambda^*)$	l/m	最大光吸収波長における見かけ減衰係数	E_0	$g/m^2/d$	侵食性定数
	$\frac{D}{D_0}$	-	放射輝度分布関数と表面値の比率	$\frac{I}{I_0}$	-	総太陽放射と $k_{pho,0}$ 測定時の放射との比率

	v_{sed}	m/d	粒子の平均沈降速度	$\tau_{crit, res}$	Pa	再懸濁限界せん断応力
	$\tau_{crit, sed}$	Pa	沈降限界せん断応力			
MPパラメータ	k_{aer}^{first}	l/d	好気性生分解速度	k_{anorb}^{first}	l/d	嫌気性生分解速度
	k_d	m ³ /g	MP土壌・水分配係数	k_{hyd}^{first}	l/d	一次加水分解速度
	$k_{pho,0}$	l/d	表面付近での光分解速度	k_{sor}	l/d	MP収着速度
	MW_{MP}	g/mol	MP分子量			

灰色部分のパラメータは、Lützhöftら(2008)の研究報告から得られる。

対象MPの分配は、溶存態(S_{MP})および粒子態(X_{MP})という2つの構成種によりモデル化されている。プロセス・マトリックス(表1)で示されるように、大部分の挙動プロセスは溶存態にのみ影響を与えると考えた。収着プロセスと脱着プロセスのみが粒子態に影響を与える。MP除去プロセスは、既存データベース(例、Lützhöft et al., 2008)から得られる固有特性データを使ってモデル化される。温度がプロセス速度に与える影響は、アレニウスの式を用いて求められる。汚染物質の流入データが総濃度しかない場合、汚染物質は、固液分配係数(k_d)および流入水中TSS濃度に応じて、溶存態と粒子態に分配した。水コンパートメントは好気状態($\alpha_{oxygen}=1$)、底質ユニットは嫌気状態($\alpha_{oxygen}=0$)を仮定した。光分解速度の年周・日周変動は、シヌソイド関数を使ってモデル化される。表1の数式から分かるように、通常、既存データが半減期として報告されているため、大部分の挙動プロセスは擬似一次反応プロセスとしてモデル化される。このモデルは、Wong et al.(2006)が提示したk-C*アプローチを用いることにより、他の「従来の」水質項目(TSS、化学的酸素要求量、窒素、リン)の挙動をシミュレーションすることができる。

モデル設定

モデルは、スウェーデン・ストックホルムのリラ・エッセンゲンにある雨水処理池をシミュレーションしてテストされた。この雨水処理池は、未ろ過の高速道路排水を処理し受水域へ排出するために使用される一連の処理システムの一部である。ここで使用された流量と水質の測定は、2004年3月～9月に行われたものである。池の常時貯水量は約150m³、最大貯水量は200m³であり、晴天時の状態に戻るための所要排水時間は約69時間である。(詳細については、Stockholm Vatten[ストックホルム水道公社]、2006を参照のこと)。この雨水処理池のモデルは、Jansons et al.(2005)が類似した池に対して求めた推定値に近い水理特性値が得られるように設定された。これは、8つのタンクを前提としたモデル構成を使って得られた。

このモデルを使い、池中の2種類の重金属(CuおよびZn)と1種類の有機化合物(ベンゼン)の挙動をシミュレーションした。これらの物質を選んだ理由は、互いに異なる固有特性を有するため、モデルが広範囲の物質をシミュレーションできる可能性を調べることができるからである。システム内の重金属に影響を与える唯一の除去プロセスを沈降であると仮定した。したがって、それら物質の挙動予測には沈降速度 v_{sed} および固液分配係数 k_d という2つのパラメータを用いた。ベンゼンは揮発と好気性分解の影響も受ける。これまでの研究報告では、さまざまなパラメータ値が使われている(表3)。個々のパラメータにおける値の差異とその組み合わせによる影響を評価するため、表3に示す範囲からいくつかの

パラメータセットを作成し、モデルを実行した。他のパラメータについては、初期のパラメータ分布から選択し最適化した。

表3 微量汚染物質の挙動をシミュレーションするために使用されたパラメータ範囲

Parameter	Unit	Parameter range	Source
$k_{aer,Benzene}^{first}$	l/d	0.025-0.347	Lützhöft et al.(2008)
$k_{d,Benzene}$	l/kg	4-614	
$k_{pho,0,Benzene}$	l/d	0,041	
$k_{d,Cu}$	l/kg	$5 \cdot 10^3 - 1 \cdot 10^5$	Shafer et al.(2004)
$k_{d,Zn}$	l/kg	$1 \cdot 10^3 - 5 \cdot 10^5$	
v_{sed}	m/d	17 - 2600	Bentzen et al.(2005)

結果および考察

重金属のシミュレーション結果の一部を図2および図3に示す。グラフは、粒子態金属の動態予測がおもに沈降プロセスによって影響されること、そして、取着・脱着が溶存態金属を予測するための重要な支配因子であることを示している。図3にある粒子状Cuのピークは、沈降条件が悪いかまたは堆積物の再懸濁が原因であると考えられる。選択されたパラメータ値の数オーダーの幅があるにもかかわらず、流出負荷と濃度の予測値は、わずか±50%区間の範囲に収まっている。同様に、重金属の除去効率推定値の範囲は、 k_d 値を変化させた場合は、Znで±30%、Cuで±10%であったのに対し、 v_{sed} 値を変化させた場合は、わずかな変動(約5%)しかみとめられなかった。重金属除去の予測値は、 k_d 値の増加にともなって減少し、 10^4 を超える k_d 値で安定した。これらの結果から、沈降が取着性の高い化合物の主要な除去プロセスであり、取着・脱着プロセスの果たす役割が小さいことが確認された。

ベンゼンに関して得られた結果は、本モデルがシステム中のさまざまな挙動を評価できる可能性を示すものである。汚染物質除去は除去機構ごとに細分化することができ、それぞれの相対的重要性を評価することができる。例えば、図4は、個液分配係数 k_d の変化が除去効率の実質的差異に結びつかないこと、そして、沈降の重要性は k_d 値が大きくなるほど高まり、一方、揮発が最終結果に与える影響は小さくなることを示している。

以上の暫定結果は、本モデルをBMPにおける重金属除去の評価に適用することに疑問を投げかけるものである。TSS除去(沈降)が、重金属や高い取着性を有する物質の挙動予測の参考になるであろう。

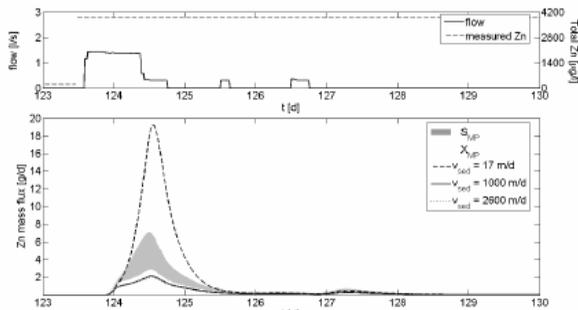


図2. 沈降速度(v_{sed})の違いによる粒子状Zn流出負荷の変化、および対応する溶存態Znの予測区間(灰色部分)

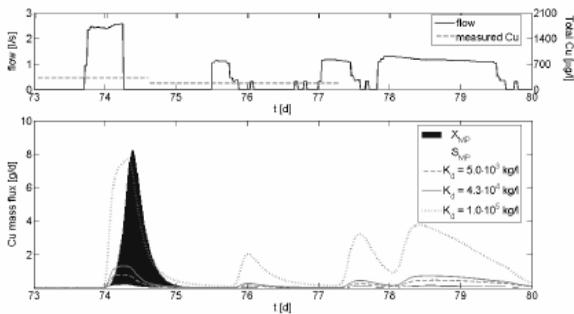


図3 固液分配係数(k_d)の違いによる溶存態Cu流出負荷の変化、および対応する粒子状Cuの予測区間(黒色部分)

しかし、本モデルがカバーする範囲は、重金属の挙動の「単純な」予測にとどまらず、より複雑な動態の物質のシミュレーションを目指している。図4が示すように、モデル化したシステムの除去効率は、さまざまな挙動プロセスに分けることができ、それぞれの重要性を定量分析することが可能となる。これにより、いままで主として定性評価に基づいていた広範囲のMPの除去可能性を評価するのに必要な重要な情報が得られるだろう(例. Scholes et al., 2008)。

本稿はこのモデルの適用に関する着手段階の結果を示した。さらなる研究により、雨水排水中に存在すると考えられる、性質が大きく異なる広範囲の微量汚染物質に対する各種挙動プロセス(表1)の重要性に関する知見が得られるであろう。(例. Eriksson et al., 2007; Lützhöft et al., 2008)。本モデルにおける不確実性の原因をいくつか特定することができる。本論文では、調査対象となった化合物の性質に関連するパラメータ不確実性を大まかに評価しているが、広範囲かつ信頼性の高いモデル適用を可能にするには、入力データ、校正データ、モデル構造などに関連する不確実性を検討しなければならない。

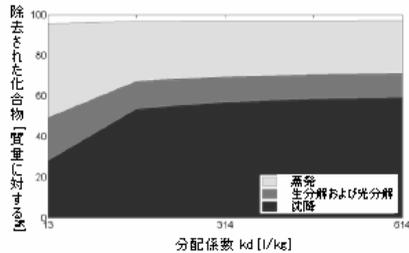


図4 固液分配係数kd値の違いによるベンゼンの運命

結論

本モデルは、雨水処理システムにおけるMPの挙動および除去を評価するための革新的ツールである。MPに影響するさまざまな挙動プロセスをシミュレーションし、多様な環境における挙動を評価することができる。MPの挙動は、既存データベースから得られるMPの固有特性から予測することができる。これらパラメータ値の範囲は、化合物の性質によって、モデル予測に影響を与える可能性がある。取着能の高い化合物の場合にはその動態は沈降により決定されるため、TSS除去が指標となりうる。しかし、他の化合物については、揮発、取着・脱着、加水分解、光分解、好気性・嫌気性生分解といった一連のプロセスに影響を受けやすい可能性がある。モデル・パラメータ値のばらつきは、モデル結果に影響する不確実性を詳細に評価する必要性を示している。こうした分析を行なう際は、本モデルの結果に影響を与えるだろうさまざまな不確実性の原因に注目しなければならない(例、入力データ、挙動プロセスパラメータ、実測値)。モデルの不確実性を評価することにより、雨水の微量汚染物質削減対策の立案・実施における、このツールの広範囲かつ信頼性の高い適用が可能になるであろう。事実、本モデルは、さまざまなBMPの広範囲の物質に対する除去性能を評価するために使用することができる。

謝辞

本研究結果の一部は、「欧州連合第6次研究・技術開発計画」の「エネルギー・環境・持続可能な開発部門」の一環としてデンマーク工科大学(DTU)環境工学科によってコーディネートされた「優先取組物質排出削減のための発生源管理オプション(ScorePP)」プロジェクト(契約番号037036)から得られた。ここに、本論文中に使用した測定データを提供してくださったストックホルム水道公社(Stockholm Vatten AB)に対して改めて謝意を表す。

参考文献

Bentzen T.R., Larsen T., Thorndahl S. and Rasmussen M. R. (2005). Removal of Heavy Metals and PAH in highway detention ponds. In: Proceedings of the 10th Int. Conf. on Urban Drainage, Copenhagen, Denmark, 21-26 August 2005. CD-ROM

De Keyser W., Gevaert V., Verdonck F., Nopens I., De Baets, B., Vanrolleghem P.A., Mikkelsen P.S. and Benedetti L., (2009). Combining multimedia models with integrated urban water system models for micropollutants. In: Proceedings of the 8th International Conference on Urban Drainage Modelling

(8UDM), Tokyo, Japan, 7-11 September 2009.

Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C. and Mikkelsen, P.S. (2007): Selected stormwater priority pollutants - a European perspective. *Science of the Total Environment*, **383**, 41-51.

Huber W.C., Cannon L. and Stouder M. (2006). BMP modeling concepts and simulation. Report EPA/600/R-006/033; Office of Research and Development, USEPA, Washington DC, USA

Jansons K.; German J. and Howes T. (2005). Evaluating hydrodynamic behaviour and pollutant removal. in various stormwater treatment pond configurations. In: Proceedings of the 10th Int. Conf. on Urban Drainage, Copenhagen, Denmark, 21-26 August 2005. CD-ROM

Lindblom E., Gerneck K. V., Henze M. and Mikkelsen P. S. (2006). Integrated modelling of two xenobiotic organic compounds. *Water Science and Technology*, **54**(6-7), 213-221.

Lumborg U. (2005). Modelling the deposition, erosion, and flux of cohesive sediment through Øresund. *Journal of Marine Systems*, **56**(1-2), 179-193

Lützhøft H.-C.H., Eriksson E., Scholes L., Donner E., Wickman T., Lecloux A. and Ledin A. (2008). Database Presenting Basic Information about EU WFD Priority Substances. *ScorePP project Deliverable D3.1*. (available at www.scorepp.eu)

Moog D.B. and Jirka G. H. (1999). Air-water gas transfer in uniform channel flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, **125**(1), 3-10

Schnoor J.L. (1996). *Environmental modelling. Fate and Transport of pollutants in water, air, and soil*. John Wiley & Sons, New York, USA.

Scholes L., Revitt M. and Ellis J.B. (2008). A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potential. *Journal of Environmental Management*, **88**(3), 467-478

Shafer M.M., Hoffmann S. R., Overdier J. T., and Armstrong D. E. (2004). Physical and kinetic speciation of copper and zinc in three geochemically contrasting marine estuaries. *Environmental Science and Technology*, **38**(14), 3810-3819

Stockholm Vatten (2006). *SORBUS Reningsanläggning för dagvatten (SORBUS treatment for stormwater)*, Report 12-2006 (in Swedish), Stockholm Vatten AB, Stockholm, Sweden

Trapp S. and Harland B. (1995). Field Test of Volatilization Models. *ESPR - Environmental Science and Pollution Research - International*, **2**(3), 164-169.

Wong T.H.F., Fletcher T.D., Duncan H.P., Jenkins G.A. (2006). Modelling urban stormwater treatment - A unified approach. *Ecological Engineering*, **27**(1): 58-70

屋上緑化の包括的降雨流出モデルの開発に向けて

Towards a generic rainfall-runoff model for green roofs

Kasmin H.*, Stovin V.R.*, Hathway, E.A.*

**Department of Civil and Structural Engineering, The University of Sheffield, Mappin Street,
SHEFFIELD S1 3JD, UK*

(E-mail: h.kasmin@sheffield.ac.uk, v.stovin@sheffield.ac.uk, a.hathway@sheffield.ac.uk)

要旨

降雨イベント中および長期連続シミュレーション期間の観測データを屋上緑化の水文プロセスの簡単な概念モデルを使って再現する手法を提示した。このモデルは人工地盤水分貯留コンポーネントおよび一時貯留コンポーネントから構成される。人工地盤による貯留は、屋根の総雨水貯留容量（または初期損失量）を表わす。降雨イベントの後、蒸発散(ET)により貯留容量が回復する。しかし、ETを定量化するための標準手法は存在しない。月ごとのET値を次の4つの異なるアプローチによって特定した：(1)降雨イベントの先行晴天期間(ADWP)および初期損失データの分析、(2)連続シミュレーション・モデルにおけるETパラメータの較正、(3)Thornthwaite ET式の使用、(4)実験室での蒸発の直接測定。現地の温度データからThornthwaite ET式を使用して月ごとのET値を予測できる可能性があることが示された。標準化された実験室ET試験の開発により、人工地盤特性に起因する差異を定量化することが可能になるであろう。

キーワード

蒸発散、屋上緑化、初期損失量、降雨、貯留、流出、人工地盤

緒言

粗放型屋上緑化は降雨流出を根源から減少、軽減する。通常、屋上緑化は植物の「カーペット」の形態で排水層の上の軽量な人工地盤上に置かれる。降雨イベント中に屋上緑化で作用する重要な水理学的メカニズムは、植物層による降雨の遮断および貯留、人工地盤による降雨のろ過・貯留/軽減、そして排水層による貯留である。降雨イベント間の晴天期間において、蒸発散作用によって水分が大気に戻される。蒸発散速度(ET)は、人工地盤からの蒸発量と植物からの蒸散量を合わせたものである。

実際の屋上緑化の設置に関する研究は、つねに(かなりのばらつきはあるが)高いレベルの降雨流出軽減効果が得られることを報告してきたが、正確な性能特性は、屋上緑化のつくりや現地の気象条件によってさまざまである。排水工学的適用のための、高い時間分解能で性能を予測することができる包括的なプロセスベースのモデル・ツールの必要性が指摘されている。何人かの研究者は、降雨イベント中のシステムの水理学的性能を研究対象としている。そのために屋根での初期水分貯留に関する何らかの仮説を立てなければならず、例えば、Villarreal and Bengtsson(2005)は既知の初期損失量(降雨量から流出量を差し引いたもの)を使用した。他の例では、Jarrett and Berghage(2008)、Miller(2003)、Palla et al.(2008)は、降雨流出軽減のための屋根の容量を決定するETの重要性を指摘している。

また、他の研究者は、植物を植えたトレーと植えていないトレーからのETを実験的に測定した。

Berghage et al. (2007) および Fassman et al. (2008) は、人工地盤だけの場合と比較し、植物を植えたトレーの方が、特に植物活動が最も盛んな春／夏により高い蒸発散速度を観測した。しかし、彼らが得たデータ値は、使用した人工地盤および植物の種類に固有のものであり、*ET*量が人工地盤の物理的特性によってどのように変わってくるかを考慮に入れた研究はこれまでほとんどないようである。現在、屋上緑化のつくりや現地の気候に基づいて*ET*を予測する標準手法はない。異なる植物の水利用特性を把握するため、いくつかの*ET*モデルが農業産業で開発されている。Penman-Monteithの式は、観測された屋上緑化蒸発量と十分一致した(Rezaei, 2005)。しかし、このモデルは、さまざまな気候パラメータおよび植生特有のパラメータの入力を必要とする。一方、Thornthwaiteの式では、適量の水を与えられた背の低い密集した植生の*ET*量を予測するのに、現地の温度プロファイルのみしか必要としない(Wilson, 1990)。

本論文は、シェフィールド大学において屋上緑化の水文学的作用の長期連続観測データを得るために使用された屋外試験床(teset bed)について述べる。次に、簡単なプロセススペースの降雨流出概念モデルの概要を説明し、さらに試験床の*ET*特性が2つの代替的な観測値ベースのアプローチを使ってどのように特定されたかを示す。その後、観測されていないシステムの適切な*ET*値を特定する2つの手法について考察する。これら手法は、*ET*式および実験室での直接測定に基づくものである。

水文学的性能を観測するためのテストプロット

試験床(3×1m)(図1)として使用した標準的な商用(Alumasc/Zinc)粗放型グリーンルーフシステムは、Alumasc社製の80mmの半粗放型人工地盤にセダムを植えたものである。試験床の台は1.5°の傾斜をつけた。人工地盤は、砕いたレンガと砂を混合したものである。砂フィルター膜によって、人工地盤とその下にある排水層FloraDrain FD25「エッグボックス」の間が仕切られている。



図1 シェフィールド大学の屋上緑化性能観測試験床



図2 水収支概念モデル

屋根からの流出は下流端の排水路を経てタンクに集められる。収集タンクは少ない流出水でも検知できるように底が細くなっている。収集タンクの水深は、圧力変換器によって観測され、流出が連続的に記録される。また、降雨量は試験床の横に置かれた標準雨量計で観測される。圧力変換器と雨量計から得られたデータは、Campbell Scientific社製のデータロガー(CR1000)により1分間隔で記録される。2007年1月から2009年4月までのほぼ完全な連続的データ系列(165降雨)が得られている。2008年2月～3月のデータの一部は、計測上の問題により利用できない。本論文で使われているデータは5分間隔で分析された。

プロセススペースの概念モデル

プロセススペースの降雨流出概念モデルを図2に示す。このモデルはスプレッドシートとMATLABの2つの形式で実行された。 WC_{max} は、人工地盤が完全に飽和状態になり、それ以上の水分を重力下で保持できないときの条件を定義する。任意の時間 t における含水量 MC_t は、 WC_{max} (貯留容量)と実質最小含水量 MC_{min} との間の数値で、これは周囲条件に応じて変わる可能性がある。降雨イベント中、人工地盤は水分を吸収し、 MC_t は、その初期値(時間ゼロのときの含水量 MC_0)から WC_{max} (貯留容量)に到達するまで増加する。さらに水分がシステムに加えられると、流出が生じる。 WC_{max} が標準的な実験室材質試験で定量化できる(FLL, 2002)のに対して、 MC_{min} は定量化できないことに留意されたい。しかし、含水量はゼロをかなり上回る可能性が高い。なぜなら、含水量ゼロはオープン乾燥状態を意味するからである。 MC_{min} は常時保持されている水分量の深さを定義するものと考えてよい。 WC_{max} に達した後に生じる降雨水は一時貯留層に入り、そこで流出水になるまでの間、一時的に貯留される。一時貯留は単純な貯留経路モデルを使用してモデル化される。

$$Q_{out,t} = kh_t \cdot t^n \quad \text{および} \quad h_t = h_{t-1} + Q_{in,t} - Q_{out,t}$$

この式において、 $Q_{in,t}$ は一時貯留層に入る降雨量を、 $Q_{out,t}$ は流出量を、そして h_t は貯留された水の深さを表わす。 k と n は経路パラメータである。排水層の影響は明確にモデル化されない。

降雨イベントが終わると、一時貯留層は比較的短時間(2時間未満)で排水し、人工地盤には貯留容量の水分が残る。時間の経過とともに、人工地盤から蒸発散により水分が失われていく。蒸発散速度(ET)は、気象条件(例、温度、風)やシステムの物理的特性に依存して変わると考えられる。初期損失量の水深 IL ($IL = WC_{max} - MC_0$)は先行条件によって変わるであろう。 MC_0 は先行晴天

条件により、 MC_{min} に近づいてゆく(初期損失増大)。より気温が低く雨の多い期間では、 MC_0 は貯留容量に近づいてゆく(初期損失低下)。

モデル校正

最終的には、 k と n の値は屋根の物理的形態と関係があるに違いないと考えられる。しかし、ここでは蒸発散に研究の焦点を絞るため、これらの値は観測された降雨イベントに対してモデルを校正することによって決定した。図3は、2007年6月13～16日に発生した大規模な降雨に対してモデル化された流出予測と観測された流出予測を比較したものである。この降雨は、降雨量115.8mm、流出高103.3mm、そして貯留率はわずか11%であった。ピーク降雨強度および流出量は、5分あたりそれぞれ1.6mmおよび1.2mm(1時間あたり19.2mmおよび14.4mmに相当)であった。校正の結果、 k と n の適正值はそれぞれ0.15と2.0であることが示唆された。観測されたデータと計算結果の適合度の基準として、 R_r^2 (Young et al., 1980)が用いられる。この場合、 $R_r^2 = 0.981$ で、これは基本的なモデル構築において高い信頼性を提供するものである。本論文ではこれらの k と n の値を、以後用いる。モデルの人工地盤水分収支コンポーネントは、 $ET = 2.0\text{mm/日}$ 、 $WC_{max} = 40\text{mm}$ 、 $MC_{min} = 25\text{mm}$ 、そして $MC_0 = 29\text{mm}$ に基づいている。これは、15mmの最大初期損失量を与える。これらの値については、後ほどさらに詳しく述べる。

ET の正しい特定に対する長期性能予測のモデル感度を図4に示す。これは、 ET 量を最良校正予測である2.0mm/日に対して6.0mm/日と仮定した場合の降雨量、観測流出量、および計算流出量の日合計を示している。選択された期間(2007年6月12日～7月1日)は重要である。なぜならば、月の初めに晴天日が長く続いた後の降雨の影響、およびシェフィールドで大規模な氾濫が発生した6月24～25日が含まれるからである。

ET 速度2mm/日のモデルでは、観測された流出データと十分一致したが、 ET 速度6mm/日のモデルはこの期間における総流出量を著しく過小評価(29%)し、6月20～23日に発生した流出をまったく予測できなかった。次のセクションでは、 ET 定量化のための一連の代替アプローチについて述べる。

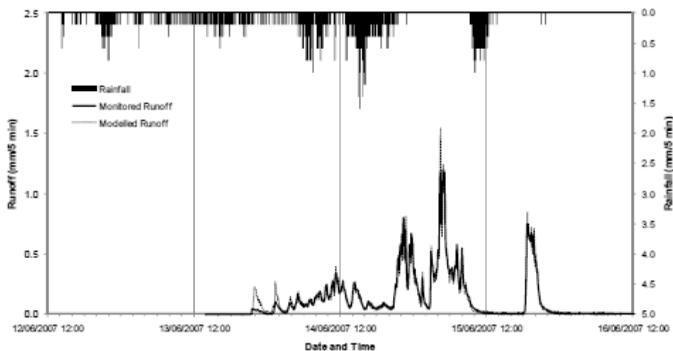


図3 2007年6月13～16日のモデリング結果

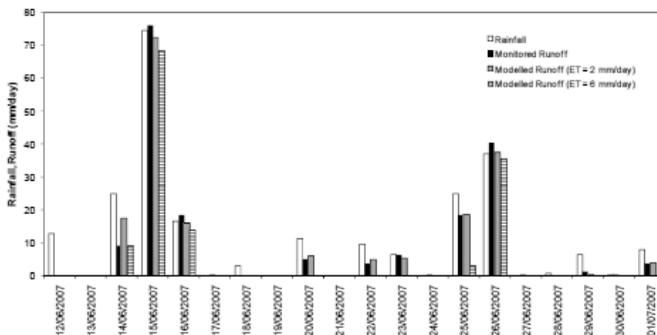


図4 ET値に対するモデル感度

ET速度の決定

上記のモデル例は、降雨イベントの前に屋上緑化の貯留容量レベルを決定する際のETパラメータの重要性を実証するものである。しかし、ETは簡単に予測できない。ETはさまざまな気候因子（主に気温と風速）、人工地盤の物理的特性、および植物活動による作用である。FLL材料試験プロトコルは、人工地盤の密度、最大貯留量、透水性、粒子密度、および空隙率を決定するために標準手法を提供するものである。しかし、これらプロトコルには、ETや MC_{min} を決定するための手法が含まれていない。

ここで4つの代替アプローチを使用して、このシステムに対するETをどのように予測したらよいかについて考察する。最初の2つの手法は観測されたデータセットに基づくものであるため、サイトおよび構造に固有のET予測しかできない。最初のアプローチは、個々の降雨イベントの初期損失量およびADWP(先行晴天期間(日))の関数として、季節平均ET値を特定を試みるものである。2つめのアプローチは、連続的シミュレーションにより、月ごとに最適なET値を決定する。3つめのアプローチは、温度の関数としてETを予測する公表済みの包括的ET式を利用する。最後に、ETを決定する際の重要な因子である人工地盤固有の蒸発特性を区別できる可能性をもつ実験室ベースの試験手法の概要を述べる。以下に各アプローチについて説明するとともに、全アプローチの月ごとの比較を図6に示す。

降雨イベント初期損失量およびADWPから予測されたET(季節平均ET値)

上に概説した概念モデルは、特定の降雨時の屋根の貯留量(初期損失量)が、人工地盤の最大貯留量と降雨イベント開始時における実際の含水量との差に一致することを示唆する。降雨イベントによって屋根が飽和状態になり、イベント後、蒸発散によって水分が失われるため、次のイベントにおける初期損失量は $ET \times ADWP$ に等しいはずである。

2007年1月～2009年4月に記録された165すべての降雨イベントから得られたデータを図5に示す。データは、人工地盤が先行イベント終了時に完全に飽和状態になったと仮定してグラフ化されている。しかし、実際には、データセットはこの仮定どおりではない降雨イベントを含んでいるため、実際のET速度を過大評価する傾向がある。グラフは、流出が発生しなかったイベントも含んでおり、これは実際のET速度を過小評価する傾向がある。この場合人工地盤は体積で50%の WC_{max} をもつことが分かっており、これは、80mm試験床の人工地盤では40mmの深さと等しい。したがって、含水量の値は $40 - (\text{降雨量} - \text{流出量})$ によって求められる。「降雨イベント」とそのADWPをどのように定義するかに関しては相当な不確実性があり、データにはかなりのばらつきがある。しかし、データは季節ごとに分けられており(表1に定義)、ET速度の指針値が決定される。これらは図6において、「観測された降雨から得られたETの季節平均値」としてグラフ化されている。

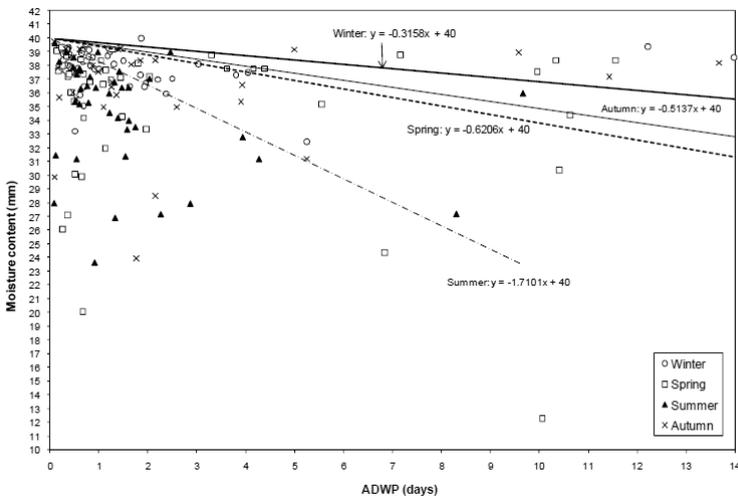


図5 観測された初期損失量とADWPの関数としてのET予測値

図5は、屋上緑化の含水量レベルが25mm未満($MC_{min}=25\text{mm}$ 、最大初期損失量=15mm)にはめったにならないことを示している。この値は、最大初期損失量を WC_{max} (この場合40mm)に等しいと仮定した場合に比べ、かなり低い。もうひとつ重要な点は、夏期でさえ、屋根が飽和状態になった後、最大貯留容量を完全に回復するのに1週間以上かかることである。

表1 観測された初期損失量から得られたET速度

Season	Evapotranspiration rate (mm/day)	Time to restore 15 mm retention capacity (days)
Winter (Dec, Jan, Feb)	0.316	47
Spring (Mar, Apr, May)	0.621	24
Summer (Jun, Jul, Aug)	1.710	9
Autumn (Sep, Oct, Nov)	0.514	29

モデル校正によって予測されたET量(フィッティングET)

前述したとおり、降雨量に基づくET予測手法では、「降雨イベント」とそのADWPをどのように定義するかが重要である。実際、イベントの開始と終了を定義するのは簡単ではなく、屋根が完全な飽和状態にならない事象もある。このため、図5に示すようにかなりのばらつきが生じたり、表1に示すように値の信頼性が低くなったりする。別のアプローチとしては、モデルを使って屋根の含水量を連続的にシミュレーションし、かつ、モデル校正プロセスを使って適正なET値を逆算する方法がある。このプロセスが連続データセットを使うのであれば、多くのデータポイントを利用することができ、校正は月ベースで実行可能である。2つの代替校正アプローチが採用された。まず、その月のモデル計算による総流出量が観測された総流出量に等しいという前提でETパラメータが設定された。しかし、一部のケース、特に総流出量が少ない場合、このアプローチで得られたET値は異常に高く信頼性がなく、また、モデル計算と実測の時間変化の相関性が低かった。そこで別の方法として、流出の時間変化の適合度に基づいてET値をフィッティングした。概してこれは R^2 最大値に適合していたが、流出量の予測が観測された日に合うように過度に「調整」された場合もあった。図6において、これら2つの手法は、それぞれ「ETフィッティングー流出量」および「ETフィッティングー時間変化」として定義している。時間変化・モデルフィッティングから決定されたET値は、冬期において0.5mm/日から2007年5月の最大3.0mm/日のADWP分析から特定したものに十分一致することが分った。時間変化に基づくET予測では、総流出量が15mm未満だった月については値が決定されなかった。

経験的關係(ET Thornthwaite)

上に概説した観測値ベース・アプローチにより、ETについて有益な情報を得ることはできるが、これらの予測値は包括的なものではない。理想的には、ET値は、現地の気候変数、人工地盤の物理的性質、および植生特性の関数として決定されるべきである。ET値を予測するための水文学公式がいくつも存在する。Thornthwaiteの式は、月平均気温のみを入力するだけでよく、最も単純なアプローチの1つである。これは、適切な水を与えられた密集した背の低い植生からの潜在的蒸発散量(PE)を測定した米国のデータに基づく。平均気温 t_m (°C)の月のPE(ET_{Th})はつぎの式(Wilson, 1990)によって求められる。

$$ET_{Th} = PE_x \frac{DT}{360} \text{ mm}; PE_x = 16 \left(\frac{10t}{J} \right)^a \text{ mm per month}; J = \sum_1^{12} j \text{ (for the 12 months)}; j = \left(\frac{t_n}{5} \right)^{1.514}$$

PE_x は任意の月の潜在的蒸発散量である。Dはその月の日数である。Tはその月の日の出から日没までの平均時間である。a = $(675 \times 10^{-9})J^2 - (771 \times 10^{-7})J + 0.492$ 。Jは年の「熱指数」である。jは月の「熱指数」である。 t_n は、年の連続月の平均月気温(°C)である。

図6は、Thornthwaiteの式(ET_{Th})を使用して得られた現地温度データからの予測値と、連続シミュレーション・モデルフィッティングから得られた2種類のフィッティング値(ET_f)との比較を示す。 ET_{Th} と ET_f の間には正相関があり、この相関性は時間変化に基づく ET_f 値の場合特に強い。回帰直線(図には示されていない)の式は、観察された ET_f の良い予測値が $0.75 \times ET_{Th}$ に相当することを示唆する。この予測は図6において、「 ET 修正Thornthwaite」として示されている。Wilson (1990)は、Thornthwaiteの式から得られる ET 予測値が大きすぎる傾向があると指摘している。しかし、Thornthwaiteアプローチを修正して適用すれば、現地気象データから適切な ET 値を求めることができるのではないかと考えられる。薄い人工地盤と、セダム植生の水分低要求性のために、 ET 速度が低下したのではないかと予測される。しかし、正確な ET 速度を求めるには、特定の人工地盤や植生特性を考慮するためのさらなる修正が必要であると思われる。

蒸発量のラボ測定(実験蒸発データ)

人工地盤(および植生)の特性が ET 速度に大きな影響を与えるかどうかを評価するため、予備的作業として、標準化ラボ ET 試験を開発した。現在、この試験では、人工地盤(植物を栽培していない状態)からの蒸発に重点を置いている。この試験は、直径150mmの試験容器を用いる標準FLL物理試験に基づき、これを補完する。基本的な試験手順は、飽和状態にある人工地盤のサンプルから始まる。サンプル重量が数日間定期的に記録され、これにより水分損失量が決定される。実験は、屋外条件(屋外、試験床周辺)、および温度20°C、30°Cに制御された実験室条件の下で実施された。貯留容量の50%未満まで、ほぼ線形の水分損失が観察された。水分損失速度と温度との間に明瞭な相関性が見られる。特定温度での蒸発速度と制御された実験室条件(20°C)で測定された蒸発速度とを関連づけるには、一層の研究が必要である。しかし、Thornthwaiteに類似する関係式が適切でありそうである。これまで収集された4つの屋外実験値は、図6の「実験蒸発データ」として示されており、他の ET 値との妥当な一致が観察されるであろう。今後の研究によって試験手順を改善する必要はあるが、最終的に、 ET 値の差異を人工地盤と植生特性の関数として定量化するためにこの手法を使うことが望まれる。

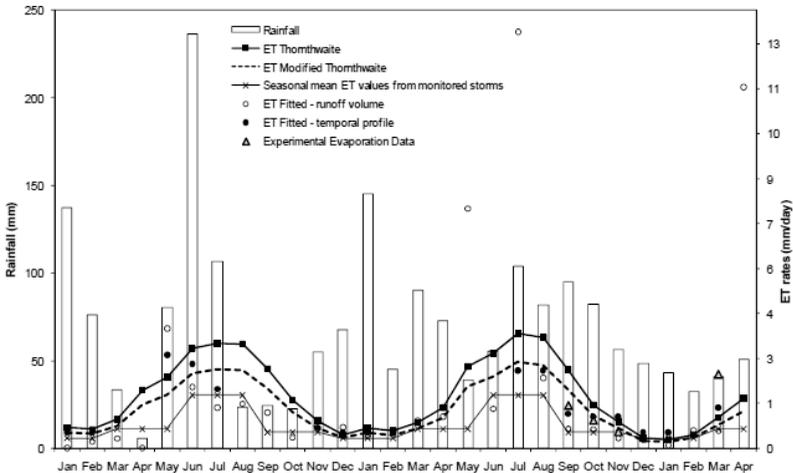


図6 ET予測値の月ごとの比較

考察

図6は、上述したET予測値をすべて示している。全データセットにおける全体的な類似傾向は明白であり、ET修正Thornthwaiteはモデル化のための良好な初期予測値を提供するものであると結論づけることができるかもしれない。これにより、現地の月平均気温を使ってET値を予測することが可能である。総流出量ではなく時間変化に基づくモデルフィッティングによって決定されたET値は、他のデータセットとより一致するようになる。現在、人工地盤と植生の両方の特性に関する相違を考慮するために、修正済みET_mがさらに改良できるかどうか判断する作業が進行中である。また、異なる人工地盤と植生形態の降雨流出挙動に関する現場データを得るため、さらに10の試験床を準備中である。

結論

降雨イベント中および長期連続シミュレーション期間における、観測データを再現する屋上緑化の水文学的プロセスの簡単な概念モデルを提示する。このモデルは、人工地盤の貯留コンポーネントおよび一時的貯留コンポーネントから構成される。人工地盤の貯留量は、屋根の全体的な雨水貯留量(すなわち初期損失量)を表わす。降雨イベントの後、蒸発散作用によって貯留容量が回復される。しかし、この場合のET量を計る確かな手法は確立されていない。

市販の粗放型屋上緑化システムを設置し試験床から得た長期連続降雨流出データを解析した結果、英国の気候条件下では1年の多くはET値が1mm/日未満になることが示唆されている。屋根は、十分な貯留容量を回復するために、1週間以上の先行晴天期間を必要とするかもしれない。

現地の温度データから月ごとのET予測値を得るために、ThornthwaiteのET式を採用できる可能性がある。

ETを測定するための標準化された実験室試験を開発することにより、人工地盤の特性に起因する相違を定量化することができるはずである。一方、試験床での長期観測により、人工地盤と植生の複合的影響を評価できるであろう。

参考文献

Berghage R, Jarett AI *et al.*, 2007, Quantifying Evaporation and Transpirational Water Losses from Green Roofs and Green Roof Media Capacity for Neutralising Acid Rain. National decentralised water resources capacity development project. Pennsylvania State University

Fassman E, Simcock R, Voyde E, and Wells J, 2008, Quantifying Evapotranspiration rates for New Zealand Green Roofs. *EWRI International LID Conference*, Seattle, Washington.

FLL, 2002, Guidelines for the planning, execution and upkeep of green-roof sites.

Jarret AR and Berghage RD, 2008, Annual and individual green roofs stormwater response models, *6th Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference*, Baltimore MD.

Miller C, 2003, Moisture Management in Green Roofs, *1st Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference*, Chicago.

Palla A, Lanza LG and La Barbera, P, 2008, A green roof experimental site in the Mediteranean climate, *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK.

Rezaei F, 2005, Evapotranspiration rates from extensive green roof plant species. Masters Thesis. Pennsylvania State University, USA.

Villarreal EL and Bengtsson L, 2005, Response of a *Sedum* green-roof to individual rain events. *Journal of Ecological Engineering*, 25 (2005) 1–7.

Wilson EM, 1990, *Engineering Hydrology (4th Edition)*. McMillan.

Young P, Jakeman A and McMurtie R (1980) “An instrument variable method for model order identification”, *Automatica*, 16, 281-294.

識別可能性解析においてデータ利用可能性が統合モデルの信頼性に与える影響

Data availability impact on integrated modelling reliability throughout identifiability analysis

Gabriele Freni, Giorgio Mannina, Gaspare Viviani

Dipartimento di Ingegneria Idraulica ed Applicazioni Ambientali, Università di Palermo, Viale delle Scienze, 90128 Palermo, Italy

(E-mail address: freni@idra.unipa.it; mannina@idra.unipa.it; gviv@idra.unipa.it)

要旨

本研究では、識別可能性分析を複雑な統合的集水域であるNocella流域(イタリア)に適用した。このシステムは2カ所の下水処理場(WWTP)を持つ2つの主だった都市域に特徴づけられ、受水域(RWB)として小さな川がある。このシステムを、イタリアにおける過去の研究で開発された自作の統合モデルを使用してシミュレーションした。本研究の主なねらいは、実際のシステムおよびそのプロセスを再現する統合モデルの性能に対して、観測作業が与える影響を評価するためにモデル・パラメータ識別可能性解析の使用を検討することである。モデル・パラメータの感度を最大に上げるため、予備的な感度解析を行なった。これは、モンテカルロ・シミュレーションを使用し、29のモデル効率(5つの量的効率、24の質的効率)の複合を考慮し、加重感度指数を評価することにより行なわれた。感度解析の結果、モデル・パラメータを49から38に減らすことができた。感度の高いパラメータから開始し、異なるサブセットを考慮し、モデル・パラメータを標準化D基準、修正E基準、およびこれら2つの組み合わせによって得られた総合指数(DE基準)の3つの識別可能性基準によって選定した。

キーワード

不確実性評価、都市雨水水質モデル、識別可能性解析、統合都市排水モデル

緒言

EU Water Framework Directive(WFD)の実施などにより、都市排水システムの統合モデルの重要性に注目が高まっている。統合モデル・アプローチは、都市排水システム(下水道システム、下水処理場、および受水域)の個々のコンポーネントを最適に管理することが、システム全体の最適の性能に結びつかないという認識からも必要である(Rauch et al., 2002)。主な障害の1つは、システム全体の複雑さ、そして信頼できるモデル適用に使えるフィールドデータの不足である。確かに、都市排水水質評価において、データ利用可能性の問題は、研究および実務の両面に共通の問題である。こうした問題は基本的にデータ収集作業が技術的に複雑でお金が掛かることが原因である。フィールドデータが十分に得られない状況で統合都市排水モデルなどの複雑なモデルアプローチを扱う際には、従来の校正アプローチでは、同等の結果となるいくつかのパラメータセットにたどりつく可能性があり、十分な信頼性をもつ結果を得ることは難しい(Kuczera and Parents, 1998)。実測とシミュレーションを最もよく適合させるパラメータセットが1つだけ存在するという考え方は、他の多くのパラメータセットもよく適合させようという事実から、equifinality concept(Beven and Binley, 1992)に置き換えられる。

これらを考えると、任意のモデル構造および任意の実験レイアウトに対し、一部のモデル・パラメータは、モデリング出力に与える影響を特定するには入手可能な情報では十分ではないため、確実

に較正することができないという結果になる。対応策としては、モデル記述をデータによって観察されるものに制約しモデル縮小を行うことである(Jakeman and Hornberger, 1993)。別の方法は、測定地点数、測定項目数、または測定期間を長くすることにより、入手可能なデータベースを拡張する方法である。観測作業の拡張や改善には多大な費用を要する場合があり、モデルの信頼性に与える影響を評価する「演繹的」評価手法は、モデリングの実現可能性評価に的確なものであろう。そのようなメソッドは、分析対象のシステムにおけるもっとも効果的な変数および観測地点を定義することにより、観測作業の設計を行なう。フィールドデータの不足は、統合モデル適用において頻繁に直面する識別可能性の問題へつながる。本論文の目的は、統合モデルの現実システムおよびそのプロセスを再現する性能に観測作業の改善が与える影響を評価するためのモデル・パラメータの識別可能性解析の使用を検討することである。

分析対象および方法

ケース・スタディの内容

分析は複雑な統合集水域を対象として行なわれた：イタリア・シチリア島北西部のParermoに近い都市化された自然集水域であるNocella流域である。当該自然流域面積は99.7 km²で、主に東から西へ流れる2つの大きな支川がある。これら2つの支川は、河口から3km上流の地点で合流する。南の支流は細長く狭い流域によって特徴づけられ、産業活動が盛んな大都市域からの水が流入している。この都市域の一部が下水処理場(WWTP)に接続し、一部は直接、受水域に放流している。本研究では北の支流を観測対象とした。流域起点は、河口から9km上流に位置し、流域面積は66.6km²である。流域末端には水文気象観測所(Nocella a Zucco)がある。

この河川区間には、2つの都市域(流域面積70haのMontelepreと45haのGiardinello)から合流管渠によって汚水と雨水が流れ込む。両地域には急勾配のコンクリート製下水管が設置されている。Montelepre下水道は、最大寸法100×150cmの円形および卵形の管路である。下水道は7,000人の住民に供用しており、平均晴天時下水量が12.5l/s(給水量195l/人・日)、平均晴天時BOD濃度が223mg/lである。Gialdinello下水道は、最大直径800mmの円形管路で、2,000人の住民に供用している。平均晴天時下水量は2.5l/s(給水量135l/人・日)、平均晴天時BOD濃度は420mg/lである。各下水道は合流式下水道越流水(CSO)対策設備によって保護された下水処理場につながっている。下水処理場は、物理的前処理装置、活性汚泥槽、および最終円形沈殿池から構成される簡易型活性汚泥法によるものである。MontelepreWWTPの活性汚泥槽と沈殿池の容量は、それぞれ668m³、328m³である。GiardinelloWWTPの同容量は、それぞれ231m³、46m³である。両処理場の活性汚泥返送量は、晴天時下水流量に等しい。さらに、汚泥滞留時間は、GiardinelloWWTPが12d¹、MontelepreWWTPが15d¹である。平均MLVSSは、それぞれ2.5 kgVSS/m³、3kgVSS/m³である。降水量は、流域に配置された4つの雨量計によって観測した。パレルモ大学によって管理されたMontelepreの雨量計は、0.1mmの転倒ます型で、1分きざみで測定する。地域水文観測所によって操作された他の3つの雨量計は、0.2mmの転倒ます型で、15分きざみで測定する。流域末端には水文気象観測所(Nocella a Zucco)があり、ここでは15分きざみで測定する超音波水位計が地域水文観測所によって操作された。これら測定機器は、時間分解能1分で水位・流速データを提供する浸清型面積一流速計を設置することで量的データに対し、パレルモ大学によって統合された。検証のため第2の水位測定値を得ること、および浸清型機器による測定が失敗した場合のバックアップを目的として外部超音波水位計を使用した。また、水質データを収集するために、24ボトル自動採水器を使用した。測定は、恒久的手段、一時的手段の両方を考慮して行なわれた。流量測定は1分きざみで面積一流速計を用いて行ない、システムの各要素の流入量と流出量を定義した。水質調査は24ボトル自動採水器を使って行ない、グラフサンプリングに基づいて汚濁負荷量および処理効率を定義した。測定水質項目は、全浮遊物質量(TSS)、生物化学的酸素要求量(BOD)、

化学的酸素要求量(COD)、アンモニア(NH₄)、総ケルダール窒素(TKN)、およびリン(P)である。溶存酸素(DO)は河川についてのみ測定した。分析はすべてStandard Methods(APHA, 1995)に基づいて行なった。

観測は2006年12月に始まり、現在も進行中である。降水量と流出量は連続的に観測し、水質は特定期間のみ測定した。

都市排水統合モデル

本研究では、過去の研究で開発された自作の統合モデルを適用した(Mannina, 2005; Mannina et al., 2004)。ここでは、採用されたモデルの構造については簡潔に説明することとする。選択されたアルゴリズムの詳細については、引用文献を参照されたい。このモデルは、システムの3つのコンポーネント(下水道システム、処理場、受水域)間の相互作用、および都市雨水が受水域に与える質的な影響の両方を評価することができる。統合モデルは、主としてコンポーネントのシミュレーションのための3つのサブモデルから構成される。各サブモデルは、ハイドログラフとポリュートグラフのシミュレーションに使われる量モジュールと質モジュールに分けられる。モデル構造は、サブモデルあるいはその一部を削除または追加することにより、雨水滞水池(SWT)や合流式下水道越流水(CSO)などの特定の適用に適合させることができる。下水道システムサブモデルでは、測定されたハイトグラフから、(表面貯留および土壌浸透を考慮に入れ)損失関数によって有効雨量を評価する。モデルは有効雨量から、集水域を表わす線形貯留池と線形流路および下水管網を表わす線形貯留池のカスケードを使って有効降雨流出変換プロセスとその伝搬をシミュレーションする。集水域地表面の汚濁物質堆積は、指数関数を用いてシミュレーションした(Alley and Smith, 1981)。降雨イベント中に地表流によって引き起こされた懸濁物質の流出は、Jewell and Adrian (1978)によって提案された式を使ってシミュレーションした。晴天時下水管内の懸濁物質の堆積は、指数法則を用いて評価した。現実的で正確なアプローチとするため、下水管内堆積物の浸食と輸送については、有機物による沈殿物の凝集挙動や管内輸送時に起こる物理化学的変化などの、下水管内における堆積物の変化に特別な注意を払った。下水道の排出口で得られるポリュートグラフは、複雑な集水域の下水道管網を1つの貯留池と仮定し、下水運搬能力を考慮することによって評価した。最後に、処理場への流入量をCSO設備があることを考慮に入れて算定した。流入量の挙動は、希釈係数でCSO効率を考慮した上で、流量曲線を用いてシミュレーションした。処理場サブモデルは、降雨イベントにより処理場でもっとも影響を受ける部分の挙動をシミュレーションする。つまり、モデルは、活性汚泥槽および第二沈殿池から成る下水処理場をシミュレーションする。活性汚泥槽モデルでは、Monodの理論に基づく方程式をBODとNH₄の除去の記述するために使用した。沈殿池はTakács et al. (1991)のモデル・アプローチを使用してシミュレーションした。具体的には、このモデルは、沈殿池を一定の厚さの層に分割し、各層に対して固形物収支を行なうことにより、沈殿池の懸濁物質濃度プロファイルを予測する。第3のサブモデルは、受水域への流出量と水質を評価するものである。より具体的には、このモデル・アプローチは、現場データの少ない一時河川(すなわち、乾季が長く降水後に流量が極端になる川)を対象として実施された。この後者の点は、受水域水質の評価に関わる現象が、参考文献で共通して示されるように恒常河川に関して異なる役割を果たす点で重要である(Freni et al., 2008)。そのような川は、半乾燥気候をもつ地中海地域にも多く存在する。一時河川は典型的に非正常条件にあるので、河川における水流の伝搬をシミュレーションするために動的モデルを使用した。また、水質現象に対しては移流分散方程式を使用した。

モデル識別可能性分析

実際に識別可能なモデル・パラメータのサブセットを見つけるための技術の大部分は、感度関数の調査に基づく。本研究は、感度関数相関性に関する研究 (Weijers and Vanrolleghem, 1997; Checchi and Marsili-Libelli, 2005; De Pauw, 2005; Marsili-Libelli and Giusti, 2008; Freni et al., 2009a) に基づく数値基準に焦点を当てた。本セクションでは、適用した技術を簡潔に説明する。決定論的モデルが数式 $y = f(\theta)$ の一般集合によって記述できると仮定する。このとき、ベクトル $y = (y_1, y_2, \dots, y_n)$ は、利用可能な測定値 $y^* = (y_1^*, y_2^*, \dots, y_n^*)$ に対応する n 個のモデル出力変数を表わし、ベクトル $\theta = (\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_m)$ はモデルの m 個の独立パラメータを表わす。モデル数式の性質に依存せずに、感度関数はモデル出力 y とパラメータ θ との依存関係によって定義することができる。

$$S_{i,j} = \frac{\Delta\theta_j}{y_{si}} \frac{\partial y_i}{\partial \theta_j} \quad (1)$$

ここで、 $\Delta\theta_j$ は予備知識に依存するパラメータ θ_j の変動範囲で、 y_{si} は感度関数の無次元化に使用されるモデル出力変数 y_i の基準値 (またはスケールリング値) である。関数 $S_{i,j}$ は、パラメータに対するモデル出力の依存性情報を与えるため有用である。パラメータ $\Delta\theta_j$ および y_{si} は、感度関数の大きさおよびスケールリングパラメータで、感度分析結果に大きな影響を与え得る (Reichert and Vanrolleghem, 2001)。本研究では、 y_{si} は、 i 番目のモデル出力変数の平均実測値として定義される。 $\Delta\theta_j$ は、較正データセット中の利用可能な降雨におけるイベントごとのモデル較正によって得られた j 番目のモデル・パラメータの変動範囲として理解できる (Beven and Binley, 1992; Freni et al., 2009a)。複数のモデル出力を扱う場合、関数 $S_{i,j}$ の分析からは有用な情報を得られないことが多く、より集約した指標が有用である場合がある。このため、パラメータの初期評価では加重平均感度を使用した。

$$\bar{S}_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{S_{i,j}}{\max(S_{i,j})} \quad (2)$$

ここで、 $\max(S_{i,j})$ は j 番目のモデル・パラメータに対して得られた n 個の感度の最大値である。識別可能性が極端に低いモデル・パラメータの場合はつぎの2つの異なる形で示されるであろう: (1) 小さな加重感度関数値を与える、(2) パラメータが感度関数に対しほぼ線形性を示す。前者のケース (第1識別不能性基準) では、モデル・パラメータはモデル出力にそれほど影響しないため、較正によってその値を評価することができない。後者のケース (第2識別不能性基準) では、モデル・パラメータの変動はモデル出力に明らかな影響を与えず、モデルに適切な追加情報を提供することなくモデル出力変数に転送される不確実性を増大させる一種の潜在ノイズとしてとらえることができる。提案された識別手法は、最初、Weijers and Vanrolleghem (1997) によって提案され、処理場モデルに適用された。この手法は精緻化された感度マトリクスに基づくものである。

この手法は前述した2つの識別不能性の原因を分析するために2つの段階に基づいている。予備段階として、パラメータに対する異なるモデル出力の感度を平均することにより、パラメータ感度の順位付けが行なわれる (式2)。この予備分析を行なうことにより、モデル・パラメータをもっとも感度の高いものに絞り込むことができる。もっとも高感度のモデル・パラメータは、ユーザ定義の閾値より低いモデル感度をもつことが特徴である。そのようなパラメータは、前に定義した第1基準によって識別不能であるとみなすことができる。

最初の絞り込みプロセスを通過したパラメータは、精緻化したフィッシャー情報行列 (FIM) に基づく

識別可能性分析の第2段階に渡される。

$$FIM = [S \cdot Q_{mes}^{-1} \cdot S^T] \quad (3)$$

ここで、 S は n 行 m 列の、式1によって得られた感度指数を含む行列である。 Q_{mes} は測定ノイズの $[n \times n]$ 共分散行列である。測定ノイズが無相関のとき、 Q_{mes} 行列は対角で、行列式1をもつ。 n 個の出力変数と m 個のモデル・パラメータで算定されたFIMについては、 Q_{mes} は $[m \times m]$ 行列である。FIMは、出力に対する各モデル・パラメータの重要性を集約したものである (Dochain and Vanrolleghem, 2001)。FIMはパラメータ誤差共分散行列の下界を提供し、その特性はモデル・パラメータ較正值周囲のモデル信頼領域の形状および次元に関する情報を提供する。(Söderström and Stoica, 1989)。もっと具体的に述べると、行列の各列がモデル・パラメータを表わすため、FIMの行列式および条件数(すなわち、行列固有値の最大値と最小値との比率)によって、モデル・パラメータ・セットの相関性を合理的に測定することが可能である (Weijers and Vanrolleghem, 1997)。FIMの行列式D(識別可能性基準D)はモデル出力に関わるモデル・パラメータの重要性を表わす。行列式が大きいほど、モデル出力はパラメータに対してより感度が高い。逆に、感度の低いパラメータが1つでも存在すると、FIMの行列式は大幅に減少しゼロになる。D基準は関与するパラメータの大きさに依存するため、この基準を式4によって標準化した(normD)。

$$normD = \max (D \cdot \|\theta\|^2) \quad (4)$$

ここで、 $\|\theta\|^2$ は、パラメータ変動範囲の中央値で評価されたパラメータ・ベクトルのユークリッド・ノルムである。こうした標準化はスケール因子として機能し、サイズが同じだがモデル・パラメータが異なるサブセット間の比較が可能となる。

条件数(識別可能性基準E)は信頼領域の形状を表わす (Weijers and Vanrolleghem, 1997; Checchi and Marsili-Libelli, 2005)。1に近い値は、全パラメータがモデルにとって等しく重要であることを示す。支配的モデルパラメータまたは感度の低いモデルパラメータがあるときは、値が大きくなる。

$$modE = \min \left(\sqrt{\frac{\max (EV[FIM])}{\min (EV[FIM])}} \right) \quad (5)$$

システム工学の観点から、D基準を最大にしmodE基準を最小にするパラメータをパラメータ・サブセットに含めることが重要である。どちらの識別基準にも利点と欠点がある (Freni et al., 2009a)。D基準は信頼領域の大きさを表わすため、パラメータの総影響を評価することはできるが、複雑なモデルにおいてパラメータ間で識別可能性を比較することは難しいであろう。E基準では、各パラメータがモデルに与える影響を容易に比較することができるが、識別可能なパラメータ数を評価するための客観的なアプローチがない。

こうした理由から、本研究では、これら2つの基準を組み合わせることを考えた。したがって、normD基準とmodE基準との比率(DE基準)は、較正のためのパラメータのサブセットを定義する興味深い指数である。式6はDE基準を定義するもので、パラメータ推定における不確実性の低さとともにパラメータ・サブセットの実測値説明性を決定する。

$$DE = \frac{\max(D \cdot \|\theta\|^2)}{\min \left(\sqrt{\frac{\max(EV[FIM])}{\min(EV[FIM])}} \right)} \quad (6)$$

入手可能なデータから最良と判断できる組み合わせを見つけるために実用的な識別可能性アプローチは、上述の基準を使用してモデル・パラメータ・サブセットの順位付けを行う。識別プロセスは、通常感度のもっとも高いモデル・パラメータから選択される識別可能初期サブセットにモデル・パラメータを1つずつ加えていく反復プロセスである。反復段階では、識別可能サブセットに1つのパラメータを加えることによって、可能なすべての組み合わせが得られ、識別可能性基準が評価される。高い識別基準値を与える組み合わせは保持され、全体で最大の識別基準に到達するまで、識別特定プロセスが繰り返される。

方法論の適用

この識別可能性アプローチは、2008年3月3日に発生したイベントで収集されたデータに適用された。前段落で述べた段階手順にしたがって統合モデルを特徴づける49のモデル・パラメータから感度のもっとも高いものを特定するために初期の地点ごとの感度分析を行なった(表1)。

表1 モデル・パラメータの変動範囲および平均モデル感度(斜体のパラメータ値は事前選定後に無視された)

Parameter	Symbol	Unit	Montelepre		Giardinello	
			$\Delta\theta_i$	\bar{s}_i	$\Delta\theta_i$	\bar{s}_i
集水域線形流速定数	λ	min	8-30	0.188	1-10	0.221
初期水文学的損失	W_0	mm	0.1-04	0.524	0.6-1	0.598
集水域流出係数	Φ	-	0.8-09	0.540	0.6-0.9	0.462
集水域線形貯留池定数	K_1	min	14-40	0.191	0.1-65	0.197
下水道線形貯留池定数	K_2	min	15-35	0.472	0.1-55	0.474
Alley-Smithモデルの堆積速度	Accu	kg/(ha*d)	0.1-20	0.307	0.1-20	0.284
Alley-Smithモデルの死滅速度	Disp	d ⁻¹	0.01-10	0.300	0.01-1	0.225
Alley-Smithモデルの汚濁負荷流出係数	Arra	mm ⁻¹	0.01-0.8	0.335	0.01-1	0.050
Alley-Smithモデルの汚濁負荷流出ファクター	Wh	-	0.3-1	0.240	0.1-3.5	0.437
下水管浸食ファクター	M	kg	0.1-3	0.225	0.1-3	0.341
下水管浮遊物質量荷線形貯留池定数	Kcusp	min	0.2-0.8	0.251	0.01-0.6	0.217
下水管堆積物質量荷線形貯留池定数	Kbed	min	0.04-0.4	0.002	0.01-1	0.004
OSO活性化希釈係数	rd1	-	1.2-1.5	0.384	1.1-1.9	0.013
OSO下流最大希釈係数	rd2	-	2-4	0.433	2-2.5	0.441
従属栄養生物最大収率	$\mu_{max,H}$	h ⁻¹	0.6-13.2	0.081	0.6-13.2	0.003
BOD半飽和定数	k_5	g/L	0.005-0.15	0.167	0.005-0.15	0.029
従属栄養収率	Y_H	-	0.38-0.75	0.225	0.38-0.75	0.032
温度	T	°C	5-30	0.130	5-30	0.014
独立栄養生物最大収率	$\mu_{max,A}$	h ⁻¹	0.2-0.4	0.118	0.2-0.4	0.042
酸素半速度定数	k_o	g/L	0.1-0.3	0.001	0.1-0.3	0.002
独立栄養収率	Y_A	-	0.16-0.18	0.428	0.16-0.18	0.226
従属栄養生物死滅速度	b_H	d ⁻¹	0.2-0.8	0.050	0.2-0.8	0.002
独立栄養生物死滅速度	b_A	d ⁻¹	0.2-0.8	0.011	0.2-0.8	0.012
			$\Delta\theta_i$		\bar{s}_i	
河床粗度 (Gaukler-Strickler)	k_{50}	m ^{1/3} /s	10	70	0.566	
縦分散係数	K_{disp}	m ² /s	1	500	0.001	
脱酸素係数	k_d	s ⁻¹	1	100	0.047	
沈殿物酸素要求量係数	k_{sed}	s ⁻¹	1	100	0.351	
再曝気係数	k_a	s ⁻¹	1	1000	0.894	

データが得られた7つのイベントを使い、較正値を確実に含む間隔としてパラメータ変動範囲を仮定した。これを表1にて示す(Beven and Binley, 1992)。本研究では、全パラメータを同時に変化させ、均等分布を前提とすることにより得られた1,000のモンテカルロ・シミュレーションによって感度指数を評価した。感度指数は、データが得られた29のモデル出力によって算定された(表2)。

表2 分析に使われたモデル・パラメータ

	System location	Q	TSS	BOD	COD	NH ₄	DO
Montelepre	SS	130	24	24	24	24	*
	CSO	316	19	19	19	19	*
	WWTP	*	14	14	*	14	*
Giardinello	SS	314	20	20	20	20	*
	CSO	314	15	15	15	15	*
	WWTP	*	15	15	15	15	*
	RWB	118	*	22	*	*	22

(*) 今回のモデル適用に使わなかったパラメータ

加重感度順位付けに基づく初期除去プロセスの後、MontelepreおよびGiardinelloの都市排水系統(SS、CSO、WWTP)を個別に分析し、その後RWBを分析するという3段階の手法を適用した。こうしたアプローチをとった理由は、モデル出力とパラメータとの間に因果関係のないFIMが構築されるのを回避するためである。

結果分析

パラメータ変動範囲および加重感度分析の結果を表1に示す。11のパラメータ(すべて水質に関わるもの)は、他のパラメータより感度指数が明らかに低かったため、その後の解析では無視した(第1の識別不能性基準)。

初期分析の結果、6つのパラメータがより高い加重感度を示したため、それらパラメータを初期パラメータ・サブセットとして識別可能性分析に使用した。具体的には、感度をもっとも高かったパラメータは、両都市排水系統の初期水文学的損失(W_0)、集水域流出係数 Φ 、および下水道線形貯留池定数(K_2)であった。前段で指摘したように、まずMontelepreとGiardinelloの都市排水系統の分析を行ない、次に受水域の分析を行なった。表3および表4は、各分析反復プロセスで得られた最良のパラメータ組み合わせを示す。

- 最初の識別可能パラメータはすべて、水量モジュールと関係があり、水量モデル出力、水質モデル出力の両方に影響を与えるこれらパラメータの高い重要性を示す。
- 処理場パラメータの大部分は識別可能でないという結果になった(第2の識別不能性基準)。これは、それらパラメータの変動性の低さおよび影響を受けたモデル出力が少なかったことが原因であろう。
- Giardinelloの都市排水系統における特定可能パラメータの数(10)は、Montelepreの場合(12)よりも少ない。これは、測定データへのモデルの適合力の相違が原因であろう。Nash-Sutcliffe効率性指標(Nash and Sutcliffe, 1970)は、Montelepreの都市排水系統では約0.85であるのに対し、Giardinelloでは0.6より小さく(Freni et al., 2009b)、得られたデータからより少ない情報しか引き出せないことが示された。
- 2つの都市排水系統の分析の結果、7つのパラメータが両ケースにおいて識別可能であると評価された点で一定の類似性が示された。
- normD基準とDE基準は、同数の識別可能パラメータ(図1)の評価で類似する結果が得られた。一方、modE基準については、識別可能パラメータ数が多くなるのにもない、基準も大きくなるため一定の限界が示され、識別可能パラメータを判別するための閾値を見出すのは難しいであろう。

表3 Montepre都市排水系統の最良の識別可能モデル・パラメータ・サブセット(SS, CSO, WWTP)

N	Parameters	normD	modE	DE
3	W_0, Φ, K_2	5.99E+07	6.10	9.81E+06
4	$W_0, \Phi, K_2, rd2$	1.31E+11	10.76	1.22E+10
5	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu$	2.30E+14	13.37	1.70E+13
6	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda$	4.70E+15	18.25	2.57E+14
7	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1$	4.30E+18	38.26	1.13E+17
8	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M$	3.60E+19	39.90	9.09E+17
9	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N$	3.80E+20	85.04	4.46E+18
10	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \mu_{max,H}$	1.08E+21	167.29	6.5E+18
11	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \mu_{max,H}, Disp$	2.18E+21	297.84	7.3E+18
12	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \mu_{max,H}, Disp, \mu_{max,A}$	1.36E+21	943.13	1.45E+18
13	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \mu_{max,H}, Disp, \mu_{max,A}, T$	1.77E+20	1221.82	1.45E+17

表4 Giardinello都市排水系統の最良の識別可能モデル・パラメータ・サブセット(SS, CSO, WWTP)

N	Parameters	normD	modE	DE
3	W_0, Φ, K_2	2.31E+09	5.54	4.17E+08
4	$W_0, \Phi, K_2, rd2$	3.99E+12	8.52	4.69E+11
5	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1$	4.61E+15	10.66	4.33E+14
6	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp$	8.23E+17	17.73	4.64E+16
7	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N$	2.14E+20	31.95	6.71E+18
8	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh$	1.05E+22	41.84	2.51E+20
9	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_H$	6.96E+22	59.56	1.17E+21
10	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_H, Accu$	1.17E+22	93.45	1.25E+20
11	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_H, Accu, \lambda$	1.88E+21	105.03	1.79E+19

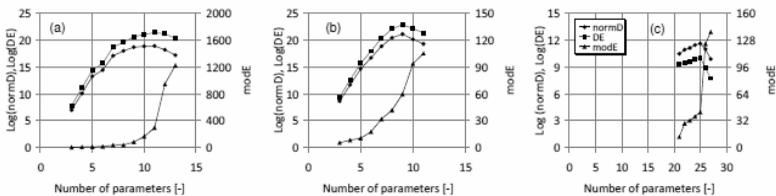


図1 Montepre都市排水系統(a)、Giardinello都市排水系統(b)、および受水域(c)のnormD基準、modE基準、DE基準

2つの都市排水系統の識別可能性分析を行なった結果、20のパラメータが識別可能であると評価された。残りのパラメータ(3つの受水域(RWB)パラメータ、前段階において識別されなかった14のSS、CSO、WWTPパラメータ)については、入手できたRWBデータに基づいて、次の追加識別段階を実施した。表5に示すように、他の5つのパラメータはRWBからの追加データにより識別可能であると評価された。3つのRWBパラメータが容易に正しく識別できたにもかかわらず、追加データソースを使って分析した結果、SS、CSO、WWTPデータでは識別できなかった3つのパラメータを識別することができた。この追加段階は、統合都市排水モデリングの複雑さ、およびモデル適用のロバスト性に与える組織的モニタリング作業の影響を示すものであった。この場合、normD基準とDE基準は同様の結果を示し、識別可能パラメータの同じサブセットに対応した(図1)。

表5 受水域データによる最良の識別可能モデル・パラメータ・サブセット

N	Parameters	Montelepre urban drainage system	Giardinello urban drainage system	RWB	normD	modE	DE
20	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \beta_{max,IT}, Disp$	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_{IT}$	-	1.31E+09	6.41	2.23E+08	
21	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \beta_{max,IT}, Disp$	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_{IT}$	ks	2.89E+10	13.02	2.22E+09	
22	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \beta_{max,IT}, Disp$	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_{IT}$	ks, ka	8.08E+10	28.84	2.80E+09	
23	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \beta_{max,IT}, Disp$	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_{IT}$	ks, ka, k_{aSD}	1.28E+11	32.35	3.95E+09	
24	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \beta_{max,IT}, Disp, rd1$	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_{IT}$	ks, ka, k_{aSD}	2.69E+11	37.18	7.23E+09	
25	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \beta_{max,IT}, Disp, rd1$	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_{IT}, Accu$	ks, ka, k_{aSD}	4.00E+11	42.35	9.44E+09	
26	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \beta_{max,IT}, Disp, rd1, Wh$	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_{IT}, Accu$	ks, ka, k_{aSD}	9.12E+10	123.10	7.41E+08	
27	$W_0, \Phi, K_2, rd2, Accu, \lambda, K_1, M, Y_N, \beta_{max,IT}, Disp, Wh$	$W_0, \Phi, K_2, rd2, K_1, Ksusp, Y_N, Wh, Y_{IT}, Accu, Disp$	ks, ka, k_{aSD}	7.31E+09	137.33	5.32E+07	

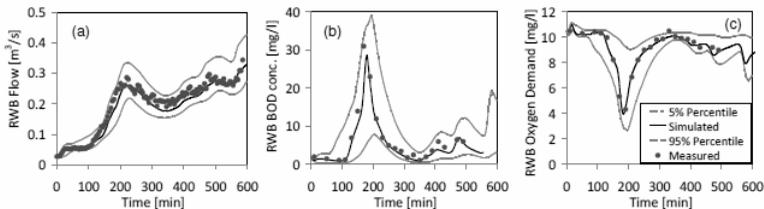


図2 RWB総不確実性範囲：流出量(a)、BOD濃度(b)、OD濃度(c)

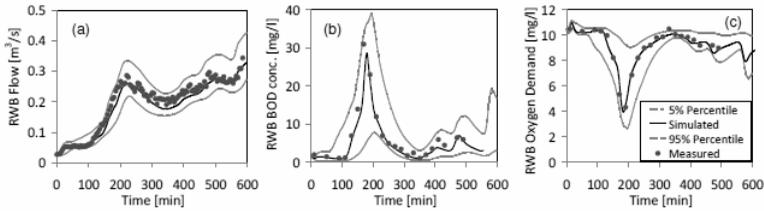


図3 RWB不可避不確実性範囲：流出量(a)、BOD濃度(b)、OD濃度(c)

識別可能性分析はモデルの不確実性にも一定の影響を与える。これは、識別不能パラメータを変動範囲(表1)の平均値に設定し、関連する不確実性を減少させることができるからである。モデルの不確実性に対する識別不能パラメータの影響を明らかにするため、すべてのパラメータ(総不確実性)および識別可能パラメータのみ(不可避不確実性)の変動を考慮して、一般化不確実性尤度推定(GLUE: Beven and Binley, 1992)をモデルに適用した。不確実性分析適用の詳細については、過去の研究文献(Freni et al., 2009a)を参照されたい。不確実性範囲(図2および図3)を比較した結果、識別不能パラメータを無視すると、不確実性範囲が著しく縮小されることが示された。

- ・ 流出量不確実性範囲は平均40%小さくなり、水質変数への影響は60%を上回る。
- ・ 水質不確実性への影響が大きいことは、水質不確実性分析において関連バックグラウンドノイズを生じさせる水質識別不能パラメータの数が多いことに関係する。
- ・ データポイントの90%以上が不確実性範囲に必ず含まれるため、こうした不確実性範囲の縮小は、モデリング仮説の有効性を損なうことなく達成される。

結論

本研究では、パラメータ識別可能性分析を複雑な都市排水統合モデルに適用した。これにより、いくつかのシステム断面におけるデータ可用性が識別可能モデル・パラメータ数に与える影響を評価した。

統合モデルはしばしば、利用可能なデータとモデル・パラメータ化との間の差異に起因する高い複雑性および較正の問題に特徴づけられる。パラメータ識別可能性分析により、さらに、識別可能性分析結果に基づいてモデルの複雑性を縮小することによって全体のモデリング不確実性を縮小できることが示された。

本研究からいくつかの興味深い結果が得られた。

- ・ normD基準とDE基準は、識別可能パラメータの検出において一義的である。
- ・ modE基準は識別可能パラメータの検出において一定の限界を示した。
- ・ FIM分析はモデル感度およびパラメータ識別可能性分析の有効な手法であることが示された。しかし、よりよい識別可能サブセットの異なるパラメータ発生の統計分析と結び付けられれば、このメソッドはさらに強力なものになるであろう。
- ・ 識別可能性分析は、モデル結果に対するオペレータの確信を高めるための強力なツールでもある。このアプローチにより、一部の識別不能パラメータを遮断することができ、その結果、賢明にモデル構造を修正し、かつ対応する不確実性を縮小することができる。

本研究で得られた結果は、使用された特定の事例研究に依存するものであることは明らかである。識別可能性分析の利点に関する見解は、特に統合モデル単純化および結果信頼性に関して、一般的なものと考えられるであろう。今後、パラメータ特定に関わるデータ可用性の影響、およびシステムに新しい測定ステーションを導入することによる改善が研究対象となるであろう。

謝辞

著者らは現地調査に関して貴重なご支援をいただいたMrs. R.D'AddelfioおよびDr. A.P. Lanzaに対して感謝の意を表する。

参考文献

- Alley, W.M., and Smith, P.E. (1981). "Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modelling". *Water Resources Research*, 17 (6), 1657-1664.
- APHA. (1995) *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. APHA, AWWA and WPCF, Washington DC, USA.
- Beven, K.J., and Binley, A.M. (1992). "The future of distributed models - model calibration and uncertainty prediction." *Hydrological Processes* 6(3), 279-298.
- Cecchi N. and Marsili-Libelli S. (2005). Reliability of parameter estimation in respirometric models. *Water Research* vol. 39 (15) pp. 3686-3696
- De Pauw, D.J.W. (2005). *Optimal Experimental Design for Calibration of Bio-process Models: A Validated Software Toolbox*. PhD thesis in Applied Biological Sciences, BIOMATH, University of Gent. Available from: <<http://biomath.ugent.be/publications/download/>>.
- Dochain D., Vanrolleghem P.A., 2001. *Dynamical modelling and estimation in wastewater treatment processes*. IWA Publishing: London.
- Freni G., Mannina G. and Viviani G. (2009a). Identifiability analysis for receiving water body quality modelling. *Environmental Modelling & Software* vol. 24 (1) pp. 54-62
- Freni G., Mannina G. and Viviani G. (2009b). Urban water quality modelling: a parsimonious holistic approach for a complex real case study. *Water Science and Technology* (in press)
- Freni, Mannina, Viviani (2008) Catchment-scale modelling approach for a holistic urban water quality management. 11 ICUD, Edinburgh.
- Jakeman, A. J., and G. M. Hornberger (1993). How much complexity is warranted in a rainfall-runoff model?, *Water Resour. Res.*, 29(8), 2637-2649.
- Jewell, T. K., and Adrian, D. D. (1978). SWMM storm water pollutant washoff function. *Journal of the Environment. Engineering Division*, 104 (5), 1036-1040.
- Kuczera, G., and Parent, E. (1998) "Monte Carlo assessment of parameter inference in catchments models: The Metropolis algorithm." *J. Hydrol.*, 211, 69-85.
- Mannina, G. (2005). *Integrated urban drainage modelling with uncertainty for stormwater pollution management*. PhD thesis, Università di Catania, (Italy).
- Mannina, G., Freni, G. and Viviani, G. (2004). *Modelling the Integrated Urban Drainage Systems. In Sewer Networks and Processes within Urban Water Systems (WEMSno.)*, in Bertrand-Krajewski, L,

Almeida, M, Matos, J and Abdul-Talib, S. (eds), IWA Publishing, London, UK, pp. 3–12.

Marsili-Libelli S. and Giusti E. (2008). Water quality modelling for small river basins. *Environmental Modelling & Software* vol. 23 (4) pp. 451-463

Rauch W., Bertrand-Krajewski J.-L., Krebs P., Mark O., Schilling W., Schuetze M. and Vanrolleghem P.A. (2002) Deterministic modelling of integrated urban drainage systems. *Wat. Sci. Tech.*, 45(3), 81-94.

Reichert, P., Vanrolleghem, P.A. (2001). Identifiability and uncertainty analysis of the River Water Quality Model No. 1 (RWQM1). *Water Science and Technology* 43 (7), 329-338.

Söderström, T., Stoica, P., 1989. *System Identification*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs: New Jersey.

Takács I., Patry G.G., and Nolasco D.. (1991). "A dynamic model of the clarification-thickening process." *Water Resour.*, 25 (10), 1263-1271.

Weijers, S.R. and Vanrolleghem, P.A. (1997). A procedure for selecting best identifiable parameters in calibrating activated sludge model no. 1 to full-scale plant data. *Wat. Sci. Tech.*, 36(5), 69–79.

都市排水データの自動、半自動、および手作業による検証

Automatic, Semi-automatic and Manual Validation of Urban Drainage Data

N. Branislavljević*, D. Prodanović*, D. Pavlović*

* *University of Belgrade, Faculty of Civil Engineering, Kralja Aleksandra blvd. 73, 11000 Belgrade, Serbia (E-mail address: nemanja@hikom.grf.bg.ac.rs ; eprodano@hikom.grf.bg.ac.rs ; epavlovd@hikom.grf.bg.ac.rs)*

要旨

センサー技術の進歩と自動長距離データ送信の実現により、都市排水プロセスのモニタリングにおいて連続測定は望ましい方法となった。通常、収集されたデータは、役に立たないデータを削除し、データ・クリーニングをし、データ有用性を向上させるために専門家によって処理されなければならない。本論文では、データ品質改良プロセスの最初の段階であるデータ品質評価またはデータ検証について考察する。データ検証は、データ準備、検証スコア生成、およびスコア解釈の3つから成る。本論文は、まずデータ品質改良システムの全体的フレームワークを示し、次に検証スコア生成について述べる。また、スコア生成のためのさまざまな手法の利用、すなわちデータ異常性検知手法の例を提示する。

キーワード

都市排水モニタリングデータ、データ品質、データ検証

緒言

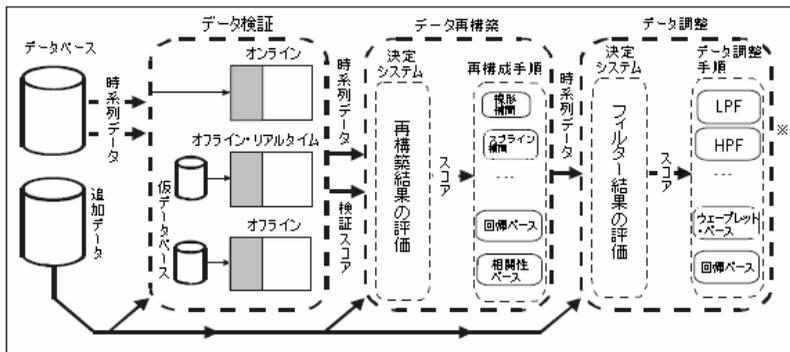
今日、自動測定器は、都市水管理データの主なデータ源として広く使用されている。未検証データは測定システムの信頼性を損ない、誤った結論や決定につながりかねないため、測定された時系列を効率的に使用するためには、データ品質改良を行なわなければならない。データ検証はデータ品質改良プロセスの第一歩に過ぎない。データ検証に利用できるさまざまな手法、アイデア、およびツールが存在する。適用範囲が普遍的な手法(参考文献[6]、[8])もあるが、参考文献[1]および[5]に示す7つの単純なテストのように都市排水のみにしか適用できないものもある。しかしながら、完全あるいは普遍的な手法は存在しない。

1つの特定の方法論の適用に対してのみ検証が行なわれた場合(参考文献[3]、[7])に示されるように、検証結果が限られた数のシステム特性のみに基づいているため、全体的な問題の複雑性が無視される可能性がある。データ検証プロセスの精度を向上させるためには、いくつかの方法論を適用しなければならない。多くの手法は検証手法に異なるロジックを使うため、1つの最終的検証結果を得るには、それらの検証スコアを組み合わせることが必要となる。

本論文では、まずデータ検証の観点から全体的なデータ品質評価および改良フレームワークについて考察する。次に、一般的なデータ検証プロセスと、そして様々な最終スコア生成方法に適用できる特別バージョンの検証プロセスを提示する。最終スコア生成方法には、専門家によるもの(手作業によるデータ検証)、統計ツールまたは人工知能ツールによるもの(自動データ検証)、そして統計ツールまたは人工知能ツールの支援による専門家の手作業によるもの(半自動データ検証)がある。論文の最後には、提案された方法論の都市排水関連データへの適用について述べる。

データ品質評価および改良フレームワーク

データ品質改良プロセスにおけるデータ検証の位置付けを図1に示す。データ検証に続く段階は、データ再構築とデータ調整である。



※LPF: ローパスフィルタ(低域通過フィルタ)

HPF: ハイパスフィルタ(高域通過フィルタ)

図1 データ品質改良枠組み

本論文は、データ品質改良および調整プロセスの第一段階であるデータ検証に焦点を当てる。データ検証モジュールの出力である検証スコアは、データ品質および信頼性の基準であり、2値(0か1)、連続(0~100%)、または記述(良い、不確か、悪い)で表わされる。したがって、オリジナルのデータ時系列およびデータ検証スコア(メタデータとしての)は、データ再構築・調整システムの入力変数である。

本論文で提示するデータ検証のための方法論は、データ品質改良フレームワーク全体の一部としての検証手法の使用を予見するものである。検証手法で得られる異なるスコアタイプの混合物は、手作業(専門家)アプローチと自動(統計または人工知能)アプローチの両方を使って、組み合わせと解釈が行なわれる。最終的な検証スコアは、最後に新たなメタデータとして元のデータセットに付けられ、さらなるデータ品質改良段階で使用することができる。

データ検証は、さまざまな統計ツール、論理ツール、参照ツールを用いて自動的、半自動的、あるいは手作業で行なうことができる複雑なプロセスである。検証ツール(検証手法の中核)は、解釈できるスコアを生成しなければならない。解釈すなわち次元縮小は、専門家が行なう(手作業)か、統計ツールや人工知能で行なう(自動)か、または専門家が統計ツールや人工知能の支援を得て行なう(半自動)。オンライン・データを使う場合、自動データ検証が唯一の方法である。古いデータの準備や微妙な現象の解釈には、半自動検証または手作業をデータ可視化技術と組み合わせて検証を行なうことができる。

本論文で提示する自動検証と手作業によるデータ・クリーニングの方法論は、バオグラード下水道において一部適用されており、8つの自動測定器が継続的に水位、流速、流出量、水温、その他いくつかの水質パラメータを観測している。

データ検証一般手順

データ品質改良フレームワーク全体のうちデータ検証部分(図1)は、いくつかのモジュールから構成されている(図2)。一般に、都市排水データ検証手順は、データ準備・分配、検証スコア生成、および検証スコア解釈の3段階に分けられる。

第1段階：データ準備・分配：この手順では、まず、さまざまなソースからのデータ収集およびデータ同化を行なう。基本的なデータ前処理には、データ標準化、簡単なデータチェック(例、「データは数値データか?」)、および参照用仮データベースへのデータ保存が含まれる。この仮データベースから、データ・マネージャーは「オンデマンド」でデータおよびその既存メタデータをデータ検証モジュールに分配し、算出された検証スコアを新しいメタデータとしてデータベースに再格納する。

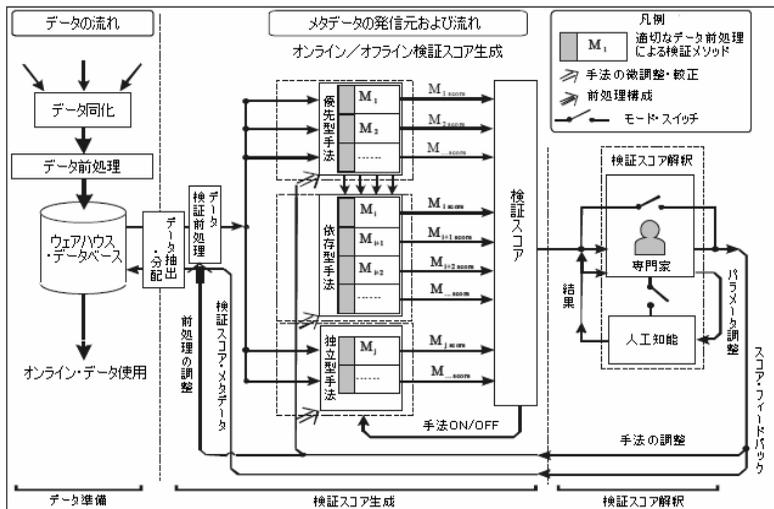


図2 都市排水データ検証手順

第2段階：検証スコア生成：この段階では、データは、特定ロジックと得られた情報に基づいて検証スコアを生成する検証手法に転送される。一般的なデータ前処理は、各手法のニーズ、構造、および設定に合わせてデータを調整するために、スコア生成の前に行う必要がある。この段階において、データ前処理でデータ品質に関する判断をしてはならない。後続するデータ検証手法が効率的に使用できるようデータの準備をするだけである。この段階の詳細については後述する。

第3段階：検証スコア解釈：スコア生成後、検証スコアを解釈し、各値の異常性レベルに関して各値に適切なラベル(メタデータ)を付与することが必要である。これには、手作業、半自動、および自動の3つの方法がある。結果あるいはメタデータは、参考文献[1]で示されるように不連続か、または[2]中のように不連続である。

特定システムの検証手法

エンジニアリングの実務においては、「検討されているデータ値は異常か否か?」といった非常に単純な質問に答えを出すため、多数のツールおよび手法が使用される。用いられるツールが正しく機能するか否かは、観測された変数のタイプ、全体的な測定条件、使用されるセンサー／観測機器、観測された現象の特徴など、さまざまな要因に依存する。検証ツールは通常いくつかの検証手法があり、各手法には、運転速度や全体的性能を高めるため、たいいてい特有の前処理ニーズがある。データ検証システムの適切な設計は、通常、データ値(何を測定するか)だけでなく、データ値が持つデータ特性に基づいていなければならない。

手作業、半自動的、自動的な検証手順に適用することができる一組の検証手法を図3に示す。通常、手法は手作業または半自動で使用される方がよりよいパフォーマンスが得られるが、自動モードで満足のいく結果が得られる場合もある。データはまず、一般前処理にかけられ、ここで時間スケールの整合性がチェックされ、取得された追加情報(日中か夜間か? ポンプON/OFF? 雨天か否か? など)に基づいて異なる補間・集約手法またはデータラベル付けを行なうことにより、異なる時間ステップの一時的時系列が追加生成される。

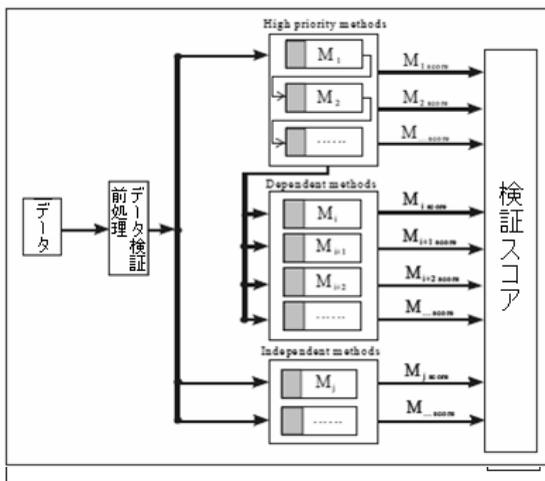


図3 検証スコア生成 - 手法のトポロジー

データ検証手法は正しく実行されなければならない。実行方法は、手法設計とシステムにおける手法の位置づけによって異なってくる。システム内で特別な位置づけにある3つの検証手法カテゴリーがある(図3)。これらは、連続的に適用される優先型手法、優先型手法の結果に依存する依存

型手法、および独立型手法である。検証システムでは最初に優先型手法を適用しなければならない。優先型手法の役割は2つあり、ロジックに基づいて検証データを格付けし、依存型手法のためにデータを準備することである。

適切に設計された検証システムを実現するには、全ての時系列特性を網羅することが必要である。そのため、測定プロセス、利用可能なデータ検証ツール、および追加情報に影響するすべての側面に関する適切な知識ベースを提供することが必要となる。

一部の数量については、重複網羅することが望ましい。直接的(同じ数量に対して2つのセンサー)であれ、暗示的(単純な数値計算の使用)であれ、重複させることによって検証精度を高めることができるからである。重複データを用いることにより、異なる検証手法や手順を使って特定の特性をチェックすることが可能である。重複データの検証スコアを分析(統計的分析その他)することにより、より現実的な分析結果が得られる。

都市排水関連データの検証手法一例

データ検証ツールと手法にはさまざまな種類があるため、手法とその使用方法を適切に選択するには時系列の具体的特性が重要となる。例えば図4は、都市排水環境(ベオグラードの合流式下水道)において1カ月間(2007年1月)に測定された4つの異なる時系列を示す。これらはすべて測定された流速を示し、測定機器性能、観測されたプロセス特性、および局所的な測定特性に基づく異なる特性をもっている。特性に合わせたデータ検証処理は、検証プロセスに利用可能なツールおよび追加情報に基づく。しかし、必要とされる検証タスクには、ツールを追加したり、追加情報を得ることが必要な場合がある。

図4から、測定された変数はすべて同じタイプで、同じ機器(浮遊超音波ドップラー流速測定器)を使い、同じ都市排水環境において測定されているのに関わらず、各時系列が特有の特性をもっていることが分かるであろう。**Višnjica (A)**の時系列は、流出イベントで中断される周期的挙動を示すのに対し、**Sajam (B)**の時系列は、上流ポンプ場の影響を直接受けるため、顕著な日周パターンを示さない。**Ušće**の時系列(**C**)は周期的な挙動を示すが、安定したデータ値や時系列はなく、**Istovarište (D)**の時系列は、多くの作用に影響されて複雑なパターンを示す。得られたデータを異なる時間スケールで観察したり、システムについて追加情報を得ると、違ったパターンや特性が得られることに留意すべきである。

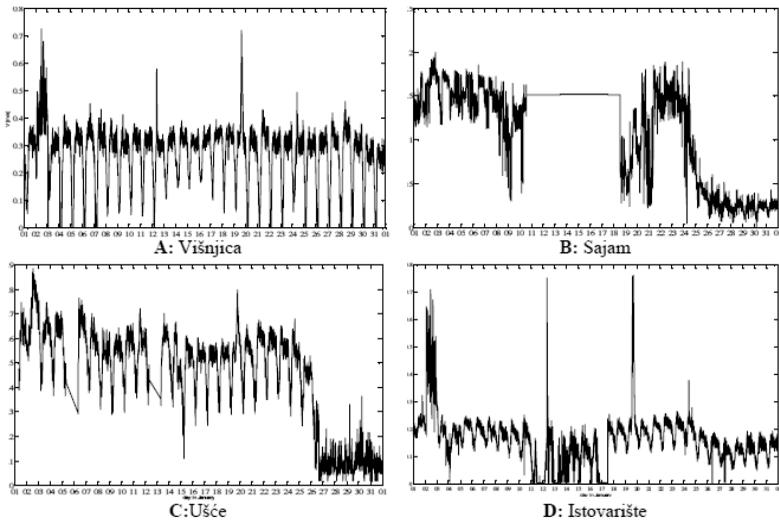


図4 2007年1月におけるベオグラード下水道の4つの地点での流速時系列

この例においては、図4Aの流速時系列実測値の検証スコア生成を示す。Višnjicaでは、時間ステップ $\Delta t=5$ 分で超音波測定器を使って流速および水深を測定した。データに関する専門家の知識ベースは、次のように要約することができる。第1に、システムには2つの異なる状態、つまり晴天期(降雨日がない期間)と流出時がある。第2に、晴天期において流速は1日単位で周期的な挙動を示す。この周期的挙動は、サイト特有のパターンとして示すことができる。第3に、データ値範囲に季節的影響があるため、一度に1カ月分のデータしか処理することができない。第4に、流速(v)と水深(h)の関係は非線形である(参考文献[1]、[5])が、異なる2本の直線による線形であると仮定することができる。乾期における v と h の関係は、1つの線形方程式で示すことができ、雨天期については他の線形方程式で示すことができる(つまり、非線形関係を2つの線形関係に分けることができる)。

利用可能な検証ツール(またはテスト)には、次のものがある: 1) Zeroテスト、2) Flat lineテスト、3) Min-maxテスト、4) Grubbs検定 ([4])、5) 無降雨日を対象とするHotellingの F 統計量に基づくPCAテスト(主成分分析)(参考文献[4]、[7])、6) 降雨日を対象とするHotellingの F 統計量に基づくPCAテスト。1~3のテストは優先型で、Grubbs検定は独立型テストで、5~6のテストは依存型テストである。データ検証プロセスに使用することができる利用可能な追加的情報は、次のとおりである: 流速の測定と同じ箇所での水深測定、降雨間隔に関する情報(図5)、流出口の底面と上面のレベル(水深限界)。手法を適用する前、データは前処理される: 時系列の整合性のチェック(データの欠如や重複データがないか)、手法がよりよく機能するためのデータの(再)配列、水深の時系列の処理、など。

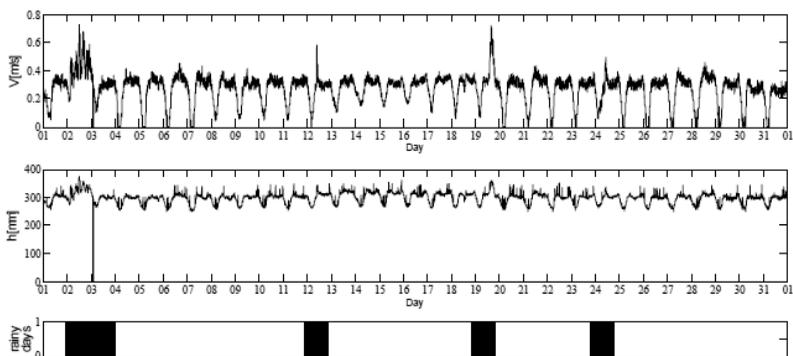


図5 流速測定値(上図)および追加情報: 水深測定値(中央図)および降雨日のデータ(下図)

最初にテスト1～3が適用される。つぎに、雨天流出時に記録されたデータを除去することにより、Grubbs検定に使うデータが準備される(データは雨天日・晴天日の追加情報を使って区別される)。晴天期については、時系列で並べられたデータは、自由度 $N-2$ 、有意水準 $\alpha/2N$ でスチューデントの t 分布にしたがうと仮定される($\alpha=0.05$ 、また N はデータセット中の値の数)。データの一部は除外されたり、欠損データもあるため、データセットのサイズは最大31(1月には31日ある)までである。この分析には、Grubbs検定が何回か反復使用される。1回の反復により、次の統計量にしたがって、1つの異常値が却下される。

$$G > \frac{N-1}{\sqrt{N}} \sqrt{\frac{t_{\alpha/(2N), N-2}^2}{N-2 + t_{\alpha/(2N), N-2}^2}} \quad (1)$$

ここで

$G = \frac{V_{\max} - \bar{V}}{\sigma_v}$ である。測定空間は統計的特性値 G に変換され、決定空間は自由度 $N-2$ の t 分布で算出された閾値に基づく。1回の反復で2つ以上の異常値を提供する拡張型Grubbs検定はRossnan検定と呼ばれる。Grubbs検定では、周期的で(晴天日に)特定の日周パターンをもつ時系列の特性を網羅しなければならない。

5番目のPCA(参考文献[6]、[7])は、データセット X を相関行列に基づいて線形行列システムに変換する。

$$X = TP_a^T + E \quad (2)$$

ここで X はオリジナル・データセット $[m \times n]$ で、 n は変数の数、 m はモデルフィッティングに使用可能な値の数である。 T はスコア行列 $[m \times a]$ と呼ばれ、最大データ相関性に基づく新しい座標系によって変換された値を含む。次元 $[a \times n]$ をもつ P は負荷行列と呼ばれ、変換行列を表わす。 E は大部分ノイズに基づくモデル残差である。

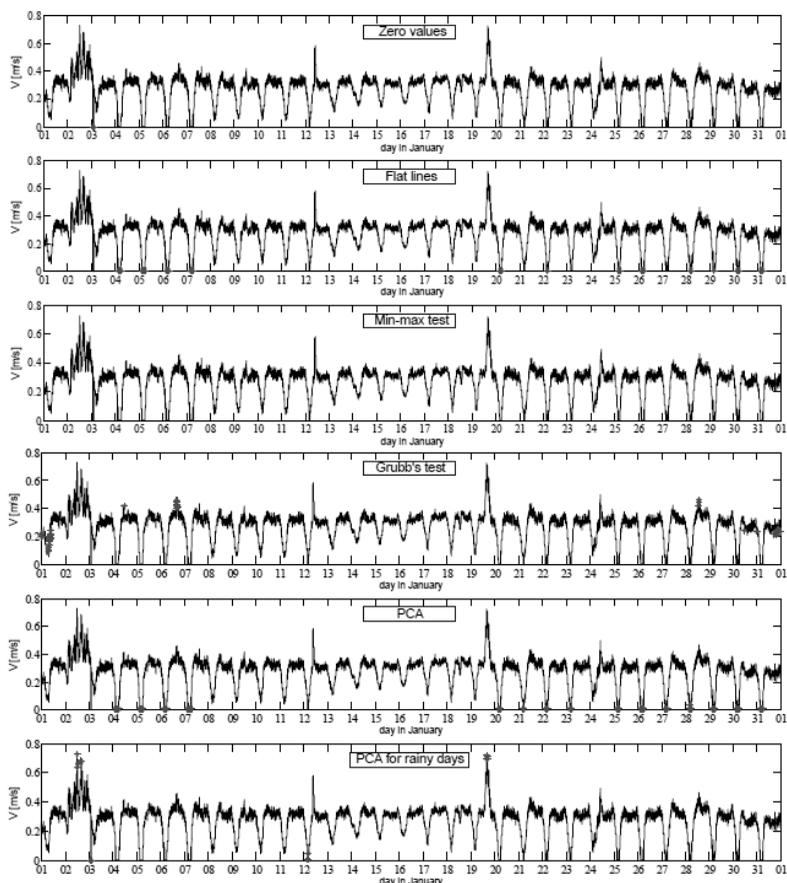


図6 6つのテストによるデータ検証結果 (星印は異常データ)

行列 T と P (式2)に現われる次元は、いわゆる「主成分」の数、すなわちシステム・ベースのデータ多様性の主要座標である。モデルが正常データセットに基づいて定義される場合、PCAに基づくデータ検証の強力な手法を作成することが可能である。通常、Hotellingの t^2 統計量(多変量解析のためのスチューデントの t 分布の一般化)が、PCAモデルに基づく残差の生成に使用される。

$$t^2 = n(x - \mu)^T W(x - \mu) \quad (3)$$

ここで、 n はデータ・サンプルの数、 x はデータ・サンプル、 m はデータ・サンプルの平均値、 W はデータ・サンプルの共分散行列である。 t^2 統計量が、閾値に基づく一定の間隔外にある場合、データは異常値としてラベル付けされる可能性がある。

図6は、前述した6つのテストのデータ検証プロセスの結果を示す。データ検証スコアは2値で表わされる。値が正常の場合は0、異常値の場合は1が与えられる([2])。Grubbs検定が日パターンに適合しないデータを示すこと、およびPCAテストが流速と水深の間の非線形依存データを提供したことが分かるであろう。また、降雨日データに対するPCAテストでは、いくつかの急なピーク形が水深に対して線形に依存しないことが示されている。

結論

本論文では、データ品質改良枠組みの重要な部分としてのデータ検証が提示される。データ検証手法は、さまざまな時系列特性を網羅し、検証スコアを生成することによりデータが正常なのか異常なのかを決定する。提示した例(図6)では、異なるテストにより、測定データの異なる部分が異常データとしてマークされることが明確に示されている。

検証手順のつぎの段階はスコア解釈である。提案データ検証手法は、ベオグラード下水道モニタリングシステムを対象に開発、適用されている。生成された検証スコアは、現在、手作業のデータ・クリーニングに使用されている。本研究から得られた経験に基づき、近い将来、人工知能に基づく新たな自動・半自動手法による既存の手作業によるデータ・クリーニング手法を改良していく予定である。

参考文献

- [1] Bertrand-Krajewski J. L., Laplace D., Joannis C. and Chebbo G. (2000). *Mesures En Hydrologie Urbaine Et Assainissement*, Tec&Doc.
- [2] Branislavljevic N., Kapelan Z. & Prodanovic D. (2009). *Bayesian-Based Detection Of Measurement Anomalies In Environmental Data Series*, HYDROINFORMATICS 2009., Concepcion-Chile
- [3] Fletcher T. and Deletic A. (Editors), (2008). *Data requirements for integrated urban water management*, Urban Water Series – UNESCO IHP, Teylor & Francis.
- [4] Kottegoda N. & Rosso R. (1998). *Statistics, Probability and Reliability for Civil and Environmental Engineers*, McGraw-Hill , International Editions
- [5] Mourad M. & Bertrand-Krajewski J.-L. (2002). *A method for automatic validation of long time series of data in urban hydrology*. Water Science and Technology Vol 45 No 4–5 pp 263–270 © IWA Publishing
- [6] Patcha A., Park J.-M. (2007). *An overview of anomaly detection techniques: Existing solutions and latest technological trends* , Computer Networks 51 (2007) 3448–34
- [7] Rosen C., Röttorp J. & Jeppsson U. (2003). *Multivariate on-line monitoring: challenges and solutions for modern wastewater treatment operation*. Water Science and Technology Vol 47 No 2 pp 171–179 © IWA Publishing
- [8] Venkat V., Raghunathan R., Kewen Y. & Surya N. K. (2003). *A review of process fault detection and diagnosis Parts I, II and III*, Computers and Chemical Engineering 27 (2003) 293_311

セル・オートマトンに基づく二次元洪水モデリング用数値地形モデルの 一般化アプローチ

A Cellular Automata based approach to Generalising Digital Terrain Models for 2D flood modelling

Evans B*, Chen A*, Djordjević S*, Savić D A*

* *Centre for Water Systems, School of Engineering, Computing and Mathematics, University of Exeter, Harrison Building, North Park Road, Exeter, EX4 4QF, United Kingdom*
(E-mail address: be208@ex.ac.uk ; a.s.chen@ex.ac.uk ; s.djordjevic@ex.ac.uk ; d.savic@ex.ac.uk)

要旨

本論文では、数値地形モデル(DTM)の一般化多層表現の作成を目的としたセル・オートマトン技術の利用について考察する。そうすることで、本論文は、細格子データセットから得られた建造物情報データを使用して、都市環境における表流水の伝搬を粗格子上で正確にシミュレーションすることが可能であることを示す。さらに、粗格子表現の使用が可能になることにより、計算時間が大幅に短縮され、また、必要に応じて情報を追加することにより、出力精度をオリジナルである細格子モデルと同程度に保つ事ができる。

キーワード

セル・オートマトン、数値地形モデル、洪水モデリング、一般化、多層、地表流

緒言

氾濫原で進む都市化と地球気候変動により、洪水モデリングを改良する必要は益々高まっている。地表流をシミュレーションするモデルは既に存在するが、一次元(1D)モデルまたは二次元(2D)モデルが最も一般的である。都市洪水モデリングでは、通常、地表流を1Dモデルより正確にシミュレーションすることができる2Dモデルが好まれる。しかし、2Dモデルは計算上の要求が多く、長いシミュレーション時間を要することが多い。2Dモデルで必要な計算時間を短縮するためのアプローチの1つは、移動平均化により元データをダウンサンプリングし、より解像度の粗いデータを使用することである。しかし、このようなデータ一般化は、計算時間の短縮と引き換えにデータ出力精度が落ちるといった欠点がある。Yu and Lane(2006a)は、モデル解像度がわずかに変わるだけでも、浸水範囲や洪水発生タイミング予測にかなりの影響があることを示した。解像度の縮小は建造物が細かく密集した都市部で特に問題である。Horritt and Bates(2001)は、一般化による地形の変化が流路挙動に影響することを示した。この一般化の影響は都市部においてより明白であり、建物の「拡散」につながる可能性がある。Gallant and Hutchinson(1997)の論文は、地表が一般化されるほどこれらの微細な形状が失われ、建物周囲および建物間の流路が損なわれることにより、誤った地表流分岐パターンを導く事を明らかにした。

McMillan and Brasington(2007)は、細格子から得られた情報から粗格子上での貯留可能地域を表す方法を提案した。このデータから、粗格子セルの空隙率値(容積×水深を考慮したセル内の空き空間の割合)が得られる。これにより、粗格子から得られる浸水水位データが細格子のデータをより正確に反映することができる。Chen et al.(2008)は、異なるアプローチを使用し、建ぺい率(BCR)および流路減少係数(CRF)を組み込むことにより、一般化された格子セル内の建造物の影

響を表わす事が可能であることを示した。 $BCR(\alpha)$ 値は、粗格子セル内で建造物が占める割合を数値で表現したものであり、 $\alpha = A_b/A$ の時0(建物なし)～1(完全に占有)の範囲で表わされる。これは、都市氾濫モデル(UIM)において建造物の妨害効果を説明するために導入されている。図1に示すように、 A_b は建造物面積[m²]、 A は粗格子面積[m²]である。この例において、建造物はそれを含む粗格子の境界線と平行な閉塞壁をもつ矩形であるとみなされ、氾濫流は建造物を越えて移動したり建造物内に侵入することはできない。氾濫流の貯留および移動を可能にする格子内の有効面積は、 $(1-\alpha)A$ で表され、xおよびyの両方向の運搬幅は、それぞれ、 $(1-C_x)$ 、 $(1-C_y)$ の割合に応じて縮小される。これにより、連続方程式は次のように書き直される。

$$(1-\alpha) \frac{\partial d}{\partial t} + \frac{\partial [(1-C_x) ud]}{\partial x} + \frac{\partial [(1-C_y) vd]}{\partial y} = q$$

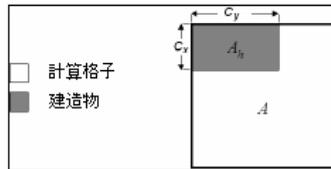


図1 建造物レイアウトの例

このアプローチは、粗格子モデルにおける氾濫流貯留と移動の精度を上げることは可能であるが、非常に単純化された建造物レイアウトのシナリオに限定されることを示した。図2は、 BCR 値0.25の6つの考えられる建造物レイアウトの例を示している。個々の粗格子セルからの氾濫流を考慮すると、つぎの CRF 値(表1)が各境界で得られる。



図2 $BCR=0.25$ のときの建造物レイアウトの例

CRF 値を加味した BCR 値により、粗格子セル内の貯留可能域および隣り合うセル間の有効流量を表現することができる。表1でケース4がハイライトされているが、これはこのシナリオにおいて、建造物が格子を二分しているため、貯留可能域を2つの独立した空間に二分しているからである。標準的な単層モデルはこれをシナリオとして表わすことができない。多層アプローチが必要なのはこのような場合である。図3は、ケース4における建造物レイアウトを2層で表現する方法を示す。

表1 建築物レイアウト例のCRF値($BCR=0.25$)

Case (i)	CRF_x (East)	CRF_x (West)	CRF_y (North)	CRF_y (South)
1	0.00	0.00	0.00	0.00
2	0.25	0.25	1.00	0.00
3	0.00	1.00	0.25	0.25
4	0.25	0.25	0.00	0.00
5	0.50	0.50	0.50	0.50
6	0.00	0.50	0.50	00

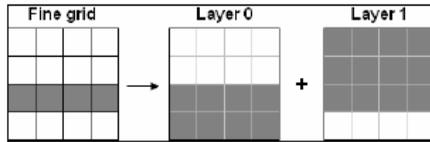


図3 建築物レイアウト4の多層表現

層0に入る氾濫流は格子スペースの50%だけを占め、南にある隣接セルに横断することができない。層1は25%だけの貯留可能域をもち、このセルの北にある隣接セルに氾濫流は移動できない。

二分された格子を各層のBCRとCRFとして単純化して表現することにより、UIMプログラムに容易に導入できる。多層を自動生成することにより、より迅速な2D地表流モデリングが実現するだろう。

方法

多層ASCII格子の生成

細格子DTMから粗格子多層表現へ変換するには、自動化されたアプローチが適用される。これは、まず地形のブーリアン型建築物格子表現を参照用に生成し、次に、この情報と離散化ウィンドウを併用して、セル・オートマトン・メソッドによりDTMを多層へ分割する。図4は、テストDTMレイアウト・データセットの断面図、およびDTMから多層モデルに変換するために生成された建築物マスクを示す。

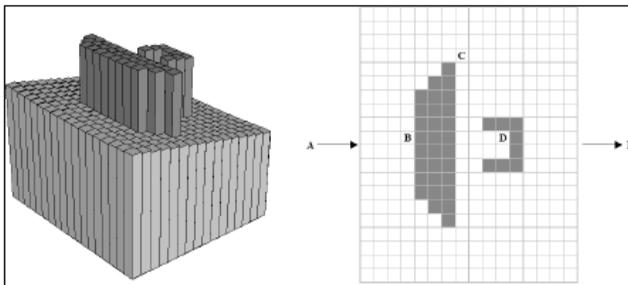


図4 テスト数値地形モデルの一部

多層データは、各粗格子毎に個別に計算され、単純な色付け形式のオートマトンを使って抽出される。オートマトン・ルールは次の通りである。

第1段階：粗格子境界および建造物端が接するセルに開始点を設定。見つからない場合は、左上隅に開始点を設定し、オートマトンを開始する。

1. 開始点が前に走査されていない場合、オートマトンを起動し、セルに層番号を示すラベルを付ける。
2. 移動方向に垂直な格子セルが空で、前に走査されていない場合は、垂直方向に移動するコマンドを付けて次のオートマトン開始点を設定する。
3. 移動方向のセルが空で、前に走査されておらず、境界を越えていない場合は、オートマトンをセルに移動し、層番号を示すラベルを付ける。
4. オートマトンの正面の次のセルが空でなかったり、前に走査されている又は境界である場合は、そのオートマトンを停止し、次のオートマトンを起動する。
5. 起動できるオートマトンがなくなった場合は、次の開始点を起動する。
6. 起動できるオートマトンがなくなり、かつ、起動できる開始点がなくなった場合は、次の離散化された格子セルに進む。

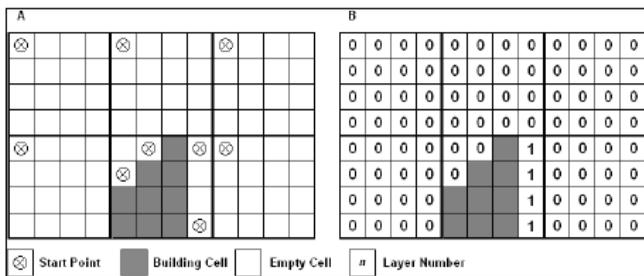


図5 A)粗格子境界内の開始点 B)ピクセル層番号

図5のA)は、DTM例の一部とオートマトンの開始点を示す。B)は、走査が完了した後、オートマトンによって出力された多層ASCII格子を示す。建造物の存在により分割されている格子セルが今度は各層に対応する0および1で表わされる事が分かる。

多層の生成

多層ASCII格子から多層データが生成される。図6は多層化が必要な粗格子において多層ASCII格子を使って各粗格子を多層に変換するプロセスの第一段階を示す。次の段階は、粗格子セルのBCR格子表現を計算することである。BCR値は次式によって求められる。

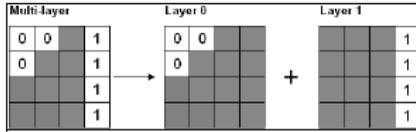


図6 多層の生成

$$BCR_i = \frac{(Z - F_i)}{Z}$$

i = 層番号

Z = 粗格子の細格子セル数

F_i = 層 i の空白細格子セル数

この例では、 $BCR_0 = \frac{(16-3)}{16}$ かつ $BCR_1 = \frac{(16-4)}{16}$ である。

いったん BCR 格子が生成されると、粗格子間の接続エレメントが確立する。接続エレメントは、投影法により、粗格子・層間の CRF 値を得ることで決定される。この投影法は、格子境界において妨害物としての建造物の存在を評価し、建造物が粗格子セル間の氾濫流の移動にあたる影響を決定する。

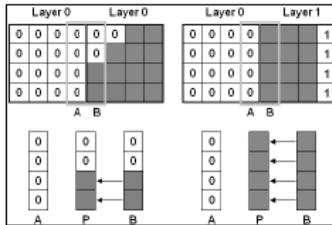


図7 CRF 投影法

図7は、層0-0と0-1の間の相互作用における CRF_x 値の算出に投影法をどのように使用するかを示している。このアプローチにより、層0-0では CRF_x 値は0.50、層0-1では CRF_x 値は1.00であり、地表流がこの境界を越えて層1に流入しないことが分かる。

地表流相互作用の大部分は層0で生じ、層0のラスタは、各粗格子セルの平均標高計算値で生成される。これが、UIMプログラム内の BCR_0 、 CRF_{x0} および CRF_{y0} の情報に関係のある層0情報と相互参照される。粗格子セルが多層に分割される地域に地表流が流れ込む場合、UIMプログラムは参照テーブルから層 n の平均標高と BCR_n を参照し、隣接するセルとの $CRF_{n,x}$ と $CRF_{n,y}$ を含む別の参照テーブルと流出を結び付ける。このアプローチを用いることで、各層間を粗格子のDTMに従って水を効率的に移動させつつ、建造物特性の影響を反映させることができる。

結果および考察

このアプローチの主要な検証につき、UIMを使用し細格子で得られたデータセットに対して、3つの一般化技術(標準一般化ウィンドウ、*BCR*と*CRF*値を用いた単層一般化ウィンドウ、*BCR*と*CRF*値を用いた多層一般化ウィンドウ)を比較した。時間とともに変化する各格子セルサイズに対応する初期幅12mの側方流入(図8)が、A地点からのDTMに加えられる。

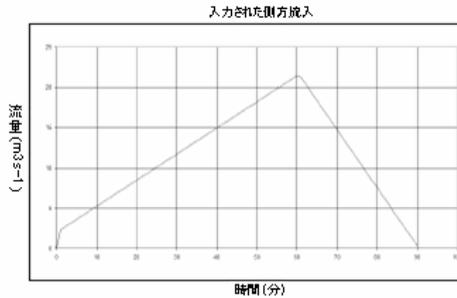


図8 A地点におけるDTMへの側方流入入力値

各モデル、各解像度での最大浸水水位を比較し、細格子シミュレーションで得られる最大浸水水位と比較した。12m²格子サイズで得られた最大氾濫地域のRMSE(平均二乗誤差平方根)は、次式を使用して計算される。

$$\sqrt{\frac{\sum_{i,j} (FDmax_{i,j} - CDmax_{i,j})^2}{ij}}$$

$FDmax_i$ = 細格子の座標*i, j*で記録された最大浸水水位

$CDmax_i$ = 粗格子の座標*i, j*で記録された最大浸水水位

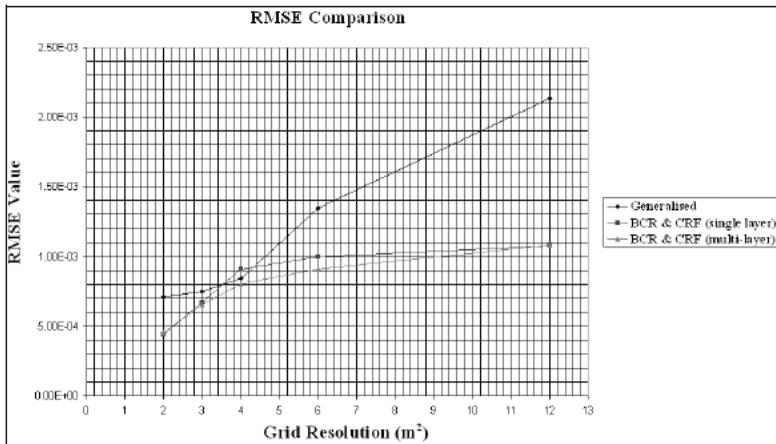


図9 RMSEの比較

このシミュレーションにより、一般化の前に建造物を除去し、同時にBCRおよびCRFといった係数を用いて建造物の地表流に対する影響を表わすことにより、結果の全体的精度が高められることを示した。図9は多層アプローチが単層アプローチより高い全体的精度をもつことも示している。多層アプローチを使用する利点は、図10に示す各アプローチの6m²格子解像度の最大浸水水位マップを見て確認することができる。また全体的には、図11に示すように場所と格子解像度の誤差がどう変化するかをグラフで確認することができる(B、C、D地点の位置は図4に示す)。標準一般化モデルでは、D地点における相対絶対誤差での浸水水位は、グラフに現われていない。これは、ダウンサンプリング・アプローチの結果、一般化の過程で建造物ピクセル間の高度が低い地点が失われるため、シミュレーションにおいて地表水がD地点に到達できないことを意味する。

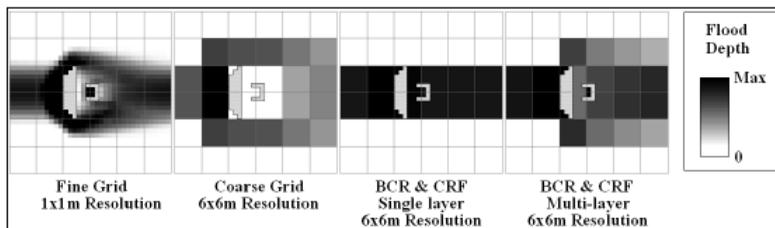


図10 最大浸水水位分布の比較

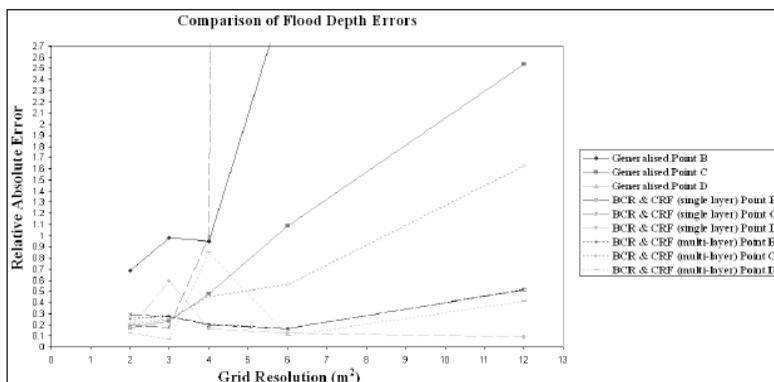


図11 サンプル地点および一般化メソッドの比較

粗格子において浸水水位が0だが、細格子では0を上回る場合、誤差値100%と区別するため、相対絶対誤差を無限大(∞)と設定した。C地点の比較により、 4m^2 未満の粗格子解像度については、単層BCR・CRFアプローチも多層BCR・CRFアプローチも類似しているが、解像度 4m^2 では、単層アプローチは機能しない。表2は、図12に示すように、単層アプローチの格子セルの右側に対する CRF_x 値を示す。

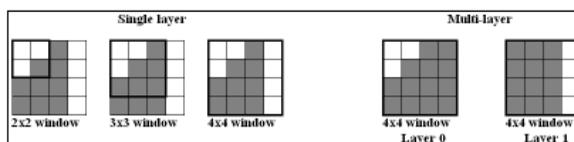


図12 C地点周囲のテストDTMのウィンドウ位置

表2 テストDTMにおけるC地点近くの単層モデル CRF_x 値

Grid Resolution	CRF_x
2x2	1.00
3x3	1.00
4x4	0.00

単層メソッドでは解像度 4m^2 の CRF_x 値は0なので、氾濫流はこの粗格子セルを越えて移動することができ、C地点には行かない。多層アプローチでは、この格子は建造物で二分され、2層により表現されるべきことを認識する。このとき、層0の CRF_x 値は1である。これは、UIMにおいて流路遮断と解釈されるため、左側から層0に入る地表流は反対側へ流出する事ができない。

性能の最終比較には、6m²の格子分解能が使用される。この格子解像度で多層アプローチを実行した結果、3つのメソッドの中で最大の全体的な精度が得られたが、計算時間は最も長かった(表3)。これは、UIMへの適応時間刻みによるものである。紙面に制限があるため、ここでは詳細は割愛する。UIMの適応時間刻みおよびその適用に関する詳細は、Chen et al. (2007)を参照されたい。単層解像度1m²でのこのシミュレーションの元々の平均計算時間は956.92秒であるが、解像度6m²多層アプローチでは87倍以上速かった。表4は、多層アプローチを使用した場合、解像度6m²での3つの観測地点における浸水水位の誤差が最小であることを表している。

表3 格子解像度6m²のシミュレーション効率

一般化手法	計算時間(秒)	RMSE (m)
標準一般化	1.66	1.35*10 ⁻³
単層BCR・CRF	0.69	9.99*10 ⁻⁴
多層BCR・CRF	10.92	9.09*10 ⁻⁴

表4 相対絶対誤差結果

一般化手法	相対絶対誤差(B地点)	相対絶対誤差(C地点)	相対絶対誤差(D地点)
標準一般化	3.24	1.09	∞
単層BCR・CRF	0.17	∞	0.12
多層BCR・CRF	0.17	0.56	0.10

結論

この分野の研究はまだ初期段階にある。しかしながら、この初期の結果は、数値地形モデルを自動的に一般化多層空間に変換できることを示した。本アプローチとBCR・CRF係数を併用することによって、出力データの精度を他の一般化技術とともに上げることができる。多層地形生成およびUIM適応時間刻みへの影響についてさらなる研究をすることにより、計算時間を単層BCR・CRFモデルに近づけることが期待される。今後、粗格子サイズと建造物サイズの関係、多層粗格子で得られた地表流から単層細格子DTMへの変換について研究する予定である。

参考文献

Chen A., Evans B., Savić D., Leandro J., Djordjević S. (2008). Simulation of the Building Blockage Effect in Urban Flood Modelling. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008

Chen A., Djordjević S., Leandro J., Savić D. (2007). The urban inundation model with bidirectional flow interaction between 2D overland surface and 1D sewer networks. NOVATECH 2007, Lyon, Vol. 1, pp 465-472

J. C. Gallant., and M. F. Hutchinson. (1997). Scale dependence in terrain analysis. Mathematics and Computers in Simulation. Vol. 43. pp. 313-322

M.S. Horritt., and P.D. Bates. (2001). Effects of spatial resolution on a raster based model of flood

flow. *Journal of Hydrology*, 253, pp. 239-249.

McMillan, H.K. and Brasington, J. (2007). Reduced complexity strategies for modelling urban floodplain inundation. *Geomorphology*, 90, pp. 226-243.

Yu, D., and Lane, S. N. (2006a). Urban fluvial flood modelling using a two-dimensional diffusionwave treatment, part 1: mesh resolution effects. *Hydrological Processes*, 20(7), pp 1541-1565.

都市雨水中微生物モデルの感度解析

Sensitivity analysis of an urban stormwater microorganism model

McCarthy, D.T.^{1,*}, Deletic, A.¹, Mitchell, V.G.^{1,2}, Diaper C.³

1) Department of Civil Engineering, Monash University, Wellington Rd, Clayton, Vic, 3800, Australia

2) Bureau of Meteorology, P.O. Box 1636, Melbourne, Vic, 3001, Australia

3) Water Conscience, Elwood, Victoria, 3184

* Corresponding author; e-mail: david.mccarthy@eng.monash.edu.au

要旨

本論文では、新しく開発された都市雨水中の微生物濃度の予測モデル (MOPUS – MicroOrganism Prediction in Urban Stormwater) の感度解析について述べる。解析には、オーストラリア・メルボルンの4つの都市集水域から収集された大腸菌データを使用した。この解析には MICA プログラム (Mode Independent Markov Chain Monte Carlo Analysis) を使用し、メトロポリス・ヘイスティングス法に基づき、慎重に構築したマルコフ連鎖モンテカルロ (MCMC) 手法を使って、モデルの事後パラメータ分布を調査した。その結果、MOPUS モデルの大部分のパラメータはよく定義されていること、そして MCMC 手法から得られたデータはパラメータ間の相互作用がほとんど見られないことが分かった。しかし、一組のパラメータ間の低い相関性は、MOPUS モデルにおいていくつかの改良が可能であることを示す。本論文は、モデル校正(校正)にもっとも重要なパラメータの特定に成功した。集水域中の微生物堆積に関連するパラメータは、微生物生残プロセスに関連するパラメータより大きな影響があった。これらの発見は、ユーザが MOPUS モデルを校正するのを助け、また、モデル・パラメータ数を減らしたり、特定された弱い相互作用を改善するなど、モデル開発者がモデルを改良する手助けとなるであろう。

キーワード

大腸菌, MOPUS, MICA, 不確実性, メトロポリス, マルコフ連鎖, モンテカルロ

緒言

開発されたモデルの利点および限界を完全に把握するため、モデル出力のパラメータ値の変化に対する感度を定量化することが必要である (Beven, 2001; Wagener, 2004)。実際、感度解析をせずにモデル化を行なうことは「知的不誠実」であると指摘されている (Rabitz, 1989)。

感度解析は、モデル開発者にもモデル・エンドユーザにも有用な情報を提供することができる。第1に、モデル・パラメータ感度解析は、どのパラメータがモデル出力にもっとも大きな影響を与えるかを特定するのを助ける (Beven, 2001; Cacuci, 2003; Wagener et al., 2004)。通常、校正過程においてはもっとも感度の高いパラメータが最も注意を必要とするため、この種の情報は、モデル・ユーザにとって非常に有用になり得る (Grayson and Blöschl, 2001)。また、モデル開発者にとって、出力に大きく影響しないパラメータを特定することでモデルの次元を縮小できるため、モデル感度解析は非常に有用な手法である。さらに、モデル感度解析はモデルの最適な校正が制限されていることを示すパラメータ相互作用(相互相関)を明らかにすることができる。(Wagener et al., 2004)。

水文学的微生物モデルの詳細な感度テストが行なわれることはめったにない。この分野の限られ

た研究の1つにHaydon and Deletic (2007)によるものがあり、地方の広域集水域における微生物の予測可能なモデルをテストした。残念ながら、より狭域の都市システムにおける微生物予測モデルではこうした感度解析は行なわれてこなかった。これはそうしたモデルが不足していることが原因かもしれない。

最近、著者らは、都市雨水集水域における微生物を予測できる有望なMOPUSモデルを開発した (McCarthy et al., 2008)。本研究の目的は、MOPUSモデルの徹底的な感度解析を行なうことである。感度解析はマルコフ連鎖モンテカルロ (MCMC) 手法を使用して行なった。モデルは、オーストラリア・メルボルンの4つの都市集水域から収集された大腸菌のデータセットを使用してテストされた。感度解析の結果は、次の点を明らかにするために使用された：(1)モデルのどのパラメータがもっとも感度が高く、どのパラメータがもっとも感度が低いか、(2)何らかのパラメータ相互作用が存在するか、(3)MOPUSの次元を縮小する考えられる方法。

方法

MOPUS—概要

McCarthy et al. (2009)が、MOPUSの開発およびモデルの初期テスト結果を報告しているので、詳細(特にモデル数式の導出およびモデル性能)についてはその論文を参照されたい。しかし、主なモデル・アルゴリズムを説明するためにモデルの概要について以下に記述する。それによって、提示された結果を理解するために必要な背景情報が得られるであろう。MOPUSは、雨水流出モデルと微生物モデルの組み合わせで構成される。両モデルともに空間的な集中モデルであり、1分きざみで計算される。MOPUSは分流式の雨水/污水管渠を有する都市雨水集水域における降雨イベントを対象として開発、テストされた。モデルは集水域末端での流量および微生物濃度を予測する。

雨水流出モデル・パラメータの感度は今回の感度解析の一部として考慮しないため、MOPUSの雨水流出モデルの詳細はここでは記述しない (McCarthy et al., 2008)。新しい微生物モデルの出力の一部は雨水流出モデルに依存しているが、大部分は独立している(微生物モデルがシミュレーションのいかなる段階でも流量を使用しないため)。また、雨水流出モデルの感度は本論文の主眼ではなく、類似した雨水流出モデルのこの種の解析は過去に詳細に研究されている(例、Beven, 2001; Wagener et al., 2004)。

MOPUSの微生物モデルは2つのコンポーネントからなり、それぞれ流域の地表面および地下で生じる微生物の堆積および流出を表す。

地表面コンポーネント: 任意の時間 t における集水域地表面の微生物数($P_s(t)$)を、微生物の生残性を考慮した2つの気候変数の関数を使用してモデル化する。

$$P_s(t) = 10^{P_s\text{Coeff}} \times \left[\frac{VP(t-1)}{14} \right]^{VP\text{Coeff}} \times \left[\frac{RH(t-1)}{97} \right]^{RH\text{Coeff}} \quad \text{[微生物数]} \quad \text{[数式 1]}$$

このとき $VP(t-1)$ は前日の蒸気圧[hPa]、 $RH(t-1)$ は前日の最低相対湿度[%]、 $P_s\text{Coeff}$ は、地点間の地表堆積のばらつきを表わす較正パラメータ、そして $VP\text{Coeff}$ および $RH\text{Coeff}$ は各地点における微生物生残性に対するこれらの気候条件の影響を表わす較正パラメータである。

地表から洗い出される微生物の集水域末端における濃度 ($C_s(t)$) は、地表堆積中の微生物数と集水域末端まで運ぶ降雨強度 ($RI(t)$) - 導出については McCarthy et al.(2008)参照) の関数である。

$$C_s(t) = P_s(t) \times RI(t)^{1.293} \quad [\text{微生物数/L}] \quad [\text{数式2}]$$

地下コンポーネント層: McCarthy et al.(2007, 2008) は、下水管の誤接続が晴天時でも微生物を雨水管網に運搬している可能性を発見した。これらの微生物は晴天時に雨水管渠内に堆積し、その後再懸濁するのに十分なせん断応力(管路内の速度に関係)をもつ降雨時に微生物汚染源となる可能性がある。MOPUSでは、集水域地下の微生物数 ($P_{ss}(t)$) は降雨イベント前の先行晴天期間 ($ADWP$) の関数である。

$$P_{ss}(t) = 10^{P_{ss}Coeff} \times ADWP_i(t) \quad [\text{微生物数}] \quad [\text{数式3}]$$

ここで $P_{ss}Coeff$ は各地点における誤接続問題の大きさを表わす較正パラメータで、 $ADWP_i(t)$ は雨水管路内に流速 V [m/s] を生じさせた降雨強度の降雨イベント後の経過日数である。事実上、 $ADWP_i(t)$ は、管路内の微生物を「洗い出す」事ができる(すなわち、微生物を再懸濁できる)降雨イベントからの経過時間を表わす。

地下から洗い出される微生物の集水域末端での濃度 ($C_{ss}(t)$) は、地下堆積中の微生物数と集水域末端まで運ぶ降雨強度 ($RI(t)$) との関数である。

$$C_{ss}(t) = P_{ss}(t) \times RI(t) \times \left[\sum_{i=A}^t RI(i) + 0.1 \right]^{-1} \quad [\text{微生物数/L}] \quad [\text{数式4}]$$

ここで $RI(t)$ は集水域末端まで到達した降雨強度であり、管路流量に代わるものである。A は降雨開始からの経過時間(分)であり、各降雨イベントの終了時にリセットされる。-1乗で表わされる項は、降雨開始時は降雨終了時より微生物汚染の度合いが大きいという事実を表わす。これは、降雨開始時に管路内の微生物が洗い流されるからである。

地表面および地下由来の微生物の末端での濃度は、物質収支法を使って組み合わせられ、末端における毎分の微生物総濃度 [微生物数/100mL] が求められる。モデルには、1分あたりの降雨強度 [mm/min]、その日の蒸気圧 [hPa]、その日の最低相対湿度 [%] という3つの時系列データの入力が必要である。モデルには、 $PsCoeff$ 、 $VPCoeff$ 、 $RHCoeff$ 、 $P_{ss}Coeff$ 、 V の5つの較正パラメータがある。

データ

MOPUSの感度テストは、2005年4月から2007年4月までの2年間にオーストラリア・メルボルンの4つの集水域(表1)から収集された降雨データベースを使用して実施された。各地点には、ドブラー式流量計と標準転倒ます型雨量計を設置した(両方とも1分間隔で記録)。モデルに必要な他の気象データは、豪州気象局 (www.bom.gov.au) の補間データセットから得た。試料水はアメリカン・シグマ社製自動採水機を用いて、流量重み付け間隔で雨水排水口から採取した。採取した試料水は、コロラト法を使って大腸菌を分析した。

表1 本研究で使用した4つの集水域の特性、および採取した大腸菌サンプルの統計値

	Clayton	Doncaster	Narre Warren	Richmond
土地利用区分	準工業地	中密度住宅地	低密度住宅地	高密度住宅地
面積 (ha)	28	106	10	89
総不透透率	80%	51%	20%	74%
排水口から雨量計までの距離 (m)	300	45	15	600
重心から雨量計までの距離 (m)	100	700	250	600
観測降雨回数	19	15	17	17
総降雨量の範囲 (mm)	2.0-25.4	3.6-22.6	3.2-24.6	2.2-19.8
採取されたサンプル数	247	158	241	257
サンプル内大腸菌濃度の中央値 [MPN/100mL]*	520 (20,10000)	5050 (980,120000)	12000 (980,200000)	6100 (120,200000)

*カッコ内は最小値と最大値。MPNは最確数を表わす。

感度解析

本研究でモデル感度解析に使用したMICAは、メトロポリス・ヘイスティングス法に基づくものである。MICAの詳細については、Doherty (2003) またはこのプログラムを使用した他の多くの研究報告 (例、Dott et al., 2008; Kleidorfer et al., 受理済み) を参照されたい。GLUEなどのプログラムで使用される基本的なモンテカルロ法同様、MICAのMCMC手法は、予備知識 (初期パラメータ分布) に基づいてパラメータ・セットを任意に生成する。このパラメータ・セットは次に、モデル実行結果を解釈することにより評価され、その尤度関数を前のパラメータ・セットと比較することにより、採用または却下される。しかし、その後のパラメータ・セット (または提案されたパラメータ・セット) の生成は、前に採用されたパラメータ・セット値によって「更新された」パラメータ分布に基づく。新しいパラメータ・セットは、MCMC手順を通して定期的に更新される「提案」パラメータ分布からサンプリングされる。MICAのMCMCスキームの利点は、より高い性能域へ飛ぶだけでなく、より低い性能域も探り、それによりパラメータ空間をよりよく理解できることである (Wagener et al., 2004)。

すべてのパラメータ空間のパラメータに関する事前情報がなかったため、初期パラメータ分布は一様であると仮定された。初期パラメータ分布範囲は、事前の試行感度テストで現実的な結果を示したパラメータ範囲に基づいて設定された。 $PsCoeff$ と $PssCoeff$ は0~10の範囲、 $RHCoeff$ と $VPCoeff$ は-10~+10の範囲、そして I は0~3の範囲である。提案されたパラメータ分布は正規分布すると仮定されたが、初期パラメータ分布と同様、MICAがMCMCプロセスの最初の部分ですべてのパラメータ空間を調査できるよう、これらは非常に大きい標準偏差で初期設定された。MCMC手順が進行するとともに、MICAが「実際の」事後分布からサンプリングできるよう、これらの標準偏差は変更される。

MICAは20の同時連鎖を使用して実行されたが、各連鎖につき最大10,000回の反復を行なった。選択された反復回数への影響を測定するため、一つの集水域についてMICAを20,000回反復実行した結果、重大な相違は観察されなかった。MICAはMOPUSに対して4回実行され、各集水域のそれぞれにつき1回ずつ、合計800,000回モデルが実行された。

MICAプロセスの出力は、採用されたパラメータ・セットのリストを含む。各調査地点の各パラメータ

に対してヒストグラムが作成された。地点間およびパラメータ間の直接比較を行なうため、5つのグラフ(各パラメータにつき1つ)が生成され、各グラフは4つの対象サイトを表わす4つのヒストグラムをもつ。これらの分布はすべて、総採用パラメータ・セットの割合をY軸に取り、同じbin(階級)数(40)でbin間隔(0.25)をX軸に取ってグラフ化された。この手法を適用したのは、(a)採用数の異なる地点間のパラメータの分布を比較し、(b)1つのパラメータの分布を他と正確に比較できるようにするためである。パラメータ分布の比較を通じて、モデルの各パラメータに対する感度を測定することができた。例えば、幅広く平らな分布(ほぼ一様な分布)は、モデル出力がパラメータの変化にあまり敏感ではないことを示し、狭く鋭い分布は、モデル出力がパラメータ値に敏感であることを示す。

パラメータ相互作用

いずれかの地点の任意の2つのパラメータ間に顕著な傾向が見られるかどうか確認するため、考えられるパラメータ組合せについての散布図を作成した。これらの散布図はMICAプロセスで採用されたパラメータ・セットを使用して作成された。同じデータセットを用いて、すべてのパラメータ組合せ間の相関係数も算出された。全体的に何らかの傾向はほとんど見られず、観察されたごくわずかな傾向は、おもに直線関係にあった。そのため、本論文では相関係数だけを示す。

結果および考察

パラメータに対するモデル感度

感度解析の結果を図1に示す。各地点で*PsCoeff*と*PssCoeff*の両方で見られた狭く鋭い分布は、モデル出力がこれらのパラメータの変化に非常に敏感であったことを示す。これらのパラメータはそれぞれ、地表面および地下の微生物堆積速度を表わす。モデルを適切に較正するには、これら2つのパラメータの値が非常に狭い幅にしなければならないことは明らかである。

図1に見られる*RHCoeff*と*IPCoeff*の両方の幅広く平らな分布は、これらのパラメータの変化に対するモデル出力の感度が、*PsCoeff*と*PssCoeff*よりはるかに低かったことを示唆する。これは、モデル出力が地表面微生物生残プロセスを表わすパラメータよりも、地表堆積速度を表わすパラメータに対してより敏感であったことを示す。実際、図1は、5つのモデル・パラメータのうち、MOPUSの出力は*RHCoeff*パラメータにもっとも鈍感であったことを示している。これは、全地点においてこのパラメータに対して広い分布が示されている(図1)ことに反映されており、これは広範囲のパラメータ値から選ぶとき、適切にモデルを較正できることを示す。この発見は、3つの集水域で微生物モデルの感度解析を行ない、もっとも鈍感なパラメータは微生物の生残プロセスに関係のあるパラメータであることを見つけたHaydon and Deletic (2007)の発見に似ている。

MOPUSの出力は*RHCoeff*値にもっとも鈍感であったため、このパラメータを一定値に固定することによりモデルの予測性能を維持しつつ、較正パラメータ数を減らす事が可能のはずである。同様の手法が、Haydon and Deletic (2007)によって提示されており、彼らは鈍感なパラメータ(生残プロセスに焦点を当てたパラメータ)を固定することにより、モデルの単純化が可能であることを提案した。しかし、これを検証してみると、一部の地点でモデルの予測性能が著しく下がることがわかった。これは、各地点でパラメータが敏感ではなかった一方、パラメータのオーダーは各地点で一定または同程度ではなかったことが原因であると考えられる。そのため、これらのパラメータが3つの地点において一定値に固定されたとき、モデル性能の悪化が見られた。しかし、このパラメータに対する地点の分布の多くが少なくともある程度似たような値であるため、MOPUSにおける*RHCoeff*パラメータの場合には当てはまらない。つまり、モデル性能に大きな影響を与えることなく、現在および将来の全サイトに対してこのパラメータを固定することが可能のはずである。

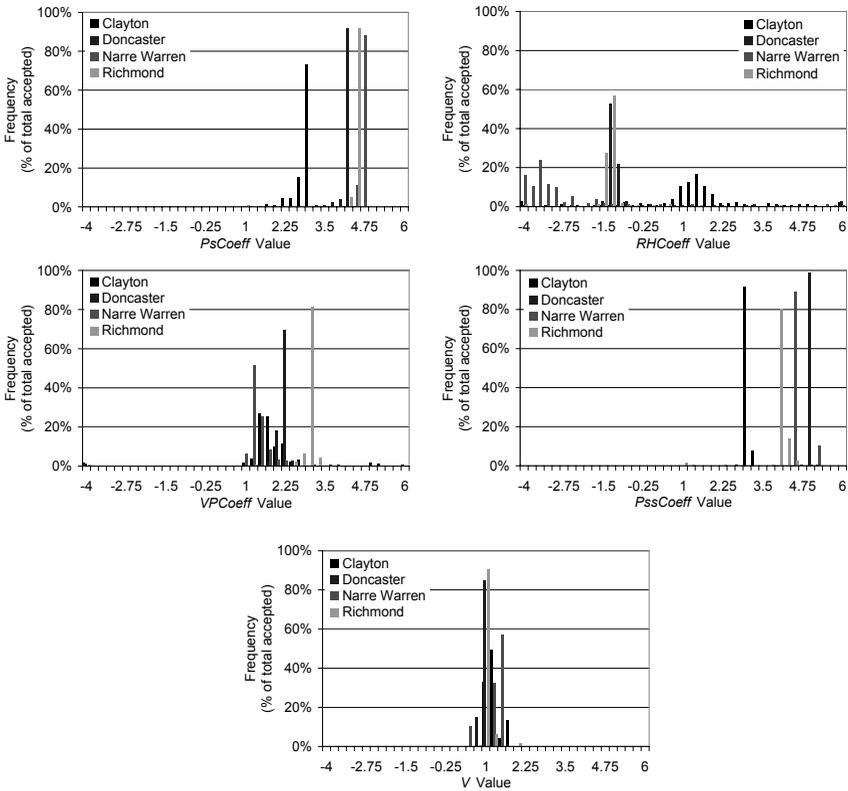


図1 MICAのMCMC結果に基づく4つの調査地点の5つのモデル・パラメータの各々に対する分布。Y軸の数値は採用されたパラメータ・セット総数に対するパーセンテージとして表わされていることに注意。

図1に、最後のモデル・パラメータ V の変化に対するモデル出力の感度も示す。グラフは、適切にモデルを校正するためにさまざまな値を使用することができたものの、一般にその範囲は狭かったことを示す。さらに、 V パラメータは各地点に対して類似した分布を示し、大部分の地点では非常に類似したパラメータ値と範囲が見られた。モデル出力はこのパラメータ値にかなりの感度を示したが、ほとんどの地点が類似する V 値を示したことは、モデル性能を低下させることなく、このパラメータを一定値に固定できる可能性があることを示唆する。さらに、 V パラメータの多くの分布が2つのピークをもち、これはこのパラメータが他のパラメータと相互作用していたことを示すものなので、校正パラメータとして V を除外することにより、この相互相関を縮小することができるであろう。この相互作用については以下に説明する。

パラメータ相互作用

表2は、あらゆる組み合わせに対するパラメータ間の相関係数を示す。表内のハイライト表示されたセルは、他のパラメータ値の変動の50%以上を説明するパラメータを示す(すなわち、 $R^2 > 0.50$ 、または $|R| > 0.71$)。大部分のパラメータは高い相互相関があるとはみなされず、ほとんどの相関係数は0.71未満であった。

しかし、Richmondにおける*PsCoeff*と*VPCoeff*のパラメータは一定の相関性($R=0.74$)を示した一方で、Narre Warrenにおける*PssCoeff*と*V*との相互作用はかなり強かった($R=-0.95$)。他の3つの地点における*PssCoeff*と*V*との相関性の観察から、これら2つのパラメータ間の関係がつねに存在し、つねに逆相関であるということが分かった。つまり、*PssCoeff*の値が増加するにつれ、*V*パラメータはその値を減少させた。前述のとおり、この関係は図1においても観察されており、これらのパラメータ分布は2つのピークがあり、これら2つのパラメータ間に相互作用があることが確認された。このことはNarre Warrenでもっとも顕著で、*PssCoeff*および*V*分布はともに2つの明確なピークを示している(図1)。この相互作用は、選択されたモデル構造およびモデルで使用される数式によるものかもしれない。事実、変数*ADWP_r*は、平均雨水流速が*V*[m/s]より大きい降雨終了後の経過時間を表わし、*V*が大きくなるにしたがって、その定義から*ADWP_r*変数値も大きくなる。*PssCoeff*、*ADWP_r*ともに地下微生物濃度の予測に使用されることを考えると、*V*が増加するとともに(したがって、*ADWP_r*の値も増加するとともに)、*PssCoeff*の値が減少することはつじつまが合っている。このパラメータ相互作用については現在調査中で、この相互相関を縮小することが期待されている。

表2 4つの調査サイトのそれぞれにおけるモデル・パラメータ間の相関係数(*R*)

	<i>PsCoeff</i>	<i>RHCoeff</i>	<i>VPCoeff</i>	<i>PssCoeff</i>	<i>V</i>
Clayton					
<i>PsCoeff</i>	1.00				
<i>RHCoeff</i>	0.47	1.00			
<i>VPCoeff</i>	0.05	-0.32	1.00		
<i>PssCoeff</i>	-0.58	-0.28	-0.26	1.00	
<i>V</i>	-0.19	-0.23	0.32	-0.30	1.00
Doncaster					
<i>PsCoeff</i>	1.00				
<i>RHCoeff</i>	-0.23	1.00			
<i>VPCoeff</i>	0.59	-0.64	1.00		
<i>PssCoeff</i>	-0.34	0.12	-0.19	1.00	
<i>V</i>	0.23	-0.27	0.19	-0.49	1.00
Narre Warren					
<i>PsCoeff</i>	1.00				
<i>RHCoeff</i>	0.00	1.00			
<i>VPCoeff</i>	0.19	0.02	1.00		
<i>PssCoeff</i>	-0.21	-0.49	0.19	1.00	
<i>V</i>	0.15	0.51	-0.14	-0.95	1.00
Richmond					
<i>PsCoeff</i>	1.00				
<i>RHCoeff</i>	-0.24	1.00			
<i>VPCoeff</i>	0.74	-0.54	1.00		
<i>PssCoeff</i>	-0.18	0.09	-0.13	1.00	
<i>V</i>	-0.16	0.16	-0.17	-0.51	1.00

結論および今後の課題

本論文は、モデルを較正する際、MOPUSパラメータのどれがもつとも大きく影響するかを明らかにした。一部のパラメータはモデル出力に大きく影響したが、その他のパラメータはそれほど影響しなかった。解析の結果、*RHCoeff*パラメータがモデル出力に与える影響はもつとも小さく、たとえこのパラメータが広い範囲の値をとっても、モデルは適切に較正されることが分かった。逆に、*PsCoeff*および*PssCoeff*パラメータは、両方とも非常に狭い分布をもっており、それら値がわずかに変化するだけでも、モデル出力が著しく変わった。

パラメータ間の相関性は、いずれの地点においても存在しないわけでもなく、また全地点で一貫して存在するわけでもないことが分かった。*PssCoeff*パラメータと*V*パラメータのみ、4つの地点すべてで一定の相互作用を示した。これらパラメータはNarre Warrenで強い相関性を示し、他の3つの地点では、同様だがより弱い逆相関が見られた。こうした結果は、モデル・パラメータが明確に定義され、モデルが研究対象サイトに対して良好に設定されていることを示す。しかし、*PssCoeff*と*V*の2つのパラメータに何らかの関係性がある点については、このモデルの地下コンポーネントを改良する余地があることを示すものである。

現在、著者らは、他の都市雨水中微生物データセットに対してMOPUSのテストに取り組んでいるところである。これらのデータセットについても、各パラメータに対するモデル出力の感度に関して同様の結論を導き出すことができるか否かを判断するため、類似した感度解析を行なう予定である。この結果を待ち、今後、MOPUSモデルの次元縮小に取り組む予定である。

謝辞

Graham Rooney氏、Tim Fletcher氏、Peter Poelsma氏、Justin Lewis氏に対し、プロジェクト全体にわたってご支援をいただいたことに感謝の意を表する。本プロジェクトのための資金をご提供いただいたメルボルン水道局およびオーストラリア連邦科学産業研究機構(CSIRO: Water for a Healthy Country Flagshipプログラム)にも感謝の意を表する。

参考文献

- BEVEN, K. J. (2001) *Rainfall-Runoff Modelling - The Primer*, West Sussex, U.K., John Wiley and Sons Ltd.
- CACUCI, D. G. (2003) *Sensitivity and uncertainty analysis*, CRC Press, USA.
- DOHERTY, J. (2003) *Model Independent MCMC Analysis-MICA*, Watermark Numerical Computing, US.
- DOTTO, C., DELETIC, A., & FLETCHER, T.D. (2008) Analysis of uncertainty in flow and water quality from a storm water model. In *Proceedings of the 11th ICUD*, Edinburgh, UK.
- GRAYSON, R. B. & BLOSCHL, G. (2001) Spatial modelling of catchments dynamics. IN GRAYSON, R. B. & BLOSCHL, G. *Spatial patterns in catchment hydrology: observations and modelling*. Cambridge Uni. Press.
- HAYDON, S. & DELETIC, A. (2007) Sensitivity testing of a coupled *Escherichia coli* - Hydrologic catchment model. *Journal of Hydrology*, 338, 161-173.
- KLEIDORFOR, W., DELETIC, A., FLETCHER, T.D. & RAUCH, W. (*accepted*) Impact of input data uncertainties on urban stormwater model parameters. To be published in *Water*

Science and Technology.

MCCARTHY, D. T., MITCHELL, V. G., DELETIC, A., DIAPER, C. (2007) Microbial source tracking in urban stormwater. In 14th International Symposium on Health-Related Water Microbiology Conference Proceedings, Tokyo, Japan, September, 2007.

MCCARTHY, D.T., MITCHELL, V.G., DELETIC, D. & DIAPER, C. (2008) Development and testing of an urban stormwater microorganism indicator model. In *Proceedings of the 11th ICUD*, Edinburgh, UK.

RABITZ, H. (1989) System analysis at molecular scale. *Science*, 246, 221-226.

WAGENER, T., WHEATER, H. S. & GUPTA, H. V. (2004) *Rainfall-runoff modelling in gauged and ungauged catchments*, Imperial College Press, London.

下水道中の流量成分特定のための信号処理

Signal processing to identify flow components in sewer system

F. A. Dorval***, B. Chocat*, E. Emmanuel**, G. Lipeme Kouyi*

* *Université de Lyon, INSA Lyon, LGCIE – Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale, 34 avenue des arts, F-69621 Villeurbanne Cedex, France (E-mail address: farah-altagracia.dorval@insa-lyon.fr, bernard.chocat@insa-lyon.fr, gislain.lipemekouyi@insa-lyon.fr)*

** *Université Quisqueya – Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement, Angle rue Charéron et boulevard Harry-Truman, BP 796, Port-au-Prince, Haïti (E-mail address: evens.emmanuel@gmail.com)*

要旨

下水道の挙動をシミュレーションする連続的モデルを開発するには、流量全体に寄与する各流量成分に関する詳細な情報が必要である。本論文では、産業地域の排水を担う分流式下水道内の晴天時流量と産業排水流入量を分離するために、信号処理と長時間にわたって蓄積された2分毎の時系列データ(流量、電気伝導度、pH、濁度)に基づいて新しいメソッドについて吟味する。ウェーブレット解析を記録されたデータに適用し、信号ノイズ除去後の晴天時流量の主成分を特定した。本論文は、下水道への流入量を検知するメソッドにも焦点を当て、関連成分の特徴づけを行うためにいかに水文学的モデリングが使用できるかを示す。これらの手法は、いくつかの応用の基礎として使用することが期待できる。

キーワード

晴天時下水、水文学的モデリング、信号処理、分流式下水道、時系列データ

緒言

下水道は、さまざまな排出源(家庭・産業廃水、雨水、下水管への浸透水など)から水を集め運搬する。これは意図しない相互作用により、分流式下水道においても生じる。下水道への流入をシミュレーションする連続モデルの開発には、寄与する流量成分に関する詳細な情報が必要である。メソッドおよび現場測定法の開発は流量成分を特定するために有用になるだろう。しかし、測定値からは流量全体についての情報しか得られず、各成分を分離することはできない。流出ハイドログラフを具体的な排出源に分けるため、いくつかのアプローチが試みられた(Arnberg-Nielsenら、2005)。これらのメソッドでは短い時間スケールで流出がランダムに変化することを前提としているため、異なる晴天日間のばらつきについて説明することはできない。本論文の目的は、流量全体を特定の排出源に由来する流量成分へ分けるための独自メソッドを提案することである。このメソッドは、長期間の時系列データへの信号処理メソッドの適用と水文学的モデリングを組み合わせたものである。本論文で導き出された結果は、晴天時の流量全体の分離に焦点を当てる。本研究では、OTHUプログラム(Research Field Observatory in Urban drainage—<http://www.graie.org/othu>)の一部である工業地域Chassieuの現地連続測定値を使用する。

方法

実験サイトおよび機材

モニタリング作業は、Chassieu (フランス・リヨンの近く)にある「Django Rheinart」と呼ばれる実験集水域の排水口で行なった。ここは、185ヘクタールの工業地帯の集水域で、分流式下水道によって排水されるが、晴天時にはいくつかの産業排水が混入する。流出量(水深および平均流速より)および物理化学的パラメータ(pH、電気伝導度、濁度、温度、UV/VIS分光分析)は、2分ごとに継続的に記録した。流量計は下水路に直接設置し、他のセンサーは、 $1 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ および $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ペリスタポンプ(図1)を使って集水域の排水口から廃水が供給される実験水路に設置した。収集された全データは2004年以来蓄積されており、膨大なデータ量となっている。



図1 実験水路およびペリスタポンプ

信号処理

分析は、流量、電気伝導度、pH、濁度の連続的なデータに対して長い時系列(2006年4月1日～2007年3月31日までの1年間)で行なわれた。この集水域および下水道特有の状況(いくつか産業排水が流入する分流式雨水管網)から、著者らはまず、晴天時の各流量成分を特定することにした。これは、標準的な日々の流出パターンを明確にするためである。全体/詳細分析(後述)によって、特徴的な流出パターンの定量化を最適化した。

データ前処理

Bertrand-Krajewski et al. (2000b)によって開発された事前検証テストを、OTHUプログラムの枠組み内で提供されたデータに適用した。すべてのデータは、日々収集されたもので、完全な記録のある晴天日のデータのみを保持した。これらの日々は相対的近似性によって整理された。主な基準はピーク時刻とピーク流量値であった。最低1つのピーク流量を持つ日のみを保持した。最終的に、183中95の晴天日のサンプルが保持された。基底流成分は、基底流のみの(つまりピークののない)の日の記録データを分析することで記述された。他の成分は、1つのピーク流量をもつ類似日のサンプルを解釈することによって推定した。

信号の改良

時系列信号に関する大きな問題の1つはノイズである。記録された信号は、任意の信号 $x(t)$ のランダム過程によって記述することができる(式1)：

$$f_i = x(t) + \epsilon_i, \quad t = 1, \dots, n \quad \text{式1}$$

このとき ϵ_t は付加されたホワイトノイズである。最近、多くの研究者が、信号ノイズを除去するためにウェーブレット変換(信号のばらつきをスケールと時間の2領域に分割する)を使用している(Donoho and Johnston, 1994)。ウェーブレット係数は与えられた閾値と比較され、その値が閾値未満である場合はゼロに設定される。これらウェーブレット手法の背景にある概念は、未知の関数は比較的少ないゼロでないウェーブレット係数の関数によってよく近似されるということである。本研究では、式2で示すDonoho and Johnston(1994)によって提案された普遍的な閾値を使用する。

$$\lambda = \sqrt{2 \log_e n \sigma} \quad \text{式 2}$$

このとき、 n は独立で同一の標準正規分布に従う確率変数の数で、 σ は最高解像度レベルで経験的なウェーブレット係数から予測された絶対差の平均値である。 σ はノイズレベルの予測後に算出することが提案される。ホワイトノイズのスペクトル密度表現を使用して、時系列でホワイトノイズのスケールを検知することを提案したHardy et al.Beier(1994)が参考にされた。この研究報告では、信号エネルギーまたは信号電力がどのように周波数分布するかが説明されている。エネルギーや電力に関する情報は傾きから得られる。傾きゼロは、すべての周波数がほぼ同じであることを示し、この傾向は無相関データの特徴であり、ホワイトノイズにも参照される。

ウェーブレット分解が信号ノイズの除去にすでに使われているため、本研究でも同種の分解を使用し、データ系列の潜在的な周期構造の検出を試みた。マザーウェーブレット関数は、局所的時間パターンを検知する可変窓とみなすことができる(Daubechies, 1988; Mallat, 1999; Labat, 2005)。時系列データの分析は、日々のハイドログラフに対して行ない、Morlet et al.(1982)のウェーブレット(Morlet waveletと呼ばれる)関数をウェーブレット変換のために用いた。モーレ・ウェーブレット関数は、水文信号の形状を良好に記述し、時間領域と周波数領域の間の良好なバランスを提供する(Gaucherel, 2002; Labat, 2005)。

流入量の検知

流量成分の流量値が小さい場合であっても流入量を特定できるように、全パラメータに対して定義された部分指標 $I_{(p,t)}$ に基づいて無次元総合指標 I が開発された。この指標はつぎの P パラメータを考慮に入れるものである: 式3に示される各時間ステップ t の流量(Q)・電気伝導度(C)・pH(pH)・濁度(T)。部分指標は、各パラメータ(P)の日平均値からの偏差を計算することによって得られた。この偏差は、その日に得られた最大の偏差によって標準化された。この値が0.3を上回り、かつ偏差が各パラメータに定義された不確実領域(U_p)外にある場合、部分指標には1という値が割り当てられ、それ以外は0に設定される(式4)。

$$I_{(t)} = I_{(Q,t)} + I_{(C,t)} + I_{(pH,t)} + I_{(T,t)} \quad \text{式3}$$

このとき $P = \{Q, C, pH, T\}$ に対して 式4

$$\begin{cases} I_{(P,t)} = 1 & \text{if } \frac{(P_{(t)} - \bar{P})}{\max(P_{(t)} - \bar{P})} > 0.3 \text{ and } (P_{(t)} - \bar{P}) > U_{(p,t)} \\ I_{(P,t)} = 0 & \text{otherwise} \end{cases}$$

流量成分の特徴の決定

基底流の化学組成は、流量成分が1つである晴天日の物理的・化学的パラメータの分析によって決定された。2つの成分(基底流および1つのピーク流量)をもつ日については、流入量の化学的特徴は、希釈方程式の計算から導き出された(式5)(Pinder and Jones, 1969)。希釈方程式は次の2つの数式によって記述することができる。

$$C_i Q_i = C_1 Q_1 + C_2 Q_2 \quad \text{式5}$$
$$Q_i = Q_1 + Q_2$$

このとき、 Q_i は流出量、 C_i は水中の化学物質パラメータ濃度、添字 i 、1、2は、それぞれ総流量、成分1、成分2を意味する。既知の(センサーから得られた)総流量および基底流の濃度より、 Q_1 、 C_1 、 C_2 を定数と仮定することで流入濃度を、算出することができる。

成分の排出源の特定

一部の成分は不連続で、短いピークとして生じる。成分の排出源を突き止めるため、この特徴を利用した。ハイドログラフの下降パターンを分析することにより、マスキンガム法を用いて排出源から測定点までの時間のずれの定量化が可能となる。ハイドログラフの下降部では、それ以上の流入がない事を意味し、次の数式が成立する：

$$Q_s(t+\Delta t) = C3 \times Q_s(t)$$

このとき

$$C3 = \exp\left(\frac{-\Delta t}{k}\right) \quad \text{式6}$$

このとき、 Q_s は下水道排水口での流量、 Δt は時間ステップ、そして k は時間遅れである。ここで時間遅れは、雨水管網に流入してから出口測定点までの平均経過時間を表わす。したがって、平均速度より、流入ポイントから排水口までの距離を推測することができる。Chocat and Cabane(1999)によって示されたように、到達時間も、 $Q_s(t+\Delta t)$ と $Q_s(t)$ (Q_s は流出量)に由来する下降部の傾き $C3$ によって算出された。

結果および考察

ノイズレベルの検知

前述のノイズを除去するアルゴリズムから得られた結果を示す。4つの時間系列に適用されたスペクトル密度を図2に平面表示する。

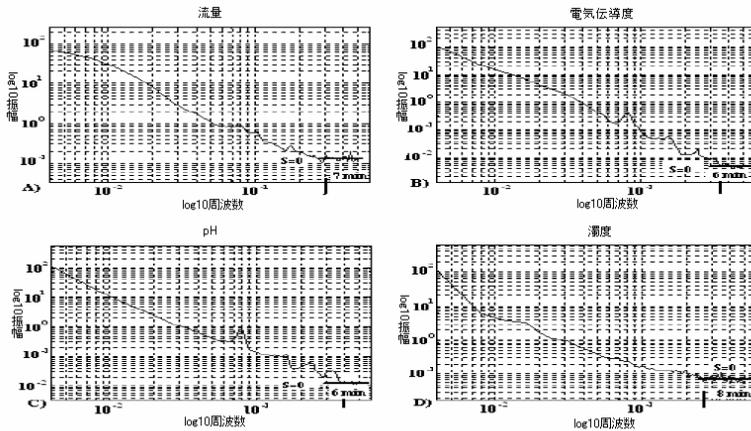


図2 傾きゼロのスペクトル密度から得られたホワイトノイズのスケール

傾きゼロで得られた値は、ホワイトノイズとして、データ系列から除外することができる。ノイズレベルのスケールを仮定してホワイトノイズのレベルで絶対差の平均値 σ を求めた後、時系列に普遍的な閾値を適用した(図2)。

分類

183すべての晴天日のピーク時刻とピーク流量の値に基づいて分類した結果、研究対象となった晴天時流量には主に次の4成分があることがわかった:「基底流Q1」と、3つのピーク流量「夕方に生じるピーク流量(Q2)」、「夜間に生じるピーク流量(Q3)」、「ランダムに生じるピーク流量(Q4)」である。このうち1つの成分をもつ日数の80%が週末であり、2つ以上の要素をもつ日数は平日である。

ウェーブレット分析

分類によって明らかにされなかった潜在的な周期構造を見つけるため、時系列に対する分析を行った。すべてのデータ系列がつながっているため、全データ系列に範囲を広げて分析を行なうことにした。これは流量計の冗長性に起因する誤差を除外するためである。4つの時系列の全体的ウェーブレット・スペクトル図を図3に示す。結合ウェーブレット解析の重要な貢献は、各時間スケール処理の間欠性の調査に基づく。流量データの分析は、16分から32分間の周期構造を明らかにしている。この晴天日に測定された電気伝導度、pH、および濁度のデータ系列からも、同じ結果が得られた。したがって、流量の周期性はセンサーの冗長性によるものでは決していない。これは、特定の周期性をもつ実際の現象に関係しており、自動的連続的な産業排水の流出が原因であろう。

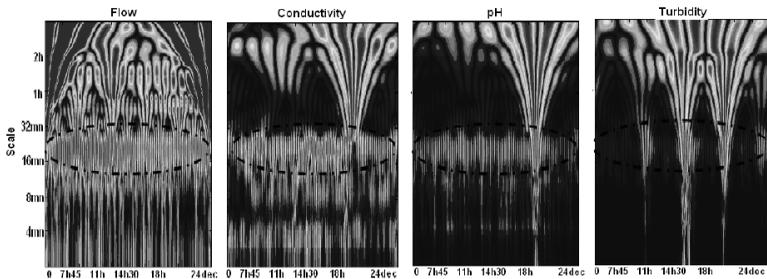


図3 分析された4つの時間系列に対する連続的ウェーブレット分析

上記の分類とウェーブレット分析の後に行なった仮定に基づく、晴天日実測データ(図4のA)は合計5つの主成分がある(図4のB)。

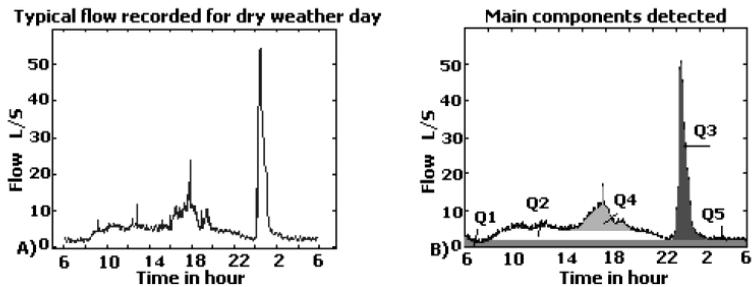


図4 晴天時下水量全体で特定されたさまざまな成分

流入の特定

晴天日の流れは、基底流と時間によって加わる流量成分で構成される。各データセットの平均日との比較に基づいて、流入検知手法を適用することにした。この結果を図5に示す。

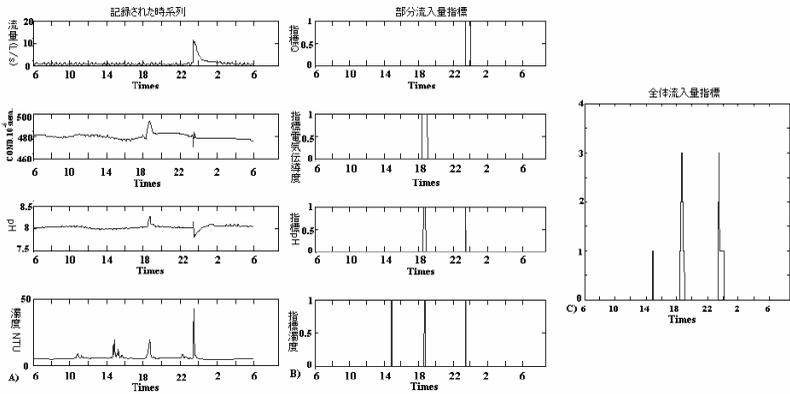


図5 晴天日に適用された部分・全体流入量指標

流量系列のみの分析では、18時頃の現象を検知することができない(図5B)。全体の指標ではほとんどすべてのパラメータを考慮する。したがって、いくつかの独立したセンサーの感度を含んでいるためロバスト性が高い。総合指標の値は2以上で、これは少なくとも2つのセンサーが実際の現象に関連付けられる変化を記録することを表わす。1以下の値は、流量の性質の重要な変化を表わさない(図5C)。

流量成分の特徴

ここで使用される希釈方程式の目的は、ハイドログラフの分離ではなく、前に定義した各流量成分の物理化学的特性を決定することである。まず、1つの成分を持つ日の特徴を計算し、それから、基底流とその特徴は一定であると仮定して、2つの成分を持つ日に希釈方程式を適用した。記録されたパラメータの変化は流入によるものである。23日分、12日分、52日分、4日分、5日分のサンプルの結果をそれぞれQ1、Q2、Q3、Q4、Q5で図6に示す。

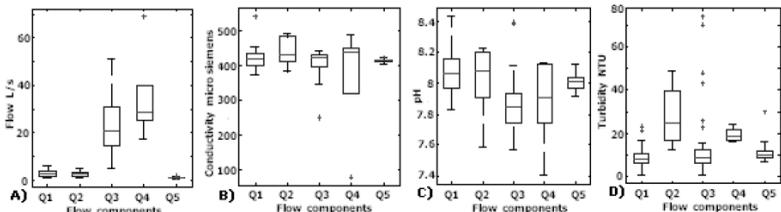


図6 流量成分の分散

流量成分の特徴は、「下水道排水管理」(<http://www.grandlyon.com/delibs/pDf/Sommaires2/A20050901.htm>)が規定した基準値にしたがつ

たパラメータ値から決定される。Q2およびQ4の特性のばらつきは、さまざまな排出源からの流入を仮定しており、この地区における経済活動に関連していると考えられる。Q3およびQ4の成分は、1～2時間のピークによって特徴づけられる。このピークは電気伝導度とpHの低下が特徴的だが、これは浄水の流入による希釈現象が原因であると考えられる。これは、濁度値が常に非常に低いこととも一致する。異常値(Q3、図5C)は、初期流出によって管路内部の沈殿物が懸濁したことが原因である。

Q4およびQ5の2成分をもつ日では良好なサンプリングができず、それらの性質を特定することはできない。成分Q3がパラメータの不変性によるものであると仮定すると、排出源は1つである。次の段階は、流入ポイントを設定し、それらが同じ排出源であるかどうかを見極めることである。

成分の排出源の特定

研究のこの部分では2つの成分が保持される：夜間に生じる流入(Q3)、およびランダムに生じる流入(Q4)である。ハイドログラフの下降部に対してマスキンガム方程式を適用し、Q3およびQ4が生じた各日のアトラクタ表現によって得られた傾きを評価し、時間遅れの平均値を得た。平均速度を仮定し、マスキンガム法を使用より、それぞれ0.34kmと0.37kmという標準偏差を持つ1.8kmと0.45kmという平均距離が得られた。アトラクタ手法からは、Q3とQ4のそれぞれに0.32kmと0.2kmという標準偏差をもつ1.9kmと0.3kmという平均距離が求められた。2つのメソッドから得られた距離が類似していることが分かる。

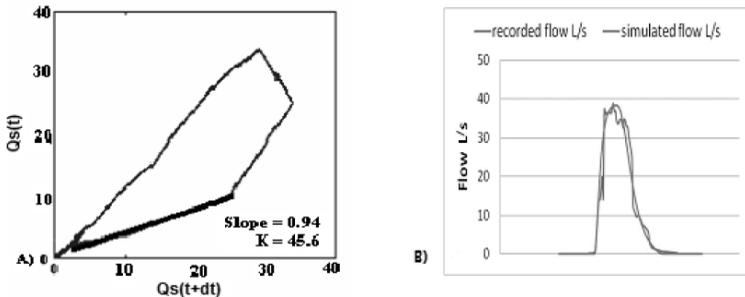


図7 1つのピーク流量をもつ日の例：アトラクタ・メソッド(図7のA)により時間遅れの近似値が得られる。流入点は測定点の2,000m上流に位置すると推定され、シミュレーション結果は記録された流量と比較された(図7のB)。

算出された時間遅れの相違をパラメータの変化と結合した結果、成分Q4にはさまざまな流入ポイントがあることが想定される。つまり、成分Q4は、産業地域の活動、すなわち分流式下水道網への合法・違法な結合に由来する異なる性質の流入に関係する。より広いサンプルを採取することにより、この成分の性質および起源を特定することができるであろう。

結論

本論文の目的は、連続時系列データと水文学的モデルの分析により晴天時総流量を特定の流量成分に分離するための新しい信号処理メソッドを提示することであった。このメソッドは、5つの主成

分を特定し、前述した流量成分の分散のように平均流量、pH、電気伝導度、および濁度に関して、特徴づけるものである。この特徴づけにより、これら成分の流出源の仮定の提案が可能となる。したがって、晴天日のハイドログラフの標準プロファイルは、分離された成分を重ね合わせることで再構成することができる。この初期結果は他の年に記録されたものを使用して検証できるであろう。次の段階は、標準晴天日ハイドログラフに基づいて表面流出による流出を評価することである。今後の研究では、連続シミュレーション・モデルの開発に取り組まなければならない。

謝辞

著者らはデータをご提供くださったOTHUに感謝の意を表す。また、信号処理に関してご援助をいただいたAlain Mangin氏に対して深い感謝の意を表す。

参考文献

Arnbjerg-Nielsen K., Haslin A.B., Johansen N.B., Petersen C.R., Andersen H.S., Grum M., Agerkov F., Thyme J., Nielsen S., Nielsen T.H., Petersen H.M., Norremark J., Jacobsen B.N., (2005), How to divide hydrographs into the original sources of runoff, 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen/Denmark, 8p.

Bertrand-Krajewski J.-L., Laplace D., Joannis C., Chebbo G. (2000b). Mesures en hydrologie urbaine et assainissement, Technique & Documentation, 808p

Chocat B., Cabane P. (1999). Hydrologie urbaine: Modélisation et effet d'échelle. Paris : *La houille blanche*, 1999. Vol 7/8, N°1, pp 106-111

Donoho D. and Johnstone I (1994). Ideal spatial adaptation via wavelet shrinkage. *Biometrika*, 81, 425-455.

Mallat S. (1999). A wavelet tour of signal processing, Academic Press, San Diego, 663p.

Pinder G.F. and Jones J.F. (1969). Determination of the groundwater component of peak discharge from the chemistry of total runoff, *Water Resource Research* 5 (2), 438-445.

Morlet, J., Arens, G., Fourfeau, E., Giard, D., 1982. Wave propagation and sampling theory 1: complex signal and scattering in multi-layered media. *Geophysics* 47 (2), 203-221

Labat, D., Ronchail, J., Guyot, J.L., 2005. Recent advances in wavelet analysis: Part 2. Amazon, Parana, Orinoco and Congo discharges time scale variability. *Journal of Hydrology* 314, 289-311.

Gauchere, C., 2002. Use of wavelet transform for temporal characterization of remote watersheds. *Journal of hydrology* 269, 101-121

Hardy H.H., Beier, R.A. (1994). *Fractals in Reservoir Engineering*. World Scientific Publ. Co., Singapore, 359 p.

