BERTRAND VALLET

MODÉLISATION D'UN BASSIN D'ORAGE EN VUE DE L'AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DES RIVIÈRES PAR LA GESTION EN TEMPS RÉEL

Thèse présentée à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval dans le cadre du programme de doctorat en génie civil pour l'obtention du grade de Philosophiae Doctor (Ph. D.)

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL ET DE GÉNIE DES EAUX FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE UNIVERSITÉ LAVAL QUÉBEC

2011

© Bertrand Vallet, 2011

Résumé

Pour permettre l'amélioration de l'écohydraulique des rivières en temps de pluie, le développement de règles de contrôle en temps réel de vannes placées à la sortie de bassins d'orage demande une analyse à long terme de différentes options, intégrant la prévision météorologique, la qualité de l'eau de la rivière à l'amont du rejet, le débit de la rivière et la qualité de l'eau dans le bassin d'orage, pour permettre l'amélioration de l'écohydraulique des rivières. Pour cela, l'idéal est de tester ces règles à l'aide d'un modèle intégré du système « bassin versant – bassin d'orage – rivière ». Pour pouvoir faire des simulations à long terme, il faut un modèle de bassin d'orage rapide, qui permette de simuler la qualité de l'eau dans le bassin de façon précise quelles que soient les conditions d'exploitation. L'objet de cette thèse de doctorat a été de développer ce modèle de bassin d'orage.

Ce modèle se base sur le principe de couches complètement mélangées superposées permettant de créer un gradient de concentrations pour représenter des phénomènes locaux tel que la pénétration de la lumière influençant la mortalité des pathogènes. Il se base également sur la définition de plusieurs classes de particules caractérisées par leurs vitesses de sédimentation, ces dernières étant déterminées expérimentalement à l'aide de tests ViCAs. Il incorpore également des polluants associés aux particules. L'élément de base, nommé cellule, est défini par une surface et une hauteur maximale au-delà de laquelle il y a débordement. Chaque cellule possède un volume d'eau variable dans le temps, divisé en plusieurs couches superposées, et d'une couche de sédiment de volume constant dans le temps. Pour reproduire le volume d'un bassin d'étude, il est nécessaire de connecter plusieurs cellules les unes avec les autres. Ces connexions se font alors couche à couche ayant comme conditions que les niveaux d'eau de toutes les cellules soient à la même hauteur. Un modèle théorique d'évolution des concentrations en pathogènes incluant des processus complexes comme la croissance, l'adsorption sur les particules et la désinfection par la lumière a également été développé.

Le calage du modèle a nécessité la collecte de données expérimentales; des campagnes de mesure ont été effectuées lors des étés 2008, 2009 et 2010 sur le bassin Chauveau de

l'arrondissement des Rivières de la ville de Québec. Dans un premier temps, l'efficacité du bassin dans son fonctionnement actuel a été déterminée. Une efficacité moyenne d'épuration de 39% sur les matières en suspension (MeS), de 10% sur l'azote ammoniacal et de 20 % sur le zinc a été mise en évidence. Dans un deuxième temps, la sortie du bassin a été fermée à l'aide d'une structure de bois avec une porte guillotine permettant la rétention de l'eau pendant des durées variables. Cette deuxième configuration du bassin a permis d'améliorer l'efficacité du bassin de façon très importante pour les MeS (90%), l'azote ammoniacal (84%) et le zinc (42%). Des prélèvements ponctuels ont également été faits à l'intérieur du bassin, révélant une hétérogénéité des mesures en MeS entre la zone proche de l'entrée et la zone proche de la sortie, durant les 20 premières heures d'emmagasinement.

Le modèle a montré sa capacité à reproduire le comportement de la concentration en matières en suspension à l'aide de 3 classes de particules associées à des vitesses de sédimentation de 80, 2 et 0.1 m/d. La représentation hydraulique du modèle a nécessité l'emploi de 5 cellules pour recréer l'hétérogénéité spatiale révélée par les campagnes d'échantillonnage. Finalement, une fonction de débit de resuspension a permis de modéliser les concentrations à la sortie du bassin d'orage.

La validation a confirmé les bonnes performances du modèle pour l'hydraulique et la prédiction des matières en suspension en sortie de bassin. Elle a néanmoins révélé plusieurs points qui nécessiteraient des recherches plus approfondies : la définition du débit de resuspension des sédiments, la détermination de la masse initiale de sédiments dans le bassin, la possibilité d'utiliser plus de cellules pour mieux représenter le comportement hydraulique et l'intérêt de collecter des analyses ViCAs associés à chaque phase du pollutogramme de la pluie (début, pic de débit et fin).

Avec ce modèle, les stratégies de gestion en temps réel de la vanne de sortie des bassins d'orage peuvent maintenant être déterminées.

Abstract

The development of real-time control rules of sluice gates located at a stormwater basin outlet requires testing various options, taking in account weather forecasts, water quality of the upstream river, river flow and water quality in the stormwater basin, by using long-term simulations to allow improved ecohydraulics of rivers. To do so, these rules have to be tested by using an integrated "watershed - storm basin – river" system. In order to perform long-term simulations, a stormwater basin model with small computation time is needed, which simulates the water quality in the basin accurately in function of imposed operating conditions. The purpose of this thesis was to develop such stormwater basin model.

The developed model is based on superimposed homogeneous layers creating a concentration gradient to represent local phenomena such as light penetration affecting the mortality of pathogens. It is also based on the definition of several particle classes characterized by their settling velocities; the latter being determined experimentally using ViCAs tests. It also includes pollutants associated with particles. The basic unit, called cell, is defined by a surface and a maximum height above which water overflows. Each cell has a time-variable water volume, divided into several layers and a constant volume sediment layer. To reproduce spatial heterogeneity of an experimental stormwater basin, it is necessary to connect several cells. Connections are then done layer by layer with the condition that the water levels of all cells are at the same water height. A theoretical model describing the concentrations of pathogens, including complex processes such as growth, adsorption on particles and light disinfection has also been developed

The calibration of the model required experimental data which were collected by sampling in the summers of 2008, 2009 and 2010 on the basin Chauveau in the "des Rivières" district of Quebec City. First, the efficiency of the basin in its current operation was determined. An average removal efficiency of 39% for total suspended solids (TSS), 10% for ammonia and 20% for zinc was revealed. In a second step, the stormwater basin outlet was closed with a wooden structure equipped with a guillotine door to retain the water for varying periods of time. The second configuration of the basin significantly improved the efficiency of the basin for TSS (90%), ammonia (84%) and zinc (42%). Samples were also collected

within the basin, revealing heterogeneity in TSS measurements between the area near the inlet and the area near the outlet for the first 20 hours of storage.

The model showed its ability to adequately reproduce the behavior of the TSS concentrations using three particle classes defined by settling velocities of 80, 2 and 0.1 m/d. For the hydraulics, five cells were required to recreate the spatial heterogeneity revealed by the sampling campaigns. Finally, the addition of a resuspension flowrate was needed to model the increased outlet TSS concentrations at the end of emptying.

The validation confirmed the good performance of the model for the hydraulics and the prediction of outlet TSS concentration. It has also revealed several points that require further research: the definition of the sediment resuspension flowrate, determination of the initial mass of sediments in the stormwater basin, the possibility of using more cells to better represent the hydraulics and the interest of running ViCAs tests associated with each phase of the runoff (the beginning, the flow peak and the end).

With this model, real-time control strategies for the outlet valve can now be tested.

Avant-Propos

Cette thèse s'inscrit dans le cadre d'un projet stratégique financé par le CRSNG. Le projet rivEAU a été possible grâce à la collaboration de plusieurs personnes que je remercie chaleureusement.

Tout d'abord, je tiens donc à remercier mon directeur, M. Paul Lessard, et mon codirecteur, M. Peter Vanrolleghem, pour m'avoir accueilli à l'Université Laval et pour m'avoir soutenu et guidé tout au long de mes recherches. Votre aide et nos discussions ont toujours été un grand plaisir.

Je remercie également les partenaires du projet riv*EAU*, BPR, Environnement Canada, la Ville de Québec et le comité de bassin de la rivière Saint-Charles et toutes les personnes qui les ont représentés pour toutes les informations et l'aide aussi bien technique que pratique qu'ils ont pu nous apporter.

Bien entendu, je remercie mes camarades d'échantillonnage, surtout Jason et Émilie. Que de belles journées, soirées et nuits à guetter ces petites taches bleues vertes, à espérer qu'elles deviennent jaunes, oranges ou rouges et de dimanches au laboratoire à analyser, filtrer, peser et laver des bouteilles. Maintenant que le projet est terminé, les pluies vont pouvoir recommencer à tomber pendant les journées de semaine.

Je remercie mes camarades de bureau qui ont fait passer ces trois années à une vitesse folle, model*EAU* et tous les visiteurs occasionnels qui sont passés par l'Université pour le soutien de qualité que m'a apporté cette équipe de recherche.

Je remercie mes parents et ma famille pour avoir été là quand j'en avais besoin.

Enfin je remercie Alba qui m'a accompagné dans les bons et les moins bons moments et qui est passée entre les gouttes avec moi. Entre les rats, les réveils de la nuit pour regarder le radar, les fins de semaines bloquées à attendre un orage qui ne vient pas et les journées de laboratoire, seule à la maison, il était temps que ça se termine. Si c'est en forgeant qu'on devient forgeron, c'est en trouvant qu'on devient chercheur. Anonyme.

Table des matières

Résumé i	
Abstract iii	
Avant-Propos	v
Table des matières	vii
Liste des tableaux	xi
Liste des figures	xii
Chapitre 1 Introduction	1
1.1 Contexte de l'étude	1
1.2 Production originale	6
Chapitre 2 Revue de Littérature	9
 2.1 Caractérisation des eaux de ruissellement	9 12 12 13 13 14 15 15 15 17 20 21
 2.2.1.1 Modèle discrétisé dans l'espace	21 23 25 25 27 28 28 28 30 31
2.3 Objectifs 2.3.1 Objectif principal 2.3.2 Objectifs secondaires	
Chapitre 3 Matériel et méthodes	
 3.1 Description du site d'échantillonnage	
3.2 Protocole expérimental	

viii

3.2.1 Prévision des évènements à échantillonner	40
3.2.2 Procédure d'échantillonnage	42
3.2.2.1 Sortie ouverte	42
3 2 3 Analyses en laboratoire	42
3.2.3.1 Métaux	46
3.2.3.2 Azote ammoniacal et MeS	46
3.2.3.3 Escherichia coli	46
3.2.3.4 Vitesse de sédimentation	46
3.2.3.5 Répartition des analyses par échantillon	49
3.2.3.6 Pièges à sédiments	50
3.3 Logiciel utilisé pour la modélisation	51
Chapitre 4 Évaluation de l'efficacité épuratoire d'un bassin d'orage modifié	.52
4.1 Introduction	54
4.2 Methodology	57
4.3 Results and discussion	62
4.3.1 Sampled events	62
4.3.2 Characterization of runoff	64
4.3.3 Stormwater pond removal efficiency	66
4.3.4 Effect of outlet control	68
4.4 Conclusion	73
Chapitre 5 Description du modèle	.74
5.1 Introduction générale du chapitre	74
5.1 Introduction générale du chapitre5.2 A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management (soumis	74
 5.1 Introduction générale du chapitre 5.2 A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management (soumis à Environmental Modelling and Software) 	74 75
 5.1 Introduction générale du chapitre 5.2 A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management (soumis à Environmental Modelling and Software)	74 75 75
 5.1 Introduction générale du chapitre 5.2 A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management (soumis à Environmental Modelling and Software)	74 75 75 77
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 77
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 80
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 77 80 80
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 77 80 80 81
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 77 80 80 81 81
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 77 80 80 81 81 82 82 82
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 80 80 81 81 82 82 82 83
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 77 80 80 81 81 81 82 82 83 83
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 77 80 80 80 81 81 82 82 83 83 83 86
 5.1 Introduction générale du chapitre. 5.2 A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management (soumis à Environmental Modelling and Software). 5.2.1 Introduction	74 75 75 77 80 80 80 81 81 82 82 83 83 83 86 88
 5.1 Introduction générale du chapitre. 5.2 A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management (soumis à Environmental Modelling and Software). 5.2.1 Introduction	74 75 75 77 80 80 81 81 81 82 83 83 83 88 88 89
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 80 80 80 81 81 82 82 82 83 83 83 88 89
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 80 80 81 81 82 82 83 83 83 88 88 89 91
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 80 80 81 81 81 82 83 83 83 88 89 91 91
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 80 80 80 81 81 82 82 82 83 83 83 86 88 89 91 91 93
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 80 80 81 81 82 82 83 83 83 88 88 89 91 93 93
 5.1 Introduction générale du chapitre	74 75 75 77 80 80 81 81 82 83 83 83 83 88 89 91 93 93 93

5.3.2.4 Model implementation and simulations	97
5.3.3 Simulation results and discussion	98
5.3.3.1 Single particle class results	. 100
5.3.3.2 Comparison of one and three particle class models	. 101
5.3.3.3 Discussion	. 105
5.3.4 Conclusion	. 105
Chapitre 6 Modélisation du comportement des MeS dans les bassins d'orage basée sur le fractionnement en différentes classes de particules caractérisées par	
leurs vitesses de sédimentation	107
6.1 Introduction	. 109
6.2 Materials and methods	110
6.2.1 Sampling campaign	. 110
6.2.2 Catchment model implementation	112
6.2.3 Stormwater hasin model implementation	112
6.2.3.1 Water height controller	112
6.2.3.2 Inlet and outlet nine	113
6.2.3.3 Flow splitter. Flow combiner and Outlet controller	. 114
6.2.4 Model calibration procedure	. 114
	110
6.3 Results and discussion	. 116
6.3.1 Experimental results	. 110
6.3.2 Calibration results	. 11/
6.3.2.1 Hydraune canbration	. 11/
0.5.2.2 Quality calibration	. 119
6.4 Conclusion	. 126
Chapitre 7 Validation du modèle de bassin d'orage	128
7.1 Procédure de validation	. 128
7.1.1 Choix des évènements	. 128
7.1.2 Hydraulique	. 129
7.1.3 Fractionnement et paramètres	. 130
7.2 Validation en sortie ouverte	131
7.2 Validation hydraulique	131
7.2.1 Validation Hydraunque	131
	. 151
7.3 Validation en sortie fermée	. 133
7.3.1 Hydraulique	. 133
7.3.2 MeS à la sortie	. 134
7.3.3 MeS dans le bassin	. 136
7.4 Discussion	. 137
7.5 Conclusion	. 139
Chapitre 8 Conclusion et perspectives	141
8.1 Bilan des résultats obtenus	. 141
8.1.1 Résultats expérimentaux	. 141
8.1.2 Résultats de modélisation	. 143
8.2 Perspectives de développement	. 147

Bibliographie	151
Annexe A : Grille d'évaluation des bassins d'orage	159
Annexe B : Protocoles d'analyse en laboratoire	162
Annexe C : Document d'explication du calcul d'incertitude sur les analyses ViCAs	179
Annexe D : Résultats d'analyse des pièges à sédiments	187
Annexe E : Résultats des analyses par évènements	200
Annexe F : Code du modèle en MSL	264
Annexe G : Développement de la fonction de débit de sortie en fonction de la hauteur d'eau dans le basin	339
Annexe H : Évaluation des incertitudes sur les mesures de MeS	346
Annexe I : Validation du modèle SWMM	353

Liste des tableaux

Tableau 2-1 : Caractéristiques des polluants dans les eaux de ruissellement en réseau pluvial	
pour différentes études1	1
Tableau 2-2 : Comparatif de données de métaux associés à des classes de tailles de particules 1	9
Tableau 3-1 : Débits calculés pour les réseaux d'égout	7
Tableau 3-2 : Caractéristiques du bassin d'orage Chauveau 3	7
Tableau 3-3 : Tableau des analyses faites sur les échantillons de l'évènement pluvieux	
échantillonné le 7 juillet 2009 (Carpenter, 2011) 5	0
Table 4-1: Analysed parameters	2
Table 4-2: Summary of sampled event characteristics and runoff volumes	3
Table 4-3: Characterization of stormwater runoff for summers 2008, 2009 and 2010 (EMC) 6	4
Table 4-4: Outlet pollutant EMCs for open outlet. 6	7
Table 4-5: Average pollutant mass entering and exiting the stormwater pond and removal	
efficiency for open outlet events	7
Table 4-6: Inlet and Outlet Pollutant Mass with Retrofitted Pond	0
Table 4-7: Effect of retrofit on detention pond removal efficiency by mass	1
Table 5-1: Gujer matrix representation of the population particle-pathogen interaction model9	7
Table 5-2: Particle specific parameter's values used for simulations	9
Table 5-3: General parameter values used for simulations (a: Chapra, 1997 ; b: Struck et al.,	
2008 ; c: Vergeynst, 2010)	9
Table 6-1: Characteristics of sampled rain events 11	1
Table 6-2: Subbasin characteristics 11	9
Tableau 7-1 : Caractéristiques des pluies utilisées pour la validation 12	9
Tableau 7-2 : Fractionnement des MeS en 3 classes de particules : validation 13	0
Tableau 7-3 : Masses collectées dans les pièges à sédiments (PS) lors des campagnes	
d'échantillonnage en sortie fermée13	8
Tableau 8-1 : Matrice de Gujer représentant le modèle d'interaction entre les pathogènes et	
deux classes de particules14	5

Liste des figures

Figure 1-1 : Schéma récapitulatif du projet rivEAU	4
Figure 2-1 : Exemple de distribution de taille de particules pour différents orages (Kim et	
Sansalone, 2008).	14
Figure 2-2 : Fraction éliminée par centrifugation pour les MeS (a), coliformes fécaux (b), <i>E</i> .	
coli (c), entérocoque (d), spores de Clostridium perfringens (e) et les coliphages	
totaux (f) (Characklis et al., 2005).	17
Figure 2-3 : Schématisation des conditions hydrauliques se retrouvant dans un bassin d'orage	22
Figure 2-4 : Représentation du volume d'eau corrigé pour le modèle de Verstraeten et Poesen (2001)	24
Figure 2-5 : États physiques du bassin d'orage (Lessard et Beck, 1991)	26
Figure 2-6 : Représentation d'un décanteur dans le modèle en couches de Vitasovic (1989)	27
Figure 3-1 : Emplacement du bassin Chauveau (B) et accessibilité depuis l'Université Laval	
(A)	35
Figure 3-2 : Bassin versant Chauveau (rouge) et bassin d'orage (or). Photographie antérieure à	
2008, compte-tenu de l'occupation des sols présentée.	36
Figure 3-3 : Plan du bassin d'orage (Génivar, 2005) et localisation de l'entrée, de la sortie et	
du drain de fond.	38
Figure 3-4 : Illustration de la végétation dans le bassin. Le chenal est caractérisé par la	
végétation haute au centre	39
Figure 3-5 : Sédiments aux abords du chenal	39
Figure 3-6 : Dispositif de fermeture du bassin d'orage (a) et dispositif d'ouverture lors de la	
vidange (b)	40
Figure 3-7 : Image du radar de Villeroy, 04 août 2010. Image d'archive d'Environnement	
Canada	41
Figure 3-8 : Emplacement des points de prélèvement ponctuels dans le bassin	43
Figure 3-9 : Piège à sédiments et échelle de mesure de hauteur d'eau aux points	
d'échantillonnage dans le bassin (a) et dispositif d'échantillonnage à distance (b)	44
Figure 3-10 : Dispositif d'échantillonnage avant de prendre l'échantillon (a) et pendant la prise	
d'échantillon (b)	45
Figure 3-11 : Description du dispositif ViCAs (a) et coupelle de récupération des sédiments	
(b)	47
Figure 3-12 : Exemple de masse cumulative en fonction du temps (haut). L'ajustement permet	
d'obtenir la courbe F(Vs) provenant d'un essai VICAS (bas).	49
Figure 4-1: Stormwater detention pond plan (Génivar, 2005) and location of sampling points	58
Figure 4-2: Calibration of simulated (SWMM) flows against measured outflows for three	
consecutive rainfall events.	60
Figure 4-3: Validation of simulated (SWMM) flows against measured outflows for three	
consecutive rainfall events.	60
Figure 4-4: Original outlet structure (a); Outlet control structure (without front gate) (b); New	
outlet structure (c).	61

Figure 4-5: Rainfall intensity, runoff flow and TSS concentration for the August 2 nd , 2009 event
Figure 4-6: Flows and cumulative TSS loads in stormwater pond for the August 2 nd , 2009
Figure 4-7: Water height, runoff flows and TSS loads in and out of the retrofitted stormwater pond between August 21 st and 22 nd , 2009
Figure 4-8: Outlet TSS concentration for six rainfall events for the open outlet sampling
Figure 5-1 : Hydraulic model diagram. Overview of the different variables in the hydraulic
flows taken in account in the model (c)
Figure 5-2: ViCAs experiment results and class decomposition. Examples of velocity class definition from experimental results for 11 classes (a), 4 classes with high settling
Figure 5-3: Results of ViCAs experiment simulations for different classes' decomposition. Cumulative mass at the bottom of a ViCAs column compared to the simulation results
for different numbers (a or b, c) and types of particle classes (fast (b) or slow (c))
simulated results with the slow 4-class decomposition
pollutants in the developed model: Soluble pollutant (a) and particulate pollutants with low (lower than the upward water velocity) (b), high (higher than the upward water velocity) (c) and medium (equal to the upward water velocity) (d) settling velocity
(v_x)
m.d ⁻¹ . Parameters shown are light intensity (a), attached (b) and free (c) <i>E. coli</i> for layers 1, 5, 9 and 10
Figure 5-7: Simulation results of the TSS concentration and the light intensity for the simulation with a single and three particle class model. Variables shown are TSS concentration in layer 5 considering a single and three classes of particles (a), the light intensity in layer 1, 5 and 9 considering three classes of particles (b)
 Figure 5-8: Simulation results for the free and attached <i>E. coli</i> concentrations in layer 5 with a single and three particle classes. Parameters shown are free (a) and attached <i>E. coli</i> concentration considering a single particle classe, free and attached <i>E. coli</i> concentration for both simulations (c).
Figure 6-1: Aerial picture of sampling site (a) and sampled basin (b). The 2 sampling points
(SP1 and SP2) and the inlet and outlet are presented
the basin is modelled by subbasins 1, 4 and 5
Figure 6-3: Connection model representation for 2 subbasins. The number of layers is the same for all subbasins. Two subbasins are connected layer by layer except for the sediment layer. The inlet pipe distributes the inflow equally to all layers below the inlet pipe

crown. The outlet pipe is defining Q_{DRAW} for each layer depending on the position of	
the surface relative to the outlet pipe diameter. All layers above the outlet pipe crown	
have a Q_{DRAW} null. The layers below the outlet pipe crown have the same Q_{DRAW} and	
the layer around the outlet pipe crown has a fraction of the other Q _{DRAW} . The sum of	
all Q _{DRAW} is the outflow of the stormwater basin.	113
Figure 6-4 : Flowchart of the calibration process. A bold black line means the two conditions	
above have to be satisfied to go one step further.	115
Figure 6-5: TSS and flow measurements for the 9th July 2010 closed outlet sampling	
campaign Inflow and inlet TSS concentration (a) and TSS measurements of	
subsurface grab samples in the stormwater basin over 95 h of retention for two	
sampling points one near the inlet (SP1) and one near the outlet (SP2) (b)	117
Figure 6-6: Hydraulic calibration results. Volume and height relationships for tonographical	11/
data and simulation (a): Flow calibration using outflow measurements of 3	
consecutive events for open outlet calibration (b): Flow calibration using both the	
consecutive events for open outlet canoration (b), Flow canoration using both the	
emptying now (c) and water height (d) measurements after a closed outlet sampling	110
Campaign.	118
Figure 6-7: Examples of influent fractionation in 3 classes based on the 11° July 2009 VICAs	100
curve (black curve)	120
Figure 6-8: Simulation comparison for 9th July 2010 sampling campaign with different	
number of classes (a) and different settling velocities (b).	121
Figure 6-9: Measured and simulated TSS concentration results for both 11 th and 18 th July 2009	
open outlet events	123
Figure 6-10: Measured and simulated results for 9 th July 2010 closed outlet event. Measured	
and simulated TSS concentration results in the basin at the sampling point near the	
inlet (a) and near the outlet (b); Measured and simulated TSS concentrations and flows	
at the outlet during the emptying of the basin (c).	124
Figure 6-11: Simulation of TSS measurements with (up) and without (down) resuspension	125
Figure 7-1 : Hauteurs d'eau mesurées et simulées avec les données brutes du pluviomètre et les	
données corrigées pour l'évènement du 2 août 2009	130
Figure 7-2 : Résultats de validation hydraulique considérant les données pluviométriques	
modifiées pour l'évènement du 2 août 2009.	131
Figure 7-3 : Résultats de la simulation des MeS en sortie du bassin d'orage pour l'évènement	
du 2 août 2009	132
Figure 7-4 : Charges cumulatives en MeS rejetées mesurée et simulée pour l'évènement du 2	
août 2009 en tenant compte des erreurs de mesure sur les concentrations uniquement	133
Figure 7-5 : Résultats de validation pour la vidange du bassin en débit (a) et hauteur d'eau	
dans le bassin (b) lors de la vidange de la campagne en sortie fermée du 18 septembre	
2009	134
Figure 7-6 · Résultat d'échantillonnage et de simulation de la concentration en MeS à la sortie	
du bassin d'orage lors de la vidange de la campagne en sortie fermée du 18 sentembre	
	135
Figure 7-7 : Résultats expérimentaux et de simulation nour l'échantillonnage avec sortie	155
formée du 18 sontembre 2000. Drésentation des MaS aux points SD1 (s) et SD2 (b) (en	
refinee du 16 septembre 2009. Fresentation des Mes aux points SF1 (a) et SF2 (b) (en référence à la Figure 6.1 b)	127
	13/

Figure 8-1 : Résultats de différents scénarios de gestion de la vanne sur l'enlèvement des MeS	
et pour chaque classe de particules (TSS1, la plus lente, à TSS6, la plus rapide)	
(Muschalla et al., 2009b).	149

Chapitre 1 Introduction

1.1 Contexte de l'étude

Le développement de l'être humain s'est toujours fait autour des rivières, que ce soit pour se déplacer, pour s'y abreuver ou pour y trouver de la nourriture. Aujourd'hui, les usages sont restés les mêmes mais, avec le développement de la société, la rivière est devenue le vecteur de nouveaux problèmes, touchant l'humain comme l'écosystème. Ces problèmes sont d'ordre quantitatif, comme les inondations des zones habitées ou le stress hydraulique sur le lit de la rivière, ou d'ordre qualitatif, comme la salubrité, la toxicité de certains polluants, les croissances d'algues, etc.

La concentration des activités humaines est en grande partie responsable de cette situation. L'agriculture, par les pratiques de labours ou d'épandage massif de pesticides et d'engrais, participe à la fois à l'aspect quantitatif et qualitatif par le lessivage des terres cultivées en temps de pluie ou l'infiltration dans les nappes phréatiques. L'urbanisation entraîne également une dégradation des rivières à cause, notamment, des rejets d'eaux usées et des rejets pluviaux.

Cette thèse de doctorat s'inscrit dans un contexte urbain et plus précisément dans le cadre de la gestion des eaux pluviales. En effet, l'urbanisation grandissante entraîne une imperméabilisation progressive des bassins versants, ce qui génère des volumes d'eau importants lors des pluies. Généralement, ces eaux, appelées eaux de ruissellement, sont acheminées au cours d'eau par un réseau de collecte pluvial de façon très rapide. Les volumes d'eau importants arrivant à grande vitesse, s'ils ne sont pas gérés, provoquent éventuellement érosion des cours d'eau et inondation (Brière, 2006). Pour se protéger contre ces nuisances, les villes ont opté pour l'implantation de bassins d'orage permettant une rétention de l'eau, diminuant et retardant ainsi les pointes de débit rejetées dans les rivières. Le dimensionnement de ces ouvrages varie suivant le degré de protection souhaité. Généralement, les bassins d'orage sont construits pour une protection vis-à-vis des évènements de période de retour entre 10 et 100 ans.

D'autrepart, comme l'ont démontré plusieurs études depuis les années 80, ces eaux ne sont pas exemptes de pollution et on y retrouve des matières en suspension (MeS), des nutriments, de la matière organique, des hydrocarbures, des pathogènes et des métaux traces (Akan et Houghtalen, 2003). Le déversement des eaux polluées crée des impacts multiples sur le cours d'eau. Les MeS peuvent limiter la pénétration de la lumière dans l'eau, affecter la reproduction des organismes aquatiques et transporter des polluants adsorbés. Les nutriments sont principalement responsables des phénomènes d'eutrophisation (croissance importante d'algues) dont peut découler l'émission de substances toxiques dans l'environnement. Les pathogènes sont responsables de nombreuses maladies pour l'être humain et si les concentrations sont trop importantes, l'usage de la rivière peut être limité, voire interdit, pour des raisons de santé publique. Enfin, les métaux lourds peuvent s'accumuler dans l'environnement et notamment remonter la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des poissons, menant à des répercussions à long terme sur la santé humaine.

La qualité de l'eau en rivière, donc l'équilibre écologique de l'écosystème, devient alors dépendante, non seulement de la quantité d'eau déversée, mais également de la qualité de celle-ci. On parle alors d'écohydraulique de la rivière.

Aujourd'hui, des bassins d'orage existent pour prévenir principalement les risques d'inondation. Ils sont conçus et dimensionnés pour réaliser un contrôle statique du débit se déversant dans la rivière. Le principe consiste à collecter l'eau par le réseau d'égout pluvial et, par l'intermédiaire d'une conduite de faible diamètre, à limiter le débit déversé à la rivière. Si le débit est plus grand que le débit autorisé par dimensionnement, le bassin d'orage a pour fonction de permettre au volume d'eau supplémentaire qui arrive de s'accumuler à un endroit déterminé et contrôlé. Après l'orage, le bassin se vide progressivement jusqu'à revenir à son état précédant l'orage.

Il existe principalement deux types de bassin d'orage : des bassins d'orage secs et à plan d'eau permanent (EPA, 1999). Les bassins d'orage secs ont pour fonction unique de diminuer les débits déversés, alors que les bassins à plan d'eau permanent exercent aussi une fonction de traitement. Dans ce type de bassin, le volume est contrôlé de la même façon que pour les bassins secs mais le volume d'eau permanent favorise l'enlèvement d'une partie des matières en suspension, en freinant l'écoulement et en favorisant ainsi la décantation des particules. D'autre part, des phénomènes d'adsorption et de filtration des polluants par les plantes ainsi que de dégradation par les micro-organismes permettent également d'améliorer la qualité de l'eau. Selon l'EPA (1999), les bassins secs sont susceptibles d'enlever 30 à 65% des MeS, 15 à 45% de l'azote, du phosphore et des métaux et moins de 30% des pathogènes, alors que les bassins à plan d'eau permanent atteignent 50 à 80% d'enlèvement pour les MeS et les métaux et 30 à 65% pour l'azote et le phosphore.

Dans les deux cas, la gestion de ces installations n'est pas encore optimisée. Par exemple, à cause du contrôle statique, la vidange ne se fait pas à des périodes optimales vis-à-vis des capacités du milieu récepteur à recevoir ces eaux polluées (charge hydraulique et polluante) et il n'y a actuellement pas de contrôle de leur capacité épuratoire.

Un projet stratégique CRSNG a été mis sur pied pour s'attaquer à cette problématique. Cette thèse de doctorat constitue une partie de ce projet nommé rivEAU et résumé sur la Figure 1-1. L'idée centrale de ce projet est de contrôler, en temps réel, la sortie du bassin d'orage afin de pouvoir y emmagasiner l'eau et favoriser la décantation des particules et des polluants associés. Néanmoins, le bassin d'orage a une capacité maximale qu'il ne faut pas dépasser pour ne pas inonder les maisons avoisinantes. D'autre part, il faut contrôler le débit de vidange pour minimiser son impact sur l'écohydraulique. La solution proposée est donc de placer une vanne à ouverture dynamique contrôlée, à l'aval du bassin d'orage, et d'en définir des règles d'opération simples et robustes prenant en compte les prévisions météorologiques. Ainsi, il serait possible d'anticiper le volume d'eau généré par une pluie et de vidanger le bassin au moment le plus opportun, considérant, à la fois, la qualité de l'eau dans le bassin, la qualité de l'eau dans la rivière, le volume encore disponible dans le bassin et le temps nécessaire à la vidange de l'eau déjà emmagasinée. Cette solution est flexible, elle permet d'apporter une solution au traitement de la qualité des eaux de ruissellement de nouveaux secteurs urbanisés et elle permet également d'améliorer les installations existantes. D'autre part, elle permettra une adaptation simple aux conséquences des changements climatiques qui devraient augmenter la fréquence et l'intensité des évènements pluvieux (IPCC, 2007), augmentant ainsi les charges de pollution rejetées au milieu récepteur.



Figure 1-1 : Schéma récapitulatif du projet rivEAU.

La définition de règles d'opération en fonction des prévisions météorologiques n'est cependant pas un problème trivial. En effet, il faut dans un premier temps être capable de prédire les conditions météorologiques à venir et, dans un deuxième temps, être capable de tester les règles envisagées, pour s'assurer de leur fonctionnalité avant leur mise en place sur le terrain.

Les prévisions météorologiques doivent permettre de décider de la vidange ou non du bassin d'orage avant la prochaine pluie. Il existe deux types principaux de prévisions météorologiques. Les prévisions déterministes définissent une hauteur d'eau qui va tomber dans les prochaines heures sur une zone déterminée. Les prévisions probabilistes, elles, sont fournies sous forme de séries temporelles d'intensités de pluies probables par pas de 3h pour les 72 prochaines heures. Ces séries temporelles possèdent donc de grandes sources d'incertitude. Néanmoins, elles permettent de quantifier l'incertitude sur la prévision de la

pluie réelle à venir. L'étude de l'incertitude sur la prévision météorologique est un axe de recherche du projet rivEAU à lui seul et fait l'objet de la thèse de doctorat d'Etienne Gaborit (2011).

Pour les tests de fonctionnalité des règles de contrôle avant leur implantation, l'approche du projet riv*EAU* est de créer un modèle intégré du système réseau-bassin-rivière. En effet, la modélisation permet de simuler de multiples situations permettant de définir des règles simples et robustes.

La simplicité signifie limiter le nombre de règles et de variables à mettre en place (Muschalla *et al.*, 2009b). Par exemple, déterminer un temps maximum de rétention correspondant à un objectif de traitement fixé, une hauteur d'eau critique qui garantisse la vidange complète du bassin en un certain temps et gérer l'ouverture de la vanne en fonction du temps disponible prévu avant le prochain évènement pluvieux. La robustesse signifie que les décisions qui sont prises pour la vanne ne doivent jamais entraîner le débordement du bassin, afin de ne pas inonder les maisons avoisinantes. En effet, il n'est pas possible d'améliorer la qualité de l'eau au détriment de la sécurité des personnes. Pour pouvoir couvrir un large ensemble de situations et déterminer quelles règles ou ensemble de règles permettront de rejoindre tous les objectifs fixés précédemment (e.g. pas de débordement, améliorer la qualité de l'eau rejetée, réduire l'impact hydraulique et l'impact de la qualité du rejet sur la rivière), il est nécessaire de les tester à l'aide de simulations à long terme, qui couvrent un maximum de situations critiques. Pour cela le modèle doit être rapide afin de tester le maximum de combinaisons de règles possibles et de s'assurer de la bonne prise de décision.

Dans ce projet complexe, le rôle du modèle de bassin d'orage est crucial si on veut pouvoir déterminer des règles crédibles en termes d'écohydraulique. En effet, si l'évolution de la qualité de l'eau dans le bassin d'orage n'est pas bien représentée, les règles choisies pourraient ne pas avoir l'effet attendu lors de leur implantation. Le développement de ce modèle est l'objet de cette thèse de doctorat.

Après une revue de littérature sur la modélisation de l'ensemble des processus se déroulant dans un bassin d'orage (décantation, coagulation des matières en suspension,

sorption/désorption des polluants, désinfection, etc...), les objectifs du doctorat seront définis. Par la suite, les résultats expérimentaux recueillis lors de campagnes d'échantillonnage seront présentés avant de décrire et de présenter les équations du modèle proposé. Un exemple de polluant associé aux particules est ensuite expliqué avec un modèle décrivant le comportement des pathogènes. Ce polluant permet de présenter une grande partie des processus se déroulant dans le bassin tels que la croissance, l'adsorption ou la désinfection par la lumière. Finalement, le processus de calibration et le modèle final seront présentés dans un dernier article. Après un chapitre sur la validation du modèle, une conclusion générale et des perspectives de développement futur termineront cette thèse de doctorat.

1.2 Production originale

Quatre articles scientifiques ont été écrits au cours de cette thèse. Ils ont été intégrés dans cette thèse et sont présentés ci-dessous dans leur ordre d'apparition.

Carpenter, J.-F., Vallet, B., Pelletier, G., Lessard, P., Vanrolleghem, P.A., 2011.
 Evaluation of the removal efficiency of a retrofitted stormwater detention pond. Journal of Environmental Engineering (soumis)

Cet article présente les résultats expérimentaux des campagnes de mesure de 2008, 2009 et 2010. Il présente les résultats d'efficacité du bassin d'orage en sortie ouverte et l'amélioration obtenue par la fermeture du bassin. La contribution en tant que deuxième auteur a été la participation à toutes les campagnes, le traitement des données pour l'année 2010 et la participation active à la rédaction de l'article.

Vallet, B., Muschalla, D., Lessard, P., Vanrolleghem, P.A., 2011. A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management. Environmental Modelling and Software (soumis)

Cet article présente les équations de base du modèle qui a été développé. Il explique le concept du modèle, les mouvements de l'eau et le transport des polluants solubles et particulaires. Il présente aussi comment les résultats expérimentaux obtenus par des tests de sédimentation ViCAs peuvent être utilisés comme définition des classes de particules.

 Vergeynst, L., Vallet, B., Vanrolleghem, P.A., 2011. Modeling pathogen fate in stormwaters by a particle-pathogen interaction model using population balances.
 Water Science and Technology (accepté)

Cet article présente un polluant associé aux particules dont le comportement est assez complexe. Il englobe l'adsoprtion/désorption, la mortalité « naturelle » des pathogènes incluant la prédation et la désinfection par la lumière. Ce modèle s'appuie sur le modèle précédent notamment en ce qui a trait aux classes de particules. La lumière est influencée par le gradient vertical de concentration en MeS et l'intérêt d'utiliser plusieurs classes de particules est aussi présenté. La contribution en tant que deuxième auteur a été d'aider à développer le modèle du comportement des pathogènes, de développer le modèle de description du comportement de la lumière solaire dans le bassin et de participer activement à la rédaction de l'article.

 Vallet, B., Lessard, P., Vanrolleghem, P.A., 2011. Modelling TSS behaviour in stormwater basins based on fractionation in multiple particle settling velocity classes.
 Water Research (soumis)

Cet article présente à la fois les résultats expérimentaux d'échantillonnage dans la colonne d'eau pour la campagne d'échantillonnage en sortie fermée et les résultats de calibration du modèle final du bassin d'orage. Il présente l'hétérogénéité spatiale constatée dans le bassin, la procédure de calibration du modèle qui a été proposée et les résultats de cette calibration.

Ce doctorat a également été l'occasion de participer à différentes conférences qui sont listées ci-dessous :

 Vallet, B., D. Muschalla, P.A. Vanrolleghem and P. Lessard (2009) Stormwater pond modeling to improve the quality of the receiving water body. In: *10th CAWQ Western Canadian Symposium on Water Quality Research. Penticton*, BC, Canada, April 25-29 2009.

- Vallet, B., D. Muschalla, É. Berrouard, J.-F. Carpenter, P. Lessard, G. Pelletier and P.A. Vanrolleghem (2009). Eco-hydraulique: Un objectif de contrôle en temps réel pour les bassins d'orages. In: 32^{ème} Symposium sur les eaux usées. Lévis, QC, Canada, October 27-28 2009.
- Vallet, B., Muschalla, D., Lessard, P., Vanrolleghem, P.A., (2010). A new dynamic stormwater basin model as a tool for management of urban runoff. In: 7th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management (Novatech2010), Lyon, France. June 27-July 1st 2010.
- Vallet, B., D. Muschalla, É. Berrouard, J.-F. Carpenter, P. Lessard, G. Pelletier and P.A. Vanrolleghem (2010). Évaluation d'un nouveau mode de gestion des bassins d'orage sur l'amélioration de la qualité des eaux pluviales rejetées au milieu naturel. Au : 33e Symposium sur les eaux usées. St-Hyacinthe, QC, Canada, October 26-27 2010.
- Vergeynst, L., B. Vallet and P.A. Vanrolleghem (2010). Modeling pathogen fate in stormwaters by a particle-pathogen interaction model using population balances. In: *6th International Conference on Sewer Processes and Networks (SPN6)*. Gold Coast, Australia, November 7-10 2010. (Gagnant du prix de la meilleure affiche)
- Vallet, B., P. Lessard, G. Pelletier and P.A. Vanrolleghem (Accepté comme présentation orale). A dynamic population balance model for multiple stormwater basin processes. In: *12th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage* (*ICUD2011*). Porto Alegre, Brazil, September 11-15 2011.
- Vallet, B., P. Lessard, G. Pelletier and P.A. Vanrolleghem (Accepté comme présentation orale). Bassins d'orage : De la protection des biens et des personnes à l'amélioration de la qualité du milieu récepteur. In: 2^{ème} édition rendez-vous international sur la gestion intégrée de l'eau des outils pour AGIR : La gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Sherbrooke, QC, Canada, October 23-25 2011.

Chapitre 2 Revue de Littérature

Dans ce chapitre, il est question de présenter l'état des connaissances sur la modélisation des bassins d'orage. Il existe différents types de modèles mais un modèle mathématique est la représentation par des équations de phénomènes se déroulant dans la réalité. Il est défini par des variables d'état et des processus (Vanrolleghem et Dochain, 1998). Afin de couvrir l'ensemble des besoins de cette thèse, ce chapitre sera découpé en deux parties majeures. La première s'attaquera à la caractérisation du type d'effluent collecté dans un bassin d'orage afin de justifier le choix des variables d'état pour le modèle, alors que la deuxième abordera les processus qui se déroulent à l'intérieur du bassin d'orage et leur modélisation.

2.1 Caractérisation des eaux de ruissellement

Dans les villes, les eaux urbaines sont collectées par des réseaux de canalisations enterrées. Ces réseaux sont divisés en trois catégories :

- les réseaux unitaires, où les eaux sanitaires et pluviales sont collectées par le même réseau,
- les réseaux sanitaires dont les eaux sont acheminées à une station d'épuration et
- les réseaux pluviaux dont les eaux sont acheminées au milieu récepteur.

La nature des eaux qui sont transportées dans ces réseaux est donc différente et d'une manière générale, selon Aires *et al.* (2003), les caractéristiques des rejets de réseaux pluviaux se situent dans le bas de la gamme de concentrations des débordements de réseaux unitaires référencées dans la littérature. Le Tableau 2-1 résume les caractéristiques des polluants mesurés pour plusieurs études en réseau pluvial, réseau sur lequel porte cette thèse.

Le ruissellement est généré par les précipitations s'écoulant sur le sol. Suivant les usages qui sont faits de ce sol, notamment son degré d'imperméabilisation, l'intensité de la pluie ou la période de temps sec qui précède une pluie, le ruissellement et sa qualité sont très variables (Hvitved-Jacobsen *et al.*, 2010). Les effets sur le milieu récepteur sont alors de deux types. Le premier est un effet hydraulique, engendré par le volume d'eau ruisselé et la dynamique de celui-ci. Cette dynamique peut être très rapide et générer une élévation rapide du niveau des rivières, entraînant l'érosion des berges et un risque d'inondation élevé.

L'autre effet est celui de la qualité de l'eau qui, en ruisselant sur le sol, se charge en polluants divers. Depuis le début des années 80, des campagnes de mesures réalisées à travers le monde, dont le programme Nationwide Urban Runoff Program (NURP) aux États-Unis (EPA, 1983), des études en Angleterre (Howard *et al.*, 1986), et celle du National Working Group on sewerage and Water quality (NWRW) aux Pays-Bas (Aalderink *et al.*, 1986) ont démontré que ces polluants n'étaient pas sans effet sur le milieu récepteur.

Dáfáranaa	Type de	TSS	DCO	E. coli	NH3-N	Cu	Zn	Mn
Reference	valeur	(mg/L)	(mg/L)	(mpn/100mL)	(mg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
(Brezonik and Stadelmann, 2002)	moy / méd	184 / 88	169 / 90	-	0.53 / 0.44	-	-	-
(Makepeace et al., 1995)	plage	1 - 36 200	7 - 2200	-	-	0.06 - 1 410	0.7 - 22 000	7 - 3 800
(Taebi and Droste, 2004)	moy	161	561	-	-	-	342	-
(Stanley, 1996)	moy / méd	127/98	-	-	0.14/0.11	30 / 14	340 / 163	-
(Pitt et al., 2004)	méd	58	53	150	0.44	16	117	-

Tableau 2-1 : Caractéristiques des polluants dans les eaux de ruissellement en réseau pluvial pour différentes études.

Les valeurs présentées sont des concentrations moyennes et médianes par évènement.

2.1.1 Débits

Les débits générés par le ruissellement en milieu urbain sont très variables d'un évènement à l'autre. Ces débits dépendent du pourcentage de surface imperméabilisée, de l'intensité de la pluie, de la période de temps sec entre deux orages (emmagasinement de surface, évaporation) et de la pente du bassin versant considéré (Brière, 2006; Rivard, 1998). Dans ce projet, l'idée est d'utiliser un ouvrage qui est dimensionné pour des pluies de période de retour élevée (50 ans ou 100 ans) afin d'améliorer la qualité de l'eau rejetée vers le milieu récepteur et générée par des orages de période de retour plus faible (inférieure à 2 ans). Pour un orage, le volume total d'eau ruisselée est alors un élément plus important à considérer que le débit. En effet, le volume ruisselé accumulé conditionne la capacité de rétention résiduelle dans le bassin pour l'évènement suivant. Il conditionne également le temps de rétention de l'eau à l'intérieur du bassin pour effectuer le traitement. En effet si le volume emmagasiné est important et qu'une pluie intense est prévue, il faudra vider le bassin alors que le traitement n'est peut-être pas encore optimal.

Néanmoins, en termes de modélisation du bassin d'orage, la variabilité des débits d'un orage à l'autre entraîne une variabilité de l'énergie de mélange à l'entrée du bassin. Cette énergie s'oppose à la décantation des particules. D'autre part, le volume d'eau présent dans le bassin, en cas de rétention, dissipe l'énergie amenée par le débit de ruissellement. Ainsi, il est nécessaire de pouvoir incorporer ces forces turbulentes dans le modèle pour représenter les perturbations à l'entrée du bassin.

2.1.2 Matières en suspension

Les matières en suspension (MeS) que l'on retrouve dans les eaux de ruissellement urbain proviennent des dépôts atmosphériques, de l'érosion des sols, de l'amoncellement de particules sur les chaussées et les toits en période de temps sec, des rejets d'échappement et de débris des véhicules sur les routes et des processus à l'intérieur du réseau (infiltration/exfiltration, accumulation des solides dans les conduites) (Ashley *et al.*, 2004; Rivard, 1998). Elles sont problématiques car, en plus d'entraîner une pollution esthétique et écologique dans le milieu récepteur, elles sont les vecteurs d'autres sources de pollution car beaucoup de polluants sont adsorbés sur leurs surfaces comme certains métaux (Dean *et al.*, 2005; Harper *et al.*, 1986; Karlsson et Viklander, 2008; Stone et Marsalek, 1996; Tuccillo,

2006) ou des bactéries pathogènes (Characklis *et al.*, 2005). De plus, ces particules en suspension dans l'eau sont le principal obstacle à la pénétration de la lumière dans la masse liquide des bassins d'orage. Cette lumière est essentielle pour la désinfection de l'effluent puisque les UV sont reconnus et utilisés depuis longtemps pour la désinfection des eaux de surface (Curtis *et al.*, 1992; Davies-Colley *et al.*, 2000). La réfraction et la diffraction de la lumière sur les particules entraînent une dispersion de l'intensité lumineuse et une inactivation de l'action des UV sur les micro-organismes. Il est donc essentiel de modéliser correctement le comportement des particules à l'intérieur du bassin pour pouvoir modéliser l'épuration qui se produit dans le bassin d'orage. Comme il en sera question ci-après, le principal processus qui se produit dans un bassin d'orage concernant les MeS est la décantation.

2.1.2.1 Vitesse de chute

Un paramètre global pour évaluer la traitabilité des particules dans les bassins d'orage est la vitesse de chute. Ce paramètre varie dans une large gamme. Selon Chebbo et Bachoc (1992), pour les réseaux séparatifs, les particules les plus fines ont des vitesses inférieures à 0.13 m/h alors que les particules les plus grosses peuvent atteindre des vitesse de l'ordre de 300 m/h. La vitesse de chute d'une particule peut-être définie, en première approche, selon la loi de Stokes (2-1).

$$V_{s} = \frac{g\left(\rho_{p} - \rho_{w}\right)d_{p}^{2}}{18\mu}$$
Où

- V_S : Vitesse de sédimentation de la particule considérée (cm.s⁻¹),
- g : accélération gravitationnelle (cm.s⁻²),
- ρ_p : masse volumique de la particule (g.cm⁻³),
- ρ_w : masse volumique de l'eau (g.cm⁻³),
- d_p : diamètre apparent de la particule (cm),
- μ : viscosité dynamique de l'eau (g.cm⁻¹.s⁻¹).

Néanmoins, Backstrom (2002) a montré que cette loi n'était plus valable pour les particules inférieures à 20 µm car les hypothèses simplificatrices que sont la sphéricité des particules et l'homogénéité de la masse volumique, ainsi que l'absence de charges électriques, ne peuvent plus se compenser pour de tels diamètres. Il est alors nécessaire de pouvoir mesurer ces vitesses pour avoir des données pratiques et directement utilisables pour la modélisation. Selon Berrouard (2010), le protocole le plus adapté pour la mesure des vitesses de chutes de particules pour les effluents pluviaux sous conditions statiques est le protocole ViCAs (Chebbo and Grommaire, 2009). Ce protocole sera décrit plus en détails au chapitre 3.

2.1.2.2 Tailles de particules

Dans les eaux de ruissellement, on retrouve une distribution de tailles de particules très étendue et différente pour chaque évènement (Figure 2-1). Selon Kim et Sansalone (2008), les fines particules (< 75 μ m) peuvent représenter entre 20 et 80% de la masse des particules en suspension transportée par les eaux de ruissellement. Randall *et al.* (1982) ont trouvé eux que 80% des particules en moyenne avait un diamètre inférieur à 25 μ m et que 57% avaient moins de 15 μ m de diamètre. D'autre part, selon Pettersson (1999), cette fraction des plus fines particules, par la grande surface spécifique d'adsorption qu'elles offrent, contient la plus grande part de pollution. Considérer la taille des particules est alors un élément important si l'on veut caractériser l'adsorption des polluants sur les particules.



Figure 2-1 : Exemple de distribution de taille de particules pour différents orages (Kim et Sansalone, 2008).

2.1.2.3 Masse volumique

La masse volumique est le quotient de la masse sèche de l'échantillon par le volume de sa matière (volume absolu, tout vide détruit) (Chebbo, 1992). Ce paramètre caractéristique des particules en suspension est également un élément important puisqu'à taille et forme égales, deux particules de masses volumiques différentes ne décanteront pas de la même façon. En effet, selon la loi de Stokes (2-1) (Metcalf et Eddy, 2003a), la densité des particules est une autre composante indispensable pour déterminer la vitesse de chutes de particules.

D'autre part, selon Kayhanian *et al.* (2008), la masse volumique change pour chaque classe de taille de particule. Ce changement de masse volumique est lié à la fraction de matière organique associée aux particules. En effet, plus la fraction de matière organique est importante, plus la masse volumique des particules est faible. Enfin, toujours selon Kayhanian *et al.* (2008), la masse volumique des particules dans les eaux de ruissellement est bien plus faible $(1.5 - 1.8 \text{ g.cm}^{-3})$ que celle du sable $(2.5 - 2.7 \text{ g.cm}^{-3})$ souvent considérées par les études réalisées sur ce type d'effluent. Il est donc important de pouvoir caractériser la masse volumique par rapport à la classe de taille de particules.

Selon Chebbo (1992), l'appareil de mesure le plus adapté pour évaluer la masse volumique dans le contexte des eaux de ruissellement est le pycnomètre à air. La mesure est rapide et reproductible avec des erreurs limitées. Néanmoins l'hétérogénéité des échantillons d'eaux de ruissellement (taille de particules, fraction organique...) ne permet d'obtenir qu'une masse volumique moyenne par échantillon. Afin de caractériser correctement un échantillon, il faut trier les particules selon leur taille, puis mesurer les masses volumiques de chaque sous-échantillon. Le résultat permet ensuite de calculer la vitesse de chute des particules de chaque sous-échantillon. Concernant la modélisation, il est alors plus intéressant d'avoir accès directement à la vitesse de chute ce qui évite de nombreuses manipulations.

2.1.3 Pathogènes

Lorsque mesurés en fortes concentrations, les organismes pathogènes présents dans les eaux de ruissellement augmentent fortement les risques pour la santé lors d'activités de baignade à proximité de rejets pluviaux non traités (Haile *et al.*, 1999). D'autre part, ils

entrainent l'utilisation de moyens de traitement pour la production d'eau potable de plus en plus importants. Ces pathogènes peuvent être issus des activités humaines (raccordements croisés de réseaux d'égout sanitaire au réseau pluvial, mauvais entretien d'installation d'assainissement autonome, épandage agricole...) ou animales (élevage, animaux domestiques, animaux sauvages) (Davies et Bavor, 2000). Selon plusieurs études, beaucoup de types de microorganismes sont associés aux particules (Characklis et al., 2005; Jeng et al., 2005; Krometis et al., 2007). Characklis et al. (2005) détaillent la répartition de cinq microorganismes entre la phase liquide (organismes libres en suspension ou associés à de la matière organique particulaire de faible densité) et la phase particulaire (sables et argiles) par des tests de centrifugation. Cette étude montre clairement que les microorganismes sont associés avec les particules de façon hétérogène. La Figure 2-2 présente la fraction éliminée par centrifugation pour différents microorganismes, par temps sec (back) ou au cours de pluies (storm) pour trois sites d'échantillonnages : la rivière Eno (ER), Meeting of the Waters Creek (MWC) et Booker Creek (BC). Ces résultats montrent clairement que la répartition n'est pas homogène d'un évènement à l'autre (grande variabilité des résultats pour un même organisme) mais également d'un organisme à l'autre. Ainsi, E. coli a une tendance plus forte à s'associer à la matière organique de faible densité que les spores de Cl. perfringens.

Dans le cas de la modélisation d'un bassin d'orage, le choix d'*E. coli* permet d'avoir un micro-organisme qui appartient aux deux phases (particulaire et en suspension) et qui a une affinité forte pour les particules qui décantent lentement. Ainsi, un modèle mathématique calé avec un tel micro-organisme permettra de simuler un taux d'enlèvement représentant un cas pessimiste, permettant d'introduire un facteur de sécurité pour l'enlèvement des pathogènes en général.



Figure 2-2 : Fraction éliminée par centrifugation pour les MeS (a), coliformes fécaux (b), *E. coli* (c), entérocoque (d), spores de *Clostridium perfringens* (e) et les coliphages totaux (f) (Characklis *et al.*, 2005).

E. coli est présent dans les eaux de ruissellement en concentration de l'ordre de 10^2 à 10^4 Unités Formant Colonies/100 mL (UFC/100mL); de 20 à 50% sont associés aux particules. Ils sont préférentiellement associés aux particules dont le diamètre est inférieur à 30μ m (Jeng *et al.*, 2005; Oliver *et al.*, 2007), des particules qui décantent lentement, soit à des vitesses de moins de 1 m/h (Backstrom, 2002). Selon Struck et al. (2008), sa capacité d'adsorption sur les particules permet à *E. coli* d'avoir une certaine protection contre les prédateurs et l'exposition à la lumière. La sédimentation des particules entraine également une présence importante et uniforme d'*E. coli* dans les sédiments de bassin d'orage à plan d'eau permanent (Davies et Bavor, 2000). Néanmoins, la bactérie *E. coli* est détruite par les radiations solaires, l'environnement chimique de l'eau (salinité) et la température. Selon Curtis *et al.* (1992), le rôle de la lumière est néanmoins indirect et nécessite la présence de substance humique et d'oxygène pour créer des radicaux libres permettant la désinfection.

2.1.4 Métaux

Beaucoup d'études se sont intéressées à la pollution liée aux métaux lourds dans les eaux de ruissellement. Une étude menée par l'Université d'Alabama pour le compte de la USEPA a recensé la qualité des eaux de ruissellement de plus de 200 municipalités dans le cadre de la National Water Quality Database (Pitt *et al.*, 2004). Au-delà du nombre important de données collectées, on peut noter la présence de nombreux métaux (arsenic,

cadmium, chrome, cuivre, plomb, zinc...). Les concentrations y sont très variables suivant l'utilisation du sol (résidentielle, industrielle, institutionnelle et commerciale), la saison ou la localisation géographique. Les auteurs mentionnent une forte relation entre la plupart des métaux et les MeS, comme le confirment d'autres études (Dean *et al.*, 2005; Harper *et al.*, 1986; Karlson et Viklander, 2008; Stone et Marsalek, 1996; Tuccillo, 2006). Suivant les études, la nature et la quantité de métaux associées aux particules sont néanmoins très variables.

Le Tableau 2-2 présente quelques valeurs tirées de deux études qui ont l'avantage de considérer les mêmes tailles de particules. Pour les métaux comparables, les ordres de grandeur sont semblables et on remarque que les valeurs associées aux particules de diamètres inférieurs à 63 μ m sont encore élevées. Or selon Tuccillo (2006), pour le chrome, le plomb et le fer, la fraction associée à des particules inférieures à 5 μ m de diamètre est quasiment inexistante. Un bassin de rétention permettant une décantation prolongée doit donc pouvoir épurer les métaux lourds de manière non négligeable.

En revanche, il reste toujours une part dissoute pour des métaux tels que zinc et cuivre. Selon Howard *et al.* (1986), un bassin d'orage à plan d'eau permanent est très efficace pour enlever la fraction particulaire de plusieurs métaux (Zn, Pb, Fe, Cu, Al) avec des pourcentages d'enlèvement supérieurs à 75%. Ceci signifie que l'épuration dans les conditions d'exploitation prévues devrait être bonne mais ne devrait pas pouvoir être complète.

Enfin, d'après Liebens (2001), les pratiques dans l'entretien des rues des différents quartiers ont un effet faible sur les concentrations en métaux lourds retrouvées dans les bassins d'orage puisque les machines d'entretien sont conçues pour enlever les grosses particules qui contiennent le moins de métaux adsorbés par unité de masse.
		Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	As (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Stone et Marsalek (1996)	< 63 µm	50 500	2 787	10			42	305	407	2,4	152
	$63 \ \mu m \leq < 250 \ \mu m$	33 100	1 366	7			24	124	250	1,1	86
	$250 \ \mu m \leq < 500 \ \mu m$	26 000	1 057	10			22	120	347	0,9	76
	$500 \ \mu m \leq < 2000 \ \mu m$	39 900	1 938	15			35	122	350	0,7	68
Karlson et Viklander (2008)	< 63 µm				27	9	18	52	160	0,4	100
	$63 \ \mu m \leq < 125 \ \mu m$				17	8	10	30	95	0,2	60
	$125 \ \mu m \leq \ < 250 \ \mu m$				11	5	8	20	55	0,1	55
	$250~\mu m \leq ~<500~\mu m$				8	5	6	10	40	0,1	35
	$500 \ \mu m \leq < 1000 \ \mu m$				9	5	7	15	35	0,1	15
	$1000 \ \mu m \leq < 2000 \ \mu m$				22	8	8	55	60	0,2	30

Tableau 2-2 : Comparatif de données de métaux associés à des classes de tailles de particules.

2.2 Modélisation de la qualité de l'eau dans les bassins d'orage

De nombreuses études se sont intéressées à la modélisation comme outil pour évaluer la réduction de la pollution dans les bassins d'orage (Ferrara et Hildick-Smith, 1982; German et al., 2005; Pettersson, 1999; Torres, 2008; Verstraeten et Poesen, 2001; Walker, 2001; Wallis et al., 2006; Wong et al., 2006). Plusieurs types de modèles ont été utilisés avec des complexités différentes. Pour certains, la modélisation a été faite en détails à l'aide de la CFD (Computational Fluid Dynamics) pour aboutir à un modèle de bassin précis (German et al., 2005; Pettersson, 1999; Torres, 2008; Walker, 2001); ces modèles se basent sur le calcul des vitesses d'écoulement à chaque nœud d'un maillage du bassin considéré. Plus le nombre de nœuds est grand, plus les résultats de calcul seront précis et les écoulements seront décrits correctement. Le problème est le temps de calcul puisque, selon Torres (2008), suivant la complexité du maillage, le nombre d'équations considérées (2D ou 3D) et la longueur de l'évènement simulé, la modélisation d'un seul évènement peut prendre entre 2 et 3 mois sur un ordinateur personnel. En réduisant le maillage et pour des bassins de forme simple, les temps de calcul sont fortement réduits mais restent, néanmoins, très longs. Ce type de modèle ne s'avère donc pas pertinent pour l'étude présentée dans cette thèse et ne sera pas développé par la suite.

Pour les autres, la modélisation repose sur un modèle hydraulique simple prenant en compte un bassin sans forme particulière et des équations de variation de volume associées à des équations de variation de concentration en particules dans le temps (Ferrara et Hildick-Smith, 1982; Verstraeten et Poesen, 2001; Wallis *et al.*, 2006; Wong *et al.*, 2006). La suite de la revue de littérature présente, tout d'abord, les modèles de bassin d'orage existants. Par la suite, elle aborde les modèles de sorption et d'évolution de la concentration en pathogènes, lesquels n'ont pas été spécifiquement intégrés aux modèles de bassin d'orage.

2.2.1 Modèles de bassin d'orage existant

2.2.1.1 Modèle homogène dans l'espace

Les modèles hydrauliques que l'on retrouve dans la littérature (Ferrara et Hildick-Smith, 1982; Wallis *et al.*, 2006) définissent les conditions d'écoulement de l'eau dans les bassins d'orage lorsque la sortie du bassin n'est pas fermée. Ces conditions d'écoulement sont contrôlées par un orifice positionné à la base du bassin et par un déversoir d'urgence positionné à une hauteur H_b (Figure 2-3). La variation de volume à l'intérieur du bassin d'orage peut alors s'écrire à l'aide des équations 2-2, 2-3 et 2-4.

$$\frac{dV_T}{dt} = Q_i - Q_e \tag{2-2}$$

$$Q_e = K.A.\sqrt{2.g.H} \quad \text{pour } 0 \le H \le H_b$$
 2-3

$$Q_e = K.A.\sqrt{2.g.H} + C_d.L.(H - H_b)^{3/2}$$
 pour H > H_b
Où 2-4

- V_T : volume d'eau total dans le bassin (m³),
- t : temps (h),
- Q_i : débit d'affluent (m³.h⁻¹),
- Q_e : débit d'effluent (m³.h⁻¹),
- C_d : coefficient de décharge pour un déversoir (m^{1/2}.h⁻¹),
- K : coefficient de décharge pour un orifice $(m^{\frac{1}{2}}.h^{-1})$,
- A : section de l'orifice de sortie (m²),
- H : hauteur d'eau dans le bassin (m),
- H_b : hauteur de positionnement du déversoir d'urgence (m),
- L : longueur du déversoir (m),
- g : accélération gravitationnelle (m.s⁻²).



Figure 2-3 : Schématisation des conditions hydrauliques se retrouvant dans un bassin d'orage.

En ce qui concerne la qualité, Ferrara et Hildick-Smith (1982) définissent la variation de la concentration en particules dans le bassin à l'aide de l'équation 2-5.

$$\frac{d(V_TC)}{dt} = Q_i C_i - Q_e C - R$$
2-5

Où

- C_i : concentration en particules dans l'affluent du bassin (mg/L),
- C : concentration en particules dans et à l'effluent du bassin (mg/L),
- R : taux d'enlèvement des particules par sédimentation (mg/d).

Le calcul de R est défini par l'équation 2-6. En combinant les deux équations, on peut calculer la concentration en matières en suspension dans le bassin.

$$R = A_s C v_s$$

Où

- A_s : surface du bassin (m²),
- v_s : vitesse de sédimentation des particules (m/d).

Cette équation ne considère alors qu'une seule vitesse de chute à la fois. Pour pouvoir considérer plusieurs vitesses de chute, il faut répéter cette équation pour chaque classe de particule. Comme le réacteur est un réacteur homogène, il n'y a pas de discrétisation à l'intérieur du bassin et ces équations ne permettent que de reproduire l'efficacité d'épuration du bassin d'orage. Celle-ci est alors dépendante de la vitesse de sédimentation choisie. Comme un effluent réel est composé de plusieurs classes de particules, l'épuration globale du bassin sur les MeS doit alors être itérative pour chaque classe de particule.

2.2.1.2 Modèle discrétisé dans l'espace

Verstraeten et Poesen (2001) proposent d'introduire une discrétisation du volume en plusieurs cellules. Les équations de calcul du volume sont similaires (pas de précision sur le calcul de Q_e) mais les auteurs considèrent une pente d'écoulement dans le bassin. Pour pouvoir considérer la décantation des particules dans toutes les cellules lors de l'orage, il est alors nécessaire d'avoir de l'eau dans toutes les cellules. Le simple bilan entre le débit d'entrée et le débit de sortie ne permet pas de répartir le volume d'eau dans toutes les cellules. Pour remédier à ce problème, les auteurs déplacent une partie du volume total calculé dans les cellules « normalement vides » (Figure 2-4). Ils définissent ce volume d'eau comme le volume introduit dans le bassin lors du dernier pas de temps divisé par le nombre de cellules. Pour conserver le même volume total dans le bassin, il faut ensuite retrancher le volume des cellules « normalement vides » au volume total du bassin.

$$V_{(i)cor} = V_{(i)} - n_l \frac{\Delta V_{(i)}}{n}$$
2-7

où :

• $V_{(i)cor}$: le volume corrigé au temps i (m³),

2-6

- $V_{(i)}$: le volume calculé au temps i à l'aide du bilan entrée / sortie (m³),
- n_l : le nombre de cellules « normalement vides »,
- n : le nombre total de cellules,
- $\Delta V_{(i)}$: la variation de volume à l'entrée entre les pas de temps i-1 et i (m³).



Figure 2-4 : Représentation du volume d'eau corrigé pour le modèle de Verstraeten et Poesen (2001).

Dans ce modèle, l'évolution de la qualité de l'eau est également effectuée par la sédimentation des particules, en considérant l'équation 2-5 pour chaque cellule. Pour intégrer la hauteur d'eau dans la cellule, c'est la hauteur d'eau à mi-distance qui est utilisée et qui est calculée par l'équation :

$$hw_{j(i)} = hw_{(i)} - \Delta h \frac{n - j + 0.5}{n}$$
 2-8
où :

- hw_{j(i)}: la hauteur d'eau considérée pour la cellule j au temps i (m),
- $hw_{(i)}$: la hauteur à la sortie (m),
- Δh : la différence de hauteur entre l'entrée et la sortie (m),
- j : le numéro de la cellule considérée.

D'autres modèles utilisent le concept de réacteur piston en faisant déplacer l'eau selon la direction x et décrivant la diminution de la concentration par le concept « $k-C^*$ » (Wong *et al.*, 2006). Le concept k-C* est une cinétique de premier ordre suivant l'équation 2-9.

$$\frac{Q}{A} \cdot \frac{dC}{dx} = -k(C - C^*)$$
où :
2-9

- Q : le débit (m^3/j) ,
- A : la surface transversale (m²),
- C : la concentration en polluant à la distance x (mg/L),
- k : un paramètre de calage,
- C* : la concentration à l'équilibre.

L'hydraulique est constituée par une succession de réacteurs complètement mélangés. Ce modèle permet de décrire l'évolution de la concentration des polluants selon une distance x par rapport à l'entrée du bassin. Malgré tout, ce modèle demande un calage pour tout polluant ainsi que pour les régimes hydrauliques différents. Enfin, la question d'un bassin à volume variable n'est pas non plus prise en compte.

2.2.1.3 Modèle séquentiel

Lessard et Beck (1991) ont développé un modèle qui est plus adapté aux modèles de bassin de rétention sur les réseaux unitaires mais qui permet de présenter une approche unique en discrétisant l'orage en plusieurs phases. À chaque phase, un jeu d'équations permet de décrire le comportement des polluants dans le bassin. Le modèle décrit 4 phases et 3 conditions de bassin (Figure 2-5).



Figure 2-5 : États physiques du bassin d'orage (Lessard et Beck, 1991).

Les équations employées sont les mêmes que pour le modèle de Ferrara et Hildick-Smith (1982) mais les termes sont différents puisque suivant les phases, certains ne sont pas nécessaires. Par exemple lors du remplissage, il n'y a pas de débit de sortie et tant que le volume n'a pas atteint un certain niveau, la décantation est considérée comme ne pouvant pas avoir lieu afin de modéliser la dynamique du mélange. Ce modèle considère également une fraction particulaire décantable et une fraction particulaire non décantable pour les MeS, les matières volatiles en suspension (MVeS) et la demande chimique en oxygène (DCO). En condition quiescente, la fraction particulaire décante en une heure et augmente la masse de sédiments d'autant. Lors de la vidange, les concentrations ne changent pas dans le bassin tant que le volume n'a pas atteint une valeur seuil où la masse des particules décantées est remise en suspension dans le volume disponible pour le pompage. Si le pompage s'arrête, les particules décantables décantent de nouveau comme durant les conditions quiescentes.

Ce modèle conceptuel permet de modéliser les différents processus qui se produisent dans un bassin de rétention fermé dont la vidange se produit par des pompes. Il permet aussi de montrer les différentes phases qui peuvent se produire dans une telle installation. En revanche, il n'apporte aucune discrétisation spatiale et ne permet pas de simuler des évènements en sortie ouverte puisque les conditions de sédimentation dynamique ne sont présentes que lorsque le bassin est plein (Figure 2-5).

2.2.1.4 Modèle avec gradient de concentration selon la hauteur

Dans un bassin d'orage, certains processus se produisent dépendamment d'un gradient selon la hauteur d'eau. Par exemple, la désinfection de pathogènes se produit en partie grâce à la lumière, qui dépend de la concentration en particules. La répartition des concentrations en particules selon la hauteur d'eau a donc une influence sur la pénétration de la lumière. Dans un bassin modélisé en réacteur complètement mélangé, la concentration est la même partout. La pénétration de la lumière sera donc la même en surface et en profondeur, ce qui ne représente pas la réalité. Dans le domaine des eaux usées, les décanteurs secondaires sont des réacteurs qui montrent typiquement un gradient de concentration selon la hauteur du réacteur. Vitasovic (1989) propose un modèle en couches où chaque couche est un réacteur complètement mélangé autour duquel un bilan de masse est réalisé (Figure 2-6). Une telle représentation pourra alors être utilisée pour déterminer les gradients de concentration à l'intérieur d'un bassin d'orage.



Figure 2-6 : Représentation d'un décanteur dans le modèle en couches de Vitasovic (1989).

2.2.1.5 Modèle de sédimentation par équations différentielles partielles

Le modèle BASIN de Wilson et Barfield (1985) a été développé pour simuler les bassins de sédimentation de particules utilisés dans le domaine de l'agriculture. Ce modèle mécanistique décrit le comportement des particules à l'aide d'équations différentielles partielles tenant compte des mouvements de l'eau et de la vitesse de chute des particules. La technique de résolution des équations utilisées pour le modèle est la discrétisation du volume en couches infinitésimales où le calcul du transfert de masse est fait à chaque intervalle. Des simplifications entrainent le calcul uniquement selon l'axe vertical et les mouvements de l'eau à l'intérieur du bassin ne sont pas pris en compte (advection = 0). Ceci implique que le transport des polluants solubles ne peut être modélisé.

Ce modèle a été testé à des concentrations très élevées (entre 1 et 150 g/L). Les vitesses de sédimentation sont calculées à partir de la taille des particules. Une des conclusions est que le nombre de classes de particules a une très forte influence sur les résultats de simulations, mais peu de détails sont fournis sur l'aspect classes de particules. D'autre part, le modèle n'a pas été vérifié sur des cas réels mais seulement sur des données issues d'unités pilotes.

2.2.2 Modèle de sorption

Il a été montré lors de la caractérisation des eaux de ruissellement qu'une partie des polluants que l'on pouvait mesurer (métaux, pathogènes...) était associée aux particules en suspension. Lors d'un orage, les temps de concentration (le temps nécessaire à l'eau pour se rendre au réseau puis se rendre à l'exutoire (Rivard, 1998)) sur le bassin versant peuvent être très courts. Ainsi, il est possible que la fraction dissoute des polluants n'ait pas le temps de se trouver en équilibre avec la fraction particulaire. Dans ce cas, des phénomènes de sorption (adsorption / désorption) se produisent dans le bassin jusqu'à atteindre une concentration d'équilibre. L'adsorption est principalement fonction de deux caractéristiques du matériau adsorbant, soit le rapport surface totale / volume et son affinité particulière pour les substances de la phase liquide (Metcalf et Eddy, 2003b). Dans le cas d'un bassin d'orage, cela signifie que les petites particules ont plus de possibilités d'adsorption et que, suivant leur nature, elles privilégient l'adsorption de certains polluants par rapport à d'autres. De plus, comme les petites particules restent plus longtemps en suspension dans l'eau, en raison de leur vitesse de sédimentation plus faible, l'équilibre est plus susceptible

d'être atteint que pour les grosses particules. On voit donc que suivant la nature et la taille des particules, les cinétiques comme la stœchiométrie des mécanismes de sorption sont différentes. Il sera donc important de définir les paramètres de ces réactions pour chaque classe de particules et pour chaque polluant considéré.

Les modèles décrivant la sorption des polluants sont donnés par les équations 2-10 et 2-11 (Jacobsen et Arvin, 1996; Lindblom *et al.*, 2006).

$$K_D = \frac{k_{adsorption}}{k_{désorption}}$$
2-10

où :

- K_D : constante de dissociation du polluant (m³.g⁻¹),
- k_{adsorption} : constante d'adsorption du polluant (m³.g⁻¹.d⁻¹),
- k_{désorption} : constante de désorption du polluant (d⁻¹).

$$r_{sorption} = k_{adsorption} \left(S_{poll} X_{TSS} - \frac{X_{poll}}{K_D} \right)$$
 2-11

où :

- $r_{sorption}$: taux de sorption du polluant sur les particules (g.m⁻³.d⁻¹),
- S_{poll}: concentration soluble du polluant considéré (g.m⁻³),
- X_{TSS} : concentration en matière en suspension (g.m⁻³),
- X_{poll} : concentration particulaire du polluant considéré (g.m⁻³).

Ces modèles peuvent servir pour toutes sortes de polluants, que ce soit les métaux ou les pathogènes, puisqu'ils représentent le phénomène de sorption sur des particules. Ainsi, ils pourront être utilisés pour chaque polluant considéré et pour chaque classe de particules. On aura ensuite à déterminer les coefficients $k_{adsorption}$, $k_{desorption}$ et K_D pour chaque polluant et chaque classe pour pouvoir caler le modèle.

2.2.3 Modèle de pathogène

Un modèle relativement simple et complet pour modéliser les pathogènes est décrit dans Chapra (1997). Il exprime le taux de décroissance des pathogènes dans une eau de surface en fonction de la profondeur par l'intégration de trois phénomènes : la mortalité naturelle, l'effet de la lumière et la décantation des particules. Ce taux de décroissance k_b (d⁻¹) est présenté par l'équation 2-12.

$$k_b = (0.8 + 0.02S)1.07^{T-20} + \frac{\alpha I_0}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) + F_p \frac{v_s}{H}$$
 2-12

Où

- S : salinité de l'eau (g.L⁻¹),
- T : température (°C),
- α : constante de proportionnalité,
- I₀: énergie lumineuse en surface (ly.hr⁻¹),
- k_e: coefficient d'extinction (m⁻¹), fonction de la concentration en particules,
- H : hauteur d'eau au-dessus du point observé (m),
- F_p: fraction des bactéries attachées aux particules, fonction de la concentration en particules,
- v_s : vitesse de sédimentation des particules considérées (m.d⁻¹).

Comme k_e et F_p sont des fonctions de la concentration en particules, on peut alors caractériser la quantité de bactéries liée à une catégorie de particules dont on a préalablement déterminé la vitesse de sédimentation pour simuler l'enlèvement des pathogènes dans le bassin d'orage.

La mortalité naturelle dépend principalement des caractéristiques chimiques de l'eau (pH, température, salinité) mais également de la prédation. Le facteur présenté dans l'équation 2-12 est un paramètre global qui regroupe l'ensemble des phénomènes autres que la décantation et la désinfection.

Concernant la désinfection, ce phénomène se fait naturellement et dépend de la pénétration de la lumière à travers la surface d'un plan d'eau. Les radiations considérées sont les UV-B entre 300 et 320 nm (Davies-Colley *et al.*, 2000). Sous ces conditions, Craggs *et al.* (2004) ont montré qu'il était possible d'obtenir 75% d'inactivation d'*E. coli* par les radiations solaires dans des plans d'eau de très faible profondeur (0,2 m). Selon Davies-Colley et al. (2000), l'incertitude qui entoure les succès de la désinfection par les rayons UV de la lumière solaire dans les plans d'eau de faible profondeur est liée au fait que plusieurs phénomènes se produisent simultanément :

- la photo-biodégradation directe de l'ADN des bactéries,
- la dégradation photo-oxydative liée à l'absorption des courtes longueurs d'onde de la lumière solaire par les constituants de la paroi cellulaire et qui, combinées à l'oxygène, entraînent une dégradation de l'ADN et possiblement des mécanismes de réparation de l'ADN,
- la dégradation photo-oxydative en présence d'oxygène de substances humiques qui génère des radicaux libres lesquels permettent la dégradation des membranes cellulaires.

Selon Curtis *et al.* (1992), ces réactions sont facilitées à salinité et à pH élevés (supérieur à 9). Dans les bassins d'orage, la salinité et le pH sont relativement modérés (Pitt *et al.*, 2004) mais les réactions de photo-oxydation peuvent toujours avoir lieu. Compte tenu de la profondeur et de la concentration en matière en suspension qui dissipe l'énergie lumineuse (Baker et Lavelle, 1984; Van Duin *et al.*, 2001), la désinfection n'aura certainement pas un effet considérable dans les bassins d'orage. Néanmoins c'est un phénomène qu'il faut prendre en compte et qui peut influencer la concentration en pathogènes déversés dans le milieu récepteur.

2.2.4 Synthèse sur la modélisation

Les paragraphes précédents ont montré qu'il existe divers types de modèles permettant de modéliser la qualité de l'eau dans les bassins d'orage. Certains présentent un potentiel

intéressant pour implanter plusieurs classes de particules mais aucun ne l'intègre simultanément alors qu'il semble indispensable, en lien avec les polluants adsorbés, de pouvoir intégrer cette notion au modèle. D'autre part, aucun des modèles présentés ne permet de simuler à la fois le bassin en sortie ouverte et en sortie fermée. Or pour pouvoir tester les règles de gestion, c'est bien d'un modèle de ce type dont il faut disposer.

2.3 Objectifs

2.3.1 Objectif principal

Il a été montré, au cours de cette revue de littérature, que les eaux de ruissellement contenaient de multiples polluants attachés aux particules les plus fines ayant les vitesses de sédimentation les plus faibles. Dans le cadre du projet riv*EAU*, l'hypothèse de base est que les bassins d'orage, équipés de vannes permettant l'emmagasinement des eaux de ruissellement, sont capables d'effectuer un traitement permettant d'améliorer la qualité des eaux rejetées, en particulier en ce qui concerne les particules les plus fines. D'autre part, la gestion en temps réel de ces vannes doit permettre de limiter à la fois l'érosion des cours d'eau récepteurs, en contrôlant le débit d'eau rejeté, et l'impact de ces rejets sur les rivières, en rejetant l'eau traitée au meilleur moment pour la qualité du milieu récepteur. Le contrôle en temps réel nécessite la mise en place de règles robustes s'appuyant sur la prévision météorologique. Cela signifie que ces règles doivent être les plus simples possibles mais qu'elles doivent pouvoir faire face à un large éventail de possibilités, notamment garantir la fonction de sécurité du bassin face aux inondations en tout temps.

Ceci nécessite de développer un modèle intégré (bassin versant-bassin d'orage-rivière) permettant de tester les règles envisagées sur des simulations à long terme, prenant en compte un large spectre d'évènements pluvieux. Pour l'ensemble de ces évènements pluvieux et quelle que soit la décision prise sur la vanne lors de la simulation, le modèle de bassin d'orage devra fournir une prédiction de la qualité de l'eau fiable, donc intégrer les processus qui se produisent dans l'eau emmagasinée. Pour de telles simulations, le temps de calcul du modèle doit être raisonnable. Le modèle doit être capable de décrire les processus se déroulant dans le bassin d'orage en fonction du temps de rétention de l'eau, afin de pouvoir prédire, en tout temps et quelle que soit la position de la vanne, la qualité de l'eau rejetée à la rivière pour plusieurs polluants.

Lors des paragraphes précédents, il a été montré que les modèles existants, avec des temps de calcul raisonnables, ne prennent pas en compte différentes classes de particules nécessaires à la description du comportement des MeS pour différents temps de rétention. Ils ne sont pas non plus capables de modéliser l'hétérogénéité spatiale observée grâce aux analyses de sédiments et aux modèles plus complexes de type CFD, ni le comportement des polluants associés aux particules.

L'objectif principal de cette thèse est donc de développer un modèle capable de reproduire la qualité de l'eau à la sortie d'un bassin d'orage équipé d'une vanne de fermeture, quelle que soit la position de cette vanne. Ce modèle devra avoir un temps de calcul relativement faible pour pouvoir multiplier les simulations et s'assurer que le maximum de cas sensibles a bien été pris en compte. Enfin, le modèle devra inclure un volume variable, plusieurs classes de particules caractérisées par leurs vitesses de sédimentation, plusieurs types de polluants qui interagissent avec les particules et représenter l'hétérogénéité spatiale à l'intérieur du bassin, comme la revue de littérature en a montré la nécessité.

2.3.2 Objectifs secondaires

Pour réaliser cet objectif principal, il sera nécessaire de réaliser les sous-objectifs suivants :

- Caractériser l'affluent et l'effluent d'un bassin d'orage d'étude choisi, aux niveaux des paramètres suivants : matière en suspension, métaux traces (Mn, Cu, Zn), une espèce de bactérie pathogène (*E. coli*) et classes de vitesse de chute des particules.
- Développer un modèle permettant de simuler les processus ayant lieu dans le bassin d'orage sur différentes classes de particules, chaque classe étant caractérisée par sa vitesse de sédimentation et les masses de polluants associées (métaux lourds, pathogènes).
- Identifier les paramètres du modèle associés aux classes de particules par des tests de sédimentation en laboratoire, identifier l'hétérogénéité spatiale dans le bassin en termes de répartition des polluants par des prélèvements sur site et intégrer les données précédentes pour finaliser le modèle.

Chapitre 3 Matériel et méthodes

Ce chapitre a pour objectif de présenter le protocole établi pour les campagnes de mesure qui ont été réalisées lors des étés 2008, 2009 et 2010. Dans un premier temps, les caractéristiques du site d'échantillonnage sont présentées, suivi du protocole d'échantillonnage, pour terminer par les analyses réalisées. Enfin, l'environnement informatique utilisé lors de la modélisation sera présenté.

3.1 Description du site d'échantillonnage

3.1.1 Choix du bassin d'orage

La première étape du projet a été de choisir un bassin d'orage adéquat pour réaliser l'étude. La ville de Québec compte 95 bassins d'orage reliés à un réseau pluvial. Il a donc fallu établir des critères de choix par rapport aux objectifs visés qui étaient de considérer des bassins conçus pour des évènements avec une période de retour relativement importante (entre 10 et 100 ans), donc avec un volume assez grand et facilement modifiable pour pouvoir emmagasiner les eaux de ruissellement d'évènements de période de retour inférieure à 2 ans. D'autre part, pour que les résultats soient les plus généraux possibles et le modèle transférable à d'autres bassins versants, les usages du bassin versant devaient être les plus diversifiés possibles (résidentiel, industriel, institutionnel...), la qualité du ruissellement étant très différente d'un usage à l'autre (Pitt *et al.*, 2004). Enfin, pour que les échantillonnages soient reproductibles, il fallait qu'il n'y ait pas de chantier de construction majeur sur le bassin versant; ceux-ci pouvant amener des quantités importantes de matières en suspension, non représentatives des conditions normales d'exploitation du bassin.

Six bassins d'orage pouvant convenir aux besoins de l'étude ont été identifiés. Une grille d'évaluation, présentée en annexe A, a permis d'établir un portrait des différences entre chaque bassin et d'aboutir au choix du bassin Chauveau, situé au nord de la ville de Québec, dans le quartier du Faubourg Le Raphaël de l'arrondissement des Rivières.

Ce bassin d'orage a été choisi pour son volume modéré, pour le fait qu'il drainait un petit bassin versant avec un temps de concentration faible, permettant une intervention limitée dans le temps, l'absence de plan d'eau permanent, sa configuration simple, sa localisation, sa facilité et sa rapidité d'accès depuis l'Université Laval (pour maximiser la capacité d'intervention) et enfin, le fait qu'il n'y ait plus que quelques petites portions en travaux.

3.1.2 Caractéristiques du bassin versant

Le bassin versant draine un quartier résidentiel de 15,1 ha. Il est situé au nord de la ville de Québec à une distance de 10,4 km de l'Université et accessible en 15 minutes (Figure 3-1) par le réseau routier.



Figure 3-1 : Emplacement du bassin Chauveau (B) et accessibilité depuis l'Université Laval (A).

L'imperméabilisation du bassin versant est estimée à 30%, compte-tenu des 264 maisons individuelles, des 2 maisons à logements et des routes présentes (Figure 3-2). La population desservie est estimée à 900 personnes (Génivar, 2005). Le quartier date de 2005 mais au début de l'été 2008, tous les terrains n'étaient pas encore stabilisés par l'engazonnement. D'autre part, les blocs-appartements ont été construits au début de l'été 2009 et au début de l'été 2010. Ces constructions n'ont cependant influencé que les données de deux évènements échantillonnés en 2009 et aucune relation directe n'a pu être clairement établie avec les résultats de 2010. En effet, en 2009, des concentrations en MeS très importantes pour ce type de bassin versant (supérieur à 1000 mg/L) ont été échantillonnées pour des

évènements de période de retour inférieure à 2 ans. Ce phénomène n'a pas été observé en 2010.



Figure 3-2 : Bassin versant Chauveau (rouge) et bassin d'orage (or). Photographie antérieure à 2008, compte-tenu de l'occupation des sols présentée.

Le réseau d'égout pluvial est conçu en double drainage, c'est-à-dire qu'une partie des eaux de ruissellement s'écoule en conduite et que la partie excédentaire s'écoule en surface, dans les rues. Le réseau mineur est conçu pour une période de retour de 2 ans alors que le réseau majeur et le bassin d'orage sont conçus pour une période de retour de 100 ans. Le Tableau 3-1 présente les débits attendus à la sortie des différents ouvrages pour les pluies de conception utilisées par la compagnie Génivar.

Exutoire	Entrée ég	gout mineur	Entrée égout majeur	Sortie Bassin d'orage	
Période de retour de la pluie	2 ans	100 ans	100 ans	100 ans	
Débit (m ³ /s)	0,72	0,89	1,89	0,35	

Tableau 3-1 : Débits calculés pour les réseaux d'égout.

3.1.3 Caractéristiques du bassin d'orage

Le bassin est équipé d'une entrée mineure en conduite de diamètre 900 mm et d'une entrée majeure par un déversoir empierré (Figure 3-3). Il possède également une sortie principale en conduite de diamètre 450 mm et un drain de fond de diamètre 300 mm. Ces deux sorties se rejoignent au regard de sortie où est installé un restricteur de débit IPEX limitant le débit déversé à 350 L/s. Pour les besoins de l'étude, le drain de fond a été bouché afin de n'avoir qu'une sortie à échantillonner et pouvoir également garder l'eau dans le bassin pour la campagne en sortie fermée.

Nom	Chauveau				
Exutoire	Rivière St-Charles				
Année de construction	2005				
Période de retour de conception	100 ans				
Surface du bassin versant	15,1 ha				
Volume (m ³)	4300*				
Hauteur d'eau maximale avant débordement	1,7 m				
Caractéristiques hydrauliques	Bassin sans plan d'eau permanent avec débit d'infiltration par temps sec				
Type de réseau	Pluvial				
Entrées	 1 entrée mineure de ø = 900 mm 1 entrée majeure au-dessus du mineur 				
Sorties	 1 sortie de ø = 450 mm 1 drain de fond de ø = 300 mm 				

Tableau 3-2 : Caractéristiques du bassin d'orage Chauveau.

*volume issu d'un relevé GPS



Figure 3-3 : Plan du bassin d'orage (Génivar, 2005) et localisation de l'entrée, de la sortie et du drain de fond.

Pour fins de modélisation, le bassin a fait l'objet d'un relevé topographique par GPS qui a permis de calculer un volume plus important (4300 m³) que celui mentionné dans le document de conception (3300 m³). C'est le volume du relevé qui sera considéré pour la suite de l'étude. Le volume est important compte tenu de la période de retour utilisée pour la conception. Néanmoins, ceci permet d'avoir un volume intéressant pour l'emmagasinement de l'eau de ruissellement de pluies successives et également pour pouvoir évaluer l'hétérogénéité spatiale.

Au niveau de la morphologie du bassin, il existe un chenal principal où s'écoule un débit par temps sec. Il a été évalué qu'entre 2 et 5 L/s s'écoule en tout temps dans le réseau. Les analyses par temps sec ont montré qu'il ne s'agissait pas de raccordements d'eaux usées illicites mais du drainage d'un ruisseau situé en amont du quartier. Le chenal agit comme une canalisation et achemine rapidement l'eau vers l'exutoire du bassin. Le bassin est également végétalisé avec une végétation haute dans le chenal et une végétation plus basse dans le reste du bassin (Figure 3-4). Cette végétation permet une relative stabilité des sédiments en-dehors du chenal (peu de resuspension, limite la turbulence). En revanche, dans le chenal, les sédiments sont plus mobiles en présence d'eau et ressemblent plus à une sorte de vase (Figure 3-5). L'exutoire du bassin est la rivière St-Charles, située à environ 300 m en aval de la sortie du bassin.



Figure 3-4 : Illustration de la végétation dans le bassin. Le chenal est caractérisé par la végétation haute au centre.



Figure 3-5 : Sédiments aux abords du chenal.

3.1.4 Dispositif de fermeture

La fermeture du bassin a été possible grâce à un caisson en bois équipé d'une porte guillotine (Figure 3-6a). On peut constater que le caisson est ouvert sur le dessus, ce qui permet un débordement d'urgence en cas de problème ou d'orage imprévu. D'autre part, un ruban à mesurer était placé sur le côté du caisson pour pouvoir connaître en permanence quelle était la hauteur d'eau dans le bassin et contrôler le volume emmagasiné. Deux poignées situées sur la porte guillotine permettaient l'ouverture de la porte pour la vidange. Néanmoins, le fait que le bois gonfle au contact de l'eau a nécessité la mise en place de poignées de corde plus résistantes, permettant l'utilisation d'un levier d'ouverture (Figure 3-6b).



Figure 3-6 : Dispositif de fermeture du bassin d'orage (a) et dispositif d'ouverture lors de la vidange (b).

3.2 Protocole expérimental

3.2.1 Prévision des évènements à échantillonner

L'absence d'alimentation électrique et de protections anti-vandalisme ne permettaient pas la mise en place d'échantillonneurs automatiques. Les échantillonnages ont donc été faits manuellement. Ceci impliquait de devoir se rendre sur place avant le début du ruissellement et de se mettre en place à temps. Pour cela, les évènements pluvieux étaient suivis sur le radar d'Environnement Canada. Cette institution publique canadienne met à disposition de la population, l'historique des images actuelles et passées (archives de 3 ans) des 33 radars météorologiques couvrant le Canada, dont un exemple est présenté à la Figure 3-7. Le rayon de couverture de ces radars est d'une centaine de km. En temps réel, les images radar permettent de suivre la progression des fronts pluvieux de façon assez précise puisque le radar présente une nouvelle image toutes les 10 minutes et un historique animé des 7 images précédentes (une heure antérieure). Il était donc possible d'anticiper l'arrivée d'une pluie assez facilement et de se mettre en place pour l'échantillonnage. L'échelle de couleur sur les images est un atout pour évaluer la pertinence d'échantillonner un évènement prévu. Par expérience, sur le bassin Chauveau, il n'est pas utile de se déplacer pour des évènements qui ne sont pas supérieurs à 4 mm/h selon l'échelle présentée à la Figure 3-7.

Cette estimation est propre au radar observé et au bassin versant étudié et ne doit pas être généralisée.



Figure 3-7 : Image du radar de Villeroy, 04 août 2010. Image d'archive d'Environnement Canada.

Afin de partir à temps pour pouvoir échantillonner les évènements intéressants, un système de rotation a été mis en place pour surveiller le radar. L'équipe d'intervention de 2009 était composée de trois personnes. Durant la journée, la surveillance était faite par une personne désignée. Si la personne de garde jugeait l'intervention nécessaire, l'équipe d'échantillonnage partait pour faire les prélèvements. Pour la nuit, lorsqu'une pluie était annoncée par les prévisions météorologiques, une équipe de deux était prévue pour l'échantillonnage et était chargée de surveiller la pluie par alternance toutes les deux heures. La 3^{ème} personne était réservée pour pouvoir commencer les analyses le matin en cas d'échantillonnage. Durant l'été 2010, l'équipe d'échantillonnage a été restreinte à deux personnes seulement, ce qui a réduit fortement les capacités d'intervention et a conduit à manquer certains évènements alors que la sortie du bassin était fermée, surtout la nuit.

3.2.2 Procédure d'échantillonnage

Les échantillonnages se sont déroulés en 2 phases. La première phase a été de caractériser le bassin dans son fonctionnement normal, avec la sortie ouverte. Par commodité et en vue de la deuxième phase, le drain de fond a été bouché. La deuxième phase a consisté à fermer la sortie pour des périodes de temps variables et de caractériser l'efficacité d'enlèvement et les processus se déroulant dans le bassin afin de recueillir des données pour la modélisation.

3.2.2.1 Sortie ouverte

L'échantillonnage en sortie ouverte consistait à prélever, à des pas de temps réguliers (aux 5 minutes lorsque le débit n'était pas trop fort, avec un intervalle plus petit si les pics de débit étaient vraiment très importants), des échantillons d'un litre à l'entrée et à la sortie du bassin. Ces échantillons ponctuels étaient prélevés dans des bouteilles de polyéthylène haute densité à gros goulot. Le fait d'utiliser des bouteilles à gros goulot permet de prendre toutes les particules sans sélectionner de taille et de ne pas avoir de problème de remplissage quand le débit d'entrée est élevé. Les échantillons ponctuels ont été prélevés au centre de l'écoulement afin d'être le plus représentatif possible.

Des échantillons composites, proportionnels aux volumes écoulés, ont été recomposés à partir de ces échantillons ponctuels, en les ajoutant dans un contenant de 24 L. N'ayant pas de possibilité de mesurer le débit à l'entrée à cause de turbulences donnant des hauteurs d'eau nulles pour des débits importants, l'évaluation quantitative du débit était réalisée visuellement pour ajuster la prise d'échantillon. À la sortie, le débit était mesuré à l'aide d'un débitmètre Sigma 950 avec des sondes de mesure de hauteur et de vitesse. La hauteur et l'intensité de pluie était mesurée à l'aide d'un pluviomètre à auget basculant CSI TB4 et enregistré par un enregistreur de données HOBO.

3.2.2.2 Sortie fermée

Afin de pouvoir caractériser l'épuration du bassin et les processus qui se produisaient dans le bassin pendant la rétention de l'eau, une campagne a été réalisée en sortie fermée. Les échantillonnages de l'entrée, lors des évènements pluvieux, ont été réalisés de la même façon que pour la campagne en sortie ouverte. Une attention particulière a été portée pour collecter tous les orages entrant, une fois la sortie du bassin fermée. En plus de ces échantillons d'entrée, durant la rétention de l'eau, des échantillons ponctuels ont été pris en quatre points dans le bassin (2 à 5, Figure 3-8). À chaque point d'échantillonnage, un piège à sédiments a été installé, ainsi qu'une échelle de mesure de hauteur d'eau (Figure 3-9a) (Torres, 2008). Chaque piège à sédiments était réalisé à l'aide d'un boitier en plastique carré ouvert de 22 cm de côté et 6 cm de hauteur. À l'intérieur, un quadrillage de plastique évitait la resuspension des sédiments piégés, que ce soit pendant l'évènement pluvieux ou lors de la vidange du bassin.

Un piège à sédiments a également été installé à l'entrée du bassin pour recueillir les sédiments avec une vitesse de chute importante. Ce point a été abandonné par la suite, car le piège se faisait emporter lors des orages très intenses et la masse récoltée était très importante par rapport aux autres points, laissant penser que les sédiments ne venaient pas seulement de l'eau entrant dans le bassin mais également de la resuspension de sédiments locaux. Cette dernière remarque est aussi valable pour le point 3, situé au milieu du chenal. Avant la mise en place des pièges, la végétation a été taillée afin de s'assurer que la décantation et les prélèvements ne soient pas gênés par les plantes.



Figure 3-8 : Emplacement des points de prélèvement ponctuels dans le bassin.

Les échantillons ponctuels d'eau dans le bassin ont été collectés dans la colonne d'eau selon un horaire dépendant du début du ruissellement, soit un échantillon toutes les deux heures durant les 8 premières heures suivant un évènement pluvieux, puis environ un

échantillon toutes les 8 heures par la suite. Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un dispositif permettant au préleveur de se situer à environ un mètre de distance pour limiter la perturbation de la colonne d'eau et la remise en suspension des sédiments à proximité (Figure 3-10). Un bouchon muni d'un dispositif à ressort maintenait la bouteille de prélèvement d'un litre fermée durant son immersion (Figure 3-9b). Une poignée permettait alors d'ouvrir la bouteille immergée à la profondeur voulue pour collecter l'échantillon. Une fois le bouchon refermé, la bouteille était sortie de l'eau puis fermée avec un bouchon vissé. Un seul échantillon était pris par point d'échantillonnage puisque l'ouverture et l'introduction de la bouteille dans la colonne d'eau perturbaient cette dernière, ne permettant pas d'assurer la représentativité d'un éventuel échantillon supplémentaire. Ces prélèvement, la hauteur d'eau au point de prélèvement était enregistrée ainsi que celle à la sortie pour suivre l'évolution du volume d'eau dans le bassin dans le temps. Il était ainsi possible de constater les effets de l'apport d'eau par le débit de temps sec ou l'omission d'un évènement.





Figure 3-9 : Piège à sédiments et échelle de mesure de hauteur d'eau aux points d'échantillonnage dans le bassin (a) et dispositif d'échantillonnage à distance (b).



Figure 3-10 : Dispositif d'échantillonnage avant de prendre l'échantillon (a) et pendant la prise d'échantillon (b).

Lors de la vidange, un échantillon était pris toutes les 10 minutes environ, directement dans le caisson, à l'aval de la porte guillotine. Les hauteurs d'eau étaient également relevées et le débit de vidange enregistré. Un composite était fait à partir de ces échantillons en mettant, cette fois, chaque échantillon dans le composite. À la fin de la vidange, les pièges à sédiments étaient récupérés, fermés et identifiés pour analyse au laboratoire.

3.2.3 Analyses en laboratoire

Les paramètres analysés sur les échantillons d'eau étaient les suivants :

- matières en suspension (MeS),
- azote ammoniacal,
- métaux lourds (Cu, Mn, Zn),
- E. coli (analyse abandonnée en cours d'étude, voir ci-après),
- vitesse de sédimentation (seulement sur les composites).

En dehors des métaux, les échantillons ponctuels étaient analysés au laboratoire dans les 24 heures suivant le prélèvement. Entre temps, ils étaient conservés à 4°C en chambre froide. La suite de ce chapitre détaille les analyses qui ont été faites durant la campagne d'échantillonnage mais l'ensemble des protocoles expérimentaux utilisés est fourni en annexe B.

3.2.3.1 Métaux

Pour les métaux, des sous-échantillons de 125 à 250 mL étaient prélevés, à partir de l'échantillon à analyser, et acidifiés à l'acide nitrique jusqu'à pH 2 afin de pouvoir les envoyer pour analyse au Laboratoire de la Ville de Québec (méthode 3125 dans APHA et al., 1998). Pour les métaux dissous, les échantillons étaient filtrés sur membrane de porosité 0.45 µm avant acidification. Les métaux choisis pour l'analyse sont des métaux liés à la composition des plaquettes de frein et des toitures. Le manganèse a été choisi car c'est un produit de remplacement du plomb dans les essences et qu'il était intéressant de commencer à acquérir des données sur ce métal.

3.2.3.2 Azote ammoniacal et MeS

Les méthodes d'analyses étaient conformes au Standard Methods (APHA et al., 1998). Les analyses d'azote ammoniacal (NH3-N) ont été réalisées à l'aide de la méthode HACH 10205 (HACH, 2007). C'est une méthode spectrophotométrique de terrain au salicylate à concentration très basse. Les lectures ont été faites à l'aide d'un spectrophotomètre DR 5000 de HACH. Les MeS ont été mesurées suivant la méthode 2540 D du Standard Methods (APHA *et al.*, 1998).

3.2.3.3 Escherichia coli

E. coli était analysé avec une méthode rapide Coliscan® Easygel®. Cette dernière a donné des résultats peu reproductibles ce qui a contraint à l'abandon de la méthode et du suivi du paramètre. D'autre part, compte tenu du fait que l'analyse est une croissance sur milieu de culture par compte de colonies formées, il est impossible de distinguer plusieurs bactéries attachées à une même particule, ce qui ne convient pas pour le modèle développé (Vergeynst, 2010).

3.2.3.4 Vitesse de sédimentation

Les vitesses de sédimentation ont été mesurées à l'aide du protocole ViCAs (Vitesse de Chute en Assainissement) développé au CEREVE (Centre d'Enseignement et de Recherche Eau Ville Environnement) par Chebbo et Grommaire (2009). Ces analyses n'ont été faites que sur les échantillons composites, compte tenu du volume nécessaire à leur réalisation. Pour cet essai, environ 5 L d'échantillon est homogénéisé dans un seau avant d'être versé dans une colonne de plexiglas d'environ 65 cm de haut. Dans le cadre des essais qui ont été

réalisés lors de ce doctorat, le protocole a légèrement été modifié. Le protocole original prévoit l'utilisation d'une pompe afin d'aspirer l'eau dans la colonne à partir du bac situé dans la partie inférieure du dispositif (Figure 3-11). La pompe à disposition était trop puissante et l'ascension de l'eau dans la colonne trop rapide pour maitriser correctement l'essai. Il a donc été décidé de remplir la colonne avec le seau de 5 L homogénéisé, de boucher la colonne avec le bouchon, de remplir le bac à hauteur voulue, d'agiter la colonne pour l'homogénéiser de nouveau puis de la renverser sur son support en glissant une coupelle lors du retrait du bouchon. Cette dernière étape doit être faite rapidement pour limiter la décantation des particules sur le bouchon.



Figure 3-11 : Description du dispositif ViCAs (a) et coupelle de récupération des sédiments (b).

Pour que l'essai soit valide, la suspension doit être homogène au début de l'essai et les particules doivent décanter indépendamment les unes des autres sans former d'agrégats et sans diffusion pour rester dans les conditions de décantation idéales. Les solides ayant décantés sont récupérés dans des coupelles situées à la base de la colonne à pas de temps

prédéfinis. Ces solides sont filtrés et le filtre est pesé pour permettre de calculer la masse de solides décantés cumulée depuis le début de l'essai. L'évolution de cette masse cumulée est régie par l'équation 3-1.

$$M(t) = S(t) + t dM(t)/dt$$
 3-1

où :

- M(t) : masse totale cumulée de particules décantées au pied de la colonne entre t=0 et t,
- S(t) : masse de particules décantées entre t=0 et t ayant une vitesse de chute supérieure à H/t (Vs), où H est la hauteur d'eau dans la colonne,
- t dM(t)/dt : masse de particules décantées au temps t ayant une vitesse de chute inférieure à H/t.

Par ajustement de la fonction paramétrique 3-2, représentant la masse cumulative décantée en bas de la colonne (M(t)), sur les points expérimentaux (Figure 3-12, haut), on peut déterminer la masse de particules S(t) ayant une vitesse de chute supérieure à Vs à l'aide de l'équation 3-3.

$$M(t) = \frac{b}{1 + \left(\frac{c}{t}\right)^d}$$
3-2

Où b, c et d : paramètres d'ajustement de la fonction (b > 0, c > 0 et 0 < d < 1).

$$S(t) = M(t) - t \frac{dM(t)}{dt} = \frac{b \left[1 + (1 - d) \left(\frac{c}{t}\right)^d \right]}{\left[1 + \left(\frac{c}{t}\right)^d \right]^2}$$
3-3

On peut ensuite transformer S(t) en courbe F(Vs) indiquant le pourcentage cumulé F(%) de la masse totale de particules ayant une vitesse de chute inférieure à Vs (en m/h) (Figure 3-12). On obtient ainsi une répartition de la masse décantée en fonction de la vitesse de chute des particules.

L'incertitude sur les résultats ViCAs par l'utilisation de cette technique d'ajustement a fait l'objet d'un stage à l'INSA de Lyon, aboutissant sur un document présenté en annexe C.



Figure 3-12: Exemple de masse cumulative en fonction du temps (haut). L'ajustement permet d'obtenir la courbe F(Vs) provenant d'un essai VICAS (bas).

3.2.3.5 Répartition des analyses par échantillon

Compte tenu de la quantité d'échantillons recueillis, du nombre d'analyses à effectuer sur chaque échantillon et de la quantité d'échantillons nécessaires à l'analyse (voir l'exemple donné au Tableau 3-3), toutes les analyses n'ont pu être effectuées sur chaque échantillon ponctuel. Elles étaient alors effectuées seulement sur les échantillons caractéristiques des périodes importantes du ruissellement (début, pic de MeS, pic de débit, fin de l'écoulement, reprise d'écoulement...). Ces périodes caractéristiques étaient déterminées soit sur le site d'échantillonnage (pic de débit), soit au laboratoire (pic de MeS).

Échantillo	Analyse					
Fraturán	Numéro	MeS	N-NH3	Me	étaux	
Entree	échantillon			totaux	dissous	
Composit	V	V	V	V		
	1	V				
	2	V				
	3	v	V	V	V	
	4	V				
	5	v		V		
Demotrical	6	V	٧	V	V	
Ponctuei	7	V				
	8	V				
	9	v	V	V	V	
	13	V		V		
	17	V		V		
	20	v		V		
Contio	Numéro	MeS	N-NH3	Métaux		
Sortie	échantillon			totaux	dissous	
Composit	V	V	V	V		
	2	V		V	V	
	4	V	V	V	V	
	6	v	V	v	V	
Ponctuel	9		V	V	٧	
	13	٧		V		
	16	٧		٧		
	18	٧		V		

Tableau 3-3 : Tableau des analyses faites sur les échantillons de l'évènement pluvieux échantillonné le 7 juillet 2009 (Carpenter, 2011).

3.2.3.6 Pièges à sédiments

En ce qui concerne les pièges à sédiments, ils étaient lavés à l'eau déminéralisée et tous les sédiments étaient récupérés dans un seau gradué permettant de quantifier les eaux de lavage. Des sous-échantillons étaient réalisés pour la mesure des métaux totaux et des MeS. Cette dernière analyse permettait par la suite d'estimer la masse de sédiments collectée. Des ViCAs étaient également réalisés sur au moins 2 pièges.

3.3 Logiciel utilisé pour la modélisation

La modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel de modélisation et simulation WEST (MIKE by DHI software, Hørsholm, Denmark), qui est utilisé pour la modélisation des stations d'épuration et des systèmes urbains intégrés des eaux usées (Vanhooren *et al.*, 2003). Le langage de programmation utilisé est le MSL-USER qui est spécifique au simulateur. Ce langage permet d'écrire ou de modifier les modèles déjà existants dans la banque de modèles disponibles. Le code fourni est ouvert ce qui permet toute modification nécessaire pour ajuster son modèle. Le compilateur de WEST permet ensuite de créer un code optimisé en C++ qui donne plus de rapidité de calcul lors des simulations.

Un autre outil intéressant est l'éditeur de matrice de Gujer. La matrice de Gujer (Gujer, 2008) est une présentation synthétique des réactions de transformation. L'éditeur de WEST permet alors d'ajouter facilement des variables et des réactions puis génère automatiquement le code permettant d'utiliser le modèle nouvellement créé.

Chapitre 4 Évaluation de l'efficacité épuratoire d'un bassin d'orage modifié

Le présent chapitre a pour objectif de présenter les résultats des campagnes d'échantillonnage des étés 2008, 2009 et 2010.

Les résultats obtenus pour les échantillons prélevés dans le bassin ont servi à la calibration du modèle et ils seront donc présentés dans le chapitre 6. D'autre part, les analyses réalisées sur les pièges à sédiments n'ont pas permis d'obtenir des résultats concluants, les bilans de masses étant très variables et ne fermant que très rarement. Les résultats pour les métaux dans les pièges sont aussi très variables. Tous les résultats des pièges à sédiments sont présentés en annexe D et seules les masses de sédiments collectés seront exploitées au chapitre 7.

Le présent chapitre se présente sous la forme d'un article, soumis à la revue Water Environmental Research, comparant les performances du bassin d'orage sur l'enlèvement des polluants (MeS, Azote ammoniacal, métaux) en sortie ouverte et en sortie fermée. Dans cet article, seuls les évènements sur lesquels il a été possible de faire un bilan de matière complet entrée/sortie sont présentés. En effet, certains évènements n'ont pu être échantillonnés alors que la sortie était fermée, soit parce qu'ils se sont déroulés durant la nuit et que le système de vigilance n'a pas fonctionné, soit parce qu'ils survenaient alors que tous les postes d'analyse du laboratoire étaient occupés. Pour ces échantillonnages, seules les concentrations de sortie lors de la vidange sont présentées à la Figure 4-8. Tous les résultats bruts sont disponibles en annexe E.

Résumé

L'objectif de cette étude était de caractériser les eaux de ruissellement pour un bassin versant résidentiel de Québec, d'évaluer l'efficacité d'épuration du bassin d'orage dans sa configuration actuelle pour différents polluants et d'évaluer comment son efficacité pourrait être accrue en contrôlant le temps de rétention des eaux de ruissellement dans le bassin. Les polluants analysés ont été les matières en suspensions (MeS), les métaux totaux et dissous ainsi que l'ammoniac. Le temps de rétention a été contrôlé par l'ajout d'une structure faisant office de vanne à la sortie de bassin. Cette structure a permis de retenir les eaux pluviales pour de plus longues périodes de temps. Les concentrations de polluants ont généralement été en accord avec la littérature. Pour la plupart des polluants analysés, la configuration originale du bassin d'orage a donné des temps de rétention faible entrainant une efficacité d'élimination plus faible que celle prévue par la littérature pour ce type de bassin. La modification du bassin, pour capter et garder les eaux de ruissellement pendant une période prolongée, montre une amélioration significative de l'efficacité d'élimination, passant de 39% à 90% pour les MeS, 10% à 84% pour N-NH₃ et 20% à 42% pour le zinc.

Evaluation of the Removal Efficiency of a Retrofitted Stormwater Detention Pond

(soumis à Journal of Environmental Engineering)

4.1 Introduction

The Clean Water Act (CWA), passed in 1972 by the American Congress, improved point source pollutant treatment such as municipal and industrial wastewater and increased water quality standards in the United States. This act was of great importance in improving the quality of receiving waters in the U.S. but did not consider non-point source (NPS) pollutant discharges such as urban or agricultural runoff, which was becoming a major concern for receiving waters impairment (Burton and Pitt, 2002). Indeed, since NPS pollution discharges are not constant in time or space and depend on land use and watershed characteristics, they are difficult to assess or control. In 1983, the National Urban Runoff Program (NURP) of the United States Environmental Protection Agency (EPA) found that urban stormwater runoff is the second most important cause of urban receiving waters damage, not only through increased fluctuations of water levels and erosion of river banks, but also through the pollutants washed off from urban areas during rainfalls. These include suspended solids, oxygen-demanding pollutants substances. nutrients, microorganisms, heavy metals, oil and grease as well as toxic organic compounds (EPA, 1993; Pitt et al., 2004).

Stormwater pollutant sources vary from one catchment to the next depending on the land uses (EPA, Burton and Pitt, 2002; 1993; Pitt *et al.*, 2004). Sediments can come from land erosion or construction sites, pavement wear, vehicles or road maintenance; nutrients such as nitrogen or phosphorus from atmosphere deposition or fertilizer use; heavy metals or toxic substances from rooftops; and gasoline, oil, grease, tire wear or industrial pollutants from various land uses on the catchment (Ashley *et al.*, 2004; Polkowska and Namiesnik, 2008). Bacteria can come from animals or cross-connections between wastewater and stormwater collection systems. Pollutants accumulate on impervious surfaces during dry weather periods and are washed off during rain events (Vaze and Chiew, 2004), and reach the receiving waters via stormwater runoff.
These pollutants have a variety of impacts on the aquatic life present in the receiving waters as well as on the water uses. Short-term effects include oxygen depletion and high shear stresses which cumulative impacts include increases in nutrient and heavy metals concentrations (Borchardt and Sperling, 1997). Sediments increase turbidity and decrease sunlight penetration in water, reducing plant photosynthesis; nutrients cause algae blooms that decrease oxygen levels or produce toxins; heavy metals and toxic substances can kill or severely impair plant and animal life (Borchardt and Sperling, 1997; Burton and Pitt, 2002). These pollutants also increase the cost of treatment for drinking water for municipalities. Therefore, in 1987, an amendment was passed on the CWA, requiring states to characterize NPS pollution and create management programs. Since then, American states and Canadian provinces following suit have adopted legislation or practices that aim at the removal of up to 80% of total suspended solids (MDE, 2000; New-York State Department of Environmental Conservation, 2010; OMOE, 2003) present in urban stormwater. In the same period the European Union adopted the Water Framework Directive (WFD) that requires to reduce pollution from point and diffuse sources, by applying emission limits on the basis of the best available techniques or best available control (Engelhard and Rauch, 2008). Without giving precise specifications, the WFD has the same approach of controlling pollution emissions.

Many Best Management Practices (BMPs) exist to reduce stormwater runoff pollutant loads before discharge into urban waterways. These practices include low-impact development to reduce runoff volumes, pollutant source reduction or structural BMPs that aim at runoff quantity and quality management. Structural BMPs include infiltration systems, detention systems, retention systems, constructed wetland systems, filtration systems, vegetated systems (such as biofilters), amongst others (EPA, 1999). According to EPA's NURP (1983), detention ponds and other structural BMPs can provide effective removal of pollutants in urban runoff with retention ponds, wet basins or wetlands showing the best performances (EPA, 1983; Scholes *et al.*, 2008).

Pollutant removal efficiencies vary between pollutant types. According to EPA (2002), detention and retention ponds have been found to offer an average removal efficiency of

respectively 49% and 80% for TSS, 20% and 52% for total phosphorus and -3% and 64% for dissolved phosphorus. Negative removal efficiencies such as for dissolved phosphorus mean that greater concentrations of the pollutant are found at the BMPs' outlet than inlet. This can be due to contamination of water inside the pond by animal activities or release of contaminants from the soil. Expected removal efficiencies can also be found in EPA (1999).

The pollutant removal rate is due to many processes taking place inside structural BMPs, such as sedimentation, flotation, infiltration, adsorption, biological uptake, biological conversion and pollutant degradation (EPA, 1999). For stormwater ponds, retention time is one of the main factors affecting removal efficiencies in BMPs since these processes take time (Shammaa *et al.*, 2002). Sedimentation is one of the most important processes in removing suspended solids. Long retention times are important since, for particles with diameters ranging from < 20 μ m to 400-4000 μ m, settling velocities differ greatly: from 0.009 m/h to 19 m/h respectively (OMOE, 2003). It can therefore take particles from minutes to days to settle across the water column reached in a detention pond after a rain event. Since many pollutants, such as heavy metals, nutrients or microorganisms, can become adsorbed on particles, removal of particulates through sedimentation can further increase removal of these associated pollutants (EPA, 1999).

Since stormwater detention ponds were, for the most part, originally constructed as a means to manage runoff quantity and not quality, they can demonstrate poor removal efficiencies. Retrofitting them for this dual purpose has therefore been the object of many studies. Different retrofit techniques can be found in Marsalek *et al.* (1992) and Shammaa *et al.* (2002). They include decreasing or modifying the outlet diameter or structure (Guo *et al.*, 2000), placing baffles inside the pond (Matthews *et al.*, 1997), or controlling the outlet by a valve for batch treatment (Middleton and Barrett, 2008). These retrofits have mainly been aimed at increasing the water retention time, so as to allow more time for finer particles to agglomerate and settle. They show improved removal efficiency for TSS as well as other pollutants present in stormwater compared to earlier studies of non retrofitted BMPs. Guo *et al.* (2000), on the other hand, found that removal efficiency was not conclusively correlated to retention time, but rather to inlet concentration. Retrofits of ponds were most

beneficial for total phosphorus. Matthews et al. (1997) were able to increase pollutant removal by 28% by introducing baffles inside a stormwater pond to increase detention time. Middleton and Barrett (2008) reached TSS removal efficiencies of 91% for their batch-type stormwater detention pond, as well as 52% for total phosphorus and 69% for total lead.

The riv*EAU* research project aims at creating real-time control strategies for stormwater quality management through the use of meteorological forecasts and hydrological, hydraulic and water quality models (Muschalla *et al.*, 2009b). These models will be used to choose the best real-time control rules to increase retention times in stormwater ponds to improve water quality of discharges into the urban river. The purposes of this paper in particular are to: 1) characterize the urban runoff for a residential catchment in Quebec City; 2) evaluate the removal efficiency of a stormwater detention pond for different pollutant types; and 3) evaluate the effect of adding an outlet control and the resulting retention time increase on the removal efficiency of the stormwater pond. The results shown in this paper are the basis for the stormwater pond water quality model of Vallet *et al.* (2011).

4.2 Methodology

The stormwater detention pond selected for the sampling campaign is located in a new suburban neighbourhood 15 km north of downtown Quebec City. It collects the runoff of a 15.1-hectare area mostly consisting of residential single-family homes. The elevation difference between the highest point of the watershed and the detention pond inlet is 15 meters with a drop of 5 meters just upstream of the pond. The stormwater sewer system was built as a dual drainage system. Pipes evacuate runoff from rain events with less than a 2-year recurrence interval, and roads, rain events with a recurrence interval from 2-year to 100-year. Runoff from such events reaches the detention pond by way of a 2-meter rock weir situated above the inlet pipe. The pond has thus 2 possible inlets: a major (from roads) and a minor (from pipes) inlet. The pond is of somewhat elliptical shape (Figure 4-1) and has a storage volume of 4300 m³, a surface area of 3400 m² and a maximal water depth of 1.71 m.

The minor inlet and outlet of the pond consist of a 90-cm and a 45-cm diameter concrete pipe, respectively. A 20-cm deep channel originally linked the inlet to the outlet over a distance of 30 meters but its depth had been reduced by sediment accumulation and was only 10-cm deep at the time of this study. The elevation change inside the pond between the inlet and outlet is 0.5 meters. A sedimentation basin spanning 6 m^2 is present at the pond's inlet and was almost completely filled in by sediment accumulated since its construction. The outflow joins the sewer system of a nearby street to finally reach the receiving waters of the Saint-Charles River situated 300 m further downstream.



Figure 4-1: Stormwater detention pond plan (Génivar, 2005) and location of sampling points.

The methodology used during the sampling campaign was based on the Urban Stormwater BMP Performance Monitoring manual (EPA, 2002). The Environment Canada radar located at Villeroy was used to monitor upcoming rainfall events and coordinate sampling campaigns. Rain intensity over the watershed was measured using a CSI TB4 tipping bucket rain gauge and a HOBO datalogger installed at the detention pond. Stormwater runoff sampling was done manually at the inlet and outlet of the pond.

During all rainfall events, both composite and grab samples were taken at the detention pond's inlet and outlet either as a function of time or flow. Grab samples were kept in 1liter polypropylene bottles. Composite samples were created by combining 1-liter samples in a 20-liter polyethylene bucket. The number of 1-liter samples used to create the composite sample varied from one event to the next. Prior to the start of a sampling campaign, a rough estimate of the duration of the incoming rain event and ensuing runoff period was made using the Environment Canada radar images. This estimate would then be used to establish the time interval in which the 1-liter samples would be taken in order to ensure samples taken were representative of the entire runoff period. On-site observations of the rain intensity and runoff flow were used to vary the interval of time between samples. The volume of runoff entering and exiting the pond between two samples was also measured and recorded by flowmeters. Water height at the outlet and sample temperature were recorded at each sampling instant. Finally, dry weather concentrations were obtained from the average of four samples taken at the inlet for TSS, of two samples for NH3-N and one sample for heavy metals.

Flow was measured inside the inlet and outlet pipes using Sigma 950 flowmeters with area/velocity sensors. Flow measurements proved to be unreliable at the inlet due to high turbulence inside the steep inlet pipe oftentimes leading to zero values for important flows. Inflows and outflows were therefore obtained using recorded rainfall data and a calibrated SWMM hydraulic model of the catchment. The model was calibrated using the outflow measurements from three different rainfall events and validated using three more events. The fit between simulated and measured outflow was very good for calibration (Figure 4-2) and acceptable for validation (Figure 4-3). The Nash-Sutcliffe coefficients are respectively of 0.97 and 0.95.



Figure 4-2: Calibration of simulated (SWMM) flows against measured outflows for three consecutive rainfall events.



Figure 4-3: Validation of simulated (SWMM) flows against measured outflows for three consecutive rainfall events.

The original outlet structure consisted of a 45-cm concrete pipe (Figure 4-4a) with an IPEX flow regulator permitting a maximum outflow of 350 L/s (23L/s•ha). The detention pond completely drains itself in 3 hours from full. Retrofit of the detention pond was done in order to increase this retention time to hours or days depending on meteorological predictions. This was achieved by building a wooden box around the outlet structure, fitted with a guillotine-type door (Figure 4-4b and 4-4c) to completely close the detention pond outlet or reduce its outflow. In order to prevent overflow of the detention pond in case of unpredicted intense summer storms, the box was built to a height of 1.1 m; 0.61 m below the 1.71 m of the pond's overflow weir. The top of the box was left open with an area larger than the actual 45-cm outlet pipe to act as a weir in case of high water levels inside the pond.



Figure 4-4: Original outlet structure (a); Outlet control structure (without front gate) (b); New outlet structure (c).

Analyses on samples were either done at the Environmental Laboratory of the Civil and Water Engineering Department at Université Laval or at Quebec City's East Wastewater Treatment Plant Laboratory. Parameters analysed, methods used (APHA *et al.*, 1998; HACH, 2007) as well as quantification limits are detailed in Table 4-1. TSS, heavy metal and ammonia loads were computed using flow values obtained through the SWMM model as well as concentrations obtained from grab samples taken during rain events as follows:

$$Total \ Load = \sum_{i=0}^{t} \bar{q}_{i,i+1} \times C_{i,i+1}$$

$$4-1$$

 $\bar{q}_{i,i+1} = average \ flow \ between \ time \ i \ and \ i+1$

 $C_{i,i+1} = concentration between time i and i + 1$

The removal efficiency was calculated as follows:

$$Efficiency = \frac{(Load_i - Load_o)}{Load_i} \times 100$$
4-2

Load_i: Pollutant mass entering the pond

Load_o: Pollutant mass exiting the pond

Runoff Event Mean Concentrations (EMCs) for TSS (EMC_{TSS}) were found by dividing the total load of each pollutant in the pond inflow by the total inflow volume. This technique was also used to calculate outflow pollutant loads. For heavy metals, data were available at a lower frequency than for TSS; EMCs were then calculated based on the composite sample analyses.

Parameters	Units	Quantification limit	Method
TSS	mg/L	1	APHA et al., 1998 - 2540 D.
Total Copper	mg/L	0.02	APHA et al., 1998 - 3125
Total Zinc	mg/L	0.01	APHA et al., 1998 - 3125
Total Manganese	mg/L	0.01	APHA et al., 1998 - 3125
Dissolved Cu	mg/L	0.02	APHA et al., 1998 - 3125
Dissolved Zn	mg/L	0.01	APHA et al., 1998 - 3125
Dissolved Mn	mg/L	0.01	APHA et al., 1998 - 3125
NH ₃ -N	mg/L	0.015-2.000	HACH, 2007 - 10205

Table 4-1: Analysed parameters.

4.3 Results and discussion

4.3.1 Sampled events

Fifteen rain events were sampled during the summers of 2008, 2009 and 2010. Many different types of events were sampled (Table 4-2): from short and intense summer storms (e.g. maximal intensity of 100.8 mm/h, 1.9 hours) to long showers (e.g. average intensity of 2.2 mm/h, 14.7 hours). Dry weather periods were calculated using the method devised by

Powell *et al.* (2007) and ranged from 0 days (successive events) to 6.2 days, with an average of 2.6 days between events. Runoff volumes were obtained through the hydraulic model of the catchment. No sampled event created sufficient runoff to reach the capacity of the detention pond's storage volume; the average volume reached was 543 m³, 14% of the pond's capacity. The largest event was that of August 18th, 2008 which filled the detention pond to 40% of its 4000 m³ capacity. Events of July 13th and 27th, 2009 were short summer storms (1.6 hours and 0.8 hours, respectively), creating low runoff volumes (26 m³ and 56 m³), but with rainfall intense enough (maximal intensity of 5.4 mm/h and 7.2 mm/h) to wash off accumulated particles on the catchment.

Date	Total Rainfall	5-min Max Intensity / Avg Intensity	Rainfall Duration	Dry-Weather Period Preceding Rain Event	Runoff Volume	EMC _{TSS}
	(mm)	(mm/h)	(hours)	(days)	(m ³)	(mg/L)
08/06/2008	16.2	100.8 / 8.4	1.9	2.0	N/A	175*
08/18/2008	37.6	91.2 / 12.2	3.1	3.5	1751	337
05/14/2009	13.2	12.0 / 5.1	2.6	4.6	N/A	679*
06/25/2009	5.2	19.2 / 4.4	1.2	6.2	301	560
07/07/2009	1.6	2.4 / 1.1	1.5	0.5	108	75
07/11/2009	28.0	55.2 / 3.0	9.5	3.8	239	105
07/13/2009	1.4	5.4 / 2.8	1.6	0.6	26	40
07/18/2009	32.0	36.0 / 2.2	14.7	1.2	1544	91
07/27/2009	1.6	7.2 / 2.1	0.8	0.8	56	27
08/02/2009	16.4	24.0 / 4.8	3.4	3.9	747	30
08/21/2009	3.8	9.6/3.6	0.7	0.0	270	63
08/21/2009	4.8	9.6 / 4.8	1.0	0.5	192	53
09/18/2009	9.4	24.0 / 2.7	3.5	4.7	440	71
09/22/2009	3.6	6.0 / 1.4	2.5	4.0	158	29
07/09/2010	24.0	81.6 / 9	2.3	2.6	1226	337

Table 4-2: Summary of sampled event characteristics and runoff volumes.

N/A (Not Available): Rain gauge data unusable in hydraulic model for runoff flow rates. *Value given by composite sample analyses because of the non availability of rain gauge data.

All events from 2008 to August 2^{nd} 2009 were sampled on the original stormwater detention pond, while following rain events were sampled as the detention pond was retrofitted with the outlet control structure to increase detention time. A dry weather flow

averaging 2 to 5 L/s constantly entered the pond during both summers of the sampling campaign which is negligible compared to the flow during an event. This dry weather flow was analysed and found to be due to the connection of a stream at the northern end of the catchment when first developed. It is not due to cross-connections with the wastewater system, since no coliforms were found in dry-weather water samples taken during the summer as well as very low concentrations of ammonia, TSS and heavy metals evaluated on three samples (Table 4-3).

Table 4-3: Characterization of stormwater runoff for summers 2008, 2009 and 2010 (EMC).

Parameter	Units	# Sampled Events	Average Conc.	Median	Range	NSQD (median	Dry- weather Average
						value)	Conc.
TSS	mg/L	13	140	71	27-560	49	7
Total Cu	mg/L	9	0.03	0.02	< 0.02-0.06	0.012	< 0.02
Total Zn	mg/L	9	0.05	0.04	0.02-0.15	0.073	0.01
Total Mn	mg/L	9	0.14	0.11	0.06-0.4	n/a	0.26
Dissolved Cu	mg/L	9	< 0.02	< 0.02	< 0.02-0.08	0.007	< 0.02
Dissolved Zn	mg/L	9	0.04	0.04	0.02-0.05	0.032	< 0.01
Dissolved Mn	mg/L	9	0.04	0.04	0.02-0.07	n/a	< 0.01
NH ₃ -N	mg/L	8	0.25	0.15	0.066-0.63	0.32	0.07

4.3.2 Characterization of runoff

Runoff pollutant concentrations found during the sampling campaign are presented in Table 4-3. Concentrations for total and dissolved copper and zinc as well as total NH₃-N are similar with the median values found by the National Stormwater Quality Database (NSQD) (Maestre and Pitt, 2005) for residential catchments. Manganese was not measured in the NSQD and has been rarely studied for stormwater quality purposes. Although manganese, contrary to zinc and copper, is not included in the Priority Pollutants list of the Clean Water Act (EPA, 2009), it is included in Environment Canada's National Pollutant Release Inventory (NPRI). Manganese can come from the deterioration of engine parts and can have toxic effects on human health, such as liver and kidney diseases when present in sufficient quantities (Burton and Pitt, 2002). Since a preliminary analysis of the runoff on the selected catchment found manganese to be in greater concentrations than zinc, copper

and lead combined, in both dry weather inflow and wet weather runoff, it justified its concentrations being measured for this study.

EMC_{TSS} varied from 27 mg/L to 679 mg/L (Table 4-2) depending on flow conditions. Two events have higher TSS concentrations than the others. Firstly, the May 14th, 2009 event presents a high concentration due to the wash-off of large quantities of sand from streets and driveways used during the winter months for road de-icing. Secondly, prior to the June 25th, 2009 event, construction work was being done on part of the catchment that released a lot of sand, dirt and oil on the streets of the catchment. Construction on the catchment was finished a few days before June 25th, 2009 and was therefore not a factor for the rest of the sampling campaign. Due to these two events, and as shown in Table 4-3, the average measured TSS concentration of 140 mg/L is much larger than the 49 mg/L found in the NQSD. However, the median of 71 mg/L of TSS is closer to this value. Regarding the other pollutants, the concentrations are in the same range as the NSQD values except for copper. As shown in Table 4-3, the detection limit used in this study was higher than the NSQD reported values, explaining the number of analyses below the detection limit. The higher values were all reached for the specific event of June 25th, 2009 and linked with construction works occurring on the catchment.

TSS and pollutant loads were found to vary widely during the rain events. Peak loads sometimes occurred at the beginning of the rain event, not necessarily during peak flow. Figure 4-5 presents a comparison between peak flow, TSS concentration and TSS load for the August 2^{nd} , 2009 event. For this particular event, peak rain intensity (24 mm/hr) and peak flow (0.2 m³/s) were observed respectively 95 and 103 minutes after the beginning of the rain event. The peak TSS concentration of 87 mg/L was reached 30 minutes into the rainfall event. However, the peak load of 400 g TSS per minute (Figure 4-5) occurred 60 minutes into the rain event, at the first runoff peak. The first flush therefore had little effect on the peak TSS load in the runoff, because of the very low flows at the beginning of the event. This phenomenon is commonly referred to as the first flush, and is common for smaller watershed areas (Lee *et al.*, 2002). Peak loads have also been observed during peak

flow for larger catchments (Brown et al. 1994 and Soeur et al. 1994 cited by Maestre and Pitt, 2005) and can depend on catchment and rainfall characteristics.



Figure 4-5: Rainfall intensity, runoff flow and TSS concentration for the August 2nd, 2009 event.

4.3.3 Stormwater pond removal efficiency

The average pollutant concentrations found at the outlet of the detention pond (Table 4-4) were found to be in the same range as the average values in the Overview of Performance by BMP Category and Common Pollutant Type (BMPDatabase, 2008) for detention ponds. It can be seen that metals and ammonia concentrations are very low. The average removal efficiency by mass of TSS (Table 4-5) of the stormwater detention pond was of 39 %, which is lower than the efficiency found by Stanley (1996) for a similar pond, 72%, for similar average inlet TSS concentrations. Total heavy metal and NH₃-N removal were also well below removal efficiencies for a detention pond (Stanley, 1996). Dissolved heavy metals as well as total manganese showed even negative removal efficiencies indicating

release or dissolution of these contaminants. These poor removal efficiencies could be due to the channel which exits quickly the low flow, highly concentrated runoff of the beginning of a rain event before the dilution and sedimentation enhanced by the rising of water level in the detention pond occur. Average pollutant masses entering and exiting the pond during the sampling campaign are also presented in Table 4-5. TSS is easily identifiable as the pollutant most present in the sampled runoff.

	Units	# Sampled Events	Average Conc.	Median	Range
TSS	mg/L	8	75	35	17-196
Total Cu	mg/L	5	< 0.02*	< 0.02*	< 0.02-0.05
Total Zn	mg/L	5	0.04	0.03	0.02-0.07
Total Mn	mg/L	5	0.17	0.12	0.07-0.35
Dissolved Cu	mg/L	3	< 0.02*	< 0.02*	< 0.02-0.02
Dissolved Zn	mg/L	3	0.03	0.03	0.02-0.04
Dissolved Mn	mg/L	4	0.05	0.03	0.02-0.12
NH ₃ -N	mg/L	3	0.19	0.06	0.06-0.44

Table 4-4: Outlet pollutant EMCs for open outlet.

*Only one sample was above detection limit

Table 4-5: Average pollutant mass entering and exiting the stormwater pond and removal efficiency for open outlet events.

			Average Mass		Remova	al Efficiency
	Units	# Events	In	Out	Average	Range
TSS	g	8	189 120	87 460	39%	1 to 67%
Total Cu	g	9	14.2	15.1	17%*	0 to 17%*
Total Zn	g	9	18.0	17.7	20%	0 to 53%
Total Mn	g	9	48.2	60.7	-21%	-33% to 13%
Dissolved Cu	g	8	4.5	N/A	N/A	N/A
Dissolved Zn	g	8	17.4	39.6	-10%	-30% to 20%
Dissolved Mn	g	8	12.2	17.0	-50%	-140% to 0%
NH ₃ -N	g	7	101.1	79.2	10%	7 to 30%

* Some values below detection limits.

Figure 4-6 shows the flow and TSS loads at the stormwater pond's inlet and outlet for the August 2nd, 2009 rain event. This figure shows that the flow at the pond's outlet is nearly as high as at the inlet, which would translate into a low TSS removal efficiency. Indeed, this particular event's efficiency was 39% for TSS by mass for a total runoff volume of 862 m³,

which was the typical behaviour observed for open outlet events. For the event, a cumulative load of 25 kg entered the pond and 17 kg of TSS were released.

Removal efficiencies for heavy metals (copper, zinc and manganese) were harder to evaluate for some rain events since concentrations were very low, for copper in particular. The June 25th, 2009 event was the one with the highest concentrations of the entire sampling campaign. Removal efficiencies for this event were 3%, 22% and 44% for copper, manganese and zinc, respectively. This variability is probably due to the fact that different heavy metals are adsorbed on different particle sizes (Tuccillo, 2006).



Figure 4-6: Flows and cumulative TSS loads in stormwater pond for the August 2nd, 2009 event.

4.3.4 Effect of outlet control

From August 21st, 2009 onwards, 5 rain events were sampled with the detention pond retrofitted with the control gate at the outlet. Runoff from both rain events of August 21st (330 m³ in the morning; 305 m³ at night) were sampled at the inlet of the detention pond and stored inside the pond for 36 hours starting from the beginning of the first event. Then the pond's outlet was opened to about one third of its capacity and the pond emptied itself in approximately 90 minutes. Only TSS concentrations were analysed.

The second sampling campaign performed with the retrofitted pond took place between September 18th and 23rd, 2009. Two rain events were captured during this period, the first

on September 18th (563 m³) and the second on the 22nd (247 m³) and water was released on the 23rd, 102 hours after the initial closure of the pond. For this campaign, inlet and outlet grab samples were analysed for TSS, while composite samples were analysed for TSS, heavy metals and NH₃-N. The last sampling campaign took place between July 9th and 13th, 2010. Only one rain event was captured but its volume was much higher than for the two first sampling campaigns (1225 m³). The water was released after 97 hours of storage without perturbation (rain event entering).

Table 4-6 shows the mass of pollutants entering and exiting the pond for the three sampling campaigns with the retrofitted detention pond. For approximately 4 days of retention time without rain, the third campaign shows significantly better removal efficiency than the first ones, 98% instead of 84% and 87%, for a much higher mass of TSS entering the pond (413 kg of TSS compared to 39 kg and 60 kg). Middleton and Barrett (2008) were able to reach an average TSS removal of 91% with their batch-type stormwater detention pond, with a retention time of 12 hours. This difference could be partly due to the fact that the system studied by Middleton and Barrett was an off-line detention pond. That type of structures collects the overflow of the sewer only at high flows. Neither the small flows nor finest particles are thus captured in such system. Then the settling velocities of the particles captured are higher than in the present study, leading to better removal efficiencies. The average TSS removal of 90% is better than the 80% required in many states and provinces for removal efficiency of BMPs (MDE, 2000; OMOE, 2003). As for the other pollutants analysed, copper once again was present in concentrations too low to be analysed. Removal of zinc reached 32 and 63 % whereas removal of NH₃-N was of 78, 95 and 93%. Removal found by Middleton and Barrett (2008) for zinc and nitrogen was of 62 and 58 % respectively.

Campaign	Date		Inlet	Outlet	%
Campaign	Date		Mass	Mass	Reduction
		TSS (g)	38 946	6 2 3 4	84
1	08/21/09 - 08/22/09	Zn (g)	25.4	17.4	32
		NH ₃ -N (g)	65.1	14.5	78
		TSS (g)	59 807	8 055	87
2	09/18/09 - 09/23/09	Zn (g)	38	14.1	63
		$NH_3-N(g)$	163.5	7.8	95
		TSS (g)	413 277	10 186	98
3	07/08/10 - 07/13/09	Zn (g)	-	-	-
		$NH_3-N(g)$	568.4	97.3	93

Table 4-6: Inlet and Outlet Pollutant Mass with Retrofitted Pond.

Figure 4-7 shows the water height at the pond's outlet for the first sampling campaign with the retrofitted pond, as well as the runoff flows and TSS loads at the inlet for the first two rain events, and at the outlet once the outlet was opened to empty the pond. The TSS load released in the receiving water body during the third rain event is obviously lower than the load entering the pond even if the releasing flow is higher, leading to a reduced impact on the urban river's ecosystem. The outflow could easily be reduced to lessen its erosion potential at the point of discharge.

Table 4-7 compares the removal efficiency of the retrofitted pond compared to the original one. It shows that for TSS, zinc and NH₃-N, the retrofitted pond is 2.3, 2 and 8 times, respectively, more efficient on average than the original detention pond, whereas manganese removal is 20 times worse. The latter could be due to the release of manganese present in the sediments accumulated in the pond. For TSS, removal efficiencies after retrofit are not only higher but are also less variable, showing that the closed outlet permits a better control on the quality of the water discharge to the receiving water body.



Figure 4-7: Water height, runoff flows and TSS loads in and out of the retrofitted stormwater pond between August 21^{st} and 22^{nd} , 2009.

Before Retrofit				After Retrofit			
	#			#			
	Sampled	Average	Range	Sampled	Average	Range	
	Events			Events			
TSS	8	39%	1% - 67%	5	90%	84% - 98%	
Total Zn	9	20%	0% - 53%	4	42%	25% - 58%	
Total Mn	8	-21%	-33%-13%	4	-429%	-118 % to -739%	
NH ₃ -N	7	10%	7% - 30%	4	84%	74% - 94%	

Table 4-7: Effect of retrofit on detention pond removal efficiency by mass.

Figure 4-8 illustrates that all measured outlet TSS concentrations are much lower when the closed outlet is re-opened than when the outlet is kept opened. Open outlet samples are presented in dark gray dash line whereas closed outlet samples are presented in black solid line. For clarity, only events with outlet concentrations below 200 mg/L are presented, which excludes the first four events of Table 4-2. In addition to the three closed outlet

campaigns presented in Table 4-6, three more campaigns (June 3rd, July 21st and August 16th, 2010) are presented on Figure 4-8. Problems with the inlet sampling of these campaigns made that they could not be used for mass calculations.



Figure 4-8: Outlet TSS concentration for six rainfall events for the open outlet sampling campaign (gray) and six closed outlet sampling campaign (black).

TSS concentrations are low during the first hours of emptying when re-opening the closed outlet. At the end of the emptying when the flow decreases, TSS concentrations increase but without exceeding 40 mg/L. This increase is due to resuspension of sediments, as the water height decreases and the local velocity increases. The load released in the receiving water body remains low, however, thanks to the good removal efficiencies and the low flows. At the end of emptying a volume of water could be kept in the pond to decrease sediment resuspension, leading to even better removal efficiencies. It would then be very

important to design a set of rules for the control of the outlet sluice gate to determine its best operation with regards to the river water quality and the weather forecasting.

4.4 Conclusion

The present study shows that urban stormwater runoff in Quebec City contains similar concentrations of pollutants than previously found in Canada and the U.S.A. This study also found that the original detention pond shows removal efficiencies of 39% for TSS, 20% for zinc, -21% for manganese and 10% for ammonia. These poor removal efficiencies are partly due to short-circuiting of the pond through the channel connecting the inlet to the outlet, allowing the first flush to exit the pond with low retention time.

Retrofitting of the pond to catch and keep runoff for an extended time shows significant improvement of removal efficiencies for TSS, NH₃-N and zinc, going from 39% to 90%; 10% to 84% and 20% to 42% respectively. Copper was not present in sufficient quantities to be analysed and manganese presented negative removal efficiencies probably due to its release from the pond's sediments during water retention. Control of the retention time of stormwater ponds is therefore a good means to reduce pollutant loads reaching urban receiving waters, thereby increasing water quality in urban rivers and streams. An additional step would be to control stormwater ponds in real-time according to weather forecasts to ensure optimal benefits and the safety of the population (and infrastructures) in their surroundings. First results along this line are reported in Muschalla *et al.* (2009b).

Chapitre 5 Description du modèle

5.1 Introduction générale du chapitre

Ce chapitre a pour objet de présenter les équations du modèle qui a été développé au cours de ce doctorat; il se compose de deux parties. La première est un article soumis à Environmental Modelling and Software lequel détaille les équations qui régissent le mouvement de l'eau dans le bassin ainsi que la façon dont sont transportés les polluants solubles et particulaires. La deuxième partie est un article accepté pour publication dans Water Science and Technology et qui présente le modèle de comportement des pathogènes qui a été développé à partir du modèle de transport cité précédemment. Ce modèle présente les processus qui régissent la croissance et la décroissance d'*E. coli* dans un bassin d'orage où trois classes de particules sont modélisées. Pour les raisons exposées dans le chapitre 3, section 3.2.3.3, il n'a pas été possible de caler ce modèle sur des données expérimentales. Néanmoins, le modèle qui présente des simulations faites à l'aide de paramètres trouvés dans la littérature présente des simulations réalistes et montre l'avantage d'implanter différentes classes de particules. Le nombre classes de particules utilisé a varié au cours du développement du modèle. Ceci explique l'utilisation de 4 classes pour le premier article et seulement 3 classes pour le second article.

Le code du modèle en MSL est disponible à l'annexe F

5.2 A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management (soumis à Environmental Modelling and Software)

Résumé :

L'étude présentée s'inscrit dans le cadre d'un projet définissant des règles de contrôle en temps réel de la sortie d'un bassin d'orage pour améliorer la qualité de la rivière, tout en garantissant la sécurité de la population. L'objectif de la structure de contrôle de sortie est d'augmenter le temps de rétention d'eau pour permettre la décantation des particules les plus fines et des polluants associés. Les règles de contrôle en temps réel seront définies à l'aide d'un modèle intégré « bassin versant - bassin d'orage - rivière » pour tester un grand nombre de conditions environnementales. À cette fin, un nouveau modèle dynamique pour les bassins d'orage a été développé pour reproduire la qualité de l'eau dans le bassin, indépendamment du scénario de contrôle de sortie. Ce modèle en couches décrit le comportement des polluants associés aux particules, caractérisées par différentes vitesses de décantation. Après avoir décrit le modèle, les résultats de simulation d'une expérience ViCAs, qui représente la décantation en conditions quiescentes, sont présentés. Ces simulations ont permis de valider les concepts du modèle développé. Le comportement dynamique d'un polluant associé à trois classes de particules, définies par différentes vitesses de décantation, est présenté, avant de conclure sur les perspectives offertes par un tel modèle en termes de puissance de calcul et de complexité des processus qui peuvent être modélisés.

5.2.1 Introduction

Stormwater in urban areas can cause serious flooding problems. At the same time it is common knowledge that stormwater contains a considerable amount of suspended solids (SS) and pollutants (metals, pathogens...) associated with it (Characklis *et al.*, 2005; Tuccillo, 2006; Vaze and Chiew, 2004). To deal with flooding problems e.g. induced by

increasing impervious areas, stormwater basins have been built to reduce negative hydraulic impacts on the river's morphology and ecology.

Some earlier studies have successfully tested the idea to equip stormwater basins with sluice gates at the outlet to control the outflow (Jacopin et al., 2001; Middleton and Barrett, 2008) but they have focused on the hydraulics of the basin. The present study is part of a larger project which develops a new approach to improve the eco-hydraulics of the receiving water body (Muschalla et al., 2009b). The idea is to implement real time control (RTC) of an outlet sluice gate to enhance the removal efficiency of fine particles by increasing the retention time of stored stormwater and to reduce the peak flow released in the receiving river at the same time. An integrated model for the river and drainage system is needed for the safe development of this eco-hydraulic driven RTC of stormwater basins. Robust control rules have to be defined and validated using long-term simulations (Pitt and Clark, 2008) and considering multiple objectives e.g. flood protection and river water quality standards. In this context, the quality model of the stormwater basin is a key element. The computation has to be fast enough to allow performing multiple long-term simulations. At the same time multiple pollutants (particles, pathogens, heavy metals) and processes related to them (adsorption/desorption, settling, disinfection) have to be considered to characterise the water quality of the basin's effluent for different environmental conditions.

Existing computational fluid dynamic (CFD) models for stormwater basins deal with the complex hydraulic conditions and explain where and when sediments will settle (Torres, 2008). Due to their complexity and long computing time, these types of models are not appropriate for the development of the planned RTC strategies. Alternatively, models based on a continuously stirred tank reactor approach (CSTR) can be applied (Ferrara and Hildick-Smith, 1982; Wong *et al.*, 2006). In that type of model, the concentration is the same in the entire tank and it is therefore not possible to introduce processes depending on the gradient of the SS concentration like light penetration that affects the disinfection of pathogens.

Here the concept of layers used for wastewater settler modelling (Vitasovic, 1989) is adapted to stormwater modelling. In the developed model, each layer is modelled as a CSTR. The superposition of these layers allows creating a gradient of concentrations over the basin's water depth. Reactions can easily be added in each layer to reproduce the behaviour of the different pollutants.

This paper focuses on the description of the basic model formulation and shows how this model can reproduce the behaviour of particulate pollutants in a stormwater basin. Experimental results used for the validation of the model concepts are presented. In addition, the behaviour of pollutants under different hydraulic conditions is discussed. The possibilities of further model extensions to better reproduce the complex hydraulic and quality phenomena of a stormwater basin are identified.

5.2.2 Materials and methods

5.2.2.1 Model description

The proposed basin model is composed of three submodels: a hydraulic model, a soluble pollutant model and a particulate pollutant model. The equations related to these three models are explained in this section. The index "s" is related to soluble pollutants, index "x" is related to particulate pollutants, C is the pollutant's concentration; "i" is the index of the layer considered; "in" is related to the influent of the layer; "IN" is related to the influent of the basin and A is the area of the basin.

5.2.2.1.1 Hydraulic model

As stated before, the model is based on the concept of completely mixed layers developed by Vitasovic (1989) for wastewater treatment plant's secondary clarifiers. The advantage of this concept is that it allows the modeller to create a gradient of concentrations along the height of the basin with simple equations. However the Vitasovic model is thought for a settler that has a constant volume of water. In a stormwater basin, the volume is variable depending on the runoff generated by the rain. To take this phenomenon into account, the new model uses a mass balance of water, with a maximum physical volume defined by the stormwater basin's maximum volume (Vmax) and height (Hmax), at which stormwater overflow occurs ($Q_{OVERFLOW}$). Figure 5-1 explains the different parts of the hydraulic model. In part a, the volume of the basin is defined by Hmax. If the water reaches this height, overflow occurs. In the basin, the volume of water is defined by the integration of the balance between the water coming in and the water going out (5-1). Then the volume is divided in N layers.

$$\frac{dV}{dt} = Q_{IN} - (Q_{DRAW} + Q_{OVERFLOW})$$
5-1

Part a and part b show a representation of the evolution of the water volume between t and $t+\Delta t$ during filling. It can be seen that the volume of each layer is always changing with time. However, at each time step, all the layers have equal volumes. Each layer is regulated by its own inflow and outflow which allow different hydraulic conditions to be represented. For example, during a large rain event the outlet pipe can be submerged and the water is then going out from the basin through the bottom layers but not through the top layers. Turbulence created by this phenomenon needs to be represented because soluble and particulate pollutant concentrations will be affected. To take care of this phenomenon, flows between layers have also been implemented. Part c shows which type of flow is taken into account between the layers and equations 5-2 and 5-3 the way they are calculated.



Figure 5-1 : Hydraulic model diagram. Overview of the different variables in the hydraulic model developed. The volumes change in layers with time (a and b) inducing different flows taken in account in the model (c).

There is flow coming from the bottom to the top (Q_{up}) , flow coming from the top to the bottom (Q_{down}) and mixing flow around the layer interface (Q_{mix}) . Q_{mix} will always be included in Q_{up} and Q_{down} in addition to the part coming from Q_{in} or Q_{draw} (equations 5-2 and 5-3). These equations are general and are able to reproduce different flow conditions occurring around the layer i by considering the total flow that has to be transported on layers above for Q_{up} or below for Q_{down} .

$$Q_{up}(i) = Q_{mix}(i) + MAX\left[\left(\sum_{j=i}^{N} Q_{in}(j) - \sum_{j=i}^{N} Q_{draw}(j)\right); 0\right]$$
5-2

$$Q_{down}(i) = Q_{mix}(i+1) + MAX\left[\left(\sum_{j=i+1}^{N} Q_{draw}(j) - \sum_{j=i+1}^{N} Q_{in}(j)\right); 0\right]$$
5-3

5.2.2.2 Soluble pollutant model

The variation of soluble pollutant mass (M_s) can be calculated by a mass balance for each layer, considered as a CSTR.

$$\frac{dM_{s}(i)/dt}{Q_{in}(i) \cdot C_{sin}(i) - Q_{draw}(i) \cdot C_{s}(i) - Q_{up}(i) \cdot C_{s}(i) - Q_{down}(i) \cdot C_{s}(i)}{Q_{up}(i+1) \cdot C_{s}(i+1) + Q_{down}(i-1) \cdot C_{s}(i-1)}$$
5-4

Equation 5-4 holds for constant volume. In the developed hydraulic model, the total volume and the position between the different layers are changing during filling and emptying of the basin. To take this phenomenon into account, the velocity of the up or down movement of the layer's interface is defined as $v_{interface}$. To complete equation 5-4 for varying volume, it is necessary to add equation 5-5 during filling ($v_{interface}$ positive) and equation 5-6 during emptying ($v_{interface}$ negative).

$$v_{Interface}(i) \cdot A \cdot C_{s}(i-1) - v_{Interface}(i+1) \cdot A \cdot C_{s}(i)$$

$$v_{Interface}(i) \cdot A \cdot C_{s}(i) - v_{Interface}(i+1) \cdot A \cdot C_{s}(i+1)$$
5-6

5.2.2.3 Particulate pollutant model

A particulate pollutant is defined by its ability to settle. This means that the pollutant has its own settling velocity (v_x , positive when oriented from the top to the bottom of the basin) and the movement of this pollutant depends on the difference between this velocity and the upward velocity of the water. Equation 5-7 presents which mass of particulate pollutant (B) coming from the top or the bottom layers contributes to the mass variation in layer i depending on the upward velocity of the water. Max and Min functions are used to control the sign and the elements considered in terms of the relative settling velocity of particles. For layer 1, there is no Q_{up} , it is then replaced by $Q_{overflow}$.

$$B = -A \cdot C_{x}(i) \cdot MAX[(v_{x} - Q_{up}(i+1)/A); 0] + A \cdot C_{x}(i) \cdot MIN[(v_{x} - Q_{up}(i)/A); 0] -A \cdot C_{x}(i+1) \cdot MIN[(v_{x} - Q_{up}(i+1)/A); 0] + A \cdot C_{x}(i-1) \cdot MAX[(v_{x} - Q_{up}(i)/A); 0]$$
5-7

The variation of particulate pollutant mass (M_x) can then be calculated by a mass balance for the layer, considered as a CSTR.

$$dM_x(i)/dt = Q_{in}(i) \cdot C_{x in}(i) - Q_{draw}(i) \cdot C_x(i) - Q_{down}(i) \cdot C_x(i) + Q_{down}(i-1) \cdot C_x(i-1) + B$$
5-8

In the same way as for soluble pollutants, it is necessary to add equation 5-9 during filling ($v_{interface}$ positive) and equation 5-10 during emptying ($v_{interface}$ negative) to consider the movement of the layer's interfaces in the mass balance.

$$\begin{array}{l} v_{Interface}(i) \cdot A \cdot C_x(i-1) - v_{Interface}(i+1) \cdot A \cdot C_x(i) \\ v_{Interface}(i) \cdot A \cdot C_x(i) - v_{Interface}(i+1) \cdot A \cdot C_x(i+1) \end{array}$$
5-10

5.2.3 Model implementation

Usual software packages used in sewer modelling (e.g. EPA's SWMM5, (EPA, 2008)) only include algebraic equations to describe quality processes in stormwater management devices. To overcome these limitations, the developed model has been implemented in the WEST modelling and simulation software (Vanhooren *et al.*, 2003) which is used for wastewater treatment plant modelling and integrated urban wastewater system modelling. WEST allows solving ordinary differential equations efficiently and it offers the possibility to easily implement process equations by matrix-based description of their kinetics.

5.2.4 Test cases

In order to demonstrate the concept and the performance of the described model, two test cases were run. The first one (ViCAs experiment) was to identify the best choice of particle settling classes and demonstrate the use of an experimental laboratory test as input to the model. The second one (theoretical simulation) was to show the dynamic behaviour of the different kinds of pollutants as simulated by the model.

5.2.4.1 Batch settling experiments

A ViCAs experiment (Chebbo and Grommaire, 2009) occurs under ideal conditions of settling without turbulence and it is an adapted laboratory test to reproduce the settling conditions of a stormwater basin with a closed outlet. To evaluate the model's capacity of reproducing the settling process occurring in the basin for different settling times with a closed outlet, ViCAs experiments were simulated in terms of the cumulative settled mass.

To determine settling velocities three ViCAs experiments have been conducted on composite samples from three different rain events. Flow-proportional composite samples of the influent of a stormwater basin in Quebec City (Muschalla *et al.*, 2009b) were collected by taking several 1L samples (around 25 samples for each event). The ViCAs experiments are started by filling a settling column of around 60 cm height and 2.5 L volume with a homogenous sample. At predefined time intervals the cumulative mass settled at the bottom of the column is measured. Classes of particles with different settling velocities are determined and the mass of particles per class is calculated from the cumulative settled mass time series. Good experimental work can lead to a mass balance closing within $\pm 15\%$ between the initial mass in the column and the sum of the cumulative settled mass in the column (Chebbo and Grommaire, 2009).

Simulations were performed to validate the basic model and to verify the derived classes of sedimentation velocities. The ViCAs column in the developed model was divided into 9 layers. A 10^{th} layer was used to represent the plate that collects the sediments at the bottom of the column. The ViCAs experiments taken for simulations were all in the ±15% mass balance range.

5.2.4.2 Theoretical simulation

In order to demonstrate the potential of the new model and to show the behaviour of the different types of pollutants, a hypothetical situation has been simulated. Conventionally layer 10 is at the bottom and layer 1 is at the top of the basin. Four types of pollutants have been selected; a soluble pollutant and three particulate pollutants attached to particles with a settling velocity respectively higher, equal and lower than the upward velocity of the water (respectively v_x high, v_x medium and v_x low). A basin of 3,000 m³ was set 2/3 full. A 1,000 m³/d flow of clear water was assumed to enter at layer 10 to fill the basin and leading

to an overflow after 1 day. At the beginning of the simulation, pollutants that are transported by the flow (soluble and particulate pollutants with a low v_x) were located at the bottom of the basin in layer 9, the pollutant that is settling despite the flow (pollutant with a high v_x) was located at the top of the basin in layer 1 and the pollutant that does not move (pollutant with a medium v_x) was located in the middle of the basin in layer 4. The initial masses were all the same at 5,000 g.

5.2.5 Results and discussion

5.2.5.1 Simulation of the ViCAs experiments

Results of ViCAs experiments were used to define the different masses and settling velocities of particulate pollutants for the model. The ViCAs experiments give n settling velocities for n plates collecting the settled particles. This means that it is possible to experimentally define n+1 settling velocity classes. The 21 August 2009 ViCAs experiment can be decomposed in different ways into particle classes (Figure 5-2). The most detailed one with 11 classes closely follows the curve (Figure 5-2.a) and considers all the experimental plates. The vertical lines cross the x axis at the v_s of the class and their spans represent the total SS fraction that has to be considered for the initial mass of the class. The lowest particle class settling velocity is set to 0 m/h but because of the logarithmic scale on the x axis, the lowest value presented is 0.01 m/h. The model fed with 11 classes of settling velocity fitted the cumulative settled data very well (Figure 5-3).



Figure 5-2: ViCAs experiment results and class decomposition. Examples of velocity class definition from experimental results for 11 classes (a), 4 classes with high settling velocities (b) and 4 classes with low settling velocities (c).

In view of modelling the different pollutants and processes associated with the different particle classes, the decomposition into 11 classes means that it is necessary to define the pollutant characteristics for each particle class. For 11 velocity classes, it means defining the amounts of metals and pathogens associated with the 11 classes of particles, in addition to the dissolved fraction. To avoid such complexity, the quality of the model is evaluated with a reduced number of velocity classes; the first one with focus on fast velocity classes (Figure 5-2.b) and the second one with focus on slow velocity classes (Figure 5-2.c).



Figure 5-3: Results of ViCAs experiment simulations for different classes' decomposition. Cumulative mass at the bottom of a ViCAs column compared to the simulation results for different numbers (a or b, c) and types of particle classes (fast (b) or slow (c)).

The simulation results obtained for the two different 4-class decompositions present different fits (Figure 5-3). The choice between fast or slow velocity classes appears very important for the modelling quality. When the velocity classes are chosen to take into account the particles with fast settling velocities (b), the simulation results are better at the low settling times but cannot follow the data from 14 min (0.01 d) to 1.08 d. In the context of the stormwater basin modelling with a closed outlet, it is more important to follow the settling over a longer period of time than for the first 15 min. In this case, the description with 4 classes (c) is a better choice. It gives a better simulation of the SS removal efficiency with time and will help to reproduce the quality of the water in the basin.



Figure 5-4: Results of simulations with 4-class decomposition for different ViCAs experiments. Cumulative mass observed for different ViCAs experiments compared to simulated results with the slow 4-class decomposition.

Once the 4 classes are chosen, it was evaluated whether the same 4 classes (c) can give the same quality of results for other ViCAs experiments. Figure 5-4 presents simulations for 2 other ViCAs experiments. The fitting is really good given the small number of classes used. It means that for long-term simulations including different kinds of rain events, the same 4 velocity classes could be used all along the simulation period.

5.2.5.2 Pollutant behaviour under filling

The new model has demonstrated its ability to fit experimental data for quiescent conditions. This section illustrates the behaviour of the pollutants in the stormwater basin when exposed to a filling phase with clear water entering at the bottom (layer 10). As presented in Figure 5-1, the inflow increases the volume of the layers. The stormwater basin overflows after 1 day. Figure 5-5 presents the dynamics of four types of pollutants by drawing the mass of the different pollutants in each layer after different settling times.

It can be seen that for the soluble pollutant (a), the pollutant is pushed from layer 9 to the surface with a small part going to layer 10 due the movement of the interface between layers 9 and 10 (equation 5-5). For the other layers the behaviour is the same as for a soluble pollutant in a plug flow reactor with dispersion. When the pollutant reaches layer 1

and the basin overflows, the total mass of pollutant starts to decrease in the basin as expected.

The particulate pollutant with low v_x (b) has the same behaviour as the soluble pollutant. Nevertheless, the total mass remaining in the basin at the end of the simulation is higher than the mass of soluble pollutant (3500 g vs 1873 g) because the particles' settling keeps them in the basin.

The particulate pollutant with high v_x (c) is settling from layer 1 to layer 10 and all particles accumulate in the 10th layer as expected. Finally the last type of pollutant with medium v_x (d) is supposed to stay in the same layer given that its settling velocity equals the upward water velocity. However, it can be seen that the mass is dispersed among the layers around layer 4 because the layers' volumes increase and the interface moves into the depth where another layer was previously located, capturing or losing particles. When the basin is overflowing after 1 day, the layer's interfaces no longer move and the mass of the pollutant no longer varies in the layers where the particles are. This dispersion effect is generated by the fact that layers are completely mixed.

b) Particulate pollutant (Vx low)





Figure 5-5 : Dynamic pollutants' behaviour. Simulated behaviour of different types of pollutants in the developed model: Soluble pollutant (a) and particulate pollutants with low (lower than the upward water velocity) (b), high (higher than the upward water velocity) (c) and medium (equal to the upward water velocity) (d) settling velocity (v_x).

5.2.5.3 Further developments

Figure 5-5 shows an ideal case study and the aim of this example was to show the potential of the new model. The behaviour of the different pollutants and of the flows in a real stormwater basin are different because of mixing, of the position of the inlet and outlet pipes and other environmental conditions. Actually, if the inlet pipe has a fixed position, a mechanism can be implemented to distribute the inflow over more than one layer at the bottom of the basin. During filling, some inflows into the upper layers can be set to 0 because the layer interface reaches a position above the top of the pipe. Also, mixing flows

can be defined around the inlet or outlet layers to create some mixing due to the inflow or outflow. Finally, to model the heterogeneity of a stormwater basin, more than one basin can be connected together with different characteristics or configuration (mixing, volume, processes...).

A complete quality model of a stormwater basin needs to represent spatial heterogeneity. This aspect can be solved by connecting different sub-basins together which means connections between layers. Also, reactions between particulate and soluble pollutants, environmental effects like UV disinfection or plant effects have to be implemented. Regarding the different kinds of particles, this model provides much potential. For example, it is well known that pollutants are adsorbed on the particles with the lowest settling velocity (Pitt *et al.*, 1995). This phenomenon can be reproduced with this model because it is easy to introduce different adsorption coefficients for different types of particulate pollutants.

This model is developed for use in RTC management strategies. The computational time is then an important factor. Compared to CFD modelling which may need more than one day to simulate one event (Torres, 2008), this model needs computational times around a second to generate the data presented in Figure 5-5. Even with an increased complexity by inclusion of different reactions and connected basins, the computational time will not increase dramatically. The computational efficiency allows performing long-term simulations and offers therefore the possibility of testing different RTC rules for a stormwater basin upgrade with a sluice gate.

5.2.6 Conclusion

This paper has shown that the developed model using a superposition of completely mixed layers and different types of pollutant is able to simulate the results from ViCAs experiments, reproducing ideal settling conditions occurring in a stormwater basin with closed outlet. This model has been able to reproduce data from different ViCAs experiments with a limited number of settling velocity classes. A simpler calibration will

therefore be possible due to the limited number of classes that have to be characterised. The model also allows reproducing complex hydraulic behaviours and various types of pollutants present in a stormwater basin. By adding processes between the different kinds of pollutants and connecting different basins together, it will be possible to reproduce the complexity of a stormwater basin. Finally, the computational time necessary to run the model is such that it can be used for long-term simulation and development of RTC rules.
5.3 Modeling pathogen fate in stormwaters by a particlepathogen interaction model using population balances (Accepté dans Water Science and Technology)

Résumé :

Les eaux de ruissellement sont polluées par divers contaminants qui affectent la qualité du milieu récepteur. Les pathogènes font partie de ces contaminants qui ont un effet critique sur les usages de l'eau des rivières. Augmenter le temps de rétention de l'eau dans les bassins d'orage peut conduire à réduire les charges de pathogènes rejetées dans les rivières. Dans cet article, un modèle décrivant le comportement des pathogènes dans les bassins d'orage est présenté, comprenant différents processus tels que la mort, l'adsorption / désorption, la décantation et la désinfection solaire. En considérant une distribution de classes de particules caractérisées par leurs vitesses de sédimentation et une approche en couches, ce modèle est capable de reproduire l'intensité lumineuse ainsi que les profils de concentrations en particules et pathogènes associés à celles-ci, dans la colonne d'eau emmagasinée dans le bassin. Un fort effet de la désinfection solaire est constaté. Le modèle a été utilisé pour évaluer l'efficacité d'élimination des pathogènes dans les bassins d'orage. Il comprend des classes de particules caractérisées par une distribution de vitesses de décantation afin d'être en mesure de reproduire la qualité des eaux pluviales et le traitement d'une manière réaliste.

5.3.1 Introduction

For decades it has been known that stormwater can cause severe flooding problems in urban areas and also affects the receiving water's quality as it contains a considerable amount of suspended solids and pollutants associated with them (trace metals, pathogens...) (Characklis *et al.*, 2005; Pettersson, 2002; Vaze and Chiew, 2004). To reduce flooding problems, stormwater basins have been built in new urban developments. The present study is part of a larger project in which a new approach is developed to augment these existing

infrastructures with an operational strategy that improves the eco-hydraulics of the receiving water body into which it eventually discharges the retained stormwater (Muschalla *et al.*, 2009b). The idea behind the strategy is to operate a sluice gate at the outlet of a stormwater basin on the basis of a set of rules to enhance the removal efficiency of, especially, fine particles by increasing the retention time of stored stormwater. The contribution of the work presented here is a dynamic model that can support evaluating the efficiency of control rules in terms of the expected reductions in the load of pathogens discharged into the river.

Escherichia coli (*E. coli*) in stormwater is found in concentrations between 10^2 to 10^4 CFU (colony forming units)/100ml, 20 to 50% of which are attached to suspended solids (Characklis et al., 2005; Jeng et al., 2005; Krometis et al., 2007). The other bacteria are free floating and present as free bacteria or in aggregates. The degree to which pathogens are attached to particles influences their transport and decay. Adsorption of pathogens to particles followed by sedimentation is an important mechanism for removal of pathogens from the bulk liquid that will eventually be discharged. The sedimentation velocity of particles and the distribution of pathogens on these particles determine the pathogens sedimentation efficiency. Jeng et al. (2005) and Oliver et al. (2007) found that more than 90% of attached pathogens are associated to particles smaller than 30 µm in stormwater. Besides, the extent, strength and nature of pathogen-particle adsorption is influenced by the particle surface characteristics. Organic, clay and silt suspended matter tend to attach more pathogens than sand because the surface area to volume ratio is higher for smaller particles (Guber et al., 2007). Additionally, the greater surface charge on organic, clay and silt suspended matter enhance the sorption process (Hipsey et al., 2006). According to Stokes law, the smaller and lighter (organic) particles decant slowly and thus slow down the pathogen sedimentation process. Garcia-Armisen and Servais (2009) observed settling rates of particle-associated E. coli in river water between 0 (no suspended matter) and 1.6 m.d⁻¹.

Decay of pathogens is a second important removal mechanism. Struck *et al.* (2008) predicted the pathogen concentration in retention ponds and constructed wetlands for stormwater and applied a first-order decay function that includes natural decay with temperature correction, predation, solar disinfection and a term that includes sorption,

filtration and sedimentation. Natural decay is subject to many environmental conditions like conductivity, dissolved oxygen, oxygen reduction potential, pH, salinity, etc. Solar radiation causes notable pathogen decay, especially in shallow waters (Curtis *et al.*, 1992). The pathogen-particle interaction is also important in the sense that pathogens tend to survive longer when attached to particles(Struck *et al.*, 2008), for instance by the shielding from solar radiation and protection from predation, thus lowering the disinfection rate of attached bacteria.

5.3.2 Material and Methods

5.3.2.1 Model description

As mentioned above, an important *E. coli* removal mechanism is through sedimentation of the particles to which they are attached. The model presented in this paper is an extension of the more general stormwater sedimentation model of Vallet *et al.* (2011a) developed in the aforementioned overall project. The Vallet model allows reproducing the particles concentration gradient and the behaviour of pollutants associated to them. To describe the vertical spatial heterogeneity it uses the layer approach adopted in wastewater treatment settler models (Vitasovic, 1989) around which a mass balance is built for both water and pollutants. In this model a population of particle classes is defined. For each class a different sedimentation velocity v_k is defined with an associated suspended solids mass X_k $(k \in [1; NrOfClasses])$.

In order to experimentally determine the fraction of each of the classes the ViCAs protocol (Chebbo and Grommaire, 2009) was used. It has proven to be an efficient tool to support such modelling. The protocol applies a sedimentation column in which, during a predefined time interval, the settled solids are recovered. Determining the evolution in cumulative mass of the deposit versus time enables calculating the fractions of each of the classes. The information collected from ViCAs settling experiments can be used to support a pathogen population balance model. Given the sedimentation velocities and the mass balance for each particle class, the population balance model therefore allows simulating the dynamics of the particles and attached pathogens along the depth of the stormwater basin. As illustration of the particle-pathogen interaction model is the major focus of the paper, the

mass balance of each layer in the stormwater basin is derived from Vallet *et al.* (2010), considering only sedimentation and no advection or mixing transport processes of suspended solids and their associated pathogens:

$$\frac{dX_{k_{i}}}{dt} = -A \cdot v_{k} \cdot X_{k_{i}} + A \cdot v_{k} \cdot X_{k_{i-1}} + conversions_{i} \quad (k \in [1; NrOfClasses])$$

where X_{k_i} is the concentration of the kth particle class in the ith layer; the top layer of the stormwater basin is layer 1; the sediment layer is layer 10; *A* is the surface area of the stormwater basin. The first part of the mass balance accounts for particles settling out of layer i into layer i+1 and has a negative sign. Particles settling out of the i-1th layer increase the concentration in the ith layer in the second part of the mass balance. Straightforward, there are no particles settling into the top layer and no particles can settle out of the bottom layer. For components in solution, i.e. free pathogens, no sedimentation occurs and so the mass balance is reduced to their conversion processes:

$$\frac{dS_i}{dt} = conversions_i$$

Decay, disinfection, (de)sorption and growth processes are grouped in the conversion term which is discussed below.

5.3.2.2 Process description

To each of the described particle classes pathogens can sorb/desorb and their population balance allows calculating the concentration of particle-associated pathogens in each layer. Sorption and desorption of pathogens to particles is described by isotherms of the sorption/desorption equilibrium which, for low concentrations, are based on a linear partition coefficient, K_D . Sorption and desorption are two oppositely directed processes with the following respective rates:

rate of sorption =
$$k_{sorption} \cdot S_{path} \cdot X$$
 and
rate of desorption = $k_{desorption} \cdot X_{path}$

where $k_{sorption}$ and $k_{desorption}$ are respectively the sorption and desorption rate coefficients (Jacobsen and Arvin, 1996; Lindblom *et al.*, 2006), X is the particle concentration of a particle class, S_{path} is the concentration of "free" *E. coli* and X_{path} is the concentration of attached *E. coli*. The overall sorption/desorption process rate for each particle class is presented in Table 5-1 and includes the partition coefficient, K_D , that is equal to the ratio of the desorption to the sorption rate coefficients.

Inactivation of *E. coli* in stormwater basins is principally described by three mechanisms: (a) natural decay, (b) predation and (c) solar disinfection. These processes have been implemented for both particulate and free E. coli populations. Predation is often incorporated in the natural decay term because of the difficulty to measure this separately (Struck et al., 2008). In the proposed model the combination of predation and naturel decay is called "base decay". Base decay of free pathogens and particle-associated pathogens is described by a first-order base mortality plus a term that includes mortality due to salinity. The whole base decay is corrected for temperature (Mancini, 1978) that is considered constant over depth in a shallow stormwater basin. Solar disinfection depends on light intensity that decreases with increasing depth due to turbidity (light extinction according to Beer's law), another, albeit indirect, particle-pathogen interaction. In addition, at a certain depth, all free pathogens and a distinct fraction of particle-associated pathogens $(F_{I,X_{path}})$ assumed to be equally influenced by solar radiation whereas the remaining fraction of the particle-associated pathogens is protected from solar radiation by shielding (Fenner and Komvuschara, 2005). A first-order mortality constant for solar disinfection, proportional to light intensity, is applied (Chapra, 1997; Struck et al., 2008). Growth of E. coli, while not expected in storm water basins, is also included for generality and use in, for instance, combined sewer system models.

The average solar radiation intensity, I_i , over each layer is calculated according to Chapra (1997) where I_{0_i} is the radiation intensity at the top of each layer derived from Beer's law:

$$I_{i} = \frac{I_{0_{i}}}{K_{e_{i}} \cdot H_{i}} \cdot \left(1 - e^{K_{e_{i}} \cdot H_{i}}\right)$$
$$I_{0_{i}} = \left(1 - F_{I,\alpha}\right) \cdot I_{surface} \cdot e^{-\sum_{l=1}^{l=i-1} K_{e_{l}} \cdot H_{l}}$$

where $I_{surface}$ is the incoming solar radiation intensity (w.m⁻²); H_i is the height of layer i (m); the term $(1 - F_{I,\alpha})$ accounts for the fraction of the incoming light penetrating the water surface (-). The global extinction coefficient over the ith layer, K_{e_i} (m⁻¹), increases linearly with the total suspended solid (TSS) concentration (mg.L⁻¹) that added to a constant extinction coefficient due to water, $K_{e,water}$:

$$K_{e_i} = K_{e,X} \cdot TSS_i + K_{e,water}.$$

Note that the population balance over the particle classes allows calculating the TSS concentration in each of the layers:

$$TSS_i = \sum_{k=1}^{NrOfClasses} X_{k_i}.$$

Finally to represent the diurnal variation of the light intensity, $I_{surface}$ is described by the following equation:

$$I_{surface} = max\left(\frac{I_{max}}{3} + \frac{2 \cdot I_{max}}{3} \cdot sin\left(\frac{3\pi}{2} + 2\pi \cdot t\right); 0\right)$$

where I_{max} is the maximum light intensity during the day period. This equation allows reaching I_{max} at noon with a sinusoidal pattern for the rest of the day and a zero value during the night.

5.3.2.3 Gujer matrix presentation

Also originating from wastewater treatment modelling, the Gujer matrix approach to present the physico-chemical and biological processes in a system (previously known as Petersen matrix (Henze *et al.*, 1987)), is adopted here to concisely present the previous discussed decay, disinfection, (de)sorption and growth equations. Table 5-1 represents the Gujer matrix for a system with 2 particle classes (NrOfClasses=2), but it can be observed that it is easy to augment the matrix for a larger number of classes. In the Gujer matrix, the overall conversion equation for each state variable can be obtained by summating the products of the process coefficients and the corresponding process rates. Please note as well that in this matrix no reference is given to the layer in the stormwater basin to which it applies. In fact the mass balance of each layer contains such Gujer matrix to calculate the conversion processes taking place, next to the transport processes. Again, augmenting the stormwater basin model with more layers is straightforward.

		State variables							
Process		Spath	X ₁	<i>X</i> ₂	$X_{path,1}$	$X_{path,2}$	Process rate		
Growth of Sp	ath	+1					$\mu_{S_{path} \cdot S_{path}}$		
Base decay o	f S _{path}	-1					$\left(\left(b_{S_{path}} + K_{salt,path} \cdot S_{salt}\right) \cdot \theta_{T_{20},path}^{T-20}\right) S_{path}$		
Disinfection	of S _{path}	-1					$\alpha_{I,path} \cdot I \cdot S_{path}$		
Growth of X_p	path,1				+1		$\mu_{X_{path,1},X_{path,1}}$		
Growth of X_p	path,2					+1	$\mu_{X_{path,2}}$ · $X_{path,2}$		
Base decay o	f $X_{path,1}$				-1		$\left(\left(b_{X_{path,1}} + K_{salt,path} \cdot S_{salt} \right) \cdot \theta_{T_{20},path}^{T-20} \right) X_{path,1}$		
Base decay o	f X _{path,2}					-1	$\left(\left(b_{X_{path,2}}+K_{salt,path}\cdot S_{salt}\right)\cdot\theta_{T_{20},path}^{T-20}\right)X_{path,2}$		
Disinfection	of $X_{path,1}$				$-F_{I,X_{path,1}}$		$\alpha_{I,path} \cdot I \cdot X_{path,1}$		
Disinfection	of $X_{path,2}$					$-F_{I,X_{path,2}}$	$\alpha_{I,path} \cdot I \cdot X_{path,2}$		
Sorption of S $X_{path,1}$	_{path} on	-1			+1		$k_{sorption,1} \cdot \left(S_{path} \cdot X_1 - \frac{X_{path,1}}{K_{D_1}}\right)$		
Sorption of <i>S</i> <i>X</i> _{path,2}	_{path} on	-1				+1	$k_{sorption,2} \cdot \left(S_{path} \cdot X_2 - \frac{X_{path,2}}{K_{D_2}} \right)$		
$\mu_{S_{path}}$ growth rate of free pathogens (d ⁻¹)		ree	$\alpha_{I,path}$ proportionality constant for influen			ality constant for influence of light (m ² .W ⁻¹ .d ⁻¹)			
$b_{S_{path}}$	decay rate of free pathogens (d ⁻¹)			$\mu_{X_{path,1reps.2}}$ growth rate of pathogens on respectively X_1 and X_2 (e of pathogens on respectively X_1 and X_2 (d $^{\cdot 1}$)		
K _{salt,path}	salinity infl (d ⁻¹ .ppt ⁻¹)	alinity influence factor			ith,1 resp. 2	decay rate ((d ⁻¹)	of pathogens adsorbed on respectively $X_{\rm 1}$ and $X_{\rm 2}$		
$ heta_{ extsf{T_{20}}, path}$	temperatur (-)	emperature coefficient			$k_{sorption,1 resp. 2}$ sorption rate $X_2 (m^3.g^{-1}.d^{-1})$		e coefficient for pathogens on respectively X_1 and $^{-1}$)		
S _{salt}	salt concentration (ppt)			$F_{I,X_{path,1} resp. 2}$ fraction of p light (-)			pathogens on respectively X_1 and X_2 exposed to		
Т	temperatur	e (°C)		K	O _{1 resp. 2}	sorption eq	sorption equilibrium coefficient for pathogens adsorbed on respectively X_1 and X_2 (m ³ .g ⁻¹)		
Ι	solar radiation intensity (W.m ⁻²)								

Table 5-1: Gujer matrix representation of the population particle-pathogen interaction model.

5.3.2.4 Model implementation and simulations

The model has been implemented in the WEST modelling and simulation software (MIKE by DHI software, Hørsholm, Denmark), which is used for wastewater treatment plant modelling and integrated urban wastewater system modelling (Vanhooren *et al.*, 2003). The WEST model base is written in a user-friendly MSL (Model Specification Language) which is a declarative language presenting only the model equations. The WEST compiler is capable of programming the solution of the model from the MSL code. The particle-pathogen interaction model was implemented as an extension of the more general sedimentation model of Vallet *et al.* (2010) by adopting the Gujer matrix editor provided in WEST for the description of the particle-pathogen interaction processes. The Vallet model

and the light extinction equations were implemented using respectively ordinary differential and algebraic equations.

5.3.3 Simulation results and discussion

In order to illustrate the pathogen dynamics induced by the different processes involved in the model and the effect of a heterogeneous suspension of particles, two specific simulations have been run with respectively a single and three particle classes. The initial concentrations have been set to $10^3/100$ mL for free *E. coli*, 0 for particle-associated *E. coli* and 75 mg.L⁻¹ for TSS (average concentration observed during sampling campaign (Carpenter et al., 2011)). In the first simulation, the particle-pathogen interactions for only one particle class are simulated. The settling velocity of 1 m.d^{-1} is chosen to emphasize the different particle-pathogen interaction processes. The partition coefficient is calculated so that at sorption equilibrium 38% of the pathogens is adsorbed to the suspended matter at a TSS concentration of 75 mg.L⁻¹ (Vergeynst, 2010). In previous work by Vallet et al. (2011a), the number of particle classes, their corresponding mass fractions and sedimentation velocities were optimized for the conditions encountered during the sampling campaign. Three particle classes with a sedimentation velocity of 0.1, 2 and 80 $m.d^{-1}$ were found to be sufficient to represent the particle dynamics in the stormwater basin. These conditions are used to conduct the second simulation. The distribution coefficients are calculated based on the same sorption equilibrium as in the first simulation and such that the distribution coefficients are the same for the two slowest settling particle classes and a factor ten lower for the third particle class. Based on a literature study, Vergeynst (2010) suggested that for clay and silt size suspended solids (slow settling particles) the attached pathogens to particle mass ratio is more or less constant whereas the ratio is roughly ten times smaller for sand size suspended solids (fast settling particles). The particle specific parameters are presented in Table 5-2. The other parameters in Table 5-3 are the same for each of the classes and have been taken from literature. Finally, the light intensity has been chosen for a typical summer day in Quebec, considering the maximum value as the double of the average referred by Natural Resources Canada (2010). Simulations were run with a water height of 1 m represented by 10 layers of equal height. The first layer is the top layer of the stormwater basin, the ninth layer is the bottom layer and the tenth layer the sediment layer where settled suspended matter accumulates. The duration has been set to 4 days in order to see the effect of diurnal variation of the light and not to exceed the maximum residence time of stormwater as defined in the overall project (Muschalla *et al.*, 2009b). A Runge-Kutta 4 numerical integration with a variable time-step was applied as provided by the modelling software.

Symbol	Description	1 part. class	3	part. classe	S	Unit
	particle class	X	X_1	X_2	X_3	
	mass fraction of X_k	1	0.33	0.65	0.11	-
v_k	sedimentation velocity of X_k	1	80	2	0.1	m.d ⁻¹
K_{D_k}	partition coefficient for pathogens adsorbed on X_k	0.0081	0.00115	0.0115	0.0115	m ³ .g⁻¹

Table 5-2: Particle specific parameter's values used for simulations.

Table 5-3: General parameter values used for simulations (a: Chapra, 1997; b: Struck *et al.*, 2008; c: Vergeynst, 2010).

Symbol	Description	value	unit
$b_{S_{path}}$	decay rate of free pathogens	0.8 ^a	d ⁻¹
$b_{X_{path}}$	decay rate of pathogens adsorbed on X	0.4 ^c	d ⁻¹
$K_{salt,path}$	salinity influence factor	0.02 ^a	d ⁻¹ .ppt ⁻¹
$ heta_{T_{20},path}$	temperature dependency coefficient	1.013 ^b	-
$\mu_{S_{path}}$	growth rate of free pathogens	0 ^c	d ⁻¹
$\mu_{X_{path}}$	growth rate of pathogens adsorbed on X	0 ^c	d ⁻¹
$\alpha_{I,path}$	proportionality constant for influence of light	0.006 ^b	m ² .W ⁻¹ .d ⁻¹
$F_{I,X_{path}}$	fraction of pathogens adsorbed on X exposed to light	0.95 [°]	-
$k_{sorption}$	sorption rate coefficient of free pathogens on X	0.58 ^c	m ³ .g ⁻¹ .d ⁻¹
I _{max}	maximum light intensity during the day	480	W.m ⁻²
$F_{I,\alpha}$	light reflection factor at the surface of water	0.28 ^c	-
$K_{e,X}$	extinction coefficient due to TSS	0.55 ^a	m ² .g ⁻¹
$K_{e,water}$	extinction coefficient due to water colour	0.05 ^b	m ⁻¹
Т	Temperature	15 [°]	°C
S_{salt}	salt concentration	0,1 ^c	ppt

First, the simulation results for a single particle class are discussed. Subsequently the simulation results with three particle classes are discussed and compared with the first simulation results. Figure 1 presents the results of the first simulation with a single particle class. The solar radiation intensity (a), free (b) and attached *E. coli* concentration (c) are shown for the surface layer (L1, 0 to 0.1 m deep), an intermediate layer (L5, 0.4 to 0.5 m deep), the bottom layer (L9, 0.8 to 0.9 m deep) and the sediment layer (L10).

5.3.3.1 Single particle class results

The light intensity is following a sinusoidal pattern from sunrise to sunset. The intensity is maximal at the surface and decreases gradually with the depth reaching almost a zero value in the sediment layer. Along the four days of simulation the light intensity below the surface increases as the suspended solids settle out. This increase in light intensity is slower in deeper layers due to the larger distance for particles to settle. After four days, the light intensities at the surface (L1) down to the bottom (L9) are almost superimposed meaning that maximal light intensity in all layers is attained when all particles are settled out (Figure 5-6a). The small remaining difference in intensity between the surface and subsurface layers is due to the extinction caused by the water itself. Notice that the light never reaches the sediment layer (L10) where sediment accumulates.

Instantly, the attached and free bacteria fractions reach sorption equilibrium with 38% of the total *E. coli* being attached to particles. Then, the attached pathogens settle with the particles (Figure 5-6b). The attached *E. coli* concentration at the bottom of the basin (Figure 5-6b, X_{path} (L10)) increases during the first two days because of the accumulation of settled particles with attached bacteria, but then decay takes over.

The removal of free *E. coli* (Figure 5-6c) increases as the particulate concentration decreases which leads to increasing solar disinfection. Without radiation, at night, the removal of free pathogens is only caused by base decay. The steeper decrease during daytime is caused by the effect of solar disinfection. This phenomenon is visible in the stepwise shape of the decreasing concentration profiles. This increase in solar disinfection takes longer to occur in the deeper layers because the particles take longer to settle out, leading to lower light intensities. At the surface (L1), solar disinfection can be observed from the first day whereas at the bottom (L9) it takes more than two days to see the effect of solar disinfection. The importance of the solar disinfection in this model can be concluded from the decrease of free bacteria in the deeper layers. As soon as the particles are settled out and a higher light intensity reaches subsurface layers (during the second day), the pathogen concentration begins to decrease faster than under simple decay, as occurring in the sediment layer (L10).



Figure 5-6: Simulation results considering a single particle class with a settling velocity of 1 m.d^{-1} . Parameters shown are light intensity (a), attached (b) and free (c) *E. coli* for layers 1, 5, 9 and 10.

5.3.3.2 Comparison of one and three particle class models

Figures 5-7 and 5-8 present the results in layer 5 for the simulation with a single and three particle classes. The results for the single particle class are extracted from Figure 5-6 and compared to the results for three particle classes to emphasize the effect of a heterogeneous

suspension of particles on the particle-pathogen interactions in a more realistic description of the stormwater composition.

Figure 5-7 presents the TSS concentration in layer 5 of both simulations (a) and the light intensity for three particle class (b) model in the layers 1, 5 and 9. On Figure 5-7a, the successive settling of the three particle classes can be seen. The TSS concentration drops at the start of the simulation by 33% due to the settling of X_1 , the fastest settling particle class. After that, the TSS concentration decreases due to the second particle class (X_2) settling out down to a remaining 11% of the initial TSS concentration. For a more detailed discussion on the modelling of heterogeneous suspension of particles, refer to Vallet *et al.* (2011). In the simulation with a single particle class (Figure 5-6a) light intensity in layer 5 is maximal in the fourth day whereas in the simulation with three particle classes light intensity only reaches 54% of the maximal light intensity (Figure 5-7c). This difference is caused by the higher remaining TSS concentration in the subsurface layers. Here, 6% of total TSS (mainly composed of X_3) is still remaining in suspension at the end of the simulation. Although the TSS concentration is low, the light penetration is still highly affected which can be explained by the exponential function in the light extinction equation.

On Figure 5-8 the free and attached *E. coli* concentration in layer 5 are presented for respectively a single (a) and three particle classes (b) model. Results for the single particle class model are extracted from Figure 5-6. The lower light intensity in subsurface layers for the simulation with three particle classes causes a slower solar disinfection rate for the free *E. coli* (Figure 5-8b). The stepwise decrease of the free *E. coli* concentration during daytime is less important, whereas in the simulation with a single particle class (Figure 5-8a), solar disinfection is enhancing the pathogen removal significantly after day 1. For the attached *E. coli* the following phenomena can be seen successively: sorption of *E. coli* to each of the particle classes, settling of *E. coli* attached to the fastest settling particle class ($X_{path,1}$), settling of $X_{path,2}$ and settling of $X_{path,3}$. On Figure 5-8b, the total attached *E. coli* concentration in layer 5 is presented as X_{path} . The removal of $X_{path,1}$ accounts for only a small part of the total attached *E. coli* removal because of the ten times lower sorption coefficient (Table 5-2) and the fast settling velocity of X_1 . After one day, the remaining attached *E. coli* is all $X_{path,3}$ for which it takes more than four days to settle out. From the

second day, solar disinfection of $X_{path,3}$ can be seen. According to the comparison of Figures 5-8a and 5-8b, the behaviour of X_{path} in the proposed model is very different when considering a single or three particle classes. Given that a single class model is not representative of reality (Vallet *et al.*, 2011a), we can conclude from the sensitivity of the results on the number of classes that it is worthwhile to further study the necessary number of classes and their properties (settling velocities, sorption parameters, etc, see Table 5-2).



Figure 5-7: Simulation results of the TSS concentration and the light intensity for the simulation with a single and three particle class model. Variables shown are TSS concentration in layer 5 considering a single and three classes of particles (a), the light intensity in layer 1, 5 and 9 considering three classes of particles (b).



Figure 5-8: Simulation results for the free and attached *E. coli* concentrations in layer 5 with a single and three particle classes. Parameters shown are free (a) and attached *E. coli* concentration considering a single particle class, free and attached *E. coli* concentration considering three particle classes (b) and total *E. coli* concentration for both simulations (c).

On Figure 5-8c, the total *E. coli* concentration in layer 5 is presented for both simulations. The simulation with three particle classes presents a slower decrease of total *E. coli*. The main cause for this difference is the difference in solar disinfection. During daytime, the disinfection rate is smaller for the simulation with three particle classes than for the simulation with a single particle class due to the particles remaining in suspension. Thus, in a more realistic stormwater description with heterogeneous suspension of particles, the removal of *E. coli* is slowed down by a small fraction of slow settling particles, which affect light penetration significantly. In this example, the light extinction coefficient is the same for all particle classes. However, according to Van Duin *et al.* (2001), the different particle classes have a different impact on the light extinction. Particles with a slow settling velocity will have a stronger impact on the light extinction.

that, depending on the concentration of the slowest particles, the disinfection rate could even be smaller than the presented results.

5.3.3.3 Discussion

The present model has shown the ability to reproduce a heterogeneous suspension of particles and different phenomena affecting pathogens in a stormwater basin as decay, (de)sorption to particles and disinfection by solar radiation. The settling model with layers allows reproducing the spatial heterogeneity as function of water depth. It must be stated that no calibration has so far been performed. In that respect, it is important that measurements are made of the different pathogen fractions (free and attached) and a study is underway to develop an appropriate protocol. However, the model has been set up with parameters found in the literature and can therefore be used to provide realistic information that supports the development of management strategies for stormwater basins. For example, on Figure 5-8 it can be seen that the effect of solar disinfection is depending on the particle sedimentation velocity distribution and the retention time of the water in the basin. Moreover, a small fraction of slow settling particles is determining for the light penetration and so, the solar disinfection of pathogens. In layers closer to the surface, where suspended solids settle out first, solar disinfection becomes more important. This means that the retention of water in the stormwater basin by introducing valves on the outlet can be an improvement in terms of water quality, especially in shallow stormwater basins. The goal of further work will be to use the pathogens' removal to further optimize the parameters of real-time control rules to optimally manage the stormwater basin (Muschalla et al., 2009b).

5.3.4 Conclusion

This paper has presented a new model to describe the behaviour of pathogens in stormwater basins. Different processes as base decay, solar disinfection, settling, sorption and desorption to suspended solids have been implemented in a layer model to describe the vertical profiles of light, TSS and free and sorbed pathogens. The dynamics of the concentration of pathogens is well represented for a suspension of particles with different settling velocities, as shown on Figure 5-8, and the importance of particle settling and solar

disinfection are illustrated. This model is easy to use and adapt as it accounts for a population of particles characterized with a distribution of settling velocities. The development of this dynamic population balance model contributes to evaluating the efficiency of introducing real-time control of valves on stormwater basins that prolong stormwater retention and, in this way, reduce the load of pathogens to the river.

Chapitre 6 Modélisation du comportement des MeS dans les bassins d'orage basée sur le fractionnement en différentes classes de particules caractérisées par leurs vitesses de sédimentation

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article soumis à Water Research pour un numéro spécial sur les eaux de ruissellement. Il présente les résultats obtenus lors des échantillonnages en sortie fermée, et plus spécifiquement, des échantillons ponctuels prélevés à l'intérieur du bassin. L'ensemble des résultats est présenté à l'annexe E. Le résultat principal de cette campagne d'échantillonnage a été de montrer qu'il existe une hétérogénéité spatiale au niveau des concentrations en MeS durant les 10 à 20 premières heures d'emmagasinement de l'eau. L'article présente également le protocole de calage qui a été adopté, les résultats de calage du modèle en sortie ouverte et en sortie fermée qui ont permis de reproduire l'hétérogénéité spatiale identifiée dans le bassin. Enfin, la nécessité de mettre en place des débits de resuspension pour pouvoir reproduire les données obtenues lors de la vidange est mise en évidence.

Le choix des évènements retenus pour le calage s'est fait sur l'aspect hydraulique pour couvrir une large gamme de débits d'entrée. Pour l'évènement utilisé en sortie fermée, il fallait que l'évènement choisi ait un volume d'eau emmagasiné relativement important pour pouvoir visualiser les effets de la décantation. Il fallait également que le temps de rétention soit long pour pouvoir atteindre de basses concentrations en MeS et ainsi voir les limites du modèle.

Un autre point qui n'est pas abordé dans l'article mais qui est très important est le temps de calcul. En effet, l'un des critères du choix du modèle est qu'il permette de faire des simulations à long terme pour de multiples scénarios, donc il faut qu'il ait une vitesse de calcul rapide. Pour un évènement simulé de 4.5 jours, le temps de calcul est inférieur à 2 min. Ce temps est très rapide comparé aux journées de calcul nécessaires pour un modèle CFD. Le temps de calcul augmente avec le nombre de variables d'état et d'équations

considérées. Ainsi, plus le modèle aura de cellules, de classes de particules ou de processus, plus le temps de calcul sera long.

Cet article constitue le point central de cette thèse de doctorat soit le développement d'un modèle calé.

Le code MSL est disponible à l'annexe F, la calibration de l'équation permettant de simuler le débit de sortie en fonction de la hauteur d'eau dans le bassin se trouve à l'annexe G et les calculs pour les erreurs de mesure sur les MeS se trouve à l'annexe H.

Résumé:

La mise en œuvre des processus liés à la sédimentation des particules dans les bassins d'orage est une étape complexe mais nécessaire afin de prédire l'effet de différents polluants sur les rivières, pour différentes conditions de fonctionnement. Un nouveau modèle dynamique pour les bassins d'orage, basé sur des classes de particules caractérisées par différentes vitesses de sédimentation, a été développé pour décrire la dynamique de la qualité de l'eau dans le bassin. Cet article est axé sur le calage du modèle en utilisant des données chronologiques de MeS et des données de distribution des vitesses de sédimentation de ViCAs. Ces dernières permettent de définir les vitesses de sédimentation des différentes classes de particules. Des campagnes d'échantillonnage ont été menées avec la sortie du bassin ouverte et fermée afin d'identifier le comportement des MeS pour différentes conditions opérationnelles. Les résultats expérimentaux pour la campagne d'échantillonnage en sortie fermée montrent une hétérogénéité spatiale dans le bassin au cours des phases initiales de l'emmagasinement de l'eau. Une procédure de calage est proposée pour ajuster le modèle sur les données expérimentales. Ce modèle, utilisant directement des résultats expérimentaux en laboratoire pour la description des classes de particules, est capable de reproduire les concentrations en MeS à la fois en sortie ouverte et fermée avec seulement trois classes de particules. Il décrit également l'hétérogénéité spatiale dans le bassin et la remise en suspension avec un débit de mélange qui est fonction du volume d'eau dans le bassin et des débits d'entrée et de sortie.

Modelling TSS behaviour in stormwater basins based on fractionation in multiple particle settling velocity classes.

6.1 Introduction

Stormwater in urban areas can cause serious flooding. At the same time, stormwater contains a considerable amount of suspended solids and associated pollutants (metals, pathogens...) (Characklis *et al.*, 2005; Tuccillo, 2006; Vaze and Chiew, 2004). To deal with flooding, due to increased impervious area, stormwater basins have been built to reduce the hydraulic impacts on the river's morphology and ecology. By reducing the discharge flow or closing the outlet for a certain period, it is possible to retain the water inside the basin to enhance particle settling, and therefore, the removal of the associated pollutants from the water column.

Some earlier studies have successfully tested the idea to equip stormwater basins with sluice gates at the outlet to control the outflow (Jacopin et al., 2001; Middleton and Barrett, 2008) but they have mainly focused on the hydraulics of the basin. The present study is part of a larger project which develops a new approach to improve the eco-hydraulics of the receiving water body (Muschalla et al., 2009b). The idea is to implement real-time control (RTC) of the sluice gate, based on meteorological forecasting, to enhance the removal efficiency of fine particles by increasing the retention time of stored stormwater and to reduce the peak flow released to the receiving river. The finest particles are recognized to carry the highest fraction of attached pollutants because of their large specific area (Sansalone and Buchberger, 1997). An integrated model for the river and drainage system is needed for the safe development of this eco-hydraulic driven RTC of stormwater basins. Robust control rules have to be defined and validated using long-term simulations (Pitt and Clark, 2008) and considering multiple objectives, mainly flood protection and improved river water quality. In this context, the quality model of the stormwater basin is central to faithfully simulate the discharged water quality. It has to give good results over the entire sluice gate position spectrum. Computation has to be fast enough to allow long-term simulations. At the same time, multiple pollutants (particles, pathogens, heavy metals) and related processes (adsorption/desorption, settling, disinfection) have to be considered to describe the evolution of the water quality of the basin's effluent for different environmental conditions. Computational fluid dynamic models are complex and time consuming (Torres, 2008) but they showed that heterogeneity exists in the basins. Heterogeneity has been confirmed experimentally by analysis of sediments (Walker, 2001). Using the continuously stirred tank reactor concept (Ferrara and Hildick-Smith, 1982; Wong *et al.*, 2006) allows fast calculation but does not include any heterogeneity.

In the present study, a model simple enough to be fast but detailed enough to represent the different zones of sedimentation in a basin has been developed. It is based on concepts developed in wastewater treatment settler models which are calculating a concentration gradient along the water height by superposition of layers and mass balance calculations around those layers (Vitasovic, 1989). By combining several interconnected subbasins, the spatial heterogeneity can be taken into account. A central component of the model is the fractionation of total suspended solid (TSS) concentrations in particle classes with different settling velocities that are experimentally determined. This model has already shown its ability to reproduce laboratory experiments in ideal settling conditions (Vallet *et al.*, 2011b) and the possibility of adding different processes like chemical adsorption/desorption or light extension for pathogens disinfection (Vergeynst *et al.*, 2011).

The aim of this paper is to present the results obtained with the stormwater basin model under dynamic conditions. The model developments since Vallet et al. (2011b), which focus on the heterogeneity of the basin, are first presented. Then experimental results sampled both in the basin and at its outlet are described before discussing the calibration of the model with these samples.

6.2 Materials and methods

6.2.1 Sampling campaign

In order to investigate the processes occurring in the basin and calibrate the model, a sampling campaign for two outlet configurations (open and closed) has been conducted on an actual stormwater basin (Figure 6-1). The catchment is a residential area (Figure 6-1.a)

of 15.1 ha. Flow-proportional grab samples of 1L have been taken at the inlet and outlet of the basin. Composite samples have also been collected to perform ViCAs tests (Chebbo and Grommaire, 2009). A ViCAs test consists of collecting particles that have settled at the bottom of a 60 cm column at predefined time-steps. The mathematical treatment of the cumulative mass collected allows obtaining a cumulative frequency distribution curve of settling velocities of the TSS concentration of the original sample.



Figure 6-1: Aerial picture of sampling site (a) and sampled basin (b). The 2 sampling points (SP1 and SP2) and the inlet and outlet are presented.

With a closed outlet, grab samples have been taken at different points in the basin (SP1 and SP2 on Figure 6-1.b) to identify the pollutant concentrations during settling. To limit resuspension, a sampling device was designed, allowing the sampler to stay 1.5 m away from the sampling point. Samples were taken approximately 10 to 20 cm under the water surface. The paper focuses on TSS which have been measured according to Standard Methods (APHA *et al.*, 1998). Three rain events were sampled for modelling purposes, two with open outlet and one with closed outlet (Table 6-1).

Date	Total	Duration	Maximum 5 min.	Previous dry	Outlet
	height		intensity	weather period	configuration
-	mm	h	mm/h	d	-
11-07-2009	5.4	3.0	7.2	2.8	Open
18-07-2009	22.6	2.5	48.0	0.0	Open
09-07-2010	21.8	2.0	82.0	2.6	Closed

Table 6-1: Characteristics of sampled rain events.

6.2.2 Catchment model implementation

The catchment (Figure 6-1.a) has been modelled with SWMM 5.0 (EPA, 2008). Data on geography, land use, and geometry of the sewer system was available in high spatial resolution and quality. This enabled to develop a detailed model to characterize the hydraulic behaviour of the catchment. The SWMM model has been calibrated on the outflow measurements of the stormwater basin (Carpenter *et al.*, 2011).

6.2.3 Stormwater basin model implementation

The developed stormwater basin model (Figure 6-2) has been implemented in the WEST (mikebydhi.com) modelling and simulation software (Vanhooren *et al.*, 2003), a software dedicated to wastewater treatment plant modelling. The model is based on a superposition of layers as detailed in Vallet et al. (2011b). This section will present the configuration of the different subbasins and their interconnecting flows to allow the hydraulics of the stormwater basin to be reproduced. First, a subbasin is divided in 10 layers and the bottom layer (10) is used as a sediment layer, i.e. there is no water transfer from this subbasin to another (Figure 6-3). Subbasins are connected layer by layer. Particles can be resuspended from the sediment layer with a mixing flow between this layer and the others. In the following paragraphs, objects presented refer to Figure 6-2.



Figure 6-2: Implementation of the stormwater basin in WEST. The channel in the middle of the basin is modelled by subbasins 1, 4 and 5.

6.2.3.1 Water height controller

The flow Q_{DRAW} out of the different subbasins depends on the inflow, the outflow of the overall stormwater basin and the area of the different subbasins while maintaining the same surface level (H_{SURFACE}) for all subbasins.



Figure 6-3: Connection model representation for 2 subbasins. The number of layers is the same for all subbasins. Two subbasins are connected layer by layer except for the sediment layer. The inlet pipe distributes the inflow equally to all layers below the inlet pipe crown. The outlet pipe is defining Q_{DRAW} for each layer depending on the position of the surface relative to the outlet pipe diameter. All layers above the outlet pipe crown have a Q_{DRAW} null. The layers below the outlet pipe crown have the same Q_{DRAW} and the layer around the outlet pipe crown has a fraction of the other Q_{DRAW} . The sum of all Q_{DRAW} is the outflow of the stormwater basin.

6.2.3.2 Inlet and outlet pipe

The role of the inlet pipe object is to compute the Q_{IN} of each layer of subbasin 1 (Figure 6-2) depending on the position of the surface relative to the inlet pipe diameter. It simply divides Q_{IN} by the number of layers which are below the inlet pipe crown as illustrated in Figure 6-3. The role of the outlet pipe object is to determine Q_{DRAW} for each layer of subbasin 5 (Figure 6-2) depending on the position of the surface relative to the outlet pipe diameter. Since a stormwater basin outlet can be considered as a culvert, the outflow is dependent on the water height in the basin and on the characteristics of the outlet (Hager, 2010; Smith and Oak, 1995). To take care of the submerged or unsubmerged conditions and outlet characteristics, the outlet pipe object is using a continuous Hill function (6-1).

$$Q = \frac{Q_{max} \cdot H^b}{H^b + H_0^{\ b}} \tag{6-1}$$

where Q_{max} is the maximum flow in the pipe (m^3/d) , H the water height in the basin (m), H₀ (m) the height for which Q reaches $Q_{max}/2$ and b a calibration parameter. Values of parameters Q_{max} , b and H₀ have to be calibrated from experimental data. Then the outflow is multiplied by a parameter α , representing a controlled sluice gate, and divided by the number of subbasin layers below the outlet pipe crown. The calculated outflow is then divided by the number of layers that are under the outlet pipe crown. If a layer has just a fraction below the outlet pipe crown, this fraction is considered to be part of the outflow.

6.2.3.3 Flow splitter, Flow combiner and Outlet controller

The flow splitter is dividing the flow coming from subbasin 1 depending on the water height in the basin. The flow combiner is just collecting the flow coming from the different subbasins. The outlet controller allows the sluice gate to be (partially) open or closed.

6.2.4 Model calibration procedure

For all simulations related to the stormwater quality model (Figure 6-2), the inflow was provided by the calibrated SWMM model and the inlet TSS concentrations were provided by the sampling campaign. The calibration procedure is presented on Figure 6-4. Firstly, a configuration with multiple subbasins has been defined. Secondly, geometrical characteristics of the different subbasins have been set to fit topographical data. Outflows measured during both open and closed outlet sampling campaigns have been used to estimate the parameters of the outflow pipe in Equation 6-1. Subsequently, different numbers of particle classes (Vallet *et al.*, 2011b) and velocities were tested to fit the results of the TSS data sampled in the basin (points SP1 and SP2, Figure 6-1.b) during the closed outlet sampling campaign. Finally, the mixing flows between the layers were calibrated to reproduce the outlet TSS concentrations in both open and closed outlet sampling campaigns. If the simulation results could not fit the data after this final step, the number of classes and settling velocities were changed first. If the results could still not be fitted, the configuration of the subbasin was changed and the whole procedure was applied again until obtaining a good fit.



Figure 6-4 : Flowchart of the calibration process. A bold black line means the two conditions above have to be satisfied to go one step further.

6.3 Results and discussion

6.3.1 Experimental results

A detailed description of the stormwater basin removal efficiency is presented in Carpenter et al. (2011). The purpose of this section is to describe the TSS behavior in the stormwater basin in view of its modeling. Figure 6-5 presents typical results obtained during the closed outlet sampling campaign. The inlet TSS concentration (Figure 6-5.a) shows a strong variation reaching a peak of 1,124 mg/L at the beginning of the event, decreasing below 100 mg/L after 30 min. Studying the TSS concentrations of the sampling point near the inlet and the outlet (Figure 6-5.b), it becomes clear that they are different during the first 20h of retention. This difference can be explained by the movement of the water in the basin. The basin was closed just before the runoff started. Then, water entering the basin at the beginning of the runoff, which has the higher TSS concentration, is flowing through the basin and accumulates near the outlet. Water keeps accumulating and by dilution and settling the concentration is decreasing quickly from 1000 to 100 mg/L (a vs b). The end of the run-off is stored near the inlet with a TSS concentration close to the last inflow which is more diluted. After the end of the run-off, the settling process is taking place and after around 20 hours the TSS concentration is homogenous in the basin. Depending on the storage time and the absence of a new event, it can lead to really low concentrations. This typical event exhibits spatial heterogeneity in the basin in terms of TSS concentration (Figure 6-5.b), at least during the first retention hours. During the last 30 hours, the TSS concentrations for both sampling points do not change a lot but the last points are again lower. Given the uncertainty both on sampling and analysis, it can be stated that a continuous decrease in TSS occurs along the 95 hours of water retention. Measurement errors were evaluated to be 5% for concentrations above 60mg/L, 20% between 60 mg/L and 10mg/L and 35% below 10 mg/L. The observed TSS dynamics mean that local processes affected by TSS concentration, such as light penetration and disinfection (Vergeynst et al., 2011) will be affected by the observed differences. Also, if the basin outlet is opened during the first hours, the impact of the different TSS concentrations on the receiving water body could be different. It is thus necessary to be able to reproduce this phenomenon with the stormwater basin quality model.



Figure 6-5: TSS and flow measurements for the 9th July 2010 closed outlet sampling campaign. Inflow and inlet TSS concentration (a) and TSS measurements of subsurface grab samples in the stormwater basin over 95 h of retention for two sampling points, one near the inlet (SP1) and one near the outlet (SP2) (b).

6.3.2 Calibration results

6.3.2.1 Hydraulic calibration

6.3.2.1.1 Catchment model

The water height measurement in the inlet pipe was not available for hydraulic calibration due to installation limitations. It was therefore not possible to use inflow measurements as input for the stormwater basin model. Consequently, using rain gauge data and topographical data for the stormwater basin shape description as input, a SWMM model was calibrated on the stormwater basin outflow measurements for three events (Figure 6-6.b). The inflow simulations were then used as input for the WEST model.

6.3.2.1.2 Stormwater basin model

The configuration with 5 subbasins has been obtained after multiple empirical iterations of the calibration procedure. This configuration allows limiting the available pollutant mass for resuspension in order to fit the TSS measurements obtained for the 9th July 2010 (detailed results below). The subbasin areas and bottom heights have been set according to the topographical data to obtain a good correlation between the volume and the water height of the stormwater basin (Figure 6-6.a; Table 6-2). The outflow of the basin is

dependent on the water height and it is therefore important to model it well. It is also important because the water height is one of the variables used for the development of the RTC rules.



Figure 6-6: Hydraulic calibration results. Volume and height relationships for topographical data and simulation (a); Flow calibration using outflow measurements of 3 consecutive events for open outlet calibration (b); Flow calibration using both the emptying flow (c) and water height (d) measurements after a closed outlet sampling campaign.

The outlet structure used to close the basin has a different section than the pipe (rectangular vs circular). To calibrate the model for both situations, two sets of parameters will be needed to reproduce the height and flow data. The parameters of the outlet pipe connector

(6-1) have been calibrated to obtain the same fit for open outlet measurements than the SWMM model (Figure 6-6.b) considering the maximum designed outflow. The parameters are $Q_{max} = 350 \text{ L/s}$; $H_0 = 0.37 \text{ m}$ and b = 2.3. Parameters were also determined for the closed outlet measurements for both the emptying flow of the 9th July 2010 event (Figure 6-6.c), and the water height in the basin (Figure 6-6.d). The parameters that fit both well are $Q_{max} = 350 \text{ L/s}$; $H_0 = 0.23 \text{ m}$ and b = 4.

Parameter	Unit	SB1	SB2	SB3	SB4	SB5
Area	m^2	700	1000	1000	200	50
H _{BOTTOM}	m	0.5	0.35	0.2	0.1	0
H _{sediments}	m	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
V_{max}	m^3	798	1290	1440	308	82
Q _{mix_max}	$L.s^{-1}$	116	0	0	58	41
K _{mix}	d^{-1}	100	0	0	1	1500

Table 6-2: Subbasin characteristics.

6.3.2.2 Quality calibration

6.3.2.2.1 Number of classes and velocity classes calibration

The proposed model uses multiple settling velocity classes for the TSS concentrations. One original point of the modelling approach is that it can directly use ViCAs test results to set the velocity classes (Figure 6-7). The ViCAs results present the fraction of TSS that have a settling velocity lower than Vs, the settling velocity presented on the abscissa. For the example of Figure 6-7, 60% of the TSS has a settling velocity lower than 10 m/d. For the present study, the ViCAs tests usually lasted for 2 days with 8 to 10 different time steps when the settled mass was collected. Those protocols allow 9 to 11 particle classes to be characterised by settling velocities defined by the interval between two time steps.



Figure 6-7: Examples of influent fractionation in 3 classes based on the 11th July 2009 ViCAs curve (black curve).

As mentioned before, the objectives of the model are to have fast computation time and to consider particle-associated pollutants. Given the first objective, it is then crucial to minimize the number of classes needed to fit experimental data. Figure 6-7 presents an example of a ViCAs-based fractionation for 3 classes, with 3 associated settling velocities. The velocity associated to a class is defined as the geometrical mean between the velocity limits of the class. For the example of the ViCAs results of Figure 6-7, the TSS concentration will be composed of 33% of particles with a settling velocity of 80 m/d, 56% of particles with a settling velocity of 2 m/d and 11% of particles with a settling velocity of 0.1 m/d. Because the lowest velocity measured in the ViCAs (0.32 m/d in the example) is high, it will not allow keeping TSS in suspension for more than 2 days for most of the events which accumulate less than 60 cm of water. It is therefore important to reassess the velocity of this last class with the smallest limit (0.03 m/d in the example). This limit is chosen to fit the last observed TSS concentration point after a long retention time (Figure 6-8.a).



Figure 6-8: Simulation comparison for 9th July 2010 sampling campaign with different number of classes (a) and different settling velocities (b).

Once the smallest velocity limit is chosen, the number of classes has to be set. The effect of that number on the results is presented on Figure 6-8.a. It can be observed that the choice of 3 classes (continuous line) is better than a choice of 2 classes (short dashes). Adding a fourth class (long dashes) does not improve the results.

The next step is the choice of the velocity limits of the classes for which a lot of combinations are possible. Changing the velocity limits of the classes does not only change the velocities allocated to the class but also the percentage of the TSS concentrations. Indeed, by moving the velocity limits one is also changing the mass of particles that will settle during the simulation. The simulations for three possibilities of velocity limits (Figure 6-8.b) show that results are really different during the first hours. According to Figure 6-8.b, the best choice for the velocity limits is 80 m/d, 2 m/d and 0.1 m/d.

Having a representative ViCAs for each event to simulate, it is easy to feed the model with an adapted input file. It could also be interesting to make multiple ViCAs to make a more representative description of the different water qualities entering the basin during the event, especially when it lasts for a long time. However, in order to use the model for longterm simulations and considering multiple events, it is impossible to use adapted fractionation for each event. Therefore, the same settling velocities were chosen for all events. Taking into account the errors on the TSS measurements and on the ViCAs test results (Torres and Bertrand-Krajewski, 2008; see also appendix C) and the limited number of classes, the uncertainty given by using predefined settling velocity classes is not expected to have a strong impact on the simulation results.

6.3.2.2.2 Open and closed outlet results

Figure 6-9 presents simulation results for the two open outlet events (Table 6-1). Good simulation results can be observed but the first measured outlet TSS point of the 11th July 2009 and peaks at the outlet of the 18th July 2009 cannot be reached. For the first point of the 11th July 2009 it is possible that the sediments present in the basin before the event are resuspended by the first flow. Note that because events are simulated independently, it is difficult to evaluate the initial sediment mass available for resuspension at the beginning of the event. Therefore, this phenomenon cannot be reproduced despite the implementation of a mixing flow between layers. The composite sample collected at the inlet of the 18th July 2009 event may not have been completely representative since ViCAs results are overestimating the fraction of particles with high settling velocities. This results in a lower concentration of particles that remain in suspension and an underestimation of the simulated outlet peaks. The composition of the sample used to run the ViCAs test is thus crucial for the modelling results and should get proper attention during the experimental work. Another possibility is to make multiple composite samples for different phases of the event (first flow, peak flow and end of run-off) and perform ViCAs tests on each of them. Results would allow for a better description of the particle settling characteristics of the inlet at the expense of much more laboratory work.



Figure 6-9: Measured and simulated TSS concentration results for both 11th and 18th July 2009 open outlet events.

Figure 6-10 shows the simulated TSS concentrations for the closed outlet event. Figure 6-10.a presents results for subbasin 3, layer 2 which represents the sampling point 1 of Figure 6-1.b. Figure 6-10.b presents results in subbasin 4, layer 3 which represents the sampling point 2. By convention, the surface is on the top of layer 1. In view of the uncertainty on the ViCAs tests, TSS measurements and sampling method, it can be concluded that the model is able to reproduce the water quality, both in the basin and at its outlet.



Figure 6-10: Measured and simulated results for 9th July 2010 closed outlet event. Measured and simulated TSS concentration results in the basin at the sampling point near the inlet (a) and near the outlet (b); Measured and simulated TSS concentrations and flows at the outlet during the emptying of the basin (c).

Regarding the ViCAs test, it was already mentioned that the sample taken to perform the test has to be representative of the entire runoff. It could be interesting to make more than one ViCAs test per event to evaluate whether the simulation results could be improved. Measurement and sampling uncertainty has already been discussed but for modelling a system with vertical profiles sampling is subject to another difficulty, i.e. the choice of the layer for results comparison. Actually, samples could not be taken always at the same water height. It was decided to compare the measurements with the simulations of the first three layers because the samples have been taken near the surface (between 10 and 20 cm). The

modelled concentrations in the different layers show a large heterogeneity along the height of the water column and in the different subbasins. To better calibrate the model, it would be interesting to collect and analyse samples at different water heights to obtain the concentration profiles. The challenge will be to sample without changing the settling conditions around the sampling point.

On Figure 6-10.c, the TSS concentration measurements are increasing all along the emptying of the basin. This is explained by resuspension of settled particles by the emptying flow. A mixing flow between the layers has been implemented to reproduce this phenomenon. Figure 6-11 presents the simulated outlet TSS concentration during the emptying of the basin for the 9th July 2010 event with and without mixing flows. It is obvious that the mixing flow is essential to obtain good results.



Figure 6-11: Simulation of TSS measurements with (up) and without (down) resuspension. This mixing flow has been defined by equation 6-2 which relates the mixing to the volumetric flow in a subbasin, i.e. to the inflow (Q_{in}) and the outflow (Q_{out}) of the subbasin considered.

$$Q_{mix} = Q_{mix_max} \cdot \frac{(Q_{in} + Q_{out})/V^2}{K_{mix} + (Q_{in} + Q_{out})/V^2}$$
6-2

with V the water volume in the subbasin and Q_{mix_max} and K_{mix} calibration parameters.

Equation 6-2 is a saturation function with a global variable $(Q_{in}+Q_{out}/V^2)$ which takes care of the water flowing through the subbasin responsible for the mixing and the water volume which is opposed to the mixing. The square power gives a strong resuspension countering effect when the water volume starts to increase and it was found that this squared function works for both open and closed outlet events. Moreover, considering subbasin state variables (Qin, Qout and V) allows local calibration parameters to be found (Table 6-2). Using local conditions is really important to reproduce morphological specificities. For example, the effect of the channel present in the studied basin is reproduced by setting mixing parameters to zero for both subbasins 2 and 3. The TSS mass available for resuspension is then limited and the high peak at the end is weakened. This peak is due to the end of the emptying of subbasin 3. As long as it is not empty, the emptying flow is distributed between subbasins 3 and 4 depending on their surfaces. Because the surface of subbasin 3 is much larger than that of subbasin 4, its outflow is relatively small. When subbasin 3 is empty, all the emptying flow is flowing through subbasin 4 and its mixing flow becomes instantly large. Consequently, it is resuspending a lot of sediments because the water volume is no longer large enough anymore to dampen the mixing energy induced by the flow.

6.4 Conclusion

In this paper it was shown that:

- stormwater basins are characterized by a spatial heterogeneity of TSS concentrations during the first hours of retention. This heterogeneity is attenuated with time by settling processes.
- a quality model based on particle classes characterised by experimentally-determined settling velocities with ViCAs tests is able to reproduce the TSS concentrations both
inside and at the outlet of a stormwater basin, for both open and closed outlet configurations. It is essential that a composite sample is used for the ViCAs test to be representative of the entire runoff.

- the fractionation of the stormwater basin influent particles used to create the model input file is crucial to obtain good results. According to the results obtained in the present study, the smallest number of classes giving a good fit is three, characterised by settling velocities of 80 m/d, 2 m/d and 0.1 m/d.
- to be able to reproduce the TSS concentrations during the emptying of the basin, a resuspending mixing flow has to be implemented which is a function of the inflow and outflow of the subbasins and the water volume in the subbasins.

Chapitre 7 Validation du modèle de bassin d'orage

Ce chapitre présente, en complément de l'article sur la calibration du chapitre 6, des simulations qui ont été réalisées pour valider le modèle. Comme la calibration, la validation a été faite séparément sur des évènements échantillonnés avec la sortie ouverte et sur des évènements échantillonnés avec la sortie fermée. Si globalement la modélisation de la sortie est acceptable aussi bien en concentration qu'en charge, la validation a soulevé des points de discussion notamment sur les débits de mélange, sur la nécessité d'avoir une masse initiale de sédiments dans les cellules du canal qui puissent être resuspendus, sur l'intérêt de discrétiser plus les cellules 2 et 3 et enfin, sur la nécessité de disposer de plus de données pour confirmer ces points.

7.1 Procédure de validation

7.1.1 Choix des évènements

La première étape de validation a été de choisir les évènements pouvant servir à valider les résultats. En sortie ouverte, comme en sortie fermée, il fallait que le débit soit dans la plage de débits qui ont été utilisés pour la calibration afin d'avoir une accumulation de volume suffisante et de voir les effets du modèle sur la décantation. Compte tenu des remarques faites lors de la calibration, il fallait aussi que les ViCAs utilisés pour le fractionnement des MeS en entrée soient les plus représentatifs possible de l'ensemble de l'évènement. Plus spécifiquement, en sortie fermée, il fallait s'assurer que tous les évènements survenus lors de la rétention aient été échantillonnés. Les évènements choisis et leurs caractéristiques sont répertoriés au Tableau 7-1.

Date	Hauteur totale tombée	Intensité max 5-min/ Intensité moy	Durée pluie	Période de temps sec antécédente	Qmax	CME _{MeS}	Sortie
	(mm)	(mm/h)	(heures)	(jours)	L/s	(mg/L)	
02/08/2009	16.4	24.0 / 4.8	3.4	3.9	200	30	0
18/09/2009	9.4	24.0 / 2.7	3.5	4.7	104	71	Б
22/09/2009	3.6	6.0 / 1.4	2.5	4.0	29	29	Г

Tableau 7-1 : Caractéristiques des pluies utilisées pour la validation.

CME : Concentration Moyenne de l'Évènement

7.1.2 Hydraulique

Une fois l'évènement sélectionné, la représentation de l'hydraulique a été évaluée. En effet, il faut que le volume soit bien représenté pour que la hauteur et le débit de sortie puissent être calculés correctement. La Figure 7-1 présente la hauteur d'eau simulée lors de l'évènement du 2 août 2009. Avec les données brutes, elle n'est pas correctement représentée traduisant un déficit de volume. Cette tendance a également été observée lors du calage quand les volumes étaient élevés. Ce déficit de volume peut provenir du calage du modèle SWMM ou des données pluviométriques récoltées (voir annexe I sur la validation du modèle SWMM). Le choix a été fait de corriger les données pluviométriques pour pouvoir simuler correctement la hauteur d'eau. La modification des données pluviométriques a nécessité l'ajout de 3 mm de plus par rapport aux 16,4 mm donnés dans le Tableau 7-1. Cette modification n'affecte en rien la validation du modèle puisqu'elle ne porte que sur l'ajustement du fichier d'entrée hydraulique, et non sur le cœur du modèle qui se base sur les classes de particules. D'autre part, cette modification est essentielle pour pouvoir évaluer correctement les performances du modèle, celui-ci étant fortement dépendant de la hauteur d'eau dans le bassin. La modification des données pluviométriques a entraîné une augmentation de volume qui passe de 875 m³ à 1104 m³ (26%).

En ce qui concerne la simulation en sortie fermée, seul l'évènement du 18 septembre 2009 a été modifié. Pour ce dernier, il a fallu ajouter 1 mm de pluie pour obtenir des résultats satisfaisants en termes de hauteurs d'eau simulées dans le bassin.



Figure 7-1 : Hauteurs d'eau mesurées et simulées avec les données brutes du pluviomètre et les données corrigées pour l'évènement du 2 août 2009.

7.1.3 Fractionnement et paramètres

En ce qui concerne le fractionnement nécessaire à la création des fichiers d'entrée, il a été fait de la même façon que pour la calibration, c'est-à-dire que le ViCAs représentatif de chaque entrée a été utilisé pour définir les pourcentages à associer aux trois classes de particules de vitesses de décantation 0,1; 2 et 80 m/d. Les résultats du fractionnement sont présentés au Tableau 7-2.

Vitesse de décantation (m/d) 2 0.1 80 02/08/2009 21% 33% 46% 18/09/2009 25% 33% 41% 22/09/2009 36% 41% 23%

Tableau 7-2 : Fractionnement des MeS en 3 classes de particules : validation.

D'autre part, les jeux de paramètres de la conduite de sortie ont été utilisés suivant les cas considérés (sortie ouverte ou fermée) et les paramètres de dimension des cellules et de mélange n'ont pas été modifiés. Le seul paramètre à avoir été modifié est le paramètre α , permettant l'ouverture de la vanne qui a été ajusté pour pouvoir décrire le débit de sortie.

Ce paramètre pourrait être corrélé à l'ouverture et à la hauteur d'eau dans le bassin pour pouvoir décrire plus systématiquement le débit.

7.2 Validation en sortie ouverte

7.2.1 Validation hydraulique

La Figure 7-2 présente le débit de sortie avec le pluviomètre ajusté. Le débit de sortie simulé représente bien le débit mesuré à l'aide du débitmètre à partir du moment où les hauteurs d'eau sont corrigées. L'équation permettant de simuler le débit de sortie en fonction de la hauteur d'eau dans le bassin est donc fiable. En ce qui concerne le test de règle vis-à-vis de l'écohydraulique de la rivière, cela signifie que les débits générés par le modèle seront fiables pour créer les fichiers d'entrée permettant l'évaluation de l'effet des rejets du bassin sur l'érosion de la rivière.



Figure 7-2 : Résultats de validation hydraulique considérant les données pluviométriques modifiées pour l'évènement du 2 août 2009.

7.2.2 Matières en suspension

La Figure 7-3 présente le résultat de la simulation des MeS en sortie de bassin pour l'évènement de validation. Le modèle est capable de bien représenter le comportement des MeS à la fin de l'évènement mais non au début. En regardant les données mesurées, il apparaît que le pic de concentration en sortie arrive au début de l'orage quand le débit est encore très faible (voir Figure 7-2; 1,58h à 16.5 L/s). La Figure 7-1 révèle que l'augmentation de débit se produit quelques temps après les premières gouttes. De plus il y

a des points échantillonnés en sortie qui sont assez élevés (3 premiers) alors que le débit en sortie est très faible. Ceci peut être expliqué par la resuspension de particules légères. En effet, en période de temps sec, le débit de base (~3.5 L/s) établit un équilibre et lessive les sédiments avec une très faible vitesse de sédimentatio contenus dans le bassin, comme le révèlent les concentrations de 13 mg/L de MeS en sortie, relevées lors des échantillonnages de temps sec. Lorsqu'un évènement débute, une faible augmentation du débit est notée; les sédiments les plus légers sont remis en suspension par les vitesses plus importantes de l'eau de ruissellement qui entre dans le bassin.



Figure 7-3 : Résultats de la simulation des MeS en sortie du bassin d'orage pour l'évènement du 2 août 2009.

Si on s'intéresse à la modélisation de la charge, on obtient la Figure 7-4. Elle présente la comparaison entre les charges cumulatives en MeS rejetées mesurée et simulée. Cette figure présente également la plage d'erreur de mesure de cette charge, en ne tenant compte que des erreurs sur les mesures de concentrations mentionnées au chapitre 6.3.2.2.1 et calculées selon la loi de propagation linéaire des erreurs.

Ces courbes montrent alors que, malgré les manques du modèle en termes de reproduction des concentrations au début de l'évènement, la simulation de la charge rejetée au cours d'eau se trouve dans l'erreur de mesure. Ceci est important quand on considère que le développement du modèle a pour objectif l'évaluation des règles d'opération de la vanne de sortie. Le modèle sera donc capable de simuler les conséquences du rejet sur la rivière en termes de charge.

Un autre point de discussion concerne l'unicité des évènements de validation. En effet, pour l'évènement du 2 août 2009, le pic de concentration arrive au tout début du ruissellement, alors que celui-ci est très faible (~4.5 L/s) et qu'il ne peut se distinguer du débit de base sur la Figure 7-2. D'un autre côté, si on suit la charge modélisée présentée sur la Figure 7-4, on constate que la courbe modélisée est décalée par rapport à la courbe mesurée mais que le tracé est similaire. Ceci peut simplement signifier une inexactitude, spécifique à cet évènement dans les mesures ou la synchronisation des échantillonnages avec le débit. Pour lever cette hypothèse, il faudrait disposer de plusieurs évènements adéquats pour la validation, ce qui n'est pas le cas présentement. Il serait nécessaire de collecter de nouveaux évènements pour pouvoir s'affranchir de l'hypothèse de cet évènement particulier.



Figure 7-4 : Charges cumulatives en MeS rejetées mesurée et simulée pour l'évènement du 2 août 2009 en tenant compte des erreurs de mesure sur les concentrations uniquement.

7.3 Validation en sortie fermée

7.3.1 Hydraulique

Les résultats de validation hydraulique sont présentés à la Figure 7-5. On peut voir que lorsqu'on règle le paramètre α pour modéliser correctement le débit (a), la hauteur dans le bassin est bien modélisée (b). Considérant l'objectif de tester des règles d'opération de la

vanne, cela signifie que, quelle que soit la décision prise sur la position de la vanne, la hauteur d'eau dans le bassin sera bien représentée. Ainsi, s'il est nécessaire d'arrêter la vidange pour une raison quelconque, lors de la rétention suivante, la hauteur d'eau continuera à être correctement modélisée.



Figure 7-5 : Résultats de validation pour la vidange du bassin en débit (a) et hauteur d'eau dans le bassin (b) lors de la vidange de la campagne en sortie fermée du 18 septembre 2009.

7.3.2 MeS à la sortie

La Figure 7-6 présente les résultats expérimentaux et de modélisation des concentrations en MeS lors de la vidange du bassin d'orage. On constate que la première heure de vidange est bien modélisée. En revanche, la fin de la vidange ne suit pas bien les points expérimentaux. Ceci est probablement dû à la fonction de mélange qui n'est pas bien adaptée pour contrôler parfaitement la remise en suspension des sédiments. En fait, le volume d'eau dans les cellules semble avoir trop d'influence pour la remise en suspension. C'est-à-dire que le terme Q/V^2 de l'équation 6-2 devient rapidement trop faible quand V augmente ou

n'augmente pas assez vite quand le volume diminue. En revanche, la fonction Q/V ne fonctionnait pas en calibration. Il y a donc plus d'investigation à faire sur cet aspect du modèle.

De plus, ces augmentations de concentrations en MeS ne sont peut-être pas uniquement dues à la resuspension de particules. À plusieurs reprises, il a été constaté la présence de filaments fins de couleur verte sur les filtres servant à la mesure de MeS. Il est alors possible qu'une croissance d'algues dans les zones de faibles profondeurs participe à l'augmentation de la mesure de MeS. Dans ce cas, elle sera liée à l'hydraulique et au temps de parcours de l'eau des zones de croissance d'algues vers la sortie. Il faudrait identifier les zones de croissance, identifier les paramètres qui régissent la croissance des algues et comment elles se déplacent jusqu'à la sortie, puis ajouter un modèle de croissance et de transport d'algues.



Figure 7-6 : Résultat d'échantillonnage et de simulation de la concentration en MeS à la sortie du bassin d'orage lors de la vidange de la campagne en sortie fermée du 18 septembre 2009.

En termes de charge, l'écart entre la charge rejetée mesurée et la charge rejetée modélisée est tout de même assez élevé pour cet évènement puisque la charge mesurée est de $8,9 \pm 0.09$ kg MeS alors que celle modélisée est de 5 kg MeS. Le modèle sous-évalue donc la charge rejetée de 3.9 kg MeS.

7.3.3 MeS dans le bassin

La Figure 7-7a présente l'évolution de la concentration dans la colonne d'eau près de l'entrée du bassin. On constate que la concentration est bien représentée sur les 50 premières heures mais que le modèle surestime la décantation à la fin de la rétention du premier évènement, jusqu'à environ 100 h. Lorsque le deuxième évènement survient, la concentration en MeS augmente jusqu'à 30 mg/L, puis diminue de nouveau. Le modèle, lui, n'arrive pas à simuler cette augmentation de concentration. Le volume d'eau à l'intérieur de la cellule 3 est trop important et la concentration reste basse à cause de la dilution. Ceci découle probablement de la configuration du modèle dans WEST (Figure 6-2). En effet, la calibration a donné de bons résultats avec 5 cellules. En revanche, les cellules 2 et 3 ont des volumes très importants par rapport aux cellules 4 et 5. Pour pouvoir représenter des phénomènes locaux, cette configuration est probablement trop grossière. Il serait intéressant de diviser de nouveaux les cellules 2 et 3 pour que l'accumulation de l'eau soit plus progressive. Le volume d'eau dans les cellules les plus proches de l'entrée du bassin serait alors moins important. L'effet de dilution serait moins grand et les concentrations plus élevées. Il faudrait alors revoir les connexions entre les cellules, pour modéliser le bon écoulement de l'eau.

Contrairement au point d'échantillonnage 1, le point 2 (Figure 7-7.b), situé près de la sortie, est bien modélisé. Près de la sortie, le volume d'eau est important et empêche l'affluent d'avoir une influence sur les concentrations mesurées au point 2. Contrairement à ce que l'on observe pour le point 1, la fonction de mélange doit être atténuée par ce volume d'eau. Ceci signifie que l'inhibition de la resuspension par le volume d'eau est bien représentée.



Figure 7-7 : Résultats expérimentaux et de simulation pour l'échantillonnage avec sortie fermée du 18 septembre 2009. Présentation des MeS aux points SP1 (a) et SP2 (b) (en référence à la Figure 6-1.b).

7.4 Discussion

On a vu que la resuspension pouvait être responsable, du moins en partie, de la sousestimation des pics de concentration simulés en sortie ouverte et en fin de vidange. L'analyse de la masse collectée dans les pièges à sédiments nous donne une indication de ce qui se passe dans le bassin (Tableau 7-3). En effet, le phénomène de resuspension est principalement localisé dans le canal, les masses collectées dans les pièges à sédiments 1 et 3 étant, en moyenne, supérieures de plus de 50% par rapport aux pièges. D'autre part, les bilans de masse entre l'épuration dans la colonne d'eau et la masse collectée dans les pièges, bien que très approximatifs, sont tous positifs (i.e. plus de sédiments dans le piège que ce qui est supposé avoir décanté), à une exception près (piège à sédiment 4, pluie du 3 juin 2010; résultats à l'annexe D). Ceci suggère que les sédiments du bassin sont transportés en fond de bassin vers la sortie. Ceci peut expliquer que, malgré l'absence de débit important au début de l'évènement du 2 août 2009, il y ait des pics de MeS en sortie du bassin.

	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5
	(mg)	(mg)	(mg)	(mg)	(mg)
2009-08-21	5 836	747	2 408	431	573
2009-09-18	24 407	910	-	556	1 312
2010-06-03	-	2 742	11 764	478	2 638
2010-07-09	-	6 337	18 260	4 557	10 260
2010-07-21	-	2 045	40 782	997	21 029
2010-08-04	-	9 912	39 716	3 667	7 854
2010-08-16	-	490	5 311	1 547	2 034
moyenne	15 121	3 312	19 707	1 747	7 398
écart-type	13 132	3 534	16 830	1 681	7 348

Tableau 7-3 : Masses collectées dans les pièges à sédiments (PS) lors des campagnes d'échantillonnage en sortie fermée.

Les numéros font référence à la Figure 3-8.

D'un point de vue modélisation, le fait de ne pas être capable de représenter ces points au début de l'orage révèle qu'il est sans doute nécessaire d'ajouter une masse de sédiments au début de la simulation. Maruejouls *et al.* (2010) ont également constaté ce besoin pour les bassins de rétention où ils ont montré la nécessité d'utiliser des orages successifs pour pouvoir quantifier correctement les MeS en sortie. Mais la tâche de déterminer la masse initiale et la classe de particules concernée nécessite une calibration en elle-même. Cette calibration pourrait peut-être être évitée en faisant des simulations avec plusieurs évènements successifs précédant celui de validation. Cela reviendrait à instaurer une période de chauffe du modèle, pour que les valeurs initiales de l'évènement d'intérêt ne soient pas nulles.

Néanmoins, la masse de sédiments ne doit pas être remise en suspension par le débit de base, mais doit l'être par la faible augmentation de débit au début du ruissellement. Comme le volume d'eau dans le bassin est très faible avant que le ruissellement ne commence, le débit de mélange est égal au débit de mélange maximal, selon l'équation 6-2. Dans ces circonstances, les sédiments seront lessivés avant que le débit ne commence à augmenter. Il est donc nécessaire de trouver une autre façon de modéliser la resuspension pour permettre

de garder des sédiments de faibles vitesses de décantation dans le bassin quand le volume d'eau est très faible. Ceci pourrait prendre la forme d'un débit seuil en-dessous duquel il n'y a pas de débit de resuspension. Plus de recherches doivent être menées dans ce sens.

D'autre part, il serait intéressant de faire des ViCAs sur les différentes phases du ruissellement (début, pic de débit et fin), à l'entrée et à la sortie du bassin, afin de voir si les propriétés et répartitions des différentes fractions de MeS sont différentes dans le temps. En effet, avec le protocole d'échantillonnage actuel, la comparaison de ViCAs en entrée et en sortie de bassin ne permet que de discuter des capacités du bassin à enlever certaines classes de particules, comme le fait Berrouard (2010). En échantillonnant par tranche horaire, il serait alors possible de voir, pour des concentrations similaires, si les proportions des différentes classes de particules sont différentes entre l'entrée et la sortie. Ces comparaisons pourraient sans doute donner des indications sur l'échange de sédiments entre ce qui entre dans le bassin et ce qui en sort. Ce nouveau protocole permettrait également de s'affranchir de la difficulté de faire un échantillon représentatif de l'affluent. Il serait alors possible d'appliquer le ViCAs sur une certaine plage horaire, plutôt que sur un évènement en entier. Il y aurait alors une description plus précise de l'affluent en termes de vitesses de chute et les résultats de simulation en seraient d'autant améliorés.

7.5 Conclusion

La validation, en ne modifiant que le paramètre α et le pluviomètre pour ajuster les hauteurs d'eau dans le bassin, a permis de montrer que le modèle, dans son état actuel de développement, donne une bonne description de l'hydraulique dans et à la sortie du bassin. Il permet d'apporter une description plus détaillée des phénomènes se déroulant dans les bassins d'orage. Par l'apport de la discrétisation du bassin en plusieurs cellules, il permet de modéliser des conditions locales. La validation a également mis en évidence les points qui demandent à être approfondis que sont : la masse initiale de sédiments, les classes de particules nécessaires à la resuspension, l'équation du débit de mélange, la possibilité de discrétiser les cellules 2 et 3 et l'investigation sur la façon de faire les échantillons pour l'analyse ViCAs. Toutefois, avant d'effectuer des modifications, il serait judicieux de valider avec d'autres données; un évènement étant insuffisant pour tirer des conclusions définitives.

Chapitre 8 Conclusion et perspectives

Cette thèse de doctorat avait pour objectif de développer un modèle de bassin d'orage permettant de faire des simulations à long terme et de représenter en tout temps la qualité de l'eau sortant d'un bassin d'orage, afin de déterminer et tester des règles d'opération d'une vanne située à sa sortie et d'améliorer la qualité de l'eau rejetée dans le cours d'eau éventuellement. Afin d'atteindre cet objectif principal, les objectifs secondaires suivants ont été définis :

- 1. Caractériser l'affluent et l'effluent d'un bassin d'orage d'étude choisi, aux niveaux des paramètres suivants : matière en suspension, métaux traces (Mn, Cu, Zn), une espèce de bactérie pathogène (*E. coli*), classes de vitesse de chute des particules.
- Développer un modèle permettant de simuler les processus ayant lieu dans le bassin d'orage sur différentes classes de particules, chaque classe étant caractérisée par sa vitesse de décantation et les masses de polluants associées (métaux lourds, pathogènes).
- 3. Identifier les paramètres du modèle associés aux classes de particules par des tests de décantation en laboratoire, identifier l'hétérogénéité spatiale dans le bassin en termes de répartition des polluants par des prélèvements sur site et intégrer les données précédentes pour finaliser le modèle.

8.1 Bilan des résultats obtenus

8.1.1 Résultats expérimentaux

Pour répondre au premier objectif secondaire, une campagne d'échantillonnage a été effectuée durant les étés 2008, 2009 et 2010 sur un bassin d'orage sec d'un quartier résidentiel de la ville de Québec. L'échantillonnage était manuel compte tenu de l'absence d'électricité et de l'impossibilité de maintenir du matériel sur place en sécurité. Un protocole d'anticipation des pluies à l'aide d'images radar d'Environnement Canada a

permis à l'équipe d'échantillonnage de se rendre sur place et d'être opérationnel avant le début du ruissellement.

Cette campagne a été réalisée en deux phases. La première phase s'est déroulée avec la sortie du bassin ouverte. Huit évènements d'intensités variables ont été échantillonnés. Des échantillons ponctuels ont été prélevés à fréquence variable suivant la dynamique du débit d'eau à l'entrée et à la sortie du bassin; des échantillons composites proportionnels au débit ont également été réalisés afin de déterminer la distribution des vitesses de chute des particules présentes.

La deuxième phase a été réalisée avec la sortie du bassin fermée, permettant l'accumulation de l'eau de ruissellement de plusieurs orages successifs. Une attention particulière était portée à échantillonner toutes les pluies à partir du moment où la sortie était fermée. Au total six fermetures ont été réalisées lors de cette phase. Outre les échantillons en entrée et sortie (vidange du bassin) qui étaient réalisés de la même manière que lors de la première phase, des échantillons ont été prélevés dans la colonne d'eau à l'intérieur du bassin. D'autre part, à chaque point échantillonné à l'intérieur du bassin, un piège à sédiment permettait de collecter la matière décantée.

Cette campagne d'échantillonnage a montré que la fermeture de la sortie d'un bassin d'orage permettait une amélioration importante des capacités épuratoires pour les MeS, l'azote ammoniacal et le zinc. Les efficacités moyennes d'enlèvement lorsque la sortie ouverte ont été de 39% pour les MeS, 10% pour l'azote ammoniacal et 20% pour le zinc, ce qui correspond aux données de la littérature. La fermeture de la sortie a permis d'atteindre des efficacités de 90% pour les MeS, 84% pour l'azote ammoniacal et 42% pour le zinc. Ces capacités épuratoires sont supérieures aux exigences généralement référencées dans les guides sur les bonnes pratiques de gestion des eaux de ruissellement (80% pour les MeS). La solution envisagée dans ce projet pour traiter l'eau de ruissellement a donc été un succès.

D'autre part, l'échantillonnage de la colonne d'eau à l'intérieur du bassin a montré l'existence d'une hétérogénéité entre la zone proche de l'entrée et la zone proche de la sortie. D'une manière générale, les effets de cette hétérogénéité s'annulent après une vingtaine d'heures de rétention. Mais le volume d'eau accumulé d'une pluie précédente peut les accentuer, favorisant des concentrations élevées à l'entrée du bassin. D'autre part, la définition des règles de gestion de la vanne pourrait être influencée par cette hétérogénéité spatiale. Ceci montre que l'hypothèse du bassin homogène n'est pas acceptable dans le cadre de cette étude et qu'il faut donc discrétiser le bassin en plusieurs cellules pour le modèle.

8.1.2 Résultats de modélisation

Le modèle développé en réponse aux objectifs 2 et 3 est un modèle en couches superposées de volume variable où chaque couche représente un réacteur complètement mélangé. Ce concept, innovant pour les modèles de bassin d'orage, est issu de la modélisation des décanteurs dans le secteur de l'épuration des eaux usées. Il permet de créer un gradient de concentration dans la colonne d'eau pour inclure des processus locaux tels que la pénétration de la lumière ou la sorption des polluants, qui sont des fonctions de la concentration locale en MeS. Le nombre de couches est adaptable aux besoins de l'utilisateur.

Alors que le modèle de décanteur est à volume fixe, celui-ci a été adapté pour rendre le volume variable afin de représenter les régimes hydrauliques des bassins d'orage. Les débits entre les couches permettent le transport des polluants solubles ou des polluants particulaires avec une vitesse de décantation inférieure à la vitesse ascensionnelle de l'eau. Les polluants particulaires sont représentés par différentes classes de particules caractérisées par leurs vitesses de sédimentation, évaluées en laboratoire par des tests ViCAs et directement utilisables pour ce modèle. Des débits de mélange entre les couches ont également été implantés pour permettre la resupension des sédiments.

Enfin, à l'aide de la matrice de Gujer, les réactions entre les polluants et les particules peuvent être ajoutées facilement. Pour cette thèse, un modèle sur les pathogènes a été développé à titre d'exemple car il implique de multiples réactions. Le Tableau 8-1 présente cet exemple pour 2 classes de particules. L'ajout de classes de particules peut se faire en ajoutant des colonnes X et X_{path} avec les coefficients correspondant. De même, l'ajout d'un

processus se fait en ajoutant une ligne, les coefficients correspondant à chaque variable et l'équation du taux de réaction.

		Variables d'état								
Réaction	Réaction		X_1	<i>X</i> ₂	$X_{path,1}$	$X_{path,2}$	Taux de réaction			
Croissance de .	Spath	+1					$\mu_{S_{path}}$. S_{path}			
Mortalité de ba	ase de S_{path}	-1					$\left(\left(b_{S_{path}} + K_{salt,path} \cdot S_{salt}\right) \cdot \theta_{T_{20},path}^{T-20}\right) S_{path}$			
Désinfection de	e S _{path}	-1					$\alpha_{I,path} \cdot I \cdot S_{path}$			
Croissance de .	$X_{path,1}$				+1		$\mu_{X_{path,1}}$ · $X_{path,1}$			
Croissance de .	X _{path,2}					+1	$\mu_{X_{path,2}}$ · $_{X_{path,2}}$			
Mortalité de ba	ase de $X_{path,1}$				-1		$\left(\left(b_{X_{path,1}} + K_{salt,path} \cdot S_{salt} \right) \cdot \theta_{T_{20},path}^{T-20} \right) X_{path,1}$			
Mortalité de ba	ase de $X_{path,2}$					-1	$\left(\left(b_{X_{path,2}} + K_{salt,path} \cdot S_{salt}\right) \cdot \theta_{T_{20},path}^{T-20}\right) X_{path,2}$			
Désinfection de	e X _{path,1}				$-F_{I,X_{path,1}}$		$\alpha_{I,path} \cdot I \cdot X_{path,1}$			
Désinfection de	e X _{path,2}					$-F_{I,X_{path,2}}$	$\alpha_{I,path} \cdot I \cdot X_{path,2}$			
Sorption de S_{path} sur $X_{path,1}$		-1			+1		$k_{sorption,1} \cdot \left(\frac{S_{path} \cdot X_1 - X_{path,1}}{K_{D_1}} \right)$			
Sorption de S_{path} sur $X_{path,2}$		-1				+1	$k_{sorption,2} \cdot \left(\frac{S_{path} \cdot X_2 - X_{path,2}}{K_{D_2}} \right)$			
μ _{Spath} Taux de croi pathogènes lil		ssance des $\alpha_{I,path}$			t _{I,path}	Constante de proportionnalité pour l'influence de la lumière $(m^2.W^1.d^{-1})$				
$b_{S_{path}}$	Taux de mortalité des pathogènes libres (d ⁻¹)		des)	$\mu_{X_{po}}$	$\mu_{X_{path,1reps.2}} \qquad {\sf Tau} \\ {\sf sur}$		Taux de croissance des pathogènes adsorbés respectivement sur X_1 et X_2 (d ⁻¹)			
$K_{salt,path}$	Facteur d'influence de la salinité (d ⁻¹ .ppt ⁻¹)		e la	$b_{X_{path,1resp.2}}$		Taux de mortalité des pathogènes adsorbés respectivement sur X_1 et X_2 (d ⁻¹)				
$ heta_{T_{20},path}$	Facteur de correction de température (-)		de	$k_{sorption,1resp.2}$		Coefficient cinétique d'adsorption pour les pathogènes respectivement sur X_1 et X_2 (m ³ .g ⁻¹)				
S _{salt}	Concentration en sels (ppt)			F_{I,X_p}	ath,1 resp. 2	Fraction des pathogènes adsorbés respectivement sur X_2 X_2 exposés à la lumière (-)				
Т	Température (°C)			K	0 _{1 resp. 2}	Coefficient d'équilibre de l'adsorption des pathogènes sur respectivement X_1 and X_2 (m ³ ,g ⁻¹)				
Ι	Intensité des solaires (W.m	radiatior ⁻²)	IS			-				

Tableau 8-1 : Matrice de Gujer représentant le modèle d'interaction entre les pathogènes et deux classes de particules.

Le modèle reproduisant le bassin d'étude se compose de plusieurs cellules connectées les unes avec les autres, et d'objets permettant de simuler les conduites d'entrée et de sortie. Chaque cellule est définie par des caractéristiques physiques et des paramètres permettant de calibrer la resuspension. La conduite de sortie permet de calibrer le débit de sortie du bassin. Un protocole général de calibration a été développé pour que l'utilisateur puisse obtenir de bons résultats sans avoir à calibrer beaucoup de paramètres. Ce protocole porte sur la configuration à adopter, les paramètres de la conduite de sortie, le nombre de classes de particules à utiliser, la sélection des vitesses de décantation et les paramètres de mélange pour la resuspension.

Ce modèle a un temps de calcul beaucoup plus court que les modèles CFD et permet d'ajouter des réactions entre les polluants. D'autre part, il est plus détaillé que les modèles de bassin homogène puisqu'il introduit à la fois une hétérogénéité horizontale et verticale. C'est un bon compromis pour pouvoir modéliser l'impact de polluants multiples à long terme sur le milieu récepteur.

Au niveau des résultats de modélisation, cette étude a montré que le modèle développé était capable de reproduire la qualité de l'eau dans le bassin grâce à 3 classes de particules avec des vitesses caractéristiques de 80; 2 et 0,1 m/d. La calibration a également mis en évidence la nécessité de modéliser la resuspension de sédiments pour représenter correctement les concentrations en MeS rejetées au milieu récepteur lors de la vidange du bassin fermé. La fonction établie a néanmoins montré ses limites avec la validation et révélé que plus de recherches doivent être menées pour trouver une fonction spécifique qui convienne. Néanmoins, la validation a confirmé que l'hydraulique du bassin, le comportement global des MeS à la sortie du bassin ainsi que la charge rejetée au milieu récepteur étaient bien reproduits.

Finalement, concernant le modèle de pathogènes, la calibration n'a pu être faite par manque de données représentatives. Néanmoins, l'utilisation de valeurs de la littérature a montré l'intérêt du modèle en couches et l'utilisation des classes de particules pour décrire la dynamique des concentrations en pathogènes dans les bassins d'orage. Cela a aussi été l'occasion de montrer les interactions entre le modèle et l'environnement par la description de la pénétration de la lumière dans la profondeur du bassin.

En bref, un nouveau modèle d'un bassin d'orage a été développé dans le cadre de cette thèse. Ce modèle, basé sur des couches et des classes de particules, peut simuler le comportement de plusieurs polluants tout en tenant compte des conditions hydrauliques rencontrées dans le bassin. Implanté dans WEST, le modèle est efficace, rapide et il peut être modifié aisément grâce à une implantation sous forme matricielle. Le modèle a été calé et validé de façon adéquate. Il peut donc servir à l'élaboration d'une gestion en temps réel de bassins d'orage dans un contexte de gestion intégré par bassin versant.

8.2 Perspectives de développement

Quoique validé sur un seul évènement pour chaque configuration de la sortie, la validation a permis de pointer des pistes d'amélioration potentielles du modèle. Par exemple, une amélioration de la fonction de mélange a déjà été évoquée. Dans la mesure où l'essentiel de la resuspension des sédiments se produit dans le canal, il faudrait sans doute s'inspirer de ce qui se fait en modélisation du transport de sédiments en rivière et en réseaux d'égout afin de pouvoir contrôler le débit de resuspension et reproduire ce même effet. D'autre part, il faudrait évaluer quelles classes de particules doivent être considérée pour décrire ce phénomène. En effet, il pourrait très bien être nécessaire de considérer plus de 3 classes de particules, non pas pour ajuster la décantation mais bien la resuspension.

Le protocole d'échantillonnage pour la réalisation des analyses ViCAs est un autre point de développement. Pour le moment, l'échantillonnage a été fait pour caractériser l'ensemble de l'évènement entrant, car l'utilisation d'un seul ViCAs pour créer les fichiers d'entrée du modèle semblait plus simple. En revanche, la calibration et la validation ont montré qu'un échantillonnage par phases du ruissellement (début - pic de débit - fin) pourrait être plus précis et donner de meilleurs résultats sur la modélisation des pics de concentration. Il faut néanmoins nuancer cette remarque par le fait que faire un ViCAs représente un travail conséquent et que multiplier les ViCAs alourdit d'autant plus la charge de travail au laboratoire. Mais en se limitant aux MeS comme polluant suivi, ceci serait tout à fait possible.

En termes de développement du modèle, il faudrait également pouvoir introduire les polluants associés aux particules. L'exemple des pathogènes est une première étape. Il reste tout de même à définir un protocole d'analyse permettant de bien identifier le nombre de pathogènes associés aux particules. En effet, les mesures conventionnelles (compte de colonies formées) ne permettent pas d'évaluer la fraction particulaire exacte, puisqu'une particule, qu'il y ait une ou plusieurs bactéries attachées à celle-ci, ne génèrera la croissance que d'une seule colonie. En ce sens, les travaux de Vergeynst (2010), sur la mesure de l'activité biologique de *E. coli* par analyse colorimétrique d'un sous-produit de dégradation de substrat spécifique, sont très prometteurs mais demandent à être validés avec des

échantillons d'eau de ruissellement. Les modèles de métaux peuvent aussi facilement être ajoutés, comme mentionné précédemment. La difficulté est aussi d'avoir des données ViCAs exploitables pour pouvoir faire le lien entre les classes de particules et les métaux adsorbés. Le protocole ViCAs mené en analysant la masse de métaux contenue dans la coupelle est exploitable mathématiquement mais les masses accumulées dans les coupelles sont tellement faibles qu'il est difficile d'évaluer la validité des résultats.

En ce qui concerne le projet global, le modèle est prêt pour une analyse des règles de contrôle de la vanne de sortie. Certes, il existe encore des différences entre les concentrations mesurées et simulées, mais la description de la dynamique de décantation est tout de même bien représentée et les ordres de grandeur des concentrations sont tout de même bons. Le modèle est aussi capable de représenter une certaine hétérogénéité de la qualité de l'eau à l'intérieur du bassin.

Du point de vue de la définition des règles de contrôle, Muschalla *et al.* (2009b) ont présenté une première démarche et donné une vue d'ensemble des résultats qui peuvent être obtenus. Dans cet article, un modèle simple, implanté dans SWMM, avec 6 classes de particules et non calibré, a été utilisé pour évaluer le potentiel de l'implantation de règles dynamiques pour le contrôle de la vanne de sortie. Trois règles de base ont été définies :

- 1. fermer la vanne s'il pleut;
- ouvrir à un certain pourcentage si l'accumulation d'eau atteint un certain niveau prédéfini;
- 3. ouvrir au maximum si l'accumulation d'eau atteint un niveau d'urgence prédéfini.

Deux règles liées à la qualité ont été ajoutées :

- ouvrir la vanne à un certain pourcentage prédéfini si la rétention atteint 80% du cycle de reproduction des moustiques;
- 5. ouvrir la vanne à un certain pourcentage prédéfini quand 99% d'enlèvement des plus petites particules est atteint.

Les résultats des simulations pour différents scénarios établis à partir des règles précédentes ont montré que le choix du contrôle dynamique améliore systématiquement la qualité de l'eau rejetée, si on les compare aux résultats au contrôle statique (débit maximum autorisé en tout temps) (Figure 8-1).



Figure 8-1 : Résultats de différents scénarios de gestion de la vanne sur l'enlèvement des MeS et pour chaque classe de particules (TSS1, la plus lente, à TSS6, la plus rapide) (Muschalla *et al.*, 2009b).

Le modèle de bassin utilisé dans l'étude de Muschalla *et al.* (2009b) est un réacteur homogène. Ceci signifie que l'hétérogénéité de la qualité de l'eau dans le bassin, identifiée lors des prélèvements dans la colonne d'eau, n'a pas pu être intégrée dans les résultats obtenus. D'autre part, avec ce modèle, il est également impossible de représenter la resuspension observée en fin de vidange. Ceci pourrait être fait avec le modèle calé développé au cours de cette thèse. D'autre part, le seul polluant à avoir été testé sont les MeS. Avec le nouveau modèle de bassin, de nouvelles règles pourraient être testées, comme la minimisation du rejet de pathogènes.

Enfin, actuellement, pour pouvoir simuler l'effet d'une pluie sur le milieu récepteur avec le nouveau modèle, il est nécessaire d'avoir des données de ViCAs sur le ruissellement. On ne peut donc pas faire de simulations directement à partir des données pluviométriques pour évaluer les règles car on ne peut pas générer un affluent composé de différentes classes de particules avec le modèle SWMM. Il serait donc très intéressant de développer un modèle

de bassin versant qui intègre différentes classes de particules avec des vitesses de sédimentation différentes. Le calage d'un tel modèle devrait être capable de reproduire le ViCAs à l'entrée du bassin. Ainsi, avec un modèle calibré, on pourrait tester les règles de contrôle de la vanne de sortie du bassin directement à partir des données pluviométriques. Des travaux en ce sens ont débuté mais il est difficile de trouver des évènements qui permettent d'identifier les paramètres nécessaires au modèle. En effet, afin d'être capable de déterminer les classes de particules et les débits qui les lessivent en fonction de leurs vitesses de sédimentation, il faut disposer d'évènements dont le débit augmente très progressivement afin de lessiver chaque classe de particules indépendamment. Dans toute la campagne d'échantillonnage de cette thèse, un seul évènement correspond à ce critère, ce qui est trop peu pour pouvoir développer un modèle réaliste.

Bibliographie

Aalderink, R.H., Benoist, A.P. and Lijklema, L. (1986) A deterministic model for DO and SS in a detention pond receiving combined sewer overflows. *In: the Urban Storm Water Quality And Effects Upon Recieving Waters*, Wageningen, The Netherlands.

Aires, N., Chebbo, G., Tabuchi, J.-P. and Battaglia, P. (2003) Dépollution des effluents urbains de temps de pluie en bassin de stockage décantation. *Techniques Science Méthode* **98**(12), 70-86.

Akan, A.O. and Houghtalen, R.J. (2003) Urban Hydrology, Hydraulics and Stormwater Quality: Engineering Applications and Computer Modeling. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ.

APHA, AWWA and WEF (1998) *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. American Public Health Agency/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC.

Ashley, R.M., Bertrand-Krajewski, J.-L., Hvitved-Jacobsen, T. and Verbanck, M. (2004) Solids in Sewers. Characteristics, Effects and Control of Sewer Solids and Associated Pollutants. IWA Publishing, London, UK, p. 360.

Backstrom, M. (2002) Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events. *Water Science and Technology* **45**(7), 41-49.

Baker, E.T. and Lavelle, J.W. (1984) The effect of particle size on the light attenuation coefficient of natural suspensions. *Journal of Geophysical Research* **89**(C5), 8197-8203.

Berrouard, É. (2010) *Caractérisation de la Décantabilité des Eaux Pluviales*, Master thesis, Université Laval, Québec, QC, Canada, Mai 2010, 106 p.

BMPDatabase (2008) *Overview of Performance by BMP Category and Common Pollutant Type*. International Stormwater BMP Database.

Borchardt, D. and Sperling, F. (1997) Urban stormwater discharges: ecological effects on receiving waters and consequences for technical measures. *Water Science and Technology* **36**(8-9), 173-178.

Brezonik, P.L. and Stadelmann, T.H. (2002) Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Research* **36**(7), 1743-1757.

Brière, F.G. (2006) *Distribution et Collecte des Eaux. 2ème édition, revue et corrigée*. Presses Internationales Polytechnique, Montreal, QC.

Brown, T., Burd, W., Lewis, J. and Chang, G. (1994) Methods and procedures in stormwater data collection. *In: the Engineering Foundation Conference on Stormwater NPDES Related Monitoring Needs*, Mount Crested Butte, Colorado, USA. August 7, 1994 - August 12, 1994.

Burton, G.A. and Pitt, R. (2002) Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers. CRC Press LLC, Boca Raton, FL.

Carpenter, J.-F. (2011) Caractérisation du Ruissellement Urbain et Évaluation de l'Efficacité Épuratoire d'un Bassin de Rétention, Master thesis, Université Laval, Québec, 59 p.

Carpenter, J.-F., Vallet, B., Pelletier, G., Lessard, P. and Vanrolleghem, P.A. (2011) Evaluation of the removal efficiency of a retrofitted stormwater detention pond. *Journal of Environmental Engineering* (Submitted).

Chapra, S.C. (1997) Surface Water-Quality Modeling. McGraw-Hill, New-York, NY, p. 844.

Characklis, G.W., Dilts, M.J., Simmons III, O.D., Likirdopulos, C.A., Krometis, L.-A.H. and Sobsey, M.D. (2005) Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. *Water Research* **39**(9), 1773-1782.

Chebbo, G. and Bachoc, A. (1992) Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges. *Water Science and Technology* **25**(8), 171-179.

Chebbo, G. (1992) Solides de Rejets Pluviaux Urbains : Caractérisation et Traitabilité, Ph.D. Thesis, ENPC, Paris, France, March 1992, 413 p.

Chebbo, G. and Grommaire, M.-C. (2009) VICAS—An operating protocol to measure the distributions of suspended solid settling velocities within urban drainage samples. *Journal of Environmental Engineering* **135**(9), 768 - 775.

Craggs, R.J., Zwart, A., Nagels, J.W. and Davies-Colley, R.J. (2004) Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. *Ecological Engineering* **22**, 113–122.

Curtis, T.P., Mara, D.D. and Silva, S.A. (1992) Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. *Applied and Environmental Microbiology* **58**(4), 1335-1343.

Davies-Colley, R.J., Donnison, A.M. and Speed, D.J. (2000) Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. *Water Science and Technology* **42**(10–11), 149-158.

Davies, C.M. and Bavor, H.J. (2000) The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. *Journal of Applied Microbiology* **89**(2), 349-360.

Dean, C.M., Sansalone, J.J., Cartledge, F.K. and Pardue, J.H. (2005) Influence of hydrology on rainfall-runoff metal element speciation. *Journal of Environmental Engineering* **131**(4), 632-642.

Engelhard, C. and Rauch, W. (2008) Risk analysis and impact assessment of urban stormwater - with emphasis on the EU - Water Framework Directive, In: Thevenot, D.R. (Ed.), *DayWater: an Adaptive Decision Support System for Urban Stormwater Management*. IWA Publishing: London, UK.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1983) *Results of the Nationwide Urban Runoff Program, Vol.1, Final Report.* Water Planning Division, U.S. Environmental Protection Agency Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1993) *Handbook Urban Runoff Pollution Prevention and Control Planning*. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1999) *Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices*. United State Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington D.C., p. 214.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2002) Urban Stormwater BMP Performance Monitoring. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2008) *Storm Water Management Model (SWMM), version 5.0.* United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2009) "Priority Pollutants", Clean Water Act Analytical Test Methods. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Fenner, R.A. and Komvuschara, K. (2005) A new kinetic model for ultraviolet disinfection of greywater. *Journal of Environmental Engineering* **131**(Compendex), 850-864.

Ferrara, R.A. and Hildick-Smith, A. (1982) A modeling approach for storm water quantity and quality control via detention basins. *Water resources Bulletin* **18**(6), 975-981.

Gaborit, E. (2011) Raffinement des Prévisions Météorologiques d'Ensemble en Support à la Gestion de la Ressource en Eau, Ph.D. Thesis (in progress), Université Laval, Québec, QC, Canada

Garcia-Armisen, T. and Servais, P. (2009) Partitioning and fate of particle-associated E. coli in river waters. *Water Environment Research* **81**(Compendex), 21-28.

Génivar (2005) Gestion des Eaux Pluviales. Développement Faubourg le Raphaël : Plan de Conception Détaillé. Genivar, Québec, Qc, Projet N°Q03640.

German, J., Jansons, K., Svensson, G., Karlsson, D. and Gustafsson, L.-G. (2005) Modelling of different measures for improving removal in a stormwater pond. *Water Science and Technology* **52**(5), 105-112.

Guber, A.K., Pachepsky, Y.A., Shelton, D.R. and Yu, O. (2007) Effect of bovine manure on fecal coliform attachment to soil and soil particles of different sizes. *Applied and Environmental Microbiology* **73**(Compendex), 3363-3370.

Gujer, W. (2008) Transformation Processes, In: Gujer, W. (Ed.), Systems Analysis for Water Technology. Springer, pp. 77-100.

Guo, Q., Agnoli, N.W., Zhang, N. and Hayes, B.D. (2000) Hydraulic and water quality performance of urban storm water detention basin before and after outlet modification. *In: the Joint Conference on Water Resource Engineering and Water Resources Planning and Management 2000*, Minneapolis, MN, United states. July 30, 2000 - August 2, 2000.

HACH (2007) Nitrogen Ammonia Ultra-low Range Method 10205. HACH: Loveland, Colorado.

Hager, W.H. (2010) Pipe Culverts – Throttling Pipes – Inverted Siphons, *Wastewater Hydraulics*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 263-287.

Haile, R.W., Witte, J.S., Gold, M., Ron, C., McGee, C., Millikan, R.C., Glasser, A., Harawa, N., Ervin, C., Harmon, P., Harper, J., Dermand, J., Alamillo, J., Barrett, K., Nides, M. and Wang, G.-y.

(1999) The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff. *Epidemiology* **10**(4), 355-363.

Harper, H.H., Yousef, Y.A. and Wanielista, M.P. (1986) Effectiveness of detention/retention basins for removal of heavy metals in Highway runoff. *In: the Stormwater and Water Quality Model Users group meeting*, Orlando, FI. march 24-25 1986.

Henze, M., Grady Jr, C.P.L. and Gujer, W. (1987) A general model for single-sludge wastewater treatment systems. *Water Research* **21**(Compendex), 505-515.

Hipsey, M.R., Brookes, J.D., Regel, R.H., Antenucci, J.P. and Burch, M.D. (2006) *In Situ* evidence for the association of total coliforms and *Escherichia coli* with suspended inorganic particles in an australian reservoir. *Water, Air, and Soil Pollution* **170**(1), 191-209.

Howard, K., Saul, A.J., Thorntorn, R.C. and Pearson, L.G. (1986) The effect of Combined Sewer Overflows upon recieving waters. *In: the Urban Storm Water Quality And Effects Upon Recieving Waters*, Wageningen, The Netherlands. October 1986.

Hvitved-Jacobsen, T., Vollerstsen, J. and Nielsen, A.H. (2010) Urban and Highway Stormwater Pollution - Concepts and Engineering. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 347.

IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 996.

Jacobsen, B.N. and Arvin, E. (1996) Biodegradation kinetics and fate modelling of pentachlorophenol in bioaugmented activated sludge reactors. *Water Research* **30**(5), 1184-1194.

Jacopin, C., Lucas, E., Desbordes, M. and Bourgogne, P. (2001) Optimisation of operational management practices for the detention basins. *Water Science and Technology* **44**, 277-285.

Jeng, H.C., England, A.J. and Bradford, H.B. (2005) Indicator organisms associated with stormwater suspended particles and estuarine sediment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* **40**(4), 779-791.

Karlsson, K. and Viklander, M. (2008) Trace metal composition in water and sediment from catch basins. *Journal of Environmental Engineering* **134**(10), 870-878.

Kayhanian, M., Rasa, E., Vichare, A. and Leatherbarrow, J.E. (2008) Utility of suspended solid measurements for storm-water runoff treatment. *Journal of Environmental Engineering* **134**(9), 712-721.

Kim, J.-Y. and Sansalone, J.J. (2008) Event-based size distributions of particulate matter transported during urban rainfall-runoff events. *Water Research* **42**(10-11), 2756-2768.

Krometis, L.A., Characklis, G.W., Simmons, O.D., 3rd, Dilts, M.J., Likirdopulos, C.A. and Sobsey, M.D. (2007) Intra-storm variability in microbial partitioning and microbial loading rates. *Water Research* **41**(2), 506-516.

Lee, J.H., Bang, K.W., Ketchum, Jr., Choe, J.S. and Yu, M.J. (2002) First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the Total Environment* **293**, 163-175.

Lessard, P. and Beck, M.B. (1991) Dynamic simulation of storm tanks. *Water Research* **25**(4), 375-391.

Liebens, J. (2001) Heavy metal contamination of sediments in stormwater management systems: the effect of land use, particle size, and age. *Environmental Geology* **41**(3), 341-351.

Lindblom, E., Gernaey, 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.

Maestre, A. and Pitt, R. (2005) *The National Stormwater Quality Database, Version 1.1: A Compilation and Analysis of NPDES Stormwater Monitoring Information*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., p. 447.

Makepeace, D.K., Smith, D.W. and Stanley, S.J. (1995) Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **25**(2), 93 – 139.

Mancini, J.L. (1978) Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *Journal of Water Pollution Control Federation* **50**(11), 2477-2484.

Marsalek, J., Watt, W.E. and Henry, D. (1992) Retrofitting stormwater ponds for water quality control. *Water pollution research journal of Canada* 27(2), 403-422.

Maruejouls, T., Samie, G., Pelletier, G., Vanrolleghem, P.A. and Lessard, P. (2010) Gestion des eaux usées urbaines en temps de pluie : caractérisation de la vidange des bassins de rétention. *In: the 7th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management (Novatech2010)*, Lyon, France. June 27-July 1st 2010.

Matthews, R.R., Watt, W.E., Marsalek, J., Crowders, A.A. and Anderson, B.C. (1997) Extending retention times in a stormwater pond with retrofitted baffles. *Water Quality Research Journal of Canada* **32**(1), 73-87.

MDE (Maryland Department of the Environment) (2000) Maryland Stormwater Design Manual, Baltimore, MD.

Metcalf and Eddy (2003a) Gravity Separation Theory, In: McGraw-Hill (Ed.), *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, Fourth edition*. McGraw-Hill: New-York, pp. 361-384.

Metcalf and Eddy (2003b) Liquid -Solid Mass Transfer, In: McGraw-Hill (Ed.), *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, Fourth edition*. McGraw-Hill: New-York, pp. 293-296.

Middleton, J.R. and Barrett, M.E. (2008) Water quality performance of a batch-type stormwater detention basin. *Water Environment Research* **80**(2), 172-178.

Muschalla, D., Pelletier, G., Berrouard, É., Carpenter, J.-F., Vallet, B. and Vanrolleghem, P.A. (2009) Ecohydraulic-driven real-time control of stormwater basins. *In: the 8th International Conference on Urban Drainage Modelling*, Tokyo, Japan. 7-11 September 2009.

NaturalResourcesCanada(2010)http://atlas.nrcan.gc.ca/site/english/maps/archives/5thedition/environment/climate/mcr4077/?maxwidth=1600&maxheight=1400&mode=navigator&upperleftx=0&upperlefty=0&lowerrightx=6784&lowerrighty=5376&mag=0.03125.

New-York State Department of Environmental Conservation (2010) New York State Stormwater Management Design Manual, Albany, NY.

Oliver, D.M., Clegg, C.D., Heathwaite, A.L. and Haygarth, P.M. (2007) Preferential attachment of Escherichia coli to different particle size fractions of an agricultural grassland soil. *Water, Air, and Soil Pollution* **185**, 369-375.

Ontario Ministry of Environment (OMOE) (2003) *Stormwater Management Planning and Design Manual*. Ontario Ministry of Environment, Toronto.

Pettersson, T.J.R. (1999) *Stormwater Ponds for Pollution Reduction*, Ph.D. Thesis, Chalmers University of Technology, Göteborg, 42 p.

Pettersson, T.J.R. (2002) Characteristics of suspended particles in a small stormwater pond. *In: the* 9th International Conference on Urban Drainage, Portland, OR, United States. Sep 8-13 2002.

Pitt, R., Field, R., Lalor, M. and Brown, M. (1995) Urban stormwater toxic pollutants: assessment, sources, and treatability. *Water Environment Research* **67**(3), 260-275.

Pitt, R., Maestre, A. and Morquecho, R. (2004) *The National Stormwater Quality Database (NQSD, version 1.1)*. Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Alabama, Tuscaloosa, AL, p. 35.

Pitt, R. and Clark, S.E. (2008) Integrated storm-water management for watershed sustainability. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* **134**(5), 548-555.

Polkowska, Z. and Namiesnik, J. (2008) Road and roof runoff waters as a source of pollution in a big urban agglomeration (Gdansk, Poland). . *Ecological Chemistry and Engineering* **15**(3), 375-385.

Powell, D.N., Khan, A.A., Aziz, N.M. and Raiford, J.P. (2007) Dimensionless rainfall patterns for South Carolina. *Journal of Hydrologic Engineering* **12**(1), 130-133.

Randall, C.W., Ellis, K., Grizzard, T.J. and Knocke, W.R. (1982) Urban Runoff Pollutant Removal by Sedimentation. *In: the Conference on Detention facilities (Planning, Design, Operation and Maintenance)*, New-York, NY.

Rivard, G. (1998) *Gestion des Eaux Pluviales en Milieu Urbain, Concepts et Applications*. Alias communication design, Sainte-Dorothée, QC.

Sansalone, J.J. and Buchberger, S.G. (1997) Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water Science and Technology* **36**(8-9), 155-160.

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

Shammaa, Y., Zhu, D.Z., Gyürék, L.L. and Labatiuk, C.W. (2002) Effectiveness of dry ponds for stormwater total suspended solids removal. *Canadian Journal of Civil Engineering* **29**, 316-324.

Smith, C.D. and Oak, A.G. (1995) Culvert inlet efficiency. *Canadian Journal of Civil Engineering* **22**, 611-616.

Soeur, C., Hubka, J., Chang, G. and Stecher, S. (1994) Methods for assessing urban storm water pollution. *In: the Proceedings of the Engineering Foundation Conference on Stormwater NPDES Related Monitoring Needs, August 7, 1994 - August 12, 1994.*

Stanley, D.W. (1996) Pollutant removal by a stormwater dry detention pond. *Water Environment Research* **68**(6), 1076-1083.

Stone, M. and Marsalek, J. (1996) Trace metal composition and speciation in street sediment: Sault Ste. Marie, Canada. *Water, Air and Soil Pollution* **87**(1-4), 149-169.

Struck, S.D., Selvakumar, A. and Borst, M. (2008) Prediction of effluent quality from retention ponds and constructed wetlands for managing bacterial stressors in storm-water runoff. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* **134**(Compendex), 567-578.

Taebi, A. and Droste, R.L. (2004) First flush pollution load of urban stormwater runoff. *Journal of Environmental Engineering and Science* **3**, 301-309.

Torres, A. (2008) Décantation des Eaux Pluviales dans un Ouvrage Réel de Grande Taille : Éléments de Réflexion pour le Suivi et la Modélisation, Ph.D. Thesis, Institut National des Sciences Appliquées, Lyon, France, 248 p.

Torres, A. and Bertrand-Krajewski, J.-L. (2008) Evaluation of uncertainties in settling velocities of particles in urban stormwater runoff. *Water Science and Technology* **57**(9), 1389 – 1396.

Tuccillo, M.E. (2006) Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers. *Science of the Total Environment* **355**(1-3), 288-300.

Vallet, B., Muschalla, D., Lessard, P. and Vanrolleghem, P.A. (2010) A new dynamic stormwater basin model as a tool for management of urban runoff. *In: the 7th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management (Novatech2010)*, Lyon, France. June 27-July 1st 2010.

Vallet, B., Lessard, P. and Vanrolleghem, P.A. (2011a) Modelling TSS behaviour in stormwater basins based on fractionation in multiple particle settling velocity classes. *Water Research* (Submitted).

Vallet, B., Muschalla, D., Lessard, P. and Vanrolleghem, P.A. (2011b) A new dynamic stormwater basin model as a tool for urban runoff management. *Environmental Modelling and Software* (Submitted).

Van Duin, E.H.S., Blom, G., Los, F.J., Maffione, R., Zimmerman, R., Cerco, C.F., Dortch, M. and Best, E.P.H. (2001) Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. *Hydrobiologia* **444**(1), 25-42.

Vanhooren, H., Meirlaen, J., Amerlinck, Y., Claeys, F., Vangheluwe, H. and Vanrolleghem, P.A. (2003) WEST: modelling biological wastewater treatment. *Journal of Hydroinformatics* **5**, 27-50.

Vanrolleghem, P.A. and Dochain, D. (1998) Bioprocess Model Identification, *Advanced Instrumentation, Data Interpretation and Control of Biotechnological Processes*. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, The Netherlands, pp. 251-318.

Vaze, J. and Chiew, F.H.S. (2004) Nutrient loads associated with different sediment sizes in urban stormwater and surface pollutants. *Journal of Environmental Engineering* **130**(4), 391-396.

Vergeynst, L. (2010) Méthodes pour la Mesure et la Modélisation d'Escherichia coli dans les Bassins d'Orage, Master Thesis, Gent University, Gent, june 2010, 154 p.

Vergeynst, L., Vallet, B. and Vanrolleghem, P.A. (2011) Modeling pathogen fate in stormwaters by a particle-pathogen interaction model using population balances. *Water Science and Technology* (Submitted).

Verstraeten, G. and Poesen, J. (2001) Modelling the long-term sediment trap efficiency of small ponds. *Hydrological Processes* **15**, 2797–2819.

Vitasovic, Z.Z. (1989) Continuous Settler Operation: a Dynamic Model, In: Patry, G.G., Chapman, D. (Eds.), *Dynamic Modelling and Expert Systems In Wastewater Engineering*. Lewis: Chelsea, Mich, pp. 59-81.

Walker, D.J. (2001) Modelling sedimentation processes in a constructed stormwater wetland. *The Science of the Total Environment* **266**, 61-68.

Wallis, s.g., Morgan, C.T., Lunn, R.J. and Heal, K.V. (2006) Using mathematical modelling to inform on the ability of stormwater ponds to improve the water quality of urban runoff. *Water Science and Technology* **53**(10), 229-236.

Wilson, B.N. and Barfield, B.J. (1985) Modeling sediment detention ponds using reactor theory and advection-diffusion concepts. *Water Resources Research* **21**(4), 523-532.

Wong, T.H.F., Fletcher, T.D., Duncan, H.P. and Graham, J.A. (2006) Modelling urban stormwater treatment - A unified approach. *Ecological Engineering* **27**, 58-70.

Annexe A : Grille d'évaluation des bassins d'orage

(Carpenter, 2011)

	Bassins d'orage								
Informations générales	Parc techno. (111)	Ste-Geneviève (59)	Ouest de RB./ Parc Escarp. (104)	Est de RB./ Parc Escarp (105)	Rive Boisée (235)	Chauveau (99)			
Rivière	St-Charles	Lorette/ St-Charles	Du-Berger / St-Charles	Du-Berger / St-Charles	Du-Berger / St-Charles	St-Charles			
Période de retour de conception	50 ou 100 ans	5 ans	<100 ans	<100 ans	-	-			
Superficie du bassin versant (ha)	223	-	-	-	-	15,2			
Volume (m ³)	12 200 ou 21 800	3300	600	1600	-	3100			

	Bassins d'orage								
Critères	Parc techno. (111)	Ste-Geneviève (59)	Ouest de RB./ Parc Escarp. (104)	Est de RB./ Parc Escarp (105)	Rive Boisée (235)	Chauveau (99)			
Réseau séparatif	oui	oui	oui	oui	oui	oui			
Entrée (mineur ou majeur)	2 min / 2 maj	2 min / 2 maj	min/maj	min/maj	min/maj	min/maj			
Modélisation existante	oui	oui	oui	oui	oui	oui			
De forme simple	Oui, carré	Oui, rond	non	non	oui, rond	oui, rond			
Grandeur	Trop étendu	ok	Trop petit	Trop petit	ok	ok			
Accessible	oui	oui	difficile	difficile	oui	oui			
Près de l'Université Laval	oui	Un peu éloigné	oui	oui	oui	oui			
Bassin versant dense	non	Forêts présentes	Non, boulevard	Non, boulevard	grosses maisons/ petits terrains	grosses maisons/ petits terrains			
Fermeture sortie possible (3-5 jours)	oui	oui	non	non	oui	oui			
Développement en cours	oui	non	non	non	peu	peu			
Pluviomètre à proximité	À vérifier	oui	À vérifier	À vérifier	À vérifier	À vérifier			

Annexe B : Protocoles d'analyse en laboratoire
Procédure Analyse Azote ammoniacal NH₃-N

Matériel nécessaire :

- HACH DR 5000
- NH₃-N TNT 830 kit de réactif
- Pipette pour échantillon de 5.0 ml
- Embout de pipette de 1 à 10 ml

Avant Analyses :

- Échantillonner dans des bouteilles de plastique ou de verre propres;
- Les analyses doivent être faites dans un délai de 24 heures;
- Pour préserver des échantillons jusqu'à 28 jours, le pH de l'échantillon doit être descendu à 2 ou moins en ajoutant de l'acide;
- Garder les échantillons à une température de 4°C;
- Filtrer l'échantillon s'il est trop turbide;

Analyses :

- Ramener l'échantillon à température pièce en le sortant du frigo quelques heures auparavant;
- Neutraliser à un pH de 7 avec de l'hydroxyde de sodium 5.0 N;
- Filtrer l'échantillon à travers un filtre de 1,2 μ m et une membrane de 0,45 μ m;
- Récolter le filtrat dans un erlenmeyer, ne pas rincer le support à filtre;
- Bien homogénéiser l'échantillon et pipetter 5 ml;
- Procéder avec la méthode HACH de la manière suivante :
 - Ne pas toucher les parois de la viale sous le code barre;
 - S'assurer de brasser les viales de la même manière et d'attendre la même durée pour chaque viale avant de l'insérer dans l'analyseur;

Method 10205

TNTplus







 Carefully pipet 5.0 mL of sample into the vial. Immediately proceed to step 3.



 Flip the DosiCap Zip over so that the reagent side faces the vial. Screw the cap tightly onto the vial.



 Shake the capped vial 2–3 times to dissolve the reagent in the cap.

Verify that the reagent has dissolved by looking down through the open end of the DosiCap **Zip**.



5. Wait 15 minutes.



 After 15 minutes, invert the sample an additional 2–3 times to mix.

The color remains constant for an additional 15 minutes after the timer expires.



Thoroughly clean the outside of the vial.



 Insert the prepared vial into the cell holder. Close the lid.

The instrument reads the barcode, then selects and performs the correct test. Results are in mg/L NH₃–N.

No instrument Zero is required.

- Faire suivre la même procédure à un échantillon blanc qui consiste en de l'eau déionisée;
- Un Duplicata doit être fait sur 10 % des analyses afin de valider les résultats et l'erreur ne doit pas excéder 5%;
- Pour plus d'informations, voir document de HACH (2007) sur cet analyse;

Procédure pour prétraiter les filtres à MES

MATÉRIEL :

- Filtres Whatmann à prétraiter
- Pince à filtres
- Eau distillée
- Nacelles de pesée en aluminium
- Rampe ou support de filtration
- Étuve à 105°C
- Four à 525°C (si filtres utilisés pour mesure de MVS)
- Dessiccateur
- Balance de précision
- Pompe à vide
- Erlenmeyer de 2L (système anti-retour)

PROCÉDURE :

- Laver le filtre sur le dispositif de filtration avec environ 3 fois 15 ml d'eau distillée. Éviter de mettre le support à filtre.

 Continuer la succion jusqu'à ce que l'eau soit entièrement aspirée (≈2 min) et arrêter la pompe avant d'enlever le filtre.

- Sécher le filtre à 105°C par passage à l'étuve pendant au moins **1h** dans sa nacelle bien identifiée (toujours en vérifier la clarté avant de procéder).

- Calciner le filtre à 525°C pendant 30 min (dans le cas où l'on ne souhaiterait pas effectuer de mesure des MVS cette étape n'est pas nécessaire). Ce four doit être allumé au moins 2h30 à l'avance.

Placer le filtre dans un dessiccateur afin de stabiliser la température et le poids (15 à 30min). Enlever le couvercle du dessiccateur le moins souvent possible.

- Peser le filtre sur une balance de précision 0.1 mg (détermination de la masse m_0) et bien noter dans un cahier de laboratoire.

- Stocker le filtre dans sa nacelle identifiée.

Protocole de mesure de MES par rapport au ViCAs

MATÉRIEL :

- Filtres prétraités
- Pince à filtre
- Rampe de filtration
- Pince pour le support à filtre
- Entonnoir du support à filtre
- Cylindre gradué de 250mL ou plus
- Eau distillée
- Dessiccateur
- Balance de précision
- Pompe à vide
- Erlenmeyer de 2L (système anti-retour)
- Spatule pour brasser

PROCÉDURE :

Concentration initiale et finale (identique pour toutes les mesure de MeS, ViCAs ou non)

Ces mesures doivent être faites en triplicata.

- Démarrer la succion et mouiller le filtre prétraité avec de l'eau distillée.

- <u>*Très bien homogénéiser*</u> l'échantillon et prélever le volume nécessaire au milieu du contenant et à mi-chemin entre le mur et le vortex.

- Noter ce volume d'échantillon à l'aide d'un cylindre gradué. Vol (ml) est choisi en fonction de la nature de l'échantillon :

Échantillon initial : Vol ≈ 80 ml

Échantillon final : Vol ≈ 200 ml (ou le double si très peu concentré)

Emilie Berrouard, 14 mai 2009, 11 janvier 2010

Inspiré de Gromaire M.C. et Chebbo G. 2003. Mesure de la vitesse de chute des particules en suspension dans les effluents urbains, Protocole VICAS, Manuel de l'utilisateur. CEREVE, École nationale des ponts et chaussées, ENGREF, Paris XII, 35p.

Le temps de filtration doit être inférieur à 10 minutes. Sinon, prendre un filtre de plus grand diamètre.

- Effectuer la filtration sous vide

- Rincer le cylindre gradué ainsi que le dispositif de filtration à l'eau distillée.

- Continuer la succion environ 2 minutes.

- Enlever précautionneusement le filtre du support et le mettre dans sa nacelle. Rincer l'entonnoir du support à filtre sous l'eau avant de faire une autre filtration.

- Sécher le filtre pendant 1h30 - 2 h, à 105°C.

- Peser le filtre sur une balance de précision 0.1 mg.

- Calciner le filtre à 550°C pendant 1 heure.

- Laisser refroidir pendant 15 à 30 min au dessiccateur. Ne pas trop surcharger le dessiccateur et enlever le couvercle le moins souvent possible.

- Peser le filtre calciné.

Masse contenue dans chaque coupelle

- Démarrer la succion et mouiller le filtre prétraité avec de l'eau distillée.

- Prendre le système de filtration et l'apporter au côté du montage.

- Verser le contenu de la coupelle en la maintenant dans son porte-coupelle et en prenant soin de ne pas renverser le contenu (toute perte de liquide entraîne une perte de particules susceptible de fausser le bilan de masse).

- Rincer soigneusement la coupelle ainsi que le set de filtration avec de l'eau distillée de façon à ne pas perdre de particules.

- Remettre le système de filtration sur la rampe. Continuer la succion environ 2 minutes après la filtration.

- Enlever précautionneusement le filtre du support et le mettre dans sa nacelle. Rincer l'entonnoir du support à filtre sous l'eau avant de faire une autre filtration.

- Sécher le filtre pendant 1h30 – 2h à 105°C.

- Peser le filtre sur une balance de précision 0.1 mg.

- Calciner le filtre à 550°C pendant 1 heure.

- Laisser refroidir pendant 15 à 30 min au dessiccateur. Ne pas trop surcharger un dessiccateur et enlever le couvercle le moins souvent possible.

- Peser le filtre calciné.

Remarques :

- Ramener les échantillons d'eau à température pièce avant de procéder.

- Le fractionnement est réalisé dans un local de température homogène et relativement constante. Eviter les lieux pouvant présenter de forts gradients de température tels que près d'une fenêtre au soleil.

- La filtration des échantillons dans les coupelles doit être effectuée le plus rapidement possible.

- Si le séchage des filtres à 105°C ne peut être effectué immédiatement après la filtration (cas des fractionnements s'achevant en fin de journée en particulier), on pourra stocker les filtres au réfrigérateur durant quelques heures ou les mettre dans une étuve à 60°C jusqu'au lendemain.

Emilie Berrouard, 14 mai 2009, 11 janvier 2010

Inspiré de Gromaire M.C. et Chebbo G. 2003. Mesure de la vitesse de chute des particules en suspension dans les effluents urbains, Protocole VICAS, Manuel de l'utilisateur. CEREVE, École nationale des ponts et chaussées, ENGREF, Paris XII, 35p.

Procédure à suivre lors d'un essai ViCAs

MATÉRIEL :

- Montage ViCAs (colonne, bac de réception, pompe à vide, système anti-retour)
- Coupelles d'aluminium
- Portes-coupelles (minimum de 3)
- Spatule d'agitation
- Chronomètre (préférable 90h ou plus, selon la durée de l'essai)
- Filtres prétraités

PROCÉDURE :

Prélèvement et conservation des échantillons à fractionner

Réaliser le fractionnement dès réception des échantillons. Dans le cas contraire, la conservation la plus appropriée est la réfrigération à 4°C pour une durée inférieure à 24 heures. Il est préférable de ramener l'échantillon à température ambiante avant de procéder à l'essai.

L'enregistrement des dates de prélèvement, de fractionnement et d'analyse des MES et MVS est fondamentale pour juger de la qualité du mesurage réalisé : les caractéristiques des MES évoluent avec le temps. Lorsque les délais sont trop importants (>24h) l'influence de cette évolution sur les résultats de la mesure des vitesses de chute rend difficile les comparaisons et les interprétations ultérieures.

Préparation de l'appareil

- Vérifier le positionnement de la colonne au-dessus du bac.

Le bas de la colonne de sédimentation doit être situé dans la cannelure pour maintenir le vide pendant l'essai. La distance entre le fond du bac et le pied de la colonne doit être

réduite au minimum, mais permettre la libre circulation des coupelles sous le pied de la colonne. L'ajustement se fait au moyen des deux vis situées en haut de la colonne.

- Vérifier au moyen d'un niveau à bulle la verticalité de la colonne. Au besoin modifier le réglage des deux vis pour retrouver la verticalité.

- Préparer les 3 premières coupelles servant aux premiers prélèvements qui s'effectuent à des temps très rapprochés : placer les coupelles sur leurs porte-coupelles et les remplir d'eau potable.

Préparation de l'échantillon

- Très bien homogénéiser l'échantillon initial à l'aide de la spatule.

S'il est jugé nécessaire, tamiser à 2 mm 4.5 litres d'échantillon afin d'éliminer les papiers et très gros éléments qui gêneraient la mesure.

- Prélever trois sous-échantillons de 100 à 300 ml chacun.

Ces sous-échantillons serviront à déterminer sur trois réplicas la concentration initiale en MES et en MVS.

Fractionnement de l'échantillon

Remplissage de la colonne (version originale)

- Ouvrir la vanne quart de tour située au sommet de la colonne.
- Mettre en service la pompe à vide reliée au sommet de la colonne.
- Bien homogénéiser l'échantillon avant de le verser rapidement dans le bac de mélange.

Emilie Berrouard, 14 mai 2009, 11 janvier 2010

Inspiré de Gromaire M.C. et Chebbo G. 2003. Mesure de la vitesse de chute des particules en suspension dans les effluents urbains, Protocole VICAS, Manuel de l'utilisateur. CEREVE, École nationale des ponts et chaussées, ENGREF, Paris XII, 35p.

- Aspirer le liquide dans la colonne (montée dure de 2 à 5 secondes selon la puissance de la pompe). Lorsque la colonne est remplie, fermer la vanne quart de tour située au sommet de la colonne. Le niveau d'eau dans le bac doit demeurer juste au-dessus des rebords supérieurs de la cannelure.

Cette phase de remplissage nécessite un peu d'entraînement car elle est très rapide.

Le niveau d'eau dans le bac doit être minimal pour limiter les dépôts de particules au fond du bac. Il doit cependant être suffisant pour que le pied de la colonne soit couvert de 1 à 2 cm d'eau.

Un volume d'échantillon insuffisant où une fermeture trop tardive de la vanne ¹/₄ de tour conduira à l'aspiration d'air dans la colonne (gros remous, risque de retour d'eau vers la pompe*). Le remplissage doit alors être recommencé.

* La mise en place d'un dispositif de protection de type flacon de Woulff est indispensable pour protéger la pompe en cas de mauvaise manipulation.

Remplissage de la colonne (version modifiée)

- Bien homogénéiser l'échantillon avant de le verser rapidement dans le bac de mélange jusqu'à ce que le niveau d'eau soit juste au-dessus des rebords supérieurs de la cannelure.

- Réhomogénéiser l'échantillon et remplir la colonne (dont le sommet est étanche par la vanne quart de tour ou un autre dispositif) directement.

- Une fois remplie, bouchée le bas de la colonne et continuer l'homogénéisation.

- Installer la colonne le plus rapidement possible sur les supports de fixation.

Démarrage de la décantation

- Mettre en place <u>immédiatement</u> après fermeture de la vanne ¹/₄ de tour, ou l'enlèvement du bouchon, la première coupelle de prélèvement : placer doucement le porte-coupelle et sa coupelle dans la cannelure, puis le faire glisser jusque sous le pied de la colonne.

- Déclencher le chronomètre au même moment.

- Arrêter la pompe à vide.

- Noter la hauteur d'eau dans la colonne, la date et l'heure.

Changement des coupelles

- Changer la coupelle au bout des temps prédéterminés. La durée totale de décantation doit être adaptée en fonction du type d'échantillon à analyser ou de ce que l'on cherche à mesurer.

Le changement de coupelle est une étape relativement délicate. L'opérateur doit être minutieux pour ne pas perdre leur contenu et pour limiter les turbulences dans le bas de la colonne. Autant que possible, changer d'opérateur d'un changement de coupelle à l'autre.

- Quelques secondes avant le temps de changement de coupelle, introduire doucement dans la cannelure un porte-coupelle muni d'une coupelle remplie d'eau potable et approcher le matériel de filtration. A l'heure du changement des coupelles, faire glisser doucement les deux porte coupelles (celui situé sous la colonne et le nouveau), jusqu'à positionner le nouveau porte-coupelle sous la colonne.

- Retirer doucement l'ancien porte-coupelle de la cannelure.

Si le changement de coupelle n'a été fait exactement au temps prédéterminé, noter sur la feuille d'analyse l'instant exact de remplacement de la coupelle.

- Verser le contenu de la coupelle dans le système de filtration apporté à côté du montage.

Emilie Berrouard, 14 mai 2009, 11 janvier 2010

Inspiré de Gromaire M.C. et Chebbo G. 2003. Mesure de la vitesse de chute des particules en suspension dans les effluents urbains, Protocole VICAS, Manuel de l'utilisateur. CEREVE, École nationale des ponts et chaussées, ENGREF, Paris XII, 35p.

La taille du porte-coupelle doit être parfaitement ajustée à celle de la coupelle. Dans le cas contraire la coupelle risque de se défaire de son porte coupelle lors de l'introduction dans la cannelure. On pourra au besoin améliorer le maintien de la coupelle en ajoutant une bande antidérapante autocollante à l'intérieur du porte-coupelle.

Détermination de la concentration finale

- Une fois le dernier prélèvement réalisé, boucher l'extrémité de la colonne au moyen du bouchon et, tout en maintenant le bouchon d'une main, retirer la colonne de son support.

- Verser le contenu de la colonne dans un pichet propre.

- Bien homogénéiser le contenu du pichet.

- Prélever trois sous-échantillons de 250 ml chacun (ou plus, selon la durée de l'essai réalisé). Ces sous-échantillons serviront à déterminer sur trois réplicas la concentration finale en MES et en MVS.

Voir le protocole de mesure de MES par rapport au ViCAs pour la procédure d'analyse.

Tableau à remplir lors d'un essai ViCAs

Informations sur l'échantillon								
Référence:								
Date et	Date et heure de prélèvement:							
Volume	e total:							
Préleve	eur:							
Conse	rvation:							
Date et	heure d'analyse	h:						
			Qui					
Manipu	lation des coup	elles:						
Mesure	e des MES, MVe	•S:						
Informations sur la colonne								
Numéro: (cm):								
	Cor	ncentration	Initia	ile - échantillon				
Essai	N' filtre	Volume (ml)	m₁(g)	m ₂ (g)			
1								
2								
3								
	Co	oncentratio	n Fir	ale - colonne				
Essai	N' filtre	Volume (ml)	m₁(g)	m₂ (g)			
1								
2								
3								
où m0: n	nasse du filtre con	ditionné (voi	r cahi	er de labo)				
m1: m	asse du filtre donr	hant les MeS						
m2: m	asse du filtre don	nant les MVo	2S					

Numéro de co	lonne:									
Heure et date o	le début:		ΣΔ	t=						
Heure et date o	de fin:		<u>ΣΔt=</u>							
Essai de décantation										
Date/Heure	∆t (min)	ΣΔt (min, h)	N' filtre	m₁(g)	m₂ (g)					
1.										
2.										
3.										
4.										
5.										
6.										
7.										
8.										
9.										
10.										
11.										
12.										
13.										
14.										
15.										
Remarques:										

Protocole pour mesurer les pathogènes à l'aide du Coliscan® Easygel®

- Conserver l'échantillon à 4^oC si délai de plus d'une heure avant analyse.
- Ajouter un volume d'échantillon de 1 à 5 ml à la bouteille de Coliscan Easygel, selon la quantité de coliformes attendue. Faire une dilution si nécessaire. Conserver à 4⁰C si pas verser dans un pétri dans les 10 minutes.
 - \circ in : 3ml & 5ml
 - \circ out : 3ml
- Mélanger délicatement et verser dans un pétri prétraité identifié.
- Fermer le pétri. Attention de ne pas faire de *splash* sur les côtés ou sur le couvercle.
- Attendre que le tout se solidifie (<u>40 minutes</u>).
- Placer les pétris dans un sac de plastique pour éviter le desséchement.
- Mettre à l'incubateur à l'envers à une température comprise entre 32 à 37^oC (35^oC). Si jamais l'incubateur n'est pas disponible, il est possible de faire l'incubation à plus faible température (min 27^oC). De premières vérifications devront alors se faire à des intervalles de 12h. Suite à l'apparition des premières colonies roses ou mauves, attendre de 20-24h, puis lire les résultats.
- •Lire les résultats dans les 24-28 heures suivantes. La lecture se fait sous une bonne lumière, le pétri à l'envers en marquant d'un Sharpie les colonies comptées.
- Mettre une cuillère à thé d'eau de javel pure dans les vieux pétris et les bouteilles d'Easygel et laisser reposer au moins 5 minutes. Disposer des pétris dans un contenant prévu pour recevoir les matériaux à risques biologiques.

Attention : il est important d'en disposer dans les 3 jours suivants, car il y aura un dégagement d'odeur intense.

Temps de conservation de l'Easygel :

- $\Box \quad 4^{0}C: 3-4 \text{ mois}$
- $\Box \quad 0^{0}C:1 \text{ an}$
- \Box dans le pétri : 2 semaines à 4^oCdans le noir et dans un sac.

Lecture des résultats :

Couleur	Type bactéries	de
bleu clair, bleu-vert, turquoise, blanc, halo bleuté ou verdâtre ou jaunâtre autour de la colonie	NON- coliformes	
rose	coliformes fécaux	
bleu foncé, mauve	E. coli	

Notes :

Les colonies sur le dessus du milieu risquent d'avoir seulement leur centre coloré et leur pourtour blanc ou d'être plus pâle.

Une colonie plus petite que 0,25mm ne doit pas être comptée.

Si on compte plus de 300UFC, inscrire TNC (trop nombreuses pour être comptées).

Au moins un échantillon doit être mesuré en triplicata pour vérification.

Annexe C : Document d'explication du calcul d'incertitude sur les analyses ViCAs Le protocole VICAS consiste à collecter, dans des coupelles d'aluminium, placées à la base d'une colonne de décantation, des particules qui ont décanté après différents temps puis de peser le contenu de ces coupelles sur des filtres. À la fin de l'expérience, le contenu de la colonne est également filtré pour déterminer la masse de particules n'ayant pas décanté.

La mesure des masses successives m_i consiste donc à :

- peser un filtre propre de masse (m_{Fp i}),
- collecter les particules dans une coupelle au temps (t_i)
- filtrer le contenu de la coupelle et
- peser de nouveau le filtre une fois séché (m_{Fu i})
- on calcule alors au temps t_i , la masse de particules $m_i = m_{Fui} m_{Fpi}$ C-1

La masse totale décantée $(m_{déc})$ est obtenue en faisant la somme des m_i pour tous les t_i . La masse cumulative (m_{cumul}) pour chaque t_i est également calculée.

La mesure de la masse finale m_{fin} consiste à :

- peser un filtre propre de masse $(m_{Fp fin})$,
- filtrer le contenu de la colonne au temps t_{fin}
- peser de nouveau le filtre une fois séché (m_{Fu fin})
- on calcule alors au temps t_{fin} , la masse finale résiduelle dans la colonne $m_{fin} = m_{Fu fin} - m_{Fp fin}$ C-2

La masse décantée en fonction du temps est représenté par le modèle empirique suivant :

$$M(t) = \frac{b}{1 + \left(\frac{c}{t}\right)^d}$$
C-3

En déterminant les paramètres b, c et d pour ajuster le modèle sur m_{cumul} , on obtient la fraction de particules ayant une vitesse de chute inférieure ou égale à Vs (H/t où H est la hauteur de décantation et t le temps) par l'équation suivante :

$$F(Vs) = 1 - \frac{b\left(1 + (1-d)\left(\frac{c}{t}\right)^d\right)}{\left(1 + \left(\frac{c}{t}\right)^d\right)^2 (\mathbf{m}_{déc} + \mathbf{m}_{fin})}$$
C-4

Selon la norme ISO/CEI GUIDE 98-3/S1 :2008, il est alors possible de calculer l'incertitude sur F(Vs) sous forme d'un intervalle minimum de couverture à 95% déterminé par simulations de Monte Carlo. Pour cela on suppose que les masses pesées des filtres sont distribuées normalement autour de valeurs moyennes égales aux valeurs mesurées $m_{Fp i}$ et $m_{Fu i}$ (idem pour la masse finale) et avec des écarts types notés $u(m_{Fp i})$ et $u(m_{Fu i})$ correspondants aux incertitudes types expérimentales. En tirant au hasard N masses parmi ces distributions on peut alors déterminer N différents jeux de paramètres $m_{déc}$, m_{fin} , b, c et d afin d'obtenir N fonctions F(Vs). Il faut néanmoins faire attention que lors du tirage,les masses m_i résultantes aient une valeur supérieure à 2 fois leurs incertitudes types u (m_i) pour pouvoir être considérées comme valides. Sinon l'accroissement de masse n'est pas significatif et on ne peut pas conclure qu'il y a eu décantation.

Ces N fonctions F(Vs) ont toutes des caractéristiques différentes et il n'est pas assuré *a priori* que l'on puisse obtenir la courbe moyenne $F(Vs)_{moy}$ à l'aide des valeurs moyennes des paramètres $m_{déc}$, m_{fin} , b, c et d (ce point devra être vérifié). Afin d'obtenir des équations pour la courbe $F(Vs)_{moy}$ et les courbes enveloppes correspondant à un intervalle de couverture à 95%, il faut alors déterminer k temps t correspondants à des Vs choisies judicieusement. Ces temps doivent être compris entre le plus petit et le plus grand temps expérimental de sorte que la représentation des courbes F(Vs) soit lissée pour un axe des abscisses Vs (k devrait être au moins égale à 10 pour avoir des courbes lissées). Une fois ces k vitesses choisies, on recalcule pour chacune d'elles, les N valeurs de F(Vs) possibles. Pour chaque vitesse Vs, on détermine ensuite la valeur moyenne de F(Vs) et l'intervalle de couverture à 95% associé, et on peut ainsi tracer les courbes correspondantes.

Par interpolation polynomiale, on peut enfin retrouver les équations de ces courbes afin de déterminer quelle fraction de particules a une vitesse de décantation inférieure ou égale à Vs ainsi que son intervalle minimum de couverture à 95%, quelle que soit la valeur de Vs.

La norme ISO/CEI GUIDE 98-3/S1 :2008 préconise une valeur 10⁶ pour N

Versions du programme :

Pour le moment il existe 4 versions du programme. À terme, il y aura des options dans un même programme. Les différentes versions sont les suivantes :

- UVICAS_2_2.m : Calcul des incertitudes pour un nombre N de simulations de Monte Carlo défini par l'utilisateur. Le calcul de la masse finale dans la colonne étant réalisé par la filtration directe de l'eau de la colonne.
- UVICAS_2_2_conc.m : idem précédent mais avec une évaluation de la masse finale réalisée par mesure de la concentration
- UVICAS_2_3.m : Calcul des incertitudes automatiques. Le nombre de simulation n'est pas défini initialement par l'utilisateur. Le processus est itératif et s'arrête lorsque la variance sur les résultats après chaque itération est inférieure à une valeur définie par l'utilisateur. Le calcul de la masse finale dans la colonne est réalisé par la filtration directe de l'eau de la colonne.
- UVICAS_2_3_Conc : idem précédent mais avec une évaluation de la masse finale réalisée par mesure de la concentration

Donnée à fournir et format :

Dans sa forme actuelle le fichier d'entrée du programme UVICAS est un fichier *vicas_data.csv* ou *vicas_data_conc.csv* suivant la version utilisée. Les données doivent être entrées dans l'ordre suivant :

	valeur mesurée	incertitude de mesure
H (cm)	62.5	0.05
d (cm)	3.5	0.05
t (1) (min)	2	0.01666666666666
t (nb_coupelles) (min)	2791	 0.016666666666667
vol_ini (1) (mL)	187	1
vol_ini (nb_ini) (mL)	186	1
m_fp_ini (1) (mg)	1128.9	0.1
m_fp_ini (nb_ini) (mg)	1149.2	0.1
m_fu_ini (1) (mg)	1149.3	0.1
m_fu_ini (nb_ini) (mg)	1169.4	0.1
m_fp_i (1) (mg)	1117.8	0.1
m_fp_i (nb_coupelles) (mg)	1127.9	0.1
m_fu_i (1) (mg)	1134.9	0.1
m_fu_i (nb_coupelles) (mg)	1135.9	0.1
vol_fin (1) (mg)	187	1
vol_fin (nb_fin) (mg)	186	1
m_fp_fin (1) (mg)	1128.9	0.1
m_fp_fin (nb_fin) (mg)	1117.1	
m_fu_fin (1) (mg)	1135.9	0.1
m_fu_fin (nb_fin) (mg)	1135.1	0.1

où :

- nb_coupelles : nombre de coupelles utilisées pour la réalisation du test
- nb_ini : nombre de réplica réalisés pour la mesure de la concentration initiale
- nb_fin : nombre de filtrations réalisées pour l'évaluation de masse finale
- H : hauteur de la colonne
- d : diamètre de la colonne
- t : temps cumulés des coupelles.
- vol_ini : volume initial prélevé pour la mesure de la concentration en particules
- m_fp_ini : masse du filtre propre utilisé pour la mesure de la concentration en particules

- m_fu_ini : masse du filtre après filtration utilisé pour la mesure de la concentration en particules
- m_fp_i : masse du filtre propre utilisé pour une coupelle
- m_fu_i : masse du filtre après filtration utilisé pour une coupelle
- vol_fin : volume final prélevé pour la mesure de la concentration finale en particules (suivant l'option)
- m_fp_fin : masse du filtre propre utilisé pour la mesure de la masse finale en particules dans la colonne.
- m_fu_fin : masse du filtre après filtration utilisé pour la mesure de masse finale en particules dans la colonne.

Note 1 : Si l'option par mesure directe de la masse dans la colonne à la fin de l'essai est choisie, il convient de supprimer les lignes vol_fin.

Note 2 : Les données nb_coupelles, nb_ini et nb_fin ne sont pas à incorporer dans le fichier d'entrée mais seront demandées lors de l'exécution du programme.

Note 3 : En ce qui concerne les incertitudes de mesures associées aux grandeurs, il faut prendre en compte la distribution associée à celles-ci. Dans les programmes actuels, les distributions sont considérées comme rectangulaire donc l'incertitude entrée dans le fichier de données sera divisé par $3^{1/2}$.

Résultats délivrés :

Les programmes donnent tous les même résultats soit :

- Figure 1 : masse cumulatives ajustées dans le temps.
- Figure 2 : masse cumulative ajustée moyenne et l'intervalle de couverture.
- Figure 3 : F(Vs) en fonction de Vs
- Figure 4 : F(Vs) moyen et l'intervalle de couverture en fonction de Vs
- p : matrice des facteurs du polynôme de régression pour les bornes de l'intervalle de couverture et la valeur moyenne de F(Vs)
 F(Vs) = p_1*Vs^(nb_coupelles-1) + p_2*Vs^(nb_coupelles-2) + ... + p_nb_coupelles-1*Vs + p_nb_coupelles
- p_inv : matrice des facteurs du polynôme de régression complémentaire
 Vs = p_inv_1*F(Vs)^(nb_coupelles-1) + p_inv_2*F(Vs)^(nb_coupelles-2) + ... + p_inv_nb_coupelles-1*F(Vs) + p_inv_nb_coupelles
- Tab_F : matrice contenant les valeurs du polynôme de régression pour les Vs expérimentales sur F(Vs) moyen et l'intervalle de couverture
- Tab_V : matrice aves les valeurs des percentiles 10 à 90 pour la vitesse moyenne et l'intervalle de couverture.
- Figure 5 : comparaison entre les F(Vs) et les valeurs données par les polynômes
- Figure 6 : comparaison entre les Vs en fonction de F(Vs) et les percentiles de Tab_V

Note : Attention avec le polynome p_inv, dans certains cas où les points expérimentaux ne sont pas bien répartis (notament quand on termine l'expérience de façon trop rapprochée avec l'avant-

dernière coupelle) les solutions trouvées ne sont pas toujours réalistes car la résolution numérique n'est pas toujours possible. Il est donc nécessaire de faire un contrôle graphique sur la figure 6.

Note 2 : un code est écrit pour les calculs de bilan de masse mais il est en commentaire car peut pertinent. Si l'information intéresse l'utilisateur il peut toujours la récupérer.

Exemples de résultats :

Essai réalisé sur ViCAs du 11 juillet 2009 (N= 10 000)



Figure C-1 : Masse décantée en fonction du temps pour les 10000 simulations



Figure C-2 : Masse décantée en fonction du temps moyenne et intervalle de couverture à 95%

184



Figure C-3 : F(Vs) en fonction des Vs pour les 10000 simulations



Figure C-4 : F(Vs) moyen et intervalle de couvertur à 95% en fonction des Vs



Figure C-5 : Graphique des polynômes d'interpolation des F(Vs) en fonction de Vs (interpolation de la figure précédente pour avoir une équation) pour fraction correspondantes aux V10-V90



Figure C-6 : Graphique des polynômes inverses (Vs en fonction des F(Vs)) pour avoir les V10-V90

Annexe D: Résultats d'analyse des pièges à sédiments

N ^o éch.	V _{total} lavage	V _{filtré}	Mo	Mı	M ₂	MES	MVS	IVT	M totale dans le piège	H _{max} d'eau dans le bassin	Volume colonne d'eau au dessus de la trappe	M _{décantée} selon échantillons ponctuels bassin	Erreur bilan de masse
	L	ml	g	g	g	mg/L	mg/L	%	mg	cm	L		%
PS1a	2 02	96	1.1313	1.2957	1.2585	1713	388	23	5 836	0.0	0		
PS1b	2.93	103	1.1421	1.376	1.3254	2271	491	22		0.0	0		
PS2a	2 5 2	94	1.1227	1.1498	1.144	288	62	21	747	17	8	206	72
PS2b	2.52	128	1.145	1.184	1.1752	305	69	23	/4/				
PS3a	2.76	108	1.129	1.2279	1.2131	916	137	15	2 409	2 400 20	14	F 6 7	76
PS3b	2.70	100	1.1387	1.2216	1.2092	829	124	15	2 400	20	14	507	
PS4a	4 165	230	1.1455	1.1688	1.1619	101	30	30	121	70	1 /	207	10
PS4b	4.105	220	1.1309	1.1541	1.1464	105	35	33	431	28	14	387	10
PS5a		224	1.1195	1.169	1.1548	221	63	29	573				
PS5b	2.57	205	1.1201	1.1657	1.154	222	57	26		573 32	32 15	555	3
PS5c		216	1.1412	1.1899	1.1772	225	59	26					

Échantillonnage du 21-08-2009

N⁰ éch.	V _{total} lavage	V _{filtré}	Mo	Mı	M ₂	MES	MVS	IVT	M totale dans le piège
	L	ml	g	g	g	mg/L	mg/L	%	mg
PS1	2.07	44	1.1236	1.6424	1.584	11791	1327	11	24 407
PS2a	2 / 8	211	1.0716	1.1504	1.132	373	87	23	910
PS2b	2.40	238	1.0922	1.178	1.1593	361	79	22	510
PS4a		215	1.0944	1.1362	1.1261	194	47	24	550
PS4b	2.85	249	1.106	1.1547	1.143	196	47	24	556
PS4c		133	1.1022	1.1294	1.1229	205	49	24	
PS5a		146	1.0862	1.166	1.1513	547	101	18	
PS5b	2.32	137	1.109	1.1859	1.1718	561	103	18	1 312
PS5c		138	1.1154	1.1967	1.1821	589	106	18	

Échantillonnage du 18-09-2009 – Pas de bilan de masse possible car plusieurs orages et volumes changeants.

Métaux particulaires pour l'échantillonnage du 18-09-2009

	Cu/MES (mgCu/kg)	Mn/MES (mgMn/kg)	Zn/MES (mgZn/kg)
PS1	69	3 934	161
PS2	256	4 224	490
PS4	72	2 333	145
PS5	85	6 594	389

N ^o éch.	V _{total} lavage	V _{filtré}	Mo	Mı	MES	M totale dans le piège	H _{max} d'eau dans le bassin	Volume colonne d'eau au dessus de la trappe	M _{décantée} selon échantillons ponctuels bassin	Erreur bilan de masse
	L	ml	g	g	mg/L	mg	cm	L		%
PS2a		152	1.0930	1.2073	752		26.0			
PS2b	5.25	180	1.1242	1.2005	424	2 742		13	63	98
PS2c		168	1.1123	1.178	391					
PS3a		180	1.1286	1.5109	2124					
PS3b	5	168	1.1216	1.5267	2411	11 764	31.5	15	162	99
PS3c		174	1.0984	1.5374	2523					
PS4a		176	1.1129	1.1292	93					
PS4b	5	192	1.1162	1.1346	96	478	33.5	16	1 057	-121
PS4c		174	1.0962	1.1133	98					
PS5a		140	1.1159	1.1746	419					
PS5b	5.25	169	1.1049	1.1831	463	2 638	40.5	20	732	72
PS5c		152	1.0903	1.1854	626					

Échantillonnage du 03-06-2010

Métaux particulaires pour l'échantillonnage du 03-06-2010

	Cu/MES	Mn/MES	Zn/MES	
	(mgCu/kg)	(mgMn/kg)	(mgZn/kg)	
PS2	94	946	243	
PS3	60	1 156	201	
PS4	31	2 500	356	
PS5	175	1 658	308	



Figure D-1 : Résultats ViCAs sur les pièges à sédiments pour l'échantillonnage du 03-06-2010

№ éch.	V _{total} lavage	V filtré	Mo	M1	MES	M totale dans le piège	H _{max} d'eau dans le bassin	Volume colonne d'eau au dessus de la trappe	M _{décantée} selon échantillons ponctuels bassin	Erreur bilan de masse
	L	ml	g	g	mg/L	mg	cm	L		%
PS2a		150	1.1063	1.2939	1251	6 337			514	
PS2b	5	163	1.1002	1.3178	1335		45.0	22		92
PS2c		196	1.1042	1.3426	1216					
PS3a	3	120	2.2389	2.9693	6087	18 260	50.5	24	570	97
PS4a	Λ	53	1.1062	1.1764	1325	4 5 5 7	FOF	24	2 170	E 2
PS4b	4	50	1.0878	1.1355	954	4 557	50.5	24	2170	52
PS5a		114	1.1189	1.3487	2016					
PS5b	5	99	1.123	1.3257	2047	10 260	59	29	2693	74
PS5c		86	1.0801	1.2601	2093					

Échantillonnage du 09-07-2010

Métaux particulaires pour l'échantillonnage du 09-07-2010

	Cu/MES	Mn/MES	Zn/MES	
	(mgCu/kg)	(mgMn/kg)	(mgZn/kg)	
PS2	18	1 583	205	
PS3	27	688	173	
PS4	55	799	471	
PS5	56	1 488	238	



Figure D-2 : Résultats ViCAs sur les pièges à sédiments pour l'échantillonnage du 09-07-2010

N ^o éch.	V _{total} lavage	V _{filtré}	Mo	Mı	MES	M totale dans le piège
	L	ml	g	g	mg/L	mg
PS2a		422	1.1122	1.1539	99	
PS2b	20	338	1.0856	1.1206	104	2 045
PS2c		383	1.0893	1.1293	104	
PS3a		166	1.093	1.4254	2002	
PS3b	20	150	1.0971	1.3969	1999	40 782
PS3c		130	1.1077	1.3828	2116	
PS4a		228	1.0829	1.0928	43	
PS4b	20	156	1.1027	1.1087	38	997
PS4c		170	1.1139	1.1254	68	
PS5a		83	1.1139	1.2009	1048	
PS5b	20	78	1.0991	1.1807	1046	21 029
PS5c	1	70	1.0936	1.1678	1060	

Échantillonnage du 21-07-2010 – pas de bilan de masse possible car certains orages n'ont pu être échantillonnés

Métaux particulaires pour l'échantillonnage du 21-07-2010

	Cu/MES (mgCu/kg)	Mn/MES (mgMn/kg)	Zn/MES (mgZn/kg)
PS2	518	4118	372
PS4	100	22378	622
PS5	0	1525	225



Figure D-3 : Résultats ViCAs sur les pièges à sédiments pour l'échantillonnage du 21-07-2010

N ^o éch.	V _{total} Iavage	V _{filtré}	Mo	Mı	MES	M totale dans le piège
	L	ml	g	g	mg/L	mg
PS2a	10	406	1.1117	1.4892	930	
PS2b		326	1.1195	1.4484	1009	9 912
PS2c		336	1.1147	1.4624	1035	
PS3a	20	97	1.1089	1.2953	1922	
PS3b		95	1.0828	1.2763	2037	39 716
PS3c		93	1.111	1.2969	1999	
PS4a	10	312	1.1093	1.2204	356	
PS4b		254	1.0838	1.1814	384	3 667
PS4c		212	1.1177	1.194	360	
PS5a		206	1.1174	1.2808	793	
PS5b	10	202	1.1027	1.2644	800	7 854
PS5c		198	1.0775	1.2285	763	

Échantillonnage du 04-08-2010 – pas de bilan de masse possible car vidange d'urgence pour éviter un débordement



Figure D-4 : Résultats ViCAs sur les pièges à sédiments pour l'échantillonnage du 04-08-2010

N ^o éch.	V _{total} lavage	V _{filtré}	Mo	M1	MES	M totale dans le piège
	L	ml	g	g	mg/L	mg
PS2a		239	1.1076	1.1136	25	
PS2b	20	232	1.1084	1.1147	27	490
PS2c		222	1.0933	1.098	21	
PS3a		212	1.1194	1.1762	268	
PS3b	20	228	1.1237	1.1814	253	5 311
PS3c		230	1.1153	1.1787	276	
PS4a	20	238	1.1014	1.1193	75	
PS4b		230	1.1031	1.1209	77	1 547
PS4c		228	1.1321	1.1502	79	
PS5a		238	1.1041	1.1286	103	
PS5b	20	226	1.0964	1.1193	101	2 034
PS5c		232	1.115	1.1384	101	

Échantillonnage du 16-08-2010 – pas de bilan de masse possible car trop d'évènements manqués

Métaux particulaires pour l'échantillonnage du 16-08-2010

	Cu/MES Mn/MES		Zn/MES
	(mgCu/kg)	(mgMn/kg)	(mgZn/kg)
PS2	3 636	24 063	1 266
PS3	98	1 224	226
PS4	866	2 354	517
PS5	295	4 424	374


Figure D-5 : Résultats ViCAs sur les pièges à sédiments pour l'échantillonnage du 16-08-2010

Annexe E : Résultats des analyses par évènements

Échantillonnage du 25-06-2009

Données de départ				
Date	25-juin-09			
Arrivée au bassin	21h11			
Début de la pluie				
Début de				
l'échantillonnage	21h20			

Entrée				
# Ponctuel	Δt (min)	Temps total (min)		
1	0	0		
2	6	6		
3	5	11		
4	5	16		
5	5	21		
6	5	26		
7	5	31		
8	5	36		
9	5	41		
10	5	46		
11	5	51		
12*	5	56		
13	10	66		
14*	10	76		
15	10	86		
16	15	101		

Commentaires

Arrivée après le début de la pluie mais avant le début du ruissellement

* Présence de mousse

Sortie				
# Ponctuel	Δt (min)	Temps total (min)	Hauteur d'eau (cm)	
1	11	11	11	
2	5	16	16	
3	5	21	25	
4	5	26	26	
5	5	31	26	
6	5	36	25	
7	5	41	23	
8	5	46	23	
9	5	51	21	
10	5	56	19	
11	5	61	19	
12	5	66	16	
13	5	71	16	
14	5	76	14	
15	5	81	15	
16	5	86	16	
17	5	91	17	
18	10	101	18	
19	10	111	19	
20	10	121	20	



Figure E-1 : Pluviométrie et débits entrée et sortie pour l'évènement du 25-06-2009.



Figure E-2 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS et MVeS pour l'évènement du 25-06-2009.

			1			
N ⁰ ách	MeS	MVeS	NH3	Cu tot.	Mn tot.	Zn tot.
N ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp Entrée	559	59	0.63	0.06	0.4	0.15
entrée 1	780	131	1.27	0.08	0.54	0.26
entrée 2	1011	137	-	0.1	0.64	0.35
entrée 3	2357	201	0.52	0.1	1.16	0.38
entrée 4	1389	132	-	0.07	0.78	0.25
entrée 5	767	79	0.52	0.06	0.69	0.18
entrée 6	507	55	-	0.07	0.56	0.12
entrée 7	291	32	-	0.05	0.29	0.08
entrée 10	93	12	-	0.04	0.12	0.04
entrée 13	87	12	-	0.04	0.11	0.04
entrée 16	23	6	-	0.03	0.18	0.02
Comp Sortie	204	30	0.44	0.05	0.35	0.07
sortie 1	598	103	0.03	0.06	1.98	0.09
sortie 2	467	83	-	0.06	0.66	0.11
sortie 3	835	102	0.50	0.07	0.74	0.2
sortie 4	483	55	-	0.06	0.38	0.13
sortie 5	323	38	0.52	0.06	0.27	0.09
sortie 6	249	29	-	0.05	0.21	0.08
sortie 7	191	43	-	0.05	0.19	0.07
sortie 10	101	12	-	0.05	0.12	0.03
sortie 15	46	8	-	0.05	0.13	0.02
sortie 20	31	4	-	0.04	0.16	0.02

Tableau E-1 : Données des échantillons ponctuels du 25-06-2009

/	
Febertillennege de	07 07 2000
г спаниноппаче и	U U/-U/-2UU9
_ · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	

Données de départ				
Date	07-juil-09			
Arrivée au bassin	13h00			
Début de la pluie	13h15			
Début de				
l'échantillonnage	13h45			

Entrée				
# Ponctuel	∆t (min)	Temps total (min)		
1	0	0		
2	8	8		
3	6	14		
4	4	18		
5	6	24		
6	1	24		
7	3	27		
8	2	30		
9	2	32		
10	2	34		
11	2	35		
12	1	36		
13	1	37		
14	2	39		
15	1	40		
16	2	43		
17	5	48		
18	16	63		
19	18	81		
20	9	90		
21	42	133		

Commentaires

À l'arrivée quelques gouttes sont tombées mais le sol est sec

Courant de retour de particules sur les côtés de la conduite mais les échantillons sont pris au centre de la conduite

Sortie				
# Ponctuel	Δt (min)	Temps total (min)	Hauteur d'eau (cm)	
1	10	10	6	
2	5	15	6	
3	5	20	6	
4	5	25	9	
5	5	30	9	
6	5	35	11	
7	3	38	12	
8	3	41	13	
9	6	47	14	
10	5	52	13	
11	4	56	12	
12	5	61	12	
13	5	66	12	
14	10	76	11	
15	10	86	11	
16	10	96	11	
17	20	116	10	
18	20	136	8	



Figure E-3 : Pluviométrie et débits entrée et sortie pour l'évènement du 07-07-2009.



Figure E-4 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS et MVeS pour l'évènement du 07-07-2009.

NIQ á ab	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. entrée	139	0.066	< 0.02	0.17	0.06	< 0.02	0.065	0.015
entrée 1	1	-	-	-	-	-	-	-
entrée 2	42	-	-	-	-	-	-	-
entrée 3	103	0.081	0.08	0.18	0.17	0.03	0.09	0.03
entrée 4	118		-	-	-	-	-	-
entrée 5	111		< 0.02	0.14	0.05	-	-	-
entrée 6	112	0.069	< 0.02	0.14	0.06	< 0.02	0.04	0.02
entrée 7	136	-	-	-	-	-	-	-
entrée 8	391	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	245	0.078	< 0.02	0.19	0.1	< 0.02	0.04	0.02
entrée 13	123	-	< 0.02	0.14	0.06	-	-	-
entrée 17	137	-	< 0.02	0.15	0.07	-	-	-
entrée 20	54	-	< 0.02	0.16	0.05	-	-	-
Comp. Sortie	81	0.059	< 0.02	0.22	0.04	< 0.02	0.105	0.02
sortie 2	31	-	< 0.02	0.27	0.02	-	-	-
sortie 4	42	0.062	< 0.02	0.26	0.04	< 0.02	0.19	0.01
sortie 6	83	0.0715	< 0.02	0.22	0.05	< 0.02	0.1	0.02
sortie 9	173	0.0605	< 0.02	0.19	0.08	< 0.02	0.06	0.03
sortie 13	107	-	< 0.02	0.16	0.05	-	-	-
sortie 16	57	-	< 0.02	0.16	0.03	-	-	-
sortie 18	61	-	< 0.02	0.22	0.03	-	-	-

Tableau E-2 : Données des échantillons ponctuels du 07-07-2009

Échantillonnage du 11-07-2009

Données de départ				
Date	11-juil-09			
Arrivée au bassin	14h00			
Départ du chronomètre	14h58			
Début de la pluie	15h55			
Début du ruissellement	16h30			
Début d'échantillonnage	16h35			

Entrée				
# Ponctuel	t chrono	Δt (min)		
1	01:39:00	9		
2	01:44:00	5		
3	01:49:00	5		
4	01:55:00	6		
5	01:59:00	4		
6	02:04:00	5		
7	02:09:00	5		
8	02:14:00	5		
9	02:25:00	11		
10	02:35:00	10		
11	02:59:00	24		
12	03:05:00	6		
13	03:15:00	10		
14	03:20:00	5		
15	03:27:00	7		
16	03:35:00	8		
17	03:40:00	5		
18	03:46:00	6		
19	03:50:00	4		
20	03:58:00	8		
21	04:04:00	6		
22	04:09:00	5		
23	04:14:00	5		
24	04:19:00	5		
25	04:27:00	8		
26	04:32:00	5		
27	04:37:00	5		
28	04:44:00	7		

Commentaires

Départ du pluviomètre et débitmètre dès l'arrivée au bassin

Présence de beaucoup de sédiments rouges à l'entrée

Arrêt de la pluie un peu après le départ du chronomètre puis reprise de la pluie à 15h55

Sortie				
# Ponctuel	t (chrono)	Δt (min)	Hauteur d'eau (cm)	
1	01:59:00	29	7	
2	02:07:00	8	7	
3	02:15:00	8	7	
4	02:20:00	5	7	
5	02:30:00	10	7	
6	02:40:00	10	6	
7	02:50:00	10	6	
8	03:05:00	15	5.5	
9	03:20:00	15	7	
10	03:35:00	15	9	
11	03:45:00	10	9	
12	03:55:00	10	9	
13	04:02:00	7	10	
14	04:12:00	10	10	
15	04:24:00	12	11	



Figure E-5 : Pluviométrie et débits entrée et sortie pour l'évènement du 11-07-2009.



Figure E-6 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS pour l'évènement du 11-07-2009.

N ⁰ ách	MES	NH3
	mg/L	mg/L
Comp entrée	107	0.25
entrée 1	23	0.20
entrée 2	52	0.17
entrée 3	54	0.83
entrée 4	219	0.34
entrée 5	156	-
entrée 6	106	-
entrée 7	83	-
entrée 8	116	-
entrée 9	40	-
entrée 10	26	-
entrée 11	19	0.23
entrée 12	38	0.25
entrée 13	105	-
entrée 14	201	-
entrée 15	149	-
entrée 16	91	-
entrée 17	101	-
entrée 18	73	-
entrée 19	89	-
entrée 20	269	-
entrée 21	196	-
entrée 22	92	-
entrée 23	73	-
entrée 24	71	-
entrée 25	44	-
entrée 26	102	-
entrée 27	221	0.08
entrée 28	208	0.07
sortie 1	39	-
sortie 3	28	-
sortie 5	29	-
sortie 7	21	-
sortie 9	38	-
sortie 11	57	-
sortie 13	60	-
sortie 15	60	-

Tableau E-3 : Données des échantillons ponctuels du 11-07-2009

Donnée de départ				
Date	2009-07-13			
Arrivée au bassin	13h30			
Début de la pluie				
Début du ruissellement	13h40			
Début d'échantillonnage	13h45			
Départ du chronomètre	13h40			

Échantillonnage du	13-07-2009
--------------------	------------

Commentaires				
La pluie est déjà commencée à l'arrivée et est				
± intense				
Eau chargée				
Gros orage pendant la nuit du 12 au 13				
Trappe à sédiments remplie de sable et entraînée par le courant				

Entrée					
# Ponctuel	Δt (min)	t (min)			
1	5	5			
2	5	10			
3	3	13			
4	3	16			
5	3	19			
6	3	22			
7	3	25			
8	4	29			
9	4	33			
10	4	37			
11	5	42			
12	5	47			
13	10	57			
14	10	67			
15	10	77			
16	10	87			

Sortie						
# Ponctuel	∆t (min)	t (min)	Hauteur d'eau (cm)			
1	5	5	6			
2	5	10	6			
3	5	15	7			
4	5	20	8			
5	5	25	12			
6	5	30	12			
7	5	35	12			
8	5	40	11			
9	5	45	9			
10	5	50	9			
11	5	55	8			
12	5	60	7			
13	5	65	7.5			
14	5	70	6.5			
15	5	75	-			
16	5	80	6			



Figure E-7 : Pluviométrie et débits entrée et sortie pour l'évènement du 13-07-2009.



Figure E-8 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS pour l'évènement du 13-07-2009.

Tableau E-4 : Données des échantillons ponctuels du 13-07-2009

N ⁰ ách	MES
	mg/L
Comp. Entrée	61
entrée 1	5
entrée 2	57
entrée 3	60
entrée 4	145
entrée 5	114
entrée 6	129
entrée 7	112
entrée 8	80
entrée 9	62
entrée 10	44
entrée 11	35
entrée 12	31
entrée 13	18
entrée 14	10
entrée 15	7
Comp.Sortie	40
sortie 1	12
sortie 2	23
sortie 3	15
sortie 4	37
sortie 5	41
sortie 6	52
sortie 7	59
sortie 8	60
sortie 9	44
sortie 10	32
sortie 11	27
sortie 12	24
sortie 13	19
sortie 14	17
sortie 15	14
sortie 16	13
sortie 17	11
sortie 18	9
sortie 15	60

Échantillonnage du 18-07-2009

Donnée de départ				
Date	18-juil-09			
Arrivée au bassin	7h00			
Début de la pluie	minuit			
Début du ruissellement	minuit			
Début d'échantillonnage	7h40			
Période de temps sec	Aucune			
Fin de l'échantillonnage	11h45			

Entrée					
# Ponct.	t (Chrono)	Δt (min)	Intensité de la pluie	Comp.	
1	00:20	20	faible	×	
2	00:40	20	rien*	×	
3	01:15	35	t.t. forte	×	
4	01:20	5	forte		
5	01:25	5	forte	×	
6	01:30	5	moy		
7	01:40	10	t.t. forte	×	
8	01:50	10	déluge ×		
9	02:00	10	déluge		
10	02:10	10	forte	×	
11	02:20	10	moy-faible		
12	02:35	15	moy-faible		
13	02:50	15	moy-faible		
14	03:05	15	moy-faible	×	
15	03:20	15	rien		
16	03:35	15	rien	×	

Commentaires

À l'arrivée la pluie est ± intense

On voit les roches au fond du bassin au TO Le débit pendant la nuit a dû être très intense car l'herbe est écrasée à coté du bassin de sédimentation

* Retour de la pluie à 01:07 (intensité de la pluie \rightarrow moy-faible)

Reprise plus intense de débit à 01:16:00

L'eau couvre la conduite de sortie, le bassin est plein avant la pente des côtés du bassin

Eau brunâtre à 02:50

Sortie						
# Ponct.	t (Chrono)	∆t (min)	Hauteur d'eau (cm)	Comp.		
1	00:20	20	12	×		
2	00:40	40	12	×		
3	01:10	30	9	×		
4	01:30	20	20	×		
5	01:35	5	22			
6	01:45	10	25	×		
7	02:00	15	35	×		
8	02:15	15	45	×		
9	02:35	20	46			
10	02:55	20	40	×		
11	03:15	20	41			
12	03:35	20	38	×		



Figure E-9 : Pluviométrie et débits entrée et sortie pour l'évènement du 18-07-2009.



Figure E-10 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS pour l'évènement du 18-07-2009.

NQ ćak	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ecn.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Entrée	51	0.069	< 0.02	0.08	0.03	< 0.02	0.02	0.05
entrée 1	10	-	-	-	-	-	-	-
entrée 2	13	-	-	-	-	-	-	-
entrée 3	71	-	-	-	-	-	-	-
entrée 4	147	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	75	-	-	-	-	-	-	-
entrée 6	53	-	-	-	-	-	-	-
entrée 7	41	-	-	-	-	-	-	-
entrée 8	114	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	367	-	-	-	-	-	-	-
entrée 10	129	-	-	-	-	-	-	-
entrée 11	69	-	-	-	-	-	-	-
entrée 12	40	-	-	-	-	-	-	-
entrée 13	30	-	-	-	-	-	-	-
entrée 14	42	-	-	-	-	-	-	-
entrée 15	20	-	-	-	-	-	-	-
entrée 16	18	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Sortie	45	0.064	< 0.02	0.07	0.03	< 0.02	0.02	0.04
sortie 1	11.7	-	-	-	-	-	-	-
sortie 2	11	-	-	-	-	-	-	-
sortie 3	9	-	-	-	-	-	-	-
sortie 4	75	-	-	-	-	-	-	-
sortie 5	52	-	-	-	-	-	-	-
sortie 6	33	-	-	-	-	-	-	-
sortie 7	97	-	-	-	-	-	-	-
sortie 8	134	-	-	-	-	-	-	-
sortie 9	48	-	-	-	-	-	-	-
sortie 10	29	-	-	-	-	-	-	-
sortie 11	33	-	-	-	-	-	-	-
sortie 12	17	-	-	-	-	-	-	-

Tableau E-5 : Données des échantillons ponctuels du 18-07-2009

Donnée de départ				
Date	27-juil-09			
Arrivée au bassin	12h45			
Début de la pluie	13h15			
Début du ruissellement	13h38			
Fin pluie	14h15			
Fin échantillonnage	14h45			

Échantillonnage du 27-07-2009

Commentaires

Pas d'accumulation dans le bassin

Entrée							
# Ponct.	t (Chrono)	Δt (min)	Intensité de la pluie	Comp.			
17	00:06	6	moyen	×			
18	00:10	4	moyen				
19	00:15	5	moyen	×			
20	00:20	5	faible				
21	00:25	5	faible	×			
22	00:30	5	faible				
23	00:35	5	très faible	×			
24	00:40	5	soleil				
25	00:50	10	soleil	×			
26	01:00	10	soleil	×			
27	01:10	10	soleil	×			

Sortie							
# Ponct.	t (Chrono)	∆t (min)	Hauteur d'eau (cm)	Comp.			
1	00:15	15	5	×			
2	00:20	5	9				
3	00:25	5	12	×			
4	00:30	5	12				
5	00:35	5	13	×			
6	00:40	5	12				
7	00:45	5	12	×			
8	00:50	5	11				
9	00:55	5	11	×			
10	01:05	10	9	×			
11	01:15	10	7	×			



Figure E-11 : Pluviométrie et débits entrée et sortie pour l'évènement du 27-07-2009.



Figure E-12 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS pour l'évènement du 27-07-2009.

NIQ á ch	MES	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ecn.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Entrée	43	< 0.02	0.11	0.04	0.08	0.05	0.05
entrée 1	57	< 0.02	0.2	0.03	< 0.02	0.13	0.02
entrée 2	55	< 0.02	0.12	0.04	-	-	-
entrée 3	80	0.03	0.1	0.05	< 0.02	0.04	0.03
entrée 4	73	-	-	-	-	-	-
entrée 5	56	-	-	-	-	-	-
entrée 6	42	< 0.02	0.08	0.03	-	-	-
entrée 7	37	-	-	-	-	-	-
entrée 8	31	-	-	-	-	-	-
entrée 9	24	< 0.02	0.08	0.01	< 0.02	0.06	0.03
entrée 10	15	-	-	-	-	-	-
entrée 11	10	-	-	-	-	-	-
Comp. Sortie	26	< 0.02	0.12	0.03	0.40	0.05	1.29
sortie 1	27	< 0.02	0.2	< 0.01	-	-	-
sortie 2	81	< 0.02	0.35	0.04	< 0.02	0.12	0.02
sortie 3	53	< 0.02	0.21	0.03	< 0.02	0.08	0.02
sortie 4	36	-	-	-	-	-	-
sortie 5	31	-	-	-	-	-	-
sortie 6	28	< 0.02	0.09	0.02	0.02	< 0.01	0.07
sortie 7	22	-	-	-	-	-	-
sortie 8	21	-	-	-	-	-	-
sortie 9	19	-	-	-	-	-	-
sortie 10	20	-	-	-	-	-	-
sortie 11	16	-	-	-	-	-	-
sortie 12	16	-	-	-	-	-	-

Tableau E-6 : Données des échantillons ponctuels du 27-07-2009

Echantinonnage uu v2-vo-2vv/	Échantillonnage	du	02-08-2009
------------------------------	-----------------	----	------------

Donnée de départ						
Date	02-août-09					
Arrivée au bassin	15h00					
Début de la pluie	15h00					
Début du ruissellement	15h45					
Période de temps sec	4 jours					
Fin pluie	19h25					
Fin échantillonnage	19h40					

Entrée							
# Ponct.	t (Chrono)	∆t (min)	Intensité de la pluie	Comp.			
30	00:22	0	t. Faible				
31	00:35	13	moy				
34	00:45	10	moy +	×			
32	00:55	10	moy +	×			
33	01:00	5	moy +	×			
35	01:05	5	moy +	×			
36	01:10	5	fort	×			
37	01:15	5	moy +	×			
38	01:25	10	fort				
39	01:35	10	fort				
40	01:45	10	t. Fort				
41	01:55	10	t. Fort	×			
13	02:05	10	rien	×			
14	02:15	10	faible	×			
15	02:25	10	faible	×			
16	02:35	10	t. faible	×			
17	02:50	15	faible	×			
18	03:05	15	faible	×			
19	03:20	15	t. faible	×			
20	03:35	15	t. faible				
21	03:50	15	t. faible				

Sortie							
#	t	Δt	Δt Hauteur				
Ponct.	(Chrono)	(min)	d'eau (cm)	comp.			
13	00:25	3	6				
14	00:40	15	6				
15	00:50	10	11	×			
16	01:00	10	15	×			
17	01:05	5	18	×			
18	01:10	5	20	×			
19	01:15	5	24	×			
20	01:20	5	27				
21	01:25	5	28	×			
22	01:40	15	30				
23	01:55	15	31	×			
24	02:05	10	36	×			
25	02:15	10	34	×			
26	02:25	10	31				
27	02:35	10	28	×			
28	02:45	10	25				
29	02:55	10	23				
30	03:10	15	21	×			
31	03:25	15	16				
32	03:40	15	14	×			
33	03:55	15	13				



Figure E-13 : Pluviométrie et débits entrée et sortie pour l'évènement du 02-08-2009.



Figure E-14 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS pour l'évènement du 02-08-2009.

	MES	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Entrée	35	0.02	0.06	0.02	< 0.02	0.02	0.03
entrée 30	16	-	-	-	-	-	-
entrée 31	40	0.04	0.21	0.04	0.02	0.14	0.02
entrée 34	86	0.02	0.14	0.05	< 0.02	0.05	0.03
entrée 32	94	-	-	-	-	-	-
entrée 33	112	0.03	0.09	0.04	-	-	-
entrée 35	54	-	-	-	-	-	-
entrée 36	56	-	-	-	-	-	-
entrée 38	34	-	-	-	-	-	-
entrée 40	21	0.03	0.03	0.02			
entrée 13	31	-	-	-	-	-	-
entrée 15	21	-	-	-	-	-	-
entrée 17	13	0.03	0.05	0.02	< 0.02	0.03	0.02
entrée 21	6	-	-	-	-	-	-
Comp. Sortie	29	< 0.02	0.08	0.02	< 0.02	0.03	0.03
sortie 13	25	< 0.02	0.24	0.01	-	-	-
sortie 14	42	-	-	-	-	-	-
sortie 15	63	0.05	0.27	0.03	0.05	0.13	0.03
sortie 16	57	-	-	-	-	-	-
sortie 17	55	0.03	0.12	0.04	< 0.02	0.03	0.03
sortie 18	38	-	-	-	-	-	-
sortie 19	29	-	-	-	-	-	-
sortie 21	29	-	-	-	-	-	-
sortie 23	13	< 0.02	0.04	0.02	< 0.02	0.03	0.02
sortie 25	23	-	-	-	-	-	-
sortie 27	19	-	-	-	-	-	-
sortie 29	12	-	-	-	-	-	-
sortie 31	9	< 0.02	0.06	0.01	-	-	-
sortie 33	9	-	-	-	-	-	-

Tableau E-7 : Données des échantillons ponctuels du 02-08-2009

Échantillonnage du 21-08-2009

Données de d	épart				
Date	2009-08-21	-			
Début orage	08:00				
début ruissellement	08:07				
Fin de pluie	08:30				
Reprise lègère pluie	09:05]			
Fin de pluie	10:45				
			En	trée 1	
# Ponctuel	Composite	Temps (dd:hh:mm)	Intensité	Hauteur sortie (cm)	Commentaires
1	0	00:00:05			
2	0	00:00:10	Moyen		
3	0	00:00:15		15	
4	0	00:00:20		18	
5	0	00:00:25		25	
6	Ν	00:00:32		28	
7	0	00:00:40		30	
8	Ν	00:00:45		30	retour de sédiments de bassin vers la conduite
9	0	00:00:53		30	
10	0	00:01:03		30	
11	Ν	00:01:16		30	
12	0	00:01:31		30	
13	0	00:01:41		30	Pluie intense recommence
14	0	00:01:46		32	

15	0	00:01:51	32	
16	Ν	00:01:56	34	
17	0	00:02:06	35	

Entrée 2						
18	0	00:13:47	Fort			
19	0	00:13:52	Moyen			
20	0	00:13:57	Moyen	39		
21	0	00:14:02	Fort			
22	0	00:14:07	T Fort	41		
23	0	00:14:12	Fort			
24	0	00:14:19	Fort	43		
25	0	00:14:26	Faible	45	Fin pluie 14:30	
26	0	00:14:32	Pas			
27	0	00:14:42	Pas			
28	0	00:14:57	Pas	48		

Sortie ouverte						
1	0	01:07:39	49.5	ouverture / TSS brassage ouverture JFC		
2	0	01:07:40	48			
3	0	01:07:43	46			
4	0	01:07:48	46			
5	0	01:07:53	44			
6	0	01:07:58	42			
7	N	01:08:10	39			
8	0	01:08:20	37			

9	Ν	01:08:30	34	
10	0	01:08:40	31	
11	N	01:08:50	27	
12	0	01:09:00	23	
13	Ν	01:09:10	16	paasage sous la porte
14	0	01:09:20	11	
15	Ν	01:09:25	9	
16	0	01:09:30	8	
17	Ν	01:09:35	7.5	
18	0	01:09:40	7	
19	N	01:09:50	7	temps de vidange

Points ponctuels bassin								
						Hauteur d'eau en sortie		
		Temps (dd:hh:mm)	point	Point d'échantillonnage	Hauteur d'eau (cm)	(cm)		
1		00:01:13	5	Surface	13			
2		00:01:20	4	Surface	10			
3		00:03:13	5	Surface	18			
4		00:03:20	4	Surface	13.5			
5		00:05:13	5	Surface	18			
6		00:05:20	4	Surface	14			
7		00:07:20	5	Surface	19			
8		00:07:25	4	Surface	15	37		
9		00:09:17	5	Surface	19			
10		00:09:20	4	Surface	15	36.5		
11		00:11:18	5	Surface	19			

12	00:11:22	4	Surface	15	
13	00:14:46	5	Surface	29	
14	00:14:49	4	Surface	25	48
15	00:14:59	2	Surface	15	
16	00:15:02	3	Surface	25	
17	00:23:10	5	Surface	30	48.5
18	00:23:13	4	Surface	26	
19	00:23:18	3	Surface	26	
20	00:23:20	2	Surface	16	
Pb21	01:05:54	5	Surface	32	
Pb22	01:05:56	4	Surface	28	
Pb23	01:06:02	3	Surface	28	
Pb24	01:06:08	2	Surface	17	



Figure E-15 : Pluviométrie et débits entrée et vidange pour l'évènement du 21-08-2009.



Figure E-14 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS et MVeS pour l'évènement du 21-08-2009.

	MES	MVS	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Entrée 1	71	12	0.053	< 0.02	0.1	0.04	< 0.02	0.05	0.04
entrée 1	90	30	-	-	-	-	-	-	-
entrée 2	92	19	-	-	-	-	-	-	-
entrée 3	138	21	-	-	-	-	-	-	-
entrée 4	110	16	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	79	11	-	-	-	-	-	-	-
entrée 6	50	7	-	-	-	-	-	-	-
entrée 7	43	5	-	-	-	-	-	-	-
entrée 8	112	11	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	34	4	-	-	-	-	-	-	-
entrée 10	20	0	-	-	-	-	-	-	-
entrée 11	13	2	-	-	-	-	-	-	-
entrée 12	10	1	-	-	-	-	-	-	-
entrée 13	51	12	-	-	-	-	-	-	-
entrée 14	177	18	-	-	-	-	-	-	-
entrée 15	87	10	-	-	-	-	-	-	-
entrée 16	32	4	-	-	-	-	-	-	-
entrée 17	25	5	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Entrée 2	74	11	0.156	< 0.02	0.08	0.04	< 0.02	0.03	0.03
		11			-	-	-		
entrée 18	62	11	-	-				-	-
entrée 18 entrée 19	62 106	22	-	-	-	-	-	-	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20	62 106 155	22 20	-	-	-	-	-	-	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21	62 106 155 73	22 20 11	-	-				- - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22	62 106 155 73 50	11 22 20 11 9	- - - -	- - - -		- - -	- - -		-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23	62 106 155 73 50 77	11 22 20 11 9 12	- - - - -	- - - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 24	62 106 155 73 50 77 66	11 22 20 11 9 12 10	- - - - - -	- - - - - -	- - - - - -	- - - - - -	- - - - - -	- - - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 24 entrée 25	62 106 155 73 50 77 66 57	11 22 20 11 9 12 10 9	- - - - - - -	- - - - - - -		- - - - - -	- - - - - -	- - - - - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26	62 106 155 73 50 77 66 57 92	11 22 20 11 9 12 10 9 10	- - - - - - - - -	- - - - - - - - -	- - - - - - - - -	- - - - - - - - -	- - - - - - - - - -	- - - - - - - - -	
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26 entrée 27	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6	- - - - - - - - -	- - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26 entrée 27 entrée 28	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39 24	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6 4	- - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26 entrée 27 entrée 28 PB1	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39 24 47	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6 4 8	- - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26 entrée 27 entrée 28 PB1 PB3	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39 24 47 33	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6 4 8 4	- - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26 entrée 27 entrée 28 PB1 PB3 PB5	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39 24 47 33 29	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6 4 8 4 5	- - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - -
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26 entrée 27 entrée 28 PB1 PB3 PB5 PB7	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39 24 47 33 29 26	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6 4 8 4 5 4	- - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 25 entrée 26 entrée 27 entrée 28 PB1 PB3 PB5 PB7 PB9	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39 24 47 33 29 26 24	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6 4 8 4 5 4 4 4	- - - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - -	-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26 entrée 27 entrée 28 PB1 PB3 PB5 PB7 PB7 PB9 PB11	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39 24 47 33 29 26 24 20	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6 4 8 4 5 4 4 5 4 5	- - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - -		-
entrée 18 entrée 19 entrée 20 entrée 21 entrée 22 entrée 23 entrée 23 entrée 24 entrée 25 entrée 26 entrée 27 entrée 28 PB1 PB3 PB5 PB7 PB7 PB9 PB11 PB13	62 106 155 73 50 77 66 57 92 39 24 47 33 29 26 24 20 18	11 22 20 11 9 12 10 9 10 6 4 5 4 5 4 5 4 5 4 5 4	- - - - - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - - - - -			- - - - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - - - - -	- - - - - - - - - - - - - - - - - - -

Tableau E-8 : Données des échantillons ponctuels du 21-08-2009

N ⁰ ách	MES	MVS	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
PB21	11	2	-	-	-	-	-	-	-
PB2	40	8	-	-	-	-	-	-	-
PB4	32	6	-	-	-	-	-	-	-
PB6	29	6	-	-	-	-	-	-	-
PB8	33	6	-	-	-	-	-	-	-
PB10	28	11	-	-	-	-	-	-	-
PB12	20	4	-	-	-	-	-	-	-
PB14	17	5	-	-	-	-	-	-	-
PB18	14	4	-	-	-	-	-	-	-
PB22	11	2	-	-	-	-	-	-	-
PB15	44	6	-	-	-	-	-	-	-
PB20	20	2	-	-	-	-	-	-	-
PB24	19	5	-	-	-	-	-	-	-
PB16	51	7	-	-	-	-	-	-	-
PB19	17	2	-	-	-	-	-	-	-
PB23	10	2	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Sortie	13	2	0.025	< 0.02	0.2	0.03	< 0.02	0.12	0.04
Sortie 1	79	7	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 3	10	3	-	-	-	-	-	-	_
Sortie 5	10	3	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 7	13	2	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 9	11	2	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 11	7	1	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 13	15	2	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 15	18	3	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 17	12	2	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 19	10	1	-	-	-	-	-	-	-

Échantillonnage du 18-09-2009

Données de départ		7			
Date	18 09 09				
Début orage					
Début ruissellement	06:09				
			Entrée 1		
# Ponctuel	Composite	Temps (dd:hh:mm)	Intensité	Hauteur sortie (cm)	Commentaires
					sortie bouchée à 4 min après le début du
1	0	00:00:00	forte	17	ruissellement
2	0	00:00:07	Moyen		
3	0	00:00:10			
4	0	00:00:15		25	
5	0	00:00:20			
6	N	00:00:25		28	
7	0	00:00:30	Très faible		
8	Ν	00:00:35	Très faible		
9	0	00:00:45	Très faible		
10	0	00:00:55	faible moyen	31	
11	N	00:01:00	moyen		
12	0	00:01:05	moyen	32	
13	0	00:01:10	moyen		
14	0	00:01:15	moyen	34	
15	0	00:01:20	fort	35	
16	Ν	00:01:25	plus fort		
17	0	00:01:30	très fort	39	
19	0	00:01:35	très fort		

20	0	00:01:40	très fort	41	
21	0	00:01:45	Fort	42	
22	0	00:01:55	moins fort		
23	0	00:02:05	moyen		
18	N	00:02:15	faible moyen		
24	0	00:02:25	rien		
25	N	00:02:40	très très faible		
26	N	00:02:55	rien		
27	0	00:03:10	très très faible	45	

	Points ponctuels bassin							
			Hauteur d'eau					
	Point	Temps (dd:hh:mm)	(cm)	Point d'échantillonnage	Hauteur d'eau en sortie (cm)			
PB1	5	00:02:25	27	Mi-hauteur				
PB2	4	00:02:30	23	Mi-hauteur				
PB3	3	00:02:36	23	Mi-hauteur				
PB4	2	00:02:38	13	Mi-hauteur				
PB6	5	00:03:27	28	Mi-hauteur				
PB7	4	00:03:29	23.5	Mi-hauteur				
PB8	3	00:03:32	23	Mi-hauteur				
PB9	2	00:03:36	13	Mi-hauteur				
PB10	5	00:05:36	28	Mi-hauteur				
PB11	4	00:05:38	24	Mi-hauteur				
PB12	3	00:05:42	23.5	Mi-hauteur				
PB13	2	00:05:45	13	Mi-hauteur				
PB14	5	00:07:43	28	Mi-hauteur				
PB15	4	00:07:46	24	Mi-hauteur				

PB16	3	00:07:50	23.5	Mi-hauteur	
PB17	2	00:07:53	13	Mi-hauteur	
PB18	5	00:09:41	28	Mi-hauteur	
PB19	4	00:09:43	24	Mi-hauteur	
PB20	3	00:09:46	23.5	Mi-hauteur	
PB21	2	00:09:49	13	Mi-hauteur	
PB22	5	00:15:15	28	Mi-hauteur	
PB23	4	00:15:18	24	Mi-hauteur	
PB24	3	00:15:20	24	Mi-hauteur	
PB25	2	00:15:22	14	Mi-hauteur	
PB26	5	01:02:09	28.5	Mi-hauteur	45.5
PB27	4	01:02:12	24	Mi-hauteur	
PB28	3	01:02:15	24	Mi-hauteur	
PB29	2	01:02:19	14	Mi-hauteur	
PB30	5	01:08:08	29	Mi-hauteur	45.5
PB31	4	01:08:10	24	Mi-hauteur	
PB32	3	01:08:13	24	Mi-hauteur	
PB33	2	01:08:15	14	Mi-hauteur	
PB34	5	01:13:48	28.5	Mi-hauteur	
PB35	4	01:13:50	24	Mi-hauteur	
PB36	3	01:13:52	24	Mi-hauteur	
PB37	2	01:13:53	14	Mi-hauteur	
PB38	5	02:02:00	29	Mi-hauteur	46.5
PB39	4	02:02:05	25	Mi-hauteur	
PB40	3	02:02:13	25	Mi-hauteur	
PB41	2	02:02:15	14.5	Mi-hauteur	
PB42	5	03:00:45	30	Mi-hauteur	

PB43	4	03:00:50	26	Mi-hauteur	
PB44	3	03:00:53	26	Mi-hauteur	
PB45	2	03:00:55	15	Mi-hauteur	
PB46	5	04:02:07	31	Mi-hauteur	
PB47	4	04:02:10	27.5	Mi-hauteur	
PB48	3	04:02:13	27.5	Mi-hauteur	
PB49	2	04:02:15	17	Mi-hauteur	
PB50	5	04:03:31	33	Mi-hauteur	
PB51	4	04:03:34	29.5	Mi-hauteur	
PB52	3	04:03:38	28.5	Mi-hauteur	
PB53	2	04:03:40	18.5	Mi-hauteur	
PB54	5	04:04:21	34	Mi-hauteur	
PB55	4	04:04:24	30	Mi-hauteur	
PB56	3	04:04:27	30	Mi-hauteur	
PB57	2	04:04:33	20	Mi-hauteur	
PB58	5	04:07:09	37	Mi-hauteur	54
PB59	4	04:07:11	33	Mi-hauteur	
PB60	3	04:07:15	32.5	Mi-hauteur	
PB61	2	04:07:18	22.5	Mi-hauteur	
PB62	5	04:11:29	37	Mi-hauteur	55
PB63	4	04:11:31	33	Mi-hauteur	
PB64	3	04:11:34	33	Mi-hauteur	
PB65	2	04:11:37	22.5	Mi-hauteur	
PB66	5	05:03:12	38.5	Mi-hauteur	56
PB67	4	05:03:15	34.5	Mi-hauteur	
PB68	3	05:03:20	34.5	Mi-hauteur	
PB69	2	05:03:22	24	Mi-hauteur	

Données de dé	part orage 2							
Date	22 09 09	Notes: il y a des crotte	s de rat un peu p	artout dans le bassin				
Début orage	8h20	04:03:10	=t0					
Début ruissellement	9h20	49cm=H0 Notes: Le chemin préférentiel fonctionne toujours même si le bassin est plein d'eau: l'eau est plus trouble par rapport au reste du bassin						
Temps sec	vendredi 9h am à mardi 9ham							
	Entrée 2- bassin toujours fermé-							
# Ponctuel	Composite	Temps (dd:hh:mm)	Intensité	Hauteur sortie (cm)	Commentaires			
1	√	04:03:20	moyen	49				
2	√	04:03:25	moyen					
3	V	04:03:30	moyen					
4	V	04:03:35	moyen	49.5				
5	√	04:03:40	faible		mégots de cigarettes dans l'affluent!			
6	V	04:03:45	faible	50				
7	V	04:03:50	rien					
8	√	04:04:00	faible					
9	V	04:04:10	moy-faible	51				
10	V	04:04:20	rien		mousse			
11	V	04:04:30	rien	51	mousse			
12	V	04:04:40	bruine		mousse			

	Ouverture bassin t0=3:54, arrivée à la rivière t=4:01								
# Ponctuel	Composite	Temps (dd:hh:mm)	Hauteur sortie (cm)	Commentaires					
1	non	05:03:54	56	pris à l'extérieur du caisson					
2	V	05:03:56	55.5						
3	V	05:04:00	54						
4	V	05:04:05	53	courant + [MES] dans le canal					
5	V	05:04:10	51						
6	V	05:04:15	50						
7	V	05:04:20	49						
8	V	05:04:25	48						
9	V	05:04:30	46	fin du courant					
10	V	05:04:35	45						
11	V	05:04:40	43.5						
12	V	05:04:45	42						
13	V	05:04:50	40						
14	V	05:04:55	39						
15	V	05:05:05	36.5						
16	V	05:05:13	34	5:10: courant faible de MES à la sortie					
17	V	05:05:23	30	5:20: début pluie					
18	V	05:05:30	28						
19	V	05:05:33	25						
20	V	05:05:39	24						
21	V	05:05:45	24						
22	V	05:05:50	22.5						
23	V	05:06:00	17						
24	V	05:06:04	13	augmentation de MES à la sortie à cause de l'orage					
25	non	05:06:06	12	sous la porte					
26	non	05:06:17	9						
----	-----	----------	-----	--					
27	non	05:06:29	9.5						



Figure E-17 : Pluviométrie et débits entrée et vidange pour l'évènement du 18-09-2009.



Figure E-18 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS et MVeS pour l'évènement du 18-09-2009.

				<u> </u>					
N ^o éch.	MES	MVS	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Entrée	79	14	0.137	0.02	0.13	0.05	< 0.02	0.03	0.03
entrée 1	127	26	-	-	-	-	-	-	-
entrée 2	122	29	-	-	-	-	-	-	-
entrée 3	120	32	-	-	-	-	-	-	-
entrée 4	99	19	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	82	16	-	-	-	-	-	-	-
entrée 6	64	12	-	-	-	-	-	-	-
entrée 7	53	10	-	-	-	-	-	-	-
entrée 8	57	10	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	30	8	-	-	-	-	-	-	-
entrée 10	18	3	-	-	-	-	-	-	-
entrée 11	20	4	-	-	-	-	-	-	-
entrée 12	89	21	-	-	-	-	-	-	-
entrée 13	152	22	-	-	-	-	-	-	-
entrée 14	137	26	-	-	-	-	-	-	-
entrée 15	161	23	-	-	-	-	-	-	-
entrée 16	185	25	-	-	-	-	-	-	-
entrée 17	134	20	-	-	-	-	-	-	-
entrée 19	104	14	-	-	-	-	-	-	-
entrée 20	77	11	-	-	-	-	-	-	-
entrée 22	28	4	-	-	-	-	-	-	-
entrée 18	14	2	-	-	-	-	-	-	-
entrée 24	16	3	-	-	-	-	-	-	-
entrée 26	8	1	-	-	-	-	-	-	-
entrée 27	9	2	-	-	-	-	-	-	-
PB1	23	2	0.058	< 0.02	0.07	0.02	< 0.02	0.03	0.04
PB6	27	6	0.044	0.02	0.07	0.03	< 0.02	0.02	0.03
PB10	25	3	0.046	0.28	0.07	0.03	< 0.02	0.03	0.04
PB14	18	4	0.029	< 0.02	0.05	0.03	< 0.02	0.03	0.05
PB18	14	3	0.022	< 0.02	0.05	0.02	< 0.02	0.03	0.03
PB22	18	3	<0.015	< 0.02	0.05	0.02	< 0.02	0.03	0.03
PB26	13	3	<0.015	0.05	0.07	0.02	< 0.02	0.04	0.03
PB30	11	3	<0.015	< 0.02	0.04	0.01	< 0.02	0.03	0.03
PB34	11	3	-	0.04	0.03	0.03	< 0.02	0.04	0.02
PB38	10	2	-	< 0.02	0.05	0.01	< 0.02	0.06	0.01
PB42	6	1	-	< 0.02	0.07	0.08	0.02	0.06	0.06
PB46	4	1	0.016	< 0.02	0.08	0.20	0.06	0.05	0.08
PB50	4	1	<0.015	< 0.02	0.09	0.04	0.12	0.06	0.12

Tableau E-9 : Données des échantillons ponctuels du 18-09-2009

N ⁰ ách	MES	MVS	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
n ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
PB54	6	1	<0.015	< 0.02	0.10	0.01	< 0.02	0.07	0.03
PB58	3	1	<0.015	< 0.02	0.03	< 0.01	< 0.02	0.02	0.03
PB62	6	2	-	< 0.02	0.07	0.01	< 0.02	0.04	0.05
PB66	5	0	-	< 0.02	0.10	0.02	< 0.02	0.05	0.05
PB2	24	7	-	-	-	-	-	-	-
PB7	20	4	-	-	-	-	-	-	-
PB11	18	5	-	-	-	-	-	-	-
PB15	12	4	-	-	-	-	-	-	-
PB19	14	3	-	-	-	-	-	-	-
PB23	12	4	-	-	-	-	-	-	-
PB27	9	2	-	-	-	-	-	-	-
PB31	8	2	-	-	-	-	-	-	-
PB35	6	2	-	-	-	-	-	-	-
PB39	7	2	-	-	-	-	-	-	-
PB43	4	1	-	-	-	-	-	-	-
PB47	3	3	-	-	-	-	-	-	-
PB51	3	1	-	-	-	-	-	-	-
PB55	4	1	-	-	-	-	-	-	-
PB59	4	2	-	-	-	-	-	-	-
PB63	7	2	-	-	-	-	-	-	-
PB67	5	2	-	-	-	-	-	-	-
PB3	23	6	-	-	-	-	-	-	-
PB8	13	3	-	-	-	-	-	-	-
PB12	11	3	-	-	-	-	-	-	-
PB16	10	-1	-	-	-	-	-	-	-
PB20	14	3	-	-	-	-	-	-	-
PB24	10	2	-	-	-	-	-	-	-
PB28	6	3	-	-	-	-	-	-	-
PB32	7	2	-	-	-	-	-	-	-
PB36	7	1	-	-	-	-	-	-	-
PB40	8	3	-	-	-	-	-	-	-
PB44	4	1	-	-	-	-	-	-	-
PB48	3	2	-	-	-	-	-	-	-
PB52	23	5	-	-	-	-	-	-	-
PB56	28	6	-	-	-	-	-	-	-
PB60	16	4	-	-	-	-	-	-	-
PB64	10	2	-	-	-	-	-	-	-
PB68	15	3	-	-	-	-	-	-	-
PB4	28	5	-	-	-	-	-	-	-

NIQ á sla	MES	MVS	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ecn.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
PB9	15	3	-	-	-	-	-	-	-
PB13	16	3	-	-	-	-	-	-	-
PB17	15	3	-	-	-	-	-	-	-
PB21	12	3	-	-	-	-	-	-	-
PB25	16	1	-	-	-	-	-	-	-
PB29	7	2	-	-	-	-	-	-	-
PB33	9	2	-	-	-	-	-	-	-
PB37	8	3	-	-	-	-	-	-	-
PB41	10	5	-	-	-	-	-	-	-
PB45	5	2	-	-	-	-	-	-	-
PB49	4	2	-	-	-	-	-	-	-
PB53	36	7	-	-	-	-	-	-	-
PB57	34	6	-	-	-	-	-	-	-
PB61	16	4	-	-	-	-	-	-	-
PB65	10	2	-	-	-	-	-	-	-
PB69	27	7	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Entrée	62	13	0.352	-	-	-	-	-	-
entrée 1	42	9	-	-	-	-	-	-	-
entrée 2	109	30	-	-	-	-	-	-	-
entrée 3	120	24	-	-	-	-	-	-	-
entrée 4	113	24	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	102	27	-	-	-	-	-	-	-
entrée 6	64	14	-	-	-	-	-	-	-
entrée 7	50	11	-	-	-	-	-	-	-
entrée 8	44	10	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	57	13	-	-	-	-	-	-	-
entrée 10	57	11	-	-	-	-	-	-	-
entrée 11	24	5	-	-	-	-	-	-	-
entrée 12	15	3	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Sortie	27	6	< 0.015	-	-	-	-	-	-
Sortie 1	7	1	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 3	7	2	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 5	9	3	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 7	7	2	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 9	7	3	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 11	8	3	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 13	8	3	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 15	13	4	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 17	29	6	-	-	-	-	-	-	-

Nº ách	MES	MVS	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Sortie 19	25	5	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 21	17	6	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 23	42	9	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 24	122	17	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 25	157	24	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 26	92	14	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 27	78	15	-	-	-	-	-	-	-

L'arrivée sur place s'est faite bien après le début de l'évènement. D'autre part les données pluviométriques n'ont pu être recueillies complètement car le pluviomètre n'était pas en enregistrement. Cette section ne présente donc que des informations partielles et qui n'ont pas été utilisées pour les résultats présentés dans la thèse à part l'échantillonnage de sortie.

Données de départ							
Date	03 06 10						
Début orage	04:30						
Début ruissellement	04:40						
Arrivée sur place	05:30						

N ^o éch.	Temps d'orage	Hauteur d'eau au point
	Horaire	cm
entrée 1	00:00:00	
entrée 2	00:00:05	
entrée 3	00:00:10	
entrée 4	00:00:15	
entrée 5	00:00:20	
entrée 6	00:00:25	
entrée 7	00:00:30	
entrée 8	00:00:35	
entrée 9	00:00:40	
entrée 10	00:00:45	
entrée 11	00:00:50	
entrée 12	00:01:10	
PB5 4	00:01:30	27.5
PB5 5	00:03:10	29
PB5 9	00:05:35	30
PB5 13	00:07:43	32.5
PB5 17	00:14:01	34
PB5 21	01:02:27	38.5
PB5 25	01:10:14	40.5
PB4 3	00:01:28	19
PB4 6	00:03:13	21
PB4 10	00:05:38	23.5
PB4 14	00:07:46	24.5

N ⁰ ách	Temps d'orage	Hauteur d'eau au point	
N ech.	Horaire	cm	
PB4 18	00:14:04	27.5	
PB4 22	01:02:30	30.5	
PB4 26	01:10:16	33.5	
PB3 2	00:01:22	18	
PB3 7	00:03:17	20	
PB3 11	00:05:43	22	
PB3 15	00:07:50	23.5	
PB3 19	00:14:08	26	
PB3 23	00:21:35	29.5	
PB3 27	01:10:20	31.5	
PB2 1	00:01:20	12	
PB2 8	00:03:22	15	
PB2 12	00:05:46	16.5	
PB2 16	00:07:53	18	
PB2 20	00:14:12	20	
PB2 24	01:02:39	24	
PB2 28	01:10:22	26	
Sortie 1	01:10:31		
Sortie 2	01:10:36		
Sortie 3	01:10:41		
Sortie 4	01:10:46		
Sortie 5	01:10:52		
Sortie 6	01:10:57		
Sortie 7	01:11:02		
Sortie 8	01:11:12		
Sortie 9	01:11:22		
Sortie 10	01:11:32		
Sortie 11	01:11:53		
Sortie 12	01:12:03		
Sortie 13	01:12:12		



Figure E-19 : Débits de vidange pour l'évènement du 03-06-2010.



Figure E-20 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS pour l'évènement du 03-06-2010.

1			1	1	1	1	1	1
N⁰ éch.	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Entrée	53	0.151	0.032	0.0200	0.008	0.021	0.0678	0.019
entrée 1	56	0.164	0.034	0.103	0.029	0.021	0.0456	0.024
entrée 2	69	0.181	0.023	0.0740	0.018	0.059	0.0262	0.009
entrée 3	72	0.159	0.015	0.0895	0.017	0.016	0.0227	< 0.003
entrée 4	56	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	38	-	-	-	-	-	-	-
entrée 6	64	-	-	-	-	-	-	-
entrée 7	11	0.148	0.019	0.0492	0.009	0.148	0.0274	0.012
entrée 8	42	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	74	-	-	-	-	-	-	-
entrée 10	15	-	-	-	-	-	-	-
entrée 11	2	0.114	0.021	0.0624	0.006	0.023	0.0381	< 0.003
entrée 12	69	-	-	-	-	-	-	-
PB5 4	43	0.152	0.011	0.0665	0.018	0.049	0.0182	0.005
PB5 5	35	0.185	0.026	0.0593	0.018	0.040	0.0236	0.008
PB5 9	26	0.144	0.018	0.0581	0.012	0.040	0.0306	0.007
PB5 13	24	-	-	-	-	-	-	-
PB5 17	19	0.144	0.015	0.0702	0.009	0.020	0.0514	0.004
PB5 21	11	-	-	-	-	-	-	-
PB5 25	5	0.025	0.019	0.114	0.007	0.026	0.0306	0.004
PB4 3	73	-	-	-	-	-	-	-
PB4 6	44	-	-	-	-	-	-	-
PB4 10	22	-	-	-	-	-	-	-
PB4 14	18	-	-	-	-	-	-	-
PB4 18	16	-	-	-	-	-	-	-
PB4 22	11	-	-	-	-	-	-	-
PB4 26	7	-	0.009	0.0584	0.005	0.018	0.0385	0.004
PB3 2	20	0.127	-	-	-	-	-	-
PB3 7	19	0.097	-	-	-	-	-	-
PB3 11	14	0.088	-	-	-	-	-	-
PB3 15	11	-	-	-	-	-	-	-
PB3 19	12	0.070	-	-	-	-	-	-
PB3 23	11	-	-	-	-	-	-	-
PB3 27	9	0.015	-	-	-	-	-	-
PB2 1	15	-	-	-	-	-	-	-
PB2 8	7	-	-	-	-	-	-	-
PB2 12	11	-	-	-	-	-	-	-
PB2 16	12	-	-	-	-	-	-	-

Tableau E-10 : Données des échantillons ponctuels du 03-06-2010

N ⁰ ách	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
PB2 20	3	-	-	-	-	-	-	-
PB2 24	11	-	-	-	-	-	-	-
PB2 28	10	-	0.015	0.0497	0.007	0.033	0.0369	0.005
Comp. Sortie	28	0.028	0.011	0.0880	0.007	0.015	0.0614	< 0.003
Sortie 1	4.93	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 2	7.32	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 3	7.68	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 4	6.02	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 5	6.00	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 6	6.97	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 7	7.60	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 8	10.89	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 9	7.46	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 10	7.89	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 11	15.26	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 12	17.20	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 13	31.91	-	-	-	-	-	-	-

Échantillonnage du 09-07-2010

Données d	e départ
Date	09-07 10
Début pluie	15:29
Début ruissellement	15:34

N ^o éch.	Temps d'orage	Hauteur d'eau au point	Hauteur d'eau à la sortie
	h	cm	cm
entrée 1	0.0833	-	16
entrée 2	0.1250	-	-
entrée 3	0.1667	-	-
entrée 4	0.2500	-	38
entrée 5	0.3333	-	54
entrée 6	0.4500	-	-
entrée 7	0.5667	-	-
entrée 8	0.6833	-	60
entrée 9	0.8667	-	-
entrée 10	1.0500	-	61
entrée 11	1.1000	-	-
entrée 12	1.1833	-	-
entrée 13	1.2667	-	-
entrée 14	1.3500	-	62
entrée 15	1.4167	-	-
entrée 16	1.5000	-	64
entrée 17	1.5833	-	-
entrée 18	1.7000	-	65
entrée 19	1.8667	-	-
entrée 20	2.0333	-	68
PB5 1	2.2333	54.0	-
PB5 5	3.5833	55.5	-
PB5 9	7.1167	56.5	-
PB5 13	18.6167	58.5	-
PB5 17	28.5167	59.0	-
PB5 21	67.8500	59.5	-
PB5 25	94.6667	59.0	-
PB4 2	2.2667	46.0	69.500
PB4 6	3.9833	47.5	69.500
PB4 10	7.0500	49.0	71.000
PB4 14	18.6667	50.0	72.500

PB4 18	28.5667	50.0	72.500
PB4 22	67.9000	50.5	73.000
PB4 26	94.7167	50.5	74.000
PB3 3	2.3333	45.0	-
PB3 7	4.0333	46.0	-
PB3 11	7.1167	48.0	-
PB3 15	18.7167	49.0	-
PB3 19	28.6167	49.5	-
PB3 23	67.9833	50.0	-
PB3 27	94.8000	50.5	-
PB2 4	2.3667	40.0	-
PB2 8	3.9833	40.0	-
PB2 12	7.1833	42.0	-
PB2 16	18.7833	43.5	-
PB2 20	28.6833	43.5	-
PB2 24	68.0333	44.0	-
PB2 28	94.8500	45.0	-
Sortie 1	95.1333	-	74.000
Sortie 2	95.3000	-	70.000
Sortie 3	95.4667	-	67.000
Sortie 4	95.6333	-	-
Sortie 5	95.8000	-	-
Sortie 6	95.9667	-	60.000
Sortie 7	96.1333	-	58.000
Sortie 8	96.3000	-	55.000
Sortie 9	96.4667	-	-
Sortie 10	96.6333	-	49.500
Sortie 11	96.8000	-	45.000
Sortie 12	96.9667	-	41.000
Sortie 13	97.1333	-	37.500
Sortie 14	97.3000	-	33.000
Sortie 15	97.4667	-	28.000
Sortie 16	97.6333	-	23.000
Sortie 17	97.8000	-	19.000
Sortie 18	97.9667	-	13.500
Sortie 19	98.1333	-	9.500



Figure E-21 : Pluviométrie et débits entrée et vidange pour l'évènement du 09-07-2010.



Figure E-22 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS pour l'évènement du 09-07-2010.

								7
N ^o éch.	IVIES	NH3	Cu tot	ivin tot	Zn tot	Cu diss	IVIN diss	Zn diss
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Ent. 1	292	0.494	-	-	-	0.011	0.0556	0.004
entrée 1	737	0.821	0.045	0.408	0.237	0.027	0.0374	0.014
entrée 2	1124	0.593	0.048	0.567	0.252	0.024	0.0268	0.012
entrée 3	634	0.561	0.018	0.202	0.034	0.02	0.012	0.016
entrée 4	788	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	295	-	-	-	-	-	-	-
entrée 6	209	0.553	0.018	0.224	0.037	0.018	0.0285	0.009
entrée 7	175	-	-	-	-	-	-	-
entrée 8	83	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	44	0.478	0.016	0.174	0.014	0.018	0.0874	0.016
entrée 10	29	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Ent. 2	60	0.251	-	-	-	0.035	0.041	0.006
entrée 11	78	0.481	0.018	0.18	0.033	0.022	0.06	0.014
entrée 12	73	0.585	0.023	0.106	0.036	0.026	0.0443	0.037
entrée 13	71	-	-	-	-	-	-	-
entrée 14	70	-	-	-	-	-	-	-
entrée 15	84	0.479	0.012	0.0879	0.03	0.007	0.0367	0.009
entrée 16	67	-	-	-	-	-	-	-
entrée 17	52	-	-	-	-	-	-	-
entrée 18	43	0.249	0.022	0.0675	0.016	0.024	0.0219	0.01
entrée 19	26	-	-	-	-	-	-	-
entrée 20	19	-	-	-	-	-	-	-
PB5 1	98	0.496	0.021	0.116	0.032	0.026	0.035	0.021
PB5 5	72	0.454	0.022	0.108	0.035	0.024	0.0427	0.008
PB5 9	50	0.492	0.017	0.089	0.023	0.025	0.0508	0.004
PB5 13	20	0.208	0.017	0.0682	0.022	0.024	0.038	0.007
PB5 17	12	0.135	0.013	0.0556	0.01	0.018	0.037	0.017
PB5 21	11	0.085	0.018	0.0905	0.01	0.028	0.079	0.013
PB5 25	4	0.014	0.008	0.168	0.009	0.033	0.0359	0.009
PB4 2	93	-	-	-	-	-	-	-
PB4 6	67	-	-	-	-	-	-	-
PB4 10	34	-	-	-	-	-	-	-
PB4 14	17	-	-	-	-	-	-	-
PB4 18	10	-	-	-	-	-	-	-
PB4 22	11	-	-	-	-	-	-	-
PB4 26	4	-	-	-	-	-	-	-
PB3 3	25	0.357	0.014	0.0689	0.019	0.023	0.0379	0.006

Tableau E-11 : Données des échantillons ponctuels du 09-07-2011

NIQ ćeh	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
PB3 7	28	0.55	0.021	0.15	0.021	0.018	0.102	0.009
PB3 11	9	0.425	0.015	0.0867	0.017	0.017	0.0528	0.009
PB3 15	13	0.235	0.015	0.0563	0.017	0.022	0.0337	0.009
PB3 19	10	0.144	0.012	0.0578	0.013	0.025	0.039	0.011
PB3 23	11	0.097	0.018	0.0639	0.011	0.023	0.0586	0.012
PB3 27	4	0.014	0.01	0.121	0.009	0.015	0.0288	0.005
PB2 4	24	-	-	-	-	-	-	-
PB2 8	29	-	-	-	-	-	-	-
PB2 12	23	-	-	-	-	-	-	-
PB2 16	17	-	-	-	-	-	-	-
PB2 20	11	-	-	-	-	-	-	-
PB2 24	11	-	-	-	-	-	-	-
PB2 28	6	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Sortie	10	0.05	-	-	-	-	-	-
Sortie 1	1	0.058	0.011	0.0943	0.006	0.006	0.0202	0.009
Sortie 2	2	0.045	-	-	-	-	-	-
Sortie 3	2	0.035	-	-	-	-	-	-
Sortie 4	3	0.024	-	-	-	-	-	-
Sortie 5	3	0.015	-	-	-	-	-	-
Sortie 6	4	0.043	-	-	-	-	-	-
Sortie 7	6	0.021	0.023	0.0931	0.004	0.036	0.0079	0.007
Sortie 8	4	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 9	6	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 10	10	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 11	5	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 12	7	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 13	16	0.035	0.012	0.408	0.007	0.008	0.0585	0.008
Sortie 14	12	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 15	16	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 16	23	0.035	-	-	-	-	-	-
Sortie 17	28	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 18	20	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 19	29	0.019	0.015	1.19	0.01	0.048	0.471	0.006

Une pluie a été manquée après 80 heures de rétention.

Données de départ				
Date	21-07 10			
Début pluie	17:00			
Début ruissellement	17:22			

N ^o éch.	Temps d'orage	Hauteur d'eau au point	Hauteur d'eau à la sortie
	h	cm	cm
entrée 1	0.08	-	-
entrée 2	0.17	-	18
entrée 3	0.25		
entrée 4	0.33	-	22
entrée 5	0.42	-	-
entrée 6	0.50		
entrée 7	0.58		26
entrée 8	0.67	_	_
entrée 9	0.75	-	-
entrée 10	0.83	_	27
entrée 11	0.92		
entrée 12	1.00	-	27.5
PB5 1	1.10	14	-
PB5 2	3.87	15	29
PB5 3	14.05	17	31
PB5 4	23.50	18.5	34.5
PB5 5	29.70	21	35
PB5 6	48.33	22	36
PB5 7	64.70	24	38
PB5 8	71.83	25	39
PB5 9	90.87	45	59
PB5 13	96.33	45	59
PB5 17	111.72	46	59.5
PB5 21	119.85	46.5	60
PB5 25	135.10	46.5	_
PB4 10	90.90	37	-
PB4 14	96.37	37	-
PB4 18	111.78	37.5	-
PB4 22	119.88	38	-

PB4 26	135.15	37.5	-
PB3 11	90.98	35.5	-
PB3 15	96.45	35.5	-
PB3 19	111.83	36	-
PB3 23	119.95	36.5	-
PB3 27	135.22	37	-
PB2 12	91.03	30.0	-
PB2 16	96.52	30.0	-
PB2 20	111.88	30.5	-
PB2 24	119.98	31.0	-
PB2 28	135.27	31.5	-
Sortie 1	135.45	-	60
Sortie 2	135.62	-	54.5
Sortie 3	135.78	-	-
	135.95	-	44
Sortie 5	136.12	-	40.5
	136.28	-	37
Sortie 7	136.45	-	32
Sortie 8	136.62	-	27
Sortie 9	136.78	-	23
	136.95	-	18
Sortie 11	137.12	-	13
Sortie 12	137.28	-	10
Sortie 13	137.45	-	8.5



Figure E-23 : Pluviométrie et débits entrée et vidange pour l'évènement du 21-07-2010.



Figure E-24 : ViCAs en entrée et en sortie des MeS pour l'évènement du 21-07-2010.

	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N° ecn.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Entrée	95	0.022	0.025	0.169	0.069	0.035	0.0592	0.015
entrée 1	124	0.147	0.024	0.292	0.094	0.023	0.184	0.012
entrée 2	123	0.217	0.03	0.181	0.071	0.025	0.0759	0.012
entrée 3	246	0.148	0.036	0.246	0.152	0.016	0.0347	0.007
entrée 4	157	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	110	-	-	-	-	-	-	-
entrée 6	95	0.084	0.03	0.181	0.05	0.03	0.0813	0.012
entrée 7	62	-	-	-	-	-	-	-
entrée 8	49	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	28	0.087	0.014	0.103	0.024	0.019	0.0776	0.009
entrée 10	25	-	-	-	-	-	-	-
entrée 11	20	0.085	0.018	0.121	0.022	0.018	0.0958	0.01
entrée 12	18	0.087	0.022	0.125	0.018	0.022	0.106	0.011
PB5 1	56	0.027	0.023	0.149	0.049	0.033	0.0641	0.015
PB5 2	38	0.068	0.011	0.109	0.031	0.022	0.074	0.016
PB5 3	27	0.017	0.01	0.358	0.024	0.017	0.332	0.018
PB5 4	27	-	-	-	-	-	-	-
PB5 5	16	-	-	-	-	-	-	-
PB5 6	32	0.025	0.007	0.218	0.01	0.011	0.166	0.007
PB5 7	8	0.022	0.019	0.368	0.01	0.006	0.345	0.008
PB5 8	10	0.024	0.007	0.192	0.006	0.008	0.127	0.012
PB5 9	16	0.139	0.012	0.106	0.015	0.008	0.0823	0.01
PB5 13	12	-	-	-	-	-	-	-
PB5 17	6	0.024	0.028	0.204	0.014	0.073	0.162	0.024
PB5 21	3	-	-	-	-	-	-	-
PB5 25	3	0.024	0.04	0.139	0.007	0.075	0.0804	0.012
PB4 10	13	-	-	-	-	-	-	-
PB4 14	9	-	-	-	-	-	-	-
PB4 18	3	-	-	-	-	-	-	-
PB4 22	2	-	-	-	-	-	-	-
PB4 26	2	-	-	-	-	-	-	-
PB3 11	15	-	-	-	-	-	-	-
PB3 15	13	-	-	-	-	-	-	-
PB3 19	7	-	-	-	-	-	-	-
PB3 23	4	-	-	-	-	-	-	-
PB3 27	3	-	-	-	-	-	-	-
PB2 12	13	0.053	0.011	0.0725	0.01	0.013	0.0311	0.007
PB2 16	12	-	-	-	-	-	-	-

Tableau E-12 : Données des échantillons ponctuels du 21-07-2010

NQ ách	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
N ech.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
PB2 20	6	0.028	0.011	0.234	0.016	0.081	0.164	0.017
PB2 24	4	-	-	-	-	-	-	-
PB2 28	4	0.015	0.034	0.422	0.011	0.044	0.212	0.023
Comp. Sortie	12	0.015	0.02	0.304	0.008	0.045	0.113	0.019
Sortie 1	2	< 0.015	0.044	0.114	0.005	0.047	0.0462	0.014
Sortie 2	4	< 0.015	0.059	0.117	0.005	0.036	0.0383	0.018
Sortie 3	4	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 5	6	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 7	7	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 8	10	< 0.015	0.057	0.353	0.02	0.034	0.234	0.029
Sortie 9	9	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 11	20	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 12	39	0.015	0.05	0.752	0.016	0.043	0.568	0.008
Sortie 13	28	-	-	-	-	-	-	-

L'orage a été très violent provoquant le remplissage du bassin jusqu'à 74 cm en 15 min. Environ 20 min plus tard, un deuxième orage un peu moins intense mais qui était plus long s'est déclenché. Il a donc fallu ouvrir en urgence du bassin avant la surverse. Les pièges à sédiments ont été récupérés le lendemain pour faire des analyses ViCAs. Le premier orage a été échantillonné mais pas le deuxième. Des prélèvements ponctuels dans le bassin ont été réalisés après le premier orage.

Données de départ				
Date	04-08-10			
Début pluie	19:00			
Début ruissellement	19:00			

N ⁰ ách	Temps d'orage
iv ech.	min
entrée 1	0
entrée 2	1
entrée 3	3
entrée 4	5
entrée 5	7
entrée 6	10
entrée 7	12
entrée 8	15
entrée 9	18
entrée 10	21
entrée 11	25
entrée 12	35
PB5 1	47
PB4 10	49
PB2 12	58
PB3 11	56



Figure E-25 : Pluviométrie et débits entrée pour l'évènement du 04-08-2010.



Figure E-26 : ViCAs en entrée des MeS pour l'évènement du 04-08-2010.

NQ ách	MES	NH3
N° ecn.	mg/L	mg/L
Comp. Entrée	246	0.312
entrée 1	2	-
entrée 2	322	-
entrée 3	303	-
entrée 4	617	-
entrée 5	526	-
entrée 6	466	-
entrée 7	442	-
entrée 8	405	-
entrée 9	241	-
entrée 10	196	-
entrée 11	132	-
entrée 12	40	-
PB5 1	133	-
PB4 10	155	-
PB2 12	86	-
PB3 11	89	-

Tableau E-13 : Données des échantillons ponctuels du 04-08-2010

Échantillonnage du 16-08-2010

Plusieurs pluies n'ont pu être échantillonnées lors de cette série. En fait, seules deux pluies mineures ont été échantillonnées soient la première (t=0) et la quatrième (t=30h). (Figure E-27). Les autres échantillonnages n'ont pu être faits compte-tenu de l'heure à laquelle les pluies se sont déroulées et du fait que les analyses des échantillons déjà prélevés étaient en cours au laboratoire. D'autre part, le ViCAs du premier échantillonnage présente des résultats très étranges. La fonction d'ajustement ne peut pas suivre l'accumulation de masse de particules en bas de la coupelle car cette dernière augmente à un taux constant (Figure D-29). L'évènement échantillonné après 30h de rétention n'a pas généré assez de volume pour l'échantillon composite afin de faire un ViCAs.

D'autre part, à la fin de l'échantillonnage, la perte du carnet des données de terrain, avant leur retranscription, n'a pas permis de connaître les hauteurs d'eau intermédiaires lors des différents échantillonnages et les temps des prélèvements des échantillons ponctuels dans le bassin ne sont pas précis. Ces résultats n'ont pas pu être utilisés pour les discussions établies dans cette thèse à part l'échantillonnage de la vidange.

Données de départ				
Date	16-08-10			
Début pluie	09:50			
Début ruissellement	09:56			

N ⁰ ách	Temps d'orage	Temps d'orage		
N ech.	Horaire	heure		
entrée 1	2010-08-16 10:01	0.08		
entrée 2	2010-08-16 10:06	0.17		
entrée 3	2010-08-16 10:11	0.25		
entrée 4	2010-08-16 10:16	0.33		
entrée 5	2010-08-16 10:21	0.42		
entrée 6	2010-08-16 10:26	0.50		
entrée 7	2010-08-16 10:31	0.58		
entrée 8	2010-08-16 10:36	0.67		
entrée 9	2010-08-16 10:41	0.75		
entrée 10	2010-08-16 10:51	0.92		
entrée 1	2010-08-17 15:23	29.45		

entrée 2	2010-08-17 15:28	29.53
entrée 3	2010-08-17 15:33	29.62
entrée 4	2010-08-17 15:38	29.70
entrée 5	2010-08-17 15:43	29.78
entrée 6	2010-08-17 15:48	29.87
entrée 7	2010-08-17 15:53	29.95
PB5 1	2010-08-16 13:11	3.25
PB5 5	2010-08-16 16:45	6.82
PB5 9	2010-08-17 09:41	23.75
PB5 13	2010-08-17 15:54	29.97
PB5 17	2010-08-18 07:17	45.35
PB5 21	2010-08-18 14:08	52.20
PB4 2	2010-08-16 13:13	3.28
PB4 6	2010-08-16 16:47	6.85
PB4 10	2010-08-17 09:43	23.78
PB4 14	2010-08-17 15:56	30.00
PB4 18	2010-08-18 07:19	45.38
PB4 22	2010-08-18 14:10	52.23
PB3 3	2010-08-16 13:16	3.33
PB3 7	2010-08-16 16:50	6.90
PB3 11	2010-08-17 09:46	23.83
PB3 15	2010-08-17 15:59	30.05
PB3 19	2010-08-18 07:22	45.43
PB3 23	2010-08-18 14:13	52.28
PB2 4	2010-08-16 13:18	3.37
PB2 8	2010-08-16 16:52	6.93
PB2 12	2010-08-17 09:48	23.87
PB2 16	2010-08-17 16:01	30.08
PB2 20	2010-08-18 07:24	45.47
PB2 24	2010-08-18 14:15	52.32
Sortie 1	2010-08-18 14:27	52.52
Sortie 4	2010-08-18 14:57	53.02
Sortie 7	2010-08-18 15:27	53.52
Sortie 9	2010-08-18 15:47	53.85
Sortie 10	2010-08-18 15:57	54.02
Sortie 12	2010-08-18 16:17	54.35
Sortie 13	2010-08-18 16:27	54.52
Sortie 14	2010-08-18 16:37	54.68



Figure E-27 : Pluviométrie et débits entrée et vidange pour l'évènement du 16-08-2010.



Figure E-28 : ViCAs en sortie des MeS pour l'évènement du 16-08-2010.

N⁰ éch.	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Comp. Entrée 1	67	0.135	-	-	-	-	-	-
entrée 1	5	-	-	-	-	-	-	-
entrée 2	7	0.1	-	-	-	-	-	-
entrée 3	16	-	-	-	-	-	-	-
entrée 4	215	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	78	0.169	-	-	-	-	-	-
entrée 6	48	-	-	-	-	-	-	-
entrée 7	36	-	-	-	-	-	-	-
entrée 8	27	-	-	-	-	-	-	-
entrée 9	101	0.162	-	-	-	-	-	-
entrée 10	44	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Entrée 2	-	0.217	-	-	-	-	-	-
entrée 1	90	0.216	-	-	-	-	-	-
entrée 2	99	-	-	-	-	-	-	-
entrée 3	163	0.223	-	-	-	-	-	-
entrée 4	101	-	-	-	-	-	-	-
entrée 5	61	-	-	-	-	-	-	-
entrée 6	49	0.19	-	-	-	-	-	-
entrée 7	26	-	-	-	-	-	-	-
PB5 1	90	-	-	-	-	-	-	-
PB5 5	61	-	-	-	-	-	-	-
PB5 9	27	-	-	-	-	-	-	-
PB5 13	16	-	-	-	-	-	-	-
PB5 17	17	-	-	-	-	-	-	-
PB5 21	10	-	-	-	-	-	-	-
PB4 2	62	-	-	-	-	-	-	-
PB4 6	58	-	-	-	-	-	-	-
PB4 10	21	-	-	-	-	-	-	-
PB4 14	15	-	-	-	-	-	-	-
PB4 18	9	-	-	-	-	-	-	-
PB4 22	10	-	-	-	-	-	-	-
PB3 3	37	-	-	-	-	-	-	-
PB3 7	76	-	-	-	-	-	-	-
PB3 11	31	-	-	-	-	-	-	-
PB3 15	35	-	-	-	-	-	-	-
PB3 19	17	-	-	-	-	-	-	-
PB3 23	11	-	-	-	-	-	-	-

Tableau E-14 : Données des échantillons ponctuels du 16-08-2010

PB2 4	62	-	-	-	-	-	-	-
N ^o éch.	MES	NH3	Cu tot	Mn tot	Zn tot	Cu diss	Mn diss	Zn diss
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
PB2 8	163	-	-	-	-	-	-	-
PB2 12	21	-	-	-	-	-	-	-
PB2 16	29	-	-	-	-	-	-	-
PB2 20	12	-	-	-	-	-	-	-
PB2 24	12	-	-	-	-	-	-	-
Comp. Sortie	19	0.031	0.030	0.206	0.014	0.012	0.0369	0.005
Sortie 1	12	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 4	14	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 7	11	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 9	14	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 10	16	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 12	30	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 13	41	-	-	-	-	-	-	-
Sortie 14	38	-	-	-	-	-	-	-



Figure D-29 : Masse décantée expérimentale et ajustée pour l'essai ViCAs du premier évènement de l'échantillonnage du 16-08-2010.

Annexe F : Code du modèle en MSL

// -----

```
// modelEAU
```

// Implementation: B. Vallet, P. Vanrolleghem, D. Muschalla, P. Lessard.

// Description: MSL-USER/WWTP/STORMTANK

```
#ifndef WWTP_BASE_STORMTANK
#define WWTP BASE STORMTANK
```

// _____

#if (defined STM1 || defined STM2 || defined STM3 || defined STM1a || defined STM2a || defined STM3a || defined STM4a || defined STM5a)

```
CLASS StormtankBase
```

"Hydraulic Stormtank model without settling and reactions"

```
SPECIALISES PhysicalDAEModelType :=
```

{:

```
interface <-
```

```
1
```

```
// Inflow is a vector to allow the connection layer by layer
```

```
OBJ Inflow_L1 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L2 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L3 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L4 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L5 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L5 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L6 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L7 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L8 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L9 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L9 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};
OBJ Inflow_L10 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN"; group <- "Influent" :};</pre>
```

// Outflow is a vector to allow the connection layer by layer

```
OBJ Outflow_L1 (* terminal = "out_1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent 1" :};
```

```
OBJ Outflow L2 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent
      1":};
OBJ Outflow L3 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent
      1":};
OBJ Outflow L4 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent
      1":};
OBJ Outflow L5 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent
      1":};
OBJ Outflow L6 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent
      1":};
OBJ Outflow L7 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent
      1":};
OBJ Outflow L8 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent
      1":};
OBJ Outflow L9 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent
      1":):
OBJ Outflow L10 (* terminal = "out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
      "Effluent 1" :};
OBJ Overflow (* terminal = "out overflow" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
```

```
"Effluent 1" :};
```

};

```
parameters <-
```

```
{
```

```
// Stormtank dimensions
```

```
OBJ V_Max "Maximum volume of the tank" : Volume := {: value <- 2000 ; group <- "Dimension" :};
OBJ V_Layer_Min "Minimum volume in a layer" : Volume := {: value <- 0.01 ; group <- "Miscellaneous" :};
OBJ H_bottom "position of the bottom of the stormtank" : Length := {: value <- 0 ; group <- "Dimension" :};
OBJ H_sed "height of the sediment layer" : Length := {: value <- 0.02 ; group <- "Dimension" :};</pre>
```

```
// FILLING AND REACTION
```

```
OBJ WWTPSpecificVolume (* hidden = "1" *) "The specific volumes (= 1/density) of the components":
SpecificVolumeVector;
```

// EMPTYING

- OBJ Q_Draw_Layers_L2 "Drawing flow rate for the stormtank layer 2" : FlowRate := {: value <- 0; group < "Operational" :};</pre>
- OBJ Q_Draw_Layers_L3 "Drawing flow rate for the stormtank layer 3" : FlowRate := {: value <- 0; group < "Operational" :};</pre>
- OBJ Q_Draw_Layers_L4 "Drawing flow rate for the stormtank layer 4" : FlowRate := {: value <- 0; group < "Operational" :};</pre>
- OBJ Q_Draw_Layers_L5 "Drawing flow rate for the stormtank layer 5" : FlowRate := {: value <- 0; group < "Operational" :};</pre>
- OBJ Q_Draw_Layers_L6 "Drawing flow rate for the stormtank layer 6" : FlowRate := {: value <- 0; group < "Operational" :};</pre>
- OBJ Q_Draw_Layers_L7 "Drawing flow rate for the stormtank layer 7" : FlowRate := {: value <- 0; group < "Operational" :};</pre>
- OBJ Q_Draw_Layers_L8 "Drawing flow rate for the stormtank layer 8" : FlowRate := {: value <- 0; group < "Operational" :};</pre>
- **OBJ** Q_Draw_Layers_L9 "Drawing flow rate for the stormtank layer 9" : FlowRate := {: value <- 0; group <- "Operational" :};
- OBJ Q_Draw_Layers_L10 "Drawing flow rate for the stormtank layer 10" : FlowRate := {: value <- 0; group < "Operational" :};</pre>

// Settling

OBJ A "Surface area of the tank" : Area := {: value <- 1500 ; group <- "Dimension" :};

};

state <-

{

// Invert

- OBJ Inv_A (* hidden = "1" *) "Invert of Surface area of the tank" : Real := {: group <- "Dimension" :}; OBJ Inv_NrOfLayers (* hidden = "1" *) "Invert of numbers of layers of the tank" : Real := {: group <-"Dimension" :};
- OBJ Inv_NrOfLayersButOne (* hidden = "1" *) "Invert of numbers of layers of the tank" : Real := {: group < "Dimension" :};</pre>

```
// Stormtank state
```

```
// Dimensions
 OBJ V Layer (* hidden = "0" *) "Volume of the layers" : VolumeVector := {: group <- "Dimension" :};
  OBJ V change (* hidden = "1" *) "Help variable for the calculation of the velocity of the layer interfaces" :
      FlowRate := {: group <- "Dimension" :};</pre>
 OBJ H Layer "Height of the layers" : LengthVector := {: group <- "Dimension" :};
 OBJ H Interface Layer (* hidden = "0" *) "Height of the layer interfaces" : LengthVector := {: group <-
      "Dimension" :};
 OBJ V "Volume of water in the tank" : Volume := {: group <- "Dimension" :};
  OBJ v Interface Layer (* hidden = "1" *) "Velocity of the layer interfaces" : VelocityLayersVector := {: group
      < -
             "velocity" :};
  OBJ H "Height of water" : Length := {: group <- "Dimension" :};
// INCOMING AND OUTGOING FLUXES
  OBJ InFluxPerComponent (* hidden = "1" *) "Incoming massflux per component" LayerMassFluxMatrixSTM;
  OBJ OutFluxPerComponent (* hidden = "1" *) "Outgoing massflux per component" : LayerMassFluxMatrixSTM;
  OBJ OverflowFluxPerComponent (* hidden = "1" *) "Overflowing massflux per component" : MassFluxVectorSTM;
//Flow rates
  OBJ Q In Layer "Inflow flow rate for each layer" : FlowRateVector := {: group <- "Operational" :};
  OBJ Q Draw Layer "Drawing flow rate for each layer" : FlowRateVector := {: group <- "Operational" :};
  OBJ Q In "Inflow flow rate for the tank" : FlowRate := {: group <- "Operational" :};
  OBJ O Draw "Outflow flow rate for the tank" : FlowRate := {: group <- "Operational" :};
  OBJ Q overflow "Overflow flow rate for the tank when V Max is reached" : FlowRate := {: group <- "Operational"
      : };
  OBJ Q Draw Layers param (* hidden = "0" *) "Vector containing Q draw Layers L 1 to 10" : FlowRateVector := {:
      group <- "Operational" :};</pre>
```

//Components

- **OBJ** M_solvent "Mass of solvent in the Stormtank" : Mass := {: unit <- "g" ; group <- "Operational" :};
- **OBJ** M Layer "Mass for each layer" : LayerMassMatrixSTM := {: unit <- "g" ; group <- "Operational" :};
- OBJ C_Layer "Concentration for each layer" : LayerConcentrationMatrixSTM := {: unit <- "g/m3"; group < "Operational" :};</pre>
- **OBJ** ConversionTermPerComponent_Layer (* hidden = "1" *) "Vector containing conversionterms for all the components": LayerMassFluxMatrixSTM;
- **OBJ** TransportTermPerComponent_Layer (* hidden = "1" *) "Vector containing conversionterms for all the components": LayerMassFluxMatrixSTM;

OBJ InitialMassSolventError "State variable for detection of error in initial mass of solvent in the tank" : Mass := {: unit <- "g"; group <- "Operational"; interval <- {: lowerBound <- MIN_INF; upperBound <-0.0000000001 :}; :};

```
/*A variable to be able to detect error when entering initial value of V_Layer_min used in calculation of y_h_min in controlled*/
```

```
OBJ InitialV_Layer_MinError "State variable for detection of error in initial minimal volume" : Volume := 
{: unit <- "m3"; group <- "Operational"; interval <- {: lowerBound <- MIN_INF; upperBound <- 0.0000000001 :}; ;};
```

};

```
independent <-
{
    OBJ t "Time" : Time := {: group <- "Time" :};
};</pre>
```

```
initial <-
```

```
{
```

```
// Definition of constant
```

```
parameters.WWTPSpecificVolume[IndexOfSolvent] := 1e-6;
state.Inv_A = 1 / (parameters.A);
state.Inv_NrOfLayersButOne = 1. / (NrOfLayersButOne);
state.Inv_NrOfLayers = 1. / (NrOfLayers);
```

```
// definition of the initial water volume :
// produce a warning message if the initial value of M_solvent is different
// than the sum of initial layer water masses
state.InitialMassSolventError = fabs(state.M_solvent - (SUMOVER Layer_Index IN {1 .. NrOfLayersButOne} :
    state.M_Layer[IndexOfSolvent][Layer Index]));
```

```
// definition of the sediment layer (NrOfLayers)
```

```
state.M_Layer[IndexOfSolvent][NrOfLayers] = parameters.A * parameters.H_sed /
    parameters.WWTPSpecificVolume[IndexOfSolvent];
state.V_Layer[NrOfLayers] = parameters.A * parameters.H_sed;
state.v_Interface_Layer[NrOfLayers] = 0;
state.H_Layer[NrOfLayers] = parameters.H_sed;
state.H_Interface_Layer[NrOfLayers] = parameters.H_bottom;
state.Q_Draw_Layer[NrOfLayers] = 0;
```

};

```
equations <-
    // INCOMING AND OUTGOING FLUXES
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
          state.InFluxPerComponent[Comp Index][1] = interface.Inflow L1[Comp Index];
         };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
          state.InFluxPerComponent[Comp Index][2] = interface.Inflow L2[Comp Index];
         };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
          state.InFluxPerComponent[Comp_Index][3] = interface.Inflow L3[Comp Index];
         };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
          state.InFluxPerComponent[Comp Index][4] = interface.Inflow L4[Comp Index];
         };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
          state.InFluxPerComponent[Comp Index][5] = interface.Inflow L5[Comp Index];
         };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
          state.InFluxPerComponent[Comp Index][6] = interface.Inflow L6[Comp Index];
         };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
          state.InFluxPerComponent[Comp Index][7] = interface.Inflow L7[Comp Index];
         };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
```
```
state.InFluxPerComponent[Comp Index][8] = interface.Inflow L8[Comp Index];
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    state.InFluxPerComponent[Comp Index][9] = interface.Inflow L9[Comp Index];
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    state.InFluxPerComponent[Comp Index][10] = 0;
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
   interface.Outflow L1[Comp Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp Index][1] ;
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
   interface.Outflow L2[Comp Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp Index][2];
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
   interface.Outflow_L3[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp Index][3];
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
   interface.Outflow L4[Comp Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp Index][4];
   };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
   interface.Outflow L5[Comp Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp Index][5];
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
   interface.Outflow L6[Comp Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp Index][6];
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L7[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][7];
  };
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
   interface.Outflow_L8[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][8];
  };
```

```
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L9[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][9];
  };
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L10[Comp_Index] = 0;
  };
```

```
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Overflow[Comp_Index] = state.OverflowFluxPerComponent[Comp_Index];
  };
```

```
// INCOMING FLOW RATE
```

```
{FOREACH Layer_Index IN {1 .. NrOfLayers}:
    state.Q_In_Layer[Layer_Index] = (parameters.WWTPSpecificVolume[IndexOfSolvent] *
    state.InFluxPerComponent[IndexOfSolvent][Layer_Index]);
    };
```

```
// Calculation of Q_In
```

```
state.Q_In = SUMOVER Layer_Index IN {1 .. NrOfLayers} : state.Q_In_Layer[Layer_Index];
```

// OUTGOING FLOW RATE

```
state.Q_Draw_Layers_param[1] := parameters.Q_Draw_Layers_L1;
state.Q_Draw_Layers_param[2] := parameters.Q_Draw_Layers_L2;
state.Q_Draw_Layers_param[3] := parameters.Q_Draw_Layers_L3;
state.Q_Draw_Layers_param[4] := parameters.Q_Draw_Layers_L4;
state.Q_Draw_Layers_param[5] := parameters.Q_Draw_Layers_L5;
state.Q_Draw_Layers_param[6] := parameters.Q_Draw_Layers_L6;
state.Q_Draw_Layers_param[7] := parameters.Q_Draw_Layers_L7;
state.Q_Draw_Layers_param[8] := parameters.Q_Draw_Layers_L8;
state.Q_Draw_Layers_param[9] := parameters.Q_Draw_Layers_L9;
state.Q_Draw_Layers_param[10] := parameters.Q_Draw_Layers_L10;
```

```
// calculation of Q Draw
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
      state.Q Draw Layer[Layer Index] = state.Q Draw Layers param[Layer Index];
      };
  state.Q Draw = SUMOVER Layer Index IN {1 .. NrOfLayers} : state.Q Draw Layer[Layer Index];
// Calculation of flux that going out of the basin
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
      state.OutFluxPerComponent[IndexOfSolvent][Layer Index] := - state.Q Draw Layer[Layer Index] /
      parameters.WWTPSpecificVolume[IndexOfSolvent];
      };
  {FOREACH Comp Index IN {2 .. NrOfComponents}:
      {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
             state.OutFluxPerComponent[Comp Index][Layer Index] := -
             state.Q Draw Layer[Layer Index]*state.C Layer[Comp Index][Layer Index];
             };
      };
// Calculation of the overflow
  state.Q overflow = IF (state.V >= parameters.V Max && state.Q In >= state.Q Draw)
                      THEN state.Q In - state.Q Draw
                      ELSE 0;
// Calculation of flux of water that going out of the basin by overflow
  state.OverflowFluxPerComponent[IndexOfSolvent] := - state.Q overflow /
             parameters.WWTPSpecificVolume[IndexOfSolvent];
  {FOREACH Comp_Index IN {2 .. NrOfComponents}:
      state.OverflowFluxPerComponent[Comp Index] := - state.Q overflow * state.C Layer[Comp Index][1];
      };
```

```
// Calculation of the volume of layers in time by the water mass in the basin
  DERIV(state.M solvent, [independent.t]) := (SUMOVER Layer Index IN {1 .. NrOfLayers} :
      state.InFluxPerComponent[IndexOfSolvent][Layer Index]) +
       (SUMOVER Layer Index IN {1 .. NrOfLayers} : state.OutFluxPerComponent[IndexOfSolvent][Layer Index]) +
              (state.OverflowFluxPerComponent[IndexOfSolvent]);
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
      state.M Layer[IndexOfSolvent][Layer Index] = state.M solvent * state.Inv NrOfLayersButOne;
      };
  state.V = state.M solvent * parameters.WWTPSpecificVolume[IndexOfSolvent];
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
      state.V_Layer[Layer_Index] = state.V * state.Inv_NrOfLayersButOne;
      };
// Calculation of the height of Layers
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
      state.H Layer[Layer Index] = state.V Layer[Layer Index] * state.Inv A;
      };
  state.H = SUMOVER Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne} : state.H Layer[Layer Index];
// Calculation of the height of Layer's interfaces
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
      state.H_Interface_Layer[Layer_Index] = state.H_Interface Layer[Layer Index+1] +
      state.H Layer[Layer Index];
      };
```

// Calculation of the velocity of layer interfaces
state.V_change = state.Q_In - state.Q_Draw - state.Q_overflow;
state.v Interface Layer[NrOfLayersButOne] = state.V change * state.Inv NrOfLayersButOne * state.Inv A;

```
{FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButTwo}:
             state.v Interface Layer[Layer Index] = state.v Interface Layer[Layer Index+1] + state.V change *
             state.Inv NrOfLayers * state.Inv A;
            };
        {FOREACH Comp Index IN {2 .. NrOfComponents}:
             {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
                   DERIV(state.M Layer[Comp Index][Layer Index],[independent.t]) :=
                          state.InFluxPerComponent[Comp Index][Layer Index]
                          + state.OutFluxPerComponent[Comp Index][Layer Index]
                          + state.TransportTermPerComponent Layer[Comp Index][Layer Index]
                          + state.ConversionTermPerComponent Layer[Comp Index][Layer Index]
                          ;
                   };
            };
        {FOREACH Comp Index IN{IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
             {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
                   state.C Layer[Comp Index][Layer Index] :=
                          IF (state.V_Layer[Layer_Index] == 0)
                          THEN 0
                          ELSE state.M Layer[Comp Index][Layer Index] / state.V Layer[Layer Index]
                          ;
                   };
            };
#include "wwtp.StormtankHydraulicMixed.msl"
#include "wwtp.StormtankTransportModel.msl"
#include "wwtp.StormtankConversionModel.msl"
#include "wwtp.StormtankControlled.msl"
#endif // STM1 or STM2 or STM3 or STM1a or STM2a or STM3a or STM4a or STM5a
#endif // WWTP BASE STORMTANK
```

}; : };





Q_up_Layer = [sum of Q_In_layer (under) - sum of Q_draw_layer (under)](if positive, otherwise 0) + Q_mix_Layer (a mixing
flow rate between layers)

Q_down_Layer = [sum of Q_Draw_Layer (under) - sum of Q_In_Layer (under)](if positive, otherwise 0) + Q_mix_Layer (a
mixing flow rate between layers)

*/

#ifdef StandardCategoryModels

CLASS StormtankHydraulicMixed

"Stormtank model with mixing flow rate between layers"

EXTENDS StormtankBase WITH

```
{:
    interface <-
    {
        s;
        parameters <-
        {
        }
}</pre>
```

// Parameters for mixing flows between layers

- **OBJ** Q_mix_max "Maximum Mixing flow rate between the layer interfaces" : FlowRate := {: value <- 10000; group <- "Operational" :};
- OBJ K mix "Parameter of Hill function for mixing flows" : Real := {: value <- 4000; group <- "Operational" :};

};

state <-

{

//Flow rates

- **OBJ** Q_up_Layer (* hidden = "1" *) "flow rate from the bottom to the top of each layer" : FlowRateVector := {: value <- 0 ; group <- "Operational" :};
- **OBJ** Q_down_Layer (* hidden = "1" *) "flow rate from the top to the bottom of each layer" : FlowRateVector := {: value <- 0 ; group <- "Operational" :};
- **OBJ** Q_up_mix_Layer (* hidden = "0" *) "Mixing part for the flow rate from the bottom to the top of each layer" : FlowRateVector := {: value <- 0 ; group <- "Operational" :};
- **OBJ** Q_down_mix_Layer (* hidden = "0" *) "Mixing part for the flow rate from the top to the bottom of each layer" : FlowRateVector := {: value <- 0 ; group <- "Operational" :};
- **OBJ** Q_In_for_up_Layer (* hidden = "1" *) "Vector of Q_In_Layer for calculation of Q_up_layer" : FlowRateVector := {: value <- 0; group <- "Operational" :};

- **OBJ** Q_In_for_down_Layer (* hidden = "1" *) "Vector of Q_In_Layer for calculation of Q_down_layer" : FlowRateVector := {: value <- 0; group <- "Operational" :};
- **OBJ** Q_Draw_for_up_Layer (* hidden = "1" *) "Vector of Q_Draw_Layer for calculation of Q_up_layer" : FlowRateVector := {: value <- 0; group <- "Operational" :};
- **OBJ** Q_Draw_for_down_Layer (* hidden = "1" *) "Vector of Q_Draw_Layer for calculation of Q_down_layer" : FlowRateVector := {: value <- 0; group <- "Operational" :};
- **OBJ** Q_for_up_Layer (* hidden = "1" *) "Vector of difference between Q_In_for_up_Layer and Q_Draw_for_up_Layer for calculation of Q up layer" : FlowRateVector := {: value <- 0; group <- "Operational" :};
- **OBJ** Q_for_down_Layer (* hidden = "1" *) "Vector of difference between Q_In_for_up_Layer and Q_Draw_for_up_Layer for calculation of Q_down_layer" : FlowRateVector := {: value <- 0; group <- "Operational" :};

// Help varaible for mixing flows calculation
OBJ Energy mix "Q in/V ratio for mixing flows calculation" : Real := {: value <- 0; group <- "Operational" :};</pre>

};

```
initial <-
{</pre>
```

```
// definition of Q_up_mix_Layer
   state.Q_up_mix_Layer[1] := 0;
```

```
// definition of Q_down_mix_Layer
state.Q down mix Layer[NrOfLayers] := 0;
```

```
// definition of fixed state variables Q_In_for_up_Layer
   state.Q_In_for_up_Layer[1] = 0 ;
```

```
// definition of fixed state variables Q_In_for_down_Layer
   state.Q_In_for_down_Layer[NrOfLayers] = 0;
```

```
// definition of fixed state variables Q_Draw_for_up_Layer
state.Q_Draw_for_up_Layer[1] = 0;
state.Q_Draw_for_up_Layer[NrOfLayers] = state.Q_Draw_Layer[NrOfLayers];
```

```
// definition of fixed state variables Q_Draw_for_down_Layer
state.Q Draw for down Layer[NrOfLayers] = 0;
```

```
// definition of fixed state variables Q for up Layer
     state.Q for up Layer[1] = 0;
   // definition of fixed state variables Q for down Layer
     state.Q for down Layer[NrOfLayers] = 0 ;
};
equations <-
{
   // Flow for mixing between layers
   // calculation of variable elements of Q In for up Layer vector
     state.Q In for up Layer[NrOfLayers] = state.Q In Layer[NrOfLayers] ;
     {FOREACH Layer Index IN {2 .. NrOfLayersButOne}:
          state.Q In for up Layer[Layer Index] = state.Q In for up Layer[Layer Index+1] +
         state.Q In Layer[Layer Index] ;
         };
   // calculation of variable elements of Q In for down Layer vector
     {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
          state.Q In for down Layer[Layer Index] = state.Q In for down Layer[Layer Index+1] +
          state.Q In Layer[Layer Index+1] ;
         };
   // calculation of variable elements of Q Draw for up Layer vector
     {FOREACH Layer Index IN {2 .. NrOfLayersButOne}:
          state.Q Draw Layer[Layer Index] ;
```

```
state.Q Draw for up Layer[Layer_Index] = state.Q_Draw_for_up_Layer[Layer_Index+1] +
};
```

```
280
```

```
// calculation of variable elements of Q Draw for down Layer vector
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
      state.Q Draw for down Layer[Layer Index] = state.Q Draw for down Layer[Layer Index+1] +
      state.Q Draw Layer[Layer Index+1];
      };
// calculation of variable elements of Q for up Layer vector
  {FOREACH Layer Index IN {2 .. NrOfLayers}:
      state.Q for up Layer[Layer Index] = state.Q In for up Layer[Layer Index] -
      state.Q Draw for up Layer[Layer Index];
      };
// calculation of variable elements of Q for down Layer vector
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
      state.Q for down Layer[Layer Index] = state.Q Draw for down Layer[Layer Index] -
      state.Q In for down Layer[Layer Index] ;
      };
// Mixing flows section
  state.Energy mix := (state.Q In + state.Q Draw) / (state.V * state.V);
// definition of Q up mix Layer
  {FOREACH Layer Index IN {2 .. NrOfLayers}:
      state.Q up mix Layer[Layer Index] = parameters.Q mix max *state.Energy mix /(parameters.K mix +
      state.Energy mix);
      };
// definition of Q down mix Layer
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
      state.Q down mix Layer[Layer Index] = parameters.Q mix max *state.Energy mix / (parameters.K mix +
      state.Energy mix);
```

```
};
```

```
// calculation of Q_up_Layer and Q_down_Layer
{FOREACH Layer_Index IN {1 .. NrOfLayers}:
    state.Q_up_Layer[Layer_Index] = state.Q_up_mix_Layer[Layer_Index] +
    FMax(state.Q_for_up_Layer[Layer_Index],0);
    };

{FOREACH Layer_Index IN {1 .. NrOfLayers}:
    state.Q_down_Layer[Layer_Index] = state.Q_down_mix_Layer[Layer_Index] +
    FMax(state.Q_for_down_Layer[Layer_Index],0);
    };
};
#endif // StandardCategoryModels
```

```
#ifdef StandardCategoryModels
CLASS StormtankTransportModel
(* class = "Stormtank" *)
EXTENDS StormtankHydraulicMixed WITH
{:
  interface <-
   {
  };
  parameters <-
   {
      //settling velocity of particle classes
        OBJ v X "settling velocity of particle classes"
             : SettlingVelocityVector := {: value <- 0; group <- "Kinetics" :};
  };
  state <-
   {
      // Settling velocity vector for all compounds
        OBJ v Settling "settling velocity of all pollutant"
             : VelocityCompoundsVectorSTM := {: value <- 0; group <- "Kinetics" :};
  };
  initial <-
   {
      // compilation of v Settling from parameter
        {FOREACH Comp Index IN{IndexOfSolvent .. IndexOfLastSolubleComponent}:
             state.v Settling[Comp Index]= 0;
            };
        {FOREACH ParticleClass Index IN{1 .. NrOfParticleClasses}:
             state.v_Settling[IndexOfLastSolubleComponent+ParticleClass_Index] = parameters.v_X[ParticleClass_Index];
            };
```

```
{FOREACH Soluble_Index IN {1 .. NrOfSolubles}:
          {FOREACH ParticleClass Index IN{1 .. NrOfParticleClasses}:
                state.v Settling[IndexOfLastParticleClass+ParticleClass Index*Soluble Index]=
                parameters.v X[ParticleClass Index];
                };
         };
equations <-
   // Calculation of massic flux of soluble component for each layers
   // massic flux of soluble component of first layer
     {FOREACH Comp Index IN{IndexOfFirstSolubleComponent .. IndexOfLastSolubleComponent}:
          state.TransportTermPerComponent Layer[Comp Index][1] =
         - state.Q down Layer[1] * state.C Layer[Comp Index][1]
         + state.Q up Layer[2] * state.C Layer[Comp Index][2]
          - state.Q overflow * state.C Layer[Comp Index][1]
         //loss of material by progression of interface between layer 1 and 2 in filling
          - FMax(state.v Interface Layer[2],0) * parameters.A * state.C Layer[Comp Index][1]
         //gain of material by progression of interface between layer 1 and 2 in emptying
         - FMin(state.v Interface_Layer[2],0) * parameters.A * state.C_Layer[Comp_Index][2]
         };
   // massic flux of soluble component of next layers except the last one
     {FOREACH Comp Index IN {IndexOfFirstSolubleComponent .. IndexOfLastSolubleComponent}:
          {FOREACH Layer Index IN {2 .. NrOfLayersButOne}:
                state.TransportTermPerComponent Layer[Comp Index][Layer Index] =
                - state.Q up Layer[Layer Index] * state.C Layer[Comp Index][Layer Index]
                - state.Q down Layer[Layer Index] * state.C Layer[Comp Index][Layer Index]
                + state.Q up Layer[Layer Index + 1] * state.C Layer[Comp Index][Layer Index+1]
                + state.Q down Layer[Layer Index - 1] * state.C Layer[Comp Index][Layer Index-1]
                //gain of material by progression of interface between layer i-1 and i in filling
                + FMax(state.v Interface Layer[Layer Index],0) * parameters.A *
                       state.C Layer[Comp Index][Layer Index-1]
                //loss of material by progression of interface between layer i and i+1 in filling
```

};

;

+ state.Q down Layer[NrOfLayersButOne] * state.C Layer[Comp Index][NrOfLayersButOne]

```
- state.Q up Layer[NrOfLayers] * state.C Layer[Comp Index][NrOfLayers]
```

```
//gain of material by progression of interface between layer NrOfLayersButOne and NrOfLayers in filling
+ FMax(state.v_Interface_Layer[NrOfLayers],0) * parameters.A * state.C_Layer[Comp_Index][NrOfLayersButOne]
//loss of material by progression of interface between layer NrOfLayersButOne and NrOfLayers in emptying
+ FMin(state.v_Interface_Layer[NrOfLayers],0) * parameters.A * state.C_Layer[Comp_Index][NrOfLayers];
```

};

```
// Calculation of massic flux of particulate components for each layers
// massic flux of particulate component of first layer
  {FOREACH Comp Index IN{IndexOfFirstParticulateComponent .. IndexOfLastParticulateComponent}:
      state.TransportTermPerComponent Layer[Comp Index][1] =
      - state.Q down Layer[1] * state.C Layer[Comp Index][1]
      //loss of material by progression of interface between layer 1 and 2 in filling
      - FMax(state.v Interface Layer[2],0) * parameters.A * state.C Layer[Comp Index][1]
      //gain of material by progression of interface between layer 1 and 2 in drawing
      - FMin(state.v Interface Layer[2],0) * parameters.A * state.C Layer[Comp Index][2]
      // loss of particles by overflow when vs is smaller than Q overflow/A
      - parameters.A * state.C Layer[Comp Index][1] * FMax((state.Q overflow * state.Inv A -
             state.v Settling[Comp Index]),0)
      // loss of particles by settling when vs is higher than Q up/A
      - parameters.A * state.C Layer[Comp Index][1] * FMax((state.v Settling[Comp Index] - state.Q up Layer[2] *
             state.Inv A),0)
      // gain of particles from layer 2 when Q up/A is higher than vs
      + parameters.A * state.C Layer[Comp Index][2] * FMax((state.Q up Layer[2] * state.Inv A -
             state.v Settling[Comp Index]),0)
      ;
      };
// massic flux of particulate component of next layers except the last one
  {FOREACH Comp Index IN{IndexOfFirstParticulateComponent .. IndexOfLastParticulateComponent}:
      {FOREACH Layer Index IN {2 .. NrOfLayersButOne}:
             state.TransportTermPerComponent Layer[Comp Index][Layer Index] =
             - state.Q down Layer[Layer Index] * state.C Layer[Comp Index][Layer Index]
             + state.Q down Layer[Layer Index-1] * state.C Layer[Comp Index][Layer Index-1]
             + FMax(state.v Interface Layer[Layer Index],0) * parameters.A *
                   state.C Layer[Comp Index][Layer Index-1]
             - FMax(state.v_Interface_Layer[Layer_Index+1],0) * parameters.A *
                   state.C Layer[Comp Index][Layer Index]
             + FMin(state.v Interface Layer[Layer Index],0) * parameters.A *
```

```
state.C Layer[Comp Index][Layer Index]
```

- FMin(state.v_Interface_Layer[Layer_Index+1],0) * parameters.A *

```
state.C_Layer[Comp_Index][Layer_Index+1]
```

```
//loss of particles from layer i to layer i+1 when vs is higher than Q up/A
                - parameters.A * state.C Layer[Comp Index] [Layer Index] * FMax((state.v Settling[Comp Index] -
                       state.Q up Layer[Layer Index+1] * state.Inv A),0)
                //loss of particles from layer i to layer i-1 when Q up/A is higher than vs
                - parameters.A * state.C Layer[Comp Index] [Layer Index] * FMax((state.Q up Layer[Layer Index] *
                       state.Inv A - state.v Settling[Comp Index]),0)
                // gain of particles from layer i+1 when Q up/A is higher than vs
                - parameters.A * state.C Layer[Comp Index][Layer Index+1] * FMin((state.v Settling[Comp Index] -
                       state.Q up Layer[Layer Index+1] * state.Inv A),0)
                // gain of particles from layer i-1 when vs is higher than Q up/A
                + parameters.A * state.C Layer[Comp Index][Layer Index-1] * FMax((state.v Settling[Comp Index] -
                       state.Q up Layer[Layer Index] * state.Inv A),0)
                ;
                };
          };
   // massic flux of particulate component of the last layer
     {FOREACH Comp Index IN{IndexOfFirstParticulateComponent .. IndexOfLastParticulateComponent}:
          state.TransportTermPerComponent Layer[Comp Index][NrOfLayers] =
          + state.Q down Layer[NrOfLayersButOne] * state.C Layer[Comp Index][NrOfLayersButOne]
          + FMax(state.v Interface Layer[NrOfLayers],0) * parameters.A * state.C Layer[Comp Index][NrOfLayersButOne]
          + FMin(state.v Interface Layer[NrOfLayers],0) * parameters.A * state.C Layer[Comp Index][NrOfLayers]
          // gain of particles from layer NrOfLayersButOne when vs is higher than Q up/A
          + parameters.A * state.C Layer[Comp Index] [NrOfLayersButOne] * FMax((state.v Settling[Comp Index] -
                state.Q up Layer[NrOfLayers] * state.Inv A),0)
          //loss of particles from layer NrOfLayers to layer NrOfLayersButOne when Q up/A is higher than vs
          - parameters.A * state.C Layer[Comp Index][NrOfLayers] * FMax((state.Q up Layer[NrOfLayers] * state.Inv A
                - state.v Settling[Comp Index]),0)
          ;
          };
};
```

```
#endif // StandardCategoryModels
```

: };

```
CLASS StormtankTransportConversionModel
"Stormtank model with soluble pollutant: E. Coli"
EXTENDS StormtankTransportModel WITH
{:
  interface <-
  {
  };
  parameters <-
  {
        OBJ Stoichiometry (* hidden = "1" *) "A matrix structure containing stoichiometry" :
             QuantityType[NrOfReactions;][NrOfComponents,];
  };
  state <-
        OBJ Kinetics_Layer(* hidden = "1" *) "A vector containing kinetics for all reactions for each layer" :
             QuantityType[NrOfReactions;][NrOfLayers;];
  };
  equations <-
        {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
             {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
                    state.ConversionTermPerComponent_Layer[Comp_Index][Layer_Index] =
                          SUMOVER Reaction Index IN {1 .. NrOfReactions}:
                                 (parameters.Stoichiometry[Reaction Index][Comp Index]
                                 *state.Kinetics Layer[Reaction Index][Layer Index])
                                 *state.V Layer[Layer Index];
                    };
            };
 };
:};
```

CLASS StormtankReactionModel (* class = "Stormtank" *) "Stormtank model with soluble pollutants" EXTENDS StormtankTransportConversionModel WITH {: #ifdef STM1 #include "wwtp.VolumeStormtank1STM1ConversionModel.body.ms1" #endif STM1 #ifdef STM2 #include "wwtp.VolumeStormtank1STM2ConversionModel.body.ms1" #endif STM2 #ifdef STM3 #include "wwtp.VolumeStormtank1STM3ConversionModel.body.msl" #endif STM3 #ifdef STM1a #include "wwtp.VolumeStormtank1STM1aConversionModel.body.ms1" #endif STM1a #ifdef STM2a #include "wwtp.VolumeStormtank1STM2aConversionModel.body.msl" #endif STM2a #ifdef STM3a #include "wwtp.VolumeStormtank1STM3aConversionModel.body.msl" #endif STM3a #ifdef STM4a #include "wwtp.VolumeStormtank1STM4aConversionModel.body.msl" #endif STM4a #ifdef STM5a #include "wwtp.VolumeStormtank1STM5aConversionModel.body.msl"

#endif STM5a
:};

Exemple pour STM5a :

```
#ifdef STM5a
 interface <-
 };
 parameters <-
  {
      OBJ mu SI "growth rate for PATH in bulk" : GrowthRate := {: value <- 0 ; group <- "Kinetic" :};
      OBJ Light Surface "Light intensity at surface" : LuminousIntensity := {: value <- 120 ; group <- "W/m2" :};
      OBJ K Extinction TSS Light "Light penetration coefficient for suspended solids": PhysicalQuantityType := {:
            value <- 0.55 ; group <- "Constant" :};</pre>
      OBJ K WaterColor Light "Light penetration coefficient in water" : PhysicalQuantityType := {: value <- 0.05;
            group <- "Constant" :};</pre>
 };
 state <-
  {
      OBJ Light Top Layer "Light intensity at top of layer" : LuminousIntensity[NrOfLayers;] := {: unit <- "W/m2";
            group <- "Driving Forces" :};</pre>
      OBJ Light Layer
                         "Average light intensity in layer" : LuminousIntensity[NrOfLayers;] := {: unit <- "W/m2";
            group <- "Driving Forces" :};</pre>
      OBJ C TSS Layer (* hidden = "0" *) "Total suspended solids in layer" : ConcentrationLayersVector := {: unit
            <- "g/m3"; group <- "Concentration" :};
      OBJ K Light (* hidden = "1" *) "Light extinction coefficient" : PhysicalQuantityType[NrOfLayers;];
 };
```

```
initial <-
 {
        parameters.Stoichiometry[NonzeroSI][S I] := 0;
      //driving forces
        state.Light Top Layer[1] = parameters.Light Surface;
 };
 equations <-
      //driving forces
      // TSS calculation for each layer
        {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
             state.C TSS Layer[Layer Index] := (SUMOVER Comp Index IN {IndexOfFirstTSSComponent ..
                   IndexOfLastTSSComponent}: state.C Layer[Comp Index][Layer Index]);
            };
      //light ecxtinction for each layer
        {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
             state.K Light[Layer Index] = (parameters.K Extinction TSS Light * state.C TSS Layer[Layer Index]
                   + parameters.K WaterColor Light) * state.H Layer[Layer Index];
            };
      // light intensity at top of each layer
        {FOREACH Layer Index IN {2 .. NrOfLayers}:
            state.Light Top Layer[Layer Index] := state.Light Top Layer[Layer Index - 1] * exp(-
                   state.K Light[Layer Index-1]);
            };
      // average light in each layer
        {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
             state.Light Layer[Layer Index] := state.Light Top Layer[Layer Index] * (1 - exp(-
                   state.K Light[Layer Index])) / state.K Light[Layer Index];
            };
        {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
             state.Kinetics_Layer[NonzeroSI][Layer_Index] := parameters.mu_SI * state.C_Layer[S_I][Layer_Index];
            };
 };
#endif // STM5a
```

// ------// MOSTforWATER - Ghent University, BIOMATH / modelEAU

// Implementation: Code generator Petersen's Matrix / B. Vallet, P. Vanrolleghem, D. Muschalla, P. Lessard.

// Description: MSL-USER/WWTP/DefinitionsSTM5a // _____

#ifndef WWTP_DEFINITIONSSTM5A #define WWTP DEFINITIONSSTM5A

#ifdef STM5a **TYPE** Components

....

The biological components considered in the WWTP models

...

= **ENUM** {H2O, sι, X 1, х2, Х_З, X_4, X_5, ΧΙ1, X I 2, хιЗ, ΧΙ4, X I 5, }; #endif // STM5a

292

#ifdef STM5a

TYPE Reactions

"The reactions between biological components considered in the WWTP models"

= ENUM {NonzeroSI, };

#endif // STM5a

#ifdef STM5a

OBJ IndexOfSolvent

"The index of the solvent in the components vector considered in the WWTP models"

: Integer := 1;

#define SolublesPresent

OBJ IndexOfFirstSolubleComponent

"The index of the first soluble component in the components vector considered in the WWTP models" : Integer := 2;

OBJ IndexOfLastSolubleComponent

"The index of the last soluble component in the components vector considered in the WWTP models" : Integer := 2;

#define ParticulatesPresent

OBJ IndexOfFirstParticulateComponent

"The index of the first particulate component in the components vector considered in the WWTP models" : Integer := 3;

OBJ IndexOfLastParticulateComponent

"The index of the last particulate component in the components vector considered in the WWTP models" : Integer := 12;

#define ParticuleClassesPresent

OBJ IndexOfFirstParticleClass

"The index of the first particle class in the components vector considered in the WWTP models" : Integer := 3;

```
OBJ IndexOfLastParticleClass
"The index of the last particle class in the components vector considered in the WWTP models"
: Integer := 7;
```

#define CalculateTSSComponent

OBJ IndexOfFirstTSSComponent

"The index of the first TSS component in the components vector considered in the WWTP models" : Integer := 3;

OBJ IndexOfLastTSSComponent

```
"The index of the last TSS component in the components vector considered in the WWTP models" : Integer := 7;
```

#define StandardCategoryModels

#endif // STM5a

#endif //WWTP_DEFINITIONSSTM5A

```
// _____
// modelEAU
// Implementation: B. Vallet, P. Vanrolleghem, D. Muschalla, P. Lessard.
// Description: MSL-USER/WWTP/STORMTANKCONTROLLED
// _____
#if (defined STM1 || defined STM2 || defined STM3 || defined STM1a || defined STM2a || defined STM3a || defined STM4a ||
defined STM5a)
CLASS StormtankControlled
(* class = "Stormtank"; category = "default" *)
 "Stormtank model with settling, reactions and controlled by inlet and outlet"
EXTENDS StormtankReactionModel WITH
 {:
 interface <-
  {
     // Data output for control of flows in different stormtanks or inlet and outlet pipes
       OBJ Y M 1 (* terminal = "out data 1" *) "Sensor measured output" : LengthVector := {: causality <- "COUT";
           group <- "Measurement data" :};</pre>
       OBJ Y M 2 (* terminal = "out data 1" *) "Sensor measured output" : LengthVector := {: causality <- "COUT";
           group <- "Measurement data" :};</pre>
       OBJ y h surf (* terminal = "out data 1" *) "Sensor measured output" : Length := {: causality <- "COUT" ; group
           <- "Measurement data" :};
       OBJ y h min (* terminal = "out data 1" *) "Sensor measured output" : Length := {: causality <- "COUT" ; group
            <- "Measurement data" :};
       OBJ Y A (* terminal = "out data 1" *) "Sensor measured output" : Area := {: causality <- "COUT" ; group <-
            "Measurement data" :};
       OBJ y q in (* terminal = "out data 1" *) "Sensor measured output" : FlowRate := {: causality <- "COUT" ; group
            <- "Measurement data" :};
       OBJ y q overflow (* terminal = "out data 1" *) "Sensor measured output" : FlowRate := {: causality <- "COUT";
           group <- "Measurement data" :};</pre>
       OBJ y H max (* terminal = "out data 1" *) "Sensor measured output" : Length := {: causality <- "COUT" ; group
           <- "Measurement data" :};
```

```
};
```

```
parameters <-
{
};
initial <-
{
};
equations <-
    // H layer data
      {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayers}:
           interface.y_M_2[Layer_Index] = state.H_Layer[Layer_Index];
          };
    // H Interface layer data
      {FOREACH Layer_Index IN {1 .. NrOfLayers}:
           interface.y M 1[Layer Index] = state.H Interface Layer[Layer Index];
          };
      interface.y_h_surf = state.H_Interface_Layer[1];
      interface.y q in = state.Q In;
      interface.y q overflow = state.Q overflow;
    // V Layer Min is not used in the modelbase, be careful with initial value to have the same water interface
    // position in all the tanks
      interface.y h min = parameters.H bottom + ((parameters.V Layer Min * NrOfLayersButOne) * state.Inv A) ;
      interface.y A = parameters.A;
      interface.y H max = parameters.V Max * state.Inv A;
};
: };
```

#endif // STM1 or STM2 or STM3 or STM1a or STM2a or STM4a or STM5a

```
// -----
// modelEAU
// Implementation: B. Vallet, P. Vanrolleghem, D. Muschalla, P. Lessard.
// Description: MSL-USER/WWTP/BASEPIPECONNECTOR
// _____
#ifndef WWTP BASE PIPE CONNECTOR
#define WWTP BASE PIPE CONNECTOR
#if (defined STM1 || defined STM2 || defined STM3 || defined STM1a || defined STM2a || defined STM3a || defined STM4a ||
defined STM5a)
CLASS InletPipeConnector
 (* class = "PipeConnector" *)
 "model to connect a pipe to a Stormtank"
 SPECIALISES PhysicalDAEModelType :=
 {:
 interface <-
  1
     // Inflow is a vector to allow the connection with an input file
       OBJ Inflow (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent" :};
     // Outflow is a vector to allow the connection layer by layer
       OBJ Outflow L1 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
            "Effluent 1" :};
       OBJ Outflow L2 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
            "Effluent 1" :};
       OBJ Outflow L3 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
            "Effluent 1" :};
       OBJ Outflow L4 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
            "Effluent 1" :};
       OBJ Outflow L5 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
            "Effluent 1" :};
       OBJ Outflow L6 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
            "Effluent 1" :};
```

```
OBJ Outflow L7 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
             "Effluent 1" :};
        OBJ Outflow L8 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
             "Effluent 1" :};
        OBJ Outflow L9 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
             "Effluent 1" :};
        OBJ Outflow L10 (* terminal = "Out 1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <-
             "Effluent 1" :};
      // Data output for control of flows in differents stormtanks or inlet and outlet pipes
        OBJ y M 1 (* terminal = "input data 1" *) "Sensor measured output" : LengthVector := {: causality <- "COUT";
             group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ y M 2 (* terminal = "input data 1" *) "Sensor measured output" : LengthVector := {: causality <- "COUT";
             group <- "Measurement data" :};</pre>
  };
 parameters <-
      // Stormtank volume
        OBJ h low "Lower height of the inflow pipe" : Length :=
             {: value <- 0.5 ; group <- "Dimension"; interval <- {: lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS INF :}; :};
        OBJ h high "higher height of the inflow pipe" : Length :=
             {: value <- 1.4 ; group <- "Dimension"; interval <- {: lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS INF :}; :};
  };
  state <-
  // Help variable
 OBJ NrOfLayersWithFlow help (* hidden = "1" *) "Help varaible to determine NrOfLayersWithFlow" : Real[NrOfLayers;] :=
{: group <- "Operational" :};</pre>
 OBJ NrOfLayersWithFlow (* hidden = "1" *) "variable to determine the number of layer which will recieve an Influx":
Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
 // INCOMING AND OUTGOING FLUXES
 OBJ InFluxPerComponent (* hidden = "1" *) "Incoming massflux per component" : MassFluxVectorSTM;
```

OBJ OutFluxPerComponent (* hidden = "1" *) "Outgoing massflux per component" : LayerMassFluxMatrixSTM;

```
};
independent <-
OBJ t "Time" : Time := {: group <- "Time" :};
};
initial <-
{
     {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
   interface.Outflow L10[Comp Index] = 0;
  };
     state.NrOfLayersWithFlow help[NrOfLayers] = 0;
};
equations <-
    // INCOMING AND OUTGOING FLUXES
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           state.InFluxPerComponent[Comp_Index] = interface.Inflow[Comp Index];
          };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           interface.Outflow L1[Comp Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp Index][1] ;
          };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
          interface.Outflow L2[Comp Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp Index][2];
          };
      {FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           interface.Outflow_L3[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][3];
          };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           interface.Outflow_L4[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][4];
          };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
```

```
interface.Outflow_L5[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][5];
};
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L6[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][6];
    };
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L7[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][7];
    };
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L8[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][8];
    };
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L8[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][8];
    };
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L8[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][8];
    };
{FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
    interface.Outflow_L9[Comp_Index] = state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][9];
    };
```

// calculation of NrOfLayersWithFlow

```
{FOREACH Layer_Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
    state.NrOfLayersWithFlow_help[Layer_Index] =
        IF (interface.y_M_1[Layer_Index+1] >= parameters.h_high)
        THEN 0
        ELSE IF (interface.y_M_1[Layer_Index] >= parameters.h_high)
        THEN (parameters.h_high - interface.y_M_1[Layer_Index+1])/interface.y_M_2[Layer_Index]
        ELSE 1;
    };
    state.NrOfLayersWithFlow = SUMOVER Layer_Index IN {1 .. NrOfLayers} :
        state.NrOfLayersWithFlow_help[Layer_Index];

// Calculation of Outflux
{FOREACH Comp_Index IN {1 .. NrOfComponents}:
        {FOREACH Layer_Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
            state.OutFluxPerComponent[Comp_Index][Layer_Index] =
        }
    };
}
```

- (state.InFluxPerComponent[Comp Index] / state.NrOfLayersWithFlow) *

state.NrOfLayersWithFlow help[Layer Index] ;

```
};
```

};

}; :};

```
CLASS OutletPipeConnector
 (* class = "PipeConnector" *)
 "model to connect a pipe to a Stormtank"
 SPECIALISES PhysicalDAEModelType :=
 {:
 interface <-
  {
      // Inflow is a vector to allow the connection with an input file
        OBJ Inflow_L1 (* terminal = "in_1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L2 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L3 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L4 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L5 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L6 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L7 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L8 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L9 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
        OBJ Inflow L10 (* terminal = "in 1" *) "influent" : InSTMTerminal := {:causality <- "CIN" ; group <- "Influent"
             : };
      // Outflow is a vector to allow the connection layer by layer
```

```
OBJ Outflow (* terminal = "Out_1" *) "effluent" : OutSTMTerminal := {:causality <- "COUT" ; group <- "Effluent 1" :};
```

// Data output for control of flows in differents stormtanks or inlet and outlet pipes

```
OBJ y_M_1 (* terminal = "input_data_1" *) "Sensor measured output" : LengthVector := {: causality <- "COUT";
group <- "Measurement data" :};
```

- **OBJ** y_M_2 (* terminal = "input_data_1" *) "Sensor measured output" : LengthVector := {: causality <- "COUT" ; group <- "Measurement data" :};
- OBJ y_q_out (* terminal = "control_data_1" *) "Sensor measured output" : FlowRate := {: causality <- "COUT";
 group <- "Measurement data" :};</pre>
- OBJ u_L1 (* terminal = "control_data_1" *) "Controlled variable" : FlowRate := {: causality <- "COUT" ; group
 <- "Measurement data" :};</pre>

- **OBJ** u_L4 (* terminal = "control_data_1" *) "Controlled variable" : FlowRate := {: **causality** <- "COUT" ; group <- "Measurement data" :};
- **OBJ** u_L5 (* terminal = "control_data_1" *) "Controlled variable" : FlowRate := {: **causality** <- "COUT" ; group <- "Measurement data" :};
- **OBJ** u_L7 (* terminal = "control_data_1" *) "Controlled variable" : FlowRate := {: **causality** <- "COUT" ; group <- "Measurement data" :};
- **OBJ** u_L8 (* terminal = "control_data_1" *) "Controlled variable" : FlowRate := {: **causality** <- "COUT" ; group <- "Measurement data" :};
- **OBJ** u_L10 (* terminal = "control_data_1" *) "Controlled variable" : FlowRate := {: **causality** <- "COUT" ; group <- "Measurement data" :};

```
parameters <-
    // Stormtank volume
      OBJ h low "Lower height of the inflow pipe" : Length :=
           {: value <- 0 ; group <- "Dimension"; interval <- {: lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS INF :}; :};
      OBJ h high "higher height of the inflow pipe" : Length :=
            {: value <- 0.45 ; group <- "Dimension"; interval <- {: lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS INF :}; :};
      OBJ alpha "purcentage of opening value at the outlet" : Fraction :={: value <- 0 ; group <- "Operational":};
      OBJ H 0 "Height where q=Q max/2" : Length :=
            {: value <- 0.87 ; group <- "Dimension"; interval <- {: lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS INF :}; :};
      OBJ b "power for calculation of g out" : Real := {: value <- 1.9 ; group <- "Dimension"; interval <- {:
           lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS INF :}; :};</pre>
      OBJ Q max "Maximum flow going out from the basin" : Flow :=
           {: group <- "Dimension"; interval <- {: lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS INF :}; :};
};
state <-
    // Maximum flow in the outlet pipe
      OBJ Q pipe "Maximum flow in the oulet pipe" : Flow :=
           {: group <- "Dimension"; interval <- {: lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS_INF :}; :};
      OBJ Q outflow "flow in the oulet pipe" : Flow :=
```

```
{: group <- "Dimension"; interval <- {: lowerBound <- 0 ; upperBound <- PLUS INF :}; :};
```

// Help variable

```
OBJ NrOfLayersWithFlow_help (* hidden = "1" *) "Help varaible to determine NrOfLayersWithFlow" :
    Real[NrOfLayers;] := {: group <- "Operational" :};
OBJ NrOfLayersWithFlow (* hidden = "1" *) "variable to determine the number of layer which will recieve an
    Influx" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

```
// INCOMING AND OUTGOING FLUXES
```

```
OBJ InFluxPerComponent (* hidden = "1" *) "Incoming massflux per component" : LayerMassFluxMatrixSTM;
OBJ OutFluxPerComponent (* hidden = "1" *) "Outgoing massflux per component" : MassFluxVectorSTM;
```

};

```
independent <-
{
      OBJ t "Time" : Time := {: group <- "Time" :};
};
initial <-
{
      state.NrOfLayersWithFlow_help[NrOfLayers] = 0;
};
equations <-
    // INCOMING AND OUTGOING FLUXES
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           state.InFluxPerComponent[Comp Index][1] = interface.Inflow L1[Comp Index];
           };
      {FOREACH Comp_Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           state.InFluxPerComponent[Comp Index][2] = interface.Inflow L2[Comp Index];
           };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           state.InFluxPerComponent[Comp_Index][3] = interface.Inflow L3[Comp Index];
           };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           state.InFluxPerComponent[Comp_Index][4] = interface.Inflow_L4[Comp_Index];
           };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           state.InFluxPerComponent[Comp_Index][5] = interface.Inflow L5[Comp Index];
           };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           state.InFluxPerComponent[Comp_Index][6] = interface.Inflow_L6[Comp_Index];
           };
      {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
           state.InFluxPerComponent[Comp_Index][7] = interface.Inflow_L7[Comp_Index];
           };
```

```
304
```

```
{FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
      state.InFluxPerComponent[Comp Index][8] = interface.Inflow L8[Comp Index];
      };
  {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
      state.InFluxPerComponent[Comp Index][9] = interface.Inflow L9[Comp Index];
      };
  {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
      state.InFluxPerComponent[Comp_Index][10] = interface.Inflow_L10[Comp_Index];
      };
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
       {FOREACH Comp Index IN {IndexOfSolvent .. NrOfComponents}:
             interface.Outflow[Comp Index] = - (SUMOVER Layer Index IN {1 .. NrOfLayers} :
                    state.InFluxPerComponent[Comp Index][Layer Index] );
             };
      };
//Calcul of Q pipe
  state.g pipe = parameters.g max * pow((interface.y M 1[1]), parameters.b) /
       (pow((interface.y M 1[1]),parameters.b) + pow((parameters.H 0),parameters.b));
//CONTROL OF Q DRAW PARAMETERS SECTION
// calculation of NrOfLayersWithFlow
  {FOREACH Layer Index IN {1 .. NrOfLayersButOne}:
      state.NrOfLayersWithFlow help[Layer Index] =
             // If the layer below is higher than the crown of the pipe, no flow
             IF (interface.y M 1[Layer Index+1] >= parameters.h high)
             THEN 0
             // If the layer interface is higher than the crown of the pipe but the layer below has its interface
             // below the crown of the pipe
             ELSE IF (interface.y M 1[Layer Index] >= parameters.h high)
                  // calculation of the ratio that contribute to the outflow
                  THEN (parameters.h high - interface.y M 1[Layer Index+1])/interface.y M 2[Layer Index]
                  ELSE 1;
      };
```

```
state.NrOfLayersWithFlow = SUMOVER Layer Index IN {1 .. NrOfLayers} :
             state.NrOfLayersWithFlow help[Layer Index];
      // Calculation of Q draw parameters
        state.Q outflow =
            IF (interface.y M 1[1] >= parameters.h high) //valve is open -> outflow driven by the head above the pipe
            THEN (parameters.alpha * state.Q pipe)
            ELSE IF (interface.y M 1[1] > parameters.h low) //valve is open -> outflow in a pipe full or not
                    THEN (parameters.alpha * state.Q pipe)
                    ELSE 0;
        interface.y q out = state.Q outflow;
        interface.u L1 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[1];
        interface.u L2 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[2];
        interface.u L3 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[3];
        interface.u L4 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[4];
        interface.u L5 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[5];
        interface.u L6 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[6];
        interface.u L7 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[7];
        interface.u L8 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[8];
        interface.u L9 = state.Q outflow / state.NrOfLayersWithFlow * state.NrOfLayersWithFlow help[9];
        interface.u L10 = 0;
 : };
#endif // STM1 or STM2 or STM3 or STM1a or STM2a or STM3a or STM4a or STM5a
#endif // WWTP BASE PIPE CONNECTOR
```

};

```
// -----
// modelEAU
// Implementation: B. Vallet, P. Vanrolleghem, D. Muschalla, P. Lessard.
// Description: MSL-USER/WWTP/Base/Controllers/Stormtank
```

// _____

```
#ifndef WWTP_BASE_CONTROLLERS_STORMTANK
#define WWTP_BASE_CONTROLLERS_STORMTANK
```

// a series of controllers to allow two basins or more to have the same position of surface in the stormtank model
#if (defined STM1 || defined STM2 || defined STM3 || defined STM1a || defined STM2a || defined STM3a || defined STM4a
|| defined STM5a)

```
CLASS STM CONNECTION 2 basins
```

```
(* class = "controller"; category = "" *)
"Q Draw controller"
/*
| 1 |-----| 2 |---
1
           H \min 1 > H \min 2
*/
SPECIALISES
PhysicalDAEModelType :=
{:
 comments <- "A model able to control Q Draw of a basin";
interface <-
      OBJ y H 2 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
          Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y H 1 min (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
          Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y A 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
          Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
```
```
OBJ u L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
      Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

OBJ y A 2 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :

OBJ u Q in (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :

OBJ u Q out (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :

OBJ u L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :

OBJ u Q overflow (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :

Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};

Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>

Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>

Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>

Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>

};

parameters <-

{
 OBJ Tau "Implicit loop breaker time constant, d" : Time := {: value <- 0.00005 ; group <- "Miscellaneous" :};
};</pre>

```
independent <-
{
      OBJ t "Time" : Time := {: group <- "Time" :};
};
state <-
{
      OBJ u0 "No error action" : Real := {: group <- "Operational" :};
      OBJ u Q out help "Help variable for breaking Algebraic loop" : Real := {: group <- "Operational" :};
      OBJ u Q Overflow help "Help variable for breaking Algebraic loop" : Real := {: group <- "Operational" :};
};
equations <-
{
    // loop breacker
      DERIV(state.u Q out help,[independent.t]) =
           - (1 / parameters.Tau) * (state.u Q out help - interface.u_Q_out);
      DERIV(state.u Q Overflow help,[independent.t]) =
           - (1 / parameters.Tau) * (state.u Q Overflow help - interface.u Q overflow);
    //Control of Q out of first subbasin to insure the surfaces of the 2 subbasins to be at the same level
      state.u0 = IF (interface.y H 2 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
                 THEN interface.u Q in * interface.y A 2 / (interface.y A 1 + interface.y A 2)
                        + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * interface.y A 1/
                        (interface.y A 1 + interface.y A 2)
                 ELSE interface.u Q in ;
      interface.u L1 = state.u0/NrOfLayersButOne;
      interface.u L2 = state.u0/NrOfLayersButOne;
      interface.u L3 = state.u0/NrOfLayersButOne;
      interface.u L4 = state.u0/NrOfLayersButOne;
      interface.u L5 = state.u0/NrOfLayersButOne;
      interface.u L6 = state.u0/NrOfLayersButOne;
```

```
interface.u_L7 = state.u0/NrOfLayersButOne;
```

```
interface.u_L8 = state.u0/NrOfLayersButOne;
interface.u_L9 = state.u0/NrOfLayersButOne;
interface.u_L10 = 0;
};
:};
```

```
CLASS STM_CONNECTION_3_basins

(* class = "controller"; category = "" *)

"Q_Draw controller"

/*

| | | | | | | | |

| 1 |-----| 2 |-----| 3 |----

| | | | | | | | |
```

H min 1 > H min 2 > H min 3

*/ SPECIALISES

```
PhysicalDAEModelType :=
{:
  comments <- "A model able to control Q Draw of a bassin";</pre>
interface <-
      OBJ y H 3 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y H 1 min (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y H 2 min (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y A 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y A 2 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y A 3 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
             Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
```

```
OBJ u Q in (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u Q out (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u Q overflow (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ ul L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1_L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ ul L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ ul L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ ul L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u1 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

```
OBJ u2_L4 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L5 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L6 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L7 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L8 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L8 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L9 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L9 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L10 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L10 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	OBJ u2_L10 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
	Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group <- "Control action":};
	Coll = {: causality <- "COUT"; group
```

```
};
```

parameters <-

OBJ Tau "Implicit loop breaker time constant, d" : Time := {: value <- 0.00005 ; group <- "Miscellaneous" :};
};</pre>

```
independent <-
{
    OBJ t "Time" : Time := {: group <- "Time" :};
};</pre>
```

```
state <-
```

```
{
```

OBJ u_out1 "Flowrate going out from basin 1" : Real := {: group <- "Operational" :}; OBJ u_out2 "Flowrate going out from basin 2" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>

```
OBJ u_Q_out_help "Help variable for breaking Algebraic loop" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_Q_Overflow_help "Help variable for breaking Algebraic loop" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

```
OBJ AR_1 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR 2 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

```
OBJ AR_3 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_4 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_5 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_6 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

```
};
```

```
equations <-
```

```
// area ratio
state.AR_1 = (interface.y_A_2 + interface.y_A_3) / (interface.y_A_1 + interface.y_A_2 + interface.y_A_3);
state.AR_2 = interface.y_A_1 / (interface.y_A_1 + interface.y_A_2 + interface.y_A_3);
state.AR_3 = interface.y_A_3 / (interface.y_A_1 + interface.y_A_2 + interface.y_A_3);
state.AR_4 = (interface.y_A_1 + interface.y_A_2) / (interface.y_A_1 + interface.y_A_2 + interface.y_A_2 + interface.y_A_3);
state.AR_5 = interface.y_A_3 / (interface.y_A_2 + interface.y_A_3);
state.AR 6 = interface.y A 2 / (interface.y_A 2 + interface.y_A 3);
```

```
// loop breacker
```

```
DERIV(state.u_Q_out_help,[independent.t]) =
    - (1 / parameters.Tau) * (state.u_Q_out_help - interface.u_Q_out);
DERIV(state.u_Q_Overflow_help,[independent.t]) =
    - (1 / parameters.Tau) * (state.u_Q_Overflow_help - interface.u_Q_overflow);
//Control of Q_out of first subbasin to insure the surfaces of the 3 subbasins to be at the same level
    state.u_out1 = IF (interface.y_H_3_1 >= interface.y_H_1_min && interface.u_Q_in != interface.u_Q_out)
```

```
THEN interface.u_Q_in * state.AR_1
```

```
+ (state.u_Q_out_help + state.u_Q_Overflow_help)* state.AR_2
ELSE interface.u Q in ;
```

```
//Control of Q_out of second subbasin to insure the surfaces of the 3 subbasins to be at the same level
state.u_out2 =
    IF (interface.y_H_3_1 >= interface.y_H_1_min && interface.u_Q_in != interface.u_Q_out)
```

```
interface.ul_L1 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L2 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L3 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L4 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L5 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L6 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L7 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L8 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L9 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L9 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L10 = 0;
```

```
interface.u2_L1 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L2 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L3 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L4 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L5 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L6 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L7 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L8 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L9 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L9 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L10 = 0;
```

}; :};

```
CLASS STM CONNECTION 4 basins in line
  (* class = "controller"; category = "" *)
  "Q Draw controller"
      /*
      | 1 |----| 2 |----| 3 |----| 4 |----
      H min 1 > H min 2 > H min 3 > H min 4
      */
 SPECIALISES
  PhysicalDAEModelType :=
 {:
   comments <- "A model able to control Q Draw of a bassin with a specific configuration";
  interface <-
        OBJ y H 4 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ Y H 1 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of inlet basin" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ y H 2 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of basin 2 (higher than y H 3 min)" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ y H 3 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of basin 3 (higher than y H 4 min)":
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ y A 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ y A 2 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ y A 3 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ y A 4 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
```

```
OBJ u_Q_in (* terminal = "in_1" *) "Sensor measured output":
    Real := {: causality <- "CIN"; group <- "Measurement data" :};
OBJ u_Q_out (* terminal = "in_1" *) "Sensor measured output":
    Real := {: causality <- "CIN"; group <- "Measurement data" :};
OBJ u_Q_overflow (* terminal = "in_1" *) "Sensor measured output":
    Real := {: causality <- "CIN"; group <- "Measurement data" :};</pre>
```

```
OBJ ul L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ ul L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
```

```
Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

};

parameters <-

{

1

```
OBJ Tau "Implicit loop breaker time constant, d" : Time := {: value <- 0.00005 ; group <- "Miscellaneous" :};
};</pre>
```

independent <-

```
OBJ t "Time" : Time := {: group <- "Time" :};
};</pre>
```

state <-

OBJ u_Q_out_help "Help variable for breaking Algebraic loop" : **Real** := {: group <- "Operational" :}; **OBJ** u Q Overflow help "Help variable for breaking Algebraic loop" : **Real** := {: group <- "Operational" :};

```
OBJ u_out1 "Flowrate going out from inlet basin" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_out2 "Flowrate going out from basin 2" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u out3 "Flowrate going out from basin 3" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

```
OBJ AR_1 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_2 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_3 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_4 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_5 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_6 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_7 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_7 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_7 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_8 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_9 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_10 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_11 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_12 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

```
initial <-
```

```
{
};
```

};

```
equations <-
```

```
// area ratios for outflow calculation regarding subbasins configuration
  state.AR 1 = (interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4)
                    /(interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 2 = interface.y A 1
                    /(interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 3 = (interface.y A 3 + interface.y A 4)
                    / (interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 4 = (interface.y A 1 +interface.y A 2 )
                    / (interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 5 = interface.y A 4
                    /(interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 6 = (interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3)
                    /(interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 7 = (interface.y A 3 + interface.y A 4)
                    /(interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR_8 = interface.y A 2
                    /(interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 9 = interface.y A 4
                    /(interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 10 = (interface.y A 2 + interface.y A 3)
                    /(interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 11 =(interface.y A 4)
                     /(interface.y A 3 + interface.y A 4);
  state.AR 12 = interface.y A 3
                    /(interface.y A 3 + interface.y A 4);
```

```
// loop breacker
  DERIV(state.u Q out help,[independent.t]) =
      - (1 / parameters.Tau) * (state.u Q out help - interface.u Q out);
  DERIV(state.u Q Overflow help,[independent.t]) =
      - (1 / parameters.Tau) * (state.u Q Overflow help - interface.u Q overflow);
// calculation of outflow for the different basins
  state.u out1 =
      IF (interface.y H 4 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
      THEN interface.u Q in * state.AR 1 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help)* state.AR 2
      ELSE interface.u Q in ;
  state.u out2 =
      IF (interface.y H 4 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
      THEN interface.u Q in * state.AR_3
             + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 4
      ELSE IF (interface.y H 4 1 < interface.y_H_1_min && interface.y_H_4_1 >= interface.y_H_2_min
                   &&interface.u Q in != interface.u Q out)
           THEN interface.u Q in * state.AR 7 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help)* state.AR 8
           ELSE interface.u Q in ;
  state.u out3 =
      IF (interface.y H 4 1 >= interface.y H 3 min && interface.y H 4 1 < interface.y H 2 min &&
             interface.u Q in != interface.u Q out)
      THEN interface.u Q in * state.AR 11 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 12
      ELSE IF (interface.y H 4 1 >= interface.y_H_2_min && interface.y_H_4_1 < interface.y_H_1_min &&
                   interface.u Q in != interface.u Q out)
           THEN interface.u Q in * state.AR 9 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 10
           ELSE IF (interface.y H 4 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
                THEN interface.u Q in * state.AR 5 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help)* state.AR 6
                ELSE interface.u Q in;
```

```
interface.ul_L1 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.ul L2 = state.u out1/NrOfLayersButOne;
```

```
interface.u1_L3 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.u1_L4 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.u1_L5 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.u1_L6 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.u1_L7 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.u1_L8 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.u1_L9 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.u1_L10 = 0;
```

```
interface.u2_L1 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L2 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L3 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L4 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L5 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L6 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L7 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L8 = state.u_out1/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L9 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L9 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L10 = 0;
```

```
interface.u3_L1 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L2 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L3 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L4 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L5 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L6 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L7 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L8 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L9 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L9 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L10 = 0;
```

```
};
```

```
:};
```

```
CLASS STM_CONNECTION_4_basins
 (* class = "controller"; category = "" *)
 "Q_Draw controller"
    /*
```

```
2 |----
      | 1 |-----
                                3
      H_min_1 > H_min_2 > H_min_3 > H_min_4
      */
SPECIALISES
PhysicalDAEModelType :=
{:
  comments <- "A model able to control Q Draw of a bassin";</pre>
interface <-
      OBJ y H 4 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y H 1 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of inlet basin" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y H 2 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of basin 2 (higher than y H 3 min)" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y H 3 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of basin 3" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y A 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
           Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
      OBJ y A 2 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
```

```
Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};
OBJ y A 3 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ y A 4 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u Q in (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u Q out (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u Q overflow (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u1 L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ ul L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u1 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ ul L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

```
OBJ u1 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2_L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u2 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

```
OBJ u3_L1 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
    Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L2 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
    Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L3 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
    Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L4 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
    Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L4 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
    Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L5 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
    Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L5 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable":
    Real := {: causality <- "COUT"; group <- "Control action" :};</pre>
```

```
Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L7 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L8 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L9 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L10 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u3_L10 (* terminal = "out_1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

```
Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
```

```
};
```

{

};

{

```
parameters <-
```

```
OBJ Tau "Implicit loop breaker time constant, d" : Time := {: value <- 0.00005 ; group <- "Miscellaneous" :};
};</pre>
```

```
independent <-
```

```
OBJ t "Time" : Time := {: group <- "Time" :};
```

```
state <-
```

```
OBJ u_Q_out_help "Help variable for breaking Algebraic loop" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_Q_Overflow_help "Help variable for breaking Algebraic loop" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_out1 "Flowrate going out from basin 1" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_out2 "Flowrate going out from basin 2" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_out3 "Flowrate going out from basin 3" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_f_out_help "help variable for calculation of f_out1" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_1 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

```
OBJ AR 2 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
      OBJ AR 3 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
      OBJ AR 4 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
      OBJ AR_5 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
      OBJ AR 6 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
      OBJ AR 7 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
      OBJ AR 8 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
};
initial <-
{
};
equations <-
{
    // Area Ratios
      state.AR 1 = (interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4)
                         / (interface.y_A_1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
      state.AR 2 = interface.y A 1
                         / (interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4);
      state.AR 3 = interface.y A 4
                         /(interface.y A 2 + interface.y A 3 +interface.y A 4);
      state.AR 4 = (interface.y A 2 + interface.y A 3)
                         /(interface.y A 2 + interface.y A 3 +interface.y A 4);
      state.AR 5 = interface.y A 4
                         /(interface.y_A_1 + interface.y_A_2 + interface.y_A_3 + interface.y_A_4);
      state.AR 6 = (interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3)
                         /(interface.y_A_1 + interface.y_A_2 + interface.y_A_3 + interface.y_A_4);
```

```
// loop breacker
 DERIV(state.u Q out help, [independent.t]) =
      - (1 / parameters.Tau) * (state.u Q out help - interface.u_Q_out);
 DERIV(state.u Q Overflow help,[independent.t]) =
      - (1 / parameters.Tau) * (state.u Q Overflow help - interface.u Q overflow);
// calculation of outflow of the different basins
  state.u out1 =
      IF (interface.y H 4 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
      THEN interface.u Q in * state.AR 1 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help)* state.AR 2
      ELSE interface.u Q in ;
  state.u out2 =
      IF (interface.y H 4 1 < interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
      THEN (interface.u Q in * state.AR 3 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 4)
             *state.u f out help
      ELSE IF (interface.y H 4 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
           THEN (interface.u Q in * state.AR 5 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help)* state.AR 6)
                   *state.u f out help
           ELSE interface.u_Q_in * state.u_f_out_help ;
```

```
// Calculation of the fraction for splitter
```

```
state.u_f_out_help = IF (interface.y_H_4_1 < interface.y_H_2_min)
THEN 0
ELSE interface.y_A_2 / (interface.y_A_2 + interface.y_A_3);</pre>
```

```
interface.u_f_out1 = state.u_f_out_help;
```

```
interface.ul_L1 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L2 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L3 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L4 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L5 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L6 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L7 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L8 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L9 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L9 = state.u_outl/NrOfLayersButOne;
interface.ul_L10 = 0;
```

```
interface.u2_L1 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L2 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L3 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L4 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L5 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
```

```
interface.u2_L6 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L7 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L8 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L9 = state.u_out2/NrOfLayersButOne;
interface.u2_L10 = 0;
```

```
interface.u3_L1 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L2 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L3 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L4 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L5 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L6 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L7 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L8 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L9 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L9 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L10 = 0;
```

};
:};

```
CLASS STM CONNECTION 5 basins
 (* class = "controller"; category = "" *)
 "Q Draw controller"
     /*
                       ----| 2 |-----
                1 1
      | 1 |-----| 4 |-----| 5 |----
               \____| /
      1
                   \setminus
                    \ | | /
----| 3 |----
      H min 1 > H min 2 > H min 3 > H min 4 > H min 5
      */
 SPECIALISES
 PhysicalDAEModelType :=
 {:
   comments <- "A model able to control Q Draw of a bassin";
 interface <-
 {
       OBJ y H 5 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
       OBJ Y H 1 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of inlet basin" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
        OBJ y H 2 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of basin 2 (higher than y H 3 min)" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
       OBJ y H 3 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of basin 3 (higher than y H 4 min)" :
            Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
```

```
OBJ y H 4 min (* terminal = "in 1" *) "minimum water height of basin 4" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};
OBJ y A 1 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ y A 2 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ y A 3 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ y A 4 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ y A 5 (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u Q in (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u Q out (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ u Q overflow (* terminal = "in 1" *) "Sensor measured output" :
    Real := {: causality <- "CIN" ; group <- "Measurement data" :};</pre>
OBJ ul L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u1 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

```
OBJ u1 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u1 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u2 L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u2 L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u2 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u3 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

```
OBJ u3 L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u3 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L1 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u4 L3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L4 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L5 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L6 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L7 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L8 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L9 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u4 L10 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};
OBJ u f out2 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
    Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
OBJ u f out3 (* terminal = "out 1" *) "Controlled variable" :
```

```
Real := {: causality <- "COUT" ; group <- "Control action" :};</pre>
```

```
};
```

parameters <-

{ };

{

independent <-

```
OBJ t "Time" : Time := {: group <- "Time" :};
};</pre>
```

state <-

{

OBJ u_Q_out_help "Help variable for breaking Algebraic loop" : **Real** := {: group <- "Operational" :}; **OBJ** u Q Overflow help "Help variable for breaking Algebraic loop" : **Real** := {: group <- "Operational" :};

OBJ Tau "Implicit loop breaker time constant, d" : Time := {: value <- 0.00005 ; group <- "Miscellaneous" :};

```
OBJ u_out1 "Flowrate going out from inlet basin" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_out2 "Flowrate going out from basin 2" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u_out3 "Flowrate going out from basin 3" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u out4 "Flowrate going out from basin 4" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

```
OBJ u_f_out_help_2 "help variable for calculation of f_out2" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ u f out help 3 "help variable for calculation of f out3" : Real := {: group <- "Operational" :};
```

```
OBJ AR_1 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_2 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_3 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_4 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_5 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_6 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_6 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_7 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_7 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_8 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};
OBJ AR_9 "Aria ratio" : Real := {: group <- "Operational" :};</pre>
```

{

```
};
initial <-
};
equations <-
    // area ratios
      state.AR_1 = (interface.y_A_2 + interface.y_A_3 + interface.y_A_4 + interface.y_A_5)
                         / (interface.y_A_1 + interface.y_A_2 + interface.y_A_3 + interface.y_A 4 + interface.y_A 5);
      state.AR 2 = interface.y A 1
                         / (interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4 + interface.y A 5);
      state.AR_3 = interface.y_A_5
                         /(interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4 + interface.y A 5);
      state.AR_4 = (interface.y_A_2 + interface.y_A_3 + interface.y_A_4)
                         /(interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4 + interface.y A 5);
      state.AR 5 = interface.y A 5
                         /(interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4 + interface.y A 5);
      state.AR 6 = (interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4)
                         /(interface.y A 1 + interface.y A 2 + interface.y A 3 + interface.y A 4 + interface.y A 5);
      state.AR 7 = interface.y A 5
                         /( interface.y A 3 +interface.y A 4 + interface.y A 5);
      state.AR_8 = (interface.y_A_3 + interface.y A 4)
                         /(interface.y A 3 +interface.y A 4 + interface.y A 5);
      state.AR 9 = interface.y A 5
                         /(interface.y A 4 + interface.y A 5);
      state.AR 10 = interface.y A 4
```

```
/(interface.y_A_4 + interface.y_A_5);
```

```
// loop breacker
 DERIV(state.u Q out help,[independent.t]) =
      - (1 / parameters.Tau) * (state.u Q out help - interface.u Q out);
 DERIV(state.u Q Overflow help,[independent.t]) =
      - (1 / parameters.Tau) * (state.u_Q_Overflow_help - interface.u_Q_overflow);
// calculation of outflow of the different basins
  state.u out1 =
      IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
      THEN interface.u Q in * state.AR 1 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help)* state.AR 2
      ELSE interface.u Q in ;
  state.u out2 =
      IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
      THEN (interface.u Q in * state.AR 5 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 6)
             *state.u f out help 2
      ELSE IF (interface.y H 5 1 < interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
           THEN (interface.u Q in * state.AR 3 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 4)
            *state.u f out help 2
           ELSE interface.u Q in * state.u f out help 2 ;
```

```
state.u out3 =
    IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 3 min && interface.y H 5 1 < interface.y H 2 min &&
           interface.u Q in != interface.u Q out)
    THEN (interface.u Q in * state.AR 7 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 8)
           *state.u f out help 3
    ELSE IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 2 min && interface.y H 5 1 < interface.y H 1 min &&
                 interface.u Q in != interface.u Q out)
         THEN (interface.u Q in * state.AR 3 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 4)
                 *(state.u f out help 3)
         ELSE IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
              THEN (interface.u Q in * state.AR 5 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help)* state.AR 6)
                        *(state.u f out help 3)
              ELSE interface.u Q in * state.u f out help 3 ;
state.u out4 =
    IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 4 min && interface.y H 5 1 < interface.y H 3 min &&
           interface.u Q in != interface.u Q out)
    THEN (interface.u Q in * state.AR 9 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 10)
           *(1 - state.u f out help 2 - state.u f out help 3)
    ELSE IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 3 min && interface.y H 5 1 < interface.y H 2 min &&
                 interface.u Q in != interface.u Q out)
         THEN (interface.u Q in * state.AR 7 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 8)
                  *(1 - state.u f out help 2 - state.u f out help 3)
         ELSE IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 2 min && interface.y H 5 1 < interface.y H 1 min &&
                        interface.u Q in != interface.u Q out)
         THEN (interface.u Q in * state.AR 3 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help) * state.AR 4)
                 *(1 - state.u f out help 2 - state.u f out help 3)
         ELSE IF (interface.y H 5 1 >= interface.y H 1 min && interface.u Q in != interface.u Q out)
              THEN (interface.u Q in * state.AR 5 + (state.u Q out help + state.u Q Overflow help)* state.AR 6)
                        *(1 - state.u f out help 2 - state.u f out help 3)
              ELSE interface.u Q in * (1 - state.u f out help 2 - state.u f out help 3) ;
```

```
// Calculation of the fraction for splitter
```

```
state.u_f_out_help_2 = IF (interface.y_H_5_1 > interface.y_H_2_min)
THEN interface.y_A_2 / (interface.y_A_2 + interface.y_A_3 + interface.y_A_4)
ELSE 0;
```

interface.u_f_out2 = state.u_f_out_help_2;

```
state.u_f_out_help_3 = IF (interface.y_H_5_1 >= interface.y_H_2_min)
THEN interface.y_A_3 / (interface.y_A_2 + interface.y_A_3 + interface.y_A_4)
ELSE IF (interface.y_H_5_1 >= interface.y_H_3_min)
THEN interface.y_A_3 / (interface.y_A_3 + interface.y_A_4)
ELSE 0;
```

```
interface.u_f_out3 = state.u_f_out_help_3;
```

interface.ul_L1 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L2 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L3 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L4 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L5 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L6 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L7 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L8 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L9 = state.u_out1/NrOfLayersButOne; interface.ul_L9 = o;

interface.u2_L1 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L2 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L3 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L4 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L5 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L6 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L7 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L8 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L9 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L9 = state.u_out2/NrOfLayersButOne; interface.u2_L10 = 0;

interface.u3_L1 = state.u_out3/NrOfLayersButOne; interface.u3_L2 = state.u_out3/NrOfLayersButOne; interface.u3_L3 = state.u_out3/NrOfLayersButOne; interface.u3_L4 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;

```
interface.u3_L5 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L6 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L7 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L8 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L9 = state.u_out3/NrOfLayersButOne;
interface.u3_L10 = 0;
```

```
interface.u4_L1 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L2 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L3 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L4 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L5 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L6 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L7 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L8 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L9 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L9 = state.u_out4/NrOfLayersButOne;
interface.u4_L10 = 0;
```

```
};
```

:};

Annexe G : Développement de la fonction de débit de sortie en fonction de la hauteur d'eau dans le basin

L'objectif du modèle de bassin d'orage étant de modéliser la qualité de l'eau, aussi bien en sortie ouverte qu'en sortie fermée, il est important de pouvoir modéliser le débit s'écoulant dans la conduite de sortie pour les différentes configurations de la structure de sortie. Comme le bassin de rétention en amont de la conduite est capable de stocker de l'eau, pouvant s'accumuler jusqu'à dépasser la couronne de la conduite, cette dernière est assimilable à un ponceau (Figure G-1). L'équation régissant le débit pour les ponceaux contrôlé à l'amont, comme c'est le cas pour les bassins de rétention, dépend de la hauteur d'eau située en amont (Hager, 2010; Smith et Oak, 1995). Elle est similaire à celle d'un écoulement à travers un orifice, soit :

$$Q = C.A\sqrt{2gh}$$
G-1

où :

- Q, débit qui s'écoule à travers l'orifice (m³.s⁻¹),
- C, coefficient de décharge propre à la structure de la conduite,
- A, surface de l'orifice (m^2) ,
- g, accélération de la pesanteur (m.s⁻²),
- h, hauteur d'eau en amont de l'orifice (m).

Pour un orifice réel, h est mesurée à partir du centre de l'orifice, on utilise alors la formule :

$$h = H - 0.5D$$
 G-2

où :

- H, hauteur d'eau totale en amont de l'orifice,
- D, diamètre de l'orifice (ou la hauteur, si l'orifice est rectangulaire).

Néanmoins lorsque le débit se déverse dans une conduite, l'écoulement devient supporté par la conduite et dans ce cas le facteur 0.5 est remplacé par un facteur α dépendant de la structure d'entrée.



Figure G-1 : Configuration de l'écoulement dans un bassin d'orage.

Les équations ci-dessus sont valables pour des hauteurs d'eau relativement importantes par rapport à l'orifice soit lorsque H/D > 1.5. Pour 1 < H/D < 1.5 le régime est transitoire et le débit est légèrement inférieur à celui donné par l'équation G-1. Pour 0 < H/D < 1, le débit est décrit comme celui s'écoulant au-dessus d'un déversoir soit :

$$Q = C.L.h.\sqrt{2gh}$$
G-3

où :

- C, coefficient de décharge propre au déversoir,
- L, largeur du déversoir (m),
- h, hauteur d'eau au dessus de la lame du déversoir (m)

Afin de déterminer les paramètres spécifiques de la structure de sortie du bassin Chauveau, des régressions multiples ont été appliquées aux différentes mesures de débit et hauteur, réalisées lors des campagnes d'échantillonnage, en appliquant les équations correspondant aux valeurs de H/D. Les régressions avec H/D > 1.5, pour quatre évènements en sortie contrôlée, montrent que le système réagit bien selon l'équation G-1, combinée avec l'équation G-2 (Figure G-2). Pour ces régressions, l'orifice a été considéré rectangulaire de largeur fixe mesurée L=0.51 m et de hauteur D variable suivant les cas d'étude. Le paramètre D représente la hauteur d'ouverture de la structure de sortie. Malheureusement



cette hauteur n'a pas été mesurée précisément sur place à chaque ouverture mais les ordres de grandeur sont respectés.

Figure G-2 : Régression selon la formule de l'orifice pour H/D > 1.5 : $Q = C. D. L\sqrt{2g(H - \alpha. D)}$.

Le même travail a été réalisé pour des H/D < 1 (Figure G-3). Dans ce cas, la régression a été faite considérant tous les évènements ensemble car une fois que la hauteur d'eau devient inférieure à D, le régime hydraulique ne dépend que des caractéristiques de la structure de sortie, identiques pour un même site. Le modèle de déversoir décrit également bien le comportement hydraulique du débit en sortie de bassin d'orage.


Figure G-3 : Régression selon la formule du déversoir pour H/D < 1 : Q = C. L. (H – H_{dev}). $\sqrt{2g(H - H_{dev})}$ C est le coefficient de décharge, L la largeur du déversoir et Hdev est la hauteur de la lame déversante.

Dans le contexte de la modélisation des bassins d'orage à ouverture contrôlée, il est préférable d'opter pour une équation continue quelque soit le régime hydraulique considéré et dépendant de la hauteur en amont de la sortie du bassin. En effet, les équations régissant le débit de sortie sont différentes suivant le degré d'ouverture comme le montrent les valeurs des paramètres C et α pour les différentes valeurs de D sur la Figure G-2. De plus, lorsque H/D est compris entre 1 et 1.5, le débit est en régime transitoire entre le débit à travers un orifice et le débit d'une lame d'eau déversante. L'équation décrivant le débit lors de ce régime transitoire n'est pas clairement établie. D'autre part, au moment des expériences sur le bassin Chauveau, la structure permettant la fermeture du bassin offrait un orifice rectangulaire, différent de l'orifice naturel du bassin (conduite circulaire). Les coefficients C, A et α sont donc également différents pour ces deux types de structures. Enfin, d'un point de vue modélisation, il n'est pas souhaitable d'avoir des équations

successives, applicable pour différentes conditions (ralentissement de la vitesse de calcul par des « IF tests » (Vanrolleghem P.A., communication personnelle).

Afin de déterminer la forme de cette équation continue, la régression pour le déversoir et la régression pour un orifice ont été tracées sur une même figure (Figure G-4). La régression pour un orifice présentée sur cette figure considère une conduite circulaire de diamètre 0.45 m et les paramètres de régression ont été ajustés afin que les deux régressions puissent être tangentes. L'équation la plus adaptée pour effectuer la transition entre les deux régressions est une fonction de Hill dont l'équation est de la forme :

$$Q = \frac{Q_{max} \cdot H^b}{H^b + H_0^{\ b}}$$
G-4

où

- q est le débit maximum s'écoulant dans la conduite,
- H_0 , la hauteur pour laquelle $Q=Q_{max}/2$ et
- b un paramètre d'ajustement de la pente.

L'avantage de cette équation est qu'elle est nulle en 0 et asymptotique vers un débit maximum. Cet élément est important pour un modèle de bassin d'orage où le débit maximum de la conduite de sortie est souvent imposé pour des questions de surcharge hydraulique du milieu récepteur en cas de pluie. Les paramètres H_0 et b permettront également de pouvoir calé le débit sur des données expérimentales en sortie ouverte et à l'ouverture du bassin lors des expériences en sortie fermée.



Figure G-4 : Régression par une courbe logistique de la transition entre le débit par déversoir et débit par orifice

Annexe H : Évaluation des incertitudes sur les mesures de MeS.

Les tableaux suivants présentent les résultats de mesures de MeS faites en duplicata ou triplicata. Un calcul de l'écart-type a été fait, présentant une évaluation de l'incertitude sur la mesure. La Figure H-1 présente la répartition de cette incertitude en fonction de la concentration en MeS et permet de tracer une ligne de seuil associant une erreur à une gamme de mesure. Ainsi, l'erreur sur la mesure de MeS a été évaluée à 35 % pour les mesures inférieures à 10 mg/L, à 20 % pour les mesures comprises entre 10 et 60 mg/L et à 5 % pour les mesures supérieures à 60 mg/L.

25/06/2009_entrée 3		MeS	moyenne	σ	%	
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
110	1.1382	1.3951	2335	2257	61	2
88	1.1177	1.3209	2309	2557	01	3
91	1.1095	1.3302	2425			
25/06/2009_sortie 15			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
128	1.1366	1.1422	44	16	2	5
114	1.1147	1.1200	46	40	2	5
127	1.1179	1.1240	48	1		
11/07/2009_entrée 19			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
206	1.1173	1.1361	91	89	2	3
220	1.1335	1.1528	88	1		
13/07/2009_entrée 11			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
220	1.0947	1.1027	36	25	5	15
205	1.1127	1.1186	29		5	15
212	1.126	1.1342	39			
13/07/2009_sortie 7			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
204	1.0966	1.109	61	50	2	1
209	1.1043	1.1162	57		2	4
170	1.1294	1.1397	61			

18/07/2009_entrée 10		MeS	moyenne	σ	%	
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L		6	5
231	1.1258	1.1572	136	120		
213	1.1346	1.1610	124	129		
216	1.1119	1.1391	126			
18/07/2009_sortie 5			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
221	1.1245	1.1351	48	50	7	12
202	1.1231	1.1351	59	52	/	13
204	1.1549	1.1647	48			
27/07	7/2009_entrée	e 7	MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
210	1.1388	1.1464	36	27		2
205	1.1144	1.1221	38	- 37	1	
201	1.1106	1.1182	38			
27/07/2009_sortie 7			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L		0	2
220	1.1230	1.1280	23	22		
204	1.1063	1.1109	23	22		
192	1.1003	1.1045	22			
			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
233	1.1258	1.1393	58	56	4	6
228	1.1272	1.1406	59		4	0
238	1.1220	1.1344	52			
			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
223	1.1322	1.1446	56	57	1	2
231	1.1355	1.1487	57	57	1	Z
240	1.1212	1.1350	58			
21/08/2009_entrée 7_O1			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
216	1.1217	1.1304	40	42	4	Q
226	1.1199	1.1295	42	45	4	8
226	1.1171	1.1278	47			

21/08/2009_entrée 23_O2		MeS	moyenne	σ	%	
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
206	1.1181	1.1339	77	77	2	4
191	1.1449	1.1591	74	//	3	4
204	1.1605	1.1768	80			
21/08	/2009_sortie	17	MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
233	1.1503	1.1531	12	10	1	10
233	1.1403	1.1435	14	12	1	10
236	1.1346	1.1373	11			
09/07/2	010_entrée 1	_01	MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
174	1.1074	1.2362	740	727	20	4
186	1.0851	1.2271	763	131	29	4
222	1.1269	1.2836	706			
09/07/2010_entrée 13_O2			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L	71	15	21
174	1.1182	1.1332	86			
186	1.1246	1.1373	68	/1	15	21
249	1.0847	1.0989	57			
09/07/2010_sortie 1			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L	_		
345	1.1187	1.1192	1	2	1	33
172	1.0956	1.0960	2			
09/0′	7/2010_sortie	2	MeS	moyenne	υ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
210	1.0907	1.0912	2	3	1	33
210	1.1042	1.1050	4			
09/07/2010_sortie 9		MeS	moyenne	σ	%	
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
232	1.1020	1.1033	6	6	0	1
230	1.1258	1.1271	6			
09/07/2010_sortie 10		MeS	moyenne	σ	%	
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
220	1.0930	1.0951	10	8	2	18
230	1.1191	1.1208	7			

09/07/2010_sortie 13		MeS	moyenne	σ	%	
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
235	1.0858	1.0896	16	24	11	46
437	1.0929	1.1068	32	1		
09/07	//2010_sortie	18	MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
230	1.1085	1.1131	20	20	1	3
210	1.1107	1.1151	21			
21/07	7/2010_entrée	21	MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
176	1.1066	1.1274	118	104	-	4
202	1.0911	1.1169	128	124	5	4
211	1.1135	1.1404	127			
21/07	/2010_entrée	11	MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
230	1.0933	1.0975	18	20	4	20
193	1.1140	1.1173	17			
232	1.1278	1.1335	25			
09/07/2010_sortie 1			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
432	1.1145	1.1156	3	2	0	6
172	1.0956	1.0960	2			
09/07/2010_sortie 2		MeS	moyenne	σ	%	
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
443	1.0878	1.0897	4	4	0	8
210	1.1042	1.1050	4			
09/0	7/2010_sortie	9	MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
461	1.1112	1.1171	13	9	5	55
230	1.1258	1.1271	6			
21/07/2010_entrée 10_01			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
176	1.1066	1.1274	118	124	5	4
202	1.0911	1.1169	128	124		
211	1.1135	1.1404	127			

21/07/2010_entrée composite			MeS	moyenne	σ	%
volume (L)	m0 (g)	m1 (g)	mg/L			
239	1.1077	1.1309	97	0.0	2	2
232	1.0878	1.1101	96	98	3	3
222	1.0897	1.1123	102			



Figure H-1 : Répartition des écart-type en pourcentage en fonction des concentrations en MeS mesurée.

Annexe I : Validation du modèle SWMM

Le modèle SWMM du bassin urbain résidentiel du faubourg Le Raphaël a été calibré à l'aide du protocole suivant. Le modèle SWMM a été fourni par la compagnie Génivar qui l'a monté et utilisé pour le dimensionnement du réseau d'eau pluviale. La forme réelle du bassin d'orage (relation hauteur/volume) a ensuite été déterminée par un relevé topographique GPS. Puis les débits de trois événements successifs ont été mesurés à la sortie du bassin entre le 13 et le 19 juillet 2010. À partir de ces évènements de débit maximum important (200 L/s, période de retour proche de 2 ans), moyen (100 L/s, période de retour d'une demie-année) et faible (25 L/s, période de retour mensuelle) pour le bassin considéré, une calibration automatique de ce modèle a été effectuée à l'aide du logiciel BlueM.Opt (Muschalla *et al.*, 2009) sur les paramètres : coefficients de Manning des surfaces perméables et imperméables, pente, pourcentages de surfaces imperméables, hauteur de lame d'eau minimale avant ruissellement et temps de séchage.

Après une première calibration, le modèle SWMM a été utilisé pour générer l'affluent des évènements en sortie fermée et les modéliser à l'aide du modèle WEST. Le modèle SWMM ne générait alors pas assez de volume d'eau pour pouvoir reproduire les hauteurs d'eau observées dans le bassin. D'autre part, pour pouvoir suivre les hauteurs lors de la vidange, il fallait appliquer dans le modèle WEST un débit plus important que celui enregistré par le débitmètre. Il y avait donc une différence entre le volume calculé par les hauteurs d'eau combinées au relevé topographique et le volume mesuré par le débitmètre.

Pour explorer d'où venait ce déficit, plusieurs hypothèses ont été étudiées. Le volume occupé par les plantes, non modélisées par le modèle SWMM, a été évalué par la prise d'échantillons de plantes dans le bassin. Différents types de plantes (hautes, basses, denses, dispersées) ont été prélevés et la surface occupée par l'échantillon a été évaluée. Ces échantillons ont ensuite été immergés dans 50 cm d'eau et le volume occupé a été mesuré. Il a ainsi été possible de mesurer le volume occupé par les plantes pour une hauteur d'eau de 50 cm dans le bassin. Rapporté à la surface des échantillons puis avec une évaluation de la surface totale occupée par l'échantillon prélevé, le volume d'eau occupé par les plantes pour 50 cm d'eau dans le bassin a été évalué à 8 m³. Le volume d'eau dans le bassin pour

50 cm d'eau étant de 588 m³, le volume des plantes représente 1.4% du volume total. Ceci n'explique pas la différence de volume manquant.

Une fois cette hypothèse rejetée, l'hypothèse d'une erreur sur la mesure du débitmètre a été faite, en considérant que l'erreur sur la mesure au GPS n'était pas importante. Sur les quatre vidanges où la mesure simultanée de la hauteur d'eau et du débit de vidange étaient disponibles, la relation entre le volume vidangé mesuré par le débitmètre et calculée à partir de la hauteur d'eau combinée au relevé topographique a été établie (Figure I-1). On a alors constaté que cette relation était linéaire mais légèrement différente pour chaque évènement. Pour avoir une relation uniforme, toutes les données ont été combinées et une relation moyenne a été établie (Figure I-2). Le volume mesuré par la topographie est donc 1.49 fois plus élevé que celui mesuré par le débitmètre.



Figure I-1 : Relation entre le volume vidangé calculé à l'aide du débitmètre et à l'aide du relevé topographique pour 4 vidanges de bassin.



Figure I-2 : Relation entre le volume vidangé calculé à l'aide du débitmètre et à l'aide du relevé topographique pour l'ensemble des données.

Les débits enregistrés par le débitmètre ont donc été corrigés en conséquence et le modèle SWMM a été recalibré (Figure I-3) puis validé (Figure I-4). On constate alors que la validation a donné des débits légèrement surestimés pour les petits débits mais les résultats sont corrects avec des critères de Nash-Sutcliffe de 0.97 et 0.95.



Figure I-3 : Calage du modèle SWMM sur les mesures de débit à la sortie du bassin Chauveau pour 3 évènements consécutifs.



Figure I-4 : Validation du modèle SWMM sur 3 évènements consécutifs.

Référence Annexe I:

Muschalla, D., Froehlich, F., Heusch, S., Hübner, C., Kerber, D., Reußner, F.and Ostrowski, M. (2009) BlueM.Opt - a generic framework for simulation based optimization. In: the International Stormwater and Urban Water Systems Modeling Conference, Toronto, Canada. February 19, 2009.