

Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique
Centre Eau Terre Environnement

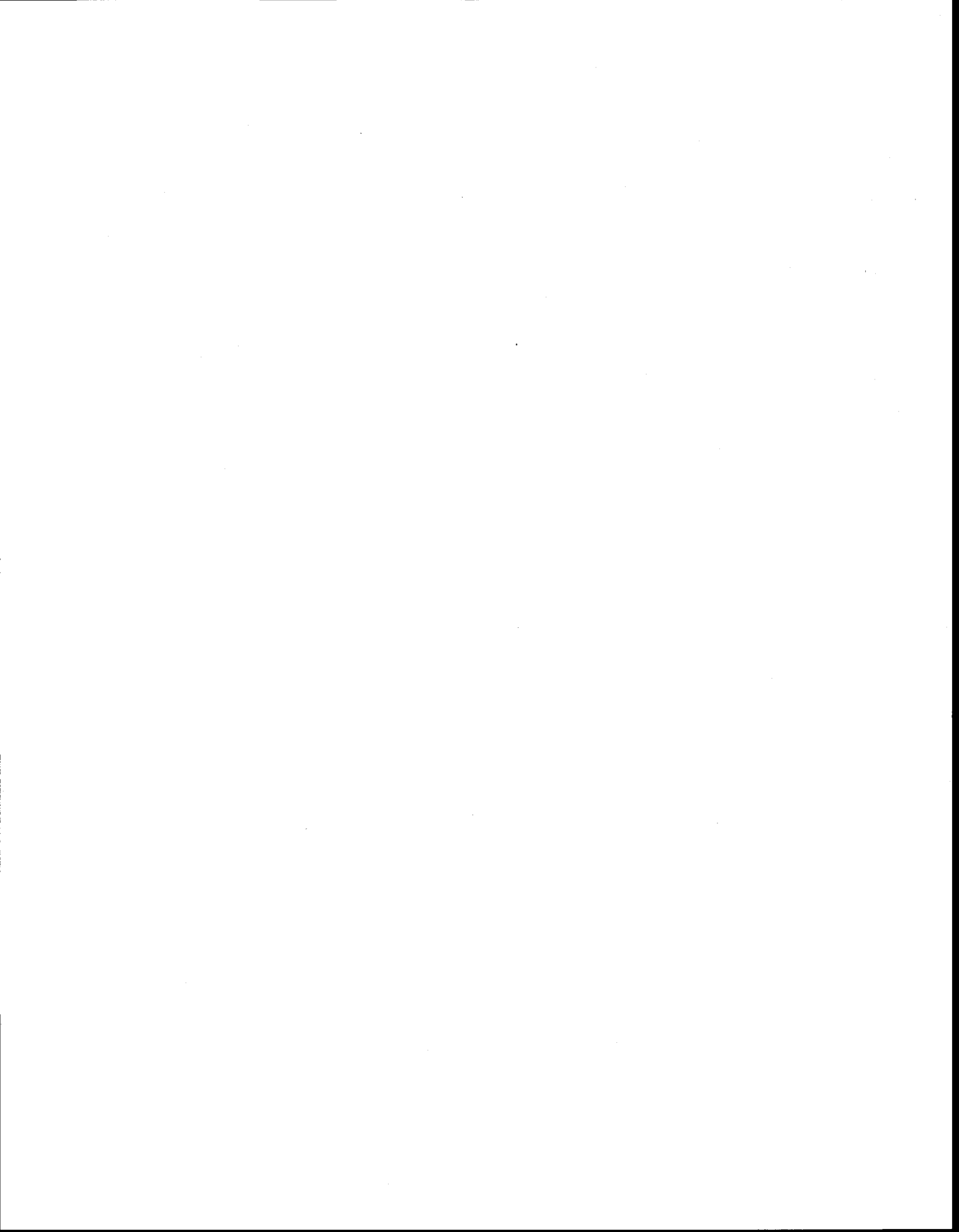
**Quantification des apports en coliformes fécaux en
milieu urbain par modélisation
hydrologique/hydraulique : le cas du bassin versant de
la rivière Beauport**

Par
Amélie Thériault ing. jr.
Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître ès sciences (M.Sc.) en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur externe	Paul Lessard Université Laval
Examineur interne	Yves Secretan INRS-ETE Université du Québec
Directrice de recherche	Sophie Duchesne INRS-ETE Université du Québec

Mai 2013



RÉSUMÉ

Les concentrations en coliformes fécaux mesurées à la plage de la Baie de Beauport en période estivale dépassent souvent le critère du MDDEFP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs) pour les activités de contact primaire telles que la baignade (200 UFC/100 ml). Une étude antérieure (Duchesne *et al.*, 2011) a démontré que les principales sources de contamination pouvant affecter la qualité de l'eau à cet endroit sont les débordements des réseaux d'égout sanitaires et unitaires (causés par des dysfonctionnements ou par la pluie) ainsi que les rejets des réseaux d'égout pluviaux. Cette étude avait été réalisée à macroéchelle à l'aide d'analyses globales et d'équations simplifiées. Une analyse plus détaillée, qui reposerait notamment sur la simulation hydrologique/hydraulique et de la qualité de l'eau sur les sous-bassins de drainage des affluents à la Baie de Beauport, permettrait d'identifier de façon plus précise les principales sources de contamination et aiderait à identifier les actions à mettre en œuvre en priorité pour améliorer la qualité de l'eau à la plage de la Baie de Beauport. Dans ce mémoire, le bassin versant choisi pour effectuer ce type d'étude est le bassin versant de la rivière Beauport (29,2 km²) situé majoritairement dans un milieu urbain, dont l'exutoire se situe dans la Baie de Beauport.

Plus précisément, les objectifs de l'étude faisant l'objet de ce mémoire sont de : 1) quantifier les apports en coliformes fécaux d'un bassin versant urbanisé par modélisation; 2) analyser les liens statistiques entre les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport et diverses variables potentiellement explicatives; 3) comparer les résultats de méthodes d'estimation existantes pour quantifier les apports en coliformes fécaux, soit la méthode par modélisation hydrologique/hydraulique avec le modèle SWMM (Huber et Dickinson, 1988) et la méthode simple de Schueler (1987); et 4) proposer des solutions afin de réduire les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport.

Les données de concentrations en coliformes fécaux utilisées pour cette étude proviennent de la Ville de Québec et couvrent les années 2008 à 2011, pour la période du 1^{er} mai au 31 août. Les différentes analyses à l'aide de ces données ont permis de constater que la pluie influence fortement les concentrations en coliformes fécaux observées, et ce, jusqu'à une journée après l'évènement de pluie, dans la rivière Beauport comme à la plage de la Baie de Beauport. De plus, les débordements de réseau unitaire ayant lieu dans la rivière Beauport sont une source de coliformes fécaux majeure et influencent à la hausse les concentrations observées dans la

rivière Beauport. Cependant, les débordements ayant lieu dans la rivière Beauport semblent avoir peu d'impacts sur les concentrations en coliformes fécaux observées à la plage de la Baie de Beauport.

La quantification des apports en coliformes fécaux par modélisation hydrologique/hydraulique a été réalisée à l'aide du logiciel SWMM. Le modèle de qualité d'eau intégré au modèle est celui de la concentration moyenne par évènement (CME), faute de mesures adéquates de concentrations en coliformes fécaux sur le terrain pour l'utilisation d'un modèle plus complexe. Les valeurs de CME utilisées sont issues d'une revue de la littérature, principalement du Guide de gestion des eaux pluviales du Québec (MDDEFP et MAMROT, 2011). Les simulations hydrologiques/hydrauliques ont permis d'estimer que les apports saisonniers en coliformes fécaux dus aux débordements du réseau unitaire sont jusqu'à 100 fois supérieurs à ceux du réseau séparé (pluvial). Aussi, 88 % des sources du réseau séparé proviennent du drainage en conduite, situé principalement dans les zones résidentielle, commerciale et industrielle, la portion restante provenant du drainage de surface des zones agricole et non développée. L'utilisation de la méthode simple, bien qu'elle ne puisse estimer les apports en provenance du secteur unitaire, donne sensiblement le même ordre de grandeur des apports saisonniers que la modélisation détaillée, soit autour de 10^{13} et 10^{14} unités formatrices de colonies (UFC) provenant du réseau séparé pour la période du 1^{er} mai au 31 août.

Finalement, une analyse de scénarios, modélisés avec SWMM sur un seul évènement de pluie (33,4 mm sur 24 heures), a été réalisée afin de déterminer la pratique de gestion optimale (PGO) pour laquelle la diminution des charges en coliformes fécaux est la plus importante. Les scénarios pris en compte dans cette analyse sont la construction de réservoirs de rétention pour contenir les débordements du réseau unitaire, la rétention des eaux pluviales dans les bassins existants avant leur rejet au milieu récepteur, la réduction de l'imperméabilité et une meilleure gestion des eaux pluviales. Mis à part l'élimination des débordements du réseau unitaire en temps de pluie, la PGO la plus efficace parmi celles considérées est celle d'une gestion exemplaire des eaux pluviales. Cependant, c'est en appliquant plusieurs PGO qu'il est possible d'atteindre la norme de qualité de l'eau pour les contacts secondaires (1 000 UFC/100 ml) en tout temps dans la rivière Beauport.

REMERCIEMENTS

En premier lieu, je tiens à remercier ma directrice de recherche, Sophie Duchesne, pour sa patience, sa constance et ses idées originales. Tout au long de ma maîtrise, ces qualités m'ont inspirée et encouragée.

Merci au Service de l'ingénierie ainsi qu'au Service de l'environnement de la Ville de Québec d'avoir permis la tenue d'un tel projet. Merci particulièrement à Manuel Parent, Bruno Roy et Boris Salou d'avoir pris le temps de répondre à mes questions et de nous recevoir à leurs bureaux afin d'élaborer les objectifs de ce projet.

Merci à tout le personnel de soutien aux étudiants de l'INRS-ETE, spécialement à Suzanne Dussault ainsi qu'à mes collègues de bureau Sophie, Michou, Simon et Claudine (Yo!), avec qui les journées plus difficiles comme les meilleures étaient en tout temps agrémentées grâce à la simplicité de cohabiter et d'échanger.

Je tiens également à saluer la « gang » du projet Eau Nicaragua. Ce projet innovateur a ajouté à mon parcours à l'INRS une perspective communautaire enrichissante dont je me souviendrai et serai fière pour toujours.

Finalement, merci à mes amis et ma famille qui ne perdaient par une occasion de me demander si j'allais vraiment réussir à terminer ma maîtrise un jour, eh bien voilà! Mais avant tout, merci à Carl, pour son soutien et ses encouragements au quotidien.



TABLE DES MATIÈRES

1. Introduction	1
1.1 Contexte du projet.....	1
1.1.1 Historique de la gestion de l'eau au Québec.....	1
1.1.2 Qualité des eaux de surface.....	2
1.2 Problématique.....	3
1.3 Objectifs.....	4
2. Revue de la littérature	5
2.1 Pollution en milieu urbain	5
2.1.1 Ruissellement urbain.....	8
2.1.2 Débordements de réseaux.....	10
2.2 Généralités sur les coliformes fécaux.....	11
2.2.1 Sources.....	11
2.2.2 Devenir	12
2.2.3 Risques pour la santé	13
2.2.4 Normes et règlements.....	14
2.3 Modélisation des apports en coliformes fécaux	14
2.3.1 La méthode simple.....	16
2.3.2 Méthodes basées sur la modélisation de l'hydrologie et de l'hydraulique	16
2.3.2.1 Méthode de concentration moyenne par évènement (CME).....	17
2.3.2.2 Méthode d'accumulation/lessivage dans SWMM	20
2.3.2.3 Exemples d'application des modèles de qualité de l'eau.....	24
2.3.2.4 Principales équations du modèle SWMM pour simuler l'hydrologie et l'hydraulique	27
2.4 Analyse de sensibilité.....	32
2.5 Synthèse.....	32
3. Description du cas d'étude	35
3.1 Bassin versant de la rivière Beauport.....	35
3.2 Données disponibles.....	40
3.2.1 Pluviométrie	40
3.2.2 Débits de la rivière Beauport.....	43
3.2.3 Concentrations en coliformes fécaux	43
3.2.3.1 Rivière Beauport	43
3.2.3.2 Plage de la Baie de Beauport.....	48
3.2.4 Données concernant les débordements du réseau unitaire.....	52
3.2.4.1 Généralités sur SOMAE.....	52

3.2.5	Ouvrages de débordement dans le bassin versant de la rivière Beauport	53
3.3	Modèles	56
3.3.1	SWMM	57
3.3.1.1	Modèle séparé	57
3.3.1.2	Modèle unitaire	58
4.	Liens avec les variables potentiellement explicatives	61
4.1	Liens entre les concentrations en coliformes fécaux et la pluie	61
4.1.1	Rivière Beauport	61
4.1.2	Baie de Beauport	63
4.2	Liens entre les concentrations en coliformes fécaux et les débordements	64
4.2.1	Rivière Beauport	64
4.2.2	Baie de Beauport	65
4.3	Lien entre les concentrations en coliformes fécaux de la rivière Beauport et ceux de la Baie de Beauport	66
4.4	Synthèse	68
5.	Quantification des apports en coliformes fécaux	69
5.1	Modélisation hydrologique/hydraulique	69
5.1.1	Description de la modélisation	69
5.1.2	Modèle séparé	69
5.1.3	Modèle unitaire	72
5.1.4	Modèle de qualité de l'eau	74
5.1.5	Analyse de sensibilité	76
5.1.6	Résultats	80
5.2	La méthode simple	82
5.2.1	Description de la modélisation	82
5.2.2	Résultats	83
5.2.2.1	Estimation des charges selon l'occupation du territoire	83
5.2.2.2	Estimation des charges selon le type de réseau de drainage	84
5.3	Comparaison des méthodes d'estimation des charges	85
5.4	Synthèse	87
6.	Analyse de scénarios	91
6.1	Méthodologie	91
6.2	Description des scénarios et résultats	92
6.2.1	Scénario de référence sans les débordements du réseau unitaire	92
6.2.2	Application d'un traitement primaire dans les bassins de rétention	93
6.2.3	Diminution de l'imperméabilité	93
6.2.4	Diminution des coefficients de CME	94

6.2.5	Compilation des scénarios et comparaison des résultats	96
6.3	Synthèse.....	98
7.	Conclusion	101
8.	Références bibliographiques.....	105
9.	Annexe I : Mesures des concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport	113
10.	Annexe II : Résultats des simulations SWMM – Modèle unitaire.....	121



LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 Qualité de l'eau de l'ensemble des stations de mesure de la province de Québec (MDDEFP, 2012).....	2
Figure 2-1 Représentation schématique des branchements aux divers types de réseaux d'égout : a) réseau séparé (sanitaire et pluvial); b) réseau pseudo-séparé et pluvial; c) réseau unitaire (adapté de Brière, 2000).....	6
Figure 2-2 Processus de génération de la pollution en milieu urbain (adapté de Novotný et Olem ,1994).....	8
Figure 2-3 Représentation schématique de la signification du CME.....	18
Figure 2-4 Modèles d'accumulation des polluants proposés dans SWMM : 1) modèle linéaire; 2) modèle de puissance; 3) modèle exponentiel; et 4) modèle de Michaelis-Menton (adapté de Rossman, 2010).....	21
Figure 2-5 Visualisation conceptuelle du ruissellement (adaptée de Rossman, 2010).....	30
Figure 2-6 Modèle d'infiltration de Horton (inspiré de Mussy (2005)).....	31
Figure 3-1 Bassins versants principaux sur le territoire de la Ville de Québec.....	36
Figure 3-2 Localisation des exutoires de la rivière Beauport et du ruisseau du Moulin par rapport à la plage de la Baie de Beauport (tiré de Duchesne et al., 2011).....	37
Figure 3-3 Bassin versant de la rivière Beauport et les occupations du territoire.....	38
Figure 3-4 Bassin versant de la rivière Beauport et sous-bassins de drainage pluvial et unitaire, ainsi que les principaux ouvrages des réseaux de drainage.....	40
Figure 3-5 Polygone de Thiessen et découpage du bassin versant de la rivière Beauport selon deux méthodes : le bassin hydrographique et les bassins de drainage municipaux.....	41
Figure 3-6 Technique de l'arc de cercle lors des prélèvements d'eau de la rivière Beauport (tiré de MDDEFP, 2013).....	45
Figure 3-7 Échantillonneur de rivière (Bergeron, 2013).....	45
Figure 3-8 Mesure de la concentration en coliformes fécaux de la rivière Beauport.....	47
Figure 3-9 Pourcentage de jours où la qualité de l'eau de la rivière Beauport est hors normes.....	48
Figure 3-10 Technique d'échantillonnage en « W » (adapté de MENV, 2004).....	49
Figure 3-11 Évolution de la qualité de l'eau à la plage de la Baie de Beauport.....	50
Figure 3-12 Pourcentage de jours dépassant les normes de qualité de l'eau à la plage de la Baie de Beauport.....	51

Figure 3-13 Détermination de la hauteur critique de pluie (mm) causant un DRU à l'ouvrage U057.....	55
Figure 3-14 Détermination de la hauteur critique de pluie (mm) causant un DRU à l'ouvrage U051.....	56
Figure 4-1 Concentrations en CF observées à la rivière Beauport en fonction du nombre de DRU observés le jour même.....	65
Figure 4-2 Concentrations en CF observées à la Baie de Beauport en fonction du nombre de DRU observés le jour même.....	66
Figure 4-3 Logarithmes des concentrations en coliformes fécaux mesurées dans la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport.....	68
Figure 5-1 Comparaison des débits simulés et observés pour la période du 1 ^{er} mai au 30 septembre 2009.....	72
Figure 5-2 Débordement de réseau unitaire en temps de pluie (adaptée de EPA, 2004).....	73
Figure 5-3 Représentation schématique d'un ouvrage de débordement avec le modèle SWMM.....	73
Figure 5-4 Analyse de sensibilité du paramètre « taux d'infiltration maximum ».....	77
Figure 5-5 Analyse de sensibilité du paramètre « pourcentage d'imperméabilité ».....	78
Figure 5-6 Analyse de sensibilité du coefficient de CME.....	79
Figure 5-7 Résumé des charges saisonnières (du 1 ^{er} mai au 31 août) de coliformes fécaux estimées par le modèle SWMM selon le type de réseau de drainage.....	82
Figure 6-1 Hyétoqramme du 26 juillet 2011.....	92
Figure 6-2 Gammes de variation des coliformes fécaux dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong <i>et al.</i> (2006) dans MDDEFP et MAMROT (2011).....	95
Figure 6-3 Comparaison des charges en coliformes fécaux apportées à la rivière Beauport par l'évènement du 26 juillet 2011 selon différents scénarios.....	96
Figure 6-4 Simulation de l'évolution de la qualité de l'eau dans la rivière Beauport pour l'évènement du 26 juillet 2011 selon différents scénarios.....	98
Figure 10-1 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U057 pour la période du 1 ^{er} au 30 septembre 2008.....	121
Figure 10-2 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U057 pour la période du 1 ^{er} au 30 septembre 2009.....	122
Figure 10-3 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U057 pour la période du 1 ^{er} au 30 septembre 2010.....	122

Figure 10-4 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U057 pour la période du 1 ^{er} au 30 septembre 2011	123
Figure 10-5 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U051 pour la période du 1 ^{er} au 30 septembre 2008	123
Figure 10-6 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U051 pour la période du 1 ^{er} au 30 septembre 2009	124
Figure 10-7 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U051 pour la période du 1 ^{er} au 30 septembre 2010	124
Figure 10-8 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U051 pour la période du 1 ^{er} au 30 septembre 2011	125



LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 Polluants associés au ruissellement urbain (adapté de Rivard, 2005).	9
Tableau 2-2 Caractéristiques d'un indicateur idéal de contamination fécale (Rose <i>et al.</i> , 2004, cité dans Garcia-Armisen, 2006).	11
Tableau 2-3 Processus causant la diminution des concentrations en coliformes fécaux dans le milieu naturel (adapté de Garcia-Armisen, 2006).	13
Tableau 2-4 Normes de qualité d'eau des plages de la province de Québec.	14
Tableau 2-5 Avantages et désavantages des modèles simples ou complexes (modifié de James (2003) dans MDDEFP et MAMROT, 2011).	15
Tableau 2-6 Coliformes fécaux dans les déversements des réseaux d'égout unitaires.	19
Tableau 2-7 Coliformes fécaux dans les eaux de ruissellement en milieu urbain.	20
Tableau 2-8 Exemples de modélisation de la qualité d'eau avec SWMM.	25
Tableau 2-9 Exemples de modélisation des concentrations en coliformes fécaux.	26
Tableau 2-10 Certaines des principales caractéristiques des sous-bassins versants du modèle SWMM.	29
Tableau 3-1 Pourcentage d'occupation du territoire du bassin versant de la Rivière Beauport.	38
Tableau 3-2 Données pluviométriques des pluviomètres à proximité du bassin versant de la rivière Beauport pour les étés 2008 à 2011 (du 1 ^{er} mai au 31 août).	42
Tableau 3-3 Caractérisation des précipitations du pluviomètre U921 pour les étés 2008 à 2011 (du 1 ^{er} mai au 31 août).	42
Tableau 3-4 Historique des débits de la rivière Beauport (2006 à 2010).	43
Tableau 3-5 Nombre de mesures de la concentration en coliformes fécaux de la rivière Beauport.	46
Tableau 3-6 Nombre de mesures de la concentration en coliformes fécaux à la Baie de Beauport.	49
Tableau 3-7 Nombre de débordements des ouvrages U051 et U057 causés par la pluie pour la période du 1 ^{er} mai au 31 août.	53
Tableau 3-8 Caractéristiques et paramètres du modèle séparé.	58
Tableau 3-9 Caractéristiques et paramètres du modèle unitaire.	59
Tableau 4-1 Moyennes géométriques des concentrations en coliformes fécaux observées dans la rivière Beauport (du 1 ^{er} mai au 31 août) en fonction de la hauteur de pluie pour les jours ₀ , jour ₋₁ , et jour ₋₂ , et résultats des tests ANOVA.	63

Tableau 4-2 Moyennes géométriques des concentrations en CF observées dans la Baie de Beauport (du 1 ^{er} mai au 31 août) en fonction de la hauteur de pluie pour les jours ₀ , jour ₋₁ , et jour ₋₂ , et résultats des tests ANOVA.	64
Tableau 5-1 Évaluation du critère de Nash-Sutcliffe pour le modèle séparé (du 1 ^{er} mai au 30 septembre).....	71
Tableau 5-2 Comparaison du nombre de débordements simulés et observés (du 1 ^{er} mai au 30 septembre).....	74
Tableau 5-3 Valeur de CME pour la modélisation de la qualité de l'eau.	75
Tableau 5-4 Apports estimés des charges en coliformes fécaux provenant du réseau séparé (pour la période du 1 ^{er} mai au 31 août).....	81
Tableau 5-5 Apports estimés des charges en coliformes fécaux provenant du réseau unitaire (pour la période du 1 ^{er} mai au 31 août).....	81
Tableau 5-6 Charges en coliformes fécaux estimées en fonction de l'occupation du territoire selon la méthode simple pour la période du 1 ^{er} mai au 31 août.	84
Tableau 5-7 Caractéristiques des types de réseaux de drainage.	85
Tableau 5-8 Charges en coliformes fécaux estimées en fonction des types de réseaux de drainage selon la méthode simple pour la période du 1 ^{er} mai au 31 août.	85
Tableau 5-9 Comparaison des méthodes d'estimation des charges en coliformes fécaux pour la période du 1 ^{er} mai au 31 août.	86
Tableau 6-1 Valeurs de CME pour la modélisation du scénario avec diminution des CME.	95
Tableau 9-1 Mesure des concentrations en coliformes fécaux observées pour l'été 2008 à la Baie de Beauport et à la rivière Beauport.	113
Tableau 9-2 Mesure des concentrations en coliformes fécaux observées pour l'été 2009 à la Baie de Beauport et à la rivière Beauport.	115
Tableau 9-3 Mesure des concentrations en coliformes fécaux observées pour l'été 2010 à la Baie de Beauport et à la rivière Beauport.	117
Tableau 9-4 Mesure des concentrations en coliformes fécaux observées pour l'été 2011 à la Baie de Beauport et à la rivière Beauport.	119
Tableau 10-1 Débordements simulés par le modèle unitaire pour la période du 1 ^{er} mai au 31 octobre 2008.	126
Tableau 10-2 Débordements simulés par le modèle unitaire pour la période du 1 ^{er} mai au 31 octobre 2009.	128
Tableau 10-3 Débordements simulés par le modèle unitaire pour la période du 1 ^{er} mai au 31 octobre 2010.	130

Tableau 10-4 Débordements simulés par le modèle unitaire pour la période du 1 ^{er} mai au 31 octobre 2011.....	132
---	-----



1. Introduction

1.1 Contexte du projet

1.1.1 Historique de la gestion de l'eau au Québec

La qualité des eaux en milieu urbain est une préoccupation croissante au sein de la population et des organismes publics. En effet, en 1970, moins de 2 % de la population desservie par des réseaux d'égout au Québec bénéficiait de stations d'épuration, alors que maintenant, cette proportion est de 98 %. Cette prise de conscience a été propulsée en vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement* en 1972 suite à la constatation que de multiples problèmes de pollution affectaient le milieu aquatique. Quelques années plus tard, le gouvernement du Québec a lancé, en 1978, le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), dont les objectifs étaient, d'une part, « d'améliorer et conserver la qualité des eaux pour satisfaire les besoins de la population » et, d'autre part, « d'obtenir et maintenir les milieux aquatiques équilibrés, permettant aux ressources biologiques d'évoluer normalement » (MENV, 1999). Par la suite, ce même programme a pris différents noms, soit le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM) en 1994 et le programme des Eaux Vives du Québec en 1999, pour finalement prendre fin en 2003. Suite au progrès dans le traitement des eaux usées, la Politique nationale de l'eau, en 2002, a souligné l'importance des débordements des réseaux en temps de pluie, notamment par l'axe 3 (Compléter l'assainissement municipal) de l'orientation 4 (Poursuivre l'assainissement de l'eau et améliorer la gestion des services de l'eau : la récupération des usages). Conscient des problèmes environnementaux que les débordements de réseaux entraînent, le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) lance en 2001 le programme de Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE). Avec cette base de données en ligne, le MAMROT recueille des informations sur le fonctionnement des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (stations d'épuration et ouvrages de débordement en réseau) afin de s'assurer que ces ouvrages respectent les exigences environnementales auxquelles ils sont soumis (MAMROT, 2012). Depuis 2009, le gouvernement fédéral a également signé avec le conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) une Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales. La Stratégie s'applique aux ouvrages d'assainissement municipaux (appartenant aux municipalités, aux collectivités ou aux gouvernements, ou situés sur des terres fédérales ou autochtones) qui déversent des effluents dans les eaux de surface, y

compris les débordements des égouts unitaires et domestiques (CCME, 2009). Elle ne s'applique pas aux rejets des égouts pluviaux, tout comme tous les programmes provinciaux précédemment mentionnés.

1.1.2 Qualité des eaux de surface

Cependant, bien que de nombreuses mesures aient été prises pour contrer la pollution, l'état de la qualité des eaux de surface est encore à améliorer. En février 2012, le ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEFP, 2012) mettait en ligne un document qui dresse un portrait de la qualité des eaux de surface du Québec. Ce document indique que 40 % des 175 stations de mesures réparties dans une soixantaine de bassins versants enregistrent des conditions de qualité d'eau en rivières mauvaises ou très mauvaises pour la période 1999 à 2008 (Figure 1-1). Bien que ce rapport démontre une légère tendance non significative en ce qui concerne l'amélioration des paramètres de phosphore et d'azote entre 2006 et 2008, une telle conclusion ne peut être tirée de la qualité microbiologique. Patoine *et al.* (2012) estiment que l'ensemble des mesures prises pour améliorer la qualité de l'eau depuis des années n'est pas suffisant pour améliorer la qualité microbiologique.

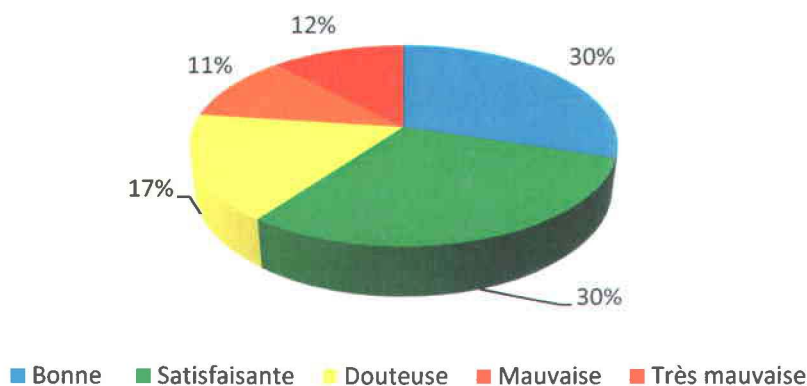


Figure 1-1 Qualité de l'eau de l'ensemble des stations de mesure de la province de Québec (MDDEFP, 2012).

Les sources de pollution pouvant détériorer la qualité de l'eau sont multiples. Elles dépendent du milieu et des activités sur le territoire. Par exemple, en milieu urbain, les sources peuvent être autant de types diffus que ponctuel. Les sources diffuses, telles que les défécations d'animaux sauvages ou domestiques, sont difficiles à identifier et à mesurer. À l'opposé, les sources de type ponctuel sont souvent bien connues et généralement mesurables, tels les effluents de stations d'épuration. Puisque les sources de pollution de l'eau en milieu urbain sont

multiples, il est utile d'avoir recours à des outils de modélisation permettant de prendre en compte toutes les occupations du territoire et les activités particulières sur le bassin versant pour pouvoir déterminer les sources et quantifier les apports en polluants.

1.2 Problématique

L'étude présentée dans ce mémoire s'intéresse à un bassin versant urbanisé de la Ville de Québec, soit celui de la rivière Beauport. L'impact d'une mauvaise qualité d'eau de la rivière sur les activités humaines est considérable, compte tenu que son exutoire est situé dans la Baie de Beauport (fleuve St-Laurent). La Baie de Beauport est achalandée tout au long de l'été pour la diversité des activités qui y sont offertes. On y retrouve un service de location d'embarcations (canot, kayak, rabaska, etc.), des cours de « kitesurf », une plage et de la pêche sportive. Malgré les investissements pour rendre cet endroit de plus en plus accessible à un large public, les activités de baignade à la plage et autres activités relatives à l'eau sont malheureusement souvent compromises à cause des concentrations trop élevées en coliformes fécaux.

Pour pallier ce problème et rendre les plages de la Ville de Québec baignables, plusieurs solutions sont possibles. Avant tout, il faut déterminer les sources de pollution et leur devenir dans l'environnement pour pouvoir les intercepter ou les prévenir. Dans Duchesne *et al.* (2011), des sources de pollution potentielles ont été identifiées. Cette étude a utilisé des méthodes à grande échelle pour la quantification des apports en coliformes fécaux. Qu'advierait-il si on utilisait des méthodes plus détaillées? Est-ce que l'estimation des apports serait plus juste?

Pour répondre à ces questions, l'approche par modélisation hydrologique est privilégiée. Pour obtenir des résultats de modélisation qui représentent la réalité d'un bassin versant donné, le calage des modèles doit s'effectuer à partir de mesures de qualité d'eau sur le territoire. Idéalement, le calage de modèles simulant la variation des concentrations en coliformes fécaux devrait reposer sur des mesures de concentrations en continu sur plusieurs événements pluvieux. Or, l'obtention de telles mesures est souvent impossible pour les municipalités puisque très coûteuse. C'est dans cette optique que le présent mémoire s'inscrit.

1.3 Objectifs

Plus précisément, les objectifs de ce mémoire sont de :

- 1) Quantifier les apports en coliformes fécaux d'un bassin versant urbanisé par modélisation.
- 2) Analyser les liens statistiques entre les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport et diverses variables potentiellement explicatives.
- 3) Comparer les résultats des méthodes d'estimation existantes pour l'estimation des charges en coliformes fécaux :
 - a. Modélisation hydrologique détaillée.
 - b. Modélisation simplifiée à grande échelle.
- 4) Proposer des solutions afin de réduire les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport.

Ce mémoire comporte sept chapitres, le premier étant la mise en contexte et la présentation des objectifs. Le chapitre 2 présente une revue de la littérature des divers aspects de l'étude. Une section de ce chapitre est consacrée à la pollution en milieu urbain et plus précisément aux coliformes fécaux. On retrouve également, dans ce chapitre, une section sur la modélisation hydrologique en milieu urbain ainsi que sur la modélisation de la qualité de l'eau. Ensuite, le chapitre 3 présente les données disponibles pour la réalisation de l'étude ainsi que le bassin versant étudié. Le chapitre 4 analyse les liens statistiques entre les concentrations en coliformes fécaux mesurées dans la rivière Beauport et des variables potentiellement explicatives. Le chapitre 5 présente les résultats de l'application des différentes méthodes de modélisation des apports en coliformes fécaux. Le chapitre 6 explore différentes solutions pour réduire les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport. Finalement, le chapitre 7 propose un retour sur le projet et fait office de conclusion.

2. Revue de la littérature

Tel que présenté dans l'introduction, ce projet touche plusieurs thèmes. En effet, il est question dans cette étude de pollution de l'eau en milieu urbain, de qualité microbiologique de l'eau et de modélisation. Ces différents thèmes seront donc présentés dans cette revue de la littérature.

2.1 Pollution en milieu urbain

Le captage et l'évacuation de l'eau en milieu urbain, tant pour les eaux usées que pour les eaux de ruissellement engendrées par la pluie ou la fonte de neige, s'effectuent à l'aide de réseaux de drainage. Le drainage de surface est effectué par les cours d'eau, les rues ou les fossés. Le drainage souterrain se fait par un réseau de conduites. Trois types de réseaux de drainage souterrain existent en milieu urbain, soit les réseaux : 1) pluvial, 2) sanitaire et 3) unitaire. Ces types de réseaux sont présentés à la figure 2-1 et possèdent des caractéristiques différentes. Le réseau pluvial reçoit toutes les eaux de ruissellement, y compris celles des drains de fondation et de certaines toitures, notamment celles des habitations aux toits plats. Quant au réseau sanitaire, il reçoit les eaux usées d'origine domestique et toutes les eaux usées en provenance des commerces ou de l'industrie, ces eaux étant généralement acheminées vers une station d'épuration des eaux (STEP) où elles sont traitées avant de retourner au milieu récepteur. Les réseaux pluvial et sanitaire sont en général construits en parallèle pour former ce que l'on nomme couramment les réseaux séparés. Certains secteurs urbains peuvent être drainés par un réseau unitaire qui recueille, dans un même réseau, toutes les eaux de ruissellement et toutes les eaux sanitaires pour les diriger vers une STEP. En temps de pluie, seule une partie de l'eau récoltée par les réseaux unitaires atteint la STEP et le surplus est déversé dans le milieu récepteur. Enfin, certains secteurs urbains sont drainés par un type de réseau nommé pseudo-séparé. Dans ce type de réseau, les conduites pseudo-sanitaires reçoivent les eaux usées et les eaux de ruissellement provenant des lots (des drains de fondation, des drains de toits, etc.) tandis que les conduites pluviales reçoivent les eaux de ruissellement provenant des autres sources. Il n'est maintenant plus permis de construire des réseaux pseudo-séparés et unitaires au Québec, compte tenu des risques environnementaux engendrés par les débordements de ces réseaux en temps de pluie.

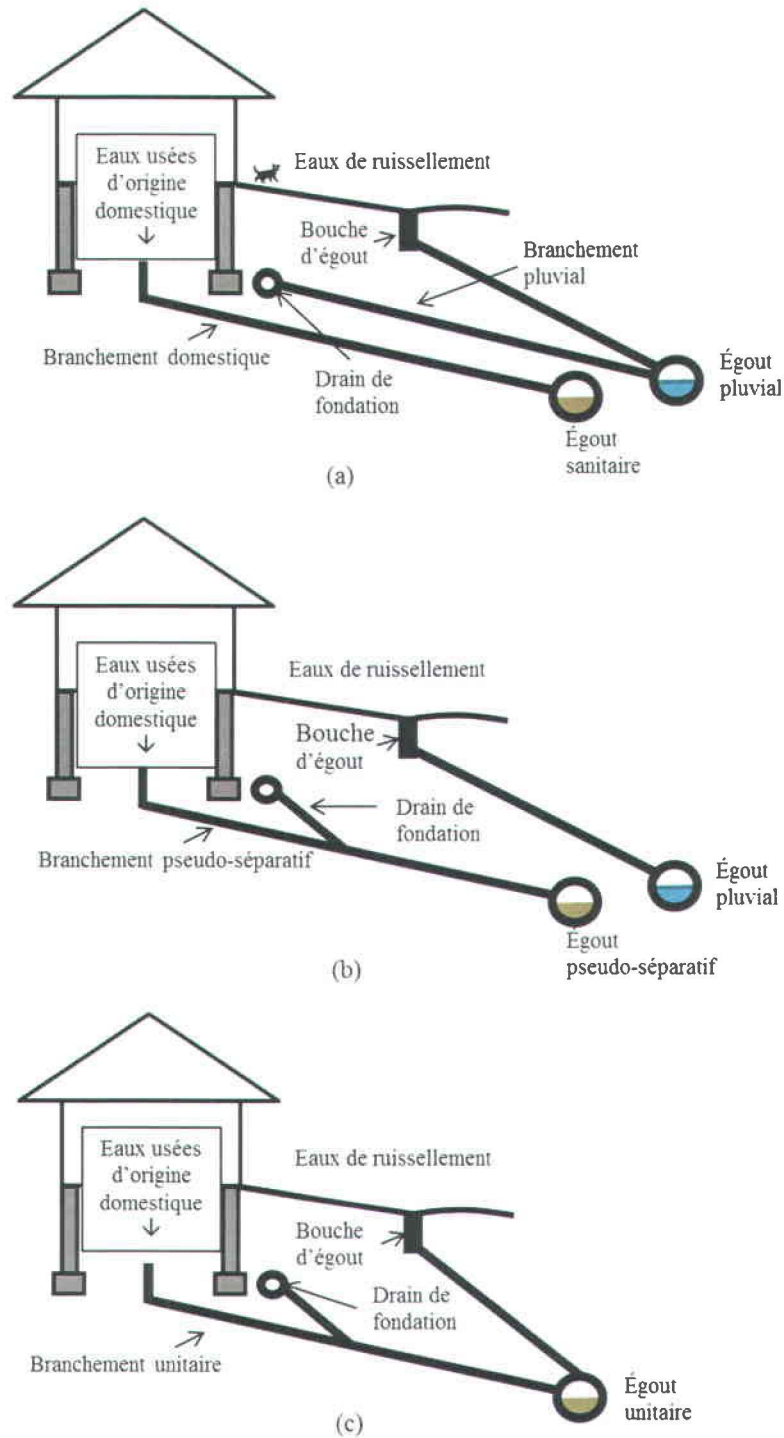


Figure 2-1 Représentation schématique des branchements aux divers types de réseaux d'égout : a) réseau séparé (sanitaire et pluvial); b) réseau pseudo-séparé et pluvial; c) réseau unitaire (adapté de Brière, 2000).

Il existe de multiples sources de pollution en milieu urbain. Celles-ci peuvent être classées en deux types, soit les sources diffuses et les sources ponctuelles. Les sources ponctuelles sont

définies par le *Federal Water Pollution Control Act*, mieux connu sous le nom du *Clean Water Act*, comme tous les rejets de pollution perceptibles pouvant être identifiés et donc mesurés. Les sources de ce type de pollution en milieu urbain sont généralement connues. Ce sont des exutoires de STEP, des ouvrages de surverse, etc. Les sources diffuses diffèrent des sources ponctuelles en ce sens que les sources sont multiples et généralement le résultat du ruissellement. L'*Environmental Protection Agency* (EPA) (2012) définit les sources diffuses comme étant toutes celles qui ne rencontrent pas la définition des sources ponctuelles. Les sources de pollution diffuses en milieu urbain incluent les dépôts atmosphériques, les huiles et résidus de voitures, l'érosion, les fèces des animaux, etc. Les sources de pollution diffuses, bien que difficilement mesurables, peuvent être aussi dommageables pour l'environnement, parfois davantage, que les sources de pollution d'origine ponctuelle (Schueler, 1987).

La pollution urbaine est générée par une succession de processus. Parmi ces processus, dont une partie est comprise dans le cycle de l'eau, on retrouve les processus de déposition et d'accumulation des polluants. Lors d'une précipitation de pluie ou lors de la fonte de la neige, les contaminants accumulés et déposés sur les surfaces sont lessivés par le ruissellement. Ces derniers, qu'ils se soient accumulés sur une surface perméable ou imperméable, prennent différents chemins pour se retrouver généralement dans le milieu récepteur (Figure 2-2). Ce processus de lessivage de la pollution entraîne souvent des quantités supérieures de polluants dans la première phase du lessivage. Ce phénomène appelé « first flush » (ou premier flot) est défini comme étant la phase initiale du ruissellement durant laquelle la concentration en polluants est souvent substantiellement plus élevée que durant les autres phases (Lee *et al.*, 2002). Les polluants acheminés aux cours d'eau en temps de pluie ne proviennent pas seulement des processus de déposition et d'accumulation, mais également des interconnexions entre le réseau pluvial et le réseau d'égout sanitaire, des débordements du réseau unitaire en temps de pluie et des effluents de la station d'épuration des eaux (STEP). En effet, l'efficacité de traitement de la STEP est diminuée en temps de pluie. De plus, une partie des eaux qui arrivent en temps de pluie sont dérivées d'une partie du traitement ou du traitement entier. Les rejets d'eaux usées traitées sont une source de pollution lorsque les critères de rejets établis par le MDDEFP ne sont pas respectés.

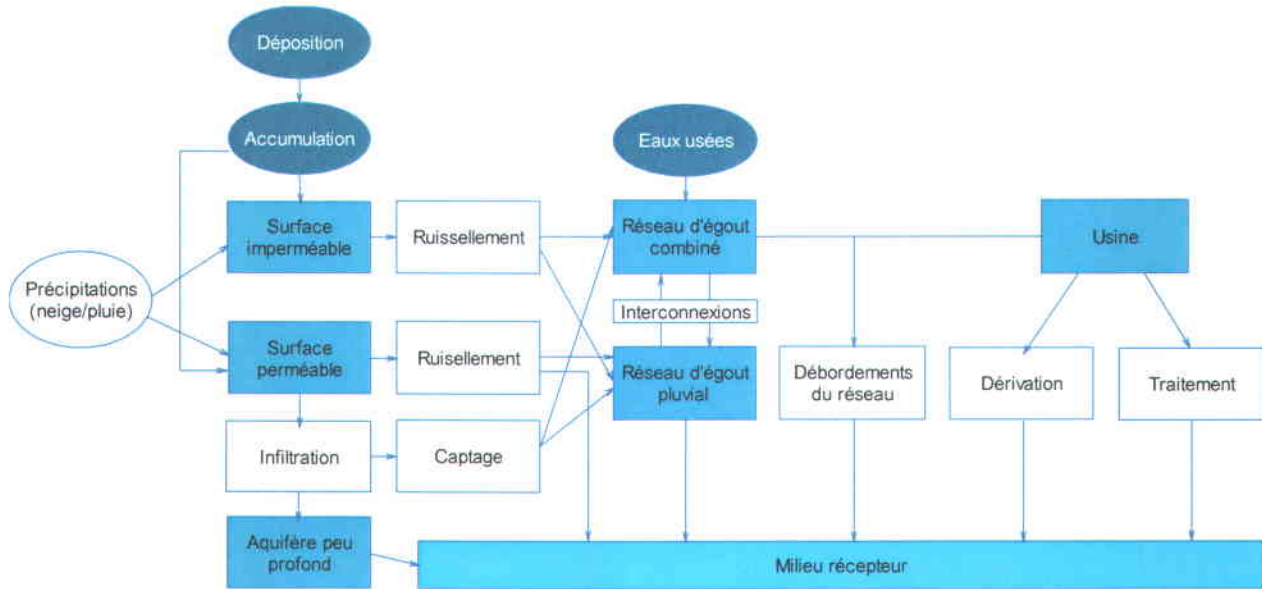


Figure 2-2 Processus de génération de la pollution en milieu urbain (adapté de Novotný et Olem ,1994).

Suite à l'analyse de la figure 2-2, on peut dire qu'il existe trois principales sources de pollution des cours d'eau urbains en temps de pluie, soit : 1) le ruissellement urbain, comprenant des sources diffuses de pollution et les exutoires des réseaux pluviaux; 2) les débordements des réseaux unitaires; et 3) l'effluent de la STEP. Dans le cadre de cette étude, seuls les eaux de ruissellement et les débordements de réseaux unitaires seront considérés, puisqu'il n'y a pas d'effluent de STEP dans la rivière Beauport.

2.1.1 Ruissellement urbain

C'est en 1983 que les eaux pluviales ont été reconnues à l'échelle internationale comme étant une source de pollution importante en milieu urbain, suite à la campagne de mesures du *National Urban Runoff Programm* (EPA, 1983). Cette campagne de mesures dans 28 villes des États-Unis a permis de répertorier plusieurs types de contaminants présents dans les eaux de ruissellement urbain et ainsi d'identifier ces eaux comme étant une source de pollution urbaine. Peu avant la publication de ce rapport, le ministère de l'Environnement de l'Ontario débutait une étude sur la caractérisation des sources de pollution du bassin versant du lac Ontario. Le rapport TAWMS (Gartner Lee Associates Limited, 1986) du ministère de l'Environnement de l'Ontario comporte des données de qualité d'eaux de ruissellement provenant des milieux résidentiels et industriels ainsi que des mesures de qualité d'eau de la fonte des neiges. Notons également que la pollution provenant du ruissellement urbain est connue au Québec depuis plus

de 30 ans, notamment grâce aux travaux de Lavallée (1980). Celui-ci a contribué à caractériser la composition des eaux de ruissellement des bassins de drainage de la ville de Québec. Depuis, plusieurs études ont recensé différents polluants dans les eaux de ruissellement (ex. : Tsihrintzis et Hamid, 1997; Maestre et Pitt, 2005). Le tableau 2-1 répertorie différentes sources potentielles de pollution des eaux de ruissellement en fonction de la catégorie du polluant.

Tableau 2-1 Polluants associés au ruissellement urbain (adapté de Rivard, 2005).

Catégories de polluants	Exemples de paramètres	Sources potentielles
Métaux traces	Cadmium, plomb, etc.	Peinture et traitement du bois Construction de bâtiment Pneus de voiture Essence Sites d'enfouissement
Sédiments	Matières en suspension (MeS), turbidité	Agriculture Construction Érosion Routes Dépôts atmosphériques
Pathogènes	Coliformes fécaux, virus, parasites, etc.	Eaux usées domestiques Débordements de réseau Agriculture Fèces d'animaux domestiques et oiseaux Branchements sanitaires Fosses septiques
Hydrocarbures	Huiles et graisses	Moteurs à essence Voitures Machinerie industrielle
Composés organiques	DBO, COT, DCO, oxygène dissous	Procédés d'usines Pesticides Herbicides
Nutriments	Nitrites, nitrates, phosphates, azote ammoniacal, etc.	Agriculture Fertilisants domestiques
Sels	Chlorures	Sels de déglçage Fonte de la neige

Ces différents polluants ont des impacts sur la qualité de l'eau et de l'environnement. En effet, certains des paramètres listés au tableau 2-1 sont associés à des critères de qualité de l'eau du

ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), et ce, non sans raison. Les effets du dépassement de critères de qualité de l'eau peuvent compromettre l'approvisionnement en eau potable, les habitats aquatiques et fauniques, les usages récréatifs des plans d'eau et les aspects esthétiques (MDDEP, 2012).

2.1.2 Débordements de réseaux

Le drainage des eaux usées, lorsque combinées aux eaux pluviales pour former un réseau de type unitaire, est sujet à des épisodes de débordements en temps de pluie. Ces épisodes de débordements surviennent lorsque le débit des eaux de ruissellement mélangées aux eaux usées est supérieur à la capacité de transport du réseau ou à la capacité de traitement de la station d'épuration des eaux usées. Les eaux de débordements non traitées sont composées d'un mélange d'eaux usées domestiques, industrielles, commerciales ainsi que d'eaux de ruissellement. Celles-ci sont rejetées directement dans le milieu récepteur. Les impacts occasionnés par de tels événements sur les activités humaines sont majeurs (EPA, 2004; Marsalek *et al.*, 2004). Passerat *et al.* (2011) énumèrent les impacts comme étant : 1) la diminution de l'oxygène dissous dans le milieu récepteur due à la biodégradation de la forte charge en matière organique provenant des eaux non traitées; 2) la perte de photosynthèse engendrée par l'augmentation de la turbidité; 3) l'augmentation des concentrations de micropolluants; 4) l'augmentation des concentrations en métaux; et 5) l'augmentation des concentrations en pathogènes et en indicateurs de contamination fécale.

Ces épisodes de débordements, aussi appelés surverses, sont une préoccupation des autorités municipales et gouvernementales. En effet, dès 1980, Lavallée (1980) collaborait avec le ministère de l'Environnement de l'époque à l'*Étude de l'influence des débordements de réseau unitaire de la ville de Québec sur la qualité de l'eau de la rivière St-Charles*. Depuis, le programme *Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux* (SOMAE), soutenu par le MAMROT, recueille des informations sur le fonctionnement des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (stations d'épuration et ouvrages de débordement en réseau) afin de s'assurer que ces ouvrages respectent les exigences environnementales auxquelles ils sont soumis (MAMROT, 2012).

2.2 Généralités sur les coliformes fécaux

Les coliformes fécaux, ou coliformes thermotolérants, font partie des polluants retrouvés dans les eaux de ruissellement et également dans les eaux de surverse. Ces bactéries proviennent des matières fécales produites par les humains et les animaux à sang chaud. L'espèce la plus fréquemment analysée est *Escherichia coli* (*E. coli*) (INSPQ, 2003) puisqu'elle est considérée comme étant le meilleur indicateur d'une contamination récente du milieu aquatique par du matériel fécal (Edberg *et al.*, 2000). Les critères d'un bon indicateur sont présentés au tableau 2-2.

Tableau 2-2 Caractéristiques d'un indicateur idéal de contamination fécale (Rose *et al.*, 2004, cité dans Garcia-Armisen, 2006).

Propriétés	Caractéristiques d'un indicateur
Pathogénicité	Non pathogène
Occurrence	Présent en même temps que les pathogènes, absent en absence de contamination fécale
Survie	Taux de survie similaire à celui des pathogènes
Reproduction	Ne se reproduit pas dans les eaux naturelles
Inactivation	Inactivé par les différents traitements au même niveau que les pathogènes
Source	La seule source dans les eaux naturelles est la contamination fécale
Coût	Méthodes de détection bon marché, rapides et faciles à mettre en œuvre

2.2.1 Sources

Tel que mentionné précédemment, les coliformes fécaux proviennent des humains et des animaux à sang chaud. Pour déterminer les sources de coliformes, on peut tout d'abord procéder par une analyse de l'occupation du territoire. Certaines sources sont diffuses, telles que les eaux de ruissellement en milieu urbain, les pâturages, etc., alors que d'autres sont de type ponctuel, comme les débordements du réseau d'égout en temps de pluie ou encore le diffuseur d'une usine de traitement des eaux usées. Les sources diffuses sont les plus difficiles à quantifier et à déterminer. Cependant, plusieurs études ont tenté de répertorier différentes sources. D'abord, le milieu urbain en tant que tel est considéré comme une source de coliformes fécaux. Mallin *et al.* (2000) et Young et Thackston (1999) ont trouvé une corrélation positive entre la densité urbaine et les concentrations en coliformes fécaux retrouvées dans les cours

d'eau. Notons qu'en milieu urbain, on retrouve des animaux sauvages et domestiques et que ces auteurs attribuent cette corrélation principalement à la présence d'animaux domestiques. De plus, plusieurs études démontrent une corrélation entre l'imperméabilité d'une zone urbaine et la production de coliformes fécaux (Young et Thackston, 1999; Stumpf *et al.*, 2010).

En présence d'un réseau d'égout, la principale source de coliformes d'origine humaine est de type ponctuel, puisqu'elle est contenue dans les eaux usées. Les eaux usées sans traitement ont des concentrations en coliformes fécaux de l'ordre de $1,0 \times 10^6$ à $3,0 \times 10^6$ unités formatrices de colonies (UFC)/100 ml, alors que dans les eaux usées après traitement, le MAMROT (2012) exige $2,0 \times 10^4$ UFC/100 ml.

2.2.2 Devenir

Les sources de coliformes sont très variables, tout comme les concentrations retrouvées dans le milieu naturel. En effet, une multitude de facteurs influencent la concentration de coliformes fécaux dans l'eau, dont la température, la période de l'année, la salinité, etc. Les concentrations en coliformes fécaux varient d'une journée à l'autre et à l'intérieur d'une même journée (Hébert, 2002). Une fois dans le milieu naturel, les coliformes fécaux sont soumis à une multitude de stress issus de leur environnement, ce qui fait en sorte que la quantité de ces microorganismes tend à diminuer avec le temps au lieu de proliférer. Il y a de cela quelques années, ce phénomène de dégradation naturelle, appelé pouvoir autoépurateur, était utilisé comme étant la seule source de traitement des eaux. Il est possible de classer les différents obstacles à la survie de coliformes en trois classes majeures : hydrodynamiques, physiologiques et biotiques, tel que détaillé au tableau 2-3. Le principal processus lié à la décroissance des coliformes en milieu naturel est le broutage par les protozoaires (processus biotique) (Rozen et Belkin, 2006). De manière générale, on évalue que le taux de mortalité des coliformes fécaux en milieu naturel varie de $0,027 \text{ h}^{-1}$ à $0,040 \text{ h}^{-1}$ (Servais *et al.*, 2007).

Tableau 2-3 Processus causant la diminution des concentrations en coliformes fécaux dans le milieu naturel (adapté de Garcia-Armisen, 2006).

Classes	Processus
Hydrodynamiques	Dilution Dispersion Sédimentation Suspension
Physiologiques	Nutriments Température Lumière Oxygène Salinité
Biotiques	Broutage Lyse

2.2.3 Risques pour la santé

La contamination fécale de l'eau est à l'origine de plusieurs maladies mortelles d'origine hydrique. L'UNESCO estime qu'en 2002, 1,8 million de personnes sont mortes suite à une maladie diarrhéique. La majorité était des enfants de moins de cinq ans. En janvier 2012, en Haïti, une épidémie de choléra (*Vibrio cholerae*) a fait 7 000 décès et plus de 522 000 cas ont été enregistrés (OMS, 2012). Bien que fortement répandues dans les pays en voie de développement, les maladies d'origines hydriques sont également répertoriées à la grandeur du Canada. En mai 2000, à Walkerton en Ontario, sept personnes sont décédées et 2 500 sont tombées malades en raison de la contamination par *E. coli* du puits alimentant la ville en eau, suite à un orage créant le lessivage des pâturages à proximité (Environnement Canada, 2001). Au Québec, des cas d'infection liés à *E. coli* sont recensés presque à chaque année (INSPQ, 2009). Les analyses révèlent que les éclosions de nature infectieuse sont principalement reliées à la consommation de l'eau. Les effets d'une infection se traduisent le plus souvent par des troubles gastro-intestinaux (nausées, vomissements et diarrhée), habituellement de courte durée. Cependant, chez les personnes sensibles, telles que les bébés, les personnes âgées et les personnes présentant un déficit immunitaire, les effets peuvent être plus graves, chroniques (ex. : lésions rénales) ou même mortels (Santé Canada, 2008). Les risques d'une contamination par coliformes fécaux sont également encourus en situation de baignade. La contamination se fait principalement par voies orales lors d'ingestion de l'eau contaminée. En effet, plusieurs études dénombrent des concentrations en coliformes fécaux dans les eaux de baignade au-delà

des normes prescrites pour la protection de la santé (Edge et Hill, 2007; Hébert, 2002; Marsalek et Rochfort, 2004; Wright *et al.*, 2009). De plus, les coliformes fécaux ont tendance à s'accrocher aux particules, telles que le sable des plages, faisant de celles-ci des milieux propices à la survie des coliformes fécaux et qui servent alors de réservoirs de coliformes (Beversdorf *et al.*, 2007).

2.2.4 Normes et règlements

Afin d'assurer la santé publique, notamment dans les sites de baignade, le MDDEFP a établi des normes de qualité d'eau et Santé Canada a émis des recommandations. Une concentration inférieure à 200 UFC/100 ml permet tous les usages récréatifs (baignade, planche à voile, etc.) et une concentration maximale de 1 000 UFC/100 ml doit être respectée pour les usages de contact secondaire (pêche, canotage, etc.) (MDDEFP, 2012). Ces normes sont présentées au tableau 2-4.

Tableau 2-4 Normes de qualité d'eau des plages de la province de Québec.

Qualité de l'eau	Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	Explication
Excellente	0-20	Tous les usages récréatifs permis
Bonne	21-100	Tous les usages récréatifs permis
Médiocre	101-200	Tous les usages récréatifs permis
Mauvaise	Plus de 200	Baignade et autres contacts directs avec l'eau compromis
Très mauvaise	Plus de 1 000	Tous les usages récréatifs compromis

2.3 Modélisation des apports en coliformes fécaux

Il existe de multiples modèles pour simuler l'écoulement de l'eau ou la qualité de l'eau sur des bassins versants. La modélisation des apports en coliformes fécaux est utilisée lorsque les utilisateurs de l'eau ont besoin d'une eau de bonne qualité, par exemple dans le cas de fermes aquatiques, d'activités récréatives ou encore de la présence d'une source d'eau potable. Les chercheurs ou les gestionnaires ont recours à de multiples stratégies afin de quantifier les apports en coliformes fécaux par modélisation tout en tenant compte des données disponibles et des objectifs de la modélisation. Certains privilégient les modèles basés sur des régressions linéaires et des corrélations avec des variables explicatives (Eleria et Vogel, 2005; Stumpf *et al.*, 2010; Hébert, 2002), alors que d'autres utilisent des modèles beaucoup plus simples telles la

méthode simple de Schueler (1987) ou la méthode des charges annuelles (Shaver *et al.*, 2007). Il existe également des modèles beaucoup plus détaillés, dit les modèles hydrologiques/hydrauliques, tels que DR3M-QUAL (Alley et Smith, 1982), HSPF (Bicknell *et al.*, 1997), MIKE (Hutchinson, 1988), STORM (DHI, 2003), HEC-RAS (Brunner, 2010) et SWMM (Huber et Dickinson, 1988) et des modèles numériques complexes en deux dimensions (Kashefipour *et al.*, 2006; McCorquodale *et al.*, 2004). Les différentes caractéristiques de chacun de ces modèles sont présentées dans les manuels d'utilisation ou dans des revues de littérature telles celles de Marsalek (1991), d'Obropta et Kardos (2007), de Tsihrintzis et Hamid (1997) et de Zoppou (2001). Les modèles simples ont l'avantage principal d'être faciles d'utilisation et peuvent tout de même fournir des réponses suffisamment précises selon les besoins. En augmentant le niveau de détail de la modélisation, et par conséquent sa complexité, ceci a souvent un impact sur l'incertitude des réponses, qui peut être associée au niveau des connaissances techniques qui sont nécessaires pour l'utilisation des modèles (MDDEFP et MAMROT, 2011) ou encore à la grande quantité de données nécessaires pour le calage et l'exécution des modèles. Le tableau 2-5 présente d'autres avantages et désavantages des modèles simples ou complexes.

Tableau 2-5 Avantages et désavantages des modèles simples ou complexes (modifié de James (2003) dans MDDEFP et MAMROT, 2011).

Modèle simple	Modèle complexe
Peut être non réaliste	Peut nécessiter des ressources appréciables pour son élaboration
Moins flexible et moins adaptable à différentes situations	Donne des résultats plus détaillés
Plus facile à comprendre	Plus difficile à comprendre
Moins probable qu'il contienne des erreurs	Plus grande probabilité de contenir des erreurs
Plus facile à vérifier	Plus difficile à vérifier
Demande moins de données d'entrée	Demande plus de données d'entrée
Plus facile à modifier si les objectifs de conception changent avec le temps	Permet d'investiguer les effets de plusieurs facteurs sur le système
Permet d'obtenir rapidement des résultats	Offre plus de flexibilité à l'utilisateur, s'adaptant à différents environnements
Nécessite peu d'habileté technique ou de connaissances approfondies pour l'utilisation	Requiert un modélisateur plus expérimenté ayant des connaissances techniques plus approfondies

2.3.1 La méthode simple

La méthode simple de Schueler (1987), aussi reprise par le *Center for Watershed Protection* (CWP, 2003), fournit une estimation de l'ordre de grandeur des apports en polluants causés par les évènements pluvieux en milieu urbain au cours d'une année. Elle est utilisée dans les cas où la cueillette de données pour une modélisation plus détaillée n'est pas possible ou encore pour estimer la charge en polluants lors d'une étude préliminaire. Pour son application sur un territoire, cette technique nécessite de connaître la superficie drainée, la concentration du polluant dans l'eau de ruissellement ainsi que le ruissellement annuel. La charge totale en polluant calculée par cette méthode est donnée par l'équation 1.

$$L = R \times C \times A \quad (1)$$

où : L est la charge annuelle d'un composant donné [M];
 R le ruissellement annuel [L];
 C la concentration moyenne du composant [M]/[L³];
 A la surface drainée [L²].

Le ruissellement annuel (R) peut être estimé à partir de l'équation 2.

$$R = P \times P_j \times R_v \quad (2)$$

où : P sont les précipitations annuelles [L];
 P_j la fraction des évènements pluvieux produisant le ruissellement (habituellement 0,9);
 R_v le coefficient de ruissellement.

Le coefficient de ruissellement (R_v) est calculé à l'aide de l'équation 3.

$$R_v = 0,05 + 0,9I_a \quad (3)$$

où : I_a est la fraction imperméable.

2.3.2 Méthodes basées sur la modélisation de l'hydrologie et de l'hydraulique

La quantification des apports en coliformes fécaux peut se faire par modélisation hydrologique/hydraulique. Ce type de méthodes, à la différence de celles présentées dans la section précédente, se basent sur le calcul des débits de ruissellement pour évaluer les apports

sur le bassin versant. En effet, certains modèles hydrologiques/hydrauliques offrent la possibilité de calculer tant l'aspect quantitatif du cycle hydrologique que l'aspect de la qualité de l'eau à même le logiciel de modélisation. Cette méthode, beaucoup plus complexe, permet de représenter plus justement les particularités du territoire, telle la mise en place de bassins de rétention ou d'autres pratiques de gestion optimale. L'aspect qualité peut être modélisé selon différentes méthodes, dépendamment des données disponibles et des besoins de la modélisation. Ces méthodes peuvent être classées en deux types. Premièrement, il y a les modèles de concentration moyenne par évènement (CME). Ceux-ci utilisent des concentrations en polluants constantes dans le temps, c'est-à-dire que la concentration en polluants est la même peu importe le type d'évènement de pluie et pendant toute la durée de l'évènement. Deuxièmement, on retrouve les modèles où les apports en polluant varient en fonction du temps. Ce type de modélisation tient compte de la durée de l'évènement pluvieux entraînant les polluants (lessivage) et du nombre de jours sans pluie précédant l'évènement (accumulation). Ces différentes méthodes seront présentées dans les sections suivantes.

2.3.2.1 Méthode de concentration moyenne par évènement (CME)

Le concept de CME a été utilisé pour la première fois en 1983 par l'EPA dans le cadre d'une campagne de mesures à grande échelle, appelée *Nationwide Urban Runoff Program* (NURP). Wanielista et Yousef (1992) définissent la CME comme étant la quantité totale d'un contaminant divisée par le volume d'eau généré par un évènement (Équation 5).

$$CME = \frac{L}{R} \quad (5)$$

où : L est la quantité d'un polluant par évènement, [M];

R est le volume ruisselé par évènement, [L³];

CME est la concentration moyenne par évènement, [M]/[L³].

La valeur d'une CME est déterminée à l'aide de pollutogrammes. Un pollutogramme est une représentation graphique de l'évolution de la concentration d'un polluant au cours d'un évènement de pluie ayant causé un ruissellement. La concentration du polluant est mesurée à des endroits stratégiques tels que l'exutoire d'un bassin versant. Une fois cette étape répétée à plusieurs reprises, c'est-à-dire lorsque que plusieurs pollutogrammes sont créés pour un type

d'occupation du territoire, la moyenne des concentrations observées est alors utilisée comme CME. La figure 2-3 présente schématiquement la signification du CME.

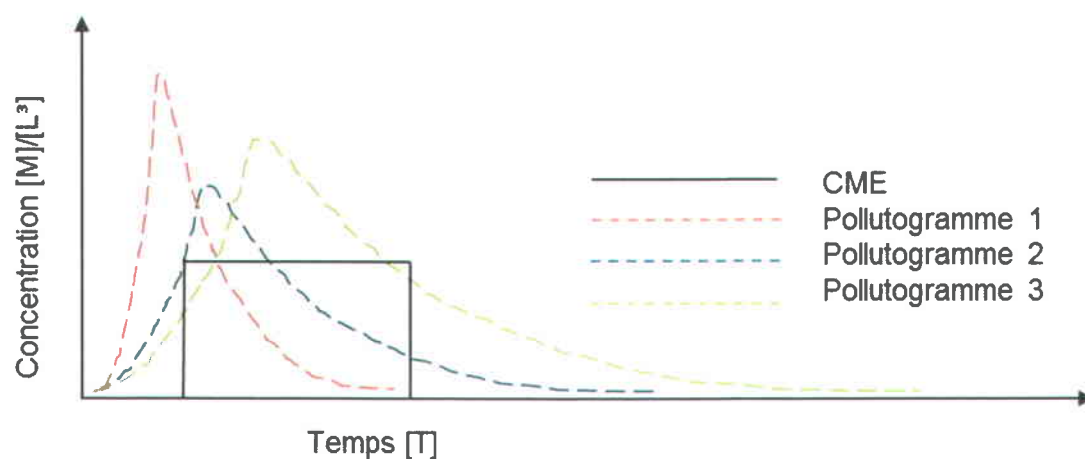


Figure 2-3 Représentation schématique de la signification du CME.

Depuis les années 1980, les concentrations en coliformes fécaux dans les eaux urbaines ont été mesurées à travers le monde lors de diverses études, ces mesures ayant aussi fait l'objet de nombreux rapports de compilation. Une revue des concentrations en coliformes fécaux, retrouvées en premier lieu dans les déversements de réseaux d'égout unitaires puis dans les eaux de ruissellement urbain, est présentée aux tableaux 2-6 et 2-7. On constate, dans le premier de ces tableaux, que les concentrations dans les déversements de réseaux d'égout unitaires varient entre 10^5 et 10^7 UFC/100 ml. Les concentrations des eaux de ruissellement urbain sont généralement données en fonction de l'occupation du territoire. Pour les secteurs résidentiel, commercial, industriel et non développé, les gammes de concentrations varient entre 10^3 et 10^7 UFC/100 ml. Wong (2006), cité dans MDDEFP et MAMROT, 2011, fournit les écarts-types des concentrations pour ces types de secteurs. Selon cet auteur, on remarque une très grande variabilité dans les concentrations, allant jusqu'à deux ordres de grandeur de différence pour un même type de secteur. De ce fait, tout porte à croire qu'il peut être très difficile d'établir la bonne CME pour chaque occupation du territoire. Ceci est compréhensible puisque plusieurs facteurs influencent les apports en coliformes fécaux. Ces apports sont influencés, notamment, par les activités sur le territoire et par les pratiques de gestion des eaux sur un bassin versant, lesquelles ne sont jamais identiques d'un endroit à l'autre.

Tableau 2-6 Coliformes fécaux dans les déversements des réseaux d'égout unitaires.

Concentration (UFC/100 ml)	Source
$10^5 - 10^7$	WEF (1999)
$9,4 \times 10^5$	Marsalek et Ng (1989)
$2,0 \times 10^5$ et $1,0 \times 10^6$	Metcalf & Eddy Inc. (1991) dans MDDEFP et MAMROT (2011)
$3,1 \times 10^6$	Ellis (1986)
$9,4 \times 10^6$	Passerat <i>et al.</i> (2011)

Tableau 2-7 Coliformes fécaux dans les eaux de ruissellement en milieu urbain.

Concentration (UFC/100 ml)	Source
$10^3 - 10^7$	WEF (1999)
Résidentiel dense : $1,2 \times 10^4 - 2,2 \times 10^4$ Résidentiel peu dense : $5,6 \times 10^3 - 1,3 \times 10^4$ Commercial : $7,2 \times 10^3 - 1,9 \times 10^4$	Selvakumar et Borst (2006)
Été - automne : $(13 - 40) \times 10^3$ Hiver - printemps : $(2,5 - 4,3) \times 10^3$	Geldreich <i>et al.</i> (1968)
Agriculture : $6,0 \times 10^4$ Commercial : $5,6 \times 10^4$ Industriel : $3,8 \times 10^3$ Transports : $1,7 \times 10^3$ Vacant : $6,3 \times 10^3$ Résidentiel unifamilial : $3,1 \times 10^4$ Résidentiel multifamilial : $1,2 \times 10^4$	Geosyntec Consultants (2008)
Résidentiel : 7×10^3 Commercial : $4,6 \times 10^3$ Industriel : $1,2 \times 10^4$ Autoroutes : $1,7 \times 10^3$ Espaces vacants : $7,2 \times 10^3$	Maestre et Pitt (2005)
Moyenne des concentrations par événement pour les États-Unis : $1,5 \times 10^4$	Schueler (1999)
$10^3 - 10^5$ (ordre de grandeur, tiré d'un graphique)	Salmore <i>et al.</i> (2006)
$1,0 \times 10^3$ et $2,1 \times 10^4$	Metcalf & Eddy Inc. (1991) dans MDDEFP et MAMROT (2011)
Résidentiel : $7,8 \times 10^3$ Commercial : $4,5 \times 10^3$ Industriel : $2,5 \times 10^3$ Autoroutes : $1,7 \times 10^3$ Non développé : $3,1 \times 10^3$	Basé sur Pitt et Maestre (2005) et Shaver <i>et al.</i> (2007) dans MDDEFP et MAMROT (2011)
Résidentiel : $2,5 \times 10^3 - 1,1 \times 10^5$ Commercial : $1,0 \times 10^2 - 2,0 \times 10^4$ Industriel : $5,0 \times 10^2 - 1,1 \times 10^4$ Autoroutes : $1,9 \times 10^3 - 2,9 \times 10^4$ Tous les secteurs ruraux : $4,5 - 1,1 \times 10^3$ Agriculture : $1,5 - 2,5 \times 10^2$	Wong (2006) dans MDDEFP et MAMROT (2011)

2.3.2.2 Méthode d'accumulation/lessivage dans SWMM

La modélisation par accumulation et lessivage des polluants est plus complexe que la méthode par CME. Afin d'expliquer les étapes de modélisation des apports en coliformes fécaux avec cette méthode, le logiciel SWMM a servi d'exemple. Ce modèle hydrologique/hydraulique permet la modélisation de la qualité de l'eau; les équations de l'hydrologie et de l'hydraulique pour ce modèle seront présentées à la section 2.3.3.4.

La génération de la pollution se fait par l'entremise des activités présentes sur le territoire. À chaque occupation du territoire définie par l'utilisateur, il est possible dans SWMM d'associer les deux processus de génération de la pollution, soit l'accumulation et le lessivage.

Accumulation

L'accumulation, également connue sous le terme *buildup* (B), est exprimée dans SWMM par unité de masse [M] et est fonction du nombre de jours sans pluie précédant un évènement. C'est-à-dire que plus les évènements de pluie sont espacés dans le temps, plus la charge en polluant accumulée sur le territoire sera élevée jusqu'à l'atteinte d'une valeur maximale. SWMM propose quatre modèles d'accumulation, qui sont une fonction de puissance, une fonction linéaire, une fonction exponentielle et la fonction de Michaelis-Menton. Ces modèles sont représentés à la figure 2-4.

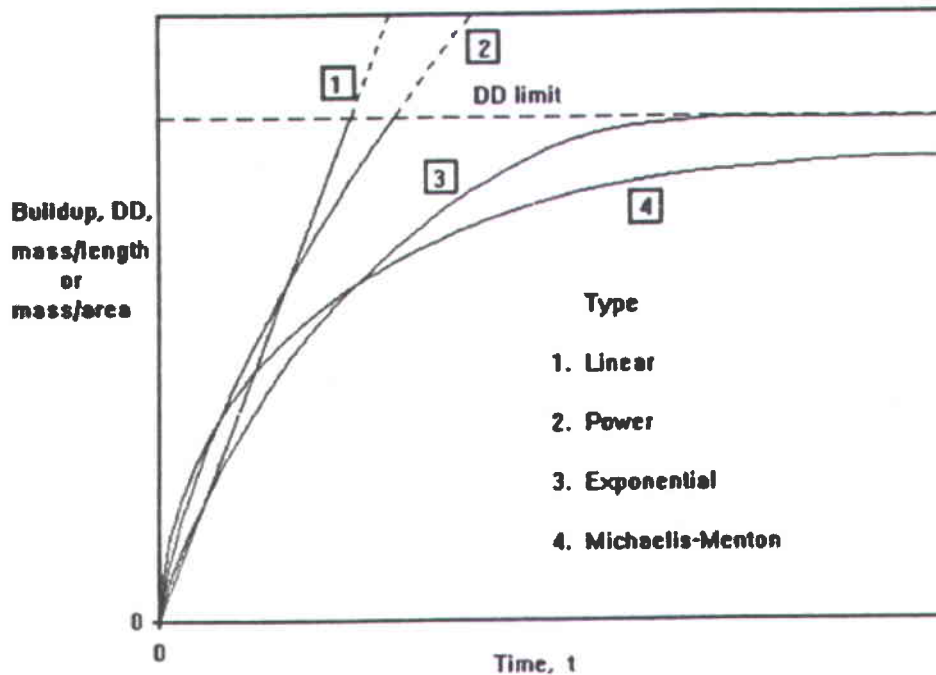


Figure 2-4 Modèles d'accumulation des polluants proposés dans SWMM : 1) modèle linéaire; 2) modèle de puissance; 3) modèle exponentiel; et 4) modèle de Michaelis-Menton (adapté de Rossman, 2010).

Le modèle de puissance (Équation 6) accumule les polluants proportionnellement au temps élevé à une certaine puissance jusqu'à l'atteinte d'une valeur maximale.

$$B(t) = \text{Min}(C_1, C_2 t^{C_3}) \quad (6)$$

où : B est l'accumulation [M];
 C_1 est l'accumulation maximale [M];
 C_2 le taux d'accumulation constant [M]/[T^{C₃}];
 C_3 la puissance du temps;
 t le temps [T].

Le modèle linéaire est un modèle similaire à la fonction de puissance à la différence que la puissance associée au temps est égale à 1 (Équation 7).

$$B(t) = \text{Min}(C_1, C_2 t) \quad (7)$$

où : C_1 est l'accumulation maximale [M];
 C_2 le taux d'accumulation constant [M]/[T];
 t le temps [T].

Le modèle exponentiel (Équation 8) prévoit une accumulation exponentielle qui rejoint une valeur maximale d'accumulation.

$$B(t) = C_1(1 - e^{-C_2 t}) \quad (8)$$

où : C_1 est l'accumulation maximale [M];
 C_2 le taux d'accumulation constant [T]⁻¹;
 t le temps [T].

Le modèle de Michaelis-Menton débute l'accumulation des polluants par une augmentation linéaire de l'accumulation à un taux qui diminue continuellement dans le temps jusqu'à l'atteinte de la saturation (Équation 9).

$$B(t) = \frac{C_1 t}{C_2 + t} \quad (9)$$

où : C_1 est l'accumulation maximale [M];
 C_2 la constante de demi-temps [T];
 t le temps [T].

Lessivage

Le lessivage, ou *washoff* (W) en anglais, est le processus qui, lors du ruissellement, déloge les matières polluantes de la surface du bassin versant et les entraîne. Il correspond à la quantité de matière polluante entraînée par le ruissellement par unité de temps [M]/[T]. Comme pour l'accumulation, il est possible de choisir divers modèles de lessivage des polluants. Trois modèles sont disponibles dans SWMM, soit un modèle exponentiel, un modèle basé sur une courbe de tarage et un modèle de concentration moyenne par évènement (CME). Les deux dernières méthodes de lessivage ne nécessitent pas de modèle préalable d'accumulation des polluants puisqu'ils sont indépendants de la quantité de matière accumulée.

Le modèle exponentiel propose que le lessivage soit fonction de la quantité de polluants accumulée sur le territoire et du ruissellement. Le lessivage est plus important en début d'évènement de pluie puis diminue jusqu'à ce qu'il ne reste plus de polluant (Équation 10).

$$W(t) = C_1 q(t)^{C_2} B \quad (10)$$

où : C_1 est le coefficient de lessivage [L]^{-C₂}[T]^{-1+C₂};
 C_2 est l'exposant du flux de ruissellement;
 q est le flux de ruissellement [L]/[T];
 B est l'accumulation [M].

Ensuite, le modèle basé sur une courbe de tarage (*Rating Curve*) exprime le lessivage comme fonction du ruissellement et d'une concentration en polluants maximale par l'intermédiaire d'une courbe de tarage, où le ruissellement est élevé à une certaine puissance (Équation 11).

$$W(t) = C_1 Q(t)^{C_2} \quad (11)$$

où : C_1 est la concentration en polluant $[M][T]^{C_2}/[L^{3C_2}][T]$;
 C_2 est la puissance du ruissellement;
 Q est le ruissellement $[L^3]/[T]$.

Finalement, la concentration moyenne par évènement est un dérivé de *Rating Curve* où la puissance du ruissellement est de 1. Le lessivage est donc le produit de la quantité d'eau ruisselée et d'une concentration en polluants, tel que présenté à l'équation 12.

$$W(t) = C_1 Q(t) \quad (12)$$

où : C_1 est la concentration en polluant $[M]/[L^3]$;
 Q est le ruissellement $[L^3]/[T]$.

2.3.2.3 Exemples d'application des modèles de qualité de l'eau

La présente section donne un aperçu d'exemples de modélisation de la qualité de l'eau retrouvés dans la littérature. En premier lieu, il est présenté des études montrant l'utilisation du modèle hydrologique SWMM pour la modélisation de différents paramètres de qualité de l'eau. En second lieu, les études choisies présentent des exemples de modélisation de la qualité de l'eau, spécifiquement pour les coliformes fécaux, avec l'utilisation de modèles hydrologiques variés.

Modélisation de la qualité de l'eau avec SWMM

Une revue de différents exemples d'utilisation du logiciel SWMM pour la modélisation de la qualité de l'eau est présentée dans cette section. Bien qu'il existe d'autres études sur le sujet, celles-ci ont été sélectionnées pour leur pertinence et pour démontrer l'étendue des possibilités des choix de modélisation, tant en regard des types de paramètres utilisés que dans le choix des sous-modèles. Les polluants qui sont le plus souvent modélisés avec SWMM sont les matières en suspension (MeS). Des exemples de modélisation avec d'autres polluants tels que le phosphore total (PT), l'azote (N) et la demande biologique en oxygène (DBO) sont également rencontrés. Le tableau 2-8 présente un aperçu de la diversité des modélisations de la qualité de l'eau avec SWMM que l'on peut rencontrer dans la littérature. La méthode la plus employée pour modéliser la qualité de l'eau avec SWMM est celle par accumulation et lessivage. Les modèles d'accumulation et de lessivage proposés dans SWMM nécessitent des mesures sur le

terrain pour l'étape essentielle du calage (Alley et Smith., 1981). Dans la plupart des études présentées au tableau 2-8, le calage du modèle s'est fait sur des données mesurées lors d'évènements pluvieux. Il est préférable de caler les modèles sur un minimum de 10 à 15 évènements afin de s'assurer de la représentativité des évènements (Mourad *et al.*, 2007). Dans les deux études où il n'y a pas eu de calage avec des mesures prises sur le terrain, les objectifs de modélisation étaient de valider l'efficacité de traitement de pratiques de gestion optimales (PGO) mises en place. Lorsqu'il n'y a pas de mesure de terrain prise pour caractériser les charges en polluants, les utilisateurs ont recours à l'utilisation de paramètres de base fournis dans la littérature, dont le manuel d'utilisation de SWMM (Rossman, 2010).

Tableau 2-8 Exemples de modélisation de la qualité d'eau avec SWMM.

Source	Modèle de qualité		N ^{bre} évènements pour le calage	MeS	DBO	PT	N
	Acc.	CME					
Park <i>et al.</i> (2008)	√		2	√	√		
Cambez <i>et al.</i> (2008)	√		3	√			
Young et Thackston (1999)	√		Données de la littérature	√		√	
Cervantes <i>et al.</i> (2004)		√	Données de la littérature	√		√	√
Temprano <i>et al.</i> (2007)	√		6	√			√
Tsihrintzis et Hamid (1998)	√		16	√	√		√

Modélisation des coliformes fécaux

Les études de modélisation des apports en coliformes fécaux en milieu urbain sont moins répandues dans la littérature que la modélisation des autres polluants. Ce type de modélisation est généralement réalisé lors d'études destinées à répondre à un besoin d'une municipalité ayant des activités récréatives sur le territoire ou encore une source d'eau potable. Les exemples présentés au tableau 2-9 représentent une sélection d'études types se retrouvant dans la littérature. Celles-ci ont été choisies pour représenter l'étendue des choix de modélisation offerts par les modèles. Parmi les études sélectionnées, deux utilisent le modèle d'accumulation des polluants de SWMM. Dans les deux cas, l'objectif de la modélisation était de

déterminer la charge quotidienne maximale totale (CQMT) qu'un cours d'eau peut recevoir pour respecter les normes établies en fonction des usages de l'eau sur le territoire. De ces deux cas, seulement ADEC (2005) a calé le modèle avec des valeurs observées. Dans un premier temps, le calage s'est fait sur l'hydrologie du bassin versant en comparant les débits journaliers simulés avec des données de débit moyen journalier observés. Une fois le calage du modèle hydrologique jugé suffisant, le calage du modèle de qualité de l'eau a été réalisé. La méthodologie utilisée fut d'ajuster les paramètres d'accumulation et de lessivage afin que les séries données de concentration en coliformes fécaux modélisées s'ajustent avec les données observées récoltées une fois par semaine, et ce, à sept stations d'échantillonnage. La période de temps utilisé pour le calage du modèle hydrologique est de 5 ans et entre 1 et 8 ans pour le modèle de qualité selon les stations. Un calage était jugé bon lorsque les valeurs minimums et maximums prédites par le modèle étaient dans la même plage de valeurs que les données observées. Aucun test statistique n'a été effectué pour évaluer la justesse du modèle puisque les séries de données de qualité d'eau n'étaient pas suffisantes. Cependant, elles ont été jugées satisfaisantes pour quantifier la CQMT. Les autres modélisations des apports sont réalisées avec le modèle de CME. Lorsque la modélisation est effectuée sans mesure sur le territoire pour caler le modèle, des données issues de la littérature ont été utilisées comme paramètres du modèle de qualité.

Tableau 2-9 Exemples de modélisation des concentrations en coliformes fécaux.

Source	Modèle hydrologique	Modèle de qualité		N ^{bre} évènements pour le calage	Objectif de modélisation
		Acc.	CME		
Servais <i>et al.</i> (2007)	SENEQUE		√	> 30	Prédiction des apports seulement
Bougeard <i>et al.</i> (2008)	SWAT		√	aucun	Influence de l'occupation du territoire sur les apports
Manache et Melching (2005)	DUFLOW		√	16	Validation des PGO
Smith (2000)	SWMM	√		aucun	CQMT
ADEC (2005)	SWMM	√		8	CQMT

2.3.2.4 Principales équations du modèle SWMM pour simuler l'hydrologie et l'hydraulique

Dans la présente étude, le modèle *Storm Water Management Model* (SWMM) est privilégié pour les nombreux avantages que le modèle procure et aussi puisque des modèles SWMM ont préalablement été construits et calés pour le bassin versant de la rivière Beauport par la Ville de Québec. C'est pourquoi le modèle est détaillé dans les sections suivantes.

SWMM est un modèle hydrologique/hydraulique déterministe conçu au début des années 1970 à des fins d'analyses en hydrologie urbaine, principalement destiné à l'évaluation quantitative de l'eau (débits, vitesses, hauteurs d'eau, etc.). Puis, au fil des ans, le modèle a évolué pour permettre l'ajout de multiples fonctions telles que la modélisation de la qualité de l'eau et l'ajout de pratiques de gestion optimale (PGO), et ce, autant dans les cours d'eau naturels que dans les conduites d'égout. Le logiciel est d'accès libre et en constante évolution. Il est disponible via le site Internet de l'*Environmental Protection Agency* (EPA).

2.3.2.4.1 Options de modélisation

SWMM permet de faire des simulations en continu comme par évènement. Un important avantage de la simulation en continu est qu'elle permet d'intégrer les conditions antécédentes d'humidité dans les simulations, de considérer la régénération du potentiel d'infiltration et de simuler l'accumulation de polluants entre les évènements pluvieux (MDDEFP et MAMROT, 2011). Diverses formes de cours d'eau et de conduites peuvent être représentées. En effet, il est possible de modéliser plusieurs formes de conduites ainsi que d'y associer des coefficients de rugosité en fonction du type de matériaux. Il est également possible de représenter des conditions de double drainage en simulant simultanément le ruissellement de surface le long des rues et sa captation par les puisards (réseau majeur), ainsi que l'écoulement hydraulique en conduite (réseau mineur).

2.3.2.4.2 Méthodes de calcul

SWMM est un modèle à bases physiques. Il respecte les principes de conservation de la masse, de l'énergie et de la quantité de mouvement. Les étapes de calcul à l'intérieur du modèle peuvent être classées selon qu'elles soient du domaine de l'hydrologie ou de l'hydraulique. Différentes méthodes sont disponibles à même le modèle pour calculer les différents processus. Il suffit de choisir la méthode la plus appropriée selon le contexte de modélisation. De façon

générale, la modélisation hydrologique est simulée en premier puis l'hydraulique ensuite. Les principaux processus de chaque étape de la modélisation ainsi que les options de calcul sont présentés dans les sections suivantes.

2.3.2.4.3 Modélisation hydrologique

Pour le calcul du bilan hydrologique, SWMM représente le bassin versant à l'étude comme étant un ensemble de sous-bassins ayant chacun leurs caractéristiques propres telles que la pente, le pourcentage d'imperméabilité, etc. Les principales caractéristiques des sous-bassins sont présentées au tableau 2-10.

Tableau 2-10 Certaines des principales caractéristiques des sous-bassins versants du modèle SWMM.

Caractéristiques	Description	Unité
Aire	Aire du sous-bassin.	ha
Largeur	La largeur du sous-bassin versant peut être définie comme le rapport entre la surface du bassin versant et la longueur du chemin le plus long que l'eau peut emprunter pour le traverser. Il ne s'agit pas d'une mesure physique de la largeur, mais d'un paramètre de calage.	m
Pente	La pente moyenne du sous-bassin versant.	%
Imperméabilité	Le pourcentage de surface imperméable.	%
Coefficient de rugosité n	Le coefficient de rugosité de l'équation de Manning-Strickler. Des valeurs différentes sont définies pour les surfaces perméables et imperméables.	s/m ^{1/3}
Paramètre d'emmagasinement (dp)	La hauteur d'eau stockée sur la surface du sous-bassin versant avant que ne survienne le ruissellement. Elle représente des phénomènes tels que l'accumulation dans les dépressions du sol, l'interception par les végétaux ou bien le mouillage des surfaces. Différentes valeurs peuvent être utilisées pour les surfaces perméables et imperméables.	mm
Pourcentage de surface imperméable sans emmagasinement	Le pourcentage de la surface imperméable dépourvue de stockage dans les dépressions du sol.	%
Occupation du territoire	Occupation du territoire. Un sous-bassin peut être composé de plusieurs occupations du territoire auxquelles est associée la production de polluant.	

Ces informations sur les bassins versants sont essentielles à la réalisation des calculs de ruissellement et d'infiltration.

2.3.2.4.4 Ruissellement

L'eau qui n'est pas infiltrée lors d'un événement de pluie ruisselle sur les surfaces. La schématisation conceptuelle du ruissellement par SWMM est illustrée à la figure 2-5. Chaque sous-bassin est traité comme un réservoir non linéaire indépendant. Les intrants sont les précipitations et tous les flux des bassins à l'amont. Les extrants sont l'infiltration, l'évaporation et le ruissellement de surface (Q). C'est dans cette section que la quantité en polluants emportée par le lessivage est calculée. Le ruissellement se produit lorsque la hauteur (d) dans

le réservoir excède la hauteur de stockage (dp) dans les dépressions du sol. Le débit sortant (Q) est donné par l'équation de Manning présentée à l'équation 13.

$$Q = \frac{W}{n} (d - d_p)^{5/3} S^{1/2} \quad (13)$$

où : W est largeur effective du sous-bassin (m);
 n le coefficient de rugosité de Manning ($s/m^{1/3}$);
 S la pente (%).

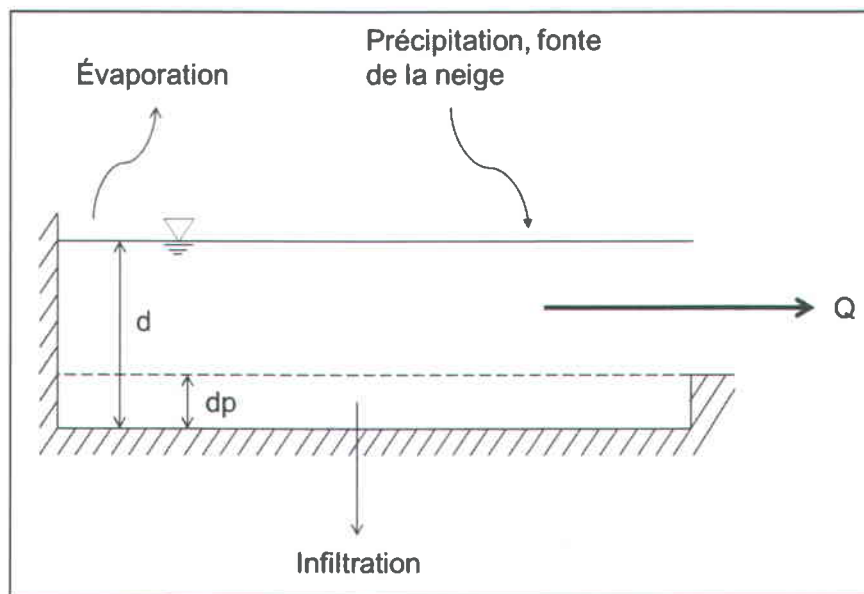


Figure 2-5 Visualisation conceptuelle du ruissellement (adaptée de Rossman, 2010).

2.3.2.4.5 Infiltration

Le processus d'infiltration est celui qui fait pénétrer une partie des précipitations dans la portion non saturée du sol par les zones perméables du bassin versant. SWMM offre trois différentes méthodes de calcul de l'infiltration. D'abord, le modèle *Green-Ampt* est basé sur une approche physique (Green et Ampt, 1911). Il décrit le mouvement de l'eau dans le sol et notamment les forces de gravité et de succion en fonction de certains paramètres du sol tels que le déficit en eau, la conductivité hydraulique, le potentiel de succion et la teneur en eau. Ensuite, la méthode du *Curve Number* (SCS, 1972) est une approche tenant compte du type de sol. Selon cette méthode, durant un événement de pluie, la capacité d'infiltration est une fonction cumulative de

la capacité du sol à absorber l'eau. Finalement, la méthode d'infiltration de Horton (1933) est basée sur des observations empiriques qui démontrent que l'infiltration diminue exponentiellement en fonction du temps au cours d'un évènement de pluie, tel que présenté à la figure 2-6. L'infiltration est maximale au début de l'évènement et diminue jusqu'à une valeur limite d'infiltration proche de la conductivité hydraulique à saturation (K_s). Les paramètres de ce modèle sont les taux minimum (i_{min}) et maximum (i_{max}) d'infiltration et une constante (k) qui fixe la vitesse de la décroissance de l'infiltration et la durée d'assèchement du sol. Le calcul du taux d'infiltration (I) en mm/h est présenté à l'équation 14.

$$I(t) = i_{min} + (i_{max} - i_{min})e^{-kt} \quad (14)$$

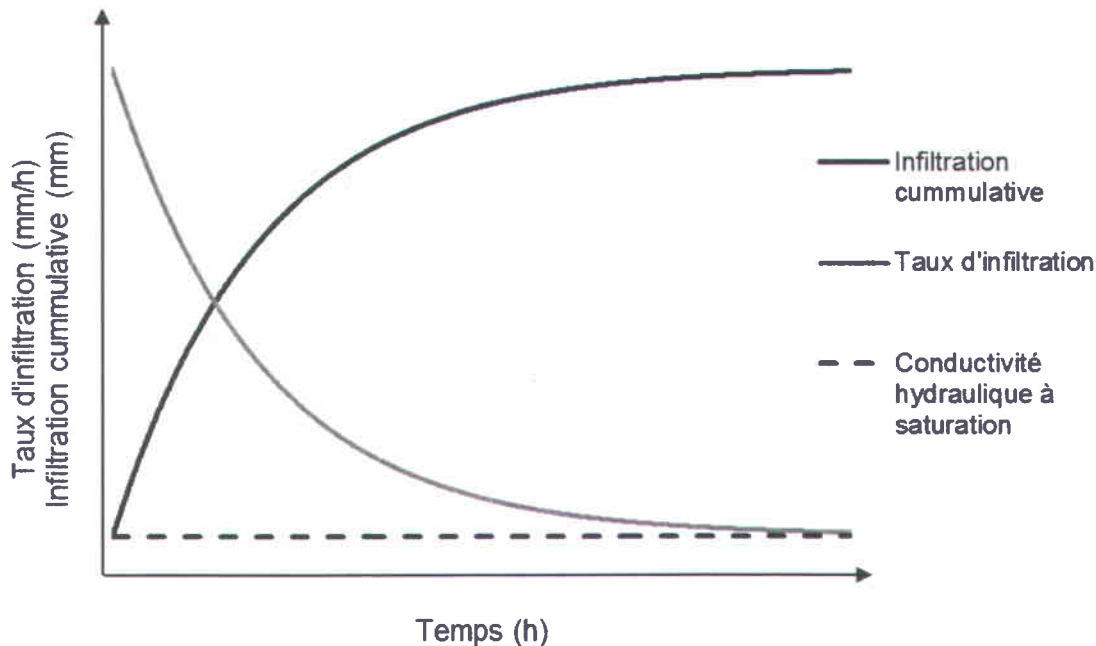


Figure 2-6 Modèle d'infiltration de Horton (inspiré de Mussy (2005)).

2.3.2.4.6 Modélisation hydraulique

Une fois qu'une quantité d'eau ruisselée est calculée par les processus hydrologiques, elle est ensuite envoyée dans les modules de modélisation hydraulique. Les écoulements hydrauliques peuvent se faire en conduites souterraines comme dans des canaux tels des fossés ou des cours d'eau naturels. Ces écoulements peuvent être simulés selon le niveau de sophistication

désiré. SWMM offre le choix de calculer le cheminement de l'eau en situation d'écoulement stationnaire (*Steady Flow Routing*) ou non, laissant le choix dans ce dernier cas entre deux autres modèles : l'onde cinématique (*Kinematic Wave Routing*) ou l'onde dynamique (*Dynamic Wave Routing*). La méthode de l'onde dynamique résout les équations complètes de Barré de St-Venant en une dimension et offre le niveau le plus élevé en matière de précision dans les calculs. Cette méthode peut représenter les conduites sous pression, les inversions d'écoulement et les refoulements dans les conduites. La résolution des équations se fait à chaque pas de temps de simulation, dont la durée est définie par l'utilisateur. Les polluants sont acheminés dans le réseau hydraulique en traitant chaque conduite comme étant un réacteur complètement mélangé. C'est-à-dire que la concentration en polluants est la même tant sur la section longitudinale que transversale de la conduite. Il est possible d'inclure un taux de diminution de la concentration des polluants lors de leur parcours en réseau.

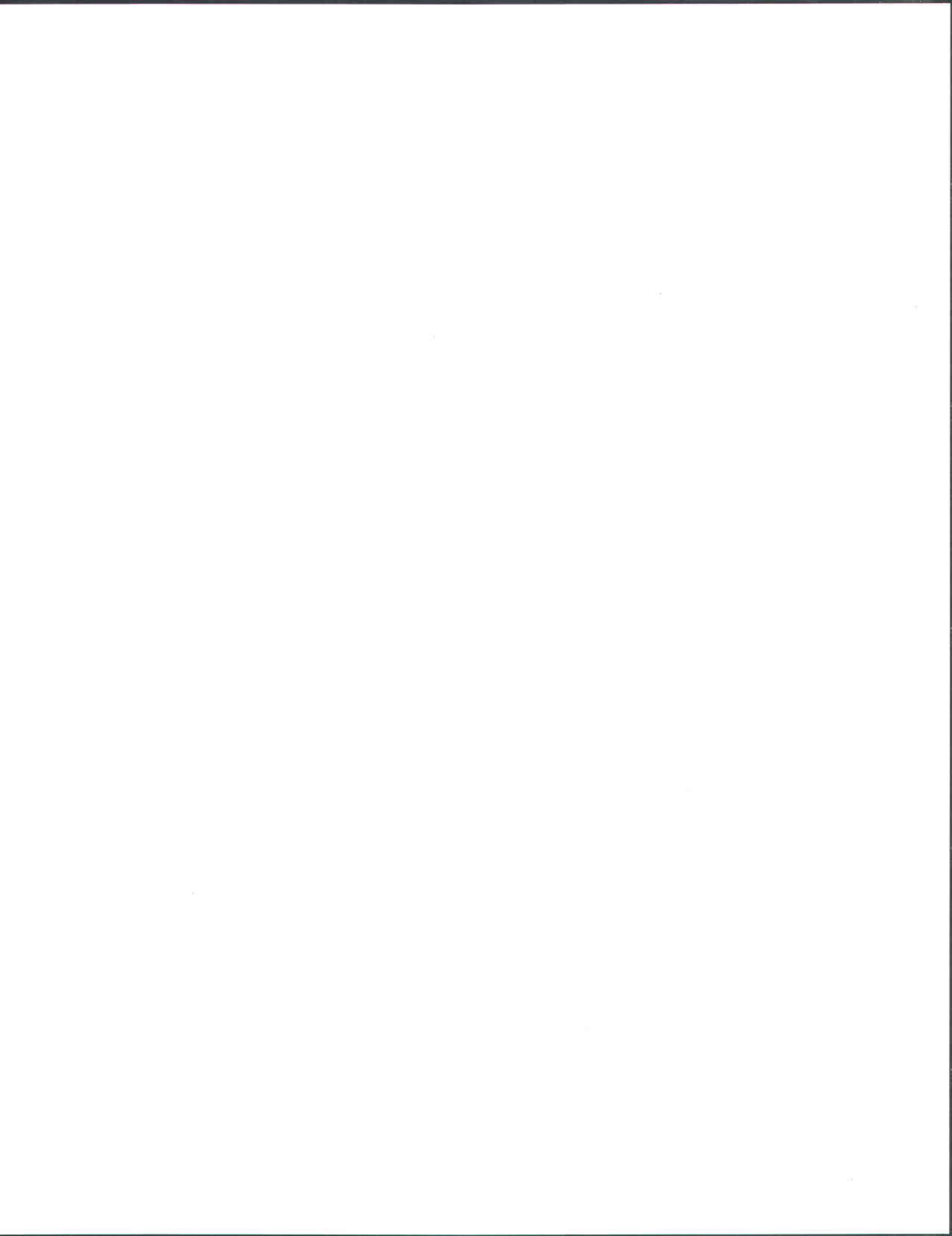
2.4 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité permet de tester, d'améliorer et de préparer au calage le modèle SWMM (Rahmat, 2005). Les paramètres qui sont choisis pour l'analyse de sensibilité dépendent des objectifs de la modélisation. Selon Tsihrintzis et Hamid (1997), pour ajuster la pointe du débit simulé avec celui observé, le paramètre le plus influent est le coefficient de rugosité de Manning (n) alors que pour ajuster les volumes de ruissellement, on doit se concentrer sur les paramètres de l'infiltration et des dépressions sur les surfaces imperméables et perméables. Dans l'étude de Rahmat (2005), les paramètres utilisés sont le pourcentage des surfaces imperméables, les dépressions de surface et la largeur effective des sous-bassins. Dotto *et al.* (2011) estiment que le paramètre qui influence le plus le volume de ruissellement est le pourcentage d'imperméabilité.

2.5 Synthèse

Le processus de génération de la pollution en milieu urbain a été présenté dans ce chapitre. Ce processus complexe permet de comprendre les différentes sources de pollution et leur cheminement jusqu'au milieu récepteur. Les sources principales sont les eaux de ruissellement urbain, les débordements de réseaux unitaires en temps de pluie et les émissaires de stations d'épuration des eaux. Pour le cas d'étude présenté, seules les deux premières sources sont

considérées. Par la suite, les caractéristiques de la pollution microbienne, plus spécifiquement celle qui provient des coliformes fécaux, a été présentée. Ces agents microbiens, indicateurs de contamination fécale, sont à l'origine de plusieurs maladies liées à l'eau et présentent donc un risque pour la santé publique. Afin de limiter les risques associés à une contamination par coliformes fécaux, des outils sont disponibles pour modéliser les apports pour pouvoir ainsi déterminer les sources les plus importantes et les conditions qui favorisent le risque. Deux types d'outils ont été présentés plus en détails. Les outils dits simples, telle la méthode simple, puis un outil plus complexe, le modèle hydrologique/hydraulique SWMM. Les outils simples permettent une estimation des apports en coliformes fécaux basée sur des coefficients de concentration moyenne en fonction de l'occupation du territoire. Le modèle SWMM offre quant à lui plusieurs options de simulation de la qualité de l'eau basées soit sur des principes d'accumulation et de lessivage ou soit sur des concentrations moyennes d'apport en fonction de l'occupation du territoire.



3. Description du cas d'étude

Ce chapitre présente les principales caractéristiques du bassin versant de la rivière Beauport. Y sont également présentées les données disponibles pour l'étude ainsi que la description des modèles utilisés.

3.1 Bassin versant de la rivière Beauport

Le bassin versant de la rivière Beauport se situe dans l'arrondissement Beauport de la Ville de Québec. La rivière coule sur 12 km avant de se déverser dans la Baie de Beauport du fleuve St-Laurent, un endroit fréquenté pour des activités récréatives liées à l'eau telles que la pêche, le kayak, la baignade, la planche à voile, etc. (la Baie de Beauport est localisée par une étoile sur la figure 3-1). Ce bassin versant couvre une superficie de 26 km² (OBV Capitale, 2012). L'occupation du territoire se divise en cinq types : résidentiel, commercial, industriel, agricole et non développé. La figure 3-1 situe le bassin versant de la rivière Beauport sur le territoire de la Ville de Québec et la figure 3-2 montre plus précisément la proximité de l'exutoire de la rivière Beauport à la Baie de Beauport. La figure 3-3 représente les différents types d'occupations du territoire tels qu'inscrits dans le modèle SWMM et le tableau 3-1 présente les pourcentages associés à ces types d'occupations.

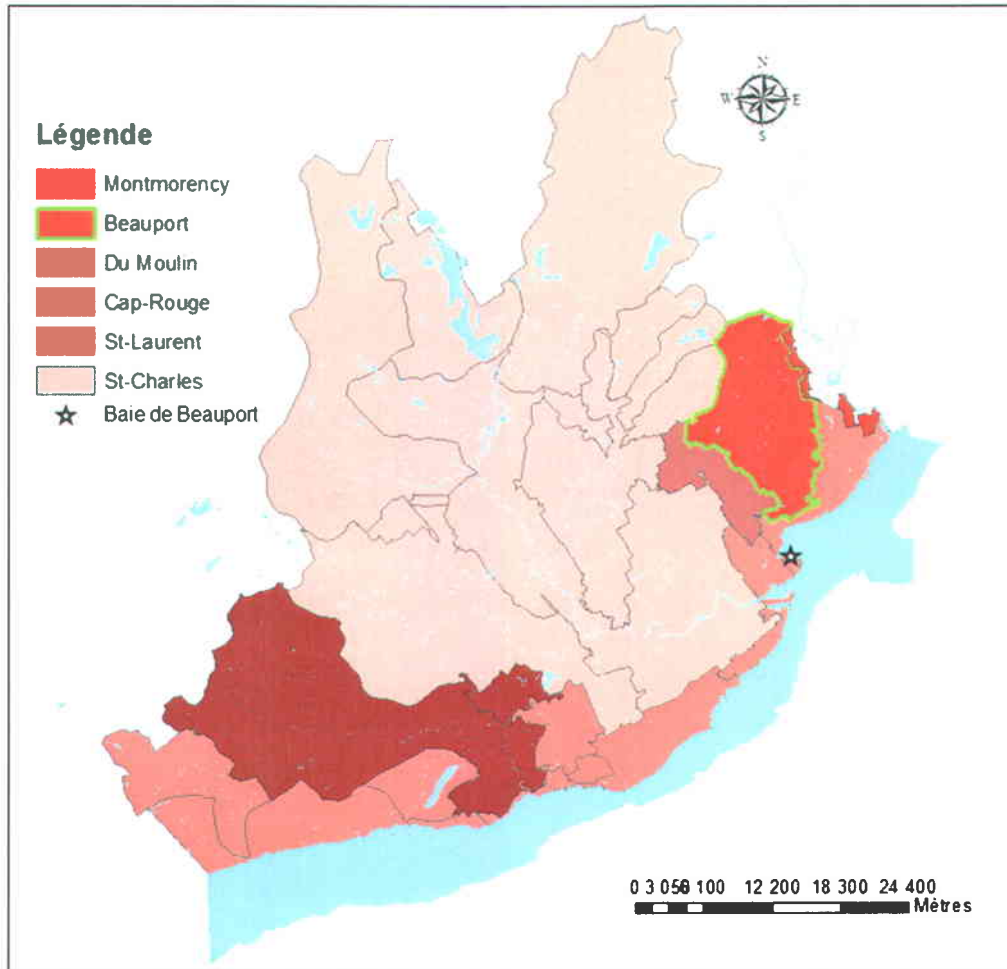


Figure 3-1 Bassins versants principaux sur le territoire de la Ville de Québec.

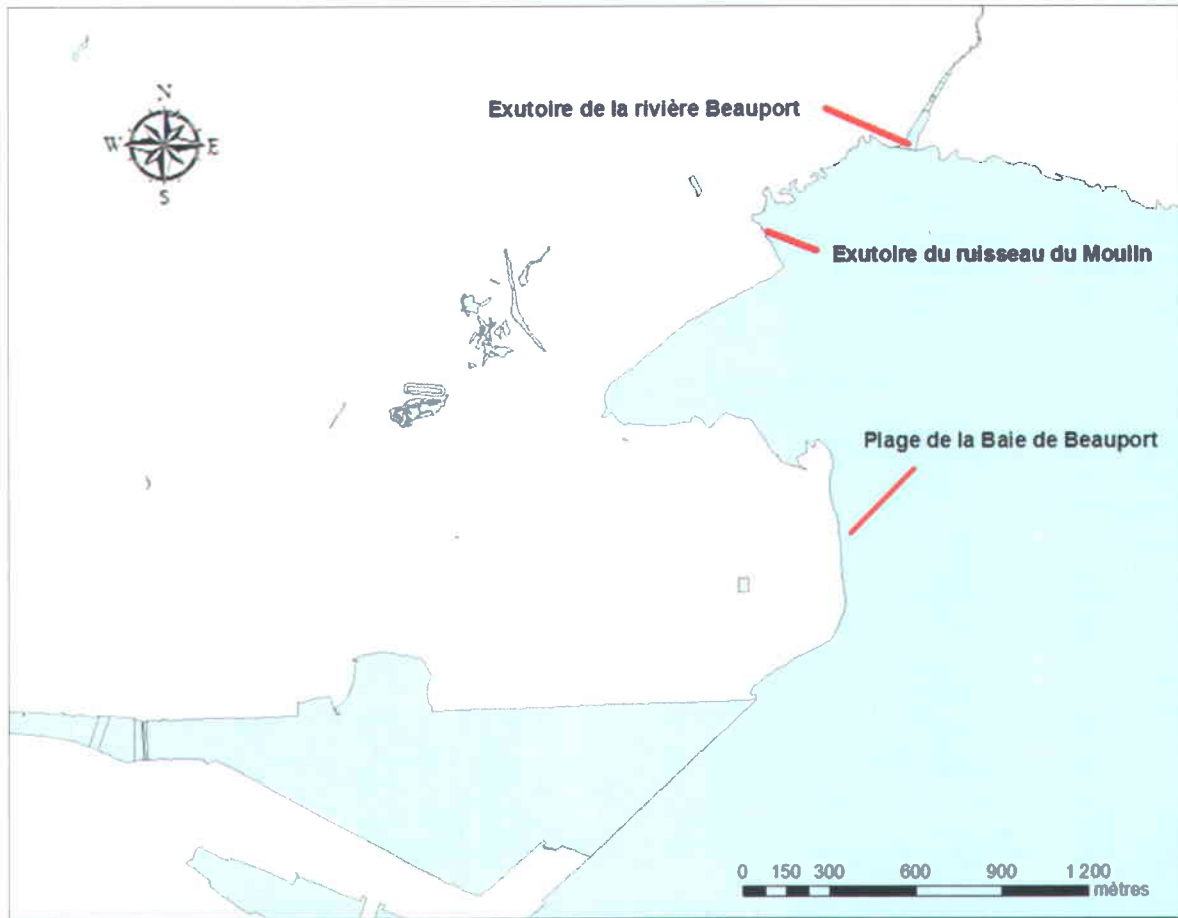


Figure 3-2 Localisation des exutoires de la rivière Beauport et du ruisseau du Moulin par rapport à la plage de la Baie de Beauport (tiré de Duchesne et al., 2011).

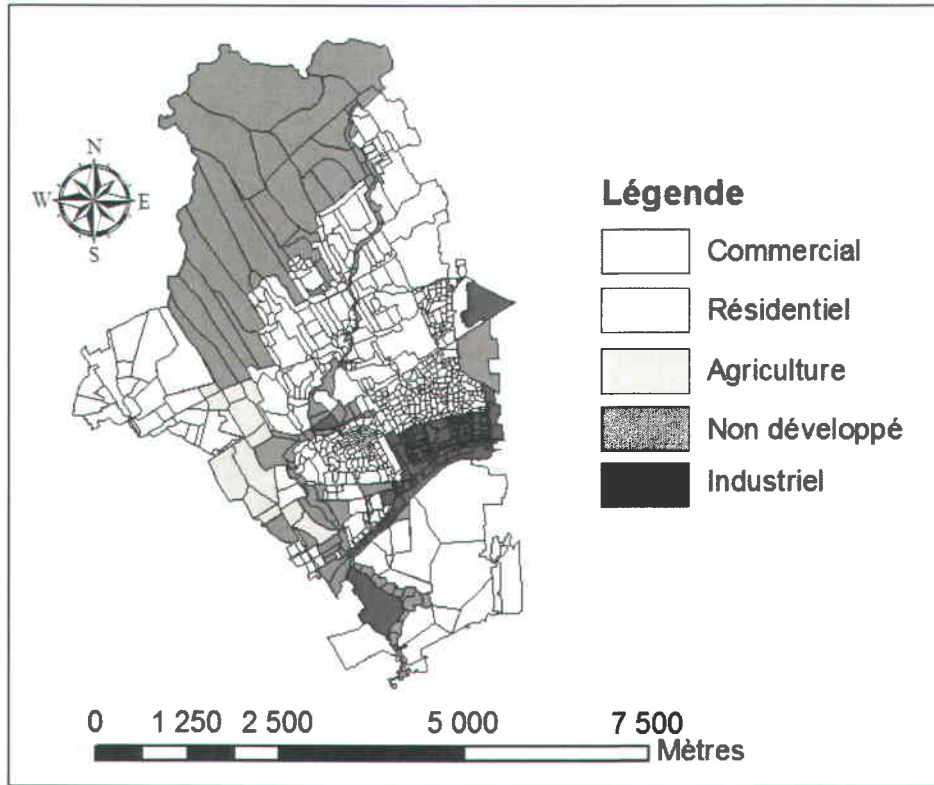


Figure 3-3 Bassin versant de la rivière Beauport et les occupations du territoire.

Tableau 3-1 Pourcentage d'occupation du territoire du bassin versant de la Rivière Beauport.

Occupation du territoire	Pourcentage (%)
Résidentiel	51
Commercial	2
Industriel	6
Agricole	4
Non développé	36

Le drainage de l'eau de ce bassin versant s'accomplit de diverses façons. D'abord, le drainage de surface s'effectue pour une large part par la rivière Beauport traversant le bassin du nord au sud. S'y ajoutent les ruisseaux Rouge, Mélézin, Rocheleau et Guérin et de petits cours d'eau agricoles. Ensuite, de l'amont jusqu'au centre du bassin, l'eau de pluie est drainée par des conduites pluviales redirigeant l'eau de pluie vers différents cours d'eau de surface, dont la rivière Beauport. Selon le parcours emprunté, l'eau peut être interceptée par des bassins de

réétention, au nombre de 15, sur l'étendue du bassin versant, avant de rejoindre le cours d'eau récepteur. La section aval du bassin versant contient le plus ancien secteur habité du bassin et, conséquemment, est drainée par un réseau de type unitaire, représenté par des zones ombragées à la figure 3-4. Deux ouvrages de débordement permettent à ce réseau unitaire de déverser son trop-plein dans la rivière Beauport. Le parcours de l'eau en conduites ainsi que l'imperméabilité du territoire influencent la relation pluie - débit du bassin versant de deux façons distinctes. Premièrement, l'eau qui ruisselle sur une surface imperméable, augmentée par l'urbanisation, ne peut pas s'infiltrer, au contraire d'une surface perméable. Ceci augmente les volumes d'eau à la rivière Beauport. Deuxièmement, l'eau qui s'écoule en conduite est acheminée plus rapidement à la rivière que lorsqu'elle s'écoule sur une surface dont la rugosité est moins élevée ou encore lorsqu'elle circule par les écoulements souterrains. La station hydrométrique, le pluviomètre utilisé dans cette étude ainsi que le site d'échantillonnage de la qualité de l'eau sont aussi représentés sur la figure 3-4. Le temps de concentration du bassin versant, évalué selon la méthode de Bransby-Williams (Williams, 1922), est de moins de 4 heures.

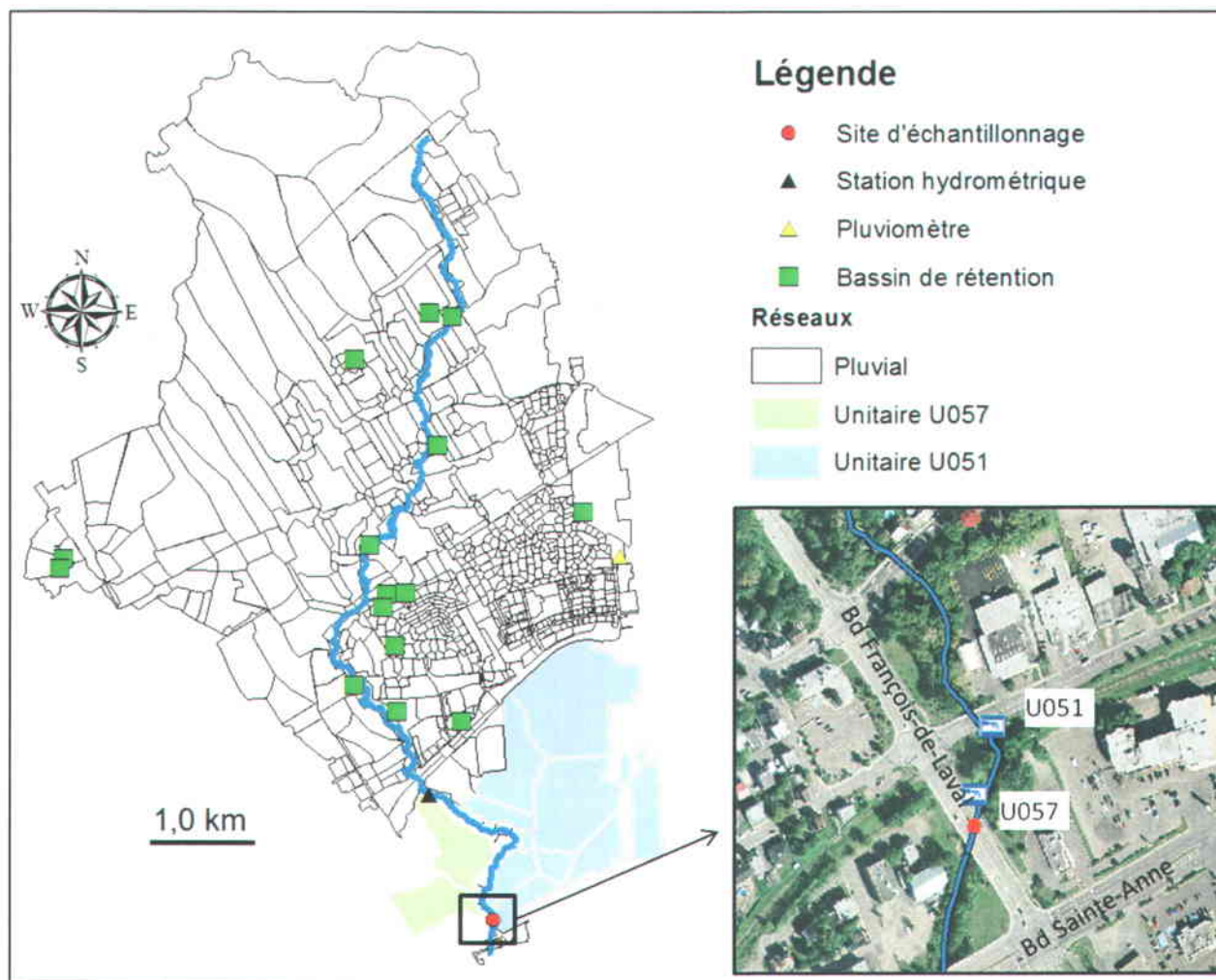


Figure 3-4 Bassin versant de la rivière Beauport et sous-bassins de drainage pluvial et unitaire, ainsi que les principaux ouvrages des réseaux de drainage.

La prochaine section présente les données recueillies à partir de ces éléments de mesure.

3.2 Données disponibles

3.2.1 Pluviométrie

La pluviométrie, fournie par le Service de l'ingénierie de la Ville de Québec, est disponible pour les années 2008 à 2011. Les pluviomètres adjacents au bassin versant de la rivière Beauport sont les pluviomètres U018, U050, U910, U920, U921 et U922. Ces pluviomètres sont présentés à la figure 3-5 avec les polygones de Thiessen (Thiessen, 1911) associés à chacun d'eux ainsi que le bassin versant de la rivière Beauport, présenté selon deux découpages de bassin versant

différents. La méthode des polygones de Thiessen permet de déterminer la région d'influence d'un pluviomètre (Anctil, 2005). Dans ce cas-ci, la méthode est appliquée à l'aide du système d'information géographique ArcGIS (ESRI, 2009). La distinction entre les découpages de bassin versant est discutée à la section 3.3.

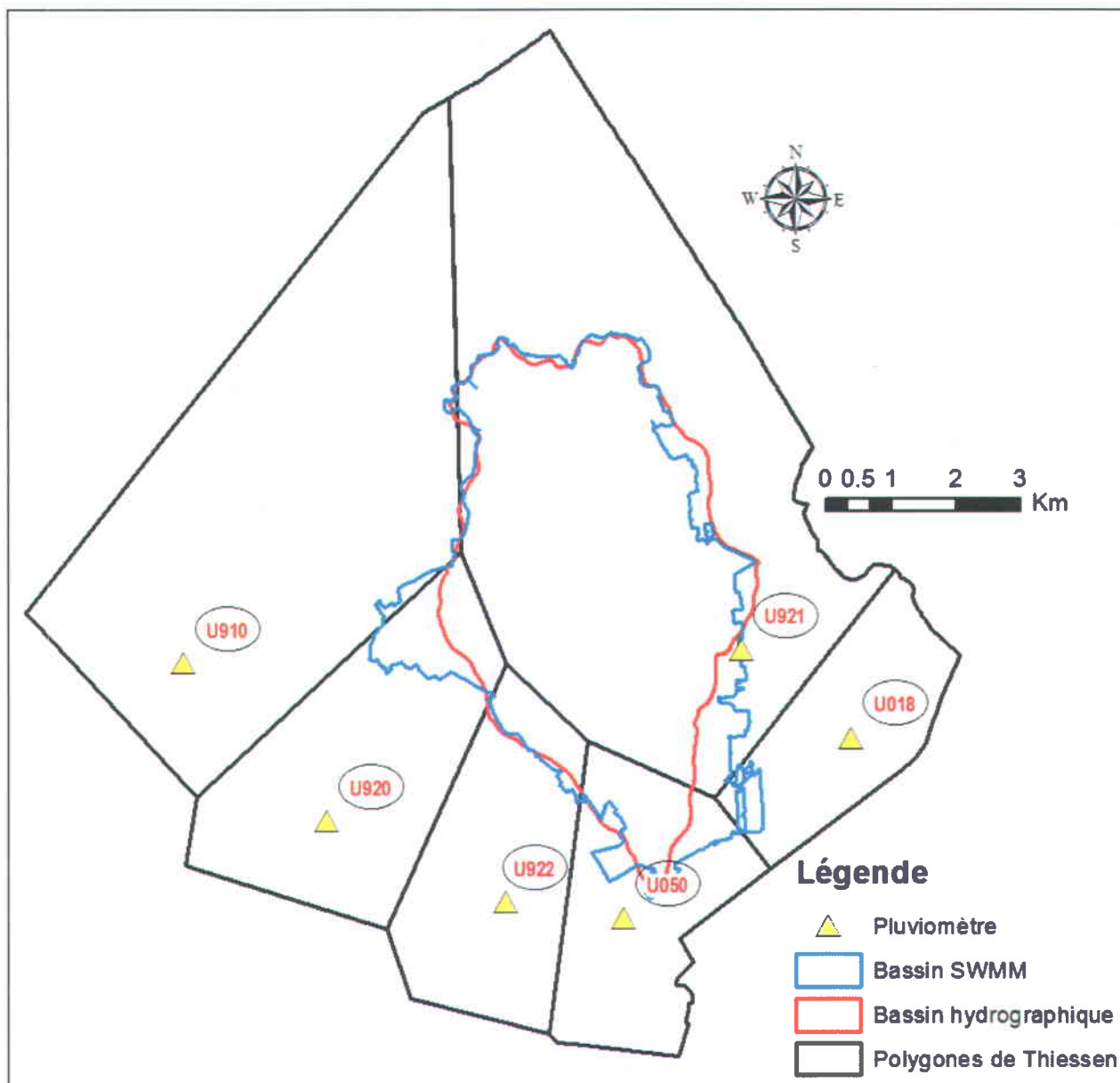


Figure 3-5 Polygone de Thiessen et découpage du bassin versant de la rivière Beauport selon deux méthodes : le bassin hydrographique et les bassins de drainage municipaux.

Le tableau 3-2 présente la hauteur de pluie totale pour la période du 1^{er} au 31 août pour les étés 2008 à 2011 pour chaque pluviomètre. Ceux-ci enregistrent la pluie à toutes les cinq minutes.

Tableau 3-2 Données pluviométriques des pluviomètres à proximité du bassin versant de la rivière Beauport pour les étés 2008 à 2011 (du 1^{er} mai au 31 août).

<i>Années</i>	<i>Pluie (mm) - Mai à août</i>					
	<i>U018</i>	<i>U050</i>	<i>U910</i>	<i>U920</i>	<i>U921</i>	<i>U922</i>
2008	591,8	N/D	619,1	566,1	560	543,8
2009	456,1	426,8	438,4	483,5	507,8	507,3
2010	272,1	251,4	308,7	330,3	243,2	304,2
2011	655	N/D	634,7	646,2	627,4	609,6

Le pluviomètre sélectionné pour cette étude est le pluviomètre U921 situé à l'est du bassin versant. Parmi les pluviomètres disponibles près du bassin versant à l'étude, c'est celui qui couvre le plus de territoire sur le bassin versant de la rivière Beauport, selon la méthode des polygones de Thiessen. De plus, ce pluviomètre ne possède aucune donnée manquante pour les étés 2008 à 2011.

Le tableau 3-3 présente les hauteurs de pluie en millimètres du pluviomètre U921 pour les années 2008 à 2011 ainsi que le nombre d'évènements de pluie de plus de 0,1 mm, et de plus de 5 mm par saison estivale, s'étendant des mois de mai à août. Cette période a été retenue compte tenu qu'elle couvre la plage des mesures de concentrations en coliformes fécaux à la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport (section 3.2.2). La durée utilisée pour assurer l'indépendance entre les évènements est de cinq heures, ce qui est conforme à la période de temps proposée dans MDDEFP et MAMROT (2011). L'été 2009 est celui qui ressemble le plus à la moyenne des précipitations tombées sur le territoire de la Ville de Québec (station Aéroport Jean-Lesage) durant les années 1971 à 2012. Selon Environnement Canada, cette moyenne est de 465 mm pour les mois de mai à août.

Tableau 3-3 Caractérisation des précipitations du pluviomètre U921 pour les étés 2008 à 2011 (du 1^{er} mai au 31 août).

<i>Année</i>	<i>Pluie (mm) Mai à août</i>	<i>Nombre d'évènements de pluie Mai à août</i>	
		<i>> 0,1 mm</i>	<i>> 5 mm</i>
2008	560,0	64	31
2009	507,8	61	26
2010	243,2	54	16
2011	627,4	61	25

3.2.2 Débits de la rivière Beauport

La station hydrométrique sur la rivière Beauport est située à 100 mètres en aval de la chute du Parc des Cascades. À cet endroit, la rivière n'est pas soumise aux marées puisque la station hydrométrique est située à 49 mètres d'altitude. La marée n'a donc pas été prise en compte dans les analyses. Les débits sont enregistrés par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) aux cinq minutes et les données sont disponibles sous forme de moyennes journalières directement auprès de ce dernier. Les débits enregistrés ne tiennent pas compte des événements de débordement du réseau unitaire puisque les ouvrages de débordement sont situés en aval de la station hydrométrique. Le tableau 3-4 présente les débits maximums, minimums, médians et moyens mensuels pour les années 2006 à 2010, et ce, pour les mois de mai à août.

Tableau 3-4 Historique des débits de la rivière Beauport (2006 à 2010).

Débits mensuels (m³/s)	Mai	Juin	Juillet	Août
Maximums	2,950	3,225	4,578	6,708
Minimums	0,217	0,207	0,162	0,119
Médians	0,628	0,315	0,339	0,270
Moyens	0,741	0,636	0,618	0,543

3.2.3 Concentrations en coliformes fécaux

Les données de mesures des concentrations en coliformes présentées sont celles de la rivière Beauport et celles de la plage de la Baie de Beauport. Les données de la rivière Beauport permettront, d'une part, de dresser un portrait de la qualité de l'eau dans la rivière Beauport et, d'autre part, d'établir des liens entre les variables potentiellement explicatives (section 4) d'apports en coliformes fécaux et les concentrations observées en rivière. Les données de la plage de la Baie de Beauport sont présentées à titre indicatif seulement. En effet, l'analyse du présent mémoire porte essentiellement sur la quantification des apports en coliformes fécaux du bassin versant de la rivière Beauport. Par contre, puisque l'exutoire de la rivière Beauport est situé à proximité de la plage de la Baie de Beauport, il est intéressant de dresser un portrait de la qualité de l'eau à cet endroit, compte tenu de l'influence probable de la rivière Beauport sur la qualité de l'eau à la plage de la Baie de Beauport

Les données des mesures des concentrations en coliformes fécaux de la rivière Beauport et de la plage de la Baie de Beauport proviennent du Service de l'environnement de la Ville de Québec. Le Service utilise les protocoles d'échantillonnage du MDDEFP (2013). Lorsqu'un échantillon est récolté, celui-ci est transporté dans une glacière au laboratoire accrédité du Service de l'environnement de la Ville de Québec. Plusieurs facteurs peuvent influencer la fréquence des prélèvements. Ces facteurs sont entre autres la disponibilité des préleveurs, les demandes de la direction du Service, la disponibilité du laboratoire, etc. Les sections suivantes présentent en détails les données de mesures des concentrations en coliformes fécaux à la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport.

3.2.3.1 Rivière Beauport

Le site d'échantillonnage des mesures de qualité de l'eau est situé au pont François-de-Laval entre les boulevards des Chutes et Ste-Anne à Beauport, tel que présenté sur la figure 3-4. Le site d'échantillonnage est situé à l'aval des deux ouvrages de débordement du réseau unitaire. Cet endroit est à l'abri de l'influence des marées. Un total de 148 mesures est disponible pour les années 2008 à 2011. Les mesures ont été prises en période estivale et s'étalent du mois de mai au mois d'août. Ces mesures ont été prises ponctuellement et la concentration est fournie en unité formatrice de colonie (UFC) par 100 ml. Le prélèvement des années 2008 à 2010 s'est effectué à l'aide d'une perche pouvant atteindre le milieu de la rivière, munie d'une bouteille de propylène stérilisé de 250 ml, en utilisant la technique de l'arc de cercle, tel que présenté à la figure 3-6. En 2011, le prélèvement a été réalisé à partir du pont François-de-Laval, toujours au centre de la rivière, à l'aide d'un échantillonneur de rivière (Figure 3-7).

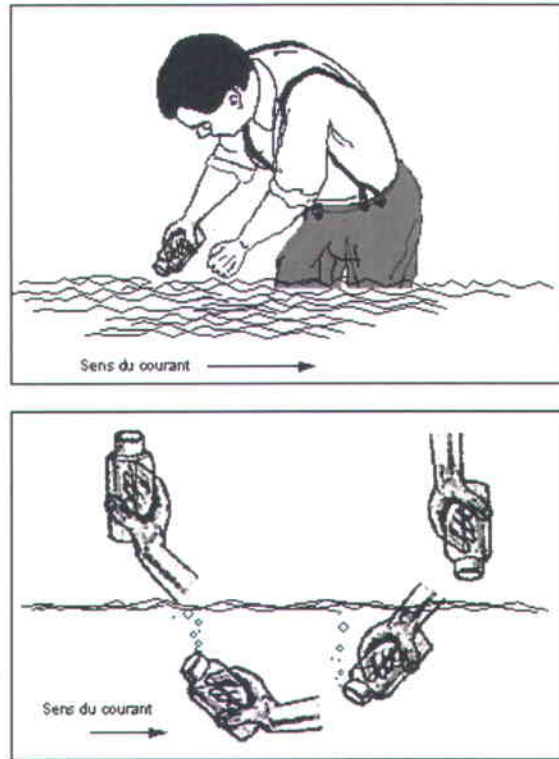


Figure 3-6 Technique de l'arc de cercle lors des prélèvements d'eau de la rivière Beauport (tiré de MDDEFP, 2013).



Figure 3-7 Échantillonneur de rivière (Bergeron, 2013).

La qualité des mesures peut être variable selon différents facteurs, dont l'expérience du préleveur, les conditions de transport de l'échantillon, etc. Ces facteurs, difficilement

quantifiables, peuvent être une source d'erreur sur les mesures. Le nombre de mesures par année est présenté au tableau 3-5. Le détail des mesures de concentrations en coliformes fécaux prises dans la rivière Beauport est présenté à l'annexe I.

Tableau 3-5 Nombre de mesures de la concentration en coliformes fécaux de la rivière Beauport.

<i>Année</i>	<i>Nombre de mesures</i>
2008	29
2009	14
2010	61
2011	44

La dispersion des concentrations en coliformes fécaux peut être visualisée à l'aide d'un diagramme en boîte. Le diagramme en boîte est une représentation d'une caractéristique d'une série permettant de comparer facilement différentes séries entre elles. Dans ce cas-ci, la caractéristique étudiée est la concentration en coliformes fécaux. La ligne rouge à l'intérieur de la boîte bleue représente la médiane de la série alors que les extrémités de la boîte sont les premier et troisième quartiles. Les segments aux extrémités, ou moustaches, s'étendent jusqu'aux valeurs dites « adjacentes ». La valeur adjacente supérieure correspond à la valeur la plus élevée de l'échantillon qui ne dépasse pas $[\hat{q}(75\%) + 1,5(\hat{q}(75\%) - \hat{q}(25\%))]$, où $\hat{q}(25\%)$ est le quantile inférieur et $\hat{q}(75\%)$ est le quantile supérieur. La valeur adjacente inférieure correspond à la valeur la plus petite de l'échantillon qui n'est pas plus petite que $[\hat{q}(25\%) - 1,5(\hat{q}(75\%) - \hat{q}(25\%))]$. Les croix rouges représentent les données dites aberrantes, c'est-à-dire celles qui ne sont pas comprises à l'intérieur des valeurs adjacentes. Les données sont identifiées comme aberrantes seulement pour la représentation sous forme de diagramme en boîte. Cependant, toutes les valeurs ont été conservées dans les analyses puisque les valeurs dites « aberrantes » reflètent probablement la réalité, puisqu'il n'est pas impossible d'obtenir des concentrations aussi élevées en coliformes fécaux compte tenu des différentes sources de pollution.

À la figure 3-8, on remarque que les médianes des concentrations en coliformes fécaux se situent entre les normes de 200 UFC/100 ml et 1 000 UFC/100 ml pour les quatre années

étudiées. Cependant, on remarque que la norme de 200 UFC/100 ml est très rarement respectée et que celle de 1 000 UFC /100 ml est régulièrement dépassée.

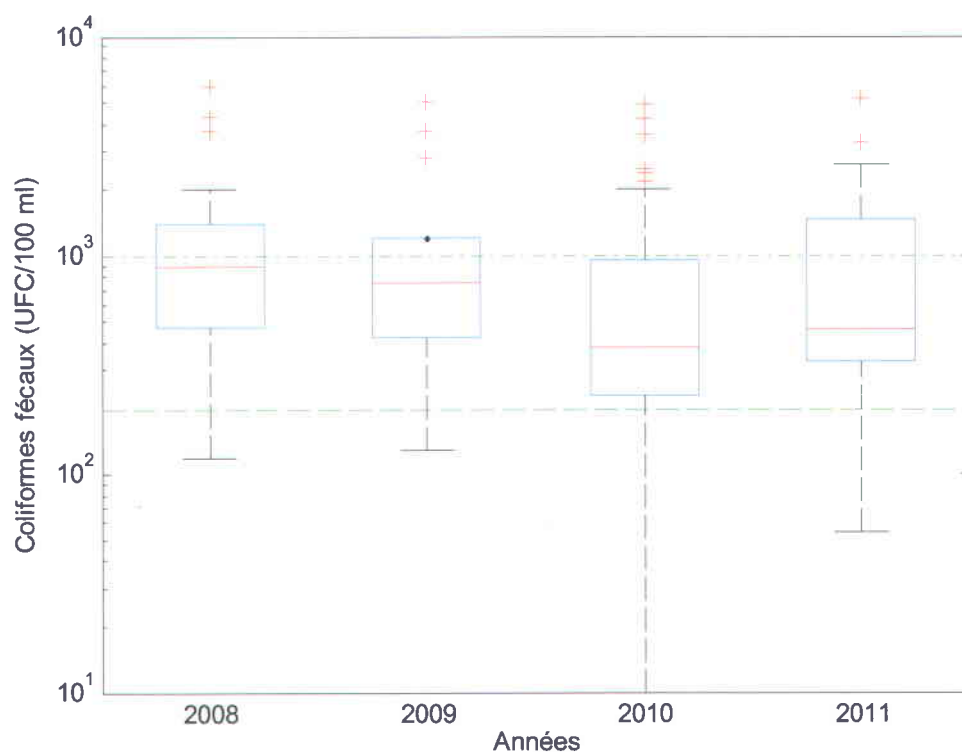


Figure 3-8 Mesure de la concentration en coliformes fécaux de la rivière Beauport.

Une autre façon de visualiser les mesures de concentrations en coliformes fécaux est de regarder, pour chaque année, le pourcentage de mesures où les concentrations en coliformes fécaux dépassent les normes (Figure 3-9).

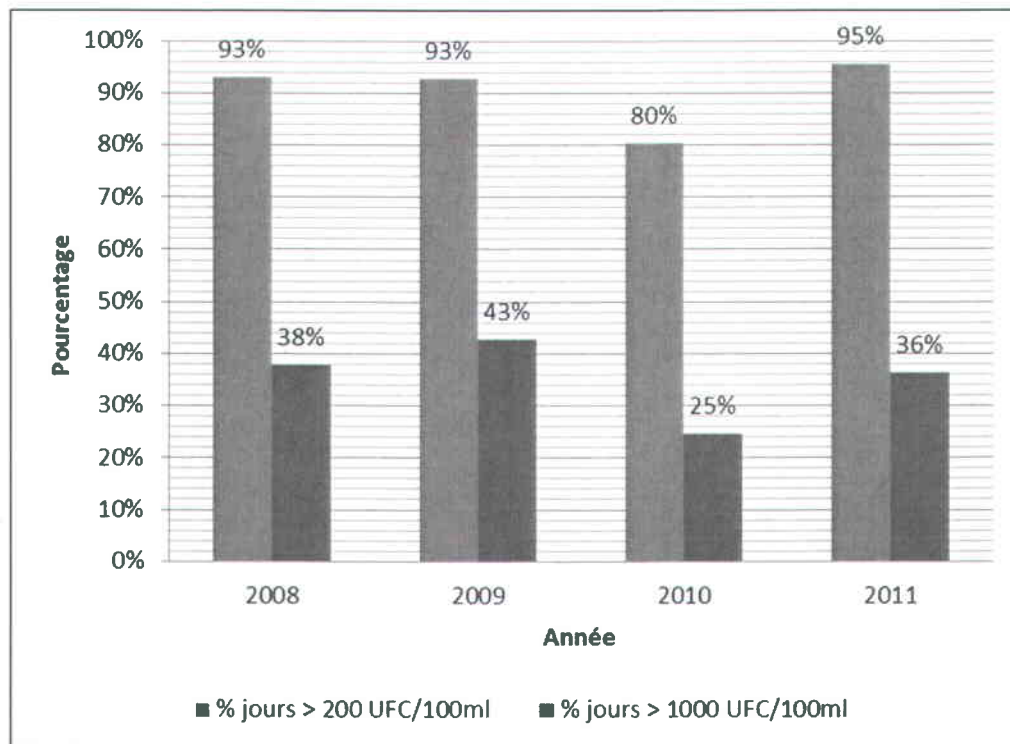


Figure 3-9 Pourcentage de jours où la qualité de l'eau de la rivière Beauport est hors normes.

En analysant la figure 3-9, on remarque que la norme de baignade de 200 UFC/100 ml est dépassée entre 80 et 95 % du temps alors que la norme de 1 000 UFC/100 ml est, quant à elle, dépassée entre 25 et 43 % du temps. Ces observations montrent que la qualité microbiologique de l'eau de la rivière Beauport laisse souvent à désirer et limite considérablement les activités récréatives liées à l'eau puisque le critère sécuritaire pour la baignade n'est pas respecté à plus de 80 % du temps.

3.2.3.2 Plage de la Baie de Beauport

Les mesures de concentrations en coliformes fécaux de la plage de la Baie de Beauport sont fournies par le Service de l'environnement de la Ville de Québec. L'information fournie est la moyenne géométrique de 14 points de prélèvement dans la baie, la date et l'heure, la température extérieure, la température de l'eau, des indices visuels de contamination et le nombre de goélands présents sur la plage. Les prélèvements sont effectués selon la méthode du « W », c'est-à-dire en alternance de niveau à chaque station (MENV, 2004) tel que présenté à la figure 3-10. Les stations de prélèvements numérotées avec des chiffres pairs de 2 à 14 sont

échantillonnées au niveau C de profondeur, c'est-à-dire à 1,2 m sous la surface de l'eau, alors que les autres stations, numérotées avec des chiffres impairs, sont échantillonnées au niveau A, soit à 0,3 m. De cette façon, la prise d'échantillon est toujours située dans l'aire de baignade.

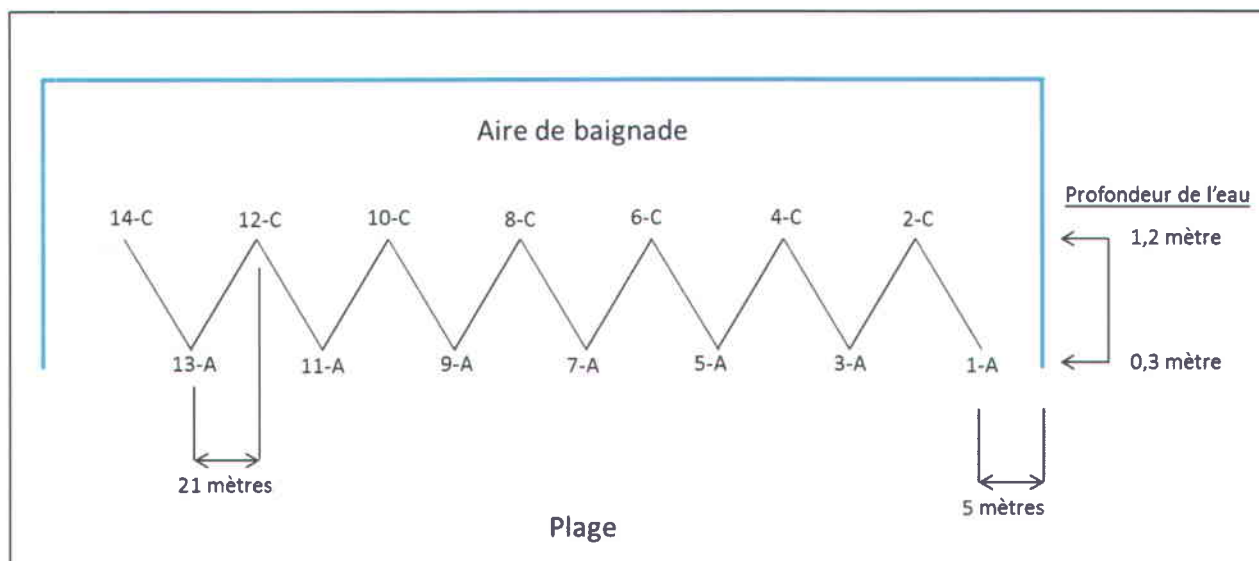


Figure 3-10 Technique d'échantillonnage en « W » (adapté de MENV, 2004).

Un total de 209 mesures est disponible pour les années 2008 à 2011 et le nombre de mesures par année est présenté au tableau 3-6. Le détail des mesures de concentrations en coliformes fécaux prises à plage de la Baie de Beauport est présenté à l'annexe I.

Tableau 3-6 Nombre de mesures de la concentration en coliformes fécaux à la Baie de Beauport.

<i>Année</i>	<i>Nombre de mesures</i>
2008	31
2009	42
2010	68
2011	68

De la même façon que pour les données de la rivière Beauport, les concentrations en coliformes fécaux à la plage de la Baie de Beauport peuvent être présentées sous forme de diagramme en boîte (Figure 3-11). La médiane de l'année 2008 se situe au-delà de la norme de 200 UFC/100 ml alors que la médiane des années 2009 à 2011 se situe en deçà de cette

norme. Cependant, bien que la majorité des médianes se situe sous la norme de 200 UFC/100 ml, plusieurs mesures de concentration en coliformes fécaux dépassent cette norme.

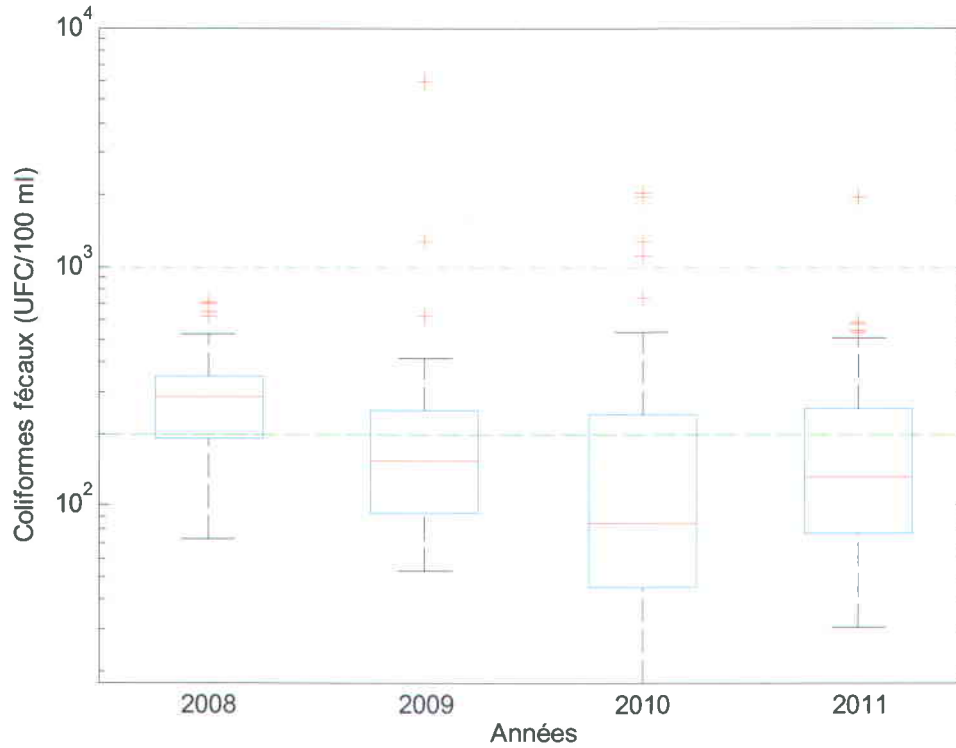


Figure 3-11 Évolution de la qualité de l'eau à la plage de la Baie de Beauport.

La figure 3-12 montre le nombre de mesures qui dépassent la norme de baignade. Entre 2008 et 2011, la norme pour la baignade était dépassée de 28 % à 71 % du temps, bien que la baignade était interdite en tout temps (Mathieu, 2012). Quant aux activités à contact secondaire, elles sont compromises entre 0 et 5 % du temps à la plage de la Baie de Beauport.

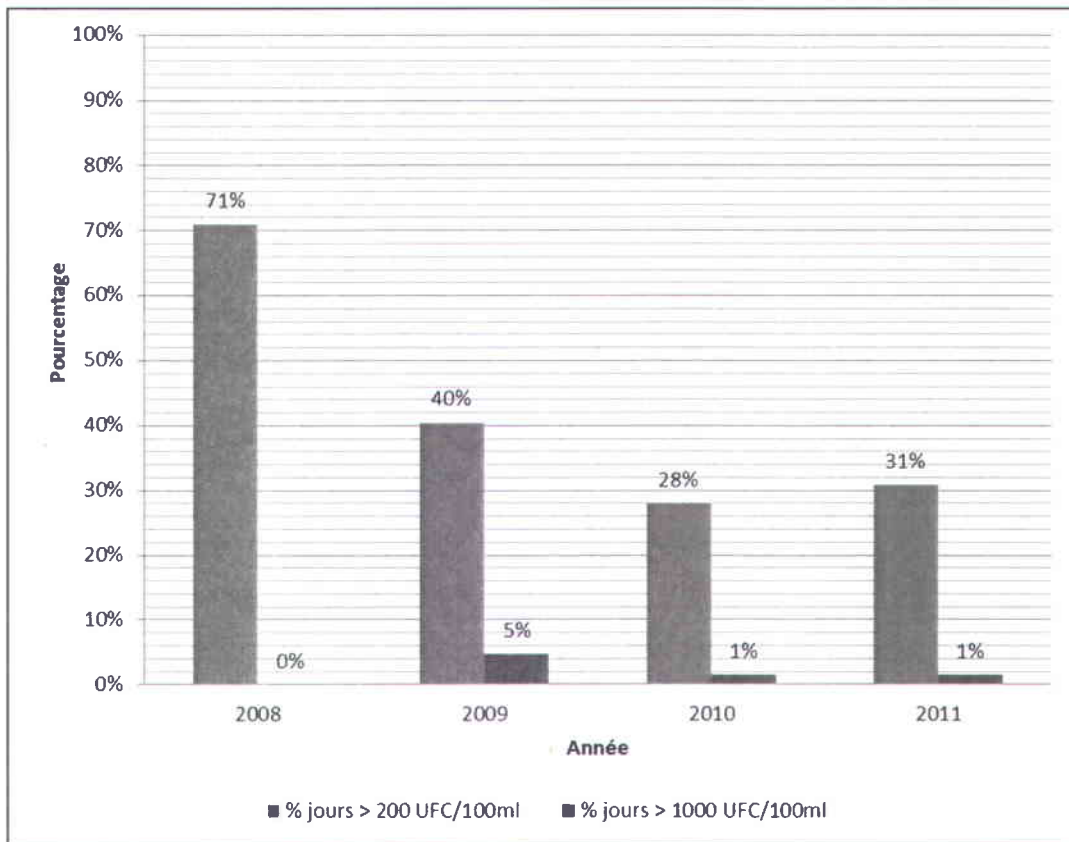


Figure 3-12 Pourcentage de jours dépassant les normes de qualité de l'eau à la plage de la Baie de Beauport.

La grande variabilité dans les mesures de concentrations en coliformes fécaux à la rivière Beauport, couplée à une prise de mesure dont la fréquence est déterminée de façon quasi aléatoire, c'est-à-dire sans lien avec la variation temporelle des sources de contamination, permet de soulever un doute sur la représentativité des conditions de concentrations réelles dans la rivière Beauport. En effet, tel que mentionné précédemment, plusieurs facteurs peuvent influencer les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière, dont les raccordements illicites, les conditions météorologiques, les débordements de réseaux unitaires, la méthode de prise de mesures, etc. Un échantillonnage idéal, c'est-à-dire un échantillonnage permettant de décrire au mieux le comportement des coliformes fécaux dans la rivière Beauport, devrait

intégrer la caractérisation de plus de 15 évènements de pluie (Mourad, 2007) en données hydrologiques (débits et précipitations) et en données de qualité (concentration en coliformes fécaux). De plus, l'intervalle de temps entre les mesures devrait être plus court que le temps de concentration du bassin versant afin de bien caractériser toutes les composantes de l'hydrogramme. Aussi, la quantité de données de concentrations en coliformes fécaux par saison permet de comparer grossièrement les années entre elles. En effet, on retrouve sensiblement le même nombre de données chaque saison; elles ont été prises pendant la période du 1^{er} mai au 31 août et toujours avec les mêmes protocoles. Cependant, il n'est pas possible de statuer sur une quelconque évolution de la qualité de l'eau avec si peu d'années d'observations. Néanmoins, les séries de données disponibles pour cette étude permettent de dresser un portrait général de la qualité microbiologique de l'eau dans la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport et de faire des analyses statistiques, tel que présenté à la section 4.

3.2.4 Données concernant les débordements du réseau unitaire

3.2.4.1 Généralités sur SOMAE

SOMAE (Suivi des Ouvrages Municipaux d'Assainissement des Eaux) est un programme mis en place par le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) du Québec. L'objectif principal de ce programme est d'effectuer le suivi des ouvrages de surverse, de vérifier si les exigences de rejets établies pour chaque ouvrage sont respectées et, par conséquent, d'évaluer la performance de ces ouvrages sur une base annuelle. Pour ce faire, les ouvrages sont suivis (soit par télémétrie, soit par visite hebdomadaire) afin que tous les débordements puissent être compilés. Dans SOMAE, une variété d'informations est disponible sur chaque ouvrage suivi et pour chacun des jours de l'année. Les informations les plus pertinentes, telles que décrites dans Duchesne *et al.* (2011), sont :

- le numéro de l'ouvrage suivant la nomenclature adoptée par les gestionnaires du réseau;
- le type d'ouvrage (régulateur, trop-plein, réservoir de rétention, poste de pompage, déversoir, etc.);

- le mode de suivi de l'ouvrage : ce mode de suivi indique si l'ouvrage est équipé d'un enregistreur permettant de connaître la durée de chaque épisode de débordement. Il existe dans SOMAE six types d'enregistreurs dont les ouvrages peuvent être équipés;
- l'épisode de débordement lorsqu'un débordement a lieu;
- les circonstances du débordement : il s'agit de commentaires expliquant la(les) cause(s) de l'épisode de débordement (ex. : pluie, panne, obstruction, marée, maintenance, etc.). Dans quelques rares cas, cette cause est inconnue;
- la durée de débordement s'il y a lieu.

3.2.5 Ouvrages de débordement dans le bassin versant de la rivière Beauport

Lors d'évènements pluvieux importants, deux ouvrages de débordement, soit l'ouvrage U051 et l'ouvrage U057 (Figure 3-4), peuvent déverser leur surplus dans la rivière Beauport. Le tableau 3-7 présente le nombre de débordements enregistrés pour chaque ouvrage pour les mois de mai à août des années 2008 à 2011. Seuls les débordements causés par la pluie ont été retenus.

Tableau 3-7 Nombre de débordements des ouvrages U051 et U057 causés par la pluie pour la période du 1^{er} mai au 31 août.

Année	Nombre de débordements	
	U051	U057
2008	25	55
2009	34	41
2010	13	30
2011	15	50

À la lumière des informations fournies par la base SOMAE, il n'est pas possible d'évaluer le volume débordé lors d'épisodes de débordement. Malheureusement, les enregistreurs de ces ouvrages notent seulement la durée du débordement. Il est possible qu'un débordement ait lieu pendant une longue période de temps et que le débit soit faible. Alors que dans une autre situation, le temps de débordement peut être très court, mais l'ouvrage peut déborder à grand débit. Ces différences entre les durées et les volumes de débordement proviennent de multiples facteurs, dont l'intensité et la durée de la pluie, les conditions d'humidité des sols précédant l'évènement de pluie, la distribution spatiale de la pluie, etc. De ce fait, il sera nécessaire

d'estimer les volumes débordés par modélisation hydraulique afin de connaître l'impact de ces débordements sur la qualité des eaux de la rivière Beauport.

Aussi, afin d'avoir une idée de la sensibilité des ouvrages de débordement, Schroeder *et al.* (2011) ont élaboré une méthode permettant de calculer la hauteur critique de pluie au-delà de laquelle il est le plus probable d'observer un débordement de réseau unitaire (DRU). Cette méthode a été appliquée dans Fortier (2013) sur des ouvrages de débordement du Québec. Dans le cadre de ce projet, la méthode a été employée sur les deux ouvrages de débordement présents sur la rivière Beauport. Les figures 3-13 et 3-14 présentent graphiquement l'application de la méthode. De façon générale, chaque épisode de pluie est associé à un événement de DRU (points rouges) ou de non-DRU (points bleus). Un événement de non-DRU correspond à un événement de pluie n'ayant pas causé de débordement du réseau unitaire. Tous les événements sont présentés sur les figures sous forme de points (rouges et bleus) et associés à une durée de débordement. Puis, une distribution de probabilité cumulative est associée à chaque événement de DRU (courbe rouge) et à chaque événement de non-DRU (courbe bleue). La courbe rouge correspond à la probabilité qu'une pluie causant une DRU ait une hauteur de pluie supérieure à celle en abscisse, tandis que la courbe bleue représente la probabilité qu'une pluie ne causant pas de DRU ait une hauteur de pluie inférieure à celle en abscisse. Par la suite, pour chaque hauteur de pluie, la moyenne des deux courbes de probabilités est calculée. La hauteur critique de pluie correspond à la hauteur pour laquelle la moyenne des deux courbes de probabilités est maximale, c'est-à-dire à la plus forte probabilité d'identifier correctement un événement de pluie comme étant de type DRU ou non. Cette méthode ne permet pas de connaître les volumes débordés, mais d'estimer une hauteur critique de pluie pour laquelle il y a le plus de chance d'observer un débordement (DRU) si la hauteur de pluie est supérieure à cette hauteur critique. L'analyse démontre que la hauteur critique de l'ouvrage U057 est de 1,4 mm, et ce, avec 84 % de chance d'identifier correctement un débordement (c.-à-d. qu'une pluie inférieure à 1,4 mm a 16 % de chance de provoquer un débordement), alors que la hauteur critique pour l'ouvrage U051 est de 4,4 mm avec une probabilité de 77 % d'identifier correctement un débordement.

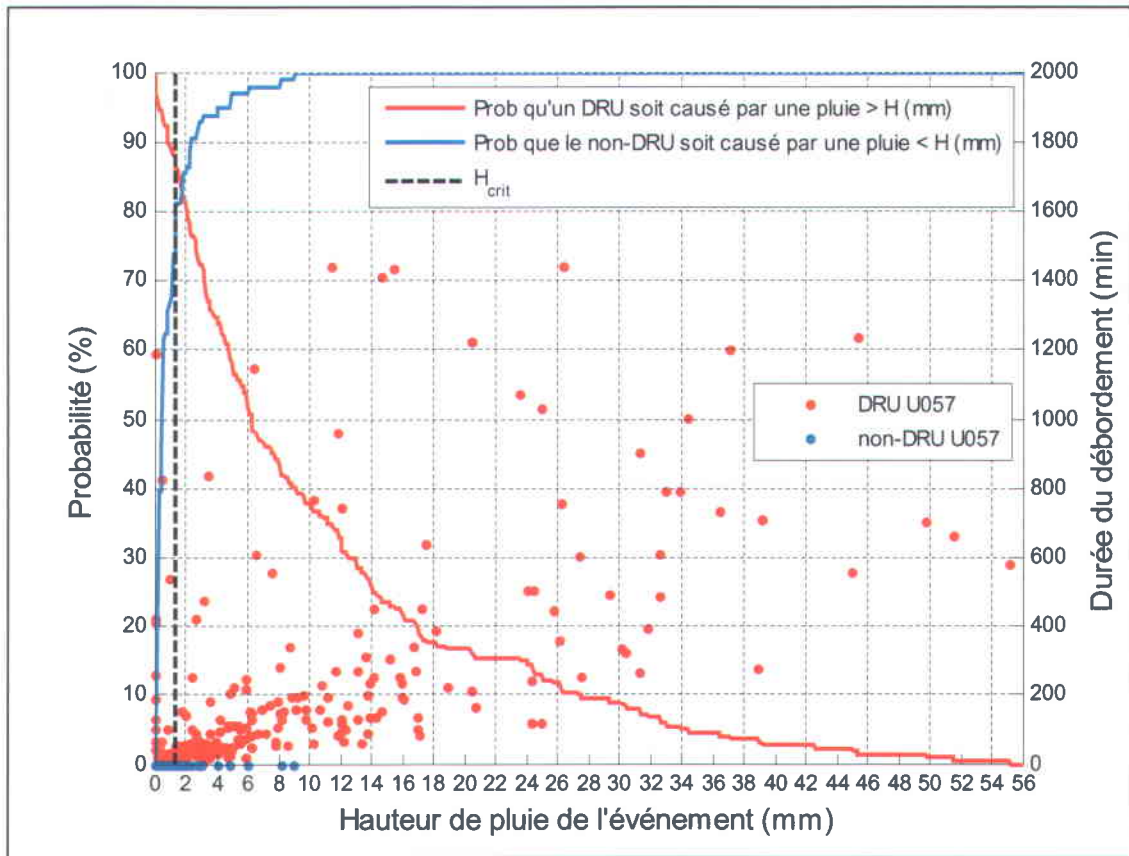


Figure 3-13 Détermination de la hauteur critique de pluie (mm) causant un DRU à l'ouvrage U057.

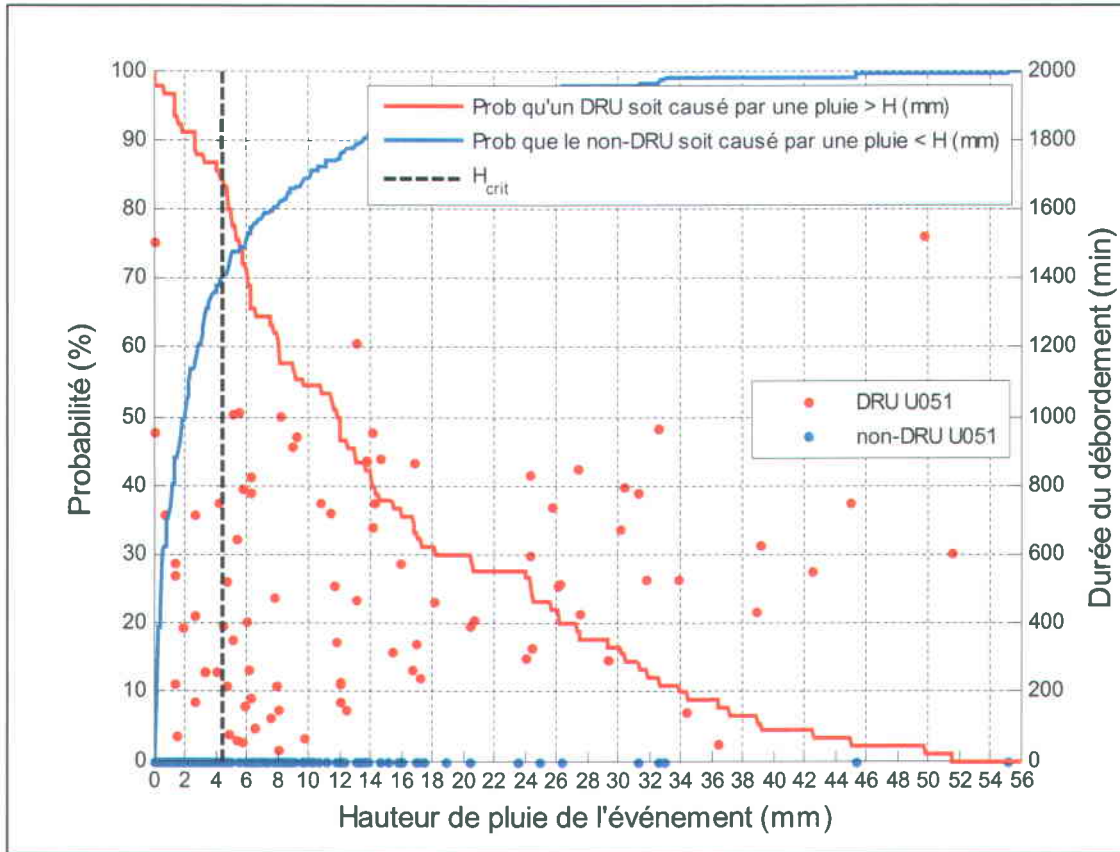


Figure 3-14 Détermination de la hauteur critique de pluie (mm) causant un DRU à l'ouvrage U051.

3.3 Modèles

Deux modèles d'estimation des apports en coliformes fécaux ont été retenus afin de permettre une analyse critique de leurs différentes options de modélisation et de leur méthodologie d'application. Les modèles retenus sont la méthode simple utilisée selon deux approches différentes et le modèle SWMM. Cette section présente seulement les principales caractéristiques du modèle SWMM. Les détails de la méthodologie appliquée pour l'utilisation des deux modèles seront présentés au chapitre 5.

3.3.1 SWMM

Tel que démontré dans la revue de la littérature, le modèle SWMM est bien adapté aux objectifs de la présente étude. Le modèle SWMM est conçu principalement pour les milieux urbains, comme le bassin versant de la rivière Beauport. De plus, il est utilisé par la Ville de Québec sur le bassin versant de la rivière Beauport. Ce modèle permet la modélisation de la qualité de l'eau et de systèmes complexes de conduites et cours d'eau. L'utilisation d'un tel logiciel permet de tenir compte des modifications du territoire au fil du temps et d'y inclure des séries temporelles de pluie en continu, permettant ainsi la validation du modèle avec des valeurs observées. La Ville de Québec possédait déjà deux modèles hydrologiques/hydrauliques de SWMM calés pour le bassin versant de la rivière Beauport. Le premier de ces modèles, appelé à la section 3.3.1.1 modèle « séparé », inclut le drainage de surface ainsi que le drainage pluvial alors que le second, appelé modèle « unitaire » à la section 3.3.1.2, simule les écoulements pour les réseaux de drainage de types unitaire et pseudo-séparé. Bien que ces deux modèles aient été préalablement calés et validés, quelques vérifications d'usage ainsi que quelques modifications ont dû y être apportées. Ces vérifications et modifications font l'objet de la section 5.1.2.

3.3.1.1 *Modèle séparé*

La rivière Beauport ainsi que les petits cours d'eau, les conduites pluviales et les bassins de rétention sont représentés dans le modèle séparé. Le modèle séparé du bassin de la rivière Beauport est composé de 913 sous-bassins de drainage ayant tous des caractéristiques différentes. Un résumé des différents paramètres et caractéristiques de ces sous-bassins, extraits du logiciel SWMM, est présenté au tableau 3-8. La superficie totale du bassin versant telle que modélisée dans le logiciel SWMM (28,7 km²) est plus élevée que celle énoncée par OBV Capitale (2012) (26 km²). Les différences sont également présentées à la figure 3-5. Cette différence s'explique par le découpage du bassin versant qui a été effectué selon deux méthodes différentes : l'une par la topographie (bassin tracé en rouge à la figure 3-5) et l'autre par les bassins de drainage municipaux (bassin tracé en bleu à la figure 3-5). Les données issues du découpage par la topographie proviennent du jeu de données topographiques numériques CanVec, distribué par Ressources naturelles Canada (RNCAN, 2012). Cependant, puisque le bassin versant de la rivière Beauport est urbanisé, il y a transfert d'eau des bassins de drainage adjacents vers le bassin de la rivière Beauport par l'entremise des conduites pluviales, d'où la différence entre la superficie présentée dans le tableau 3-8 et celle décrite par OBV Capitale (2012).

Tableau 3-8 Caractéristiques et paramètres du modèle séparé.

Caractéristiques physiques	Valeur	Unité
Superficie totale	28,7	km ²
Nombre de sous-bassins	914	-
Superficie moyenne des sous-bassins	31 000	m ²
Pente moyenne	2	%
Imperméabilité moyenne	31	%
Longueur totale de conduites	91	km
Longueur de la rivière Beauport	11,6	km
Infiltration (Horton)		
Infiltration maximum	[75 - 150]	mm/h
Infiltration minimum	[7,5 - 15]	mm/h
Décroissance de l'infiltration	4	1/h
Coefficient de rugosité de Manning (n)		
Surfaces perméables	0,25	-
Surfaces imperméables	0,016	-
Conduites	[0,013 - 0,3]	-

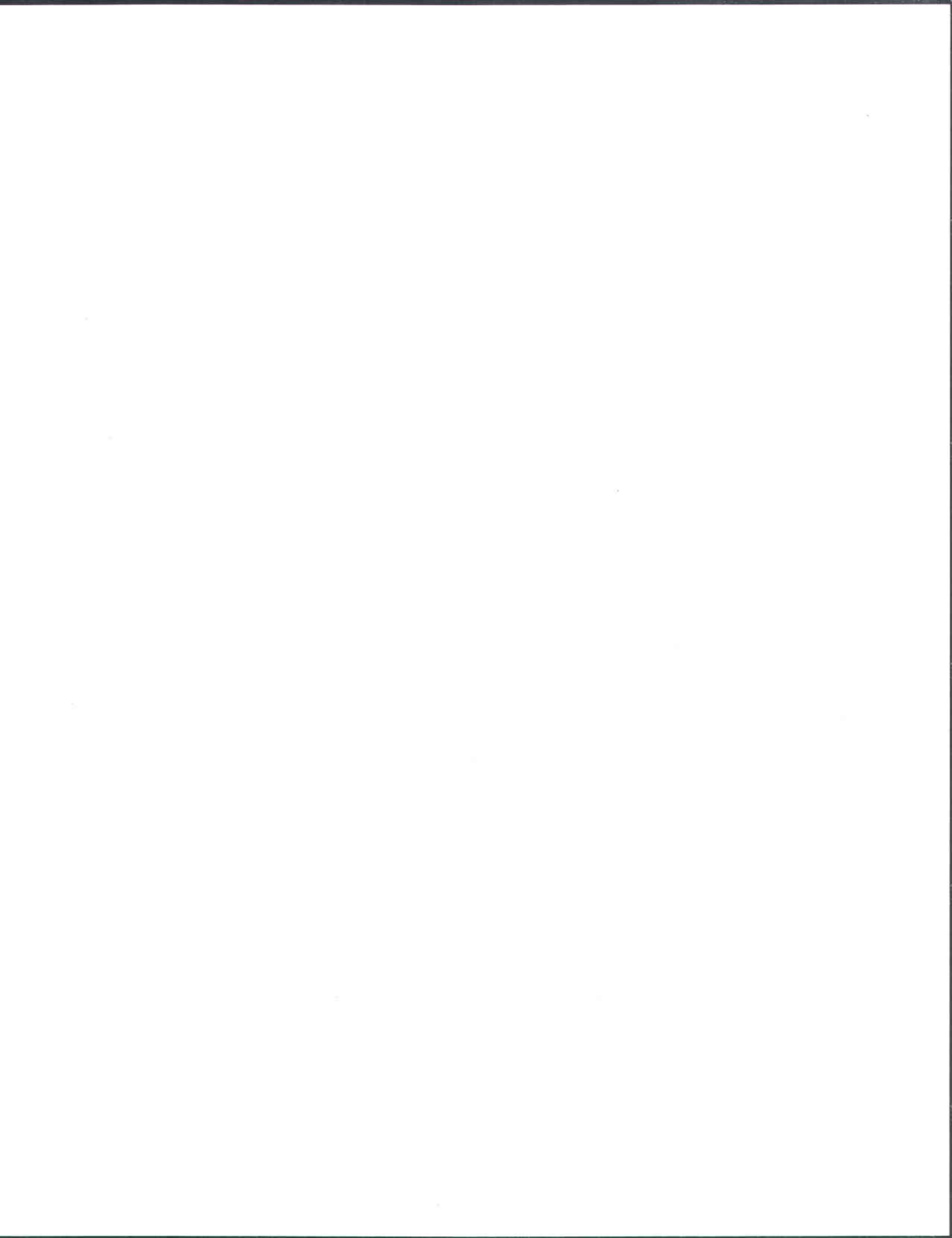
De plus, 15 bassins de rétention pour la gestion des eaux pluviales sont représentés dans le modèle. Tel que mentionné précédemment, le modèle fourni par la Ville de Québec a préalablement été calé et validé. Le détail de la méthodologie de calage et de validation est décrit dans un rapport d'étude interne à la Ville de Québec (2011b).

3.3.1.2 Modèle unitaire

Le modèle unitaire utilisé pour les analyses a été élaboré dans le cadre du « Plan directeur du réseau collecteur d'eaux usées de la Ville de Québec » en 2005. Le modèle fourni a préalablement été calé et validé par la Ville de Québec (2011a). Seules les conduites drainant des eaux usées y sont représentées, c'est-à-dire les conduites du réseau pseudo-séparé ainsi que les conduites du réseau unitaire. Le tableau 3-9 présente les principales caractéristiques des sous-bassins de ce modèle.

Tableau 3-9 Caractéristiques et paramètres du modèle unitaire.

Caractéristiques physiques	Unitaire	Unité
Superficie totale	3,2	km ²
Nombre de sous-bassins	157	-
Superficie moyenne des sous-bassins	73 000	m ²
Pente moyenne	1,67	%
Imperméabilité moyenne	76	%
Longueur des conduites	110	km
Infiltration (Horton)		
Infiltration maximum	[75 - 150]	mm/h
Infiltration minimum	[2 - 10]	mm/h
Décroissance de l'infiltration	[0,001 - 4]	1/h
Coefficient de rugosité de Manning (n)		
Surfaces perméables	[0,25 - 0,28]	-
Surfaces imperméables	0,013	-
Conduites	[0,013 - 0,015]	-



4. Liens avec les variables potentiellement explicatives

Cette section présente différentes analyses réalisées avec les données de concentrations en coliformes fécaux de la rivière Beauport et de la Baie de Beauport. Ces données de concentrations sont mises en relation avec la pluie et avec les débordements de réseau unitaire en temps de pluie.

Une transformation logarithmique a dû être appliquée aux séries de données de concentrations en coliformes fécaux dans la Baie et la rivière Beauport dû à la très grande variabilité des valeurs observées. Cette conversion a également été utilisée dans Crowther *et al.* (2011) pour des données de concentration de coliformes fécaux. Cette transformation permet de rencontrer l'hypothèse de normalité qui doit être respectée pour utiliser des tests statistiques nécessitant une distribution normale des séries d'entrée, dont le test statistique ANOVA décrit à la section suivante.

4.1 Liens entre les concentrations en coliformes fécaux et la pluie

4.1.1 Rivière Beauport

Afin de vérifier s'il existe un lien entre les concentrations en coliformes fécaux observées dans la rivière Beauport et la pluie, les données ont été divisées en groupes dépendamment de la quantité de pluie tombée la journée de la prise de mesure de la concentration (jour₀). La différenciation des groupes s'est fait selon la hauteur de pluie au seuil de 0,1 mm. Le premier groupe rassemble les concentrations en coliformes fécaux pour lesquelles la hauteur de pluie est plus grande que 0,1 mm et le second groupe, celles pour lesquelles la hauteur de pluie est plus petite que 0,1 mm. Le seuil de distinction de la pluie fixé à 0,1 mm est équivalent à la limite de détection du pluviomètre. La séparation des groupes a ensuite été réalisée selon la pluie tombée le jour d'avant (jour₋₁) et deux jours précédant (jour₋₂) la mesure de concentration en coliformes fécaux. La distinction entre la prise de mesure de la concentration en coliformes fécaux et le jour de la pluie vise à vérifier l'influence de la pluie des jours d'avant sur la concentration en coliformes fécaux, et ce, jusqu'à deux jours avant à la prise de mesure. Une fois les mesures en coliformes fécaux séparées selon la quantité de pluie tombée et le jour de la

pluie, ces séries de données ont été comparées entre elles à l'aide d'un test d'analyse de la variance, le test ANOVA à un facteur.

Le test ANOVA à un facteur est un test statistique permettant de comparer les moyennes de deux populations ou plus. Les populations doivent être indépendantes. Dans le cas présent, les populations à comparer sont les concentrations en coliformes fécaux les jours de pluie et sans pluie, tandis que les échantillons sont composés des différentes concentrations mesurées. L'hypothèse nulle de ce test est que les moyennes des populations étudiées sont égales.

Le test ANOVA confirme que les concentrations en coliformes fécaux observées lors de journées avec et sans pluie (seuil à 0,1 mm) sont différentes à un seuil de signification de 0,05. Aussi, le même test confirme que les séries de concentrations en coliformes fécaux sont différentes lorsqu'il pleut ou non le jour d'avant (jour₋₁) la mesure de coliformes fécaux, à un seuil de signification de 0,05. Cependant, le test n'a pas pu vérifier que les séries étaient différentes lorsqu'il pleut ou non deux jours avant (jour₋₂) la mesure de concentration en coliformes fécaux.

Le même exercice a été réalisé en comparant les concentrations en coliformes fécaux et la quantité de pluie, mais cette fois-ci en considérant un seuil de 5 mm au lieu de 0,1 mm pour déterminer s'il a plu ou non au cours d'une journée. Le seuil de 5 mm correspond au nombre entier du seuil critique supérieur de hauteur de pluie pouvant occasionner un débordement de réseau unitaire pour les ouvrages U051 et U057 selon la méthode de Schroeder et al (2011). Le seuil établi à 5 mm correspond aux évènements pluvieux susceptibles d'engendrer un ruissellement significatif. Les résultats obtenus avec ce seuil sont semblables à ceux obtenus lorsque le seuil est fixé à 0,1 mm. En effet, les séries de concentrations sont significativement différentes s'il a plu ou non le jour même de la mesure de concentration ou le jour d'avant, alors que cette différence n'a pas pu être vérifiée pour les concentrations en coliformes fécaux pour lesquelles il avait plu plus de 5 mm ou non deux jours avant la prise de la mesure en rivière. Le résumé des tests ANOVA est présenté au tableau 4-1.

Tableau 4-1 Moyennes géométriques des concentrations en coliformes fécaux observées dans la rivière Beauport (du 1^{er} mai au 31 août) en fonction de la hauteur de pluie pour les jours₀, jour.₁, et jour.₂, et résultats des tests ANOVA.

Jour de la pluie	Moyenne géométrique des concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 ml)				Résultat de l'ANOVA <i>p_value</i>
	Seuil de la pluie		Seuil de la pluie		
	< 0,1 mm	≥ 0,1 mm	< 5 mm	≥ 5 mm	
Jour ₀	445	781	502	1030	< 0,05
Jour. ₁	436	767	493	1061	< 0,05
Jour. ₂	539	640	432	771	> 0,05

Ces résultats montrent l'influence de la pluie sur les concentrations en coliformes fécaux observées dans la rivière Beauport. L'influence positive de la pluie sur les concentrations en coliformes fécaux est discernable jusqu'à une journée suivant l'évènement de pluie.

4.1.2 Baie de Beauport

Les résultats du test ANOVA comparant les concentrations en coliformes fécaux à la plage de la Baie de Beauport pour les journées avec ou sans pluie sont présentés au tableau 4-2. Tout comme pour la rivière Beauport, ces résultats confirment que les concentrations en coliformes fécaux observées lors de journées avec et sans pluie sont significativement différentes (que le seuil soit fixé à 0,1 mm ou 5 mm). Le même test confirme aussi que les concentrations en coliformes fécaux observées sont significativement différentes lorsqu'il y a eu de la pluie ou non le jour d'avant (jour.₁). Cependant, ce test n'a pas pu vérifier que les concentrations sont différentes s'il a plu ou non deux jours avant la mesure (jour.₂). Ces résultats montrent l'influence de la pluie sur les concentrations en coliformes fécaux observées à la plage de la Baie de Beauport jusqu'à une journée suivant l'évènement de pluie.

Tableau 4-2 Moyennes géométriques des concentrations en CF observées dans la Baie de Beauport (du 1^{er} mai au 31 août) en fonction de la hauteur de pluie pour les jours₀, jour_{.1}, et jour_{.2}, et résultats des tests ANOVA.

<i>Jour de la pluie</i>	<i>Moyenne géométrique (CF) (UFC/100 ml)</i>				<i>Résultat de l'ANOVA</i>
	<i>Seuil de la pluie</i>		<i>Seuil de la pluie</i>		<i>p_value</i>
	<i>< 0,1 mm</i>	<i>≥ 0,1 mm</i>	<i>< 5 mm</i>	<i>≥ 5 mm</i>	
Jour ₀	128	177	142	189	< 0,05
Jour _{.1}	112	199	135	226	< 0,05
Jour _{.2}	140	158	138	196	> 0,05

4.2 Liens entre les concentrations en coliformes fécaux et les débordements

4.2.1 Rivière Beauport

Une autre source probable de coliformes fécaux est les débordements du réseau unitaire (DRU) en temps de pluie. Cette section de l'étude examine si les DRU en temps de pluie ont de l'influence sur les concentrations en coliformes fécaux observées dans la rivière Beauport. Pour ce faire, le nombre de DRU d'une journée a été associé à la mesure de la concentration en coliformes fécaux de cette même journée. Le temps de concentration du bassin étant court et le site d'échantillonnage étant situé tout juste à l'aval des points de rejet, une analyse mettant en relation les concentrations observées en coliformes fécaux avec les débordements survenant la veille des journées d'échantillonnage n'est pas justifiée. Puisqu'il y a deux ouvrages de débordement sur la rivière Beauport, trois scénarios peuvent se produire lors d'un évènement de pluie, soit qu'aucun DRU ne soit observé, soit qu'un seul des deux ouvrages déborde, et finalement, que les deux ouvrages débordent. La figure 4-1 présente sous forme de diagramme en boîte les concentrations en coliformes fécaux regroupées selon le scénario observé la journée de la prise de mesure. Un test ANOVA confirme que les moyennes sont significativement différentes au seuil de signification de 0,05 selon qu'il n'y ait eu aucun débordement par rapport à une situation présentant un ou deux débordements. Ces résultats montrent clairement l'influence des DRU sur la dégradation de la qualité microbiologique de l'eau de la rivière Beauport.

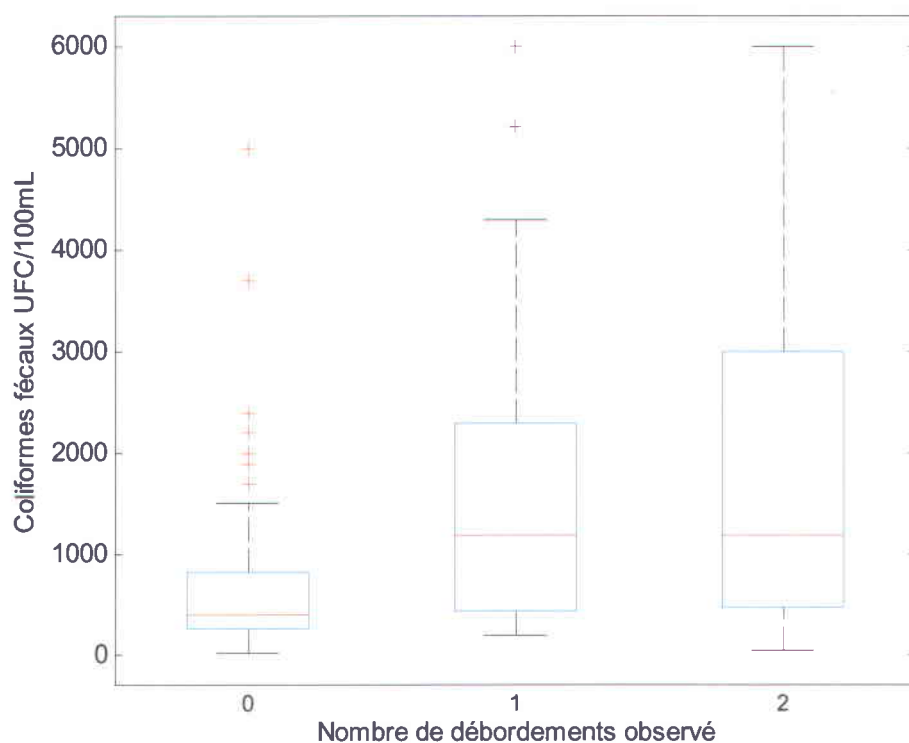


Figure 4-1 Concentrations en CF observées à la rivière Beauport en fonction du nombre de DRU observés le jour même.

4.2.2 Baie de Beauport

La même analyse a été effectuée cette fois en mettant en relation les concentrations en coliformes fécaux observées à la Baie de Beauport avec les DRU observés dans la rivière Beauport. Dans ce cas-ci, aucune différence significative n'a été observée entre les concentrations en coliformes fécaux de la Baie de Beauport et le nombre de DRU dans la rivière Beauport. La figure 4-2 montre sous forme de diagramme en boîtes les données de concentrations en coliformes fécaux à la Baie de Beauport selon le nombre de débordements observé dans la rivière Beauport.

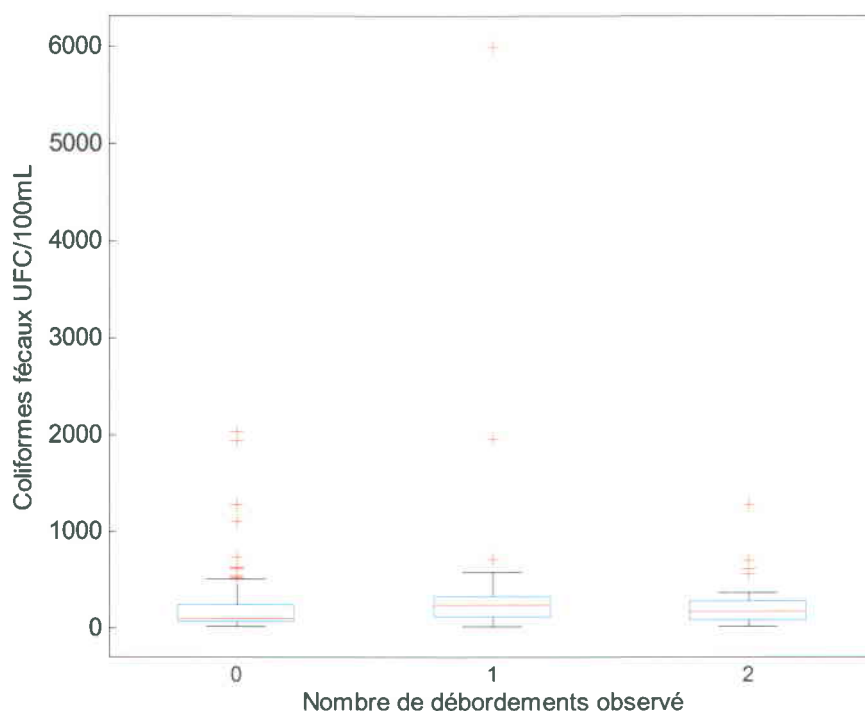


Figure 4-2 Concentrations en CF observées à la Baie de Beauport en fonction du nombre de DRU observés le jour même.

4.3 Concentrations en coliformes fécaux de la rivière Beauport et de la Baie de Beauport

La Baie de Beauport rencontre, plus souvent que la rivière Beauport, des conditions favorables à la baignade. En effet, les concentrations en coliformes fécaux sont beaucoup plus élevées dans la rivière Beauport qu'à la plage de la Baie de Beauport. Duchesne *et al.* (2011) mettent en évidence les sources de pollution pouvant affecter la qualité microbiologique de l'eau à la plage de la Baie de Beauport. Cependant, il n'est pas impossible que la rivière Beauport influence négativement les concentrations en coliformes fécaux observées à la Baie de Beauport. La preuve d'un tel lien n'est pas démontrée dans le présent mémoire, puisque les objectifs de la recherche sont concentrés essentiellement sur le bassin versant de la rivière Beauport. Par contre, la figure 4-3 permet d'apprécier les concentrations en coliformes fécaux à la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport sur un même graphique. Chaque point sur le graphique, pour un total de 144, représente les mesures de concentrations en coliformes fécaux à la plage de la Baie de Beauport et dans la rivière Beauport lors d'une même journée. Globalement, lorsque les concentrations en coliformes fécaux à la rivière Beauport augmentent,

celles de la plage de la Baie de Beauport augmentent également. Cependant, cela ne signifie pas nécessairement que la cause des concentrations élevées en coliformes fécaux à la plage de la Baie de Beauport soit les apports de la rivière Beauport. En effet, lors d'évènements pluvieux, les concentrations en coliformes fécaux augmentent à la rivière Beauport, tel que montré précédemment, mais ceci est aussi probablement le cas dans d'autres tributaires du fleuve Saint-Laurent près de la plage de la Baie de Beauport, soit la rivière Saint-Charles et le ruisseau du Moulin. De plus, d'autres sources de coliformes fécaux peuvent atteindre la plage de la Baie de Beauport en temps de pluie, comme les débordements de réseaux unitaires dans le fleuve Saint-Laurent et la contamination des eaux de ruissellement qui sont acheminées au fleuve en temps pluie par les émissaires pluviaux, tel que présenté dans Duchesne *et al.* (2011). De plus, les analyses ne permettent pas d'établir un lien étroit entre les concentrations de la rivière et celles de la Baie. Par contre, les connaissances de la quantification des apports en coliformes fécaux sur le bassin de la rivière Beauport, couplées à des outils adaptés qui intégreraient, par exemple, des composantes de transport des contaminants et l'effet des marées, permettraient d'étudier la dynamique entre la rivière Beauport et la Baie de Beauport. De ceci, il pourrait s'ensuivre un modèle prédictif de qualité de l'eau à la Baie de Beauport qui pourrait être utilisé pour autoriser la baignade lorsque les conditions le permettent.

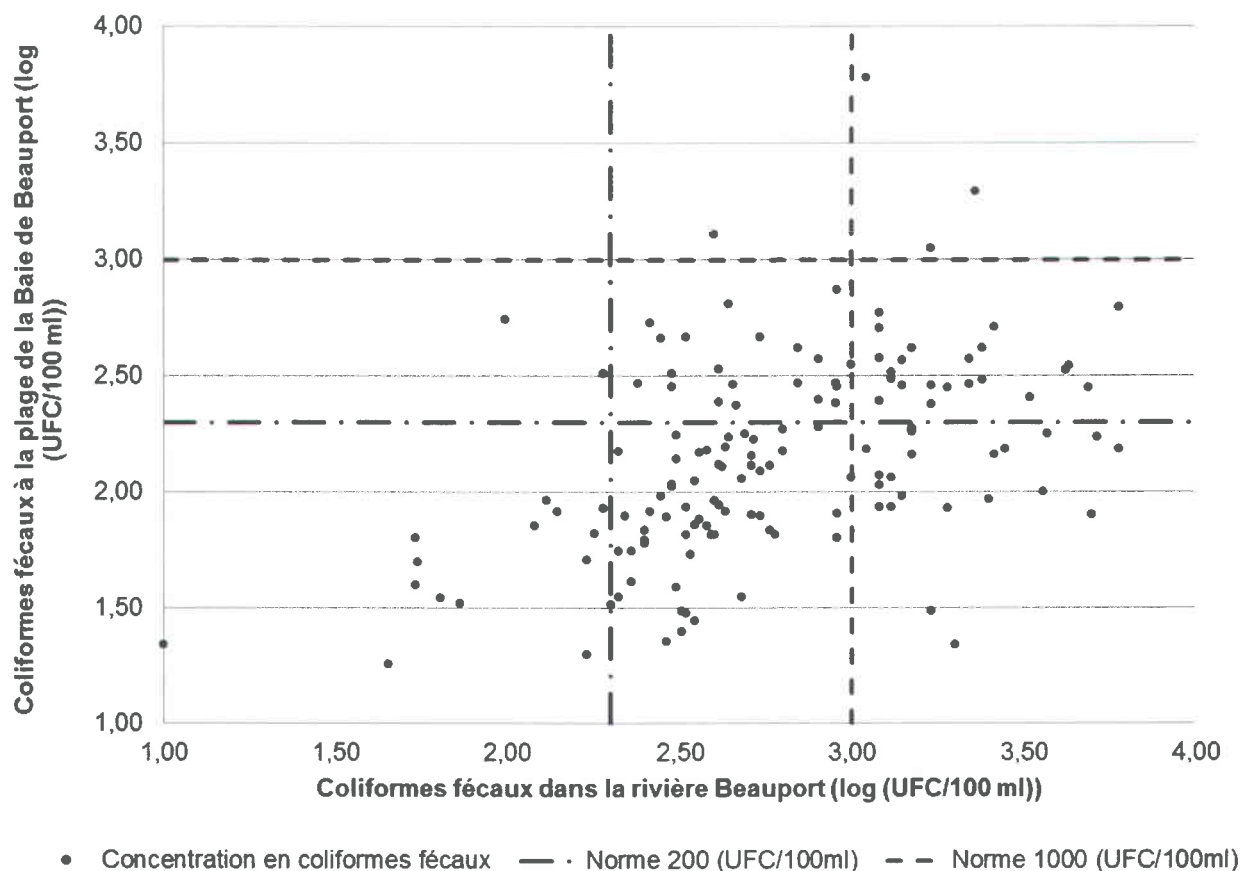


Figure 4-3 Logarithmes des concentrations en coliformes fécaux mesurées dans la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport.

4.4 Synthèse

Ce chapitre présente les liens statistiques entre les concentrations en coliformes fécaux observées dans la rivière Beauport et à la plage de la Baie Beauport avec différentes variables explicatives. Tout d'abord, les analyses montrent que les concentrations en coliformes fécaux observées sont influencées à la hausse selon la hauteur de pluie tombée le jour même et la veille de la prise de mesures. Ce constat est valide pour la rivière Beauport et la plage de la Baie de Beauport. De plus, il a été montré que les débordements de réseau unitaire ayant lieu dans la rivière Beauport en temps de pluie ont un impact significatif sur les concentrations en coliformes fécaux observées dans la rivière Beauport. Cependant, ce constat n'a pu être validé avec les concentrations observées à la plage de la Baie de Beauport. Finalement, une corrélation linéaire significative est observée entre les données de concentrations en coliformes fécaux de la rivière Beauport et celles de la plage de la Baie de Beauport.

5. Quantification des apports en coliformes fécaux

Ce chapitre porte sur la quantification des apports en coliformes fécaux par modélisation. Pour toutes les modélisations présentées, la période de simulation est la même. La période considérée est celle pendant laquelle les activités liées à l'eau sont le plus pratiquées, c'est-à-dire durant la période estivale du 1^{er} mai au 31 août pour les quatre années d'étude, soit de 2008 à 2011. Les pluies utilisées sont les pluies observées tel que présenté à la section 3.2.1. Deux modélisations des apports en coliformes fécaux sont présentées. D'abord la modélisation hydrologique/hydraulique détaillée avec le modèle SWMM et la modélisation avec la méthode simple selon deux approches différentes.

5.1 Modélisation hydrologique/hydraulique

5.1.1 Description de la modélisation

Le modèle SWMM a été utilisé pour la quantification des charges en coliformes fécaux apportées à la rivière Beauport en temps de pluie. Ce modèle permet la modélisation de l'hydrologie, de l'hydraulique et de la qualité de l'eau. Le modèle a été utilisé dans un mode de simulation continu. Ce mode permet de mieux représenter les paramètres d'humidité du sol d'un événement pluvieux à l'autre et de simuler avec des pluies réelles sur la période de modélisation. L'option de calcul choisie est l'onde dynamique. Cette option prend en considération les conduites en surcharge, les débordements aux nœuds, etc. Puisque les modèles fournis par la Ville de Québec ont été préalablement calés et validés, on suppose qu'ils fournissent une représentation adéquate du régime hydrologique et des débordements observés sur le bassin versant de la rivière Beauport. Cependant, suite à une vérification sommaire, quelques modifications mineures ont dû être apportées. Ces modifications sont précisées aux sections suivantes.

5.1.2 Modèle séparé

Parmi les modifications de base apportées au modèle, on compte l'ajout d'une occupation du territoire à chaque sous-bassin pour l'implantation du modèle de qualité. Les occupations du territoire présentées au tableau 3-1 à la section 3.1 ont été assignées suite à une analyse de cartes géoréférencées (orthophotos). Une modification importante du modèle séparé est l'ajout

d'un pourcentage d'imperméabilité à la zone unitaire de 0 % et d'une infiltration maximale ne permettant aucun ruissellement. En effet, l'eau qui tombe sur ces secteurs est drainée par le réseau unitaire, il n'y a donc pas lieu de considérer ces zones comme productrices de ruissellement selon le modèle séparé. De plus, une vérification de tous les objets (nœuds, liens et sous-bassins) a été effectuée afin de valider la connectivité de tous les secteurs entre eux, et ce, jusqu'à l'exutoire.

Une façon de valider la justesse d'un modèle est d'évaluer le critère de Nash-Sutcliffe, présenté à l'équation 16 (Nash et Sutcliffe, 1970). Pour évaluer la justesse d'un modèle, ce critère utilise la somme du carré des erreurs entre les valeurs observées et simulées (numérateur) normalisée par la somme du carré des différences entre chaque valeur de débit observée et la valeur moyenne des débits observés (dénominateur). Lorsque le *NS* est égal à 1, cela signifie que l'écart entre les valeurs simulées et observées est nul, donc que le modèle représente bien les valeurs observées. Lorsque le *NS* est égal à 0, ceci signifie que d'utiliser la moyenne des valeurs observées au lieu des données issues de la modélisation donnerait le même résultat, donc que la représentation des valeurs observées par le modèle est médiocre. Puis, lorsque $NS < 0$ (jusqu'à $NS = -\infty$), cela signifie que l'erreur du modèle est plus grande que la somme du carré des différences entre chaque valeur de débit observée et la valeur moyenne des débits observés, donc que le modèle ne représente pas du tout les valeurs observées.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{(i)obs} - Q_{(i)sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{(i)obs} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad (16)$$

où : Q_{obs} est le débit observé au jour i [L^3]/[T];

Q_{sim} est le débit simulé au jour i [L^3]/[T];

n est le nombre total de jours de mesures pour lesquels le critère *NS* est calculé.

Dans la présente étude, le critère de Nash-Sutcliffe a été calculé selon deux méthodes différentes. Une première méthode consiste à évaluer le critère en considérant strictement les valeurs observées et simulées alors que la deuxième est l'ajout d'un débit de base aux débits simulés, et ce, à la station hydrométrique. L'ajout d'un débit de base, fixe pour toutes les valeurs de débits d'une même année, permet de recréer des conditions plus réalistes. En effet, puisque le modèle SWMM est conçu, calé et validé pour la modélisation du drainage urbain, celui-ci

n'intègre pas les conditions d'écoulement souterrain, ni les lacs de tête du bassin versant, qui eux, alimentent la rivière durant les périodes sans épisode de pluie. Cet ajout permet de comparer les débits simulés et observés et ainsi faire augmenter considérablement la valeur du coefficient de Nash-Sutcliffe. Les résultats de l'évaluation des critères sont présentés au tableau 5-1 et la figure 5-2 présente un exemple d'hydrogramme pour la période du 1^{er} mai au 30 septembre 2009. La période d'analyse du coefficient de Nash Sutcliffe pour la validation du modèle séparé (pluvial) s'étend du 1^{er} mai au 30 septembre pour les années 2008 à 2011. Suite à ces analyses, il a été jugé que le modèle permettait de représenter adéquatement le ruissellement sur le bassin versant de la rivière Beauport. En effet, la majorité des pointes de débits est bien représentée d'autant plus qu'il est quasiment impossible de toutes les représenter parfaitement avec un modèle hydrologique simplifié qui ne tient pas compte, notamment, des écoulements souterrains.

Tableau 5-1 Évaluation du critère de Nash-Sutcliffe pour le modèle séparé (du 1^{er} mai au 30 septembre).

<i>Année</i>	<i>Débit de base (m³/s)</i>	<i>Critère de Nash-Sutcliffe sans débit de base</i>	<i>Critère de Nash-Sutcliffe avec débit de base</i>
2008	0,62	0,13	0,63
2009	0,30	0,41	0,74
2010	0,28	0,62	0,89
2011	0,56	0,08	0,68

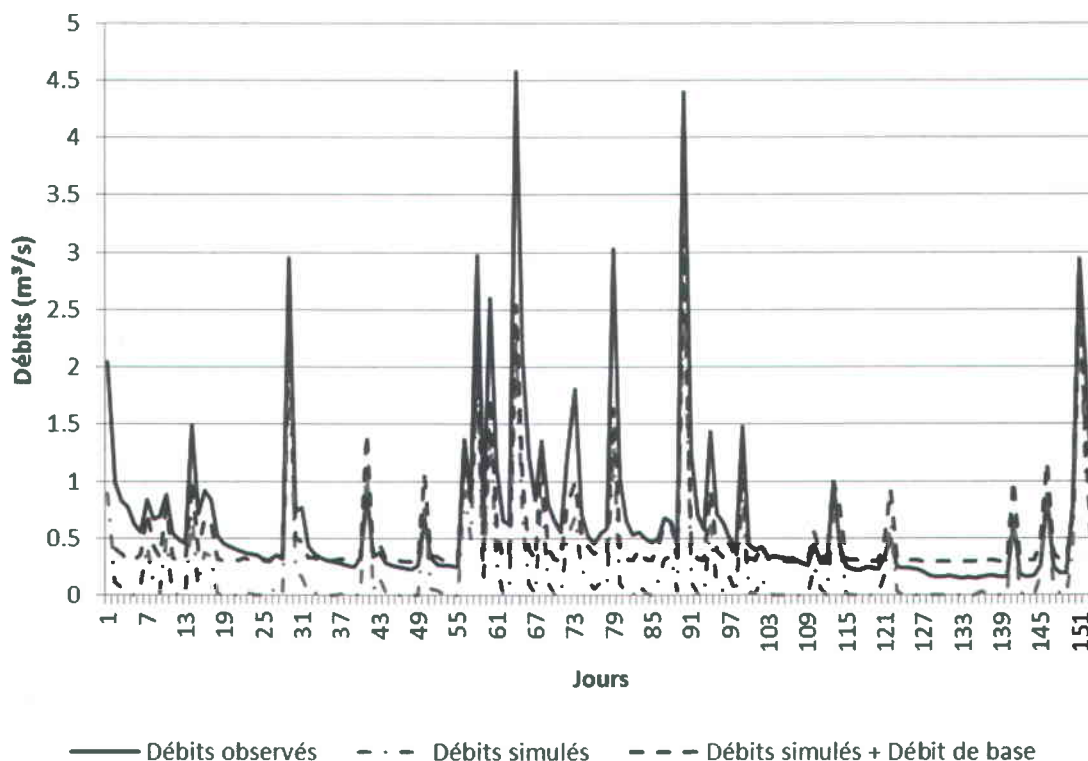


Figure 5-1 Comparaison des débits simulés et observés pour la période du 1^{er} mai au 30 septembre 2009.

5.1.3 Modèle unitaire

Un débordement de réseau unitaire se produit lorsque la quantité d'eau acheminée par le réseau est supérieure à la capacité de celui-ci. La figure 5-2 représente schématiquement ce phénomène. En temps sec, seules les eaux usées d'origines domestique, industrielle et commerciale sont acheminées vers la station d'épuration des eaux (usine). Dans ces circonstances, la capacité du réseau est généralement suffisante pour acheminer le débit s'écoulant dans la conduite vers l'usine. En temps de pluie, ce même réseau doit également transporter les eaux pluviales. Lorsque la capacité des conduites est dépassée, l'excédent est dévié vers un exutoire, créant ainsi un débordement de réseau unitaire. Afin de modéliser ce phénomène avec SWMM, les ouvrages de débordements sont représentés dans le modèle comme des réservoirs ayant un déversoir relié à un exutoire, tel que présenté à la figure 5-3. Ces objets permettent de modéliser les débits ainsi que les volumes d'eau débordés aux ouvrages de débordement. Un débordement est simulé lorsque le niveau d'eau atteint dans le réservoir est supérieur à une limite définie par la hauteur du déversoir. Les débits de sortie sont

alors calculés par l'équation 17, dans les cas où le type de déversoir est transversal et rectangulaire (Rossman, 2010).

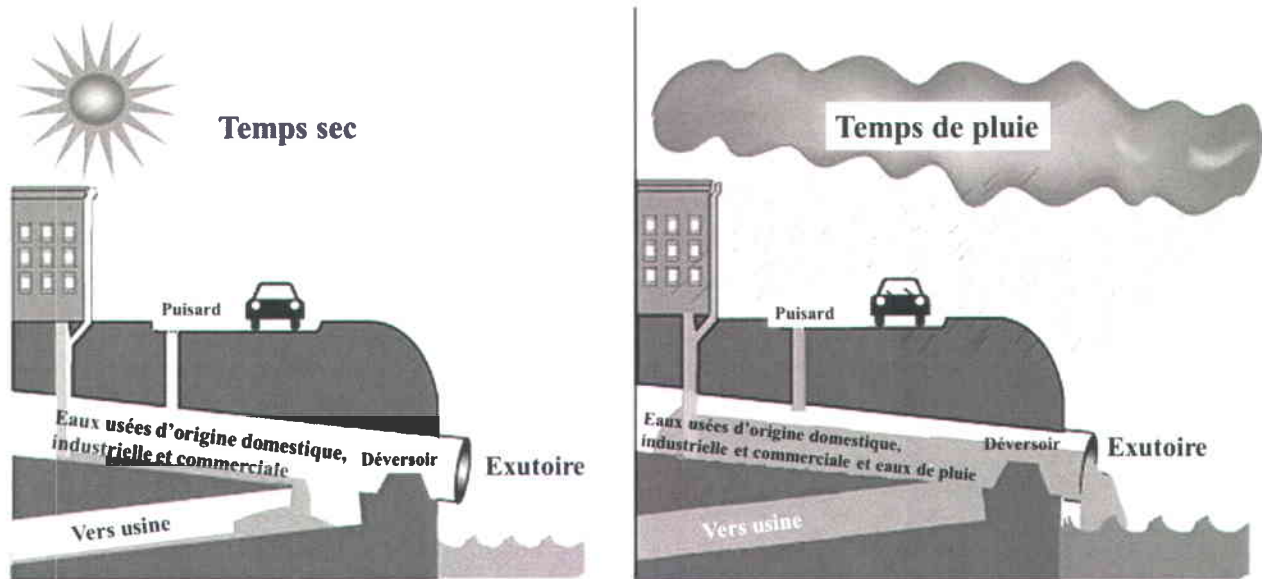


Figure 5-2 Débordement de réseau unitaire en temps de pluie (adaptée de EPA, 2004).



Figure 5-3 Représentation schématique d'un ouvrage de débordement avec le modèle SWMM.

$$Q = C_w L h^{2/3} \quad (17)$$

- où :
- Q est le débit déversé [L^3/T];
 - L est la longueur du déversoir [L];
 - h est la différence de charge entre l'entrée et la sortie du déversoir [L];
 - C_w est le coefficient de décharge [$L^{4/3}/T$].

La méthode employée pour adapter le modèle fut de modifier la hauteur du déversoir associé au réservoir, pour les deux ouvrages de débordement, afin d'ajuster au mieux le nombre de débordements simulés au nombre de débordements observés. Ce critère d'ajustement a été

employé compte tenu que la seule information disponible pour tous les débordements est l'occurrence de l'évènement. En effet, tel que mentionné précédemment, les informations sur la durée et la quantité d'un débordement ne sont pas disponibles ou sont manquantes dans la base de données SOMAE. Le tableau 5-2 montre le meilleur ajustement atteint par la modification de la hauteur du déversoir aux ouvrages U051 et U057. La période de simulation pour laquelle les résultats sont présentés s'étend du 1^{er} mai au 30 septembre pour toutes les années modélisées. Les résultats détaillés de la modélisation sont présentés à l'annexe II. On y retrouve des figures présentant, sous forme de graphiques de type nuage de points, les durées de débordements simulées avec le logiciel SWMM et les durées de débordements observées aux ouvrages de contrôles U051 et U057 ainsi que les volumes simulés de chaque débordement. D'après les analyses, le modèle SWMM a tendance à sous-estimer les durées de débordements. Cependant, cet exercice ne peut donner d'information sur la capacité du modèle à bien représenter les volumes débordés, puisque le volume des débordements observés n'est pas mesuré, mais seulement simulé.

Tableau 5-2 Comparaison du nombre de débordements simulés et observés (du 1^{er} mai au 30 septembre).

Année	Nombre de débordements			
	U051		U057	
	Simulés SWMM	Observés SOMAE	Simulés SWMM	Observés SOMAE
2008	30	28	64	62
2009	26	33	55	50
2010	17	15	48	47
2011	38	17	65	63

5.1.4 Modèle de qualité de l'eau

Le modèle de qualité de l'eau le mieux adapté à la situation présente est celui de la concentration moyenne par évènement (CME). En effet, puisqu'aucun pollutogramme n'est disponible pour la rivière Beauport lors d'évènements de pluie, il n'est pas possible de caler ni de valider un modèle de qualité plus complexe, tel qu'un modèle par accumulation et lessivage. De plus, il s'est avéré que la modélisation avec accumulation et lessivage est très peu répandue pour la modélisation des concentrations de coliformes fécaux, ce qui permet difficilement d'utiliser des valeurs de paramètres issues de la littérature. Au contraire, la méthode CME est beaucoup plus fréquemment utilisée pour l'estimation des apports en coliformes fécaux. Un

autre avantage d'utiliser la CME est que des valeurs sont publiées en fonction de l'occupation du territoire, celle-ci étant facilement attribuable à chacun des sous-bassins sur le bassin versant à l'étude. Les valeurs de CME retenues dans cette étude, résumées au tableau 5-3, sont les valeurs médianes proposées dans le Guide de gestion des eaux pluviales (MDDEFP et MAMROT, 2011), guide auquel tous les travaux de construction modifiant le régime hydrologique d'un bassin versant sont soumis, sauf pour l'occupation « agriculture » et pour les débordements des réseaux unitaires, pour lesquels les valeurs de la CME ont été choisies sur la base de la revue de littérature présentée au chapitre 2. Tel que mentionné précédemment, les coefficients de CME présentés dans la revue de littérature peuvent varier jusqu'à deux ordres de grandeur pour une même occupation du territoire. De ce fait, les CME choisies sont donc empreintes d'une incertitude pouvant varier de plus ou moins un ordre de grandeur. Aussi, bien que ces différentes valeurs de CME soient issues majoritairement de la littérature américaine, Carpenter (2011) a démontré que les eaux pluviales urbaines à Québec présentent des concentrations similaires à celles trouvées ailleurs au Canada et aux États-Unis.

Tableau 5-3 Valeur de CME pour la modélisation de la qualité de l'eau.

<i>Sources</i>	<i>CME UFC/100 ml</i>
<u>Pluvial</u>	
Résidentiel	7 750
Commercial	4 500
Industriel	2 500
Agriculture	200
Non développé	3 100
<u>Débordement de réseau unitaire</u>	1 000 000

Pour le réseau séparé, les volumes de ruissellement apportés à la rivière Beauport ont été estimés par modélisation avec le modèle SWMM séparé (Sections 3.3.1.1 et 5.1.2) à partir des pluies observées. Il est à noter que le débit de base n'est pas ajouté au modèle séparé lors de la quantification des apports en coliformes fécaux. Pour le réseau unitaire, puisque la base de données SOMAE ne fournit pas le volume d'eau débordé lors d'un évènement de débordement du réseau unitaire, les volumes débordés ont été simulés avec le modèle SWMM unitaire (Sections 3.3.1.2 et 5.1.3). Pour les deux modèles, les apports en coliformes fécaux sont

donnés par le volume d'eau acheminé à la rivière Beauport multiplié par la CME appropriée (Équation 18) :

$$\text{Charges} = CME \times \sum_{i=1}^n V_{(i)} \quad (18)$$

où : Charges sont les charges saisonnières [M];

CME est la concentration moyenne par évènement [M]/[L³];

V est le volume d'eau déversé dans la rivière lors de l'évènement pluvieux *i* [L³];

n est le nombre d'événements pluvieux ayant entraîné des apports par ruissellement et/ou débordement dans la rivière Beauport au cours d'une saison.

5.1.5 Analyse de sensibilité

Une analyse de sensibilité a été effectuée sur le modèle séparé afin de détecter les paramètres auxquels les résultats du modèle sont les plus sensibles. Puisque le logiciel SWMM comporte plusieurs paramètres, l'analyse de sensibilité a ciblé des paramètres influençant l'estimation des charges en coliformes fécaux. Les paramètres choisis sont le pourcentage d'imperméabilité, le taux d'infiltration maximum et le coefficient de concentration moyenne par évènement. Les deux premiers paramètres influent sur le modèle hydrologique alors que le deuxième influence le modèle de qualité de l'eau. Dans tous les cas, ces paramètres influencent la charge estimée en coliformes fécaux, compte tenu que les apports en coliformes sont directement liés au volume d'eau ruisselée. Afin de diminuer le temps de calcul, l'analyse de sensibilité s'est effectuée sur une période de simulation de deux mois (juillet à août) durant l'été 2009. Cette période a été choisie puisque l'été 2009 se rapproche le plus des valeurs moyennes de précipitations des mois de juillet et août des années 1971 à 2012 selon Environnement Canada. Le critère de comparaison retenu pour évaluer les différences entre les simulations est la charge totale en coliformes fécaux estimée pour la période de deux mois.

Le premier paramètre faisant objet de l'analyse de sensibilité est le taux d'infiltration maximum du modèle d'infiltration de Horton. Le taux d'infiltration maximum est attribué à un sous-bassin selon le type de classe hydrologique du sol. Cependant, si le sol est humide ou bien drainé, ce paramètre peut varier entre trois fois moins ou deux fois plus que la valeur prescrite selon la classification hydrologique des sols (Rossman, 2010). C'est donc dans cette gamme de valeurs que le paramètre du taux d'infiltration maximum varie. La figure 5-4 présente le résultat de

l'analyse de sensibilité de ce paramètre. L'axe des abscisses donne le pourcentage de la variation du taux d'infiltration maximum par rapport à la valeur originale de ce paramètre et l'ordonnée représente la variation, en pourcentage, de la charge totale en coliformes estimée pour les mois de juillet et août 2009, par rapport aux résultats donnés par le modèle original. Les pourcentages sont obtenus en comparant les charges estimées d'une simulation pour la même période sans modification du paramètre d'infiltration avec les charges estimées avec modification du paramètre.

L'analyse de sensibilité montre que pour une diminution de 33 % de la valeur du taux d'infiltration maximum, l'apport total en coliformes fécaux sur deux mois augmente de 3 % et pour une augmentation de 50 %, la charge diminue d'un peu plus de 2 %. Compte tenu de l'ordre de grandeur des charges estimées, une variation de 2 à 3 % sur la charge totale n'est pas considérée comme significative. Les résultats du modèle sont donc jugés peu sensibles à ce paramètre sur le bassin versant de la rivière Beauport.

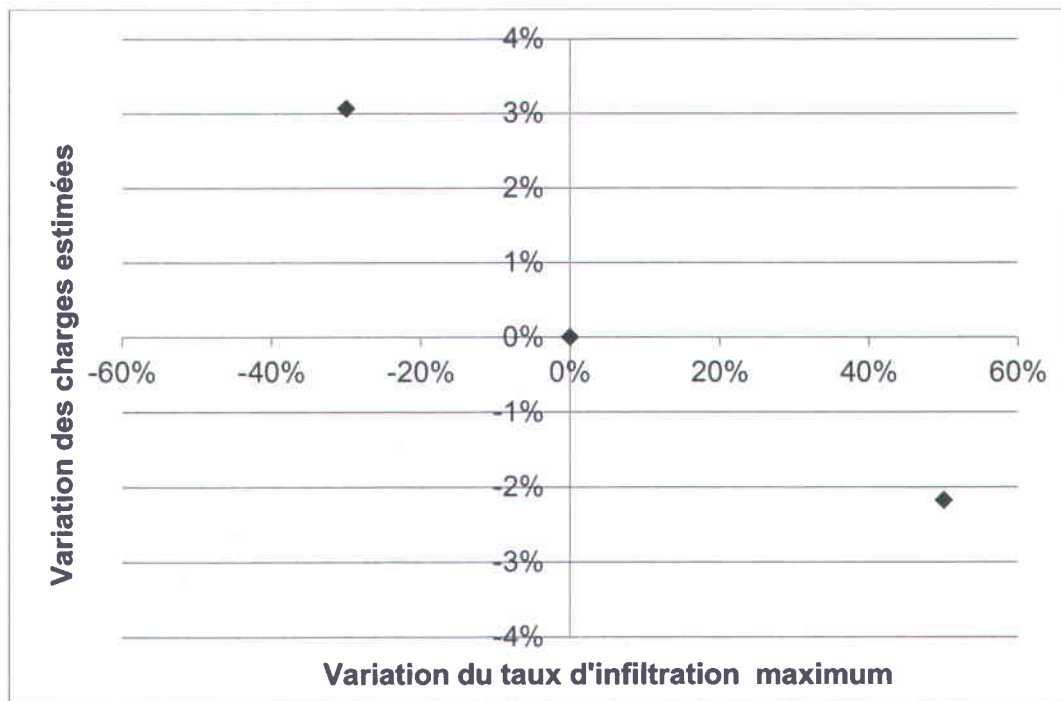


Figure 5-4 Analyse de sensibilité du paramètre « taux d'infiltration maximum ».

Le second paramètre faisant objet de l'analyse de sensibilité est le pourcentage d'imperméabilité des sous-bassins. Ce paramètre a été varié sur tous les sous-bassins entre

moins 25 % et plus 25 % de la valeur originalement attribuée. La réponse du modèle SWMM à ces modifications est une variation des charges totales en coliformes fécaux sur deux mois de moins 17 % à plus 23 % de la valeur sans modification, tel que présentée à la figure 5-4. Il convient donc de dire que les résultats du modèle sont sensibles à ce paramètre sur le bassin versant de la rivière Beauport.

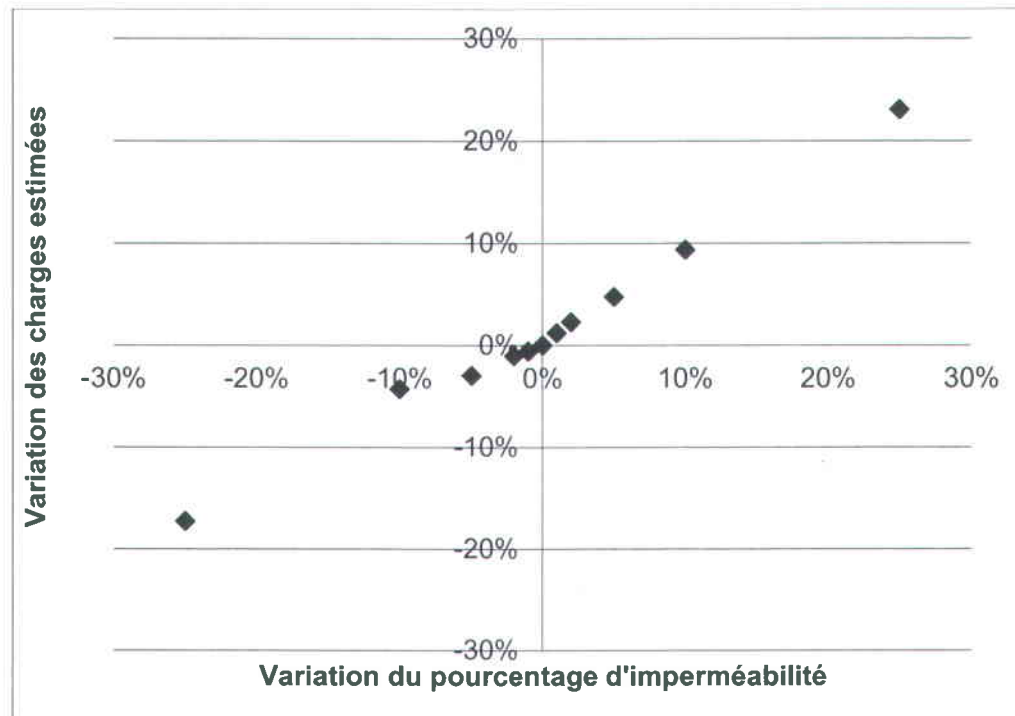


Figure 5-5 Analyse de sensibilité du paramètre « pourcentage d'imperméabilité ».

Finalement, le dernier paramètre faisant objet de l'analyse de sensibilité est le coefficient de CME. Les valeurs de ce coefficient en milieu urbain varient, selon les sources, jusqu'à deux ordres de grandeur pour une même occupation du sol dans la littérature. Il a donc été retenu de faire varier ce paramètre de trois ordres de grandeur par rapport aux valeurs originales utilisées (Tableau 5-3). Une même variation des valeurs de CME a été appliquée aux cinq occupations du territoire, soit une multiplication par 10^{-3} , 10^{-2} , 10^{-1} , 10^1 , 10^2 et 10^3 . Les résultats obtenus de cette analyse, présentés à la figure 5-6, montrent que la variation des charges obtenues est la même que celle du coefficient de CME. L'impact de la modification du CME est proportionnel à la variation des charges. Ce résultat était attendu puisque la charge est calculée selon le produit du volume d'eau ruisselé et de la valeur de CME. Le choix de la valeur

de ce paramètre influence donc les charges en coliformes fécaux simulées de façon significative.

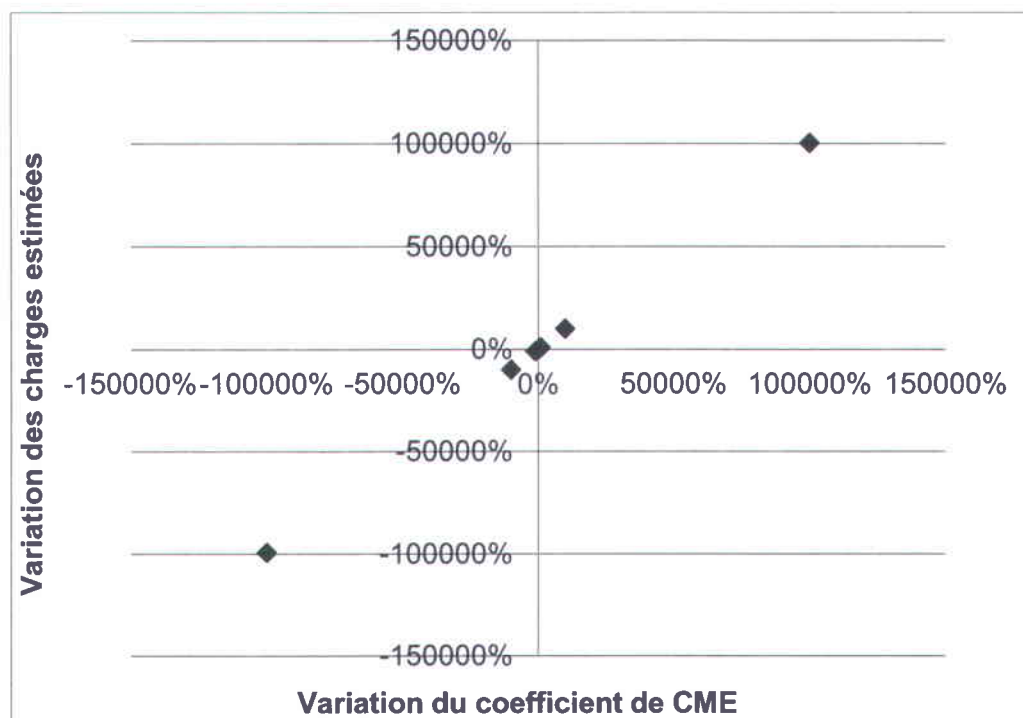


Figure 5-6 Analyse de sensibilité du coefficient de CME.

L'analyse de sensibilité montre que le pourcentage d'imperméabilité et le coefficient de concentration moyenne par évènement ont une grande influence sur les apports en coliformes fécaux estimés par le modèle, alors que le taux d'infiltration maximum a peu d'impact sur ces résultats. Sur un bassin versant urbain, le coefficient de CME peut en réalité varier beaucoup plus que le pourcentage d'imperméabilité, qui est plutôt stable au cours d'une année et dont l'évolution dans le temps est connue. De plus, la variation du pourcentage d'imperméabilité ne peut pas physiquement varier de plusieurs ordres de grandeur sur un sous-bassin versant, contrairement à la CME. On peut donc conclure que le choix des CME est déterminant sur la réponse du modèle. Aussi, la variation du coefficient de CME est proportionnelle à la charge estimée. Ce résultat permet de conclure que, malgré les incertitudes sur les coefficients de CME utilisés, les comparaisons entre les charges apportées selon les types d'occupation du sol et les différents réseaux de drainage seront tout de même comparables entre elles.

5.1.6 Résultats

Les résultats de la quantification des apports en coliformes fécaux par simulation hydrologique/hydraulique sont présentés au tableau 5-4 pour le réseau séparé et au tableau 5-5 pour le réseau unitaire, puis comparés à la figure 5-7. Les charges apportées par le réseau séparé sont classées selon leur provenance, soit du drainage en conduites ou du drainage de surface. Cette distinction permet de quantifier les apports provenant des secteurs imperméabilisés comme les secteurs résidentiels, industriels et commerciaux (drainage en conduites) et des secteurs moins imperméables comme les secteurs agricoles et non développés (drainage de surface). On remarque que les apports du drainage par conduites représentent de 88 % à 89 % des apports totaux du réseau séparé. Les apports provenant du réseau unitaire sont de deux ordres de grandeur supérieurs aux charges apportées par le réseau séparé. On remarque aussi que l'apport d'un seul ouvrage de surverse sur une saison est supérieur à celui provenant du réseau séparé en entier. Bien que les apports du réseau séparé soient moindres que ceux du réseau unitaire, ils sont tout de même non négligeables. En effet, pour garantir une concentration de 200 UFC/100 ml dans la rivière Beauport en tout temps, permettant de rencontrer les critères pour la baignade, une charge totale moyenne de $1,78 \times 10^{13}$ UFC devrait être enregistrée pour une saison. Cette estimation est obtenue en considérant, pour chaque saison, une concentration égale à 200 UFC/100 ml à l'exutoire du bassin versant et en multipliant cette concentration par le débit observé. Ceci permet d'obtenir une charge saisonnière pour laquelle la norme de baignade serait respectée en tout temps. Puisque la charge saisonnière moyenne pour atteindre cet objectif est de $1,78 \times 10^{13}$ UFC et que les apports saisonniers estimés provenant du pluvial sont de $9,45 \times 10^{13}$ UFC en moyenne (voir tableau 5-4), il y a donc un facteur 10 qui sépare les apports estimés du réseau séparé (pluvial) des apports qui permettraient de respecter le critère de baignade en tout temps dans la rivière Beauport.

Tableau 5-4 Apports estimés des charges en coliformes fécaux provenant du réseau séparé (pour la période du 1^{er} mai au 31 août).

<i>Année</i>	<i>Drainage en conduites</i>		<i>Drainage de surface</i>		<i>Total (UFC)</i>
	<i>Charge totale (UFC)</i>	<i>% du pluvial</i>	<i>Charge totale (UFC)</i>	<i>% du pluvial</i>	
2008	1,00E+14	88 %	1,40E+13	12 %	1,14E+14
2009	9,40E+13	88 %	1,30E+13	12 %	1,07E+14
2010	4,50E+13	89 %	5,50E+12	11 %	5,05E+13
2011	1,10E+14	88 %	1,60E+13	12%	1,26E+14

 Tableau 5-5 Apports estimés des charges en coliformes fécaux provenant du réseau unitaire (pour la période du 1^{er} mai au 31 août).

<i>Année</i>	<i>U057</i>		<i>U051</i>		<i>Total (UFC)</i>
	<i>Charge totale (UFC)</i>	<i>% de l'unitaire</i>	<i>Charge totale (UFC)</i>	<i>% de l'unitaire</i>	
2008	8,0E+15	65 %	4,4E+15	35 %	1,2E+16
2009	7,6E+15	62 %	4,6E+15	38 %	1,2E+16
2010	3,8E+15	75 %	1,2E+15	25 %	5,1E+15
2011	1,4E+16	61 %	9,0E+15	39 %	2,3E+16

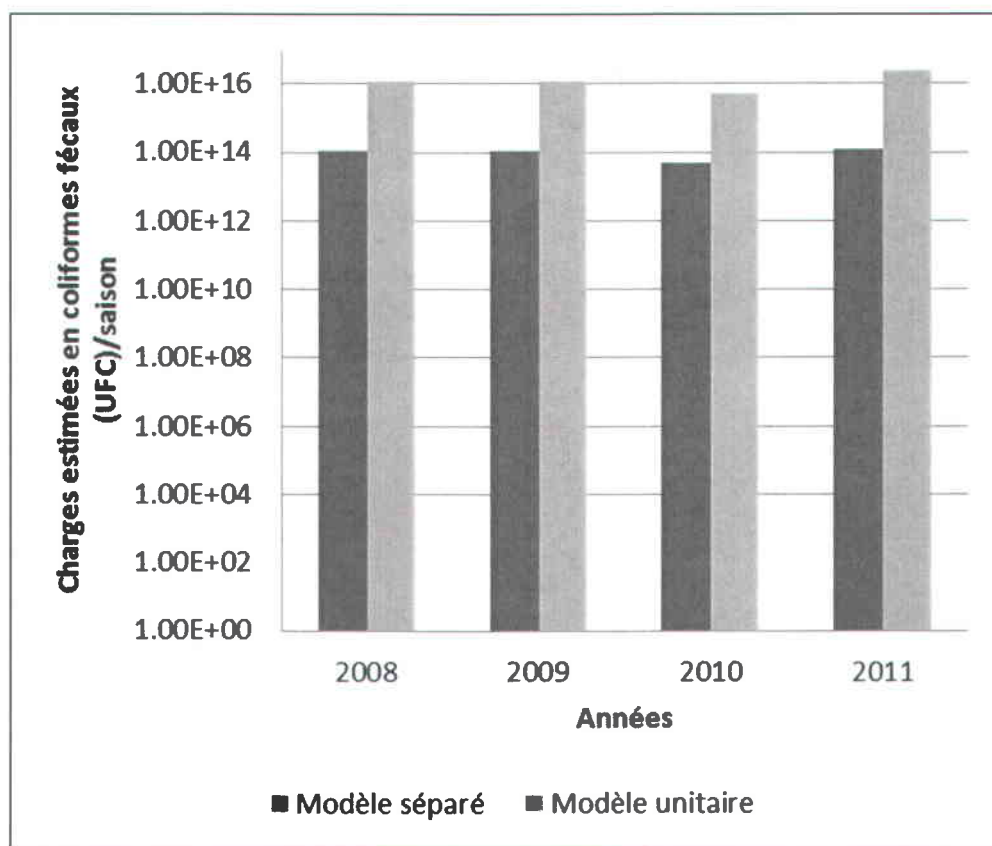


Figure 5-7 Résumé des charges saisonnières (du 1^{er} mai au 31 août) de coliformes fécaux estimées par le modèle SWMM selon le type de réseau de drainage.

5.2 La méthode simple

5.2.1 Description de la modélisation

La méthode simple, telle que décrite dans le chapitre 2, permet de quantifier les apports en coliformes fécaux en provenance uniquement des secteurs drainés par le réseau pluvial, c'est-à-dire, par les conduites pluviales et les cours d'eau. Elle ne permet pas d'estimer les charges en provenance du réseau unitaire puisque la charge provenant d'un débordement unitaire n'est pas liée à une fraction de la pluie saisonnière, mais dépend plutôt de diverses caractéristiques associées à chaque évènement de débordement et à la configuration des ouvrages du réseau. La méthode simple calcule les apports totaux en coliformes fécaux comme étant le produit du ruissellement de surface (en hauteur d'eau par unité de surface), de la concentration moyenne du composant dans l'eau ruisselée et de la superficie drainée (Équation 1). Le ruissellement de surface (1^{er} terme) est estimé en multipliant la quantité de

pluie tombée sur la période d'étude par un coefficient de ruissellement. Le coefficient de ruissellement est étroitement lié à la fraction imperméable et aux types de surfaces présentes sur le bassin versant. Dans la présente étude, deux approches ont été utilisées pour évaluer le ruissellement. La première approche consiste à associer un coefficient de ruissellement à chaque occupation du territoire alors que pour la deuxième, un coefficient de ruissellement est associé à chaque type de réseau de drainage.

5.2.2 Résultats

5.2.2.1 Estimation des charges selon l'occupation du territoire

Cette section présente les résultats de l'approche selon laquelle le coefficient de ruissellement est déterminé en fonction de l'occupation du territoire. Les concentrations en polluants, exprimées en unité de masse par volume ($[M]/[L^3]$), sont les mêmes que celles utilisées pour la modélisation hydrologique détaillée (Tableau 5-3). Les coefficients de ruissellement utilisés (détaillés au tableau 5-6) pour chaque occupation du territoire sont ceux présentés dans Brière (2000). Les résultats de l'évaluation des charges saisonnières en coliformes fécaux sont présentés au tableau 5-6.

Les charges saisonnières varient entre $1,28 \times 10^{14}$ UFC/saison pour l'année 2010 à $3,42 \times 10^{14}$ UFC/saison pour l'année 2011. En raison de l'équation utilisée pour le calcul des charges, les variations de la charge en coliformes fécaux sont proportionnelles à la quantité de pluie tombée au cours des périodes de modélisation. Selon l'approche par occupation du territoire, il est possible d'associer un pourcentage de contribution à chaque type d'occupation. En ordre croissant de production, l'agriculture produit 0 % des apports, l'industriel et le commercial 4 % chacun, le secteur non développé 6 % et la zone résidentielle 86 %.

Tableau 5-6 Charges en coliformes fécaux estimées en fonction de l'occupation du territoire selon la méthode simple pour la période du 1^{er} mai au 31 août.

Occupation du territoire	Coefficient de ruissellement	Charges (UFC/saison)			
		2008	2009	2010	2011
Commerciale	0,70	1,08 E+13	9,82 E+12	4,70 E+12	1,70 E+13
Résidentielle	0,40	2,23 E+14	2,02 E+14	9,70 E+13	2,50 E+14
Industrielle	0,75	1,20 E+13	1,09 E+13	5,23 E+12	2,02 E+13
Non développée	0,10	1,79 E+13	1,62 E+13	7,78 E+12	2,01 E+13
Agriculture	0,15	1,93 E+11	1,75 E+11	8,36 E+10	2,16 E+11
TOTAL		2,64 E+14	2,39 E+14	1,15 E+14	3,08 E+14

5.2.2.2 Estimation des charges selon le type de réseau de drainage

Cette section présente les résultats d'estimation des charges selon l'approche par type de réseau de drainage. Les différents types de réseaux de drainage sur le bassin versant sont : 1) de surface; 2) séparé; 3) pseudo-séparé; et 4) unitaire. Le tableau 5-7 présente les différentes caractéristiques des types de réseaux rencontrés sur bassin de la rivière Beauport avec les aires drainées et les valeurs respectives du coefficient de ruissellement. Puisqu'aucune charge n'est apportée par le réseau unitaire en condition normale, c'est-à-dire lorsqu'il n'y a pas de débordement du réseau unitaire, ce type de réseau est exclu des calculs. La méthode et les coefficients de ruissellement utilisés sont les mêmes que dans Duchesne *et al.* (2011). Les résultats de l'estimation des apports sont présentés au tableau 5-8.

Les charges estimées par cette méthode varient entre $1,96 \times 10^{13}$ et $5,06 \times 10^{13}$ UFC/saison. Comme précédemment, les apports varient de façon proportionnelle à la quantité de pluie observée pour chaque saison. Le type de drainage produisant la plus grande charge en coliformes fécaux est le pseudo-séparé (52 %), suivi du séparé (32 %) et du drainage de surface (16 %).

Tableau 5-7 Caractéristiques des types de réseaux de drainage.

<i>Type de réseau de drainage</i>	<i>Aire drainée (ha)</i>	<i>Pourcentage de la superficie totale drainée (%)</i>	<i>Coefficient de ruissellement</i>
Séparé	638	22	0,40
Pseudo-séparé	1 061	37	0,40
Surface	847	30	0,15

Tableau 5-8 Charges en coliformes fécaux estimées en fonction des types de réseaux de drainage selon la méthode simple pour la période du 1^{er} mai au 31 août.

<i>Type de réseau de drainage</i>	<i>Charges (UFC/saison)</i>			
	<i>2008</i>	<i>2009</i>	<i>2010</i>	<i>2011</i>
Séparé	1,43E+13	1,30E+13	6,20E+12	1,60E+13
Pseudo-séparé	2,38E+13	2,16E+13	1,03E+13	2,66E+13
Surface	7,11E+12	6,45E+12	3,09E+12	7,97E+12
TOTAL	4,52E+13	4,10E+13	1,96E+13	5,06E+13

5.3 Comparaison des méthodes d'estimation des charges

Les résultats de l'évaluation des charges en coliformes fécaux apportées à la rivière Beauport au cours des étés 2008 à 2011, selon les différentes méthodes d'évaluation, sont résumés au tableau 5-9.

Tableau 5-9 Comparaison des méthodes d'estimation des charges en coliformes fécaux pour la période du 1^{er} mai au 31 août.

Réseau et méthode d'évaluation	Charges (UFC/saison)			
	2008	2009	2010	2011
Pluvial - méthode simple par occupation	2,64 E+14	2,39 E+14	1,15 E+14	3,08 E+14
Pluvial - méthode simple par type de réseau	4,52 E+13	4,10 E+13	1,96 E+13	5,06 E+13
Pluvial - SWMM	1,14 E+14	1,07 E+14	5,05 E+13	1,26 E+14
Unitaire - SWMM	1,20 E+16	1,20 E+16	5,10 E+15	2,30 E+16

On constate au tableau précédent que les charges saisonnières apportées à la rivière Beauport par le réseau d'égout unitaire sont environ 100 fois supérieures à celles apportées par le réseau pluvial. On constate également que les charges estimées par les différentes méthodes pour le réseau pluvial sont sensiblement du même ordre de grandeur. Par rapport à la méthode par modélisation hydrologique/hydraulique, la méthode simple par occupation du territoire surestime d'environ 2,3 fois la charge saisonnière alors que la méthode par type de réseau de drainage est 2,5 fois plus faible. En d'autres mots, la différence de ces deux méthodes par rapport à la modélisation dynamique de SWMM est semblable, sauf que la méthode simple selon l'occupation du territoire surestime les valeurs alors que, selon le type de réseau de drainage, elle les sous-estime.

Les ordres de grandeur des charges en coliformes fécaux présentées au tableau 5-9 peuvent être considérées comme réalistes pour plusieurs raisons. D'abord, la quantification des apports en coliformes fécaux est basée sur des données de pluie réelles, lesquelles ont été identifiées comme une variable déterminante influençant les apports en coliformes fécaux à la rivière Beauport. De plus, les modèles SWMM unitaire et séparé utilisés pour cette quantification représentent adéquatement les conditions hydrauliques / hydrologiques du bassin versant. Finalement, les coefficients de CME pour les occupations du territoire résidentielle, commerciale, industrielle et non développée proviennent de mesures réelles d'eau de ruissellement urbain, couvrant une période de 10 ans avec plus de 200 municipalités impliquées (Pitt, 2005). Bien que ces données proviennent des États-Unis, Carpenter (2011) a démontré

que les eaux pluviales urbaines à Québec présentent des concentrations similaires à celles trouvées ailleurs au Canada et aux États-Unis. En ce qui concerne le coefficient de CME associé à l'agriculture, bien qu'il ait été estimé de façon moins exhaustive que les autres coefficients, celui-ci a très peu d'impact sur la quantification totale, puisque la charge en provenance de cette occupation du territoire est négligeable comparativement aux autres (de l'ordre de 0%). Bien que réaliste, l'estimation des charges est tout de même empreinte d'une incertitude non négligeable et ne devrait être utilisée que pour comparer les apports des réseaux unitaire et pluvial, ainsi que pour comparer les résultats des différentes méthodes de quantification (SWMM et méthode simple).

5.4 Synthèse

Ce chapitre présente les méthodologies employées pour l'estimation des charges en coliformes fécaux sur le bassin versant de la rivière Beauport pour la période du 1^{er} mai au 31 août pour les années 2008 à 2011. Dans un premier temps, la méthode par modélisation hydrologique/hydraulique à l'aide du modèle SWMM est présentée, puis la méthode simple selon deux approches différentes.

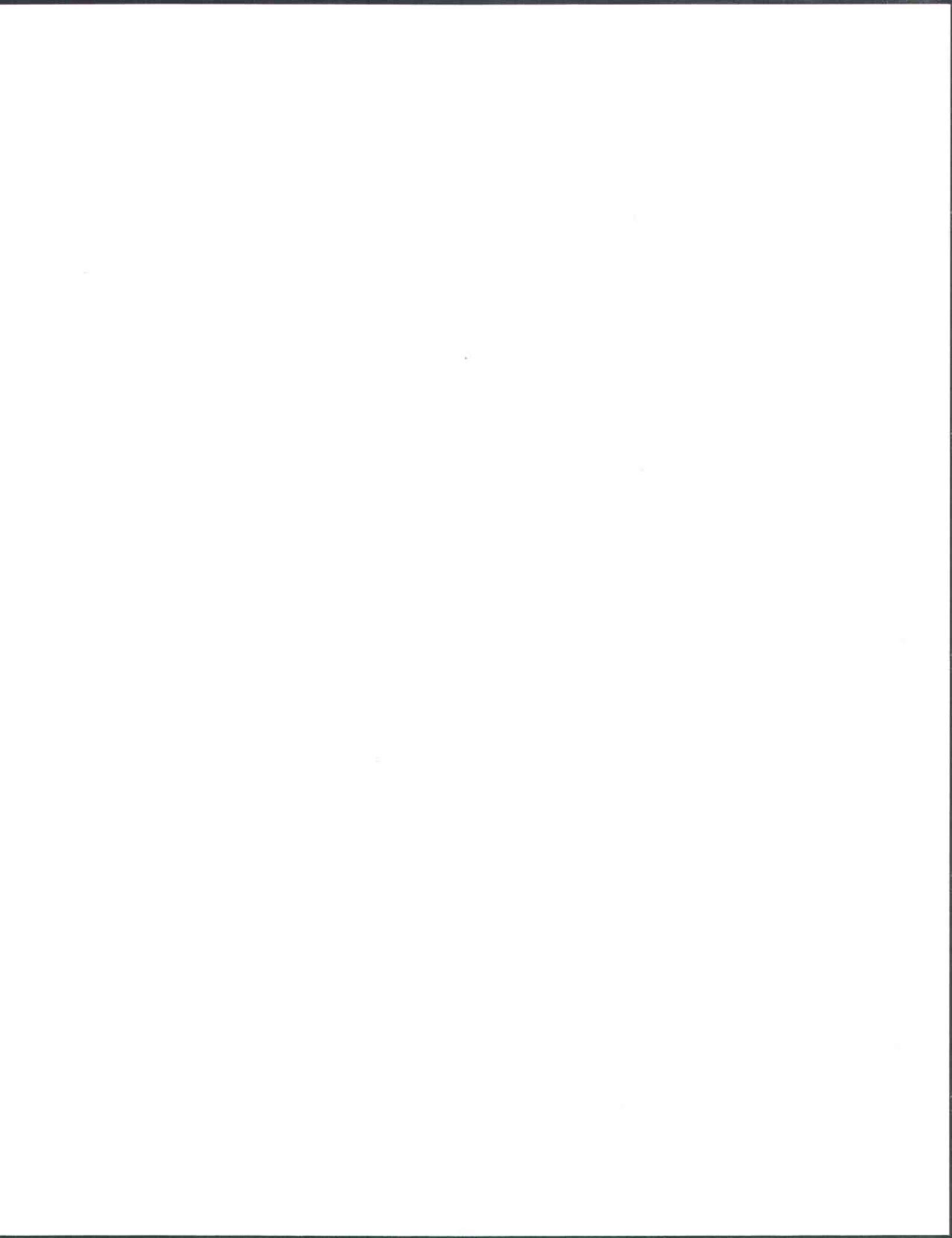
La modélisation hydrologique/hydraulique avec le modèle SWMM permet l'estimation des charges en coliformes fécaux en provenance des deux types de réseaux de drainage, soit le réseau séparé (pluvial) et le réseau unitaire. Cette méthode montre que la charge provenant du réseau unitaire est estimée jusqu'à 100 fois plus grande que celle provenant du réseau séparé. Cependant, advenant l'élimination complète des débordements du réseau unitaire en temps de pluie par la mise en place de réservoirs de rétention, il se trouve que la charge apportée par le réseau séparé est tout de même non négligeable. Il est important de mentionner que, puisque les coefficients de CME varient selon les sources dans la littérature, les concentrations estimées sont empreintes d'une incertitude importante et servent principalement de base de comparaison entre les charges apportées selon le type de réseau. La qualité des données disponibles pour le calage et la validation du modèle hydraulique / hydrologique et du modèle de qualité de l'eau a forcé l'exercice de quantification des coliformes fécaux par l'utilisation de la méthode par coefficient de CME sur la saison estivale, par opposition à l'utilisation d'un modèle de qualité plus complexe sur une période de temps plus courte. Une modélisation par événement et une analyse statistique par événement serait intéressante à effectuer. Cela permettrait de décrire le type d'évènement produisant le plus de pollution et ainsi tenter de concevoir un modèle prédictif.

Cependant, il faudrait une collecte de données plus détaillée de concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport et son bassin versant afin de caler et valider le modèle SWMM.

La méthode simple pour l'estimation des charges en coliformes fécaux a également été utilisée dans ce chapitre, selon deux approches différentes. La première approche consiste à déterminer le coefficient de ruissellement sur la base de l'occupation du territoire alors que, pour la deuxième, celui-ci est basé sur le type de réseau de drainage. L'approche selon l'occupation du territoire ne nécessite que très peu d'information. Aussi, elle permet de tenir compte de la modification du territoire dans le temps de deux façons différentes. La première façon en modifiant les pourcentages associés à chaque occupation du territoire et la deuxième en modifiant le coefficient de ruissellement pour une occupation donnée. Dans tous les cas, si l'occupation du territoire change, il est possible de tenir compte de ces changements par la modification de l'un ou l'autre de ces paramètres. Finalement, l'approche selon le type de réseau de drainage permet de classer les réseaux de drainage selon leur importance respective de contribution à la charge totale en coliformes fécaux pour un bassin versant donné. Cette approche permet également de tenir compte des modifications au type de drainage sur le territoire. Selon les deux approches, l'ordre de grandeur des charges saisonnières en coliformes fécaux est de 10^{13} UFC/saison pour la modélisation selon le type de réseau de drainage et de 10^{14} UFC/saison pour la modélisation selon les occupations du territoire.

La méthode simple selon les occupations du territoire se compare au modèle SWMM puisque, dans les deux cas, le calcul de la charge est dépendant des occupations du territoire et du coefficient de CME, d'autant plus que ces paramètres sont les mêmes dans les deux modèles. Il est possible selon les deux méthodes de tenir compte des modifications du territoire et de planifier à long terme en intégrant les changements attendus, et ainsi pouvoir prendre de meilleures décisions d'aménagement. Cependant, la méthode simple utilise la pluie totale sur une saison et ne permet donc pas d'atteindre la finesse de calcul du modèle dynamique SWMM, qui lui, représente bien les processus hydrologiques et hydrauliques (NS entre 0,63 et 0,89), expliquant les différences dans l'estimation des charges. L'utilisation d'un modèle détaillé est nécessaire lorsqu'il est utilisé pour évaluer les bénéfices de la mise en place de PGO et pour cibler leur emplacement stratégique, ou encore pour simuler le parcours d'un contaminant et son effet tout au long d'un cours d'eau par exemple. L'utilisation d'un modèle approprié dépend de plusieurs facteurs, dont l'échelle de modélisation désirée, la qualité et la quantité des données disponibles ainsi que les ressources monétaires et humaines. On a cependant observé que le

modèle SWMM et la méthode simple donnent une estimation comparable des charges en polluants.



6. Analyse de scénarios

Les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport sont grandement au-delà des normes prescrites pour la baignade et autres activités récréatives. Les analyses présentées au chapitre précédent montrent que les coliformes fécaux proviennent en grande majorité du réseau unitaire, mais que le réseau pluvial apporte lui aussi une quantité non négligeable de coliformes fécaux au cours d'eau. Il est donc nécessaire de mettre en place des réservoirs de rétention des eaux de débordement du réseau unitaire pour améliorer la qualité de l'eau de la rivière Beauport. Cependant, afin de permettre les activités récréatives liées à l'eau dans le secteur de la Baie de Beauport, des mesures de gestion optimale des eaux de ruissellement urbain doivent aussi être mises en place. Le prochain chapitre comporte une série d'analyses qui permettront d'appuyer le choix de mesures à mettre en place. Ces analyses sont séparées en scénarios, comportant différents moyens permettant l'amélioration de la qualité de l'eau en milieu urbain.

6.1 Méthodologie

Afin d'avoir un seuil de comparaison entre les différents moyens utilisés pour l'amélioration de la qualité de l'eau, un seul évènement a été sélectionné pour la totalité des modélisations effectuées. L'évènement sélectionné est le 26 juillet 2011. Lors de cet évènement, dont le hyétogramme est présenté à la figure 6-1, une hauteur de pluie totale de 33,9 mm et une intensité maximale sur cinq minutes de 25,2 mm/h ont été enregistrées. Selon les courbes IDF (Intensité-Durée-Fréquence), produite par Environnement Canada (2012), cette intensité maximale est inférieure à une récurrence de deux ans, de même que la hauteur totale de pluie sur 24 h. Cet évènement a été choisi puisqu'il est le 21^e évènement en importance, en matière de ruissellement total évalué à l'aide du modèle SWMM, pour les étés de 2008 à 2011. C'est donc dire qu'il existe en moyenne cinq évènements par été qui apporte à la rivière Beauport des charges en coliformes fécaux supérieures à celles apportées par l'évènement du 26 juillet 2011. Bien que le choix de cet évènement soit arbitraire, on peut qualifier la pluie du 26 juillet 2011 comme étant une pluie importante en matière de ruissellement, pour laquelle on observe des ruissellements supérieurs cinq fois par année en moyenne.

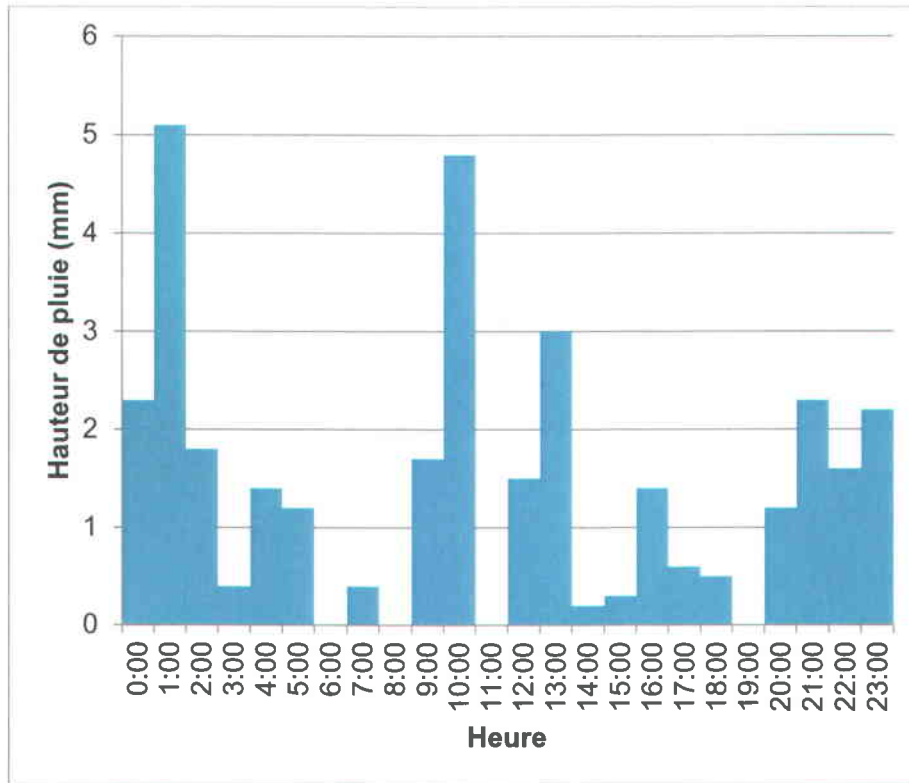


Figure 6-1 Hyétoqramme du 26 juillet 2011.

6.2 Description des scénarios et résultats

Les scénarios proposés comportent tous des pratiques de gestion optimales. Les scénarios considérés sont : 1) l'ajout de réservoirs de rétention pour la collecte des eaux de débordement du réseau unitaire; 2) l'ajout d'un traitement de l'eau dans les bassins de rétention d'eau pluviale; 3) la diminution de l'imperméabilité dans les zones résidentielles, commerciales et industrielles; et 4) la diminution des CME, représentant une gestion exemplaire des eaux pluviales. Un scénario compilant toutes les mesures précédemment mentionnées est aussi présenté. Les différents scénarios sont décrits plus en détails dans les prochaines sections.

6.2.1 Scénario de référence sans les débordements du réseau unitaire

Le scénario d'ajout de bassins de rétention consiste à simuler l'évènement du 21 juillet 2011 sans modifier le modèle utilisé pour la quantification des apports présentée au chapitre 5, sauf en ce qui concerne l'ajout de bassins de rétention. En effet, on suppose que des réservoirs d'une capacité de retenue supérieure aux volumes débordés le 21 juillet 2011, selon le modèle SWMM unitaire (soit de 1 935 m³ pour l'unité U051 et de 2 772 m³ pour l'unité U057), sont

construits pour emmagasiner l'eau des débordements. La simulation du 26 juillet 2011 avec ce scénario estime la charge apportée à la rivière Beauport égale à $4,72 \times 10^{12}$ UFC. Ce résultat servira de base de comparaison pour les autres scénarios afin de quantifier l'effet de la mise en place des pratiques de gestion optimales. Aussi, il est considéré dans l'analyse des scénarios suivant que les bassins de rétention sont construits, et donc, que l'apport du réseau unitaire est nul.

6.2.2 Application d'un traitement primaire dans les bassins de rétention

Le modèle SWMM permet de simuler un traitement de l'eau dans les bassins de rétention des eaux pluviales intégrés au modèle. En plus d'ajouter des réservoirs de rétention pour contenir les débordements du réseau unitaire, un taux d'enlèvement de 60 % des coliformes fécaux a été appliqué aux 13 bassins de rétention déjà présents dans le modèle SWMM séparé. Ce taux d'enlèvement est un compromis entre ceux observés par Schueler (1997) et par Hathaway *et al.* (2009) dans leurs études sur le taux d'enlèvement des coliformes fécaux dans un bassin de rétention dont la durée de rétention varie de 12 à 48 heures. Plusieurs paramètres peuvent influencer l'efficacité d'enlèvement des bactéries dans les bassins de rétention, comme la quantité de lumière provenant du soleil, la durée de la rétention, l'efficacité de la sédimentation, et plusieurs autres, d'où la variabilité dans les taux d'efficacité. Le choix d'un taux d'enlèvement de 60 % s'avère conservateur, tel que présenté également dans EPA (2012). Pour ce scénario, les charges apportées par l'évènement modélisé sont de $3,23 \times 10^{12}$ UFC. Ce scénario est facilement envisageable, compte tenu que les bassins de rétention sont déjà existants sur le territoire. Lorsque les conditions le permettent, il suffirait de modifier les ouvrages de contrôle des bassins déjà en place afin de retenir l'eau dans les bassins un minimum de 12 heures, mais préférablement 24 heures, pour atteindre un taux d'enlèvement des coliformes de 60 % (MDDEFP et MAMROT, 2011).

6.2.3 Diminution de l'imperméabilité

L'imperméabilité, telle que présentée dans l'analyse de sensibilité, influence la charge en coliformes fécaux estimée par modélisation hydrologique. L'influence marquée des surfaces imperméables sur les concentrations en coliformes fécaux a également été démontrée par Mallin *et al.* (2000). Selon ces auteurs, le pourcentage d'imperméabilité d'un bassin versant expliquerait jusqu'à 95 % de la variabilité des concentrations en coliformes fécaux observées dans les eaux de ruissellement. Il a donc été décidé de choisir la diminution de l'imperméabilité comme pratique de gestion optimale et de fixer cette diminution à 1 %. Ainsi, le pourcentage

d'imperméabilité des tous les sous-bassins dans les secteurs résidentiel, commercial et industriel a été multiplié par 0,99. Cette modification de l'imperméabilité, combinée à l'ajout de réservoirs de rétention pour contenir les débordements du réseau unitaire, donne une charge totale simulée pour le 26 juillet 2011 de $4,28 \times 10^{12}$ UFC.

Divers aménagements permettent de diminuer l'imperméabilité d'un territoire. Parmi ceux-ci, on peut citer, à titre d'exemples, la diminution des surfaces directement connectées au réseau séparé pour les rendre indirectement connectées, l'utilisation de fossés drainant au lieu des conduites pluviales là où c'est possible, ou encore la diminution de la largeur des rues.

6.2.4 *Gestion exemplaire des eaux pluviales - Diminution des coefficients de CME*

L'analyse de sensibilité réalisée sur les paramètres du modèle SWMM (Section 5.1.5) a révélé que les charges en coliformes estimées par ce modèle étaient très sensibles au coefficient de CME. Aussi, pour une même utilisation du territoire, les valeurs de CME retrouvées dans la littérature varient de plusieurs ordres de grandeur (voir chapitre 2). C'est pour ces raisons qu'un scénario basé sur la diminution de ce paramètre a été simulé. Rappelons que dans les estimations précédentes, ce sont les valeurs médianes des CME proposées dans le *Guide de gestion des eaux pluviales* (MDDEFP et MAMROT, 2011) qui ont été utilisées. Les valeurs choisies pour le présent scénario, présentées au tableau 6-1, sont plutôt les valeurs minimales des variations observées par Wong *et al.* (2006), telles qu'illustrées à la figure 6-2, extraite du *Guide de gestion des eaux pluviales* (MDDEFP et MAMROT, 2011). La grande variabilité de la CME peut être expliquée par plusieurs paramètres, dont le mode de gestion des eaux pluviales. Des valeurs minimales de CME peuvent être atteintes si ce mode de gestion est optimal. Par exemple, une municipalité ayant un plan d'action pour l'élimination des raccordements illicites et inversés enregistra des CME plus faibles qu'une municipalité sans mesures précises pour l'élimination de cette source de pollution. Ainsi, plusieurs autres mesures peuvent être mises en application pour diminuer la CME telles que nettoyer les rues, les trottoirs et les conduites fréquemment, favoriser au maximum l'infiltration des eaux de pluie et limiter le captage d'eaux usées par les conduites pluviales, pour ne nommer que celles-ci. Ce scénario présente donc la charge apportée lors d'un événement pluvieux en condition de gestion exemplaire des eaux pluviales. Ce scénario est très important puisque qu'il intègre toutes les bonnes pratiques de gestion des eaux pluviales et permet d'évaluer l'impact d'une gestion exemplaire des eaux pluviales sur les apports en coliformes fécaux à la rivière. Les apports en coliformes fécaux simulés selon ce scénario pour l'évènement du 26 juillet 2011, en considérant l'ajout de

réservoirs de rétention pour contenir les débordements du réseau unitaire, sont de $1,12 \times 10^{12}$ UFC.

Tableau 6-1 Valeurs de CME pour la modélisation du scénario avec diminution des CME.

Sources	CME UFC/100ml
<u>Pluvial</u>	
Résidentielle	2 500
Commerciale	200
Industrielle	500
Agriculture	1,5
Non développée	4,5

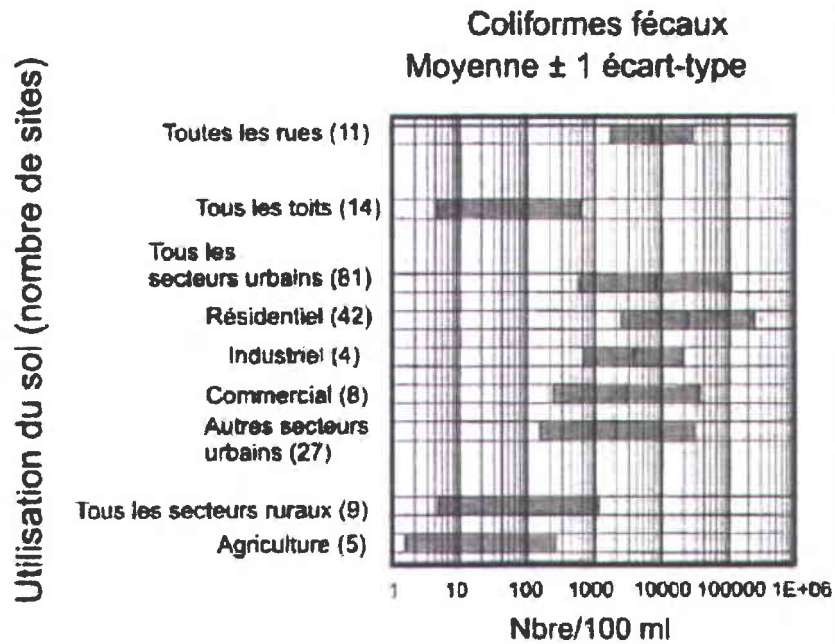


Figure 6-2 Gammes de variation des coliformes fécaux dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.* (2006) dans MDDEFP et MAMROT (2011).

6.2.5 Compilation des scénarios et comparaison des résultats

Le dernier scénario, nommé compilation, combine tous les scénarios précédemment présentés, c'est-à-dire, l'élimination des débordements du réseau unitaire, l'ajout d'un traitement dans les bassins de rétention des eaux pluviales afin de réduire la charge de 60 %, la diminution de 1 % de l'imperméabilité et la gestion optimale des eaux pluviales (diminution des CME).

La figure 6-3 présente un histogramme permettant de comparer les charges en coliformes fécaux apportées à la rivière Beauport selon les différents scénarios. Par ordre décroissant d'apports totaux de coliformes fécaux, on retrouve le *statu quo* avec réservoirs de rétention (scénario de référence), la diminution de l'imperméabilité, l'ajout d'un traitement dans les bassins de rétention des eaux pluviales, la gestion exemplaire des eaux pluviales (diminution des CME), et finalement, la compilation de tous ces scénarios. Le scénario compilation permet de réduire la charge totale de coliformes fécaux apportée à la rivière Beauport lors de l'évènement du 26 juillet 2011 par un facteur 10 par rapport au scénario de référence. L'apport total pour ce scénario est de $3,7 \times 10^{11}$ UFC.

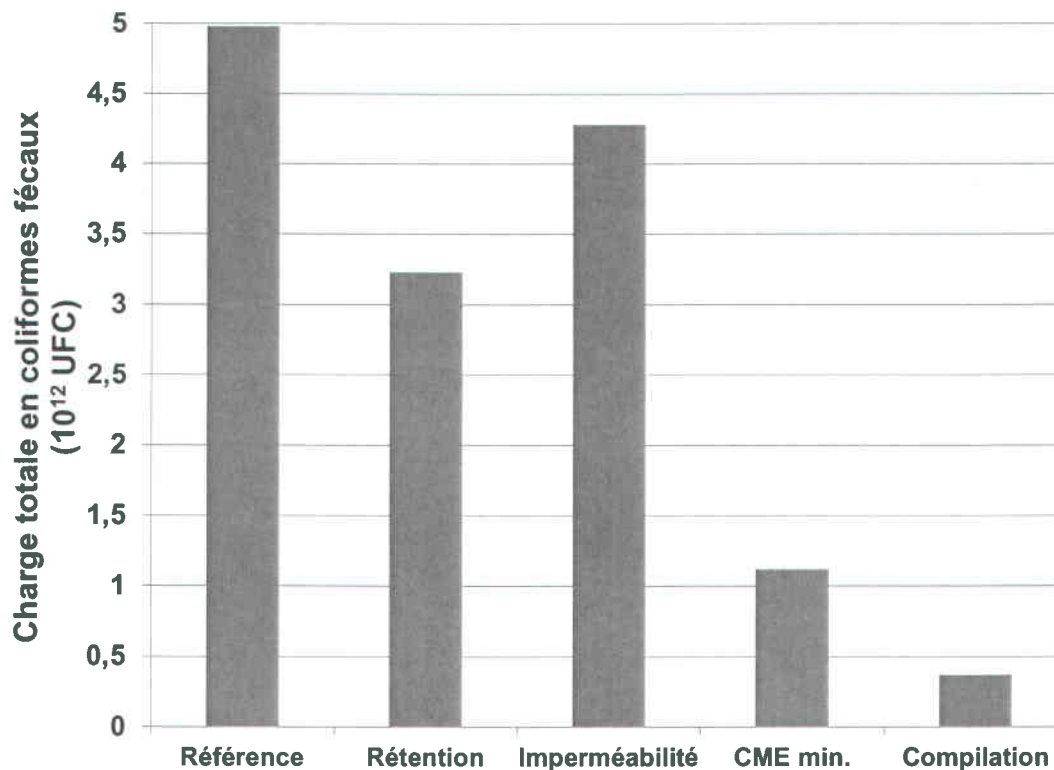


Figure 6-3 Comparaison des charges en coliformes fécaux apportées à la rivière Beauport par l'évènement du 26 juillet 2011 selon différents scénarios.

La figure 6-4 présente l'évolution de la qualité de l'eau simulée avec le modèle séparé pour l'évènement du 26 juillet 2011 selon les divers scénarios précédemment présentés. Un débit de base de 0,36 m³/s a été considéré dans la rivière Beauport seulement pour ces estimations; ce débit correspond au débit moyen journalier de la rivière la veille de l'évènement simulé, soit le 25 juillet 2011, qui est une journée sans pluie. Cette figure montre l'évolution de la qualité de l'eau lors de l'évènement pluvieux. Celle-ci augmente et diminue rapidement, et ce, avec une grande amplitude. Aussi, même avec une gestion de l'eau pluviale exemplaire (scénario CME), les apports en coliformes fécaux dépassent tout de même la norme pour les contacts secondaires. Seul le scénario « compilation » permet de conserver en tout temps une concentration inférieure à la norme permettant les contacts secondaires (1 000 UFC/100 ml). Cela montre bien qu'il faut combiner différentes PGO afin d'abaisser les concentrations en coliformes fécaux. Ce constat est très important pour la Ville de Québec afin qu'elle puisse faire des actions en ce sens pour la diminution des apports en coliformes fécaux à la rivière Beauport. Finalement, il est important de rappeler que, puisque les coefficients de CME varient de plusieurs ordres de grandeur pour un même type d'occupation du territoire, les concentrations estimées sont entachées d'une incertitude importante et servent essentiellement de base de comparaison entre les divers scénarios.

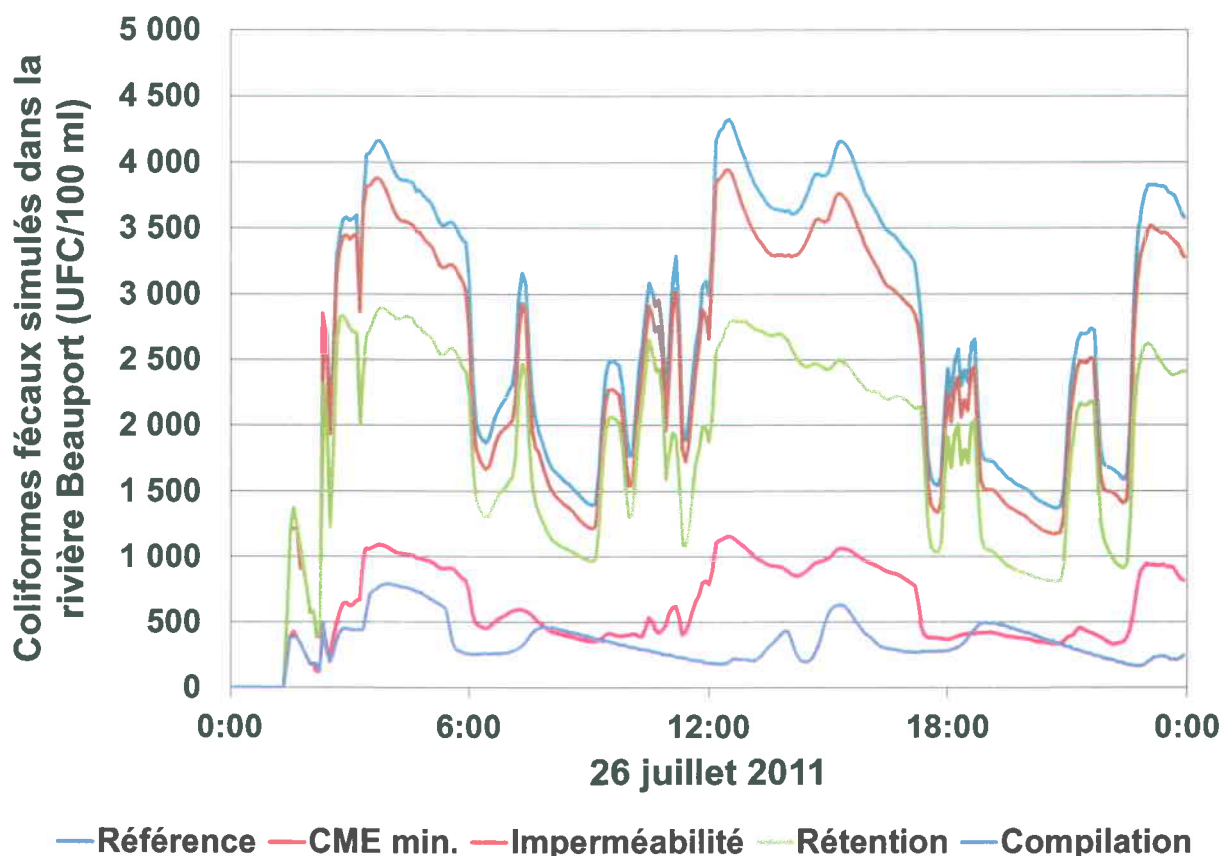


Figure 6-4 Simulation de l'évolution de la qualité de l'eau dans la rivière Beauport pour l'évènement du 26 juillet 2011 selon différents scénarios.

6.3 Synthèse

Ce chapitre compare différentes options pour la diminution des apports en coliformes fécaux lors d'un évènement de grande importance en ruissellement. Parmi les scénarios présentés, on retrouve l'ajout de bassins de rétention suffisants pour collecter toutes les eaux de débordement du réseau unitaire, l'ajout d'unités de traitement dans les bassins de rétention des eaux pluviales, la diminution de l'imperméabilité de 1 % ainsi que la gestion optimale des eaux pluviales par la diminution du coefficient de CME. De tous ces scénarios, celui de la gestion exemplaire des eaux pluviales est celui pour lequel la diminution des charges en coliformes fécaux est la plus importante. En combinant tous ces scénarios, la norme de qualité de l'eau pour les contacts secondaires est respectée en tout temps au cours de l'évènement simulé selon nos estimations (qui sont tout de même entachées d'une incertitude importante). La modélisation SWMM permet de suivre l'évolution de la concentration en coliformes fécaux dans

la rivière Beauport. Il a été observé une fluctuation rapide et de grande amplitude de cette concentration au cours d'un même évènement. Cette observation renforce l'utilité de la prise de mesure de qualité de l'eau en continu, permettant ainsi de bien caractériser les pics de concentration lors d'évènement pluvieux. Ceci permettrait également l'élaboration et le calage d'un modèle de qualité de l'eau plus complexe, représentant plus fidèlement les concentrations en coliformes fécaux dans les eaux de ruissellement du bassin versant à l'étude.



7. Conclusion

L'étude des apports en coliformes fécaux en temps de pluie sur un bassin versant, comme celui de la rivière Beauport, comporte plusieurs aspects. En effet, pour quantifier les apports en coliformes fécaux, il est important de comprendre les processus de génération de la pollution en milieu urbain et son transport jusqu'au milieu récepteur. De plus, la connaissance des sources de coliformes fécaux, de leur devenir dans l'environnement et des risques qu'ils entraînent pour la santé humaine permettent de mieux comprendre les préoccupations reliées à ce contaminant. La littérature montre un grand choix de méthodes pour la quantification des coliformes fécaux. Pour mettre en application certaines méthodes de quantification des apports en coliformes fécaux, le cas du bassin de la rivière Beauport, situé dans un milieu urbain, a été retenu. Les concentrations en coliformes fécaux observées à la rivière Beauport dépassent souvent les normes de qualité de l'eau pour la baignade (200 UFC/100 ml) et celles pour les activités à contacts secondaires (1 000 UFC/100 ml). Il en va de même pour les concentrations en coliformes fécaux observées à la plage de la Baie de Beauport. En effet, bien que les concentrations en coliformes fécaux qui y sont observées soient moindres que celles observées dans la rivière Beauport, la baignade dans ce lieu privilégié pour les activités liées à l'eau est compromise.

Le premier objectif de ce mémoire était d'analyser les liens statistiques entre les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport et diverses variables potentiellement explicatives. Les variables potentiellement explicatives retenues sont les précipitations et les débordements du réseau unitaire en temps de pluie. Les séries de données des concentrations en coliformes fécaux, recueillies au cours des années 2008 à 2011 dans la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport (en période estivale, soit du 1^{er} mai au 31 août), ont tout d'abord été mises en relation avec les données de précipitation. Des analyses statistiques basées sur l'analyse de la variance à un facteur ont permis de montrer que les concentrations en coliformes fécaux sont statistiquement différentes s'il pleut ou non, le jour même ou encore la veille de la prise de la mesure de concentration. Il a aussi été démontré que les débordements du réseau unitaire en temps de pluie dans la rivière Beauport ont des impacts négatifs sur la qualité de l'eau de cette rivière. Cependant, ce constat n'a pas pu être démontré pour les concentrations en coliformes fécaux observées à la plage de la Baie de Beauport.

La seconde série d'objectifs était de quantifier par simulation les apports en coliformes fécaux d'un bassin versant urbanisé en temps de pluie, de comparer les résultats de méthodes d'estimation existantes, soit celles par modélisation hydrologique détaillée et par modélisation simplifiée à grande échelle, et de comparer les apports en coliformes fécaux des secteurs desservis par des réseaux unitaire et séparé. Ces objectifs ont été atteints en utilisant le modèle SWMM et la méthode simple de Schueler (1987). Parmi les modèles de qualité d'eau proposés dans SWMM, c'est la méthode de concentration moyenne par évènement qui a été retenue pour les analyses. Cette méthode fournit des ordres de grandeur des apports en polluants lorsque l'application de modèles plus complexes, tels que les modèles par accumulation et lessivage, est impossible par manque de données observées pour le calage. Les analyses par modélisation hydrologique/hydraulique détaillée (modèle SWMM) démontrent que les apports provenant du réseau unitaire sont jusqu'à 100 fois supérieurs à ceux du réseau séparé (pluvial). Cependant, bien que la charge saisonnière du réseau séparé soit moindre que la charge saisonnière apportée par le réseau unitaire, elle demeure néanmoins significative, restreignant ainsi les activités liées à l'eau.

Le dernier objectif était de proposer et de comparer des solutions afin de réduire les concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport en temps de pluie. Parmi les pratiques analysées, l'ajout de réservoirs de rétention de capacité suffisante pour récolter les eaux de débordement du réseau unitaire en temps de pluie s'est avérée celle permettant de réduire le plus les apports en coliformes fécaux, suivie de l'ajout d'un mode de gestion exemplaire des eaux pluviales par la modification du coefficient de concentration moyenne par évènement (CME)). Ceci montre l'importance de bien définir les paramètres d'entrée du modèle de qualité de l'eau basé sur la CME afin d'avoir une estimation juste des apports en coliformes fécaux ainsi que l'effet positif de la diminution des débordements en temps de pluie du réseau unitaire sur l'amélioration de la qualité de l'eau de surface.

L'utilisation de la méthode par CME donne une bonne idée de l'ordre de grandeur de la charge en polluants générée par un bassin versant. Cependant, pour une utilisation à une plus petite échelle de temps, par exemple pour prédire les apports en temps réel ou encore pour suivre l'évolution de la qualité de l'eau en continu, cette méthode n'est pas appropriée. Une étude plus approfondie des processus de génération de la pollution du bassin versant par la mesure en continu de la pollution en temps de pluie lors de plusieurs évènements et l'utilisation d'une méthode par accumulation et lessivage permettraient de prédire plus justement les apports en

matière de charge totale et de variation temporelle. Les modèles hydrologiques/hydrauliques détaillés peuvent être difficiles, voire impossibles à appliquer sur un bassin versant pour lequel le territoire, les ouvrages et le régime hydrologique sont peu caractérisés. Cependant, on a constaté que les méthodes à grande échelle, plus simples à utiliser, peuvent fournir des ordres de grandeur de charges en coliformes fécaux comparables à ceux estimés à l'aide de la méthode détaillée.

Finalement, afin de mieux comprendre le lien entre les apports en coliformes fécaux de la rivière Beauport et les concentrations en coliformes fécaux à la plage de la Baie de Beauport, une modélisation prenant en compte l'hydrodynamique et les processus de diffusion à l'intérieur de la baie serait un atout. Un tel modèle serait un pas de plus vers un modèle de prédiction, pouvant être utilisé en temps réel pour permettre les activités récréatives liées à l'eau à la plage de la Baie de Beauport lorsque les concentrations en coliformes fécaux y sont peu élevées, au lieu d'y interdire la baignade en tout temps.



8. Références bibliographiques

- ADEC (2005). *Total Maximum Daily Load for Fecal Coliform in Chester Creek, University Lake, and Westchester Lagoon, Anchorage, Alaska*. Alaska Department of Environmental Conservation, Anchorage, AK.
- Alley W.M. et P.E. Smith (1981). Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modeling. *Water Resources Research* 17(6): 1657-1664.
- Alley W.M. et P.E. Smith (1982) *Multi-event Urban Runoff Quality Model (DR3M-QUAL)*. US Geological Survey, Open File Report 82-724, Reston, VA.
- Anctil, F., J. Rousselle, N. Lauzon (2005). *Hydrologie: Cheminement de l'eau*, Presses internationales Polytechnique, Montréal, QC, Canada.
- Bergeron, C. (2013). Photo : *Échantillonneur de rivière*. Section du suivi environnemental, Division de la qualité du milieu, Ville de Québec, Québec.
- Beversdorf, L., S. Bornstein-Forst et S. McLellan (2007). The potential for beach sand to serve as a reservoir for *Escherichia coli* and the physical influences on cell die-off. *Journal of Applied Microbiology*. 102(5): 1372-1381.
- Bicknell, B.R., J.C. Imhoff, J.L. Kittle, J.A. Donigian et R.C. Johanson (1997). *Hydrological Simulation Program - Fortran: User's Manual for Version 11*. US Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory, Research Triangle Park, NC.
- Bougeard, M., J.C. Le Saux, R. Gnouma, S. Dupont et M. Pommepey (2008). *Modélisation des flux de contamination fécale et de leur impact sur la zone littorale - Partie 1. (conséquences sur la qualité des eaux conchylicoles)*. IFREMER, Plouzané, France.
- Brière, F.G. (2000). *Distribution et collecte des eaux*. Presses internationales Polytechnique, Montréal, QC, Canada.
- Brunner, G.W. (2010). *HEC-RAS River Analysis System Hydraulic Reference Manual, Version 4.1*. US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA.
- Cambez, M., J. Pinho et L. David (2008). Using SWMM 5 in the continuous modelling of stormwater hydraulics and quality. Dans: *11th International Conference on Urban Drainage*, Édinbourg, Royaume-Uni, 31 août - 5 septembre 2008.
- Carpenter, J.F. (2011). *Caractérisation du ruissellement urbain et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un bassin de rétention*. Mémoire de maîtrise, Faculté des sciences et de génie, Université Laval.
- CCME, Conseil canadien des ministres de l'environnement (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*, Disponible en ligne :

http://www.ccme.ca/assets/pdf/cda_wide_strategy_mwwe_final_f.pdf (dernière consultation le 17 février 2013).

- Cervantes, M. et D. William (2004). *Modeling Water Quantity and Water Quality with the SWMM Continuous Streamflow Model under Non-stationary Land-use Condition using GIS*. Mémoire de maîtrise, University of Maryland.
- Crowther, J., D.I. Hampson, I.J. Bateman, D. Kay, P.E. Posen, C.M. Stapleton et M.D. Wyer (2011). Generic modelling of faecal indicator organism concentrations in the UK. *Water*, 3(2): 682-701.
- CWP, Center for Watershed Protection (2003). *Impacts of Impervious Cover on Aquatic Systems (Watershed Protection Research Monograph No.1)*. Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD.
- DHI (2003). *MIKE 11 - A Modelling System for Rivers and Channels. Reference Manual*. DHI Software, Horsholm, Danemark.
- Dotto, C., M. Kleidorfer, A. Deletic, W. Rauch, D. McCarthy et T. Fletcher (2011). Performance and sensitivity analysis of stormwater models using a Bayesian approach and long-term high resolution data. *Environmental Modelling and Software* 26(10): 1225-1239.
- Duchesne, S., M.N. Kokutse et A. Thériault (2011). *Caractérisation des sources de pollution pouvant affecter la qualité de l'eau dans la rivière St-Charles et à proximité des plages situées sur le territoire de la Ville de Québec*. Centre Eau Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique (INRS - ETE), Rapport No R1288.
- Edberg, S., E. Rice, R. Karlin et M. Allen (2000). *Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection*. Symposium Series (Society for Applied Microbiology). p 106S.
- Edge, T.A. et S. Hill (2007). Multiple lines of evidence to identify the sources of fecal pollution at a freshwater beach in Hamilton Harbour, Lake Ontario. *Water Research* 41(16): 3585-3594.
- Eleria, A. et R.M. Vogel (2005). Predicting fecal coliform bacteria levels in the Charles River, Massachusetts, USA. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 41(5): 1195-1209.
- Ellis, J.B. (1986). Pollutational aspects of urban runoff. *Urban Runoff Pollution* 10: 1-38.
- Environnement Canada (2001). *Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada*. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, ON, Canada.
- Environnement Canada (2012). *Données sur l'intensité, la durée et la fréquence des chutes de pluie de courte durée – Station Québec Jean-Lesage*, http://climate.weatheroffice.gc.ca/prods_servs/index_f.html (dernière consultation le 6 mai 2013).
- EPA, Environmental Protection Agency (1983). *Nationwide Urban Runoff Program*. Water Planning Division, Washington, DC.

- EPA, Environmental Protection Agency (2004). *Report to Congress: Impacts and Control of CSOs and SSOs*. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.
- EPA, Environmental Protection Agency (2012). *Water: Polluted Runoff, What is Nonpoint Source Pollution?* Disponible en ligne : <http://water.epa.gov/polwaste/nps/whatis.cfm> (dernière consultation le 18 février 2013).
- EPA, Environmental Protection Agency (2012). *National pollutant discharge elimination system (NPDES) - Wet pond removal efficiencies*. Disponible en ligne : http://cfpub.epa.gov/npdes/stormwater/menuofbmps/index.cfm?action=factsheet_results&view=specific&bmp=68. (dernière consultation le 18 février 2013).
- ESRI, Environmental Systems Resource Institute (2009). *ArcMap 9.2*. ESRI, Redlands, California.
- Fortier, C. (2013). *Impact des changements climatiques sur les débordements des réseaux d'égouts unitaires*, Mémoire de maîtrise, Centre Eau Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique (INRS - ETE).
- Garcia-Armisen, T. (2006). *Etude de la dynamique des Escherichia coli dans les rivières du bassin de la Seine*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles.
- Gartner Lee Associates Limited (1986). *TAWMS, Toronto Area Watershed Management Strategy - Humber River Pilot Watershed Project Final Report*. Prepared for Ontario Ministry of the Environment, ON, Canada.
- Geldreich, E, L. Best, B. Kenner et D. Van Donsel (1968). The bacteriological aspects of stormwater pollution. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 40(11): 1861-1872.
- Geosyntech Consultants (2008). *A User's Guide for the Structural BMP Prioritization and Analysis Tool (SBPAT v1.0)*. Disponible en ligne : http://www.sbp.at.net/downloads/SBPAT_UserGuide_FINAL.pdf (dernière consultation le 27 février 2013).
- Green, W. et C. Ampt (1911). Studies on soil physics of flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Sciences* 4: 1-24.
- Hathaway, J.M., W.F. Hunt et S. Jadlocki (2009). Indicator bacteria removal in storm-water best management practices in Charlotte, North Carolina. *Journal of Environmental Engineering*, 135(12): 1275-1285.
- Hébert, S. (2002). *Modélisation de la qualité bactériologique d'un site potentiel de baignade à la Baie de Beauport*. Direction du suivi de l'environnement, Ministère de l'Environnement du Québec, QC, Canada.
- Horton, R.E. (1933). The role of infiltration in the hydrologic cycle. Dans : *Transactions of the AGU 14th Annual Meeting*: 446-460.
- Huber, W. et R. Dickinson (1988). *Stormwater Management Model (SWMM) User's Manual, Version 4.0*. United States Environmental Protection Agency, Athens, GA.

- Hutchinson, M.F. (1988) Calculation of hydrologically sound digital elevation models. Dans : *Proceedings of the Third International Symposium on Spatial Data Handling*. Sydney, Australie, 17-19 août 1988.
- INSPQ, Institut national de santé publique du Québec (2003). *Fiche Coliformes fécaux*, Disponible en ligne : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-cartableeau/ColiformesFecaux.pdf> (dernière consultation le 18 février 2013).
- INSPQ, Institut national de santé publique du Québec (2009). *Surveillance des éclosions de maladies d'origine hydrique au Québec. Bilan du 1^{er} janvier 2005 au 31 décembre 2007*. Québec, Disponible en ligne : http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/959_EclosionMaladiesHydrique.pdf (dernière consultation le 18 février 2013).
- James, W. (2003). *Rules for Responsible Modelling*, CHI Publications, Computational Hydraulics International, Guelph, ON, Canada.
- Kashefipour, S., B. Lin et R.A. Falconer (2006). Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin. *Water Research* 40(7): 1413-1425.
- Lavallée, P. (1980). *Les impacts sur les eaux réceptrices de la pollution diffuse urbaine*, Mémoire de maîtrise, Centre Eau - Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau).
- Lee, J., K. Bang, L. Ketchum Jr, J. Choe et M. Yu (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the Total Environment* 293(1): 163-175.
- Maestre, A. et R. Pitt (2005). *The National Stormwater Quality Database, Version 1.1 – A Compilation and Analysis of NPDES Stormwater Monitoring Information*. Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD.
- Mallin, M.A., K.E. Williams, E.C. Esham et R.P. Lowe (2000). Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds. *Ecological Applications* 10(4): 1047-1056.
- MAMROT, Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (2012). *Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE)*, <http://www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/suivi-des-ouvrages-dassainissement/> (dernière consultation le 18 février 2013).
- MAMROT, Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (2012). *Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2011*, http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/eval_perform_rapport_2011.pdf (dernière consultation le 18 février 2013).
- Manache, G. et C. Melching (2005). *Simulation of fecal coliform concentrations in the Chicago Waterway System under unsteady flow conditions*. Rep 2005 – 9, Departement of Research and Development, Metropolitan Water Reclamation District of Greater Chicago, Chicago, IL.

- Marsalek, J. (1991). Pollutants loads in urban stormwater. Review of methods for planning level estimates, *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 27(2): 283-291.
- Marsalek, J. et H. Ng (1989). Evaluation of pollution loadings from urban nonpoint sources: methodology and applications. *Journal of Great Lakes Research* 15(3): 444-451.
- Marsalek, J. et Q. Rochfort (2004). Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 67(20-22): 1765-1777.
- Mathieu, A. (2012). Baie de Beauport: baignade possible... mais défendue. *Le Soleil*, Québec, 20 juillet 2012.
- McCorquodale, J.A., I. Georgiou, S. Carnelos et A.J. Englande (2004). Modeling coliforms in storm water plumes. *Journal of Environmental Engineering and Science* 3(5): 419-431.
- MDDEP, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (2012). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Disponible en ligne : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp (dernière consultation le 18 février 2013).
- MDDEFP et MAMROT, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) et Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2011). *Guide de gestion des eaux pluviales*, Disponible en ligne : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide.htm> (dernière consultation le 18 février 2013).
- MDDEFP (2012). Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, *Portrait de la qualité des eaux de surfaces au Québec 1999-2008.*, Disponible en ligne : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/portrait/eaux-surface1999-2008/intro.pdf> (dernière consultation le 18 février 2013).
- MDDEFP (2013). Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/parties3-4.htm (dernière consultation le 7 mai 2013).
- MENV, Ministère de l'Environnement (1999). *25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec : un bilan*, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/> (dernière consultation le 6 mai 2013).
- MENV, Ministère de l'Environnement (2004). *Guide d'application du programme Environnement-Plage*, Gouvernement du Québec, Québec.
- Metcalf & Eddy Inc. (G. Tchobanoglous, F. Burton et H.D. Stensel) (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse - 3rd Edition*. McGraw-Hill, New-York, NY.
- Mourad, M., J.L. Bertrand-Krajewski et G. Chebbo (2007). De l'utilisation pertinente des modèles de calcul des flux polluants en réseaux d'assainissement urbains. *La Houille Blanche* (2): 105-111.

- Mussy, A. (2005). *Cours « Hydrologie générale »*. Laboratoire d'hydrologie et aménagements, Institut des Sciences et Technologies de l'Environnement, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Disponible en ligne : <http://echo2.epfl.ch/e-drologie/> (dernière consultation le 18 février 2013).
- Nash, J. et J. Sutcliffe (1970). River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3): 282-290.
- Novotný, V. et H. Olem (1994). *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand Reinhold, Université de Californie.
- Obropta, C.C. et J.S. Kardos (2007). Review of urban stormwater quality models: deterministic, stochastic, and hybrid approaches. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43(6): 1508-1523.
- OBV Capitale, Organisme des bassins versants de la Capitale, (2012). *Bassin de la rivière Beauport / Rivières*, <http://www.obvcapitale.org/bassin-de-la-riviere-beauport-rivieres> (dernière consultation le 6 mai 2013).
- OMS, Organisation mondiale de la santé (2012). *Haïti: mobilisation pour éliminer le choléra en améliorant l'accès à l'eau*. <http://www.who.int/hac/crises/hti/fr/index.html> (dernière consultation le 18 février 2013).
- Park, S., K. Lee, I. Park et S. Ha (2008). Effect of the aggregation level of surface runoff fields and sewer network for a SWMM simulation. *Desalination* 226(1): 328-337.
- Passerat, J., N.K. Ouattara, J.M. Mouchel, V. Rocher et P. Servais (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research* 45(2): 893-903.
- Patoine, M., S. Hébert et F. D'Auteuil-Potvin (2012). Water quality trends in the last decade for ten watersheds dominated by diffuse pollution in Quebec (Canada). *Water Science and Technology* 65(6): 1095-1101.
- Pitt, R. et A. Maestre (2005). Stormwater quality as described in the National Stormwater Quality Database (NSQD). Dans: *10th International Conference on Urban Drainage*, Copenhagen, Danemark, 21-26 août 2005.
- Rahmat, S.N.B. (2005). *Modeling of Non Point Source Pollution from Residential and Commercial Catchments in Skudai, Johor*. Mémoire de maîtrise, Université de technologie de Malaisie.
- Rivard, G. (2005). *Gestion des eaux pluviales en milieu urbain: concepts et applications*. Alias communication design Incorporated, Laval, QC, Canada.
- RNCan, Ressources naturelles Canada (2012), *Jeu de données topographiques numériques CanVec - 021L14*. Gouvernement du Canada, Ressources naturelles Canada, Secteur des sciences de la Terre, Direction de l'information cartographique, Centre d'information topographique - Sherbrooke
- Rose, J.B., S.R. Farrah, V.J. Harwood, A. Levine, J. Lukasik, P. Menendez et T.M. Scott (2004). *Reduction of Pathogens, Indicator Bacteria, and Alternative Indicators by Wastewater*

- Treatment and Reclamation Processes*. Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA.
- Rossman, L.A. (2010). *Storm Water Management Model User's Manual, version 5.0*. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- Rozen, Y. et S. Belkin (2006). Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews* 25(5): 513-529.
- Salmore, A., E. Hollis et S. McLellan (2006). Delineation of a chemical and biological signature for stormwater pollution in an urban river. *Journal of Water Health* 247: 262.
- Santé Canada (2008). *Sommaire relatif à la qualité microbiologique de l'eau potable*, <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/coliforms-coliformes/exsum-sommaire-fra.php#a4> (dernière consultation le 28 avril 2012).
- Schueler, T.R. (1997). Comparative pollutant removal capability of urban BMPs: A reanalysis. *Watershed Protection Techniques* 2(4): 515-520.
- Schueler, T.R. (1999). Microbes and urban watersheds. *Watershed Protection Techniques* 3(1): 551-596.
- Schueler, T.R. (1987). *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. Report No 87703, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC.
- Schroeder, K., M. Riechel, A. Matzinger, P. Rouault, H. Sonnenberg, E. Pawlowsky-Reusing et R. Gnirss (2011). Evaluation of effectiveness of combined sewer overflow control measured by operational data. *Water Science and Technology* 63(2): 325-330.
- SCS, Soil Conservation Services (1972). *National Engineering Handbook*. Department of Agriculture, Washington, DC.
- Selvakumar, A. et M. Borst (2006). Variation of microorganism concentrations in urban stormwater runoff with land use and seasons. *Journal of Water Health* 4: 109-124.
- Servais, P., T. Garcia-Armisen, I. George et G. Billen (2007). Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): Sources, fate and modelling. *Science of the Total Environment* 375(1): 152-167.
- Shaver, E., R. Horner, J. Skupien, C. May et G. Ridley (2007). Fundamentals of urban runoff management. *Technical and Institutional* (2): 44-52.
- Smith, R.F. (2000). *Total Maximum Daily Load (TMDL) for Fecal Coliform Bacteria in the Waters of Duck Creek in Mendenhall Valley, Alaska*. US EPA, Seattle, WA.
- Stumpf, C.H., M.F. Piehler, S. Thompson et R.T. Noble (2010). Loading of fecal indicator bacteria in North Carolina tidal creek headwaters: Hydrographic patterns and terrestrial runoff relationships. *Water Research* 44(16): 4704-4715.

- Temprano, J., Ó. Arango, J. Cagiao, J. Suárez et I. Tejero (2007). Stormwater quality calibration by SWMM: A case study in Northern Spain. *Water SA* 32(1): 55-63.
- Thiessen, A.H. (1911). Precipitation averages for large areas. *Monthly Weather Review*, 39(7): 1082-1084.
- Tsihrintzis, V.A. et R. Hamid (1997). Modeling and management of urban stormwater runoff quality: A review. *Water Resources Management* 11(2): 136-164.
- Tsihrintzis, V.A. et R. Hamid (1998). Runoff quality prediction from small urban catchments using SWMM. *Hydrol. Process.* 12(2): 311-329.
- Ville de Québec (2011a). *Contrôle des débordements des eaux usées – Phase 4 Tome 1. Rapport d'ingénierie préliminaire No 56640-201*, Québec, QC, Canada.
- Ville de Québec (2011b). *Mise à jour du plan directeur de gestion des eaux pluviales – Rivière Beauport. Rapport d'étude, analyse hydrologique et hydraulique – état ultime et interventions, Rapport No: PPD2009607*, Québec, QC, Canada.
- Wanielista, M.P. et Y.A. Yousef (1992). *Stormwater Management*. John Wiley & Sons, New-York, NY.
- WEF, Water Environment Federation (1999). *Prevention and Control of Sewer System Overflows - 2nd Edition*. Federation Manual of Practice FD-17, WEF, Alexandria, VA.
- Williams, G. B. (1922). Flood Discharges and the Dimensions of Spillways in India. *Engineering (London)*, 134: 321.
- Wong, T. (2006). *Australian Runoff Quality: a Guide to Water Sensitive Urban Design*. Engineers Australia, Canberra, Australie.
- Wright, M.E., H.M. Solo-Gabriele, S. Elmir et L.E. Fleming (2009) Microbial load from animal feces at a recreational beach. *Marine Pollution Bulletin* 58(11): 1649-1656.
- Young, K.D. et E.L. Thackston (1999). Housing density and bacterial loading in urban streams. *Journal of Environmental Engineering* 125(12): 1177-1180.
- Zoppou, C. (2001). Review of urban storm water models. *Environmental Modelling & Software* 16(3): 195-231.

9. Annexe I : Mesures des concentrations en coliformes fécaux dans la rivière Beauport et à la plage de la Baie de Beauport

Tableau 9-1 Mesure des concentrations en coliformes fécaux observées pour l'été 2008 à la Baie de Beauport et à la rivière Beauport.

<i>Date</i>	<i>Concentrations en coliformes fécaux mesurées (UFC/100 ml)</i>	
	<i>Baie de Beauport</i>	<i>Rivière Beauport</i>
2008-05-28		2 000
2008-05-29	149	360
2008-06-02	116	1 000
2008-06-04	324	190
2008-06-05	72	120
2008-06-10	116	1 300
2008-06-11	285	300
2008-06-12	328	1 300
2008-06-16	356	1 000
2008-06-17	293	900
2008-06-18	710	
2008-06-23		3 700
2008-06-25	293	700
2008-06-26	249	
2008-06-30	625	6 000
2008-07-02	307	1 300
2008-07-07	144	510
2008-07-08	178	490
2008-07-09	153	6 000
2008-07-14	376	1 200
2008-07-15	251	800
2008-07-16	191	800

Tableau 9-1 (suite)

Date	Concentrations en coliformes fécaux mesurées (UFC/100 ml)	
	Baie de Beauport	Rivière Beauport
2008-07-21	645	440
2008-07-22	246	410
2008-07-23	352	4 300
2008-07-28	295	900
2008-07-29	239	1 700
2008-07-30	241	900
2008-08-05	287	1 700
2008-08-06	294	240
2008-08-11	521	
2008-08-12	720	
2008-08-13		700

Tableau 9-2 Mesure des concentrations en coliformes fécaux observées pour l'été 2009 à la Baie de Beauport et à la rivière Beauport.

<i>Date</i>	<i>Concentrations en coliformes fécaux mesurées (UFC/100 ml)</i>	
	<i>Baie de Beauport</i>	<i>Rivière Beauport</i>
2009-05-21	118	1 200
2009-05-25	150	
2009-05-26	86	330
2009-05-27	286	
2009-06-01	139	
2009-06-02	80	5 000
2009-06-03	71	
2009-06-08	93	
2009-06-09	92	130
2009-06-11	72	
2009-06-15	81	
2009-06-16	53	
2009-06-17	69	580
2009-06-22	86	1 200
2009-06-23	100	
2009-06-25	124	
2009-06-29	234	
2009-06-30	231	
2009-07-02	153	2 800
2009-07-06	418	700
2009-07-08	272	
2009-07-09	193	
2009-07-13	209	
2009-07-14	195	
2009-07-15	95	
2009-07-16		510
2009-07-20	217	

Tableau 9-2 (suite)

<i>Date</i>	<i>Concentrations en coliformes fécaux mesurées (UFC/100 ml)</i>	
	<i>Baie de Beauport</i>	<i>Rivière Beauport</i>
2009-07-21	250	
2009-07-22	178	3 700
2009-07-28	130	
2009-07-29	1 292	
2009-07-30	6 000	1 100
2009-08-04	413	
2009-08-05	625	
2009-08-06	373	800
2009-08-10	340	
2009-08-12	203	
2009-08-13	83	260
2009-08-17	341	
2009-08-18	157	430
2009-08-20	248	
2009-08-24	120	
2009-08-25	113	

Tableau 9-3 Mesure des concentrations en coliformes fécaux observées pour l'été 2010 à la Baie de Beauport et à la rivière Beauport.

Date	Concentration en coliformes fécaux mesurées (UFC/100 ml)	
	Baie de Beauport	Rivière Beauport
2010-05-18	18	45
2010-05-19	22	10
2010-05-20	50	55
2010-05-21	22	
2010-05-25	40	54
2010-05-26	1 957	
2010-05-27	238	460
2010-05-28	79	
2010-05-31	39	310
2010-06-01	249	1 200
2010-06-02	30	330
2010-06-03	188	1 500
2010-06-04	66	180
2010-06-07	23	290
2010-06-08	41	230
2010-06-09	35	64
2010-06-10	41	
2010-06-11	60	250
2010-06-14	66	330
2010-06-15	78	290
2010-06-16	150	210
2010-06-17	128	420
2010-06-18	20	170
2010-06-21	51	170
2010-06-22	33	73
2010-06-23	234	
2010-06-25	130	580
2010-06-28	66	600
2010-06-29	96	1 400
2010-06-30	170	520
2010-07-05	83	140
2010-07-06	33	200
2010-07-07	25	320
2010-07-08	72	380
2010-07-09	64	910

Tableau 9-3 (suite)

<i>Date</i>	<i>Concentration en coliformes fécaux mesurées (UFC/100 ml)</i>	
	<i>Baie de Beauport</i>	<i>Rivière Beauport</i>
2010-07-12	108	300
2010-07-13	291	450
2010-07-14	419	2 400
2010-07-15	124	540
2010-07-16	79	
2010-07-19	28	350
2010-07-20	80	510
2010-07-21	56	230
2010-07-22	2 040	
2010-07-23	465	330
2010-07-26	369	1 400
2010-07-27	1 284	400
2010-07-28	150	630
2010-07-29	282	1 900
2010-07-30	112	350
2010-08-03	374	2 200
2010-08-04	281	4 900
2010-08-05	1 117	1 700
2010-08-06	745	910
2010-08-09	291	2 200
2010-08-10	177	310
2010-08-11	536	260
2010-08-12	153	1 100
2010-08-13	83	430
2010-08-16	101	3 600
2010-08-17	335	4 200
2010-08-18	81	910
2010-08-19	35	480
2010-08-20	462	280
2010-08-23	79	220
2010-08-24	22	2 000
2010-08-25	85	190
2010-08-26	93	2 500

Tableau 9-4 Mesure des concentrations en coliformes fécaux observées pour l'été 2011 à la Baie de Beauport et à la rivière Beauport.

<i>Date</i>	<i>Concentration en coliformes fécaux mesurées (UFC/100 ml)</i>	
	<i>Baie de Beauport</i>	<i>Rivière Beauport</i>
2011-05-18	114	480
2011-05-19	132	410
2011-05-20	123	
2011-05-24	186	
2011-05-25	69	250
2011-05-26	76	360
2011-05-27	243	
2011-05-30	588	1 200
2011-05-31	509	1 200
2011-06-01	182	1 500
2011-06-02	339	410
2011-06-03	101	
2011-06-06	63	54
2011-06-07	56	210
2011-06-08	34	
2011-06-09	31	1 700
2011-06-10	111	
2011-06-13	257	3 300
2011-06-14	152	380
2011-06-15	139	310
2011-06-16	107	1 200
2011-06-17	264	
2011-06-20	62	250
2011-06-21	107	300
2011-06-22	35	210
2011-06-27	66	400
2011-06-28	173	440
2011-06-29	1 975	2 300
2011-06-30	206	
2011-07-04	550	99
2011-07-05	54	340
2011-07-06	102	
2011-07-07	86	1 300
2011-07-08	69	
2011-07-11	72	350

Tableau 9-4 (suite)

<i>Date</i>	<i>Concentration en coliformes fécaux mesurées (UFC/100 ml)</i>	
	<i>Baie de Beauport</i>	<i>Rivière Beauport</i>
2011-07-12	289	1 400
2011-07-13	510	2 600
2011-07-14	79	540
2011-07-15	119	
2011-07-18	187	630
2011-07-19	66	390
2011-07-20	88	410
2011-07-21	284	910
2011-07-22	532	
2011-07-25	31	320
2011-07-26	575	
2011-07-27	304	2 400
2011-07-28	131	510
2011-07-29	257	
2011-08-02	325	300
2011-08-03	85	1900
2011-08-04	53	
2011-08-05	41	
2011-08-08	464	540
2011-08-09	92	400
2011-08-10	146	2 600
2011-08-11	241	
2011-08-12	332	
2011-08-15	146	1 500
2011-08-16	174	5 200
2011-08-17	96	280
2011-08-18	56	
2011-08-19	141	
2011-08-22	415	1 500
2011-08-23	100	
2011-08-24	82	
2011-08-25	175	

10. Annexe II : Résultats des simulations SWMM – Modèle unitaire

Les figures suivantes comparent, sous forme de graphiques de type nuage de points, les durées de débordements simulées avec le logiciel SWMM et les durées de débordements observées aux ouvrages de débordement U051 et U057. Chaque point représente une journée pour laquelle la durée d'un évènement de débordement a été soit enregistrée, soit simulée ou les deux. La ligne pointillée est une droite de pente 1. Si le modèle SWMM arrivait à simuler de façon parfaite les débordements observés, chaque point serait exactement situé sur cette ligne. Les figures 10-5 à 10-8 ont moins de données que les figures 10-1 à 10-4 puisque l'enregistreur de durée des débordements de l'ouvrage U051 fonctionnait par intermittence pour la période estivale, et ce, pour les années 2008 à 2011. D'après les figures, le modèle SWMM a tendance à sous-estimer les durées de débordements (sauf pour l'ouvrage U057 en 2010, Figure 10-3). Cependant, cet exercice ne peut donner d'information sur la capacité du modèle à bien représenter les volumes débordés, lesquels sont présentés aux tableaux 10-1 à 10-4, puisque le volume des débordements observés n'est pas mesuré.

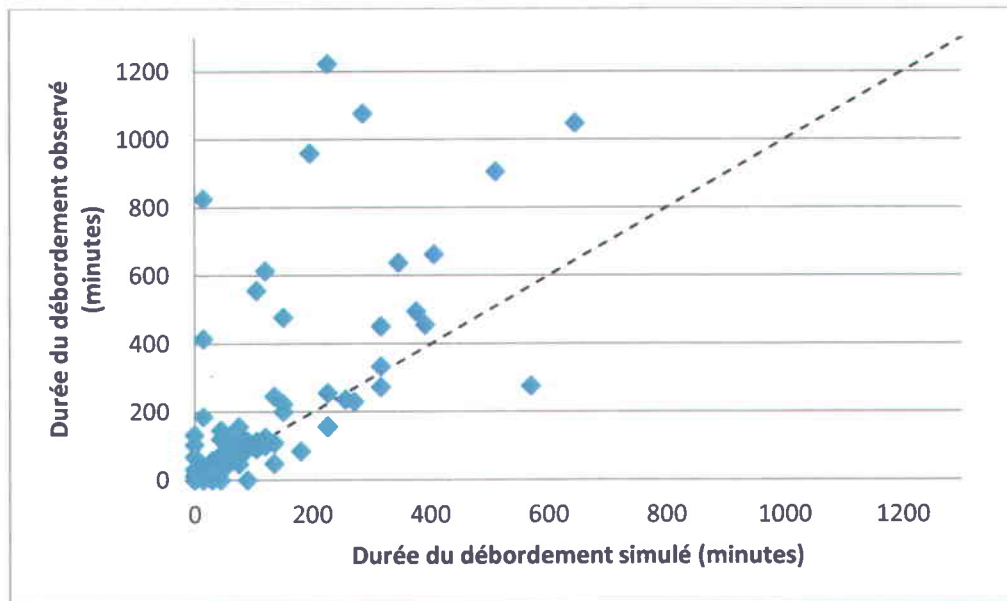


Figure 10-1 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U057 pour la période du 1^{er} au 30 septembre 2008

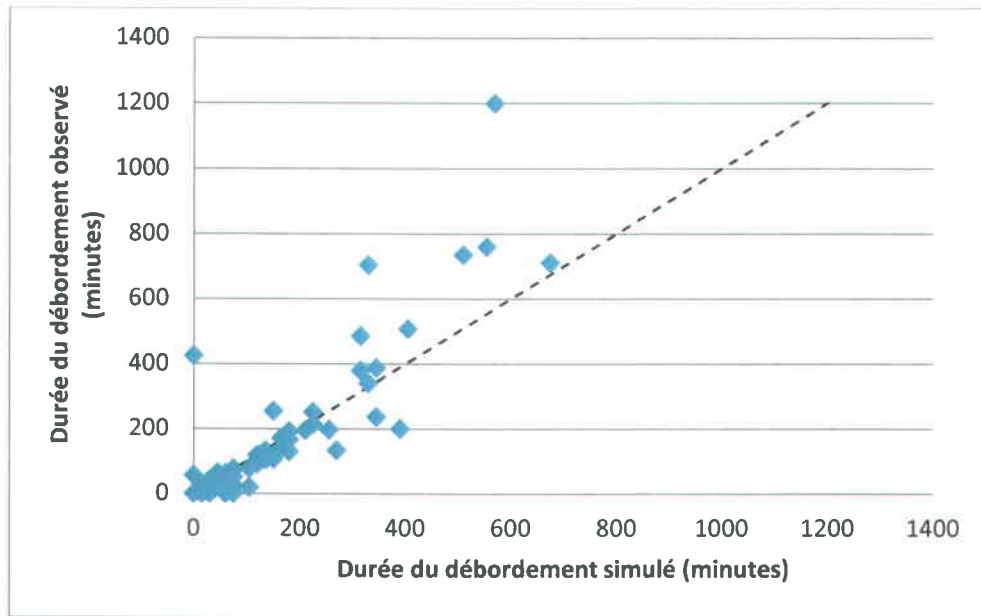


Figure 10-2 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U057 pour la période du 1^{er} au 30 septembre 2009

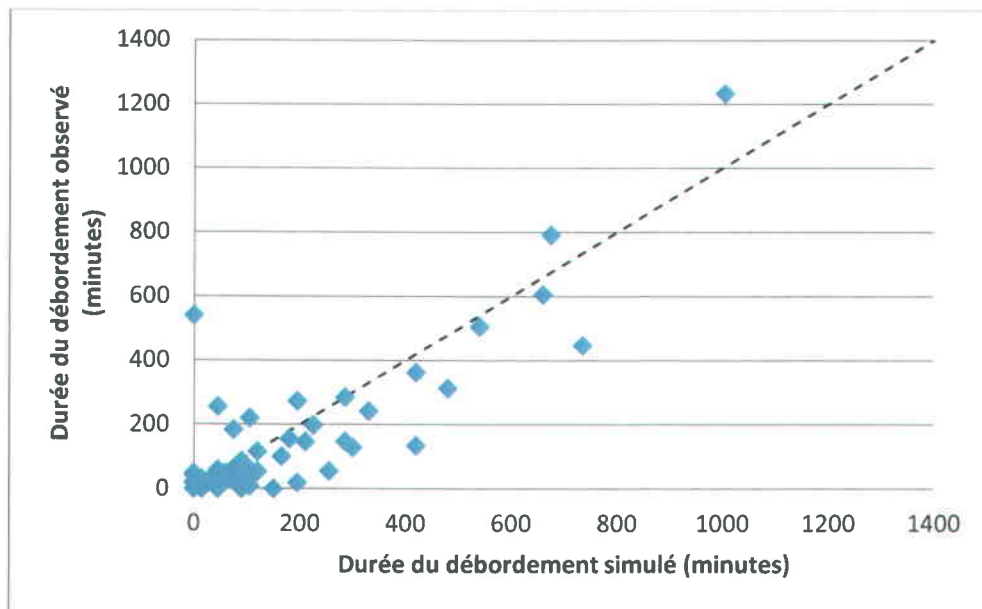


Figure 10-3 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U057 pour la période du 1^{er} au 30 septembre 2010

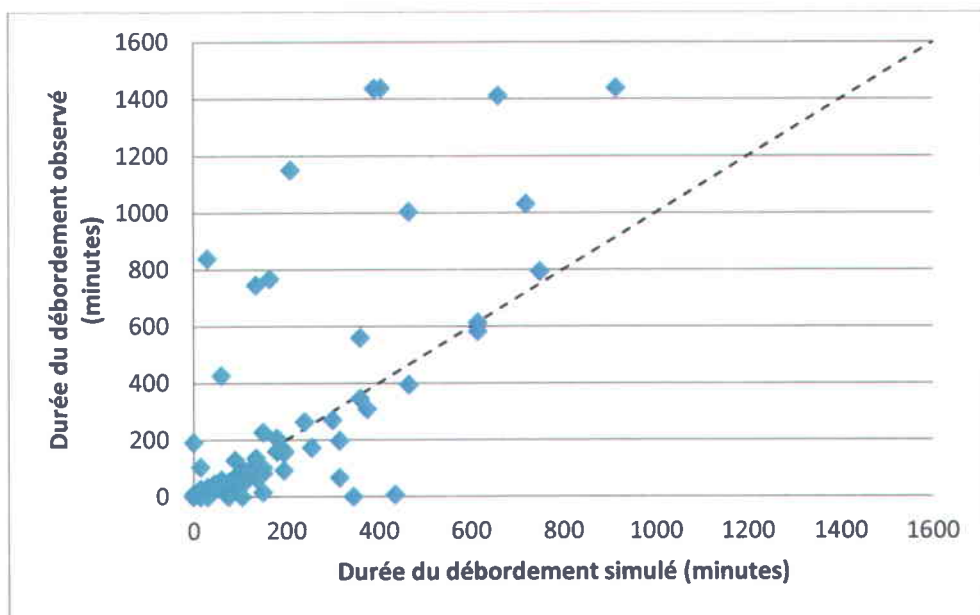


Figure 10-4 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U057 pour la période du 1^{er} au 30 septembre 2011

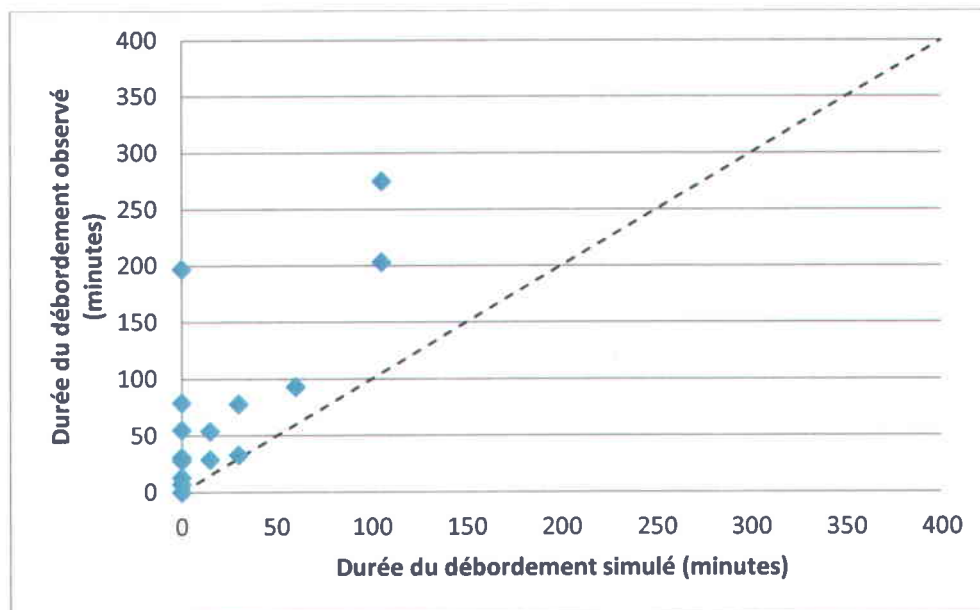
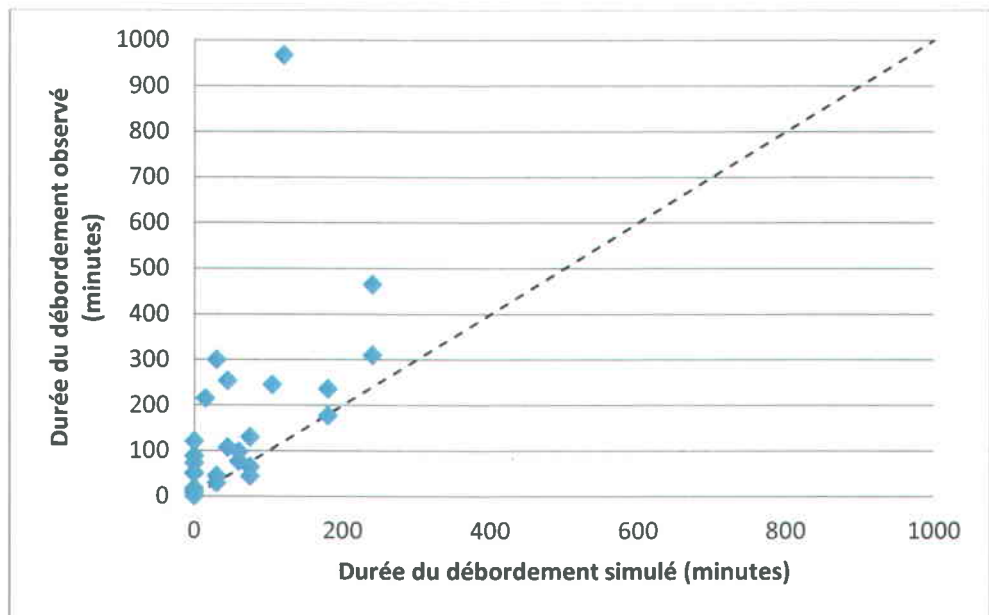


Figure 10-5 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U051 pour la période du 1^{er} au 30 septembre 2008



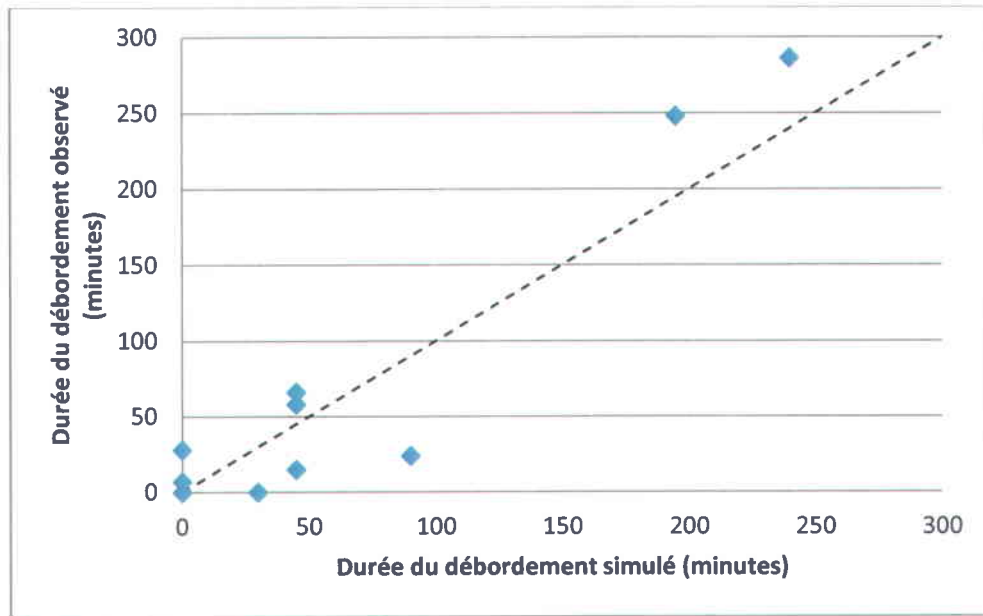


Figure 10-8 Comparaison des durées de débordements observées et simulées pour l'ouvrage U051 pour la période du 1^{er} au 30 septembre 2011

Tableau 10-1 Débordements simulés par le modèle unitaire pour la période du 1^{er} mai au 31 octobre 2008.

Date	U051		U057	
	Durée	Volume	Durée	Volume
	(minutes)	(m ³)	(minutes)	(m ³)
2008-05-04	-	-	120	126
2008-05-08	-	-	315	720
2008-05-19	15	18	135	315
2008-05-21	-	-	150	477
2008-05-22	105	639	390	1 278
2008-05-26	-	-	30	18
2008-05-27	30	891	60	441
2008-05-31	-	-	45	36
2008-06-01	-	-	30	18
2008-06-02	-	-	75	270
2008-06-07	-	-	45	54
2008-06-08	60	7 830	75	2 844
2008-06-10	60	3 420	90	1 305
2008-06-11	45	2 412	105	1 053
2008-06-14	-	-	75	126
2008-06-15	330	4 500	510	3 573
2008-06-16	-	-	45	36
2008-06-17	30	261	180	774
2008-06-18	105	3 537	285	2 052
2008-06-19	-	-	135	270
2008-06-20	-	-	45	27
2008-06-22	45	891	150	1 287
2008-06-23	15	108	120	450
2008-06-24	-	-	15	9
2008-06-25	-	-	60	135
2008-06-26	-	-	75	108
2008-06-28	30	882	345	702
2008-06-29	75	1 674	225	1 395
2008-06-30	45	153	195	567
2008-07-03	210	5913	375	3 618
2008-07-04	-	-	150	297
2008-07-09	30	378	255	954
2008-07-13	165	2 880	570	3 051

Tableau 10-1 (suite)

Date	U051		U057	
	Durée	Volume	Durée	Volume
	(minutes)	(m ³)	(minutes)	(m ³)
2008-07-14	-	-	15	9
2008-07-16	45	414	60	477
2008-07-19	60	873	90	729
2008-07-22	-	-	45	36
2008-07-23	-	-	30	18
2008-07-24	120	3618	315	2 439
2008-07-25	-	-	15	9
2008-07-26	15	72	90	288
2008-07-28	-	-	45	207
2008-07-29	-	-	60	108
2008-07-31	15	27	225	450
2008-08-02	-	-	15	9
2008-08-03	45	162	75	405
2008-08-04	-	-	30	54
2008-08-06	-	-	105	261
2008-08-07	-	-	90	54
2008-08-08	210	3726	645	3 132
2008-08-09	-	-	15	9
2008-08-11	-	-	45	99
2008-08-12	-	-	45	45
2008-08-18	120	4 149	225	2 403
2008-08-30	75	1575	120	945
2008-09-08	15	27	135	297
2008-09-09	30	315	315	693
2008-09-12	-	-	105	189
2008-09-14	105	8 550	405	4 455
2008-09-15	60	774	105	567
2008-09-17	-	-	75	117
2008-09-20	-	-	30	27
2008-09-21	-	-	15	9
2008-09-27	-	-	270	360

Tableau 10-2 Débordements simulés par le modèle unitaire pour la période du 1^{er} mai au 31 octobre 2009.

Date	U051		U057	
	Durée	Volume	Durée	Volume
	(minutes)	(m ³)	(minutes)	(m ³)
2009-05-01	105	270	345	990
2009-05-06	-	-	30	18
2009-05-07	-	-	270	198
2009-05-08	-	-	30	27
2009-05-09	-	-	75	207
2009-05-10	-	-	120	279
2009-05-14	60	702	165	756
2009-05-16	-	-	255	396
2009-05-17	-	-	30	18
2009-05-27	-	-	75	99
2009-05-29	240	1935	675	2 655
2009-05-30	-	-	30	45
2009-05-31	-	-	30	27
2009-06-06	-	-	15	18
2009-06-09	-	-	75	99
2009-06-10	-	-	225	243
2009-06-12	-	-	75	63
2009-06-19	45	216	390	747
2009-06-25	60	1 935	120	1 260
2009-06-26	75	1 602	150	1 161
2009-06-27	240	13 302	315	6 210
2009-06-28	-	-	60	63
2009-06-29	30	189	555	1071
2009-07-02	-	-	30	72
2009-07-03	120	1 557	570	2 088
2009-07-04	45	225	315	981
2009-07-07	15	72	330	792
2009-07-11	75	378	345	963
2009-07-12	-	-	135	324
2009-07-13	75	1 170	135	1 125
2009-07-14	-	-	30	36
2009-07-16	-	-	45	54
2009-07-17	-	-	15	9
2009-07-18	180	1 737	405	1 836
2009-07-19	-	-	45	180
2009-07-22	-	-	15	9
2009-07-25	-	-	75	90

Tableau 10-2 (suite)

<i>Date</i>	<i>U051</i>		<i>U057</i>	
	<i>Durée</i>	<i>Volume</i>	<i>Durée</i>	<i>Volume</i>
	<i>(minutes)</i>	<i>(m³)</i>	<i>(minutes)</i>	<i>(m³)</i>
2009-07-26	30	270	75	396
2009-07-27	30	18	150	513
2009-07-29	180	6 687	330	4 257
2009-08-02	105	1 854	165	1 323
2009-08-04	-	-	45	99
2009-08-07	120	4 986	180	2 610
2009-08-10	-	-	30	72
2009-08-18	45	1 809	60	1 206
2009-08-21	75	2 403	180	1 818
2009-08-29	-	-	45	27
2009-08-30	-	-	105	117
2009-09-13	-	-	60	36
2009-09-18	75	873	180	972
2009-09-22	-	-	105	99
2009-09-23	75	2 934	210	1 989
2009-09-27	90	1 917	225	1 431
2009-09-28	180	5 733	510	3 339
2009-09-29	45	2 916	150	1 962

Tableau 10-3 Débordements simulés par le modèle unitaire pour la période du 1^{er} mai au 31 octobre 2010.

Date	U051		U057	
	Durée	Volume	Durée	Volume
	(minutes)	(m ³)	(minutes)	(m ³)
2010-05-03	-	-	60	81
2010-05-06	-	-	255	414
2010-05-08	-	-	120	306
2010-05-10	-	-	45	45
2010-05-25	105	2 151	195	2 079
2010-06-01	150	1 584	540	2 214
2010-06-02	105	2 601	180	1 566
2010-06-03	30	108	210	477
2010-06-05	-	-	105	99
2010-06-06	-	-	285	423
2010-06-19	-	-	15	9
2010-06-20	-	-	45	45
2010-06-24	-	-	285	540
2010-06-26	-	-	60	36
2010-06-28	-	-	105	117
2010-06-29	-	-	90	72
2010-06-30	-	-	195	207
2010-07-09	-	-	300	297
2010-07-13	75	1 800	165	1 440
2010-07-16	-	-	45	81
2010-07-17	-	-	45	108
2010-07-25	45	2 556	75	1 350
2010-08-03	45	819	420	1 323
2010-08-04	150	3 006	420	3 285
2010-08-05	-	-	90	126
2010-08-08	-	-	60	45
2010-08-09	-	-	15	9
2010-08-16	90	4 383	330	2 502
2010-08-17	-	-	75	45
2010-08-25	-	-	120	126
2010-08-27	-	-	30	18
2010-09-03	-	-	75	207
2010-09-04	30	171	90	270
2010-09-05	-	-	150	108
2010-09-06	-	-	45	27

Tableau 10-3 (suite)

<i>Date</i>	<i>U051</i>		<i>U057</i>	
	<i>Durée</i>	<i>Volume</i>	<i>Durée</i>	<i>Volume</i>
	<i>(minutes)</i>	<i>(m³)</i>	<i>(minutes)</i>	<i>(m³)</i>
2010-09-07	-	-	75	45
2010-09-08	45	297	480	720
2010-09-09	-	-	105	90
2010-09-13	105	1 602	735	2 097
2010-09-14	-	-	90	54
2010-09-19	-	-	45	63
2010-09-21	30	144	225	531
2010-09-22	30	288	75	360
2010-09-24	120	1 287	660	2 205
2010-09-25	-	-	105	153
2010-09-27	-	-	90	63
2010-09-28	210	3 213	1005	3 924
2010-09-30	195	2 304	675	3 105

Tableau 10-4 Débordements simulés par le modèle unitaire pour la période du 1^{er} mai au 31 octobre 2011.

Date	U051		U057	
	Durée	Volume	Durée	Volume
	(minutes)	(m ³)	(minutes)	(m ³)
2011-05-02	-	-	60	54
2011-05-03	15	27	405	639
2011-05-04	90	702	915	1 791
2011-05-05	-	-	660	675
2011-05-06	-	-	30	27
2011-05-07	-	-	345	405
2011-05-13	-	-	75	54
2011-05-14	-	-	30	18
2011-05-16	-	-	75	45
2011-05-17	-	-	30	45
2011-05-18	-	-	15	18
2011-05-23	30	45	105	351
2011-05-24	90	306	375	1 107
2011-05-26	-	-	315	540
2011-05-27	-	-	255	279
2011-05-28	15	189	180	603
2011-05-29	180	6 417	465	3 726
2011-06-01	15	18	105	405
2011-06-08	45	1 224	45	693
2011-06-09	-	-	30	36
2011-06-12	240	4 266	465	2 988
2011-06-13	-	-	135	90
2011-06-16	-	-	30	18
2011-06-18	15	9	105	279
2011-06-24	-	-	315	279
2011-06-25	-	-	90	180
2011-06-26	-	-	60	36
2011-06-29	120	7 290	240	3 879
2011-06-30	-	-	105	99
2011-07-03	30	405	75	405
2011-07-06	60	972	195	891
2011-07-09	-	-	60	90
2011-07-10	-	-	60	63
2011-07-11	75	1 602	195	1 053
2011-07-12	60	1 728	90	864
2011-07-13	-	-	15	18
2011-07-17	30	135	105	459

Tableau 10-4 (suite)

Date	U051		U057	
	Durée	Volume	Durée	Volume
	(minutes)	(m ³)	(minutes)	(m ³)
2011-07-20	45	3 357	60	1 098
2011-07-21	210	12 636	360	6 336
2011-07-25	-	-	30	54
2011-07-26	135	1 935	750	5 082
2011-07-27	90	1 170	165	1 044
2011-07-30	-	-	45	54
2011-08-01	60	2 898	90	1 422
2011-08-02	-	-	15	9
2011-08-07	30	1 665	150	927
2011-08-10	120	3 861	435	3 186
2011-08-11	15	90	180	351
2011-08-16	75	1 062	300	1 188
2011-08-18	90	4 419	150	1 557
2011-08-21	210	2 502	615	3 312
2011-08-22	75	2 358	135	1 359
2011-08-28	465	10 080	615	5 994
2011-08-29	45	117	210	549
2011-08-30	45	5 499	150	2 394
2011-09-03	90	3 978	135	1 890
2011-09-04	30	216	180	441
2011-09-05	30	855	720	1 818
2011-09-06	195	1 071	390	1 368
2011-09-13	30	405	195	774
2011-09-15	-	-	360	558
2011-09-20	-	-	150	99
2011-09-22	-	-	45	117
2011-09-29	45	1 368	135	1 044
2011-09-30	45	207	195	531

