



Titre: Caractérisation de la vulnérabilité d'une prise d'eau aux rejets de
Title: proximité et de rive dans un contexte urbain

Auteur: Jeanne-Marie Touttée
Author:

Date: 2019

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Touttée, J.-M. (2019). Caractérisation de la vulnérabilité d'une prise d'eau aux
Citation: rejets de proximité et de rive dans un contexte urbain [Mémoire de maîtrise,
Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/3729/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3729/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Michèle Prévost, & Sarah Dorner
Advisors:

Programme: Génies civil, géologique et des mines
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

CARACTÉRISATION DE LA VULNÉRABILITÉ D'UNE PRISE D'EAU AUX REJETS DE
PROXIMITÉ ET DE RIVE DANS UN CONTEXTE URBAIN

TOUTTÉE JEANNE-MARIE

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES (CGM)

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES)

Novembre 2018

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

CARACTÉRISATION DE LA VULNÉRABILITÉ D'UNE PRISE D'EAU AUX REJETS DE
PROXIMITÉ ET DE RIVE DANS UN CONTEXTE URBAIN

Présenté par : TOUTTEE Jeanne-Marie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès Sciences Appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. BARBEAU Benoît, Ph.D., président

Mme PREVOST Michèle, Ph.D., membre et directeur de recherche

Mme DORNER Sarah, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. CHARRON Alain, membre externe

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet et de ce mémoire a suscité la collaboration de plusieurs personnes que je souhaiterais remercier.

Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice de recherche, Michèle Prévost, pour l'opportunité qu'elle m'a donnée de travailler avec elle sur ce projet. Je la remercie également pour son soutien et ses conseils sans lesquels ce projet n'aurait pu aboutir.

Je tiens à remercier également ma co-directrice, Sarah Dorner pour son appui technique indispensable à la réalisation de ce projet.

Je voudrais aussi exprimer ma gratitude envers Natasha McQuaid pour son soutien et sa disponibilité sans faille au cours de ces deux dernières années.

Je désire également exprimer ma reconnaissance envers Anne-Sophie Madoux-Humery pour son support et son aide précieuse lors de la rédaction de ce mémoire.

Pour finir, je remercie tous les membres de l'équipe de la Chaire en eau potable de Polytechnique Montréal pour l'aide qu'ils m'ont apportée et particulièrement Jacinthe et Julie pour leur support pendant les journées de la Chaire.

RÉSUMÉ

Un bassin de drainage urbain (BDU) est une unité territoriale urbaine caractérisée par un système de drainage qui acheminera les eaux vers un même exutoire. Le BDU se déchargeant ainsi dans le cours d'eau est à l'origine de rejets de rive pouvant impacter les prises d'eau situées en aval. L'objectif de ce projet est de développer une méthode d'évaluation simple et efficace des risques encourus par une prise d'eau située en aval d'un bassin de drainage urbain. Pour ce faire, l'évaluation conjointe de la vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau et des menaces pouvant exercer une pression sur celle-ci doit être réalisée.

Dans un premier temps, la vulnérabilité de la prise d'eau a été évaluée à l'aide de deux paramètres : (1) la profondeur de la prise de prélèvement dans le cours d'eau et (2) la distance séparant celle-ci de la berge. En effet, une prise d'eau profonde et loin des berges a une probabilité plus faible d'être impactée par un rejet de rive non dilué. Sera ainsi posée, comme hypothèse simplificatrice, qu'une prise d'eau profonde et loin des berges sera peu vulnérable. Le choix a été fait de mener une analyse semi-quantitative de la vulnérabilité de la prise d'eau au moyen d'indices. Un premier indice global a été construit sur la base de la somme d'un indice de profondeur et d'un indice de distance ajustée par un indice d'événement. Ce dernier indice permet l'intégration d'un retour sur expériences. Les indices de profondeur et de distance sont construits de manière analogue. Leur objectif respectif est de représenter une submergence et une distance avec la berge, caractéristiques de la prise tout en prenant en compte la variabilité hydraulique du cours d'eau. D'autres aspects, tels que les profondeurs ou les distances typiques des prises d'eau situées au Québec, ont été pris en compte. Ces indices sont compris entre 0 et 1 ; un indice proche de 1 reflète une prise vulnérable. Ces indices ont été appliqués aux prises d'eau des villes de Laval et de Montréal. Les prises d'eau connues pour être peu profondes ou bien très près des berges sont ressorties de l'étude comme étant les plus vulnérables. Ceci vient bien corroborer le bon fonctionnement des indices élaborés dans ce projet. Néanmoins, du fait de l'hypothèse simplificatrice sur laquelle se base cette étude, les indices ne sont pas garants d'une réalité avérée quant à la qualité de l'eau brute à la prise. En effet, n'est pas prise en compte la notion de panache dans l'étude. Une tentative de prise en compte des zones de propagation des contaminants rejetés en rive a été menée. Les essais furent, néanmoins, peu concluants mais eurent le mérite de souligner l'intérêt d'une modélisation hydrodynamique pour les cours d'eau sujets à de nombreux rejets de rive.

Dans un deuxième temps, il s'agit d'évaluer de manière quantitative le potentiel de risque associé au BDU. Cette évaluation passe notamment par l'élaboration d'un deuxième indice, appelé indice de rejet, caractérisant les rejets issus des BDU. L'étude se concentre sur les débordements de réseaux unitaires et pseudo-séparatifs, chaque BDU est associé à un unique point de rejet drainant l'entièreté de sa surface. Les paramètres pris en compte dans l'indice sont (1) le diamètre de la conduite du rejet représentant le flux du rejet de débordement dans le cours d'eau, (2) la distance entre le point de rejet et la prise, (3) la durée du rejet représentant l'amplitude du débordement et (4) la population approximant la concentration en contaminant des eaux rejetées. L'indice de rejet peut être décliné de deux manières différentes selon l'utilité désirée. En n'utilisant pas le paramètre de distance entre le point de rejet et la prise, l'indice peut permettre une comparaison objective du niveau de menace que représentent plusieurs BDU évalués avec un même indice ainsi qu'une transmission de l'information entre responsables de sites de prélèvement différents, dans le cas de BDU impactant plus d'un site. En utilisant le paramètre de distance, l'indice de rejet permet une comparaison et une priorisation des BDU vis-à-vis d'un unique site de prélèvement. L'indice de rejet n'étant pas compris dans un intervalle fixe, il a fallu fixer des seuils. Conformément aux préconisations du guide du RPEP, quatre seuils de risques ont été déterminés (risques faible, moyen, élevé et très élevé). Afin de déterminer ceux-ci, chacun des paramètres intervenant dans les calculs des indices ont fait l'objet d'une analyse.

La méthode développée s'intègre plus largement à un projet visant à évaluer simplement et efficacement les risques associés aux activités anthropiques et aux événements potentiels dans un contexte urbain. Ce projet se conclue par l'élaboration de fiches techniques disponibles pour les municipalités et bientôt disponibles sur le site de MDDELCC.

L'analyse quantitative du risque associé aux BDU passe également par la mise au point d'une méthode simple d'estimation débitométrique de ces rejets. Ceci a pour objectif d'aider à prioriser les rejets et donc les BDU problématiques. L'estimation du débit produit à la surverse est le résultat du calcul conjoint du débit maximal de ruissellement maximal et du débit sanitaire maximal. Cette méthode est néanmoins peut concluante du fait d'approximations et de manque de données.

ABSTRACT

An urban drainage basin (BDU) is an urban territorial unit characterized by a drainage system that will carry wastewater to the same outlet. The BDU that discharges into the watercourse causes shoreline discharges that may impact downstream water intakes. The objective of this project is to develop a simple and effective risk assessment method for a water intake located downstream of a densely urbanized area. Thus, the project studies the intrinsic vulnerability of the water intake and the threats that may put pressure on it.

Initially, the water intake vulnerability was assessed using two parameters: (1) the depth of the water intake in the watercourse and (2) the distance between the water intake and the shore. In fact, a water intake located deep in the watercourse and away from the banks has a lower probability of being impacted by undiluted discharges from the banks. Thus, as a simplifying assumption, a deep water intake located far from the banks will be less vulnerable. The choice was made to conduct a semi-quantitative analysis of the vulnerability of the intake using index.

In the first part of the project, a global index was constructed based on the sum of a depth index and a distance index adjusted by an event index. Its purpose is to represent the intrinsic vulnerability of the water intake. The depth and distance index are similarly constructed. Their respective objective is to represent a depth and distance from the shoreline that are typical for the intake while taking into account the hydraulic variability of the watercourse. The event index allows the integration of a feedback on experiences. The global index is between 0 and 1; an index close to 1 reflects a vulnerable water intake. Those indexes were applied to the water intakes of the cities of Laval and Montreal.

In a second time, this project evaluates quantitatively the potential risk associated with the BDU. This evaluation includes the development of a second index, called “rejection index”, characterizing the discharges from the BDUs. The study focuses on the overflows of unitary and pseudo-separative sewers, each BDU is associated with a single point of discharge draining the entire surface. The parameters taken into account in the index are (1) the diameter of the discharge line representing the flow of the overflow discharging into the watercourse, (2) the distance between the discharge point and the catch, (3) the duration of the release representing the magnitude of the overflow and (4) the population approximating the concentration by contaminating discharged water.

The rejection index can be declined in two different ways depending on the desired utility. By not using the distance parameter between the point of discharge and the water intake, the index can allow an objective comparison of the level of potential risk represented by several BDUs evaluated with the same index as well as a transmission of information between those responsible for the water intake (in the case of BDU impacting more than one water intake). Using the distance parameter, the rejection index allows comparison and prioritization of BDUs against a single water intake.

As the rejection index was not included in a fixed interval, it was necessary to set value thresholds. In accordance with the recommendations of the RPEP guide, four risk thresholds have been identified (minimum, medium, high and very high risk). In order to determine these, each of the parameters involved in the index calculations were analyzed.

The method developed is more broadly integrated into a project whose objective is to assess simply and effectively the risks associated with human activities and potential events in an urban context. This project concludes with the development of datasheets available for municipalities and will soon be available on the MDDELCC website.

The quantitative analysis of the risk associated with BDUs also requires the development of a simple method for estimating the flow of these discharges. This is to help prioritize discharges and therefore problematic BDUs. The estimation of the flow rate produced at the overflow is the result of the joint calculation of maximum runoff and maximum sanitary flow. This method is nonetheless inconclusive due to approximations and lack of data.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iii
RÉSUMÉ	iv
ABSTRACT.....	vi
TABLE DES MATIÈRES	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	xii
LISTE DES FIGURES	xiv
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xviii
LISTE DES ANNEXES	xix
CHAPITRE 1. INTRODUCTION	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Structure du mémoire.....	3
CHAPITRE 2. PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS	5
2.1 Analyse de vulnérabilité dans le contexte des prises d'eau de surface.....	5
2.1.1 Identification du risque encouru par la prise et définitions.....	5
2.1.2 Menaces et événements : définition.....	5
2.1.3 L'exposition : définition	7
2.1.4 La vulnérabilité : définition	7
2.2 Cadre réglementaire de l'analyse de vulnérabilité des sources d'eau potables au Canada	8
2.2.1 Cas de l'Ontario (exemple fondateur de la méthode québécoise)	8
2.2.2 Le Québec	10
2.3 Définition et caractérisation d'un bassin de drainage urbain (BDU).....	18
2.3.1 Définition d'un bassin de drainage urbain	18
2.3.2 Impact de l'urbanisation sur un milieu	19
2.3.3 Les différents types de rejets et leurs impacts sur le milieu récepteur.....	22

2.4	Étude de cas d'analyses de vulnérabilité de quelques villes Nord-Américaines (BDU)	27
2.4.1	Caractérisation des temps de trajet et charges des contaminants pouvant arriver à la prise	28
2.4.2	Délimitation de zones et analyse semi-quantitative (caractérisation du bassin versant)	29
2.4.3	Analyse de vulnérabilité par activité et paramètres préoccupants	33
2.5	Conclusions et synthèse de la revue bibliographique	37
2.6	Objectifs de la recherche	37
CHAPITRE 3. MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE		39
3.1	Méthode générale	39
3.2	Zones d'étude	40
3.2.1	Zone d'étude du chapitre 4 (Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau)	40
3.2.2	Zone d'étude de la partie 5.2 (Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées)	42
3.2.3	Zone pilote pour l'étude de la partie 5.3 (Méthode simplifiée d'évaluation des volumes des débordements à l'exutoire d'un bassin de drainage urbain)	43
CHAPITRE 4. ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ SPATIALE DE LA PRISE D'EAU		45
4.1	Définition et caractérisation de la vulnérabilité spatiale d'une prise d'eau	45
4.1.1	Définition et contexte	45
4.1.2	Structure de l'indice de vulnérabilité de la prise d'eau	48
4.1.3	Indice de profondeur de la prise d'eau	49
4.2	Indice de distance de la prise d'eau	55
4.3	Indice de vulnérabilité pour les menaces avérées	59
4.4	Avantages et limitations de l'utilisation l'indices simplifiés pour la vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau	60

4.5	Prise en compte des changements climatiques	64
CHAPITRE 5. ÉVALUATION DE LA MENACE : REJETS DE BASSIN DE DRAINAGE URBAIN (BDU)		
5.1	Contexte et objectifs	68
5.1.1	Approche qualitative	68
5.1.2	Approche semi-quantitative	71
5.2	Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées	73
5.2.1	Proposition d'indices de débordement d'eaux usées par BDU unitaire et pseudo-sanitaire dans une aire intermédiaire d'un site de prélèvement.	73
5.2.2	Définition des seuils de valeurs des indices I_{DEU} et $I_{DEU \text{ aire. Int}}$ correspondant aux niveaux de potentiel de risque.....	81
5.2.3	Application à certains BDU de la ville de Montréal.....	86
5.3	Méthode simplifiée d'évaluation des volumes des débordements à l'exutoire d'un bassin de drainage urbain.....	90
5.3.1	Zone pilote	90
5.3.2	Calcul du débit de pointe de ruissellement	94
5.3.3	Calcul du débit de pointe du sanitaire.....	103
5.3.4	Résultats globaux et calcul du débit de débordement de pointe	105
5.3.5	Conclusion et piste de réflexion.....	108
CHAPITRE 6. DISCUSSION DES RÉSULTATS OBTENUS		
6.1	Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau.....	111
6.2	Indice de débordements d'eaux usées par BDU	114
CHAPITRE 7. CONCLUSION.....		
7.1	Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau.....	118
7.2	Indice de débordements d'eaux usées par BDU	118
7.3	Méthode rationnelle appliquée à un BDU.....	119
7.4	Recommandations générales.....	119

BIBLIOGRAPHIE	120
Annexe: Fiche de caractérisation des débordements d'eaux usées pour un BDU	127

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1: Catégories des menaces pour une source d’eau potable adapté de (World Health Organisation (WHO), 2016 ; Prévost et al., 2011)	6
Tableau 2-2: Catégories de menaces physiques pour une prise d’eau potable	7
Tableau 2-3 : Cadre réglementaire de l’Ontario pour la protection des sources d’eau potable, adaptation de (Prévost et al., 2017).....	9
Tableau 2-4 : Éléments exigés pour l’évaluation de la vulnérabilité en Ontario (Technical Rules, Part II, tableau 2.10) (Government of Ontario, 2009e).....	9
Tableau 2-5 : Retours sur expérience du modèle ontarien (Prévost et al., 2017)	10
Tableau 2-6 : Caractérisation de la qualité des rejets en milieu urbain (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011).....	23
Tableau 2-7 : Contaminants dans les eaux pluviales, adaptation du (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011).....	24
Tableau 2-8 : Caractérisation des temps de trajet et charges pouvant arriver à la prise d’eau	29
Tableau 2-9 : Délimitation de zones de protection et analyse semi quantitative de la vulnérabilité	31
Tableau 2-10 : Analyse de vulnérabilité par activités et paramètres préoccupants	34
Tableau 2-11 : Synthèse des objectifs de recherche	38
Tableau 3-1 : Informations sur les débits des prises d’eau étudiées	41
Tableau 3-2 : Caractéristiques des BDU en amont des prises 1 et 2 étudiées	42
Tableau 4-1 : Calcul de l’écart-type pour chaque zone d’étude	52
Tableau 4-2 : Statistiques de la série de données de distances mesurées à Pointe-Claire	58
Tableau 4-3 : Calcul des distances minimales de mélange pour la rivière des Prairies en amont de la prise d'eau de Chomedey.....	62
Tableau 5-1 : Description des sources de données et des rôles des différents paramètres proposés dans l’indice de rejet par BDU unitaires et pseudo-sanitaires	75

Tableau 5-2 : Détermination des seuils de risque pour les différents paramètres des indices I_{DEU} et I_{DEU} Aire int.	82
Tableau 5-3 : Répartition des durées de débordement au Québec (MAMOT 2011, 2012, 2013, 2014)	86
Tableau 5-4 : Seuil de gravité des conséquences associés aux débordements d'eaux usées par BDU	86
Tableau 5-5 : Résultats des indices rejet pour la prise 1	87
Tableau 5-6 : Résultats des indices rejet pour la prise 2	88
Tableau 5-7 : Caractéristiques des ouvrages de débordement représentant un risque plus élevé parmi les 15 BDU du secteur étudié	90
Tableau 5-8 : Formules utilisées dans la méthode simplifiée	96
Tableau 5-9 : Valeur des coefficients de ruissellement (Brière, 2012).....	97
Tableau 5-10 : Exemple des caractéristiques utiles au calcul du débit maximal de ruissellement.	101
Tableau 5-11 : Étapes du calcul du débit sanitaire de pointe pour un sous-bassin de la zone pilote adapté de (Brière 2012).....	104
Tableau 5-12 : Hypothèses de calcul	104
Tableau 6-1 : Valeurs de I_{crue} en fonction du taux de variation des crues de récurrence 2 ans à attendre (horizon 2050).....	112
Tableau 6-2 : Valeurs de $I_{étiage}$ en fonction du taux de variation des crues de récurrence 2 ans à attendre (horizon 2050).....	113

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 Extrait du règlement du RPEP, article 51 (Gouvernement du Québec, 2014).....	11
Figure 2-2 Extrait du règlement du RPEP, article 75 (Gouvernement du Québec, 2014).....	12
Figure 2-3 Démarche globale d'analyse de vulnérabilité d'une source d'eau potable de surface (Ministère du Développement durable, 2015)	13
Figure 2-4 Tableau 17 extrait du Guide du RPEP expliquant les aires de protection (Ministère du Développement durable, 2015).....	14
Figure 2-5 Illustration des aires de protection immédiates (rouge), intermédiaire (orange) et éloignée (bleue) ainsi que bandes de terre (guide du ministère), (Ministère du Développement durable, 2015)	15
Figure 2-6 Synthèse de la démarche d'évaluation de la menace associées aux activités anthropiques et aux événements potentiels tiré du Guide du RPEP (Ministère du Développement durable, 2015)	17
Figure 2-7 Cycle de l'eau en milieu naturel tiré de (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011)	19
Figure 2-8 Bilan hydrologique de trois zones (forestière, résidentielle et commerciale) (Stephens, Graham et al. 2002).....	21
Figure 2-9 Schéma d'un réseau d'égouts unitaire (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2004).....	25
Figure 2-10 Schéma d'un réseau d'égouts sanitaire (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2004)	26
Figure 3-1 Schématisation de la méthodologie appliquée	40
Figure 3-2 Prises d'eau des régions de Montréal et de Laval étudiées au chapitre 4 (Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau), image tirée de <i>Google Earth Pro</i>	41
Figure 3-3 Prises d'eau 1 et 2 utilisées pour l'application de la méthode développée au chapitre 5.2 (Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées), image tirée de <i>Google Earth Pro</i>	42

Figure 3-4 BDU en amont des prises 1 et 2 étudiés au chapitre 5.2 (Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées), image tirée de <i>Google Earth Pro</i>	43
Figure 3-5 Représentation de la zone pilote et localisation par rapport au cours d'eau	44
Figure 4-1 Extrait du <i>Technical Rules</i> , partie VIII. 3 « Source Vulnerability factor » (Government of Ontario, 2016).....	46
Figure 4-2 Extrait du <i>Technical Rules</i> , Classification des types de prises d'eau (Government of Ontario, 2016).....	46
Figure 4-3 Extrait du <i>Technical Rules</i> , partie VIII. 3 « Source Vulnerability factor » (Government of Ontario, 2016).....	47
Figure 4-4 Catégories de prises d'eau en fonction de la profondeur et de la distance, Extrait du Technical bulletin, (2.2 <i>Source Vulnerability Factor</i>) (Government of Ontario, 2009b).....	47
Figure 4-5 Calcul d'indice selon le Technical bulletin, (2.2 <i>Source Vulnerability Factor</i>) (Government of Ontario, 2009b)	48
Figure 4-6 Évolution de I_{prof} en fonction du dénominateur choisi (calcul avec un facteur de variation nul).....	50
Figure 4-7 Évolution de I_{prof} en fonction de la profondeur et de l'écart type relatif.....	51
Figure 4-8 Vue d'ensemble des deux zones d'étude (Grande région de Montréal), photo tirée de <i>Google Earth Pro</i>	52
Figure 4-9 Schéma des paramètres utilisés dans le calcul de l'indice de profondeur.....	53
Figure 4-10 Résultats obtenus pour l'indice de profondeur des prises de Montréal et Laval	54
Figure 4-11 Comparaison des résultats obtenus avec différents indices de profondeur (orange indice de (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010)et vert indice I_{prof}).....	55
Figure 4-12 Tableau 17 extrait du Guide du RPEP expliquant les aires de protection (Ministère du Développement durable, 2015).....	56
Figure 4-13 Photographie datée du 27/04/2018 au niveau de la prise de Pointe-Claire tiré de <i>Google Earth Pro</i>	57
Figure 4-14 Résultats obtenus pour l'indice de distance pour les prises de Montréal et Laval.....	58

Figure 4-15 Comparaison des résultats obtenus avec différents indices de distance (bleu indicateur Baird et orange indicateur I_{dist})	59
Figure 4-16 Propagation d'un effluent dans le milieu récepteur (Jirka et al 2014)	61
Figure 5-1 : Résumé des étapes de l'approche qualitative d'évaluation du potentiel de risque associé aux menaces associées inventoriées tiré de (Ministère du Développement durable, 2015) ..	68
Figure 5-2 Définitions de la gravité des conséquences d'une activité ou d'un événement (tableau 29, section 4.3.2, p.75) (Ministère du Développement durable, 2015).....	69
Figure 5-3: Catégorie de fréquence de libération des contaminants - tiré de (Ministère du Développement durable, 2015).....	70
Figure 5-4 Évaluation des potentiels de risque associé aux activités anthropiques tiré de (Ministère du Développement durable, 2015).....	70
Figure 5-5 Représentation d'un bassin de drainage (BDU) unitaire et de ses sources potentielles de contamination.....	71
Figure 5-6 Représentation d'un bassin de drainage (BDU) pseudo-séparatif et de ses sources potentielles de contamination	72
Figure 5-7 Représentation d'un bassin de drainage (BDU) pluvial et de ses sources potentielles de contamination.....	72
Figure 5-8 Exemple de choix d'option pour les fichiers de limite	77
Figure 5-9 Sélection de « îlot de diffusion » dans l'onglet « fichier de limite »	78
Figure 5-10 Exemple de découpage du fichier de limites cartographiques avec les aires de BDU	79
Figure 5-11 Extrait du rapport d'évaluation des DEU provenant du (Ministère des Affaires municipales, 2014; Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT), 2011, 2012, 2013), ...	84
Figure 5-12 Extrait du rapport d'évaluation des surverses provenant du (Ministère des Affaires municipales, 2014; Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT), 2011, 2012, 2013) représentant les durées de débordements cumulées en heure sur une année, classement des débordements par station de traitement	85

Figure 5-13 Représentation géographique de certains BDU de Montréal (verts : BDU pseudo unitaires, bleus : BDU unitaires, points violets : ouvrages de débordement)	87
Figure 5-14 Résultats des indices I_{DEU} et $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$ Pour la prise 1	89
Figure 5-15 Résultats des indices I_{DEU} et $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$ Pour la prise 2	89
Figure 5-16 Représentation de la zone pilote et localisation par rapport au cours d'eau	91
Figure 5-17: Représentation des différents types de sous-bassins de la zone pilote numérotés de 0 à 12	92
Figure 5-18 Représentation de l'évacuation des eaux usées de la zone pilote	93
Figure 5-19 Représentation de l'occupation du sol de la zone pilote et légende.....	94
Figure 5-20 Représentation du sous-bassin 12 et de son réseau de drainage (flèche : conduites; ronds bleus : nœuds du réseau)	98
Figure 5-21 Représentation du sous bassin 12, de son réseau de drainage (flèches bleues) et de sa subdivision en surface unitaire.....	99
Figure 5-22 Représentation du sous-bassin 12, première boucle en rouge et deuxième boucle en vert	100
Figure 5-23 Représentation du sous-bassin 12, association des surfaces unitaires et des conduites du réseau de drainage de la première boucle	100
Figure 5-24 Représentation des débits de ruissellement maximaux pour la zone pilote	103
Figure 5-25 Représentation des débits sanitaires de pointe pour la zone pilote	105
Figure 5-26 Représentation des débits globaux de pointe pour la zone pilote	106
Figure 5-27 Calcul du débit de pointe à l'exutoire du BDU	107
Figure 6-1 Évolution des durées de débordement pour les ouvrages de Montréal entre 2012 et 2016 (sans l'ouvrage problématique 4), valeurs données par la ville partenaire.....	116
Figure 6-2 Évolution des durées de débordement pour les ouvrages de Montréal entre 2012 et 2016 (avec l'ouvrage problématique 4) valeurs données par la ville partenaire	117

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BDU	Bassin de drainage urbain
DEU	Déversement d'eaux usées

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : fiche de caractérisation des débordements d'eaux usées pour un BDU	127
---	-----

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'accès à l'eau saine est essentiel au développement de l'Homme et fait partie des droits fondamentaux. Le problème de son nonaccès, couplé à des problèmes sanitaires, reste une source majeure de mortalité actuellement dans le monde. Par ailleurs, les problèmes liés à l'alimentation en eau potable tendent à s'accroître en raison des changements globaux (croissance démographique, changements climatiques...) (World Health Organisation (WHO), 2016). Dans ce contexte, il devient clair que la bonne gestion des cours d'eau (de surface et souterraine) est un enjeu de plus en plus critique.

Les eaux de surfaces alimentent au Québec 5,8 millions de personnes au Québec (Ministère du Développement durable, 2015). Ne bénéficiant pas de filtres naturels comme les eaux souterraines, les eaux de surface peuvent être sujettes à d'importantes fluctuations en termes de qualité.

En milieu urbain, les menaces principales devant être surveillées sont les émissaires de stations d'épuration et les rejets industriels (rejets continus), les ouvrages de débordements d'eaux usées (DEU) et les trop-pleins des conduites pluviales (périodiques) et les voies de transport (accidentel) (Prévost, Madoux-Humery, & Dorner, 2011). En zone rurale, les sources principales de pollution sont les fosses à purin (continu), les stockages de produits chimiques (accidentel) et les zones d'épandage (diffus) (Prévost et al., 2011).

Quel que soit le milieu étudié, les matières fécales sont considérées comme les contaminants prioritaires car elles sont caractéristiques de risques de contaminations causées par des pathogènes (Santé Canada, 2004 ; Santé Canada, 2006a ; World Health Organization (WHO), 2008). Les *E. coli* sont considérés comme étant les meilleurs indicateurs de contamination fécale (World Health Organisation (WHO), 2016). En milieu urbain, les rejets d'eaux usées traitées par les stations d'épuration et les débordements d'eaux usées (DEU) non traitées rejetées lors de périodes de fortes pluies ou de fonte des neiges doivent faire l'objet d'un contrôle assidu. Étant continus ou périodiques, ces types de rejets ont une plus forte probabilité d'impacter une prise d'eau potable située en aval qu'un rejet accidentel ou rare (Prévost et al., 2011). Les travaux de Madoux-Humery (2015); Madoux-Humery et al. (2016) ont ainsi mis en évidence l'impact microbiologique important que peuvent avoir des DEU sur la qualité microbiologique de l'eau des milieux récepteurs ainsi que l'effet cumulatif de ces types de rejet combinés. Ses travaux se sont attachés à

deux prises d'eau situées dans une rivière au Québec en aval de 27 ouvrages de débordement. Ces prises d'eau ont fait l'objet d'un échantillonnage sur une longue période (2002 à 2011) (échantillonnage hebdomadaire réglementaire). Il a été observé une augmentation de 1,5 log d'*E. coli* entre temps sec et temps de pluie. Or, pour ces prises, il n'y a que peu d'effluent provenant de stations de traitement d'eau usée. Les pointes de concentration ont donc été attribuées aux ouvrages de débordements d'eaux usées situés en amont des prises. Rechenburg, Koch, Classen et Kistemann (2006) montre également qu'en temps de pluie, en milieu urbain, les charges en *E. coli* provenant des débordements d'eaux usées sont plus importantes que celles provenant des effluents de station d'épuration.

Les épisodes de contamination de pointe sont fortement corrélés aux événements météorologiques (période de forte pluie et de fonte de neige) (Cann et al., 2013; Young, Smith, & Fazil, 2015). Par l'augmentation du ruissellement, les précipitations engendrent ainsi l'augmentation des rejets d'eaux usées dans les cours d'eau via les ouvrages de débordement, le lessivage des collecteurs et le ruissellement des contaminants de surface. Une forte augmentation des débits, des concentrations en contaminants et de la turbidité peuvent alors être observées dans les eaux brutes (Hunter, 2003 ; Prévost, Madoux-Humery et Dorner, 2017 ; Curriero et al., 2001). De plus, ces fluctuations engendrent des contraintes supplémentaires sur les systèmes de traitement et conduisent ainsi à une diminution de l'efficacité du traitement comme par exemple une diminution de l'efficacité de désinfection (Prévost et al., 2017).

Ces phénomènes cumulés peuvent être à l'origine d'éclosions. Plusieurs épidémies d'origine hydrique, dont celle de Milwaukee en 1993, ont été causées par des contaminations microbiologiques élevées associées à des rejets urbains en période de fortes précipitations (Mac Kenzie et al., 1994; Prévost et al., 2017). L'insuffisance du traitement en place résultait d'un manque de connaissance de l'ampleur de la menace à la prise d'eau durant ces périodes de contamination de pointe, malgré la présence d'une analyse de vulnérabilité sommaire (Prévost et al., 2011). Il est à noter que les objectifs d'enlèvement des usines de traitement d'eau potable sont déterminés en fonction de concentrations moyennes en contaminant mesurées dans l'eau brute et non des concentrations de pointe (Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2017). Il n'est alors pas assuré que les usines aient la capacité de réagir adéquatement à des pointes de concentration en contaminants.

L'importance des contaminations de pointe des prises d'eau potable en milieu urbain est maintenant reconnue comme une source de risque importante. Il est donc important d'étudier ces événements afin de prévoir au mieux les mesures de prévention et d'atténuation (voire d'urgence) appropriées pour faire face à ce genre de situation. Il s'agit donc d'avoir une attitude préventive face à la menace et aux aléas.

Dans le cadre de cette attitude préventive, la méthode multi-barrières est souvent la méthode préconisée (World Health Organisation (WHO), 2016 ; Health Canada, 2002). L'approche multi-barrières considère l'alimentation en eau comme une « chaîne » dont chaque maillon peut être consolidé et protégé. La chaîne d'alimentation prend en compte les étapes depuis la source jusqu'au robinet du consommateur. Chacune de ces étapes peut être sujette à de la contamination (large éventail des contaminations possibles). Dans cette approche, la *World Health Organisation* préconise les étapes suivantes :

- Sélection et protection des sources,
- Optimisation du traitement,
- Prévention de la détérioration de la qualité de l'eau dans le système de distribution.

Dans l'objectif de protéger la source, dans la plus-part des cas, une étude au niveau du bassin versant est préconisée. En effet, la gestion et la protection au niveau du cycle de l'eau ne peut se faire à une échelle locale.

La protection de la source a pour objectif de minimiser les risques de contamination par le biais de la compréhension des défis, des menaces, et des causes de vulnérabilités au niveau de la prise.

1.2 Structure du mémoire

Ce mémoire se compose de cinq chapitres traitant d'une méthodologie d'analyse de vulnérabilité de prises d'eau en aval d'une zone densément urbaine. Le premier chapitre inclut une revue bibliographique traitant des aspects réglementaires des analyses de vulnérabilité des prises d'eau potable d'eau de surface et des menaces pouvant exercer des pressions sur celles-ci dans un contexte urbain, cette revue est conclue par les objectifs du projet. La méthodologie du projet est ensuite exposée au chapitre 3. Le chapitre 4 traite de l'analyse de vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau et de sa susceptibilité à la contamination en fonction de sa localisation spatiale par la création et l'emploi d'indicateurs. Le chapitre 5 s'attache à l'analyse quantitative des risques associés aux bassins de drainage urbains. Le chapitre 5 est scindé en deux parties. La première

partie expose une méthode d'évaluation du risque de la qualité des eaux brutes des prises d'eau potable associé aux débordements d'eaux usées par la création d'un indicateur de rejet. Cette partie sert de travail de fond dans l'élaboration d'une fiche de caractérisation de rejets pour un bassin de drainage urbain. Cette fiche technique sera partagée avec d'autres municipalités et organismes de bassins versants (OBV) et probablement bientôt disponible sur le site du MDDELCC. La deuxième partie du chapitre 5 traite de l'efficacité de la méthode rationnelle quant à l'estimation de charges pouvant entrer dans un cours d'eau par le biais d'un ouvrage de débordement. Ce mémoire se conclue sur une discussion générale.

CHAPITRE 2 PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS

2.1 Analyse de vulnérabilité dans le contexte des prises d'eau de surface

Il s'agit dans cette partie de comprendre, à partir des enjeux liés à l'approvisionnement en eaux de surface au Québec, les raisons qui poussent les communautés à réaliser une analyse de la vulnérabilité de leurs sources. Cette partie s'attachera surtout aux définitions de la vulnérabilité et de la menace et comment ces deux notions s'articulent ensemble dans le domaine de l'eau potable.

2.1.1 Identification du risque encouru par la prise et définitions

L'enjeu pour les preneurs de décision est de comprendre, de prédire et de gérer les risques qui peuvent être encourus par les prises d'eau de surface, le risque se rapportant à l'éventualité d'un événement qui peut causer un dommage (Thomas et al., 2012 ; Grafton et Little, 2017). Ici l'événement sera un cas de contamination de l'eau brute d'une usine de production d'eau potable. Les dommages seront les impacts sur le traitement à l'usine (notion de faisabilité technique et d'impacts financiers) ainsi que les conséquences possibles sur la population (impacts sanitaires et sociaux). Le risque renvoie donc à une insécurité encourue par la prise d'eau potable.

Selon l'UNISDR, (Bureau des Nations unies pour la réduction des risques de catastrophes) le « risque de désastre » (soit ici le risque de contamination) est un concept dynamique qui dépend majoritairement de trois facteurs : la menace (ou aléa), la vulnérabilité et l'exposition (Poljanšek et al., 2017). Il serait donc possible de définir le risque de désastre comme la combinaison d'une menace physique et de la vulnérabilité d'éléments exposés. D'autres auteurs (Metzger et D'Ercole, 2011 ; Pigeon, 2002) définissent le risque comme « aléas x vulnérabilité ». Dans tous les cas, le risque est le produit de plusieurs notions clefs qui interagissent ensemble. Afin de comprendre le risque pouvant être encouru par la prise, il est donc nécessaire de pouvoir comprendre chacune de ces notions dans le contexte spécifique des prises d'eau de surface.

2.1.2 Menaces et événements : définition

La menace est l'événement néfaste causant d'endommagement du système (franchissement d'un seuil d'endommagement). C'est un élément extérieur plus ou moins attendu, indépendant de la vulnérabilité (Frédéric & Freddy, 2006). Son étude est une étape fondamentale de l'analyse de risque. L'endommagement peut être d'ordre qualitatif (contamination) ou bien quantitatif (crue, étiage).

Différentes classes de menaces, induites par le biais des activités humaines ou de sources naturelles, sont à considérer et récapitulées au Tableau 2-1. Un événement serait, dans ce cas, la détection d'une concentration nocive de l'un des agents cités dans le tableau.

Tableau 2-1: Catégories des menaces pour une source d'eau potable adapté de (World Health Organisation (WHO), 2016 ; Prévost et al., 2011)

Catégorie de Menace	Sous-catégorie	Élément spécifique	Source
Menaces microbiologiques Bactéries, virus, parasites	Source humaine	Facteurs: - nombre de pathogènes dans la matière fécale humaine - densité de population, - infections répandues dans la population - moyen de transport jusqu'au point d'eau.	- Sites de défecation ouverte - débordement des eaux usées non traitées - Bateaux, maisons... - Activité humaine à côté de l'eau - Nageurs et usages récréatifs de l'eau
	Source animale	Pathogènes zoonotiques	Déperdition du fumier après épandage
Menaces chimiques Grande variété d'agents différents	Agents chimiques inorganiques	Nitrogène	Sources diffuses de fertilisants inorganiques, du fumier, drainage et d'eaux usées
		Arsenic	Source naturelle : relâche depuis le lit rocheux ou des sédiments. Sources humaines : mines, combustion d'énergie fossile, pesticides...
		Métaux	Source naturelle : relâche depuis le lit rocheux, sédiment Source humaine : activité humaine à côté de l'eau (mines, route..)
	Agent chimique organique anthropogénique	Pesticides	Utilisation pour la santé publique (anti moustiques nocifs) ou à des fins esthétiques dans une zone urbanisée.
		Composant organiques volatiles (benzène, TCE, PCE...)	- Source ponctuelle comme un déversement de carburant ou d'autres produits dérivant du pétrole, - Effluent d'origine industrielle, - Ruissellement urbain.

A ces catégories de menaces, nous pouvons ajouter celles liées à l'hydraulicité du cours d'eau et notamment celles liés aux crues et étiages (Prévost et al., 2011) (Tableau 2-2). Il s'agira en premier lieu des menaces qui conduiraient à un manque d'eau nécessaire à la production de la capacité nominale de l'usine ou bien à l'endommagement du matériel.

Tableau 2-2: Catégories de menaces physiques pour une prise d'eau potable

Type d'événement	Risques
Crue	- Arrachement - Colmatage ou ensablement de la prise d'eau ou des conduites - Rupture de conduite
Étiage	Exondation

2.1.3 L'exposition : définition

Déterminer l'exposition revient à comprendre ce qui est à risque. L'exposition représente la population et les atouts pouvant être négativement impactés à causes des conséquences d'une menace (Metzger & D'Ercole, 2011). Cette notion couvre plusieurs dimensions : physiques (impact sur la prise d'eau et les infrastructures de distribution d'eau potable), sociales (la communauté touchée en cas de contamination avérée) et économiques (Poljanšek et al., 2017). La notion d'exposition peut également être comprise comme la coïncidence spatiale entre des éléments en jeu (structures, populations, etc.) et les menaces (Frédéric & Freddy, 2006).

Dans le cadre de cette étude il existe donc plusieurs types d'exposition. Nous pourrions parler de l'exposition de la prise d'eau potable ou bien de l'exposition de la population. Il est à noter que l'exposition de la population ou bien les défis de traitabilité à l'usine seront deux thématiques qui ne seront pas traitées dans ce projet.

2.1.4 La vulnérabilité : définition

Le risque d'un désastre est déterminé par la combinaison d'une menace physique et de la vulnérabilité d'éléments exposés. La vulnérabilité se rattache à la sensibilité d'un élément (système de prélèvement et de distribution d'eau potable, population) face à des perturbations, ainsi qu'à sa capacité ou son incapacité à s'adapter. Quand une menace se produit, le niveau de la vulnérabilité de l'élément exposé va déterminer la sévérité de l'impact de la menace (Poljanšek et al., 2017). L'UNISDR définit la vulnérabilité comme l'ensemble des « caractéristiques et circonstances d'une communauté, d'un système ou d'un élément qui rendent ce dernier sensible aux effets dommageables d'une menace » (Poljanšek et al., 2017).

« Être vulnérable, c'est donc être physiquement exposé à un aléa, c'est présenter une certaine fragilité face au danger et c'est aussi ne pas envisager, ou mal envisager les moyens disponibles pour affronter la crise » (Maret & Cadoul, 2008).

La vulnérabilité d'une prise d'eau sera donc la fragilité de celle-ci face aux menaces de contamination ou menaces quantitatives.

2.2 Cadre réglementaire de l'analyse de vulnérabilité des sources d'eau potables au Canada

Au Canada, la protection des sources d'eau est de juridiction provinciale. Santé Canada promeut néanmoins une approche multi-barrières (de la source au robinet) depuis 2002 et un programme de suivi de la qualité de l'eau de la source pour une période minimale de 5 ans (Health Canada, 2002).

2.2.1 Cas de l'Ontario (exemple fondateur de la méthode québécoise)

L'Ontario a été un exemple inspirant pour l'élaboration de la méthode d'évaluation Québécoise, cette province ayant été la première à mettre en place des obligations relatives à la protection des sources d'eau potable. En effet, son programme de protection des sources de grande envergure ainsi que la similitude de ses prises d'eau en font un exemple intéressant à étudier. Cette étude est mise en avant dans le travail de revue bibliographique de (Prévost et al., 2017). Les principales lois de ce cadre législatif et les éléments exigés pour les analyses de vulnérabilité sont identifiés aux tableaux 2.3 et 2.4.

Le programme ontarien s'applique aux prises d'eau potable alimentant les réseaux municipaux. Parmi ces prises d'eau, il est possible de dénombrer 130 sources d'eau de surface, 330 sources souterraines et 990 puits municipaux. Ces systèmes approvisionnent 480 municipalités soit environ 12 millions de personnes. La réalisation du programme ontarien s'est achevée à l'automne 2010.

Tableau 2-3 : Cadre réglementaire de l'Ontario pour la protection des sources d'eau potable, adaptation de (Prévost et al., 2017)

Le cadre réglementaire		
Le Clean Water Act (Loi de 2006 et mise en vigueur en Juillet 2007) (Government of Ontario, 2009a)	La Loi sur l'eau saine (Safe Drinking Water Act) (2002) (Government of Ontario, 2002)	L'Ontario Water Resources Act (1990)
• Survient après l'épidémie à Walkerton, (mai 2000) • Régit les principes de protection des sources d'eau potable existantes et futures • Préconise une approche multi-barrières de protection de l'eau • <u>Programme de protection</u> : identification des menaces, plan de protection des sources, surveillance de la mise en œuvre et du respect des politiques	<u>Objectif</u> : « Protéger les êtres humains et les prévenir des dangers de l'eau potable pour la santé au moyen de de contrôles et de la réglementation des réseaux d'eau potable et des analyses de l'eau potable. »	<u>Objectif</u> : « Prévoir la conservation, la protection et la gestion des eaux de l'Ontario et leur utilisation efficace et durable en vue de promouvoir le bien être environnemental, social et économique à long terme de l'Ontario »

Le rapport d'évaluation de la vulnérabilité d'une source est le fruit de plusieurs études techniques dont l'objectif est de déterminer les menaces et de les prioriser entre elles selon leur gravité. Le tableau 2.4 donne les principales composantes de ce rapport d'évaluation.

Tableau 2-4 : Éléments exigés pour l'évaluation de la vulnérabilité en Ontario (Technical Rules, Part II, tableau 2.10) (Government of Ontario, 2009e)

Caractérisation du bassin versant	Bilan d'eau et évaluation du stress hydrique	Évaluation de la vulnérabilité des eaux de surface	Identification des menaces
• Objectif : donner une vue d'ensemble des bassins versants et de leurs enjeux spécifiques • Caractérisation géographique, physique et humaine	• Évaluation des menaces concernant la quantité d'eau • Prise en compte de la demande actuelle et la demande future	• Délimitation des zones de protection de la prise d'eau (immédiate, intermédiaire et éloignée) • Considération des voies de transport des contaminants pouvant élargir les zones de protection • Détermination d'un score de vulnérabilité total pour chaque zone	• Évaluation de l'impact potentiel des menaces sur une prise (importante, modérée, faible) • 21 catégories de menaces listées dans le Clean Water Act • Un score de risque calculé pour chaque menace permettant une priorisation de celles-ci.

Sur la base de ce rapport de vulnérabilité, le plan de protection dans le modèle ontarien a pour objectif de : (1) protéger les sources d'eau potable actuelles et futures et (2) endiguer les activités pouvant représenter une menace pour les sources dans les zones de protection de celles-ci. Ce plan est la synthèse d'un ensemble de directives s'appuyant sur un cadre réglementaire très développé provenant de différents ministères (le Ministère de l'environnement, le Ministère des Ressources Naturelles, le Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et des affaires rurales). Ce cadre réglementaire comporte des outils tels que des actes prescrits (issus de différentes lois) et la Loi sur l'aménagement du territoire qui dicte l'utilisation des terrains en Ontario. Parmi les mesures correctrices rendues possibles par ce cadre réglementaire, peuvent être comptées l'interdiction d'activités existantes, la limitation d'utilisation de terres, la rédaction de plan de gestion de risque (gestion à l'échelle locale des risques associés à une activité, en partenariat avec le responsable de cette activité). Plus de précisions sur ces éléments sont disponibles dans la revue bibliographique réalisée par (Prévost et al., 2011).

À titre de conclusion, il est possible de tirer le retour sur expérience récapitulés au tableau 2.5.

Tableau 2-5 : Retours sur expérience du modèle ontarien (Prévost et al., 2017)

Axes d'amélioration possibles
• Définition du facteur global de vulnérabilité subjectif • Prise en compte des effets cumulés de multiples déversements sur une rivière • Application du modèle aux secteurs hautement urbanisés peu concluante et critiquée • Besoin d'ajout des risques liés aux transports maritimes, ferroviaire et routier, • Pas de prise en compte des barrières de traitement en place (indice de vulnérabilité des usines : prioriser les actions de protection) • Ajout de la menace des algues et des cyanobactéries

2.2.2 Le Québec

2.2.2.1 Le RPEP

Au Québec, les responsables des sources d'eau potable de catégorie 1 (voir figure 2.1) doivent depuis juillet 2014 se conformer au Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP). Ce règlement leur impose la rédaction d'un rapport d'évaluation de vulnérabilité pour chaque source destinée à l'eau potable (article 75) (voir figure 2.2). Ces rapports devront être transmis au Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) tous les 5 ans. Le premier rapport est dû pour avril 2021.

Les autres catégories de prélèvement ne doivent pas obligatoirement faire l'objet d'analyse de vulnérabilité.

51. Pour les fins du présent chapitre, les catégories de prélèvements d'eau suivantes sont établies:

1° catégorie 1: un prélèvement d'eau effectué pour desservir le système d'aqueduc d'une municipalité alimentant plus de 500 personnes et au moins une résidence;

2° catégorie 2: un prélèvement d'eau effectué pour desservir:

a) le système d'aqueduc d'une municipalité alimentant 21 à 500 personnes et au moins une résidence;

b) tout autre système d'aqueduc alimentant 21 personnes et plus et au moins une résidence;

c) le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant 21 personnes et plus et au moins un ou des établissements d'enseignement, un ou des établissements de détention ou un ou des établissements de santé et de services sociaux au sens du Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40);

3° catégorie 3: un prélèvement d'eau effectué pour desservir:

a) le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant exclusivement un ou des établissements utilisés à des fins de transformation alimentaire;

b) le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant exclusivement une ou des entreprises, un ou des établissements touristiques ou un ou des établissements touristiques saisonniers au sens du Règlement sur la qualité de l'eau potable;

c) tout autre système alimentant 20 personnes et moins.

Figure 2-1 : Extrait du règlement du RPEP, article 51 (Gouvernement du Québec, 2014)

75. Le responsable d'un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 transmet au ministre, à tous les 5 ans, un rapport signé par un professionnel contenant les renseignements suivants et leurs mises à jour, le cas échéant:

- 1° la localisation du site de prélèvement et une description de son aménagement;
- 2° le plan de localisation des aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée, lequel doit permettre de déterminer leurs limites sur le terrain;
- 3° les niveaux de vulnérabilité des eaux évalués conformément à l'article 69 pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV;
- 4° au regard des aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les événements potentiels qui sont susceptibles d'affecter la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement;
- 5° au regard de la portion de l'aire de protection éloignée qui ne recoupe pas les aires de protection immédiate et intermédiaire, les activités anthropiques, les affectations du territoire et les événements potentiels qui sont susceptibles d'affecter, de manière significative, la qualité et la quantité des eaux exploitées par le prélèvement;
- 6° une évaluation des menaces que représentent les activités anthropiques et les événements potentiels répertoriés en vertu des paragraphes 4 et 5;
- 7° une identification des causes pouvant expliquer, pour chacun des indicateurs prévus à l'annexe IV, les niveaux de vulnérabilité des eaux de surface évalués moyen ou élevé.

Pour déterminer si une activité anthropique, une affectation du territoire ou un événement potentiel est susceptible d'affecter de manière significative la qualité et la quantité des eaux exploitées par un prélèvement, doit notamment être pris en considération sa nature et son importance, sa localisation et le rejet de contaminants qu'il peut entraîner.

Les renseignements consignés au rapport ont un caractère public, sauf les renseignements prévus aux paragraphes 4, 5, 6 et 7 du premier alinéa. Ils sont publiés sur le site Internet du responsable du prélèvement lorsqu'une telle publication est possible.

Une copie du rapport est transmise, dans les meilleurs délais, aux municipalités régionales de comté dont le territoire recoupe celui des aires de protection du prélèvement et aux municipalités dont le territoire recoupe l'aire de protection intermédiaire du prélèvement. Les renseignements visés aux paragraphes 1 à 3 du premier alinéa sont également transmis, dans les meilleurs délais, aux organismes de bassin versant dont le territoire recoupe celui des aires de protection du prélèvement.

Figure 2-2 : Extrait du règlement du RPEP, article 75 (Gouvernement du Québec, 2014)

2.2.2.2 Démarche de l'analyse de vulnérabilité au Québec

Concernant les eaux de surface, la démarche d'analyse de vulnérabilité est récente et inspirée des démarches ontarienne (présentée dans 2.2.1.1), américaine et néo-zélandaise.

Le guide (« *Guide de réalisation des analyses des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec* ») a été produit par le MDDELCC en 2015 pour les municipalités ayant des sites de prélèvements d'eau de surface et/ou d'eau souterraine (MDDELCC 2015). La démarche globale est synthétisée à la figure 2.3. Une description des études devant être réalisées ainsi que les méthodologies y sont détaillées.

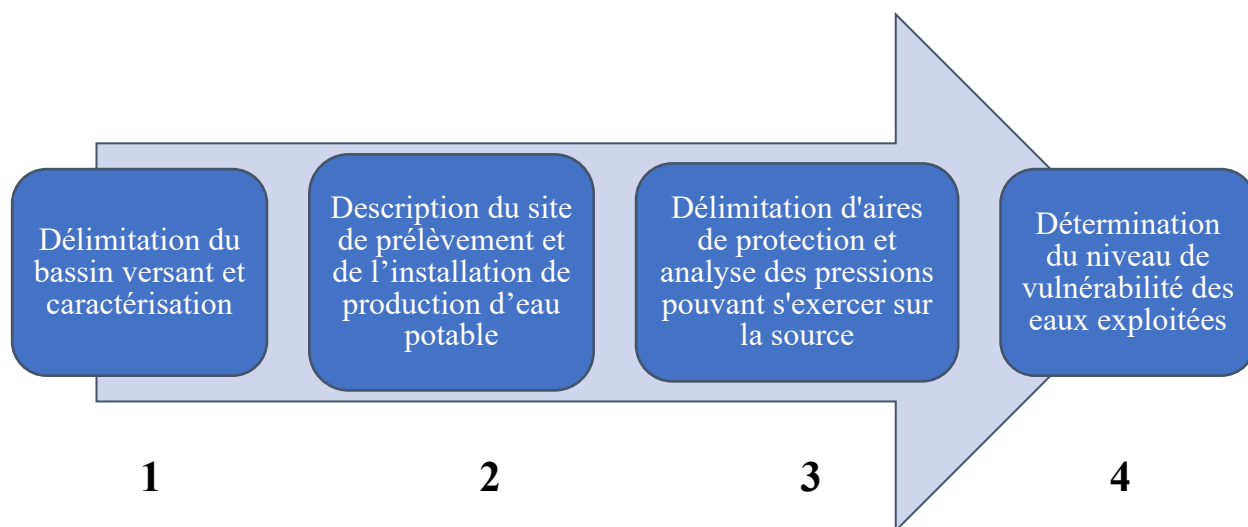


Figure 2-3 : Démarche globale d'analyse de vulnérabilité d'une source d'eau potable de surface
(Ministère du Développement durable, 2015)

- Description du site de prélèvement et installation

Contrairement aux réglementations ontariennes, l'article 75 du RPEP impose une description du site de prélèvement afin d'inclure le traitement dans l'analyse de vulnérabilité des prises. Le guide du RPEP préconise de mettre des informations telles que le type d'usage de l'eau prélevée, la localisation et la profondeur de la prise d'eau, le type de prélèvement et les infrastructures de prélèvement (et autres). Le guide recommande également de décrire les étapes de traitement appliquées entre le prélèvement et la distribution et la liste des produits chimiques utilisés pour le traitement (Ministère du Développement durable, 2015).

- Délimitation des aires de protection et analyses des pressions

Le RPEP impose la délimitation d'aires de protection pour les eaux de surface de catégorie 1. Ces aires sont immédiate (article 70), intermédiaire (article 72) et éloignée (article 74). Elles sont imbriquées les unes dans les autres et correspondent à des risques d'amplitude croissante. L'aire de protection immédiate correspond à la zone jouxtant la prise où tout déversement arriverait rapidement et non dilué à la prise d'eau. L'aire de protection intermédiaire est définie comme la zone à l'intérieure de laquelle le temps de trajet d'un contaminant vers la source est trop court pour permettre une intervention du responsable du site; néanmoins, le déversement arriverait quelque peu dilué. L'aire de protection éloignée comprend tous les affluents et territoires compris dans le

bassin versant de la prise d'eau. Les limites de ces aires sont définies par le RPEP en fonction du milieu où est situé le prélèvement d'eau (lac, rivière, fleuve) (Figure 2.4 et 2.5).

Type de milieu où est situé le site de prélèvement d'eau	Aires de protection		
	Immédiate Limites incluant les eaux de surface, les tributaires et des bandes de terre de 10 m à partir de la ligne des hautes eaux	Intermédiaire Limites incluant les eaux de surface, les tributaires et des bandes de terre de 120 m à partir de la ligne des hautes eaux	Éloignée Limites incluant les eaux de surface et tout le territoire compris dans cette superficie
Lac ²⁴	300 m autour du site de prélèvement	3 km autour du site de prélèvement	Le bassin versant du site de prélèvement et, le cas échéant, la portion de l'aire de protection intermédiaire située en aval du site de prélèvement
Fleuve Saint-Laurent ²⁵ (dans les zones sans inversion de courant)	1 km en amont et 100 m en aval du site de prélèvement	15 km en amont et 100 m en aval du site de prélèvement	Le bassin versant du site de prélèvement et la portion de l'aire de protection intermédiaire située en aval du site de prélèvement
Fleuve Saint-Laurent (dans les zones avec inversion de courant en raison des marées) ²⁶	1 km en amont et en aval du site de prélèvement	15 km en amont et en aval du site de prélèvement	
Tout autre cours d'eau (rivière, ruisseau, etc.)	500 m en amont et 50 m en aval du site de prélèvement	10 km en amont et 50 m en aval du site de prélèvement	

Figure 2-4 : Tableau 17 extrait du Guide du RPEP expliquant les aires de protection (Ministère du Développement durable, 2015)

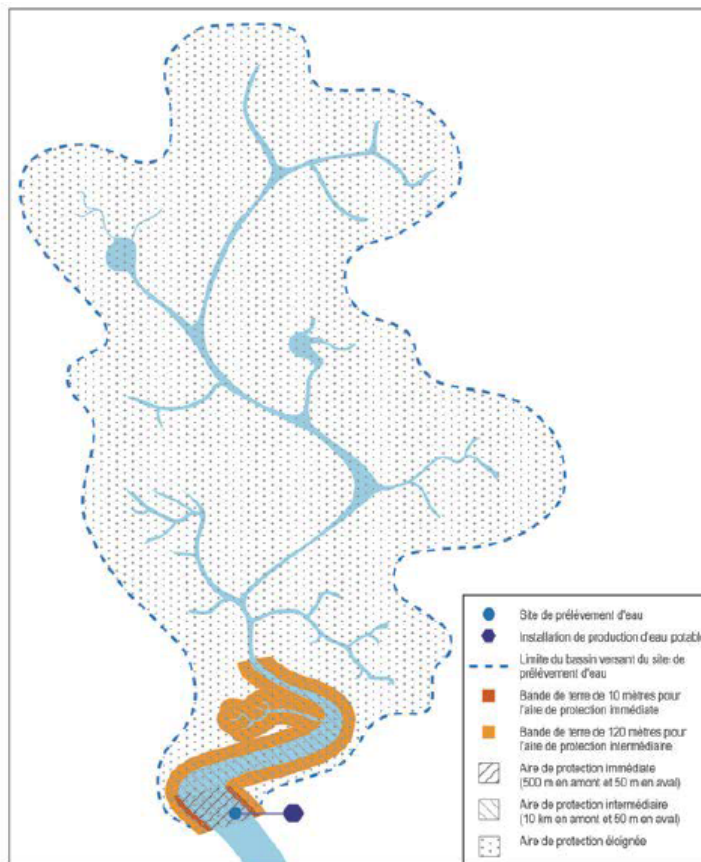


Figure 2-5 : Illustration des aires de protection immédiates (rouge), intermédiaire (orange) et éloignée (bleue) ainsi que bandes de terre (guide du ministère), (Ministère du Développement durable, 2015)

L'article 75 du RPEP impose de réaliser des inventaires dans les zones de protection immédiates et intermédiaires afin de déterminer la nature et l'amplitude des pressions s'exerçant sur la source. Ces inventaires ont pour but d'aider à déterminer les éléments susceptibles d'affecter la qualité ou la quantité des eaux exploitées et se composent de trois blocs :

- L'inventaire des activités anthropiques : « les lieux ou les établissements qui, dans le cours normal de leur fonctionnement, libèrent ou sont susceptibles de libérer dans l'environnement des contaminants chimiques ou microbiologiques pouvant affecter la qualité ou la quantité des eaux de surface » (Ministère du Développement durable, 2015). Cela concerne principalement les sources de contaminants ponctuels (effluents des stations d'épuration, points de rejet des eaux usées et des eaux de ruissellement...). Il s'agira d'en connaître les caractéristiques, les charges, fréquences et débits. Pour les points de rejet des eaux pluviales, il s'agit de connaître

une estimation de la superficie du territoire drainé ainsi que les principales activités anthropiques sur ce territoire drainé.

- L'inventaire des événements potentiels : « une situation imprévisible qui est associée à une activité anthropique et qui représente un risque de contamination chimique ou microbiologique pour l'eau de surface » (par exemple suite à un déversement accidentel ou à un événement météorologique). L'objectif est d'estimer les conséquences potentielles sur l'eau brute d'une telle situation. Il s'agit par exemple de répertorier les réservoirs et entrepôts de produits chimiques, de matières fertilisantes, les corridors de transport de matières dangereuses, les ouvrages de collecte ou d'assainissement... (Ministère du Développement durable, 2015).
- L'inventaire des affectations du territoire : identification des affectations du territoire qui chevauchent les aires de protection immédiates et intermédiaires et qui pourraient représenter un risque pour l'eau brute.

Il est à noter que les inventaires des activités anthropiques et des événements potentiels doivent être exhaustifs dans les aires immédiate et intermédiaire. Seules les menaces principales tels que les pipelines, les industries lourdes ... doivent être répertoriées dans la zone éloignée (Ministère du Développement durable, 2015).

A la suite de ces inventaires, il est nécessaire de réaliser une évaluation des menaces associées aux activités anthropiques et événements potentiels détectés dans les aires immédiates et intermédiaires de la source. Il en résulte l'appréciation qualitative d'un potentiel de risque pour chaque élément. Cette évaluation peut être synthétisée à la figure 2.6. Les résultats de cette étape seront intégrés dans les plans de protection et de conservation de la source.

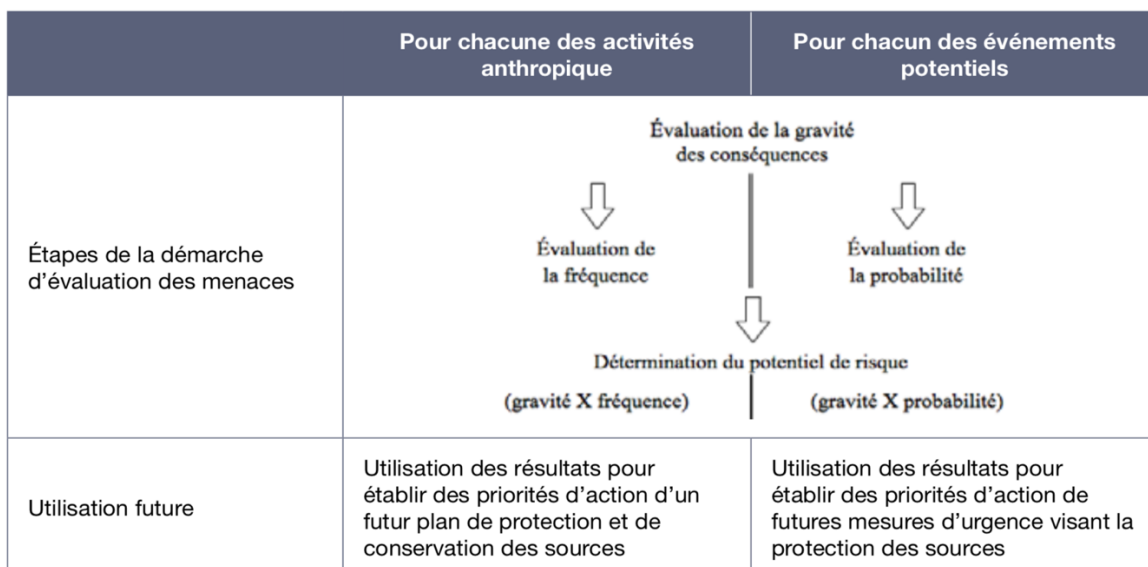


Figure 2-6 : Synthèse de la démarche d'évaluation de la menace associées aux activités anthropiques et aux événements potentiels tiré du Guide du RPEP (Ministère du Développement durable, 2015)

- Détermination du niveau de vulnérabilité des eaux exploitées

L'évaluation de la vulnérabilité des eaux brutes se fait au moyen d'indicateurs de vulnérabilité (faible, moyen, élevé) définis selon le RPEP (article 69) :

- Vulnérabilité aux microorganismes,
- Vulnérabilité physique de site de prélèvement,
- Vulnérabilité aux matières fertilisantes,
- Vulnérabilité à la turbidité,
- Vulnérabilité aux substances inorganiques,
- Vulnérabilité aux substance organiques.

L'évaluation de ces niveaux de vulnérabilité se fait grâce à une bonne connaissance des eaux brutes. L'annexe 4 du RPEP donne des méthodes pour l'estimation de ces indicateurs. Il s'agit ensuite de déterminer les causes à l'origine d'un niveau de vulnérabilité évalué comme moyen ou élevé.

A la lumière du règlement RPEP, il devient intéressant de se poser la question de la faisabilité d'une telle méthode dans des zones densément urbaines comme la Communauté métropolitaine de

Montréal (CMM). Il s'agira de développer cette idée dans les parties suivantes au moyen de définitions et de réflexions autour de la notion d'urbanisme et des enjeux qui lui sont propres.

2.3 Définition et caractérisation d'un bassin de drainage urbain (BDU)

2.3.1 Définition d'un bassin de drainage urbain

Un bassin de drainage urbain (BDU) peut se définir comme une unité territoriale urbaine caractérisée par un système de drainage qui acheminera les eaux vers un même exutoire. Les eaux drainées sont les eaux usées produites par la population (eaux domestiques) ainsi que les eaux issues des événements pluvieux (eaux de ruissellement).

2.3.1.1 L'occupation du sol

Dans un premier temps, un BDU est défini comme une unité territoriale urbaine. En urbanisme, une zone urbaine est une zone occupée principalement par des constructions et caractérisée par la continuité des celles-ci. Cet environnement se distingue essentiellement par une imperméabilisation importante des sols (Brière, 2012). Le taux d'imperméabilisation fluctue en fonction du type d'occupation du sol. Une zone urbaine classique peut se composer des différents secteurs suivants : résidentiel, commercial, industriel, routes et autoroute et les sites en construction. Chacun de ces secteurs présente leurs caractéristiques propres en termes d'impact sur l'hydrologie d'une région (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011).

2.3.1.2 Les différents réseaux d'égouts

Le réseau de drainage est le deuxième élément caractérisant un BDU. Il peut se composer de plusieurs types de réseaux d'égouts. Chaque réseau se caractérise par l'origine des eaux qu'il achemine vers l'exutoire (Brière, 2012). Nous pouvons ainsi compter les catégories suivantes :

- Le réseau unitaire : ce type de réseau canalise toutes les eaux usées produites sur un territoire. Il s'agit des eaux d'origine domestique, pluviale, industrielle et commerciale. Le dimensionnement de ce type de réseau est basé sur les débits pluviaux (bien plus importants que les débits domestiques ou industriels). La construction de ce type de réseau est maintenant prohibée au Québec. L'objectif d'une telle interdiction est de limiter la variation de débit

entrant dans la station d'épuration (variation entre temps sec et temps de pluie) et permettre ainsi un meilleur rendement d'élimination.

- Le réseau séparatif : il est composé du réseau sanitaire et du réseau pluvial. Le premier collecte les eaux usées d'origine domestique. Ces eaux sont acheminées vers la station d'épuration. Le second récupère les eaux de ruissellement. Le ruissellement est la partie des eaux produite à la suite d'un événement pluvieux et qui ne s'infiltre pas dans le sol. Ces eaux sont généralement acheminées vers un cours d'eau sans traitement préalable.
- Le réseau pseudo-séparatif : il collecte les eaux usées d'origine domestique et une partie des eaux pluviales (drains de fondation, drains des toits plats, entrées de garage).

2.3.2 Impact de l'urbanisation sur un milieu

2.3.2.1 Le cycle hydrologique en milieu naturel

Le cycle de l'eau représente le chemin parcouru par l'eau entre l'atmosphère et la Terre. Ce cycle présente les étapes représentées sur la figure 2.7. À noter que sur cette figure, nous sommes en milieu naturel.

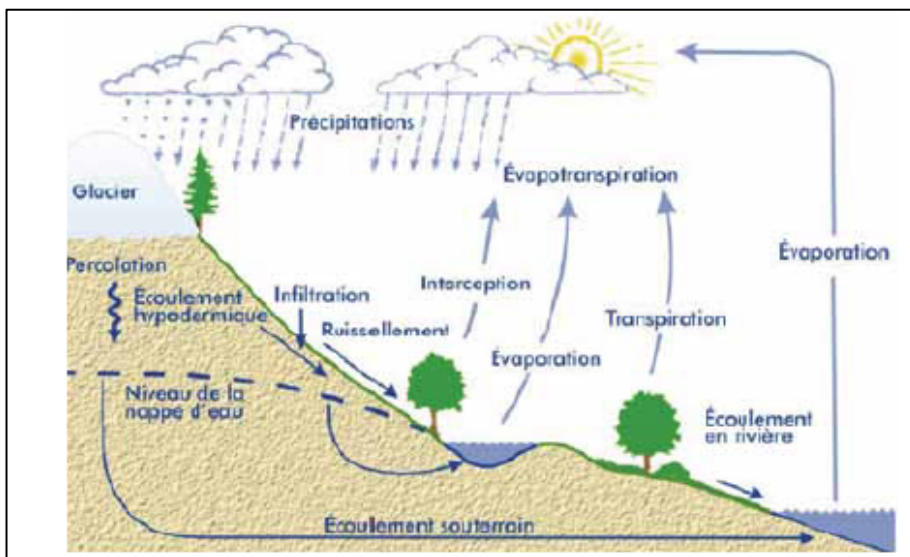


Figure 2-7 : Cycle de l'eau en milieu naturel tiré de (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011)

L'eau tombant sur un territoire suit donc les trajectoires principales suivantes (Stephens, Graham, & Reid, 2002) :

- L'écoulement superficiel ou écoulement hypodermique : l'eau s'imprègne dans la couche supérieure du sol puis s'écoule vers un cours d'eau,
- La percolation verticale vers une nappe phréatique,
- L'évapotranspiration : évaporation de l'eau depuis les surfaces et retours de celle-ci dans l'atmosphère,
- L'écoulement sur les surfaces : le ruissellement.

La somme des volumes d'eau de ces quatre chemins est égale au volume de pluie tombée. On parle de bilan hydrologique.

2.3.2.2 Impact de l'urbanisation sur le cycle hydrologique

Usuellement, les systèmes de drainage prennent mal en compte la notion de bilan hydrologique et s'appliquent essentiellement à éliminer les eaux de ruissellement sans prendre en compte les trois autres chemins du cycle de l'eau (Stephens et al., 2002 ; Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011). Chocat (1997) liste de la manière suivante les principaux impacts hydrologiques imputables à l'urbanisation :

- L'imperméabilisation des sols : il s'agit de la principale conséquence de l'urbanisation. Le développement de ces surfaces (rue asphaltée, toiture, entrée de garage...) conduit à la réduction de la capacité d'infiltration des sols et entraîne une augmentation considérable des volumes d'eau de ruissellement (Brière, 2012 ; Zoppou, 2001). Plusieurs auteurs (Brière, 2012 ; Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011 ; Stephens et al., 2002 ; Chocat, 1997) montrent que l'effet de l'urbanisation sur les débits de ruissellement est plus important sur des événements pluvieux fréquent de faible intensité ; ceux-ci représentant 75% des événements (Stephens et al. 2002). Dans les zones non urbanisées (forêts, champs...), les petites pluies ne produiront pas de ruissellement car la végétation sera capable d'absorber la majorité de l'eau via l'écoulement superficiel et l'évapotranspiration. En zone urbaine, l'imperméabilité des sols empêche ces mécanismes et l'eau ne peut que ruisseler. En revanche, pour les pluies moins fréquentes et de forte intensité, les sols en zone naturelle sont rapidement saturés et se comporte comme des surfaces imperméables (Stephens et al. 2002). Dans ce cas, la différence au niveau du débit de ruissellement sera moins importante

entre zone urbaine et non-urbaine. Une autre conséquence de l'imperméabilisation des sols est la diminution de réalimentation des nappes phréatiques via la percolation des eaux de pluies. Dans certains cas, l'exfiltration des réseaux peut compenser, en partie, ce phénomène (Chocat, 1997).

La figure 2.8 représente bien les impacts de l'imperméabilisation sur le bilan hydrologique d'un territoire.

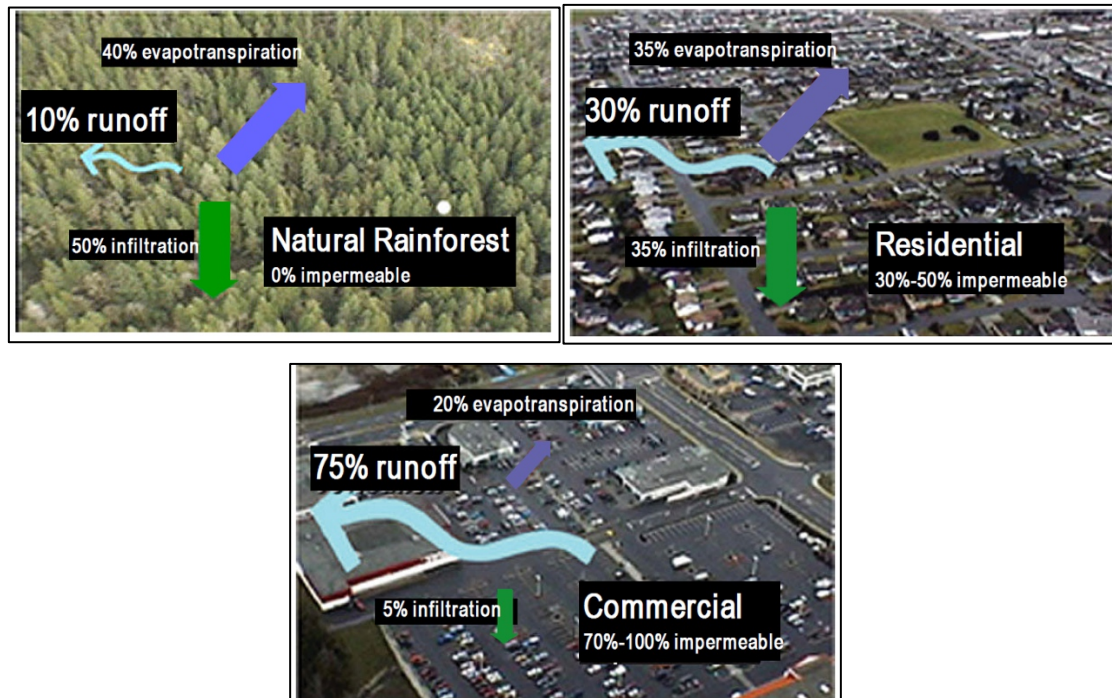


Figure 2-8 : Bilan hydrologique de trois zones (forestière, résidentielle et commerciale)
(Stephens, Graham et al. 2002)

- L'accélération des écoulements : Les réseaux hydrographiques naturels présentent des chemins souvent encombrés et peu pentus. Le remplacement de ces réseaux naturels par un réseau de drainage efficace conduit nécessairement à un accroissement des vitesses d'écoulement (Brière, 2012 ; Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011 ; Chocat, 1997). Ce phénomène contribue largement à l'augmentation des débits de pointes des eaux de ruissellement.

- La construction d'obstacles à l'écoulement : les réseaux de routes et les divers bâtis peuvent constituer des obstacles supplémentaires à l'écoulement naturel de l'eau. Dans certains cas, ils peuvent même modifier la délimitation d'un bassin versant.
- L'artificialisation des rivières urbaines : à l'origine de phénomène d'inondations urbaines en cas de crue (sortie du cours d'eau de son lit artificiel).
- La pollution des milieux récepteurs : le ruissellement favorise le transport des polluants vers les cours d'eau. Cet aspect sera approfondi dans la section 2.3.3.

2.3.3 Les différents types de rejets et leurs impacts sur le milieu récepteur

Dans les zones urbaines, les principales sources de contamination microbiologiques sont les rejets d'usines de traitement, les rejets des pluviaux ainsi que les événements de débordement des réseaux d'égouts unitaires et sanitaires. Ce mémoire se concentre sur la menace que représente les rejets non traités ; c'est-à-dire les cas des rejets pluviaux ainsi que les phénomènes de débordement.

2.3.3.1 Les rejets pluviaux

Le réseau pluvial collecte les eaux de ruissellement soit les eaux issues d'un événement pluvieux mais qui ne s'infiltrant pas dans le sol imperméable de la zone urbaine, ces eaux peuvent charrier des polluants à travers le bassin de drainage urbain (Brière, 2012 ; Zoppou, 2001). Ce n'est qu'au début des années 1980 que les eaux de ruissellement sont reconnues comme sources de pollution. Ce constat c'est fait notamment avec l'étude *Nationwide Urban Runoff Program* (NURP) réalisée par l'EPA en 1983 (United States Environmental Protection Agency, 1983), suivi d'autres études. L'objectif de ce projet était de déterminer les principaux polluants présents dans les eaux pluviales urbaines ainsi que leur fréquence d'apparition, leur concentration et leurs impacts sur le milieu aquatique et sur les ressources d'eau potable. La conclusion d'un tel projet était que la qualité des eaux de ruissellement pouvait se comparer (selon certains critères) à celles des eaux usées d'origine domestique ou industrielle. Les eaux de ruissellement en milieu urbain contiennent souvent un taux très élevé de matière en suspension (MES) et peuvent même présenter des concentrations importantes en métaux, sels et éléments nutritifs (tableau 2.6) (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011). Une autre conclusion était que les

contaminants présents dans les eaux de ruissellement sont une fonction de l'occupation du territoire drainé.

Tableau 2-6 : Caractérisation de la qualité des rejets en milieu urbain (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011). Les valeurs entre parenthèse représentent la moyenne, l'intervalle correspond aux maximum et minimum observés.

Type de rejet	DBO ₅ (mg/L)	MES (mg/L)	Azote total (mg/L)	Phosphore total (mg/L)	Plomb (mg/L)	Coliformes totaux (UFC/100 mL)
Eaux Pluviales	10-250 (30)	3-11 000 (650)	3-10	0,2-1,7 (0,6)	0,03-3,1 (0,3)	10 ³ -10 ⁸
Débordements de réseaux unitaires	60-200	100-1 100	3-24	1-11	(0,4)	10 ⁵ -10 ⁷
Ruissellement de toit	3-8	12-216	0,5-4	ND	0,005-0,03	10 ²
Effluent d'égout non traité	(160)	(235)	(35)	(10)	ND	10 ⁷ -10 ⁹
Effluent de station d'épuration	(13)	(13)	(ND)	(0,56)	ND	10 ¹ -10 ⁶ (Coliformes fécaux)

Les contaminants présents dans les eaux de ruissellement sont générés par l'activité humaine et s'accumulent sur les surfaces imperméables. La contamination de l'eau se génère en trois étapes : le dépôt de contaminants selon l'occupation du territoire (Eriksson et al., 2007 ; United States Environmental Protection Agency, 1983 ; Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011), l'accumulation de ces contaminants en temps sec et enfin le lessivage en temps de pluie (Gromaire, 1998). Les sources de pollutions peuvent être distribuées sur tout le territoire (ex : accumulation de polluants sur les routes comme les sels de déglacage, fertilisants...) ou bien spécifiques à un site ou une activité en particulier (ex : chantier de construction) (Tableau 2.7).

Tableau 2-7 : Contaminants dans les eaux pluviales, adaptation du (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011). Les valeurs entre parenthèse représentent la moyenne, l'intervalle correspond aux maximum et minimum observés.

Type de polluant	Polluant	Concentration typique pour une eau pluviale	Source	Effet/impact
Matière en suspension		3-11 000 (650) mg/L	Chantier de construction, érosion des berges, entretien des chaussées, ruissellement urbain (rue, aires de stationnement) =>Représente la majeure partie de la quantité totale de polluants avec les nutriments	Augmentation de la turbidité (moins de lumière dans l'eau, moins d'oxygène dissous, dépôt de sédiment)
Nutriment	Azote (totale)	3-10 mg/L	Proviennent d'engrais, détergents, débris d'origine végétale, sédiment, poussières, essence et pneus...), installation septiques défectueuses	Prolifération d'algues pouvant conduire à une baisse du taux d'oxygène dissous et à l'émission d'autres polluants => eutrophisation du milieu
	Phosphore (total)	0,2-1,7 mg/L		
Agents pathogènes	Bactéries, virus, protozoaire		Débordement de réseaux d'égouts domestiques, installation septiques déficiente, déchets provenant d'animaux vivants sur le territoire urbain.	Présence de grand nombre de bactéries ce taux est plus important en été risque pour la santé, augmente la toxicité des eaux
Métaux	Plomb	0,03 - 0,144 mg/L	Zone industrielle, débris provenant de voitures, gaz d'échappement, toiture métalliques	Augmentation claire de la toxicité de l'eau de ruissellement, bioaccumulation
	Cuivre	0,027 - 0,033 mg/L		
	Zinc	0,135 - 0,226 mg/L		
	Cadium, mercure, chrome, aluminium			
Hydrocarbure	Pétrole, graisse, HAP		Procédés industriels, fuites de fluides pour véhicules, gaz d'échappement	
Composés organiques	Pesticides, biphenyles, polychlorés (BPC), produits chimiques synthétiques		Pesticides et procédés industriels	Augmentation de la toxicité dans la faune et des eaux de ruissellement, bioaccumulation

2.3.3.2 Les cas des débordements d'égouts unitaire et sanitaire

Il existe deux types d'ouvrages de débordement d'eaux usées : ceux des égouts unitaires et ceux des égouts sanitaires.

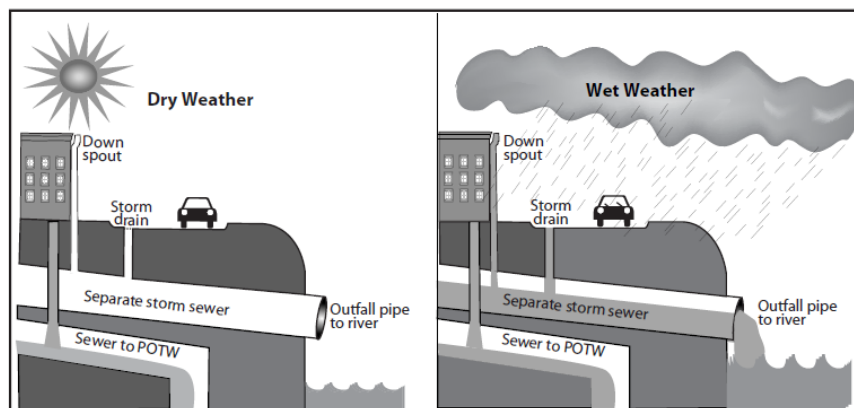


Figure 2-10 : Schéma d'un réseau d'égouts sanitaire (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2004)

Dans les deux cas, les eaux des débordements sont généralement rejetées directement dans le cours d'eau sans qu'aucun type de traitement ne soit appliqué avant le rejet. Ces rejets peuvent donc grandement influencer la qualité des eaux en aval. Dans le cas de réseaux unitaires, les débordements peuvent même représenter un risque de contamination pour les prises d'eau supérieur à celui de l'effluent d'une station d'épuration (Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), 2009 ; Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011). Les préoccupations principales concernant les débordements sont leur composition et concentration en pathogènes et produits nocifs ainsi que la fréquence et les volumes déversés. Les facteurs régissant les concentrations des DEU sont la dilution des eaux sanitaires par les eaux pluviales, la contribution interne des eaux usées par la remise en suspension de dépôts ou de sédiment des réseaux sanitaires, la contribution externe du ruissellement (Gromaire, 1998). La composition des DEU reste, néanmoins, difficile à déterminer en raison d'une grande variabilité selon les ouvrages ainsi que d'une variabilité saisonnière et intra-événementielle. Ces fluctuations peuvent être imputables à de nombreux critères comme la proportion d'eau de ruissellement ou bien l'occupation du territoire (Madoux-Humery et al., 2013).

Le fait que les exigences de traitement des usines de production d'eau potable soient basées sur les concentrations moyennes en contaminant mesurées à l'eau brute en amont des prises présente un risque majeur. En effet, les concentrations moyennes ne prennent pas en compte les pics de concentration dus aux DEU et DES qui sont des événements ponctuels. Le traitement de l'usine n'est donc pas forcément optimal pour diminuer les concentrations des pointes, et pourrait les

laisser passer, conduisant à un abaissement de la qualité de l'eau desservie à la population (Prévost et al., 2011).

La Stratégie Pancanadienne (établie le 17 février 2009) impose ainsi un cadre réglementaire dont l'objectif est de réduire l'impact des débordements (Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), 2009). Même si le Québec n'est pas signataire de l'entente, le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDELCC) s'est prononcé en faveur du contenu de cette réglementation. Du fait de cette réglementation, il est désormais interdit de construire de nouveaux réseaux unitaires afin d'éviter les surcharges de réseaux conduisant à des débordements ; l'extension ou le redéveloppement des réseaux unitaires actuels ne devront pas augmenter la fréquence des DEU ; les DEU et les DES ne sont plus acceptés en temps sec hormis en période de fonte de neige ou pour des raisons d'urgence (Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014)

2.4 Étude de cas d'analyses de vulnérabilité de quelques villes Nord-Américaines (BDU)

Il s'agit dans cette partie d'étudier la méthodologie que d'autres villes ont appliquée pour effectuer l'analyse de vulnérabilité de leurs sources. Chacune de ces villes sont situées sur le continent Nord-Américain et sont alimentées par des sources d'eau de surface. Ces villes peuvent être considérées comme des BDU. À noter que ces analyses de vulnérabilité prennent en considération plus que les rejets de rive et de proximité (objet de ce mémoire).

Il est important de rappeler la réglementation en vigueur. Les villes étudiées sont situées soit en Ontario (Toronto, Kingston, Ottawa) soit aux États-Unis (Philadelphie).

Concernant les villes ontariennes, il a été vu à la section 2.2.1 que la protection des sources d'eau s'appuie conjointement sur la rédaction d'un rapport d'évaluation des risques associés aux prises d'eau et sur l'élaboration et la mise en place d'un plan de protection.

Aux États-Unis, l'United States Environmental Protection Agency oblige les États à produire et suivre des SWAP (Source Water Assessment Program) depuis 1996 (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1996). Il incombe ainsi aux États la responsabilité d'entreprendre leurs propres analyses de vulnérabilité des sources et de mettre en place des plans de gestion au sein des bassins versants. Même si une liberté d'action est laissée aux États, le contenu des rapports

d'analyse de vulnérabilité doit néanmoins comprendre spécifiquement (1) la délimitation d'aires de protection, (2) l'inventaire de l'utilisation du territoire, (3) la détermination de la susceptibilité à la contamination et (4) la diffusion de l'analyse au public (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1997).

L'objectif de cette partie de la revue bibliographique est de comprendre quels pourraient être les axes d'amélioration de la méthode prônée par le RPEP dans une zone densément urbanisée touchée par des enjeux spécifiques (multitude de rejets de rive, d'activités anthropiques et d'événements potentiels). Il est important de rappeler que l'objectif principal est de cibler les menaces prioritaires s'exerçant sur la prise et d'envisager un moyen de les supprimer ou de la gérer.

2.4.1 Caractérisation des temps de trajet et charges des contaminants pouvant arriver à la prise

Dans l'optique de prioriser les nombreux et divers rejets de rive présents en zone urbaine, il est intéressant de comprendre quel serait le trajet suivi par un contaminant depuis l'exutoire dans le cours d'eau et de voir s'il pourrait impacter la prise d'eau située en aval. Le tableau 2.8 met en exergue les manières dont les villes de Ottawa et Toronto ont inclue le transport de contaminant depuis leur source jusque dans le cours d'eau. Une modélisation hydrodynamique du cours d'eau est la méthode la plus adéquate et la plus efficace pour comprendre les processus de transport d'un contaminant dans l'eau et les effets cumulatifs des rejets (Jalliffier-Verne et al., 2013). Malgré son coût élevé et sa complexité de réalisation, il s'agirait d'une réelle aide quant à l'élaboration de plans de priorisation d'actions visant à protéger la source.

Tableau 2-8 : Caractérisation des temps de trajet et charges pouvant arriver à la prise d'eau

Raison de l'analyse	Paramètres utiles	Type d'analyse (technique)	Références
Modélisation qui permet de prédire le temps et le trajet d'un rejet depuis l'exutoire jusqu'à la prise	Caractéristique physique du cours d'eau : - Ses affluents, son débit, sa profondeur, sa bathymétrie, sa qualité antérieure, - Les données météorologiques vent, précipitation	Constitution d'un modèle tridimensionnel : visualisation du comportement hydrodynamique de la rivière. Combiné à un logiciel de simulation des ruissellements urbains, visualisation du trajet d'une particule depuis le point de déversement jusqu'à la prise.	Ville de Ottawa (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd, 2010a)
	Courant, vitesse, débit, température...	Modèle hydrodynamique tridimensionnel (modèle qualitatif et hydrodynamique du lac Ontario)	Ville de Toronto (Toronto and Region Conservation Authority (TRCA), 2015)

2.4.2 Délimitation de zones et analyse semi-quantitative (caractérisation du bassin versant)

Autre que la modélisation hydrodynamique, la délimitation de zones d'influence en amont d'une prise d'eau peut permettre la priorisation des sources de contamination selon leur proximité géographique. Sur le continent Nord-Américain, les règlements de protection des sources d'eau imposent la délimitation de zones de protection sur lesquelles sont réalisés des inventaires de menaces. Le périmètre de ces zones est déterminé selon deux méthodes principales, (1) selon une distance arbitraire fixée sans considération hydrodynamique (comme la méthode imposée par le RPEP) et (2) selon une distance correspondant à un temps de transport (exemple de l'aire intermédiaire de la ville d'Ottawa). À noter que l'utilisation d'une méthodologie commune dans une même région est essentielle pour assurer la bonne conduite des plans de protection (Prévost 2011).

Le modèle ontarien étudié dans cette partie s'attache également à une analyse semi-quantitative de la vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau et des zones de protection. De cette démarche résulte un score de vulnérabilité global imputable à chaque zone de protection. L'objectif est de déterminer la susceptibilité à la contamination d'une source spécifique en fonction de sa localisation et du bassin versant dans lequel elle est située.

Le tableau 2.9 énumère les différentes méthodes de délimitation de zones d'influence et d'analyse de la vulnérabilité de celles-ci.

Tableau 2-9 : Délimitation de zones de protection et analyse semi quantitative de la vulnérabilité

Raison de l'analyse	Paramètres utiles	Type d'analyse (technique)	Exploitation / explication du paramètre	Références
Analyse de la vulnérabilité intrinsèque du site de prélèvement Analyse quantitative	Profondeur de la prise (depuis la surface de l'eau).	$C \text{ depth} = 0,9 + 0,1 * \frac{15 - ID}{15 - 2}$ ID : profondeur de la prise d'eau Variation de profondeur entre 2 et 15 mètres, Variation du facteur entre 0,9 et 1		Ville d'Ottawa (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010) (Government of Ontario, 2016) Technical Rules, art 95
	Analyse quantitative au moyen d'un score attribué à ce facteur	Prise d'eau dans de grands plans d'eau : (Variation de profondeur entre 3 et 27 mètres) $C \text{ depth} = \frac{Y * (LL - UL)}{24} + UL - \frac{(LL - UL)}{8}$ Prise d'eau de proximité (Variation de profondeur entre 1 et 9 mètres) $C \text{ depth} = \frac{Y * (LL - UL)}{8} + UL - \frac{(LL - UL)}{8}$ Y=profondeur depuis l'élévation, UL= limite supérieure de niveau, LL = limite inférieure de niveau		(Government of Ontario, 2009b)
	Distance de la prise depuis la berge	$C \text{ dist} = 1,0 - 0,1 * \frac{D}{1000}$ D : distance de la prise avec la berge Variation de la distance entre la prise et la berge entre 0 et 1000 mètres.		Ville d'Ottawa (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010)
		Prise d'eau dans de grands plans d'eau : Variation de la distance entre 200 et 4500 mètres $C \text{ dist} = \frac{(LL-UL)}{4300} * X + UL - 2 * \frac{(LL-UL)}{43}$ Prise d'eau de proximité : Variation de la distance entre 1 et 200 mètres $C \text{ dist} = \frac{(LL-UL)}{199} * X + UL - 2 * \frac{LL-UL}{199}, X = \text{distance de la rive en m.}$		(Government of Ontario, 2009b)
		Facteur = 0,9 => pas de problème avec la qualité de l'eau à la prise. Facteur = 1,0 => problèmes persistants ou chroniques		Ville d'Ottawa (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010)
	Pondération entre les facteurs (distance, profondeur, problème enregistrés)	33, 3% chacun		(Government of Ontario, 2009b)
	Score établi par l'appréciation d'un expert	Intervalle de valeur dépendant du type de prise d'eau pour un fleuve ou une rivière : 0,9 ou 1	L'appréciation du critère en fonction de la profondeur de la prise, de sa distance avec la berge et du nombre de problèmes enregistrés	(Government of Ontario, 2016) "Vulnerability: surface Water Intake Protection Zone" part VIII.2, art 88 à 93

Tableau 2-9 : Délimitation de zone de protection et analyse semi quantitative de la vulnérabilité (suite)

Paramètres et méthodes permettant la subdivisions d'un BDU en plusieurs sous-bassins : aire de protection ou IPZ	- Temps de trajet (temps minimal dont nécessite l'opérateur pour fermer la prise en cas de déversement ou de contamination, souvent 2h). -Modèle hydrodynamique -Caractéristique du réseau unitaire et pluvial -Pourcentage d'imperméabilité	Délimitation de la zone de protection intermédiaire (IPZ 2) : Territoire pouvant être drainé vers la prise (dans le réseau puis dans le cours d'eau) durant un temps inférieur ou égal au temps de trajet	Délimitation grâce à un modèle hydrologique et hydraulique spécialisé dans les eaux de ruissellement pluviales couplé à un modèle hydrodynamique	Ville d'Ottawa (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd, 2010b) (Government of Ontario, 2016)
			Utilisation des équations de Manning pour déterminer le temps de trajet dans les conduites	Ville de Kingston: (Cataraqui Region Conservation Authority, 2011, revised 2017)
	Méthode EBA: Event Based Approach	- Aide à la délimitation de la zone éloignée : territoire au-delà de IPZ1 et IPZ2 où un déversement pourrait être, à terme, problématique pour la prise d'eau. - Scénario de déversement basés sur les activités existantes et lorsque possible sur des accidents déjà survenus (caractéristiques = volume, mécanisme de dispersion, taux de dispersion, concentration et autres variables déterminées par des données collectées auprès des industries et des municipalités).		Ville de Toronto: (Toronto and Region Conservation Authority (TRCA), 2015) Ottawa: (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd, 2010b), Kingston: (Cataraqui Region Conservation Authority, 2011, revised 2017) (Government of Ontario, 2016)
Analyse quantitative de la vulnérabilité des zones ou aire de protection	Proximité d'un exutoire d'égout pluvial, unitaire avec la prise d'eau	Analyse GIS : subdivision de zone et évaluation de celles-ci	Attribution d'un score de vulnérabilité variant linéairement en fonction de la distance à la prise d'eau	Adaptation du rapport de la ville de Ottawa :(Baird and Associates Coastal Engineers Ltd, 2010b).
	Calcul du « Curve Number » (Paramètre caractérisant la propension d'une zone à produire des eaux de ruissellement à la suite d'un événement pluvieux)	Analyse GIS	Ajustement du premier score donné à chaque zone	Ottawa : (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010) Adaptation du Technical Rules (Government of Ontario, 2016)
	Calcul de la pente / analyse du relief du bassin de drainage	Analyse GIS	Ajustement du score	Ottawa: (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010)
	Utilisation du sol	Type d'utilisation des sols : agricole, industriel, transport, résidentiel, commercial..., analyse ArcGIS	Ajustement du score	
	Taux d'imperméabilité du sol (% rues, sentiers, ...)	Score dépendant du taux d'imperméabilité, ex : $B_{imp.} = 7+2*(\% \text{Imperméable}) / (80\%)$		
	Taux de la zone drainée par un système d'égout pluvial	Attribution d'un score en fonction du type de réseau : réseau d'égout pluvial minimal, un réseau modérément développé d'égout pluvial, un réseau bien développé)		

Il est intéressant de noter que la délimitation de la zone de protection intermédiaire selon un temps de transport permettrait de prendre en compte le potentiel de drainage d'une zone urbaine. Ce dernier intensifie le danger que peut représenter un déversement quelconque sur le territoire si celui-ci peut s'écouler vers la prise en moins de 2 heures. Ceci pourrait donc venir compléter la notion de « bande de terre » prônée par le RPEP dans un contexte urbain (de 10 mètres pour l'aire de protection immédiate et de 120 mètres pour celle intermédiaire) (Ministère du Développement durable, 2015). À noter également que la délimitation de l'aire éloignée des villes ontariennes se fait sur la base de la connaissance et la modélisation d'activités ou de zones dangereuses pour la prise d'eau. Cette méthode pourrait palier à la démarche du RPEP (la méthode actuelle imposerait une zone éloignée s'étendant sur le bassin des Grands Lacs).

2.4.3 Analyse de vulnérabilité par activité et paramètres préoccupants

Une fois que les aires d'influence ont été définies, il s'agit de préciser les éléments les plus préoccupants spécifiques aux zones d'étude et devant faire l'objet de contrôles appropriés. Pour cela, il est possible d'avoir recours à plusieurs méthodes (voir tableau 2.10), l'objectif étant d'adapter ensuite le plan de protection de la prise d'eau en fonction des caractéristiques du milieu en amont de celle-ci. Ces méthodes peuvent comprendre l'anticipation du type de contaminant (et concentration) entrant dans le cours d'eau en fonction de l'occupation du sol, ou bien la caractérisation d'activités préoccupantes. Un autre type d'analyse pouvant être inclus dans les rapports d'analyse de vulnérabilité sont des simulations de déversements accidentels et l'analyse des impacts engendrés et des mesures pouvant être prises (ex. de la ville de Toronto).

Il s'agit de méthodes pouvant inspirer le modèle québécois au niveau de l'évaluation des potentiels de risque associés aux menaces inventoriées dans le cadre de l'article 75 du RPEP (voir section 2.2.2.2).

Tableau 2-10 : Analyse de vulnérabilité par activités et paramètres préoccupants

Raison de l'analyse	Paramètres utiles	Type d'analyse (technique)	Exploitation / explication du paramètre	Références
Détermination d'une charge pouvant entrer dans le cours d'eau à partir des données de l'occupation du sol	-Précipitations -Occupation et caractéristiques du sol (pourcentage d'imperméabilité, pente, dépressions du sol, évaporation, infiltration du sol, fonte de la neige)	Utilisation de SWMM = simulation des ruissellements urbains produits par une zone et leurs charges en contaminant, en fonction de l'utilisation de sol de cette zone. (Analyse quantitative et qualitative) Couplé avec "Event Mean Concentration" (EMCs = concentrations en contaminants d'une zone en fonction de l'occupation de ce territoire) : donne une estimation raisonnable des charges de polluants dans les eaux de ruissellement d'une zone.		Philadelphie (The Philadelphia Water Department 2007) et (The Philadelphia Water Department 2006)
Activités et paramètres préoccupants à prendre en compte dans le processus de protection de la source. Possibilité de classer ces sources préoccupantes à la suite d'un inventaire basé sur la connaissance du bassin versant	Croissance démographique	Calculée à partir des données de recensement puis une régression linéaire	Densification urbaine : changement d'utilisation du sol, changement de la consommation et des rejets sanitaires	
	Utilisation du sol	Données de la ville	La connaissance de l'utilisation du sol = primordiale pour identifier / évaluer les sources de pollution diffuses et ponctuelles. Possibilité de constitution de sous-bassins versants => hiérarchisation des zones préoccupantes	
	Déversement et événement de contamination	Risque constant : possibilité de déversement accidentel ou intentionnel directement dans le cours d'eau ou bien dans une zone proche (= rupture d'une conduite, accident de voiture ou de camion...).		
	Effluent des usines de traitement des eaux usées municipales	Préoccupant dû aux pathogènes, sels, nutriments, contaminants potentiels dans l'effluent de la station.		
	Débordements des égouts pluviaux et unitaires	Préoccupation expliquée dans la partie 2.3.3		

Tableau 2-10 : Analyse de vulnérabilité par activités et paramètres préoccupants (suite 1)

Analyse de risque d'accident (événement passé ou activité préoccupante)	Méthode de hiérarchisation des activités considérant plus haut comme préoccupante	Une méthode spécifique à une source de pollution ponctuelle ou diffuses	Methodologie aux pages 86 du Schuylkill River Watershed Source Water Protection Plan" et p105 du "The Delaware River Watershed Source Water Protection Plan"	Philadelphie (The Philadelphia Water Department, 2007) et (The Philadelphia Water Department, 2006)
	Méthode EBA « Event Based Approach »	Type de scénarios pris en compte : - défaut de désinfection à la station de traitement des eaux usées - émission d'E. coli par un établissement de traitement industriel - débordement de réseau unitaire - bris d'une conduite dans le réseau d'égout - déversement d'essence / produit raffiné depuis des pipelines situés en dessous les affluents - déversement d'essence depuis un stockage de carburant - décharge de tritium depuis une centrale nucléaire Visualisation des impacts grâce à un modèle hydrodynamique et qualitatif de l'eau. Résultat de la modélisation : visualisation d'un panache de concentration qui couvre les zones où les contaminants « voyagent » pendant une période correspondant aux conditions climatiques et visualisation de l'étendue de la zone où le contaminant dépasse les normes acceptées.		Ville de Toronto: (Toronto and Region Conservation Authority (TRCA), 2015) (Government of Ontario, 2009d)
	Identification des menaces et des enjeux (une fois que la vulnérabilité d'une zone à la contamination est prouvée)	Menaces	Conditions existantes (ex : des sédiments contaminés, ou bien un sol ou eaux souterraines contaminées) ou une utilisation actuelle ou future du sol qui pourrait conduire à une contamination des ressources en eau.	Ottawa: (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010)
		Issues / enjeux	Cas documentés de contamination de la qualité de l'eau (qui frôlent ou dépassent des seuils provinciaux). Alors que certains problèmes sont de source naturelle, il y en a qui proviennent d'une utilisation du sol actuelle ou bien passée	
		"Threats approach" : inventaire des activités selon le tableau "Tables of Drinking Water Threats (MOECC, 2009), et attribution d'un niveau de risque		Ville de Kingston : (Cataraqui Region Conservation Authority, 2011, revised 2017)

Tableau 2-10 : Analyse de vulnérabilité par activités et paramètres préoccupants (suite 2)

Méthode d'identification des sources potentielles de contamination en amont des sources d'eau potables (zones de captage).	Récolte des données utiles	- Délimitation des zones d'influence des prise - Collecte des données spatiales + imagerie (ex Google Earth) - Identification de la localisations des menaces chimiques et de leur quantité - Analyse de l'imagerie numérique afin d'identifier des potentielles sources de contamination - Prise de contact avec les partenaires et les propriétaires des installations (activité anthropique et événement potentiels) - Recherche des propriétés des contaminants pouvant représenter une menace - Génération de rapport d'analyse - Identifications des manques dans les données et prise de décision sur le fait de les combler ou non. - Priorisation des potentielles sources de contamination - Collaboration avec « Hight Priority Facility Managers » et « Property Owners » afin de réduire les risques et de faciliter la communication et l'élaboration des plans de réponses.	(Water Research Foundation, 2016)
	Définition des priorités = Magnitude et probabilité de la contamination depuis une source spécifique	- Localisation, - Identité, masses, volume du potentiel contaminant, - Toxicité, - Méthode de détection, - Effet sur la santé - Traitabilité - Temps de trajet jusqu'à la prise	

2.5 Conclusions et synthèse de la revue bibliographique

À la lumière de la revue bibliographique et en mettant en corrélation le règlement du RPEP et la nature des BDU dans lesquels se cadre notre étude, il devient clair que la méthode proposée est fastidieuse. L'inventaire complet des activités anthropiques, des événements potentiels et des affectations du territoire ainsi que l'évaluation de leur potentiel de risque constituent un travail considérable dans une zone densément urbanisée ainsi que densément drainée (augmentation considérable des zones à fort risque). C'est pourquoi il serait intéressant de développer une méthodologie permettant de définir efficacement la vulnérabilité d'une source d'eau de surface tributaire d'un BDU.

Cette méthodologie se baserait sur la connaissance de la prise et des facteurs de vulnérabilité qui lui sont propres ainsi que de la connaissance des menaces qui pourraient y exercer une pression. À l'exemple des modèles ontarien et américain présentés dans les sections 2.4.2 et 2.4.3., il serait judicieux de mener une étude semi-quantitative au moyen d'indices, tant pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque de la prise que pour l'évaluation du potentiel de risque associé à ces menaces. Ces indices s'appuieraient sur les paramètres présentés aux tableaux 2.9 à 2.13.

2.6 Objectifs de la recherche

L'objectif principal de ce projet de recherche est l'élaboration d'une approche d'analyse de vulnérabilité des prises d'eau en aval de zones densément urbanisées pouvant être exploitée dans le cadre des analyses exigées par le règlement du RPEP et dues pour avril 2021. Cette approche se veut être plus simple que celle proposée par le MDDELCC et réalisable par l'ensemble des municipalités afin de produire des analyses de vulnérabilité uniformes au Québec et ainsi de permettre la transmission d'information entre municipalités.

Cet objectif principal se scinde en deux sous-objectifs. Premièrement, il sera réalisé une analyse de la susceptibilité à la contamination d'une prise d'eau du fait de sa localisation spatiale dans un cours d'eau. Dans le cadre de cette première analyse, il s'agira de définir et de quantifier les causes principales de la vulnérabilité intrinsèque de la prise tout en prenant en compte des notions telles que la variabilité hydraulique.

Dans un second temps, ce projet s'attachera à une approche d'évaluation quantitative des potentiels de risque associées aux bassins de drainage urbains. Cette approche sera essentiellement appliquée

aux cas des débordements d'eaux usées (DEU). Il s'agira d'appliquer deux approches différentes et d'analyser leur adéquation avec le contexte du projet. La première approche s'appuiera sur l'élaboration d'un indicateur de rejet alors que la deuxième s'appuiera sur des calculs aidant à estimer les charges débitométriques issues d'un événement de débordement sur une zone pilote.

Les objectifs de ce projet sont synthétisés dans le tableau 2.14.

Tableau 2-11 : Synthèse des objectifs de recherche

	1ère partie	2ème partie
Objectifs principaux	Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau	Évaluation de la menace que représente le BDU (Rejets de proximité et de rive)
Sous Objectifs	1. Définir les causes principales de vulnérabilité d'une prise d'eau, 2. Considérer la variabilité hydraulique du cours d'eau, 3. Intégrer la notion de retour sur expérience.	1. Établir un indice de rejet permettant une analyse semi-quantitative de la menace associée aux débordements d'eaux usées (DEU) 2. Mettre au point une méthode d'estimation de charge pouvant entrer dans le cours d'eau, 3. Comparaison des deux méthodes.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE

3.1 Méthode générale

En vue de répondre aux objectifs de recherche, une méthodologie s'articulant autour des principes de vulnérabilité de la prise de prélèvement d'eau et des menaces induites par un bassin de drainage urbain (BDU) a été mise au point.

Historiquement, il existe trois principales méthodes d'analyse de risque et de vulnérabilité : les méthodes qualitative, semi-quantitative et quantitative. La première est fondée sur l'expertise d'un professionnel dans le domaine ; cette méthode est très prisée lorsqu'il existe peu de données pour réaliser une analyse de vulnérabilité ou en état d'urgence. Les deuxième et troisième méthodes sont souvent fondées sur des analyses statistiques à partir de données terrain ou l'utilisation d'indicateurs (Poljanšek et al., 2017).

Dans le cadre de ce projet, il s'agit d'analyser et de quantifier la sensibilité à la détérioration de la qualité de l'eau d'une prise d'eau située en aval d'un BDU. L'exercice est donc de comprendre et d'analyser les facteurs intrinsèques et extrinsèques de vulnérabilité de la prise. Nous avons retenu une méthode semi quantitative fondée sur l'élaboration et l'application d'indicateurs pour analyser ces facteurs. De manière générale, l'utilisation d'indicateurs est la méthode qui permet le mieux d'analyser et de comparer des tendances de vulnérabilité en fonction du temps et de l'emplacement géographique, ainsi que la magnitude des effets dommageables d'un phénomène ou d'une situation (Frédéric & Freddy, 2006; Poljanšek et al., 2017).

La méthodologie proposée dans ce projet peut être schématisée selon la figure 3.1. Il s'agit d'une adaptation des travaux de (Frédéric & Freddy, 2006).

À noter que les étapes « évaluation des vulnérabilités » et « évaluation des menaces » donneront chacune lieu à l'élaboration d'indices au chapitre 4 et 5.

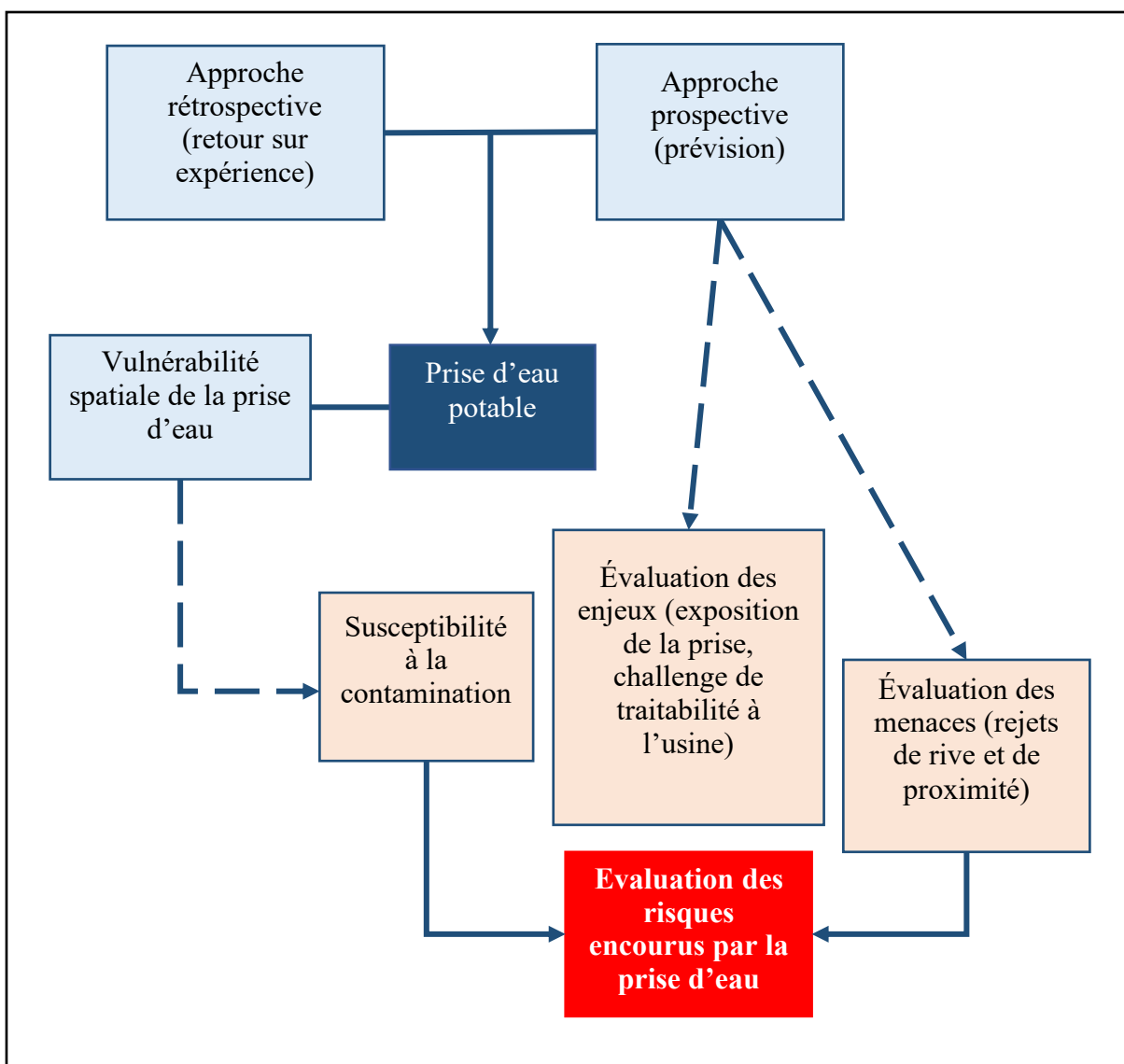


Figure 3-1: Schématisation de la méthodologie appliquée

3.2 Zones d'étude

3.2.1 Zone d'étude du chapitre 4 (Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau)

Dans ce chapitre, la méthodologie mise au point sera appliquée à titre d'exemple sur les prises de la région de Montréal et de Laval. Les applications se feront dans la limite des informations mises à disposition par les villes partenaires. La figure 3.2 représente la zone d'étude et les prises concernées. Les profondeurs de ces prises sont des données qui ne seront pas divulguées dans ce mémoire. Pour certains calculs, les résultats seront directement donnés.

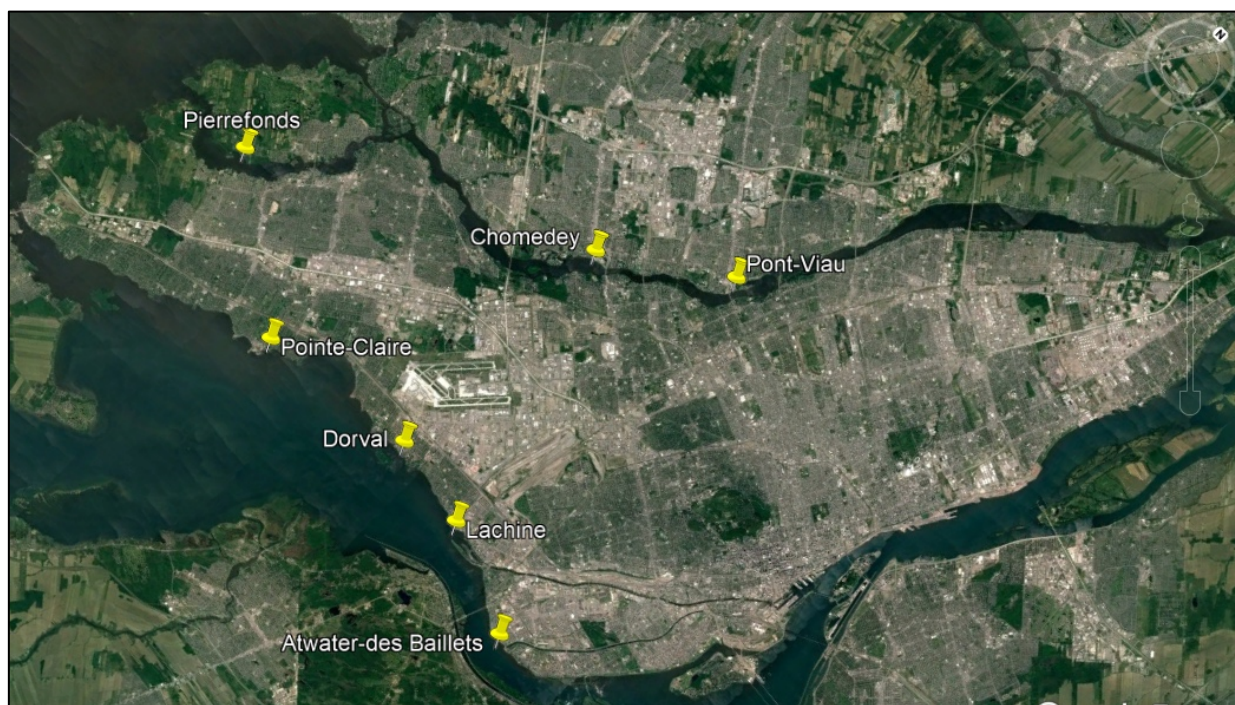


Figure 3-2 : Prises d'eau des régions de Montréal et de Laval étudiées au chapitre 4 (Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau), image tirée de *Google Earth Pro*

Le tableau 3.1 donne des précisions quant aux prises considérées dans notre étude.

Tableau 3-1 : Informations sur les débits des prises d'eau étudiées

Prise d'eau	Atwater - Desbaillets	Lachine	Dorval	Pointe-Claire	Pont-Viau	Chomedey	Pierrefonds
Débit de prélèvement autorisé (m ³ /j)	1 364 000	100 000	68 000	182 000	135 000	250 000	166 000

3.2.2 Zone d'étude de la partie 5.2 (Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées)

Dans ce chapitre, la méthodologie sera appliquée à deux prises de la région de Montréal, appelées prise 1 et prise 2 (figure 3.3). L'étude se concentrera sur les bassins de drainage (BDU) en amont de ces deux prises (figure 3.4). Le tableau 3.2 donne les caractéristiques principales de ces BDU.

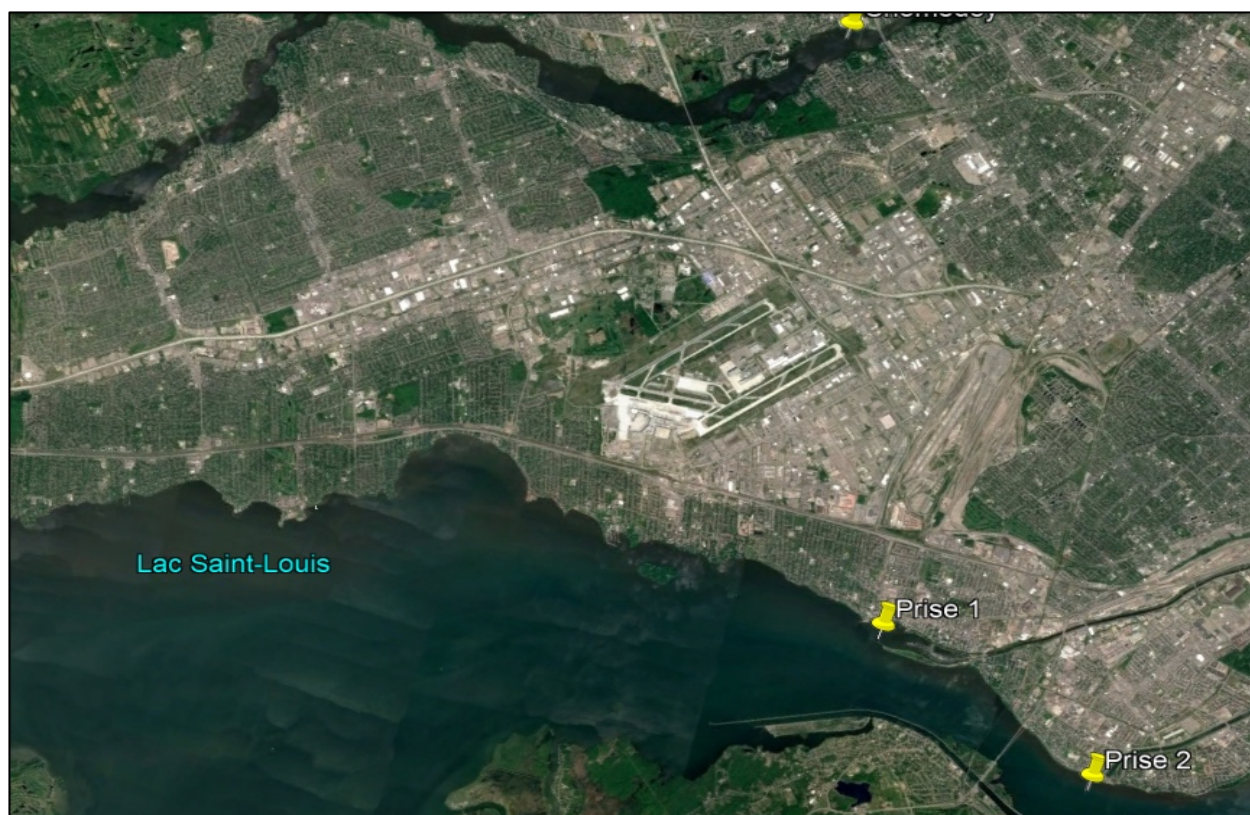


Figure 3-3 : Prises d'eau 1 et 2 utilisées pour l'application de la méthode développée au chapitre 5.2 (Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées), image tirée de *Google Earth Pro*

Tableau 3-2 : Caractéristiques des BDU en amont des prises 1 et 2 étudiées

Nombre de rejets	20 émissaires (15 points de rejet)
Nombre de BDU unitaires	5
Nombre de BDU pseudo-unitaire	10



Figure 3-4 : BDU en amont des prises 1 et 2 étudiés au chapitre 5.2 (Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées), image tirée de *Google Earth Pro*

3.2.3 Zone pilote pour l'étude de la partie 5.3 (Méthode simplifiée d'évaluation des volumes des débordements à l'exutoire d'un bassin de drainage urbain)

La zone pilote est un bassin de drainage urbain d'une superficie de 345 ha, situé dans la grande région de Montréal (figure 3.5). La zone est caractérisée conjointement par son réseau de drainage et par son occupation du sol et est subdivisée en douze (12) sous-bassins de drainage.



Figure 3-5 : Représentation de la zone pilote et localisation par rapport au cours d'eau

CHAPITRE 4 ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ SPATIALE DE LA PRISE D'EAU

4.1 Définition et caractérisation de la vulnérabilité spatiale d'une prise d'eau

4.1.1 Définition et contexte

Il s'agit dans cette partie de comprendre quelles sont les composantes intrinsèques de la vulnérabilité d'une prise d'eau de surface. Les travaux de (Madoux-Humery et al., 2016) montrent clairement que la localisation de la prise d'eau dans le cours d'eau en termes de distance par rapport à la rive et de profondeur est essentielle pour déterminer sa vulnérabilité face aux rejets de rive et de proximité. Les conduites de rejet étant généralement situées en rive, les panaches de contaminations microbiologiques et chimiques sont localisés près des berges en aval direct du rejet, puis se mélangent au fur et à mesure au courant d'eau. En conséquence, plus la prise d'eau est située loin de la berge et dans le chenal du cours d'eau, moins elle sera vulnérable aux rejets directs provenant des émissaires et du ruissellement. La vulnérabilité de la prise d'eau sera donc considérée comme le résultat de sa localisation dans le cours d'eau. Elle sera quantifiée au moyen d'un indicateur. Cet indicateur aura donc bien pour objectif de mesurer la vulnérabilité à la contamination des eaux brutes au niveau de la prise d'eau.

Pour mieux évaluer l'indicateur, il est intéressant de se pencher sur le modèle ontarien. Comme rappelé dans le tableau 2.4.2 la méthode ontarienne s'articule autour des points suivants pour chaque prise d'eau de surface :

- Délimitation de trois zones de protection
- Attribution d'un score de vulnérabilité à chaque zone (Vz)
- Attribution d'un score de vulnérabilité à la source (Vb)

Dans la réglementation en vigueur en Ontario, consignée dans le *Technical Rules*, à la partie VIII « Vulnerability : Surface Water Intake Protection Zones » à la section 3 « Source vulnerability factor », art 94 à 96, il y est stipulé, sans faire état de différence entre période de crue et période d'étiage, que la vulnérabilité de la source est considérée en fonction des critères suivants (Government of Ontario, 2016) (figure 4.1):

- Profondeur de la source

- Distance de la source depuis la berge
- Historique de problèmes de qualité rencontrés par l'eau de surface à la prise (Une description de ce que peut représenter cet historique est présentée dans la revue bibliographique).

Part VIII.3 - Source vulnerability factor

Rule 94. A source vulnerability factor shall be assigned to each surface water intake related to a type I, II or III system in accordance with Table 3 where a factor of 1 corresponds to a higher vulnerability.

Rule 95. The following shall be considered and documented in determining the source vulnerability factor of a surface water intake and an explanation shall be provided on how each affected the determination of the source vulnerability factor for the surface water intake:

1. The depth of the intake from the top of the water surface.
2. The distance of the intake from land.
3. The history of water quality concerns at the surface water intake.

Figure 4-1 : Extrait du *Technical Rules*, partie VIII. 3 « Source Vulnerability factor »
(Government of Ontario, 2016)

La vulnérabilité de la source est quantifiée au moyen d'un score laissé à l'appréciation d'un expert. Cet indicateur peut prendre une valeur comprise dans un intervalle dépendant du type de cours d'eau dans lequel est installée la prise (figure 4.2).

Part VI – Delineation of vulnerable areas: surface water intake protection zones

Part VI.1 – General

Classification of intakes

Rule 55. Subject to rule 55.1, a surface water intake associated with a type I, II or III system shall be classified as a,

1. type A intake if the intake or the planned intake is or would be located in a Great Lake;
2. type B intake if the intake or the planned intake is or would be located in a connecting channel;
3. type C intake if the intake or the planned intake is or would be located in a river and neither the direction nor velocity of the flow of the water at the intake is affected by a water impoundment structure; or
4. type D intake if the intake is not described in subrule (1),(2) or (3).

Figure 4-2 : Extrait du *Technical Rules*, Classification des types de prises d'eau (Government of Ontario, 2016)

Table 3 - Source Vulnerability Factors	
Intake Type	Source Vulnerability Factor
type A intake	0.5 to 0.7
type B intake	0.7 to 0.9
type C intake	0.9 or 1
type D intake	0.8 to 1

Figure 4-3 : Extrait du *Technical Rules*, partie VIII. 3 « Source Vulnerability factor »
(Government of Ontario, 2016)

Il est important de préciser que le *Technical Rules* actuel ne donne pas de méthodologie de calcul du facteur. Il s'agit donc d'une méthode qui reste subjective.

Il est néanmoins possible d'avoir une approche plus objective fondée sur l'élaboration d'équations permettant une quantification plus rationnelle du facteur de vulnérabilité. Cette approche a l'avantage d'expliquer à l'utilisateur le choix du score de manière plus précise et justifiée. Un bulletin technique « Approach on Scoring Vulnerable Surface Water Protection Zones » (Government of Ontario, 2009b) proposait le calcul d'indices fondé sur des équations (voir figures 4.4 et 4.5). Cette fiche technique n'est néanmoins plus mentionnée dans la version du *Technical Rules* mise à jour en 2017.

Table 5: Two categories 1 and 2 for depth and distance.		
Factors	Category 1	Category 2
Depth of Intake	3m – 27m	1m – 9m
Distance from shoreline	200m – 4500m	1m – 200m

Figure 4-4 : Catégories de prises d'eau en fonction de la profondeur et de la distance, Extrait du Technical bulletin, (2.2 *Source Vulnerability Factor*) (Government of Ontario, 2009b)

Table 6: Equations applied for depth and distance of intake as a function of its classification.		
Equations	Category 1	Category 2
Depth of Intake (Eq. 9)	$S_1 = \left(\frac{LL - UL}{24} \right) * Y + \left(UL - \frac{(LL - UL)}{8} \right)$	$S_1 = \left(\frac{LL - UL}{8} \right) * Y + \left(UL - \frac{(LL - UL)}{8} \right)$
Distance from shoreline (Eq. 10)	$S_2 = \left(\frac{LL - UL}{4300} \right) * X + \left(UL - \frac{2(LL - UL)}{43} \right)$	$S_2 = \left(\frac{LL - UL}{199} \right) * X + \left(UL - \frac{(LL - UL)}{199} \right)$
	In which X is the intake distance from shoreline in (m) and Y is the intake depth from the surface water elevation (m).	

Figure 4-5 : Calcul d'indice selon le Technical bulletin, (2.2 *Source Vulnerability Factor*) (Government of Ontario, 2009b), avec UL= limite supérieure de niveau, LL = limite inférieure de niveau

Ce choix a été gardé et adapté pour l'analyse de vulnérabilité des prises d'eau de la ville de Ottawa (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010) (équations 4.1 et 4.2). Une pondération entre ces facteurs permet d'obtenir un score final de vulnérabilité de la source.

$$C_{\text{profondeur}} = 0,9 + 0,1 * (15 - \text{PPE}) / (15 - 2)$$

(Équation 4-1 Indice de profondeur de la prise de Baird)

Avec PPE : profondeur de la prise d'eau (en mètre)

$$C_{\text{dist}} = 1,0 - 0,1 * (D) / 1000$$

(Équation 4-2 Indice de distance de la prise d'eau de Baird et al 2010)

Avec D : distance de la prise avec la berge (en mètre)

Il est important de noter que dans ce contexte ci, il serait intéressant de prendre en compte certains paramètres comme le comportement hydraulique du cours d'eau et sa variabilité au cours de l'année (période de crue et d'étiage) et anticipée en raison des changements climatiques. En effet, l'hydraulicité d'un cours d'eau détermine les paramètres de dilution et de dispersion (bases de la prédiction du transport d'une charge de contaminants dans le cours d'eau) et peut induire un impact sur la probabilité de contamination de la prise (Jalliffier-Verne et al., 2015).

4.1.2 Structure de l'indice de vulnérabilité de la prise d'eau

L'indice de vulnérabilité de la prise d'eau (I_{PPE}) que nous avons développé (Équation 4-3) est une fonction dépendant de l'indice de profondeur, l'indice de distance et l'indice d'évènement.

$$I_{PPE} = (I_{\text{prof}} + I_{\text{dist}}) * I_{\text{évé}} \quad (\text{Équation 4-3})$$

- I_{PPE} : indice de vulnérabilité de la prise d'eau
- I_{prof} : indice de profondeur
- I_{dist} : indice de distance
- $I_{\text{évé}}$: indice d'événement.

Cet indice reflète la vulnérabilité spatiale (via la distance de la berge et la profondeur) ajustée par un retour sur expérience. Chaque sous-indice est développé de manière à faciliter son utilisation par le plus grand nombre de municipalités.

4.1.3 Indice de profondeur de la prise d'eau

4.1.3.1 Construction de l'indice profondeur

L'indice de profondeur a été développé de façon à représenter une submersion caractéristique de la prise d'eau en prenant en compte la variabilité saisonnière du niveau d'eau du site de prélèvement ainsi que celle potentiellement due aux changements climatiques. Il est supposé que plus la prise est profonde, moins elle est vulnérable aux rejets de rive non dilués. L'indice de profondeur (I_{prof}) est une fonction de la profondeur de la prise (Eq. 4-4).

$$I_{\text{prof}} = 1 - \frac{PPE * (1 - \sigma)}{14} \quad (\text{Équation 4-4})$$

PPE = Profondeur de la prise d'eau
(submersion en mètre)

σ = facteur de variation, écart type relatif

Le dénominateur de la formule a fait l'objet de plusieurs ajustements. La formule a été originellement testée sur la base de 3 dénominateurs différents (10, 15, 30) choisis sur une échelle de profondeurs possibles. Les résultats de l'étude comparative entre les trois dénominateurs sont présentés à la figure 4.6.

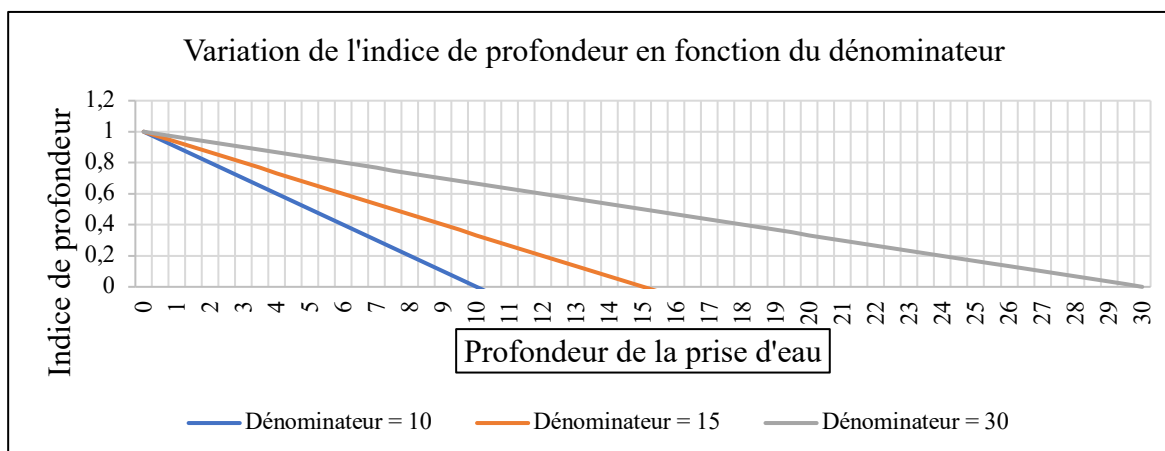


Figure 4-6 : Évolution de I_{prof} en fonction du dénominateur choisi (calcul avec un facteur de variation nul)

Les résultats montrent que l'indice ayant 15 pour dénominateur est le plus adéquat pour les prises d'eau situées au Québec car il permet le meilleur étalement des valeurs tout en étant compatible avec des prises très profondes (des prises d'eau dans les Grands Lacs par exemple).

Cette valeur de 15 a été ensuite ajustée en fonction de données de profondeur de 214 prises d'eau de surface municipales qui nous ont été délivrées par le MDDELCC. La division par 14 est la conclusion d'une étude statistique réalisée sur ces informations. Le 95^{ème} centile des données de profondeur est de 14 mètres. Autrement dit, 95 % des prises d'eau de surface québécoises sont moins profondes que 14 mètres. Nous avons donc considéré qu'à partir de 14 mètres, la profondeur n'est plus une source majeure de vulnérabilité pour la prise.

Les valeurs de l'indice sont comprises entre 0 et 1. Plus la profondeur est grande, plus l'indice est bas, et inversement, plus la profondeur est basse, plus l'indice se rapproche de 1. L'augmentation ou la diminution du facteur de variabilité agira de la même manière sur l'indice de profondeur. En conclusion, une prise de faible profondeur et dont la submersion varie beaucoup sera considérée comme vulnérable et son indicateur tendra vers 1.

4.1.3.2 Explication des paramètres

Le σ est le facteur de variation ou bien l'écart type relatif d'une série de mesures ou de données (Eq. 4-5) :

$$\sigma = \frac{\text{écart type}}{\text{moyenne}} \text{ (Équation 4-5)}$$

L'écart type représente la dispersion des valeurs d'une suite autour de la moyenne. Il représente l'écart moyen des valeurs avec la moyenne. L'écart type relatif rapporte l'écart type sur la moyenne. Il s'exprime en pourcentage. Son avantage est la comparaison facile de la dispersion de différentes séries de valeurs n'ayant pas le même ordre de grandeur.

L'utilisation d'un tel facteur est intéressante dans notre cas pour la raison suivante : pour un même point géographique dans le cours d'eau, le niveau d'eau va varier au cours du temps en raison des étiages, des crues ou bien en raison des changements climatiques et cette variation a un impact sur la vulnérabilité de la prise. Il serait donc utile de quantifier cette variation et de mesurer son impact. À titre d'illustration, une variation de submersion d'un mètre n'aura pas le même impact sur une prise profonde de 14 m ou bien sur une autre profonde de 2 m (d'où l'utilisation de l'écart type relatif plutôt que de l'écart type simple). La figure 4.7 illustre l'impact du facteur de variation (écart type relatif) sur le calcul de l'indice de profondeur (I_{prof}).

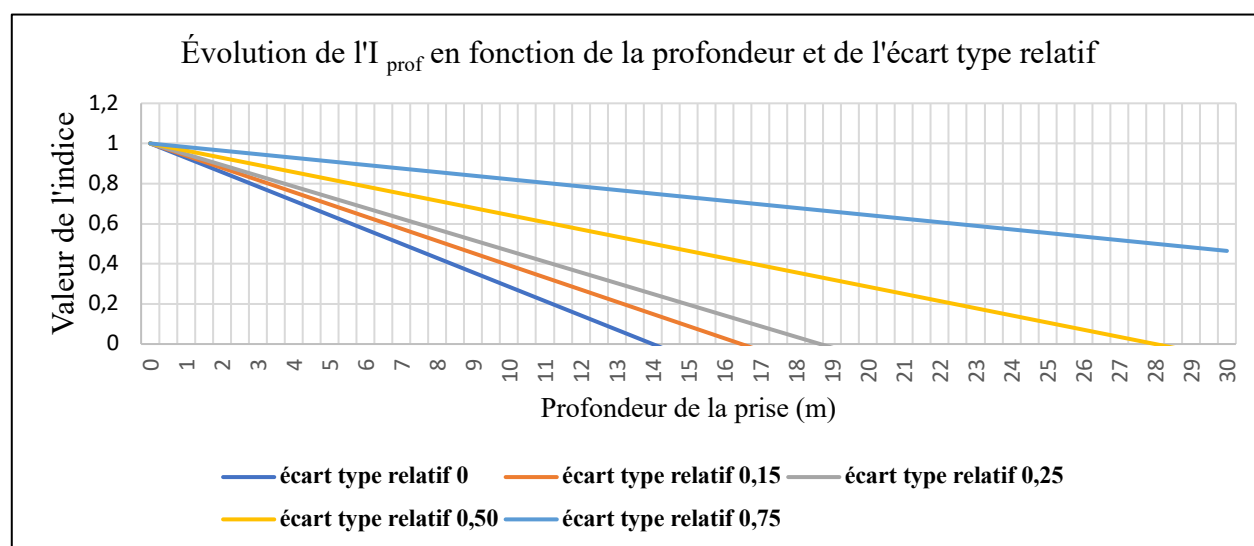


Figure 4-7 : Évolution de I_{prof} en fonction de la profondeur et de l'écart type relatif

Afin de quantifier les variations des niveaux d'eau dans la grande région de Montréal, une étude des niveaux d'eau de plusieurs stations hydrométriques situées sur la rivière des Prairies (Cartierville 02OA002) et le St Laurent (La Prairie 02OA041, Lassal 02OA016, Pointe-Claire 02OA039) a été réalisée de 1915 à 2016 (Environnement et Changement climatique Canada, 2018).

Nous avons constaté que l'écart type varie peu pour un même cours d'eau. Nous avons donc choisi un point pour la rivière des Prairies (Cartierville 02OA002) et un autre pour le Saint-Laurent (Pointe-Claire 02OA039) (figure 4.8) et considéré que les variations mesurées à chacun de ces points (et donc les écarts type) étaient constantes sur leur zone d'étude respective. Le bilan des données de niveau étudiées à Pointe-Claire pour les prises de Montréal et à Cartierville pour les prises de Laval est présenté au Tableau 4-1. Les variations à l'endroit des prises sont donc considérées égales à celles de Pointe-Claire et Cartierville.



Figure 4-8 : Vue d'ensemble des deux zones d'étude (Grande région de Montréal), photo tirée de *Google Earth Pro*

Tableau 4-1 : Calcul de l'écart-type pour chaque zone d'étude

Pointe-Claire	Cartierville
Source : Environnement Canada	
Données : 1915 - 2016	Données : 1916 - 1999
Écart-type = 0, 44 mètre	Écart-type = 0, 59 mètre

À partir de ces écarts type, nous pouvons définir pour chaque prise d'eau un intervalle (niveau d'eau moyen avec plus ou moins l'écart type) dans lequel se trouvera la majorité des valeurs de niveau d'eau. Une explication de la méthode de calcul est schématisée à la figure 4.9.

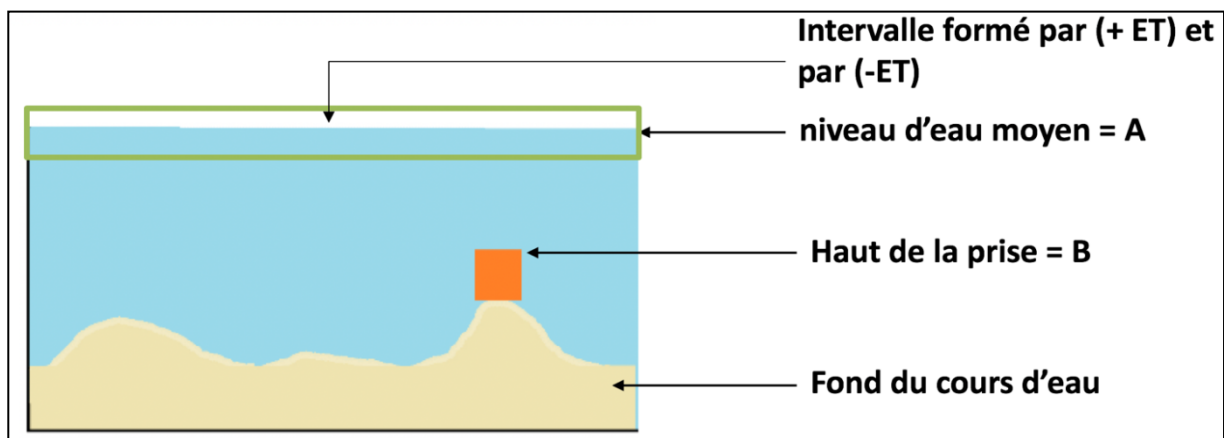


Figure 4-9 : Schéma des paramètres utilisés dans le calcul de l'indice de profondeur

La submersion moyenne de la prise d'eau est la différence entre le niveau d'eau moyen (A) et le haut de la prise (B) (Figure 4-9). Alors, σ se définit comme le rapport de l'écart type (ET) sur la submersion moyenne. Il sert à déterminer si l'écart type (qui est finalement une profondeur, son unité est en mètre) est élevée ou pas par rapport à la submersion.

4.1.3.3 Résultat pour les prises de Montréal et de Laval

L'indice de profondeur (I_{prof}) a été calculé pour différentes usines de production d'eau potable de Montréal et de Laval.

Pour le calcul des indices, les profondeurs utilisées ont été déduites à partir des informations suivantes rendues disponibles par les villes partenaires :

- Profondeur minimale de conception (m)
- Élévation de la prise par rapport au niveau de la mer (m)

Les valeurs de ces données ne seront pas stipulées dans ce mémoire en raison de clauses de confidentialité. Seuls les résultats finaux des indices seront donnés.

Les résultats des indices de profondeur (I_{prof}) sont présentés à la figure 4.10.

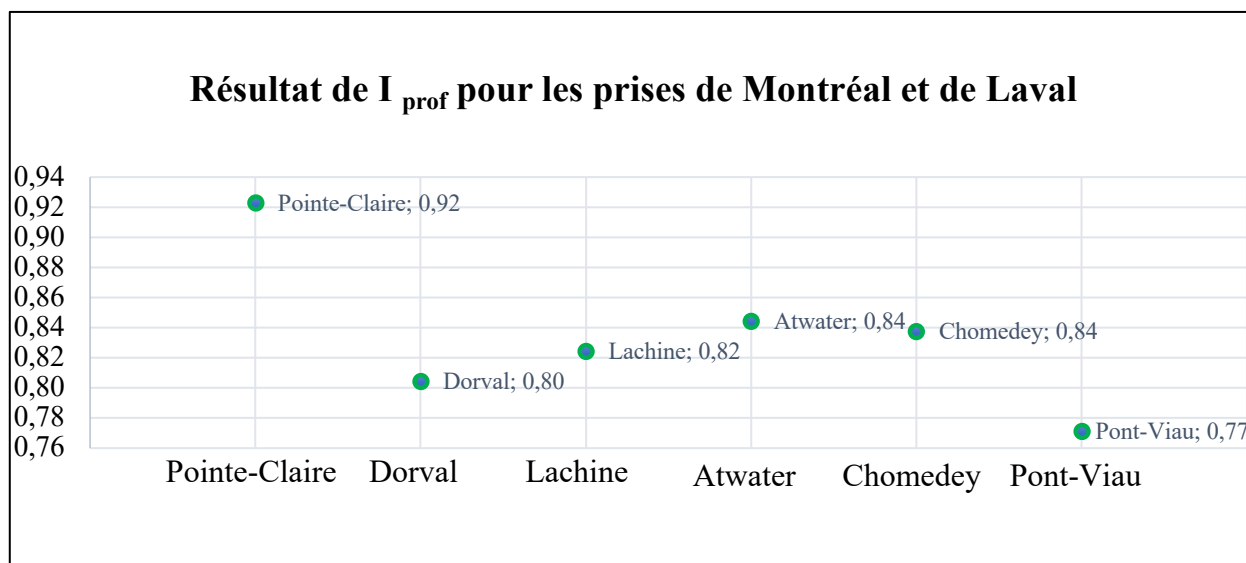


Figure 4-10 : Résultats obtenus pour l'indice de profondeur des prises de Montréal et Laval

Il est possible de comparer les résultats obtenus avec cet indice avec ceux obtenus par (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd, 2010a). Selon eux, la profondeur de la prise peut généralement être comprise entre 2 et 15 mètres de profondeur. Le score associé à ce facteur est le suivant :

$$C_{\text{profondeur}} = 0,9 + 0,1 \cdot (15 - \text{PPE}) / (15 - 2)$$

(Équation 4-6 Indice de profondeur de la prise de Baird)

Avec PPE : profondeur de la prise d'eau (en mètre)

Avec l'indice proposé par Baird (2010) la variabilité de l'hydraulicité de la rivière des Outaouais n'est pas prise en compte. En effet, on considère une valeur constante de la profondeur de la prise d'eau en dépit des variations importantes durant les périodes de crue et d'étiage au cours de l'année.

La comparaison des valeurs des indices selon ces deux méthodes est montrée à la Figure 4-11 :

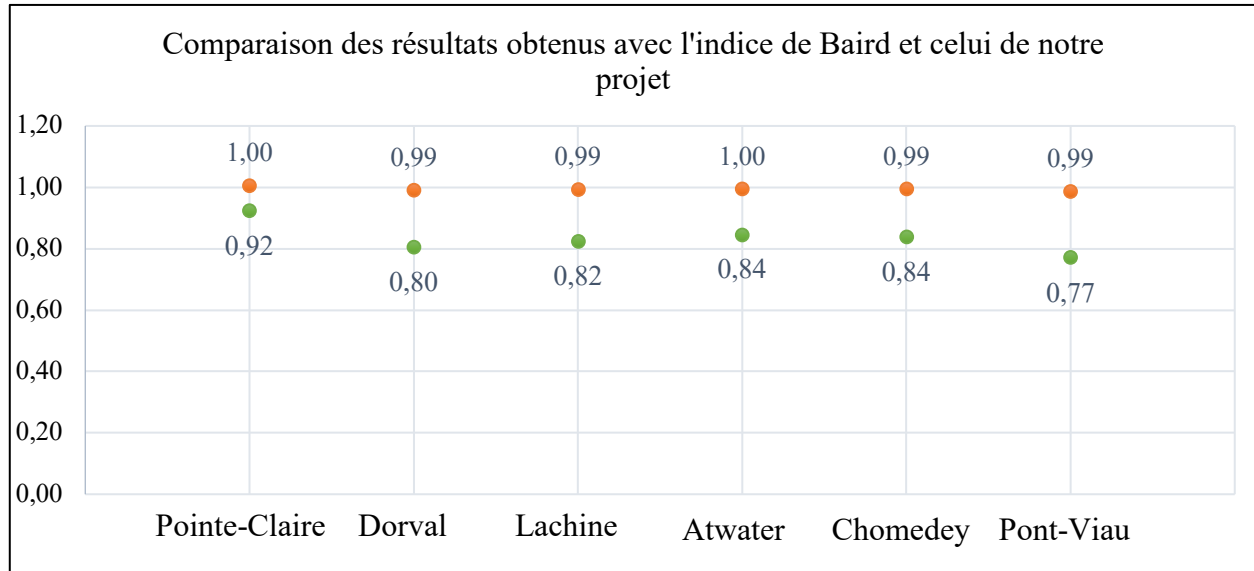


Figure 4-11 : Comparaison des résultats obtenus avec différents indices de profondeur (orange indice de (Baird and Associates Coastal Engineers Ltd., 2010) et vert indice I_{prof})

En comparant les résultats de deux indices, nous pouvons conclure que notre indice de profondeur permet de mieux distinguer la vulnérabilité des prises entre elles, il est plus sensible à la variation de profondeur.

4.2 Indice de distance de la prise d'eau

4.2.1.1 Construction de l'indice

L'indice de distance de la prise d'eau (Eq. 4.7) est construit de manière analogue à celui de l'indice de profondeur. En effet, l'objectif reste de représenter une distance caractéristique de la prise par rapport à la berge tout en prenant en compte sa variabilité saisonnière ainsi que celle potentiellement due aux changements climatiques. On pose que, plus la prise d'eau est distante de la rive, moins elle est vulnérable aux rejets de rive non dilués.

$$I_{\text{dist}} = 1 - \frac{D \cdot (1 - \sigma)}{P} \quad (\text{Équation 4-7})$$

- D = distance de la prise d'eau avec la berge (m)
- σ = facteur de variation, écart type relatif

- $P = 1000$ pour un fleuve ou un lac et 500 pour une rivière

La division par P résulte de la constitution de classes respectant celles déjà réalisées dans le cadre du RPEP (Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection). Le RPEP différencie plusieurs types de milieu où peuvent se trouver les prises d'eau et définit des aires de protection pour chacun. La méthodologie développée calque les distances choisies pour chaque type par le RPEP pour les aires intermédiaires (voir la figure 4.12 pour les classes). À noter que dans notre méthodologie, les lacs sont traités de manière identique au fleuve.

Type de milieu où est situé le site de prélèvement d'eau	Aires de protection		
	Immédiate Limites incluant les eaux de surface, les tributaires et des bandes de terre de 10 m à partir de la ligne des hautes eaux	Intermédiaire Limites incluant les eaux de surface, les tributaires et des bandes de terre de 120 m à partir de la ligne des hautes eaux	Éloignée Limites incluant les eaux de surface et tout le territoire compris dans cette superficie
Lac ²⁴	300 m autour du site de prélèvement	3 km autour du site de prélèvement	Le bassin versant du site de prélèvement et, le cas échéant, la portion de l'aire de protection intermédiaire située en aval du site de prélèvement
Fleuve Saint-Laurent ²⁵ (dans les zones sans inversion de courant)	1 km en amont et 100 m en aval du site de prélèvement	15 km en amont et 100 m en aval du site de prélèvement	Le bassin versant du site de prélèvement et la portion de l'aire de protection intermédiaire située en aval du site de prélèvement
Fleuve Saint-Laurent (dans les zones avec inversion de courant en raison des marées) ²⁶	1 km en amont et en aval du site de prélèvement	15 km en amont et en aval du site de prélèvement	
Tout autre cours d'eau (rivière, ruisseau, etc.)	500 m en amont et 50 m en aval du site de prélèvement	10 km en amont et 50 m en aval du site de prélèvement	

Figure 4-12 : Tableau 17 extrait du Guide du RPEP expliquant les aires de protection (Ministère du Développement durable, 2015)

Ainsi que le pointe le RPEP, il s'agit de différencier les cours d'eau afin d'obtenir une évaluation de la vulnérabilité plus adéquate pour chaque prise d'eau. En effet, le diviseur a pour objectif de déterminer une distance à partir de laquelle la distance depuis la berge n'est plus source de

vulnérabilité. Un diviseur de 1000 dans le cadre d'une rivière n'aurait pas alors de sens car peu de rivière font plus de 2000 mètres de large (une distance de 1000 mètres de chaque côté de la prise avec chacune des deux rives). De même qu'une valeur de 500 mètres ne serait pas suffisante pour un fleuve ou un lac.

4.2.1.2 Démonstration du calcul de l'indice de distance à la prise d'eau de l'usine de Pointe-Claire

La formule de l'indice se base de nouveau sur l'emploi d'un facteur de variabilité σ . Son emploi reste similaire à celui utilisé pour l'indice de profondeur. L'objectif reste de quantifier la variabilité de la distance de la prise avec la berge due aux crues, étiages... L'enjeu de l'application de la formule est de trouver une quantité suffisante de données afin de pouvoir réaliser une analyse statistique (distance moyenne, distance minimale et maximale et écart-type).

L'application *Google Earth Pro* permet d'obtenir un grand nombre de photographies datées pour une même localisation. Cette application est la principale source de données pour le calcul de l'indice. À titre d'exemple, voici le cas de la Prise de Pointe-Claire :

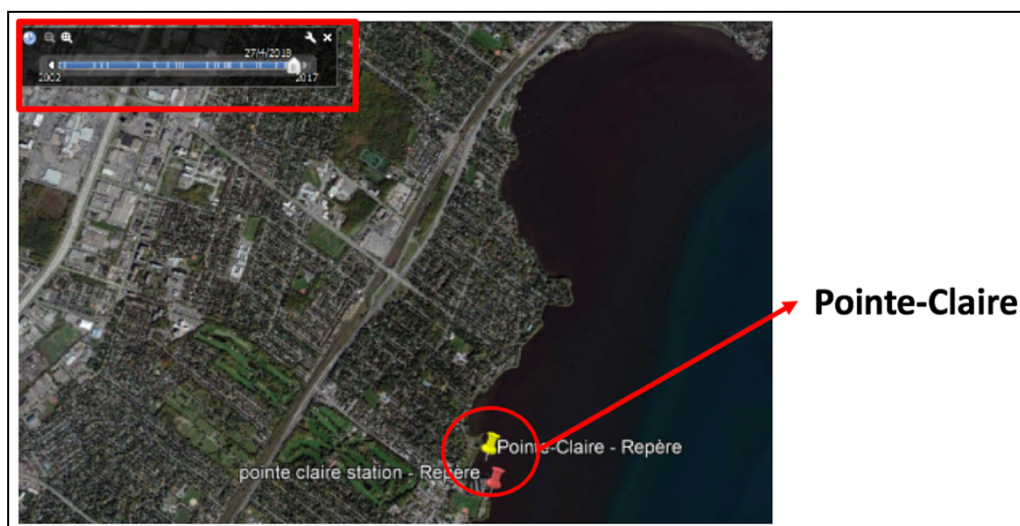


Figure 4-13 : Photographie datée du 27/04/2018 au niveau de la prise de Pointe-Claire tirée de *Google Earth Pro*

Une série de photographies au niveau de la prise d'eau de Pointe-Claire est disponible sur *Google Earth Pro*. Sur chacune de ces photographies, il est possible de mesurer la distance séparant la prise

d'eau (dont les coordonnées ont été fournies par la ville de Montréal) et la berge. Par soucis d'homogénéité dans l'application, la distance a été mesurée dans l'exacte même direction. Les statistiques sur les distances mesurées sont présentées au tableau 4-2.

Tableau 4-2 : Statistiques de la série de données de distances mesurées à Pointe-Claire

Valeur moyenne (m)	78,6
Valeur la plus basse observée (m)	69,9
Valeur la plus haute observée (m)	82,2
Écart type relatif (%)	0,05

Sachant que la prise d'eau de l'usine de Pointe-Claire est située dans une zone laceuse du Saint-Laurent, le diviseur P est égal à 1000. La valeur de l'indice de profondeur est donc 0,93.

4.2.1.3 Résultats des calculs d'indice de distance pour les prises de Montréal et de Laval

En utilisant la même méthode que pour Pointe-Claire, il est possible de calculer l'indice de distance pour les autres prises de Montréal et de Laval (Figure 4-14).

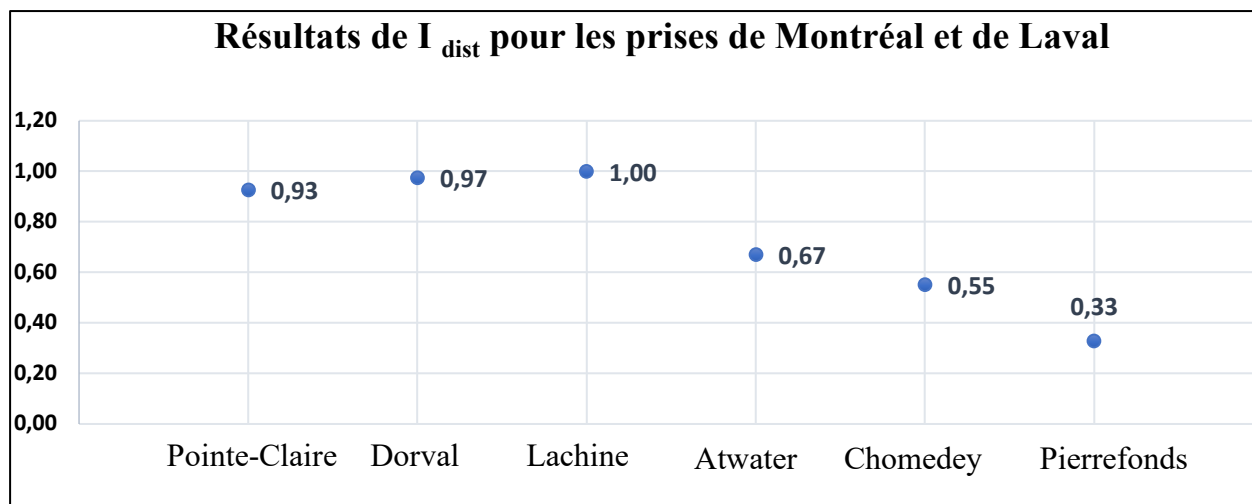


Figure 4-14 : Résultats obtenus pour l'indice de distance pour les prises de Montréal et Laval

L'indice proposé peut être comparé avec celui développé par Baird dans le cadre de l'évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau de la Ville Ottawa. L'indice est calculé comme il suit

$$C_{dist} = 1,0 - \frac{0,1 \cdot D}{1000}$$

(Équation 4-8 Indice de distance de la prise d'eau de Baird et al 2010)

D : distance de la prise avec la berge (m)

L'indice de distance utilisé par Baird, 2010 (équation 4-8) donne des valeurs comprises entre 0.96 et 1.00 selon les prises d'eau étudiées (figure 4-15). De manière analogue à l'indice de profondeur développé par Baird and Associates Coastal Engineers Ltd (2010a), ce calcul ne prend pas en compte la variabilité de la largeur du cours d'eau selon les périodes de l'année. L'indice que nous avons développé est plus adapté aux prises d'eau de la grande région de Montréal.

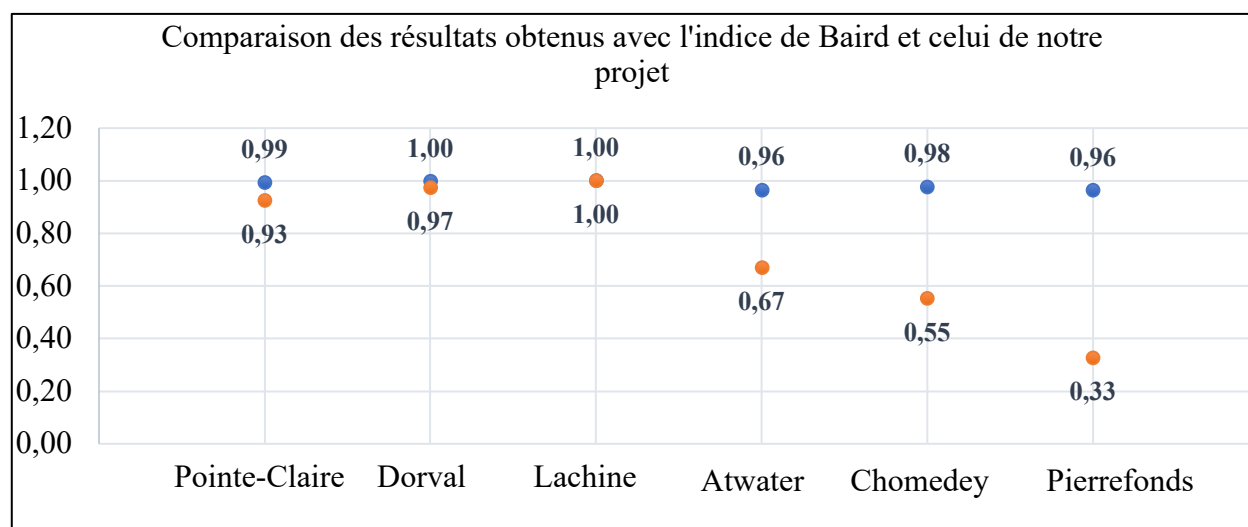


Figure 4-15 : Comparaison des résultats obtenus avec différents indices de distance (bleu indicateur Baird et orange indicateur I_{dist})

4.3 Indice de vulnérabilité pour les menaces avérées

Le retour d'expériences est utilisé pour tenir compte des problèmes de type qualitatif s'étant déjà produits à la prise d'eau. Il s'agit de prendre en considération les rejets de rive pouvant influencer directement la qualité de l'eau brute au niveau de la prise d'eau (valeurs exceptionnelles de concentrations de contaminants répertoriées imputables à des rejets de rive). Des exemples d'éléments pouvant être pris en compte sont :

- Rejets de station d'épuration (STEP) en amont des prises d'eau (ex. pointes de contamination dues à des défaillances du traitement de la STEP combinées à des conditions

hydrodynamiques du cours d'eau, bris d'une conduite du réseau d'égout, effet cumulatif de plusieurs rejets d'eaux usées traitées et non traitées en amont...)

- Débordements d'eaux usées
- Rejets de procédés industriels et ruissellements d'aire industrielle (ex. déversement/ruissellement de kérosène depuis une zone aéroportuaire)
- Déversements accidentels d'essence depuis des stockages de carburant et d'axes routiers
- Déversement de produits raffinés depuis un pipeline

L'historique des événements enregistrés à la prise d'eau est ensuite pris en compte :

- Une valeur de 0,8 est attribuée quand il n'y a pas de problème connu avec la qualité de l'eau à la prise.
- Une valeur de 1,0 est attribuée lorsqu'il y a des problèmes persistants ou chroniques.

4.4 Avantages et limitations de l'utilisation l'indices simplifiés pour la vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau

L'utilisation d'indices est pratique car ils permettent une estimation de la vulnérabilité des prises tout en évitant la réalisation de calculs complexes et fastidieux. Néanmoins, ils ne sont pas garants d'une réalité physique avérée. En effet, afin d'appliquer ces indices, nous avons posé comme hypothèse de base que plus les prises sont profondes et loin des berges, moins elles sont vulnérables aux rejets de rive et de proximité issus des BDU. Or, cela ne tient pas compte de la notion de panache. En effet, au moment du rejet, le flot de contaminant suit une trajectoire (panache) dictée par les mécanismes de propagation des contaminants (advection, dispersion, sorption, sédimentation, remise en suspension, survie) (Dorner et al., 2006). Il serait donc intéressant de pouvoir prédire ces zones de propagation afin de comprendre au mieux les conséquences des rejets de rive sur l'environnement aquatique d'autant plus que l'effet cumulatif des rejets a été démontré (Jalliffier-Verne et al., 2016). L'intérêt supplémentaire de la détermination de ces zones serait la capacité de prédire les distances minimales de mélanges verticales et horizontales et de pouvoir en tirer des indices (McQuaid et al., 2016).

Idéalement un modèle hydrodynamique permettrait de prédire ce mélange en fonction des conditions hydrologiques. Toutefois, un modèle n'étant pas toujours disponible, certaines approches simplifiées ont été appliquées dans la communauté européenne. Le travail de (Jirka et

al., 2004) permet une prédiction rapide des zones de propagation des contaminants issus d'une source de pollution ponctuelle dans une rivière située en rive. Les zones de propagation sont définies par les distances verticale et horizontale de mélange complet. Cette prédiction se fonde sur certaines caractéristiques du milieu récepteur et de son type d'écoulement. L'hypothèse de base de ces équations est une largeur du cours d'eau moyenne bien supérieure à la profondeur moyenne.

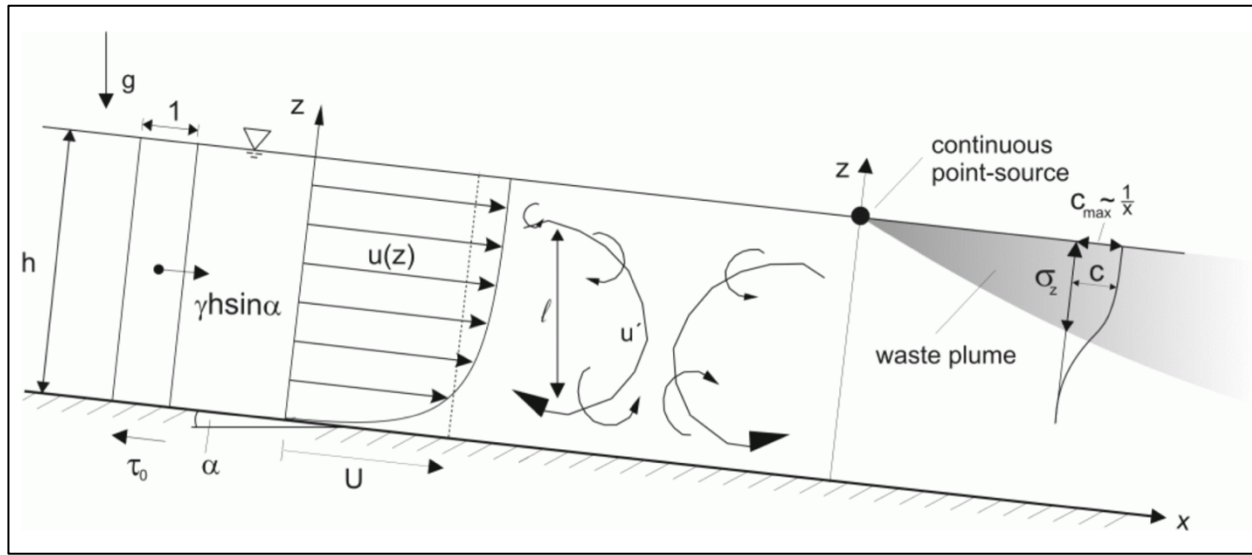


Figure 4-16 : Propagation d'un effluent dans le milieu récepteur (Jirka et al 2014)

1. Distance minimale de mélange vertical :

Le point de mélange vertical complet correspond au point où la concentration au fond du milieu récepteur est égal à 90% de la concentration en surface. La distance minimale de mélange vertical correspond à la distance entre ce point et la localisation du rejet et est définie par l'équation 4.9.

$$L_{mv} = 50 * (\text{Profondeur moyenne de l'eau}) \text{ (m)} \quad (\text{Équation 4-9})$$

Cette équation est le résultat des conditions suivantes :

- L'angle vertical (voir la figure) $\alpha_z = 0,07 \pm 50\%$ (Rutherford, Zuur, & Race, 1994)
- Une forte rugosité du fond
- Un cours d'eau large (profondeur moyenne inférieure à la largeur moyenne)

2. Distance minimale de mélange horizontal :

À partir d'un point spécifique, la concentration en contaminant est uniforme sur toute la section transversale du cours d'eau. La distance minimale de mélange horizontale est la distance entre ce point et la localisation du rejet. Elle est définie par l'équation 4.10:

$$L_{mh} = 8 * \frac{\text{largeur moyenne de la rivière}}{\text{profondeur moyenne de l'eau}} * \text{largeur moyenne de la rivière} \quad (\text{m}) \quad (\text{Équation 4-10})$$

Cette équation est le résultat des conditions suivantes :

- L'angle horizontal (voir la figure) $\alpha_z = 0,5 \pm 50\%$ (Fisher, List, Koh, Imberger, & Brooks, 1979)
- Une forte rugosité du fond
- Un cours d'eau large (profondeur moyenne inférieure à la largeur moyenne)

Il est intéressant de noter que ces distances sont indépendantes de la vitesse d'écoulement de l'eau et sont uniquement fonction de la morphologie du cours d'eau. Les constantes (50 et 8) des équations résultent d'hypothèses et de simplifications sur les caractéristiques du cours d'eau et de ses courants (la vitesse d'écoulement, la vitesse de cisaillement et autres paramètres étant interdépendants).

Ces formules ont été appliquées à la rivière des Prairies où se situent les prises d'eau potable de la ville de Laval et en particulier à la prise de Chomedey. Cette rivière est large d'en moyenne 350 mètres et profonde de 5 mètres. Les résultats sont donnés au tableau suivant 4-3.

Tableau 4-3 : Calcul des distances minimales de mélange pour la rivière des Prairies en amont de la prise d'eau de Chomedey

Distances minimales de mélange pour la Prise de Chomedey (rejet en rive)	Valeurs (m)
Par rapport au rejet sur la rive de Laval	$L_{mh} \text{ (Chomedey)} = 2\,409 \text{ m}$ $L_{mv} \text{ (Chomedey)} = 885 \text{ m}$
Par rapport au rejet sur la rive de Montréal	$L_{mh} \text{ (Chomedey)} = 73\,041 \text{ m}$ $L_{mv} \text{ (Chomedey)} = 885 \text{ m}$

Les résultats calculés au tableau 4.3 montrent que la distance minimale de mélange horizontale est très supérieure à celle verticale. Un premier constat possible serait que le mélange vertical est assez rapide puisqu'il se ferait en moins d'un kilomètre. Ceci implique qu'une dilution importante s'effectue pour les rejets en amont localisés à plus d'1 km mais que la prise d'eau risque d'être impactée par des rejets de rive non dilués plus proche. En revanche, la zone de mélange horizontale est très variable (2,4 km pour les rejets du côté Laval et 73 km pour ceux de Montréal), ce qui suggérerait qu'un impact des rejets de Montréal est quasi impossible.

Force est d'ajouter qu'il existe 35 ouvrages de débordement en amont de Chomedey sur les berges de Laval et 19 à Montréal. Il est également important de noter que ces rejets ne sont pas tous en rive et que leur localisation est un facteur important à considérer. Le modèle exposé considère un rejet en rive. L'article mentionne néanmoins que les distances minimales de mélange seraient influencées par la localisation des points de rejet. Notamment, la distance minimale de mélange horizontale serait divisée par 4 dans le cas de points de rejet directement situés au milieu du cours d'eau (largeur moyenne de la rivière divisée par deux). De plus, ces distances peuvent également être fortement surestimées dans le cas d'écoulements très turbulents et sous-estimées dans le cas d'écoulements très lents. À noter que les différences de conditions climatiques entre l'hiver (dû au couvert de glace) et l'été peut également impacter les conditions d'écoulement. Les distances ainsi calculées peuvent ainsi être très variables. Il ne serait donc pas judicieux d'écarter l'impact que pourrait avoir les rejets issus de Montréal sur les prises de Laval.

À la lumière des éléments précédents, quelques conclusions quant à l'importance relative de la distance de la rive et de la profondeur peuvent être tirées :

- Les distances minimales de mélange vertical sont relativement courtes. L'équation simplifiée de Jirka et al. (2004) prend en compte des rejets de rive. Si ce point de rejet est situé plus loin en rivière et en profondeur, ce mélange vertical sera encore plus rapide. Or, les rejets importants ne sont généralement pas situés en rive. Un mélange relativement rapide dans la masse d'eau est important à considérer, car il suggère un impact rapide à la prise d'eau si elle est située en rive en aval du point de rejet du même côté de la rivière.
- Ces distances minimales de mélange pourraient être utiles si nous pouvions prédire de manière simple la décroissance verticale et horizontale de la concentration en contaminant dans le panache.

Une modélisation hydrodynamique semble être la meilleure solution, bien que techniquement plus compliquée et coûteuse. Les travaux de Jalliffier-Verne et al. (2013) montrent bien les trajets des contaminants dans l'eau et leurs effets cumulatifs tout au long de leur parcours. Cet outil présente une réelle aide à la décision pour les responsables.

Dans ce contexte, nous n'avons pas retenu la notion de panache dans cette méthode d'évaluation de la vulnérabilité des prises. D'autant plus que cette méthode se veut être une méthode simplifiée à la portée de tous les utilisateurs. L'indice proposé tient compte de (1) la distance entre le rejet et la prise d'eau, ce qui prend en compte de façon simplifiée la progression mélange horizontal ; et (2) la profondeur, qui tient compte de façon simplifiée du mélange vertical. Avec une profondeur de 15 m ou plus, on peut poser qu'un mélange significatif aura réduit les concentrations présentes à la prise d'eau.

Un logiciel CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System) permet néanmoins d'analyser, de prédire et de modéliser les rejets dans un cours d'eau (Doneker & Jirka, 2001). Il s'agit d'une modélisation des limites de panaches incluant des informations concernant l'état de dilution du rejet. L'utilisation d'un tel logiciel (utilisé spécifiquement pour chaque prise étudiée) pourrait apporter des compléments d'information plus facilement intégrables dans la méthodologie développée dans ce projet.

4.5 Prise en compte des changements climatiques

Les changements climatiques se matérialisent par une hausse de la température à échelle planétaire, une hausse des précipitations (notamment en hiver), plus d'événements extrêmes et une accentuation des périodes sèches pendant l'été (Allard et al., 2010). Un rapport d'Ouranos (2015) fait état, pour l'ensemble des régions du Québec, d'une hausse généralisée des températures et des précipitations induisant des répercussions sur la distribution des ressources en eau au Québec à horizon 2050. Les différentes projections prévoient ainsi des crues printanières hâtives et réduites, des étiages plus sévères et un changement dans l'intensité et la fréquence des crues estivales et automnales (Ouranos, 2015). Ces changements auront pour effet la modification de l'hydraulicité du bassin des Grands Lacs (modification assumée par le Great Lakes Environmental Research Laboratory (2003).

Parmi les conséquences du changement climatique, il y aura les effets dus aux modifications hydrauliques du cours d'eau. Comme principe de base, il est supposé que des grandes

concentrations de contaminants au niveau de la prise d'eau peuvent être imputées au processus de dispersion, à la localisation des ouvrages de débordement, à la période de l'année ainsi qu'à la concentration initiale de contaminants au point de déversement. Les changements de débit impactent donc qualitativement les eaux brutes de la prise d'eau sur la base de deux phénomènes : la dilution et la dispersion. En effet, un fort débit dans le cours d'eau peut entraîner une forte concentration de contaminants à la prise d'eau car ceux-ci sont transportés plus rapidement qu'ils ne sont dilués (dispersion plus forte que dilution) ; alors que pendant les périodes d'étiage, les contaminants sont faiblement dilués mais faiblement dispersés aussi (Jalliffier-Verne et al., 2015). Les travaux de thèse de (Jalliffier-Verne, 2015) posent ainsi le postulat qu'au regard des impacts du changement climatique sur l'hydraulicité, les charges produites par les débordements mesurées à la prise d'eau potable seraient supposées augmenter. Néanmoins, celle-ci arrive à la conclusion que les changements de débit prévus ont pas ou peu d'impact sur la qualité de l'eau brute.

Avec les changements climatiques, d'autres menaces sont à prévoir comme l'augmentation des risques microbiologiques avec une augmentation de la turbidité et des pollutions fécale et chimique. De manière générale, il s'agit de souligner que l'augmentation prévue des précipitations entraînerait potentiellement une augmentation de la fréquence des débordements, des surverses d'orages et du ruissellement. L'augmentation de ces trois derniers points aurait comme conséquence une augmentation des sources de pollution diffuses et une dégradation de la qualité de l'eau au niveau des berges après des événements pour la prise d'eau principale de la Ville de Montréal (Barbeau, Carrière, & Prévost, 2006). Pour le cas des ouvrages de débordements, Schroeder et al. (2011) pose le postulat qu'il existe une hauteur critique de pluie à partir de laquelle un événement de débordement a une forte probabilité de se produire à l'endroit d'un ouvrage spécifique. La détermination de cette hauteur critique est propre à chaque ouvrage de débordement. En utilisant cette hauteur critique et en considérant des précipitations futures (intensité et période de récurrence déterminées dans le contexte du changement climatiques), il serait donc possible de déterminer le changement de fréquence de débordement à l'endroit de chaque ouvrage. Il s'agit d'un travail complexe néanmoins réalisé par Fortier (2013). Dans ses travaux, l'auteur conclut qu'aucune croissance annuelle (moyenne annuelle) serait à prévoir sur la fréquence des débordements dans le futur. Par contre, un changement dans la distribution des débordements au cours de l'année et une augmentation de la durée des débordements d'eaux usées peuvent être à prévoir. L'augmentation potentielle de la durée des débordements est un élément très impactant

pour le milieu récepteur mais difficilement quantifiable dans le cadre de cette analyse de vulnérabilité.

Les modifications au niveau du milieu récepteur et des rejets urbains méritent d'être considérées lors de l'évaluation de la vulnérabilité de la prise face aux rejets de proximité en milieu urbain. Le Guide d'évaluation du RPEP mentionne brièvement les impacts des changements climatiques dans le cadre de l'évaluation de l'indice de vulnérabilité physique de la prise d'eau (Ministère du Développement durable, 2015) :

« L'information rendue disponible par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) inclut des données journalières, des moyennes, des médianes, des minimums et maximums mensuels ainsi que des valeurs d'indicateurs de débit d'étiage pour plusieurs stations hydrométriques du Québec méridional. Le Ministère fournit aussi des projections en regard des changements possibles de débit (en %) dus aux changements climatiques. Selon les résultats de modélisation hydrologique obtenus à ce jour par le CEHQ sur la base des données de projection climatique actuellement disponibles, les débits d'étiage d'été ou d'automne des cours d'eau du Québec méridional auront tendance à diminuer en raison des changements climatiques (Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), 2015). Cette baisse des débits d'étiage sera nécessairement accompagnée d'une baisse des niveaux d'eau dans les cours d'eau. »

D'autres programmes d'évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau obligent à la prise en compte des impacts des changements climatiques dans la réalisation (1) des bilans hydriques et (2) des bilans sur la qualité des eaux brutes (Government of Ontario, 2009c).

Les impacts du changement climatique étant trop complexes à quantifier et à intégrer directement dans notre analyse, nous avons considéré la vulnérabilité qualitative et quantitative de la prise d'eau dans les prochaines années grâce à l'emploi du facteur de variabilité σ . En effet, ce facteur a pour objectif d'intégrer dans les indices la variabilité hydraulique du milieu dans lequel se trouve la prise d'eau. Cette variabilité peut être imputable aux saisons (crue printanière, étiage estival, fonte des glaces...) mais également aux changements climatiques. Il est ainsi possible d'ajuster le facteur de variabilité afin que celui-ci soit plus représentatif d'une variabilité due aux changements climatiques que d'une variabilité saisonnière. Ceci requière néanmoins une campagne de mesure et une projection spécifique pour chaque prise. L'atlas hydroclimatique mis au point par le (Centre

d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), 2015) (quantifiant les impacts du changement climatique sur l'hydraulique du Québec méridional) donne de bonnes projections à l'horizon 2050 pour les zones spécifiquement étudiées. Ces projections peuvent être incluses dans le calcul du facteur de variation pour ces régions. Les régions de Laval et de Montréal ne font néanmoins pas partie de ces zones spécifiquement étudiées.

CHAPITRE 5 ÉVALUATION DE LA MENACE : REJETS DE BASSIN DE DRAINAGE URBAIN (BDU)

5.1 Contexte et objectifs

L'objectif de cette partie est d'évaluer la menace que représentent les débordements d'eaux usées (DEU) sur la qualité des eaux brutes au niveau des prises d'eau potable.

5.1.1 Approche qualitative

Une approche qualitative d'évaluation du potentiel de risque associé aux menaces est préconisée dans le Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec, appelé GUIDE dans la suite du document (Ministère du Développement durable, 2015). Les menaces associées aux activités anthropiques et aux événements potentiels doivent être répertoriées dans les aires immédiate, intermédiaire et éloignée. Une liste non exhaustive des menaces est présentée dans le GUIDE à la section 4.2. Le potentiel de risque des éléments inventoriés doit être évalué en prenant en compte (1) la gravité des conséquences et (2) la fréquence à laquelle les contaminants peuvent être rejetés ou la probabilité qu'un événement ne se produise (figure 5-1).

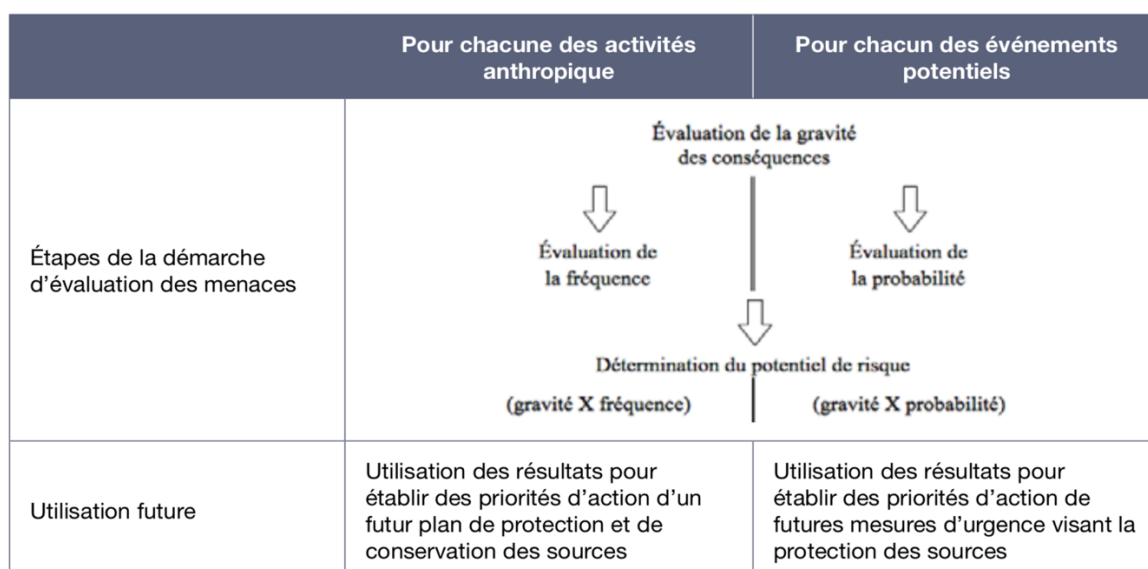


Figure 5-1 : Résumé des étapes de l'approche qualitative d'évaluation du potentiel de risque associé aux menaces associées inventoriées tiré de (Ministère du Développement durable, 2015)

Selon les directives du GUIDE, la gravité des conséquences des éléments inventoriés doit être établie selon les critères présentés au tableau 5-2 tout en tenant compte du pire scénario réaliste (section 4.3.2 du GUIDE) puis, ajustée en tenant compte (1) de la localisation du BDU (aire immédiate, intermédiaire ou éloignée), (2) de la capacité du traitement de l'usine à éliminer les contaminants et (3) des particularités hydrodynamiques locales.

Gravité des conséquences	Définition
Mineure	Problème de qualité de l'eau esthétique ou organoleptique perceptible par les consommateurs, mais pouvant être toléré par ceux-ci ⁴¹
Sérieuse	Problème de qualité de l'eau esthétique ou organoleptique inacceptable pour les consommateurs
Grave	Contamination de l'eau pouvant avoir un effet sur la santé de la population à la suite d'une exposition à long terme (contamination chimique à des concentrations représentant des risques de toxicité chronique)
Catastrophique	Contamination de l'eau pouvant avoir un effet sur la santé de la population à la suite d'une exposition à court terme (contamination microbiologique ou contamination chimique à des concentrations suffisamment importantes pour représenter des risques de toxicité aiguë)

Figure 5-2 : Définitions de la gravité des conséquences d'une activité ou d'un événement
(tableau 29, section 4.3.2, p.75) (Ministère du Développement durable, 2015)

La fréquence des événements doit ensuite être déterminée par l'analyse des données de fréquence de rejet des 5 ou 10 dernières années en fonction des classes présentées à la figure 5-3.

Fréquence	Définition
Très fréquent (≥ 1 fois/semaine)	L'activité libère des contaminants dans l'environnement au moins une fois par semaine; cela inclut les activités qui libèrent des contaminants quotidiennement ou en continu.
Fréquent (≥ 1 fois/année)	L'activité libère des contaminants dans l'environnement au moins une fois par année, ou de façon plus fréquente (mensuelle, trimestrielle, etc.), sans être classée dans la catégorie « très fréquent ».
Occasionnel (> 1 fois/5 ans)	L'activité libère des contaminants dans l'environnement plus d'une fois par période de cinq ans, sans être classée dans la catégorie « fréquent ».
Rare (≤ 1 fois/5 ans)	L'activité libère des contaminants dans l'environnement environ une fois par période de cinq ans ou de façon encore moins fréquente.

Figure 5-3: Catégorie de fréquence de libération des contaminants - tiré de (Ministère du Développement durable, 2015)

Le potentiel de risque de l'activité est alors déterminé par la combinaison des résultats de gravité des conséquences et de fréquence (figure 5-4).

Fréquence	Gravité des conséquences			
	Mineure	Sérieuse	Grave	Catastrophique
Très fréquent (≥ 1 fois/semaine)	Moyen	Élevé	Très élevé	Très élevé
Fréquent (≥ 1 fois/année)	Faible	Moyen	Élevé	Très élevé
Occasionnel (> 1 fois/5 ans)	Très faible	Faible	Moyen	Très élevé
Rare (≤ 1 fois/5 ans)	Très faible	Très faible	Faible	Élevé

Figure 5-4 : Évaluation des potentiels de risque associés aux activités anthropiques tiré de (Ministère du Développement durable, 2015)

Or, les informations disponibles aux municipalités québécoises relatives aux DEU ne sont pas suffisantes pour appliquer cette approche qualitative aux rejets récurrents d'eaux usées rejetés par

un ouvrage de débordement ou par une dérivation à l'usine de traitement. En effet, les principales informations disponibles sur le portail SOMAEU sont les fréquences et les durées des événements aux ouvrages de débordement. Aucun suivi de la qualité de l'eau et peu de suivis de débits et de durées des événements de débordement sont réalisés. De plus, la localisation précise de nombreux points de rejets n'est pas disponible. Les informations disponibles aux municipalités ne sont pas suffisantes pour estimer une concentration d'un contaminant ou d'un groupe de contaminant qui pourraient être transportés au site de prélèvement.

Cette constatation montre qu'une nouvelle approche pour évaluer le potentiel de risque avec les informations disponibles est nécessaire.

5.1.2 Approche semi-quantitative

Une approche semi quantitative a été développée dans le cadre de ce mémoire et s'appuie sur l'élaboration d'un indice de débordement. Cet indice est applicable à chaque bassin de drainage urbain (BDU) situé en amont des prises d'eau et non à chaque émissaire de rejet et a pour objectif de caractériser et d'évaluer le risque associé aux rejets d'eaux usées non traitées des BDU sur la prise d'eau.

Les figures 5.5, 5.6 et 5.7 rappellent les différents types de BDU et les différentes sources potentielles de contamination que l'on y retrouve.

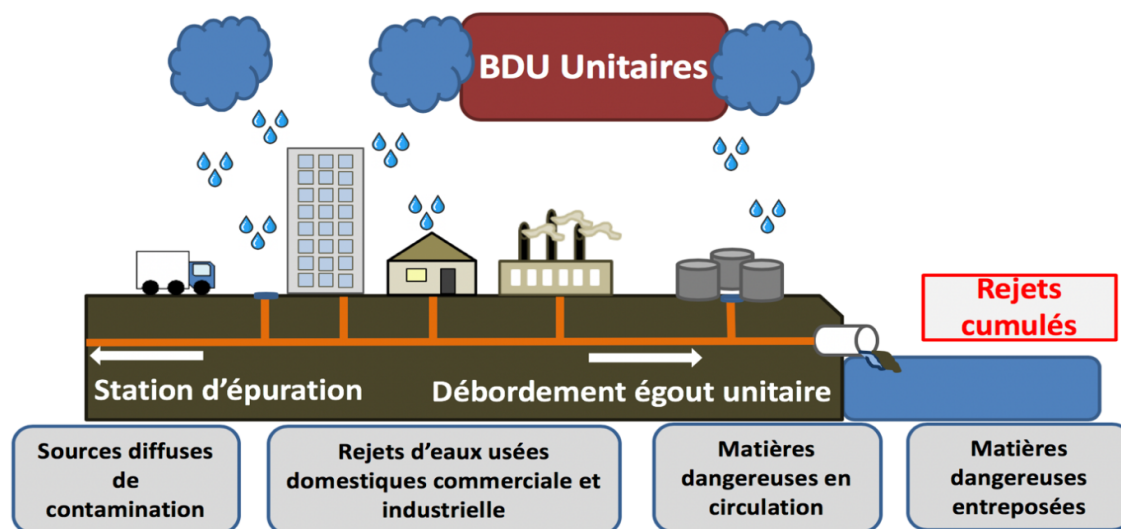


Figure 5-5 : Représentation d'un bassin de drainage (BDU) unitaire et de ses sources potentielles de contamination

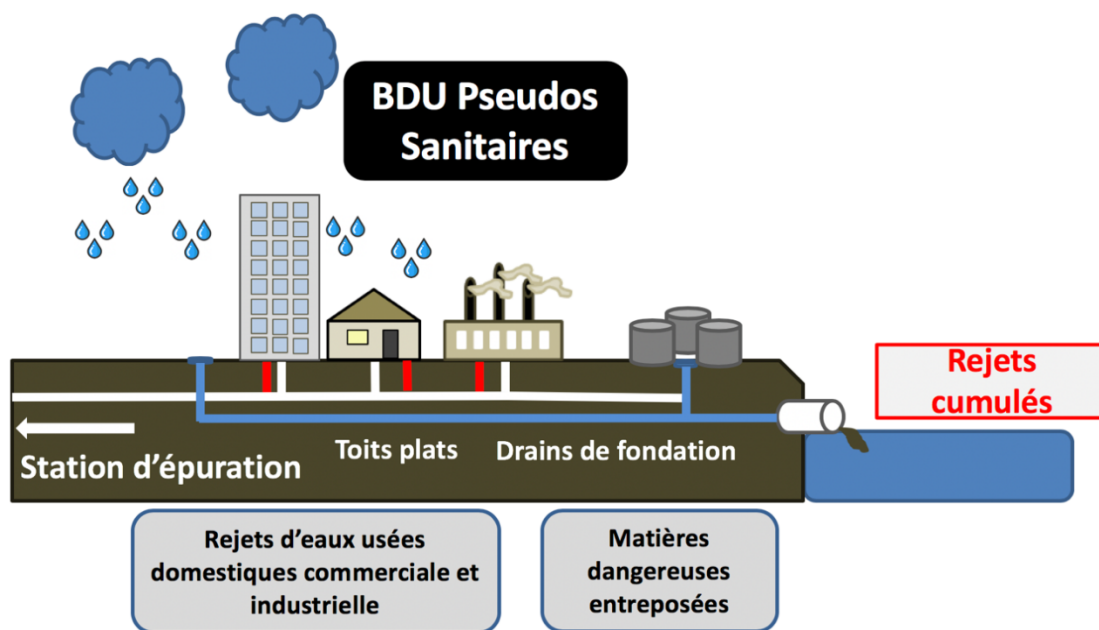


Figure 5-6 : Représentation d'un bassin de drainage (BDU) pseudo-séparatif et de ses sources potentielles de contamination

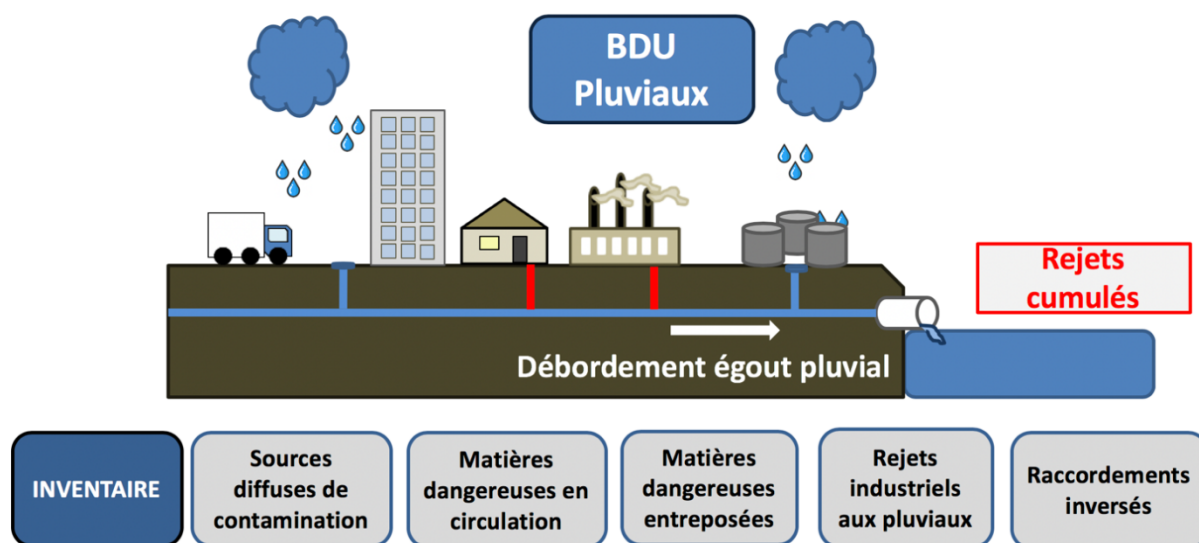


Figure 5-7 : Représentation d'un bassin de drainage (BDU) pluvial et de ses sources potentielles de contamination

Cette première partie a servi de travail de fond pour soutenir l'élaboration d'une fiche de caractérisation des débordements d'eaux usées pour un BDU. Cette fiche sera partagée avec d'autres municipalités et organismes de bassins versants (OBV) et probablement bientôt disponible sur le site du MDDELCC (Annexe 1). Cette fiche fait partie d'un document méthodologique dont l'objectif est d'aider les municipalités dans l'élaboration de l'analyse de vulnérabilité de leur prise d'eau. Ces fiches ont été conçues et testées dans le cadre d'un travail d'analyse réalisées par la CICEP mandatée pour l'analyse de la vulnérabilité des six prises d'eau potable de la ville de Montréal. Les méthodes et indices proposés sont développés pour permettre l'analyse de la vulnérabilité par une municipalité sur son propre territoire, mais aussi pour faciliter l'échange d'informations entre municipalités devant obtenir des informations sur les rejets situés hors de leur territoire mais devant être considérés.

Dans une deuxième partie, l'efficacité d'une méthode simple d'estimation des charges pouvant entrer dans le cours d'eau par le moyen d'un ouvrage de débordements est évaluée sur un secteur pilote. L'objectif de cette partie est une aide à l'évaluation de la gravité d'un rejet pouvant être produit par un BDU. L'objectif de cet effort est de quantifier même sommairement l'importance relative des charges de contaminants rejetés pour informer l'évaluation de leur impact potentiel, faute de données de qualité et de débit de ces rejets.

5.2 Évaluation du potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées

5.2.1 Proposition d'indices de débordement d'eaux usées par BDU unitaire et pseudo-sanitaire dans une aire intermédiaire d'un site de prélèvement

Deux indices sont proposés pour estimer le potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées (DEU) issus d'un BDU dans le cadre des limites des informations disponibles :

- Le premier indice (I_{DEU}) donne un résultat qui permet de comparer le niveau de risque potentiel que peuvent représenter les rejets de débordements d'eaux usées de plusieurs BDU évalués avec le même indice.
- Le deuxième indice ($I_{DEU \text{ Aire Int.}}$) permet une comparaison entre les BDU dans une même aire intermédiaire d'un site de prélèvement.

De plus, nous proposons des méthodologies adaptées aux municipalités québécoises pour l'analyse de leurs propres rejets, mais aussi l'échange d'information entre les municipalités, dans le cas de

BDU impactant plusieurs prises d'eau (ex. échange d'information entre Laval et Montréal concernant des BDU impactant la qualité de l'eau brute de la rivière des Prairies).

5.2.1.1 Paramètres des indices

Les indices de débordements d'eaux usées sont composés des paramètres suivants : le diamètre de la conduite au point de rejet, la distance riveraine entre le point de rejet et le site de prélèvement, la durée cumulée des débordements sur une année en heure (moyenne de 4 années de données consécutives) et la population drainée par le BDU (voir tableau 5.1).

Tableau 5-1 : Description des sources de données et des rôles des différents paramètres proposés dans l'indice de rejet par BDU unitaires et pseudo-sanitaires

Paramètres	Acronyme	Rôle dans l'indice de rejet	Hypothèses posées pour le calcul de l'indice Rejet	Indice de rejet
Diamètre carré des conduites au point de rejet	<i>diamètre²</i>	Représente le flux de débordement d'un rejet au cours d'eau.	La conduite est pleine au moment du débordement	I _{DEU} I _{DEU} Aire Int.
Logarithme népérien de la distance riveraine	<i>Ln (dist riveraine)</i>	Maximise l'impact des points de rejet situés à proximité du site de prélèvement.	- Écoulement est permanent et uniforme, - Des lignes de courant ne se déforment pas et constituent des trajectoires de particules d'eau, - Un débit constant est estimé en régime moyen ou en étiage, * - Débit et hauteur d'eau sont indépendants du temps.	I _{DEU}
Durée cumulée sur une année en heure, moyenne étant faite sur 4 années consécutives *	$\sum$ <i>durée débordement</i>	Simule l'amplitude du déversement d'eaux usées.	Les quatre années suivies sont représentatives des conditions normales de la surverse	I _{DEU} I _{DEU} Aire Int.
Population par BDU	<i>Population_{BDU}</i>	Approximation de la concentration d'eaux usées aux points de rejet	La population n'a pas changé significativement depuis le dernier recensement de Statistique Canada	I _{DEU} I _{DEU} Aire Int.

* Le choix de la valeur de durée de débordement utilisée dans la méthode peut faire l'objet d'adaptations en fonction des données disponibles par la ville. En raison des difficultés techniques de mesure des durées de débordement, il se peut que les données dont disposent les villes ne soient que très récentes (généralement à partir de 2016) et peu fournies. Il s'agira dans ce cas de considérer uniquement les données valides non nulles et de calculer la durée moyenne sur la base de ces données.

Le diamètre de la conduite est mis au carré pour représenter un flux de débordement. La fonction logarithme associée à la distance permet de maximiser l'impact des points de rejet situés à proximité de la prise d'eau. Par exemple, la différence de potentiel de risque entre deux points de

rejet localisés respectivement à 50 m et à 500 m de la prise d'eau est beaucoup plus grande que la différence entre deux (2) points de rejet à 3050 m et à 3500 m de la prise d'eau (Madoux-Humery, Dorner, Galarneau, Prévost, & Sauvé, 2009; Mongelard, 2007). L'importance donnée à l'impact de la distance est justifiée à la section 4.4 par les travaux de Jirka (2004) montrant l'importance du mélange horizontal.

Afin de faire le parallèle entre les paramètres utilisés pour le calcul des indices et les étapes de l'étude qualitative du potentiel de risque préconisée par le guide (section 5.1.1 de ce mémoire), il est important de pointer que :

- La gravité des conséquences des débordements d'eaux usées est prise en compte par le diamètre de la conduite de rejet et par la population du BDU
- La fréquence est représentée par la durées cumulée sur un an des rejets

Calcul de la distance riveraine

La distance riveraine entre la prise d'eau et l'émissaire de rejet des débordements est mesurée à l'aide d'un logiciel d'analyse géospatiale (AutoCAD Map 3D, ArcGIS, QGIS, etc.) à partir d'orthophotos. L'estimation de cette distance est relativement simple, toutefois, dans le cas de berges irrégulières, la distance riveraine peut surestimer la trajectoire du courant des points de rejets hors rive.

Les étapes à suivre sont :

1. Tracer une ligne perpendiculaire à partir d'un émissaire de débordement jusqu'à la rive la plus proche
2. Tracer une ligne perpendiculaire entre le site de prélèvement et la rive la plus proche
3. Mesurer la distance riveraine entre les deux points en rive en suivant la berge pour prendre en considération les lignes d'eau et la trajectoire de l'écoulement.

Calcul de la population résidentielle du BDU

L'étape suivante consiste à définir les aires de chaque BDU de l'aire intermédiaire du site de prélèvement avec un logiciel d'analyse géospatiale. La population de chaque BDU peut être calculée de manière précise grâce à l'utilisation des données de recensement sur les îlots de diffusion (« *territoire dont tous les côtés sont délimités par des rues et/ou des limites de régions* »).

géographiques normalisées. L'îlot de diffusion est la plus petite unité géographique pour laquelle les chiffres de population et des logements sont diffusés. Les îlots de diffusion couvrent tout le territoire du Canada ». Statistiques Canada (Recensement 2016))

Les étapes à suivre sont :

1. Télécharger le fichier de limite cartographique représentant les régions, disponible sur le lien suivant :

<https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/bound-limit/bound-limit-2016-fra.cfm>

Dans l'onglet « option pour fichier de limite », choisir la langue et le format de votre choix (Figure 5-8). Puis dans l'onglet « fichier de limite », choisir « îlot de diffusion » (Figure 5-9).

The screenshot shows the Statistics Canada website interface. At the top, there is a header with the Canadian flag, the text 'Statistique Canada' and 'Statistics Canada', and a search bar. Below the header is a navigation menu with tabs: Sujets, Données, Analyses, Références, Géographie, Programme du recensement, Enquêtes et programmes statistiques, À propos de StatCan, and Canada.ca. The main content area has a breadcrumb trail: Accueil → Programme du recensement → Géographie → Fichiers des limites → Recensement de 2016 - Fichiers des limites. The title of the page is 'Recensement de 2016 - Fichiers des limites'. Below the title, there is a paragraph explaining the two types of limit files: cartographic and numeric. The 'Options pour fichiers des limites' section is visible, with a sub-header 'Afin de télécharger ce produit, veuillez sélectionner parmi les choix suivants :'. Under the 'Langue' section, 'Anglais' is unselected and 'Français' is selected. Under the 'Format' section, 'ArcGIS® (.shp)' is selected, 'Geography Markup Language (.gml)' is unselected, and 'MapInfo® (.tab)' is unselected.

Figure 5-8 : Exemple de choix d'option pour les fichiers de limite

Région géographique ou caractéristique hydrographique	Fichier des limites cartographiques	Fichier numérique des limites	Fichier hydrographique
Provinces / territoires	☐	☐	...
Circonscriptions électorales fédérales (Ordonnance de représentation de 2013)	☐	☐	...
Régions économiques	☐	☐	...
Divisions de recensement	☐	☐	...
Régions agricoles de recensement	☐	☐	...
Subdivisions de recensement unifiées	☐	☐	...
Subdivisions de recensement	☐	☐	...
Aires de diffusion agrégées	☐	☐	...
Régions métropolitaines de recensement et agglomérations de recensement	☐	☐	...
Secteurs de recensement	☐	☐	...
Aires de diffusion	☐	☐	...
Îlots de diffusion	☒	☐	...
Localités désignées	☐	☐	...
Centres de population	☐	☐	...
Écoumène de population	☐	...	...
Écoumène agricole	☐	...	...
Régions de tri d'acheminement © 	☐	☐	...

Figure 5-9 : Sélection de « îlot de diffusion » dans l'onglet « fichier de limite »

2. Importer le fichier de limites cartographiques avec le logiciel d'analyse géospatiale sur le document où se trouvent les BDU. Puis découper le fichier de limites cartographiques avec les aires de chaque BDU (Figure 5-10). L'objectif est de définir les îlots de diffusion propres à chaque BDU. De ce découpage, tirer la liste des îlots de diffusion concernés par l'étude, puis l'importer sur Excel.

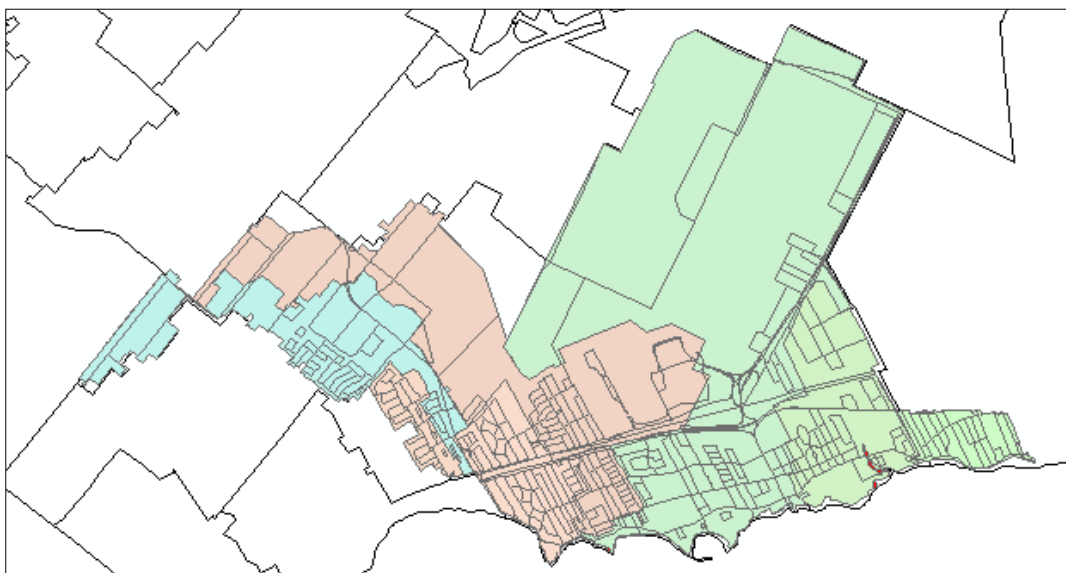


Figure 5-10 : Exemple de découpage du fichier de limites cartographiques avec les aires de BDU (chaque zone de couleur correspond à un BDU, chaque BDU est composé d'îlot de diffusion)

3. Joindre au fichier de limites cartographiques ses attributs géographiques :
 - Télécharger le fichier Excel disponible sur le lien suivant :
<https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/ref/att-fra.cfm>
 - Sélectionner dans ce fichier Excel uniquement les données sur les îlots de diffusion concernés dans l'étude (sélection possible grâce à la liste Excel des îlots de diffusion concernés par l'étude faite à l'étape 2),
 - Créer un nouveau fichier Excel à partir de la sélection.
4. Calculer la population précise de chaque BDU :
 - Pour chaque îlot de diffusion, la population est disponible sous le sigle « DBpop2016/IDpop2016 »,
 - La population totale du BDU est la somme de la population de chaque îlot de diffusion,
 - Pour le cas d'îlot de diffusion non compris entièrement dans le BDU, recalculer la densité de population de l'îlot puis l'appliquer sur la surface de l'îlot comprise dans le BDU.

Nota : Il est possible de calculer la surface de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU grâce aux outils mis à disposition dans le logiciel d'analyse géospatial.

Équation 5-1 : Densité de population

$$\text{Densité de population} \left(\frac{\text{pop}}{\text{km}^2} \right) = \frac{\text{Population totale de l'îlot (ha)}}{\text{Surface totale de l'îlot (km}^2\text{)}}$$

Équation 5-2 : Population de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU

$$\text{Population}_{\text{îlot de diffusion}} = \text{densité de population} \left(\frac{\text{pop}}{\text{km}^2} \right) * \text{surface de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU}$$

5.2.1.2 Indice de débordements d'eaux usées (I_{DEU}) par BDU pour partage intermunicipal

Les étapes proposées sont :

1. Calculer l'indice I_{DEU} via l'équation 5.3. Cet indice permet de calculer un résultat sans unités,
2. Équation 5-3 : Indice de débordements d'eaux usées par BDU

$$I_{DEU} = \text{diamètre}^2 * \sum \text{durée débordement (heure)} * \text{Population}_{BDU}$$

3. Compiler les résultats des indices pour chaque BDU dans un tableau,
4. Évaluer la gravité en fonction des seuils spécifiques à l'indice I_{DEU} expliqués à la section 5.2.2.
5. Transmission de l'information aux autres municipalités.

5.2.1.3 Indice de débordements d'eaux usées (I_{DEU Aire Int.}) par BDU pour l'analyse de l'aire intermédiaire d'un site de prélèvement

Les étapes proposées sont :

1. Calculer l'indice I_{DEU Aire Int.}, via l'équation 5.4,

Équation 5-4 Indice de débordement d'eaux usées par BDU pour l'analyse de l'aire intermédiaire d'un site de prélèvement.

$$I_{DEU \text{ Air Int}} = \frac{\text{diamètre}^2}{\ln(\text{dist riveraine})} * \sum \text{durée débordement (heure)} * \text{Population}_{BDU}$$

2. Compiler les résultats des indices pour chaque BDU dans un tableau

3. Prioriser les BDU en fonction de la gravité des conséquences de leurs débordements au sein de l'aire intermédiaire selon les seuils disponibles expliqués à la section 5.2.2.

5.2.2 Définition des seuils de valeurs des indices I DEU et I DEU aire. Int correspondant aux niveaux de potentiel de risque

De manière à se rapprocher de la démarche proposée par le (Ministère du Développement durable, 2015), des valeurs seuil des indices correspondant à un niveau de potentiel de risque sont proposées en fonction de la présence du rejet de débordement d'eaux usées dans l'aire immédiate ou intermédiaire et de ses caractéristiques. Cette approche permet de quantifier le niveau de potentiel de risque que représentent les BDU et de les prioriser entre eux, il faut ensuite comparer les résultats obtenus aux seuils disponibles au Tableau 5-4.

Les résultats des indices n'étant pas compris dans un intervalle fixe, il s'agit de déterminer des classes de valeurs correspondant à des niveaux de gravité afin de pouvoir analyser les résultats obtenus pour chaque BDU. Conformément aux préconisations du guide du RPEP, quatre seuils de risques ont été déterminés (risques faible, moyen, élevé et très élevé).

Afin de déterminer ceux-ci, chacun des paramètres intervenant dans les calculs des indices ont fait l'objet d'une analyse dont ont résulté les choix de valeurs seuil (tableau 5.2). Par soucis de simplicité, les seuils obtenus ont été arrondis.

Tableau 5-2 : Détermination des seuils de risque pour les différents paramètres des indices I_{DEU} et I_{DEU} Aire int.

	Potentiel de risque faible	Potentiel de risque moyen	Potentiel de risque élevé	Potentiel de risque très élevé
Diamètre (m)	0,9	1	1,2	1,5
$\sum$ durée débordement (heure)	6	26	78	2 017
Population <i>BDU</i> (habitant)	50	1 000	2 500	5 000
Distance riveraine (m)	10000	5000	2000	500
I_{DEU}	250 = $0,9^2 * 6 * 50$	26 000 = $1^2 * 26 * 1000$	280 000 = $1,2^2 * 78 * 2500$	22 700 000 = $1,5^2 * 2017 * 5000$
I_{DEU} Aire Int.	25 = $\frac{0,9^2}{\ln 10000} * 6 * 50$	3 000 = $\frac{1^2}{\ln 5000} * 26 * 1000$	37 000 = $\frac{1,2^2}{\ln 2000} * 78 * 2500$	3 700 000 = $\frac{1,5^2}{\ln 500} * 2017 * 5000$

Concernant la distance et la population, les valeurs ont été choisies en accord avec les données récoltées dans la région de Montréal. Du fait de la grande diversité des BDU étudiés dans cette région, ces données terrain peuvent être considérées comme un échantillon représentatif de la réalité au Québec. En effet, dans l'ensemble des BDU étudiés, la population varie entre 25 et 9 000 personnes. Il peut être supposé que très peu de BDU au Québec draineront une population non comprise dans cet intervalle.

La détermination des seuils pour la durée cumulée des débordements a résulté d'une analyse plus complexe. En effet, il s'agissait de comprendre l'amplitude de cette valeur sur l'ensemble du Québec.

Les données qui ont été prises comme référence et qui ont été travaillées proviennent des « *rapports d'évaluation de performances des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux* » réalisé par le (Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT), 2011, 2012, 2013, 2014). Dans ces rapports sont inclus des rapports d'évaluation des ouvrages de débordement aux Québec. Les données sont disponibles pour 810 réseaux et les ouvrages de débordements sont classés par station d'épuration. Les figures 5.7 et 5.8 illustrent que les informations à disposition sont :

- Nombre d'**ouvrages** de débordement par station de traitement
- Nombre de débordements par station de traitement classé en fonction de la raison du débordement (pluie, fonte des neiges, urgence, autres, temps sec...)
- La durée des débordements par station de traitement classée en fonction de la raison du débordement (pluie, fonte des neiges, urgence, autres, temps sec...) en heure et cumulée sur une année

À partir de ces informations, il est possible de calculer la durée des débordements **par ouvrage** en heure, cumulée sur une année.

Évaluation des ouvrages de surverse pour l'année 2013

Nom de la station	N°	N ^{bre} ouv.	resp. exi.	Note exi.	Données (/60)	Délais (/40)	Note Suivi	Nombre de débordements					
								P	F	U	AUT	TS	X
ABERCORN	46005-2	3	3	100%	60	40	100%	2	0	2	0	0	2
ACTON-VALE	40400-1	7	7	100%	60	36,67	97%	17	0	0	0	0	2
ADSTOCK (SACRÉ-COEUR-DE-MARIE)	31056-1												
ADSTOCK (SAINT-MÉTHODE)	24770-1	1	1	100%	58,75	40	99%	9	13	0	0	0	0
AKULIVIK	99125-1												
ALBANEL	90310-1	2	2	100%	60	36,67	97%	73	52	12	1	0	0
ALBERTVILLE	07025-1												
ALMA	93480-1	15	14	100%	59,25	40	99%	316	61	127	1	0	1
ALMA (GRANDE DÉCHARGE)	93480-2												
ALMA (ISLE MALIGNE)	93480-3	4	4	100%	60	40	100%	113	27	14	0	0	0
ALMA (SAINT-COEUR-DE-MARIE)	93530-1	4	4	100%	60	40	100%	99	24	10	0	0	0
AMOS	84455-1	19	18	98%	58,99	39,32	98%	175	104	48	0	0	2
AMQUI	05430-1	8	7	99%	59,98	36,67	97%	6	1	24	3	0	0
ANGE-GARDIEN	52120-1	3	3	100%	60	36,67	97%	12	4	11	1	0	0
ANGLIERS	85080-1	2	1	95%	60	40	100%	3	0	5	0	0	2
ARMAGH	19037-1	2	2	100%	60	40	100%	0	0	0	0	0	0
ASBESTOS	35700-1	2	2	100%	60	40	100%	25	5	0	0	0	0
ASCOT-CORNER (BD)	36250-1	3	3	100%	60	40	100%	0	0	0	0	0	0
ASCOT-CORNER (EA)	36250-2	1	1	100%	60	40	100%	0	0	0	0	0	0
AUCLAIR	13045-1	1	1	100%	60	30	90%	0	0	0	0	0	0
AUDET	30055-1												
AUPALUK	99105-1												
AYER'S-CLIFF (VL)	37600-1	3	3	100%	60	40	100%	0	0	0	0	0	0
BAIE-COMEAU (MARQUETTE)	97345-2	4	4	100%	56,12	36,67	93%	3	10	22	6	0	0
BAIE-COMEAU (MINGAN)	97345-1	10	10	100%	56,59	36,67	93%	6	10	35	0	0	2
BAIE-DES-SABLES	08080-1	2	2	100%	60	36,67	97%	0	0	0	0	0	0
BAIE-DU-FEBVRE (1993)	50100-1	1	1	100%	60	40	100%	0	0	0	0	0	0
BAIE-JOHAN-BEETZ	98035-1	2	2	100%	60	6,67	67%	0	0	2	0	0	0
BAIE-SAINT-PAUL (RIV.DU-GOUFFRE)	12350-1	3	3	100%	60	23,33	83%	1	0	3	2	0	2
BARRAUTE	88022-1	5	5	99%	59,23	36,15	95%	30	66	2	0	0	0
BÉARN	85020-1	2	2	100%	60	40	100%	12	16	0	0	0	0
BEAUCEVILLE	23380-1	11	10	96%	59,97	40	100%	44	6	6	5	0	21
BEAUHARNOIS	70180-1	19	17	89%	59,5	20	80%	240	170	25	0	1	0
BEAUHARNOIS (MELOCHEVILLE)	70460-1	5	3	34%	59,42	20	79%	31	44	105	8	1	0
BEAULAC	26200-1	2	1	44%	58,9	36,67	96%	15	7	1	0	0	13

Figure 5-11 : Extrait du rapport d'évaluation des DEU provenant du (Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT), 2011, 2012, 2013, 2014), l'encadré vert contient les noms des stations de traitement et l'encadré rouge le nombre d'ouvrage de débordement par station d'épuration

Évaluation des ouvrages de surverse pour l'année 2013

Nom de la station	N ^{bre} enr.	Nombre (N ^{bre}) et durée (h) des débordements avec enregistreur										
		P (N ^{bre})	P (h)	F (N ^{bre})	F (h)	U (N ^{bre})	U (h)	AUT (N ^{bre})	AUT (h)	TS (N ^{bre})	TS (h)	X (h)
ABERCORN	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ACTON-VALE	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ADSTOCK (SACRÉ-COEUR-DE-MARIE)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ADSTOCK (SAINT-MÉTHODE)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AKULIVIK	0											
ALBANEL	2	73	431,87	52	826,73	12	60,75	1	0,52	0	0	0
ALBERTVILLE	0											
ALMA	15	316	956	61	433,8	127	1021,8	1	0,5	0	0	0,7
ALMA (GRANDE DÉCHARGE)	0											
ALMA (ISLE MALIGNE)	4	113	712	27	225,9	14	114,2	0	0	0	0	0
ALMA (SAINT-COEUR-DE-MARIE)	4	99	406,7	24	150,6	10	173,2	0	0	0	0	0
AMOS	13	151	491,33	101	940,43	46	746,03	0	0	0	0	3
AMQUI	6	0	0	0	0	3	38	0	0	0	0	0
ANGE-GARDIEN	2	10	60,16	2	19,3	11	82,53	1	9,24	0	0	0
ANGLIERS	1	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5
ARMAGH	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ASBESTOS	1	25	141,97	5	30,47	0	0	0	0	0	0	0
ASCOT-CORNER (BD)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ASCOT-CORNER (EA)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AUCLAIR	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AUDET	0											
AUPALUK	0											
AYER'S-CLIFF (VL)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAIE-COMEAU (MARQUETTE)	2	1	0,4	9	144,83	16	98,41	6	61,58	0	0	0
BAIE-COMEAU (MINGAN)	6	4	6,72	7	60,75	20	78,84	0	0	0	0	9,5
BAIE-DES-SABLES	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAIE-DU-FEBVRE (1993)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAIE-JOHAN-BEETZ	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAIE-SAINT-PAUL (RIV.DU-GOUFFRE)	3	1	3,2	0	0	3	9,5	2	2,9	0	0	3,9
BARRAUTE	1	8	63	20	278,1	2	25,3	0	0	0	0	0
BÉARN	1	11	64,27	16	233,02	0	0	0	0	0	0	0
BEAUCEVILLE	7	21	35,93	5	32,35	2	3,37	0	0	0	0	15,09
BEAUHARNOIS	8	98	237,7	101	383,9	0	0	0	0	0	0	0
BEAUHARNOIS (MELOCHEVILLE)	1	13	42	18	97,2	0	0	0	0	1	3	0
BEAULAC	1	14	165	7	96,8	1	15,6	0	0	0	0	138,6

Figure 5-12 : Extrait du rapport d'évaluation des surverses provenant du (Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT), 2011, 2012, 2013, 2014) représentant les durées de débordements cumulées en heure sur une année, classement des débordements par station de traitement

Cette opération est réalisée avec les données de 4 années consécutives (2010, 2011, 2012, 2013). On obtient donc 4 fichiers comportant des durées de débordement par ouvrage de débordement (classé par station d'épuration). À partir de ces fichiers, il est possible d'en créer un cinquième dont les entrées sont les ouvrages de débordements (classé par station de traitement) et une durée de débordement correspondant à la moyenne des durées de débordement obtenues précédemment entre 2010 et 2013.

À partir de cette nouvelle série de données obtenue, on a appliqué une étude statistique représentant la répartition des données. La répartition des valeurs est représentée par le tableau 5.3.

Tableau 5-3 : Répartition des durées de débordement au Québec (MAMOT 2011, 2012, 2013, 2014)

Répartition des durées des débordements au Québec (Moyenne des cumulées (h) de 2011 à 2014)	
1 ^{er} quartile	6
2 ^{ème} quartile	26
3 ^{ème} quartile	78
4 ^{ème} quartile	2017

Un BDU est jugé potentiellement plus à risque pour le site de prélèvement en fonction du seuil que les résultats des indices dépassent (Tableau 5-4).

L'indice I_{DEU} (Équation 5.3) génère un résultat qui permet une comparaison du niveau de risque entre des BDU à proximité d'autres sites de prélèvement et dans d'autres municipalités. L'indice $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$ (Équation 5.4) permet de prioriser les BDU unitaires ou pseudo-sanitaires les plus menaçants pour le site de prélèvement étudié.

Tableau 5-4 : Seuil de gravité des conséquences associés aux débordements d'eaux usées par BDU

	Gravité faible	Gravité moyenne	Gravité élevée	Gravité très élevée
I_{DEU}	250	26 000	280 000	22 700 000
$I_{DEU \text{ Aire Int.}}$	25	3 000	37 000	3 700 000

5.2.3 Application à certains BDU de la ville de Montréal

Après avoir conceptualisé les indices de rejets, une étude de cas a été réalisée en les appliquant à des BDU d'une ville partenaire de la CICEP. Par soucis de simplicité, les ouvrages de débordement seront directement identifiés par les BDU qu'ils drainent. La figure 5-13 représente la cartographie des BDU et des ouvrages de débordement qui leur sont rattachés.

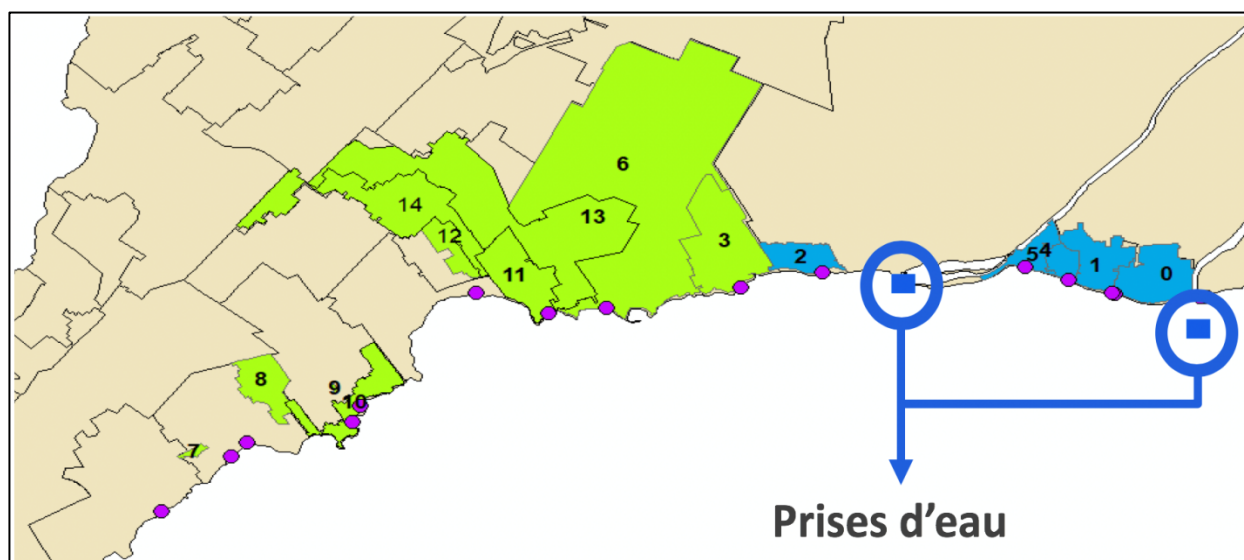


Figure 5-13 : Représentation géographique de certains BDU de Montréal (verts : BDU pseudo unitaires, bleus : BDU unitaires, points violets : ouvrages de débordement)

Après la collecte des informations nécessaires, il est possible de calculer les deux indices de rejets ($I_{\text{BDU Aire Int}}$ et I_{BDU}) pour chacune des deux prises. Les résultats obtenus sont disponibles dans les tableaux 5.5 et 5.6.

Tableau 5-5 : Résultats des indices rejet pour la prise 1

Bassin	$I_{\text{BDU Aire Int}}$	I_{BDU}
2	1966	14 290
3+6	12 161	96 701
11	0	0
13	0	0
12	2 420	21 620
14	0	0
10	0	0
9	18	165
8	292	2 738
7	81	766

Tableau 5-6 : Résultats des indices rejet pour la prise 2

Bassin	<i>I_{DEU Aire Int}</i>	<i>I_{DEU}</i>
2	1 623	14 290
0	317	2 072
1	1 357	10 054
4	88 984	696 104
5	571	4626
3+6	10 755	96 701
11	0	0
13	0	0
12	2 289	21 620
14	0	0
10	0	0
9	17	165

Une fois les résultats obtenus, il s'agit de les comparer aux seuils calculés précédemment. Une fois cela fait, il est possible de représenter cartographiquement le fruit de cette analyse (Figures 5-14 et 5-15).

Il est intéressant de noter qu'après application des seuils, les cartes pour les résultats de I_{DEU} et $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$ sont identiques. Ces cartes ne seront donc représentées qu'une fois pour chaque prise aux figures

Les cartes se comprennent de la manière suivante :

- Vert : potentiel de risque faible
- Jaune : potentiel de risque moyen
- Orange : potentiel de risque élevé
- Rouge : potentiel de risque très élevé
- Hachuré : information non disponible

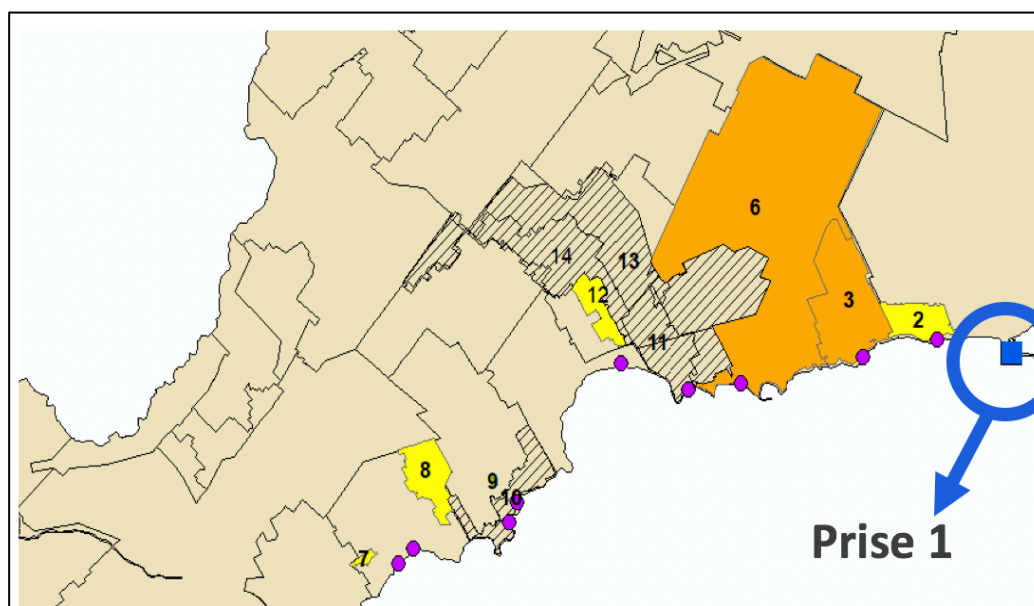


Figure 5-14 : Résultats des indices I_{DEU} et $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$ Pour la prise 1

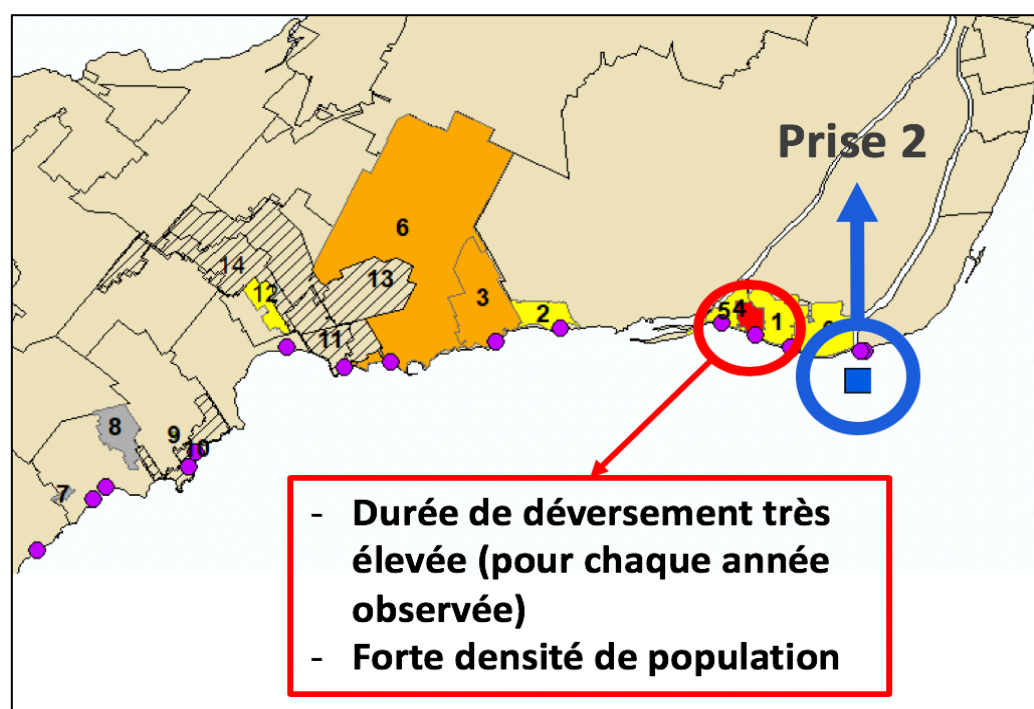


Figure 5-15 : Résultats des indices I_{DEU} et $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$ Pour la prise 2

Les mêmes BDU représentant ressortent de toutes les analyses. En effet, il est possible de conclure que les BDU 3, 4 et 6 représentent un risque plus élevé du fait de la durée cumulée des

déversements ainsi que de l'ampleur de la population desservie (influence la concentration en contaminants des eaux débordées). Les caractéristiques de ces trois BDU sont résumées au Tableau 5.7.

Tableau 5-7 : Caractéristiques des ouvrages de débordement représentant un risque plus élevé parmi les 15 BDU du secteur étudié

# Bassin de drainage drainé	Estimation de la population	Distance entre l'exutoire et la prise d'eau (m) (Prise 2)	Diamètre de la conduite (m)	Durée cumulée (h)
4	4 191	2 497	1,5	73,82
6	6 618	8 032	0,9	9,6
3	5 564	8 032	0,9	9,8

5.3 Méthode simplifiée d'évaluation des volumes des débordements à l'exutoire d'un bassin de drainage urbain

Il s'agit dans cette partie de comprendre et d'évaluer de manière simplifiée un volume d'eaux usées issu d'un BDU pouvant arriver dans un cours d'eau par l'intermédiaire d'un ouvrage de débordement sans passer par la modélisation numérique de la zone urbaine. Il sera de mise d'évaluer le débit maximal de ruissellement de la zone pilote puis le débit sanitaire produit par la population de cette même zone. Le principal outil de la partie est un logiciel de traitement d'information géographique (ArcGIS).

5.3.1 Zone pilote

La zone pilote est un bassin de drainage urbain d'une superficie de 345 ha, situé dans la grande région de Montréal (figure 5-16). La zone est caractérisée conjointement par son réseau de drainage et par son occupation du sol et est subdivisée en douze (12) sous-bassins de drainage.



Figure 5-16 : Représentation de la zone pilote et localisation par rapport au cours d'eau

5.3.1.1 Le réseau de drainage

Le réseau de drainage se définit en deux parties. Une première partie de la zone est drainée par un réseau unitaire (48 sous-bassins pour la partie unitaire) alors que la deuxième est drainée par un réseau pseudo-séparatif (121 – 48) (figure 5-16). Les eaux sanitaires ainsi que les eaux issues des toits plats et des drains de fondation de la partie pseudo-séparative sont acheminées vers le réseau unitaire alors que les eaux de ruissellement de cette partie sortent de notre étude. Les eaux ainsi regroupées dans la partie unitaire sont ensuite dirigées vers la station d'épuration au moyen d'un intercepteur. À la jonction du réseau de drainage de la zone d'étude et de l'intercepteur, se trouve une structure de dérivation. En période de pluie ou de fonte des neiges, lorsque le niveau des eaux usées dépasse un seuil, le surplus d'eaux usées est évacué dans le cours d'eau via la conduite de débordement. Ces eaux se déversent sans traitement dans le cours d'eau le plus proche. La figure 5.17 résume ce procédé.

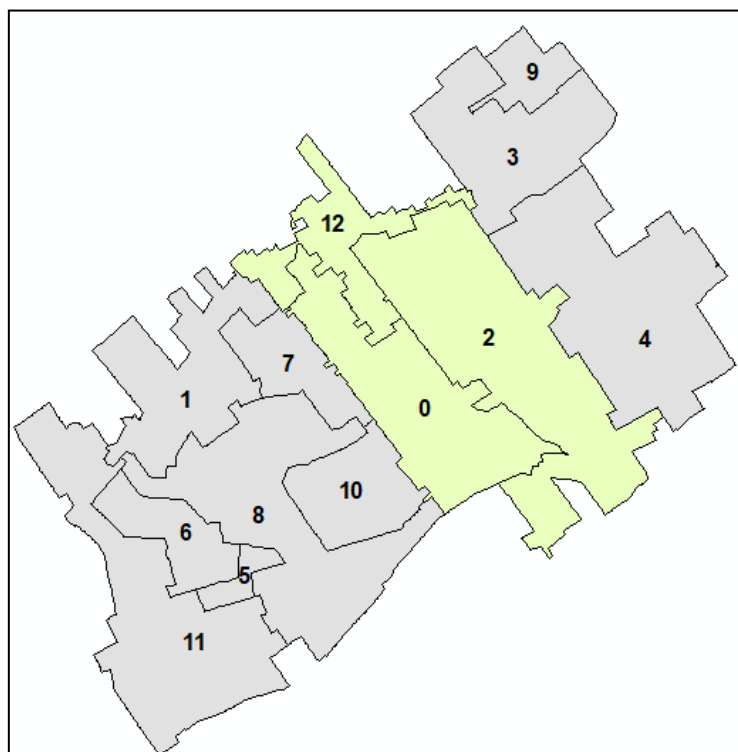


Figure 5-17: Représentation des différents types de sous-bassins de la zone pilote numérotés de 0 à 12 ; en vert la partie unitaire et en gris la partie pseudo-séparative

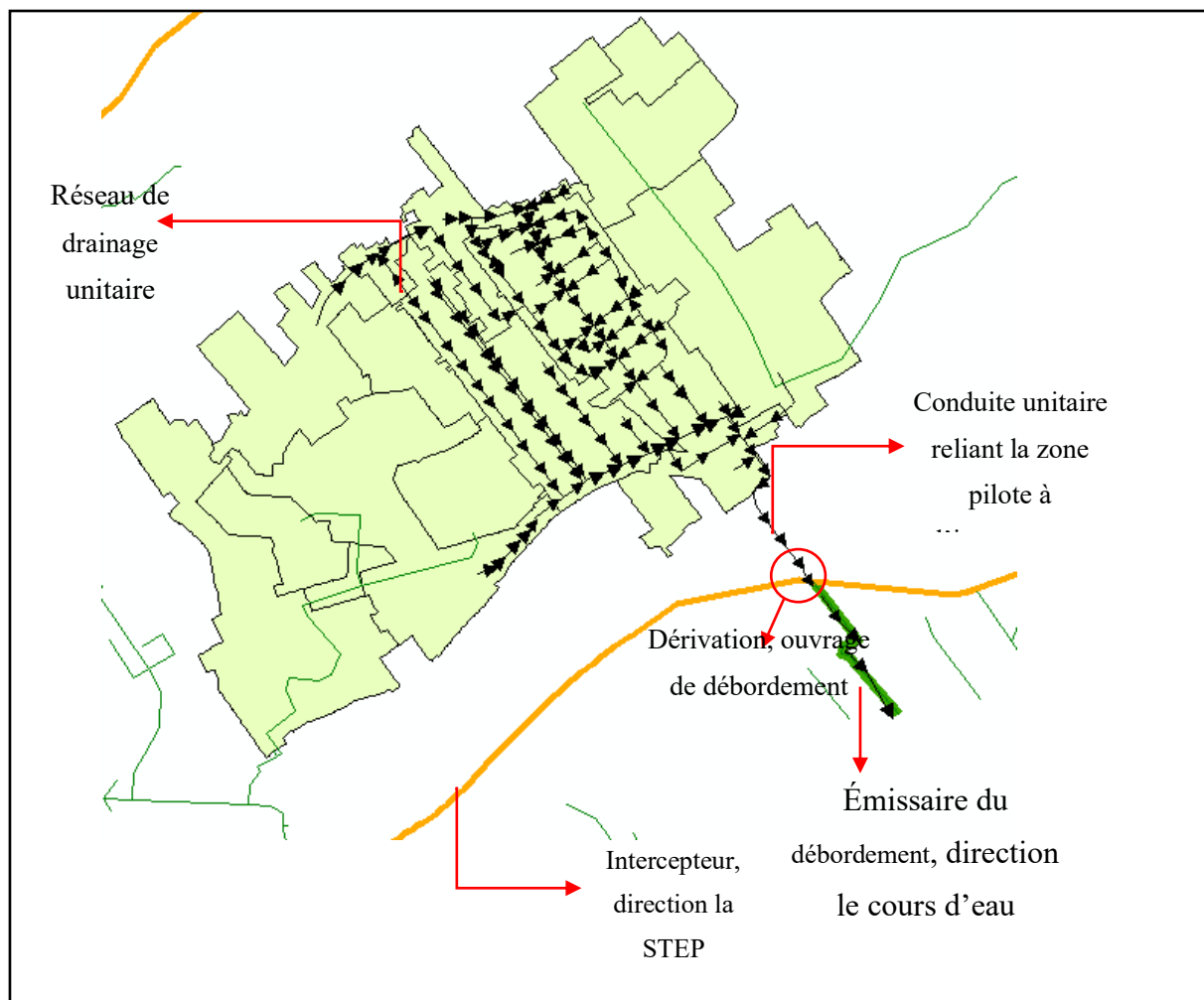


Figure 5-18 : Représentation de l'évacuation des eaux usées de la zone pilote

À la lumière du fonctionnement du drainage de la zone pilote, nous prendrons en compte dans notre étude les eaux de ruissellement de la partie unitaire ainsi que les eaux sanitaires des parties pseudo-séparatives et unitaires.

5.3.1.2 L'occupation du sol

L'occupation du sol de la zone a été déterminée grâce aux données ouvertes de la ville partenaire. Ces données sont exportables sous format shapefile compatible avec le logiciel de traitement ArcGIS. La figure 5.4 illustre cette occupation du sol pour la zone. Il est à noter que la zone est

majoritairement résidentielle (68.5%), 20% institutionnel et commercial, 11% terrains non aménagés et 0.5% industriels (Madoux-Humery 2015).

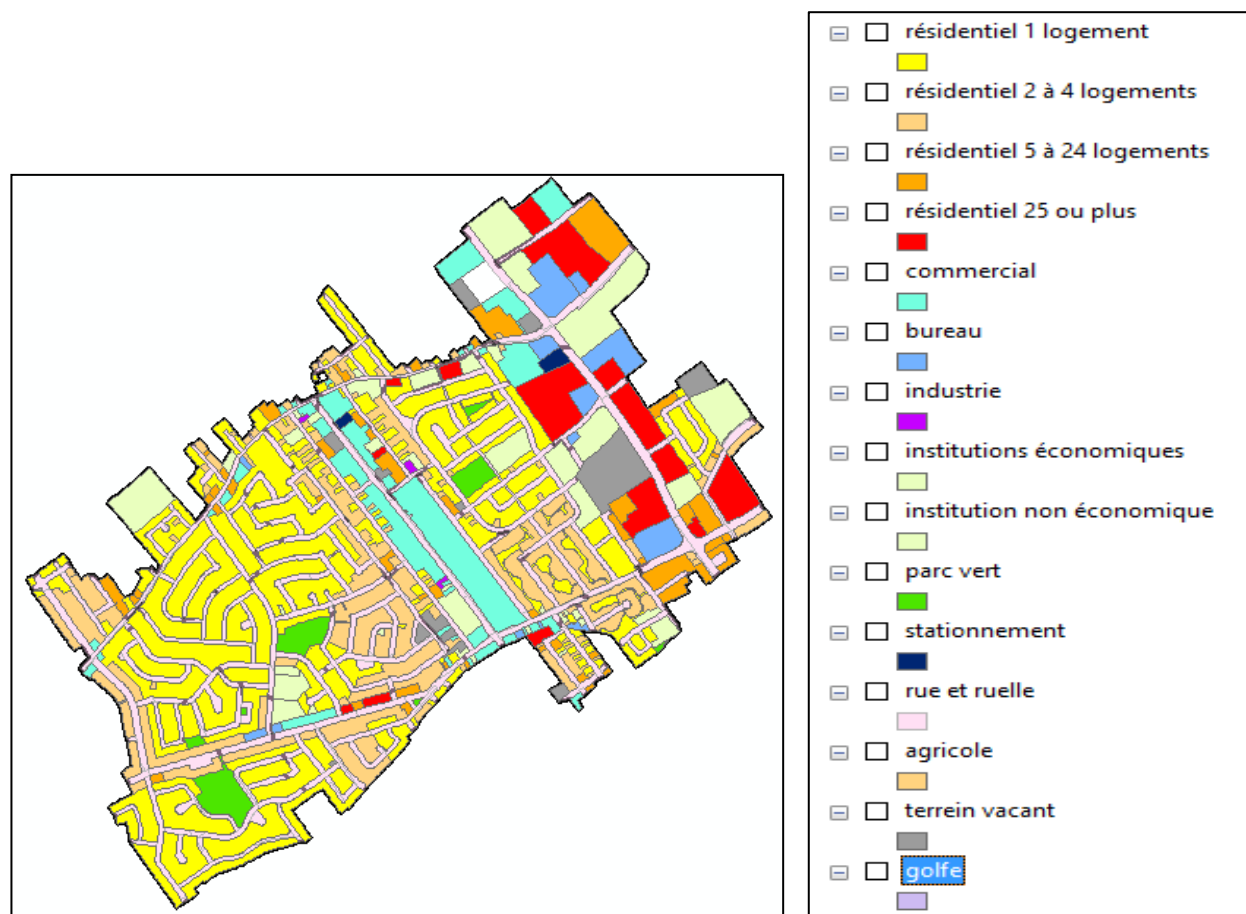


Figure 5-19 : Représentation de l'occupation du sol de la zone pilote et légende

5.3.2 Calcul du débit de pointe de ruissellement

Il s'agit dans cette partie de déterminer le débit de ruissellement maximal pour des pluies uniformes d'intensité uniforme tombant sur BDU constitué de plusieurs sous-bassins pendant une durée égale au temps de concentration. Le temps de concentration pour une zone est la durée la plus longue de trajet d'une goutte d'eau tombant sur cette zone jusqu'à l'exutoire (Rossmiller, 1980). Les sous-bassins versant urbains sont définis comme de faibles surfaces dont la décharge est une bouche d'égout.

5.3.2.1 Méthode générale

La méthode appliquée ici est une adaptation de la méthode développée par (Brière, 2012) qui s'appuie sur la méthode rationnelle et sur les équations de Manning.

La méthode rationnelle permet de calculer les débits maximaux imputables à une pluie uniforme et d'intensité constante tombant sur un bassin versant de petite superficie (entre 20 ha et 200 ha) et d'une durée t_n égale au temps de concentration t_c du bassin versant. Cette méthode se base sur quatre variables : le coefficient de ruissellement, l'intensité de la pluie, l'aire du bassin de drainage et le temps de concentration (Rossmiller, 1980).

Ses hypothèses de base sont les suivantes (Brière, 2012; Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2011; Rossmiller, 1980) :

- Les débits de pointe sont proportionnels à la surface du BDU (A) et à l'intensité de la pluie (I),
- L'Intensité de la pluie (I) est inversement proportionnelle au temps de concentration t_c
- La durée de la pluie est égale au temps de concentration t_c
- L'intensité de la pluie est constante dans le temps et uniforme sur le BDU
- Le coefficient de ruissellement (R) est constant durant toute la pluie
- Pour un intervalle de récurrence donné de la pluie, la récurrence du débit de pointe calculé est la même que celle de l'intensité de la pluie
- Les variables A, R et I sont indépendantes.

Le tableau 5.8 synthétise la démarche mise en œuvre dans cette méthode simplifiée.

Tableau 5-8 : Formules utilisées dans la méthode simplifiée

Formules	Explication
Méthode rationnelle : détermination d'un débit maximal de ruissellement issu d'un BDU à la suite d'une pluie uniforme. $Q(n) = I * \sum_{k=1}^n A_k * R_k$ Ou bien, $Q(n) = K * I * A_n * R_n$ Avec K = facteur de conversion = 0,275	- Q= débit maximal de ruissellement du BDU (m³/s) - A_k = superficie des sous -bassin versant (n bassins versants) (km²) - R_k = coefficient de ruissellement du sous – bassin versant (sans unité) - I = intensité de la pluie (mm/h) Calcul de I : utilisation des courbes IDF de la région de Montréal, fréquence 1/5 ans. $I = \frac{2\,184,4}{t_c + 12}$ Détermination de t_c : temps de concentration en minute Pour un sous-bassin urbain, t_c = t_e = temps d'entrée = temps de trajet le plus long jusqu'à la bouche d'égout. Pour le BDU au complet, t_c = t_e + t_f, avec t_f = temps de d'écoulement de l'eau dans les conduites d'égout jusqu'à la décharge du bassin.
Détermination de la vitesse de propagation dans les conduites $v = \frac{R_h^{2/3} * S^{1/2}}{n}$ En m/s	Équation de Manning : calcul de la vitesse d'écoulement de l'eau dans une conduite (plein débit et pression atmosphérique). - R_h = d/4 = rayon hydraulique (m) - S = pente de la ligne d'eau lorsque l'écoulement est uniforme - n = coefficient de rugosité de Manning

Pour le calcul du pluvial, seuls les bassins versant 0, 2 et 12 sont gardés car ils sont les seuls présentant un réseau de drainage unitaire. L'ensemble des calculs seront réalisés de manière indépendante pour chaque sous bassin.

5.3.2.2 Calcul du coefficient de ruissellement

Il s'agit, dans un premier temps, de calculer les valeurs des aires de chaque sous bassin versant urbain (A₀, A₂, A₁₂) ainsi que leur coefficient de ruissellement (R₀, R₂, R₁₂).

Les aires de chaque sous bassin sont obtenues de manière relativement simple grâce au logiciel ArcGIS.

Le coefficient de ruissellement d'une surface représente l'imperméabilité de celle-ci, donc sa capacité à produire du ruissellement à la suite d'un événement pluvieux. Il est important de noter que les coefficients R_0 , R_2 , R_{12} sont des coefficients de ruissellement globaux pour chacun des sous-bassins versant. En effet, ils sont calculés à partir de coefficients spécifiques à chaque type de surface. (Brière, 2012) (tableau 5.9).

Tableau 5-9 : Valeur des coefficients de ruissellement (Brière, 2012)

Valeur du coefficient de ruissellement en fonction de l'occupation du sol	
Commercial	
Centre-ville	0,70 - 0,95
Banlieue	0,50 - 0,70
Résidentiel	
Maison unifamiliale	0,30 - 0,50
Maison multifamiliale, détachée	0,40 - 0,60
Maisons multifamiliales, en rangée	0,60 - 0,75
Maison de banlieue peu développée	0,10 - 0,25
Maison de banlieue	0,25 - 0,40
Immeuble à usage locatif	0,50 - 0,70
Industriel	
Densité moyenne	0,50 - 0,80
Densité élevée	0,60 - 0,90
Autre	
Parc, cimetière, prairies	0,10 - 0,25
Terrain de jeux	0,25 - 0,35
Terrain en friche	0,10 - 0,30
Type de surface	
Chaussée en béton, asphaltée	0,70 - 0,95
Terrain gazonné	0,05 - 0,17

Grâce au logiciel d'analyse géospatiale ArcGIS (version 10.4.1), mais, il est possible de calculer, pour chaque sous-bassin, les aires cumulées pour chaque type de surface (maison unifamiliale, chaussée, commerce, etc.). Le coefficient de ruissellement global est ensuite obtenu de la manière suivante (exemple pour le sous-bassin 12) :

$$R_{12} = \frac{\sum_{k=1}^n A_k * R_k}{A_{12}}$$

Avec $A_{12} = \sum_{k=1}^n A_k$

Le n de l'équation représente les n surfaces différentes de l'aire totale 12.

Il est important de noter que dans ce modèle simplifié, la notion de surfaces directement connectées versus celle indirectement connectées n'est pas prise en compte. Ceci peut produire une différence de résultat avec des modèles plus complexes comme ceux produits par SWMM.

5.3.2.3 Calculs préliminaires au calcul de l'intensité

Pour chaque sous-bassin versant, il s'agit d'analyser des chemins de conduites les plus simples et indépendants (figure 5.5, exemple du bassin 12) et d'attribuer à chaque conduite une zone drainée (figure 5.6). Ces zones seront appelées surfaces unitaires. L'objectif est de comprendre et de quantifier la contribution de chaque surface unitaire au ruissellement global du sous-bassin.

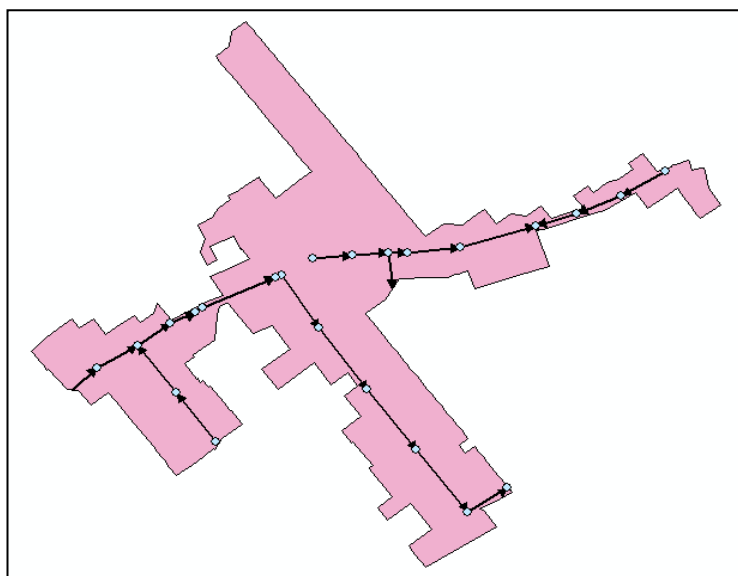


Figure 5-20 : Représentation du sous-bassin 12 et de son réseau de drainage (flèche : conduites ; ronds bleus : nœuds du réseau)

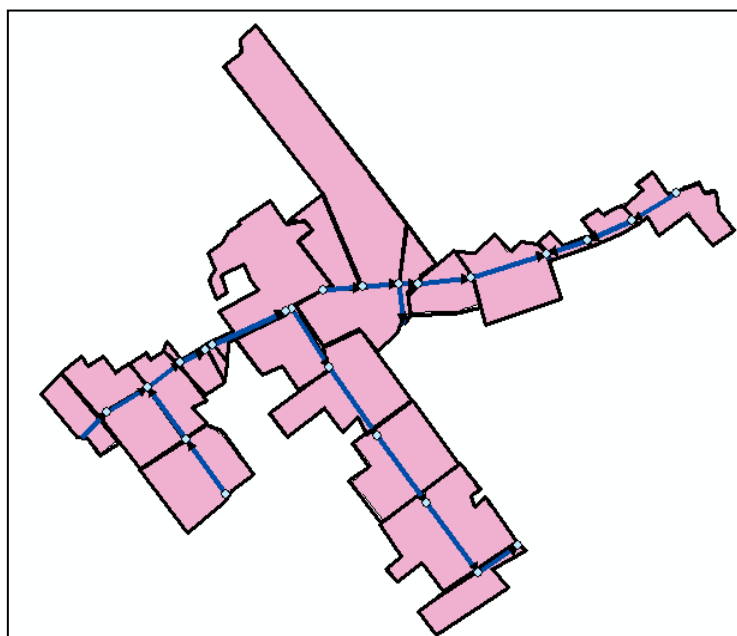


Figure 5-21 : Représentation du sous bassin 12, de son réseau de drainage (flèches bleues) et de sa subdivision en surface unitaire.

Les informations utilisées pour chaque zone unitaire et conduites sont les suivantes :

- Diamètres, pentes, longueur des conduites
- Caractéristique de la surface unitaire drainée par chaque conduite (aire coefficient de ruissellement)
- Temps d'entrée jusqu'à la bouche d'égout t_e .

Ici, nous montrons l'exemple du sous-bassin 12, boucle 1 pour comprendre au mieux la démarche utilisée car il s'agit d'une boucle courte et représentative.

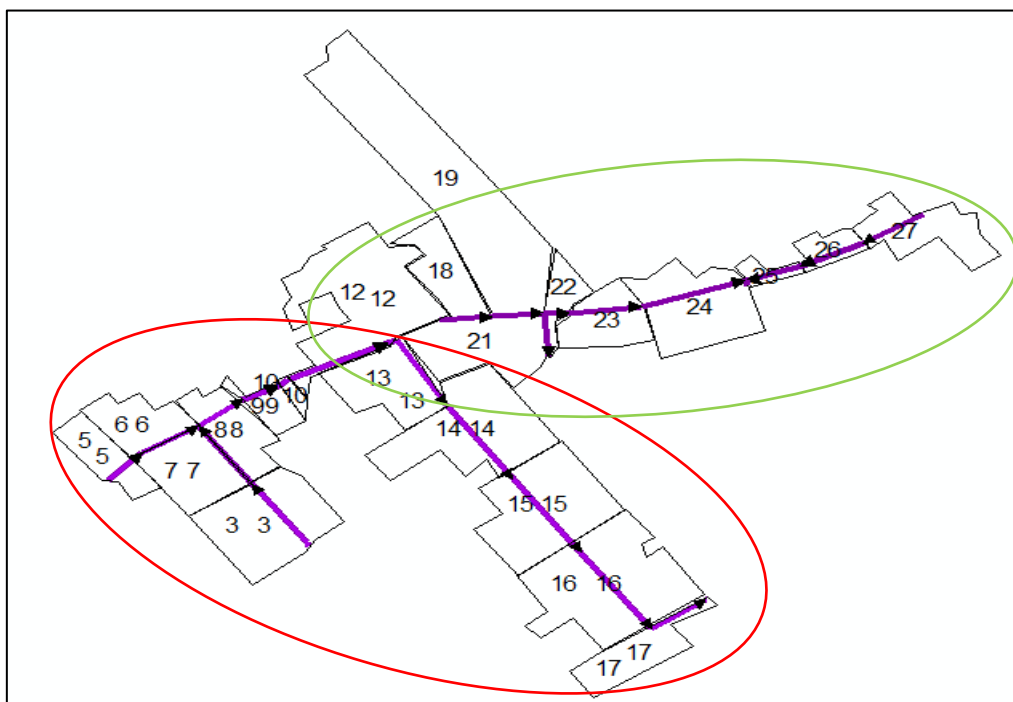


Figure 5-22 : Représentation du sous-bassin 12, première boucle en rouge et deuxième boucle en vert

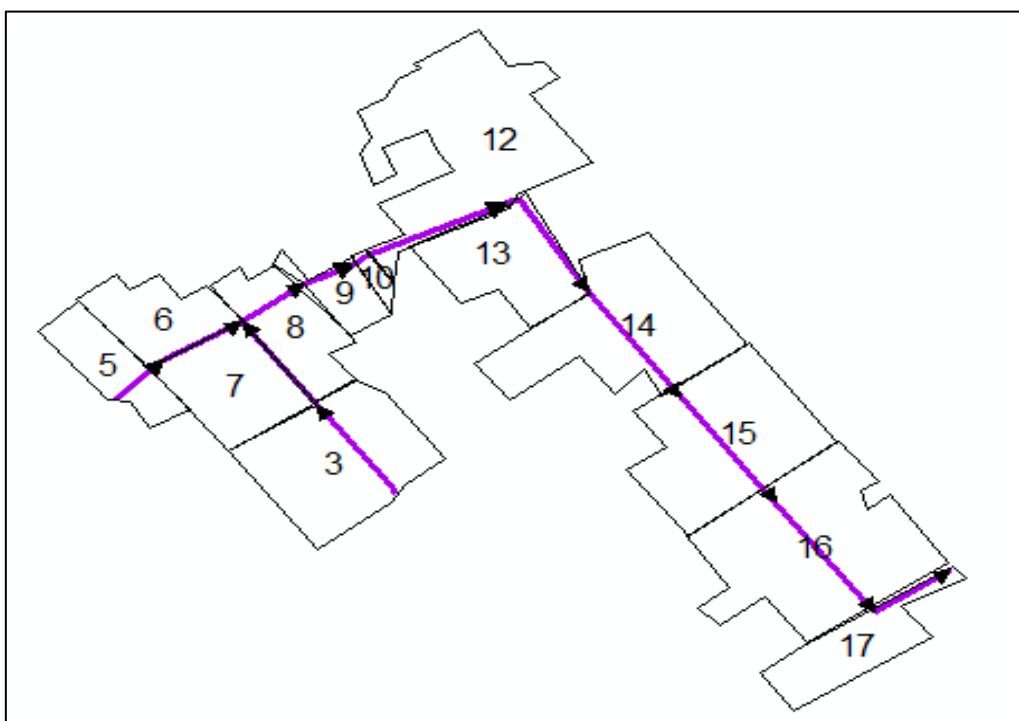


Figure 5-23 : Représentation du sous-bassin 12, association des surfaces unitaires et des conduites du réseau de drainage de la première boucle

Tableau 5-10 : Exemple des caractéristiques utiles au calcul du débit maximal de ruissellement.

Caractéristiques zones unitaires et conduites										
Conduites	Pente	Diamètre (mm)	Longueur (m)	Surface unitaire	Aire de la surface unitaire (m ²)	Longueur de la surface unitaire (m)	Temps d'entrée (min)	Vitesse d'écoulement conduite (plein débit) v (m/s)	Temps d'écoulement dans la conduite (min)	Temps de concentration (min)
5	0,36	380	46,7	5	4118	46,7	6,2	9,502	0,082	6,2
6	0,32	380	64,8	6	4958	64,8	7,2	9,003	0,120	7,2
3	0,26	305	89,4	3	11537	89,4	8,4	7,012	0,213	8,4
7	0,37	305	87,9	7	6521	87,9	8,4	8,414	0,174	8,6
8	0,19	380	54,9	8	5662	54,9	6,7	6,999	0,131	8,8
9	0,12	380	38,7	9	2491	38,7	5,7	5,455	0,118	9
10	0,26	455	11,8	10	636	11,8	3,3	9,119	0,022	9,1
12	0,24	450	108,9	12	16459	108,9	9,3	8,782	0,207	9,3
13	0,34	750	93,4	13	7331	93,4	8,6	14,694	0,106	9,5
14	0,15	750	111,0	14	13329	111,0	9,3	9,760	0,190	9,6
15	0,2	750	111,5	15	12959	111,5	9,4	11,270	0,165	9,8
16	0,23	750	114,8	16	16794	114,8	9,5	12,085	0,158	9,9
17	0,09	750	64,7	17	5246	64,7	7,3	7,560	0,143	10,1

Certaines précisions sur les données du tableau :

- La longueur de la surface unitaire est considérée comme égale à la conduite correspondante puisque chaque surface unitaire a été dessinée de telle sorte que la longueur la plus longue soit celle de la conduite,
- Le temps d'entrée t_e est calculé avec l'équation de Kerby : $t_e = \left(\frac{2,187 \cdot L \cdot n}{s^{0,5}}\right)^{0,467}$. Ce modèle permet de calculer le temps nécessaire à une onde d'eau pour ruisseler jusqu'à la bouche

d'égout. Cette équation est celle qui donne les meilleurs résultats pour une zone urbaine (Brière, 2012). Les approximations suivantes ont été réalisées :

- L = longueur de la surface unitaire (m),
 - s = pente du terrain, supposée à 5%,
 - n = coefficient de rugosité = 0,02 car les surfaces sont le plus souvent planes, unies et imperméables.
- Le coefficient de ruissellement est calculé globalement pour tout le sous-bassin et attribué de manière constante à chaque surface unitaire.
 - Le temps de trajet dans les conduites t_f est calculé sur équations de Manning. Ces équations s'utilisent de la manière suivante :

$$v = \frac{R_h^{2/3} * s^{1/2}}{n} \text{ (m/s)} \quad \text{et} \quad t_f = \frac{\text{longueur de la conduite}}{v * 60} \text{ (min)}$$

- Le calcul du temps de concentration (t_c) du sous-bassin versant se fait sur la base du temps d'entrée (t_e) de l'eau de ruissellement produit par la surface unitaire puis du temps de trajet dans les conduites (t_f) calculé grâce aux équations de Manning. Le temps de concentration est le temps le plus long pouvant être calculé de cette manière sur l'ensemble du sous-bassin.

5.3.2.4 Calcul de l'intensité de la pluie et du débit de ruissellement

Le calcul de l'intensité se fait grâce aux courbes IDF de la région de Montréal. Ces calculs sont faits à partir des équations de Mitci (Brière 2012). Ici les calculs prendront en considération une récurrence de 5 ans.

$$I = \frac{2184,4}{t_c + 12} \text{ (mm/h et } t \text{ en min)}$$

Le temps de concentration t_c est le dernier temps de concentration de la boucle, soit le plus long. Par exemple, dans le cas de la boucle 1 du tableau 5.3, le temps de concentration sera de 10,1 minutes.

Puis, il reste le calcul du débit de ruissellement maximal du sous-bassin : $Q = K * A * I * R$.

5.3.2.5 Résultats

Les calculs de exposés dans les parties précédentes sont appliqués sur l'ensemble des boucles des sous-bassins 0, 2 et 12. Ils donnent les résultats exposés à la figure 5.24. Les valeurs obtenues peuvent être considérées comme très élevées par rapport à la réalité. Une partie ultérieure (5.3.5) fera état de pistes de réflexion pouvant expliquer cet écart entre les calculs et la réalité.

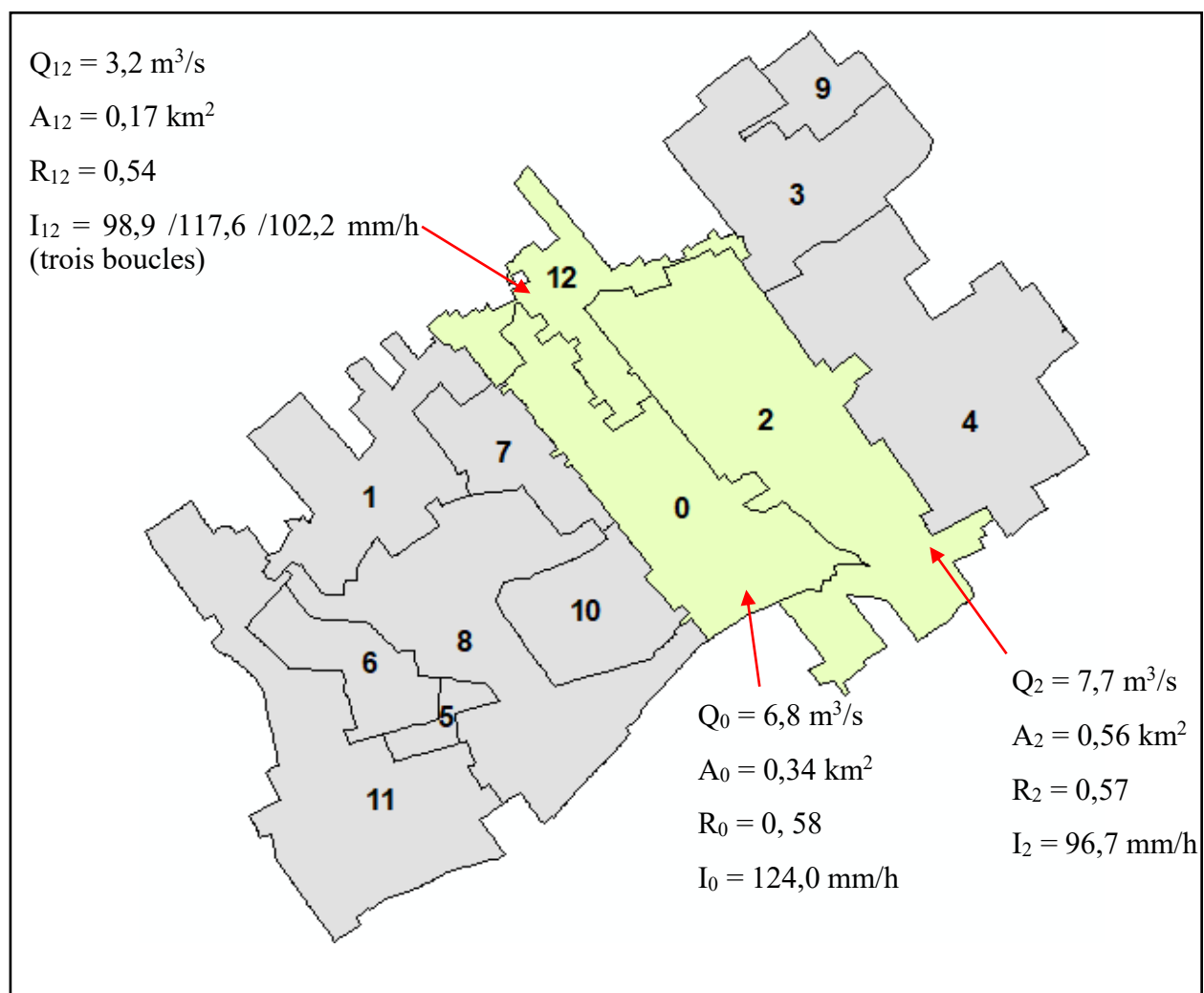


Figure 5-24 Représentation des débits de ruissellement maximaux pour la zone pilote

5.3.3 Calcul du débit de pointe du sanitaire

Afin de compléter les calculs de dimensionnement, il s'agit de calculer les débits sanitaires passant dans le réseau unitaire. Ces débits sanitaires se calculent comme il suit :

Tableau 5-11 : Étapes du calcul du débit sanitaire de pointe pour un sous-bassin de la zone pilote adapté de (Brière 2012)

Étape du calcul	Formule
Calcul du débit domestique maximal pour chaque sous-bassin de la zone pilote	1. Détermination de la population à desservir 2. Détermination d'un volume d'eau usée par personne et par jour 3. Débit domestique moyen (Q_{moy}) $Q_{\text{moy}} = \frac{\text{pop à desservir} * \text{volume eau usée par personne et par jour}}{86400}$ 4. Détermination d'un facteur de pointe (FP) 5. Débit domestique maximal (Q_{max}) $Q_{\text{max}} = Q_{\text{moy}} * \text{FP}$
Calcul du débit parasite total (somme du débit d'infiltration et du débit de captage)	1. Détermination d'une population à desservir 2. Détermination d'un volume de captage par personne et par jour 3. Détermination d'un volume d'infiltration par personne et par jour 4. Débit parasite total = pop à desservir * (vol d'infiltration + vol de captage)
Calcul du débit sanitaire maximal	1. Somme du débit parasite total et du débit domestique maximal

Tableau 5-12 : Hypothèses de calcul

Étape du calcul	Hypothèse
Densité de population	- Densité de population uniforme sur toute la zone pilote, - Densité de population = 6104 ha/km²
Volume d'eaux usées par personnes et par jour	- 320 litre/ pers.d (Brière) - Le facteur de pointe = 4 (Brière)
Débit parasite total	- Débit de captage = 50 litre/pers.d (Brière) - Débit d'infiltration = 60 litre/ pers.d (Brière)

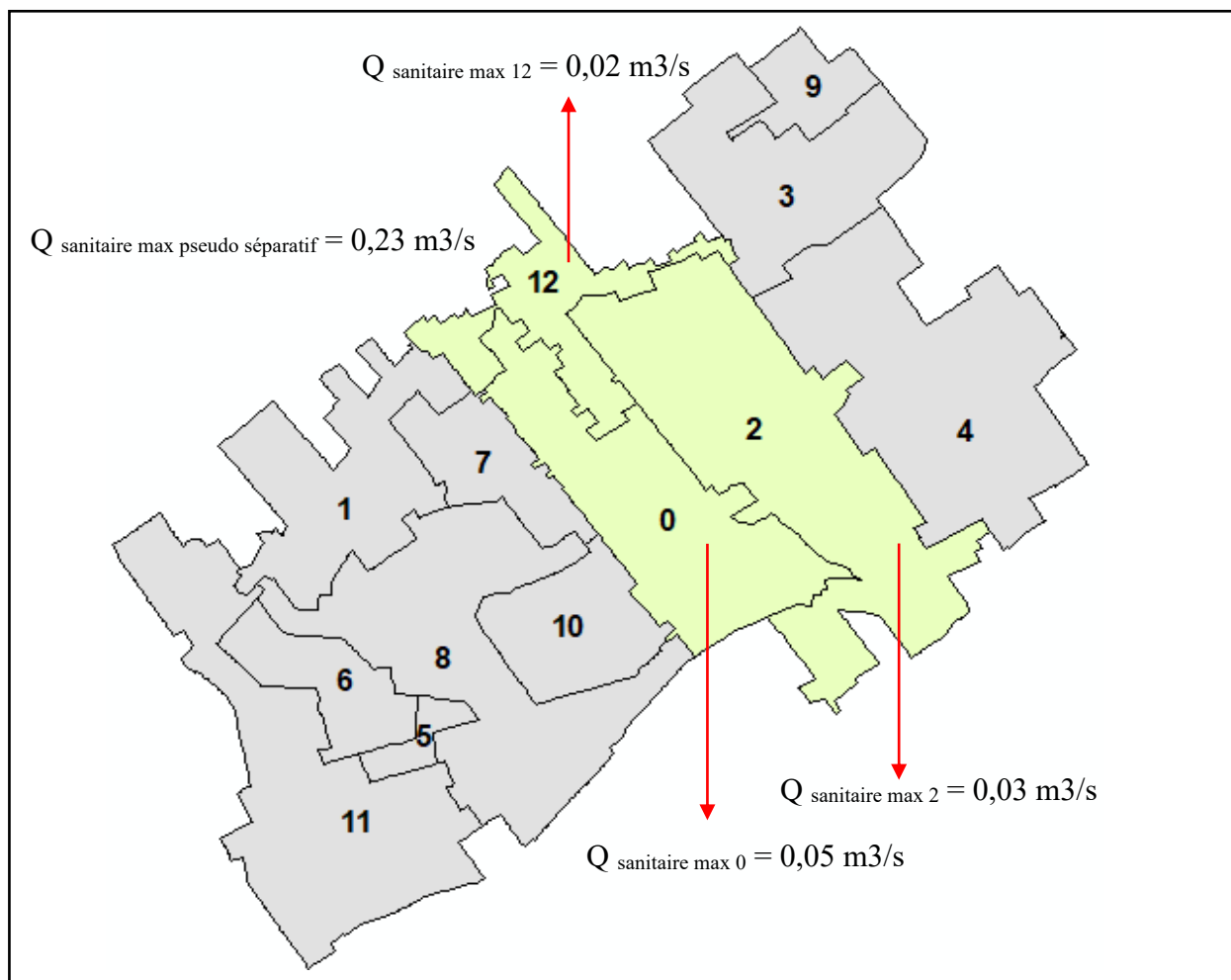


Figure 5-25 : Représentation des débits sanitaires de pointe pour la zone pilote

5.3.4 Résultats globaux et calcul du débit de débordement de pointe

Le débit de pointe global généré par la zone pilote peut être calculé comme la somme du débit de pointe pluvial et du débit de pointe pluvial. La carte 5.11 résume les résultats trouvés pour la zone pilote.

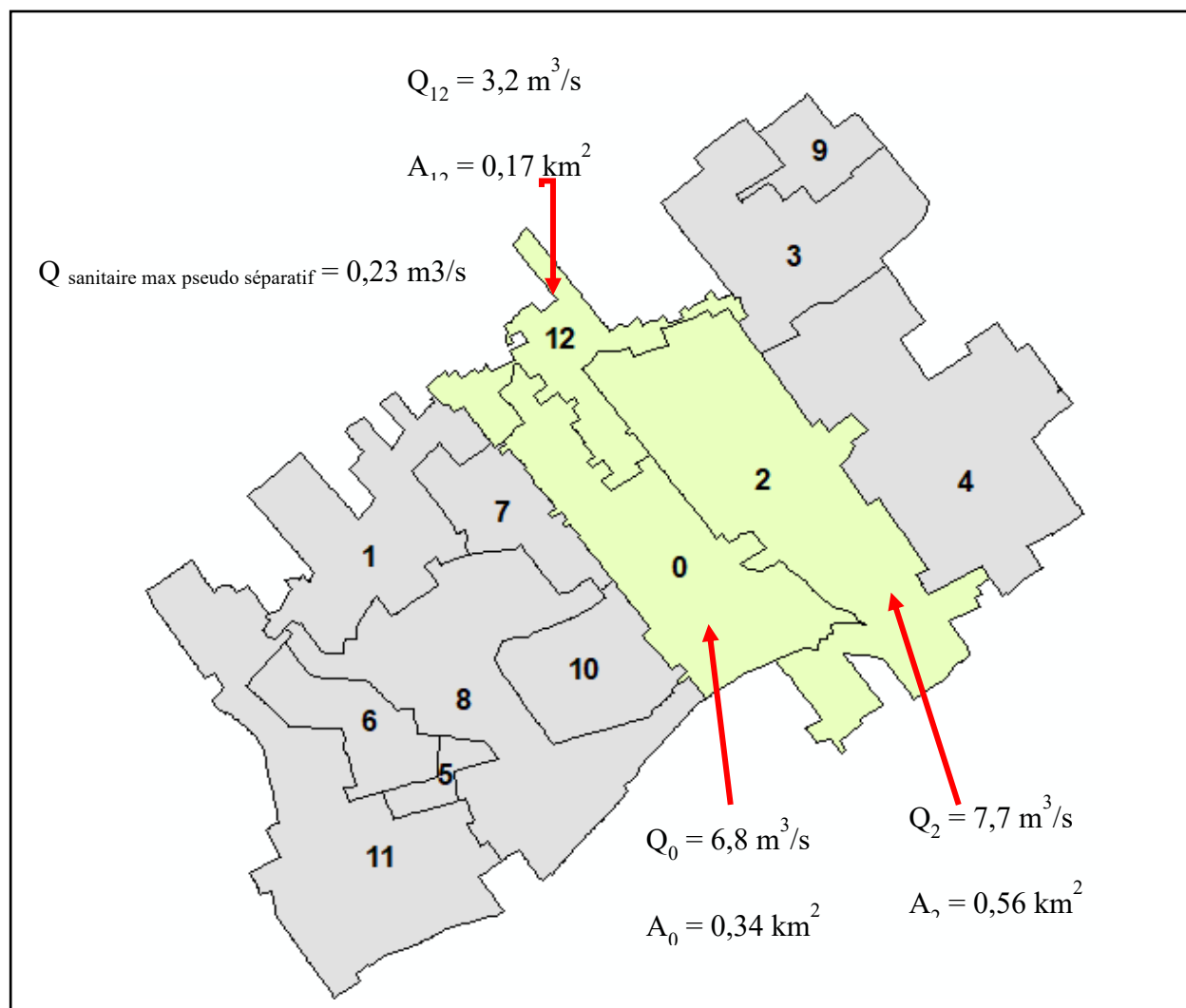


Figure 5-26 : Représentation des débits globaux de pointe pour la zone pilote

Afin de calculer le débit de pointe arrivant à l'exutoire de la zone pilote, un hydrogramme unitaire a été construit pour chaque sous-bassin. L'exutoire de la zone pilote se trouvant à l'issu du sous-bassin 2 (figure 5.10), il s'agit d'ajouter un temps de trajet pour les débits provenant des sous-bassins 12 et 0. Ces temps de trajet ont été calculés grâce aux équations de Manning appliqués sur les conduites reliant ces sous-bassins à l'exutoire de la zone pilote.

Les résultats sont représentés à la figure 5.27.

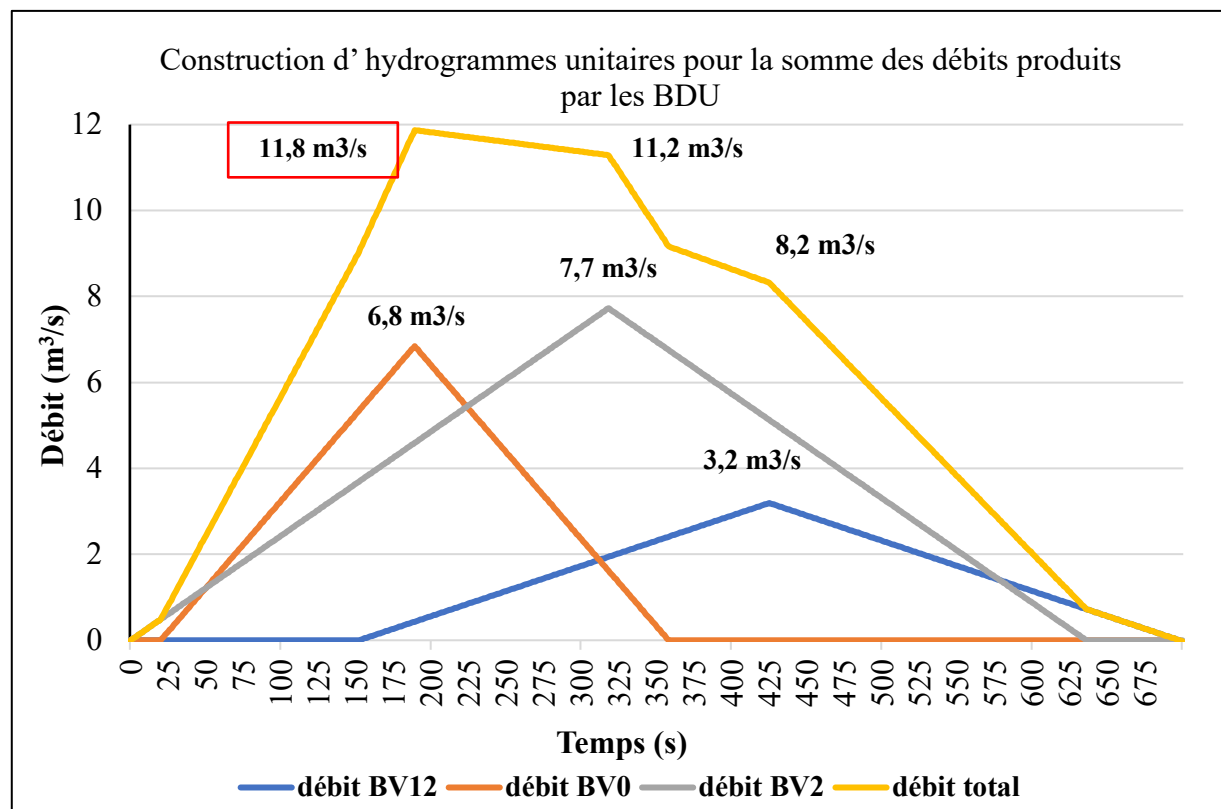


Figure 5-27 : Calcul du débit de pointe à l'exutoire du BDU

De cette figure, le débit de pointe arrivant à l'exutoire peut être déduit. Ce débit est de $11,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Il est ensuite possible de calculer un débit de pointe de débordement. L'ouvrage de transfert entre la conduite unitaire reliant la zone pilote à l'intercepteur (figure 5.10) laisse passer un débit de $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ vers la station d'épuration. Le débit de pointe du débordement sera donc de $11,6 \text{ m}^3/\text{s}$.

Il est possible de comparer ce résultat avec celui trouvé lors de la campagne d'échantillonnage (2009-2010) de l'étude de Madoux-Humery (2015). Les travaux font état d'un débit de pointe de débordement de $3,5 \text{ m}^3/\text{s}$ pour une pluie similaire et pour la même zone pilote. Il est donc possible de conclure que la méthode que nous avons appliquée surestime le débit de pointe.

5.3.5 Conclusion et piste de réflexion

Comme énoncé dans le 5.3.4, les résultats obtenus pour la méthode rationnelle sont relativement élevés. Il s'agirait donc de comprendre les sensibilités de ce modèle.

La méthode rationnelle a pour but d'analyser le comportement des eaux pluviales dans un environnement donné. Sa mise au point est attribuée à Mulvaney (1851). Il s'agit d'une méthode empirique de transformation pluie-débit dont le principe et les hypothèses ont été énoncés dans la partie 5.3.2.1.

Cette méthode présente certaines limites, notamment la surestimation du débit de pointe. Les limites de la méthode rationnelle pourraient expliquer, en partie, la surestimation observée sur la zone pilote. Premièrement, la méthode rationnelle est généralement valable pour des superficies inférieures à 20 ha selon le Guide de Gestion des Eaux Pluviales. Or, la partie de la zone d'étude sur laquelle a été appliquée la méthode rationnelle est supérieure à cela (1,04 km²) même si les surfaces unitaires sur lesquelles nous avons appliqué la méthode rationnelle sont inférieures. Ensuite, elle suppose que la pluie s'abat de façon constante et uniforme sur le bassin (ce qui n'est généralement pas le cas d'une pluie réelle), pour toute la durée du temps de réponse.

Une revue bibliographique approfondie sur ce sujet a été réalisée par Kamal et Bennis (2005). Cette revue met en exergue d'autres raisons de cette surestimation. Les principales raisons seraient la réduction du nombre de sous-bassins considérés, la non prise en compte de la capacité de stockage des réseaux, le renforcement et le relief du BDU qui assurent également des rôles de stockage et l'approximation du temps de concentration qui fait augmenter l'intensité et donc le débit de pointe. Rossmiller (1980) met particulièrement en avant le caractère hasardeux du calcul de temps de concentration. En effet, celui-ci peut être sujet à une grande variété d'interprétations et d'approximations. Parmi celles-ci, peuvent être comptés le choix de la formule de calcul, la valeur de la longueur du bassin versant et la valeur de la pente.

La méthode développée par Caquot peut présenter une évolution de la méthode rationnelle. En effet, elle propose une formule libérée du calcul du temps de concentration, elle est fondée sur des bilans de masse d'eau entre le début de l'averse et l'instant du débit de pointe (Tassin, 2005).

Pour finir, une partie de la surestimation du débit peut être le fruit du manque de données et de connaissance sur le système de drainage de la zone pilote. En effet, le raccordement des surfaces imperméables a été largement généralisé et simplifié et ceci peut avoir un impact important sur le

calcul du coefficient de ruissellement et du débit de ruissellement. Par ailleurs, le bassin tributaire de l'ouvrage pilote comporte d'autres ouvrages de débordement qui peuvent avoir une influence sur le débit calculé. Le fait de les négliger dans la méthodologie proposée peut également contribuer à la surestimation observée.

CHAPITRE 6 DISCUSSION DES RÉSULTATS OBTENUS

Le présent projet part du postulat que la susceptibilité d'une prise d'eau potable à la contamination (ou bien l'abaissement de la qualité de l'eau brute) est le résultat de la coïncidence d'une vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau et de menaces pouvant s'exercer sur celle-ci. Dans ce sens, le projet se divise en deux parties : (1) la définition et la quantification de la vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau comme le résultat de sa localisation spatiale dans le cours d'eau et, (2) la caractérisation des menaces pouvant s'exercer sur la prise et de leurs conséquences. La méthode présentée se concentre sur la menace que représentent les déversements d'eaux usées (DEU) issus des bassins de drainage urbains (BDU). La figure 6.1 schématise les enjeux auquel ce projet a tenté de répondre.

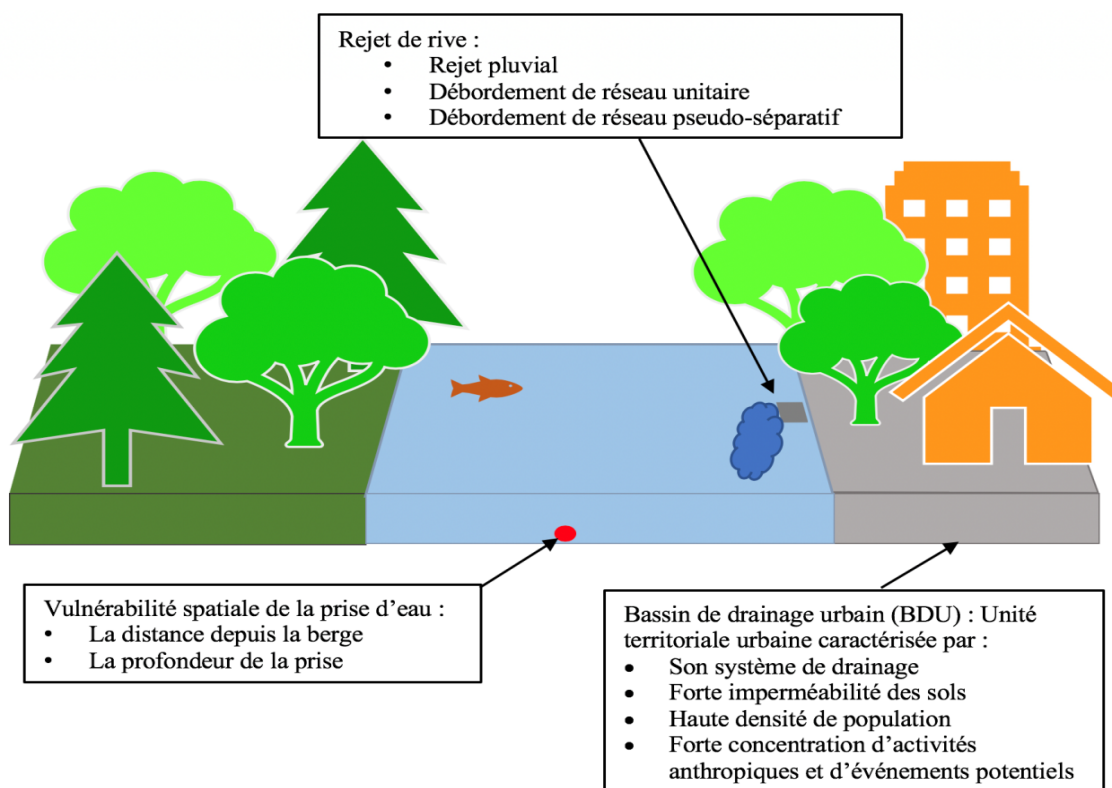


Figure 6.1 : Enjeux du projet

6.1 Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau

L'objectif de l'analyse de vulnérabilité spatiale de la prise d'eau est de déterminer sa susceptibilité à la contamination par des rejets de rive non dilués. La distance entre la berge et la prise d'eau ainsi que la profondeur de celle-ci dans le cours d'eau sont des bonnes approximations pour déterminer de façon simplifiée la vulnérabilité.

Dans ce projet, nous avons proposé une analyse semi-quantitative au moyen d'un indice I_{PPE} pour quantifier la vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau. Des études ont démontré que la localisation de celle-ci est responsable de sa susceptibilité à la contamination issues des rejets de rive comme les débordements d'eaux usées non traitées, en différenciant le niveau de contamination en rive et au centre du cours d'eau (Madoux-Humery et al., 2016). Le projet s'est donc orienté vers la qualification d'une vulnérabilité spatiale de la prise d'eau au travers de la profondeur de cette dernière et en fonction de la distance qui la sépare des berges du bassin de drainage. L'approche retenue a été l'élaboration d'un indice de vulnérabilité composé de trois sous indices.

Cet indice est construit de la manière suivante :

$$I_{PPE} = (I_{\text{prof}} + I_{\text{dist}}) * I_{\text{évé}}$$

- I_{PPE} : indice de vulnérabilité de la prise d'eau
- I_{prof} : indice de profondeur
- I_{dist} : indice de distance
- $I_{\text{évé}}$: indice d'événement.

L'application de cet indice à quelques prises d'eau de la grande région de Montréal montre que l'indice proposé est discriminant. L'indice améliore donc les méthodologies proposées par d'autres programmes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des prises d'eau potable. Faute de données détaillées permettant de prédire des panaches de contaminants pour une variété de scénarios hydrodynamiques, la prise en compte de la variabilité intrinsèque de la prise d'eau par un indice est une approche simple et facile à appliquer.

L'impact des changements climatiques n'a pas été considéré dans notre analyse de la vulnérabilité intrinsèque de la prise d'eau. Les changements climatiques doivent être considérés dans l'étude de vulnérabilité des prises d'eau. Ils entraînent des modifications dans les régimes hydrauliques des

cours d'eau et impactent ainsi qualitativement et quantitativement les prises d'eau potable. Ces changements pourraient être pris en compte par l'utilisation d'un coefficient de variabilité dans les indices de profondeur et de distance qui intègre les variabilités prévues ou observées résultant des changements climatiques. Il serait néanmoins intéressant de les intégrer plus directement dans les indices via des prévisions sur l'augmentation de l'ampleur des crues et des étiages.

Dans cet objectif, nous pourrions intégrer un indice « Changements Climatiques » ($I_{\text{Changements Climatiques}}$) comme il suit :

$$I_{\text{Changements Climatiques}} = \frac{I_{\text{crue}} + I_{\text{étiage}}}{2}$$

Tableau 6-1 : Valeurs de I_{crue} en fonction du taux de variation des crues de récurrence 2 ans à attendre (horizon 2050)

Valeur de I_{crue}	Taux de variation des débits de crue (Récurrence 2ans)
3	60% - 90%
2	30% - 60%
1,5	10% - 30%
1	-10% - 10%
1,5	-30% - -10%
2	-60% -30%
3	-90% - -60%

Tableau 6-2 : Valeurs de $I_{\text{étiage}}$ en fonction du taux de variation des crues de récurrence 2 ans à attendre (horizon 2050)

Valeur de $I_{\text{étiage}}$	Taux de variation des débits d'étiage (Récurrence 2ans)
3	60% - 90%
2	30% - 60%
1,5	10% - 30%
1	-10% - 10%
1,5	-30% - -10%
2	-60% - -30%
3	-90% - -60%

Les valeurs dans ces tableaux sont inspirées des travaux de (Cyr, 2012) qui a réalisé une quantification des impacts des changements sur les événements climatiques extrêmes au Québec.

Cet indice $I_{\text{Changements Climatiques}}$ serait inclus de la manière suivante dans le calcul global de l'indice de vulnérabilité de la prise d'eau :

$$IPPE = (I_{\text{prof}} + I_{\text{dist}}) * I_{\text{év}} * I_{\text{Changements Climatiques}}$$

L'Atlas Hydroclimatique mis au point par le CEHQ (Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), 2015) permet de calculer cet indice pour certaines stations hydrométriques. Les projections réalisées sont limitées à ces stations. Il manque donc les informations pour la région de Montréal.

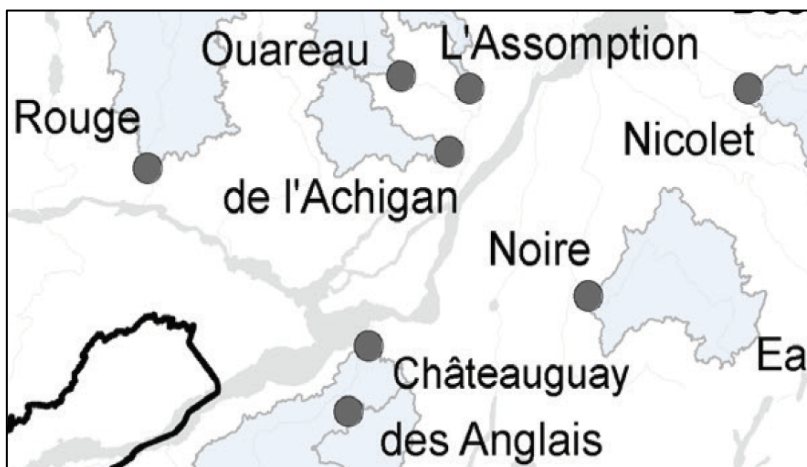


Figure 6.2 : Stations hydroclimatiques étudiées par le CEHQ aux alentours de la région de Montréal (CEHQ 2015)

En conclusion, les changements climatiques représentant des enjeux de premier plan, il est important de quantifier leurs potentiels impacts dans le but de mettre en place des stratégies d'adaptation. Il est judicieux de traduire ces impacts par l'utilisation d'indices qui permettraient aux acteurs de l'eau de prendre la mesure de la vulnérabilité actuelle et future des prises d'eau. Pour la région de Montréal, il s'agira d'être attentif à la publication de nouvelles études sur le sujet et de les prendre en considération dans l'analyse de vulnérabilité des prises d'eau.

6.2 Indice de débordement d'eaux usées par BDU

La deuxième partie du projet visait à contribuer à la compréhension de la menace induite par les BDU pour les prises d'eau potables. Le projet s'est concentré sur les menaces associées aux débordements d'eaux usées (DEU) en rive. L'approche retenue a été l'élaboration de deux indices de débordements d'eaux usées par BDU. Le premier a pour objectif la comparaison des niveaux de gravité des conséquences induites par les rejets de débordements d'eaux usées de plusieurs BDU et la transmission des résultats entre municipalités. Le deuxième a la vocation de permettre une comparaison entre les BDU dans une même aire intermédiaire d'un site de prélèvement dans le cadre des analyses de vulnérabilité demandée par le RPEP.

Les indices sont construits de la manière suivante :

$$I_{DEU} = \text{diamètre}^2 * \sum \text{durée débordement (heure)} * \text{Population}_{BDU}$$

$$I_{DEU\ Air\ Int} = \frac{diamètre^2}{\ln(dist\ riveraine)} * \sum durée\ débordement\ (heure) * Population_{BDU}$$

Avec :

- Diamètre² : diamètre au carré de la conduite du rejet du DEU
- $\sum$ durée débordement (heure) : Durée cumulée sur une année en heure, moyenne étant faite sur 4 années consécutives
- Population_{BDU} : population associée au BDU drainé par le DEU
- Ln (dist riveraine) : logarithme népérien de la distance riveraine entre le point de rejet du DEU et la prise d'eau

Ces indices permettent de bien faire ressortir les BDU problématiques en raison de la durée des déversements, de l'ampleur de la population drainée ou bien de la distance proche d'une prise d'eau. Pouvant être facilement appliqués, il sera intéressant de voir l'application qui en sera faite par les municipalités par le biais de la fiche de partage inter-municipale décrite dans le 5.1 et de voir si des adaptations seront nécessaires en fonction de la réalité du terrain et des spécificités des municipalités.

Il est important d'identifier les limites de ces indices.

Une source importante d'incertitude concerne le choix des valeurs de durée de débordement. Ainsi qu'indiqué à la section 5.2.1.1, il se peut que les données dont disposent les villes ne soient que très récentes et peu fournies.

À titre d'exemple, nous pouvons montrer le cas de certains ouvrages de débordement de la ville de Montréal. La qualité des jeux de données disponibles constitue une source d'incertitude pour la grande majorité de ces ouvrages, des données avant 2016 n'étant pas disponibles, comme le montrent les informations regroupées dans les figures 6.1 et 6.2. Les indices calculés seraient donc faussés en raison de ce manque d'information.

Il serait donc judicieux de recommencer l'étude dans quelques années lorsque plus d'information sera disponible et comparer avec les résultats présents. Afin de palier à ce problème aujourd'hui, il s'agirait de prendre en compte uniquement les données valides non nulles. De plus, il sera nécessaire de considérer l'implantation de mesures de contrôle des débordements dans l'examen

des données à considérer. Finalement, en absence de modifications des ouvrages, il apparaît intéressant de considérer l'année la plus élevée, plutôt que la moyenne de plusieurs années. Cette approche serait plus appropriée pour considérer les périodes critiques de contamination aux prises d'eau.

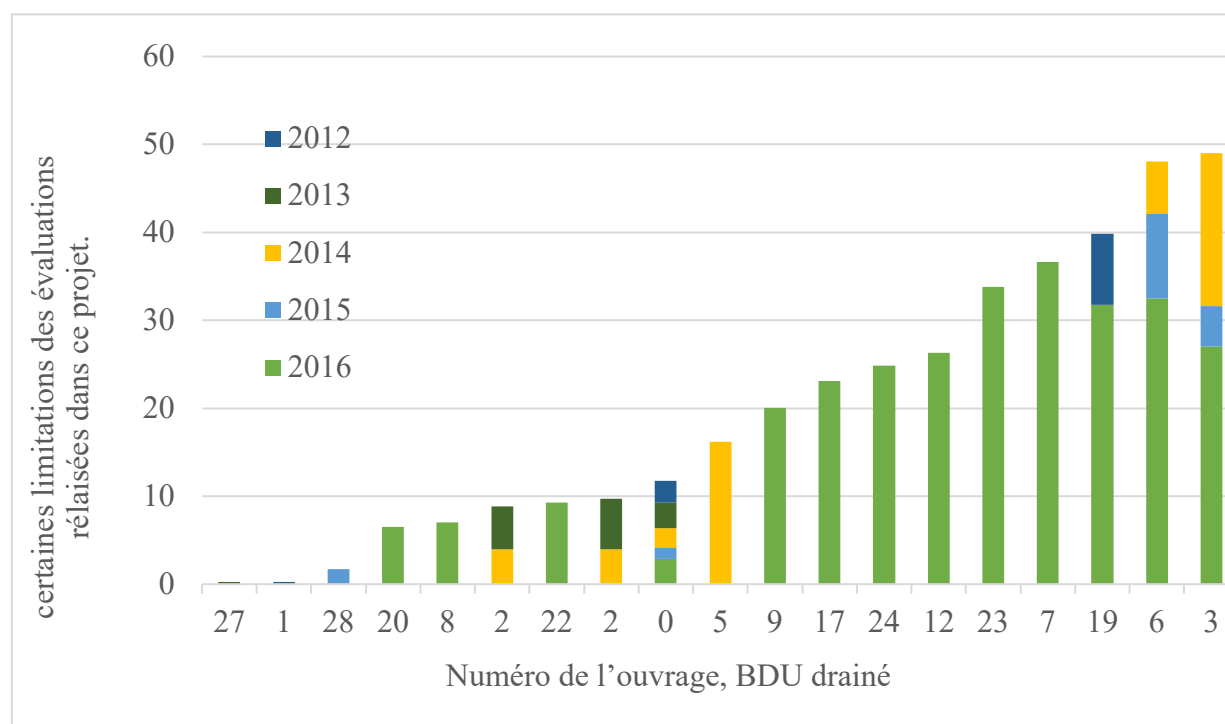


Figure 6-1 : Évolution des durées de débordement pour les ouvrages de Montréal entre 2012 et 2016 (sans l'ouvrage problématique 4), valeurs données par la ville partenaire

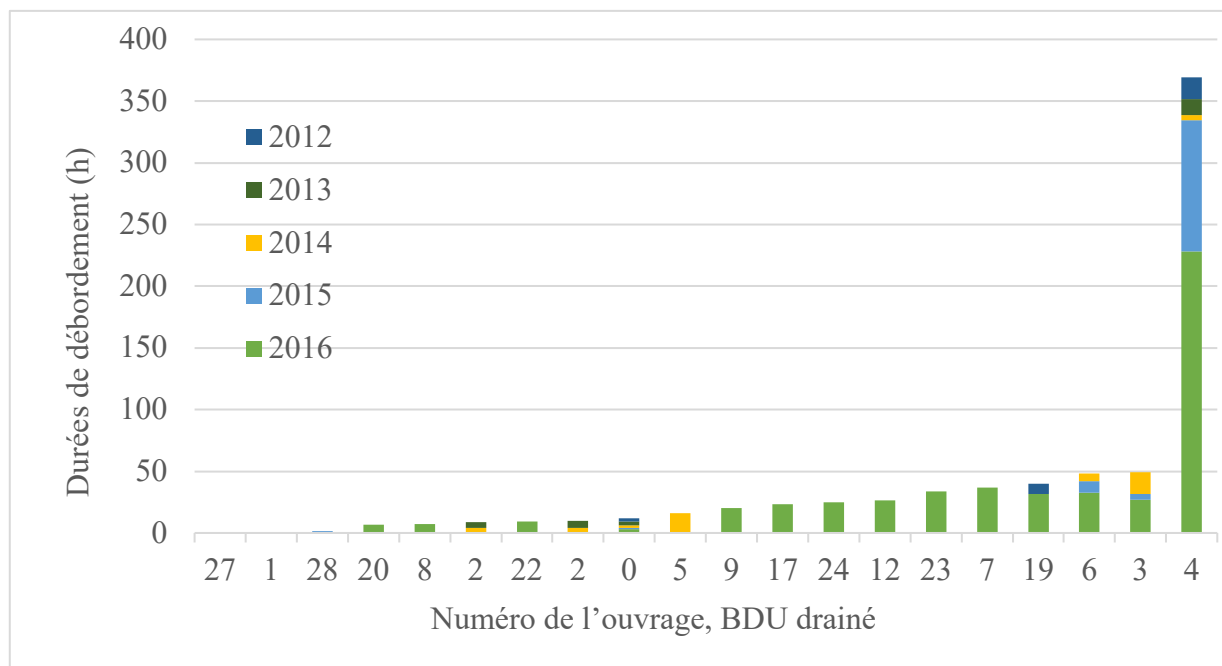


Figure 6-2 : Évolution des durées de débordement pour les ouvrages de Montréal entre 2012 et 2016 (avec l'ouvrage problématique 4) valeurs données par la ville partenaire

CHAPITRE 7 CONCLUSION

La réalisation des analyses de vulnérabilité des prises d'eau potable de catégorie 1 sont encadrées par le règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (MDDELCC, 2014). Dans le cas de prises d'eau potable situées en milieu densément urbanisé, les préconisations du RPEP représentent une méthode fastidieuse pouvant être optimisée.

Quelques conclusions générales peuvent être dégagées de nos travaux:

7.1 Évaluation de la vulnérabilité spatiale de la prise d'eau

Les indices de profondeur et de distance ont pour objectif de refléter des valeurs typiques tout en prenant en compte les variabilités hydrauliques du milieu dans lequel se trouve la prise d'eau. Ces indices ont été calculés pour les prises d'eau de Laval et de Montréal (dans la limite des informations dont nous disposions). Les résultats des indices sont relativement étalés sur l'intervalle de valeur possible (entre 0 et 1). Ils permettent ainsi de souligner la disparité des premières barrières physiques dont disposent les différentes prises d'eau face aux rejets de rive. En raison du manque de connaissances que nous avons sur l'historique des prises étudiées, l'indice d'événement sera complété directement par les responsables de ces installations.

Les conclusions de ces indices restent néanmoins à l'appréciation des responsables. D'autre part, il est important de noter que ces indices de vulnérabilité sont destinés à évoluer dans le but de représenter également une vulnérabilité future des prises d'eau face aux impacts des changements climatiques.

7.2 Indice de débordements d'eaux usées par BDU

L'étude des rejets d'eaux usées par les BDU permet de comprendre la menace induite par les BDU pour les prises d'eau potables. Les menaces associées aux débordements d'eaux usées (DEU) ont fait l'objet de l'étude présentée dans ce mémoire. Il a été fait le choix d'une analyse semi-quantitative par l'élaboration de deux indices de débordement d'eaux usées. Ces indices ont été appliqués à certains BDU de la ville de Montréal. Les résultats ont montré des potentiels de risque associés aux BDU allant de « faible » à « très élevé ». Bien que sujets à des sources d'incertitudes, ils ont permis de prioriser simplement et efficacement les BDU en fonction de l'ampleur de leur rejet. En conclusion, il s'agit d'une méthode pouvant être facilement adaptée pour chaque type de

municipalité et présentant l'avantage de pouvoir être facilement incorporée dans les études de vulnérabilités des prises d'eau du RPEP.

7.3 Méthode rationnelle appliquée à un BDU

Dans le but de définir un débit à l'ouvrage de débordement drainant un BDU, la méthode rationnelle a été appliquée sur une zone pilote. L'objectif était de mettre au point une méthode d'estimation de débit qui aurait permis de prioriser rapidement des ouvrages de débordement en fonction des caractéristiques du BDU drainé. Les résultats obtenus ne permettent pas de conclure en raison des surestimations évidentes des débits pour le bassin de drainage pilote. La méthode rationnelle est à mi-chemin de la modélisation complète (ex. avec des logiciels tels que SWMM), elle reste fastidieuse et nécessite des traitements géo spatiaux en amont. Il s'agit d'une méthode chronophage et qui n'est pas adaptée à la priorisation entre eux de plusieurs ouvrages de débordement en amont de prises d'eau.

C'est pourquoi nous croyons que, pour la plupart des municipalités au Québec, l'utilisation d'indices apparaît plus robuste et plus efficace pour prendre en compte les menaces et risques associés aux BDU.

7.4 Recommandations générales

Le projet traite de l'état de la vulnérabilité des prises d'eau face aux rejets de rive. La vulnérabilité est considérée comme un état passif et fait référence à une incapacité d'adaptation. Les conséquences de pointes de contamination à la prise d'eau peuvent être néanmoins réduites par l'utilisation barrières supplémentaires comme celles du traitement à l'usine ou l'utilisation de prises d'eau de secours dans le cas déversement accidentel important. Lorsque le système de distribution d'eau potable est considéré dans son entièreté, il devient alors possible de nuancer la vulnérabilité intrinsèque des prises d'eau et la gravité des déversements en rive en considérant la résilience du système soit sa capacité d'absorber les chocs et de s'adapter face aux situations de crise. Un axe de progression possible de ce projet serait donc de considérer la barrière constituée par l'usine de traitement (peut être par la création d'un indice de traitabilité).

BIBLIOGRAPHIE

- Allard, M., Bourque, A., et al. (2010). Savoir s'adapter aux changements climatiques. Dans Ouranos (édit.).
- Baird and Associates Coastal Engineers Ltd. (2010a). *Surface Water Vulnerability Study : Intake Characterization for Lemieux Island and Britannia Water Purification Plants*. Ottawa, Canada
- Baird and Associates Coastal Engineers Ltd. (2010b). *Surface Water Vulnerability Study : IPZ Delineation for Lemieux Island and Britannia Water Purification Plants*. Ottawa, Canada
- Baird and Associates Coastal Engineers Ltd. (2010). *Surface water vulnerability analysis. Vulnerability assessments for the Lemieux Island and Britannia water purification plants intakes* (Rapport n° 11215.102). Ottawa, Canada
- Barbeau, B., Carrière, A., et al. (2006). *Impacts des changements climatiques sur la qualité de l'eau brute à la prise d'eau principale de la Ville de Montréal*. Québec, Canada: Chaire industrielle CRSNG en traitement et distribution des eaux potables, École Polytechnique de Montréal.
- Brière, F. (2012). *Distribution et collecte des eaux* (3e édition^e éd.). Montréal, QC, Canada: Presses Internationales de l'École Polytechnique de Montréal.
- Cann, K. F., Thomas, D. R., et al. (2013). Extreme water-related weather events and waterborne disease. *Epidemiology and Infection*, 141(4), 671-686. doi:10.1017/S0950268812001653
- Cataraqui Region Conservation Authority. (2011, revised 2017). *Cataraqui Source Protection Area Assessment Report*.
- Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). (2015). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional. Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050*. Québec
- Chocat, B. (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Londres: Lavoisier Tec & Doc.
- Curriero, F. C., Patz, J. A., et al. (2001). The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994. *American Journal of Public Health*, 91(8), 1194-1199.
- Cyr, J.-F. (7 mars 2012). *Impacts potentiels des changements climatiques sur les événements hydrologiques extrêmes : sévérité des étiages et risques de crues*. Communication présentée à Colloque en Agroclimatologie, Drummondville, QC, Canada (p. 24).
- Doneker, R. L., & Jirka, G. H. (2001). CORMIX-GI systems for mixing zone analysis of brine wastewater disposal. *Desalination*, 139(1), 263-274. doi:https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00318-6

- Dorner, S. M., Anderson, W. B., et al. (2006). Hydrologic modeling of pathogen fate and transport. *Environmental Science and Technology*, 40(15), 4746-4753.
- Environnement et Changement climatique Canada. (2018). Données hydrométriques historiques tiré de https://eau.ec.gc.ca/mainmenu/historical_data_index_f.html
- Eriksson, E., Baun, A., et al. (2007). Selected stormwater priority pollutants — a European perspective. *Science of the Total Environment*, 383(1–3), 41-51.
- Fisher, H. B., List, E. J., et al. (1979). *Mixing in Inland and coastal Waters*. New-York: Academic Press.
- Fortier, C. (2013). *Impact des changements climatiques sur les débordements des réseaux d'égouts unitaires*. (Université du Québec, Québec).
- Frédéric, L., & Freddy, V. (2006). *La vulnérabilité, un concept fondamental au cœur des méthodes d'évaluation des risques naturels*.
- Gouvernement du Québec. (2014). Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection.
- Government of Ontario. (2002). *Safe drinking water Act, 2002. Ontario regulation 170/03 drinking water system*. Ontario, Canada
- Government of Ontario. (2009a). *Source protection plans under the clean water Act, 2006* (Rapport n° 010-6726). Toronto, Canada: Ministry of the Environment.
- Government of Ontario. (2009b). *Technical Bulletin: approach on scoring vulnerable surface water protection zones*. Toronto, Canada: Ministry of Environment.
- Government of Ontario. (2009c). *Technical Bulletin: climate change and the director's technical rules*. Canada: Ontario Ministry of the Environment.
- Government of Ontario. (2009d). *Technical Bulletin: delineation of intake protection zone 3 using the event based approach (EBA)*. Toronto, Canada: Ministry of the Environment.
- Government of Ontario. (2009e). *Technical rules: Assessment report clean water act 2006*. Toronto, ON, Canada: Ministry of the Environment.
- Government of Ontario. (2016). *Proposed technical rules - September 2016*. Ontario, Canada.
- Grafton, R. Q., & Little, L. R. (2017). Risks, Resilience, and Natural Resource Management: Lessons from Selected Findings†. *Natural Resource Modeling*, 30(1), 91-111. doi:10.1111/nrm.12104
- Great Lakes Environmental Research Laboratory. (2003). *Great Lakes Climate Change Hydrologic Impact Assessment*. Ann Arbor, Michigan:

- Gromaire, M.-C. (1998). *La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines*. (Ecole des Ponts ParisTech). Accessible par Agroparistech
- Health Canada. (2002). *From source to tap. The multi-barrier approach to safe drinking water*. Ottawa, Ontario, Canada: Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment.
- Hunter, P. R. (2003). Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology*, 94, 37S-46S.
- Jalliffier-Verne, I. (2015). *Débordements d'égouts unitaires et protection des sources d'eau potable : intégration des changements globaux*. (Ph. D., Polytechnique Montréal, Montréal, QC, Canada).
- Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., et al. (25-26 avr. 2013). *Modélisation hydrodynamique de la contamination en E. Coli sur la rivière des Prairies en climat actuel et futur*. Communication présentée à La recherche hydrologique au Québec, Ville de Québec, QC, Canada (p. 1).
- Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., et al. (2016). Cumulative effects of fecal contamination from combined sewer overflows: Management for source water protection. *Journal of Environmental Management*, 174, 62-70. doi:10.1016/j.jenvman.2016.03.002
- Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., et al. (2015). Impacts of global change on the concentrations and dilution of combined sewer overflows in a drinking water source. *The Science of the Total Environment*, 508, 462-476. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.11.059
- Jirka, G. H., Bleninger, T., et al. (2004). Management of point source discharges into rivers: where do environmental quality standards in the new EC-water framework directive apply? *International Journal River Basin Management*, 2(3), 225-233.
- Kamal, A., & Bennis, S. (2005). Effet d'échelle sur la simulation du ruissellement en milieu urbain. *Revue des sciences de l'eau*, 18. doi:10.7202/705558ar
- Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*.
- Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J., et al. (1994). A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *The New England Journal of Medicine*, 331(3), 161-167.
- Madoux-Humery, A.-S. (2015). *Caractérisation des débordements d'égouts unitaires et évaluation de leurs impacts sur la qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable*. (Ph.D., Polytechnique Montréal, Montréal, QC, Canada).

- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., et al. (27-28 oct. 2009). *Développement et validation d'indices d'impacts de surverses sur les prises d'eau potable*. Communication présentée à 21^e Atelier sur l'Eau Potable, Réseau Environnement, Lévis, QC, Canada (p. 23).
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., et al. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Research*, 47(13), 4370-4382. doi:10.1016/j.watres.2013.04.030
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., et al. (2016). The effects of combined sewer overflow events on riverine sources of drinking water. *Water Research*, 92, 218-227. doi:10.1016/j.watres.2015.12.033
- Maret, I., & Cadoul, T. (2008). Résilience et reconstruction durable : que nous apprend La Nouvelle-Orléans ? [Urban Resiliency and Sustainable Building: What Can We Learn from New Orleans?]. *Annales de géographie*, 663(5), 104-124. doi:10.3917/ag.663.0104
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., et al. (2016). *Développement d'indices évaluant la vulnérabilité des prises d'eau de Laval aux débordements d'eaux usées*. Montréal, QC, Canada: Chaire industrielle CRSNG en eau potable (CICEP), Polytechnique Montréal.
- Metzger, P., & D'Ercole, R. (2011). Les risques en milieu urbain : éléments de réflexion. *EchoGéo*, 18 | 2011. doi:10.4000/echogeo.12640
- Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT). (2011). *Ouvrages de surverse et stations d'épuration. Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2010*. Québec: Gouvernement du Québec.
- Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT). (2012). *Ouvrages de surverse et stations d'épuration. Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2011*. Québec: Gouvernement du Québec.
- Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT). (2013). *Ouvrage de surverse et stations d'épuration. Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2012*. Québec: Gouvernement du Québec.
- Ministère des Affaires municipales et Occupation du territoire (MAMOT). (2014). *Ouvrages de surverse et stations d'épuration. Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2013*. Gouvernement du Québec.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015). *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec.
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2011). *Guide de gestion des eaux pluviales*. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT).

- Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2014). Position sur l'application des normes pancanadiennes de débordement des réseaux d'égout municipaux.
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017). *Guide de conception des installations de production d'eau potable*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec.
- Mongelard, D. (2007). *Méthode d'analyse et de gestion du risque pour les ressources d'eau potable (Maîtrise)*. (Maîtrise ès Sciences Appliquées (M.Sc.A.), École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada).
- Mulvaney, T. J. (1851). *On the use of self-registering rain and flood gauges in making observation of the relation of rainfall and floods discharges in a given catchment*. Civil Engineers of Ireland.
- Ouranos. (2015). *Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*. Montréal, Québec
- Pigeon, P. (2002). Réflexions sur les notions et les méthodes en géographie des risques dits naturels. *Annales de géographie*, 452-470.
- Poljanšek, K., Marin Ferrer, M., et al. (2017). *Science for disaster risk management 2017: Knowing better and losing less*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Prévost, M., Madoux-Humery, A.-S., et al. (2011). *Guide d'évaluation des sources d'approvisionnement en eau potable (version finale)*. Chaire industrielle CRSNG en traitement et distribution des eaux potables (CICEP) de l'École Polytechnique de Montréal et Réseau Environnement.
- Prévost, M., Madoux-Humery, A. S., et al. (2017). *Mesures de protection des prélèvements d'eau de surface effectués à des fins de consommation humaine : aires de protection et vulnérabilité des sources*. *Revue bibliographique*. Montréal, QC, Canada: Polytechnique Montréal.
- Rechenburg, A., Koch, C., et al. (2006). Impact of sewage treatment plants and combined sewer overflow basins on the microbiological quality of surface water. *Water Science and Technology*, 54(3), 95-99.
- Rossmiller, R. L. (1980). *Some Comments on the Rational Formula*.
- Rutherford, K., Zuur, B., et al. (1994). *Resource management ideas: reasonable mixing, a discussion of reasonable mixing in water quality management*. New Zealand: Ministry for the Environment, Manatū Mō Te Taiao.
- Santé Canada. (2004). *Résumé des recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Ottawa, Ontario, Canada: Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement.

- Santé Canada. (2006a). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique Escherichia coli*. Ottawa, Ontario, Canada: Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement.
- Santé Canada. (2006b). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique. Les coliformes totaux*. Ottawa, Ontario, Canada: Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement.
- Schroeder, K., Riechel, M., et al. (2011). *Evaluation of effectiveness of combined sewer overflow control measures by operational data* (vol. 63).
- Stephens, K. A., Graham, P., et al. (2002). *Stormwater Planning: A guidebook for British Columbia*. British Columbia, Canada: Province of British Columbia.
- Tassin, B. (2005). *Calcul des débits d'eau pluviales. Méthodes non-dynamiques*.
- The Philadelphia Water Department. (2006). *The Schuylkill River Watershed Source Water Protection Plan*. Philadelphia, Pennsylvania:
- The Philadelphia Water Department. (2007). *Moving from assessment to protection. The Delaware River watershed source water protection plan*. Philadelphia, Pennsylvania
- Thomas, I., Bleau, N., et al. (2012). *Analyser la vulnérabilité sociétale et territoriale aux inondations en milieu urbain dans le contexte des changements climatiques, en prenant comme cas d'étude la Ville de Montréal*. Canada
- Toronto and Region Conservation Authority (TRCA). (2015). *Approved updated assessment report: Toronto and region source protection area*.
- United States Environmental Protection Agency. (1983). *Results of the Nationwide Urban Runoff Program*. Washington, D.C.:
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (August 6, 1996 1996). *1996 Amendments to the safe drinking water Act, Public Law 104-182*, Washington, DC, USA (p. 251).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1997). *State source water assessment and protection programs (Final Guidance)* (Rapport n° EPA 816-R-97-009). Washington, DC, USA: Office of Water.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2004). *Report to Congress on impacts and control of combined sewer overflows and sanitary sewer overflows*. Washington, DC, USA: Office of Water.
- Water Research Foundation. (2016). *A Methodology for locating and managing dynamic potential source water contaminant data*.

- World Health Organisation (WHO). (2016). *Protecting surface water for health. Identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments*. Geneva, Switzerland
- World Health Organization (WHO). (2008). *Guidelines for drinking water-quality. Third Edition incorporating the First and Second addenda Edition (Volume 1). Recommendations*. Geneva, Switzerland
- Young, I., Smith, B. A., et al. (2015). A systematic review and meta-analysis of the effects of extreme weather events and other weather-related variables on *Cryptosporidium* and *Giardia* in fresh surface waters. *Journal of Water and Health*, 13(1), 1-17. doi:10.2166/wh.2014.079
- Zoppou, C. (2001). Review of urban storm water models. *Environmental Modelling and Software*, 16(3), 195-231.

ANNEXE 1 : FICHE DE CARACTÉRISATION DES DÉBORDEMENTS D'EAUX USÉES POUR UN BDU

La fiche est donnée selon l'état de son avancement à la date du dépôt de ce mémoire, à savoir le 30 Octobre 2018.

1 ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RISQUE: MÉTHODE ALTERNATIVE POUR LES DÉBORDEMENTS D'EAUX USÉES

En se basant sur les informations disponibles aux municipalités québécoises, il n'est pas possible d'appliquer les directives du guide sur l'évaluation du potentiel de risque (section 4.3.4, p.79 GUIDE) aux rejets récurrents d'eaux usées rejetés par un ouvrage de débordement. Cette impossibilité d'appliquer le GUIDE peut être expliquée par plusieurs facteurs. Les principales informations qui peuvent être inventoriées pour les analyses de la vulnérabilité sont les fréquences et les durées des événements de débordement aux points de rejet des BDU. **Aucun suivi de la qualité de l'eau ou des débits des événements de débordement ne sont réalisés.** On peut donc conclure que les informations disponibles aux municipalités ne sont pas suffisantes pour estimer une concentration d'un contaminant ou un groupe de contaminant qui pourrait être transporté au site de prélèvement. **C'est pour cela qu'une nouvelle approche pour évaluer le potentiel de risque, avec les informations disponibles, est proposée.**

1.1 Proposition d'indices de débordement d'eaux usées par BDU unitaire et pseudo-sanitaire dans une aire intermédiaire d'un site de prélèvement

Deux indices sont proposés pour estimer le potentiel de risque associé aux débordements d'eaux usées (DEU) issus d'un BDU dans le cadre des limites des informations disponibles :

- Le premier indice (I_{DEU}) donne un résultat qui permet de comparer le niveau de risque potentiel que peuvent représenter les rejets de débordements d'eaux usées de plusieurs BDU évalués avec le même indice.
- Le deuxième indice ($I_{DEU \text{ Aire Int.}}$) permet une comparaison entre les BDU dans une même aire intermédiaire d'un site de prélèvement.

1.1.1 Paramètres des indices

Les indices de débordements d'eaux usées sont composés des paramètres suivants : le diamètre de la conduite au point de rejet, la distance riveraine entre le point de rejet et le site de prélèvement, la durée cumulée des débordements sur une année en heure (moyenne de 4 années de données consécutives) et la population drainée par le BDU (tableau 3).

Tableau 1. Description des sources de données et des rôles des différents paramètres proposés dans l'indice de rejet par BDU unitaires et pseudo-sanitaires.

Paramètres	Acronyme	Rôle dans l'indice de rejet	Hypothèses posées pour le calcul de l'indice Rejet	Indice de rejet
Diamètre carré des conduites au point de rejet	$diamètre^2$	Représente le flux de débordement d'un rejet au cours d'eau.	La conduite est pleine au moment du débordement	I_{DEU} $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$
Logarithme népérien de la distance riveraine	$\ln(dist \text{ riveraine})$	Maximise l'impact des points de rejet situés à proximité du site de prélèvement.	- Écoulement est permanent et uniforme, - Des lignes de courant ne se déforment pas et constituent des trajectoires de particules d'eau, - Un débit constant est estimé en régime moyen ou en étiage, * - Débit et hauteur d'eau sont indépendants du temps.	I_{DEU}
Durée cumulée sur une année en heure, moyenne étant faite sur 4 années consécutives	$\sum durée \text{ débordement (heure)}$	Simule l'amplitude du déversement d'eaux usées.	Les cinq années suivies sont représentatives des conditions normales de la surverse	I_{DEU} $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$
Population par BDU	$Population_{BDU}$	Approximation de la concentration d'eaux usées aux points de rejet	La population n'a pas changé significativement depuis le dernier recensement de Statistique Canada	I_{DEU} $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$

Calcul de la distance riveraine

La distance riveraine entre la prise d'eau et l'émissaire de rejet des surverses est mesurée à l'aide d'un logiciel d'analyse géospatial (AutoCAD Map 3D, ArcGIS, QGIS, etc.) à partir d'orthophotos. L'estimation de cette distance est relativement simple, toutefois, dans le cas de berges irrégulières, la distance riveraine peut surestimer la trajectoire du courant des points de rejets hors rive.

Étapes à suivre :

1. Tracer une ligne perpendiculaire à partir d'un émissaire de débordement jusqu'à la rive la plus proche,

2. Tracer une ligne perpendiculaire entre le site de prélèvement et la rive la plus proche,
3. Mesurer la distance riveraine entre les deux points en rive en suivant la berge pour prendre en considération les lignes d'eau et la trajectoire de l'écoulement.

Calcul de la population résidentielle du BDU

Avec un logiciel d'analyse géospatiale, définir les aires de chaque BDU de l'aire intermédiaire du site de prélèvement. La population de chaque BDU peut être calculée de manière précise grâce à l'utilisation des données de recensement sur les îlots de diffusion¹. Étapes à suivre :

1. Télécharger le fichier de limite cartographique représentant les régions, disponible sur le lien suivant :

<https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/bound-limit/bound-limit-2016-fra.cfm>

Dans l'onglet « option pour fichier de limite », choisir la langue et le format de votre choix. Puis dans l'onglet « fichier de limite », choisir « îlot de diffusion ».

¹ Un îlot de diffusion est un territoire dont tous les côtés sont délimités par des rues et/ou des limites de régions géographiques normalisées. L'îlot de diffusion est la plus petite unité géographique pour laquelle les chiffres de population et des logements sont diffusés. Les îlots de diffusion couvrent tout le territoire du Canada. Statistiques Canada (Recensement 2016)



Statistique

Canada

Statistics

Canada

English

Rechercher dans le site Web

Sujets

Données

Analyses

Références

Géographie

Programme du recensement

Enquêtes et programmes statistiques

À propos de StatCan

Canada.ca

Accueil

Programme du recensement

Géographie

Fichiers des limites

Recensement de 2016 - Fichiers des limites

Recensement de 2016 - Fichiers des limites

Il y a deux types de fichiers des limites: cartographique et numérique. Les fichiers des limites cartographiques présentent les régions géographiques en utilisant seulement les principales rives de la masse continentale du Canada et ses îles côtières. Les fichiers numériques des limites présentent, quant à eux, la totalité du territoire des régions géographiques, incluant les rives.

Un guide de référence est inclus.

Options pour fichiers des limites

Afin de télécharger ce produit, veuillez sélectionner parmi les choix suivants :

Langue

☐ Anglais
☒ Français

Format

☒ ArcGIS® (.shp)
☐ Geography Markup Language (.gml)
☐ MapInfo® (.tab)

Figure 1 : Exemple de choix d'option pour les fichiers de limite

Région géographique ou caractéristique hydrographique	Fichier des limites cartographiques	Fichier numérique des limites	Fichier hydrographique
Provinces / territoires	☐	☐	...
Circonscriptions électorales fédérales (Ordonnance de représentation de 2013)	☐	☐	...
Régions économiques	☐	☐	...
Divisions de recensement	☐	☐	...
Régions agricoles de recensement	☐	☐	...
Subdivisions de recensement unifiées	☐	☐	...
Subdivisions de recensement	☐	☐	...
Aires de diffusion agrégées	☐	☐	...
Régions métropolitaines de recensement et agglomérations de recensement	☐	☐	...
Secteurs de recensement	☐	☐	...
Aires de diffusion	☐	☐	...
Îlots de diffusion	☒	☐	...
Localités désignées	☐	☐	...
Centres de population	☐	☐	...
Écoumène de population	☐	...	...
Écoumène agricole	☐	...	...
Régions de tri d'acheminement ⚠	☐	☐	...

Figure 2 : Sélection de « îlot de diffusion » dans l'onglet « fichier de limite »

2. Importer le fichier de limites cartographiques avec le logiciel d'analyse géospatiale sur le document où se trouvent les BDU. Puis découper le fichier de limites cartographiques avec les aires de chaque BDU. L'objectif est de définir les îlots de diffusion propres à chaque BDU.

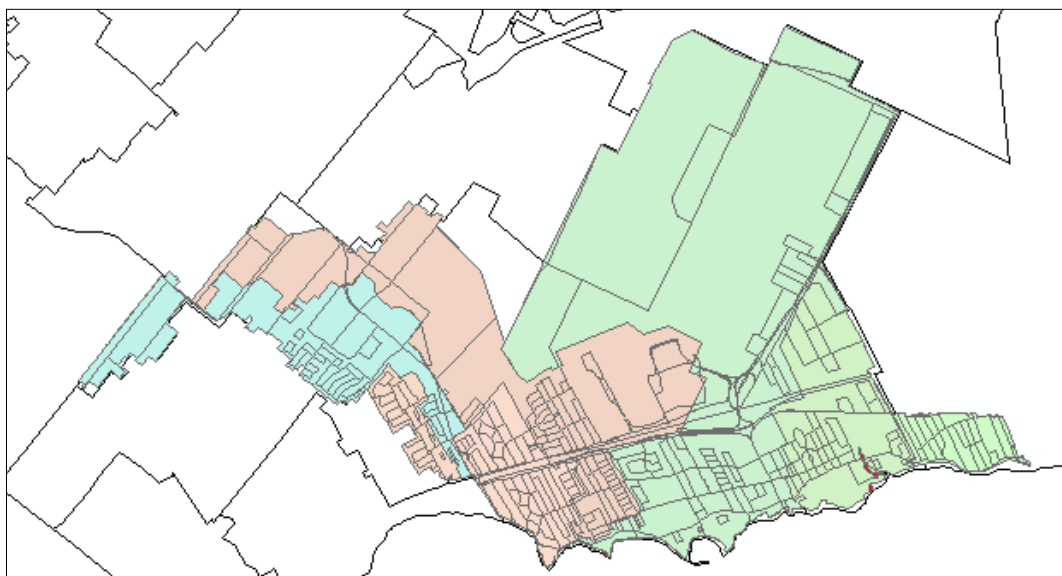


Figure 3: Exemple de découpage du fichier de limites cartographiques avec les aires de BDU (chaque zone de couleur correspond à un BDU, chaque BDU est composé d'îlot de diffusion)

De ce découpage, tirer la liste des îlots de diffusion concernés par l'étude puis l'exporter sur Excel.

3. Joindre au fichier de limites cartographiques ses attributs géographiques :
 - Télécharger le fichier Excel disponible sur le lien suivant :
<https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/ref/att-fra.cfm>
 - Sélectionner dans ce fichier Excel uniquement les données sur les îlots de diffusion concernés dans l'étude (sélection possible grâce à la liste Excel des îlots de diffusion concernés par l'étude faite à l'étape 2),
 - Créer un nouveau fichier Excel à partir de la sélection.
4. Calculer la population précise de chaque BDU :

- Pour chaque îlot de diffusion, la population est disponible sous le sigle « DBpop2016/IDpop2016 »,
- La population totale du BDU est la somme de la population de chaque îlot de diffusion,
- Pour le cas d'îlot de diffusion non compris entièrement dans le BDU, recalculer la densité de population de l'îlot puis l'appliquer sur la surface de l'îlot comprise dans le BDU.

Nota : Il est possible de calculer la surface de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU grâce aux outils mis à disposition dans le logiciel d'analyse géospatial.

Équation 1. Densité de population

$$\text{densité de population} \left(\frac{\text{pop}}{\text{km}^2} \right) = \frac{\text{Population totale de l'îlot (ha)}}{\text{Surface totale de l'îlot (km}^2\text{)}}$$

Équation 2. Population de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU

$$\text{Population}_{\text{îlot de diffusion}} = \text{densité de population} \left(\frac{\text{pop}}{\text{km}^2} \right) * \text{surface de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU}$$

1.1.2 Indice de débordement d'eaux usées (I_{DEU}) par BDU pour partage intermunicipal

1. Calculer l'indice I_{DEU} via l'équation 3. Cet indice permet de calculer un résultat sans unités,

Équation 3. Indice de rejet BDU.

$$I_{DEU} = \text{diamètre}^2 * \sum \text{durée débordement (heure)} * \text{Population}_{BDU}$$

2. Compiler les résultats des indices pour chaque BDU dans un tableau,
3. Évaluer la gravité en fonction des seuils disponibles à la section 1.1.4,
4. Transmission de l'information aux autres municipalités.

1.1.3 Indice de débordement d'eaux usées ($I_{DEU \text{ Aire Int.}}$) par BDU pour l'analyse de l'aire intermédiaire d'un site de prélèvement

1 Calculer l'indice $I_{DEU \text{ Aire Int.}}$, via l'équation 4,

Équation 4. L'indice de rejet BDU d'une aire intermédiaire d'un site de prélèvement.

$$I_{DEU \text{ Aire Int.}} = \frac{\text{diamètre}^2}{\ln(\text{dist riveraine})} * \sum \text{durée débordement (min)} * \text{Population}_{BDU}$$

2 Compiler les résultats des indices pour chaque BDU dans un tableau,

3 Prioriser les BDU les plus problématiques au sein de l'aire intermédiaire en fonction des seuils disponibles à la section 1.1.4.

1.1.4 Analyse de l'indice rejet

Afin de pouvoir quantifier le potentiel de risque associé aux BDU et les prioriser entre eux, comparer les résultats obtenus aux seuils disponibles au **tableau 4**.

Le BDU est jugé potentiellement problématique pour le site de prélèvement en fonction du seuil qu'il dépasse.

L'équation 2 génère un résultat qui permet une comparaison entre des BDU à proximité d'autres sites de prélèvement et dans d'autres municipalités.

Le deuxième indice (équation 3), l'indice de rejet BDU de l'aire intermédiaire permet de prioriser les BDU unitaires ou pseudo-sanitaires les plus menaçants pour le site de prélèvement étudié.

Tableau 4. Seuil de risques

	Seuil risque faible	Seuil risque moyen	Seuil risque élevé	Seuil risque très élevé
I_{BDU}	250	26 000	280 000	22 700 000
$I_{BDU \text{ Aire Int.}}$	25	3 000	37 000	3 700 000