

**Titre:** Planification stratégique des infrastructures vertes en climat froid:  
Title: modélisation de la gestion de la neige à partir d'une étude de cas

**Auteur:** Garance Gougeon  
Author:

**Date:** 2023

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Gougeon, G. (2023). Planification stratégique des infrastructures vertes en climat  
Citation: froid: modélisation de la gestion de la neige à partir d'une étude de cas [Master's  
thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/10740/>

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

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/10740/>  
PolyPublie URL:

**Directeurs de  
recherche:** Françoise Bichai, & Danielle Dagenais  
Advisors:

**Programme:** Génie civil  
Program:

**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

**Planification stratégique des infrastructures vertes en climat froid :  
modélisation de la gestion de la neige à partir d'une étude de cas**

**GARANCE GOUGEON**

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

Décembre 2022

© Garance Gougeon, 2022.

# **POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé:

## **Planification stratégique des infrastructures vertes en climat froid : modélisation de la gestion de la neige à partir d'une étude de cas**

présenté par **Garance GOUGEON**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

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

**Dominique CLAVEAU-MALLET**, présidente

**Françoise BICHAI**, membre et directrice de recherche

**Danielle DAGENAIS**, membre et codirectrice de recherche

**Sophie DUCHESNE**, membre externe

**Gilles RIVARD**, membre externe

## REMERCIEMENTS

Je remercie profondément Françoise Bichai de m'avoir accueillie dans son groupe de recherche et donné l'opportunité de réaliser mon projet de maîtrise sous sa direction bienveillante. Je remercie ma co-directrice Danielle Dagenais pour sa disponibilité et son soutien tout au long du projet. Je remercie Martijn Kuller et Sarah Dorner pour leur grande aide. Je remercie chaleureusement mes collègues et amies Sandrine Lacroix, Justine Petrucci et Florence Lemieux-Chalifour, qui ont grandement facilité les heures passées sur SWMM. Je remercie également tous les « amis de SSANTO » et membres du groupe RAEV pour leur bonne humeur et leur contribution à un environnement de recherche chaleureux.

## RESUME

Plusieurs études menées sur la composition de la neige usée dans différents pays ont révélé des taux préoccupants de métaux lourds, de matières en suspension (MES) et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) surtout dus aux activités humaines liées au transport. De grandes quantités d'ions chlorure ( $\text{Cl}^-$ ) et sodium ( $\text{Na}^+$ ) provenant des sels utilisés pour sécuriser les routes en hiver ont également été observées. Une revue de la littérature a permis d'identifier les infrastructures vertes (IV) les plus appropriées pour le traitement des eaux de fonte des neiges. Les cellules de biorétention se sont avérées capables de réduire plusieurs polluants jusqu'à 90% en masse. Pour étudier plus en détail les performances des biorétentions dans des conditions de climat froid, le modèle de gestion des eaux pluviales de la US EPA *Storm Water Management Model* (SWMM) a été utilisé pour modéliser la fonte des neiges d'un bassin versant dans une ville de taille moyenne au Québec, Canada. Des simulations en continue sur toute la période hivernale ont été effectuées en utilisant les données météorologiques de trois hivers. Les polluants communément trouvés dans la neige ( $\text{Cl}^-$ , MES, Pb, Zn et Cr) ont été ajoutés au modèle en utilisant leurs concentrations moyennes par événement (*event mean concentration*, EMC) trouvées dans la littérature. Ce modèle a servi de support pour caractériser les impacts des biorétentions sur la fonte des neiges selon différents scénarios d'implémentation spatiale. Les performances des biorétentions dépendaient de l'utilisation du sol et des procédures de gestion de la neige. Les meilleures performances ont été observées lorsque les biorétentions étaient implantées sur les routes industrielles. La méthode simplifiée de l'EMC a permis d'étudier l'élimination des polluants en se basant sur la réduction de la charge hydraulique, ce qui tend à surestimer les performances de la biorétention en raison de la non prise en compte du sol gelé. La modélisation a donc servi de premier outil pour aider à identifier les sites d'implémentation capables de contrôler efficacement les ruissellements pendant la fonte des neiges, et peut donc aider à améliorer les systèmes d'aide à la décision pour la planification des IV.

## ABSTRACT

Several studies have investigated the composition of used snowmelt in different countries, revealing levels of concern of heavy metals, total suspended solids (TSS) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) due to human activities related to transportation. Large quantities of chloride (Cl) and sodium (Na<sup>+</sup>) ions from salts used to secure the roads in winter were also observed. A literature review identified the most appropriate green infrastructure (GI) practices for the treatment of snowmelt runoff. Bioretention cells were found to be able to reduce several pollutants up to 90% by mass. To further investigate bioretention performances under cold climate conditions, the US EPA Storm Water Management Model (SWMM) was used to model snowmelt for a catchment in a medium-size city in Quebec, Canada. Continuous simulations over the winter period were run using meteorological data from three winters. Pollutants commonly found in snow (Cl<sup>-</sup>, TSS, Pb, Zn and Cr) were added to the model based on literature event mean concentrations (EMC). This model served as support to characterize bioretention cell impacts on snowmelt according to different spatial implementation scenarios. Bioretention cell performances were affected by both the land use and snow management procedures. Bioretention cells showed best performances when implemented on industrial roadsides. EMC simplified modelling allowed to study the removal of pollutants based on the reduction of the hydraulic loading rate, which tends to overestimate the bioretention performances because of the non-consideration of frozen soil. Modeling serves as a first screening tool to help identifying implementation sites that can efficiently control surface runoff during snowmelt, and can help improve decision support systems for GI planning.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	III
RESUME.....	IV
ABSTRACT .....	V
TABLE DES MATIÈRES .....	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	IX
LISTE DES FIGURES.....	XI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....	XII
LISTE DES ANNEXES.....	XIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 OBJECTIFS .....	3
2.1 Objectif principal.....	3
2.2 Sous-objectifs .....	3
CHAPITRE 3 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	4
3.1 Caractérisation de la neige usée .....	4
3.2 Potentiels impacts des IV sur les eaux de fonte de neige.....	7
3.3 Impacts du froid et des sels de déglacage sur les IV .....	9
3.3.1 Mobilisation des métaux lourds .....	9
3.3.2 Accumulation des ions chlorure et sodium .....	10
3.3.3 Détérioration de la végétation par les sels.....	11
3.3.4 Effets du froid sur les IV .....	12
3.4 Synthèse : traitement des eaux de fonte de neige par les IV .....	13
3.5 Considération des climats froids par les outils de planification.....	15

CHAPITRE 4 DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL DE RECHERCHE ET ORGANISATION GÉNÉRALE DU DOCUMENT INDIQUANT LA COHÉRENCE DE L'ARTICLE PAR RAPPORT AUX OBJECTIFS DE LA RECHERCHE ..... 18

4.1 Approche préliminaire : développement d'une méthodologie pour l'implémentation de nouveaux critères dans SSANTO..... 18

4.1.1 Description de la méthode..... 18

4.1.2 Définition des zones polluées..... 20

4.1.3 Définition des zones salées ..... 22

4.2 Résultats de la première approche et motivation de l'article ..... 23

CHAPITRE 5 ARTICLE 1: STRATEGIC PLANNING OF BIORETENTION CELLS IN COLD CLIMATE CITIES: MODELLING SNOW MANAGEMENT BASED ON A CASE STUDY 25

5.1 Authors ..... 25

5.2 Abstract ..... 26

5.3 Keywords and highlights..... 27

5.4 Introduction ..... 27

5.5 Methods..... 29

5.5.1 Case study description..... 29

5.5.2 Meteorological data..... 30

5.5.3 Modeling ..... 31

5.5.4 Bioretention cell implementation modeling ..... 35

5.6 Results and Discussion..... 37

5.6.1 Urban snow simulation results ..... 37

5.6.2 Scenarios performance: the impact of bioretention cells on snowmelt..... 41

5.6.3 Recommendations for bioretention cells implementation..... 47

5.7 Conclusion.....	48
CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE .....	50
CHAPITRE 7 CONCLUSION (ET RECOMMANDATIONS) .....	53
RÉFÉRENCES.....	54
ANNEXES .....	66

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 Concentrations de polluants mesurées dans la neige usée en milieu urbain .....	5
Tableau 3.2 Enlèvements maximaux de polluants (en %) rapportés dans la littérature par différentes IV.....	7
Tableau 3.3 Impact des sels de déglçage sur les performances des IV (tous types confondus).....	9
Tableau 3.4 Considération des enjeux des climats froids dans les outils et systèmes de planification existants, adapté de Kuller <i>et al.</i> (2017) et Lacroix (2022, résultats non publiés).....	16
Tableau 4.1 Définition des zones urbaines polluées et attribution arbitraire d'un degré de pollution, adapté de Huber <i>et al.</i> (2016) .....	21
Tableau 4.2 Définition des zones urbaines salées et attribution arbitraire d'un degré de salinité ..	22
Table 5.1 Selected winters for modelling.....	30
Table 5.4 Literature-based EMC for selected pollutants and land uses .....	35
Table 5.5 Summary of bioretention cell characteristics, based on Bouattour (2021) .....	36
Table 5.6 Bioretention cells implementation scenarios .....	37
Table 5.7 Specific bioretention cell performance for pollutant loads and runoff volume reduction and infiltration volume increase summed over three winters; for different scenarios (implementation on industrial roads and parking lots (Ind), roads (R_ind), parking lots (P_ind); on residential roads (Res), roads with picked snow (Pi_res), roads with pushed snow (Pu_res)).....	44
Table 7.3 Melt factor (DHM) with respect to land use and surface type .....	73
Table 7.4 Snow covered area (ASC) fraction with respect to surface type,.....	74
Table 7.5 Runoff and infiltration total volumes in [L] comparison with and without snow modelling, summed over three winters .....	75
Table 7.6 Pollutant loads and runoff volume reduction and infiltration volume increase normalized by bioretention area summed over three winters <b>without snow modelling</b> ; for our implementation scenarios (implementation on industrial roads and parking lots (Ind), roads	

(R\_ind), parking lots (P\_ind); on residential roads (Res), roads with picked snow (Pi\_res), roads with pushed snow (Pu\_res)) .....77

Table 7.7 Set of tables: bioretention performances for different scenarios for the three winters ..78

## LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 Synthèse des IV les plus adaptées au traitement des eaux de fonte de neige .....	14
Figure 4.1 Méthodologie pour l’implémentation des nouveaux critères pour le traitement des eaux de fonte de neige dans SSANTO.....	19
Figure 4.2 Jeux de données représentant les zones polluées (A) et salées (B) de Trois-Rivières..	23
Figure 5.1 Graphical abstract .....	27
Figure 5.2 Views of Trois-Rivières, Canada (A) and of the studied catchment with land uses and separate sewer network (B).....	30
Figure 5.3 Conceptual diagram of global SWMM modeling.....	31
Figure 5.7 Peak runoff, infiltration and total runoff volumes summed from the three winters for different scenarios; during snowmelt for industrial (A) and residential (B) land uses (implementation on industrial roads and parking lots (Ind), roads (R_ind), parking lots (P_ind); on residential roads (Res), roads with picked up snow (Pi_res), roads with pushed snow (Pu_res)); note the different scales .....	42
Figure 5.8 Pollutant loads summed from the three winters for different scenarios; during snowmelt for industrial (A) and residential (B) land uses; note the different scales.....	43
Figure 5.9 Bioretention cells (BR) implementation priority ranking for treating snowmelt for two objectives.....	47
Figure 7.1 Classification des nouveaux critères dans la hiérarchie d’objectifs, adapté de Lacroix (2022) .....	67
Figure 7.2 Adéquation des IV en fonction des degrés de pollution et de salinité .....	68
Figure 7.3 Vue des couches utilisées pour le jeu zones polluées .....	69
Figure 7.4 Vue des couches utilisées pour le jeu zones salées.....	70
Figure 7.5 SNOTMP calibration for 2019-2020 winter (A) and validation on 2018-2019 (B) and 2020-2021 (C) winters .....	72

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BR	<i>Bioretention cell</i> <sup>1</sup>
Cd	Cadmium
Cl	Chlorure
Cu	Cuivre
Cr	Chrome
DJMH	Débit journalier moyen en hiver
EMC	<i>Event mean concentration</i>
US EPA	<i>US Environmental protection agency</i>
Fe	Fer
Flt	Fluoranthène
GI	<i>Green infrastructure</i>
GIS	<i>Geographic Information System</i>
IV	Infrastructure verte
LID	<i>Low impact development</i>
MES	Matières en suspension
MCDA	<i>Multiple-Criteria Decision Analysis</i>
Na	Sodium
Ni	Nickel
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Pb	Plomb

---

<sup>1</sup> Les abréviations en anglais sont indiquées en italique

Phe	Phénanthrène
PSS	<i>Planification support system</i>
PST	<i>Planification support tool</i>
Pyr	Pyrène
SSANTO	<i>Spatial Suitability Analysis Tool</i>
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
TSS	<i>Total suspended solids</i>
Zn	Zinc

**LISTE DES ANNEXES**

Annexe A Première approche.....67

Annexe B Article: Supplementary material.....71

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Face aux effets négatifs grandissants de l'urbanisation et du changement climatique, les infrastructures vertes (IV) sont de plus en plus implantées partout dans le monde. Comparées aux infrastructures grises traditionnelles, les IV imitent les processus naturels pour améliorer l'infiltration et l'évaporation des eaux pluviales afin de réduire le ruissellement et d'améliorer la qualité de l'eau à la source. Ces systèmes de gestion des eaux pluviales fondés sur la nature peuvent ainsi réduire le risque de débordement des égouts unitaires et les polluants dans les ruissellements et augmenter la résilience des systèmes de drainage urbains (Fowdar *et al.* 2021). Les IV font plus largement partie des pratiques de développement à faible impact (« *low impact development* », LID) qui visent à réaménager les territoires urbains en travaillant notamment avec des systèmes végétalisés pour mieux profiter des bénéfices ou services écosystémiques qu'ils procurent. De nombreuses études rapportent les avantages socio-économiques que les IV peuvent apporter, tels que l'amélioration de l'esthétique des paysages urbains et de la biodiversité ou encore la réduction des îlots de chaleur (Dagenais *et al.* 2014 ; Kuller *et al.* 2019). L'application des IV dans le monde est de plus en plus documentée, mettant en évidence une grande variabilité des performances selon les conditions climatiques (Kõiv-Vainik *et al.* 2022). Cette observation pose un défi pour la définition de directives générales pour l'implantation des IV et freine leur déploiement à grande échelle, en particulier dans les pays au climat froid comme le Canada (Kõiv-Vainik *et al.* 2022 ; Goor *et al.* 2021 ; Li *et al.* 2021). En raison de l'importante accumulation de neige pendant l'hiver, les villes en climats froids sont confrontées à des enjeux de gestion de quantité et de qualité de l'eau. Les bancs de neige en milieux urbains sont exposés à une multitude de polluants tels que des sels de déglçage, des abrasifs, des débris, des métaux lourds et des huiles et graisses provenant des activités d'entretien des routes en hiver et de la corrosion des véhicules et des structures (Westerlund & Viklander 2011 ; Vijayan *et al.* 2019). À Montréal, Québec, 13 000 000 mètres cubes de neige usée doivent être traités chaque année (Vérificateur général 2017). Lorsque le printemps arrive, ces contaminants sont transportés par les eaux de fonte, altérant la qualité des eaux de surface et souterraines, des sols, de la flore, de la faune aquatique et terrestre (Arnott *et al.* 2020 ; Betts *et al.* 2015 ; Marsalek 2003). Les IV pourraient être un outil précieux pour réduire ces impacts néfastes si elles sont correctement conçues et placées (Gu *et al.* 2019). Afin de prioriser les sites d'implémentation d'IV, Kuller *et al.* (2019) ont proposé un nouvel outil d'analyse d'adéquation nommé SSANTO (*Spatial Suitability ANalysis TOol*). SSANTO associe des critères

biophysiques et socio-économiques, de planification et de gouvernance à des critères relatifs aux services écosystémiques rendus par les IV (Kuller *et al.* 2019). SSANTO combine l'aide à la décision multicritères (« *Multiple-Criteria Decision Analysis* », MCDA) à un système d'information géographique (« *Geographic Information System* », GIS), permettant de générer des cartes d'adéquation pour différentes IV. La prise en compte d'une multitude de critères normalement non considérés en simultané, voire complètement oubliés ou négligés, permet d'évaluer divers scénarios et ainsi de mieux comprendre et communiquer les opportunités de déploiement des IV (Kuller *et al.* 2017, 2019). Initialement développé pour Melbourne en Australie, SSANTO a été adapté pour le Québec en utilisant une ville de taille moyenne de la province comme première étude de cas (Kuller *et al.* 2019; Lacroix 2022). Ce projet a pour but d'identifier des critères de décision en lien avec la gestion des eaux de fonte de neige afin d'adapter au mieux SSANTO aux spécificités du territoire québécois et aux climats froids en général.

## CHAPITRE 2 OBJECTIFS

### 2.1 Objectif principal

Cette recherche vise à étudier l'impact des IV sur les ruissellements dus aux fontes des neiges dans les conditions d'une étude de cas au Québec afin de mieux considérer la neige lors du choix de l'emplacement et du type d'IV à utiliser. Ce projet vise à mieux adapter les outils de planification, et plus particulièrement SSANTO, aux climats froids.

### 2.2 Sous-objectifs

Afin d'atteindre l'objectif principal du mémoire, les sous-objectifs suivants ont été complétés :

- (SO-1) Identifier les contaminants contenus dans la neige usée (revue de la littérature).
- (SO-2) Identifier les IV potentiellement adaptées au traitement des eaux de fonte de neige (revue de la littérature).
- (SO-3) Identifier les lacunes des outils et systèmes de planification des IV en termes de considération des climats froids (revue de la littérature).
- (SO-4) Développer un modèle de la fonte des neiges en milieu urbain (SWMM).
- (SO-5) Évaluer l'impact de divers scénarios d'implémentation de biorétentions sur la quantité et la qualité des eaux de fonte de neige (SWMM).
- (SO-6) Formuler des recommandations sur l'implémentation stratégique des biorétentions dans les villes en climat froid.

La revue de la littérature (SO-1 à SO-3, Chapitre 3) sert de base au développement de critères spatiaux afin de prendre en compte la gestion de la neige lors du choix du type et de l'emplacement des IV dans les villes en climat froid. Une approche préliminaire pour intégrer de tels critères dans l'outil SSANTO a été proposée (Chapitre 4). L'impact de ces nouveaux critères sur les ruissellements de printemps, en prenant en compte l'accumulation et la fonte des neiges (SO-4), devait ensuite être évalué à l'aide de SWMM. Cependant, la zone modélisée s'est révélée non propice à cette étude, ce qui a engendré l'adoption d'une nouvelle stratégie qui teste différents scénarios d'implantation d'IV dans SWMM et est présentée sous forme d'article (SO-5 et SO-6, Chapitre 5).

## CHAPITRE 3 REVUE DE LA LITTÉRATURE

### 3.1 Caractérisation de la neige usée

Les eaux de ruissellement et de fonte des neiges en milieu urbain, de qualité différente des ruissellements hors période hivernale, contribuent à la détérioration de la qualité des eaux réceptrices (Minnesota Stormwater Manual 2022). L'activité humaine liée aux transports est reconnue comme source majeure de pollution des eaux urbaines (Müller *et al.* 2022). La province de Québec reçoit en moyenne 275 cm de neige par année (Gouvernement du Québec 2022a). Les bancs de neige en milieu urbain, exposés au trafic, accumulent des polluants provenant entre autres de l'usure des véhicules et des infrastructures ainsi que des épandages d'abrasif et de sels en hiver. Environ 5 millions de tonnes de sels sont épandus sur les routes au Canada chaque hiver, dont 1.5 millions au Québec (Gouvernement du Québec 2022b). Le chlorure de sodium (NaCl) est le sel le plus communément utilisé en raison de son faible coût et de son efficacité. Les polluants mesurés dans la neige usée, et leurs concentrations typiques, ont d'abord été répertoriés pour ensuite pouvoir chercher des études montrant leur enlèvement potentiel par différents types d'IV. La revue de la littérature se concentre sur les polluants conventionnels, soit les métaux lourds tels que le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le nickel (Ni), le chrome (Cr) et le cadmium (Cd), les matières en suspension (MES), les ions sodium (Na<sup>+</sup>) et chlorure (Cl<sup>-</sup>) provenant des sels de déglacage et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), spécifiquement mesurés dans la neige. Les résultats sont résumés dans le Tableau 3.1 ci-dessous.

Tableau 3.1 Concentrations de polluants mesurées dans la neige usée en milieu urbain

Caté- gorie	Polluant	Concentration 1	Source	Pays	Localisation <sup>2</sup>	Limite, eau potable <sup>4</sup>
Métaux lourds (totaux) [µg/L]	Pb	(0.6 – 567.0) 120 165 404*	Moghadas <i>et al.</i> 2015 Westerlund & Viklander 2011 Vijayan <i>et al.</i> 2019 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Suède Suède Canada	Route, TH <sup>3</sup> Route, TH Route, TH Dépôt neige	5
	Cu	(1.4 – 1 248.2) 458 905 369*	Moghadas <i>et al.</i> 2015 Westerlund & Viklander 2011 Vijayan <i>et al.</i> 2019 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Suède Suède Canada	Route, TH Route, TH Route, TH Dépôt neige	1000
	Zn	1 520 3 150 1 220*	Westerlund & Viklander 2011 Vijayan <i>et al.</i> 2019 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Suède Canada	Route, TH Route, TH Dépôt neige	5000* (Ca)
	Ni	(0.6 – 678.3) 120 81.0*	Moghadas <i>et al.</i> 2015 Westerlund & Viklander 2011 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Suède Canada	Route, TH Route, TH Dépôt neige	N/A
	Cr	(0.5 – 1 351.8) 212*	Moghadas <i>et al.</i> 2015 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Canada	Route, TH Dépôt neige	50
	Cd	1.87 (0.01 – 4.6) 1.4 4.60*	Vijayan <i>et al.</i> 2019 Moghadas <i>et al.</i> 2015 Westerlund & Viklander 2011 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Suède Suède Canada	Route, TH Route, TH Route, TH Dépôt neige	5
Inorga- niques [mg/L]	Cl <sup>-</sup>	725 (6.3 – 859.3) 123 (0 – 2 099) 299*	Vijayan <i>et al.</i> 2019 Moghadas <i>et al.</i> 2015 Westerlund & Viklander 2011 Engelhard <i>et al.</i> 2007 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Suède Suède Autriche Canada	Route, TH Route, TH Route, TH Route, TH Dépôt neige	500* (Ca)
	MES	4 800 (5 – 12 695) (220 – 8 000) (2 – 3 794) 3879*	Vijayan <i>et al.</i> 2019 Moghadas <i>et al.</i> 2015 Westerlund & Viklander 2011 Engelhard <i>et al.</i> 2007 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Suède Suède Autriche Canada	Route, TH Route, TH Route, TH Route, TH Dépôt neige	N/A
	Na <sup>+</sup>	(0.2 – 475.5) 185 000*	Moghadas <i>et al.</i> 2015 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Canada	Route, TH Dépôt neige	200* (Ca)
HAP [µg/L]	Flt	1.76 5.94*	Vijayan <i>et al.</i> 2019 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Canada	Route, TH Dépôt neige	N/A
	Phe	1.26 4.72*	Vijayan <i>et al.</i> 2019 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Canada	Route, TH Dépôt neige	N/A
	Pyr	2.31 5.15*	Vijayan <i>et al.</i> 2019 Exall <i>et al.</i> 2010	Suède Canada	Route, TH Dépôt neige	N/A
	Σ <sub>16</sub> <sup>5</sup>	2.0-6.2 9.64	Cui <i>et al.</i> 2019 Vijayan <i>et al.</i> 2019	Chine Suède	Commerce Route, TH	N/A

<sup>1</sup> Moyenne, (minimum - maximum) ou médiane\*

<sup>2</sup> Localisation de la mesure de la concentration moyenne, maximum ou médiane

<sup>3</sup> Trafic haut (TH) : > 10 000 véhicules /jour

<sup>4</sup> Norme Québécoise (Règlement sur la qualité de l'eau potable 2022), ou Canadienne (Ca, Gouvernement du Canada 2022b) lorsque non disponible pour le Québec ; \* Notme dont l'objectif est esthétique/organoleptique

<sup>5</sup> Somme des 16 HAP identifiés par l'U.S. EPA (Environmental Protection Agency)

Les concentrations limites dans l'eau potable sont ici utilisées à titre indicatif, la neige usée n'étant pas directement une source d'eau potable. D'après le Tableau 3.1, l'analyse de la neige usée dans plusieurs pays a révélé que la neige en bordure de routes très fréquentées présentait les plus hautes concentrations de polluants. Les concentrations maximales de Pb, Cu et Cr rapportées dépassent les normes québécoises pour la qualité de l'eau potable. L'accumulation de ces polluants persistants dans l'environnement et dans les organismes peut engendrer des chocs toxiques ponctuels mais aussi des effets à long terme. Ces métaux lourds d'abord déposés sur les routes proviennent de la corrosion et de l'usure des véhicules et des structures (routes et bâtiments) et des gaz d'échappement. La dispersion de ces métaux est d'autant plus grande en hiver à cause de l'utilisation intensive des freins (Cu), de pneus cloutés (Zn, Cd), de l'augmentation des gaz d'échappement (Cr, Zn, Fe) et de l'efficacité réduite des moteurs (Semadeni-Davies 2006). De plus, l'épandage de sels de déglçage multiplie entre 2 et 3 fois les dommages de la corrosion sur les véhicules (Hallberg *et al.* 2007), contribuant à l'augmentation de la pollution métallique sur les routes en hiver. L'étude de la qualité de la neige provenant d'un dépôt à neige en Ontario (Exall *et al.* 2010) montre que les concentrations en Pb, Zn et Cd sont du même ordre de grandeur que les concentrations maximales mesurées en bordure de route. Les concentrations en Cu, Ni et Cr sont respectivement 3, 8 et 6 fois moins grandes que les concentrations les plus grandes mesurées sur les routes. Le Cl<sup>-</sup> et le Na<sup>+</sup>, provenant des sels de déglçage, sont aussi retrouvés massivement dans la neige usée. Bien que leurs normes dans l'eau potable soient organoleptiques, ces éléments sont particulièrement toxiques pour l'environnement. Les chlorures (Cl<sup>-</sup>) affectent les eaux souterraines et de surface et menacent la vie aquatique (Chapra *et al.* 2009, Rivett *et al.* 2016, Lawson & Jackson 2021). Les MES proviennent des abrasifs utilisés en combinaison des sels de déglçage, de l'usure des véhicules et des structures ainsi que des divers déchets présents sur les routes. Avec les MES et les métaux lourds, les HAP sont considérés comme des « contaminants d'intérêt émergent » (Müller *et al.* 2022). Générés par les gaz d'échappement, ils sont retrouvés en grande quantité dans la neige usée et surtout dans les dépôts à neige. En résumé, le Tableau 3.1 montre que la neige accumule une multitude de polluants normalement trouvés en plus faibles concentrations dans les ruissellements. Par leur toxicité avérée sur la santé et l'environnement et leurs hautes concentrations mesurées dans la neige, les Pb, Cd et Cr sont les métaux à enlever en priorité. La présence d'HAP dans l'air est une préoccupation croissante en raison de leur cancérogénicité et mutagénicité; leur atténuation dans les ruissellements préviendrait leur transfert dans l'air et

participerait à l'effort d'amélioration de la qualité de l'air en milieu urbain (Kim *et al.* 2013). Dans une certaine mesure, les IV pourraient être utilisées afin d'atténuer les teneurs préoccupantes de ces polluants dans les ruissellements résultant de la fonte des neiges et ainsi protéger la qualité des eaux réceptrices et l'environnement.

### 3.2 Potentiels impacts des IV sur les eaux de fonte de neige

Cette section se base sur la littérature pour comparer les performances de six IV disponibles dans l'outil SSANTO sur l'atténuation des polluants identifiés dans la neige précédemment (Tableau 3.1). Les IV étudiées sont les cellules de biorétention, les noues, les étangs, les systèmes de filtration, les marais filtrants et les arbres de rue. Le Tableau 3.2 résume les enlèvements maximaux trouvés pour chacune des IV dans la littérature pour des ruissellements d'eau pluviale.

Tableau 3.2 Enlèvements maximaux de polluants (en %) rapportés dans la littérature par différentes IV

Catégorie	Polluant	Biorétentions	Noues	Étangs	Systèmes de filtration	Marais filtrants	Arbres
Métaux lourds	Pb	98 (Hsieh & Davis 2005)	75 (Stagge <i>et al.</i> 2012)	81 (Semadeni-Davies 2006)	90 (Maniquiz <i>et al.</i> 2010)	100 (Walaszek <i>et al.</i> 2018)	70 (Geronimo <i>et al.</i> 2014)
	Cu	98 (Hatt <i>et al.</i> 2009)	81 (Stagge <i>et al.</i> 2012)	50 (Semadeni-Davies 2006)	86 (Hatt <i>et al.</i> 2007)	100 (Walaszek <i>et al.</i> 2018)	70 (Geronimo <i>et al.</i> 2014)
	Zn	99 (Hatt <i>et al.</i> 2009)	93 (Stagge <i>et al.</i> 2012)	80 (Semadeni-Davies 2006)	89 (Maniquiz <i>et al.</i> 2010)	85 (Lesage <i>et al.</i> 2007)	96 (Roseen <i>et al.</i> 2009)
	Ni	-	-	41 (Semadeni-Davies 2006)	-	-	70 (Geronimo <i>et al.</i> 2014)
	Cr	100 (Li & Davis 2009)	-	39 (Semadeni-Davies 2006)	-	100 (Walaszek <i>et al.</i> 2018)	70 (Geronimo <i>et al.</i> 2014)
	Cd	92 (Wang <i>et al.</i> 2016)	72 (Stagge <i>et al.</i> 2012)	78 (Semadeni-Davies 2006)	94 (Maniquiz <i>et al.</i> 2010)	19 (Lesage <i>et al.</i> 2007)	70 (Geronimo <i>et al.</i> 2014)
Inorganiques	MES	96 (Hsieh & Davis 2005)	98 (Backstrom 2003)	93 (Wu <i>et al.</i> 1996)	99 (Hatt <i>et al.</i> 2007)	97 (Wang <i>et al.</i> 2017)	98 (Geronimo <i>et al.</i> 2014)
HAP	$\sum_{16}^1$	99 (Dibiasi <i>et al.</i> 2009)	30 (Leroy <i>et al.</i> 2016)	67 <sup>2</sup> (Boving & Neary 2007)	97 <sup>3</sup> (Ekanayake <i>et al.</i> 2021)	92 (Walaszek <i>et al.</i> 2018; Zhao <i>et al.</i> 2021)	99 (Roseen <i>et al.</i> 2009)

<sup>1</sup> Somme des 16 HAP identifiés par l'U.S. EPA (Environmental Protection Agency)

<sup>2</sup> Filtres de bois spécialement conçus pour le traitement des HAP

<sup>3</sup> Moyenne des meilleures performances d'enlèvement des acénaphthène, phénanthrène et pyrène

Les métaux lourds communément mesurés dans la neige peuvent être atténués d'au moins 70% par une ou plusieurs IV (Tableau 3.2). Le Zn et les MES sont réduits à plus de 80% par les six IV. La réduction des métaux par les IV est fortement corrélée à la réduction des MES sur lesquelles les espèces métalliques s'adsorbent (Tromp *et al.* 2012, Hallberg *et al.* 2007). Le Pb est majoritairement trouvé sous forme liée aux particules de matière dans l'eau, d'où sa réduction efficace d'au moins 70% par les six types d'IV (Sriyaraj & Shute 2001). Le Cu est atténué d'au moins 70% par toutes les IV sauf par les étangs. Le Cr est considérablement atténué (à plus de 80%) par les cellules de biorétention et les marais filtrants (Li & Davis 2009; Walaszek *et al.* 2018). Le Cd est enlevé à plus de 60% par toutes les IV sauf les marais. L'enlèvement du Ni par les IV est très peu référencé dans la littérature. Deux études trouvées ont montré que les étangs et les arbres de rue peuvent réduire de 41% et d'environ 70% les concentrations de Ni dans les ruissellements, respectivement (Semadeni-Davies 2006; Geronimo *et al.* 2014). La majorité des HAP passent au travers des noues mais sont bien retenues par les cellules de biorétention, les systèmes de filtration, les marais filtrants et les arbres de rue. Selon la synthèse des études identifiées (Tableau 3.2), les six types d'IV sont donc capables d'améliorer drastiquement la qualité de l'eau résultant de la fonte des neiges en diminuant plusieurs contaminants accumulés dans la neige en contact avec les routes polluées. Les biorétentions sont les IV les plus efficaces : elles sont capables de réduire une grande variété de polluants d'au moins 80% dont les métaux identifiés comme prioritaires (Pb, Cd et Cr) lors de l'analyse de la neige usée (Hsieh & Davis 2005; Wang *et al.* 2016; Li & Davis 2009). Les étangs, les marais filtrants et les arbres peuvent également atténuer les Pb, Cd et Cr. Cependant, les étangs naturels ne sont pas adaptés au traitement de tels polluants persistants car leurs sols se chargent en métaux lourds au cours du temps atteignant des concentrations toxiques (Sriyaraj & Shute 2001). Le marais filtrant, dont le médium peut être adapté et remplacé, est le deuxième type d'IV le plus adapté au traitement des eaux de fonte. Cependant, ce type d'IV a des performances moins homogènes que les cellules de biorétention et est notamment moins efficace pour traiter le Cd. Le système de filtration est le troisième choix, réduisant le Pb, le Cd, les MES et les HAP à plus de 90%. Les arbres, bien qu'ils puissent traiter tous les métaux lourds, présentent des taux de réduction plus faibles que les systèmes de filtration. Les noues sont efficaces pour l'atténuation du Zn, du Cu, du Pb et des MES.

### 3.3 Impacts du froid et des sels de déglacage sur les IV

#### 3.3.1 Mobilisation des métaux lourds

Les métaux lourds sont présents sous deux formes dans les eaux de ruissellement : liés à des particules, telles que les MES, ou dissous. Les métaux dissous sont des ions métalliques reconnus comme polluants persistants ayant une toxicité aiguë, et représentent à long terme une menace pour la vie aquatique et la qualité de l'eau. Le ratio entre les fractions liées et dissoutes des métaux est influencé entre autres par le régime d'écoulement, le pH, les conditions d'oxydoréduction, la température et la concentration en particules en suspension (Maniquiz *et al.* 2010). Ce ratio a un effet majeur sur les capacités des IV à réduire les métaux lourds des eaux de ruissellement : plus la part dissoute augmente, moins les métaux sont retenus par celles-ci. Plusieurs études montrent que les sels de déglacage (NaCl) peuvent influencer ce ratio en augmentant notamment la part dissoute. L'étude de Backstrom *et al.* (2003) permet de mieux comprendre les mécanismes complexes à l'origine de la mobilisation des métaux par les sels de déglacage. L'ion Na<sup>+</sup> est dit « échangeable », et peut prendre la place d'un ion métallique adsorbé sur les particules en suspension, dans les sols ou substrats des IV, provoquant leur dissolution dans les eaux de ruissellement. De plus, les ions Cl<sup>-</sup> très solubles dans l'eau, permettent de stabiliser les ions métalliques dissous en formant des complexes chlorures. Plusieurs études ont mesuré la mobilisation des métaux lourds par les sels de déglacage, impactant les performances des IV en hiver. Le Tableau 3.3 résume les résultats trouvés.

Tableau 3.3 Impact des sels de déglacage sur les performances des IV (tous types confondus)

Source Métal	Backstrom <i>et al.</i> 2003	Semadeni- Davies 2006	Hallberg <i>et al.</i> 2007	Maniquiz <i>et al.</i> 2010	Tromp <i>et al.</i> 2012	Denich <i>et al.</i> 2013	Mullins <i>et al.</i> 2020
Pb					-		
Cu							
Zn							-
Cr	-	-			-	-	-
Cd						-	-

Rouge : très mobilisé, peu retenu; Vert : peu mobilisé, bien retenu

Bien que les recherches dans ce domaine soient parfois contradictoires, le Tableau 3.3 montre que le Pb et le Cu semblent être majoritairement trouvés sous forme liée alors que le Cd et le Cr tendent à être dissous. Ces résultats semblent coïncider avec le Tableau 3.1 qui montre des taux de

réduction excellents pour le Pb et le Cu. En augmentant la salinité de l'eau du marais, les sels de déglacage causent le ralentissement de la vitesse de sédimentation des polluants (phénomène de stratification). Selon Semadeni-Davies (2006), l'efficacité des étangs à réduire les MES chute d'environ 30% en hiver. En résumé, la bonne rétention des métaux au sein des IV est possible lorsqu'ils sont sous forme de particules. L'augmentation de la salinité tend à empêcher la capture des contaminants au sein des IV, en les dissolvant et en diminuant leur sédimentation. Les IV actuelles ne sont pas capables de traiter adéquatement les contaminants mobiles, tels que les ions  $\text{Cl}^-$ , qui ne sont enlevés ni par sédimentation ni par atténuation dans les sols (Walsh *et al.* 2016). Généralement, l'efficacité des IV à réduire la concentration des métaux lourds diminue donc en hiver. De plus, les IV dont les médias se chargent en polluants tout au long de leur durée de vie et qui doivent être changés une fois saturés (systèmes de filtration, marais filtrants), doivent éviter les ruissellements chargés en sels qui risquent de les lessiver. Ces IV doivent donc être placées loin des surfaces où des sels de voirie sont utilisés massivement. Tromp *et al.* (2012) recommandent de détourner les ruissellements des IV durant l'hiver, la rétention totale des métaux et HAP étant largement compensée pendant le reste de l'année. Denich *et al.* (2013) proposent d'incorporer un système de drain aux IV, permettant de protéger les eaux souterraines en détournant les eaux hautement salées en hiver ou bien de les recharger le reste de l'année.

### **3.3.2 Accumulation des ions chlorure et sodium**

Les biorétentions et noues peuvent partiellement réduire le choc de sels en les stockant temporairement et en les infiltrant, protégeant les eaux de surface. Cependant, une fois l'hiver passé, les pluies vont lessiver les IV, provoquant le relâchement de ces sels dans les effluents. De plus, environ 80% des ions entrant dans les IV sont transportés vers les sous-sols et les eaux souterraines (Burgis *et al.* 2020, Denich *et al.* 2013, Stagge *et al.* 2012). Jusqu'à 80% des ions  $\text{Cl}^-$  peuvent être retenus dans les étangs (Semadeni-Davies 2006). Les IV tendent donc à concentrer les sels de déglacage durant les périodes hivernales, favorisant la contamination à long terme des eaux souterraines avoisinantes. La planification d'IV doit considérer ce compromis entre l'amélioration des eaux de surface au détriment de l'augmentation de la salinité des eaux souterraines. Dû à leur haute solubilité, les ions  $\text{Cl}^-$  sont plus facilement transportés vers les eaux souterraines et représentent donc une menace plus directe que les ions  $\text{Na}^+$ . Afin de protéger les eaux de surface et souterraines, il est essentiel de contrôler la quantité de sels dans les affluents.

Denich *et al.* (2013) recommandent de placer les IV dans des zones qui reçoivent des charges de sels faibles (routes de basses priorités) et de les combiner à des stratégies de gestion publiques et privées d'épandage raisonné. Burgis *et al.* (2020) et le Sustainable Technologies Evaluation Program (2022b) conseillent également d'éviter de placer des IV basées sur l'infiltration dans des zones proches de sources d'eau potable et où la quantité de sels épandue est importante. Cependant, pour les emplacements où la quantité de sels reste conséquente mais considérés comme assez loin d'une source d'eau, les IV (noues, biorétention et étangs) peuvent être utilisées en hiver et au printemps pour protéger les eaux de surface des chocs salés tout en contrôlant l'eau de pluie de manière traditionnelle le reste de l'année. Le Sustainable Technologies Evaluation Program (2022a) soutient aussi l'utilisation des IV en zone salée : les réductions des pics de concentrations et des charges de sels sont bénéfiques pour la vie aquatique. De plus, le relargage retardé des sels temporairement stockés dans les IV au printemps serait atténué par la capacité de dilution accrue des cours d'eau récepteurs pendant cette période (Sustainable Technologies Evaluation Program 2022a).

### **3.3.3 Détérioration de la végétation par les sels**

La végétation est un élément fondamental des IV, contribuant entre autres à l'enlèvement des polluants trouvés dans la neige tels que les MES, les métaux et les HAP (Dagenais *et al.* 2018). La végétation empêche le colmatage de la surface, maintient et améliore la porosité et la perméabilité du sol et établit un environnement propice pour les micro-organismes (Yavari *et al.* 2021). D'après Yavari *et al.* (2021), la végétation urbaine exposée aux sels de déglacage, et plus particulièrement aux ions  $\text{Na}^+$ , dans le sol et en tant qu'embruns salins en suspension dans l'air, peut sévèrement être altérée (brulures et chute du feuillage, perte de biomasse, mortalité...). Les végétaux semblent cependant être plus sensibles aux sels vaporisés sous forme d'embruns et d'éclaboussures qu'aux sels transportés dans les ruissellements. Le couvert neigeux fournit une protection efficace aux plantes basses contre les sels projetés. Les plantes hautes et les arbres ne bénéficient pas de cette protection et sont donc plus sévèrement affectés par les sels (Yavari *et al.* 2021). Il semble donc important de choisir l'emplacement des IV en minimisant leur exposition aux sels afin d'assurer de protéger leurs végétaux et ainsi assurer leur efficacité et durabilité. Yavari *et al.* (2021) recommandent de placer les IV dans des régions où leur exposition aux sels de déglacage est restreinte comme les zones éloignées des routes passantes. Une distance minimale de deux mètres

des routes soumises aux épandages semble être efficace pour protéger les IV des embruns et ruissellements salins (Yavari *et al.* 2021). Dans les zones de protection des sources d'eau potable, des systèmes de dérivation peuvent être utilisés pour dériver temporairement les ruissellements d'hiver fortement chargés en sels des IV vers les égouts (Sustainable Technologies Evaluation Program 2022a). Burgis *et al.* (2020) recommandent de choisir des plantes halophytes afin que les fonctions de base des IV soient assurées même en hiver. Plusieurs études indiquent qu'il existe des espèces capables de résister à des expositions en sels extrêmes, permettant de concevoir des IV pouvant recevoir des ruissellements issus de zones sujettes aux épandages de sels de voirie (Denich *et al.* 2013, Yavari *et al.* 2021, Beral 2022).

### **3.3.4 Effets du froid sur les IV**

Les régions froides requièrent des IV capables de supporter des températures basses, des cycles répétés de gel-dégel et une couverture de neige et glace. Durant les périodes de froid, les IV subissent des changements susceptibles de modifier leurs fonctionnalités et performances. Roseen *et al.* (2009) ont comparé les performances saisonnières en climats froids de cellules de biorétention, d'un système de filtration en sable, d'un marais filtrant, d'un étang, d'une noue et d'un arbre. La congélation partielle des médias ne réduisait pas forcément leur porosité et perméabilité, et n'affectait donc pas les taux de filtration et d'infiltration des eaux de ruissellement. Seules l'efficacité hydraulique et d'enlèvement des polluants des noues recouvertes d'une couche de neige et de glace ont fortement diminué. La réduction des MES par la noue a chuté de 68% en été à 13% en hiver. Les performances de réduction des MES, HAP et du Zn ne varient que très peu entre les saisons pour les systèmes de filtration. Les systèmes reposant sur la sédimentation tels que les étangs sont nettement moins efficaces en hiver : les vitesses de sédimentation diminuent de 50% en hiver à cause de l'augmentation de la viscosité due à la baisse de température et à l'augmentation de la salinité (Semadeni-Davies 2006 ; Roseen *et al.* 2009). De plus, la surface gelée diminue la capacité de stockage des étangs, rend leurs surfaces imperméables et réduit leurs activités biologiques. Généralement, les cellules de biorétention, les systèmes de filtration, les marais filtrants et les arbres sont moins affectés par les changements de saison que les noues et les étangs. L'étude de Roseen *et al.* (2009) encourage l'utilisation d'IV dans les régions froides.

LeFevre *et al.* (2009) ont étudié les performances hydrauliques de plusieurs cellules de biorétention sous des conditions expérimentales reproduisant les climats froids. Le type et la qualité du sol de

la cellule influencent plus fortement les taux d'infiltration que la présence ou la profondeur du gel. Les études de Denich *et al.* (2013) et Ding *et al.* (2019) montrent que les changements de saison tendent à augmenter la porosité des substrats des cellules de biorétentions contenant une masse organique élevée. L'action du gel et du dégel favorise l'augmentation de l'espace interstitiel entre les agrégats du sol, augmentant sa porosité et donc les taux d'infiltration. Bien que ces études montrent que les cellules de biorétention peuvent supporter des hauts taux d'infiltration en hiver, ce phénomène risque entre autres de faciliter la pénétration des polluants solubles plus profondément dans les sols. Cette observation soutient la recommandation d'éviter de superposer des cellules de biorétention au-dessus de nappes vulnérables afin de les protéger de la contamination par le sel et les métaux lourds mobilisés. Un suivi sur un an de biorétention implantée sur aire de stationnement proche de Montréal, Québec, Canada, a montré qu'en hiver la cellule de biorétention retenait 1.7 fois moins bien les ruissellements qu'en été (Géhéniau *et al.* 2015). Bien que l'enlèvement des MES soit constant, les concentrations en métaux lourds tel que le Cu étaient parfois plus élevées dans les effluents.

La couverture neigeuse fournit une isolation thermique aux plantes, permettant de conserver leur activité parfois même en hiver. Cependant l'activité des micro-organismes tend à diminuer en hiver, affectant notamment l'enlèvement des HAP. Plusieurs études, dont une réalisée au Canada, montrent qu'il n'y a pas de différences d'efficacité pour la réduction des MES dans les marais filtrants entre les saisons froide et chaude (Wang *et al.* 2017). La revue de la littérature de Wang *et al.* (2017) montre aussi que les performances de réduction des MES dans les régions froides sont comparables ou meilleures par rapport aux régions tropicales. La réduction des métaux par les plantes varie avec les saisons. Les réductions du Pb et du Cu chutent d'environ 10% et celle du Cr de 20% en hiver. De plus, la présence de végétaux semble bénéfique, apportant une protection thermique additionnelle au système empêchant la formation de glace (Wang *et al.* 2017). Les marais filtrants sont donc adaptés aux traitements de certains polluants contenus dans la neige usée en restant efficaces en hiver.

### **3.4 Synthèse : traitement des eaux de fonte de neige par les IV**

La Figure 3.1 ci-dessous résume graphiquement la revue de la littérature afin d'évaluer quelles IV sont potentiellement les plus adaptées au traitement des eaux de fonte de neige.

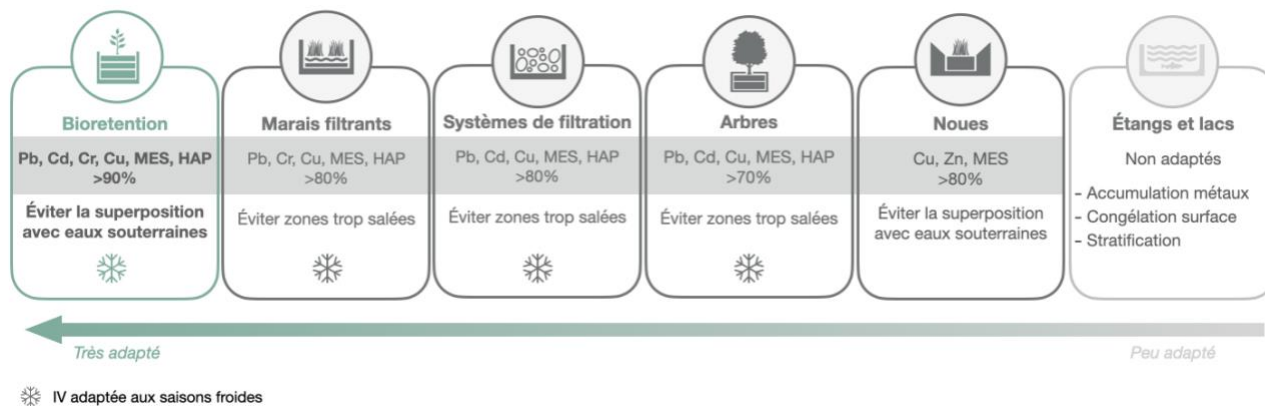


Figure 3.1 Synthèse des IV les plus adaptées au traitement des eaux de fonte de neige

Les cellules de biorétention ont été identifiées comme les meilleures IV disponibles dans SSANTO pour la gestion des eaux de fonte de neige (Figure 3.1), réduisant dans les meilleurs cas au moins 90% de plusieurs contaminants. Dans l'ordre, les marais filtrants, les systèmes de filtration et les arbres de rue sont les IV suivantes les plus adaptées. Les noues restent efficaces pour réduire le Pb, le Cu et les HAP. Cependant, selon les critères choisis, les étangs et lacs ne sont pas adaptés au traitement des eaux de fonte de neige : les métaux lourds s'accumulent dans leurs substrats rarement entretenus, la congélation de leurs surfaces diminue leur capacité de stockage et les rend imperméables et l'augmentation de la salinité et la baisse de la température réduisent les vitesses de sédimentation. D'après la littérature, les IV tendent à concentrer les sels de déglaceage durant les périodes hivernales, favorisant la contamination à long terme des sols et des eaux de surface et souterraines adjacentes. Les IV basées sur l'infiltration (cellules de biorétention et noues) peuvent être utilisées en hiver pour protéger les eaux de surface des chocs salés à condition qu'elles ne soient pas situées au-dessus de nappes souterraines vulnérables. Les IV filtrantes (systèmes de filtration, marais filtrants et arbres de rue) qui stockent les polluants sur plusieurs années doivent absolument éviter d'être "lavées" par les eaux chargées en sel et doivent donc être placées loin des zones où la masse de sels épandue est importante. Les taux d'infiltration des cellules de biorétention peuvent être affectés par la congélation partielle de leurs substrats mais le couvert neigeux les isole thermiquement et protège les végétaux herbacés contre les éclaboussures de sels de déglaceage. Les marais filtrants et les systèmes d'infiltration restent aussi efficaces lors des saisons froides. Walsh *et al.* (2016) notent que l'implémentation de simples solutions telles que l'utilisation de plantes tolérantes aux sels ou le redimensionnement des IV en prenant en compte l'impact des fluctuations saisonnières, permettrait de maintenir l'efficacité des IV et ainsi de répondre aux objectifs attendus.

À noter que ce travail opte pour le meilleur scénario en référençant les « meilleures » performances trouvées dans la littérature. Les performances des IV sont très variables et dépendent fortement des conditions environnantes. De plus, dû à un manque de données sur les teneurs en nutriments dans la neige usée, ce sujet n'est pas abordé ici bien que plusieurs études montrent que les IV peuvent réduire les concentrations en phosphore et en azote.

### **3.5 Considération des climats froids par les outils de planification**

Bien que l'implémentation d'IV en milieu urbain ne cesse de progresser, leur planification se fait souvent au cas par cas, manquant de stratégie à long terme et entraînant un positionnement sous-optimal en termes de fonctionnement et de bénéfices capitalisés (Kuller *et al.* 2019). Pour remédier à ce problème, de nombreux outils et systèmes d'aide à la planification (« *planification support tools* », PST et « *planification support systems* », PSS) ont émergé dans le monde entier depuis le début du siècle. En considérant une multitude de critères simultanément, les PST et PSS facilitent l'identification et la hiérarchisation des sites d'implémentation des IV (Kuller *et al.* 2017, 2019). L'outil SSANTO est en cours d'adaptation pour le Québec (Lacroix 2022). Cependant, sa version originale développée à partir d'une étude de cas sur la ville de Darebin, en Australie, n'inclut pas de critères liés à la gestion de la neige. Une revue des PSS et PST existants a été effectuée afin d'identifier leurs lacunes quant à la considération des climats froids lors de l'évaluation des performances et de la planification des IV. La revue s'est basée sur la recherche de critères telle que la température, la neige et la qualité de l'eau. Ce dernier aspect a été choisi car la neige usée étant une source de pollution (Tableau 3.1), elle représente un enjeu pour la qualité de l'eau. Certains outils ont volontairement été omis dû à un manque d'informations ou lorsqu'ils sont orientés vers des enjeux purement sociétaux ou de gouvernance. Les résultats sont résumés dans le Tableau 3.4 ci-dessous.

Tableau 3.4 Considération des enjeux des climats froids dans les outils et systèmes de planification existants, adapté de Kuller *et al.* (2017) et Lacroix (2022, résultats non publiés)

Catégorie	Sous-catégorie	Outil	Référence	Origine	Applicable aux climats froids	Considération de la qualité de l'eau
IV comme une partie du cycle de l'eau urbain	Modèles de bilan hydrique <sup>1</sup>	Urban Water Optioneering Tool (UWOT)	Makropoulos <i>et al.</i> 2008	Grèce	Oui, température	Non
		Aquacycle	Mitchell <i>et al.</i> 2001	Australie	Non	Non
		UVQ	Mitchell <i>et al.</i> 2003	Australie	Non	Oui, basé sur l'utilisation du sol
		UrbanCycle	Hardy <i>et al.</i> 2005	Australie	Non	Non
		City Water Balance (CWB)	Last 2011	Royaume-Uni	Non	Oui, basé sur l'utilisation du sol
	Modèles hydrauliques et hydrologiques	MUSIC	eWater 2011	Australie	Non	Oui, basé sur les concentrations dans les ruissellements
SWMM		Rossman 2015	États-Unis	Oui, modélisation du manteau neigeux	Oui, basé sur les concentrations dans les ruissellements	
IV comme une partie de la gouvernance	Simulation de planification	UrbanBEATS	Bach 2014	Australie	Non	Oui, basé sur le potentiel de réduction des polluants par les IV et l'utilisation du sol
		SUSTAIN-EPA	Lee <i>et al.</i> 2012	États-Unis	Non	Oui, basé sur les concentrations dans les ruissellements
		Adaptation support tool (AST), maintenant CRCTool	Voskamp & Ven 2015	Non spécifié	Non	Oui
	Sélection de la technologie	SUDSLOC	Ellis & Viavattene 2014	Royaume-Uni	Non	Oui, basé sur le potentiel de réduction des polluants par les IV
		Climate app	Bosch Slabbers <i>et al.</i> 2016	Non spécifié	Non	Non
		Green-blue grids	Atelier GroenBlauw 2016	Pays-Bas	Non	Non
	Évaluation technologique	Benefits of SuDS Tool (BeST)	Digman <i>et al.</i> 2015	Royaume-Uni	Non	Oui
		Green Values Stormwater Management Calculator	CNT 2009	États-Unis	Non	Non
		E <sup>2</sup> STORMED	Morales-Torres <i>et al.</i> 2016	Espagne	Oui, température en hiver	Oui, basé sur le potentiel de réduction des polluants par les IV et l'utilisation du sol
		Cadre KPI	Chow <i>et al.</i> 2015	Royaume-Uni	Non	Non
		L-THIA/LID	Chen <i>et al.</i> 2019	États-Unis	Non	Oui, basé sur les concentrations dans les ruissellements
	Évaluation de l'adéquation spatiale	SSANTO	Kuller <i>et al.</i> 2019	Australie	Non	Oui, contamination des sols
		GIP-SWMM	Shojaeizadeh <i>et al.</i> 2021	Non spécifié	Oui, modélisation du manteau neigeux	Oui, basé sur le potentiel de réduction des polluants par les IV et l'utilisation du sol

<sup>1</sup> Ces modèles sont utilisés dans un but de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain, plutôt que pour les IV de manière isolée.

Tableau 3.4 (suite) Considération des enjeux des climats froids dans les outils et systèmes de planification existants, adapté de Kuller *et al.* (2017) et Lacroix (2022, résultats non publiés)

Catégorie	Sous-catégorie	Outil	Référence	Origine	Applicable aux climats froids	Considération de la qualité de l'eau
IV comme une partie de la forme urbaine	Analyse de scénarios <sup>1</sup>	DAnCE4Water	Rauch et al. 2015	Australie	Non	Oui, basé sur le potentiel de réduction des polluants par les IV et l'utilisation du sol
		CLASIC TOOL	WEF 2022	États-Unis	Non	Oui

<sup>1</sup>Ces modèles sont utilisés dans un but de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain, plutôt que pour les IV de manière isolée.

D'après le Tableau 3.4, seuls 18% des outils et systèmes de planification de gestion intégrée de l'eau en milieu urbain et d'IV sont applicables ou potentiellement applicables aux climats froids. Seuls les outils SWMM (*Storm Water Management Model*), et donc GIP-SWMM (*Green Infrastructure Placement Tool* couplé à SWMM, Shojaeizadeh *et al.* 2021), permettent de modéliser le manteau neigeux. Cependant, 68% des outils et systèmes listés considèrent la qualité de l'eau, dont 40% se basent sur l'utilisation du sol et 27% directement sur les concentrations dans les ruissellements pour prédire l'effet de la planification sur la qualité. SSANTO permet de considérer la qualité de l'eau en se basant sur des données de contamination des sols. Ces résultats montrent que la majorité des outils considèrent la qualité de l'eau, grandement dépendante de la neige usée dans les milieux urbains en climat froid, mais n'inclut pas la neige et le froid directement. Les revues récentes des outils de planification par Voskamp *et al.* (2021) et Ferrans *et al.* (2022) montrent aussi que la grande majorité ne permet pas de considérer les caractéristiques des climats froids lors du choix d'emplacement des IV ou de leur conception. Pour améliorer la planification stratégique des IV dans les régions au climat froid, ces outils doivent donc être mieux adaptés pour prendre en compte la neige usée et les habitudes de gestion de la neige. Il serait aussi pertinent de considérer la variation des performances des IV en hiver notamment à cause du gel, lors du dimensionnement des IV par exemple.

## **CHAPITRE 4 DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL DE RECHERCHE ET ORGANISATION GÉNÉRALE DU DOCUMENT INDIQUANT LA COHÉRENCE DE L'ARTICLE PAR RAPPORT AUX OBJECTIFS DE LA RECHERCHE**

### **4.1 Approche préliminaire : développement d'une méthodologie pour l'implémentation de nouveaux critères dans SSANTO**

#### **4.1.1 Description de la méthode**

SSANTO permet de calculer l'adéquation des futurs sites d'implémentation d'IV pour une ville donnée en considérant une multitude de critères simultanément tels que la pente, l'utilisation du sol ou encore les îlots de chaleur (Kuller *et al.* 2019). Chaque critère considéré est représenté sous forme de jeu de données spatiales. La revue de littérature (Chapitre 3) visait à identifier les informations pertinentes pour ensuite identifier des jeux de données spatiales qui pourraient être utilisés pour soutenir des décisions sur l'emplacement des IV en fonction de critères de gestion de la neige. La revue de la littérature a ainsi révélé le double enjeu du traitement des eaux de fonte de neige par les IV : afin d'améliorer la qualité et réduire la quantité des ruissellements, les IV doivent être placées à proximité de la neige polluée mais aussi loin des sels de déglacage potentiellement néfastes pour les eaux souterraines et pour les performances des IV. Afin de refléter cette dualité, deux nouveaux jeux de données décrivant spatialement les zones polluées et salées ont été créés, représentant deux nouveaux critères à implémenter dans SSANTO : la pollution et la salinité. Toutes les informations géospatiales ont été traitées à l'aide du logiciel d'information géographique ArcGIS Pro (2021). La Figure 4.1 ci-dessous résume schématiquement la méthode globale appliquée.

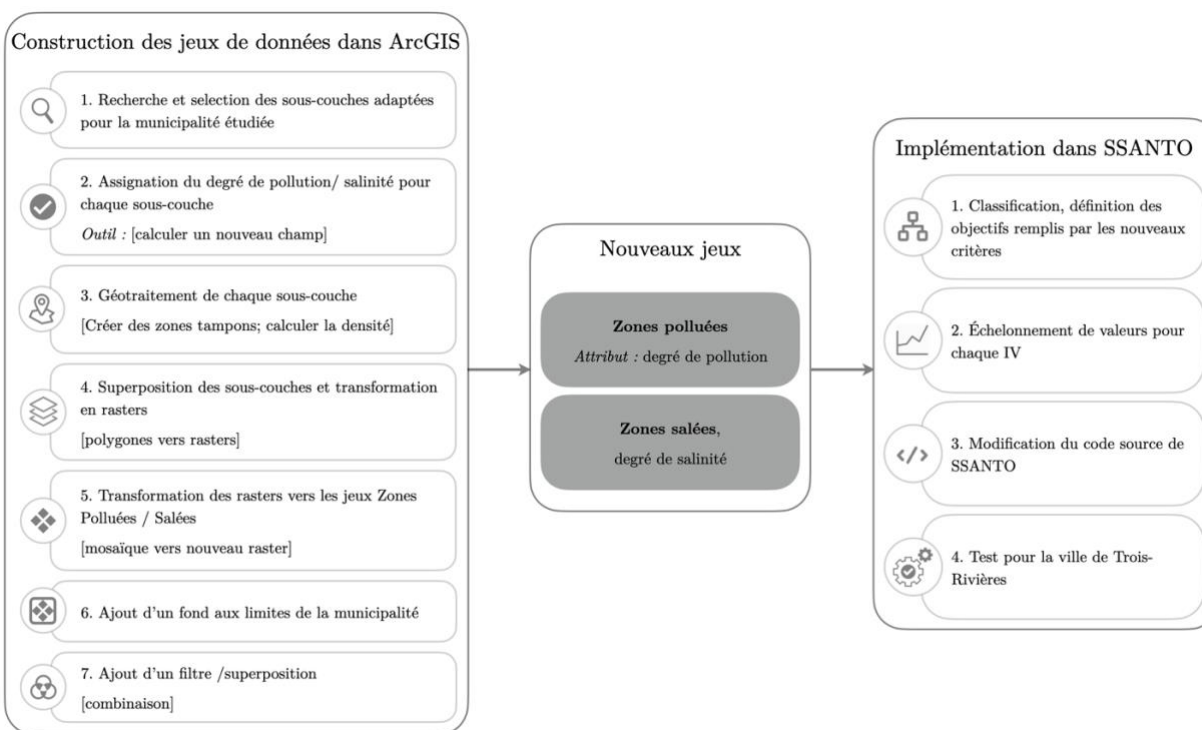


Figure 4.1 Méthodologie pour l'implémentation des nouveaux critères pour le traitement des eaux de fonte de neige dans SSANTO

Les sous-couches représentant les différents éléments polluants ou salés pour la ville étudiée sont d'abord recherchées dans les bases de données disponibles (Données Québec, Géoindex, JMap...) puis un degré de pollution ou de salinité leur est attribué (c.f. 4.1.2 et 4.1.3). Certaines sous-couches nécessitent un géotraitement tel que l'application d'une zone tampon pour décrire le transport des polluants jusqu'à plusieurs mètres de la source. Les sous-couches sont ensuite transformées au format matriciel qui représente la carte selon une grille où chaque cellule possède un degré de pollution ou de salinité. Lorsque deux sous-couches aux degrés de pollution ou de salinité différents se superposent, le degré le plus haut est conservé dans les couches finales respectives. Les zones de la ville non représentées par une sous-couche sont comblées en ajoutant un fond de carte de degré de pollution ou de salinité de 1 (non polluée ou non salée) qui épouse les limites de la ville. Les deux nouveaux jeux obtenus sont ensuite ajoutés à la base de données de SSANTO. Les jeux zones polluées et zones salées sont définis par deux nouveaux critères : les degrés de pollution et de salinité, respectivement. Ces deux critères sont ajoutés dans la hiérarchie globale des critères de SSANTO (Annexe A). Afin de pouvoir combiner et comparer les divers critères entre eux, les jeux de données doivent tous être ramenés à une échelle de valeur commune : l'adéquation. Les échelles

de valeurs permettent d'assigner des valeurs arbitraires d'adéquation comprises entre 0 (pas du tout adapté) et 100 (très adapté) aux données spatiales pour chacune des IV. Ce procédé permet ici de répondre aux questions de type : dans quelle mesure un site d'implantation très pollué est-il adéquat à l'implantation d'une cellule de biorétention pour le traitement des eaux de fonte de neige ? En d'autres termes, l'échelonnement de valeurs permet de représenter mathématiquement le jugement humain (Kuller *et al.* 2019) en se fondant sur l'appréciation de données. Les adéquations pour les cinq IV identifiées comme potentiellement adaptées au traitement des eaux de fonte de neige (Figure 3.1) ont été établies en fonction de ces deux critères (Annexe A) puis ajoutées au code source de SSANTO. La ville de Trois-Rivières a été utilisée comme étude de cas.

#### **4.1.2 Définition des zones polluées**

Afin que les IV soient placées de manière à optimiser le traitement des polluants identifiés précédemment dans les eaux de fonte, il faut préalablement déterminer quelles zones urbaines sont les plus contaminées. Plusieurs études montrent que le degré de pollution de la neige varie avec le type de zones (Viklander 1999). Afin de pouvoir comparer le taux de contamination des différentes zones, une échelle du degré de pollution variant entre 1 (non pollué) et 4 (extrêmement pollué) est proposée. Huber *et al.* (2016) caractérisent le taux d'occurrence de plusieurs métaux selon des catégories d'aires de trafic urbaines : stationnements, ponts et routes. La présente étude propose d'appliquer ce concept aux zones urbaines québécoises. Les définitions des zones polluées sont assez générales afin d'être applicables à toutes les municipalités du Québec. Bien que les degrés de pollution soient assignés par l'auteur, ils se basent notamment sur les études de Huber *et al.* (2016), Viklander (1999) et Berndtsson (2014). Le Tableau 4.1 décrit les aires urbaines ainsi que les degrés de pollution qui leur sont assignés en fonction de certains paramètres.

Tableau 4.1 Définition des zones urbaines polluées et attribution arbitraire d'un degré de pollution, adapté de Huber *et al.* (2016)

<b>Aires de stationnement et ponts</b>				
<b>Label</b>	<b>Catégorie</b>	<b>Aire [m<sup>2</sup>]</b>	<b>Notes</b>	<b>Degré de pollution<sup>1</sup></b>
SF1	Stationnement très fréquenté 1	≤ 1 000	Supermarchés, zones commerciales	2
SF2	Stationnement très fréquenté 2	]1 000 ; 50 000]	Supermarchés, zones commerciales	3
SF3	Stationnement très fréquenté 3	> 50 000	Supermarchés, zones commerciales	4
SPL	Stationnement poids-lourds	-	Dépôts d'autobus, haltes routières	3
P	Pont	-	Tout type	4
<b>Routes</b>				
<b>Label</b>	<b>Catégorie</b>	<b>DJMA<sup>2</sup> [veh./j]</b>	<b>Notes</b>	<b>Degré de pollution</b>
RP	Peu fréquentée	≤ 1 000	Locales, accès aux ressources	1
RM	Moyennement fréquentée	]1 000 ; 15 000]	Collectrices	3
RI	Route importante	> 30 000	Nationales, régionales, artères	4
A	Autoroute	-	-	2
<b>Routes avec poids-lourds</b>				
<b>Label</b>	<b>Catégorie</b>	<b>Poids-lourds<sup>3</sup> [%]</b>	<b>Notes</b>	<b>Degré de pollution</b>
PL1	Bas	< 10	-	1
PL2	Moyen 1	[10 ; 20[	-	2
PL3	Moyen 2	[20 ; 30[	-	3
PL4	Haut	≥ 30	-	4
<b>Autres éléments urbains</b>				
<b>Élément</b>		<b>Conditions</b>		<b>Degré de pollution<sup>1</sup></b>
Courbe ou pente prononcées		Signalisation, plus d'un accident		3
Intersection		Avec RM, RI ou rond-point		3
Feu de signalisation		Densité sur 100 m		4
Arrêt de bus		Fréquence des bus (plusieurs par semaine minimum)		3

<sup>1</sup> Degré de pollution : 1: non pollué 2: modérément, 3: lourdement, 4: extrêmement

<sup>2</sup> DJMA: Débit Journalier Moyen Annuel en nombre de véhicules par jour

<sup>3</sup> Pourcentage de poids-lourds dans le trafic total

Les aires de stationnement, à cause des manœuvres, freinage et accélération, contribuent majoritairement à l'augmentation en Zn et Cd dans les eaux de ruissellement résultantes. Les concentrations médianes en polluants sont généralement plus basses pour les aires de stationnement que pour les routes. De toutes les routes, les plus fréquentées sont les plus polluées (Viklander 1999 ; Berndtsson 2014 ; Huber et al. 2016). Cependant, les routes les plus fréquentées ont des

concentrations médianes en métaux plus hautes que les autoroutes. Ceci peut s'expliquer par la présence d'intersections, de feux tricolores engendrant des freinages et accélérations. D'autres aspects spécifiques au site tels que les barrières anti-bruit et de sécurité, les terre-pleins centraux et le degré de congestion pourraient être de meilleurs indicateurs pour caractériser les concentrations en polluants des eaux de ruissellement des autoroutes. De plus, les taux de HAP ne dépendent pas que de l'intensité du trafic mais aussi du temps moyen que passent les véhicules dans une zone (zone de stationnement, feux de circulation, zones à vitesses réduites, embouteillage...).

### 4.1.3 Définition des zones salées

Les sels de déglacage appliqués en hiver peuvent sévèrement impacter le traitement des eaux de ruissellement par les IV notamment en remobilisant les métaux lourds et en détériorant la structure du sol et la végétation. Afin de protéger les IV et les eaux souterraines avoisinantes des sels et ainsi de garantir l'efficacité de traitement des eaux, il faut préalablement déterminer quelles zones urbaines sont les plus salées. De manière similaire aux zones polluées, différents éléments urbains et leur degré de salinité sont listés dans le Tableau 4.2 ci-dessous.

Tableau 4.2 Définition des zones urbaines salées et attribution arbitraire d'un degré de salinité

Élément	Conditions	Degré de salinité <sup>1</sup>
Route importante	$DJMH^2 \geq 10\ 000$ véh./j	4
Route importante	$DJMH^2 < 10\ 000$ véh./j	3
Route	Très fréquentée	4
Route	Moyennement fréquentée, collectrice, nationale, régionale	3
Route	Peu fréquentée, locale	2
Route non déneigée	Eco-route, route non déneigée	1
Route poids-lourds	Au moins 10% de poids-lourds	4
Circuit de bus	Au moins un passage par semaine	4
Stationnement	Tout type très fréquenté	3
Courbe prononcée	Signalisation, plus d'un accident	4
Forte pente	6, 7 ou 13% sur 600, 300 ou 100 m de longueur (Ministère des transports 2022)	3
Intersection	Avec RM, RI ou rond-point	4
Feu de signalisation	Tout type	4
Pont	Tout type	4
Passage à niveau	Tout type	4

<sup>1</sup> Degré de salinité : 1: non salé 2: modérément, 3: lourdement, 4: extrêmement

<sup>2</sup> Débit Journalier Moyen en Hiver (DJMH) en nombre de véhicules par jour

Selon le Guide des bonnes pratiques d'épandage (Gouvernement du Québec 2019), la masse de sels épanchée par km de route dépend, outre de la température, du trafic en hiver et des points critiques. Ainsi, les routes très fréquentées sont considérées comme extrêmement salées, puis les collectrices, nationales et régionales comme lourdement salées et enfin les routes locales comme modérément salées (Tableau 4.2). Les ruelles non déneigées par la ville et supposées non salées par les privés ou les écoroutes sont considérées non salées (degré de salinité de 1). Un degré de salinité de 4 est assigné aux routes régulièrement fréquentées par des poids-lourds et des bus où jusqu'à 300 kg de sels par km peuvent être appliqués (Gouvernement du Québec 2019). Il est supposé que les stationnements très fréquentés tels que ceux des zones commerciales sont moins salés que les routes et ont un degré de salinité de 3. Enfin, les points critiques tels que les courbes, les pentes, les intersections, les ponts, et les passages à niveau sont considérés comme extrêmement salés.

## 4.2 Résultats de la première approche et motivation de l'article

Différents jeux de données contenant les éléments urbains pollués et salés (Tableaux 4.1 et 4.2, Annexe A) ont été récoltés pour la ville de Trois-Rivières afin de créer les jeux de données zones salées et zones polluées montrés sur la Figure 4.2 ci-dessous.

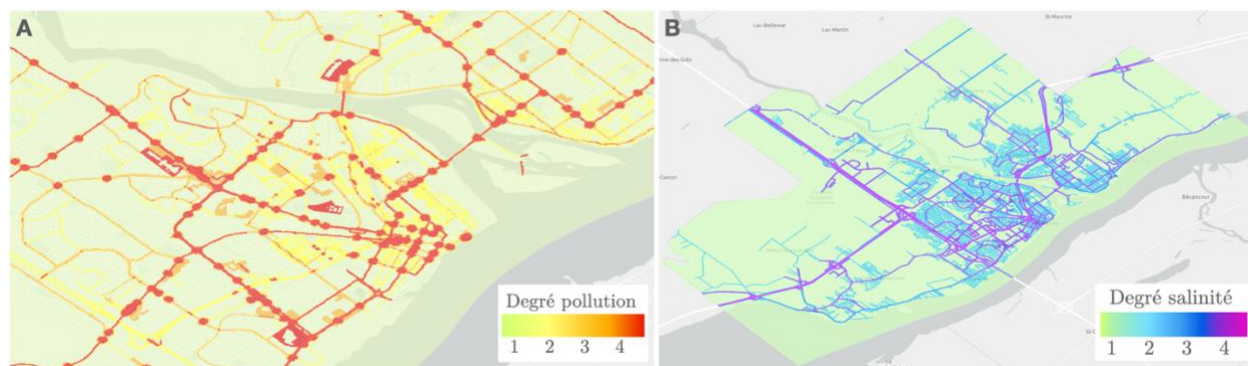


Figure 4.2 Jeux de données représentant les zones polluées (A) et salées (B) de Trois-Rivières

D'après la méthodologie proposée (Figure 4.1), ces deux nouveaux critères ont été implantés dans SSANTO. Le but était ensuite de valider ces nouveaux critères en comparant l'impact des IV sur les ruissellements de fonte des neiges suivant plusieurs scénarios d'implémentation : sur les sites identifiés par SSANTO ou aléatoires. Les performances des différents scénarios devaient être évaluées en utilisant un modèle SWMM existant représentant un quartier de Trois-Rivières.

Cependant, la taille réduite du quartier faisait que la carte SSANTO générée montrait trop peu de variabilité dans l'adéquation des IV et était inutilisable à cette échelle. Une étude à plus grande échelle (ville entière par exemple) aurait été plus adaptée pour vérifier la pertinence de ces deux nouveaux critères. Cette étude n'a pas pu être réalisée car le modèle SWMM de la ville entière n'était pas disponible. Bien que l'impact de ces critères sur les ruissellements de fonte des neiges avec SWMM dans cette zone en particulier n'a pas pu être vérifié, la méthodologie proposée pour l'implémentation de ces nouveaux critères est appelée à être poursuivie notamment en les validant lors de discussion avec des experts et parties prenantes. Afin d'exploiter le modèle SWMM disponible, il a donc été décidé d'opter pour une nouvelle stratégie visant à tester plusieurs scénarios d'implantation d'IV selon l'utilisation du sol et en incluant la modélisation du manteau neigeux. Le modèle SWMM présentait en effet plusieurs utilisations du sol (résidentiel, industriel et dépôt à neige). De plus, ce jeu de données est utilisé par la plupart des outils de planification dont SSANTO (Tableau 3.4). Cette nouvelle approche vise à déterminer quels sont les meilleurs emplacements des IV pour traiter les eaux de fonte de neige, résultats qui pourront ensuite être utilisés pour améliorer SSANTO et les outils de planification en général. Le Chapitre 5 suivant présente les résultats de la nouvelle approche sous forme d'article scientifique, puis le Chapitre 6 propose une discussion sur les résultats des deux approches.

## CHAPITRE 5 ARTICLE 1: STRATEGIC PLANNING OF BIORETENTION CELLS IN COLD CLIMATE CITIES: MODELLING SNOW MANAGEMENT BASED ON A CASE STUDY

Soumis à la revue Blue-Green Systems le 20 décembre 2022.

### 5.1 Authors

G. Gougeon<sup>1</sup>, O. Bouattour<sup>2</sup>, E. Formankova<sup>3</sup>, J. St-Laurent<sup>4</sup>, S. Doucet<sup>5</sup>, S. Dorner<sup>6</sup>, S. Lacroix<sup>7</sup>, M. Kuller<sup>8</sup>, D. Dagenais<sup>9</sup>, and F. Bichai<sup>10^</sup>

<sup>1</sup> Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada (E-mail: [garance.gougeon@polymtl.ca](mailto:garance.gougeon@polymtl.ca))

<sup>2</sup> Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada (E-mail: [ons.bouattour@polymtl.ca](mailto:ons.bouattour@polymtl.ca))

<sup>3</sup> Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada (E-mail: [emma.formankova@polymtl.ca](mailto:emma.formankova@polymtl.ca))

<sup>4</sup> Ville de Trois-Rivières, 1325 place de l'Hôtel-de-Ville, Trois-Rivières, Quebec G9A 5H3, CA, Canada (E-mail : [julien.st-laurent@v3r.net](mailto:julien.st-laurent@v3r.net))

<sup>5</sup> Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada (E-mail: [samueldoucet89@gmail.com](mailto:samueldoucet89@gmail.com))

<sup>6</sup> Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada (E-mail: [sarah.dorner@polymtl.ca](mailto:sarah.dorner@polymtl.ca))

<sup>7</sup> Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada (E-mail: [sandrine.lacroix@polymtl.ca](mailto:sandrine.lacroix@polymtl.ca))

<sup>8</sup> Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Ueberlandstrasse 133, Dübendorf 8600, Switzerland (E-mail: [martijn.kuller@eawag.ch](mailto:martijn.kuller@eawag.ch))

<sup>9</sup> School of Urban Planning and Landscape Architecture, Faculty of Environmental Design, University of Montreal, 2940 Chem. de la Côte-Sainte-Catherine, Montreal, Quebec QC H3T 1B9, Canada (E-mail: [danielle.dagenais@umontreal.ca](mailto:danielle.dagenais@umontreal.ca))

<sup>10</sup> Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada (E-mail: [fbichai@polymtl.ca](mailto:fbichai@polymtl.ca))

^Corresponding author

## 5.2 Abstract

The performance of blue-green infrastructure (BGI) has been well documented in temperate and subtropical climates, but evidence supporting its application in cold climates, especially during snowmelt, is still scarce. To address this gap, the present study proposes a modeling method for simulating the performance of bioretention cells during snowmelt according to different spatial implementation scenarios. We used the Storm Water Management Model (SWMM) of a catchment in a medium-size city in Quebec, Canada as a case study. Pollutants commonly found in snow (TSS, Cr, Pb, Zn, Cl<sup>-</sup>) were included in the model using event mean concentrations (EMC) documented in the literature. Bioretention cells performed best on industrial road sites for the entire snowmelt period. Bioretention cell performance was affected by snow management procedures applied to the roads in residential areas. Omitting the snow cover build up and melt down in the simulation led to higher runoff and bioretention cell performance. Modeling results facilitated the identification of bioretention cell sites that efficiently controlled runoff during snowmelt. Such information is needed to support decision planning for BGI in cities with a cold climate.

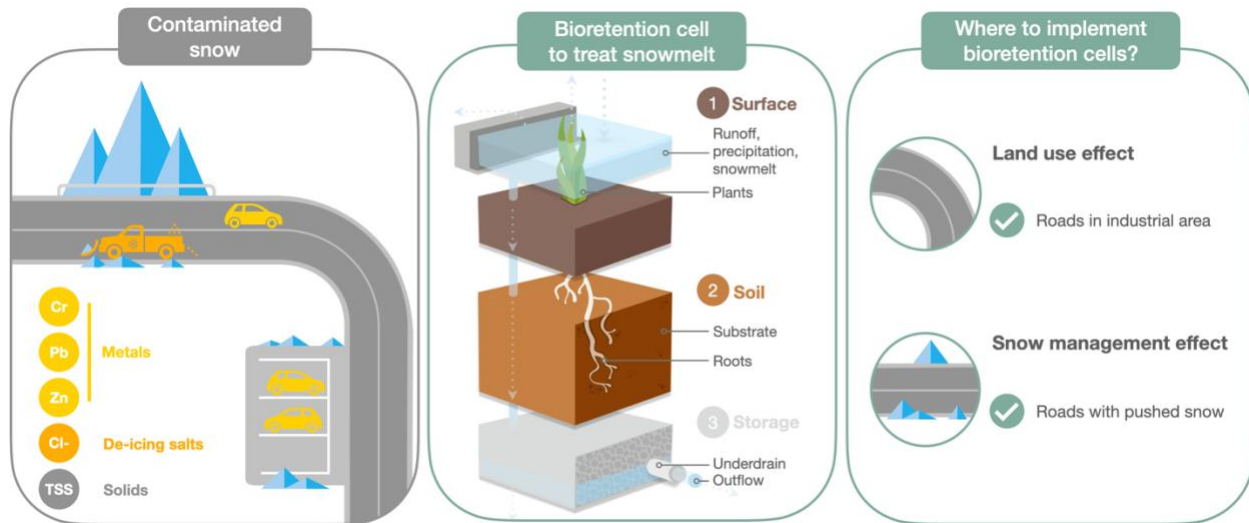


Figure 5.1 Graphical abstract

### 5.3 Keywords and highlights

**Keywords:** green infrastructure, cold climate, snowmelt modeling, stormwater quality modeling, urban planning, Stormwater Management Model (SWMM)

#### Highlights:

- Land use and snow management procedures impact bioretention cell performance.
- Modeled bioretention cells implemented on industrial roads show best performance for snowmelt runoff.
- Ignoring snow cover build up and melt down modeling leads to higher runoff volume and bioretention cell performance.
- Bioretention cell soil freezing should be considered in future green infrastructure modeling under a cold climate.

### 5.4 Introduction

Blue-green infrastructure (GI) is increasingly promoted and implemented worldwide to alleviate some of the negative effects of urbanization and climate change. Unlike conventional grey infrastructures, BGI mimics natural processes reducing runoff volumes and improving runoff quality through improved on-site stormwater infiltration and evaporation. Thus, these nature-based

drainage systems have the potential to mitigate pollutants in runoff and increase the resilience of urban drainage systems (Fowdar *et al.* 2021). BGI is a low impact development (LID) practice applied to re-develop urban land by more effectively taking advantage of vegetated systems. Many studies have highlighted the range of socio-economic and environmental benefits that BGI can provide, such as improving the urban landscape aesthetic, reducing the heat island effect or supporting biodiversity (Oral *et al.* 2021; Kõiv-Vainik *et al.* 2022).

GI application around the world is increasingly being documented, highlighting great variability in performance across different climatic conditions (Kõiv-Vainik *et al.* 2022). This is a barrier to BGI large-scale adoption, especially in countries with a cold climate, such as Canada (Kõiv-Vainik *et al.* 2022; Goor *et al.* 2021; Li *et al.* 2021). Urban areas in cold climates face water quantity and quality management challenges from the accumulation of significant amounts of snow during the winter. The province of Quebec (Canada) receives 275 cm of snow on average each year (Gouvernement du Québec 2022). In urban areas, roadside snowbanks (piles of snow pushed to the side by a snowplow) are exposed to a variety of pollutants, such as deicing agents, abrasives, debris, heavy metals, oil and grease, micro and nanoplastics from winter road maintenance and corrosion of vehicles and structures (Westerlund & Viklander 2011; Vijayan *et al.* 2019; Wang *et al.* 2021). In Montreal, Quebec, 13,000,000 m<sup>3</sup> of used snow must be treated each year (Vérificateur général 2017). With warmer spring temperatures, these contaminants are transported with the snowmelt water, subsequently affecting surface and ground water quality, soil, flora and fauna, and infrastructures (Arnott *et al.* 2020; Betts *et al.* 2015; Marsalek 2003).

Bioretention cells, also termed rain gardens or bioinfiltration cells, are considered the most effective storm control measures for managing urban runoff, improving both water quantity and quality, and are the most commonly applied LID practices (Kõiv-Vainik *et al.* 2022). Several studies demonstrated that bioretention cells were able to reduce some pollutants found in contaminated snow. Bioretention cells also appeared less sensitive to cold temperatures and deicing salts compared to other BGI such as swales or wetland (Semadeni-Davies 2006; Roseen *et al.* 2009). Bioretention cells can therefore be valuable solution to reduce environmental impacts of snowmelt if established on the proper site (Gu *et al.* 2019).

However, urban planning for such infrastructures is usually done on a case-by-case basis, lacking long-term strategy and, in the vast majority, cold climate characteristics such as snow or cold

temperatures are not considered, thus resulting in non-optimal positioning (Küller et al., 2017, 2019; Ferrans *et al.* 2022). Modeling can help determine suitable bioretention implementation sites in cities with a cold climate by considering these phenomena and testing different implementation scenarios. The process of urban snowmelting is complex, since it varies according to local snowpack characteristics such as snow density, albedo, porosity or solar energy absorption. Few hydrologic models are capable of modeling snowmelt in urban areas (Moghadas *et al.* 2018; Hamouz & Muthanna 2019). The open-access and commonly used Storm Water Management Model (SWMM) from the US EPA can integrate data on local meteorological conditions and municipal snow management practices (Rossman 2015) for controlling snowmelt. Given the large contribution of snow to urban hydrology in many regions, it is essential to integrate snow when assessing BGI performances.

In this study, we employed SWMM modeling to investigate impacts of bioretention cells on snowmelt runoff under the conditions of a case study city in Quebec with the ultimate aim of better supporting bioretention cell planning in cold climates. The specific objectives were to (i) apply an urban snow hydraulic model, (ii) assess the impact of bioretention cell implementation scenarios on snowmelt quantity and quality, and (iii) provide recommendations for strategic implementation of bioretention cells in cities with a cold climate.

## **5.5 Methods**

### **5.5.1 Case study description**

We chose a catchment of the city of Trois-Rivières, Quebec, Canada (46.22°N, 72.30°W, Figure 5.2) for our case study. Trois-Rivières is considered representative of a medium size city in Quebec. The studied catchment covers an area of 181 ha of which 23% is impervious (roofs contribute 35% and roads/parking lots 65%). Pervious areas (golf courses and undeveloped parcels) cover 65% of the catchment, 14% are residential, 16% are industrial and the snow storage area cover the last 5% of the area. Stormwater is drained in a separate sewer system and discharged into the St. Lawrence River through two untreated outfalls (O-1 and O-3).

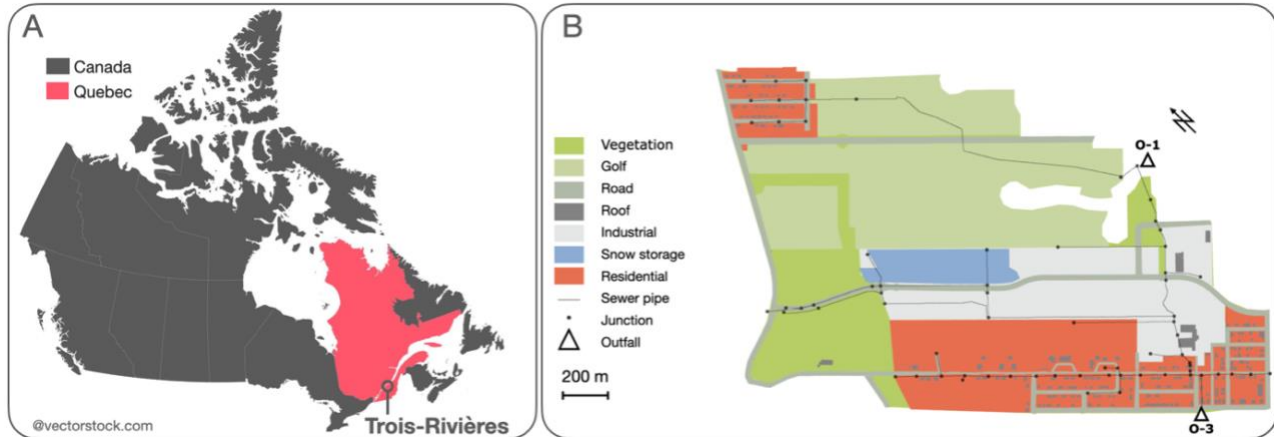


Figure 5.2 Views of Trois-Rivières, Canada (A) and of the studied catchment with land uses and separate sewer network (B)

### 5.5.2 Meteorological data

Meteorological data for the studied area were available from the Trois-Rivières airport (YRQ) station (46.21°N, 72.40°O, 60.70 m above sea level), located about 15 km from the catchment. To consider the entire snow period (i.e. period during which snow fell and remained on the ground), we obtained hourly temperatures and precipitation, and daily snowfall heights for November-June from 2018 to 2021 from the national weather bureau (Gouvernement du Canada 2022, Table 5.1). We defined the end of the selected winter period as the end of the melting period at the snow storage site.

Table 5.1 Selected winters for modelling

Date [year/month/day]	Precipitation [mm]	T [°C]		Snow depth [cm]	
		Minimum	Average	Maximum	Average
2018/11/01 – 2019/06/30	453	-31	-1.2	110	56
2019/11/01- 2020/05/31	260	-29	-1.6	67	27
2020/11/01 – 2021/05/31	243	-26	0.0	61	19

We performed SWMM simulations for the three winters and each simulation was run twice: with and without snow modeling. With snow meant that the snow package of SWMM was used, considering the snow form of precipitation and modeling the snow cover build up and melt down. Without snow meant that the snow was included as equivalent rain precipitation.

### 5.5.3 Modeling

Figure 5.3 is an overview of the modeling approach:

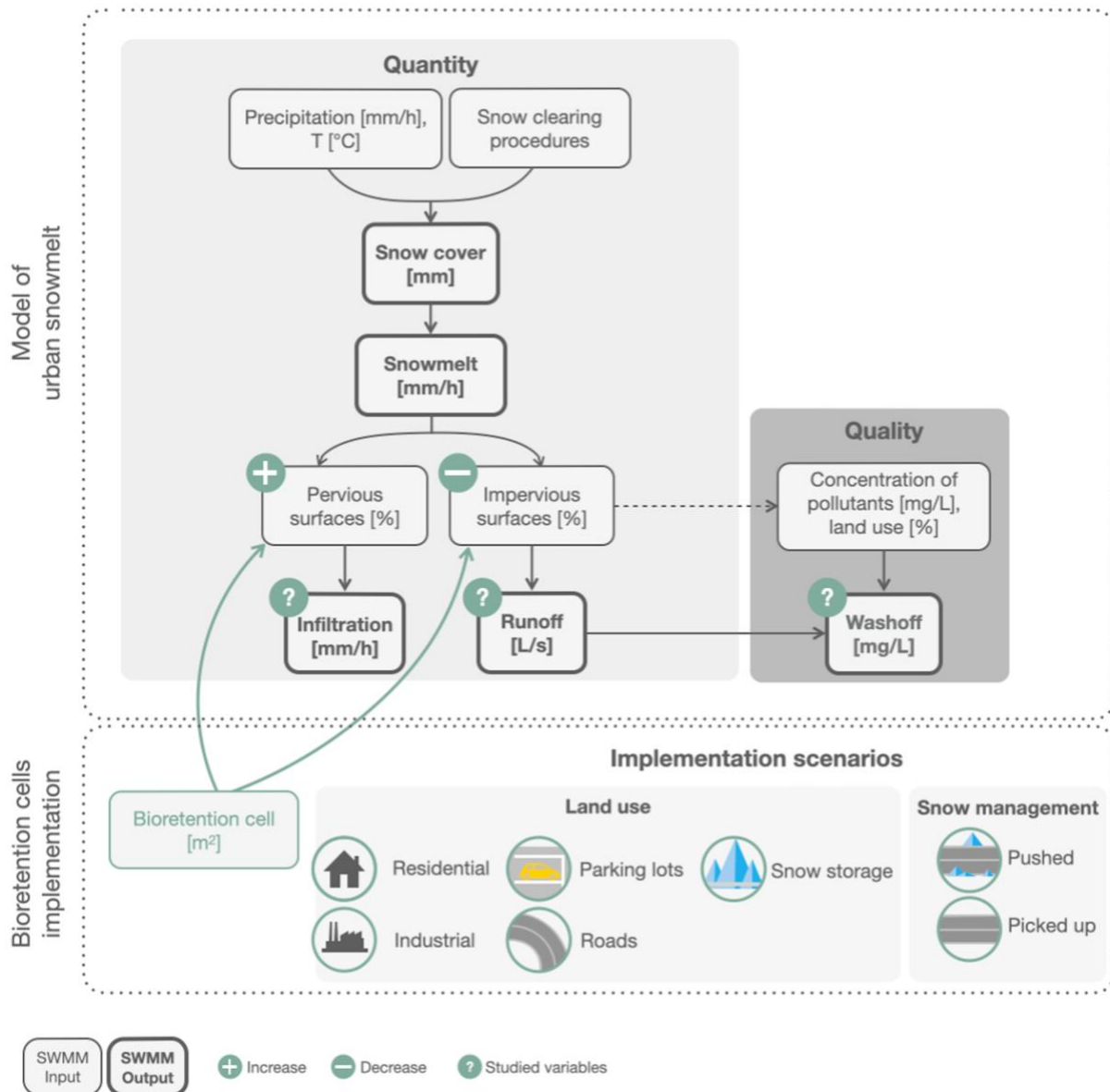


Figure 5.3 Conceptual diagram of global SWMM modeling

#### 5.5.3.1 Urban snow model

We performed hydrological-hydraulic and water quality simulations using the open-access Stormwater Management Model (SWMM) 5.1.015 from the United States Environmental Protection Agency (EPA) (Rossman 2015). We determined the snow properties of the SWMM

hydraulic base model of the catchment that are necessary to estimate runoff in areas with seasonal snow cover. The base SWMM model of the studied catchment was provided by the city of Trois-Rivières and calibrated by Bouattour (2021). The base SWMM model was divided into 88 subcatchments. We used the Horton method and dynamic wave routing to simulate infiltration and flow routing in the sewer network, respectively (Rossman 2015). We performed spatial analyses (e.g., calculating roof and roads areas) in ArcGIS 10.6.

### **5.5.3.2 Snowpack setup: catchment discretization and parameter selection**

We used the snowpack editor of SWMM 5.1.015 to simulate snow accumulation and melting over the studied area. Snowpack setup was based on the study by Moghadas et al. (2018). To consider the different snow removal procedures in the various parts of the catchment, we created eight snowpack objects according to land use (industrial, residential, natural and snow storage) and snow quality in relation to snow removal procedures (picked up, pushed or undisturbed). Undisturbed snow referred to untouched snow, while picked up snow was transported to a storage site and pushed snow was simply pushed to the side of the road by a plow, remaining "stored" there. The entire road surface was cleared after 3 cm of fresh snow (J. St-Laurent, e-mail communication, 2021), corresponding to a snow water equivalent (SWE) of 6 mm for a snow density of 200 kg/m<sup>3</sup> (Moghadas et al. 2018, Table 5.2). We created two snowpack objects to represent snow over the industrial areas while differentiating between the manufacturing industry (Industrial I) and commercial areas (Industrial II), characterized by different snow management procedures (Table 5.2). Assuming that snow on roofs was not cleared, 67% and 68% of impervious surface was thus cleared in residential and industrial II areas, respectively, corresponding to roads and parking lot fractions. In the absence of site-specific information, we have made our assumptions about snow storage based on the study of Moghadas et al. (2018): 80% of the pushed snow was assumed to be stored on an impermeable surface (roadsides, parking lots...) and 20% on a permeable surface (vegetated roadsides, gardens...). Natural areas with undisturbed snow were totally permeable and therefore not subject to snow removal (Table 5.2). Industrial I was the large parking lot of a manufacturing industry with snow cleared and stored in situ. We assumed that the snow storage only stores snow collected from the catchment streets, excluding snow collected outside of the study area (i.e. not represented in the SWMM model). We defined height types of snowpack objects

(i.e. height set of parameters representing snow clearing and redistribution procedures, Table 5.2) to represent the snow on 88 subcatchments of the SWMM base model (Figure 5.3).

Table 5.2. Snowpack SWMM object parameters; average impervious area (Imp.), snow depth for snow clearance in water equivalent ( $h_{min}$ ), fractions of impervious area snow cleared (Imp. cleared), fraction of cleared snow stored on impervious ( $F_{imp}$ ) and pervious ( $F_{per}$ ) surfaces, and fraction of snow collected and stored in snow storage ( $F_{sub}$ )

Snowpack	Imp. [%]	$h_{min}$ [mm]	Imp. cleared	$F_{imp}$	$F_{per}$	$F_{sub}$
Industrial I pushed	74.5	6	1	0.80	0.20	0
Industrial II pushed	44.0	6	0.68	0.20	0.80	0
Residential picked up	44.2	6	0.67	0	0	2
Residential pushed	47.5	6	0.67	0.20	0.80	0
Natural picked up	23.0	6	1	0	0	1
Natural pushed	38.4	6	1	0.20	0.80	0
Natural undisturbed	0.0	N/A	0	N/A	N/A	N/A
Snow storage	65.0	N/A	0	N/A	N/A	N/A

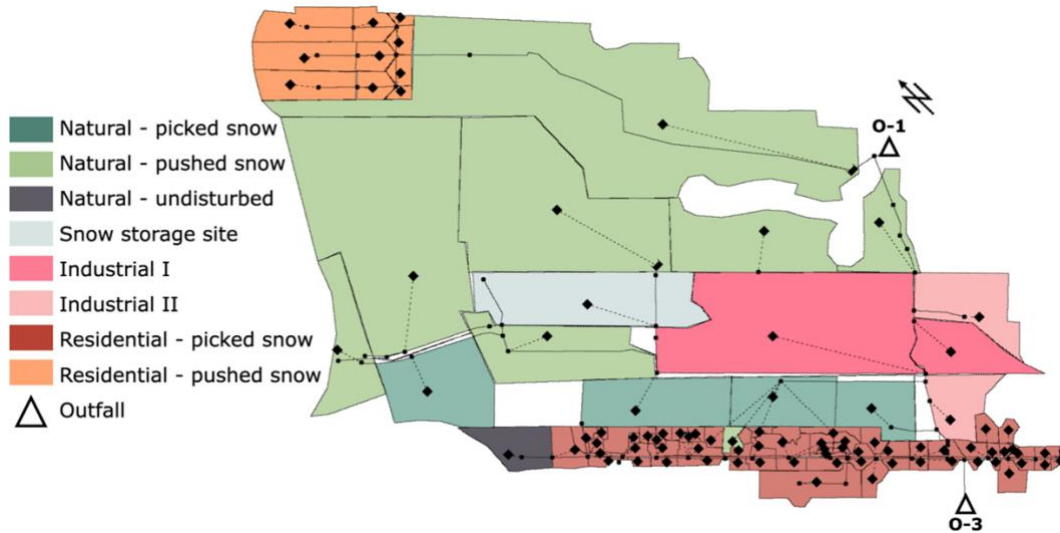


Figure 5.4. Snowpack objects assigned to each SWMM subcatchment

We calibrated the separation temperature between snow and rain (SNOTMP) to 0.9 °C (Table 5.3) by comparing simulated and observed snow depths over three different winters (Figure 7.5). To simplify the model, soil freezing was excluded. A typical snow depletion curve for natural areas was applied for pervious surfaces (Rossman & Huber 2016a). Snow depletion effects for impervious surfaces were excluded, assuming 100% snow coverage remaining until snow stored

on impervious surfaces melted completely. However, snow quality impacts on melting rate were considered through DHM coefficients. More details on the snowmelt runoff governing equations are described in the Supplementary materials, Section 1.

Table 5.3. Hydrological parameters values used in SWMM

Model parameter	Description	Value
SNOTMP [°C]	Rain/snow separation temperature	0.9
T <sub>base</sub> [°C] <sup>a</sup>	Snow melting temperature	0
FWF [%] <sup>b</sup>	Fraction free water capacity, snowpack capacity to	10
Melt factor [mm/h/°C] <sup>b</sup>	Minimum, relocated snow	0.2
	Maximum, relocated snow	0.46
	Minimum, undisturbed snow	0.008
	Maximum, undisturbed snow	0.05

<sup>a</sup> Rossman & Huber 2016a

<sup>b</sup> Moghadas et al. 2018

### 5.5.3.3 Water quality modeling

The continuous snowmelt quality data needed to feed models are scarce due to fact that monitoring is complicated by several factors including: the limited length of the snowmelt period, the effect of low temperatures on battery dependent measuring devices and the inability to measure water due to the presence of ice. To circumvent these limitations, we used the simplified event mean concentration (EMC) to model water quality, assuming constant concentrations of pollutants in runoff during an event (Rossman & Huber 2016b). Modeling pollutant loads with EMC involves uncertainties, particularly if local data calibration and validation are lacking. However, this is the most common method because required parameters for quality simulations are limited (Tuomela *et al.* 2019). We studied total suspended solid (TSS), three heavy metals, namely chromium (Cr), lead (Pb) and zinc (Zn), and chloride ions (Cl<sup>-</sup>), which are all commonly found in contaminated snow. We assumed that pollutant loads in runoff came from impervious surfaces subjected to traffic and winter maintenance practices (roads and parking lots) and from the snow storage site (Trowbridge *et al.* 2010; Westerlund & Viklander 2011; Moghadas *et al.* 2015, Figure 5.2). EMC values for the five pollutants were adapted from average concentrations found in the literature for

each land use (Mayer *et al.* 2011; Exall *et al.* 2011; Géhéniau *et al.* 2015, Table 5.4). Studies made during snowmelt period and in Canada were used.

Table 5.2 Literature-based EMC for selected pollutants and land uses

Land use	Reference	Location	TSS [mg/L]	Cr [µg/L]	Pb [µg/L]	Zn [µg/L]	Cl <sup>-</sup> [mg/L]
Road	Mayer <i>et al.</i> 2011	Burlington, Ontario, Canada	145	19	37	609	1,213
Parking lots	Géhéniau <i>et al.</i> 2015	Montréal, Quebec, Canada	37	5	3	34	934
Snow storage	Exall <i>et al.</i> 2011	Richmond Hill, Ontario, Canada	29 <sup>a</sup>	11 <sup>a</sup>	14 <sup>a</sup>	54 <sup>a</sup>	2,550

<sup>a</sup> Estimated from a bar diagram

Deicing operations specific to each land use were considered in defining the values of EMC for Cl<sup>-</sup>: we used a larger EMC of 1,213 mg/L for roads, compared to an EMC of 934 mg/L for parking lots, to account for the fact that greater quantities of salt are sprayed on roads than on parking lots. We computed pollutant loads for the melting period from December to the end of March.

#### 5.5.4 Bioretention cell implementation modeling

Bioretention cells consist of several layers: planted surface, substrate, storage and underdrain. Direct precipitation and runoff from adjacent impervious surfaces are received on the surface. Water can further infiltrate into the bioretention cell soil and percolate to the storage layer composed of gravel. Water exits the system from the surface via surface outflow and evaporation or from the storage layer via further infiltration into the native soil or by the underdrain connected to the sewer. Values of the bioretention cell parameters used in this study were calibrated with measurements obtained from an existing bioretention cell system in Trois-Rivières (Bouattour 2021) and are summarized in Table 5.5:

Table 5.3 Summary of bioretention cell characteristics, based on Bouattour (2021)

Layer	Parameter	Value
Surface	Berm height (storage depth) [mm]	75
	Vegetation volume (fraction)	0.05
	Surface roughness (Manning's n)	0.1
	Surface slope [%]	0.77
Soil (sandy loam soil)	Thickness [mm]	450
	Porosity (volume fraction)	0.45
	Field capacity (volume fraction)	0.19
	Wilting point (volume fraction)	0.085
	Conductivity [mm/h]	119.4
	Conductivity slope	10
	Suction head [mm]	89
Storage	Thickness [mm]	150
	Void ratio	0.5
	Conductivity [mm/h]	1.3
	Clogging factor	0
Underdrain	Flow coefficient [mm/h]	2.3
	Flow exponent	0.5
	Offset height [mm]	13

Sandy loam soil layer was 450 mm thick (Table 5.5). The storage layer consisted of coarse crushed stone or gravel through which water could either infiltrate into the underlying natural soil at a rate of 1.3 mm/h corresponding to a silty clay soil, or flow out through the underdrain system (Autixier *et al.* 2014; Rossman 2015). Our choices, with a decreased impermeability and a shallow substrate depth were conservative. Based on a previous study performed in Quebec (Dagenais *et al.* 2014), bioretention implementation scenarios were based on the hypothesis that 10% of impervious surfaces (roads, parking lots, impervious area of snow storage site) would be converted to bioretention cells, making it possible to maintain surface functionality while effectively reducing runoff. Runoff from impervious area directed toward the bioretention cells was determined to respect a ratio bioretention area to drained area of 10% (MDDEFP 2011). We defined height implementation scenarios depending on the land use and the type of impervious surface being

converted to a bioretention cell. Each scenario considered catchment parts separately, as summarized in Table 5.6.

Table 5.4 Bioretention cells implementation scenarios

Land use	Imp. surface	Scenario name	Bioretention cells area [m <sup>2</sup> ]
Industrial	Parking lots, roads	Ind	19 419 <i>Total of roads and parking lots (1 318 m<sup>2</sup> + 18 101 m<sup>2</sup>)</i>
	Roads	R_ind	1 318
	Parking lots	P_ind	18 101
Residential	Roads	Res	7 680 <i>Total of roads with snow picked and pushed (4 471 m<sup>2</sup> + 3209 m<sup>2</sup>)</i>
	Roads with picked snow	Pi_res	4 471
	Roads with pushed snow	Pu_res	3 209
Snow storage	Snow storage	SS	5 589
Industrial, residential	Parking lot, roads	Ind_Res	27 099 <i>Total of industrial and residential (19 419 m<sup>2</sup> + 7 680 m<sup>2</sup>)</i>

We compared the performance of the scenarios based on water quantity (peak runoff, infiltration and runoff volumes) and quality (pollutant mass loads). For comparison purposes, bioretention performance at system scale, pollutant mass loads, runoff volume reduction, and infiltration volume increase were normalized by bioretention area regardless of total converted impervious surface. Based on scenario performance, a hierarchy of sites was then established with respect to maximum pollutant removal per bioretention unit area and runoff reduction (peak flowrate and total volume) to prioritize implementation sites in cities with a cold climate.

## 5.6 Results and Discussion

### 5.6.1 Urban snow simulation results

#### 5.6.1.1 Overview

The results of winter 2020-2021 illustrate typical results obtained from the urban snow model used in this study. Model inputs and outputs are plotted with respect to time in Figure 5.5 for the entire winter (left) and a selected runoff event (right).

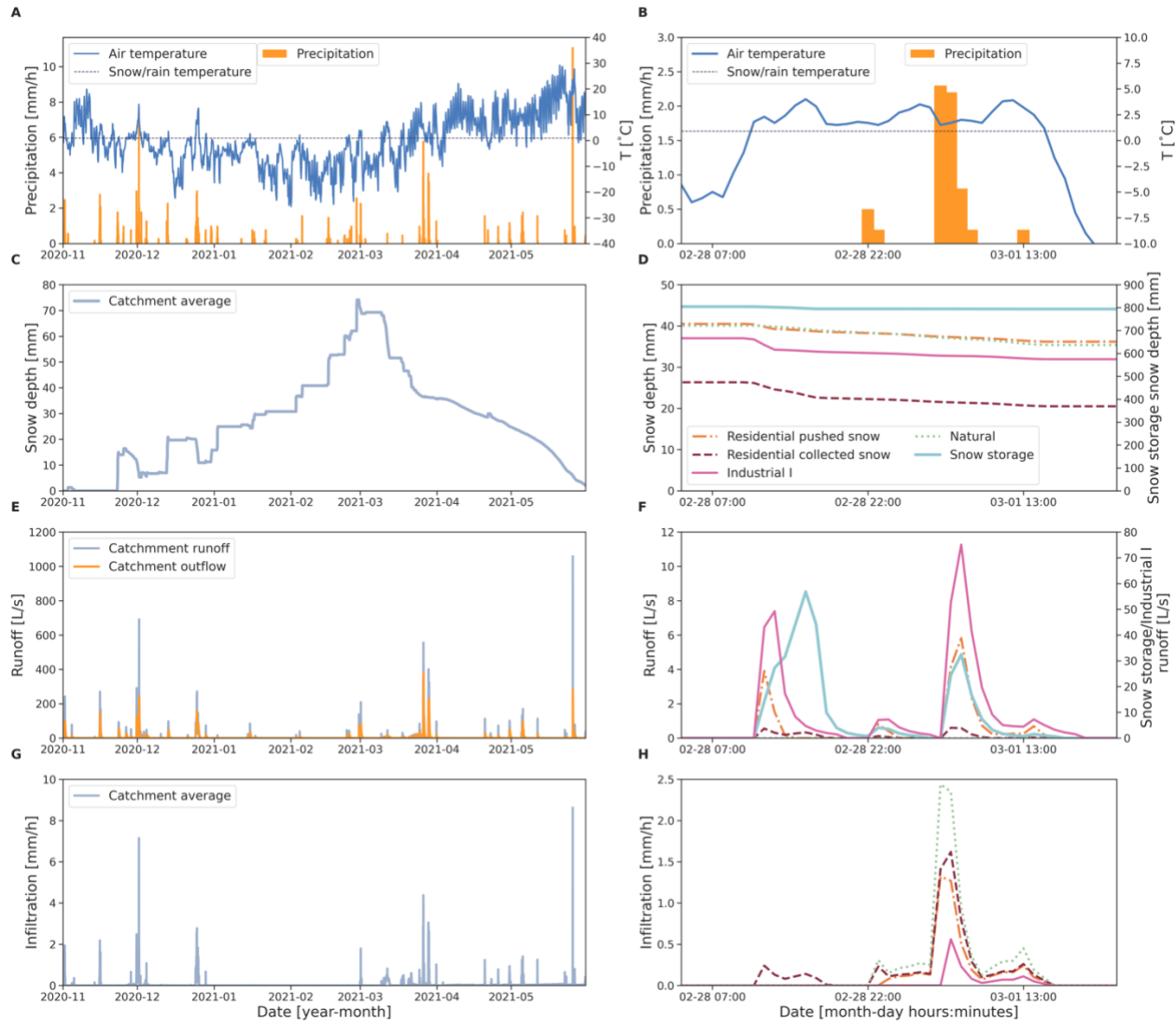


Figure 5.5 Urban snowmelt simulation input precipitation and air temperature (A, B), and output snow depth in water equivalent (C, D), runoff and outflow rates (E, F) and infiltration (G, H) for the winter 2020-2021 (left) and a selected event (right)

From November to January, catchment average snow depth fluctuated because the temperature oscillated close to the separation temperature of  $0.9\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Figure 5.5A and C). Differences in subcatchment snow depths (Figure 5.5D) show the impact of snow clearing parameters defined for each snowpack (Table 5.2). Snow depth of the residential land with collected snow was the lowest, as snow was regularly cleared from roads and transferred to the snow storage site that has the greatest snow depth. Residential land with pushed snow has a greater snow depth and a slower melting rate than the industrial subcatchment, probably due to the undisturbed snow stored on

house roofs. This reflects the melt factor assignment choice (Table 5.3): untouched snow on residential roofs, assumed to be less contaminated and excluding its albedo, melted more slowly than snow relocated from industrial parking lot impervious surfaces. These results are consistent with the sensitivity analysis, which highlighted the importance of both the dividing temperature and the melt factor (Supplementary material, Section 4). Figure 5.5F shows that SWMM considered two types of runoff: snowmelt and rain. Runoff peaked on February 28, between 12:00 and 22:00, corresponding to snowmelt, which began at 11:00. The delay of approximately one hour reflects the time required by the liquid water to fill the free water capacity of the snowpack (Moghadas *et al.* 2018). Snowmelt runoff rates were greatly influenced by air temperature (Figure 5.5B and F). During dry weather, snowmelt mainly exited the subcatchments as runoff rather than infiltration (Figure 5.5H). Completely permeable natural subcatchments produced no runoff and have the largest infiltration rate of 2.4 mm/h observed during the rainy period. In between February 28 at 22:00 and March 1 at 16:00, the three precipitation events led to three runoff and infiltration peaks (Figure 5.5B and H). As for runoff, a delay of 1 hour was observed between rainfall onset and the beginning of infiltration. Runoff maximum rates increased with fraction of impervious area: industrial I was the most impervious subcatchment, while residential with collected snow was the most permeable. Opposite trends were observed for infiltration: subcatchments with high runoff rates showed small corresponding infiltration rates.

#### **5.6.1.2 Effect of snow cover modeling on catchment hydrology**

Results of runoff and infiltration volumes, average rates and total durations for build-up (December to February) and melt down (March to May) periods are presented in Figure 5.6 considering snow cover modelling and omitting it.

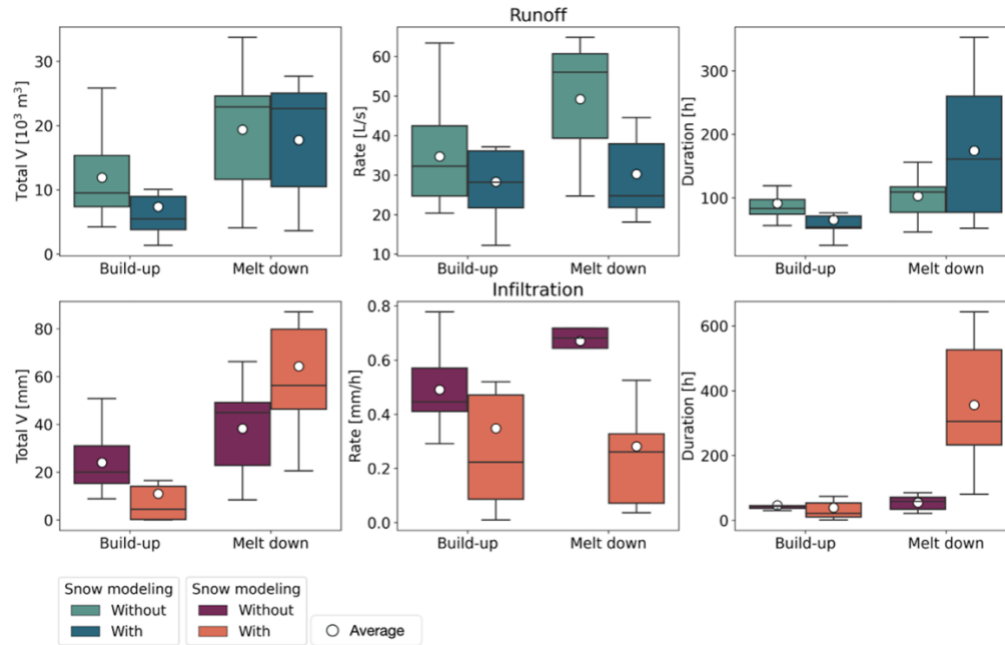


Figure 5.6 Runoff (top) and infiltration (bottom) volumes, average rates and total duration for build-up (December to February) and melt down (March to May) periods, with and without snow modeling, summed for the three winters

Results comparison of continuous simulation over several months, performed with and without snow modelling (Figure 5.6), showed that snow cover impacted the water mass balance of the catchment, enhancing water infiltration and thus decreasing runoff from impervious surfaces compared to modeling where precipitation fell as rain. During snow build-up, both runoff and infiltration average volumes and total duration were decreased. Low temperatures observed during these months compelled the water to be under snowy form, inhibiting runoff and infiltration which are hydrological processes affecting liquid water. During snowmelt, modelling snow led to average runoff volume slightly smaller than without while corresponding average infiltrated volume was larger. Runoff and infiltration durations during this period largely increased while average corresponding rates tended to decrease. Runoff duration increased from 103 h without snow to 174 h, while runoff average rate decreased from 49 L/s without snow to 30 L/s. Infiltration duration drastically increased from 55 h to 356 h with snow. Melting snow thus controlled water release, limiting runoff flowrates but favoring longer events, which promoted water infiltration into soil. These observations agreed with Moghadas *et al.* 2018 which highlighted the role of snow depth in runoff generation control. These results support the importance of considering snow cover when

modelling the hydrology of a subcatchment under cold climates for runoff assessment. Without considering it, runoff tends to be overestimated and infiltration underestimated. Several studies highlighted that soil infiltration capacity can be reduced by freezing-thawing conditions increasing runoff production during early snowmelt period (He *et al.* 2015, Moghadas *et al.* 2018). However, insulating effect of the snowpack may reduce the importance of frost on infiltration (Ala-Aho *et al.* 2021). Water mainly infiltrated through pervious surfaces that were not subjected to snow removal. This suggests that neglecting soil freezing in the modelling is a viable hypothesis.

## **5.6.2 Scenarios performance: the impact of bioretention cells on snowmelt**

### **5.6.2.1 Catchment scale performance**

Performance of bioretention cells implementation scenarios during snowmelt at subcatchment scale in terms of quantity and quality is shown on Figures 5.7 and 5.8, respectively.

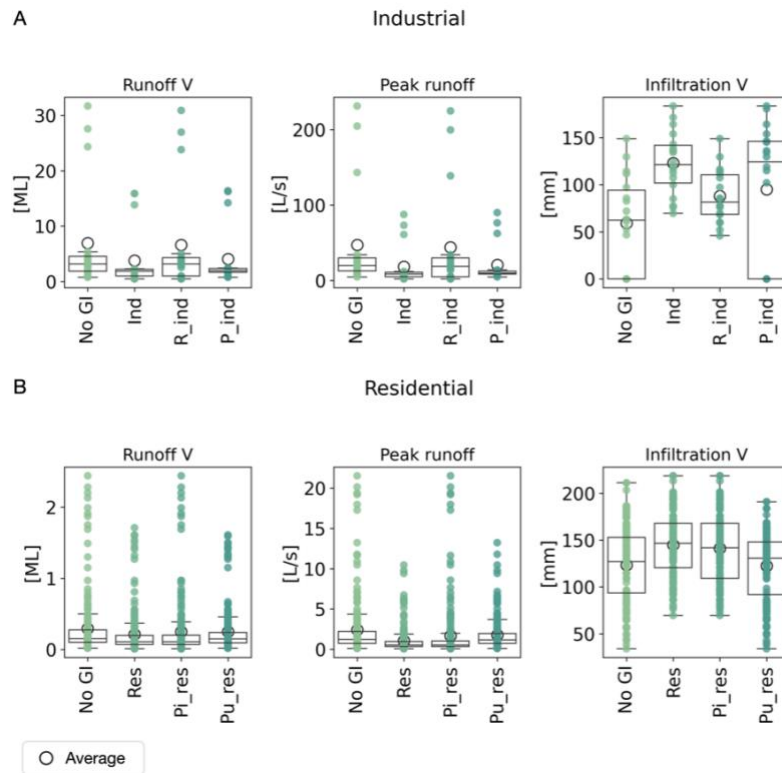


Figure 5.4 Peak runoff, infiltration and total runoff volumes summed from the three winters for different scenarios; during snowmelt for industrial (A) and residential (B) land uses (implementation on industrial roads and parking lots (Ind), roads (R\_ind), parking lots (P\_ind); on residential roads (Res), roads with picked up snow (Pi\_res), roads with pushed snow (Pu\_res)); note the different scales

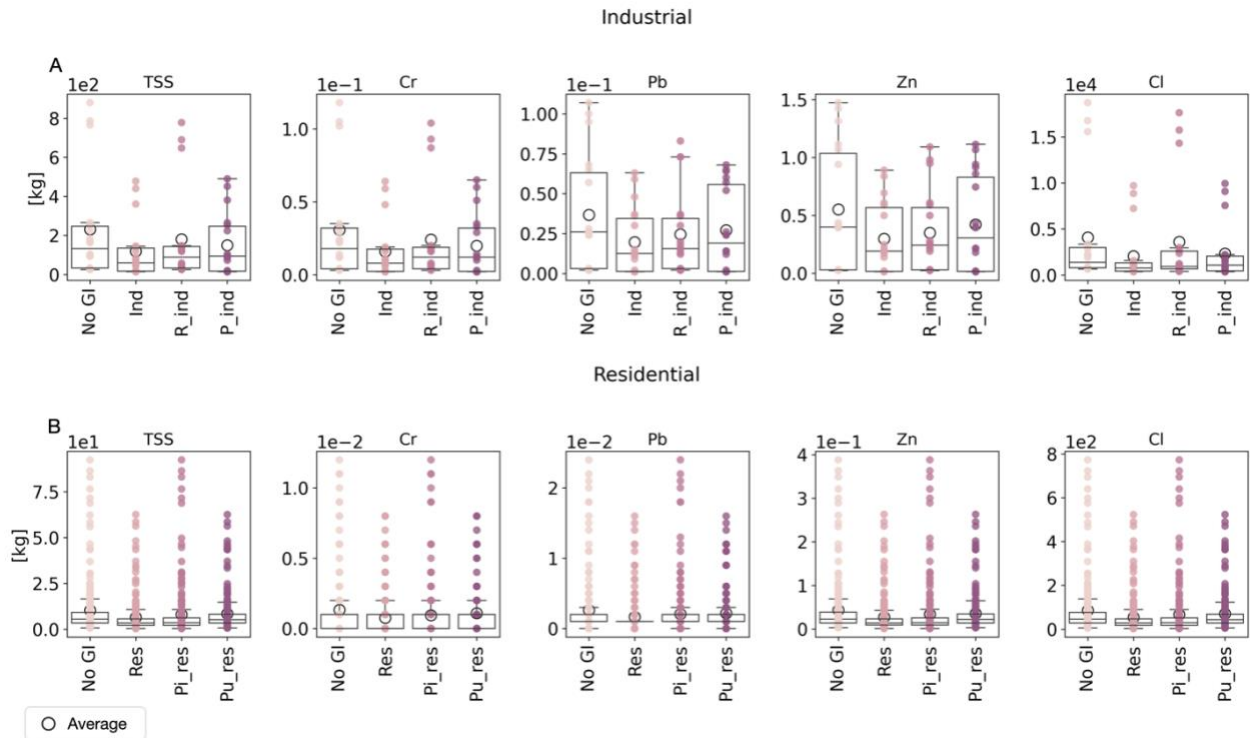


Figure 5.5 Pollutant loads summed from the three winters for different scenarios; during snowmelt for industrial (A) and residential (B) land uses; note the different scales

Implementation of bioretention cells on both roads and parking lots (scenario denoted *Ind*) of the industrial area decreased average runoff total volume and peak flow (Figure 5.7A). While similar results were obtained when bioretention cells were only deployed on parking lots (*P\_ind*), conversion of roads did not significantly impact runoff volume or peak flowrate. All implementation scenarios on industrial land improved infiltration. Bioretention cell implementation on all roads of the residential area (*Res*) decreased average runoff total volume and peak flowrate (Figure 5.7B). Bioretention cell implementation on residential areas where snow was pushed and stored in situ (*Pu\_res*) was more effective at reducing both maximum runoff volume and flowrate peak compared to roads where snow was picked up (*Pi\_res*). Infiltration was not significantly improved by either *Pi\_res* or *Pu\_res* scenarios individually, but it was improved by the combination of the two (*Res*). Bioretention cells implemented on parking lots (*P\_ind*) performed better than those on roads (*R\_ind*) for Cl<sup>-</sup>, TSS and Cr, reducing their maximum loads by 45% compared to a reduction of only 10% on roads. Runoff from roads carries a higher concentration of pollutants than that from parking lots (Table 5.4). *R\_ind* performed slightly better than *P\_ind* for Pb and Zn removal. Deployment of bioretention cells on both roads and parking lots

(*Ind*) led to the best results, combining positive effects of both scenarios *P\_ind* and *R\_ind*. However, *Ind* scenario does not perform significantly better than *P\_ind* the best of the two scenarios (Figure 5.7A and 5.8A). Similar patterns were observed for all pollutants: bioretention cells deployed on roads where snow was pushed (*Pu\_res*) were more efficient at reducing maximum loads for all pollutants (Figure 5.8B). Treatment performance is affected by both land use and snow management (Figures 5.7 and 5.8). Parking lots showed better performance for both runoff quality and quantity improvement, reducing average runoff volume and peak and  $Cl^-$ , Cr and TSS mass loads, because of the large potential area that can be converted to bioretention. Implementation of bioretention cells on roads where snow was pushed was more effective than picked up in reducing maximum runoff volume, peak flowrate and pollutant mass loads.

### 5.6.2.2 Specific bioretention cell performance

Table 5.7 summarizes standardized results with respect to bioretention cell implementation scenario.

Table 5.5 Specific bioretention cell performance for pollutant loads and runoff volume reduction and infiltration volume increase summed over three winters; for different scenarios (implementation on industrial roads and parking lots (*Ind*), roads (*R\_ind*), parking lots (*P\_ind*); on residential roads (*Res*), roads with picked snow (*Pi\_res*), roads with pushed snow (*Pu\_res*))

Scenario	Land use	Pollutant removal					Runoff reduction [L/m <sup>2</sup> ]	Infiltration increase [mm/m <sup>2</sup> ]
		TSS [g/m <sup>2</sup> ]	Cr [mg/m <sup>2</sup> ]	Pb [mg/m <sup>2</sup> ]	Zn [mg/m <sup>2</sup> ]	Cl <sup>-</sup> [g/m <sup>2</sup> ]		
Ind	Industrial	34	5	5	79	626	891	658
R_ind		230	30	56	918	2173	1393	583
P_ind		27	4	3	44	575	871	705
Res	Residential	35	5	9	146	290	667	562
Pi_res		36	7	9	150	299	712	545
Pu_res		40	5	10	167	332	771	678
SS	Snow	75	10	19	316	628	787	624
Ind_res	Industrial,	32	4	6	89	509	797	570

Our results show that bioretention cell performance to manage snowmelt runoff was strongly dependent on land use (industrial, residential, snow storage), type of impervious surface (parking lot, road) and snow management procedure (snow picked up versus pushed). Performance was best for roads in industrial areas (*R\_ind* scenario) (Table 5.7). However, infiltration improved more for bioretention cells on parking lots. Compared with residential areas, bioretention cell implementation on roads where snow is pushed and stored in situ (*Pu\_res*) demonstrated slightly better performance for both quantity and quality compared to roads where snow was picked up (*Pi\_res*), except for Cr. Bioretention cells implemented on industrial areas performed better than on residential areas for  $\text{Cl}^-$ , runoff and infiltration volumes. Similar results were obtained for TSS and Cr. Bioretention cell systems deployed on residential areas were more effective for Pb and Zn removal, with mass removal of 9 and 146  $\text{mg/m}^2$  for *Res* and 5 and 79  $\text{mg/m}^2$  for *Ind*. Implementation on snow storage sites was more effective over all industrial and residential areas (*Ind* and *Res*) for all pollutants. Deployment on industrial areas was more beneficial with respect to water quantity collected, additionally reducing runoff volume by 104  $\text{L/m}^2$  and improving infiltration by 34  $\text{mm/m}^2$  compared to snow storage. When snow is not modeled (Supplementary Material, Table 7.6), specific bioretention cell performance for both quantity and quality was greater.

### 5.6.2.3 Model validation and further research needs

Our modeled results were consistent with findings in several field studies conducted in cold climate around the world. For example, a laboratory study showed that the prototype bioretention cell was able to remove up to 145  $\text{mg/m}^2$  and 17  $\text{mg/m}^2$  of Zn and Pb per event respectively (Davis *et al.* 2001), confirming the order of magnitude of the specific bioretention cell performance determined through modeling (Table 5.7). However, EMC simplified modeling made it possible to study the removal of pollutants based on the reduction of the hydraulic loading rate, which leads to overestimation of bioretention cell performance due to omission of the effect of frozen soil on infiltration. Muthanna *et al.* (2007) studied a pilot bioretention cell receiving tunnel wash water in Norway. The modelled monthly performance levels in this study were found to be similar to those measured by Muthanna *et al.* (2007), e.g., 230  $\text{mg/m}^2$  vs 240  $\text{mg/m}^2$  for Zn and 14  $\text{mg/m}^2$  versus 3  $\text{mg/m}^2$  for Pb, modeled and measured respectively. While Zn removal performance was similar, modeled Pb removal was much greater. This may be due to the higher concentration of Pb observed

in runoff from roads in Canada (Table 5.4) compared to Norway. Muthanna *et al.* (2007) also observed that bioretention cell Pb removal performance in summer was 11 mg/m<sup>2</sup>, closer to the 14 mg/m<sup>2</sup> obtained through modeling in this study, for Pb inflow concentrations to the bioretention larger than used EMC. This suggests that neglecting frozen soil from analysis may lead to an overestimation of modeled bioretention performance in winter. Paus *et al.* (2016) also observed that a low soil hydraulic conductivity of 130 mm/h (119.4 mm/h used in the model, Table 5.5) was impacted by the seasons, with reduced infiltration in March and April. In our study, bioretention cells on parking lots infiltrated up to 45% of the incoming runoff (Table 7.7): this result aligns with findings by Paus *et al.* (2016), who measured a ratio of 55%, but is greater than the field results of Géhéniau *et al.* (2014), of 35% during the cold season. Moreover, our method does not take into account the physicochemical interactions within the bioretention cell (pollutant uptake by plant and substrate, metal partitioning, etc.). Data were measured during a rain on snow event in late March 2021 at the inlet of an existing bioretention cell system in Trois-Rivières, placed on the side of a road in a residential area. Average Cr, Pb, Zn and Cl<sup>-</sup> concentrations were 8 µg/L, 4.2 µg/L, 136.5 µg/L and 229 mg/L (Dagenais *et al.* 2022), lower than EMC used in this study for roads (based on literature, Table 5.4). This could be due to the timing of the measurement, as pollutants in snow are less concentrated at the end of the melting period. Alternatively, it could have been a result of the limited traffic observed in residential areas. Moreover, this period corresponded to COVID-19 pandemic with lockdown restriction, teleworking, school closed, etc. which reduced traffic. This suggests that an additional type of land use could be added to the model to differentiate roads with lower traffic typical of residential areas. This would allow a more accurate representation of runoff quality from residential areas. Field data would be required to determine more accurate EMC values. Modeling results confirm that bioretention cells significantly reduce Cl<sup>-</sup> mass loads in effluents, thereby preventing saline shock to the environment. According to our results (73% over four months), Cl<sup>-</sup> reduction from bioretention cells on industrial roads compares well to the 80% reduction values observed by Burgis *et al.* (2020) for a four-lane road over one year of monitoring in Virginia, United States. Our results also highlighted that snow management procedures impact bioretention cell performance, with best performance obtained when the snow was pushed (Figures 5.7 and 5.8, Table 5.7). These results suggest that snow removal practices in cities with a cold climate could be reviewed and adapted to better take advantage of bioretention cells in winter. Snow could then be stored on top of bioretention box to optimize its treatment upon snowmelt.

Overall, modeling enabled assessment of bioretention cell performance under snowy environmental conditions. The main limitation of this approach lies in the need for more data, to better consider the soil freezing effect and local snowmelt quality. The modeled performance of bioretention cells also requires further observation under these specific conditions to validate and improve the model.

### 5.6.3 Recommendations for bioretention cells implementation

Site priority order to treat snowmelt with respect to two objectives was established as shown on Figure 5.9.

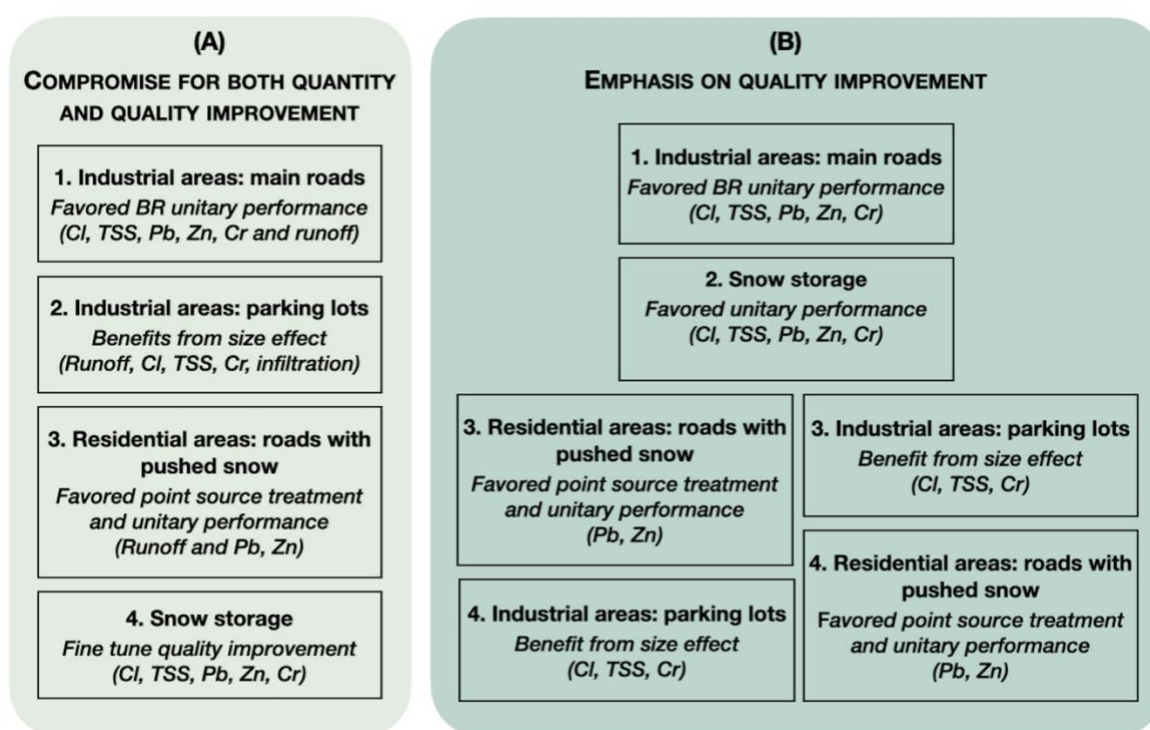


Figure 5.6 Bioretention cells (BR) implementation priority ranking for treating snowmelt for two objectives

According to the results from this study, the following recommendations can be formulated to support bioretention cell siting and implementation in cities with a cold climate. To improve both quantity and quality (Figure 5.9, objectives A and B) of snowmelt, main roads of industrial areas should be favored for bioretention cell implementation (Table 5.7). Unit performance of bioretention is best when implemented on industrial roads, reducing the largest pollutant mass and

runoff volume (Table 5.7). Implementing bioretention on roads that are an important source of highly polluted runoff (Table 5.4) greatly impacted the ratio of pervious to impervious surfaces, which led to both an effective reduction of the source and an increase in the removal of runoff and pollutants. Bioretention cell deployment can then be extended to parking lots of industrial areas to benefit from their additional surface area to pervious surfaces (Figure 5.9, objective A). Large impervious surfaces, such as parking lots, allow for larger bioretention cells in industrial areas compared to residential areas, which increases reduction of runoff (volume and peak) and pollutant loads (Cl<sup>-</sup>, TSS, Cr), and improves infiltration (Figure 5.7 and 5.8). Implementation on residential roads with pushed snow improves point source treatment and capitalizes on bioretention cell performance (Table 5.7). Snowbanks store large volumes of water and thus represent great potential for reducing both maximum runoff (volume and peak flow) and Pb and Zn loads (Figures 5.7 and 5.8). Bioretention cells can be deployed around snow storage sites to help improve snowmelt quality. However, runoff from snow storage contains the highest Cl<sup>-</sup> concentration (Table 5.4), which can damage bioretention cells, soil and vegetation. When we consider only water quality improvements, a different implementation priority emerges (Figure 5.9, objective B). Once installed on industrial roads, bioretention cells can be extended to the snow storage on surrounding land to optimize unitary performance of the bioretention cells (Table 5.7). However, bioretention cell deployment on highly contaminated areas should be considered with caution, to prevent groundwater contamination due to enhanced infiltration. Finally, at the low end of the priority list, bioretention cells can be implemented on residential roads or on industrial parking lots, depending on the targeted pollutant: Pb and Zn or Cl<sup>-</sup>, TSS and Cr respectively. Nonetheless, these recommendations consider only the benefits from bioretention cell to manage snowmelt runoff. It is largely acknowledged that bioretention cell can provide a broad range of benefits, which could be considered simultaneously to snowmelt management criteria by combining a range of spatial information into decision-support tools to support more integrated decision making in cities (Kuller *et al.* 2017, 2019).

## 5.7 Conclusion

The methodology proposed in this study enables snow management to be considered and evaluated in decision making on BGI siting by using limited input data. Addressing the complex issues related to urban snow management across sites over an urban territory requires that

decisions be made to set aside certain components and factors, such as frozen soil. Nevertheless, results suggest that snow should be systematically modeled in similar case studies to better reflect local conditions and improve investigation of the performance of large-scale BGI implementation in cities with a cold climate. Assessment of several BGI implementation scenarios showed that bioretention cell performance depended on land use and snow management procedures. Modeling thus served as a preliminary screening tool to help identify preferred sites for implementing BGI in cold climates. To improve snowmelt quantity and quality, bioretention cells should be implemented in the following order: on industrial roads, industrial parking lots, roads with pushed snow and snow storage surroundings. For a purely qualitative objective, the implementation order should be: industrial roads, snow storage surroundings and roads with pushed snow or parking lots. This research supports the integration of new criteria in decision-support tools to reflect the challenges and opportunities in BGI planning in cold regions, crucial to support long-term urban water management. Further research and field data collection are required to improve snow modeling and validate prediction of bioretention cell performance. Validation of design and plant choices suited to cold climate is also needed.

## CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

La revue de la littérature a montré que les IV pourraient être efficaces pour traiter les eaux de ruissellement issues de la fonte des neiges en atténuant jusqu'à plusieurs polluants mesurés dans cette neige usée. Cependant, plusieurs études soulignent l'impact néfaste des sels de déglacage sur les IV réduisant leurs performances. Or les sels de déglacage sont massivement utilisés au Canada afin de faciliter et de sécuriser les déplacements durant l'hiver. Afin que l'outil SSANTO considère les deux aspects du problème, soit une neige polluée et salée, lors du choix des futurs emplacement des IV dans les villes québécoises, une méthode pour créer et implémenter des nouveaux critères a été proposée. Bien que la méthodologie développée (Figure 4.1) se veuille reproductible, la procédure de création de nouveaux critères (collecte de données et création de nouveaux jeux) pour une ville donnée reste longue et complexe. L'évaluation de la pertinence de ces nouveaux critères sur la qualité et la quantité des ruissellements en utilisant un modèle SWMM existant a été impossible à cause de l'échelle réduite du sous-bassin SWMM. L'évaluation de la pertinence de nouveaux critères SSANTO devrait se faire à grande échelle. De plus, des échelles de valeurs préliminaires ont été attribuées selon le jugement de l'auteur basé sur la revue de la littérature mais, selon l'approche multicritère qui soutient SSANTO, tout nouveau critère doit être validé lors de discussions et d'ateliers avec des experts et des parties prenantes. Avec la revue de la littérature (Chapitre 3), cette première approche (Chapitre 4) a donc motivé l'étude détaillée des performances des biorétentions suivant l'utilisation du sol, présentée sous forme d'article scientifique au Chapitre 5.

Les cellules de biorétention, identifiées comme les plus adaptées au traitement des eaux de fonte de neige (Figure 3.1) et modélisables dans SWMM, ont été choisies. L'accumulation et la fonte du manteau neigeux d'un quartier de Trois-Rivières a d'abord été modélisée en utilisant des données météorologiques locales et les habitudes de déneigement propres à Trois-Rivières. Les MES, le Cr, le Pb, le Zn, et le Cl<sup>-</sup>, communément mesurés dans la neige usée (Tableau 3.1), ont été ajoutés au modèle. Le suivi de la fonte des neiges étant un défi (courte période se produisant une fois par an, problème de batterie à cause des températures froides, eau gelée...), peu de données de concentrations locales étaient disponibles. La qualité de la fonte des neiges a donc été modélisée avec l'approche simplifiée de l'EMC en utilisant des valeurs trouvées dans la littérature. Des concentrations mesurées au Canada ont été favorisées afin de prendre en compte les habitudes d'épandage de sels de déglacage qui varient d'un pays à l'autre et parfois même d'une ville à

l'autre. Les taux d'épandage de sels sont surtout représentés par les concentrations moyennes de  $\text{Cl}^-$ , issu du chlorure de sodium ( $\text{NaCl}$ ), mesurées dans les ruissellements de fonte des neiges. De plus grandes concentrations en  $\text{Cl}^-$  sont par exemple mesurées au Canada qu'en Suède : une concentration en  $\text{Cl}^-$  de 1 213 mg/L a été mesurée sur une route en Ontario, Canada (Mayer *et al.* 2011), contre 123 mg/L sur une route en Suède (Westerlund & Viklander 2011), pour des trafics similaires. Les biorétentions, calibrées sur des systèmes existants implantés à Trois-Rivières, ont ensuite été ajoutées au modèle. Les performances unitaires des biorétentions obtenues par modélisation, en particulier pour le Pb, étaient surestimées par rapport aux mesures de terrain référencées dans la littérature. En effet, la méthode EMC permet de mesurer l'enlèvement des contaminants grâce à la réduction de la charge hydraulique : en réduisant les volumes d'eau alors la biorétention va aussi réduire les masses de contaminants. Cette approche dépend donc fortement des performances hydrauliques de la biorétention qui, selon la littérature, peuvent diminuer en hiver à cause de la congélation partielle du substrat. De plus, les interactions physico-chimiques au sein de la biorétention, telle que la remobilisation des métaux par les sels de déglacage (Tableau 3.3), ne sont pas prises en compte par le modèle. L'objectif de la modélisation n'était pas d'avoir des résultats exacts mais de comparer les performances globales des biorétentions selon plusieurs sites d'implémentation et ainsi pouvoir déterminer lesquels sont comparativement meilleurs pour répondre à un objectif de traitement des eaux issues de la fonte des neiges. Plusieurs scénarios d'implémentation spatiale ont donc été modélisés montrant que les performances des biorétentions sont influencées par l'utilisation du sol et les stratégies de déneigement. Les biorétentions étaient ainsi plus performantes pour contrôler la qualité et la quantité des ruissellements lorsque implantées sur les routes des zones industrielles ou sur des routes où la neige est poussée plutôt que ramassée. En effet, en étant stockée in situ, la neige poussée représente un réservoir d'eau qui va s'infiltrer ou éventuellement être traitée par les biorétentions. Ces résultats correspondent aux recommandations du manuel des eaux pluviales du Minnesota qui encourage le stockage de la neige contaminée, provenant par exemple de routes ou de stationnements de zones commerciales, sur une zone imperméable drainée vers des IV (Minnesota Stormwater Manual 2022). À partir de ces résultats, des critères pourront être ajoutés à SSANTO et aux outils et systèmes de planification afin de guider les décideurs dans la sélection des futurs emplacements des IV en climat froid afin de répondre à un objectif de traitement de la neige usée. De plus, la revue des outils et systèmes de planification d'IV existants (Tableau 3.4) a montré que peu d'entre eux permettent de considérer

les défis liés aux climats froids lors de l'évaluation du type, des performances ou de l'emplacement d'IV. Cependant, 40% des outils et systèmes qui considèrent la qualité de l'eau se basent sur des données d'utilisation du sol pour prédire la contamination des eaux urbaines. Ce jeu de données spatial, souvent disponible et facilement accessible, pourrait donc aussi être utilisé pour inclure les objectifs de traitement de la neige usée. Finalement, cette étude montre aussi que les biorétentions peuvent atténuer le choc salé en hiver en diminuant les masses de sels (Cl<sup>-</sup>) dans les affluents mais ne considère pas leur potentielle migration vers les eaux souterraines ni leurs impacts sur les performances des IV. Il serait donc important que les outils d'aide à la planification considèrent ce compromis entre améliorer les eaux de surface au détriment des IV et des eaux souterraines.

## CHAPITRE 7 CONCLUSION (ET RECOMMANDATIONS)

Présenté sous forme d'article, cette étude évalue plus en détails les performances des biorétentions sur les ruissellements de printemps selon plusieurs scénarios d'implémentation spatiale. Ces résultats sont nécessaires pour mieux considérer la gestion de la neige lors du choix de l'emplacement des IV. Les résultats ont montré que les performances des biorétentions sur la fonte des neiges dépendaient fortement de l'utilisation du sol et des procédures de gestion de la neige. Cependant, le modèle ne considère pas l'impact du froid ni des sels de déglacage qui tendent à diminuer les performances des IV en hiver. L'effet de congélation du sol et du substrat des biorétentions pourrait être ajouté au modèle en réduisant notamment les taux d'infiltration. De plus, l'étude s'est concentrée sur les polluants conventionnels référencés dans la littérature, mais il serait pertinent d'ajouter les polluants d'intérêt émergent tels que les nano et microplastiques. Plus de données locales sur la neige usée en milieu urbain permettraient d'affiner les prédictions du modèle en reflétant mieux les habitudes d'épandage de sels qui varient d'une ville à l'autre. Des données de terrain permettraient aussi de mieux caractériser l'impact des sels de déglacage sur la performance des biorétentions et ainsi pouvoir adapter leur placement en ville : près de la source de pollution mais à quel point loin des sels ? Le modèle pourrait aussi être utilisé en utilisant des données de climats futurs pour prédire les performances des biorétentions en climat froid sous l'effet du changement climatique. La prise en compte du manteau neigeux lors d'analyses des performances hydrologiques des IV est rare car la prise de données en hiver et la modélisation de la neige urbaine est complexe. Cette étude démontre cependant qu'un modèle simplifié pourrait systématiquement être utilisé lors de modélisation d'IV en climat froid, permettant de mieux adapter SSANTO et les outils et systèmes de planification d'IV en général aux climats froids, encore peu considérés, nécessaire au développement de villes plus durables. La modélisation a aussi permis de fournir des recommandations quant aux sites à privilégier pour l'implémentation d'IV afin d'améliorer la quantité et la qualité des ruissellements issus de la fonte de neige. Ces recommandations se veulent adaptable aux objectifs de traitement des villes, et permettent de mettre en valeur les opportunités de planification des IV dans les régions froides, ce qui est crucial pour soutenir une gestion des eaux urbaines à long terme.

## RÉFÉRENCES

- Ala-Aho, P., Autio, A., Bhattacharjee, J., Isokangas, E., Kujala, K., Marttila, H., Memberu, M., Merio, L. J., Postila, H., Rauhala, A., Ronkanen, A. K., Rossi, P. M., Saari, M., Haghighi, A. T. & Klove, B. 2021 What conditions favor the influence of seasonally frozen ground on hydrological partitioning? A systematic review. *Environmental Research Letters* **16**(4). doi:10.1088/1748-9326/abe82c
- Arnott, S. E., Celis-Salgado, M. P., Valleau, R. E., DeSellas, A. M., Paterson, A. M., Yan, N. D., Smol, J. P. & Rusak, J. A. 2020 Road Salt Impacts Freshwater Zooplankton at Concentrations below Current Water Quality Guidelines. *Environmental Science & Technology* **54** (15), 9398-9407. doi:10.1021/acs.est.0c02396
- Atelier GroenBlauw, 2016 Green-blue Design Tool. <http://www.urbangreenbluegrids.com/design-tool/> (consulté le 7 novembre 2022)
- Autixier, L., Mailhot, A., Bolduc, S., Madoux-Humery, A. S., Galarneau, M., Prevost, M. & Dorner, S. 2014 Evaluating rain gardens as a method to reduce the impact of sewer overflows in sources of drinking water. *Science of the Total Environment* **499**, 238-247. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.08.030
- Bach, P. M., Rauch, W., Mikkelsen, P. S., McCarthy, D. T. & Deletic, A. 2014 A critical review of integrated urban water modelling Urban drainage and beyond. *Environmental Modelling & Software* **54**, 88-107. doi:10.1016/j.envsoft.2013.12.018
- Backstrom, M. 2003 Grassed swales for stormwater pollution control during rain and snowmelt. *Water Science and Technology* **48**(9), 123-132. doi:10.2166/wst.2003.0508
- Bengtsson, L. 1976 Snowmelt Estimated from Energy Budget Studies. *Nordic Hydrology* **7**, 3-18
- Berndtsson, J. C. 2014 Storm water quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics. *Urban Water Journal* **11**(4), 284-296. doi:10.1080/1573062x.2013.795236
- Beral, H. 2022, 11-15 septembre *Impact of de-icing salt on the performance of bioretention in cold climate: water quantity and quality* [Conférence]. IWA World Water Congress & Exhibition, Copenhagen, Denmark.

- Betts, A., Gharabaghi, B., McBean, E., Levison, J. & Parker, B. 2015 Salt vulnerability assessment methodology for municipal supply wells. *Journal of Hydrology* **531**, 523-533. doi:10.1016/j.jhydrol.2015.11.004
- Bosch Slabbers, Grontmij, Klimaat voor Ruimte, KNMI, Stichting Deltares, Witte-veenpBos, 2016. Climate App. <http://www.climateapp.nl/>. (consulté le 18 novembre 2022)
- Bouattour, O. 2021 *Caractérisation de l'impact de cellules de biorétention sur la qualité et la quantité des eaux pluviales à Trois-Rivières, Québec*. Master thesis, Université de Montréal, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada.
- Boving, T. B., & Neary, K. 2007 Attenuation of polycyclic aromatic hydrocarbons from urban stormwater runoff by wood filters. *Journal of Contaminant Hydrology* **91**(1-2), 43-57. doi:10.1016/j.jconhyd.2006.08.009
- Burgis, C. R., Hayes, G. M., Henderson, D. A., Zhang, W. H. & Smith, J. A. 2020 Green stormwater infrastructure redirects deicing salt from surface water to groundwater. *Science of the Total Environment* **729**. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138736
- Chapra, S. C., Dove, A. & Rockwell, D. C. 2009 Great Lakes chloride trends: Long-term mass balance and loading analysis. *Journal of Great Lakes Research* **35**(2), 272-284. doi:10.1016/j.jglr.2008.11.013
- Chen, J., Liu, Y., Gitau, M. W., Engel, B. A., Flanagan, D. C. & Harbor, J. M. 2019 Evaluation of the effectiveness of green infrastructure on hydrology and water quality in a combined sewer overflow community. *Science of The Total Environment* **665**, 69-79. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.416>
- Chow, J.F., Savić, D., Fortune, D., Kapelan, Z. & Mebrate, N. 2014 Using a systematic, multi-criteria decision support framework to evaluate sustainable drainage designs. *Procedia Eng.* **70**, 343-352.
- CNT (Center for Neighborhood Technology) 2009 Green Values, Stormwater Management Calculator.<http://greenvalues.cnt.org/national/calculator.php> (consulté le 7 novembre 2022)
- Cui, S., Song, Z. H., Zhang, L. M., Zhang, Z. L., Hough, R., Fu, Q., An, L., Shen, Z., Li, Y.-H., Liu, D. & Gao, S. 2019 Polycyclic aromatic hydrocarbons in fresh snow in the city of Harbin in northeast China. *Atmospheric Environment* **215**. doi: 10.1016/j.atmosenv.2019.116915

- Dagenais, D., Dorner, S. & Brisson, J. 2022 *Performances des infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales (IVGEP) pour la réduction du ruissellement urbain et pour la protection des sources d'eau potable en climat actuel et futur*, Rapport de recherche, Ouranos, Montréal, Canada, pp 86.
- Dagenais, D., Paquette, S. & Fuamba, M. 2014 *Implantation en milieu urbain de systèmes végétalisés de contrôle à la source des eaux pluviales dans un contexte d'adaptation aux changements climatiques : balisage des pratiques québécoises, canadiennes et internationales et développement d'un cadre d'implantation pour les municipalités du Sud du Québec*, Chaire en paysage et environnement (CPEUM), École d'architecture de paysage, Faculté de l'Aménagement, Université de Montréal, Montréal, Canada.
- Dagenais, D., Brisson, J., & Fletcher, T. D. 2018 The role of plants in bioretention systems; does the science underpin current guidance? *Ecological Engineering* **120**, 532-545.  
doi:10.1016/j.ecoleng.2018.07.007
- Davis, A. P., Shokouhian, M., Sharma, H., & Minami, C. 2001 Laboratory study of biological retention for urban stormwater management. *Water Environment Research* **73**(1), 5-14.  
doi:Doi 10.2175/106143001x138624
- LeFevre, N.J., Davidson, J.D. & Oberts, G.L. 2009 Bioretention of Simulated Snowmelt: Cold Climate Performance and Design Criteria. *Cold regions engineering*, 145-154
- Denich, C., Bradford, A., & Drake, J. 2013 Bioretention: assessing effects of winter salt and aggregate application on plant health, media clogging and effluent quality. *Water Quality Research Journal of Canada* **48**(4), 387-399. doi:10.2166/wqrjc.2013.065
- Dibiasi, C. J., Li, H., Davis, A. P. & Ghosh, U. 2009 Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environmental Science & Technology* **43**(2), 494-502. doi:10.1021/es802090g
- Digman, C.J., Horton, B., Ashley, R.M. & Gill, E. 2015 BeST (Benefits of SuDS Tool) User Manual. CIRIA, London, UK.
- Ding, B., Rezanezhad, F., Gharedaghloo, B., Van Cappellen, P. & Passeport, E. 2019 Bioretention cells under cold climate conditions: Effects of freezing and thawing on water infiltration, soil

structure, and nutrient removal. *Science of the Total Environment* **649**, 749-759. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.366

Ekanayake, D., Loganathan, P., Johir, M. A., Kandasamy, J. & Vigneswaran, S. 2021 Enhanced Removal of Nutrients, Heavy Metals, and PAH from Synthetic Stormwater by Incorporating Different Adsorbents into a Filter Media. *Water Air and Soil Pollution* **232**(3). doi:10.1007/s11270-021-05059-6

Exall, K., Marsalek, J., Rochfort, Q. & Kydd, S. 2011 Chloride transport and related processes at a municipal snow storage and disposal site. *Water Quality Research Journal of Canada* **46**(2), 148-156. doi:10.2166/wqrjc.2011.023

ArcGIS Pro. Version 2.5, 11 août 2021 [Logiciel informatique] Esri Inc, Toronto, Canada

eWater, 2011 *MUSIC by EWater*, User Manual. eWater, Melbourne, Australia.

Ellis, J. B. & Viavattene, C. 2014 Sustainable Urban Drainage System Modeling for Managing Urban Surface Water Flood Risk. *Clean-Soil Air Water* **42**(2), 153-159. doi:10.1002/clen.201300225

Engelhard, C., De Toffol, S., Lek, I., Rauch, W., & Dallinger, R. 2007 Environmental impacts of urban snow management - The alpine case study of Innsbruck. *Science of the Total Environment* **382**(2-3), 286-294. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.04.008

Exall, K., Marsalek, J., Rochfort, Q. & Kydd, S. 2011 Chloride transport and related processes at a municipal snow storage and disposal site. *Water Quality Research Journal of Canada* **46**(2), 148-156. doi:10.2166/wqrjc.2011.023

Ferrans, P., Torres, M. N., Temprano, J. & Sanchez, J. P. R. 2022 Sustainable Urban Drainage System (SUDS) modeling supporting decision-making: A systematic quantitative review. *Science of the Total Environment* **806**. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.150447

Fowdar, H., Payne, E., Schang, C., Zhang, K. F., Deletic, A. & McCarthy, D. 2021 How well do stormwater green infrastructure respond to changing climatic conditions? *Journal of Hydrology* **603**, 12887. doi:10.1016/j.jhydrol.2021.126887

- Geronimo, F. K. F., Maniquiz-Redillas, M. C., Tobio, J. A. S. & Kim, L. H. 2014 Treatment of suspended solids and heavy metals from urban stormwater runoff by a tree box filter. *Water Science and Technology* **69**(12), 2460-2467. doi:10.2166/wst.2014.150
- Géhéniau, N., Fuamba, M., Mahaut, V., Gendron, M. R., & Dugue, M. 2015 Monitoring of a Rain Garden in Cold Climate: Case Study of a Parking Lot near Montreal. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* **141**(6). doi:10.1061/(Asce)Ir.1943-4774.0000836
- Goor, J., Cantelon, J., Smart, C. C. & Robinson, C. E. 2021 Seasonal performance of field bioretention systems in retaining phosphorus in a cold climate: Influence of prolonged road salt application. *Science of the Total Environment* **778**, 146069. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146069
- Gouvernement du Canada, Données climatiques historiques.  
[https://climat.meteo.gc.ca/index\\_f.html](https://climat.meteo.gc.ca/index_f.html) (consulté le 14 octobre 2022a)
- Gouvernement du Canada, Publications - Vie saine, Qualité de l'eau potable : recommandations pour les paramètres chimiques et physiques.  
<https://www.canada.ca/fr/services/sante/publications/vie-saine.html#a3.3> (consulté le 23 novembre 2022b)
- Gouvernement du Québec 2019 *Guide des bonnes pratiques d'épandage*, Montréal, Canada.
- Gouvernement du Québec, Climat du Québec, Normales climatiques 1981-2010.  
<https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/climat-qc.htm> (consulté le 14 octobre 2022a)
- Gouvernement du Québec, Ministère des Transports, Saviez-vous que...  
<https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/gestion-environnementale-sels-voirie/Pages/saviez-vous.aspx> (consulté le 26 octobre 2022b)
- Gu, C. H., Cockerill, K., Anderson, W. P., Shepherd, F., Groothuis, P. A., Mohr, T. M., Whitehead, J. C., Russo, A. A. & Zhang, C. D. 2019 Modelling effects of low impact development on road salt transport at watershed scale. *Journal of Hydrology* **574**, 1164-1175. doi:10.1016/j.jhydrol.2019.04.079

- Hallberg, M., Renman, G. & Lundbom, T. 2007 Seasonal variations of ten metals in highway runoff and their partition between dissolved and particulate matter. *Water Air and Soil Pollution* **181**(1-4), 183-191. doi:10.1007/s11270-006-9289-5
- Hamouz, V. & Muthanna, T. M. 2019 Hydrological modelling of green and grey roofs in cold climate with the SWMM model. *Journal of Environmental Management* **249**. doi:10.1016/j.jenvman.2019.109350
- Hardy, M.J., Kuczera, G. & Coombes, P.J. 2005 Integrated urban water cycle management: the Urbancycle model. *Water Science and Technology* **52**(9), 1-9.
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D. & Deletic, A. 2007 Treatment performance of gravel filter media: Implications for design and application of stormwater infiltration systems. *Water Research* **41**(12), 2513-2524. doi:10.1016/j.watres.2007.03.014
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D. & Deletic, A. 2009 Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology* **365**(3-4), 310-321 doi:10.1016/j.jhydrol.2008.12.001
- He, H., Dyck, M. F., Si, B. C., Zhang, T., Lv, J. & Wang, J. 2015 Soil freezing–thawing characteristics and snowmelt infiltration in Cryalfts of Alberta, Canada. *Geoderma Regional* **5**, 198-208
- He, M. X., Hogue, T. S., Franz, K. J., Margulis, S. A. & Vrugt, J. A. 2011 Characterizing parameter sensitivity and uncertainty for a snow model across hydroclimatic regimes. *Advances in Water Resources* **34**(1), 114-127. doi:10.1016/j.advwatres.2010.10.002
- Hsieh, C.H. & Davis, A. P. 2005 Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. *Journal of Environmental Engineering* **131**(11), 1521-1531.
- Huber, M., Welker, A. & Helmreich, B. 2016 Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the Total Environment* **541**, 895-919. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.033
- Kim, K. H., Jahan, S. A., Kabir, E. & Brown, R. J. C. 2013 A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International* **60**, 71-80. doi:10.1016/j.envint.2013.07.019

- Kõiv-Vainik, M., Kill, Espenberg, M., Uuemaa, E., Teemusk, A., Maddison, M., Palta, M. M., Török, L., Mander, Ü., Scholz, M. & Kasak, K. 2022 Urban stormwater retention capacity of nature-based solutions at different climatic conditions. *Nature-Based Solutions* **2**, 100038. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100038>.
- Kuller, M., Bach, P. M., Ramirez-Lovering, D. & Deletic, A. 2017 Framing water sensitive urban design as part of the urban form: A critical review of tools for best planning practice. *Environmental Modelling & Software* **96**, 265-282. doi:10.1016/j.envsoft.2017.07.003
- Kuller, M., Bach, P. M., Roberts, S., Browne, D. & Deletic, A. 2019 A planning-support tool for spatial suitability assessment of green urban stormwater infrastructure. *Science of the Total Environment* **686**, 856-868. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.051
- Lacroix, S. 2022, 11-15 septembre *Development of a multi-criteria spatial analysis tool for decision support on the location of blue-green stormwater management infrastructure in Canadian context* [Conférence]. IWA World Water Congress & Exhibition, Copenhagen, Denmark.
- Lafontaine-Préfontaine, J. 2021 Mesure et modélisation d'équivalents en eau de la neige dans un contexte de prévision hydrologique. École de technologie supérieure, Université du Québec, Montréal, Canada.
- Last, E.W. 2011. *City Water Balance: a New Scoping Tool for Integrated Urban Water Management Options*. University of Birmingham, Birmingham, UK.
- Lawson, L. & Jackson, D. A. 2021 Salty summertime streams-road salt contaminated watersheds and estimates of the proportion of impacted species. *Facets* **6**, 317-333. doi:10.1139/facets-2020-0068
- Lee, J. G., Selvakumar, A., Alvi, K., Riverson, J., Zhen, J. X., Shoemaker, L. & Lai, F. H. 2012 A watershed-scale design optimization model for stormwater best management practices. *Environmental Modelling & Software* **37**, 6-18. doi:10.1016/j.envsoft.2012.04.011
- Leroy, M. C., Portet-Koltalo, F., Legras, M., Lederf, F., Moncond'huy, V., Polaert, I. & Marcotte, S. 2016 Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. *Science of the Total Environment* **566**, 113-121. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.05.027

- Lesage, E., Rousseau, D. P. L., Meers, E., Tack, F. M. G., & De Pauw, N. 2007 Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. *Science of the Total Environment* **380**(1-3), 102-115. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.10.055
- Li, Z., Kratky, H., Yu, T., Li, X. F. & Jia, H. F. 2021 Study on bioretention for stormwater management in cold climate, Part I: Hydraulics. *Journal of Hydro-Environment Research* **38**, 25-34. doi:10.1016/j.jher.2021.01.007
- Makropoulos, C. K., Natsis, K., Liu, S., Mittas, K., & Butler, D. 2008 Decision support for sustainable option selection in integrated urban water management. *Environmental Modelling & Software* **23**(12), 1448-1460. doi:10.1016/j.envsoft.2008.04.010
- Maniquiz, M. C., Lee, S. Y. & Kim, L. H. 2010 Long-Term Monitoring of Infiltration Trench for Nonpoint Source Pollution Control. *Water Air and Soil Pollution* **212**(1-4), 13-26. doi:10.1007/s11270-009-0318-z
- Marsalek, J. 2003 Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology* **48**(9), 61-70. doi:10.2166/wst.2003.0493
- Mayer, T., Rochfort, Q., Marsalek, J., Parrott, J., Servos, M., Baker, M., McInnis, R., Jurkovic, A. & Scott, I. 2011 Environmental characterization of surface runoff from three highway sites in Southern Ontario, Canada: 1. Chemistry. *Water Quality Research Journal of Canada* **46** (2), 110-120. doi:10.2166/wqrjc.2011.035
- MDDEFP 2011 Guide de gestion des eaux pluviales. Les pratiques de gestion optimales des eaux pluviales. Ministère de Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Canada.
- Minnesota Stormwater Manual, à jour du 8 décembre 2022, Guidance and recommendations for storing transported snow and for on-site snow storage, [https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php?title=Guidance\\_and\\_recommendations\\_for\\_storing\\_transported\\_snow\\_and\\_for\\_on-site\\_snow\\_storage](https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php?title=Guidance_and_recommendations_for_storing_transported_snow_and_for_on-site_snow_storage) (consulté le 7 janvier 2023)
- Mitchell, V.G., Diaper, C., Gray, S.R. & Rahilly, M. 2003 *UVQ: modelling the movement of water and contaminants through the total urban water cycle* [Conférence]. 28th International Hydrology and Water Resources Symposium, Wollongong, Australia.

- Mitchell, V. G., Mein, R. G., & McMahon, T. A. 2001 Modelling the urban water cycle. *Environmental Modelling & Software* **16**(7), 615-629. doi:10.1016/S1364-8152(01)00029-9
- Moghadas, S., Leonhardt, G., Marsalek, J. & Viklander, M. 2018 Modelling Urban Runoff from Rain-on-Snow Events with the US EPA SWMM Model for Current and Future Climate Scenarios. *Journal of Cold Regions Engineering* **32**(1). doi:10.1061/(ASCE)CR.1943-5495.0000147
- Moghadas, S., Paus, K. H., Muthanna, T. M., Herrmann, I., Marsalek, J., & Viklander, M. 2015 Accumulation of Traffic-Related Trace Metals in Urban Winter-Long Roadside Snowbanks. *Water Air and Soil Pollution* **226**(12). doi:10.1007/s11270-015-2660-7
- Muthanna, T. M., Viklander, M., Gjesdahl, N., & Thorolfsson, S. T. 2007 Heavy metal removal in cold climate bio retention. *Water Air and Soil Pollution* **183**(1-4), 391-402. doi:10.1007/s11270-007-9387-z
- Ministères des transports et de la mobilité durable, Signalisation de danger, <https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/securite-signalisation/signalisation/Pages/Signalisation-danger.aspx> (consulté le 21 octobre 2022)
- Morales-Torres, A., Escuder-Bueno, I., Andres-Domenech, I. & Perales-Momparler, S. 2016 Decision Support Tool for energy-efficient, sustainable and integrated urban stormwater management. *Environmental Modelling & Software* **84**, 518-528. doi:10.1016/j.envsoft.2016.07.019
- Muller, A., Osterlund, H., Marsalek, J. & Viklander, M. 2022 Exploiting urban roadside snowbanks as passive samplers of organic micropollutants and metals generated by traffic. *Environmental Pollution* **308**. doi:10.1016/j.envpol.2022.119723
- Mullins, A. R., Bain, D. J., Pfeil-McCullough, E., Hopkins, K. G., Lavin, S. & Copeland, E. 2020 Seasonal drivers of chemical and hydrological patterns in roadside infiltration-based green infrastructure. *Science of the Total Environment* **714**. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.136503
- Oral, H. V., Carvalho, P., Gajewska, M., Ursino, N., Masi, F., van Hullebusch, E. D., Kazak, J. K., Exposito, A., Cipolletta, G., Andersen, T. R., Finger, D. C., Simperler, L., Regelsberger, M., Rous, V., Radinja, M., Buttiglieri, G., Krzeminski, P., Rizzo, A., Dehghanian, K., Nikolova, M. & Zimmermann, M. 2020 A review of nature-based solutions for urban water

management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature. *Blue-Green Systems* **2** (1), 112-136. doi:10.2166/bgs.2020.932

Paus, K. H., Muthanna, T. M. & Braskerud, B. C. 2016 The hydrological performance of bioretention cells in regions with cold climates: seasonal variation and implications for design. *Hydrology Research* **47**(2), 291-304. doi:10.2166/nh.2015.084

Pipes, A. & Quick, M. C. 1977 UBC watershed model users guide. Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, Canada

Rauch, W., Bach, P.M., Brown, R.R., Rogers, B., De Haan, F.J., McCarthy, D.T., Kleidorfer, M., Mair, M., Sitzenfrei, R., Urich, C. & Deletic, A. 2015 Enabling change: institutional adaptation, in Hulsmann, A., Grütmacher, G., van den Berg, G. Rauch, W., Jensen, A. L., Popovych, V., Rosario, M., Vamvakeridou-Lyroudia, L. S., Savic, D. A. (eds), *Climate Change, Water Supply and Sanitation*, IWA Publishing, London, UK.

Règlement sur la qualité de l'eau potable, à jour du 1<sup>er</sup> juin 2022, <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2040> (consulté le 26 octobre 2022)

Rivett, M. O., Cuthbert, M. O., Gamble, R., Connon, L. E., Pearson, A., Shepley, M. G., & Davis, J. 2016 Highway deicing salt dynamic runoff to surface water and subsequent infiltration to groundwater during severe UK winters. *Science of the Total Environment* **565**, 324-338. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.095

Roseen, R. M., Ballesterio, T. P., Houle, J. J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G., & Wildey, R. 2009 Seasonal Performance Variations for Storm-Water Management Systems in Cold Climate Conditions. *Journal of Environmental Engineering* **135**(3), 128-137. doi:10.1061/(Asce)0733-9372(2009)135:3(128)

Rossmann, L. A. 2015 Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA.

Rossmann, L. A. & Huber, W. C. 2016a Storm Water Management Model Reference Manual Volume I – Hydrology (Revised), National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA.

- Rossman, L. A. & Huber, W. C. 2016b Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA.
- Semadeni-Davies, A. 2006 Winter performance of an urban stormwater pond in southern Sweden. *Hydrological Processes* **20**(1), 165-182. doi:10.1002/hyp.5909
- Shojaeizadeh, A., Geza, M., & Hogue, T. S. 2021 GIP-SWMM: A new Green Infrastructure Placement Tool coupled with SWMM. *Journal of Environmental Management* **277**, 111409. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111409>
- Sriyaraj, K. & Shutes, R. B. E. 2001 An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environment International* **26**(5-6), 433-439. doi:10.1016/S0160-4120(01)00024-1
- Stage, J. H., Davis, A. P., Jamil, E. & Kim, H. 2012 Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Research* **46**(20), 6731-6742. doi:10.1016/j.watres.2012.02.037
- Sustainable Technologies Evaluation Program, à jour du 4 octobre 2022a, Salt: LID SWM Planning and Design Guide, <https://wiki.sustainabletechnologies.ca/index.php?title=Salt&oldid=1435> (consulté le 7 janvier 2023)
- Sustainable Technologies Evaluation Program, à jour du 27 septembre 2022b, Winter Management: LID SWM Planning and Design Guide. , [https://wiki.sustainabletechnologies.ca/wiki/Winter\\_Management](https://wiki.sustainabletechnologies.ca/wiki/Winter_Management) (consulté le 7 janvier 2023)
- SWMM version 5.1.015 [Logiciel informatique]. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, USA.
- Tatarniuk, C., Donahue, R. & Segó, D. 2009 Snow Characterization at a City Snow Storage Facility. *Journal of Cold Regions Engineering* **23**(4), 136-142. doi:10.1061/(Asce)Cr.1943-5495.0000011
- Tromp, K., Lima, A. T., Barendregt, A., & Verhoeven, J. T. A. 2012 Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. *Journal of Hazardous Materials* **203**, 290-298. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.12.024

- Trowbridge, P. R., Kahl, J. S., Sassan, D. A., Heath, D. L. & Walsh, E. M. 2010 Relating Road Salt to Exceedances of the Water Quality Standard for Chloride in New Hampshire Streams. *Environmental Science & Technology* **44**(13), 4903-4909. doi:10.1021/es100325j
- Tuomela, C., Sillanpaa, N. & Koivusalo, H. 2019 Assessment of stormwater pollutant loads and source area contributions with Storm Water Management Model (SWMM). *Journal of Environmental Management* **233**, 719-727. doi:10.1016/j.jenvman.2018.12.061
- Vectorstock, Map of Canada-Quebec vector image, <https://www.vectorstock.com/royalty-free-vector/map-of-canada-quebec-vector-20400143> (consulté le 23 novembre 2022)
- Vérificateur général, Ville de Montréal 2017 *4 Gestion de la neige usée, Rapport annuel*, Montréal, Canada, pp. 255
- Vijayan, A., Osterlund, H., Nlarsalek, J. & Viklander, M. 2019 Laboratory Melting of Late-Winter Urban Snow Samples: The Magnitude and Dynamics of Releases of Heavy Metals and PAHs. *Water Air and Soil Pollution* **230**(8). doi:10.1007/s11270-019-4201-2
- Viklander, M. 1999 Substances in Urban Snow. A comparison of the contamination of snow in different parts of the city of Lulea, Sweden. *Water Air and Soil Pollution* **114**(3-4), 377-394. doi:10.1023/A:1005121116829
- Voskamp, I. M., de Luca, C., Polo-Ballinas, M. B., Hulsman, H. & Brolsma, R. 2021 Nature-Based Solutions Tools for Planning Urban Climate Adaptation: State of the Art. *Sustainability* **13**(11). doi:10.3390/su13116381
- Voskamp, I. M., & Van de Ven, F. H. M. 2015 Planning support system for climate adaptation: Composing effective sets of blue-green measures to reduce urban vulnerability to extreme weather events. *Building and Environment* **83**, 159-167. doi:10.1016/j.buildenv.2014.07.018
- Walaszek, M., Bois, P., Laurent, J., Lenormand, E., & Wanko, A. 2018 Micropollutants removal and storage efficiencies in urban stormwater constructed wetland. *Science of the Total Environment* **645**, 854-864. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.156
- Walsh, C. J., Booth, D. B., Burns, M. J., Fletcher, T. D., Hale, R. L., Hoang, L. N., Livingston, G., Rippy, M.A., Roy, A.H., Scoggins, M. & Wallace, A. 2016 Principles for urban stormwater management to protect stream ecosystems. *Freshwater Science* **35**(1), 398-411. doi:10.1086/685284

- Wang, Z., Saade, N. K., & Ariya, P. A. 2021 Advances in Ultra-Trace Analytical Capability for Micro/Nanoplastics and Water-Soluble Polymers in the Environment: Fresh Falling Urban Snow. *Environmental Pollution* **276**. doi:10.1016/j.envpol.2021.116698
- Wang, M., Zhang, D. Q., Dong, J. W. & Tan, S. K. 2017 Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate - A review. *Journal of Environmental Sciences* **57**, 293-311. doi:10.1016/j.jes.2016.12.019
- Wang, J. L., Zhang, P. P., Yang, L. Q. & Huang, T. 2016 Cadmium removal from urban stormwater runoff via bioretention technology and effluent risk assessment for discharge to surface water. *Journal of Contaminant Hydrology* **185**, 42-50. doi:10.1016/j.jconhyd.2016.01.002
- WEF (Water Environmental Federation), Stormwater report, Clasic tool predicts costs, co-benefits, and climate resilience for stormwater infrastructures. <https://stormwater.wef.org/2021/05/clasic-tool-predicts-costs-co-benefits-and-climate-resilience-for-stormwater-infrastructure/> (consulté le 7 novembre 2022)
- Westerlund, C. & Viklander, M. 2011 Pollutant release from a disturbed urban snowpack in northern Sweden. *Water Quality Research Journal of Canada* **46**(2), 98-109. doi:10.2166/wqrjc.2011.025
- Wu, J. S., Holman, R. E., & Dorney, J. R. 1996 Systematic evaluation of pollutant removal by urban wet detention ponds. *Journal of Environmental Engineering-Asce* **122**(11), 983-988. doi: 10.1061/(Asce)0733-9372(1996)122:11(983)
- Yavari S., Kõiv-Vainik, M., Boivin P., Brisson, J. & Dagenais, D. 2021 *Revue de littérature sur les infrastructures vertes sur rue*. Institut de recherche en biologie végétale, Montréal, Canada.
- Zhao, C. C., Xu, J. T., Shang, D. W., Zhang, Y. M., Zhang, J., Xie, H. J., King, Q. & Wang, Q. 2021 Application of constructed wetlands in the PAH remediation of surface water: A review. *Science of the Total Environment* **780**. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146605

# ANNEXE A PREMIERE APPROCHE

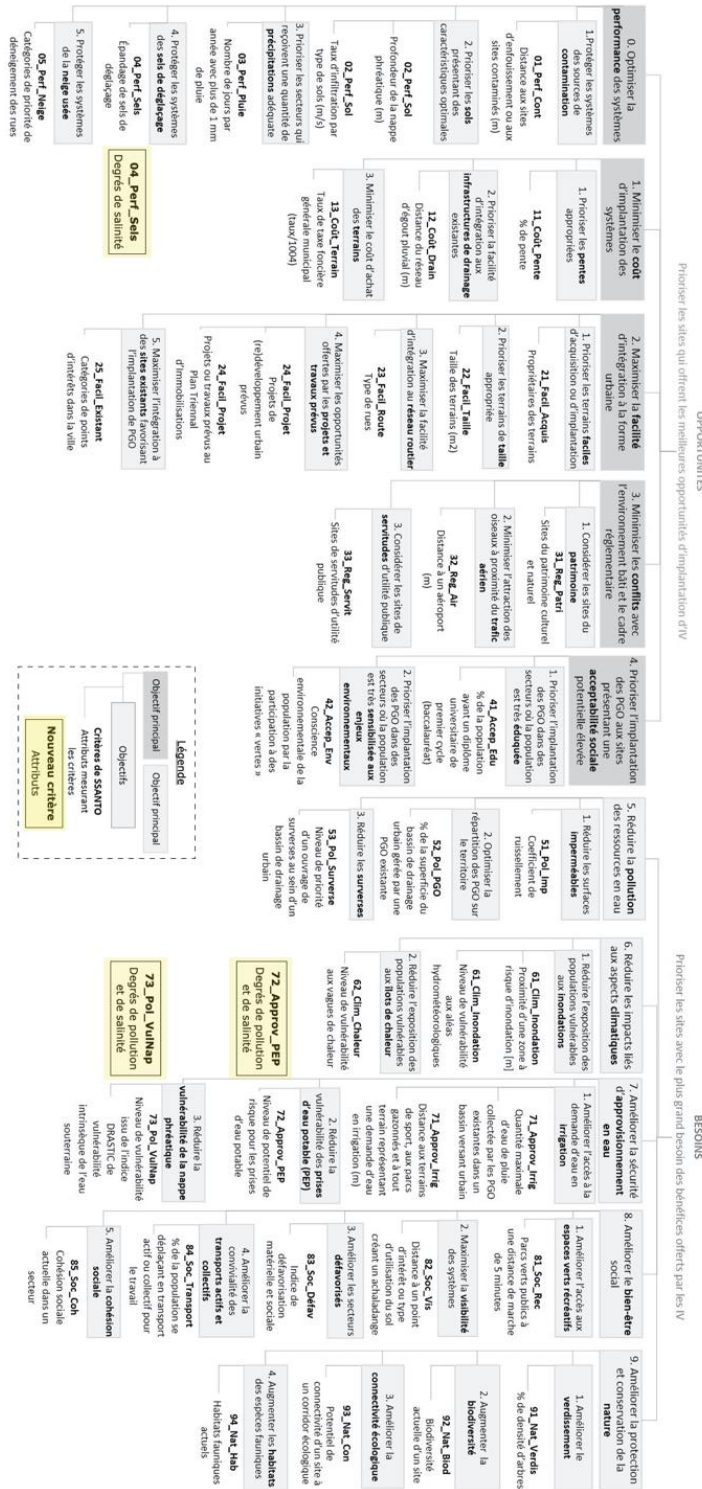


Figure 7.1 Classification des nouveaux critères dans la hiérarchie d'objectifs, adapté de Lacroix (2022)

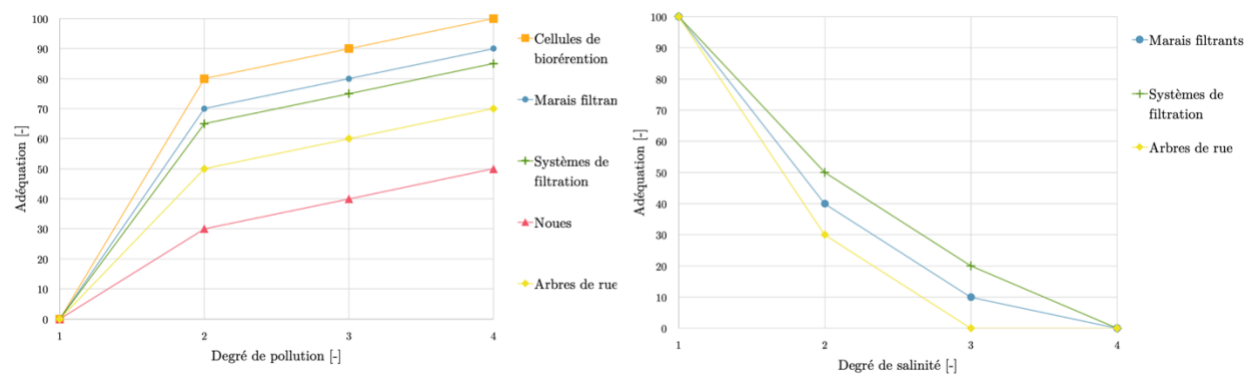


Figure 7.2 Adéquation des IV en fonction des degrés de pollution et de salinité

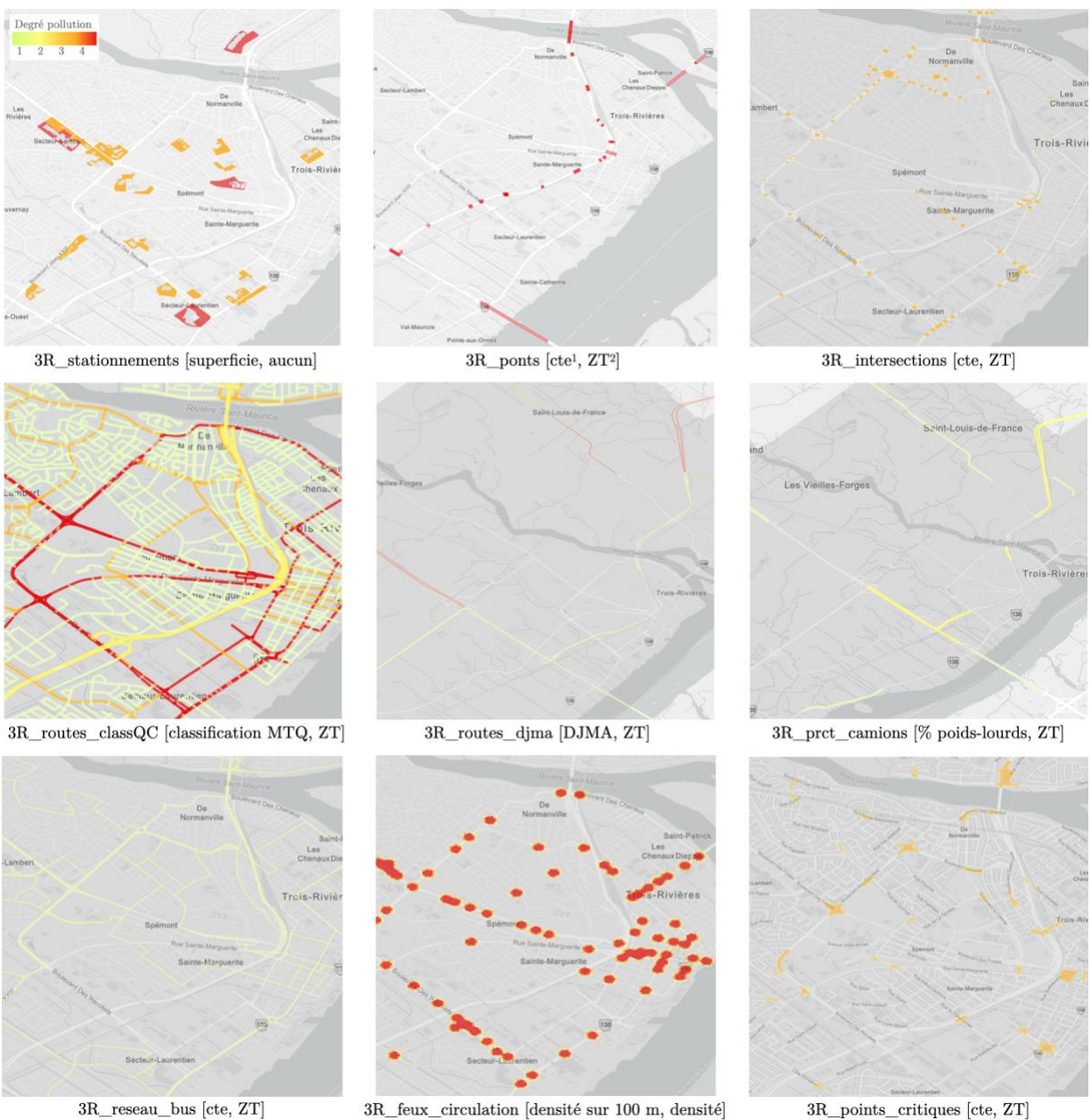


Figure 7.3 Vue des couches utilisées pour le jeu zones polluées

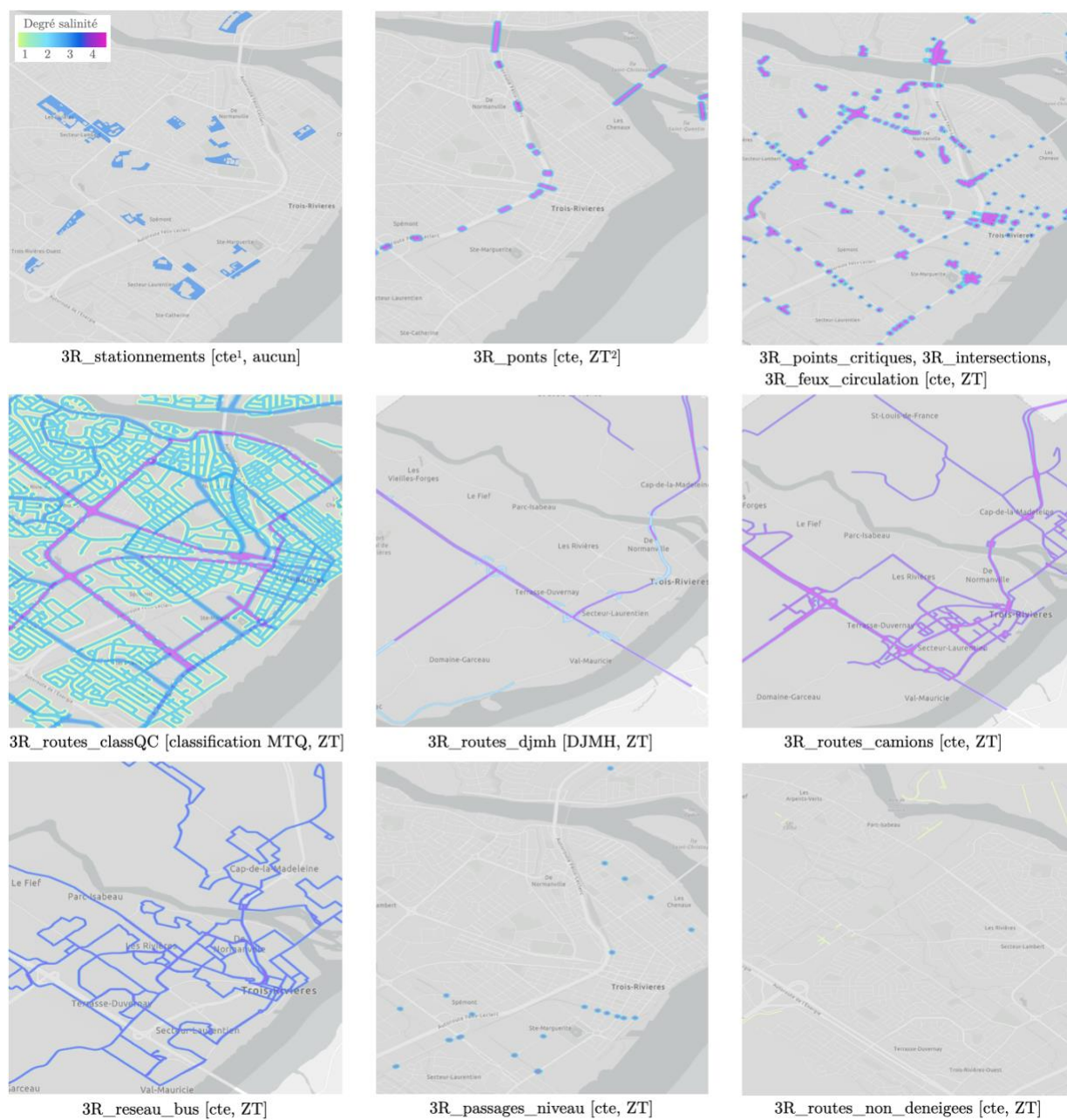


Figure 7.4 Vue des couches utilisées pour le jeu zones salées

## ANNEXE B ARTICLE : SUPPLEMENTARY MATERIAL

### Snowmelt runoff governing equations

Runoff from snowmelt can be predicted from thermal balance between the snowpack and its environment. Assumptions are generally used because the numerous processes influencing heat transfer to and from a snowpack are complex and sometimes difficult to estimate (Bengtsson 1976). Moreover, simplified calculations have the advantage to considerably reduce the amount of data to be provided to the model (Rossman & Huber 2016a). During dry weather conditions, the degree-day method was used to compute the snow melting rate  $SMELT$ , assumed to be proportional to the difference in between the air temperature  $T_a$  and the temperature above which the snow melts  $T_{base}$  (Rossman & Huber 2016a):

$$SMELT = DHM (T_a - T_{base}) \text{ (Eq. 1)}$$

$SMELT$  is in [mm/h],  $T_a$  and  $T_{base}$  in [°C] and DHM is the melt factor in [mm/h/°C] seasonally varying. Sinusoidal interpolation was used to calculate DHM throughout the year from these two extreme values assumed to occur the 21st of December and June. In this study, DHM values were based on Moghadas *et al.* (2018) study, assuming that DHM depends on snow (Table 5.3). During rain on snow event and neglecting wind speed,  $SMELT$  is calculated through a simplified energy budget assuming that energy is supplied by advective heat from rainfall and sensible heat from air (Rossman & Huber 2016a; Moghadas *et al.* 2018):

$$SMELT = 1.8 T_a (0.001167 + 0.01778i) \text{ (Eq. 2)}$$

$i$  is the rainfall intensity in [mm/h]. Snow depth over a subcatchment and runoff are adjusted at each time step depending on precipitation and air temperature.

### Separation temperature calibration

The rate of snowfall was determined by SWMM according to the air temperature below which precipitation falls as snow (denoted SNOTMP in SWMM). He *et al.* (2011) used separation temperatures between -2.0 and 2.0 °C. To optimize the SWMM snow model of Trois-Rivières, several separation temperatures were tested. Simulated and observed snow heights were compared converting observed heights in snow water equivalent (SWE) assuming fresh snow with a density

of 70 kg/m<sup>3</sup> (Lafontaine-Préfontaine 2021). To evaluate the predictive skills of the hydrological model and define which SNOTMP was the most suitable for the model, the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient (NSE) was calculated as (He *et al.* 2011):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \bar{Q}^{min})^2} \text{ (Eq. 3)}$$

$Q_i^{obs}$  and  $Q_i^{sim}$  are the observed and simulated snow heights at time  $i$  respectively;  $\bar{Q}^{min}$  is the average of the observed snow heights. Daily average simulated snow heights  $Q_i^{sim}$  were calculated from the snow heights returned hourly by SWMM. Figure 7.5 below shows the simulated snow heights for different SNOTMP temperatures, observed snow heights for three winters and corresponding calculated NSE.

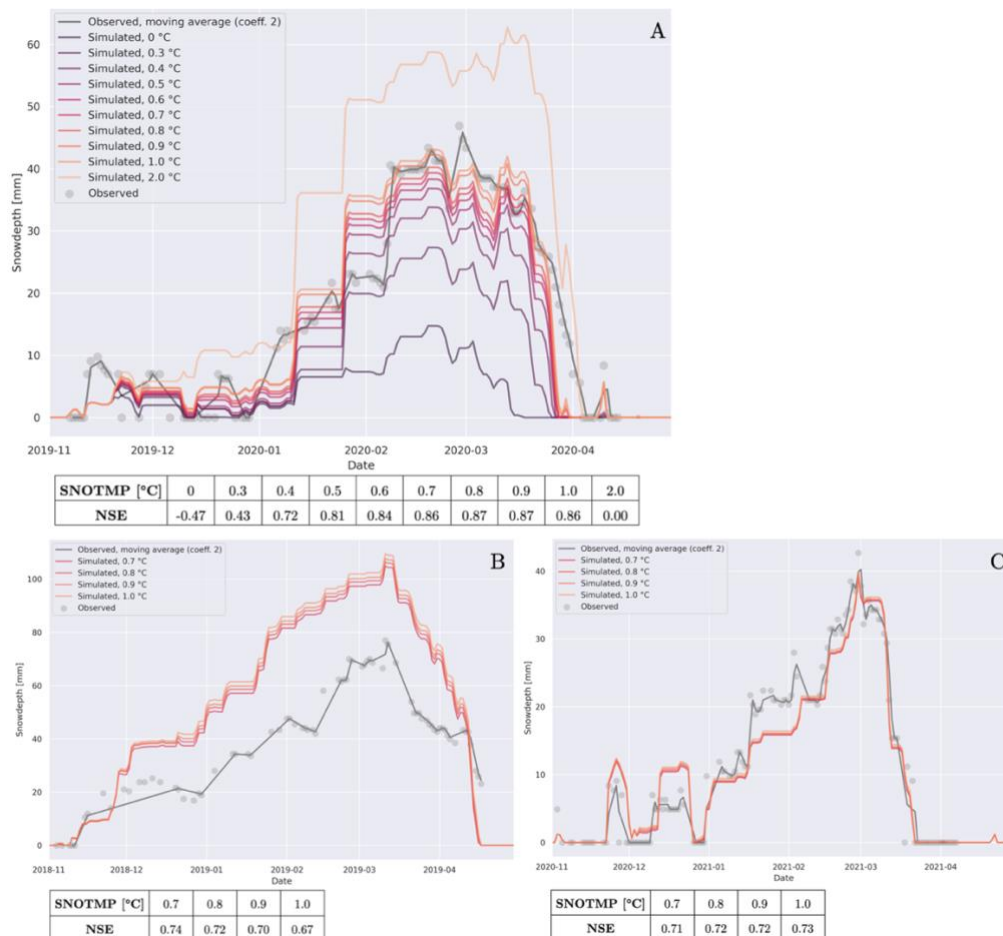


Figure 7.5 SNOTMP calibration for 2019-2020 winter (A) and validation on 2018-2019 (B) and 2020-2021 (C) winters

For 2019-2020 and 2020-2021 winters, n=113 daily snow height records were available. For the winter of 2018-2019 only n=40 heights were recorded (points observed in Figure 7.5). He et al. (2011) used a limiting NSE of 0.3 to distinguish solutions with good predictive potential ( $NSE > 0.3$ ) from those that are not ( $NSE < 0.3$ ). Data from 2019-2020 winter were used for the SNOTMP calibration. According to Figure 7.5, splitting temperatures below 0 °C or above 2 °C led to under and over-estimations of snowpack height with average daily maximum heights of 4 and 30 mm, respectively. For *SNOTMP* temperatures between 0.6 and 0.9 °C the model predictions were close to the observed values with NSE between 0.84 and 0.87 close to 1. These values were consistent with the Canadian UBC Pipes and Quick watershed model split temperature of 0.6 °C (Pipes & Quick 1977). The largest NSE of 0.8653 was obtained for 0.9 °C. SNOTMP between 0.7 and 1.0 °C, corresponding to the best predictions for 2019-2020, were used to simulate the Trois-Rivières snowpack for 2018-2019 and 2020-2021 winters (Figure 7.5 B and C). For 2018-2019 winter, observed and simulated maximum snow heights were 76 and 108 mm, respectively. Although the snow depth was overestimated by the SWMM model, corresponding NSE were larger than 0.3, i.e. an acceptable prediction quality.

### Additional snowpack parameters

Table 7.1 Melt factor (DHM) with respect to land use and surface type  
(R: relocated, U: undisturbed)

Snowpack	Impervious		Pervious
	Snow cleared	Not snow cleared	
Residential picked	R	U	U
Residential pushed	R	U	U
Natural picked	R	R	U
Natural pushed	R	R	U
Natural undisturbed	R	R	U
Industrial I	R	R	U
Industrial II	R	R	U
Snow storage	R	R	U

Table 7.2 Snow covered area (ASC) fraction with respect to surface type,  
based on Rossman & Huber (2016)

Depth ratio	ASC	
	Impervious <sup>a</sup>	Pervious
0.0	1	0.10
0.1	1	0.35
0.2	1	0.53
0.3	1	0.66
0.4	1	0.75
0.5	1	0.82
0.6	1	0.87
0.7	1	0.92
0.8	1	0.95
0.9	1	0.98

<sup>a</sup> Snow depletion effect ignored

### SWMM sensitivity analysis

A simple sensitivity analysis was performed to assess the sensitivity of relevant snow-related parameters with respect to simulated runoff volume (maximum and total), snow depth (maximum and average) and outfall loading (maximum, average and total volumes). The analysis showed that the dividing temperature between snow and rain (SNOTMP) and the melt coefficient were the most sensitive parameters. The last agrees with Moghadas *et al.* 2018 analysis. Minimum melt coefficients decreased by 50% increased the maximum snow depth of 16 mm, reduced by four both total runoff volume and peak, and decreased up to 68% and 59% average and maximum flowrates at the outfalls, respectively. Peak runoff was not significantly impacted by other parameter changes in the chosen ranges. The increase of *SNOTMP* from 0 to 1 °C increased both average and maximum snow depth of 14.8 and 35 mm respectively, which decreased average outfall flowrates up to 10%. Over the range evaluated, average flowrates at the outfalls decrease quasi linearly with increasing *SNOTMP*. The temperature above which snow melts ( $T_{base}$ ) also impacted average outfall flowrates: from 0 to -10 °C, flowrates decreased quasi linearly up to 11%. Total and maximum runoff volumes were sensitive to the negative melt ratio and to the free water fraction (FWF).

## Effect of snow cover modelling on catchment hydrology

Table 7.3 Runoff and infiltration total volumes in [L] comparison with and without snow modelling, summed over three winters

Date	Runoff		Infiltration	
	Without	With	Without	With
2018-2019	180 440	167 140 (-7.4%) <sup>a</sup>	25 697	26 798 (+4.3%)
2019-2020	105 410	100 160 (-5.0%)	15 023	15 435 (+2.7%)
2020-2021	96 540	88 790 (-8.0%)	13 749	14 442 (+5.0%)

<sup>a</sup> Volume variation

## Additional results of snowmelt results

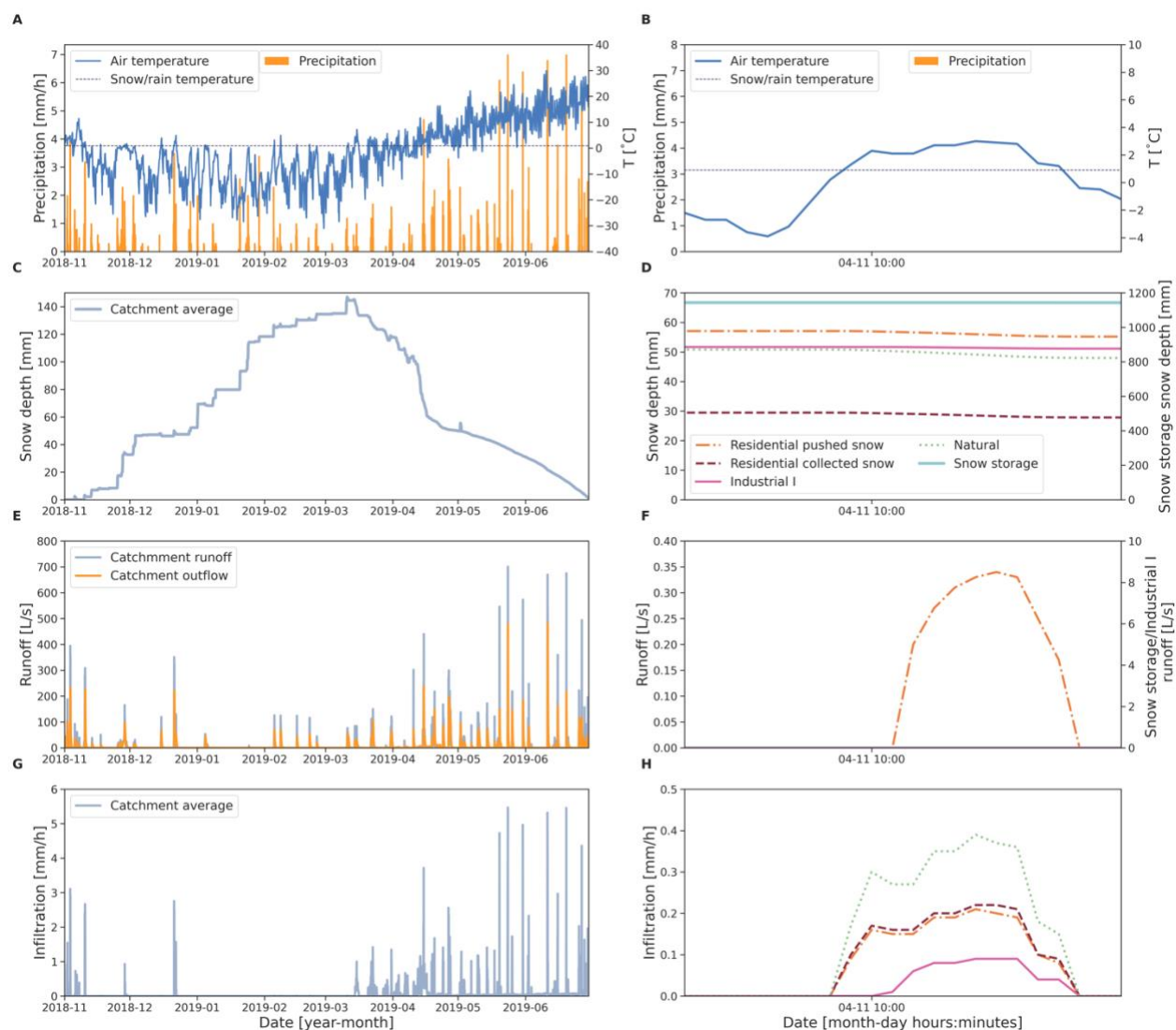


Figure 7.6 Urban snowmelt simulation input precipitation and air temperature (A, B), and output snow depth in water equivalent (C, D), runoff and outflow rates (E, F) and infiltration (G, H) for the winter 2018-2019 (left) and a selected event (right)



Figure 7.8 Urban snowmelt simulation input precipitation and air temperature (A, B), and output snow depth in water equivalent (C, D), runoff and outflow rates (E, F) and infiltration (G, H) for the winter 2019-2020 (left) and a selected event (right)

### Additional results of scenario performances

Table 7.4 Pollutant loads and runoff volume reduction and infiltration volume increase normalized by bioretention area summed over three winters **without snow modelling**; for our implementation scenarios (implementation on industrial roads and parking lots (Ind), roads (R\_ind), parking lots (P\_ind); on residential roads (Res), roads with picked snow (Pi\_res), roads with pushed snow (Pu\_res))

Scenario	Land use	Cl [g/m <sup>2</sup> ]	TSS [g/m <sup>2</sup> ]	Pb [mg/m <sup>2</sup> ]	Zn [mg/m <sup>2</sup> ]	Cr [mg/m <sup>2</sup> ]	Runoff [L/m <sup>2</sup> ]	Infiltration [mm/m <sup>2</sup> ]
Ind	Industrial	678	37	6	82	5	980	744
R_ind		2513	265	64	1056	35	1634	703
P_ind		614	28	3	41	4	951	777
Res	Residential	348	42	10	175	6	756	638
Pi_res		315	38	9	159	5	716	631
Pu_res		455	54	14	229	6	994	627
SS	Snow storage	703	84	21	353	11	889	722
Ind_res	Industrial, Residential	585	38	7	109	5	916	646

Table 7.5 Set of tables: bioretention performances for different scenarios for the three winters

Ratio volumes infiltration/inflow in the bioretention								
Scenario								
Winter	Ind	R_ind	P_ind	Ind_res	Res	Pi_res	Pu_res	SS
2018-2019	44%	40%	45%	43%	43%	45%	42%	36%
2019-2020	37%	34%	38%	35%	34%	34%	37%	34%
2020-2021	37%	33%	38%	34%	34%	34%	34%	31%
Average	39%	36%	41%	37%	37%	37%	38%	34%

Reduction total runoff volume (ML)								
Scenario								
Winter	Ind	R_ind	P_ind	Ind_res	Res	Pi_res	Pu_res	SS
2018-2019	25%	3%	23%	33%	7%	8%	3%	7%
2019-2020	23%	2%	29%	30%	8%	11%	3%	6%
2020-2021	32%	3%	22%	30%	7%	3%	3%	6%
Average	27%	3%	24%	31%	8%	8%	3%	6%

Reduction total outfall volume (ML)								
Scenario								
Winter	Ind	R_ind	P_ind	Ind_res	Res	Pi_res	Pu_res	SS
2018-2019	24%	1%	23%	32%	8%	8%	3%	7%
2019-2020	22%	1%	30%	30%	9%	11%	3%	6%
2020-2021	31%	2%	22%	30%	7%	3%	4%	6%
Average	26%	1%	25%	30%	8%	8%	3%	6%

Reduction peak runoff, average of all subcatchments (L/s)								
Scenario								
Winter	Ind	R_ind	P_ind	Ind_res	Res	Pi_res	Pu_res	SS
2018-2019	27%	3%	24%	39%	12%	18%	6%	7%
2019-2020	29%	3%	35%	47%	19%	17%	8%	9%
2020-2021	37%	4%	26%	44%	16%	8%	7%	9%
Average	31%	3%	28%	43%	16%	14%	7%	8%

Reduction peak outfall (average of O1 and O3 peaks) (L/s)								
Scenario								
Winter	Ind	R_ind	P_ind	Ind_res	Res	Pi_res	Pu_res	SS
2018-2019	22%	2%	21%	28%	8%	40%	7%	8%
2019-2020	31%	1%	44%	42%	17%	22%	6%	7%
2020-2021	46%	3%	34%	39%	13%	5%	8%	9%
Average	33%	2%	33%	36%	13%	22%	7%	8%