

Priorisation des stratégies d'adaptation aux inondations
urbaines : une approche multicritère au service de la
planification municipale

par

Melanie MCGRORY

MÉMOIRE PAR ARTICLE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE
SUPÉRIEURE COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE
LA MAÎTRISE AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE LA CONSTRUCTION
M. Sc. A.

MONTREAL, LE 5 MARS 2026

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Melanie McGrory, 2026



Cette [licence Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de créditer l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Jean-Luc Martel, directeur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Francis Marleau Donais, codirecteur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Mathias Glaus, président du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Richard Arsenault, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 16 FÉVRIER 2026

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce mémoire n'aurait pas été possible sans le soutien et la bienveillance des personnes qui m'ont accompagnée tout au long de ce parcours académique.

Je tiens tout d'abord à exprimer ma plus profonde gratitude à mon directeur de mémoire, Monsieur Jean-Luc, pour la confiance immense qu'il m'a accordée dès le début de ce parcours. Travailler sous sa direction a été une expérience profondément marquante, tant sur le plan académique que personnel. Il m'a permis de m'investir dans un projet à la fois captivant et concret, tout en m'encourageant à sortir de ma zone de confort, à participer à des conférences et à m'impliquer dans de nombreux projets qui ont façonné mon identité professionnelle. Son soutien constant, ses encouragements et sa capacité à voir plus loin que le projet immédiat m'ont permis de grandir, de prendre confiance et de m'épanouir dans mon domaine. Au-delà de son rôle de directeur, il a été pour moi un véritable mentor, présent autant dans mes réflexions académiques que dans mes aspirations de carrière. Je lui suis profondément reconnaissante pour tout ce qu'il m'a appris et j'ai très hâte de poursuivre cette aventure au doctorat. Je tiens aussi à remercier mes collègues du laboratoire HC3. Nos rencontres hebdomadaires ont été une source d'apprentissage, de réflexion et de motivation. C'est un privilège d'évoluer avec vous dans cet environnement collaboratif.

Je souhaite également remercier mon co-directeur de recherche, Monsieur Francis Marleau Donais, pour son expertise en aide multicritère à la décision et pour m'avoir ouvert les portes d'un domaine qui m'était alors entièrement nouveau. Grâce à son accompagnement, j'ai pu découvrir et approfondir une spécialisation qui a joué un rôle déterminant dans l'obtention d'un projet de doctorat particulièrement stimulant et qui occupe aujourd'hui une place centrale dans mon parcours académique. Sa confiance et son implication m'ont permis de participer à des projets en aide multicritère, bien au-delà du cadre de la maîtrise, me donnant ainsi une compréhension concrète de la gestion et de la structuration de ce type de démarches. Cette spécialisation n'aurait tout simplement pas été possible sans son soutien et son encadrement.

Mes sincères remerciements vont à mes collègues chez Équipe Laurence, qui m'ont toujours soutenue dans mon parcours académique. Leur compréhension, leurs encouragements et leur confiance m'ont permis de concilier études et vie professionnelle. Leur appui constant m'a donné l'élan nécessaire pour aller chercher cette expertise.

Enfin, je remercie du fond du cœur mes parents, mon frère, mes amies et mon partenaire, qui ont été un pilier essentiel tout au long de ce parcours. Merci pour votre présence constante, votre écoute attentive et vos encouragements sincères, même lorsque je parlais, parfois un peu trop longtemps, de pluie et d'infrastructures vertes (et préparez-vous à en entendre encore parler pendant encore quelques années au doctorat). Au-delà du soutien académique, vous avez su m'aider à prendre du recul, à décrocher et à relativiser lorsque la charge de travail devenait plus exigeante. Votre capacité à me rappeler l'importance de l'équilibre entre les études et la vie personnelle a été essentielle, car les études supérieures sont d'autant plus enrichissantes et motivantes lorsqu'elles s'inscrivent dans un cadre de vie sain et équilibré.

Mom & Dad, merci du fond du cœur pour votre amour inconditionnel, votre soutien constant et pour tout ce que vous avez toujours investi en moi. Vous m'avez offert les meilleures opportunités et transmis des valeurs solides qui me guident chaque jour vers la carrière dont j'ai toujours rêvé. Votre confiance en moi me donne une motivation immense pour poursuivre mes ambitions. Sans vous, ce parcours n'aurait tout simplement pas été possible. Jer, merci d'être un frère aussi encourageant et présent. Même si tu es mon petit frère, j'apprends énormément de toi. Je chéris profondément notre amitié et le lien unique que nous partageons. Nonna, merci pour ta force, ta persévérance et ton éthique de travail exceptionnelle. Tu es arrivée dans ce pays avec si peu, et par ton courage et ta détermination, tu as bâti une vie qui continue d'inspirer toute notre famille. Les valeurs que tu incarnes sont une source constante de motivation pour moi. Zia Marina, merci pour ton encouragement et ton incroyable résilience. Malgré tout ce que tu as traversé, tu as toujours su rester lumineuse et encourageante. Tu m'as constamment rappelé l'importance de devenir la version la plus accomplie de moi-même, et ton soutien m'a profondément marquée.

Helena, merci de me rappeler l'importance de la foi et de la confiance pour réussir dans toutes les sphères de la vie. Ton énergie, ton enthousiasme et ta capacité à me faire rire ont eu un impact immense sur mon parcours. Anne, tu es une femme inspirante, déterminée et profondément admirable. Traverser la maîtrise à tes côtés a été un véritable privilège. Ta douceur, combinée à une éthique de travail exceptionnelle, font de toi une source d'inspiration autant dans les études que dans la vie. Enfin, Bo, merci d'être une lumière constante dans ma vie. Merci pour ta positivité, ton soutien et tes encouragements quotidiens. Je me sens incroyablement chanceuse de t'avoir à mes côtés et j'ai très hâte de voir tout ce que nous construirons ensemble.

Priorisation des stratégies d'adaptation aux inondations urbaines : une approche multicritère au service de la planification municipale

Melanie MCGRORY

RÉSUMÉ

Les infrastructures pluviales grises conventionnelles deviennent de moins en moins adaptées pour gérer l'intensification et la fréquence accrues des précipitations liées aux changements climatiques, poussant les municipalités à envisager des stratégies plus adaptatives et multifonctionnelles. Ce mémoire développe un cadre d'aide à la décision multicritère permettant d'évaluer et de comparer des infrastructures grises (IG) et vertes bleues (IVB) selon des dimensions techniques, environnementales, financières et sociales.

Huit options sont évaluées : (1) conduites surdimensionnées, (2) chambres souterraines, (3) pavés perméables, (4) toits bleus, (5) toits verts, (6) jardins de pluie, (7) biorétention et (8) parcs éponges, à l'aide de 14 critères définis selon un scénario d'investissement standardisé de 1 M\$. La modélisation hydraulique des performances techniques est réalisée avec PCSWMM dans un bassin versant urbain de 5,35 km² à Montréal. Les résultats sont intégrés dans une analyse multicritère utilisant la méthode PROMETHEE II, afin de développer la première application de ce type dans un cadre budgétaire normalisé pour la priorisation d'infrastructures d'adaptation en milieu municipal. L'approche reflète les pratiques réelles d'allocation budgétaire des municipalités québécoises en évaluant le potentiel global de différentes stratégies à l'échelle territoriale plutôt qu'à travers des projets isolés.

Les résultats démontrent une forte performance des infrastructures vertes (IV) : la biorétention, les parcs éponges et les jardins de pluie arrivent en tête du classement, tandis que les conduites surdimensionnées arrivent au dernier rang. Ces conclusions illustrent que, lorsqu'on considère l'ensemble des dimensions, les stratégies de type IV surpassent les infrastructures conventionnelles.

Ce mémoire met ainsi en évidence la valeur d'une approche intégrée combinant simulation hydraulique et analyse multicritère par surclassement pour orienter les décisions d'investissement en infrastructure pluviales. Le cadre proposé constitue un outil robuste, reproductible et adaptable, permettant de soutenir les villes dans leurs choix d'infrastructures et d'accroître la transparence dans la planification municipale.

Mots-clés : Changements climatiques, prise de décision municipale, gestion des eaux pluviales, atténuation des inondations, infrastructures vertes et bleues, hydraulique urbaine, modélisation hydraulique, PCSWMM, analyse multicritère, PROMETHEE

Prioritization of urban flood adaptation strategies: a multicriteria approach for municipal planning

Melanie MCGRORY

ABSTRACT

Traditional grey infrastructure is becoming increasingly inadequate to manage increasing intensity and frequency of extreme rainfall driven by climate change, forcing municipalities to consider more adaptive and multifunctional strategies. This thesis develops a multicriteria decision-support framework to evaluate and compare grey and blue-green stormwater infrastructures across technical, environmental, financial and social dimensions.

Eight options were assessed: (1) oversized conduits, (2) underground chambers, (3) permeable pavements, (4) blue roofs, (5) green roofs, (6) rain gardens, (7) bioretention systems and (8) sponge parks, using 14 criteria defined for a \$1 M standardized investment scenario. Hydraulic performance modelling is conducted using PCSWMM over a 5,35 km² urban watershed in Montréal. The results are integrated into a multicriteria analysis using the PROMETHEE II outranking method, representing the first application of this approach within a standardized budget framework for prioritizing adaptation infrastructure in municipal contexts. The approach reflects practical budget allocation processes by evaluating the performance of strategies at the watershed scale rather than isolated project-level interventions.

Results indicate a strong performance from green infrastructure strategies (GI): bioretention systems, sponge parks and rain gardens rank highest, while oversized conduits rank last. These findings show that when considering all dimensions, blue-green infrastructures (BGI) outperform conventional grey infrastructure.

This thesis highlights the value of an integrated approach that combines hydraulic simulation and multicriteria outranking analysis to support investment decisions for stormwater infrastructure. The proposed framework is robust, reproducible and adaptable, helping municipalities select more sustainable infrastructure and strengthening transparency in the planning process.

Keywords: Climate change adaptation, municipal decision-making, stormwater management, flood mitigation, blue-green infrastructure, urban hydraulics, hydraulic modelling, PCSWMM, multicriteria decision analysis, PROMETHEE

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	7
1.1 Changements climatiques et intensification des pluies extrêmes	7
1.2 Systèmes de drainages urbains.....	8
1.3 Rôle des infrastructures vertes et bleues (IVB) dans l'amélioration de la réponse hydraulique	9
1.4 Co-bénéfices des infrastructures vertes et bleues (IVB).....	10
1.5 Analyse multicritère dans la planification des infrastructures pluviales	13
1.6 Limites des études existantes	16
1.7 Objectifs de recherche.....	18
CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE.....	21
2.1 Étude de cas et modèle PCSWMM.....	21
2.2 Options évaluées et stratégies de modélisation.....	25
2.2.1 Représentation des huit options d'infrastructures dans PCSWMM (géométrie réaliste).....	27
2.2.2 Définition des unités fonctionnelles.....	30
2.2.3 Courbes de coûts et scénario d'investissement standardisé	31
2.3 Analyse multicritère PROMETHEE II.....	32
2.3.1 AMCD Étape 1. Structuration du problème.....	33
2.3.2 AMCD Étape 1. Critères d'évaluation (14) et sources de données.....	34
2.3.3 AMCD Étape 2. Construction des échelles de préférence	47
2.3.4 AMCD Étape 3. Attribution des poids aux critères	50
2.3.5 AMCD Étapes 4 et 5. Calcul des flux positifs, négatifs et nets	51
2.4 Étape 6. Analyse de sensibilité	52
2.5 Reproductibilité de la méthodologie et article	53

CHAPITRE 3 A MULTICRITERIA FRAMEWORK FOR PRIORITIZING URBAN FLOOD ADAPTATION STRATEGIES: AN INTEGRATED PCSWMM PROMETHEE II APPROACH.....	55
CHAPITRE 4 DISCUSSION	92
4.1 Matrice de rang	92
4.2 Analyses PROMETHEE (classement partiel) et II (classement complet).....	93
4.3 Analyses matrices de rang	98
4.4 Analyse détaillée des performances individuelles des options	100
4.4.1 La différence de performance réelle entre les options les mieux classées	100
4.4.2 La performance nuancée des pavés perméables.....	102
4.5 Analyses de sensibilité.....	103
4.5.1 Analyse de sensibilité : investissement initial (incertitude).....	104
4.5.2 Analyse de sensibilité : pondération.....	106
4.6 Importance des bases égales et qualité des données disponibles.....	110
4.7 Adaptabilité du cadre méthodologique	111
CONCLUSION.....	113
RECOMMANDATIONS	115
ANNEXE I Résultats des critères qualitatifs	119
I.1 Résultats du critère T4 : Complexité d'entretien	119
I.2 Résultats du critère E3 : Qualité de l'air	121
I.3 Résultats du critère E5 : Biodiversité.....	124
I.4 Résultats du critère S1 : Sécurité routière.....	126
I.5 Résultats du critère S2 : Esthétique	128
I.6 Résultats du critère S3 : Bénéfices pour la communauté.....	130
ANNEXE II Résultats des critères quantitatifs.....	133
I.7 Résultats du critère T1 : Volume de débordement.....	133
I.8 Résultats du critère T2 : Conformité réglementaire.....	137
I.9 Résultats du critère T3 : Durée de vie utile.....	138

I.10	Résultats du critère E1 : Qualité de l'eau.....	139
I.11	Résultats du critère E2 : Empreinte carbone.....	141
I.12	Résultats du critère E4 : Îlots de chaleur urbains.....	142
I.13	Résultats du critère F1 : Coût d'entretien et maintenance	143
I.14	Résultats du critère S4 : Durée de construction	145
	ANNEXE III Courbes de coût	147
	APPENDICE A LISTE DES CONTRIBUTIONS SCIENTIFIQUES.....	149
A.1	Articles scientifiques, journal avec jury (soumis).....	149
A.2	Autres contributions évaluées par les pairs.....	149
A.3	Autres présentations scientifiques/contributions connexes	149
	APPENDICE B MATÉRIELS SUPPLÉMENTAIRES DE L'ARTICLE (CHAPITRE 3)...	151
	LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	159

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 2.1 Représentation des options dans PCSWMM	27
Tableau 2.2 Unités fonctionnelles pour les huit options.....	31
Tableau 2.3 Critères d'évaluation, type et source de données utilisées (T : technique, E : environnemental, F : financier, S : social)	34
Tableau 2.4 Sources d'information pour les activités d'entretien des infrastructures pour l'évaluation du critère T4 (facilité d'entretien).....	38
Tableau 2.5 Grille qualitative pour l'évaluation de la performance sur le critère E3.....	42
Tableau 2.6 Grille qualitative pour l'évaluation du critère E5	44
Tableau 2.7 Grille qualitative pour l'évaluation de la performance sur le critère S1	46
Tableau 2.8 Grille qualitative pour l'évaluation du critère S2.....	46
Tableau 2.9 Grille qualitative pour l'évaluation du critère S3.....	47
Tableau 3.1 Stormwater management options: functional units and PCSWMM representation	65
Tableau 3.2 Evaluation criteria (14), criterion type and data sources (T = technical, E = environmental, F = financial, S = social). SM*: Qualitative assessment grids and consulted literature presented in supplementary material	70
Tableau 3.3 PROMETHEE I (positive and negative flows) and II (net flows) ranking.....	80
Tableau 4.1 Classement PROMETHEE I et II (présenté selon le classement final des options), soit les flux positifs, négatifs et nets	94
Tableau 4.2 Classement partiel (PROMETHEE I), présenté selon le classement final des options (P : option en ligne surclasse celle en colonne, p : option en ligne est surclassée par celle en colonne, R : incomparabilité (aucun surclassement clair selon φ +et φ -)	96
Tableau 4.3 Capacité de stockage selon les scénarios d'investissement	105
Tableau 4.4. Poids des critères sous les scénarios de l'analyse de sensibilité	108

XVIII

Tableau-A I-1 Résultats du critère T4 : Facilité d'entretien	120
Tableau-A I-2 Résultats du critère E3 : Qualité de l'air	122
Tableau-A I-3 Résultats du critère E5 : Biodiversité.....	125
Tableau-A I-4 Résultats du critère S1 : Sécurité routière.....	127
Tableau-A I-5 Résultats du critère S2 : Esthétique.....	129
Tableau-A I-6 Résultats du critère S3 : Bénéfices pour la communauté	131
Tableau-A II-1 Volume total de débordement simulé (m3)	134
Tableau-A II-2 Durée de vie estimée pour chaque option	138
Tableau-A II-3 Charge totale de MES rejetés (tous exutoires combinés lors de la pluie qualité de 25 mm).....	140
Tableau-A II-4 Empreinte carbone pour chaque option	141
Tableau-A II-5 Évapotranspiration totale (proxy de réduction des îlots de chaleur urbains).....	142
Tableau-A II-6 Courbes de coût unitaire d'O&M (25 ans) par unité fonctionnelle	144
Tableau-A II-7 Coût d'entretien et de maintenance (25 ans) par infrastructure.....	145
Tableau-A II-8 Durée de construction estimée pour chaque unité fonctionnelle	146

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 2.1 Modèle PCSWMM de l'étude de cas à Montréal, Canada. La carte (A) présente la répartition de l'occupation du sol du bassin versant de 5,35 km ² étudié dans l'arrondissement de Pointe-aux-Trembles et le réseau d'égout du système mineur (B).....	22
Figure 2.2 Les huit options d'infrastructures évaluées : (1) CS - conduites surdimensionnées, (2) CH - chambres souterraines, (3) PP - pavés perméables, (4) TB - toits bleus, (5) TV- toits verts, (6) JP - jardins de pluie, (7) BIO - biorétention et (8) PE - parcs éponges	26
Figure 2.3 Zones compatibles et non-compatibles à l'infiltration à l'échelle du bassin versant urbain.....	30
Figure 2.4 Hyétoqramme de l'événement pluvial synthétique Chicago 100 ans, utilisé comme entrée dans le modèle PCSWMM. Cet événement a été utilisé pour évaluer les volumes d'inondation.	36
Figure 2.5 Hyétoqramme de l'événement pluvial de période de retour 25 ans majoré de 10 % pour tenir compte des changements climatiques (58 mm). Cet événement a été utilisé pour évaluer la conformité réglementaire en vertu du Règlement municipal 20-030.....	37
Figure 2.6 Hyétoqramme de la pluie de contrôle qualité (25 mm) utilisée pour la modélisation de la qualité de l'eau (critère E1)	40
Figure 2.7 Séries temporelles de pluie, température de l'air et de l'évapotranspiration potentielle (ETP) du 1 ^{er} mai au 1 ^{er} juillet 2018 (durée simulation : 1500 h) à la station météorologique de l'Aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau.....	43
Figure 2.8 Fonctions de préférence I (usuel) et V (linéaire).....	48
Figure 2.9 Exemples d'application des fonctions de préférence de types I pour bénéfices communautaires (A) et V pour volume d'inondation (B).....	49
Figure 2.10 Méthode de Simos révisée pour l'attribution des poids	50
Figure 3.1 PCSWMM model of the case study. The map includes land-use distribution (A) and the storm sewer network (B).	63
Figure 3.2 Preference functions, A) type I function (qualitative data, example: community benefits) and B) type V function (quantitative data, example: flood volumes)	72

Figure 3.3 Application of revised Simos method to the case study.....	74
Figure 3.4 PROMETHEE results for all eight options, ranked by net flow. Bar colors indicate the type of strategies (blue, green or grey infrastructure).	78
Figure 3.5 Dominant (left), dominated (right) and incomparable positions of the eight options according to PROMETHEE I, inspired by (Brans, Vincke et Mareschal, 1986). Unconnected nodes indicate incomparability.	81
Figure 3.6 Rank matrix of eight stormwater management alternatives (sponge parks (SP); rain gardens (RG); bioretention (BIO); green roofs (GR); blue roofs (BR); permeable pavers (PP); underground chambers (UC); and oversized conduits (OC)) across 14 technical, environmental, financial and social criteria.	82
Figure 3.7 Sensitivity analysis with variations of +30% and -30% in the total investment. Strategies are ranked from best (1) to worst (8) in each scenario.	84
Figure 3.8 Sensitivity analysis with varying weights for each category of criteria. Strategies are ranked from best (1) to worst (8) in each scenario.....	85
Figure 4.1 Matrice de rang des options basé sur les 14 critères. BIO : Biorétention, PE : Parc-éponge, JP : Jardin de pluie, TV : Toits verts, TB : Toits bleus, PP : Pavés perméables, CH : Chambres souterraines, CS : Conduites surdimensionnées (résultats à l'Appendice B).....	93
Figure 4.2 Relations de préférence et d'incomparabilité entre les huit options selon PROMETHEE I, inspiré de (Brans, Vincke et Mareschal, 1986). Les options à gauche présentent une performance supérieure, tandis que celles à droite sont moins performantes. Les nœuds non reliés indiquent des situations d'incomparabilité.	96
Figure 4.3 Classement complet (PROMETHEE II), présenté selon le classement final des options	97
Figure 4.4 Matrice de rang pondérée par dimensions. BIO : Biorétention, PE : Parc éponge, JP : Jardin de pluie, TB : Toits bleus, CH : Chambres souterraines, PP : Pavés perméables, TV : Toits verts, CS : Conduites surdimensionnées.	99
Figure-A II-1 Débit de débordement simulé lors d'un du pic de débordement.....	134
Figure-A II-2 Pluies synthétiques 10 ans, 100 ans et pluie réelle 9 août 2024 pour l'option BIO, impact sur le volume de ruissellement, le volume de débordement et le débit sortant.	136
Figure-A II-3 Concentrations de MES simulées au nœud 5117612 du modèle PCSWMM.....	139

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse de cycle de vie
AHP	Analytic hierarchy process
AMCD	Aide Multicritère à la Décision
ARDA	Agricultural and Rural Development Act
DFI	Développement à faible impact
ELECTRE	ELimination Et Choix Traduisant la REalite
EMC	Event mean concentration
ET	Évapotranspiration
ETP	Évapotranspiration potentielle
GIS	Geographic information system
GWP100a	Global Warming Potential (100 years)
IVB	Infrastructures vertes et bleues
ICI	Institutionnel, commercial et industriel
ICU	Îlots de chaleur urbains
ITC	Inventaire des Terres du Canada
IV	Infrastructures vertes
IVB	Infrastructures vertes et bleues
MAMH	Ministère des Affaires municipales et de l’Habitation
MES	Matières en suspension

OASIS	Organiser nos milieux de vie en Agissant pour prévenir et réduire les risques liés aux changements climatiques, en se basant sur des Stratégies territoriales structurantes, intégrant des Infrastructures vertes au service des communautés tout en Soutenant les collectivités québécoises.
PCSWMM	Personal Computer Stormwater Management Model
PM	Particulate Matter
PRACIM	Programme d'amélioration et de construction d'infrastructures municipales
PROMETHEE	Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations
SGEP	Système de gestion des eaux pluviales
SIG	Système Information géographique
STEP	Sustainable Technologies Evaluation Program
SQL	Structures Query Language
TRCA	Toronto and Region Conservation Authority

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

Unités de mesure

Longueur

m	mètre
mm	millimètre

Aire

ha	hectares
m ²	mètre carré
km ²	kilomètre carré

Volume

m ³	mètre cube
----------------	------------

Unité de temps

s	seconde
---	---------

Empreinte carbone

t CO ₂ eq	tonne d'équivalent en dioxyde de carbone
kg CO ₂ eq	kilogramme d'équivalent en dioxyde de carbone

Débit

m ³ /s	mètres cubes par seconde
L/ s	litres par seconde

Polluants

mg/L	milligramme par litre d'eau
t/ha	tonnes par hectare (charge polluante)
kg/an	kilogramme par année (charge polluante)

Température

°C	degrés Celsius
----	----------------

Symboles pour l'aide multicritère à la décision (AMCD)

φ	flux de surclassement PROMETHEE net
φ^+	flux de surclassement PROMETHEE positif
φ^-	flux de surclassement PROMETHEE négatif
W	poids d'un critère
p	seuil de préférence
q	seuil d'indifférence
$P(a, b)$	fonction de préférence

INTRODUCTION

Les événements de pluies extrêmes deviennent plus fréquents et plus intenses sous l'effet des changements climatiques (Martel *et al.*, 2021; Martel, Mailhot et Brissette, 2020; Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2023; Ouranos, 2025; Westra *et al.*, 2014). En milieu urbain, cette tendance se combine à la forte imperméabilisation des surfaces, qui accélère le ruissellement vers les réseaux d'égout. Par ailleurs, le réseau mineur, c'est-à-dire le réseau souterrain constitué principalement des conduites d'égout pluvial ou unitaire conçues pour évacuer les eaux lors d'événements courants, a été dimensionné sur la base d'hypothèse de stationnarité climatique. Autrement dit, il a été dimensionné sans tenir compte des changements climatiques, donc leur capacité est aujourd'hui dépassée de plus en plus souvent lors des épisodes de pluie intense (Chen *et al.*, 2021).

À cette limite du réseau mineur s'ajoute un second enjeu, soit l'absence du réseau majeur de drainage, qui devrait permettre la gestion de l'eau pluviale en surface lorsque le réseau souterrain est surchargé (BNQ, 2025; City of Calgary, 2011; EPA, 2022; gouvernement du Québec, 2020). Cette double contrainte, soit la gestion des eaux pluviales réalisée par un réseau souterrain sous-dimensionné et une gestion inadéquate des écoulements de surface, combinée à l'effet des changements climatiques, se traduit par une augmentation des débordements et des risques d'inondations (Chen *et al.*, 2021). À l'échelle nationale, les inondations sont aujourd'hui la catastrophe naturelle la plus fréquente et coûteuse au Canada. Les pertes assurées moyennes attribuables aux inondations ont approché 800 millions de dollars par an à l'échelle du Canada au cours de la dernière décennie (IBC, 2023). Or, en 2024, les dommages liés aux phénomènes météorologiques extrêmes ont atteint un record historique, notamment lors de l'épisode du 9 août au Québec, où l'ouragan Debby a généré à lui seul 2,7 milliards de dollars de pertes assurées, illustrant l'ampleur croissante des impacts économiques associés à ces événements de pluies extrêmes (IBC, 2024).

En plus de cette pression hydrologique s'ajoutent les contraintes institutionnelles et financières. La mise à niveau des infrastructures pluviales doit être planifiée dans un contexte de budgets limités, de hausse de coûts de construction et d'exigences réglementaires plus sévères en matière de gestion des eaux pluviales. Les municipalités doivent considérer des critères multiples dans leurs choix d'investissement, ce qui rend la comparaison entre les stratégies d'adaptation aux pluies extrêmes particulièrement complexe. Par ailleurs, l'accès à des programmes de financement exige de justifier les investissements proposés avec des analyses techniques et d'évaluer leurs performances globales (Gouvernement du Québec, 2022; gouvernement du Québec, 2025; gouvernement du Québec, 2024). Dans ce contexte, un outil structuré d'aide à la décision devient essentiel pour comparer équitablement différentes stratégies, pour appuyer la priorisation des investissements et pour assurer une transparence auprès des organismes subventionnaires, des décideurs municipaux et des citoyens.

Dans ce contexte, les décideurs municipaux doivent comparer des options qui ne se distinguent pas uniquement par leur performance hydraulique, mais par des performances variées sur l'environnement, le budget municipal et l'acceptabilité sociale. Ainsi, aucune stratégie n'est optimale sur l'ensemble des dimensions et que les choix d'investissement impliquent nécessairement une priorisation de certains critères. Les approches d'aide multicritère à la décision (AMCD) offrent précisément cette capacité en permettant d'évaluer simultanément des critères de natures différentes et d'obtenir un classement des options ou des choix d'investissement (Gregory *et al.*, 2012). Dans un contexte municipal, l'AMCD est déjà employée pour soutenir la sélection de mesures de gestion des eaux pluviales, notamment dans des analyses portant sur des projets localisés ou des sites ciblés (Coulombe *et al.*, 2022). D'autres applications se déroulent plutôt à l'échelle d'un territoire, où les AMCD sont combinées à des outils SIG (système d'information géographique) pour identifier les zones propices à l'implantation d'infrastructures vertes ou de mesures de gestion à la source (Kuller *et al.*, 2017; Bousquet *et al.*, 2023). À ce jour, aucune étude n'offre une comparaison systématique et intégrée de plusieurs types d'infrastructures de gestion des eaux pluviales déployées et modélisées sur un même bassin versant urbain et évalués sous une base budgétaire standardisée.

Parmi les stratégies d'adaptation aux pluies extrêmes, trois grandes familles d'infrastructures se distinguent, soit les infrastructures grises (IG), vertes (IV) et bleues (IB). Les IG, comme les conduites surdimensionnées, augmentent la capacité du réseau mineur et permettent de limiter certains débordements, mais n'agissent pas sur le ruissellement ni sur la gestion à la source (Chen *et al.*, 2021). Les IB regroupent des stratégies dont la fonction est le contrôle du ruissellement à la source, la rétention temporaire ou l'infiltration sans végétation, pour atténuer les débits de pointe et diminuer la pression exercée sur les réseaux d'égout, en offrant une gestion plus décentralisée que les IG. Cette catégorie inclut les toits bleus à débit contrôlé, qui retiennent temporairement l'eau et en retardent l'arrivée au réseau de drainage mineur (STEP, 2019a); les chambres de rétention souterraines qui combinent rétention temporaire et infiltration (Peterson, Gallagher et Spatari, 2022); et les pavés perméables, qui permettent de gérer les eaux de ruissellement, donc de réaliser de la gestion à la source et favoriser l'infiltration (STEP, 2019 b). Les IV se distinguent par l'intégration de végétation, permettant de reproduire les processus naturels, tels que l'infiltration, l'évapotranspiration et la filtration. Elles incluent notamment les toits verts, les systèmes de biorétention, les jardins de pluie et les parcs éponges. En plus d'offrir une gestion des eaux pluviales efficace (Benoit *et al.*, 2025; Zoghi *et al.*, 2025), les IV procurent de nombreux co-bénéfices documentés dans la littérature, telle que la réduction des îlots de chaleur, le soutien à la biodiversité et la valorisation du paysage urbain (Almaaitah *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2024; Onuma et Tsuge, 2018; Alves *et al.*, 2018; Aghaloo *et al.*, 2024).

C'est dans cette perspective que s'inscrit le présent mémoire, dont l'objectif principal est de développer un cadre méthodologique permettant de comparer huit stratégies de gestion des eaux pluviales selon un investissement initial égal. Cette méthodologie est appliquée à l'échelle d'un bassin versant et s'appuie sur des simulations réalisées à l'aide d'un modèle hydraulique calibré. La méthodologie vise à fournir une évaluation intégrée des performances techniques, environnementales, financières et sociales afin de guider et de soutenir la planification municipale et la priorisation des investissements dans un contexte d'adaptation aux pluies extrêmes sous l'effet des changements climatiques.

Pour répondre à cet objectif, la démarche repose sur trois volets complémentaires :

1. La modélisation hydraulique de l'implantation des huit options d'infrastructures dédiées à la gestion des eaux pluviales, avec un modèle PCSWMM calibré;
2. L'évaluation multicritère (AMCD) de ces options à l'aide de la méthode de surclassement PROMETHEE II, fondée sur 14 critères regroupés dans quatre dimensions (technique, environnementale, financière et sociale);
3. L'application du cadre méthodologique sous forme d'une étude de cas menée à l'échelle d'un bassin versant de 5,35 km² situé dans un arrondissement de Montréal, permettant d'illustrer concrètement le potentiel du cadre proposé pour soutenir la prise de décision municipale.

La démarche vise ainsi à combler un manque dans la littérature et dans les pratiques municipales en développant un cadre permettant d'évaluer et de comparer des stratégies de gestion des eaux pluviales sur un bassin versant urbain. Elle contribue aussi à l'aide à la prise de décision en offrant un cadre méthodologique reproductible, transparent, structuré et adaptable à d'autres municipalités ou villes, bassins versants et budgets d'investissement.

Ce mémoire est structuré en quatre chapitres. Il présente d'abord le contexte général et les fondements théoriques du projet, puis détaille l'approche méthodologique adoptée, avant de proposer un article scientifique complet et de conclure par une discussion intégrée des résultats. Il se termine enfin par une conclusion générale, accompagnée de recommandations et de pistes de recherche pour de futures études.

Le chapitre 1 est consacré à la revue de la littérature. Il présente d'abord le contexte général des changements climatiques et de l'intensification des précipitations, ainsi que leurs impacts sur les systèmes de drainage urbains. Le rôle des infrastructures vertes et bleues (IVB) est ensuite abordé, en mettant l'accent sur leur contribution au réseau majeur pour l'atténuation des impacts associés aux événements pluvieux extrêmes. Le chapitre examine également la réalité décisionnelle des municipalités, confrontées à des contraintes budgétaires et à la nécessité de prioriser les investissements en infrastructure.

Dans ce contexte, l'aide multicritère à la décision (AMCD) est présentée comme outil pour structurer et appuyer ces choix et les approches utilisées en milieu municipal sont discutées, avec un accent sur leurs applications récentes aux IVB et sur la méthode PROMETHEE II, qui correspond à l'approche retenue dans cette étude. Enfin, le chapitre met en évidence les limites de travaux existants et précise le positionnement novateur de cette recherche dans la littérature.

Le chapitre 2 décrit la méthodologie générale. Il présente l'aire d'étude de 5,35 km² dans un arrondissement de Montréal, le modèle PCSWMM calibré utilisé pour l'analyse hydraulique, le développement des huit options d'infrastructures (grises, vertes et bleues), le scénario d'investissement standardisé de 1 M\$, ainsi que les 14 critères retenus dans l'évaluation selon les dimensions technique, environnementale, économique et sociale. Le chapitre détaille également les fondements théoriques et opérationnels de la méthode de surclassement PROMETHEE II et de la pondération Simos.

Le chapitre 3 introduit l'article scientifique rédigé dans le cadre de ce projet. Il s'intitule « A Multicriteria Framework for Prioritizing Urban Flood Adaptation Strategies to Support Municipal Decision Making », et a été soumis à *Blue-Green Systems*.

Le chapitre 4 propose une discussion. Il synthétise les principaux résultats du projet, discute de leur portée pour la planification municipale adaptée aux pluies extrêmes, analyse les limites associées au cadre méthodologique et propose des pistes d'amélioration pour de futurs travaux.

Le dernier chapitre présente les conclusions du mémoire. Il récapitule les principaux apports scientifiques et méthodologiques du projet et propose des perspectives pour la recherche future et pour l'application du cadre développé dans un contexte de prise de décision municipale.

CHAPITRE 1

REVUE DE LA LITTÉRATURE

Ce chapitre présente une revue de la littérature portant sur la gestion des eaux pluviales en milieu urbain, mettant l'accent sur les concepts hydrauliques et environnementaux essentiels à l'évaluation des infrastructures grises (IG), vertes (IV) et bleues (IB). Il aborde d'abord les effets des changements climatiques sur les pluies extrêmes et les limites des réseaux conçus sous l'hypothèse de stationnarité climatique, puis décrit les principes du double drainage et le rôle essentiel que jouent les infrastructures vertes et bleues (IVB) dans le fonctionnement du réseau majeur. Enfin, le chapitre explore les approches d'analyse multicritère (AMCD) et présente les fondements conceptuels de la méthode PROMETHEE II, utilisée pour comparer les stratégies d'adaptation. Ces éléments constituent les bases théoriques du mémoire et orientent l'approche méthodologique présentée dans les chapitres suivants.

1.1 Changements climatiques et intensification des pluies extrêmes

L'augmentation de l'intensité et de la fréquence des événements de pluies extrêmes due aux changements climatiques pose d'importants défis en milieu urbain, particulièrement en matière de gestion des eaux pluviales et de prévention des inondations (Denjean *et al.*, 2017; Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2023). Cette intensification s'explique en partie par la relation de Clausius-Clapeyron, qui indique que l'atmosphère peut contenir environ 7 % de vapeur d'eau supplémentaire pour chaque réchauffement de 1 °C, augmentant ainsi le potentiel de pluies plus intenses (Westra *et al.*, 2014; Ouranos, 2025). Des études récentes ont également montré comment ces changements se reflètent dans l'évolution des courbes Intensité-Durée-Fréquence (IDF), avec des augmentations projetées pour tous les extrêmes, particulièrement pour les événements plus courts et plus rares (Martel *et al.*, 2021; Martel, Mailhot et Brissette, 2020). Les systèmes traditionnels de drainage urbain, souvent appelés infrastructures grises, ont été construits sur la base d'hypothèses de stationnarité climatique (Chen *et al.*, 2021).

Avec un climat en évolution, ces hypothèses ne tiennent plus et de nombreux systèmes existants ne parviennent plus à gérer les débits de pointe et volumes plus importants générés par des pluies plus intenses (Milly *et al.*, 2008). Ce manque de complémentarité entre la capacité de l'infrastructure et les réalités climatiques mène à une augmentation des risques d'inondation, endommageant les propriétés, les infrastructures et les écosystèmes. Reflétant cette urgence, de nombreuses publications, dont les nouvelles normes de drainage canadiennes (par exemple, CSA W210 : 21 et CSA W204 : 19) (CSA, 2021; CSA, 2024), soulignent l'importance de rendre les communautés résilientes aux inondations, particulièrement dans le contexte des changements climatiques.

1.2 Systèmes de drainages urbains

Pour répondre aux enjeux récurrents de drainage et aux risques d'inondation, les systèmes de gestion des eaux pluviales (SGEP) devraient être conçus en utilisant une approche de type «double drainage» qui tient compte de composantes du réseau mineur et majeur (Gouvernement du Québec, 2020). Cette approche a émergé en réponse aux limites de normes de conception des SGEP antérieures, qui négligeaient l'écoulement de surface lors des pluies dépassant la capacité de conception du réseau mineur (Osseyrane et Rivard, 2011).

Formulé à l'origine par Paul Wisner, (Wisner et Hawdur, 1984), ce concept distingue entre le réseau pluvial souterrain (réseau mineur) et le réseau d'écoulement de surface (système majeur). Le système de drainage mineur, généralement composé d'infrastructures grises traditionnelles, est conçu pour gérer des événements de pluie ayant des périodes de retour généralement entre 2 et 10 ans (Wisner et Hawdur, 1984), tandis que le système majeur achemine l'excès de ruissellement en surface par les rues ou fossés vers des systèmes de rétention ou d'infiltration (BNQ, 2025; City of Calgary, 2011). Les puisards agissent comme intermédiaire entre les deux systèmes, transférant l'eau de surface au réseau souterrain lorsque la capacité le permet. Lorsque la pluie dépasse la capacité du réseau mineur, le surplus suit naturellement la topographie ou le nivellement, qu'un système majeur ait été planifié ou non.

Bien qu'aujourd'hui reconnu comme un principe essentiel en conception, le double drainage est demeuré relativement sous-utilisé pendant des décennies dans plusieurs villes canadiennes, où les réseaux étaient souvent conçus uniquement pour des pluies fréquentes, entraînant la surcharge des égouts et des inondations locales. Par exemple, au Québec, les pratiques de conception étaient encadrées par le Directive 004 (Gouvernement du Québec, 1989), qui privilégiait le dimensionnement de réseaux pour des événements de pluie de l'ordre de 2 à 15 ans, la valeur de 5 ans étant la plus couramment utilisée. Aujourd'hui, l'approche double drainage est devenue un élément standard de conception moderne des SGE, conforme aux meilleures pratiques au Canada (BNQ, 2025; City of Calgary, 2011) et à l'international (CIRIA, 2015; Water New Zealand, 2017; EPA, 2022), car elle améliore la résilience face aux inondations et renforce la performance des infrastructures lors d'événements extrêmes.

1.3 Rôle des infrastructures vertes et bleues (IVB) dans l'amélioration de la réponse hydraulique

Dans le cadre du principe de double drainage, les infrastructures vertes et bleues (IVB) constituent une composante intégrale du système majeur de drainage, qui gère le ruissellement de surface lors d'événements extrêmes dépassant la capacité du système mineur. Les IVB sont complémentaires aux systèmes traditionnels en reproduisant des processus hydrologiques naturels, notamment l'infiltration, la rétention, l'évapotranspiration et le stockage temporaire des eaux pluviales (Almaaitah *et al.*, 2021a ; Alves *et al.*, 2018 ; Aghaloo *et al.*, 2024).

Sur le plan hydraulique, de nombreuses études démontrent que les IVB contribuent significativement à la réduction des volumes de ruissellement, à l'atténuation des débits de pointe et à l'augmentation du temps de concentration des bassins versants urbains (Benoit *et al.*, 2025 ; Amin, Sujono et Triatmadja, 2024). Ces effets permettent de réduire la pression exercée sur le réseau mineur et de limiter les risques surcharge ou d'inondations locales, en particulier lors d'événements de forte intensité.

Ces IVB incluent des stratégies d'infrastructure bleue, telles que les toits comportant des avaloirs à débit contrôlé, les pavés perméables et les chambres souterraines, ainsi que des stratégies d'infrastructure verte, telles que les cellules de biorétention, les jardins de pluie, les parcs éponges et les toits verts.

Une revue systématique de la littérature réalisée par Almaaitah *et al.* (2021) recense plus de cinquante études ayant démontré le potentiel des IVB comme substitut aux infrastructures grises traditionnelles, ainsi que leur capacité d'adaptation aux changements climatiques à l'échelle locale. Ces conclusions sont cohérentes avec d'autres travaux portant sur la performance hydraulique et environnementale des IVB (Eckart, McPhee et Bolisetti, 2018; Pour *et al.*, 2020). En revanche, leur performance et leur intégration à l'échelle d'un territoire ou d'un bassin versant demeurent moins documentées et n'ont été évaluées que dans un nombre plus restreint d'études (Benoit *et al.*, 2025; Zeng, Lin et Huang, 2021).

1.4 Co-bénéfices des infrastructures vertes et bleues (IVB)

Les IVB offrent également des bénéfices environnementaux majeurs, notamment en matière de qualité de l'eau. Ces ouvrages permettent de réduire les charges de polluants associés au ruissellement urbain, tels que les matières en suspension (MES), les nutriments et certains métaux lourds (Pitt *et al.*, 2021; Razzaghmanesh et Borst, 2019; Tiveron, Kashi et Joksimovic, 2018). La diminution de MES est particulièrement importante, car ces particules agissent comme vecteurs pour d'autres contaminants et jouent un rôle clé dans la dégradation de la qualité des milieux aquatiques (Rossi *et al.*, 2005). Plusieurs travaux soulignent l'efficacité des systèmes de biorétention (BIO), des jardins de pluie (JP) et du pavage perméable (PP) pour améliorer la qualité des rejets vers les milieux récepteurs (Mahmoud Ahmed *et al.*, 2020 ; Denich, Bradford et Drake, 2013 ; Dietz et Clausen, 2005). Leur performance dépend toutefois de certains facteurs, tels que la composition des substrats (CSA, 2023), les conditions d'entretien et du contexte local (Denich, Bradford et Drake, 2013 ; Brown et Borst, 2013).

Un autre co-bénéfice largement documenté concerne la réduction des îlots de chaleur urbains (ICU) (Manickathan *et al.*, 2018 ; Wu *et al.*, 2024 ; Del Serrone, Peluso et Moretti, 2022 ; Colaninno et Morello, 2019). Les îlots de chaleur urbains (ICU) résultent principalement d'une combinaison de surfaces fortement imperméabilisées et d'un déficit de végétation (Rahmani et Sharifi, 2025), entraînant une accumulation de chaleur et une élévation des températures locales, particulièrement en soirée et la nuit durant l'été (Bao *et al.*, 2025; Lopes *et al.*, 2025; Klink, 2025). Les IVB peuvent atténuer ces excès thermiques grâce à trois mécanismes principaux, soit l'évapotranspiration, l'ombrage et le refroidissement par les plans d'eau (Kubilay, Derome et Carmeliet, 2019), améliorant ainsi le confort thermique et réduisant les risques pour la santé publique (Herath, Halwatura et Jayasinghe, 2018 ; Marando *et al.*, 2022). La littérature récente souligne que l'efficacité thermique des IVB dépend fortement de leur configuration spatiale et de leur connectivité, ce qui met en évidence l'importance d'une planification intégrée (Liu *et al.*, 2025 ; Su, Zhang et Chang, 2025).

Les IVB jouent également un rôle important dans l'amélioration de la qualité de l'air. La pollution de l'air en milieu urbain constitue un enjeu majeur, notamment à Montréal, où elle est amplifiée par les émissions de particules fines (PM) et d'ozone (O₃) issues du transport et du chauffage au bois (Gourdji, 2018). Une étude menée par Gourdji (2018), à Montréal, a exploré le potentiel des toits verts intensifs à améliorer la qualité de l'air en milieu urbain. Plus précisément, elle a identifié les espèces végétales les plus efficaces pour réduire les concentrations de PM et d'O₃, ainsi que celles du dioxyde d'azote (NO₂), un précurseur de la formation de l'O₃. Plus largement, les IV, disposées le long des routes, se comportent comme des filtres entre les émissions et l'air ambiant. Toutefois, comme démontré par Barwise et Kumar (2020), leur efficacité dépend fortement du contexte local, soit de l'échelle et des conditions spécifiques du site d'intervention, ainsi que le type de polluant atmosphérique à l'étude, donc il est difficile de mettre en place une fonction pour représenter ou modéliser l'abattement des polluants atmosphériques à l'échelle d'un territoire. Cette étude surligne également l'importance du type de plante choisie lors de la conception, pour éviter d'accroître la production de composés organiques volatils biogéniques (COVB) ou de pollen, ce qui exercerait une influence négative sur la qualité de l'air.

Du point de vue environnemental, les IVB présentent des avantages en matière d'empreinte carbone et de séquestration du carbone. Bien que leur construction, leur mise en œuvre et leur entretien génèrent des émissions de gaz à effet de serre (GES), plusieurs études montrent que ces impacts peuvent être partiellement, voire totalement compensés par la séquestration du carbone dans la végétation et les sols, conduisant à des bilans carbone nets négatifs pour certaines typologies d'infrastructures (Kavehei *et al.*, 2018 ; Wang *et al.*, 2024 ; Filshill, 2011). C'est notamment le cas pour les jardins de pluie, pour lesquels la forte capacité de stockage du carbone par la végétation, combinée à une utilisation limitée de matériaux à forte empreinte carbone, permet d'obtenir un bilan environnemental favorable. À l'inverse, les toits verts et ouvrages de biorétention présentent des bilans carbone plus variables, en raison notamment du recours à des matériaux de construction dont l'empreinte carbone est variable et une séquestration du carbone plus modérée (Kavehei *et al.*, 2018).

Aussi, les IVB procurent des bénéfices sociaux et écologiques importants, notamment en favorisant la biodiversité en milieu urbain, puis en créant des habitats pour la faune et la flore (Biella *et al.*, 2025; Oudin *et al.*, 2005). Il existe plusieurs indicateurs pour évaluer la biodiversité, mais la capacité de les quantifier au niveau d'un bassin versant urbain demeure limitée en raison de l'absence de données écologiques détaillées ou locales. Beaumont et Duursma (2012) démontrent d'ailleurs que l'efficacité des aménagements favorables à la biodiversité dépend fortement de la matrice environnante, notamment des corridors écologiques et du degré de connectivité entre les milieux naturels. Une évaluation uniquement centrée sur les infrastructures elles-mêmes ne permet donc pas de capturer l'apport réel de ces interventions au réseau écologique urbain. Plus récemment, Biella *et al.* (2025) ont proposé un cadre pour soutenir la biodiversité urbaine, basée sur les interactions écologiques, la création d'habitats et l'accès aux ressources sur différents types d'espaces verts. Cette étude montre que même de petites interventions peuvent soutenir la biodiversité lorsqu'elles offrent des micro-habitats et améliorent la connectivité spatiale, particulièrement lorsque réparties stratégiquement.

Certaines IV permettent de reconfigurer l'espace afin de réduire la vitesse des véhicules et de créer des zones tampons physiques avec la circulation (Ewing et Dumbaugh, 2009). Par exemple, l'ajout d'ouvrages de biorétention en bordure de rue peut entraîner un rétrécissement des voies de circulation et offrir une protection accrue aux usagers vulnérables (US EPA, 2023). De même, les parcs éponges exigent souvent une requalification de la géométrie routière pour diriger le ruissellement vers les zones végétalisées, ce qui constitue une occasion d'améliorer la visibilité aux intersections et de réduire les vitesses de virage.

Enfin, les IVB contribuent également à la création d'espaces récréatifs, esthétiques et multifonctionnels (Backhaus et Fryd, 2013; US EPA, 2014a). Par la présence de végétation et l'intégration d'éléments naturels en milieu urbain, ces infrastructures favorisent des environnements plus attrayants, ce qui influence positivement l'acceptabilité sociale, le sentiment de bien-être et la perception de sécurité (US EPA, 2014b ; Hansen *et al.*, 2017).

1.5 Analyse multicritère dans la planification des infrastructures pluviales

Évaluer un éventail aussi large de forces et de faiblesses nécessite une approche structurée, telle que l'aide multicritère à la décision (AMCD). L'AMCD est un processus qui renforce la compréhension du contexte décisionnel par les parties prenantes, clarifie les objectifs de toutes les parties impliquées et soutient le processus décisionnel plutôt que de prescrire une stratégie unique (Belton et Stewart, 2002a). L'AMCD est particulièrement pertinente dans des domaines tels que la gestion de l'eau et de l'environnement, où de multiples critères, souvent contradictoires, doivent être équilibrés, tout en tenant compte des préférences des parties prenantes (Bousquet *et al.*, 2023).

Dans la littérature d'analyse décisionnelle (Franco et Montibeller, 2010; Belton et Stewart, 2002; Bana E Costa et Vansnick, 1999), quatre paradigmes sont distingués : normatif, descriptif, prescriptif et constructif. Selon Tsoukiàs (2008), le paradigme *normatif* repose sur une conception théorique, selon laquelle le décideur est censé être capable d'exprimer des préférences cohérentes et complètes, permettant d'identifier une solution optimale;

le paradigme *descriptif* vise à représenter empiriquement la manière dont les décisions sont prises, en s'appuyant sur l'observation de pratiques réelles plutôt que sur des modèles idéalisés; le paradigme *prescriptif* cherche à améliorer une décision concrète en construisant un modèle décisionnel adapté à la situation étudiée et aux informations disponibles, sans supposer que le décideur dispose de préférences parfaitement définies; le paradigme *constructif* considère que le problème, les critères et la solution sont élaborés au cours d'un processus entre l'analyste et le décideur, la compréhension du problème évoluant au cours du processus décisionnel.

Classiquement, trois types de modèles AMCD sont distingués dans la littérature (Belton et Stewart, 2002a) : (i) les modèles de mesure de valeur (ii) les modèles basés sur des objectifs ou points de référence et (iii) les modèles de surclassement.

- (i) Les modèles de mesure de valeur visent à associer à chaque option une valeur numérique globale, construite à partir de performances évaluées critère par critère, afin d'établir un ordre de préférence complet entre les alternatives. Ces approches sont généralement compensatoires et reposent sur une agrégation explicite des préférences. Parmi ces modèles figurent la MAVT (Multi-Attribute Value Theory), la MAUT (Multi-Attribute Utility Theory) (Dyer, 2016), ainsi que des approches pondérées simplifiées telles que SMART (Simple Multi-Attribute Rating Technique) et l'AHP (Analytic Hierarchy Process).
- (ii) Les modèles basés sur des objectifs ou des points de référence évaluent les options en fonction de leur proximité à des niveaux cibles ou à des aspirations définies par le décideur, en mettant l'accent sur l'atteinte de niveaux satisfaisants plutôt que sur l'optimalité globale; selon la méthode considérée, ces approches peuvent être compensatoires (p. ex., TOPSIS) ou intégrer des mécanismes limitant la compensation, notamment lorsque des seuils ou des niveaux d'aspiration minimaux sont imposés. Parmi les exemples figurent l'AIM (Aspiration-level Interactive Model; Olson, 1996), l'IMGP (Interactive Multiple Goal Programming) (Spronk, 1981) et la méthode TOPSIS (Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution) (Taherdoost et Madanchian, 2023).

- (iii) Les modèles de surclassement reposent sur des comparaisons par paires des options et établissent des relations de préférence ou d'incomparabilité sans recourir à une fonction de valeur unique, permettant de limiter la compensation entre critères. Les familles de méthodes ELECTRE (ÉLimination Et Choix Traduisant la REalité) (Figueira, Mousseau et Roy, 2016) et PROMETHEE (Preference Ranking Organization METHod for Enrichment of Evaluations) (Brans et De Smet, 2016) sont les exemples les plus courants de cette approche.

Dans ce mémoire, les références aux types (i) (ii) ou (iii) correspondent à l'option classique présentée par Belton and Stewart (2002). Dans la pratique, l'AMCD est déjà employée pour soutenir la planification et la sélection de mesures de gestion des eaux pluviales et des infrastructures. Par exemple, Kuller et al. (2017) ont examiné les outils de soutien à la planification pour les SGEP et ont souligné que les infrastructures devraient être évaluées non seulement selon leur faisabilité technique, mais également selon les besoins plus larges de planification urbaine et de gouvernance. Dans cette optique, ils ont ensuite développé un outil basé sur les SIG utilisant un modèle AMCD de mesure de valeur (i) pour identifier les emplacements adéquats pour les IV, en intégrant des critères techniques, spatiaux et politiques. De même, Gutierrez Caloir et al. (2023) ont fait progresser les approches SIG en utilisant l'AHP (i) pour guider l'implantation des IVB à l'échelle d'un territoire.

Dans le contexte de la gestion des risques d'inondation urbaine, Alves et al. (2018) ont appliqué une approche de mesure de valeur (i) utilisant une méthode de somme pondérée pour classer les IV et grises. Leur cadre intégrait un large éventail de co-bénéfices des IV incluant des considérations environnementales, sociales et économiques. Bien que leur travail ait fait progresser les dimensions spatiales et de gouvernance de la planification des eaux pluviales, relativement peu d'études ont combiné de tels cadres avec une modélisation hydraulique. Ce niveau de détail a été réalisé dans une étude menée par Coulombe *et al.* (2022), qui a utilisé une méthode de surclassement (iii) à l'échelle d'un projet spécifique en milieu urbain, au sein d'un petit bassin versant.

Cette approche intègre une modélisation hydraulique spécifique au site en utilisant PCSWMM (*Personal Computer Stormwater Management Model*), permettant une simulation précise de la dynamique des inondations. Cette modélisation constituait la base d'une analyse multicritère utilisant la méthode d'ordonnement PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*) (iii). Au-delà de cette approche par surclassement, d'autres études ont eu recours à des modèles à objectifs et points de référence (ii) pour évaluer la performance des IVB. Par exemple, Zeng, Lin et Huang (2021) ont appliqué la méthode TOPSIS afin d'évaluer le rapport coût-efficacité des toits verts, pavés perméables, biorétention et noues végétalisées sous différents scénarios climatiques. Certaines études combinent également différentes méthodes d'AMCD pour évaluer la robustesse des classements (Dadrasajirlou, Karami et Mirjalili, 2023; Ashraf *et al.*, 2024; Zhang *et al.*, 2023).

1.6 Limites des études existantes

De façon plus générale, la revue de la littérature met en évidence la grande diversité des approches utilisées pour soutenir la sélection d'infrastructures pluviales, chacune répondant à des objectifs et à des échelles d'analyse particulières. Toutefois, ces approches sont généralement conçues pour des contextes de localisation de sites (Bousquet *et al.*, 2023) ou pour orienter le choix entre différents portefeuilles (Emefu *et al.*, 2024) ou projets spécifiques (Coulombe *et al.*, 2022), plutôt que pour comparer de manière détaillée la performance hydraulique de plusieurs types d'infrastructures à l'échelle d'un bassin versant.

Les travaux récents de Bousquet *et al.* (2023) soulignent que l'usage dominant des méthodes multicritères dans la planification des IV repose largement sur des approches SIG-AMCD, principalement basées sur l'AHP ou des techniques de classement direct. Leur revue et analyse de plus de 100 études révèle que la plupart des cadres privilégient des indicateurs qualitatifs ou spatiaux et s'appuient majoritairement sur des jugements d'experts pour la pondération. Ces approches se révèlent pertinentes pour soutenir des décisions de planification territoriale ou d'implantation, mais demeurent moins adaptées pour les municipalités lorsqu'elles souhaitent comparer l'efficacité de différentes alternatives d'infrastructures dans des conditions réelles.

Un exemple représentatif de ces cadres est l'outil SSANTO, adapté au contexte québécois par Kuller *et al.* (2019 b). Développé initialement à Melbourne puis transféré au Québec, cet outil propose un cadre multicritère intégré au SIG destiné à soutenir la planification de l'implantation des infrastructures vertes. Toutefois, l'objectif de SSANTO n'est pas d'évaluer la performance hydraulique ou hydrologique détaillée des infrastructures, ni de comparer différentes options sous un même cadre budgétaire, mais plutôt d'orienter l'implantation spatiale des infrastructures vertes. Ainsi, il s'inscrit pleinement dans la famille des outils SIG-AMCD décrits dans la littérature.

Par ailleurs, un nombre limité d'études intègrent explicitement une modélisation hydraulique détaillée au sein des cadres AMCD (Coulombe *et al.*, 2022 ; Luan *et al.*, 2019). Dans la majorité des travaux, l'évaluation des performances repose principalement sur des échelles qualitatives, des indicateurs génériques ou des hypothèses simplifiées, plutôt que sur des simulations quantitatives spécifiques au territoire étudié. De plus, lorsque des approches combinant AMCD et modélisation hydraulique détaillée sont effectivement mises en œuvre, elles demeurent le plus souvent limitées à des études de cas locales ou à l'échelle d'un projet spécifique, sans transposition à l'échelle d'un bassin versant urbain. Cette situation restreint la portée opérationnelle de ces travaux pour soutenir des décisions d'investissement stratégiques à une échelle territoriale plus large.

En outre, la plupart des travaux comparent des alternatives sans contrainte financière commune, ce qui limite leur applicabilité aux processus décisionnels municipaux, lesquels reposent généralement sur des enveloppes budgétaires prédéfinies. Lorsque le coût est effectivement considéré, il l'est le plus souvent dans une perspective d'analyse coût-bénéfice (Onuma et Tsuge, 2018 ; Solarte *et al.*, 2025) ou de rentabilité économique, plutôt que dans le cadre d'une comparaison multicritère intégrée entre différentes options d'infrastructures. Il en résulte un manque d'approches permettant d'évaluer, de manière équitable et comparable, plusieurs solutions sous un scénario d'investissement standardisé et à une échelle pertinente pour la gestion territoriale.

Ces limites soulignent la nécessité de développer un cadre intégré, capable de combiner: (i) une modélisation hydraulique fine, (ii) une analyse multicritère structurée, et (iii) une logique d'évaluation adaptée aux contraintes budgétaires et opérationnelles des municipalités.

1.7 Objectifs de recherche

Les municipalités font face à une pression croissante pour adapter leurs infrastructures aux impacts des changements climatiques tout en opérant dans des contextes budgétaires contraints (CERIU, 2024). Dans ce contexte, les décideurs doivent identifier des stratégies qui maximisent les bénéfices à long terme pour leurs populations, non seulement en améliorant la performance hydraulique et en atténuant les inondations, mais aussi en générant des co-bénéfices environnementaux, financiers et sociaux. Toutefois, la complexité de ces considérations, combinée à la diversité des mesures disponibles, rend difficile leur évaluation globale à l'échelle municipale. Ce défi décisionnel souligne le besoin de cadres méthodologiques transparents et reproductibles capables d'intégrer plusieurs dimensions de performance pour orienter des investissements équitables et efficaces dans les infrastructures.

Dans ce contexte, l'objectif principal de ce mémoire est de développer un cadre d'aide à la décision permettant aux municipalités de prioriser leurs investissements en gestion des eaux pluviales, notamment lorsqu'elles doivent choisir entre plusieurs types d'infrastructures dans le cadre de programmes de financement ou de demandes de subventions. Cette démarche s'inscrit en continuité avec la littérature existante tout en répondant aux besoins décisionnels concrets des différentes parties prenantes à l'échelle municipale. Afin d'illustrer et de tester ce cadre méthodologique, l'étude s'appuie sur une étude de cas fictive, mais ancrée dans un contexte réel et représentatif, réalisée à l'échelle d'un arrondissement de Montréal. Un modèle PCSWMM calibré est mobilisé pour simuler la réponse hydraulique d'un bassin versant urbain sous différents scénarios d'infrastructures. Les résultats issus de ces simulations sont ensuite intégrés à un cadre multicritère structuré et transparent, fondé sur un ensemble de critères couvrant les dimensions techniques, environnementales, financières et sociales, ainsi que sur un scénario d'investissement standardisé.

Cette étude est principalement prescriptive, puisqu'elle vise à structurer et améliorer la prise de décision municipale à l'aide d'un cadre multicritère pour comparer des options d'infrastructures pluviales. Elle reflète aussi une compréhension descriptive des réalités municipales, dans la mesure où les hypothèses, pondérations et critères du modèle AMCD ont été définis par des experts familiers avec les pratiques de planification et les contraintes existantes.

Il est important de noter que le choix du type d'AMCD et du niveau de complexité de l'analyse doit être cohérent avec la question décisionnelle et le contexte d'application. Cette logique s'inscrit dans le principe du *Requisite Model* proposé par Phillips (1984), selon lequel un modèle d'aide à la décision n'a pas besoin d'être le plus élaboré possible, mais doit être suffisamment détaillé pour permettre de répondre adéquatement au problème posé. Autrement dit, la pertinence d'une démarche multicritère ne réside pas dans son degré de sophistication théorique, mais dans son adéquation aux besoins des décideurs et aux informations réellement disponibles. Un principe semblable existe dans le domaine de la modélisation hydrologique. Grayson *et al.* (2002) montrent en effet que la performance d'un modèle dépend avant tout de la qualité, de la densité et de la cohérence des données utilisées, plutôt que de son niveau de complexité intrinsèque. Ainsi, lorsqu'un territoire dispose de données fiables et abondantes, l'utilisation d'outils détaillés tels que PCSWMM est pleinement justifiée; à l'inverse, dans des contextes où l'information est limitée ou hétérogène, des approches plus simples mais appliquées de manière cohérente peuvent s'avérer plus appropriées. Dans le présent mémoire, l'approche adoptée correspond à une AMCD de type (iii), soit une démarche structurée et formalisée visant à produire des recommandations opérationnelles. Elle a été conçue conformément au principe du *Requisite Model*, de manière à offrir un niveau de détail suffisant pour comparer rigoureusement des alternatives d'infrastructures pluviales, tout en demeurant adaptable à différents niveaux de disponibilité de données municipales.

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

Ce chapitre présente le cadre méthodologique développé dans cette recherche. Il décrit le cas d'étude, le modèle hydraulique utilisé pour simuler la performance des infrastructures, ainsi que les étapes de l'analyse multicritère appliquée pour comparer les différentes options.

2.1 Étude de cas et modèle PCSWMM

Un bassin versant urbain de 5,35 km² d'un arrondissement de Montréal, Canada, a été sélectionné comme cas d'étude pour cette recherche. Le bassin versant est urbanisé et représentatif des arrondissements périphériques de Montréal à faible ou moyenne densité. L'arrondissement compte une population totale de 106 743 résidents répartis sur une superficie de 42,3 km², ce qui représente une densité de population d'environ 2525 résidents par km² (Ville de Montréal, 2016). L'utilisation du sol dans le bassin versant est répartie approximativement en 32 % résidentiel, 24 % d'espaces publics (routes et installations civiques), 34 % d'espaces verts comprenant de nombreux parcs et 10 % zones industrielles, commerciales et institutionnelles. Le SGEP existant est principalement composé d'infrastructures grises conventionnelles. La couverture imperméable est d'environ 35 % lorsqu'on exclut les grandes zones végétalisées, reflétant la nature bâtie du bassin versant, tandis que les zones perméables sont principalement concentrées dans les parcs et espaces verts publics, telles que présentées à la figure 2.1.

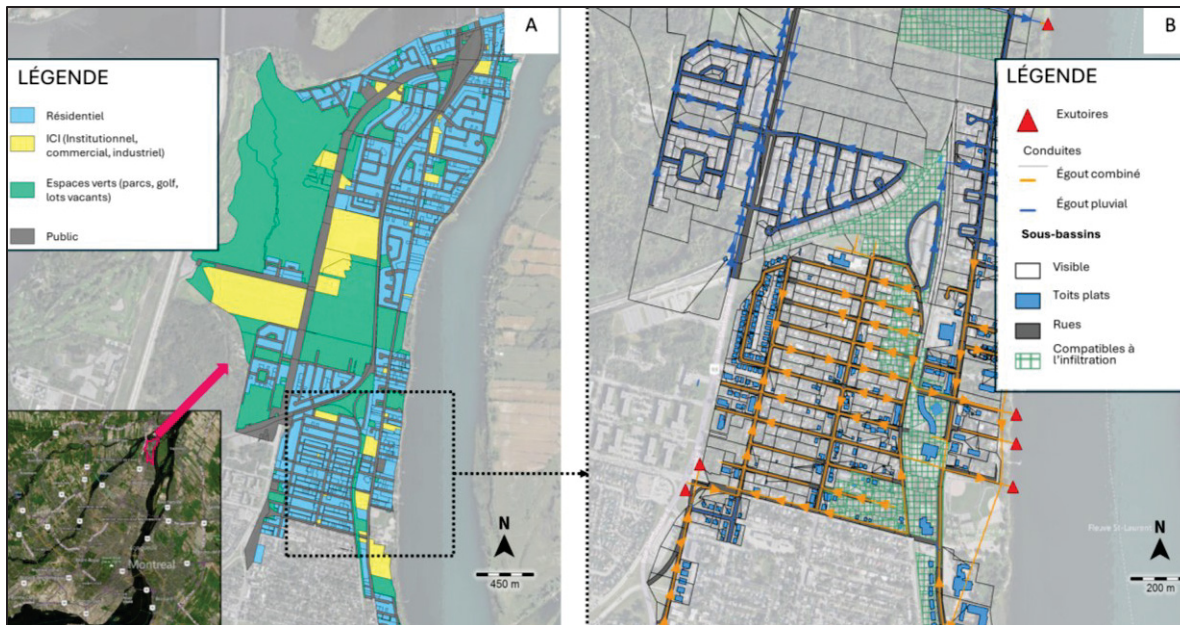


Figure 2.1 Modèle PCSWMM de l'étude de cas à Montréal, Canada. La carte (A) présente la répartition de l'occupation du sol du bassin versant de 5,35 km² étudié dans l'arrondissement de Pointe-aux-Trembles et le réseau d'égout du système mineur (B)

Ce secteur présente une forte sensibilité aux impacts des pluies intenses (Ville de Montréal, 2023a). La carte de vulnérabilité de la Ville de Montréal aux pluies intenses identifie les zones les plus exposées aux inondations de surface lors d'événements de pluie extrêmes, à partir d'un indice composite de vulnérabilité intégrant des dimensions physiques, sociales, territoriales et environnementales. Cet indice est évalué sur une grille spatiale fine de 25 m x 25 m et classé en cinq niveaux de vulnérabilité relative. Les cinq niveaux de vulnérabilité correspondent à des classes ordinales définies à partir de la distribution spatiale de l'indice composite. Le niveau 5 correspond aux secteurs présentant la vulnérabilité la plus élevée. La majorité du bassin versant urbain à l'étude se situe dans ces zones de niveau 5, indiquant que le secteur est fortement exposé aux inondations récurrentes et qu'il présente déjà des limites de capacité de drainage lors de fortes précipitations.

Pour répondre à ces enjeux d'inondation, un modèle PCSWMM calibré a été élaboré par une firme de génie-conseil dans le cadre du Plan directeur de gestion des eaux usées et du drainage de la Ville de Montréal, qui définit des stratégies d'amélioration des infrastructures sur un horizon de 30 ans (Ville de Montréal, [s d]). Le modèle intègre un vaste ensemble de données hydrauliques, hydrologiques et géospatiales et a été validé à l'aide de mesures historiques de débits et de débordements, tant en conditions sèches qu'en conditions humides. La calibration a été réalisée à partir des données de débordement de 2013 à 2017, ainsi que des mesures de débit et des pluies observées en 2016 et 2017. Une analyse des données a permis de raffiner la délimitation des sous-bassins et de cibler des investigations terrain. Malgré certaines limites dans les données sources, le modèle global du secteur couvrant 20 km² a reproduit avec succès environ 80 % des débordements observés, démontrant ainsi sa fiabilité pour la planification et la recherche.

Les résultats de calibration indiquent une très bonne performance du modèle. En conditions sèches, pour le modèle de 5,35 km² à l'étude, les valeurs de l'efficacité de Nash-Sutcliffe varient entre 0,505 et 0,646, tandis que le coefficient de détermination se situe entre 0,690 et 0,757, traduisant une reproduction satisfaisante des débits observés. En conditions de pluie pour l'année 2017, pour le modèle de 5,35 km², la performance du modèle présente des valeurs de Nash-Sutcliffe comprises entre 0,677 et 0,939 avec des coefficients de détermination élevés, variant de 0,907 à 0,955. Pour l'année 2016, la calibration de ce même modèle repose principalement sur l'ajustement des paramètres RTK de l'hydrogramme unitaire, réalisés à partir des débits observés lors des événements pluvieux des 13, 16 et 21 août 2016. Les résultats montrent un très bon ajustement des débits simulés pour ces événements, ainsi que pour les pluies observées en 2017. Toutefois, les débits de pointe et les volumes totaux ruisselés simulés pour les pluies survenues en juillet 2016 sont surestimés, ce qui met en évidence certaines limites associées aux données disponibles ou aux conditions spécifiques de ces événements. Globalement, les valeurs de l'efficacité de Nash-Sutcliffe obtenues, majoritairement supérieures à 0,5 et atteignant localement des valeurs élevées en conditions de pluie, indiquent une performance de calibration satisfaisante à très satisfaisante, notamment pour un modèle en milieu urbain (Moriassi *et al.*, 2007; Melsen *et al.*, 2025).

Le réseau d'égout combiné existant a été conçu à une époque où le principe de double drainage et de conception du réseau majeur n'était pas pris en compte. Par conséquent, les événements pluviaux dépassant la capacité de conception peuvent provoquer des surcharges du réseau, susceptibles d'entraîner des refoulements d'égout dans les sous-sols dépourvus de clapets antiretour fonctionnels, ainsi que des inondations locales de surface, notamment à proximité des entrées en contre-pente. Le niveau de service fourni correspond à un événement d'environ 10 ans, tel que déterminé par la firme ayant développé le modèle PCSWMM. Toutefois, certaines zones présentant des inondations de surface même sous la pluie de projet de 10 ans, ce qui concorde avec les zones de forte vulnérabilité identifiées dans la carte de vulnérabilité aux pluies intenses (Ville de Montréal, 2023a).

Ce modèle PCSWMM calibré a également été utilisé dans des travaux de recherche antérieurs (Benoit *et al.*, 2025) pour évaluer le potentiel théorique maximal de mise en œuvre d'IVB visant à réduire le ruissellement et les débits de pointe associés aux changements climatiques. Les scénarios testés ont montré que les IVB pouvaient compenser entre 20 % et 167 % de l'augmentation projetée des volumes d'inondation, démontrant qu'une configuration appropriée peut non seulement neutraliser les hausses futures de ruissellement, mais également améliorer la performance du réseau par rapport aux conditions actuelles. Ce travail constituait une étape essentielle, car il a permis de valider que l'implantation d'IVB à l'échelle du bassin versant pouvait produire un impact hydraulique significatif et justifiait ainsi la pertinence d'explorer ces stratégies dans une démarche AMCD. L'étude de Benoit *et al.* (2025) portait donc sur des métriques techniques exclusivement (débit de pointe, volume de ruissellement et volume d'inondation) et visait à quantifier le potentiel maximal théorique sur le territoire.

Dans la présente étude, l'approche méthodologique diffère de façon substantielle de celle proposée par Benoit *et al.* (2025). Tout d'abord, un nombre plus important de stratégies a été modélisé (huit options distinctes comparativement à quatre), ce qui permet une exploration plus large du spectre des solutions possibles, incluant à la fois des IG et des IVB.

Ensuite, contrairement à une logique de maximisation hydraulique ou de performance unidimensionnelle, les scénarios développés reposent sur une conception contrainte par un budget municipal fixe, reflétant davantage la réalité décisionnelle des municipalités, où l'allocation de capital constitue la principale contrainte structurante. De plus, les unités fonctionnelles retenues (dimensions et localisations spécifiques) diffèrent, puisqu'elles ont été définies de manière à représenter des configurations concrètement applicables dans un contexte opérationnel d'aménagement urbain, plutôt que des solutions théoriques optimisées.

Enfin, alors que l'étude de Benoit et al. se concentre sur la performance hydraulique, la présente recherche s'inscrit dans un cadre d'AMCD, intégrant des dimensions techniques, environnementales, financières et sociales. Cette approche élargit la portée de l'évaluation en tenant compte des arbitrages inhérents à la planification municipale, où la performance hydraulique ne constitue qu'un des éléments du processus décisionnel. Ainsi, la contribution du présent travail ne réside pas uniquement dans la modélisation hydrologique, mais dans le développement d'un cadre structuré d'aide à la décision permettant une comparaison intégrée et reproductible des stratégies d'adaptation.

2.2 Options évaluées et stratégies de modélisation

Le modèle PCSWMM, préalablement calibré, a été adapté pour simuler la mise en œuvre, à investissement égal, des huit options d'infrastructures grises, bleues et vertes (figure 2.2). Les huit options d'infrastructures d'eaux pluviales comparées étaient : (1) les conduites surdimensionnées, (2) les chambres souterraines, (3) les pavés perméables, (4) les toits bleus, également appelés systèmes de drainage de toiture à débit contrôlé, (5) les toits verts, (6) les jardins de pluie, (7) les systèmes de biorétention et (8) les parcs éponges.

Ces stratégies ont été choisies parce qu'elles sont parmi les plus fréquemment mises en œuvre au Canada (Zoghi *et al.*, 2025; Sustainable Technologies Evaluation Program, 2019; gouvernement du Québec, 2022). Comme le soulignent Zoghi *et al.* (2025), ces types d'infrastructures représentent à la fois des stratégies grises conventionnelles et des stratégies d'IVB qui sont de plus en plus prioritaires dans la planification municipale en raison de leur performance technique prouvée et de leurs cobénéfices.

Chaque option a été modélisée sous forme d'une unité fonctionnelle reproductible, laquelle a été répliquée jusqu'à atteindre un investissement total de 1 M\$, permettant ainsi une comparaison équitable entre les stratégies en termes de performance hydraulique et de cobénéfices. Les options ont été représentées dans PCSWMM de manière à refléter fidèlement les propriétés géométriques et hydrauliques utilisées lors des calculs de coûts, de durée de construction et d'empreinte carbone. Afin d'assurer une cohérence méthodologique, la modélisation de chaque option s'appuie sur les mêmes principes : une unité fonctionnelle définie, une géométrie et une localisation réaliste.

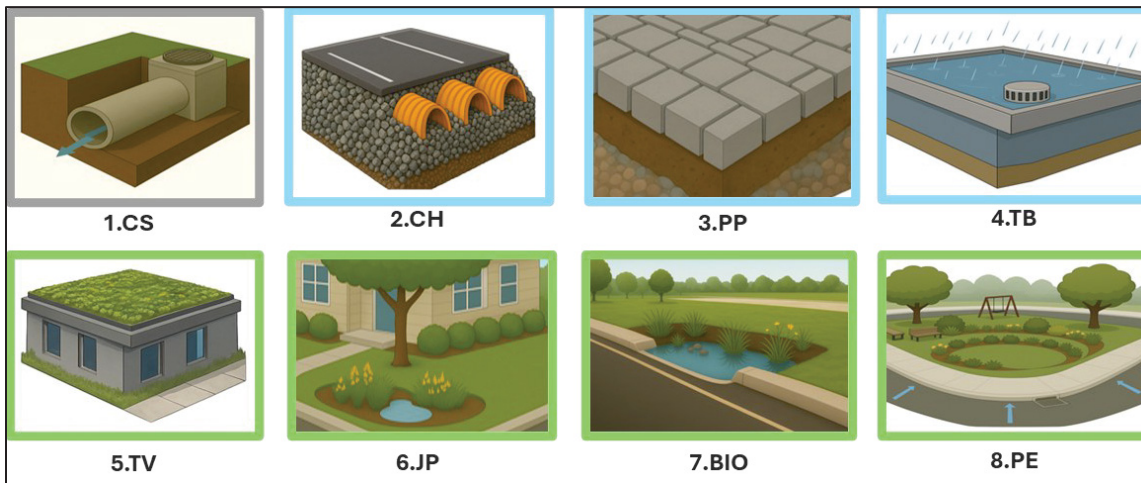


Figure 2.2 Les huit options d'infrastructures évaluées : (1) CS - conduites surdimensionnées, (2) CH - chambres souterraines, (3) PP - pavés perméables, (4) TB - toits bleus, (5) TV- toits verts, (6) JP - jardins de pluie, (7) BIO - biorétention et (8) PE - parcs éponges

2.2.1 Représentation des huit options d'infrastructures dans PCSWMM (géométrie réaliste)

Afin d'assurer une représentation cohérente et comparable des huit options d'infrastructures évaluées, chaque option a été modélisée dans PCSWMM en utilisant les composantes hydrauliques et les contrôles DFI (développement à faible impact) les plus appropriés. Le tableau 2.1 synthétise la façon dont chaque infrastructure grise, bleue ou verte a été traduite dans le modèle, ainsi que les principaux éléments qui caractérisent sa représentation.

Tableau 2.1 Représentation des options dans PCSWMM

Acronyme	Option	Représentation et description dans PCSWMM
CS	Conduites surdimensionnées	Modélisées comme des conduites circulaires en béton dont le diamètre est augmenté afin d'accroître la capacité du réseau.
CH	Chambres souterraines	Représentées par deux conduites personnalisées (chambre + lit de pierre nette) reproduisant le volume de stockage équivalent du module manufacturé.
PP	Pavés perméables	Sous-bassin muni du contrôle DFI « Pavés perméables » (pavés, couche de stockage, fondation, sous-drain).
TB	Toits bleus	Représentés à l'aide du contrôle DFI « Toit vert », avec végétation et substrat nuls, permettant l'évaporation et simulant le stockage superficiel et la vidange contrôlée par le drain.
TV	Toits verts	Sous-bassin équipé du contrôle DFI « Toit vert », comprenant un substrat, un tapis de drainage et une capacité de rétention.
JP	Jardins de pluie	Sous-bassin muni du contrôle DFI « Jardin de pluie », incluant une berme, le sol et l'infiltration vers le sol naturel.
BIO	Biorétention	Sous-bassin muni du contrôle DFI « Biorétention », incluant stockage en surface, substrat, lit de pierre et sous-drain.
PE	Parcs éponges	Représentés par un réservoir tabulaire (courbe hauteur-aire) permettant le stockage temporaire, l'infiltration et un débordement contrôlé.

Potentiel d'infiltration des IVB (localisation réaliste)

L'approche retenue vise à éviter toute hypothèse irréaliste d'implantation, en tenant compte des contraintes pédologiques et hydrogéologiques locales. À cette fin, la sélection des secteurs favorables à l'infiltration s'appuie sur l'interprétation de propriétés pédologiques telles que la texture du sol, la teneur en argile, le drainage naturel, la profondeur du roc et l'humidité du sol (proximité de la nappe phréatique), qui contrôlent directement les processus d'infiltration et de saturation.

Deux sources de données ont été utilisées, soit (1) les fichiers numériques ARDA-ITC (Aménagement rural et le Développement agricole-Inventaire des Terres du Canada) (renseignent sur les classes et sous-classes de sols ainsi que leurs limitations) et (2) les cartes pédologiques détaillées, permettant de distinguer les types de sols (Bossé *et al.*, 2022). Ces couches ont été croisées dans un SIG pour écarter les secteurs non propices à l'infiltration et conserver les zones où l'implantation d'ouvrages infiltrants constitue une option réaliste du point de vue pédologique et hydraulique.

Étape 1 : Élimination des sous-classes limitantes

Les sous-classes de sols identifiées dans les fichiers ARDA ont d'abord été utilisées comme indicateurs indirects des contraintes hydrologiques majeures, pour exclure les secteurs présentant des contraintes majeures à l'infiltration, notamment :

- W (excès d'humidité), associé à un drainage naturel faible à très faible et une saturation fréquente;
- D (perméabilité lente), limitant la capacité d'infiltration des ouvrages;
- I (zones inondables), incompatibles avec les ouvrages d'infiltration (gestion à la source);
- R (présence de roc à faible profondeur);
- E et P (sols organiques ou pierreux).

À partir de ces propriétés pédologiques fondamentales (texture, drainage naturel, profondeur du sol, humidité et présence de roc), les sols sont classés dans le système de capacité d'utilisation agricole selon une échelle allant de 1 à 7, telle que définie dans les bases de données ARDA (Bossé *et al.*, 2022). Les classes 1 à 4 correspondent à des sols présentant des limitations faibles à modérées, tandis que les classes 5 à 7 sont associées à des contraintes sévères ou irréversibles, peu compatibles avec l'infiltration.

Des requêtes SQL ont été appliquées aux couches ARDA afin d'isoler uniquement les polygones présentant un potentiel minimal acceptable. Dans cette étude, seuls les sols de classes 2 à 4 (exempts de sous-classes limitantes W, D, I, R, E, P) ont été conservés, afin de cibler de manière prudente et réaliste les secteurs où l'implantation d'ouvrages infiltrants demeure physiquement plausible.

Étape 2 : Exclusion des sols argileux et organiques

Ensuite, les couches pédologiques ont été croisées pour éliminer les sols fortement argileux ou organiques, dont la capacité d'infiltration est naturellement faible. Les codes de sols considérés comme incompatibles (p. ex., Ch, Lr, Ri, Mk, Pt, etc.) ont été exclus au moyen de requêtes (IRDA, 2024).

Étape 3 : Analyse spatiale et sélection de zones propices

Une fois les couches filtrées, les polygones restants ont été intégrés dans PCSWMM afin de sélectionner des sites pertinents pour implanter les ouvrages infiltrants. La carte résultante (figure 2.3) illustre la répartition des sous-bassins compatibles et non-compatibles avec l'implantation d'ouvrages infiltrants. Cette carte ne vise pas à identifier l'emplacement précis de chaque infrastructure verte et bleue, mais plutôt à délimiter les secteurs où leur implantation est physiquement plausible, afin d'assurer une localisation réaliste des IVB dans les scénarios analysés. Par la suite, les ouvrages ont été placés de façon à être compatibles avec les pentes et les aménagements existants (emprises routières, parcs, espaces publics, etc.).



Figure 2.3 Zones compatibles et non-compatibles à l'infiltration à l'échelle du bassin versant urbain

2.2.2 Définition des unités fonctionnelles

Chacune des huit options a été associée à une unité fonctionnelle représentant la taille typique d'un site d'implantation réalisable en contexte municipal. Ces unités fonctionnelles ont été définies pour la modélisation, les analyses de coûts et de durée de construction. Les unités fonctionnelles retenues sont présentées au tableau 2.2 et elles ont servi de base aux calculs de coûts, car elles ont été répétées jusqu'à atteindre un investissement total de 1 M\$.

Tableau 2.2 Unités fonctionnelles pour les huit options

Option	Unité fonctionnelle
Conduites surdimensionnées	100 m linéaire
Chambres souterraines	215 m ²
Pavés perméables	800 m ²
Toits bleus	900 m ² (4 drains à débit contrôlé)
Toits verts	300 m ²
Jardins de pluie	200 m ²
Biorétention	150 m ²
Parcs éponges	200 m ³ + 900 m ² de revêtement adjacent

2.2.3 Courbes de coûts et scénario d'investissement standardisé

L'estimation des coûts des huit options repose sur les courbes de coûts de cycle de vie développées par le *Sustainable Technologies Evaluation Program* (2019). Le STEP est un programme de recherche piloté par la *Toronto and Region Conservation Authority* (TRCA) et est reconnu en Amérique du Nord pour l'évaluation technique et économique des IV et des pratiques de gestion optimale des eaux pluviales (PGO). Les courbes de coûts publiées par le STEP intègrent les coûts RSMeans de matériaux, main-d'œuvre et équipement (Gordian, 2025), une marge bénéficiaire et de frais généraux de 10 %, un pourcentage additionnel de 10 % pour imprévus et gestion de chantier, puis aucune charge supplémentaire pour mobilisation ou démobilisation. Toutefois, deux des huit options analysées, les toits bleus et les conduites surdimensionnées, ne faisaient pas l'objet de courbes de coûts existantes dans la base STEP. Dans ces cas, des courbes spécifiques ont été développées dans le cadre du présent mémoire. Ces courbes ont été élaborées en reproduisant rigoureusement la méthodologie STEP, soit par l'agrégation de coûts unitaires issus du guide RSMeans, auxquels ont été appliqués une marge bénéficiaire de 10 % et une contingence de 10 %. Les fonctions de coût ont ensuite été paramétrées en fonction de la variable dimensionnante propre à chaque option (superficie ou longueur).

À partir de ces courbes, un coût unitaire (par m lin., m² ou m³) a été établi pour chaque option et le nombre d'unités nécessaires pour atteindre l'investissement de 1 M\$ a été calculé. Ce budget a permis d'implanter l'équivalent de 266 m de conduites surdimensionnées, 2400 m² de chambres souterraines, 5600 m² de pavés perméables, 25 200 m² de toits bleus, 2400 m² de toits verts, 3400 m² de jardins de pluie, 2250 m² de biorétention et 1000 m³ de parcs éponges.

Ce niveau d'investissement (1 M\$) a été retenu puisqu'il reflète une échelle de financement réaliste pour les projets d'adaptation en gestion des eaux pluviales généralement réalisés par les municipalités québécoises et soutenus par les programmes provinciaux. Par exemple, le programme OASIS, lancé en juin 2022 par le gouvernement du Québec (gouvernement du Québec, 2022), offre un soutien financier et technique aux organisations municipales pour la planification, la mise en œuvre et l'entretien de projets de IV visant à minimiser les impacts des îlots de chaleur et des pluies intenses. Dans ce programme, les subventions varient de 1 à 25 M\$ par projet. Ainsi, l'investissement de 1 M\$ considéré dans cette étude se situe à la limite inférieure d'admissibilité et correspond à une intervention réaliste à l'échelle d'un quartier. De plus, le choix d'un investissement de 1 M\$ est cohérent avec les contraintes spatiales et physiques du secteur d'étude. Plus particulièrement, pour les toits bleus, augmenter significativement le budget (p. ex., 2 M\$) ne serait pas envisageable, puisqu'il n'existe pas suffisamment de toits d'environ 900 m² (unité fonctionnelle) dans le bassin versant pouvant être adaptés pour accueillir une telle infrastructure.

2.3 Analyse multicritère PROMETHEE II

Dans cette étude, l'approche multicritère PROMETHEE II a été retenue pour comparer et hiérarchiser les huit options, sur la base de comparaisons par paires et en considérant 14 critères. Cette approche de surclassement se révèle particulièrement pertinente dans le contexte de la gestion pluviale en milieu urbain, puisqu'elle permet d'intégrer simultanément des critères tant de nature quantitative que qualitative. De plus, cette méthode a été sélectionnée pour la facilité d'interprétation qu'elle offre aux décideurs municipaux. Le cadre d'analyse multicritère appliqué dans ce projet a suivi six étapes principales :

1. Structuration du problème et définition des critères: Définition et raffinement de 14 critères par consultation d'experts et revue de la littérature; définition des unités, des sources de données et des échelles de mesure afin de construire la matrice de décision (tableau de performance).
2. Construction des échelles de préférence: Sélection des fonctions de préférence appropriées (Type I et Type V) selon la nature qualitative ou quantitative de chaque critère, permettant de traduire les différences de performance en scores de préférence allant de 0 (absence de préférence) à 1 (préférence forte).
3. Attribution des poids aux critères: Application de la procédure Simos révisée (Figueira & Roy, 2002) pour structurer le jugement d'experts et attribuer des poids relatifs aux 14 critères, en assurant leur cohérence avec les priorités municipales.
4. Calcul des flux de surclassement: Calcul des indices de préférence par paires et agrégation sur l'ensemble des critères afin d'obtenir les flux positifs (φ^+) et négatifs (φ^-) pour chaque option (PROMETHEE I).
5. Analyse des flux nets: Calcul des flux nets ($\varphi = \varphi^+ + \varphi^-$) afin de produire le classement complet des options selon PROMETHEE II.
6. Synthèse des résultats et analyse de sensibilité: Visualisation et interprétation des alternatives classées; analyse de sensibilité des poids des critères et du niveau d'investissement standardisé; discussion des implications pour les décisions d'investissement municipales.

2.3.1 AMCD Étape 1. Structuration du problème

Les 14 critères retenus dans le cadre de cette étude ont été définis de façon à être complets (couvrir l'ensemble des dimensions de performance), opérationnels (fondés sur des données fiables issues du modèle hydraulique ou de la littérature technique), non redondants (éviter le double comptage) et minimaux (limiter le nombre de critères aux paramètres réellement utiles au processus décisionnel). Cette structuration suit les bonnes pratiques en AMCD (Belton et Stewart, 2002; Greco, Słowiński et Wallenius, 2025).

2.3.2 AMCD Étape 1. Critères d'évaluation (14) et sources de données

L'évaluation des huit options repose sur 14 critères regroupés selon quatre catégories : techniques, environnementale, financière et sociale, afin de couvrir l'ensemble des enjeux pertinents à la prise de décision municipale. La présente section décrit la méthode d'obtention de ces critères, incluant les simulations réalisées, les outils utilisés et les principales sources de données. Le Tableau 2.3 synthétise ces critères selon leur nature (quantitative et qualitative) et leur source d'information.

Tableau 2.3 Critères d'évaluation, type et source de données utilisées (T : technique, E : environnemental, F : financier, S : social)

Code	Critère	Type de critère	Source des résultats
T1	Volume d'inondation (m ³)	Quantitatif	PCSWMM
T2	Conformité réglementaire (ratio)	Quantitatif	PCSWMM
T3	Durée de vie utile (années)	Quantitatif	Littérature
T4	Complexité d'entretien	Qualitatif	Littérature
E1	Charge MES (kg)	Quantitatif	PCSWMM
E2	Empreinte carbone (t CO ₂ eq)	Quantitatif	OpenLCA 2.5
E3	Qualité de l'air	Qualitatif	Littérature
E4	Îlots de chaleur (ET)	Quantitatif	PCSWMM
E5	Biodiversité	Qualitatif	Littérature
F1	Opération et maintenance (\$)	Quantitatif	Courbes de coût du STEP
S1	Sécurité routière	Qualitatif	Littérature
S2	Esthétique	Qualitatif	Littérature
S3	Bénéfices pour la communauté	Qualitatif	Littérature
S4	Durée des travaux	Quantitatif	RSMMeans

Critères techniques

Les critères techniques visent à évaluer la performance fonctionnelle et opérationnelle des différentes stratégies d'adaptation aux inondations, en tenant compte à la fois de leur efficacité hydraulique, de leur conformité aux exigences réglementaires et de leurs implications en matière de durabilité et d'entretien.

T1 : Réduction des volumes d'inondation

La performance hydraulique des options a été évaluée à partir de simulations hydrauliques dans PCSWMM. Le critère technique T1 (réduction des volumes d'inondation) a été estimé à l'aide d'un événement synthétique Chicago de période de retour de 100 ans, totalisant environ 65 mm de précipitations. La capacité du réseau pluvial existant correspond à un niveau de service associé à un événement d'environ 10 ans de période de retour. Ainsi, un événement de 100 ans excède la capacité du réseau mineur, ce qui entraîne des débordements du réseau majeur. Il est ainsi possible de comparer la capacité des IVB à limiter le ruissellement en surface et à réduire les volumes d'inondation sur le territoire urbain lorsque le réseau est en surcharge, ce qui avait déjà été démontré par Benoit *et al.* (2025). La figure 2.4 présente la distribution temporelle de l'intensité de pluie associée à cet hyétogramme Chicago de période de retour 100 ans, caractérisée par une montée rapide de l'intensité suivie d'un pic central très prononcé, puis d'une décroissance progressive. Les résultats sur ce critère, soit le volume de débordement pour chaque option, sont présentés au Tableau-A II-1 Tableau-A I-3.

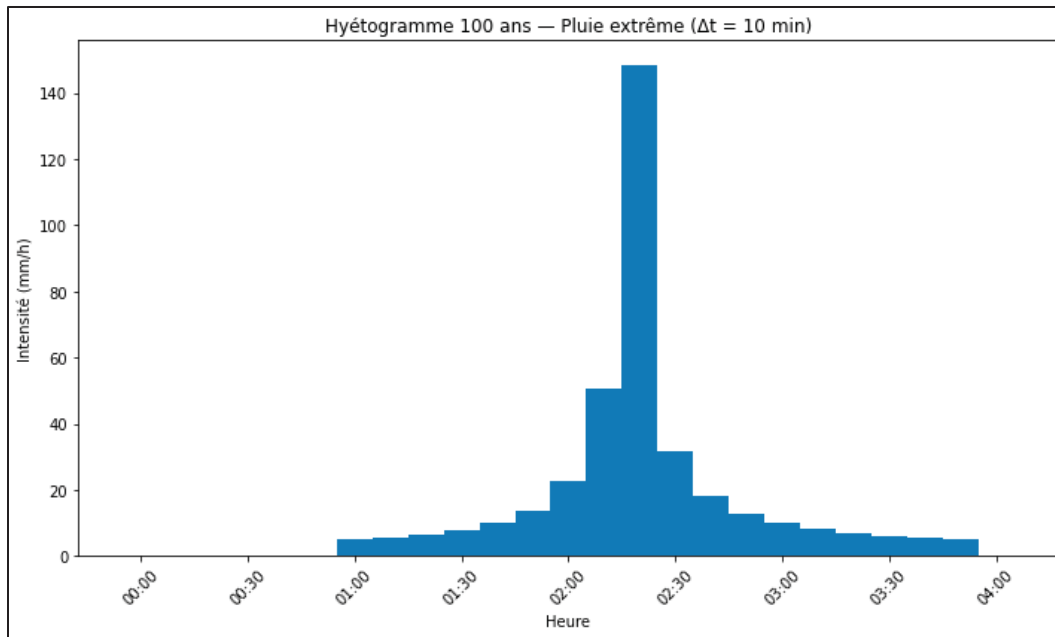


Figure 2.4 Hyétoqramme de l'événement pluvial synthétique Chicago 100 ans, utilisé comme entrée dans le modèle PCSWMM. Cet événement a été utilisé pour évaluer les volumes d'inondation.

T2 : Conformité réglementaire

Le critère technique T2 (conformité réglementaire) a été évalué en simulant un événement de pluie de période de retour de 25 ans et 58 mm, tel que spécifié dans le Règlement municipal 20-030 sur la gestion des eaux pluviales à Montréal (Ville de Montréal, 2025a). Ce règlement impose une limite de débit de pointe de 35 L/s/ha dans la majorité des secteurs, afin de prévenir l'aggravation des débordements sur le réseau existant. Pour chaque option, le ratio entre le débit simulé et la limite prescrite a été calculé afin de caractériser son degré de conformité, les valeurs inférieures à 1 indiquant un respect du règlement et les valeurs supérieures à 1 indiquant des dépassements. La figure 2.5 présente la distribution temporelle de l'intensité de pluie associée à cette période de retour de 25 ans majorée. Les résultats sur ce critère sont présentés en Appendice B et discutés à l'annexe I.8.

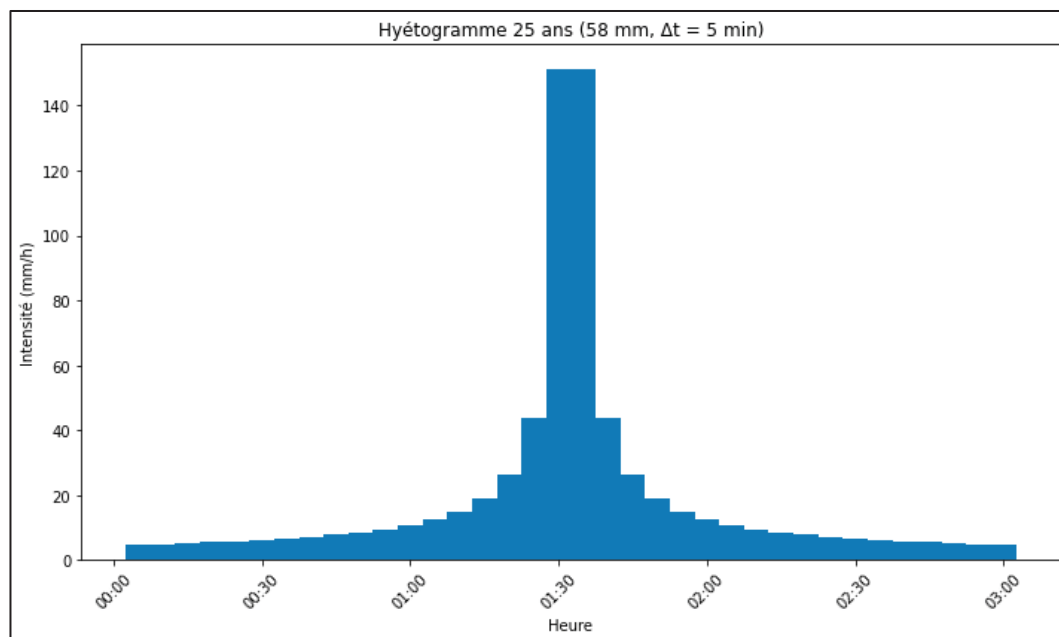


Figure 2.5 Hyétogramme de l'événement pluvial de période de retour 25 ans majoré de 10 % pour tenir compte des changements climatiques (58 mm). Cet événement a été utilisé pour évaluer la conformité réglementaire en vertu du Règlement municipal 20-030.

T3 : Durée de vie utile

Le critère technique T3 (durée de vie) évalue la longévité de chaque option avant qu'une réhabilitation majeure ne soit requise. Ce critère a été estimé à partir de fiches techniques, de données issues de la littérature, tenant compte d'un entretien régulier. Le tableau résumé des durées de vie considérées se trouve en annexe (Tableau-A II-2).

T4 : Complexité d'entretien

Le critère technique T4 (complexité d'entretien) a été évalué qualitativement à partir de lignes directrices publiées dans des normes et d'autres sources de la littérature présentées au Tableau 2.4. Chaque option a reçu une note sur une échelle de 1 (faible complexité) à 5 (complexité élevée) en fonction de la nature, la fréquence, l'accessibilité des composantes et du niveau de spécialisation requis pour les activités d'entretien (Tableau-A I-1).

Cette information reflète directement les implications opérationnelles pour les services municipaux responsables de l'entretien.

Tableau 2.4 Sources d'information pour les activités d'entretien des infrastructures pour l'évaluation du critère T4 (facilité d'entretien)

Option	Source pour activités d'entretien
Conduites surdimensionnées	(Ministère des Transports, 2025; BNQ, 2025)
Chambres souterraines	(Peterson, Gallagher et Spatari, 2022)
Pavés perméables	(STEP, 2019b; Minnesota Pollution Control Agency, 2025a)
Toits bleus	(STEP, 2019a)
Toits verts	(STEP, 2019c; Minnesota Pollution Control Agency, 2025b)
Jardins de pluie	(Minnesota Pollution Control Agency, 2021)
Biorétention	(Minnesota Pollution Control Agency, 2021)
Parcs éponges	(Sustainable Technologies Evaluation Program, 2019)

Critères environnementaux

Les critères environnementaux visent à évaluer les impacts écologiques et climatiques des différentes stratégies d'adaptation, au-delà de leur seule performance hydraulique. Ils permettent d'apprécier la contribution des ouvrages à la protection des milieux récepteurs, à la réduction des pressions environnementales et à l'amélioration des conditions urbaines dans un contexte de changements climatiques.

E1 : Qualité de l'eau

Le critère environnemental E1 (qualité de l'eau) a été déterminé à partir de simulations hydrauliques avec le module de qualité de l'eau de PCSWMM. Afin d'estimer les charges de matières en suspension (MES), la méthode des concentrations moyennes d'événement (EMC) a été retenue. Cette méthode repose sur l'hypothèse selon laquelle la concentration de polluants demeure la même sur la durée de l'événement pluvial. Elle permet donc de calculer la masse totale des MES en tenant compte de l'occupation du sol. Les masses de MES simulées pour chaque option sont présentées au Tableau-A II-3.

Dans cette étude, seuls les paramètres de lessivage (*wash-off*) ont été activés dans le modèle, conformément aux recommandations de Ansari *et al.* (2024), selon lesquelles la fonction d'accumulation de polluants (*buildup function*) tend à rester limitée dans les bassins urbains soumis à des précipitations fréquentes. Néanmoins, une accumulation initiale (*initial buildup*) de 95 kg/ha de MES a été appliquée pour représenter le phénomène de « *first flush* » observé durant les premiers millimètres d'une pluie en milieu urbain. Cette valeur correspond à la médiane des charges observées dans des bassins urbains (Ansari *et al.*, 2024). Les valeurs EMC de MES attribuées dans le modèle sont issues de la littérature récente sur les caractéristiques de ruissellement urbain et ont été assignées comme suit : 180 mg/L pour ICI (institutions/commercial/industriel), 120 mg/L pour le domaine public, 65 mg/L pour le résidentiel et 20 mg/L pour les terrains naturels et espaces verts (Jr et Pitt, 2001; Behrouz *et al.*, 2024; Chaudhary, Goel et Robinson, 2025; Jung *et al.*, 2013; DOEE [Department of Energy and Environment] District of Columbia, 2014; Lin, 2004).

La charge de polluant générée par unité de surface est ainsi calculée selon la relation :

$$L = C_{EMC} \cdot R_v \cdot P \quad (2.1)$$

où L est la charge surfacique de polluant, C_{EMC} est la concentration moyenne (mg/L), R_v est le coefficient de ruissellement et P est l'intensité de la pluie.

Une pluie de 25 mm a été utilisée pour cet indicateur, conformément aux exigences du guide québécois de gestion des eaux pluviales (Gouvernement du Québec, 2020). Ce guide recommande que le dimensionnement des ouvrages dédiés au traitement du ruissellement repose sur une pluie de contrôle de la qualité, définie comme une précipitation totale de 25 mm (figure 2.6).

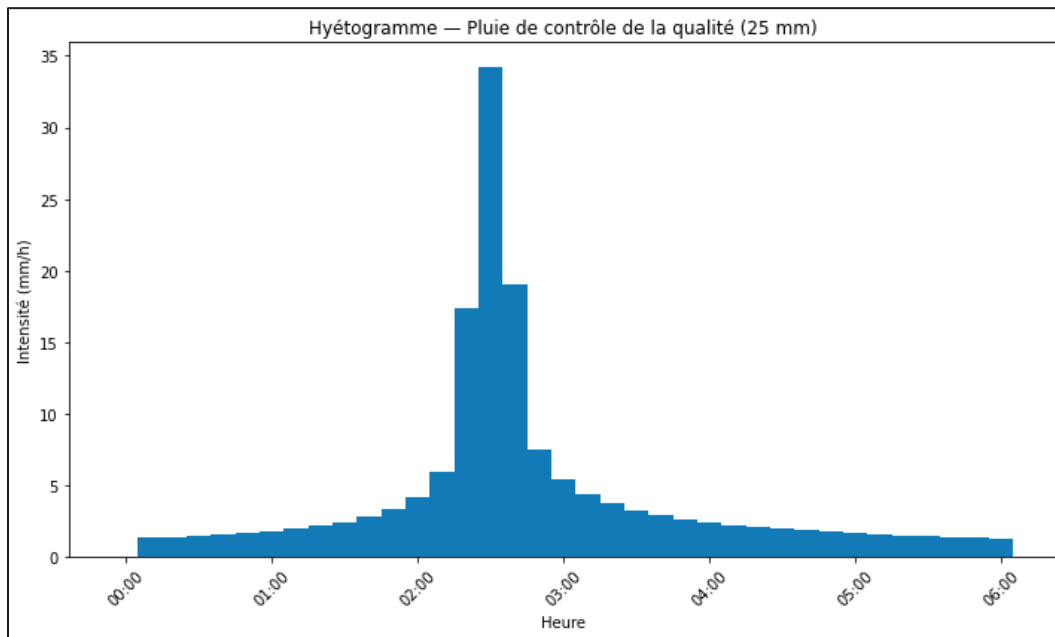


Figure 2.6 Hyétoqramme de la pluie de contrôle qualité (25 mm) utilisée pour la modélisation de la qualité de l'eau (critère E1)

E2 : Empreinte carbone

Le critère environnemental E2 est un indicateur environnemental permettant de quantifier les impacts associés à un produit ou procédé tout au long de son cycle de vie. Ce dernier a été calculé à l'aide d'une ACV réalisée dans OpenLCA (v2.5.0) en mobilisant les facteurs d'émission du module ecoinvent v.3.4 (GreenDelta, 2006). L'évaluation considère les impacts liés à l'extraction et la transformation des matériaux, au transport et à l'installation, selon l'indicateur GWP100a.

Plus précisément, l’empreinte carbone de chaque stratégie est obtenue en sommant les potentiels de réchauffement global (GWP 100a) associés à la production de chacun des constituants (par exemple : excavation, couches de substrat, pierre nette, drains perforés, membranes, etc.). Le GWP 100a représente l’impact climatique d’un gaz à effet de serre sur une période de 100 ans, comparé à un kilogramme de CO₂. Les empreintes causées par la construction de chaque option sont présentées au Tableau-A II-4.

E3 : Qualité de l’air

Le critère environnemental E3 (qualité de l’air) a été évalué à l’aide d’une grille qualitative évaluant (i) la présence de végétation (0 à 3 points) (ii) la proximité des aménagements avec les sources de pollution atmosphérique, principalement la circulation routière (0 à 1 point) et (iii) leur capacité à générer un effet de rafraîchissement au niveau de la rue, en interaction directe avec l’air respiré (0 à 2 points). Le barème développé est présenté au Tableau 2.5 et les résultats au Tableau-A I-2. Il est important de souligner que ces sous-critères ne sont pas indépendants. Par exemple, une infrastructure peut être à proximité de la chaussée, mais si elle ne contribue ni au rafraîchissement ni à la végétation, elle n’exerce aucun réel impact sur la qualité de l’air. Le barème a généralement été construit de façon additive, mais tient compte de ces dépendances. Entre autres, la proximité seule ne peut pas faire augmenter le score si elle n’est pas accompagnée d’un bénéfice fonctionnel sur la qualité de l’air.

Tableau 2.5 Grille qualitative pour l'évaluation de la performance sur le critère E3

Sous-critère évalué	Barème	Justification scientifique
Contribution végétale	0-3	Capacité de la végétation à capter les particules (PM), certains gaz (NO ₂ , O ₃) et à améliorer la qualité de l'air au niveau de la rue.
Rafraîchissement local	0-2	Réduction des conditions favorisant la formation d'ozone et de composés organiques volatils secondaires (Gourdji, 2018).
Proximité avec les sources d'émission (chaussée)	0-1	Présence de l'infrastructure à proximité des principales sources d'émissions (trafic routier), là où les bénéfices sur la qualité de l'air sont les plus pertinents pour la santé.

E4 : Atténuation des îlots de chaleur urbains

Dans cette étude, l'évaporation (ET) simulée dans PCSWMM est utilisée comme proxy hydrologique du rafraîchissement urbain, permettant une comparaison cohérente et reproductible de la performance des différentes options.

Afin de permettre la simulation de l'ET dans PCSWMM, les intrants climatiques nécessaires ont été intégrés au modèle sous forme de séries temporelles l'évapotranspiration potentielle (ETP) a d'abord été calculée au moyen de la méthode d'Oudin (Oudin, 2004; Oudin *et al.*, 2005), basée sur la température de l'air et le rayonnement, conformément aux recommandations courantes en hydrologie urbaine. Les données journalières de température de l'air et de précipitations proviennent de la station météorologique de l'Aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau pour la période estivale de 2018. Ces données ont ensuite été introduites dans PCSWMM via le module de climat, permettant ainsi l'estimation de l'ET réelle générée par les différentes surfaces dans le modèle (surfaces perméables et couches LID).

L'ET simulée, exprimée en mm, a finalement été extraite pour chaque scénario et utilisée comme proxy du potentiel de réduction des îlots de chaleurs urbains (critère environnemental E4). La figure 2.7 présente les séries temporelles en entrée du modèle. Le Tableau-A II-5 présente les résultats d'ET simulée pour chaque option.

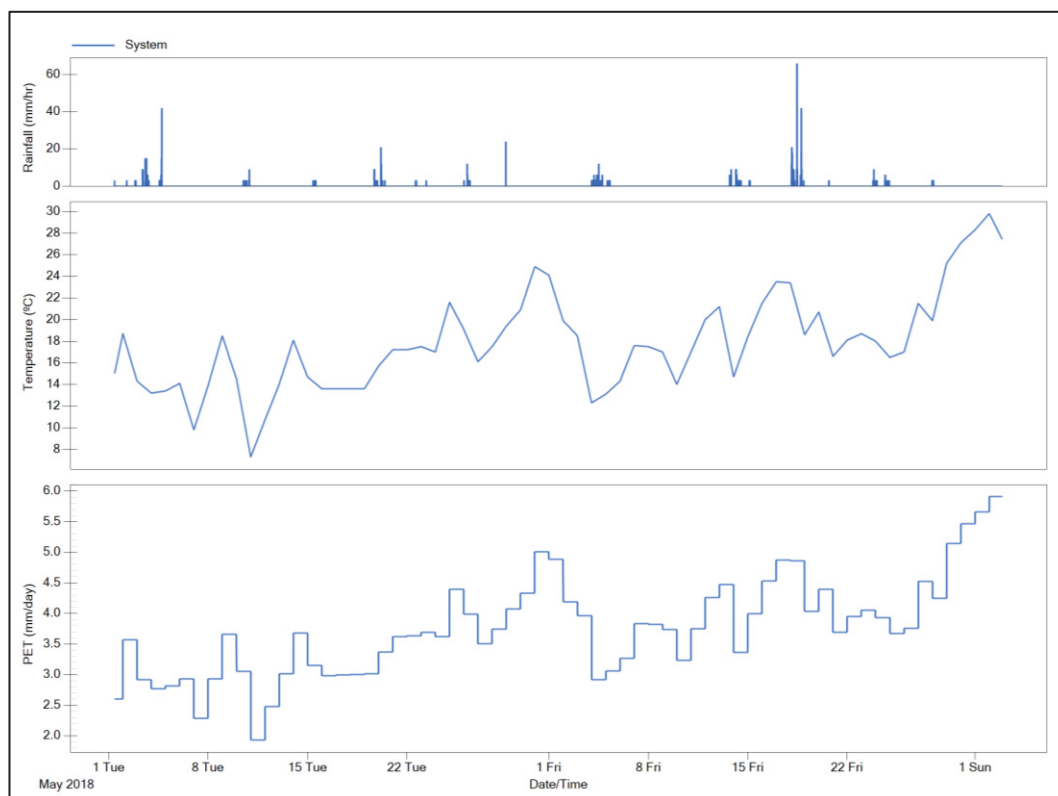


Figure 2.7 Séries temporelles de pluie, température de l'air et de l'évapotranspiration potentielle (ETP) du 1^{er} mai au 1^{er} juillet 2018 (durée simulation : 1500 h) à la station météorologique de l'Aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau

E5 : Biodiversité

Compte tenu du cadre dans lequel s'inscrit ce projet, ainsi que du manque de données biologiques locales, une évaluation qualitative structurée a été retenue pour l'évaluation du critère environnemental E5. Elle permet de comparer les options selon trois dimensions essentielles issues de la littérature, tel que présenté au tableau 2.6. Les résultats sur ce critère sont présentés au Tableau-A I-3.

Tableau 2.6 Grille qualitative pour l'évaluation du critère E5

Sous-critère évalué	Barème	Justification scientifique
Création d'habitats	0-3	Capacité de l'infrastructure à offrir des habitats pérennes et diversifiés (flore, micro-habitats, refuge, nidification), conformément aux recommandations de Biella <i>et al.</i> (2025).
Ressources écologiques	0-2	Présence d'eau, nectar, matière organique ou substrats favorisant la faune urbaine (pollinisateurs, oiseaux, faune).
Connectivité écologique	0-2	Potentiel de connexion physique ou fonctionnelle avec les espaces verts existants, réduisant la fragmentation du réseau écologique (Beaumont et Duursma, 2012).

Critère financier

Le critère financier vise à évaluer les implications économiques associées à l'exploitation des différentes stratégies d'adaptation, en tenant compte des engagements budgétaires récurrents pour la ville. Dans le cadre de cette étude, les coûts d'investissement initiaux n'ont pas été intégrés à l'analyse financière, puisque l'ensemble des options a été comparé sous un scénario d'investissement équivalent de 1 M \$.

F1 : Coût d'opération et maintenance

Le critère financier F1 vise à comparer les coûts d'exploitation et de maintenance associés aux différentes options d'infrastructures. Une approche de coûts actualisés a été retenue afin de représenter les coûts d'opération et de maintenance que la Ville devra assumer sur un horizon de 25 ans.

Pour la majorité des infrastructures évaluées dans le cadre de ce projet, les coûts proviennent des courbes de coûts d'exploitation du *Sustainable Technologies Evaluation Program* (2019). Ces courbes, développées à partir de données RSMMeans et de consultations avec des professionnels du secteur, permettent d'estimer les coûts d'entretien en fonction de l'unité fonctionnelle de l'ouvrage, incluant les opérations récurrentes telles que le contrôle végétal, le nettoyage de drains et le remplacement de couches de substrats (médias filtrants).

Dans le cas des conduites surdimensionnées, les coûts de nettoyage des conduites et regards ont été évalués à partir de barèmes actualisés du ministère des Transports (2025), en tenant compte de la sensibilité des coûts au diamètre des conduites. Pour les toits bleus, les coûts ont été estimés selon les pratiques courantes d'entretien des toitures commerciales (inspections semestrielles, nettoyage des drains et réparations mineures), avec des données provenant d'entrepreneurs en toiture (Summum Toitures, 2025; STEP, 2019a). L'actualisation de ces coûts a été réalisée au moyen d'une formule d'annuité, telle que celle préparée par le STEP, avec un taux d'escompte de 5 % et un taux d'inflation de 3 %, conformément aux pratiques municipales de gestion d'actifs. Les résultats sur ce critère sont présentés au Tableau-A II-7.

Critères sociaux

Les critères sociaux visent à évaluer les retombées des différentes stratégies d'adaptation sur les usagers et le milieu de vie urbain, en considérant à la fois la sécurité, la qualité du cadre bâti et les bénéfices collectifs générés par les aménagements.

S1 : Sécurité routière

Le critère social S1 (sécurité routière) vise à évaluer la capacité des interventions à améliorer la sécurité des usagers, particulièrement des piétons et cyclistes. Dans cette étude, une évaluation qualitative a été retenue pour comparer les options selon leur contribution à la sécurité (Tableau 2.7 et Tableau-A I-4).

Tableau 2.7 Grille qualitative pour l'évaluation de la performance sur le critère S1

Sous-critère évalué	Barème	Justification
Reconfiguration de la chaussée/réduction des vitesses	0-3	Rétrécissement de la voie, ajouts de bordures ou de plantations qui réduisent la vitesse des véhicules et améliorent la sécurité des piétons/cyclistes.
Création de barrières physiques avec la circulation	0-2	Séparation végétale ou structurelle protégeant les usagers vulnérables des mouvements de véhicules.

S2 : Esthétique

Le critère social S2 (esthétique) vise à évaluer la capacité des aménagements à améliorer la qualité du paysage et offrir un cadre de vie plus agréable au public. Dans cette étude, une évaluation qualitative a été retenue pour comparer les options selon leur contribution à l'amélioration esthétique du milieu urbain (Tableau 2.8 et Tableau-A I-5).

Tableau 2.8 Grille qualitative pour l'évaluation du critère S2

Sous-critère évalué	Barème	Justification
Apport végétal et qualité de l'aménagement	0-3	Capacité à améliorer le paysage urbain, ajouter de la végétation et une diversité visuelle agréable.
Intégration visuelle dans l'environnement urbain	0-2	Cohérence avec le cadre bâti, amélioration de la perception des usagers, valorisation des espaces publics.

S3 : Bénéfices communautaires

Le critère social S3 vise à évaluer dans quelle mesure chaque infrastructure contribue au bien-être collectif, à l'usage public et au renforcement du lien entre les citoyens et leur environnement.

Dans un contexte urbain, certaines IV, permettent de créer des espaces accessibles, d’offrir des opportunités récréatives ou éducatives ou d’améliorer le cadre de vie (US EPA, 2014b). Une évaluation qualitative a ainsi été élaborée afin de comparer les options selon le potentiel à générer de tels bénéfices pour la communauté (Tableau 2.9 et Tableau-A I-6).

Tableau 2.9 Grille qualitative pour l’évaluation du critère S3

Sous-critère évalué	Barème	Justification
Accès public ou usage récréatif	0-2	Capacité à offrir un espace utilisable par les citoyens ou un espace multifonctionnel améliorant la qualité de vie.
Valeur éducative et sensibilisation	0-2	Potentiel d’intégration de panneaux d’interprétation, programmes éducatifs ou initiatives de sensibilisation.
Apport social ou de bien-être collectif	0-2	Contribution à la présence de nature ou à la création de points de rencontre favorisant les interactions sociales.

S4 : Durée de construction

Le critère social S4 considère l’ampleur des perturbations associées à la mise en œuvre des différentes options en se basant sur leur durée de construction. Les durées estimées proviennent des productivités journalières issues de la base de données RSMMeans (Gordian, 2025). Ces productivités tiennent compte des contraintes techniques et de la séquence logique des activités de chantier (excavation, installation des matériaux, remblaiement, végétalisation, etc.). Les quantités nécessaires au calcul proviennent des mêmes hypothèses d’unités fonctionnelles présentées au Tableau 2.2 et les résultats de ce critère sont présentés au Tableau-A II-8.

2.3.3 AMCD Étape 2. Construction des échelles de préférence

Une fonction de préférence $P(a, b)$ est attribuée à chaque critère afin de convertir l’écart de performance d entre les deux options en un score variant de 0 (aucune préférence) à 1 (préférence forte). Le choix du type de fonction dépend de sa nature (qualitative ou quantitative). Deux formes ont été utilisées dans le cadre de cette étude.

La fonction de type I (usuel) a été utilisée pour les données qualitatives et la fonction de type V (linéaire) a été utilisée pour les données quantitatives, comme présenté à la figure 2.8.

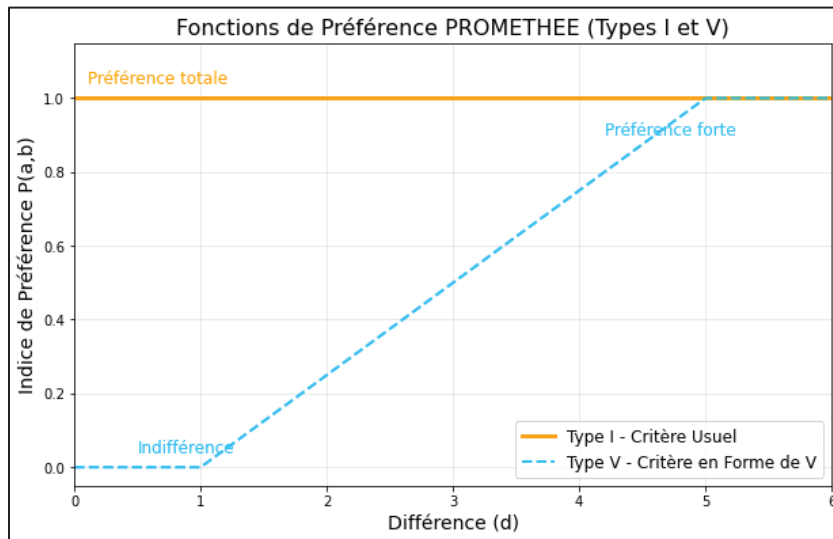


Figure 2.8 Fonctions de préférence I (usuel) et V (linéaire)

Par exemple, pour les critères qualitatifs comme les bénéfices pour la communauté (S3), n'importe quelle différence entre deux options se traduit par une préférence stricte (type I). À l'inverse, pour les critères quantitatifs comme le volume d'inondation (T1), une faible différence (sous le seuil d'indifférence) n'entraîne aucune préférence, une grande différence (au-dessus du seuil de préférence) entraîne une préférence stricte et une progression linéaire du score est définie entre le seuil d'indifférence q et le seuil de préférence p (type V). Tel que présenté à la figure 2.9, pour le critère T1, le seuil d'indifférence est fixé à $q = 100 \text{ m}^3$ et le seuil de préférence sont fixés à $p = 430 \text{ m}^3$. Ces valeurs proviennent d'une mesure de variabilité (basées sur un pourcentage de l'écart-type) observée dans les volumes de débordements simulés, de sorte que les écarts inférieurs à 100 m^3 sont non significatifs sur le plan décisionnel ($P=0$). Si la différence dépasse $q = 100 \text{ m}^3$, mais reste inférieure à $p = 430 \text{ m}^3$, la préférence augmente progressivement ($0 < P < 1$), puis si la différence dépasse le seuil de préférence, la préférence est stricte ($P=1$).

Ainsi, l'application des fonctions de préférence permet de traduire de manière cohérente la perception décisionnelle des différences de performance, tout en évitant de surestimer les écarts négligeables ou, au contraire, de sous-estimer les différences significatives.

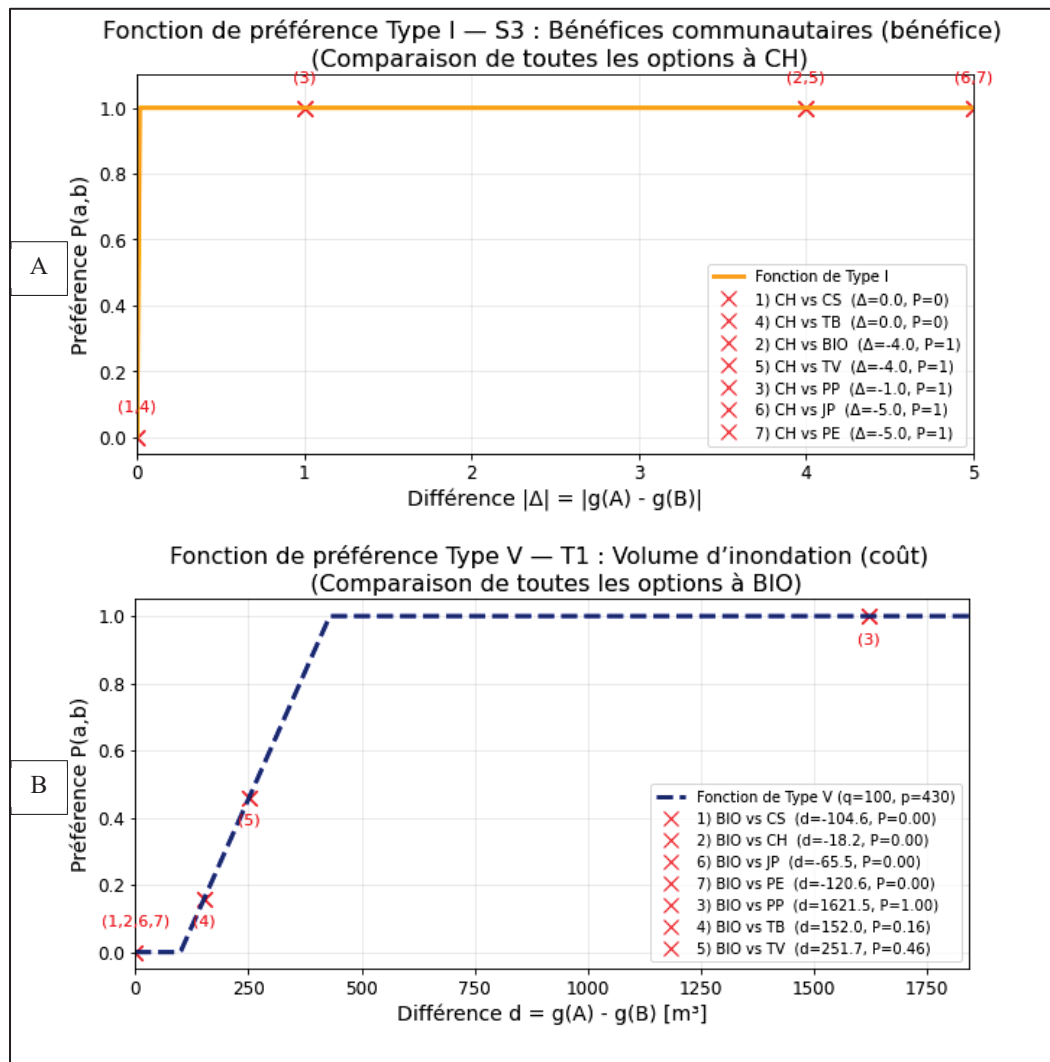


Figure 2.9 Exemples d'application des fonctions de préférence de types I pour bénéfices communautaires (A) et V pour volume d'inondation (B).

2.3.4 AMCD Étape 3. Attribution des poids aux critères

L'attribution des poids est une étape déterminante de l'AMCD, car elle reflète l'importance relative accordée à chaque critère dans le processus décisionnel. Dans un contexte municipal, certains critères peuvent être jugés plus prioritaires que d'autres, ce qui doit être traduit dans l'AMCD. Afin d'obtenir des poids représentatifs, la méthode de Simos révisée a été utilisée (Figueira et Roy, 2002). Cette approche repose sur un exercice participatif basé sur des cartes représentant les critères, tel que présenté à la figure 2.10.

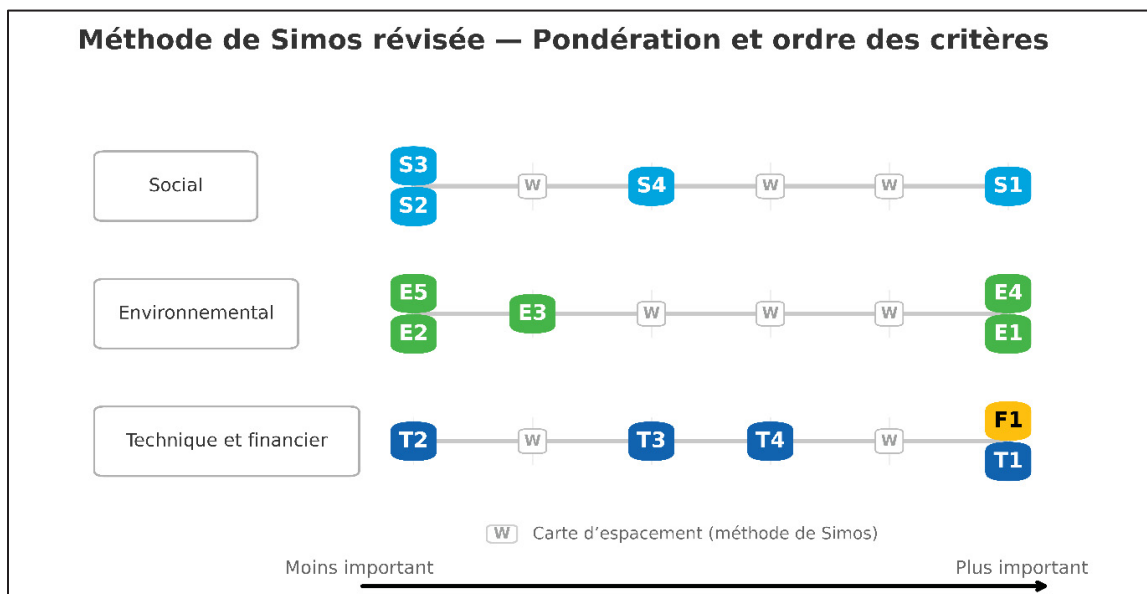


Figure 2.10 Méthode de Simos révisée pour l'attribution des poids

Concrètement, les participants sont invités à (1) classer les cartes de critères du moins au plus important, ensuite (2) insérer des cartes d'espacement (« w ») afin d'indiquer l'intensité des écarts d'importance entre les critères et (3) définir un ratio d'importance maximal (z) entre le critère le plus prioritaire et le moins prioritaire. Ce paramètre permet de contrôler l'ampleur des différences de poids entre les critères, en traduisant de manière globale la perception des experts quant au niveau de hiérarchisation souhaité. Les poids résultants sont normalisés pour que la somme soit égale à 1.

Dans le présent projet, l'exercice de pondération a été réalisé avec des experts académiques spécialisés en gestion des eaux et en AMCD, tout en s'appuyant sur les priorités des services municipaux. Ainsi, même si les décideurs municipaux n'ont pas participé à un atelier de pondération, leur perspective a été considérée en amont afin d'assurer la pertinence des poids attribués concernant les réalités de planification des infrastructures.

Enfin, il est important de mentionner que lors de la structuration des groupes de critères pour l'étape de pondération, une attention particulière a été portée à la symétrie hiérarchique. Comme soulignent Marttunen, Lienert et Belton (2017), le nombre de critères liés à un même objectif peut introduire un biais de hiérarchie dans les approches de pondération, en conférant artificiellement plus d'importance à un critère simplement parce qu'il se trouve seul dans une dimension. Pour éviter cet effet, les critères techniques et financiers ont été combinés au sein d'une même dimension décisionnelle, puisque les coûts d'entretien sont directement liés à la durabilité de l'infrastructure à long terme.

2.3.5 AMCD Étapes 4 et 5. Calcul des flux positifs, négatifs et nets

Une fois les préférences calculées et pondérées (Simos), PROMETHEE évalue la performance de chaque option au regard des autres à l'aide du flux positif, négatif et le flux net. Le flux positif (équation 2.2) représente la capacité d'une option à surclasser les autres options sur l'ensemble des critères. Le flux négatif (équation 2.3) exprime dans quelle mesure une option est surclassée par les autres. PROMETHEE II combine ces deux dernières composantes pour obtenir un seul indicateur de performance global (équation 2.4) (Brans et Mareschal, 2005).

$$\varphi^+(a) = \frac{1}{n-1} \sum P(a, x) \quad (2.2)$$

$$\varphi^-(a) = \frac{1}{n-1} \sum P(x, a) \quad (2.3)$$

$$\varphi(a) = \varphi^+(a) - \varphi^-(a) \quad (2.4)$$

Il existe donc une distinction entre PROMETHEE I et II. En effet, PROMETHEE I est le classement partiel (flux positifs et négatifs), permettant d'identifier les supériorités, mais peut laisser des options incomparables. Entre autres, une option a est préférée à b si $\phi^+(a) > \phi^+(b)$ et $\phi^-(a) < \phi^-(b)$. Si une seule de ces deux conditions est vraie, il existe une incomparabilité, qui est un cas fréquent lorsque différentes options performant mieux sur des critères différents. Au contraire, PROMETHEE II permet un classement complet, car le flux net est utilisé pour ordonner les options.

2.4 Étape 6. Analyse de sensibilité

Dans le cadre de cette étude, deux limites importantes justifient la réalisation d'analyses de sensibilité, afin d'évaluer la robustesse du classement PROMETHEE II en évaluant (1) l'effet d'une variation du coût d'investissement initial et (2) l'effet d'une modification de l'importance relative (poids) accordée aux dimensions et aux critères.

L'analyse de sensibilité à la pondération est relativement simple. Il s'agit de modifier les pondérations issues de la méthode Simos révisée, de générer de nouveaux vecteurs de poids et d'appliquer directement ces vecteurs dans le modèle PROMETHEE, sans recalculer les performances sur les critères.

À l'inverse, l'analyse de sensibilité au budget initial est plus exhaustive, puisqu'une modification du niveau d'investissement entraîne une modification des surfaces et volumes construits et donc des valeurs de plusieurs critères quantitatifs. Dans ce cas, il a été nécessaire d'ajuster les modélisations dans PCSWMM, d'abord en augmentant le nombre de sites (unités fonctionnelles) jusqu'à atteindre un coût de $1 \$ M + 30 \%$ et ensuite en réduisant le nombre de sites jusqu'à $1 \$ M - 30 \%$. Ensuite, basé sur ces simulations et ce nouveau nombre de sites, il fut nécessaire de recalculer la performance sur les critères T1, T2, E1, E2, E4, et F1.

2.5 Reproductibilité de la méthodologie et article

La méthodologie développée dans les sections précédentes présente un intérêt direct pour les municipalités et les firmes de génie-conseil, puisqu'elle propose un cadre structuré permettant de prioriser des ouvrages de gestion des eaux pluviales dans un contexte de budget d'investissement défini. En normalisant l'analyse autour d'un scénario financier équivalent et en intégrant simultanément des dimensions techniques, environnementales, économiques et sociales, l'approche permet d'éclairer les décisions d'allocation de capital de manière transparente et systématique.

La structuration rigoureuse du problème décisionnel, la définition explicite des critères d'évaluation, la formalisation des fonctions de préférence ainsi que l'analyse de sensibilité assurent la cohérence interne du cadre et sa reproductibilité dans d'autres bassins versants ou contextes municipaux. En combinant modélisation hydrologique, analyse des coûts de cycle de vie et méthode PROMETHEE II, la démarche développée dépasse l'application ponctuelle au cas d'étude présenté et constitue une contribution méthodologique transférable.

La portée scientifique et opérationnelle de ce cadre justifie sa diffusion sous forme d'article scientifique. Le chapitre suivant présente ainsi l'article soumis à la revue *Blue-Green Systems*.

CHAPITRE 3

A MULTICRITERIA FRAMEWORK FOR PRIORITIZING URBAN FLOOD ADAPTATION STRATEGIES: AN INTEGRATED PCSWMM PROMETHEE II APPROACH

Melanie McGrory ^a, Francis Marleau-Donais ^a, Jean-Luc Martel ^a

^a Département de génie de la construction, École de technologie supérieure,
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C1K3

Article soumis pour publication, janvier 2026

A multicriteria framework for prioritizing urban flood adaptation strategies: an integrated PCSWMM-PROMETHEE II approach

M. McGrory^{a*}, F. Marleau Donais^a and J-L. Martel^a

^a École de technologie supérieure (ÉTS), 1100 Notre-Dame Ouest, Montréal (Qc)
H3C 1K3

*Corresponding author. E-mail: melanie.mcgrory.1@ens.etsmtl.ca

ABSTRACT

Traditional drainage infrastructures were not designed to manage the increasing intensity and frequency of rainfall events caused by climate change, prompting municipalities to seek investment strategies that deliver the best value at the watershed scale. The objective of this study is to evaluate and rank eight stormwater adaptation strategies under an equivalent 1M CAD\$ investment scenario, identifying which options offer the most effective performance for municipal decision-makers.

To achieve this, this study develops a multicriteria decision-making framework to compare grey and blue-green stormwater strategies across technical, environmental, financial and social dimensions, considering 14 criteria. The eight evaluated options are oversized pipes, underground chambers, permeable pavers, blue roofs, green roofs, rain gardens, bioretention systems and sponge parks. Hydraulic performance for each option was simulated using a calibrated PCSWMM model of a 5.35 km² urban watershed in Montreal, Canada. The PROMETHEE II multicriteria approach was used to determine the overall value of each strategy. Results show that bioretention, sponge parks and rain gardens achieve the highest rankings, all dimensions considered, while oversized pipes rank lowest. These findings demonstrate that blue-green strategies provide greater integrated value than grey systems. The proposed framework offers an adaptable tool to support municipal planning and investment decisions.

Keywords: Blue-green infrastructure, Climate change adaptation, Multicriteria decision analysis, PROMETHEE II, Stormwater management, Urban flooding

HIGHLIGHTS

- A multicriteria framework is developed to compare stormwater strategies under equal investment
- Bioretention, sponge parks and rain gardens show the highest integrated performance, while grey infrastructure ranks lowest
- PROMETHEE II supports transparent prioritization across four performance dimensions
- The framework is transferable to other watersheds and municipal budget contexts

INTRODUCTION

The increase in intensity and frequency of rainfall events due to climate change pose significant challenges to urban areas, especially in terms of managing stormwater and preventing flooding (Chen *et al.*, 2021 ; Denjean *et al.*, 2017). This intensification is partly explained by the Clausius-Clapeyron relationship, which indicates that the atmosphere can hold about 7% more water vapour for every 1 °C of warming thereby increasing the potential for heavier rainfalls (Westra *et al.*, 2014). Recent studies have also highlighted how these changes are reflected in the evolution of rainfall Intensity-Duration-Frequency (IDF) curves, with projected increases for all extremes, especially shorter and rarer events (Martel *et al.*, 2021 ; Martel, Mailhot et Brissette, 2020). Traditional urban drainage systems, often referred to as grey infrastructure, were constructed under assumptions of climatic stationarity (Chen *et al.*, 2021). With a changing climate, these assumptions no longer hold true and many existing systems are unable to manage the larger peak flows and volumes generated by more intense storms (Milly *et al.*, 2008). This mismatch between infrastructure capacity and climate realities is leading to increased flood risks, damaging properties, infrastructure and ecosystems. Reflecting this urgency, numerous publications, including new Canadian drainage standards (e.g., CSA W210:21 and CSA W204:19) (CSA, 2024 ; CSA, 2021), address the importance of making communities resilient to flooding, in the context of climate change.

Urban drainage systems

To address these issues, drainage systems should be designed using a dual drainage approach that accounts for both minor and major drainage components (Osseyrane et Rivard, 2011). This approach emerged as a response to the limitations of designing the sewers system for a recurrence (i.e., 5- or 10-year event) while neglecting surface conveyance for more extreme flows (i.e., 100-year event). Originally formulated by Paul Wisner in the early 1970s, this concept distinguishes the underground storm sewer system (minor system) from the surface flow network (major system).

The minor drainage system, composed mostly of grey infrastructure, is designed to manage rainfall events with return periods generally between 2 and 10 years, while the major system conveys excess runoff on the surface through streets or ditches towards retention or detention systems (BNQ, 2025 ; City of Calgary, 2011). Catch basins act as the interface between both systems, transferring water from the surface to the underground network when capacity allows. When rainfall exceeds the capacity of the minor system, the surplus naturally follows topographic depressions, whether a major system was formally planned or not.

Although now recognized as an essential design principle, the dual drainage concept remained relatively underutilized until the early 2000s in many Canadian cities. Today, the dual drainage approach has become a standard element of modern stormwater design, consistent with best practices across Canada (e.g. BNQ, 2025; City of Calgary, 2011; Ontario, 2017) and internationally (CIRIA, 2015 ; EPA, 2022 ; Water New Zealand, 2017), as it enhances flood resilience and improves infrastructure performance under extreme rainfall conditions.

Blue-green infrastructure

In this context, blue-green infrastructure (BGI) elements form an integral part of the major drainage system, which manages surface runoff for frequent events, but also for more extreme events that exceed the capacity of the minor system.

BGI serve as an effective complement to traditional systems by reproducing natural hydrological processes such as infiltration, evapotranspiration, to reduce surface runoff towards the sewer network (Amin, Sujono et Triatmadja, 2024 ; Liu *et al.*, 2021).

These measures include blue infrastructure (BI) strategies, such as controlled-drain blue roofs, permeable pavers and underground chambers with exfiltration, as well as green infrastructure (GI) strategies, such as bioretention cells, rain gardens, sponge parks and green roofs. More than fifty studies have demonstrated the potential of BGI as a substitute for traditional grey infrastructure and their adaptability to climate change on a local scale (Almaaitah *et al.*, 2021b ; Eckart, McPhee et Bolisetti, 2018), while their large-scale performance and integration have been evaluated in fewer studies (Benoit *et al.*, 2025).

BGI have emerged as a prominent strategy in mitigating the impacts of climate change, but there are also many other co-benefits and compromises to consider that are widely cited in literature (Aghaloo *et al.*, 2024 ; Alves *et al.*, 2018 ; Onuma et Tsuge, 2018). They contribute to reducing runoff volumes, delaying peak flows (Benoit *et al.*, 2025), mitigating combined sewer overflows (Solarte *et al.*, 2025) and in many cases, improving water quality (Abduljaleel *et al.*, 2023; García-Haba *et al.*, 2023; Gavrić *et al.*, 2019; Pitt *et al.*, 2021 ; Razzaghmanesh and Borst, 2019; Tiveron *et al.*, 2018).

They also provide a range of co-benefits (Aghaloo *et al.*, 2024), including urban heat island effect reduction (Herath, Halwatura et Jayasinghe, 2018 ; Manickathan *et al.*, 2018 ; Marando *et al.*, 2022 ; US EPA, 2014a), enhanced biodiversity (Barrico *et al.*, 2018; Biella *et al.*, 2025 ; Oudin *et al.*, 2005) and the creation of recreational and aesthetic spaces (Backhaus et Fryd, 2013 ; US EPA, 2014b).

Multicriteria analysis in stormwater and infrastructure planning

Assessing such a wide variety of benefits requires a structured approach that can integrate both technical and non-technical dimensions; multi-criteria decision analysis (MCDA) provides such a framework. MCDA serves as a process that enhances stakeholders' understanding of the problem context, clarifies the objectives of all parties involved, while supporting and informing the decision-making process rather than to prescribe a specific solution (Belton and Stewart, 2002). MCDA is particularly relevant in fields such as water and environmental management, where multiple and often conflicting criteria must be balanced, while also involving stakeholder preferences (Demesouka, Vavatsikos et Anagnostopoulos, 2016 ; Ebrahimian et Wadzuk, 2022 ; Kiker *et al.*, 2005 ; Lavoie, Deslandes et Proulx, 2016).

Classically, three types of MCDA models are distinguished in the literature (Belton et Stewart, 2002a): (I) value measurement models (II) goal and reference models and (III) outranking models. (I) Value measurement models assign numerical scores to each option, combining them into an overall measure of value.

Examples include MAVT (Multi-Attribute Value Theory), MAUT (Multi-Attribute Utility Theory) (Dyer, 2016), simplified weighting approaches such as SMART (Simple Multi-Attribute Rating Technique), and AHP (Analytic Hierarchy Process). (II) Goal and reference point models assess options relative to goals or aspiration levels. Examples include AIM (Aspiration-level Interactive Model) (Olson, 1996), IMG (Interactive Multiple Goal Programming) (Spronk, 1981) and TOPSIS (Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution) (Madanchian et Taherdoost, 2023). These models evaluate alternatives based on their relative proximity to predefined targets or ideal solutions rather than on absolute value. (III) Outranking models, in contrast, compare options pairwise to establish whether one can outrank another, considering both strengths and weaknesses.

The method families ELECTRE (Élimination Et Choix Traduisant la REalité) (Figueira, Mousseau et Roy, 2016) and PROMETHEE (Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations; Brans and De Smet, 2016) are the most common examples of this type of approach.

In recent years, MCDA has been increasingly used to support stormwater and BGI decision-making, mainly through GIS (geographic information system)-based approaches and AHP or direct ranking techniques (Bousquet *et al.*, 2023). In the following text, references to types (I) (II) or (III) correspond to this classical typology as presented by Belton and Stewart (2002).

Kuller et al. (2017) reviewed planning-support tools for stormwater management and emphasized that infrastructure should be evaluated not only on technical feasibility, but also on broader urban planning and governance needs. Building on this Kuller et al. (2019) then developed a GIS-based multi-criteria tool using a value measurement model (I) to identify suitable locations for GI by integrating technical, spatial and policy criteria. Similarly, Gutierrez Caloir et al. (2023) advanced GIS-based approaches by using AHP (I) to guide large-scale BGI implementation. In the context of urban risk management, Alves et al. (2018) applied the value measurement approach (I) using a weighted summation method to rank grey and GI options. Their framework accounted for a wide range of GI co-benefits, including environmental, social and economic considerations.

Relatively few studies have combined such frameworks with detailed hydraulic modelling. Such integration was achieved in the study conducted by Coulombe et al. (2022) which was carried out at the scale of a specific urban project within a small watershed. This approach integrated site-specific hydraulic modelling using PCSWMM (Personal Computer Stormwater Management Model), allowing for precise simulation of flood dynamics. This modelling formed the basis for a multi-criteria analysis using the PROMETHEE outranking method (III). Other studies have also applied goal and reference point models (II) to evaluate BGI performance. For example, Zeng et al. (2021) applied TOPSIS to evaluate the cost effectiveness of green roofs, permeable pavement, bioretention and vegetated swales under different climate scenarios.

Positioning of the study within the literature and municipal context

Despite these advances, municipalities still face substantial challenges when making decisions with respect to the improvement of the urban drainage system. They must operate under constrained budgets, aging infrastructure, climate change, and regulatory requirements, while ideally delivering environmental and social co-benefits to their communities. The diversity of available adaptation measures, coupled with the need to allocate resources across an entire urban area, makes it difficult to determine which strategies provide greatest overall value.

This study applies an outranking method (PROMETHEE II) to a 5.35 km² urban watershed in Montreal, Quebec, Canada. The framework used will constitute the first application of PROMETHEE II within a standardized investment to guide the selection of stormwater management adaptation measures, where all options are evaluated under an identical budget of 1M CAD\$, reflecting how municipalities allocate their resources. Eight frequently implemented stormwater infrastructure measures were selected: (1) oversized pipes, (2) underground chambers, (3) permeable pavers, (4) blue roofs also referred to as controlled-flow roof drain systems, (5) green roofs, (6) rain gardens, (7) bioretention systems and (8) sponge parks (Sustainable Technologies Evaluation Program, 2019 ; Zoghi *et al.*, 2025).

To summarize, the primary goal for this paper is to identify which stormwater infrastructure measure constitutes the most suitable investment option for an urban watershed under a limited budget, considering technical, environmental, financial and social dimensions. To support this objective, the study also develops an MCDA framework adapted to municipal realities.

METHODS

Study site and watershed characteristics

A 5.35 km² urban watershed located in Montreal, Quebec, Canada, was selected as the study site for this research. The watershed is urbanized and representative of Montreal's low- to medium-density peripheral boroughs, with a population density of approximately 2500 residents/km² (Ville de Montréal, 2016). Land use within the watershed is divided into approximately 32% residential, 24% public spaces (roads and civic facilities), 34% green spaces including numerous parks and 10% industrial, commercial and institutional areas. The stormwater system is primarily composed of traditional gray infrastructure. Impervious cover is of approximately 35%, when excluding large green areas, reflecting the build nature of the watershed while pervious areas are mainly concentrated in parks and public green spaces, as presented in figure 3.1.

This sector presents high vulnerability to rainfall-related impacts, as indicated by the city's map identifying areas most at risk of surface flooding during intense rainfall events (Ville de Montréal, 2023a). A large portion of the study watershed falls within level 5 zones (scale of 1 to 5 where 5 is the largest value), meaning that the area is highly prone to recurrent surface flooding and already experiences drainage capacity issues during heavy rainfall events.

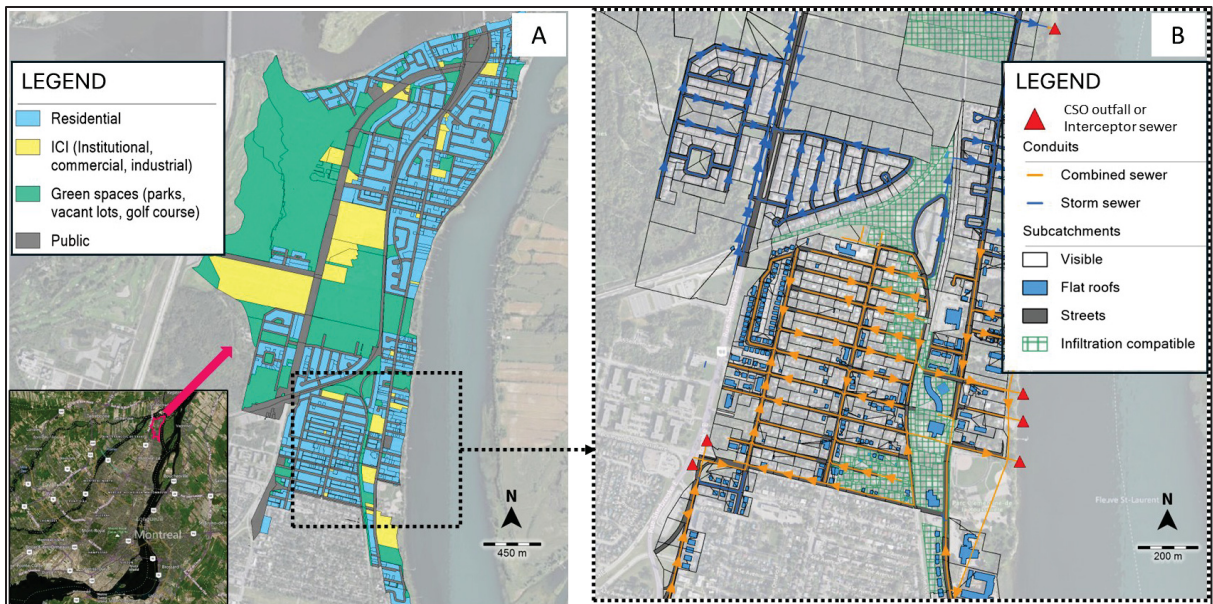


Figure 3.1 PCSWMM model of the case study. The map includes land-use distribution (A) and the storm sewer network (B).

Drainage system and existing PCSWMM model

To address the flooding issues in the area, a calibrated hydrologic and hydraulic PCSWMM model was developed by an engineering consulting firm as part of the City of Montreal Water Service’s long-term wastewater and drainage master plan, which outlines 30-year strategies for infrastructure upgrades across the urban territory. The model was calibrated using 2013-2017 combined sewer overflow (CSO) data, combined with flow measurements and rainfall data from 2016 and 2017. Despite some limitations in the source data, the model successfully replicated approximately 80% of recorded CSO events, demonstrating its reliability in research applications. The existing combined sewer network was originally constructed without consideration of a major system, meaning that the dual-drainage principle was not integrated into its design.

As a result, rainfall exceeding the design capacity, which provides a 10-year level of service, causes sewer surcharge, which may lead to basement backups in properties lacking functional check valves as well as local surface flooding, particularly near reverse-slope driveways and areas within topographic depressions. The areas experiencing surface flooding in the PCSWMM model are consistent with the high-vulnerability zones identified in Montreal's Vulnerability to Heavy Rainfall map (Ville de Montréal, 2023a).

This calibrated PCSWMM model has also been used in a prior research project (Benoit *et al.*, 2025) to evaluate the theoretical maximum potential of BGI implementation for mitigating climate-related increases in runoff and peak flow. Results demonstrated that it was possible to offset projected increases in peak flows and runoff volumes under climate change and, in some cases, even improve performance compared to existing conditions. In the present study, each stormwater infrastructure option was implemented within the same calibrated PCSWMM model to assess hydraulic performance with different rainfall events. From these simulations, key technical performances were extracted to serve as inputs in the MCDA framework.

Standardized investment framework and modelling of options

To make a fair comparison of stormwater adaptation strategies, all options were evaluated under a standardized initial capital investment of 1M CAD\$. This investment level was selected because it reflects a realistic funding scale for stormwater adaptation projects typically undertaken by Quebec municipalities and supported by provincial programs (Gouvernement du Québec, 2022). A consistent investment baseline ensures that differences in ranking performance reflect the effectiveness of each strategy. Moreover, it reflects that municipalities usually have a specific budget for a program and must choose the projects that provide the most services to citizens within the budget.

The capital costs for underground chambers (UC), permeable pavers (PP), green roofs (GR), rain gardens (RG), bioretention (BIO) systems and sponge parks (SP) were estimated using costing curves developed within the Sustainable Technologies Evaluation Program (2019), a Canadian research and innovation initiative led by the Toronto and Region Conservation Authority. STEP provides standardized life-cycle costing tools for low-impact development practices widely used in stormwater management across Canada. To maintain methodological consistency across all options, the costing curves for blue roofs (BR) and oversized conduits (OC) were developed using the same principles as the STEP approach. This involved combining RSMeans unit prices (Gordian, 2025) with contractor overhead, profit and contingency allowances for construction management.

For each option, a functional unit was defined to represent the typical scale of an individual construction site (tableau 3.1). These functional units served multiple purposes: they were used to estimate initial capital costs, to model the interventions (number of units and dimensions) in PCSWMM and to compute construction duration. These outputs correspond to several of the performance criteria used in the MCDA, which are described in the following section. For the comparison under a standardized investment scenario, each functional unit was then replicated until the total cost reached the allocated budget (i.e., $N = 1M \text{ CAD\$}/\text{unit cost}$).

Tableau 3.1 Stormwater management options: functional units and PCSWMM representation

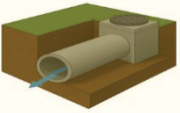
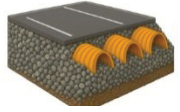
Option	Functional unit	Description	PCSWMM representation
 Oversized pipes	100 m pipe	Represents a deep excavation required to adding a sewer segment with a large-diameter conduit; typical scale for a single construction site.	Circular concrete pipes with increased diameters.
 Underground chambers	215 m ² chamber footprint	Footprint corresponding to a representative modular underground storage installation.	Two custom conduits (chamber and clear stone) reproducing the equivalent storage volume.

Tableau 3.1 Stormwater management options: functional units and PCSWMM representation

Permeable pavers 	800 m ² surface	Surface area for retrofitting a parking lot section with permeable pavers.	Permeable paver LID with underdrain.
Blue roofs 	900 m ² roof (with 4 drains)	Roof area retrofitted with 4 controlled-flow roof drains for temporary storage and delayed release.	Green roof LID* with vegetation and growing medium set to zero, enabling evaporation and simulating surface storage + controlled drain.
Green roofs 	300 m ² (new construction)	Area for green roof installation on a newly constructed building.	Green roof LID.
Rain gardens 	200 m ²	Private-property installation designed to receive runoff from roof downspouts and impervious surfaces.	Rain garden LID.
Bioretention 	150 m ²	Typical scale or bioretention cell located at curb extensions.	Bioretention LID with underdrain.
Sponge parks 	200 m ³ retention + 900 m ² pavement for adjacent roads	Excavation in the sponge park; pavement grading required to direct runoff from adjacent streets towards the park.	Tabular storage unit (height-area curve) with infiltration and controlled drain.
*For most PCSWMM simulations, BR were modelled as rain barrels (LID), except during long-term (two month long) simulations, where they were modelled with a GR LID to extract evaporation data.			

In this study, the placement of BGI options was not determined through a spatial optimization process. Instead, locations were assigned based on practical and physical constraints, including hydrogeological conditions, soil type and bedrock depth. Also, certain measures were implemented within the public right-of-way (e.g, bioretention cells), on public property (e.g, sponge parks), and others on private property (e.g., rain gardens), reflecting typical implementation in urban areas. The implementation of BGI options on private property would be enabled through financial incentives or grant programs provided by the municipality to private owners. This assumption reflects similar practices in Canadian cities, where subsidies are used for stormwater control (Ville de Montréal, 2025b).

PROMETHEE II ranking process and calculation of preference functions

In this study, the PROMETHEE approach was used to rank the eight options based on pairwise comparisons across 14 criteria. An outranking approach is well suited to this context because it directly produces a transparent and easily communicable ranking of alternatives, which is particularly valuable in urban infrastructure planning where results must be interpretable by decision-makers rather than analysts. The method is also appropriate given the limited number of options and the objective of obtaining a complete ranking. The proposed framework for this project followed six main steps:

1. Problem structuring and criteria definition: Definition and refinement of 14 criteria through expert consultation and literature review; definition of units, data sources and measurement scales to build the decision matrix (performance table).
2. Building preference scales: Selection of appropriate preference functions (Type I and Type V) based on the qualitative or quantitative nature of each criterion, translating performance differences into preference scores from 0 (no preference) to 1 (strong preference).
3. Assigning criteria weights: Application of the revised Simos procedure (Figueira & Roy, 2002) to structure expert judgment and assign relative weights to the 14 criteria, ensuring consistency with municipal priorities.

4. Computation of outranking flows: Calculation of pairwise preference indices and aggregation across all criteria to obtain positive (φ^+) and negative (φ^-) flows for each option (PROMETHEE I).
5. Net flow analysis: Computation of net flows ($\varphi = \varphi^+ + \varphi^-$) to produce the complete PROMETHEE II ranking of the options.
6. Synthesis of results and sensitivity analysis: Visualization and interpretation of ranked alternatives; sensitivity analysis on criteria weights and on the standardized investment level; discussion of implications for municipal investment decisions.

The process begins with a decision matrix or performance table, which compiles the results for all eight options on 14 criteria (Step 1). Criteria were first defined through an expert-based process informed by literature and municipal practice. The experts consulted included professors specializing in hydraulic modelling, life-cycle assessment and urban infrastructure planning, as well as practitioners from provincial agencies and the private sector, with experience in hydrogeology, LID implementation, stormwater management and environmental assessment. For each criterion, the following elements were specified:

- (i) decision intent (maximize benefit or minimize cost),
- (ii) indicators and measurement units,
- (iii) the data sources, and
- (iv) the measurement scale (continuous, discrete or ordinal).

An initial list of potential criteria was refined through several iterations to ensure adherence to best practice practices (Greco et al., 2025 ; Belton and Stewart, 2002a; Franco and Montibeller, 2011). Criteria were also verified to be:

- complete (covering all relevant performance dimensions),
- operational (measurable and based on reliable data),
- non-redundant (avoiding overlap or double counting), and
- minimal (limiting the number of criteria to those essential for decision relevance).

Multiple data sources were utilized to build this framework, including hydraulic simulations, life-cycle assessment, costing databases and literature-based qualitative assessments (tableau 3.2). The quantitative criteria derived from modelling (T1, T2, E1, E4) were generated using PCSWMM: flood volumes (T1) were simulated under a 100-year design storm; regulatory compliance (T2) was evaluated using the 25 years, 58 mm control event defined by a municipal by-law (Ville de Montréal, 2023b); total suspended solids (TSS) loads (E1) were calculated from a 25 mm water-quality event (Gouvernement du Québec, 2020); heat mitigation (E4) was obtained from a two-month continuous simulation driven by observed rainfall and temperature data. Construction duration (S4) was estimated for each functional unit using RSMMeans productivity values, while operation and maintenance costs (F1) were derived from STEP cost curves.

Carbon-footprint estimates (E2) were produced using OpenLCA 2.5 with ecoinvent datasets (Ecoinvent, 2017 ; GreenDelta, 2006), based on the material quantities associated with the 1M CAD\$ constructible elements for each option. Qualitative criteria (T4, E3, E5, S1, S2, S3) were sourced from the literature and validated through expert judgment. For each qualitative dimension, an evaluation grid was developed to ensure consistent and reproducible scoring. The complete qualitative assessment grids, including scoring scales and justification guidelines, are provided in the supplementary material (Tables S-1 to S-8).

Tableau 3.2 Evaluation criteria (14), criterion type and data sources (T = technical, E = environmental, F = financial, S = social). SM*: Qualitative assessment grids and consulted literature presented in supplementary material

Code	Criterion (measurement)	Type	Data source
T1	Flood volume (m ³)	Quantitative	PCSWMM
T2	Regulatory compliance (ratio)	Quantitative	PCSWMM
T3	Service life (years)	Quantitative	Literature (SM*)
T4	Maintenance complexity	Qualitative	Literature (SM*)
E1	Water quality (TSS load in kg)	Quantitative	PCSWMM
E2	Carbon footprint (t CO ₂ -eq)	Quantitative	OpenLCA 2.5 + ecoinvent datasets
E3	Air quality	Qualitative	Literature (SM*)
E4	Heat island effect (ET; mm)	Quantitative	PCSWMM
E5	Biodiversity	Qualitative	Literature (SM*)
F1	Operation and maintenance (\$)	Quantitative	STEP costing curves
S1	Road safety	Qualitative	Literature (SM*)
S2	Aesthetics	Qualitative	Literature (SM*)
S3	Community benefits	Qualitative	Literature (SM*)
S4	Construction duration	Quantitative	RSMMeans

For each criterion, a preference function $P(x, a)$ is then applied (Step 2) to translate the difference in performance between two options, denoted by d , into a preference score from 0 (no preference) to 1 (strong preference). The function type depends on the decision context and nature of the criteria. In this case, qualitative criteria (e.g., aesthetics, maintenance complexity) were evaluated using the usual function (Type I), as these measures are based on categorical or ordinal assessments that do not require a threshold of indifference or preference. In contrast, quantitative criteria (e.g., flood volume, pollutant load, maintenance cost) were modelled using the V-shape function (Type V), which provides a gradual increase in preference as the difference between options grows.

Figure 3.2 presents two examples: for flood volume (Type V), the preference increases with the performance gap (from $q = 100 \text{ m}^3$) until it reaches full preference ($p = 430 \text{ m}^3$), whereas for community benefits (Type I), any non-zero difference immediately translates into full preference. The preference and indifference thresholds were established based on the dispersion of performance values across the eight options. More specifically, the P thresholds were set to reflect the substantial gaps between the highest and lowest performing options for each quantitative criterion, ensuring that full preference corresponds to a difference that is meaningful for decision-making. The q thresholds were defined as smaller fractions of this dispersion, approximately 20-25% of the observed range, to account for uncertainties associated with hydraulic modelling or cost estimation. This threshold-based formulation avoids treating very small or uncertain performance differences as decision-relevant, which would be assumed under a linear function between minimum and maximum values.

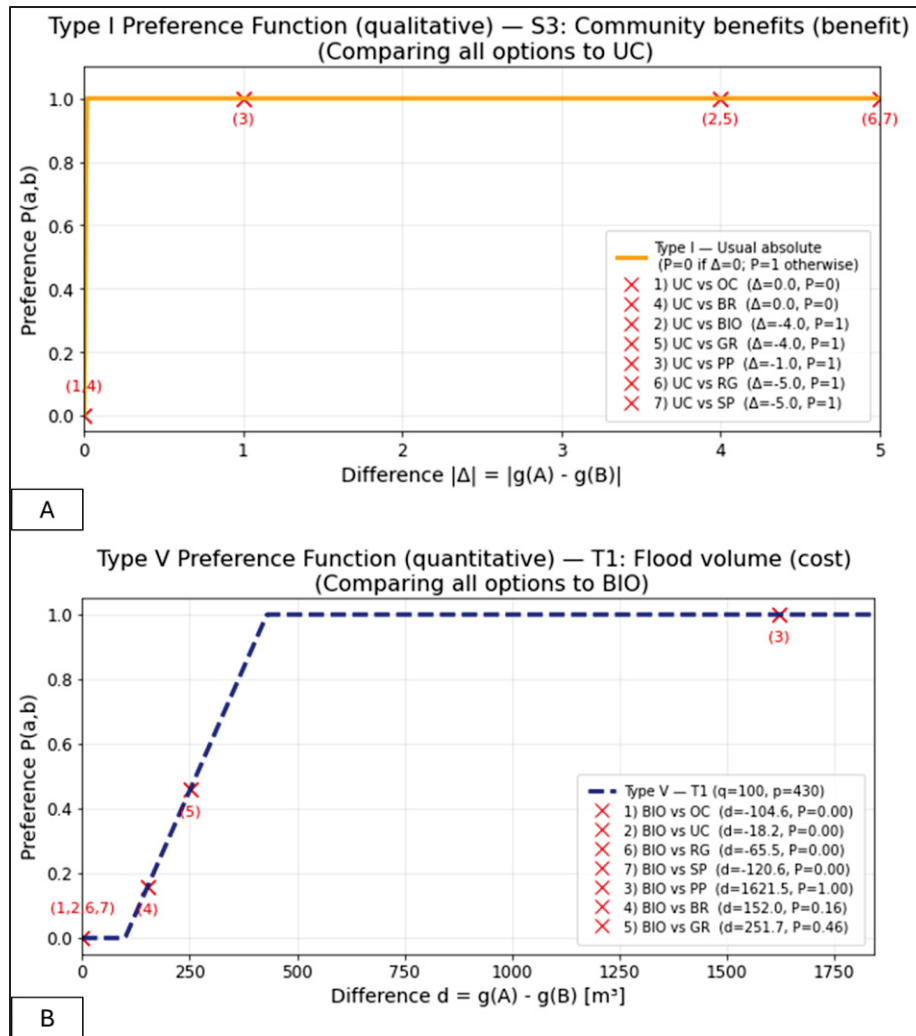


Figure 3.2 Preference functions, A) type I function (qualitative data, example: community benefits) and B) type V function (quantitative data, example: flood volumes)

Once all preference scores were computed for each criterion, weights were assigned to each criterion using the revised Simos method (Step 3) to reflect the relative importance of each criterion in the overall evaluation framework. This is a participative card-based weighting technique that allowed experts to express preferences in an intuitive and structured way (Figueira et Roy, 2002). Each criterion is represented by a card and experts (academics specializing in urban hydraulics and urban infrastructure planning) were asked to rank the cards from least to most important as presented in figure 3.3.

To indicate the magnitude of differences between successive criteria, blank (white) cards were inserted between them. The final weights are then normalized so that their sum equals one, ensuring that all criteria contribute proportionally to the overall evaluation. The procedure was first applied within each criteria dimension and then applied at a higher level to compare the different criteria dimensions themselves.

When structuring the criteria groups for weighting, attention was given to hierarchical symmetry. As noted by Marttunen et al. (2017), the number of criteria assigned to a particular objective, in this case dimensions, can unintentionally bias its importance in hierarchical weighting approaches, simply because more criteria fall under that branch. To prevent this effect, the technical and financial criteria were combined into a single decision dimension, since both relate to feasibility, durability, life-cycle performance and long-term municipal resource commitments.

The number of financial criteria was deliberately limited, as the use of a standardized investment scenario already embeds the economic component directly within the framework rather than treating it as an independent dimension. In contrast, the environmental and social criteria were kept as separate dimensions to highlight the ecological co-benefits and community-level outcomes that are increasingly central to climate adaptation and urban resilience planning.

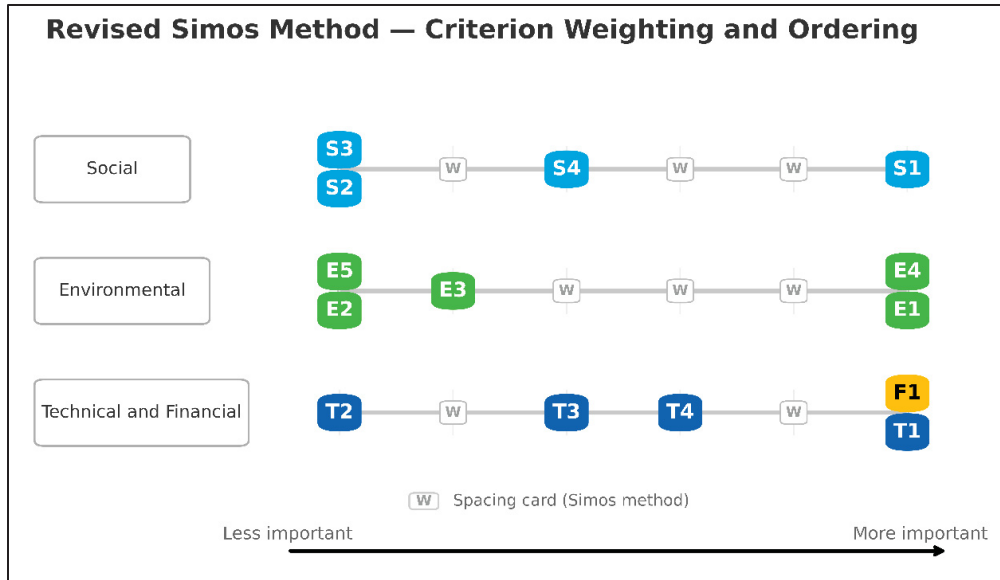


Figure 3.3 Application of revised Simos method to the case study

Once the criteria weights are established, PROMETHEE I computes two preference flows for each option: the positive $\varphi^+(a)$ and negative flow $\varphi^-(a)$ (Step 4). The positive flow quantifies the extent to which an option dominates or outperforms others across the criteria, while the negative flow indicates the extent to which it is dominated by the remaining options. PROMETHEE II then combines these two partial results into a single net flow (Step 5).

The eight infrastructure options are then ranked according to their net flow values (Step 6), with higher positive values indicating more favourable options. Although PROMETHEE II provides a complete ranking of the options, it is recommended to complement this analysis with the additional insight offered by PROMETHEE I (Belton and Stewart, 2002b; Brans et al., 1986 ; Brans and Mareschal, 2005). In other words, it is pertinent to analyze the positive and negative preference flows individually before their aggregation, because they distinguish three types of pairwise relationships: preference, indifference and incomparability. An option a dominates b when it simultaneously achieves a higher positive flow and a lower negative flow. When both flows are equal, the two options are considered indifferent. When only one of these conditions is satisfied, the options are incomparable, indicating that neither clearly outperforms the other across all criteria.

PROMETHEE II aggregates all this information into one net value, making it easier to interpret for decision-makers, but it could also lead to a loss of information (Brans and De Smet, 2016).

Finally, the robustness of the ranking (Step 6) is assessed through sensitivity analyses on both the standardized investment level and criteria weights. To assess the robustness of the MCDA results with respect to budget variations, two additional investment scenarios (-30% and +30% of the baseline 1M CAD\$) were incorporated into the analysis. The 30% interval is consistent with the reference range used by the TRCA (2019) to validate the accuracy of the STEP life-cycle costing tool, on which the costing framework in this study is based.

Following best practices outlined by Belton and Stewart (2002) and given that the majority of MCDA sensitivity analyses in the literature rely on modifying criteria weights (Więckowski et Sałabun, 2023), several weighting scenarios were tested including (1) proportionally modifying the weight of each dimension by $\pm 33\%$ to test the effect of moderate preference shifts, (2) emphasizing a single dimension (e.g., +50% weight on environmental) to reflect strategic or policy-driven priorities and (3) removing the dimensional structure entirely and comparing options directly on individual criteria to examine whether the hierarchy influences the results. It is worth noting that the “no structure” scenario, where the dimensions were removed (social, environmental, technical financial), is conceptually less defensible from a methodological standpoint. MCDA literature strongly emphasizes the importance of maintaining coherent dimensions (Belton et Stewart, 2002a). When all criteria, regardless of their nature, are evaluated on a single level, the analysis risks violating the principle of commensurability (Marttunen, Lienert et Belton, 2017). Mixing indicators of different types (e.g., comparing road safety to regulatory compliance) can distort the representation of preferences (Franco et Montibeller, 2011).

RESULTS AND DISCUSSION

Simulation-based indicators

This section presents the four simulation-based indicators used to evaluate the performance of the eight stormwater adaptation strategies. All four indicators were derived from PCSWMM simulations. While the PCSWMM model cannot be shared due to data confidentiality, all performance indicators extracted from the simulations with the corresponding simulation conditions (e.g., rainfall events and simulation periods), are reported in the supplementary materials (Table S-1). Overall, performance trends emerge across the four indicators, which are flood volume (T1), regulatory compliance (T2), water quality (E1) and heat-island mitigation (E4).

Flood volume (T1) results show that infiltration-based infrastructure provides the greatest reduction in surface flooding by limiting the volume of runoff that reaches the minor system, while traditional grey infrastructure provide limited relief because they tend to delay runoff rather than reduce it.

For regulatory compliance (T2), none of the strategies fully meets the discharge threshold specified in Montreal's stormwater management by-law (Ville de Montréal, 2025c), meaning that the 1M CAD\$ investment scenario cannot reduce peak flows to meet regulatory limits. Nevertheless, all strategies produce reductions in peak flows relative to existing conditions, demonstrating that even a limited investment can meaningfully improve the current situation. The lowest peak flows are obtained by PP and SP, while BIO and RG are intermediate and OC produces among the highest peaks.

Water quality (E1) results indicate that relative differences in total suspended solids (TSS) loads follow a similar pattern to runoff reduction, under the EMC formulation in PCSWMM (Rossman, 2016). The results indicate that PP achieved the lowest TSS load. This strong performance is consistent with previous studies (Abduljaleel, Chikabvumbwa et Haq, 2025 ; Rossi *et al.*, 2005 ; Scholz et Grabowiecki, 2007). Other strategies (UC, BIO, SP, OC, GR, RG and BR) produced higher loads.

Evaporation (E) was selected as the proxy indicator for urban heat island (UHI) effect because it is the dominant mechanism through which BGI reduce urban temperatures (Kubilay, Derome et Carmeliet, 2019 ; Rahmani et Sharifi, 2025 ; Wu *et al.*, 2024). In this study, BR exhibit the highest evaporation, likely related to their large deployable area within the 1M CAD\$ framework providing an extensive surface for heat exchange with the atmosphere. Strategies including vegetation (BIO, RG and GR) also show high E, consistent with the well-established understanding that vegetation enhances heat flux through transpiration (Wu *et al.*, 2024). PP present the lowest E, due to the increase in impervious surfaces and their high infiltration rate, which rapidly reduces water available for evaporation at the surface.

PROMETHEE II outranking results

In PROMETHEE II (figure 3.4), options are ranked according to their net flow, where higher positive values indicate that an option outperforms others more often than it is outperformed, given the selected criteria and their assigned weights (Brans and De Smet, 2016). In contrast, a negative net flow does not imply that an option is intrinsically poor; it instead reflects poorer relative performance to other options within the specific decision context. Since this evaluation is carried out at the watershed scale and integrates cost considerations, some options such as GR, rank lower not due to lack of proven co-benefits (Jin et al., 2018; Langemeyer et al., 2020; Pique et al., 2023; US EPA, 2014), but because their high unit costs and localized impacts translate to limited watershed-scale effectiveness. The PROMETHEE II ranking therefore reflects contextual suitability rather than absolute judgment on the value of each stormwater management strategy.

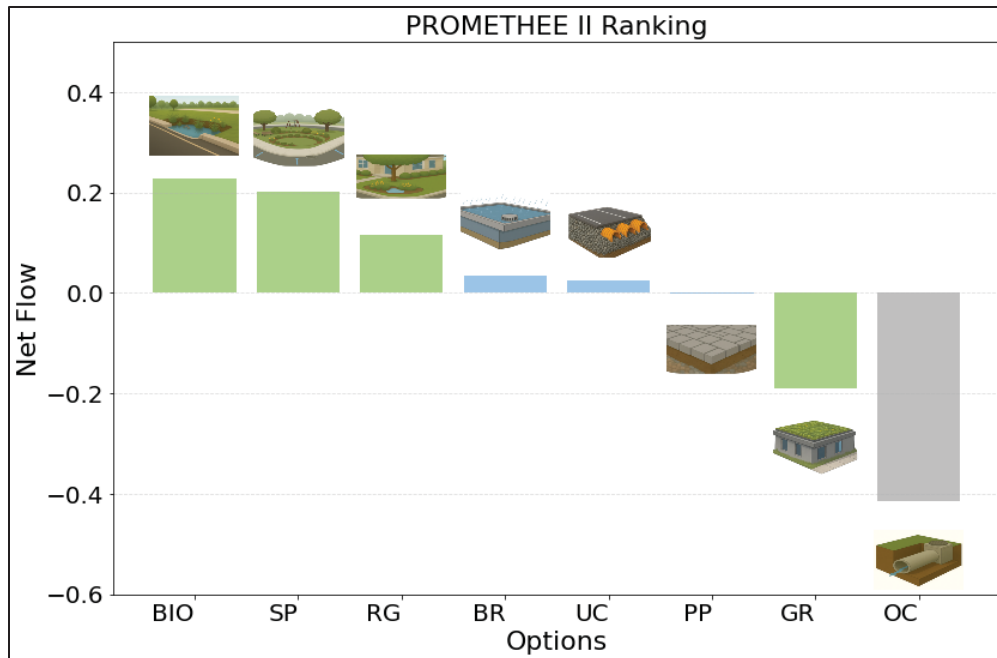


Figure 3.4 PROMETHEE results for all eight options, ranked by net flow. Bar colors indicate the type of strategies (blue, green or grey infrastructure).

The PROMETHEE II analysis does indicate a clear preference for GI strategies, particularly BIO systems, RG and SP. These options achieved the highest positive net flows, reflecting their overall advantage when technical, environmental, social and economic criteria are considered simultaneously. Their superior performance can be attributed not only to their effectiveness in managing stormwater at the source but also to the multiple co-benefits they provide, such as improved water quality (Abduljaleel *et al.*, 2023 ; Ansari *et al.*, 2024 ; Gavrić *et al.*, 2019), reduced urban heat island effect (Marando *et al.*, 2022), enhanced biodiversity (Biella *et al.*, 2025) and increased social acceptance through aesthetic and recreational value (Scuderi *et al.*, 2021).

Among the eight evaluated options, BIO emerged as the most balanced option, showing competitive scores across all dimensions. It combines robust hydraulic efficiency (Benoit *et al.*, 2025) with strong environmental benefits and moderate implementation costs, which positions it as technically and economically viable choice for municipalities seeking multifunctional adaptation measures.

Moreover, BIO systems are implemented within the public right of way, such as along streets or in curb extensions, making them particularly valuable when the minor drainage system is already operating at full capacity. These installations can effectively serve as part of the major drainage system, providing additional storage and infiltration capacity during high intensity rainfall events.

Their location within publicly owned land also facilitates accessibility for maintenance and inspection, reducing long-term management challenges. These characteristics further justify their high ranking in the MCDA, as they align with municipal priorities.

PROMETHEE I complementary analysis and incomparability

In this study, PROMETHEE I (separate positive and negative flows), as presented in tableau 3.3 and figure 3.5, show that BIO and SP dominate most other options, confirming their broad performance across multiple dimensions (Aghaloo *et al.*, 2024 ; Alves *et al.*, 2018). However, these two options are incomparable with one another, which corresponds to a situation of non-strict dominance (Brans, Vincke et Mareschal, 1986). Similarly, RG and BR are both dominated by BIO and SP and are incomparable with one other. In fact, BR has a higher positive flow but also a higher negative flow than RG.

In contrast, OC emerges as the least performant option, as they display the lowest positive flow and the highest negative flow, making them dominated by all other options. However, their wide usage is reflected by funding structures rather than technical superiority, and the consideration of environmental and social criteria. For instance, provincial funding programs in Quebec largely prioritize the rehabilitation and replacement of conventional pipe infrastructure (Gouvernement du Québec, 2024). In contrast BGI are funded through newer and comparatively modest funding programs (Gouvernement du Québec, 2022).

As highlighted by Marleau Donais *et al.* (2022), infrastructure choices in the province of Quebec continue to be strongly shaped by funding mechanisms rather than by overall performance.

Next, the PP option presents a strongly contrasting profile. They achieve the highest positive flow but also a nearly equivalent negative flow, reflecting significant weaknesses once environmental and social dimensions considered. PP therefore perform well in a hydraulic assessment but less favourably in an integrated perspective. When both the positive and negative flows are high for the same option, this typically results in strong incomparability (Brans, Vincke et Mareschal, 1986). In fact, PP is incomparable with all options except OC, which is strictly dominated.

Tableau 3.3 PROMETHEE I (positive and negative flows) and II (net flows) ranking

Option	φ^+ (Positive)	φ^- (Negative)	φ (Net)	PROMETHEE II rank
BIO	0.382	0.155	0.227	1
SP	0.398	0.196	0.202	2
RG	0.316	0.200	0.116	3
BR	0.335	0.300	0.035	4
UC	0.258	0.235	0.024	5
PP	0.424	0.425	0.000	6
GR	0.215	0.405	-0.190	7
OC	0.114	0.528	-0.414	8

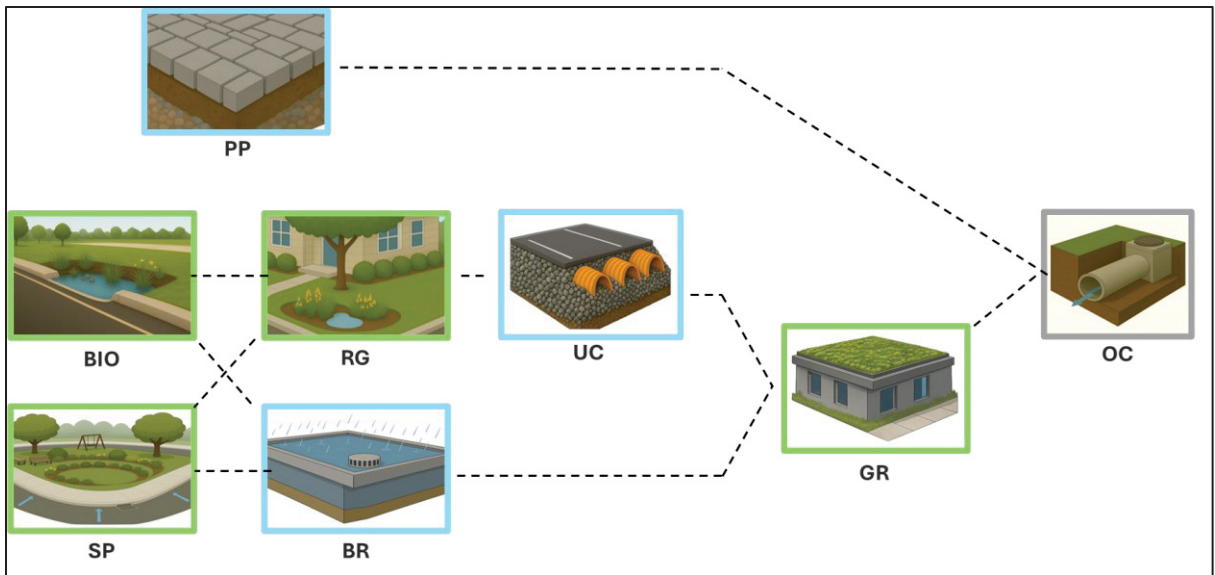


Figure 3.5 Dominant (left), dominated (right) and incomparable positions of the eight options according to PROMETHEE I, inspired by (Brans, Vincke et Mareschal, 1986). Unconnected nodes indicate incomparability.

Interpretation of the rank matrix and complementarity with PROMETHEE

Rank matrices provide a visual comparison of the relative performance of options by simply ranking each option on every criterion according to the defined preference direction (minimizing or maximizing) (Gregory *et al.*, 2012). Although it does not incorporate PROMETHEE's indifference and preference thresholds and should not be used alone as a decision tool, it remains useful for identifying patterns in PROMETHEE results. In this study, the rank matrix (figure 3.6) supports the interpretation of two concepts discussed above. The objective of this step is to determine whether any option is systematically inferior to another across all criteria.

If an option is strictly dominated, meaning that it performs equal or worse on every criterion and strictly worse on at least one, then it offers no decision-making value in the MCDA context and can be eliminated from the analysis.

A rank matrix, as presented in figure 3.6, is useful for visually assessing potential dominance since options that consistently display warmer colours (orange-red) across the matrix are less competitive overall (8 = worst), while those with cooler colours (blue-yellow) show stronger performances (1 = best). In this case, the matrix indicates that no option is strictly dominated across the full set of criteria. Consequently, all eight options were retained for the MCDA. For transparency, the full performance table, showing the raw values for all 14 criteria rather than only the rankings, is provided in the supplementary material (Table S-1).

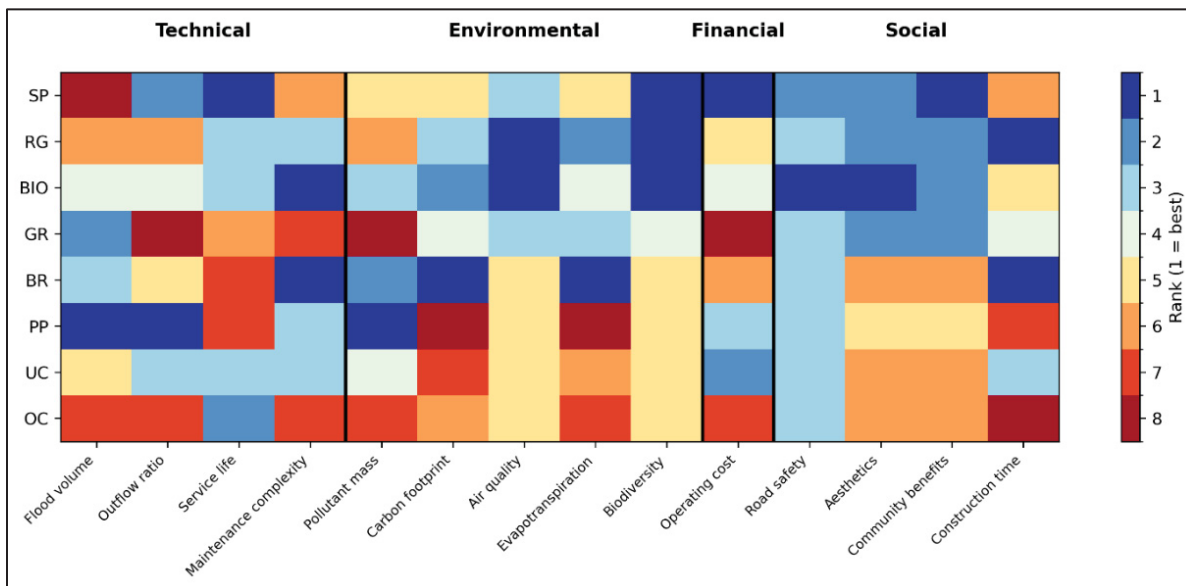


Figure 3.6 Rank matrix of eight stormwater management alternatives (sponge parks (SP); rain gardens (RG); bioretention (BIO); green roofs (GR); blue roofs (BR); permeable pavers (PP); underground chambers (UC); and oversized conduits (OC)) across 14 technical, environmental, financial and social criteria.

First, the PROMETHEE I results reveal an incomparability between BIO and SP, driven by compensatory effects across criteria. While BIO slightly outperforms SP on certain technical indicators, these differences remain close to PROMETHEE's indifference and preference thresholds and therefore do not generate strong dominance. In contrast, SP shows a strict advantage on compliance-related technical criteria, while environmental differences between the two options remain negligible. Social and financial criteria further contribute to this balance, with strict preferences alternating between BIO and SP. As a result, neither option strictly dominates the other, illustrating how PROMETHEE I preserves trade-offs rather than forcing rankings.

Second, PP reveals a highly contrasted performance profile, leading to incomparability with nearly all options except OC, which PP dominate. Although PP reduce overflow volumes and improve peak flow ratios, due to rapid infiltration rates of several thousand mm/h (Techo-Bloc, 2025), their environmental performance is much weaker, with significantly higher carbon footprints and lower evaporation compared to other BGI. Social impacts related to construction duration further penalize this option. Given that the technical and financial dimensions account for nearly 53% of the total weight in the MCDA model and that PP perform well in these dimensions, this option would rank favourably if the weighting for the other two dimensions were reduced.

This logic justifies conducting sensitivity analyses to examine how changes in weights influence the overall ranking and to assess the robustness of the conclusions of this study.

Sensitivity analyses

Given the uncertainties associated with both the costing assumptions and the expert-derived weighting of the criteria, two sensitivity analyses were conducted. Overall, figure 3.7 (cost sensitivity) and figure 3.8 (weight sensitivity) demonstrate that the decision-support model is robust to weighting changes and to budget variations, for both best and worst performing options. The PROMETHEE II evaluation framework provides a stable and reliable prioritization of stormwater adaptation options.

Cost sensitivity analysis ($\pm 30\%$)

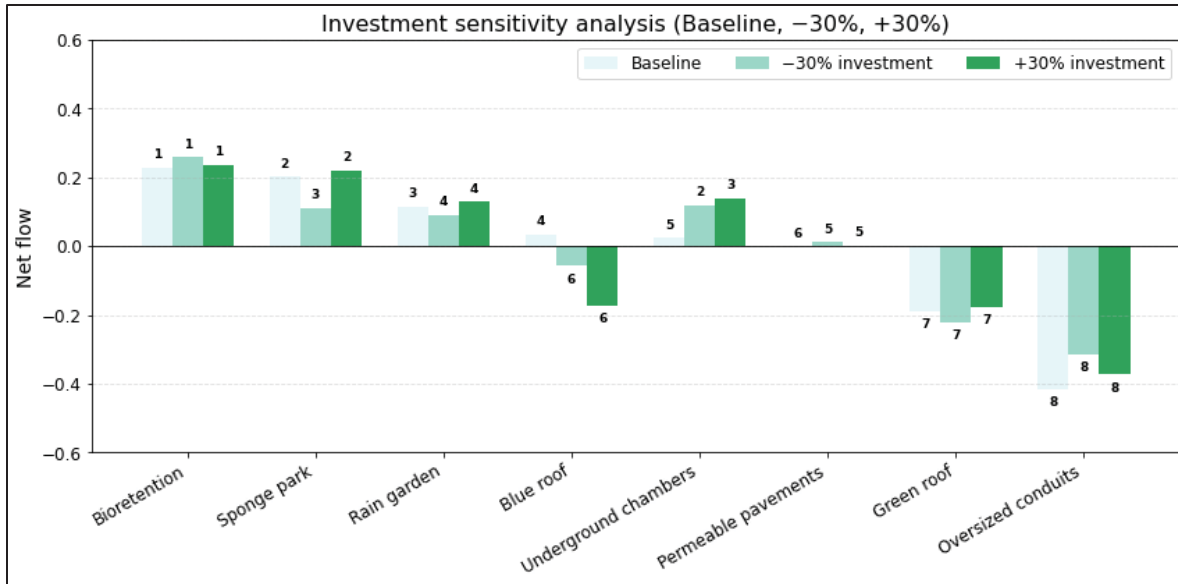


Figure 3.7 Sensitivity analysis with variations of +30% and -30% in the total investment. Strategies are ranked from best (1) to worst (8) in each scenario.

The results of this cost sensitivity analysis (figure 3.7) indicate that the relative ranking of stormwater adaptation strategies remains largely stable under $\pm 30\%$ variations in the total investment. Best and worst performing options are preserved across all scenarios, confirming the robustness of the decision-support framework to budget uncertainty. In fact, across all scenarios, BIO consistently achieves highest net flow across all sensitivity scenarios, confirming its robust balanced performance across all criteria. SP and RG also maintain strong performance mostly in second and third positions. In contrast, OC and GR systematically occupy the lowest ranks, reflecting their limited performance across all criteria.

Rank shifts are only observed for intermediate options. The observed ranking stability can be explained by the fact that only a limited subset of criteria (six out of fourteen) is sensitive to investment scaling, while the majority remain largely unaffected, thereby constraining the impact of budget variations on the overall multicriteria evaluation. Detailed criterion-level responses to investment variation are provided in Supplementary Table S-2.

It is important to note that to ensure strict compliance with the 1 M\$ budget constraint, the number of implementable units for each option was conservatively rounded down such that only complete and fully buildable functional units were considered. This results in a limited residual underspend for each option, corresponding to an amount that is smaller than the cost of one additional unit. Across options, this underspend remains below 10% of the total budget and therefore does not drive the observed ranking. Even for the most affected option (sponge parks: 8.8%), the variation is well below the 30% tested in the present sensitivity analysis.

Weighting sensitivity analysis

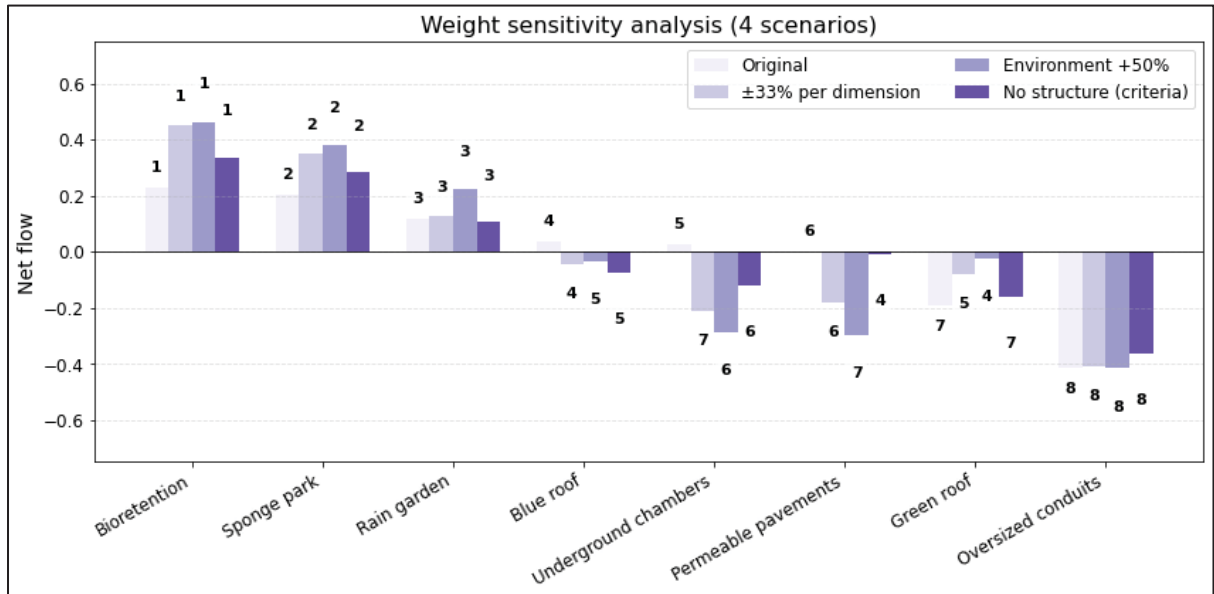


Figure 3.8 Sensitivity analysis with varying weights for each category of criteria. Strategies are ranked from best (1) to worst (8) in each scenario.

The results of this sensitivity analysis indicate that the ranking of top performing and lowest performing options is highly robust to different weighting assumptions. In all four scenarios, BIO remains the top-ranked option and SP consistently rank second, while RG always rank third, indicating that these three GI strategies perform strongly and robustly across criteria dimensions. On the other hand, OC remains the lowest-ranked option in all scenarios, suggesting that traditional grey infrastructure underperforms on most criteria.

Only the intermediate options exhibit rank fluctuations. This behaviour is well documented in MCDA literature and relates to the concept of Weight Stability Intervals (WSI). As shown by Yan et al. (2007), the weight of a criterion can vary within a certain interval without altering the final ranking. Dominant and weak options typically display larger WSI because they have clear performance gaps across several criteria. In contrast, intermediate options have narrower performance differences, smaller WSI and are more sensitive to weight variations.

In some studies, weight sensitivity analyses have been explored using PROMETHEE VI, introduced by Brans and Mareschal (2005), under preference uncertainty or when facing conflicting decision-maker priorities. This was not necessary in the present study, as the tested scenarios were already coherent with municipal decision-making logic. The sensitivity analyses performed here are therefore appropriate in assessing the stability of the ranking.

Methodology adaptability and transferability

A key contribution of this research lies in the adaptability of the proposed methodology. The framework is flexible and applicable in various urban or rural contexts, depending on available data, tools and objectives. While PCSWMM was used in the current study to quantify technical performance of each option, the same decision-making structure could be applied using other hydrological models or even qualitative evaluation, when detailed modelling is not possible or easily available.

The level of methodological complexity can thus be adjusted according to the availability and resolution of local data. As highlighted by Grayson et al. (2002), when model complexity exceeds the quality or quantity of available data, it can lead to a decline in predictive accuracy or practical insight due to amplified uncertainty. Accordingly, in this study, the data reliability was sufficient to justify the use of a calibrated PCSWMM model that had already been developed and validated in previous projects. However, in contexts where such detailed hydraulic models are not available, simpler approaches such as the rational method may be more appropriate to support decision-making. In all cases, the choice of modelling tool should reflect the available data, resources and acceptable levels of precision.

Study limitations and future work

Several considerations should be acknowledged regarding the practical and contextual applicability of the proposed approach, particularly relating to maintenance practices, cold-climate performance, the spatial planning of BGI and multi-stakeholder participation.

To begin, this analysis assumes adequate and consistent maintenance of GI systems. This is particularly relevant for bioretention facilities in urban areas, where formal maintenance plans have yet to be developed (US EPA, 2023). Without clearly defined maintenance responsibilities, inspection schedules and monitoring protocols, the functionality of BGI can deteriorate over time. For example, clogging and sediment accumulation can develop in BIO systems when maintenance is infrequent, progressively reducing infiltration capacity and hydraulic efficiency (Zhou *et al.*, 2023). For this reason, it would be valuable to reproduce the same MCDA framework under degraded conditions.

Additionally, this project is situated in Southern Quebec, a region characterized by a humid continental climate with significant snowfall during the winter. Cold-climate conditions require specific consideration to ensure the long-term performance of certain BGI, such as GR (Pique, Blanchet et Breton, 2023 ; US EPA, 2023). De-icing salts are applied to asphalt surfaces and subsequently carried by runoff into BIO systems or SP located within the public rights-of-way (Denich, Bradford et Drake, 2013). Future studies could therefore incorporate cold-climate considerations (e.g., loss of vegetation over time caused by cold-climate or de-icing salts).

Another consideration concerns the spatial representation of BGI in PCSWMM. In this study, the placement of BGI measures was not determined through a spatial optimization process. It was instead guided by hydrogeological data, bedrock depth and soil type. Priority was given to areas with documented flooding, where BGI could provide the greatest benefit, as it would typically be the case in municipalities. The interventions were then allocated on public or private lots depending on the functional nature of each infrastructure type.

For instance, BIO cells were implemented within public rights-of-way, whereas GR and BR were assigned to private buildings. However, the study did not include a multi-objective spatial optimization. Integrating multi-objective methods in this framework, as developed by Kuller et al. (2019), would allow identification of the most efficient BGI distributions across the watershed.

In this study, the weighting process using the revised Simos method (Figueira et Roy, 2002) was based on expert input, as mentioned in the methodology. However, as emphasized in MCDA literature (Gregory *et al.*, 2012), the quality and legitimacy of decisions are strengthened when judgments are informed, context-specific and transparent and when diverse perspectives are incorporated. It is therefore encouraged to adopt a participatory approach in future applications, involving municipalities, regional agencies or community stakeholders through structured interviews or workshops. Such engagement would allow the weighting process to better capture local priorities, enhance learning across actors, while maintaining the transparency and reproducibility of the revised Simos framework.

CONCLUSIONS

This study proposed an integrated and transferable framework for evaluating eight stormwater adaptation strategies at the scale of an urban watershed under an equivalent investment level, addressing a key challenge: municipalities must decide how to allocate limited resources while facing more frequent and intense rainfall events due to climate change, aging drainage networks and increasing urbanization pressures. By coupling detailed hydraulic simulations (PCSWMM) with a transparent MDCA method (PROMETHEE), the framework provides a structured way to compare strategies that differ not only in hydraulic effectiveness, but also in environmental performance, cost and social value.

Beyond the ranking of options, the study's contribution lies in demonstrating that the choice of stormwater management strategies can influence watershed-scale performance. The results indicate that, for a fixed initial investment in Montreal, Canada, BGI options, such as bioretention systems (BIO), sponge parks (SP) and rain gardens (RG) provide the highest overall value at the urban watershed scale. In this study, these strategies proved to reduce flood volumes and regulatory compliance, because of their ability to manage water at the source and reduce runoff; enhance evaporation through vegetation, contributing to heat island mitigation; contribute to urban biodiversity by creating habitats and strengthening ecological connectivity across the watershed, while offering balanced long-term costing (O&M), among other co-benefits.

BIO systems consistently emerge as the top-performing option, followed by SP and RG, which also demonstrate highly integrated performance. Their strong performance across dimensions highlights that distributed, nature-based strategies are better suited to meeting municipal priorities, whether located on private property (RG) or in the public right-of-way (BIO and SP).

In contrast, OC and GR systematically occupy the lowest ranks because their benefits are either limited to a single dimension (OC) or come at high-cost relative to their watershed-scale impact (GR). This analysis also revealed cases of incomparability.

Notably, BIO and SP, the two best performing options, remain incomparable and PP is incomparable with almost every other strategy because of the high contrast between its strengths and weaknesses.

Overall, the findings of this study indicate that traditional investments in grey infrastructure are a less effective option for municipalities when compared to nature-based solutions, which offer comparable or superior performance while delivering a broader range of environmental and social co-benefits. These results underscore the limitations of decision-making frameworks based solely on economic criteria and highlight the need to transition toward multi-criteria decision-making approaches that better capture the full spectrum of benefits associated with sustainable urban water management strategies.

FUNDING

This study was supported by the Discovery Grant RGPIN-2023-03539 awarded to J.-L. Martel by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC). Additional support was provided through student scholarships awarded to M. McGrory, including the Canada Graduate Research Scholarship-Master's (CGRS-M) administered by NSERC and the Master's Research Scholarship from the Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies (FRQNT).

AUTHOR CONTRIBUTIONS

M.M. conceptualized the study, wrote, reviewed and edited the article.

F.M-D. and J-L. M. conceptualized the study, reviewed and edited the article.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

Individual criteria results are provided in supplementary materials (Table S-1). Any results not presented in supplementary materials are available from the corresponding author upon reasonable request. The PCSWMM model used for this study is proprietary and confidential in nature and cannot be provided.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

Le présent chapitre discute et présente les résultats issus de l'analyse multicritère et de leur interprétation pour la prise de décision municipale. Il débute par l'analyse de la matrice de rang et des classements obtenus à partir des méthodes PROMETHEE I et II, permettant de comparer les options selon des approches de classement partiel et complet. Une attention particulière est apportée à l'interprétation des performances individuelles, notamment à la différence réelle entre les options les mieux classées et à la performance nuancée d'une des options. Le chapitre aborde également la robustesse des résultats à travers plusieurs analyses de sensibilité, portant à la fois sur l'incertitude associée aux investissements initiaux et sur l'influence des pondérations des critères. Des approches alternatives d'évaluation de la robustesse sont ensuite discutées afin de valider la cohérence des conclusions. Enfin, une réflexion est menée sur l'importance de disposer de bases de comparaison équitables et de données de qualité, de même que sur l'adaptabilité du cadre méthodologique proposé à d'autres contextes décisionnels.

4.1 Matrice de rang

Selon les bonnes pratiques en AMCD (Gregory *et al.*, 2012), la construction de matrice de rangs constitue une étape recommandée pour identifier rapidement les options dominées et évaluer si certaines d'entre elles devraient être retirées ou conservées dans l'analyse PROMETHEE, tout en vérifiant la cohérence des performances. Dans le cadre de cette étude, la matrice de rangs a été représentée sous forme de « *heatmap* », permettant de visualiser la variation des performances entre les options et les critères (figure 4.1). Cette visualisation met en évidence qu'aucune option n'est clairement dominée sur l'ensemble des critères. Ainsi, toutes les options ont été conservées pour l'AMCD.

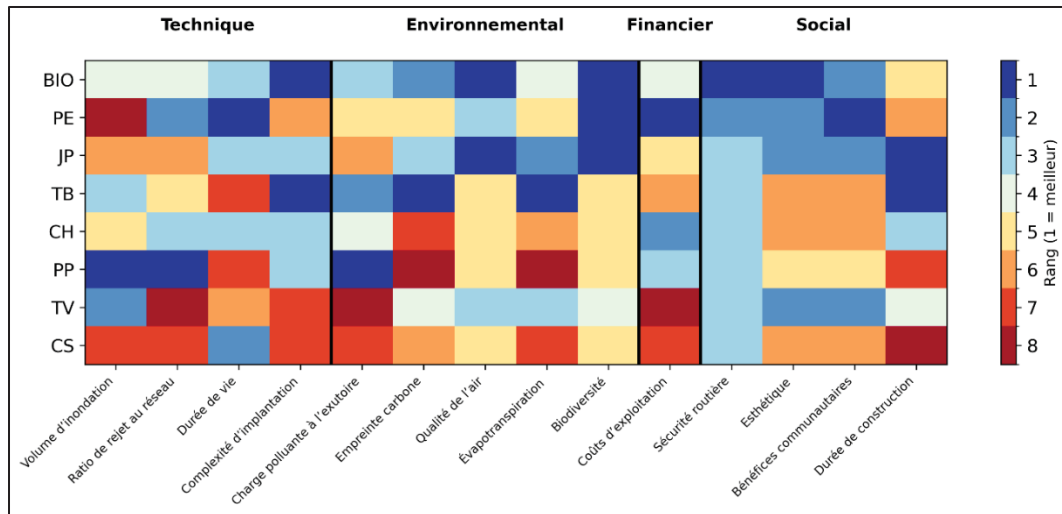


Figure 4.1 Matrice de rang des options basé sur les 14 critères. BIO : Biorétention, PE : Parc-éponge, JP : Jardin de pluie, TV : Toits verts, TB : Toits bleus, PP : Pavés perméables, CH : Chambres souterraines, CS : Conduites surdimensionnées (résultats à l'Appendice B)

4.2 Analyses PROMETHEE (classement partiel) et II (classement complet)

Avant de procéder au classement complet des options (PROMETHEE II), il est pertinent d'examiner séparément les résultats issus du classement partiel avec PROMETHEE I qui met en évidence les relations de préférence entre les options, mais aussi des cas d'incomparabilité lorsqu'aucune préférence claire ne peut être établie à partir des flux positifs et négatifs. Tel que décrit à la section 2.3.5, une option a est préférée à une option b si $\phi^+(a) > \phi^+(b)$ et $\phi^-(a) < \phi^-(b)$. Lorsque l'une seulement de ces deux conditions est satisfaite, les options sont considérées comme incomparables, aucune ne surclassant clairement l'autre. À l'inverse, PROMETHEE II établit un classement complet en s'appuyant uniquement sur le flux net, ce qui simplifie l'interprétation et la prise de décision pour les différentes parties prenantes, mais qui risque également de masquer des contrastes importants. Dans la littérature, cette caractéristique constitue d'ailleurs une critique de PROMETHEE II (Brans et De Smet, 2016). Ainsi, dans les applications réelles, Brans et Mareschal (2005) recommandent d'examiner conjointement les résultats issus de PROMETHEE I et II (Tableau 4.1).

Tableau 4.1 Classement PROMETHEE I et II (présenté selon le classement final des options), soit les flux positifs, négatifs et nets

Option	φ^+ (Positif)	φ^- (Négatif)	φ (Net)	Rang final
Biorétention (BIO)	0,3819	0,1548	0,2271	1
Parcs éponges (PE)	0,3978	0,1962	0,2020	2
Jardins de pluie (JP)	0,3160	0,2001	0,1160	3
Toits bleus (TB)	0,3354	0,3002	0,0351	4
Chambres souterraines (CH)	0,2584	0,2346	0,0238	5
Pavés perméables (PP)	0,4244	0,4247	-0,0002	6
Toits verts (TV)	0,2151	0,4047	-0,1896	7
Conduites surdimensionnées (CS)	0,1144	0,5281	-0,4137	8

Les ouvrages de biorétention (BIO) et les parcs éponges (PE) surclassent la majorité des options, ce qui confirme leur performance sur l'ensemble des dimensions évaluées. Toutefois, une relation d'incomparabilité est observée entre ces deux options dans PROMETHEE I. En effet, les parcs éponges (PE) présentent un flux positif plus élevé, indiquant qu'ils sont préférés à un plus grand nombre d'options sur certains critères, mais affichent également un flux négatif plus important, traduisant une moindre performance relative par rapport à la biorétention sur d'autres dimensions. Cette configuration correspond à un cas classique d'incomparabilité entre alternatives, tel que décrit dans la littérature (Brans, Vincke et Mareschal, 1986).

À l'opposé, les conduites surdimensionnées (CS) se positionnent clairement comme option la moins performante dans PROMETHEE I, car elles présentent le flux positif le plus faible, le flux négatif le plus élevé et ainsi le flux net le plus faible. Elles sont donc surclassées par l'ensemble des autres stratégies. Ce résultat est particulièrement intéressant, puisque les conduites surdimensionnées demeurent pourtant l'une des interventions les plus courantes en gestion des eaux pluviales au Québec. Cette situation ne reflète pas une supériorité technique, mais plutôt la structure actuelle des mécanismes de financement.

En effet, les programmes du MAMH (ex. PRACIM et PRIMEAU), qui constituent la principale source de financement en milieu municipal, soutiennent prioritairement la réfection, le remplacement ou l'agrandissement de conduites d'aqueduc ou d'égout (Gouvernement du Québec, 2025). Ces volets sont majoritairement conçus pour financer des infrastructures conventionnelles et n'intègrent pas les IVB. À l'inverse, les IVB sont financées par des programmes plus récents, plus exigeants et représentant des sommes plus modestes, tels que le programme OASIS (Gouvernement du Québec, 2023), dont la pérennité est incertaine. Ainsi, les choix d'infrastructures demeurent largement influencés par les mécanismes de financement et non par la performance globale des stratégies (Marleau Donais *et al.*, 2022).

Enfin, les pavés perméables (PP) illustrent un profil fortement contrasté. En effet, bien qu'ils affichent le flux positif le plus élevé, ils présentent également un flux négatif presque équivalent, ce qui atteste de leur forte vulnérabilité lorsque les dimensions environnementales et sociales sont considérées. Ainsi, le PP constitue une option performante dans un contexte centré sur l'hydraulique, mais son appréciation devient moins favorable lors de l'adoption d'une perspective intégrée et multidimensionnelle. Lorsque les flux négatifs et positifs sont simultanément élevés pour une même option (avantages et inconvénients importants), cela indique une non-comparabilité forte (Brans, Vincke et Mareschal, 1986). En effet, au Tableau 4.2 et à la figure 4.2, il est possible de remarquer l'incomparabilité entre le PP et l'ensemble des autres options, à l'exception d'CS qui est strictement surclassée par toutes les options.

Tableau 4.2 Classement partiel (PROMETHEE I), présenté selon le classement final des options (P : option en ligne surclasse celle en colonne, p : option en ligne est surclassée par celle en colonne, R : incomparabilité (aucun surclassement clair selon φ^+ et φ^-))

Option ↓/→	BIO	PE	JP	TB	CH	PP	TV	CS
BIO		R	P	P	P	R	P	P
PE	R		P	P	P	R	P	P
JP	p	p		R	P	R	P	P
TB	p	p	R		R	R	P	P
CH	p	p	p	R		R	P	P
PP	R	R	R	R	R		R	P
TV	p	p	p	p	p	R		P
CS	p	p	p	p	p	p	p	

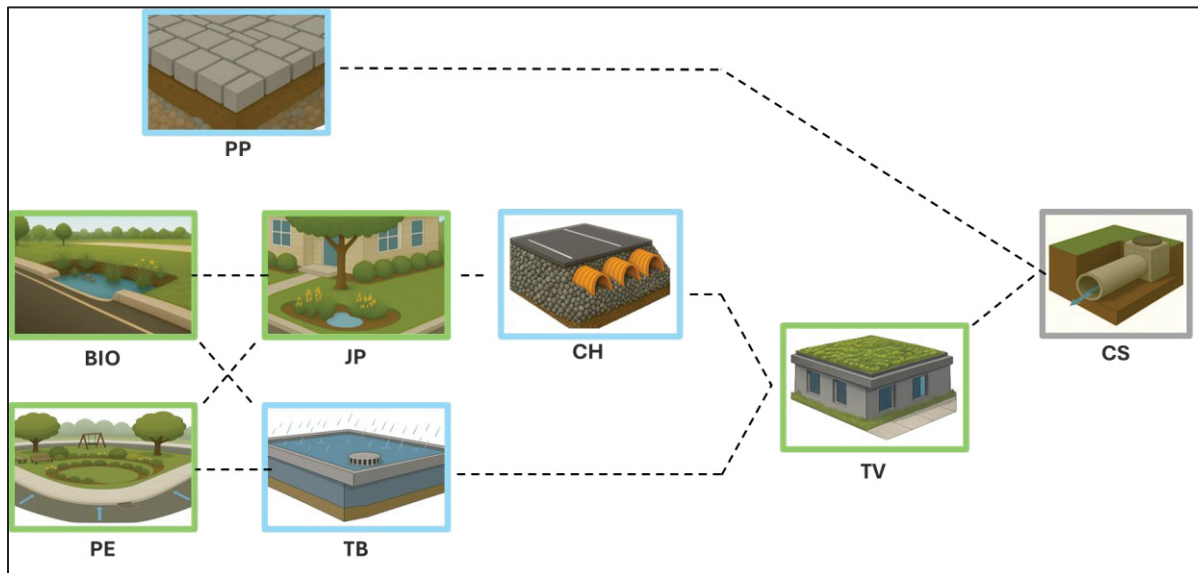


Figure 4.2 Relations de préférence et d'incomparabilité entre les huit options selon PROMETHEE I, inspiré de (Brans, Vincke et Mareschal, 1986). Les options à gauche présentent une performance supérieure, tandis que celles à droite sont moins performantes. Les nœuds non reliés indiquent des situations d'incomparabilité.

Le classement complet obtenu avec PROMETHEE II (figure 4.3) fournit une vue d'ensemble synthétique des performances relatives de chaque option. Généralement, on observe que les IV se démarquent dans le classement complet et les conduites surdimensionnées obtiennent le classement le plus faible, une tendance cohérente avec les résultats issus de PROMETHEE I.

Toutefois, il est important de souligner que PROMETHEE II produit un classement complet, ce qui implique que les relations d'incomparabilité sont éliminées lors de l'agrégation des flux positifs et négatifs. Cela masque certaines subtilités importantes, notamment la performance nuancée des pavés perméables (4.4.2) et la différence de performance réelle entre les options les mieux classées, soit les ouvrages de biorétention et les parcs éponges (4.4.1). C'est à cause de ces deux nuances qu'il est important de non seulement réaliser l'analyse détaillée des résultats PROMETHEE I et II, mais aussi de réaliser l'examen de la matrice de rang qui sera présenté à la section 4.3. Cette matrice permettra d'identifier clairement sur quelles dimensions les options se distinguent favorablement ou défavorablement.

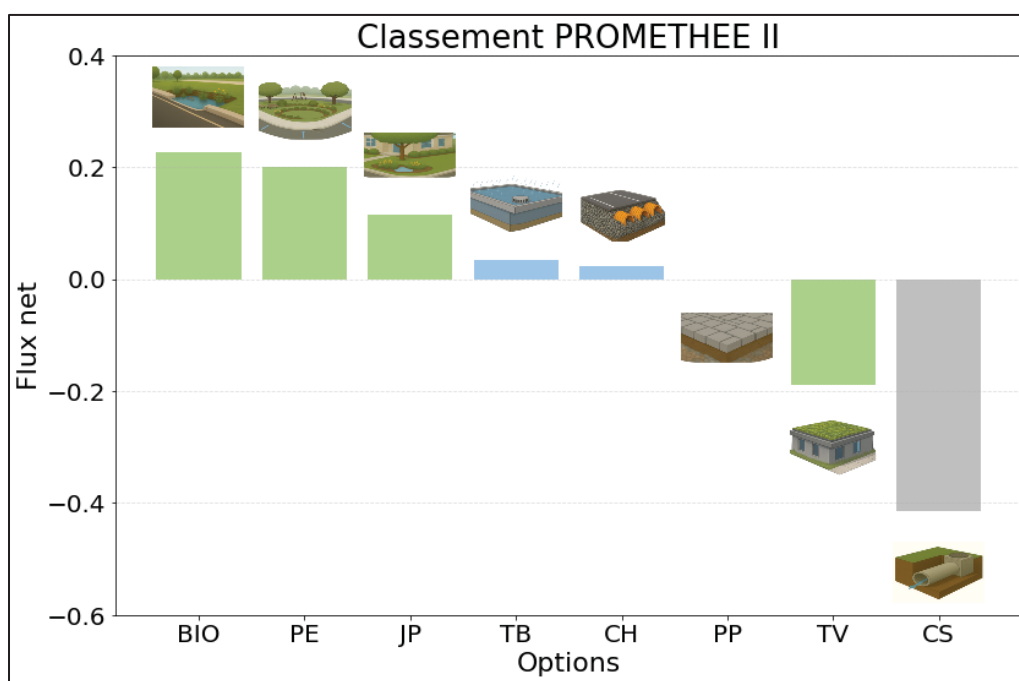


Figure 4.3 Classement complet (PROMETHEE II), présenté selon le classement final des options

4.3 Analyses matrices de rang

Des matrices de rang permettent de comparer visuellement la performance relative des options en classant chacune d'elles pour chaque critère selon le sens de préférence défini (minimiser ou maximiser). Dans la méthodologie, une première matrice de rang détaillé avait été présentée, où chaque option était positionnée sur 14 critères (figure 4.1). En complément, une seconde matrice de rang est présentée à la figure 4.3, regroupant les critères selon les quatre dimensions de l'évaluation, pour mettre en évidence des tendances qui facilitent l'interprétation globale du surclassement. Cette matrice a été obtenue en calculant, pour chaque dimension, une moyenne pondérée des rangs individuels à l'aide des poids issus de la méthode de Simos. Concrètement, les rangs de chaque critère sont multipliés par leur poids respectif, puis normalisés au sein de leur groupe (par exemple, les critères T1 à T4 pour la dimension technique), de manière à refléter l'importance réelle de chaque critère dans la performance globale de la dimension.

Il est important de préciser que la matrice de rang ne tient pas compte des seuils d'indifférence (q) et de préférence (p) utilisés dans PROMETHEE. Ainsi, dès qu'une option obtient une valeur supérieure à une autre, elle est automatiquement classée derrière, même si la différence ne génère aucune préférence selon la logique décisionnelle du modèle PROMETHEE. Par exemple, PE présente un volume de débordement seulement 120 m^3 supérieur à celui de BIO, ce qui correspond à une préférence partielle très faible dans PROMETHEE, mais cette nuance disparaît dans la matrice de rang qui place PE au 6^e rang technique. Pour cette raison, la matrice de rang ne doit pas être utilisée isolément, elle constitue un outil complémentaire pour visualiser les tendances générales, mais ne remplace pas l'analyse des préférences issues de PROMETHEE I et II.

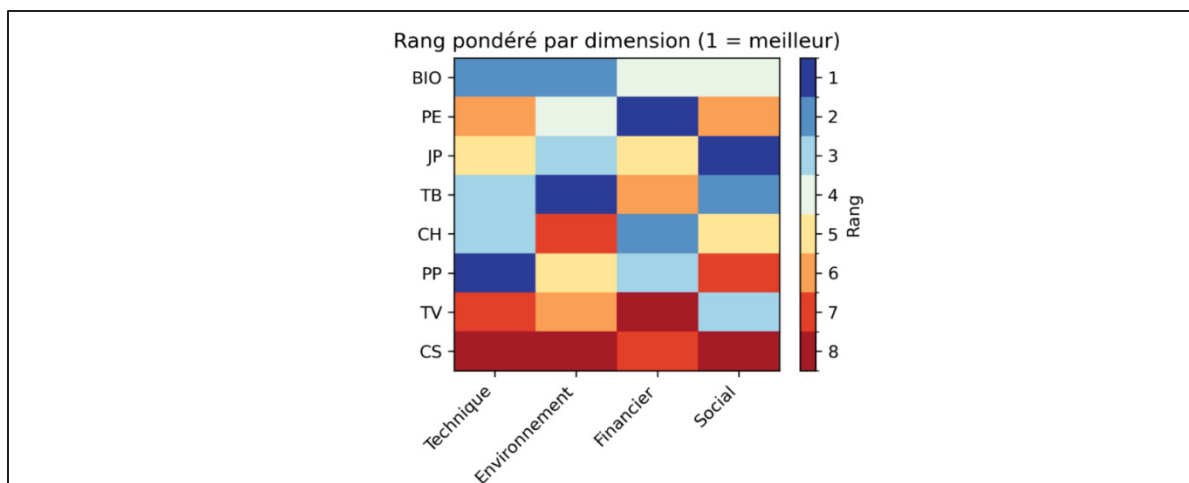


Figure 4.4 Matrice de rang pondérée par dimensions. BIO : Biorétention, PE : Parc éponge, JP : Jardin de pluie, TB : Toits bleus, CH : Chambres souterraines, PP : Pavés perméables, TV : Toits verts, CS : Conduites surdimensionnées.

Les résultats de la figure 4.3 montrent clairement les tendances observées dans le classement final PROMETHEE II : les deux options les moins performantes de l'AMCD (TV et CS) accumulent plusieurs 7^e ou 8^e rangs, témoignant de leurs limites sur la majorité des dimensions. À l'opposé les trois options les plus performantes de l'AMCD (BIO, PE et JP) obtiennent toutes au moins un 1^{er} rang ou une série de 2^e rangs, ce qui renforce leur supériorité globale déjà identifiée par PROMETHEE II. Plus précisément, la biorétention (BIO) se distingue sur les dimensions technique et environnementale, les parcs éponges (PE) excellent sur la dimension financière et les jardins de pluie (JP) affichent les meilleures performances sociales.

Entre ces deux extrêmes, les options intermédiaires (TB, CH et PP) combinent de bonnes performances dans certaines dimensions et des faiblesses dans d'autres. Ce comportement hybride est important, car il implique que le classement final peut varier lorsque l'on modifie l'importance accordée aux différentes dimensions. Afin de mieux comprendre en quoi ces options intermédiaires performant plus ou moins bien selon les différentes dimensions, il est pertinent d'examiner la matrice détaillée présentée à la figure 4.1, qui met en évidence leurs forces et faiblesses sur chaque critère.

4.4 Analyse détaillée des performances individuelles des options

Ni le classement complet PROMETHEE II ni la matrice de rang pondérée par dimension ne permettent, à eux seuls, de saisir l'ensemble des nuances qui caractérisent la performance réelle des options. D'une part, PROMETHEE II produit un classement complet, ce qui élimine toutes les situations d'incomparabilité. D'autre part, la matrice de dimension ordonne les options selon leurs valeurs brutes sans tenir compte des seuils d'indifférence (q) et de préférence (p). En conséquence, cette matrice peut donner l'impression que certaines options, par exemple TB ou PP, performant mieux ou moins bien qu'en réalité, car elle ne distingue pas les écarts significatifs des écarts négligeables selon la structure de préférence utilisée dans PROMETHEE. Les mécanismes sous-jacents à ces différences de performance sont directement liés aux 14 critères considérés; l'analyse détaillée, critère par critère, est présentée à l'Appendice B, afin d'assurer la reproductibilité des résultats.

La présente section vise précisément à mettre ces nuances en évidence. La première concerne la différence de performance réelle entre les options les mieux classées, qui présentent une relation d'incomparabilité et la seconde concerne la performance contrastée des pavés perméables.

4.4.1 La différence de performance réelle entre les options les mieux classées

La biorétention (BIO) et les parcs éponges (PE) sont les options les plus performantes du classement multicritère. Pourtant, selon PROMETHEE I, ces options sont incomparables, ce qui ne signifie qu'aucune ne surclasse l'autre de manière uniforme à travers l'ensemble des critères. Leur profil de performance présente en effet des forces marquées dans différentes dimensions et l'analyse détaillée des seuils d'indifférence (q) et de préférence (p) permet de comprendre pourquoi cette incomparabilité apparaît.

Sur le plan technique, BIO et PE présentent des performances élevées, mais leurs écarts sont faibles et souvent inférieurs ou près des seuils d'indifférence, empêchant l'émergence d'une préférence claire. Par exemple, la différence de volume de débordement est d'environ 120 m^3 , ce qui génère seulement une préférence partielle pour BIO, puisque cette valeur est pratiquement égale au seuil d'indifférence ($q = 100 \text{ m}^3$). Pour le ratio de rejet, l'avantage de PE ($\Delta = 0,0367$) dépasse le seuil de préférence ($p=0,018$), ce qui se traduit en préférence stricte en faveur de PE. Globalement, les deux options sont similaires du point de vue hydraulique. BIO est légèrement meilleurs (préférence partielle) pour réduire les volumes de débordement, alors que PE présente une préférence stricte pour le respect du seuil réglementaire.

Sur le plan environnemental, BIO obtient une préférence stricte pour des critères qualitatifs comme la qualité de l'air et la biodiversité. Ensuite, la différence d'empreinte carbone entre BIO et PE ($\Delta = 16,8 \text{ t CO}_2 \text{ éq}$) est inférieure au seuil d'indifférence ($q = 29 \text{ t}$) et représente seulement $\sim 12 \%$ de la variabilité totale observée entre les options (écart-type = $136,5 \text{ t CO}_2 \text{ éq}$). Ainsi, même si la différence semble notable en valeur absolue, elle est considérée comme non significative dans l'AMCD. Sur le plan social, les préférences strictes varient. En effet, PE obtient un avantage pour les bénéfices communautaires et BIO présente une préférence stricte en sécurité routière et en esthétique. Sur le plan financier, PE présente une performance supérieure, avec une annuité des coûts plus de 100 fois inférieure à celle de BIO.

La différence ($\Delta \sim 286\,754 \text{ \$}$) dépasse le seuil d'indifférence ($q = 120\,000 \text{ \$}$), sans atteindre le seuil de préférence stricte ($p = 500\,000 \text{ \$}$), ce qui produit une préférence partielle très forte en faveur de PE. Dans l'ensemble, bien que PE bénéficie d'un avantage financier marqué, les forces environnementales et sociales de BIO compensent ces écarts et c'est ce qui mène à l'incomparabilité entre BIO et PE dans PROMETHEE I.

4.4.2 La performance nuancée des pavés perméables

Les pavés perméables (PP) occupent une position intermédiaire dans le classement multicritère, une position qui reflète un équilibre particulier entre des performances techniques très solides (T1, T2) et des limitations importantes dans d'autres dimensions (environnementale et sociale). Selon PROMETHEE I, les PP sont incomparables avec la quasi-totalité des autres options, à l'exception des conduites surdimensionnées (CS).

Sur le plan technique, les PP obtiennent de fortes performances grâce à leur forte capacité d'infiltration, ce qui leur permet de réduire les volumes de débordement d'environ 25 à 30 % par rapport à l'ensemble des autres options. Ils améliorent également les débits de pointe, avec une diminution de l'ordre de 0,2 à 3,0 % du ratio de rejet en comparaison avec la majorité des stratégies évaluées. Toutefois, cette même option présente des résultats faibles sur la dimension environnementale, en particulier pour l'empreinte carbone et la réduction des îlots de chaleur, ainsi que sur le plan social, à cause d'une durée de construction élevée.

Sur le plan environnemental, les PP présentent une empreinte carbone 2,5 fois plus élevée que les conduites surdimensionnées et de 7 à 12 fois plus élevées que les IV ou parcs éponges, à investissement égal (1 M\$). L'analyse de cycle de vie réalisée avec OpenLCA montre que la fabrication des blocs de pavés constitue la principale source d'émissions, à laquelle s'ajoutent les volumes importants de matériaux granulaires utilisés pour la fondation structurale. Ces résultats sont cohérents avec la littérature, comme discuté en annexe I.11.

De plus, les PP ont démontré des niveaux d'évapotranspiration 8 à 13 % inférieurs aux autres options. Cela s'explique par deux mécanismes, d'une part par l'augmentation de la proportion de surfaces imperméabilisées en surface et d'autre part, l'eau ne s'accumule pas temporairement en surface, mais s'infiltré rapidement, à un taux de plusieurs milliers de mm/h (Techo-Bloc, 2025), ce qui limite la disponibilité de l'eau pour l'ET.

Sur le plan social, la performance faible des PP s'explique par leur durée de construction élevée (annexe 0). Celle-ci découle d'un procédé de mise en œuvre particulièrement exigeant en main-d'œuvre (préparation de la fondation, lit de pose, installation et ajustement des pavés) mobilisant les équipes sur une période prolongée. Cette combinaison d'une très bonne performance hydraulique avec des performances environnementale et sociale limitées illustre les compromis associés à cette option et permet d'interpréter sa position intermédiaire dans le classement multicritère (figure 4.3).

Dans l'analyse PROMETHEE, les dimensions technique et financière représentent ensemble près de 53 % de la pondération totale, contre environ 30 % pour la dimension environnementale et 17 % pour la dimension sociale. Ainsi, puisque l'option PP se distingue principalement sur les dimensions technique et financière, une réduction de l'importance relative accordée à ces dimensions, par exemple en les ramenant à 33 %, entraînerait une diminution notable de sa performance globale dans le classement. Cette observation justifie la réalisation d'analyses de sensibilité, dont l'objectif est de vérifier comment le classement des options évolue lorsque l'on ajuste les pondérations des critères ou des dimensions et d'évaluer la robustesse des conclusions obtenues.

4.5 Analyses de sensibilité

Dans le cadre de cette étude, deux limites ont été identifiées et justifient la réalisation d'analyses de sensibilité. Celles-ci servent à évaluer la robustesse du classement PROMETHEE II en évaluant (1) la variation du coût d'investissement initial et (2) la modification de l'importance relative accordée aux dimensions et critères. Les résultats montrent que le modèle est robuste, mais qu'il est plus sensible aux variations de budget qu'aux variations de pondérations.

4.5.1 Analyse de sensibilité : investissement initial (incertitude)

Une analyse de sensibilité a été réalisée sur le coût de construction initial, puisque les quantités d'infrastructure utilisées dans la présente étude reposent directement sur les courbes de coûts du *Sustainable Technologies Evaluation Program* (2019), qui comportent une incertitude documentée d'environ 30 %. Cette marge provient d'une analyse de sensibilité réalisée par le TRCA en 2019, où les estimations produites par l'outil ont été comparées aux coûts de construction réels de plusieurs projets réalisés dans la région de Toronto. Leur validation a montré que l'outil est fiable lorsque ses estimations se situent à l'intérieur d'un intervalle de 30 % des dépenses observées. Puisque la présente étude utilise ces coûts unitaires pour déterminer les quantités d'infrastructure implantées sous un budget fixe de 1 M\$, il devenait essentiel de tester la robustesse du classement multicritère face à cette incertitude.

Cette analyse de sensibilité exige une certaine démarche méthodologique. En effet, une variation de $\pm 30\%$ du budget modifie non seulement le coût d'opération et de maintenance, par exemple, mais aussi les quantités d'infrastructure réalisables, ce qui entraîne une réévaluation complète de la modélisation dans PCSWMM et de plusieurs critères dépendants du nombre de sites construits (unités fonctionnelles).

Pour chaque option, les critères réévalués étaient T1 (volume de débordement), T2 (conformité réglementaire), E1 (qualité de l'eau), E2 (empreinte carbone), E4 (îlots de chaleur via le proxy d'ET) et F1 (coûts d'entretien et de maintenance).

Trois scénarios d'investissement ont ainsi été simulés (Tableau 4.3) :

1. *Budget - 30 %*
2. Budget de référence (1 M\$)
3. *Budget + 30 %*

Tableau 4.3 Capacité de stockage selon les scénarios d'investissement

Option	Investissement - 30 %	Investissement original (1 M\$)	Investissement + 30 %
Conduites surdimensionnées	186 m	266 m	346 m
Chambres souterraines	1 500 m ²	2 400 m ²	3 000 m ²
Pavés perméables	3 200 m ²	5 600 m ²	7 200 m ²
Toits bleus	18 000 m ²	25 200 m ²	33 300 m ²
Toits verts	1 500 m ²	2 400 m ²	3 000 m ²
Jardins de pluie	2 400 m ²	3 400 m ²	4 400 m ²
Biorétention	1 500 m ²	2 250 m ²	2 850 m ²
Parcs éponges	600 m ³	1 096 m ³	1 400 m ²

Les résultats de cette analyse de sensibilité ont démontré que parmi les six critères réévalués, quatre d'entre eux, soit le volume de débordement (T1), la conformité réglementaire (T2), la masse de polluant au rejet (E1) et l'évapotranspiration (E4), dépendent directement de la modélisation hydrologique PCSWMM. La réponse hydrologique d'un bassin versant urbain est non linéaire, ce qui signifie qu'une augmentation de l'emprise d'infrastructure ne se traduit pas automatiquement par une réduction proportionnelle des volumes d'écoulement ou des débits de pointe. Cette non-linéarité explique pourquoi les variations observées sur ces quatre critères demeurent généralement inférieures à 3 %, malgré une variation de superficie d'implantation pouvant atteindre 30 %. À l'inverse, les deux autres critères évalués, soit l'empreinte carbone (E2) et les coûts d'exploitation (F1), dépendent directement des quantités de matériaux et de surfaces mises en place. Ils varient donc de manière quasi proportionnelle au budget. En effet, les coûts d'exploitation et d'entretien varient en moyenne entre -35 % et +30 %, tandis que l'empreinte carbone fluctue entre -31 % et +26 %, ce qui est cohérent avec la variation proportionnelle des quantités constructibles avec les budgets révisés.

Comme cette proportionnalité s'applique uniformément à toutes les options, les écarts relatifs entre stratégies demeurent similaires, ce qui limite l'influence de ces variations sur le classement complet, particulièrement pour les options les mieux et moins bien classées. Dans l'ensemble des scénarios, la biorétention conserve systématiquement le meilleur flux net, confirmant sa performance sur l'ensemble des dimensions de critères. Les parcs éponges et les jardins de pluie maintiennent également de bonnes performances. À l'inverse, les conduites surdimensionnées présentent de faibles performances sur la majorité des critères, ce qui explique leur position systématiquement en dernière place. Les toits verts se classent avant-derniers, non pas en raison d'un manque de co-bénéfices, mais parce que leur influence hydraulique à l'échelle du bassin versant est faible considérant le scénario d'investissement.

4.5.2 Analyse de sensibilité : pondération

Une analyse de sensibilité a été réalisée sur les pondérations des critères afin d'évaluer la robustesse du classement PROMETHEE II face à des variations dans les priorités décisionnelles. Les pondérations initiales ont été obtenues à l'aide de la méthode Simos révisée (Figueira et Roy, 2002), fondée sur un jugement d'experts. Étant donné que ces pondérations ne proviennent pas d'un exercice participatif impliquant les différentes parties prenantes municipales, il était pertinent de vérifier l'effet qu'auraient d'autres profils de préférences. Conformément aux pratiques recommandées dans la littérature (Belton et Stewart, 2002; Abi-Zeid, Marleau Donais et Cerutti, 2023), trois scénarios ont été testés :

1. Modification de 33 % du poids des trois dimensions (technique-financière, environnementale et sociale), afin de simuler des changements modérés de priorité.
2. Augmentation de 50 % du poids de la dimension environnementale, représentant un scénario stratégique ou réglementaire où l'environnement devient central.
3. Suppression de la structure dimensionnelle, permettant d'évaluer si les regroupements de critères influencent les résultats.

Les quatre scénarios (original et trois scénarios additionnels) retenus dans cette étude ont été conçus pour représenter des profils décisionnels différents, tout en demeurant réalistes dans un contexte municipal (Tableau 4.4). Le scénario 0 (S0) correspond aux pondérations originales; le scénario 1 (S1) applique une pondération proportionnelle de 33 % aux trois dimensions (technique-financière, environnementale et sociale), permettant de simuler des changements modérés de priorités; le scénario 2 (S2) correspond à une augmentation de l'importance de la dimension environnementale (de 29 % dans S0 à 50 % dans S2). Enfin, le scénario 3 (S3) correspond à une suppression de la structure hiérarchique par dimensions. Les critères sont conservés dans le même ordre et avec les mêmes pondérations qu'au scénario original, mais ils sont redistribués au sein d'une seule dimension globale. Ce scénario permet d'évaluer l'influence de la structuration dimensionnelle elle-même sur le classement final. Les vecteurs de poids utilisés pour chaque scénario de sensibilité ont été introduits directement dans le modèle AMCD, sans autres modifications.

Tableau 4.4. Poids des critères sous les scénarios de l'analyse de sensibilité

Critère	Poids (%)			
	S0 (original)	S1 (33 % chaque)	S2 (+ 50 % Env.)	S3 (sans structure)
Dimensions technique et financière	52,9 %	33,3 %	25,0 %	51,8 %
T1 : Volume d'inondation	13,6 %	8,6 %	6,4 %	11,4 %
T2 : Conformité réglementaire	6,0 %	3,8 %	2,9 %	8,8 %
T3 : Durée de vie	9,1 %	5,7 %	4,3 %	9,8 %
T4 : Facilité d'entretien	10,6 %	6,7 %	5,0 %	10,4 %
F1 : Coûts d'exploitation	13,6 %	8,6 %	6,4 %	11,4 %
Dimension environnementale	29,4 %	33,3 %	50,0 %	34,2 %
E1 : Polluants à l'exutoire	10,3 %	11,7 %	17,6 %	8,3 %
E2 : Empreinte carbone	2,4 %	2,7 %	4,1 %	5,7 %
E3 : Qualité de l'air	4,0 %	4,5 %	6,8 %	6,2 %
E4 : Îlots de chaleur urbains	10,3 %	11,7 %	17,6 %	8,3 %
E5 : Biodiversité	2,4 %	2,7 %	4,1 %	5,7 %
Dimension sociale	17,7 %	33,3 %	25,0 %	14,0 %
S1 : Sécurité routière	10,5 %	19,9 %	14,9 %	5,2 %
S2 : Esthétique	1,1 %	2,1 %	1,6 %	2,6 %
S3 : Retombées communautaires	1,1 %	2,1 %	1,6 %	2,6 %
S4 : Durée des travaux	4,9 %	9,2 %	6,9 %	3,6 %

Les résultats montrent une forte robustesse du classement pour les options les plus performantes (biorétention, parcs éponges et jardins de pluie), ainsi que pour l'option en dernière position (conduites surdimensionnées). La seule variation notable concerne les options intermédiaires, dont le rang fluctue selon la priorité accordée aux dimensions.

Ce comportement est bien documenté dans la littérature AMCD et s'explique par la notion d'intervalles de stabilité de poids ou *Weight Stability Intervals (WSI)*. Comme montré par Yan, Dagang et Yue (2007), le poids d'un critère peut varier à l'intérieur d'un certain intervalle sans modifier le classement final. Les options les plus performantes (flux net le plus élevé) et les options les plus faibles (flux net le plus faible) possèdent typiquement des WSI plus importantes, car elles présentent des écarts de performance marqués sur plusieurs critères. Leur position demeure donc stable, même lorsque les préférences changent. À l'inverse, les options intermédiaires, caractérisées par des écarts de performance plus serrés, présentent des WSI plus étroits, ce qui les rend plus sensibles aux variations de pondération.

Il est toutefois important de souligner que le scénario sans structure dimensionnelle (3) est méthodologiquement moins défendable. En effet, la suppression des dimensions rompt la cohérence sémantique des familles de critères et vient contrer le principe de commensurabilité (Bana e Costa, De Corte et Vansnick, 2016). Respecter la commensurabilité consiste à regrouper les critères par nature ou par finalité pour éviter des comparaisons conceptuellement incohérentes. Lorsque cette structure est retirée, certains critères deviennent difficilement comparables, ce qui peut conduire à amplifier ou à sous-représenter certaines dimensions.

Enfin, il est intéressant de mentionner que dans certaines études, l'analyse de sensibilité sur la pondération peut être approfondie à l'aide de PROMETHEE VI, une variante introduite par Brans et Mareschal (1995), pour analyser la stabilité des classements en situation d'incertitude, notamment lorsque les préférences des décideurs sont conflictuelles ou mal définies. Ce n'était pas le cas dans la présente étude, où les scénarios testés étaient déjà cohérents avec la logique décisionnelle municipale. Les analyses menées ici offrent donc un cadre suffisant pour évaluer la robustesse du classement multicritère.

4.6 Importance des bases égales et qualité des données disponibles

L'application d'une méthode AMCD telle que PROMETHEE repose sur la comparabilité et la qualité des données utilisées pour évaluer les options (Belton et Stewart, 2002; Greco, Słowiński et Wallenius, 2025; Franco et Montibeller, 2011). Comme les performances sont évaluées paire à paire, toute incohérence dans la façon dont des données sont obtenues peut biaiser les relations de préférence et fausser les conclusions. Cela implique qu'il faut avoir une homogénéité des méthodes de calculs et du niveau de précision de données.

D'abord, la comparabilité exige une homogénéité des méthodes de calcul, des hypothèses et du niveau de précision utilisé pour l'ensemble des options. Par exemple, produire une estimation de classe D pour une première option, basé sur des coûts unitaires plus grossiers et une estimation de classe A, plus précise et fondée sur des quantités détaillées et des compositions de matériaux, pour qu'une autre option entraîne une rupture de comparabilité, en raison de l'incertitude liée à la donnée. Dans une analyse PROMETHEE, il est donc préférable de disposer de données moins précises, mais cohérentes entre options plutôt que de combiner des données de précision variable qui faussent les comparaisons.

Ensuite, la qualité des données utilisées joue un rôle important dans la fiabilité des résultats de l'AMCD. Selon le principe du *Requisite Model* (Phillips, 1984), un modèle AMCD n'a pas besoin d'être le plus complexe possible, mais doit être suffisamment détaillé pour répondre à la question décisionnelle posée. Dans cette étude, cette question consiste à déterminer, pour un investissement initial équivalent, laquelle des huit options de gestion des eaux pluviales offre le meilleur rendement sur les plans social, environnemental, financier et technique. Ce principe est lié aux travaux de Grayson *et al.* (2002), qui montrent que la performance d'un modèle hydrologique dépend de la qualité, de la densité et de la cohérence des données disponibles, plutôt que de son niveau de complexité.

Lorsque les données sont abondantes, représentatives et bien calibrées, les modèles complexes sont adéquats, comme c'est le cas du modèle PCSWMM dans la présente étude qui reproduit près de 80 % des débordements de 2013 à 2017. À l'inverse, lorsqu'une municipalité dispose de données limitées ou fragmentaires, il est méthodologiquement plus rigoureux de recourir à des outils plus simples, tels que la méthode rationnelle ou des données qualitatives, tant que celles-ci sont appliquées uniformément à toutes les options. Pour résumer, un modèle AMCD ou hydraulique moins complexe, mais alimenté en données cohérentes, permet de produire des résultats plus fiables qu'un modèle détaillé qui est basé sur des données incomplètes ou dont l'incertitude est importante.

4.7 Adaptabilité du cadre méthodologique

Le cadre méthodologique développé dans cette étude présente une grande adaptabilité, ce qui en fait un outil robuste pour soutenir les processus décisionnels municipaux, particulièrement dans les contextes liés à la gestion des eaux pluviales.

L'approche pourrait en effet être utilisée en soutien aux demandes de financement, notamment auprès de programmes provinciaux tels qu'OASIS (Gouvernement du Québec, 2023), puisqu'elle fournit une justification structurée et transparente des choix d'infrastructures. Elle peut également servir à la planification et à la priorisation des investissements municipaux, en permettant la comparaison non seulement d'options individuelles, mais aussi de portefeuilles d'interventions. Par ailleurs, cette démarche offre un appui lors des communications avec les décideurs et les citoyens, puisqu'elle facilite la compréhension des choix municipaux à l'aide d'un processus rigoureux et transparent. Enfin, l'approche peut également s'avérer pertinente dans le cadre de demandes d'autorisation auprès de ministères, par exemple la justification technique et environnementale exigée dans le RÉAFIE (MELCCFP, 2025).

La méthodologie est également hautement reproductible. Les différentes étapes, depuis la modélisation hydraulique jusqu'au classement final des options dans l'AMCD, peuvent être appliquées à d'autres bassins versants urbains ou ruraux et d'autres enveloppes budgétaires. Cependant, bien que la méthodologie soit transférable, les résultats doivent toujours être réinterprétés en fonction du contexte local. Chaque bassin versant possède des caractéristiques particulières, telles que la capacité du réseau, les vulnérabilités aux inondations, la disponibilité des espaces pour l'implantation des options, différentes contraintes réglementaires, qui influencent directement la performance relative des stratégies. Aussi, les priorités des parties prenantes ou les objectifs municipaux peuvent varier d'un arrondissement à l'autre, ce qui nécessite d'adapter les pondérations ou la structure des critères. Ainsi, la reproductibilité du cadre méthodologique ne signifie pas la transférabilité directe des conclusions.

CONCLUSION

Ce mémoire avait pour objectif principal de proposer un cadre méthodologique permettant de comparer et de classer huit stratégies de gestion des eaux pluviales à l'échelle d'un bassin versant urbain, sous contrainte d'un investissement initial équivalent. La problématique s'inscrit dans un contexte où les épisodes de pluie deviennent simultanément plus fréquents et plus intenses, ce qui exerce une pression croissante sur des réseaux mineurs qui n'ont pas été dimensionnés pour ces conditions climatiques. Plusieurs secteurs urbains dont celui à l'étude (Pointe-aux-Trembles) présente aujourd'hui une vulnérabilité, en raison de l'imperméabilité des surfaces et de la capacité limitée des infrastructures existantes à gérer les pluies extrêmes. Parallèlement, les municipalités et villes doivent planifier leurs infrastructures de façon à respecter des budgets restreints et répondre à des exigences techniques, environnementales, financières et sociales.

La nécessité d'un cadre méthodologique apportant un soutien aux décideurs constitue un besoin majeur et justifie l'approche développée dans ce mémoire. La démarche développée repose sur la combinaison d'un modèle hydraulique (PCSWMM) et d'un modèle d'AMCD (PROMETHEE) permettant de structurer la comparaison des huit options à partir de 14 critères regroupés en quatre dimensions. Les analyses PROMETHEE I et II, complétées par l'examen des matrices de rang, fournissent une compréhension des performances relatives des huit options. Les analyses de sensibilité appliquées aux pondérations et au budget initial vérifient ensuite la robustesse du classement obtenu.

Les résultats démontrent que l'utilisation de PROMETHEE II constitue une approche robuste pour comparer des stratégies d'adaptation aux pluies extrêmes. En effet, l'AMCD a fait ressortir des tendances stables, montrant que les IV, en particulier les systèmes de biorétention, les jardins de pluie et les parcs éponges, figurent parmi les stratégies les plus performantes lorsque l'on tient compte simultanément des dimensions techniques, environnementales, financières et sociales.

À l'inverse, les infrastructures grises traditionnelles, soit les conduites surdimensionnées, occupent le dernier rang, étant systématiquement surclassées par l'ensemble des autres options. Ces résultats permettent d'apprécier de manière intégrée les co-bénéfices et limites propres à chaque option pour un investissement équivalent. Cela permet de répondre directement à la question de recherche : dans le contexte étudié et à l'échelle d'un bassin versant urbain, les stratégies de type IV offrent la meilleure valeur globale lorsqu'elles sont évaluées selon un ensemble de critères reflétant les priorités municipales.

Cette recherche comporte toutefois des limites. D'abord, la pondération des critères repose sur le jugement d'experts, ce qui constitue une base solide et cohérente, mais ne représente qu'un seul profil décisionnel. Dans une perspective municipale, il serait pertinent de réaliser des ateliers participatifs réunissant plusieurs services (planification, finances, environnement et travaux publics), pour avoir une diversité de priorités dans les pondérations. Ensuite, l'implantation spatiale a été définie à partir de considérations hydrogéologiques, puis selon une cohérence technique et fonctionnelle. Cependant, une analyse multiobjective réalisée avec un outil GIS permettrait d'identifier la configuration la plus efficace sur le territoire. Enfin, les performances hydrauliques obtenues à partir du logiciel PCSWMM considèrent des conditions idéales. Entre autres, l'état des infrastructures lié au colmatage, à la compaction, aux cycles de gel-dégel ou à la dégradation des matériaux n'est pas considéré dans la modélisation. L'ajout de scénarios en état dégradé constituerait une avenue pertinente pour des travaux futurs. Une telle approche permettrait de vérifier si les stratégies conservent leur position relative lorsque les IV fonctionnent en conditions non idéales et ainsi d'évaluer la robustesse du classement PROMETHEE II face à l'évolution réelle des infrastructures avec le temps.

Ce mémoire propose un cadre reproductible, transparent et adaptable qui soutient les municipalités et villes dans la comparaison intégrée de différentes stratégies d'adaptation aux pluies extrêmes. Ce cadre permet d'évaluer les performances techniques, environnementales, financières et sociales des options, tout en tenant compte des contraintes budgétaires et des réalités décisionnelles pour orienter les décisions d'investissement en matière de gestion des eaux pluviales.

RECOMMANDATIONS

Les résultats présentés dans ce mémoire ont permis d'identifier, pour un investissement initial équivalent, lesquelles des huit stratégies de gestion des eaux pluviales couramment mises en œuvre offrent le meilleur rendement. À partir de ces constats, plusieurs pistes de recherche peuvent être envisagées afin de renforcer et d'étendre le cadre méthodologique élaboré dans ce mémoire.

- Intégration de parties prenantes

La prise de décision municipale implique de multiples acteurs, dont les services techniques, l'urbanisme, les services financiers et les citoyens. Il serait donc pertinent d'intégrer les parties prenantes dans la définition et la pondération des critères (Simos), par exemple à l'aide d'ateliers participatifs. Cette approche permettrait d'adapter les pondérations aux réalités locales et d'émettre des recommandations concernant des options qui tiennent compte des intérêts de plusieurs acteurs (Kuller *et al.*, 2019a).

- Combinaisons de plusieurs infrastructures

Les municipalités ne déploient pas une seule option, mais un portefeuille d'infrastructures, donc de futures analyses pourraient explorer des scénarios hybrides combinant IVB et infrastructures grises conventionnelles au sein d'un même budget ou des scénarios combinant différents types d'IVB. L'automatisation des combinaisons possibles à l'aide de scripts Python ou d'algorithmes d'optimisation permettrait de déterminer les configurations optimales, en utilisant le cadre développé dans la présente étude (Eckart, McPhee et Bolisetti, 2018).

- Analyse de la performance en conditions dégradées

Les IVB sont sensibles à des facteurs tels que le colmatage, la réduction de la capacité d'infiltration causée par la compaction, l'accumulation de sédiments et les cycles de gel-dégel (Brown et Borst, 2013 ; Minnesota Pollution Control Agency, 2025b ; Minnesota Pollution Control Agency, 2025c ; Denich, Bradford et Drake, 2013 ; Zhou *et al.*, 2022 ; García-Haba *et al.*, 2023).

Par ailleurs, le projet étant situé dans le sud du Québec, une région caractérisée par un climat continental humide avec des hivers rigoureux et d'importantes accumulations de neige, les conditions de climat froid doivent être considérées dans l'évaluation de la performance à long terme de certaines IVB, notamment les toits verts (Pique, Blanchet et Breton, 2023 ; US EPA, 2014a). L'application de sels de déglacage sur les surfaces asphaltées, transportés par le ruissellement vers les systèmes de biorétention ou les parcs éponges situés en emprise publique, peut également altérer la qualité des sols, la survie végétale et les propriétés hydrauliques des substrats (Denich, Bradford et Drake, 2013). Des simulations intégrant des paramètres dégradés, tel qu'une diminution progressive des taux d'infiltration, permettraient d'évaluer la résilience hydraulique des IVB dans le contexte québécois.

- Spatialisation et optimisation de l'implantation des infrastructures

Un autre élément important concerne la représentation spatiale des infrastructures dans la modélisation PCSWMM. Dans cette étude, l'emplacement des infrastructures a été guidé par des critères hydrogéologiques (ex. profondeur du roc, nature des sols, humidité des sols) et selon la vocation fonctionnelle de chaque type d'infrastructure (ex. biorétention dans l'emprise publique, toits verts et bleus sur les terrains privés). Cette étude n'a pas exploré l'utilisation d'une optimisation spatiale multiobjective permettant de redistribuer ou repositionner les infrastructures sur le territoire pour identifier la configuration la plus efficace (Kuller *et al.*, 2019a). De futurs travaux pourraient ainsi intégrer des modèles d'optimisation spatiale.

- Application du cadre à d'autres bassins versants et contextes urbains

La méthodologie développée dans ce mémoire pourrait être appliquée à d'autres contextes urbains ou hydrologiques. Tester le cadre sur des bassins versants de taille ou compositions différentes permettrait d'évaluer la robustesse des résultats de surclassement et aussi l'adaptabilité des 14 critères définis dans ce projet.

- Analyse à plus petite échelle des options peu performantes

Certaines options, notamment les toits verts, obtiennent une performance limitée lorsqu'elles sont évaluées à l'échelle du bassin versant. Avec un budget fixe, leur déploiement est restreint, réduisant leur impact à l'échelle d'un bassin versant urbain.

Il serait intéressant d'évaluer l'efficacité des toits verts sur un sous-bassin ou une zone plus restreinte où leur concentration spatiale pourrait être plus élevée. Cette analyse permettrait de vérifier si leur classement s'améliore lorsqu'ils sont implantés dans un secteur prioritaire du bassin (par exemple une zone fortement imperméabilisée).

- Évaluation du coût global intégré par unité de surface (\$/m²)

Une piste de recherche intéressante serait de convertir la méthodologie développée afin d'estimer le coût réel intégré (social, environnemental, financier et technique) de chaque type d'infrastructure, exprimé en \$/m². Ce type d'indicateur AMCD unitaire permettrait aux municipalités de comparer directement la valeur produite par chaque m² d'IVB, facilitant la planification.

ANNEXE I

Résultats des critères qualitatifs

I.1 Résultats du critère T4 : Complexité d'entretien

Le critère T4 a été évalué qualitativement et chaque option a reçu une note sur une échelle de 1 (complexité faible) à 5 (complexité élevée), en fonction de la nature, la fréquence, l'accessibilité des composantes, du niveau de spécialisation requis pour les activités d'entretien et des personnes responsables de l'entretien tableau Tableau-A I-1.

(1) Les conduites surdimensionnées présentent une complexité d'entretien très élevée, nécessitant inspections spécialisées, curage à haute pression et interventions lourdes en milieu public, souvent avec fermetures de rues. (2) Les chambres souterraines requièrent un entretien simple et standardisé, principalement le pompage des sédiments, généralement pris en charge par le propriétaire, ce qui limite la charge municipale. (3) Les pavés perméables exigent un entretien régulier (balayage et aspiration) pour éviter le colmatage; ces tâches sont simples mais doivent être réalisées périodiquement. (4) Les toits bleus demandent peu d'entretien, essentiellement la vérification des drains et le retrait des débris, sous la responsabilité du propriétaire. (5) Les toits verts impliquent un entretien exigeant combinant travaux horticoles et inspections techniques, avec des contraintes d'accès qui en augmentent la complexité. (6) Les jardins de pluie nécessitent un entretien courant d'aménagement paysager, mais la prise en charge par les citoyens peut entraîner une variabilité dans la qualité des interventions. (7) Les systèmes de biorétention, similaires aux jardins de pluie, sont entretenus par les travaux publics, ce qui assure une constance et une complexité réduite. (8) Les parcs éponges demandent un entretien plus soutenu en raison de leur superficie et de la diversité des tâches, mais celles-ci s'intègrent aux opérations municipales courantes, maintenant une complexité modérée.

Tableau-A I-1 Résultats du critère T4 : Facilité d'entretien

Option	Fréquence (0-1)	Nature complexe de l'entretien (0-2)	Accessibilité (0-1)	Responsable (0-1)	Complexité (1-5)
CS	Inspection : annuelle, Curage : aux 2-5 ans (BNQ, 2025; ministère des Transports, 2025). 1/1	Inspection caméra, curage haute pression, enlèvement dépôts. 2/2	Difficile (profondeur, voie publique) 1/1	Équipes municipales spécialisées 1/1	5/5
CH	Inspection : annuelle à semestrielle, retrait des sédiments : annuel (Peterson, Gallagher et Spatari, 2022). 1/1	Inspection via regard, pompage des sédiments, nettoyage des chambres. 1/2	Facile (accès par ouvertures ponctuelles) 0/1	Domaine privé (le propriétaire doit en assurer l'entretien) 0/1	2/5
PP	Balayage saisonnier et aspiration annuelle (STEP, 2019b; Minnesota Pollution Control Agency, 2025a). 1/1	Aspiration des joints, remplacement ponctuel des granulats, nettoyage de surface. 1/2	Facile (niveau du sol) 0/1	Domaine privé (le propriétaire doit en assurer l'entretien) 0/1	2/5
TB	Inspection 1 à 2 fois par an (STEP, 2019a). 1/1	Vérification des drains, des avaloirs, enlèvement de débris. 0/2	Facile (dépendant de l'accès à la toiture) 0/1	Domaine privé (le propriétaire doit en assurer l'entretien, mais simple) 0/1	1/5
TV	Entretien horticole saisonnier, inspection annuelle de la membrane (STEP, 2019c; Minnesota Pollution Control Agency, 2025b) 1/1	Désherbage, fertilisation, gestion du substrat, inspection de l'étanchéité de la membrane. 2/2	Difficile (accès toiture lorsqu'il s'agit d'un ouvrage intensif) 1/1	Domaine privé (le propriétaire doit en assurer l'entretien) 1/1	5/5
JP	Gestion végétale saisonnière, ajout paillis annuel, retrait sédiments ponctuels (Minnesota Pollution Control Agency, 2021) 1/1	Tâches horticoles moyennes 1/2	Facile (cour résidentielle) 0/1	Domaine privé (le propriétaire doit en assurer l'entretien) 0/1	2/5
BIO	Entretien saisonnier, inspection infiltration annuelle, remise en état du paillis (Minnesota Pollution Control Agency, 2021) 1/1	Tâches horticoles simples, contrôle de l'érosion et retrait de sédiments. 0/2	Facile (implantation en bord de rue). 0/1	Travaux publics (tâches courantes) 0/1	1/5
PE	Inspections trimestrielles à semestrielles, retrait annuel des sédiments (Sustainable Technologies Evaluation Program, 2019) 1/1	Gestion de la végétation, nivellement, contrôle de l'érosion, nettoyage, zones entrée et sortie. 2/2	Facile (grande superficie au sol) 0/1	Travaux publics (tâches courantes) 0/1	3/5

I.2 Résultats du critère E3 : Qualité de l'air

L'analyse du critère environnemental E3 met en évidence une forte différenciation entre les options selon leur capacité à contribuer à l'amélioration de la qualité de l'air, en fonction de trois mécanismes complémentaires : contribution végétale (0-3), rafraîchissement local (0-2) et proximité de la chaussée (0-1). L'ensemble de ces résultats est synthétisé au tableau I-2.

Le sous-critère contribution végétale (0-3) évalue la capacité de chaque option à introduire ou renforcer une végétation apte à capter les polluants atmosphériques, notamment les particules fines et certains gaz précurseurs de l'ozone (Gourdji, 2018). Un score de 0 correspond à l'absence totale de végétation. Un score de 1 est attribué à une végétation limitée, peu dense et peu diversifiée, offrant un potentiel de captation restreint. Un score de 2 reflète une végétation soit dense, soit diversifiée, procurant une contribution intermédiaire. Enfin, un score de 3 correspond à une végétation à la fois dense et diversifiée, maximisant l'interception des polluants. Cette gradation s'appuie sur la littérature qui démontre l'importance de la structure végétale pour l'efficacité des IV en milieu urbain (Barwise et Kumar, 2020; Kavehei *et al.*, 2018).

Le sous-critère rafraîchissement local (0-2) considère la capacité des options à générer un effet de rafraîchissement par l'ET, mécanisme contribuant à limiter les conditions favorables à la formation d'ozone et de polluants secondaires (Barwise et Kumar, 2020). Un score de 1 correspond à un effet de rafraîchissement modéré et diffus, tandis qu'un score de 2 est attribué lorsqu'un effet significatif est attendu à l'échelle locale.

Enfin, le sous-critère proximité de la chaussée (0-1) tient compte de la localisation par rapport aux principales sources d'émission. Une implantation en bordure de route est jugée favorable, car elle permet une interaction directe avec les polluants émis (Gourdji, 2018).

Tableau-A I-2 Résultats du critère E3 : Qualité de l'air

Option	Contribution végétale (0-3)	Rafrâichissement local (0-2)	Proximité chaussée (0-1)	Score/6
Conduites surdimensionnées	0 - Aucune contribution végétale	0 - Aucun effet de rafrâichissement	1*	0*
Chambres souterraines	0 - Aucune contribution végétale	0 - Aucun effet de rafrâichissement	1*	0*
Pavés perméables	0 - Aucune contribution végétale	0 - Aucun effet de rafrâichissement	0 - Éloignée des sources d'émission (emprise privée)	0
Toits bleus	0 - Aucune contribution végétale	2**- Rafrâichissement significatif à l'échelle du BV (échelle du BV, étendue)	0 - Éloignée des sources d'émission (hauteur)	0**
Toits verts	3 - Contribution végétale élevée (diversité et densité)	1 - Rafrâichissement modéré	0 - Éloignée des sources d'émission (hauteur)	4
Jardins de pluie	3 - Contribution végétale élevée (diversité et densité)	2 - Rafrâichissement significatif (Kavehei <i>et al.</i> , 2018)	0 - Éloignée des sources d'émission (emprise privée)	5
Biorétention	2 - Contribution végétale modérée (diversité)	2 - Rafrâichissement significatif (échelle du BV, étendue)	1 - Proximité directe de la chaussée	5
Parcs éponges	1 - Contribution végétale modérée	2 - Rafrâichissement significatif (grands espaces concentrés)	1 - Proximité directe de la chaussée	4
* Les infrastructures souterraines n'ont pas d'interaction avec les polluants atmosphériques.				
** Rafrâichissement uniquement par évaporation, éloignée des sources d'émission, donc il existe un impact limité sur la qualité de l'air (pas d'ajout de végétation).				

Les IV telles que les jardins de pluie et la biorétention (5/6), ont les meilleures performances puisqu'elles combinent captation des polluants atmosphériques, rafraîchissement local et dans le cas de la biorétention, proximité de la chaussée, où les émissions sont les plus concentrées. Les toits verts et les parcs éponges (4/6) suivent avec des bénéfices écologiques importants. À l'inverse, les infrastructures souterraines ainsi que les pavés perméables n'offrent pas de mécanisme d'amélioration de la qualité de l'air et obtiennent un score nul. Les toits bleus montrent un effet de rafraîchissement reposant sur l'évaporation de l'eau stockée, mais leur absence de végétation et leur éloignement des corridors de transport réduisent leur contribution à ce critère.

I.3 Résultats du critère E5 : Biodiversité

Le critère environnemental E5 compare les options selon leur capacité à soutenir la biodiversité urbaine, selon trois dimensions : création d'habitats (0-3), l'accès aux ressources écologiques (0-2) et la connectivité écologique à l'échelle du bassin versant (0-2) (tableau I-3).

La création d'habitats attribue 0 aux options sans habitat (surfaces minérales ou ouvrages souterrains), 1 à des habitats limités et peu diversifiés, 2 à des habitats ciblés ou partiellement diversifiés, et 3 à des habitats diversifiés et spatialement significatifs. Cette gradation est cohérente avec les recommandations de Biella *et al.* (2025). Les ressources écologiques qualifient la disponibilité d'éléments essentiels (eau, nectar, matière organique, substrats) : 0 lorsqu'elles sont absentes, 1 lorsqu'elles sont limitées (faible diversité et/ou accès), et 2 lorsque l'accès est régulier et diversifié, favorisant différentes espèces (pollinisateurs, oiseaux, faune urbaine). La connectivité écologique évalue l'intégration au réseau écologique : 0 pour des aménagements isolés, 1 pour une connectivité locale ponctuelle, et 2 lorsque l'option contribue de façon significative à la continuité écologique, par connexion directe ou intégration fonctionnelle aux corridors verts. Cette dimension est particulièrement importante, puisque l'efficacité des aménagements favorables à la biodiversité dépend fortement de la matrice environnante et du degré de connectivité entre les habitats (Beaumont et Duursma, 2012).

Les résultats démontrent que les IV au sol intégrant une végétation importante, soit JP, PE et BIO (5/7) obtiennent les meilleures performances, car elles combinent des surfaces végétalisées diversifiées, un accès permanent à l'eau de ruissellement favorisant la faune et une certaine continuité écologique avec les espaces vert existant. Les toits verts obtiennent également un score favorable puisqu'ils créent des habitats utiles à la pollinisation et à la faune urbaine. Toutefois, leur localisation en hauteur limite leur capacité à s'intégrer au réseau écologique du bassin versant, ce qui réduit leur contribution à la connectivité. À l'inverse, les structures souterraines (conduites surdimensionnées et chambres) ainsi que les surfaces strictement minérales (pavés perméables et toits bleus) ne soutiennent pas la biodiversité : elles ne créent ni habitat ni ressource écologique et n'améliorent en rien la continuité ou la qualité du réseau écologique. Elles obtiennent donc un score nul pour ce critère.

Tableau-A I-3 Résultats du critère E5 : Biodiversité

Option	Création d'habitats (0-3)	Ressources écologiques (0-2)	Connectivité (0-2)	Score/7
Conduites surdimensionnées	0 - Aucun habitat	0 - Aucune ressource écologique	0 - Aucune connectivité	0
Chambres souterraines	0 - Aucun habitat	0 - Aucune ressource écologique	0 - Aucune connectivité	0
Pavés perméables	0 - Aucun habitat	0 - Aucune ressource écologique	0 - Aucune connectivité	0
Toits bleus	0 - Aucun habitat	0 - Aucune ressource écologique	0 - Aucune connectivité	0
Toits verts	3 - Habitats diversifiés et pérennes	1 - Ressources présentes, mais peu accessibles	0 - Isolement écologique (ouvrage en hauteur)	4
Jardins de pluie	3 - Habitats diversifiés	1 - Ressources diversifiées, mais spatialement limitées	1 - Connectivité locale ponctuelle	5
Biorétention	2 - Habitats fonctionnels, mais peu diversifiés	1 - Ressources présentes, peu accessibles à la faune (proximité routière)	2 - Forte connectivité avec le réseau écologique	5
Parcs éponges	2 - Habitats fonctionnels à grande échelle	1 - Ressources accessibles, mais peu diversifiées	2 - Forte connectivité avec le réseau écologique	5
Note : une contribution aux ressources et à la connectivité ne peut être attribuée que si un minimum de végétation est présent.				

I.4 Résultats du critère S1 : Sécurité routière

Le critère social S1 évalue la capacité des infrastructures à améliorer la sécurité des usagers vulnérables (piétons et cyclistes) en influençant l'aménagement de la voirie. Deux dimensions ont été considérées : (i) la reconfiguration de la chaussée permettant une réduction des vitesses motorisées et (ii) la présence de barrières physiques, assurant une séparation entre les véhicules et les usagers. Les résultats sont présentés au tableau I-4.

Le sous-critère reconfiguration de la chaussée (0-3) évalue dans quelle mesure l'option est susceptible d'influencer les comportements de conduite. Un score de 0 correspond à l'absence de toute modification ou de géométrie de l'emprise routière. Un score de 1 est attribué lorsque la configuration est mineure ou indirecte, avec un effet limité sur la vitesse. Un score de 2 correspond à une reconfiguration partielle de la chaussée (p. ex. rétrécissement local ou modification ponctuelle du profil), susceptible d'induire un ralentissement des véhicules. Un score de 3 est attribué lorsque l'option entraîne une reconfiguration réduisant l'espace dédié aux véhicules ou favorisant un ralentissement à plus grande échelle. Le sous-critère barrières physiques (0-2) vise à prendre en compte la présence d'éléments physiques assurant une séparation entre les usagers et la circulation. Un score de 0 correspond à l'absence de toute barrière ou séparation physique. Un score de 1 est attribué lorsque des éléments partiels ou discontinus offrent une protection. Un score de 2 correspond à la présence de barrières physiques continues et clairement identifiables (p. ex. des ouvrages végétalisés en bordure de chaussée), offrant un niveau élevé de protection pour piétons et cyclistes.

Tableau-A I-4 Résultats du critère S1 : Sécurité routière

Option	Reconfiguration de la chaussée (0-3)	Barrières physiques (0-2)	Score 5
Conduites surdimensionnées	0 - Aucune reconfiguration de la voirie	0 - Aucune barrière physique	0
Chambres souterraines	0 - Aucune reconfiguration de la voirie	0 - Aucune barrière physique	0
Pavés perméables	0 - Aucune reconfiguration de la voirie	0 - Aucune barrière physique	0
Toits bleus	0 - Aucune reconfiguration de la voirie	0 - Aucune barrière physique	0
Toits verts	0 - Aucune reconfiguration de la voirie	0 - Aucune barrière physique	0
Jardins de pluie	0 - Aucune reconfiguration de la voirie	0 - Aucune barrière physique	0
Biorétention	3 - Reconfiguration à grande échelle réduisant la largeur de la voie	2 - Barrière physique continue entre circulation et piétons	5
Parcs éponges	1 - Reconfiguration locale induisant un ralentissement ponctuel	1 - Dispositifs de modération de la circulation (dos d'âne, signalisation)	2

Les résultats, tels que présentés au tableau I-4, montrent que la biorétention se démarque (5/5), car elle est implantée en bordure de rue, ce qui permet non seulement de rétrécir la chaussée et d'induire un ralentissement des véhicules, mais aussi de créer une séparation physique entre la circulation et les piétons. Les parcs éponges (2/5) génèrent aussi une amélioration de la sécurité, car ces derniers entraînent la modification du profil routier adjacent. À l'inverse, les autres options n'entraînent aucune reconfiguration spatiale de la voirie, donc leur contribution à la sécurité routière est nulle.

I.5 Résultats du critère S2 : Esthétique

Le critère social S2 permet d'évaluer la contribution visuelle de l'option au milieu urbain. Dans cette étude, l'évaluation de l'esthétique repose sur deux dimensions principales, (i) l'intégration visuelle dans l'environnement urbain et (ii) l'apport végétal et esthétique au niveau de l'aménagement paysager. Une grille qualitative a été développée afin de comparer les options de manière uniforme.

Le sous-critère intégration visuelle (0-2) évalue la capacité de l'option à s'insérer harmonieusement dans le cadre bâti et l'espace public. Un score de 0 correspond à une absence d'intégration visuelle ou à une infrastructure invisible ou strictement fonctionnelle ne contribuant pas à l'identité du lieu. Un score de 1 est attribué lorsque l'option présente une intégration correcte ou neutre, sans dégradation visuelle, mais sans contribution marquée à la qualité paysagère. Un score de 2 correspond à une intégration visuelle forte, où l'option participe activement à la structuration et à la valorisation du paysage urbain. Le sous-critère apport végétal ou qualité de l'aménagement (0-3) vise à qualifier la richesse esthétique liée à la présence de végétation ou à la qualité du traitement paysager. Un score de 0 correspond à l'absence d'apport végétal ou d'aménagement paysager. Un score de 1 est attribué lorsque l'aménagement est minimal ou essentiellement fonctionnel. Un score de 2 correspond à un aménagement paysager de bonne qualité, contribuant positivement au cadre visuel. Un score de 3 est attribué lorsque l'option offre un apport végétal riche et structurant, avec une diversité, densité ou qualité paysagère élevée, renforçant significativement l'esthétique du milieu urbain.

Les résultats de l'analyse esthétique, tels que présenté au tableau I-5, montrent que les IV constituent les interventions les plus valorisantes pour le paysage urbain. Les ouvrages situés près de l'emprise publique, comme la biorétention et les parcs éponges s'insèrent naturellement dans l'espace de rue et contribuent à structurer le paysage urbain. Les pavés perméables présentent également une bonne intégration, car ils s'harmonisent avec le cadre bâti existant malgré l'absence de végétation. Pour la qualité de l'aménagement, les IV offrent les contributions esthétiques plus importantes. Les infrastructures souterraines et les toits bleus n'apportent aucun bénéfice visuel et obtiennent un score nul pour ce critère.

Tableau-A I-5 Résultats du critère S2 : Esthétique

Option	Intégration visuelle (0-2)	Apport végétal ou qualité de l'aménagement (0-3)	Score/5
Conduites surdimensionnées	0 - Aucune intégration visuelle	0 - Aucun apport esthétique	0
Chambres souterraines	0 - Aucune intégration visuelle	0 - Aucun apport esthétique	0
Pavés perméables	1 - Intégration visuelle correcte	2 - Aménagement fonctionnel de bonne qualité visuelle	3
Toits bleus	0 - Aucune intégration visuelle	0 - Aucun apport esthétique	0
Toits verts	1 - Intégration visuelle correcte (hauteur)	3 - Aménagement paysager végétalisé de haute qualité	4
Jardins de pluie	1 - Intégration visuelle correcte (propriété privée)	3 - Aménagement paysager végétalisé de haute qualité	4
Biorétention	2 - Forte intégration à l'espace de rue	3 - Aménagement paysager végétalisé de haute qualité	5
Parcs éponges	2 - Intégration visuelle forte à l'espace public	2 - Aménagement paysager de bonne qualité	4

I.6 Résultats du critère S3 : Bénéfices pour la communauté

Le critère social S3 (bénéfices pour la communauté) permet d'évaluer la capacité des options à générer des retombées sociales positives. Dans cette étude, l'évaluation repose sur trois dimensions : (i) l'accès public et le potentiel récréatif, (ii) la valeur éducative et (iii) l'apport social lié à l'amélioration du cadre de vie. Les résultats sont présentés au tableau I-6.

Le sous-critère accès public et potentiel récréatif (0-2) évalue dans quelle mesure l'option offre des espaces accessibles au public ou d'usage récréatif. Un score de 0 correspond à une absence totale d'accès public ou d'usage récréatif. Un score de 1 est attribué lorsque l'accès est limité, ponctuel ou restreint à certains usagers (par exemple sur des terrains privés ou institutionnels). Un score de 2 correspond à un accès public direct et à un potentiel récréatif clair, favorisant la fréquentation et l'appropriation de l'espace par la communauté, contribuant au tissu social. Le sous-critère valeur éducative (0-2) vise à qualifier la capacité de l'option à soutenir la sensibilisation, l'apprentissage ou la diffusion de connaissances liées à la gestion de l'eau et à l'environnement. Un score de 0 correspond à l'absence de valeur éducative perceptible. Un score de 1 est attribué lorsque l'option permet une valorisation éducative indirecte ou ponctuelle, par exemple en rendant visibles les processus de gestion de l'eau. Un score de 2 correspond à une valeur éducative élevée, associée à des dispositifs explicites ou à un fort potentiel de sensibilisation (panneaux d'interprétation ou à caractère pédagogique, démonstration des fonctions écologiques). Le sous-critère apport social et bien-être (0-2) évalue la contribution de l'option à améliorer le cadre de vie et le bien-être des usagers, notamment par la création d'espaces de détente, de rencontre ou de valorisation sociale du milieu. Un score de 0 correspond à l'absence d'impact social ou de bénéfice perceptible sur le bien-être. Un score de 1 est attribué lorsque l'apport social est limité ou indirect. Un score de 2 correspond à une contribution significative au bien-être collectif, favorisant l'appropriation sociale, la qualité des espaces de vie et les interactions communautaires.

Tableau-A I-6 Résultats du critère S3 : Bénéfices pour la communauté

Option	Accès public/usage récréatif (0-2)	Valeur éducative (0-2)	Apport social/bien-être (0-2)	Score/7
CS	0 - Aucun accès public	0 - Aucune valeur éducative	0 - Aucun apport social	0
CH	0 - Aucun accès public	0 - Aucune valeur éducative	0 - Aucun apport social	0
PP	0 - Aucun accès public	1 - Valeur éducative indirecte	0 - Aucun apport social	1
TB	0 - Aucun accès public	0 - Aucune valeur éducative	0 - Aucun apport social	0
TV	1 - Accès privé	1 - Sensibilisation ponctuelle	2 - Amélioration du cadre de vie	4
JP	1 - Accès privé	1 - Sensibilisation ponctuelle	2 - Amélioration du cadre de vie	4
BIO	0 - Aucun accès public (fréquentation)	2 - Forte valeur éducative	2 - Amélioration du cadre de vie	4
PE	2 - Accès public direct et usage récréatif	1 - Valeur éducative visible	2 - Apport social élevé et bien-être	5

Les résultats, tels que présentés au tableau I-6, montrent que les options offrant des espaces accessibles ou favorisant l'usage social sont plus performantes. Les PE se démarquent nettement avec le score le plus élevé, puisqu'ils fournissent à la fois des zones récréatives, des espaces de détente et des possibilités éducatives liées à l'eau et à l'environnement. Les JP et TV présentent également des bénéfices, soit en offrant des opportunités de sensibilisation ou de participation citoyenne en étant présent sur les terrains privés. Les PP offrent un bénéfice plus limité, mais obtiennent un score non nul puisqu'ils permettent de rendre la gestion de l'eau visible à la surface, ouvrant la porte à une valorisation éducative sur les propriétés privées ou institutionnelles. À l'inverse, les infrastructures souterraines (CS et CH) et les TB n'apportent aucun usage communautaire, aucun apport éducatif et aucune amélioration du cadre de vie, ce qui explique leur score nul pour ce critère.

ANNEXE II

Résultats des critères quantitatifs

I.7 Résultats du critère T1 : Volume de débordement

Un événement de pluie de conception de type Chicago (synthétique), d'une période de retour de 100 ans et d'une durée de 3 heures, a été simulé afin d'évaluer la capacité de chaque option à réduire les débordements du système. Cette pluie synthétique, initialement proposée par Keifer et Chu (1957), repose sur les courbes intensité-durée-fréquence (IDF) locales et permet de reconstruire une distribution temporelle associée à une période de retour donnée. La méthode vise à représenter un scénario dans lequel les intensités maximales sont volontairement concentrées autour d'un pic unique, de manière à solliciter fortement la capacité du réseau mineur. Cette approche est cohérente avec les pratiques courantes de conception et d'analyse des systèmes de drainage urbain (Gouvernement du Québec, 2020; Osseyrane et Rivard, 2011). Dans le cadre de cette étude, le volume total d'inondation cumulé sur l'ensemble de la période de simulation (13 heures) a été retenu comme indicateur de performance pour le critère T1. Ce choix vise à quantifier l'ampleur globale des débordements générés lorsque la capacité du réseau mineur est dépassée. La pluie de type Chicago retenue présente une hauteur totale d'environ 63 mm et se caractérise par une concentration marquée des intensités autour d'un pic central, représentatif d'événements courts et intenses.

La Figure-A II-1 illustre le débit de débordement simulé pour l'ensemble du bassin versant (système) lors de l'événement de pluie de récurrence de 100 ans. Le graphique couvre une période inférieure à 30 minutes, correspondant au pic de débordement du réseau. Cette figure permet de visualiser la dynamique des débordements et de comparer l'intensité maximale (aire sous la courbe) atteinte par chacune des options lorsque la capacité du réseau est dépassée. Le volume total de débordement (m^3) a également été calculé pour chaque option (Tableau-A II-1).

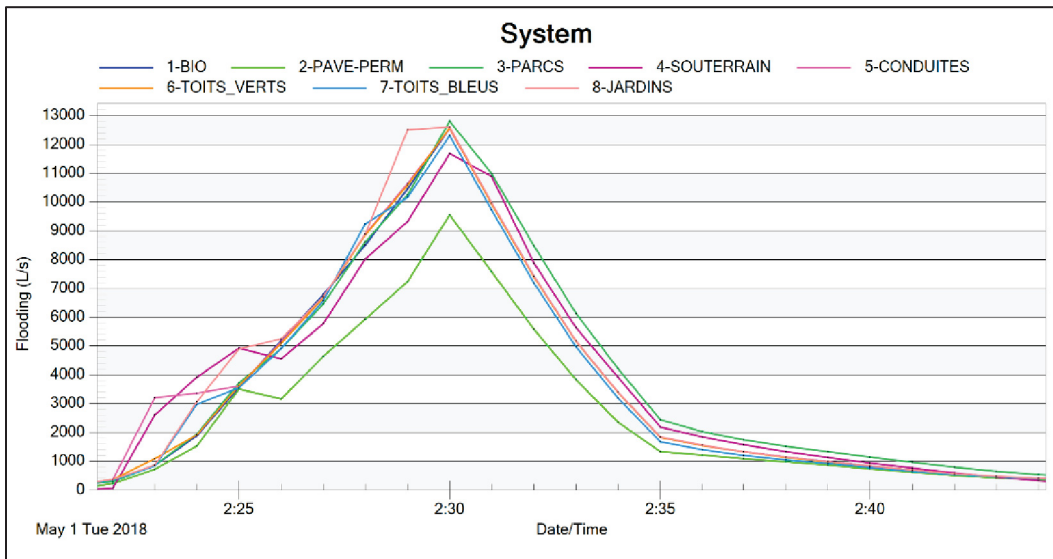


Figure-A II-1 Débit de débordement simulé lors d'un pic de débordement

Tableau-A II-1 Volume total de débordement simulé (m³)

Option	Volume de débordement (m ³)
Conduites surdimensionnées (CS)	5879,8
Chambres souterraines (CH)	5793,4
Pavés perméables (PP)	4153,6
Toits bleus (TB)	5623,1
Toits verts (TV)	5523,4
Biorétention (BIO)	5775,1
Jardins de pluie (JP)	5840,7
Parcs éponges (PE)	5895,8

Les résultats montrent que les pavés perméables (PP) ont la meilleure performance, avec un volume d'environ 4150 m³, nettement inférieur à celui des autres options. Leur efficacité repose sur leur capacité d'infiltration élevée, qui réduit directement le ruissellement généré à la source et diminue de façon importante la quantité d'eau qui atteint le réseau (infiltration). Les options TV, TB, CH, BIO, et JP présentent des volumes intermédiaires variant entre 5520 et 5840 m³. Elles contribuent à la réduction des débordements, soit en favorisant l'infiltration ou en retardant le transfert vers le réseau mineur. Les performances les plus faibles sont observées pour les stratégies CS et PE, qui présentent des volumes d'environ 5900 m³.

Outre les pluies de conception, il est reconnu que des événements de pluie observés, tels que certains épisodes extrêmes récents survenus dans la région métropolitaine de Montréal, auraient également pu être utilisés pour évaluer les volumes de débordement du système. Contrairement aux pluies synthétiques, ces événements réels présentent généralement des durées plus longues, marquées par plusieurs pics d'intensité successifs (Figure-A II-2). De tels événements peuvent engendrer des mécanismes d'inondation différents, liés aux effets cumulatifs (ex. saturation du sol), plutôt qu'au dépassement ponctuel de capacité associé à un pic unique.

Afin d'illustrer l'impact de ce type d'événement réel, une simulation supplémentaire a été réalisée pour la pluie du 9 août associée à la tempête tropicale Debby (Figure-A II-2), pour deux options, soit la biorétention (BIO) et les pavés perméables (PP). Pour cet événement, les volumes de débordements simulés sont faibles en comparaison de ceux obtenus pour la pluie de conception de type Chicago 100 ans. L'analyse de la tempête Debby montre que, bien que les cumuls observés dépassent les seuils associés à une période de retour de 100 ans, le débit de pointe généré est comparable à celui d'une pluie synthétique de type Chicago d'environ 10 ans majorée (Ville de Laval, 2025). En revanche, la réponse hydraulique du système est plus étalée dans le temps, ce qui requiert une durée de simulation plus longue, pratiquement le double de celle initialement considérée, pour capter adéquatement la vidange complète du système. Toutefois, même en prolongeant la durée de simulation, l'utilisation d'un tel événement réel comme base de comparaison principale pour le critère T1 limiterait la capacité à discriminer efficacement entre les huit options, en raison de la faible amplitude de volumes de débordements observés. En effet, tel que discuté précédemment, la capacité du réseau à cet endroit est de 10 ans, donc l'événement Debby n'a pas produit des volumes de débordements importants, comparativement à la pluie synthétique (Figure-A II-2). Ces résultats confirment que l'utilisation d'une pluie synthétique de récurrence 100 ans était mieux adaptée au contexte de l'AMCD, car elle permet de générer des écarts marqués entre les options pour le critère T1.

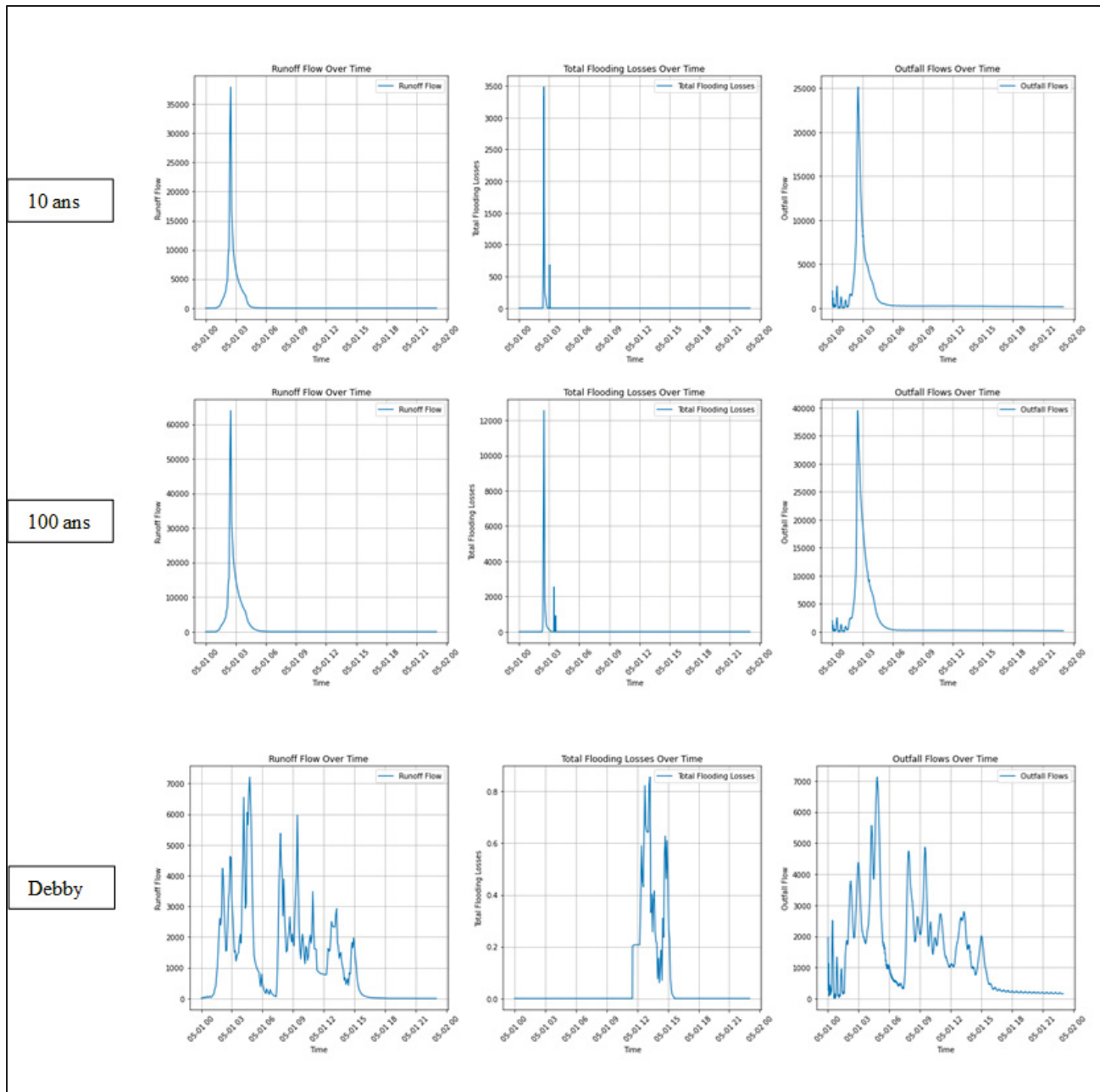


Figure-A II-2 Pluies synthétiques 10 ans, 100 ans et pluie réelle 9 août 2024 pour l’option BIO, impact sur le volume de ruissellement, le volume de débordement et le débit sortant.

I.8 Résultats du critère T2 : Conformité réglementaire

Le critère technique T2 (conformité réglementaire) a été calculé en prenant le débit total sortant du modèle PCSWMM (correspondant à la somme des débits aux exutoires) pour un événement de 25 ans (58 mm), conformément aux exigences du règlement 20-030 de la ville de Montréal. Ce règlement impose un taux de rejet maximal de 35 L/s/ha, qui constitue la limite supérieure admissible pour prévenir la surcharge du réseau municipal. Pour le bassin versant étudié (5,35 km²), le débit réglementaire maximal est donc d'environ 18 700 L/s.

Les débits de pointe observés (Appendice B) se situent entre ~37 000 et 38 500, soit environ deux fois le débit maximal autorisé par le règlement. Cela reflète la vulnérabilité du secteur, car même avec l'ajout de 1 M\$ d'IVB, la pluie de 25 ans génère un débit sortant excédant largement la capacité réglementaire du réseau. Bien que toutes les stratégies dépassent le seuil, les courbes montrent des variations entre les stratégies : PP et PE présentent les plus faibles débits de pointe, BIO, et JP génèrent des débits intermédiaires, CS est parmi les plus élevés, car cette stratégie ne gère pas l'eau à la source et TV a un effet limité à l'échelle du bassin versant.

Pour chaque option, le ratio T2 a donc été calculé en divisant le débit sortant simulé (Q_{sim}) par le débit maximal autorisé :

$$T_2 = \frac{Q_{sim} (L/s)}{18700 L/s} \quad (I.1)$$

Un ratio supérieur à 1 signifie une non-conformité réglementaire, avec un dépassement plus ou moins marqué.

I.9 Résultats du critère T3 : Durée de vie utile

Le critère technique T3 (durée de vie utile) permet d'évaluer la longévité de chaque option avant qu'une réhabilitation majeure ne soit nécessaire (Tableau-A II-2). Les valeurs utilisées proviennent de fiches techniques, de rapports et de la littérature en supposant un entretien adéquat. Généralement, les infrastructures grises présentent des durées de vie plus longue, alors que les IV possèdent une longévité plus courte, mais variable et fortement dépendante de l'entretien et du climat (US EPA, 2023).

Tableau-A II-2 Durée de vie estimée pour chaque option

Option	Durée de vie moyenne	Source
Conduites surdimensionnées	70	(ACPA [American Concrete Pipe Association], 2016)
Chambres souterraines	50	(Peterson, Gallagher et Spatari, 2022)
Pavés perméables	30	(Hung, Li et Swei, 2021)
Toits bleus	30	(Pique, Blanchet et Breton, 2023; US EPA, 2014a; Minnesota Pollution Control Agency, 2025b)
Toits verts	40	
Jardins de pluie	50	(Malaviya, Sharma et Sharma, 2019; Sustainable Technologies Evaluation Program, 2019; US EPA, 2023)
Biorétention		
Parcs éponges	75*	(Montréal [s d]; Constructo, 2018; Montréal, [s d])
*Cette valeur a été déterminée en calculant la différence entre la date d'inauguration (année de création du parc) et la date du dernier réaménagement majeur documenté.		

I.10 Résultats du critère E1 : Qualité de l'eau

Les résultats du critère E1 représentent la charge totale de matières en suspension (MES) rejetée aux exutoires du bassin versant lors de l'événement de pluie de qualité, soit de 25 mm. Ce critère vise à quantifier la performance environnementale des différentes options en matière de réduction des polluants exportés vers les milieux récepteurs lors de surcharges. PCSWMM permet l'extraction de la masse totale de MES en intégrant les concentrations simulées et les débits aux exutoires.

La Figure-A II-3 illustre l'évolution des concentrations de MES à l'un des exutoires principaux du bassin versant (5117612). Cet exutoire a été retenu à titre d'exemple, car il présente un débit important et des concentrations élevées, permettant de visualiser les différences entre les options. Toutes les stratégies suivent une décroissance progressive des concentrations au fil de l'événement de pluie, cohérente avec la réduction graduelle du ruissellement dans le réseau. Il est possible d'observer des concentrations plus faibles pour les IVB que pour les stratégies souterraines.

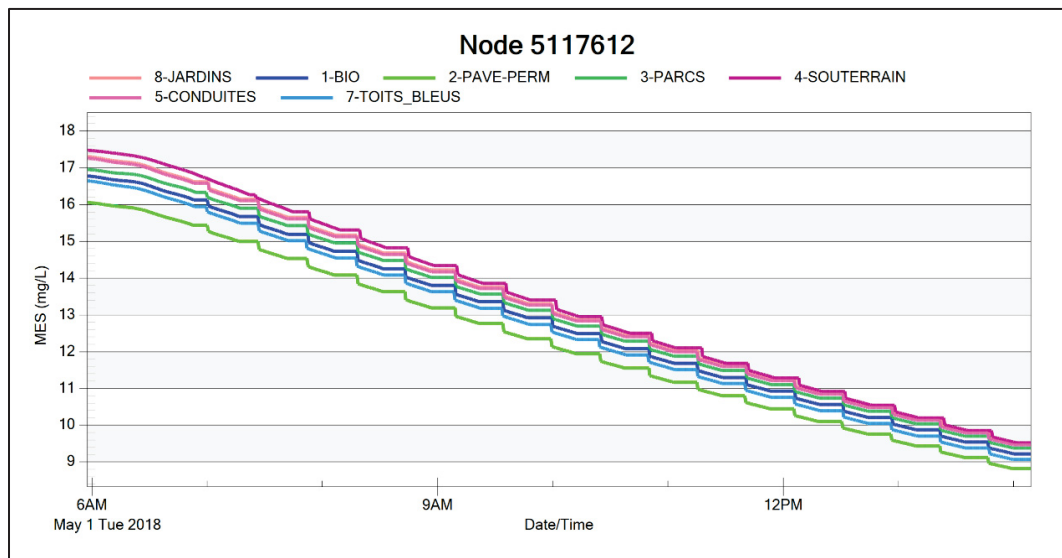


Figure-A II-3 Concentrations de MES simulées au nœud 5117612 du modèle PCSWMM

Les résultats (Tableau-A II-3) montrent que les pavés perméables (PP) constituent l'option la plus performante sur ce critère, avec une charge totale d'environ 482 kg. Cette performance s'explique par leur capacité à réduire le ruissellement à la source, diminuant la quantité d'eau chargée en sédiments atteignant les exutoires. Les options CH, BIO, PE et TB présentent des charges modérées variant entre 538 et 544 kg, puis les options CS, TV et JP présentent les charges les plus élevées.

Tableau-A II-3 Charge totale de MES rejetés (tous exutoires combinés lors de la pluie qualité de 25 mm)

Option	Charge totale de MES (kg)
Conduites surdimensionnées (CS)	551,763
Chambres souterraines (CH)	543,560
Pavés perméables (PP)	482,248
Toits bleus (TB)	538,987
Toits verts (TV)	553,411
Jardins de pluie (JP)	549,436
Biorétention (BIO)	541,789
Parcs éponges (PE)	544,066

I.11 Résultats du critère E2 : Empreinte carbone

Les résultats du critère E2 révèlent une variabilité importante de l’empreinte carbone entre les différentes options. Les valeurs obtenues se situent entre 31 t CO₂-éq pour les toits bleus et 370 t CO₂-éq pour les pavés perméables. Les IV, tels la biorétention, les jardins de pluie et les toits verts présentent les empreintes carbonées les plus faibles (environ 35 t CO₂-éq), tandis que les stratégies comme les chambres souterraines et les pavés perméables affichent parmi les valeurs les plus élevées (environ 350 t CO₂-éq). Les conduites surdimensionnées ont une position intermédiaire avec environ 150 t CO₂-éq.

Tableau-A II-4 Empreinte carbone pour chaque option

Option	Empreinte carbone (t CO ₂ eq)
Conduites surdimensionnées	151,818
Chambres souterraines	346,929
Pavés perméables	369,864
Toits bleus	30,923
Toits verts	38,642
Jardins de pluie	32,672
Biorétention	31,792
Parcs éponges	48,600

Les pavés perméables constituent l’option dont l’empreinte carbone est la plus élevée à investissement égal (1 M\$). Ce résultat est cohérent avec la littérature. Par exemple, Wang *et al.* (2024) rapportent une intensité carbone d’environ 110 kg CO_{2, eq}/m², alors que la présente étude estime cette valeur à 66 kg CO_{2, eq}/m². Bien que ces valeurs diffèrent, elles demeurent du même ordre de grandeur et les écarts s’expliquent principalement le fait que Wang inclut les phases d’entretien, alors que la présente analyse se limite à la phase de construction. Les résultats pour les IV concordent également avec la littérature. Par exemple, Kavehei *et al.* (2018) montrent que les systèmes tels les jardins de pluie, noues et ouvrages de biorétention présentent une faible empreinte carbone initiale.

I.12 Résultats du critère E4 : Îlots de chaleur urbains

Le critère environnemental E4 vise à évaluer la capacité des options à réduire les ICU. Dans cette étude, l'ETP simulée par PCSWMM a été retenue comme proxy de ce phénomène. Les valeurs obtenues avec le modèle correspondent à l'ETP totale générée pendant une simulation d'environ deux mois d'été.

Les résultats (Tableau-A II-5) montrent que l'option des toits bleus (TB) présente la valeur d'ETP la plus élevée (~245 mm) lors de la simulation de 62,5 jours. Cette performance est liée à la grande superficie pouvant être construite avec un budget de 1 M\$, ce qui augmente la surface d'eau disponible pour l'évaporation. La capacité de stockage temporaire en surface crée ainsi des conditions favorables à une évaporation plus importante que pour les autres options, même si celles-ci incluent de la végétation (BIO, JP et TV). À l'inverse les pavés perméables (PP) génèrent la plus faible valeur d'ETP (~211 mm). Ce résultat s'explique par deux phénomènes. D'abord, les PP augmentent la surface imperméable et ensuite, leur forte capacité d'infiltration réduit la quantité d'eau disponible en surface pour l'évaporation.

Tableau-A II-5 Évapotranspiration totale (proxy de réduction des îlots de chaleur urbains)

Option	Évapotranspiration (mm)
Conduites surdimensionnées (CS)	229,44
Chambres souterraines (CH)	229,46
Pavés perméables (PP)	211,34
Toits bleus (TB)	243,16
Toits verts (TV)	230,63
Jardins de pluie (JP)	229,73
Biorétention (BIO)	232,12
Parcs éponges (PE)	229,48

I.13 Résultats du critère F1 : Coût d'entretien et maintenance

Le critère financier F1 correspond au coût d'entretien et maintenance actualisé sur un horizon de 25 ans pour chacune des infrastructures étudiées. Ce coût a été estimé à partir des courbes de coûts issues du STEP. Les équations suivantes expriment le coût unitaire (\$/m lin. ou \$/m² ou \$/ m³ selon l'unité fonctionnelle) en fonction de la surface d'implantation de l'infrastructure (A), de son volume (V) ou de sa longueur dans le cas d'infrastructures linéaires (L).

Les courbes STEP ont la particularité de suivre des relations non linéaires, reflétant les économies d'échelle ou, au contraire, les surcoûts associés à de petites installations. Par exemple, plusieurs courbes basées sur une relation de type $C=\alpha/A+\beta$ montrent que le coût unitaire décroît lorsque la surface augmente, tandis que les bassins secs (parcs éponges) suivent une loi logarithmique liée au volume d'entreposage. Pour les options ne disposant pas de courbes STEP (p. ex. conduites surdimensionnées ou toits bleus), des formules internes ont été développées à partir de données d'ingénierie, d'hypothèses de cycles de maintenance et de facteurs d'actualisation normalisés.

Tableau-A II-6 Courbes de coût unitaire d'O&M (25 ans) par unité fonctionnelle

Infrastructure (unité fonctionnelle)	Formule du coût unitaire (\$/m.lin ou \$/m ² ou \$/m ³)
Conduites surdimensionnées (100 m)	$200 \frac{1 - \left(\frac{1 + 0,03}{1 + 0,05}\right)^{25}}{0,05 - 0,03} + \frac{89,695}{L_{OC}}$
Chambres souterraines (215 m ²)	$\frac{3215,83}{A_{UC}} + 9,06$
Pavés perméables (800 m ²)	$\frac{2483,78}{A_{PP}} + 47,26$
Toit bleu (900 m ²)	$\frac{1 - \left(\frac{1 + 0,03}{1 + 0,05}\right)^{25}}{0,05 - 0,03} \cdot \frac{(400 \cdot 2 + 300 + 800)}{A_{BR}}$
Toit vert (300 m ²)	$\frac{-1007,74}{\log_{10}(A_{GR})^3} + 763,61$
Jardin de pluie (200 m ²)	$\frac{251,57}{A_{RG}} + 121,23$
Biorétention (150 m ²)	$\frac{1106,06}{A_{BIO}} + 121,23$
Parcs éponges (200 m ³)	$\frac{42\,052,26}{\log_{10}(V_{SP})^{5,1}} - 5,92$
*Des formules ont été développées à l'interne pour les conduites surdimensionnées et les toits bleus, en suivant la méthodologie du STEP.	

Les résultats (Tableau-A II-7) montrent que les parcs éponges représentent l'option la plus économique. Cette valeur très faible s'explique par la nature passive de l'infrastructure, qui

nécessite un entretien minimal. Les chambres souterraines constituent la deuxième stratégie la plus avantageuse, dont le coût est principalement lié aux inspections et au nettoyage périodique des modules. Les IVB tels que les pavés perméables, biorétention et jardins de pluie, présentent des coûts intermédiaires, qui reflètent les besoins d'entretien régulier associés à la végétation, au substrat, à la gestion des sédiments et au maintien des performances hydrauliques. Les coûts les plus élevés sont observés pour les conduites surdimensionnées et les toits verts et bleus. Pour les toits bleus, le prix est élevé en raison de la superficie construite avec le budget de 1 M\$ et non en raison de la complexité de l'entretien (maintien des avaloirs et de la membrane). Pour les toits verts, un entretien intensif est requis (remplacement de végétaux, inspection des systèmes de drainage), ce qui justifie leur position. Globalement, le critère F1 met en évidence une dispersion marquée des coûts d'entretien cumulés sur 25 ans, opposant les stratégies passives aux infrastructures nécessitant une maintenance intensive, tout en illustrant l'influence directe de la superficie totale construite sous un budget fixe de 1 M\$.

Tableau-A II-7 Coût d'entretien et de maintenance (25 ans) par infrastructure

Infrastructure	Coût d'entretien et maintenance (\$/an)
Conduites surdimensionnées (CS)	1 015 564,78 \$
Chambres souterraines (CH)	57 641,64 \$
Pavés perméables (PP)	282 042,46 \$
Toit bleu (TB)	1 015 326,19 \$
Toit vert (TV)	1 819 630,21 \$
Jardin de pluie (JP)	416 458,69 \$
Biorétention (BIO)	289 358,40 \$
Parcs éponges (PE)	2 604,83 \$

I.14 Résultats du critère S4 : Durée de construction

Les résultats démontrent une grande variabilité d'un type d'infrastructure à l'autre (Tableau-A II-8). Les conduites surdimensionnées présentent la durée la plus élevée, avec environ 55 jours de travail pour 100 m de tronçon, principalement en raison des opérations séquentielles de soutènement de tranchée (~17 jours), de pose des conduites (~17 jours) et de compactage des remblais (~15 jours). Les pavés perméables présentent aussi un délai considérable (~26 jours), notamment en raison de la pose manuelle des pavés. À l'inverse, les toits bleus (~6 jours) et les jardins de pluie (~5 jours) se démarquent par une mise en œuvre rapide, ce qui limite les perturbations en milieu urbain. Les autres options se situent dans une plage intermédiaire de 8 à 14 jours. Globalement, ces résultats démontrent que les stratégies nécessitant des excavations profondes sont associées aux durées de chantier les plus longues, tandis que les IV (ouvrages de surface) et les interventions au toit, permettent de limiter la durée des travaux et ainsi de réduire les perturbations pour les citoyens et améliorer l'acceptabilité sociale.

Tableau-A II-8 Durée de construction estimée pour chaque unité fonctionnelle

Infrastructure (unité fonctionnelle)	Durée de construction estimée
Conduites surdimensionnées (100 m)	55,2
Chambres souterraines (215 m ²)	8,38
Pavés perméables (800 m ²)	25,6
Toit bleu (900 m ²)	5,80
Toit vert (300 m ²)	12,8
Jardin de pluie (200 m ²)	5,07
Biorétention (150 m ²)	13,2

ANNEXE III

Courbes de coût

Les coûts de construction de différentes alternatives ont été estimés à l'aide de courbes de coût unitaire issues du STEP (Toronto and Region Conservation Authority, 2019), largement utilisées pour l'évaluation économique des IVB. Ces courbes expriment le coût de construction en fonction de l'unité fonctionnelle propre à chaque type d'infrastructure (mètre linéaire, surface ou volume). Ces courbes permettent d'intégrer la notion d'économie d'échelle pour des projets de plus grande envergure. Dans le cadre de cette étude, les équations du STEP ont été retenues lorsque des typologies comparables étaient disponibles. Pour certaines interventions non couvertes par le STEP (conduites surdimensionnées et toits bleus), des formules ont été développées à l'interne, suivant la même logique méthodologique que le STEP, soit en considérant les coûts associés à la main d'œuvre, aux matériaux et équipements, puis les études techniques. Le Tableau-A III-1 présente l'ensemble des courbes de coût unitaire de construction utilisées dans l'analyse, ainsi que la correspondance entre chaque alternative et la typologie STEP retenue. Ces courbes assurent une comparabilité cohérente entre les différentes stratégies évaluées dans le cadre de l'analyse multicritère.

Tableau-A III-1 Courbes de coût unitaire de construction par unité fonctionnelle (STEP et formules développées à l'interne)

Infrastructure (unité fonctionnelle)	Formule du coût unitaire (\$/m.lin ou \$/m² ou \$/m³) de construction	Correspondance STEP (courbe)
Conduites surdimensionnées (100 m)	Modèle interne basé sur les activités + matériaux + main-d'œuvre $\frac{3174,6}{L_{CS}} + 3720,321$ (Pour $0 < L \leq 100 \text{ m}$)	Aucune
Chambres souterraines (215 m ²)	$\frac{13485,69}{A_{CH}} + 260,56$	Infiltration chamber
Pavés perméables (800 m ²)	$\frac{10798,55}{A_{PP}} + 162,08$	Permeable pavement (with underdrain)
Toit bleu (900 m ²)	Modèle interne basé sur les drains + membranes + main-d'œuvre + études $32,71 + \frac{5000}{A_{TB}}$	Aucune
Toit vert (300 m ²)	$\frac{778,27}{\log_{10}(A_{TV})^3} + 359,98$	Green roof - 5 stories
Jardin de pluie (200 m ²)	$\frac{15553,7}{A_{JP}} + 207,01$	Bioretention - without underdrain
Biorétention (150 m ²)	$\frac{22429,57}{A_{BIO}} + 294,05$	Bioretention - with underdrain
Parcs éponges (200 m ²)	$\frac{62438,63}{\log_{10}(V_{PE})^{5,1}} - 21,53$	Dry pond (without forebay)
*Des formules ont été développées à l'interne pour les conduites surdimensionnées et les toits bleus, en suivant la méthodologie du STEP.		

APPENDICE A

LISTE DES CONTRIBUTIONS SCIENTIFIQUES

A.1 Articles scientifiques, journal avec jury (soumis)

McGrory, M., Marleau Donais, F., & Martel, J-L. (2026). A Multicriteria Framework for Prioritizing Urban Flood Adaptation Strategies to Support Municipal Decision Making. Soumis à Blue-Green Systems (IWA).

A.2 Autres contributions évaluées par les pairs

McGrory, M., Marleau Donais, F., & Martel, J-L. (2025). Urban flood adaptation strategies: a multi-criteria approach to sustainable decision-making. Présentation orale, Congrès national de l'ACRH/CWRA National Conference, Penticton (C.-B.), 27 mai 2025.

McGrory, M., Marleau Donais, F., & Martel, J-L. (2025). Prioritizing urban flood adaptation strategies: a multi-criteria approach. Présentation orale, Conférence internationale JOPT sur l'optimisation, Montréal (QC), 14 mai 2025.

McGrory, M., Marleau Donais, F., & Martel, J-L. (2025). Optimizing blue and green infrastructure in a sustainable multi-criteria analysis. Affiche scientifique, ICWMM, Toronto (ON), 4 mars 2025.

A.3 Autres présentations scientifiques/contributions connexes

McGrory, M., Marleau Donais, F., & Martel, J-L. (2025). CSHS Webinar : CWRA Student Award Winners. Webinaire de la Société canadienne des sciences hydrologiques (CSHS), 20 novembre 2025.

McGrory, M., Marleau Donais, F., & Martel, J-L. (2025). Journée de la recherche. Montréal, 17 novembre 2025

McGrory, M., Marleau Donais, F., & Martel, J-L. (2025). Adaptation strategies for urban flood resilience: integrating multi-criteria decision-making. Conférence invitée, 8e Symposium canadien de l'AICE (National), Montréal (QC), 13 novembre 2025.

APPENDICE B

MATÉRIELS SUPPLÉMENTAIRES DE L'ARTICLE (CHAPITRE 3)

SUPPLEMENTARY MATERIAL

The supplementary material includes the following:

- Performance table (Table S-1) with the results on all 14 criteria for each of the eight options,
- Performance table (Table S-2) regarding discussed results for the cost sensitivity analysis (performance on T1, T2, E1, E4, F1 and E2) for BIO, SP and UC,
- Qualitative criteria evaluation grids (S-3 to S-8),*
- PROMETHEE I and II Script available [here](#)

**Ces tableaux ont été exclus du présent mémoire, car ils sont déjà présentés à l'annexe i.*

Table S-1 Performance measures per criterion and option (L = lower preferred, H= higher preferred, ranks shown in parentheses). OC: Oversized Conduits, UC: Underground Chambers, PP: Permeable Pavers, BR: Blue Roofs, GR: Green Roofs, BIO: Bioretention, RG: Rain Gardens, SP: Sponge Parks

Criterion-Preference	OC	UC	PP	BR	GR	BIO	RG	SP
Flood volume (m ³)-L	5879.8 (7)	5793.4 (4)	4153.6 (1)	5623.1 (3)	5523.4 (2)	5775.1 (5)	5840.7 (6)	5895.8 (8)
Outflow ratio-L	2.063 (7)	2.013 (3)	2.000 (1)	2.060 (5)	2.065 (8)	2.040 (4)	2.062 (6)	2.003 (2)
Service life (yrs) -H	70 (2)	50 (3)	30 (6)	30 (6)	40 (5)	50 (3)	50 (3)	75 (1)
Maintenance complexity-L	5 (7)	2 (3)	2 (3)	1 (1)	5 (7)	1 (1)	2 (3)	3 (6)
TSS load (kg) -L	551.763 (7)	543.560 (4)	482.248 (1)	538.987 (2)	553.411 (8)	541.789 (3)	549.436 (6)	544.066 (5)
Carbon footprint (t CO ₂ -eq) -L	151.8 (5)	346.9 (7)	369.9 (8)	30.9 (1)	38.6 (4)	31.8 (2)	32.7 (3)	48.6 (6)
Air quality-H	0 (4)	0 (4)	0 (4)	0 (4)	4 (3)	5 (1)	5 (1)	4 (3)
Evapotranspiration (mm)-H	229.44 (7)	229.46 (6)	211.34 (8)	243.16 (1)	230.63 (3)	229.73 (4)	232.12 (2)	229.48 (5)
Biodiversity-H	0 (5)	0 (5)	0 (5)	0 (5)	4 (4)	5 (1)	5 (1)	5 (1)
O&M costs (\$) -L	1,015,564.8 (6)	57,641.6 (2)	282,042.5 (4)	1,015,326.2 (5)	1,819,630.2 (8)	289,358.4 (3)	416,458.7 (5)	2,604.8 (1)
Road safety-H	0 (3)	0 (3)	0 (3)	0 (3)	0 (3)	5 (1)	0 (3)	2 (2)
Aesthetics-H	0 (4)	0 (4)	3 (3)	0 (4)	4 (2)	5 (1)	4 (2)	4 (2)
Community benefit—H	0 (4)	0 (4)	1 (3)	0 (4)	4 (2)	4 (2)	4 (2)	5 (1)
Construction time (days)-L	55 (8)	8 (3)	25 (6)	5 (1)	12 (4)	13 (5)	5 (1)	14 (7)

As mentioned in the discussion section, only four criteria were derived from PCSWMM simulations and the results for each of these indicators are detailed below: flood volume (T1), regulatory compliance (T2), water quality (E1) and urban heat-island mitigation (E4).

Flood volume (T1)

A 100-year and 3-hour Chicago design storm was simulated to assess the capacity of each option to reduce system flooding. The total flood volume over the 13-hour simulation is used as the T1 indicator. Permeable pavers (PP) achieve the lowest overflow ($\sim 4100 \text{ m}^3$), outperforming all other strategies due to their high infiltration capacity (Techo-Bloc, 2025). Intermediate performances were observed for BR, GR, UC, BIO and RG ($\sim 5500\text{-}5800 \text{ m}^3$). OC and SP show the highest flood volumes ($\sim 5900 \text{ m}^3$). These results are consistent with Benoit et al. (2025), who demonstrated that infiltration-based infrastructure provides the greatest reduction in surface flooding by limiting the volume of runoff that reaches the minor system, while traditional grey infrastructure provide limited relief because they tend to delay runoff rather than reduce it.

Regulatory compliance or flow ratio (T2)

The regulatory criterion T2 evaluates compliance with Montreal's stormwater management by-law (Ville de Montréal, 2025c) using a 25-year, 58 mm design storm. Peak outflows were compared to the allowable limit of 35 L/s/ha, corresponding to a total of 18,700 L/s for the 535-ha watershed. Results indicate that all eight options exceed the regulatory threshold, meaning that the 1M CAD\$ investment scenario cannot reduce peak flows to meet regulatory limits. Nevertheless, all strategies produce measurable reductions in peak flows relative to existing conditions, demonstrating that even a limited investment can meaningfully improve the current situation. Under the standardized budget considered, peak flow reductions reach up to approximately 3%. Also, differences between the options still emerge. PP and SP generate the lowest peaks, BIO and RG are intermediate, while OC produces among the highest peaks. It is important to note that SP perform well on regulatory compliance even though they present some of the highest flood volumes in T1.

Water quality or TSS loads (E1)

Total suspended solids (TSS) are a key indicator of wet-weather pollution, as most contaminants are bound to TSS during storm events (Hannouche, Chebbo et Joannis, 2014 ; Burton et Pitt, 2001). For this reason, TSS was selected as the sole water-quality indicator in the MCDA framework. Including additional pollutants such as total phosphorus would introduce redundancy, since it is strongly correlated with TSS loads. In Quebec, a 25 mm rainfall event is used to evaluate water-quality performance, representing approximately 90% of annual rainfall events (Gouvernement du Québec, 2020).

Accordingly, in this study, the total TSS mass at the outfalls during a 6-hour, 25 mm storm was extracted from PCSWMM and used as the performance measure for criterion E1. In this study, only pollutant wash off processes were activated in the water-quality module, consistent with recommendations from Ansari et al. (2024), who note that pollutant buildup tends to remain limited in urban catchments exposed to frequent rainfall.

Nevertheless, an initial buildup of 95 kg/ha of TSS was applied to represent the “first-flush” as suggested by Ansari et al. (2024). The water-quality component was modelled using a simplified EMC (event mean concentration)-based approach, as there was not any local pollutant monitoring data available for calibration. Within the context of this decision-support framework, maintaining a consistent and simplified representation of TSS was preferable to introducing additional process complexity that could not be validated (Grayson *et al.*, 2002 ; Rossman, 2016). The EMC values assigned in the model were derived from literature on urban runoff characteristics and specified as follows: 180 mg/L for ICI (institutional, commercial, industrial) areas, 120 mg/L for public rights-of way, 65 mg/L for residential areas and 20 mg/L for natural and green spaces (Behrouz et al., 2024; Chaudhary et al., 2025; DOEE [Department of Energy and Environment] District of Columbia, 2014; Burton and Pitt, 2001; Jung et al., 2013; Lin, 2004).

What is most important for the analysis within the PROMETHEE framework is the relative behaviour of the options when subject to identical modelling assumptions (relative magnitude of TSS loads), since the analysis relies on pairwise comparisons. The results indicate that PP achieved the lowest TSS load of ~ 480 kg. This strong performance is consistent with previous studies (Abduljaleel, Chikabvumbwa et Haq, 2025 ; Rossi *et al.*, 2005 ; Scholz et Grabowiecki, 2007). Other strategies (UC, BIO, SP, OC, GR, RG and BR) produced similar and higher loads (~ 540 - 550 kg). Under the EMC formulation used in PCSWMM, pollutants loads vary in direct proportion to the runoff delivered during the event (Rossman, 2016), which explains PP's high performance.

Urban heat-island mitigation (E4)

Evaporation (E) in the presence of vegetation was selected as the proxy indicator for urban heat island (UHI) effect because it is the dominant mechanism through which BGI reduce urban temperatures (Kubilay, Derome et Carmeliet, 2019 ; Rahmani et Sharifi, 2025 ; Wu *et al.*, 2024). In this study, evaporation was extracted from a continuous 62.5-day warm season simulation, allowing the model to capture the cumulative cooling potential of each option over a summer period. In this study, BR exhibit the highest evaporation (~ 243 mm), likely related to their large deployable area within the 1M CAD\$ framework providing an extensive surface for heat exchange with the atmosphere. Also, the controlled-flow roof drains allow water to remain on the roof for up to 24 hours (Régie du bâtiment du Québec, 2019), which ensures water availability for evaporation. Strategies including vegetation (BIO, RG and GR) also show high E values (~ 230 - 232 mm), consistent with the well-established understanding that vegetation enhances heat flux through transpiration (Wu *et al.*, 2024). PP present the lowest E (~ 211 mm), due to the increase in impervious surfaces and their high infiltration rate, which rapidly reduces water available for evaporation at the surface.

Table S-2 Performances for BIO, SP and UC off the T1, T2, E1, E4, F1 and E2 criteria.

Option	Criterion	Baseline	-30%	Δ -30%	+30%	Δ +30%
BIO	T1	5775.13	5595.27	-3.11%	5659.42	-2.00%
BIO	T2	2.1109	2.1183	+0.35%	2.1035	-0.35%
BIO	E1	541.79	544.09	+0.43%	538.60	-0.59%
BIO	E4	229.73	229.73	0.00%	229.73	0.00%
BIO	F1	289,358	192,906	-33.33%	385,811	+33.33%
BIO	E2	31.79	21.46	-32.50%	40.05	+25.97%
SP	T1	5895.78	6719.81	+13.98%	5789.80	-1.80%
SP	T2	2.0688	2.0761	+0.35%	2.0600	-0.42%
SP	E1	544.07	545.37	+0.24%	542.12	-0.36%
SP	E4	229.48	229.48	0.00%	229.48	0.00%
SP	F1	2,605	1,563	-40.00%	3,647	+40.00%
SP	E2	48.62	43.20	-11.15%	54.04	+11.15%
UC	T1	5793.36	5273.93	-8.97%	5281.83	-8.83%
UC	T2	2.1008	2.1086	+0.37%	2.0780	-1.09%
UC	E1	543.56	543.96	+0.07%	545.12	+0.29%
UC	E4	229.46	229.46	0.00%	229.46	0.00%
UC	F1	57,642	36,026	-37.50%	72,052	+25.00%
UC	E2	346.93	216.72	-37.53%	433.62	+24.99%

Note: Shaded columns (Δ -30% and Δ +30%) report the relative percentage change in criterion performance compared to the baseline scenario. All other columns present absolute performance values corresponding to each investment scenario.

While best and worst performing strategies are robust, others are more sensitive and can change positions depending on the investment scenario. As mentioned in the discussion section, only six criteria (E1, E2, E4, F1, T1 and T2) were affected by the variation in investment levels. Firstly, some criteria exhibited only minor variations across the three investment levels, including T1, T2, E1 and E4. In all cases, performance differences remained on average below 3%, confirming that changes in the extent of implemented infrastructure have limited influence on watershed-scale hydraulics as well as water quality behaviour and reflects the nonlinear response of urban drainage systems. Consequently, variations in investment do not substantially affect the model outcomes, reinforcing the reliability of the multicriteria evaluation.

Secondly, other criteria evolved proportionally to the scale of implementation. This was the case for criteria F1 and E2. In fact, O&M costs varied on average between -35% and + 30%, while the carbon footprint changed between -31% and + 26%, consistent with the proportional variation in constructed surfaces and material quantities. These results indicate that although values fluctuate with investment level, the relative difference between options remain stable for best and worst ranking options.

The most notable change in ranking occurs for the UC option. This sensitivity stems from its variation on F1 and E2 criteria. Specifically, when investment decreases by 30%, UC experiences one of the largest reductions in O&M cost and carbon footprint (38%). Since these two criteria represent its main weaknesses, their improvement removes much of UC's penalty, allowing its hydraulic performance (T1, T2) to weigh more heavily in the MCDA.

This is why UC rises in the ranking under the -30% scenario. When investment increases by 30%, UC's cost and emissions rise by only around 25%, which is less than for most other options. As a result, UC's disadvantages grow less than those of the other options, improving its relative position.

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abduljaleel, Yasir, Sylvester Richard Chikabvumbwa et Faraz Ul Haq. 2025. « Assessing the efficacy of Permeable Interlocking Concrete Pavers (PICP) in managing stormwater runoff under climate change and land use scenarios ». *Journal of Hydrology*, vol. 646, p. 132329. <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.132329>>.
- Abduljaleel, Yasir, Ali Salem, Faraz ul Haq, Ahmed Awad et Mustapha Amiri. 2023. « Improving detention ponds for effective stormwater management and water quality enhancement under future climate change: a simulation study using the PCSWMM model ». *Scientific Reports*, vol. 13, n° 1, p. 5555. <<https://doi.org/10.1038/s41598-023-32556-x>>.
- Abi-Zeid, Irène, Francis Marleau Donais et Jérôme Cerutti. 2023. « Mutlicriteria Decision Aiding: Challenges in Real-Life Interventions ». In *Multicriteria Decision Aiding Interventions: Applications for Analysts*, sous la dir. de Norese, Maria Franca, Maria A. De Vicente y Oliva et Irène Abi-Zeid, p. 161-186. Cham : Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-28465-6_6>. Consulté le 31 octobre 2025.
- ACPA (American Concrete Pipe Association). 2016. « Concrete Pipe Durability ». <<https://resources.concretepipe.org/concrete-pipe-durability>>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Aghaloo, Kamaledin, Ayyoob Sharifi, Nader Habibzadeh, Tausif Ali et Yie-Ru Chiu. 2024. « How nature-based solutions can enhance urban resilience to flooding and climate change and provide other co-benefits: A systematic review and taxonomy ». *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 95, p. 128320. <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128320>>.
- Almaaitah, Tamer, Madison Appleby, Howard Rosenblat, Jennifer Drake et Darko Joksimovic. 2021a. « The potential of Blue-Green infrastructure as a climate change adaptation strategy: a systematic literature review ». *Blue-Green Systems*, vol. 3, n° 1, p. 223-248. <<https://doi.org/10.2166/bgs.2021.016>>.
- Almaaitah, Tamer, Madison Appleby, Howard Rosenblat, Jennifer Drake et Darko Joksimovic. 2021b. « The potential of Blue-Green infrastructure as a climate change adaptation strategy: a systematic literature review ». *Blue-Green Systems*, vol. 3, n° 1, p. 223-248. <<https://doi.org/10.2166/bgs.2021.016>>.
- Alves, Alida, Berry Gersonius, Arlex Sanchez, Zoran Vojinovic et Zoran Kapelan. 2018. « Multi-criteria Approach for Selection of Green and Grey Infrastructure to Reduce Flood Risk and Increase CO-benefits ». *Water Resources Management*, vol. 32, n° 7, p. 2505-2522. <<https://doi.org/10.1007/s11269-018-1943-3>>.

- Amin, M., Joko Sujono et Radiana Triatmadja. 2024. « Urban Flood Mitigation by Implementing LIDs (Case Study: Bendung Watershed in Palembang City) ». *Journal of Water Management Modeling*. <<https://doi.org/10.14796/JWMM.C526>>.
- Ansari, Mohd Sohib, Suresh Sharma, Felicia P. Armstrong, Mark Delisio et Sahar Ehsani. 2024. « Exploring PCSWMM for Large Mixed Land Use Watershed by Establishing Monitoring Sites to Evaluate Stream Water Quality ». *Hydrology*, vol. 11, n° 7, p. 104. <<https://doi.org/10.3390/hydrology11070104>>.
- Ashraf, Muhammad Usman, Muhammad Masood, Mudassar Iqbal, Muhammad Farhan Ahsan et Anees ul Mustafa. 2024. « Ascertainment of the most suitable water harvesting sites in a data-scarce region via an integrated PROMETHEE-II–AHP method in GIS environment ». *Water Practice and Technology*, vol. 19, n° 3, p. 796-811. <<https://doi.org/10.2166/wpt.2024.052>>.
- Backhaus, Antje et Ole Fryd. 2013. « The aesthetic performance of urban landscape-based stormwater management systems: a review of twenty projects in Northern Europe ». *Journal of Landscape Architecture*, vol. 8, n° 2, p. 52-63. <<https://doi.org/10.1080/18626033.2013.864130>>.
- Bana e Costa, Carlos A., Jean-Marie De Corte et Jean-Claude Vansnick. 2016. « On the Mathematical Foundations of MACBETH ». In *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*, sous la dir. de Greco, Salvatore, Matthias Ehrgott et José Rui Figueira, p. 421-463. New York, NY : Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3094-4_11>. Consulté le 16 octobre 2025.
- Bana E Costa, Carlos A. et Jean-Claude Vansnick. 1999. « The MACBETH Approach: Basic Ideas, Software, and an Application ». In *Advances in Decision Analysis*, sous la dir. de Meskens, Nadine et Marc Roubens, p. 131-157. Dordrecht : Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-0647-6_9>. Consulté le 12 septembre 2025.
- Bao, Yi, Zhou Huang, Ganmin Yin, Shuliang Ren, Xiaoqin Yan et Junnan Qi. 2025. « Quantifying the impact of building material stock and green infrastructure on urban heat island intensity ». *Building and Environment*, vol. 280, p. 113068. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2025.113068>>.
- Barrico, Lurdes, Helena Castro, António Pereira Coutinho, Maria Teresa Gonçalves, Helena Freitas et Paula Castro. 2018. « Plant and microbial biodiversity in urban forests and public gardens: Insights for cities' sustainable development ». *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 29, p. 19-27. <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.012>>.
- Barwise, Yendle et Prashant Kumar. 2020. « Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: a practical review for appropriate plant species selection ». *npj Climate and Atmospheric Science*, vol. 3, p. 12. <<https://doi.org/10.1038/s41612-020-0115-3>>.

- Beaumont, Linda J. et Daisy Duursma. 2012. « Global Projections of 21st Century Land-Use Changes in Regions Adjacent to Protected Areas ». *PLOS ONE*, vol. 7, n° 8, p. e43714. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043714>>.
- Behrouz, Mina Shahed, David J. Sample, Odhiambo B. Kisila, Michael Harrison, Mohammad Nayeb Yazdi et Roja Kaveh Garna. 2024. « Parameterization of nutrients and sediment build-up/wash-off processes for simulating stormwater quality from specific land uses ». *Journal of Environmental Management*, vol. 358, p. 120768. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120768>>.
- Belton, Valerie et Theodor J. Stewart. 2002a. « Introduction ». In *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*, sous la dir. de Belton, Valerie et Theodor J. Stewart, p. 1-12. Boston, MA : Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1495-4_1>. Consulté le 10 septembre 2025.
- Belton, Valerie et Theodor J. Stewart. 2002b. « Outranking Methods ». In *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*, sous la dir. de Belton, Valerie et Theodor J. Stewart, p. 233-259. Boston, MA : Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1495-4_8>. Consulté le 8 décembre 2025.
- Benoit, Thomas, Jean-Luc Martel, Émilie Bilodeau, François Brissette, Alain Charron, Dominic Brulé, Gilles Rivard et Simon Deslauriers. 2025. « Limits of Blue and Green Infrastructures to Adapt Actual Urban Drainage Systems to the Impact of Climate Change ». *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, vol. 151, n° 2, p. 04025003. <<https://doi.org/10.1061/JIDEDH.IRENG-10330>>.
- Biella, Paolo, Luciano Bani, Enrico Caprio, Francesca Cochis, Olivia Dondina, Valentina Fiorilli, Andrea Genre, Rodolfo Gentili, Valerio Orioli, Rosa Ranalli, Pietro Tirozzi et Massimo Labra. 2025. « Biodiversity-friendly practices to support urban nature across ecosystem levels in green areas at different scales ». *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 105, p. 128682. <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128682>>.
- BNQ. 2025. 3660-004 - *Manuel de conception des réseaux d'égout municipaux*. Bureau de normalisation du Québec. <<https://bnq.qc.ca/fr/normalisation/genie-civil-et-infrastructures-urbaines/manuel-conception-reseaux-egout-municipaux.html>>. Consulté le 5 octobre 2025.
- Bossé, Catherine, Maude Lapointe, Colline Gombault, Arianne Blais et Lucie Grenon. 2022. « DONNÉES DE L'INVENTAIRE DES TERRES DU CANADA ET DU POTENTIEL AGRICOLE DU QUÉBEC ». *IRDA (Institut de recherche et de développement en agroenvironnement)*, p. 48.
- Bousquet, Morgane, Martijn Kuller, Sandrine Lacroix et Peter A. Vanrolleghem. 2023. « A critical review of multicriteria decision analysis practices in planning of urban green

- spaces and nature-based solutions ». *Blue-Green Systems*, vol. 5, n° 2, p. 200-219. <<https://doi.org/10.2166/bgs.2023.132>>.
- Brans, J. P., Ph. Vincke et B. Mareschal. 1986. « How to select and how to rank projects: The Promethee method ». *European Journal of Operational Research*, vol. 24, n° 2, p. 228-238. <[https://doi.org/10.1016/0377-2217\(86\)90044-5](https://doi.org/10.1016/0377-2217(86)90044-5)>.
- Brans, Jean-Pierre et Yves De Smet. 2016. « PROMETHEE Methods ». In *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*, sous la dir. de Greco, Salvatore, Matthias Ehrgott et José Rui Figueira, p. 187-219. New York, NY : Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3094-4_6>. Consulté le 16 octobre 2025.
- Brans, Jean-Pierre et Bertrand Mareschal. 1995. « The promethee VI PROCEDURE: How to differentiate hard from soft multicriteria problems ». *Journal of Decision Systems*, vol. 4, n° 3, p. 213-223. <<https://doi.org/10.1080/12460125.1995.10511652>>.
- Brans, Jean-Pierre et Bertrand Mareschal. 2005. « Promethee Methods ». In *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*, sous la dir. de Figueira, José, Salvatore Greco et Matthias Ehrgott, p. 163-186. New York, NY : Springer. <https://doi.org/10.1007/0-387-23081-5_5>. Consulté le 23 novembre 2025.
- Brown, Robert A. et Michael Borst. 2013. « Assessment of Clogging Dynamics in Permeable Pavement Systems with Time Domain Reflectometers ». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 139, n° 10, p. 1255-1265. <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000734](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000734)>.
- Burton, Jr G. Allen et Robert Pitt. 2001. *Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers*. Boca Raton : CRC Press, 928 p. <<https://doi.org/10.1201/9781420036244>>.
- CERIU. 2024. « Bilan 2024 du Portrait des infrastructures en eau des municipalités du Québec-PIEMQ ». <<http://www.ceriu.qc.ca/bibliotheque/bilan-2024-du-portrait-infrastructures-eau-municipalites-du-quebec-piemq>>. Consulté le 2 février 2026.
- Chaudhary, Shagun, Pradeep Goel et Clare E. Robinson. 2025. « Phosphorus event mean concentrations and first flush from urban catchments in continental climates ». *Journal of Hydrology*, vol. 654, p. 132788. <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.132788>>.
- Chen, Wenjie, Weiqi Wang, Guoru Huang, Zhaoli Wang, Chengguang Lai et Zhiyong Yang. 2021. « The capacity of grey infrastructure in urban flood management: A comprehensive analysis of grey infrastructure and the green-grey approach ». *International Journal of Disaster Risk Reduction*, vol. 54, p. 102045. <<https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2021.102045>>.
- CIRIA. 2015. *The SuDS Manual (C753)*. London, UK : Construction Industry Research and Information Association.

<https://www.soakaways.com/media/wysiwyg/soakaways/C753_The_SuDS_Manual.pdf>.

City of Calgary. 2011. « Stormwater management reports ». In <https://www.calgary.ca>. <<https://www.calgary.ca/content/www/en/home/development/home-building/stormwater-management-reports.html>>. Consulté le 16 octobre 2025.

Colaninno, Nicola et Eugenio Morello. 2019. « Modelling the impact of green solutions upon the urban heat island phenomenon by means of satellite data ». In *International Conference on Climate Resilient Cities - Energy Efficiency and Renewables in the Digital Era 2019, CISBAT 2019, September 4, 2019 - September 6, 2019*. (2019), p. Swiss Federal Office of Energy. IOP Publishing Ltd. <<https://doi.org/10.1088/1742-6596/1343/1/012010>>.

Constructo, Portail. 2018. « Réaménagement majeur du parc La Fontaine à Montréal ». <https://www.portailconstructo.com/actualites/reamenagement_majeur_du_parc_la_fontaine_montreal>. Consulté le 25 novembre 2025.

Coulombe, Audrey, Jean-Luc Martel, Annie Poulin, Mathias Glaus, Genevieve Audet et Steve Girard. 2022. « Assessment of Adaptation Solutions to Floods with PCSWMM and a Multicriteria Analysis for a Very Small Watershed ». In *Annual Conference of the Canadian Society of Civil Engineering, CSCE 2021, May 26, 2021 - May 29, 2021*. (2022), p. 321-334. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/978-981-19-1065-4_26>.

CSA. 2021. *CSA W210:21 - Prioritization of flood risk in existing communities*. CSA Group. <<https://www.csagroup.org/store/product/CSA%20W210%3A21/>>.

CSA. 2023. *Conception des systèmes de biorétention (CSA W200:F18)*. <<https://www.csagroup.org/fr/store/product/W200-18/>>. Consulté le 20 janvier 2026.

CSA. 2024. *CSA W204:19 - Flood resilient design of new residential communities*. CSA Group. <<https://www.csagroup.org/store/product/csa%20w204%3a19/>>. Consulté le 2 octobre 2025.

Dadrasajirlou, Yashar, Hojat Karami et Seyedali Mirjalili. 2023. « Using AHP-PROMOTHEE for Selection of Best Low-Impact Development Designs for Urban Flood Mitigation ». *Water Resources Management*, vol. 37, n° 1, p. 375-402. <<https://doi.org/10.1007/s11269-022-03378-9>>.

Del Serrone, Giulia, Paolo Peluso et Laura Moretti. 2022. « Evaluation of Microclimate Benefits Due to Cool Pavements and Green Infrastructures on Urban Heat Islands ». *Atmosphere*, vol. 13, n° 10. <<https://doi.org/10.3390/atmos13101586>>.

- Demesouka, O. E., A. P. Vavatsikos et K. P. Anagnostopoulos. 2016. « Using MACBETH Multicriteria Technique for GIS-Based Landfill Suitability Analysis ». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 142, n° 10, p. 04016042. <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001109](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001109)>.
- Denich, Chris, Andrea Bradford et Jennifer Drake. 2013. « Bioretention: assessing effects of winter salt and aggregate application on plant health, media clogging and effluent quality ». *Water Quality Research Journal*, vol. 48, n° 4, p. 387-399. <<https://doi.org/10.2166/wqrjc.2013.065>>.
- Denjean, Benjamin, Mónica A. Altamirano, Nina Graveline, Raffaele Giordano, Peter Van Der Keur, David Moncoulon, Josh Weinberg, María Máñez Costa, Zdravko Kozinc, Mark Mulligan, Polona Pengal, John Matthews, Nora Van Cauwenbergh, Elena López Gunn et David N. Bresch. 2017. « Natural Assurance Scheme: A level playing field framework for Green-Grey infrastructure development ». *Environmental Research*, vol. 159, p. 24-38. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.006>>.
- Dietz, Michael E. et John C. Clausen. 2005. « A Field Evaluation of Rain Garden Flow and Pollutant Treatment ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 167, n° 1, p. 123-138. <<https://doi.org/10.1007/s11270-005-8266-8>>.
- DOEE (Department of Energy and Environment) District of Columbia. 2014. « Stormwater Management Guidebook | Technical Memorandum: Event Mean Concentrations (EMCs) ». <<https://doee.dc.gov/swguidebook>>. Consulté le 22 novembre 2025.
- Dyer, James S. 2016. « Multiattribute Utility Theory (MAUT) ». In *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*, sous la dir. de Greco, Salvatore, Matthias Ehrgott et José Rui Figueira, p. 285-314. New York, NY : Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3094-4_8>. Consulté le 16 octobre 2025.
- Ebrahimian, Ali et Bridget Wadzuk. 2022. « Multicriteria Prioritization of Research Needs in Urban Green Stormwater Infrastructure ». *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, vol. 8, n° 4. <<https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0001001>>.
- Eckart, Kyle, Zach McPhee et Tirupati Boliseti. 2018. « Multiobjective optimization of low impact development stormwater controls ». *Journal of Hydrology*, vol. 562, p. 564-576. <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.04.068>>.
- Ecoinvent. 2017. « ecoinvent Version 3.4 ». <<https://support.ecoinvent.org/ecoinvent-version-3.4>>. Consulté le 8 décembre 2025.
- Emefu, E., K. Basnet, A. Minoretti et O. Laedre. 2024. « Portfolio Management of Infrastructure Projects ». In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. (2024), p. 012031 (13 pp.). IOP Publishing. <<https://doi.org/10.1088/1755-1315/1389/1/012031>>.

- EPA. 2022. *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.2*. <<https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-02/storm-water-management-model-users-manual-version-5.2.pdf>>.
- Ewing, Reid et Eric Dumbaugh. 2009. « The Built Environment and Traffic Safety: A Review of Empirical Evidence ». *Journal of Planning Literature*, vol. 23, n° 4, p. 347-367. <<https://doi.org/10.1177/0885412209335553>>.
- Figueira, José et Bernard Roy. 2002. « Determining the weights of criteria in the ELECTRE type methods with a revised Simos' procedure ». *European Journal of Operational Research*, vol. 139, n° 2, p. 317-326. <[https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(01\)00370-8](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(01)00370-8)>.
- Figueira, José Rui, Vincent Mousseau et Bernard Roy. 2016. « ELECTRE Methods ». In *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*, sous la dir. de Greco, Salvatore, Matthias Ehrgott et José Rui Figueira, p. 155-185. New York, NY : Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3094-4_5>. Consulté le 16 octobre 2025.
- Filshill, Archie. 2011. « (PDF) Comparison of carbon footprints for various stormwater retention systems ». In *ResearchGate*. <https://www.researchgate.net/publication/293240997_Comparison_of_carbon_footprints_for_various_stormwater_retention_systems>. Consulté le 22 avril 2025.
- Franco, Alberto et Gilberto Montibeller. 2011. « Problem Structuring for Multicriteria Decision Analysis Interventions ». In *Wiley Encyclopedia of Operations Research and Management Science*. John Wiley & Sons, Ltd. <<https://doi.org/10.1002/9780470400531.eorms0683>>. Consulté le 12 septembre 2025.
- Franco, L. Alberto et Gilberto Montibeller. 2010. « Facilitated modelling in operational research ». *European Journal of Operational Research*, vol. 205, n° 3, p. 489-500. <<https://doi.org/10.1016/j.ejor.2009.09.030>>.
- García-Haba, Eduardo, Juan Naves, Carmen Hernández-Crespo, Angélica Goya-Heredia, Joaquín Suárez, Jose Anta et Ignacio Andrés-Doménech. 2023. « Influence of sediment characteristics on long-term hydrology and water quality behaviour during the clogging process of a permeable asphalt ». *Journal of Water Process Engineering*, vol. 53, p. 103658. <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103658>>.
- Gavrić, Snežana, Günther Leonhardt, Jiri Marsalek et Maria Viklander. 2019. « Processes improving urban stormwater quality in grass swales and filter strips: A review of research findings ». *Science of The Total Environment*, vol. 669, p. 431-447. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.072>>.

- Gordian. 2025. « RSMMeans data: Construction Cost Estimating Software ». <<https://www.rsmeans.com>>. Consulté le 8 décembre 2025.
- Gourdji, Shannon. 2018. « Review of plants to mitigate particulate matter, ozone as well as nitrogen dioxide air pollutants and applicable recommendations for green roofs in Montreal, Quebec. » *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, vol. 241, p. 378-387. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.053>>.
- Gouvernement du Québec. 1989. *Directive 004*. <<https://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs44539>>.
- Gouvernement du Québec. 2020. « Code de conception d'un système de gestion des eaux pluviales admissible à une déclaration de conformité (chapitre Q-2, r. 9.01). » <<https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%209.01%20/>>. Consulté le 11 septembre 2025.
- Gouvernement du Québec. 2022. « Programme OASIS ». <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/oasis/>>. Consulté le 15 octobre 2025.
- Gouvernement du Québec. 2023. « Programme OASIS ». <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/oasis/index.htm>>. Consulté le 23 novembre 2025.
- Gouvernement du Québec. 2024. « Programme d'amélioration et de construction d'infrastructures municipales (PRACIM) ». In *Gouvernement du Québec*. <<https://www.quebec.ca/habitation-territoire/infrastructures-municipales/programmes/batiments-municipaux/programme-amelioration-construction-infrastructures-municipales-pracim>>. Consulté le 23 novembre 2025.
- Gouvernement du Québec. 2025. « Programme d'infrastructures municipales d'eau (PRIMEAU) – Volet 2 – Renouvellement de conduites ». In *Gouvernement du Québec*. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/affaires-municipales/publications/infrastructures/primeau/GUI_primeau_janvier_2025.pdf>. Consulté le 23 novembre 2025.
- Grayson, Rodger B, Günter Blöschl, Andrew W Western et Thomas A McMahon. 2002. « Advances in the use of observed spatial patterns of catchment hydrological response ». *Advances in Water Resources*, vol. 25, n° 8, p. 1313-1334. <[https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(02\)00060-X](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(02)00060-X)>.
- Greco, Salvatore, Roman Słowiński et Jyrki Wallenius. 2025. « Fifty years of multiple criteria decision analysis: From classical methods to robust ordinal regression ». *European Journal of Operational Research*, vol. 323, n° 2, p. 351-377. <<https://doi.org/10.1016/j.ejor.2024.07.038>>.

- GreenDelta. 2006. « OpenLCA is a free, professional Life Cycle Assessment (LCA) and footprint software with a broad range of features and many available databases ». <<https://www.openlca.org/>>. Consulté le 8 décembre 2025.
- Gregory, R., L. Failing, M. Harstone, G. Long, T. McDaniels et D. Ohlson. 2012. *Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices*, 1^{re} éd. Wiley. <<https://doi.org/10.1002/9781444398557>>. Consulté le 30 octobre 2025.
- Gregory, R, L Failing, M Harstone, G Long, T McDaniels et D Ohlson. 2012. « Making Trade-Offs ». In *Structured Decision Making*, p. 208-238. John Wiley & Sons, Ltd. <<https://doi.org/10.1002/9781444398557.ch9>>. Consulté le 6 octobre 2025.
- Gutierrez Caloir, Beatriz Emma, Yared Abayneh Abebe, Zoran Vojinovic, Arlex Sanchez, Adam Mubeen, Laddaporn Ruangpan, Natasa Manojlovic, Jasna Plavsic et Slobodan Djordjevic. 2023. « Combining machine learning and spatial data processing techniques for allocation of large-scale nature-based solutions ». *Blue-Green Systems*, vol. 5, n° 2, p. 186-199. <<https://doi.org/10.2166/bgs.2023.040>>.
- Hannouche, A., G. Chebbo et C. Joannis. 2014. « Assessment of the contribution of sewer deposits to suspended solids loads in combined sewer systems during rain events ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 21, n° 8, p. 5311-5317. <<https://doi.org/10.1007/s11356-013-2395-1>>.
- Hansen, Rieke, Emily Rall, Eleanor Chapman, Werner Rolf et Stephan Pauleit. 2017. *Urban Green Infrastructure Planning: A Guide for Practitioners*.
- Herath, H. M. P. I. K., R. U. Halwatura et G. Y. Jayasinghe. 2018. « Evaluation of green infrastructure effects on tropical Sri Lankan urban context as an urban heat island adaptation strategy ». *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 29, p. 212-222. <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.11.013>>.
- Hung, Annie, Loretta Y. Li et Omar Swei. 2021. « Evaluation of permeable highway pavements via an integrated life-cycle model ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 314, p. 128043. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128043>>.
- IBC. 2023. « Severe Weather in 2023 Caused Over \$3.1 Billion in Insured Damage ». <<https://www.abc.ca/news-insights/news/severe-weather-in-2023-caused-over-3-1-billion-in-insured-damage>>. Consulté le 11 décembre 2025.
- IBC. 2024. « 2024 shatters record for costliest year for severe weather-related losses in Canadian history at \$8.5 billion ». <https://www.abc.ca/news-insights/news/2024-shatters-record-for-costliest-year-for-severe-weather-related-losses-in-canadian-history-at-8-5-billion?utm_source=chatgpt.com>. Consulté le 11 décembre 2025.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), dir. 2023. « Weather and Climate Extreme Events in a Changing Climate ». In *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, p. 1513-1766. Cambridge : Cambridge University Press. <<https://doi.org/10.1017/9781009157896.013>>. Consulté le 5 octobre 2025.
- IRDA. 2024. « Fiches synthèses des séries de sols du Québec-IRDA ». In *IRDA - Institut en recherche et développement en agroenvironnement*. <<https://irda.qc.ca/fr/outils/donnees-pedologiques-sols/fiches-syntheses-des-series-de-sols-du-quebec-irda/>>. Consulté le 15 décembre 2025.
- Jin, Chaoqiang, Xuelian Bai, Te Luo et Min Zou. 2018. « Effects of green roofs' variations on the regional thermal environment using measurements and simulations in Chongqing, China ». *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 29, p. 223-237. <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.12.002>>.
- Jung, Jae-Woon, Ha-Na Park, Kwang-Sik Yoon, Dong-Ho Choi et Byung-Jin Lim. 2013a. « Event mean concentrations (EMCs) and first flush characteristics of runoff from a public park in Korea ». *Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry*, vol. 56, n° 5, p. 597-604. <<https://doi.org/10.1007/s13765-013-3128-3>>.
- Jung, Jae-Woon, Ha-Na Park, Kwang-Sik Yoon, Dong-Ho Choi et Byung-Jin Lim. 2013b. « Event mean concentrations (EMCs) and first flush characteristics of runoff from a public park in Korea ». *Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry*, vol. 56, n° 5, p. 597-604. <<https://doi.org/10.1007/s13765-013-3128-3>>.
- Kavehei, Emad, G.A. Jenkins, M.F. Adame et C. Lemckert. 2018. « Carbon sequestration potential for mitigating the carbon footprint of green stormwater infrastructure ». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 94, p. 1179-1191. <<https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.002>>.
- Keifer, Clint J. et Henry Hsien Chu. 1957. « Synthetic Storm Pattern for Drainage Design ». *Journal of the Hydraulics Division*, vol. 83, n° 4, p. 1332-25. <<https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0000104>>.
- Kiker, Gregory A., Todd S. Bridges, Arun Varghese, Thomas P. Seager et Igor Linkov. 2005. « Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making ». *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 1, n° 2, p. 95-108. <https://doi.org/10.1897/IEAM_2004a-015.1>.
- Klink, Katherine. 2025. « Urban farms as green infrastructure for urban heat mitigation ». *Urban Climate*, vol. 61, p. 102440. <<https://doi.org/10.1016/j.uclim.2025.102440>>.

- Kubilay, A., D. Derome et J. Carmeliet. 2019. « Impact of evaporative cooling due to wetting of urban materials on local thermal comfort in a street canyon ». *Sustainable Cities and Society*, vol. 49, p. 101574. <<https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101574>>.
- Kuller, Martijn, Peter M. Bach, Diego Ramirez-Lovering et Ana Deletic. 2017. « Framing water sensitive urban design as part of the urban form: A critical review of tools for best planning practice ». *Environmental Modelling & Software*, vol. 96, p. 265-282. <<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.003>>.
- Kuller, Martijn, Peter M. Bach, Simon Roberts, Dale Browne et Ana Deletic. 2019a. « A planning-support tool for spatial suitability assessment of green urban stormwater infrastructure ». *Science of The Total Environment*, vol. 686, p. 856-868. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.051>>.
- Kuller, Martijn, Peter M. Bach, Simon Roberts, Dale Browne et Ana Deletic. 2019b. « A planning-support tool for spatial suitability assessment of green urban stormwater infrastructure ». *Science of the Total Environment*, vol. 686, p. 856-868. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.051>>.
- Langemeyer, Johannes, Diego Wedgwood, Timon McPhearson, Francesc Baro, Anders L. Madsen et David N. Barton. 2020. « Creating urban green infrastructure where it is needed – A spatial ecosystem service-based decision analysis of green roofs in Barcelona ». *Science of the Total Environment*, vol. 707. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135487>>.
- Lavoie, Roxane, Julie Deslandes et François Proulx. 2016. « Assessing the ecological value of wetlands using the MACBETH approach in Quebec City ». *Journal for Nature Conservation*, vol. 30, p. 67-75. <<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.01.007>>.
- Lin, Jeff P. 2004. « Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data ».
- Liu, Tianqi, Yelly Lawluvy, Yang Shi et Pow Seng Yap. 2021. « Low Impact Development (LID) Practices: A Review on Recent Developments, Challenges and Prospects ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 232, n° 9. <<https://doi.org/10.1007/s11270-021-05262-5>>. Consulté le 2 octobre 2025.
- Liu, Zihan, Jiufeng Li, Yanlan Wu, Chao Qin et Yanqi Liu. 2025. « Temporal trend of the frequency and maximum durations of surface urban heat islands over global cities ». *Sustainable Cities and Society*, vol. 120, p. 106141. <<https://doi.org/10.1016/j.scs.2025.106141>>.
- Lopes, Hélder Silva, Diogo Guedes Vidal, Nadhima Cherif, Lígia Silva et Paula C. Remoaldo. 2025. « Green infrastructure and its influence on urban heat island, heat risk, and air

- pollution: A case study of Porto (Portugal) ». *Journal of Environmental Management*, vol. 376, p. 124446. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124446>>.
- Luan, Bo, Ruixue Yin, Peng Xu, Xin Wang, Xiaomin Yang, Lan Zhang et Xiaoyan Tang. 2019. « Evaluating Green Stormwater Infrastructure strategies efficiencies in a rapidly urbanizing catchment using SWMM-based TOPSIS ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 223, p. 680-691. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.028>>.
- Madanchian, Mitra et Hamed Taherdoost. 2023. « A comprehensive guide to the TOPSIS method for multi-criteria decision making ». *Sustainable Social Development*, vol. 1. <<https://doi.org/10.54517/ssd.v1i1.2220>>.
- Mahmoud Ahmed, Alam Taufiqul, Sanchez Augusto, Guerrero Javier, Oraby Tamer, Ibrahim Eman, et Jones Kim D. 2020. « Stormwater Runoff Quality and Quantity from Permeable and Traditional Pavements in Semiarid South Texas ». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 146, n° 6, p. 05020001. <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001685](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001685)>.
- Malaviya, Piyush, Rozi Sharma et Pradeep Kumar Sharma. 2019. « Rain Gardens as Stormwater Management Tool ». In *Sustainable Green Technologies for Environmental Management*, sous la dir. de Shah, Shachi, V. Venkatramanan et Ram Prasad, p. 141-166. Singapore : Springer. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-2772-8_7>. Consulté le 9 juillet 2025.
- Manickathan, Lento, Thijs Defraeye, Jonas Allegrini, Dominique Derome et Jan Carmeliet. 2018. « Parametric study of the influence of environmental factors and tree properties on the transpirative cooling effect of trees ». *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 248, p. 259-274. <<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.10.014>>.
- Marando, Federica, Mehdi P. Heris, Grazia Zulian, Angel Udias, Lorenzo Mentaschi, Nektarios Chrysoulakis, David Parastatidis et Joachim Maes. 2022. « Urban heat island mitigation by green infrastructure in European Functional Urban Areas ». *Sustainable Cities and Society*, vol. 77. <<https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103564>>.
- Marleau Donais, Francis, Irène Abi-Zeid, E. Owen D. Waygood et Roxane Lavoie. 2022. « Municipal decision-making for sustainable transportation: Towards improving current practices for street rejuvenation in Canada ». *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, vol. 156, p. 152-170. <<https://doi.org/10.1016/j.tra.2021.12.009>>.
- Martel, Jean-Luc, François P. Brissette, Philippe Lucas-Picher, Magali Troin et Richard Arsenault. 2021. « Climate Change and Rainfall Intensity–Duration–Frequency Curves: Overview of Science and Guidelines for Adaptation ». *Journal of Hydrologic Engineering*, vol. 26, n° 10, p. 03121001. <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0002122](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0002122)>.

- Martel, Jean-Luc, Alain Mailhot et François Brissette. 2020. « Global and Regional Projected Changes in 100-yr Subdaily, Daily, and Multiday Precipitation Extremes Estimated from Three Large Ensembles of Climate Simulations ». <<https://doi.org/10.1175/JCLI-D-18-0764.1>>. Consulté le 5 octobre 2025.
- Marttunen, Mika, Judit Lienert et Valerie Belton. 2017. « Structuring problems for Multi-Criteria Decision Analysis in practice: A literature review of method combinations ». *European Journal of Operational Research*, vol. 263, n° 1, p. 1-17. <<https://doi.org/10.1016/j.ejor.2017.04.041>>.
- MELCCFP. 2025. « Autorisation ministérielle ». <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/autorisations/autorisations-ministerielles.htm>>. Consulté le 27 novembre 2025.
- Melsen, Lieke A., Arnald Puy, Paul J. J. F. Torfs et Andrea Saltelli. 2025. « The rise of the Nash-Sutcliffe efficiency in hydrology ». *Hydrological Sciences Journal*, vol. 70, n° 8, p. 1248-1259. <<https://doi.org/10.1080/02626667.2025.2475105>>.
- Milly, P. C. D., Julio Betancourt, Malin Falkenmark, Robert M. Hirsch, Zbigniew W. Kundzewicz, Dennis P. Lettenmaier et Ronald J. Stouffer. 2008. « Stationarity Is Dead: Whither Water Management? » *Science*, vol. 319, n° 5863, p. 573-574. <<https://doi.org/10.1126/science.1151915>>.
- Ministère des Transports. 2025. *Liste et prix des ouvrages d'infrastructures de transport*. 5348 p. <<https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/entreprises-partenaires/entreprises-reseaux-routier/guides-formulaires/documents-preparationprojetsroutiers/liste-prix-ouvrages-infrastructures.pdf>>.
- Minnesota Pollution Control Agency. 2021. « Operation and maintenance of bioretention and other stormwater infiltration practices | Minnesota Stormwater Manual ». <https://stormwater.pca.state.mn.us/operation_and_maintenance_of_bioretention_and_other_stormwater_infiltration_practices>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Minnesota Pollution Control Agency. 2025a. « Operation and maintenance (O&M) of permeable pavement | Minnesota Stormwater Manual ». <https://stormwater.pca.state.mn.us/operation_and_maintenance_om_of_permeable_pavement>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Minnesota Pollution Control Agency. 2025b. « Operation and maintenance (O&M) of green roofs | Minnesota Stormwater Manual ». <https://stormwater.pca.state.mn.us/operation_and_maintenance_om_of_green_roofs>. Consulté le 22 novembre 2025.
- Minnesota Pollution Control Agency. 2025c. « Operation and maintenance of bioretention and other stormwater infiltration practices | Minnesota Stormwater Manual ».

- <https://stormwater.pca.state.mn.us/operation_and_maintenance_of_bioretention_and_other_stormwater_infiltration_practices>. Consulté le 22 novembre 2025.
- Montréal, Ville de. [s d]. « Réaménagement du parc Angrignon ». <<https://montreal.ca/articles/reamenagement-du-parc-angrignon-45835>>. Consulté le 25 novembre 2025a.
- Montréal, Ville de. [s d]. « Travaux d'amélioration au parc Jarry ». <<https://montreal.ca/articles/travaux-damelioration-au-parc-jarry-78722>>. Consulté le 25 novembre 2025b.
- Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel et T. L. Veith. 2007. « Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations ». *Transactions of the Asabe*, vol. 50, n° 3, p. 885-900. <<https://doi.org/10.13031/2013.23153>>.
- Olson, David L. 1996. « Aspiration-Level Interactive Model ». In *Decision Aids for Selection Problems*, sous la dir. de Olson, David L., p. 134-144. New York, NY : Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3982-6_10>. Consulté le 8 décembre 2025.
- Ontario. 2017. « Stormwater Management Planning and Design Manual ». <<http://www.ontario.ca/document/stormwater-management-planning-and-design-manual-0>>. Consulté le 20 janvier 2026.
- Onuma, Ayumi et Takahiro Tsuge. 2018. « Comparing green infrastructure as ecosystem-based disaster risk reduction with gray infrastructure in terms of costs and benefits under uncertainty: A theoretical approach ». *International Journal of Disaster Risk Reduction*, vol. 32, p. 22-28. <<https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2018.01.025>>.
- Osseyrane, Mohamad et Gilles Rivard. 2011. « Guide de gestion des eaux pluviales – Stratégies d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimales pour les réseaux de drainage en milieu urbain ».
- Oudin, Ludovic. 2004. « Recherche d'un modèle d'évapotranspiration potentielle pertinent comme entrée d'un modèle pluie-débit global ». Paris, France, École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts.
- Oudin, Ludovic, Frédéric Hervieu, Claude Michel, Charles Perrin, Vazken Andréassian, François Anctil et Cécile Loumagne. 2005. « Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall–runoff model?: Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall–runoff modelling ». *Journal of Hydrology*, vol. 303, n° 1, p. 290-306. <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.026>>.
- Ouranos. 2025. « Pluies extrêmes ». In *Ouranos*. <<https://www.ouranos.ca/fr/phenomenes-climatiques/pluies-extremes-contexte>>. Consulté le 20 octobre 2025.

- Peterson, Lisa A., Patricia M. Gallagher et Sabrina Spatari. 2022. « Life Cycle Environmental Impact of Underground Plastic Recharge Chambers in Stormwater Management ». *Buildings*, vol. 12, n° 6, p. 867. <<https://doi.org/10.3390/buildings12060867>>.
- Phillips, Lawrence D. 1984. « A theory of requisite decision models ». *Acta Psychologica*, vol. 56, n° 1, p. 29-48. <[https://doi.org/10.1016/0001-6918\(84\)90005-2](https://doi.org/10.1016/0001-6918(84)90005-2)>.
- Pique, Laurie, Pierre Blanchet et Charles Breton. 2023. « Global warming potential comparison between green and conventional roofs in cold climate using life cycle assessment ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 420, p. 138314. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138314>>.
- Pitt, Robert, Shirley Clark, Redahegn Sileshi et J. Voorhees. 2021. « Stormwater Biofilter Media Performance Updates for WinSLAMM: Data Summary for Unit Process Components, Example Calculations and Model Use ». *Journal of Water Management Modeling*. <<https://doi.org/10.14796/JWMM.C477>>.
- Pour, Sahar Hadi, Ahmad Khairi Abd Wahab, Shamsuddin Shahid, Md Asaduzzaman et Ashraf Dewan. 2020. « Low impact development techniques to mitigate the impacts of climate-change-induced urban floods: Current trends, issues and challenges ». *Sustainable Cities and Society*, vol. 62, p. 102373. <<https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102373>>.
- Rahmani, Neshat et Ayyoob Sharifi. 2025. « Urban heat dynamics in Local Climate Zones (LCZs): A systematic review ». *Building and Environment*, vol. 267, p. 112225. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2024.112225>>.
- Razzaghamanesh, Mostafa et Michael Borst. 2019. « Long-term effects of three types of permeable pavements on nutrient infiltrate concentrations ». *The Science of the total environment*, vol. 670, p. 893-901. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.279>>.
- Régie du bâtiment du Québec. 2019. « Avaloir de toit à débit contrôlé - Régie du bâtiment du Québec ». <<https://www.rbq.gouv.qc.ca/domaines-d'intervention/plomberie/interpretations-et-directives-techniques/avaloir-de-toit-a-debit-controle/>>. Consulté le 9 décembre 2025.
- Rossi, Luca, Vladimir Krejci, Wolfgang Rauch, Simon Kreikenbaum, Rolf Fankhauser et Willi Gujer. 2005. « Stochastic modeling of total suspended solids (TSS) in urban areas during rain events ». *Water Research*, vol. 39, n° 17, p. 4188-4196. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.041>>.
- Rossman, Lewis A. 2016. « Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality ». p. 66.

- Scholz, Miklas et Piotr Grabowiecki. 2007. « Review of permeable pavement systems ». *Building and Environment*, vol. 42, n° 11, p. 3830-3836. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.11.016>>.
- Scuderi, Alessandro, Luisa Sturiale, Giuseppe Timpanaro, Giovanni La Via et Biagio Pecorino. 2021. « A Possible Circular Approach for Social Perception of Climate Adaptation Action Planning in Metropolitan Cities ». In *3rd International conference on Smart and Sustainable Planning for Cities and Regions, SSPCR 2019, December 9, 2019 - December 13, 2019*. (2021), p. 155-169. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-57764-3_11>.
- Solarte, Laura, Sophie Duchesne, Geneviève Pelletier et Andrés Torres. 2025. « Steering towards the most adequate performance indicator for an economic and hydrological evaluation of low-impact development practices ». *Journal of Environmental Management*, vol. 395, p. 127945. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127945>>.
- Spronk, Jaap. 1981. « IMGP in Practice: Examples and Experiences ». (1981), p. 157-194. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-8165-2_7>. Consulté le 8 décembre 2025.
- STEP. 2019a. « Blue roofs - LID SWM Planning and Design Guide ». <https://wiki.sustainabletechnologies.ca/wiki/Blue_roofs>. Consulté le 24 novembre 2025.
- STEP. 2019b. « Permeable Pavement ». *Sustainable Technologies Evaluation Program (STEP)*. <<https://sustainabletechnologies.ca/home/urban-runoff-green-infrastructure/low-impact-development/permeable-pavement/>>. Consulté le 24 novembre 2025.
- STEP. 2019c. « Inspection and Maintenance: Green Roofs - LID SWM Planning and Design Guide ». <https://wiki.sustainabletechnologies.ca/wiki/Inspection_and_Maintenance:_Green_Roofs>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Su, Wangxin, Wenhui Zhang et Qing Chang. 2025. « Tailored green and blue infrastructure for heat mitigation under renewal planning of urban blocks in Beijing ». *Science of The Total Environment*, vol. 967, p. 178759. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178759>>.
- Summum Toitures. 2025. *Combien coûte un toit plat: Prix et options en 2025*. <<https://www.toituresummum.com/blog/cout-toit-plat-prix-et-options-2025>>.
- Sustainable Technologies Evaluation Program. 2019. « Low Impact Development Life Cycle Costing Tool ». *Sustainable Technologies Evaluation Program (STEP)*. <<https://sustainabletechnologies.ca/lid-lcct/>>. Consulté le 30 juillet 2025.

- Taherdoost, Hamed et Mitra Madanchian. 2023. « A Comprehensive Overview of the ELECTRE Method in Multi Criteria Decision-Making ». *Journal of Management Science & Engineering Research*, vol. 6. <<https://doi.org/10.30564/jmser.v6i2.5637>>.
- Techo-Bloc. 2025. « Technical Datasheets | Techo-Bloc ». <<https://www.techo-bloc.com/kb/technical-datasheets>>. Consulté le 26 novembre 2025.
- Tiveron, Thomas, Soheil Kashi et Darko Joksimovic. 2018. « A USEPA SWMM Integrated Tool for Determining the Suspended Solids Reduction Performance of Bioretention Cells ». *Journal of Water Management Modeling*, vol. 2018. <<https://doi.org/10.14796/JWMM.C443>>.
- Toronto and Region Conservation Authority. 2019. *Life Cycle Costing Tool (version 2.0) Sensitivity Analysis*. 15 p. <<https://sustainabletechnologies.ca/lid-lcct/>>. Consulté le 30 juillet 2025.
- Tsoukiàs, Alexis. 2008. « From decision theory to decision aiding methodology ». *European Journal of Operational Research*, vol. 187, n° 1, p. 138-161. <<https://doi.org/10.1016/j.ejor.2007.02.039>>.
- US EPA. 2014a. « Using Green Roofs to Reduce Heat Islands ». <<https://www.epa.gov/heatislands/using-green-roofs-reduce-heat-islands>>. Consulté le 9 juillet 2025.
- US EPA. 2014b. « Enhancing Sustainable Communities With Green Infrastructure ». <<https://www.epa.gov/smartgrowth/enhancing-sustainable-communities-green-infrastructure>>. Consulté le 9 juillet 2025.
- US EPA. 2023. « Bioretention Design Handbook: Designing Holistic Bioretention for Performance and Longevity (EPA-841-B-23-002) ».
- Ville de Laval. 2025. *Rapport d'événement: Tempête Debby 9 août 2024*. <<https://www.laval.ca/wp-content/uploads/2025/06/rapport-gestion-evenement-debby-2025-04-24.pdf>>.
- Ville de Montréal. 2016. « Ville de Montréal - Montréal en statistiques - Rivière-des-Prairies—Pointe-aux-Trembles ». <https://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=6897,68087667&_dad=portal&_schema=PORTAL>. Consulté le 15 octobre 2025.
- Ville de Montréal. 2023a. « Vulnérabilité aux pluies abondantes 2022 ». <<https://www.arcgis.com/sharing/rest/content/items/bb2bc6cb21e242e18ba0df0a51566d56>>. Consulté le 22 octobre 2025.

- Ville de Montréal. 2023b. « Demander une autorisation pour la gestion des eaux pluviales ou le branchement d'eau domestique ». <<https://montreal.ca/demarches/demander-une-autorisation-pour-la-gestion-des-eaux-pluviales-ou-le-branchement-deau-domestique>>. Consulté le 30 novembre 2025.
- Ville de Montréal. 2025a. « Demander une autorisation pour la gestion des eaux pluviales ou le branchement d'eau domestique ». <<https://montreal.ca/demarches/demander-une-autorisation-pour-la-gestion-des-eaux-pluviales-ou-le-branchement-deau-domestique>>. Consulté le 22 novembre 2025.
- Ville de Montréal. 2025b. « RénoPlex : subventions à la rénovation des immeubles de 1 à 5 logements ». <<https://montreal.ca/programmes/renoplex-subventions-la-renovation-des-immeubles-de-1-5-logements>>. Consulté le 22 janvier 2026.
- Ville de Montréal. 2025c. « Apply for authorization for storm water management or connection to the domestic waterworks system ». <<https://montreal.ca/en/how-to/apply-authorization-storm-water-management-or-connection-to-domestic-waterworks-system>>. Consulté le 28 octobre 2025.
- Ville de Montréal. [s d]. *Plan directeur de gestion des eaux usées et du drainage*.
- Wang, Lu, Zhiyuan Shao, Xurui Zhang et Yafei Wang. 2024. « Carbon Accounting for Permeable Pavement Based on the Full Life Cycle Approach and Its Application ». *Sustainability*, vol. 16, n° 17, p. 7293. <<https://doi.org/10.3390/su16177293>>.
- Water New Zealand. 2017. « On-site Stormwater Management Guidelines : Water New Zealand ». <https://www.waternz.org.nz/Article?Action=View&Article_id=1447>. Consulté le 16 octobre 2025.
- Westra, S., H. J. Fowler, J. P. Evans, L. V. Alexander, P. Berg, F. Johnson, E. J. Kendon, G. Lenderink et N. M. Roberts. 2014. « Future changes to the intensity and frequency of short-duration extreme rainfall ». *Reviews of Geophysics*, vol. 52, n° 3, p. 522-555. <<https://doi.org/10.1002/2014RG000464>>.
- Więckowski, Jakub et Wojciech Sałabun. 2023. « Sensitivity analysis approaches in multi-criteria decision analysis: A systematic review ». *Applied Soft Computing*, vol. 148, p. 110915. <<https://doi.org/10.1016/j.asoc.2023.110915>>.
- Wisner, Paul et Martin J. Hawdur. 1984. « Evaluation of urban drainage methods for basement flood proofing / by Paul Wisner and Martin J. Hawdur.: NH17-138/1984E-PDF - Government of Canada Publications - Canada.ca ». <<https://publications.gc.ca/site/eng/9.843524/publication.html>>. Consulté le 11 décembre 2025.
- Wu, Qingyun, Yuhan Huang, Peter Irga, Prashant Kumar, Wengui Li, Wei Wei, Ho Kyong Shon, Chengwang Lei et John L. Zhou. 2024. « Synergistic control of urban heat island

- and urban pollution island effects using green infrastructure ». *Journal of Environmental Management*, vol. 370, p. 122985. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122985>>.
- Yan, Jiang, Tian Dagang et Pan Yue. 2007. « Ranking environmental projects model based on multicriteria decision-making and the weight sensitivity analysis* ». *Journal of Systems Engineering and Electronics*, vol. 18, n° 3, p. 534-539. <[https://doi.org/10.1016/S1004-4132\(07\)60125-X](https://doi.org/10.1016/S1004-4132(07)60125-X)>.
- Zeng, Jiajun, Guangsi Lin et Guoru Huang. 2021. « Evaluation of the cost-effectiveness of Green Infrastructure in climate change scenarios using TOPSIS ». *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 64, p. 127287. <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127287>>.
- Zhang, Chuanli, Soonwon Kwon, Jeill Oh et KyooHong Park. 2023. « An integrated AHP-PROMETHEE II ranking method to evaluate the resilience of sewer networks considering urban flood and ground collapse risks ». *Water Science and Technology*, vol. 87, n° 6, p. 1438-1453. <<https://doi.org/10.2166/wst.2023.067>>.
- Zhou, Jiajia, Jiaqing Xiong, Xiaofei Xie et Yanzheng Liu. 2023. « Clogging mechanism of bioretention cell with fine-grained soil medium ». *Journal of Water Process Engineering*, vol. 53, p. 103630. <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103630>>.
- Zhou, Yuan, Long Yang, Siyu Wang, Yangyang Chu, Min Zhang et Xiangchun Wang. 2022. « Study on the Clogging and Regulation Measures of Bioretention Facilities in Sponge City »: In *The International Conference on Biomedical Engineering and Bioinformatics*. (2022), p. 1302-1307. SCITEPRESS - Science and Technology Publications. <<https://doi.org/10.5220/0011508900003443>>. Consulté le 5 octobre 2025.
- Zoghi, Ali, Émilie Bilodeau, Muhammad Naveed Khaliq, Yeowon Kim, Jean-Luc Martel et Jennifer Drake. 2025. « Nature-based solutions for flood mitigation in Canadian urban centers: A review of the state of research and practice ». *Journal of Hydrology: Regional Studies*, vol. 60, p. 102460. <<https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102460>>.