

Titre: Modélisation de la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales par l'approche systémique
Title:

Auteur: Pierremann-Fils Pierre
Author:

Date: 2026

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Pierre, P.-F. (2026). Modélisation de la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales par l'approche systémique [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/76056/>
Citation:

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/76056/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Musandji Fuamba, & Samuel Pierre
Advisors:

Programme: génie civil
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Modélisation de la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales par
l'approche systémique**

PIERREMAN-FILS PIERRE

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie civil

Février 2026

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

Modélisation de la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales par l'approche systémique

présentée par **Pierreman-Fils PIERRE**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

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

Ahmad SHAKIBAEINIA, président

Musandji FUAMBA, membre et directeur de recherche

Samuel PIERRE, membre et codirecteur de recherche

Françoise BICHAÏ, membre

Ngandu BALEKELAYI, membre externe

DÉDICACE

À ma mère, Anne Joseph

À mon père, Pierrelus Pierre

REMERCIEMENTS

La présente thèse de doctorat n'est pas uniquement l'aboutissement d'un cycle d'études universitaires, elle est également le résultat d'un travail acharné, de recherches et d'échanges menés pendant environ quatre années.

Tout d'abord, je tiens à exprimer ma profonde gratitude au professeur Musandji Fuamba, mon directeur de recherche, pour son soutien et sa patience qu'il a démontrés, sans lesquels cette thèse n'aurait pas pu être complétée dans le délai imparti par Polytechnique Montréal. Ses conseils avisés, ses apports financiers, documentaires et ses commentaires m'ont énormément guidé.

Je tiens également à remercier profondément le professeur Samuel Pierre, mon co-directeur de recherche, pour la révision des articles de la thèse et, surtout, pour son aide financière à travers le Laboratoire de recherche en réseautique et informatique mobile (LARIM). Son sens critique, ainsi que sa totale disponibilité tout au long de cette recherche, m'ont grandement aidé.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à la professeure Rose-Michelle Smith pour ses contributions précieuses aux articles de la thèse. Son expertise, tant sur le plan scientifique que méthodologique, a grandement enrichi mon travail et orienté ma réflexion.

Je remercie la docteure Franjeh El Khoury pour la révision linguistique des articles inclus dans cette thèse.

Ma gratitude s'adresse également aux membres du Corps d'Ingénieurs Civils et d'Architectes (CICA) d'Haïti, dont j'ai l'honneur de faire partie. Leur soutien indéfectible a été essentiel à la réalisation de ma thèse de doctorat.

Je souhaite aussi remercier mes camarades de Polytechnique Montréal ainsi que ceux de l'Institut des Sciences, des Technologies et des Études Avancées d'Haïti (ISTEAH), qui m'ont apporté une aide précieuse tout au long de mon parcours doctoral. Leur collaboration et leurs encouragements ont grandement contribué à mon succès académique.

Je remercie l'administration publique haïtienne, à travers le Ministère de l'Intérieur et des Collectivités Territoriales (MICT), pour avoir accepté de m'accorder un congé d'étude avec solde afin de poursuivre mes études de doctorat. Ce salaire a été essentiel pour la réalisation de cette recherche.

Je remercie ma conjointe, Virginie Corvil, et mon fils, Valéry Kévin Pierre, pour leur amour, leur soutien quotidien, leurs précieux mots d'encouragement et leur implication indirecte dans la réussite de cette thèse. Enfin, je remercie toutes celles et tous ceux qui, d'une manière ou d'une autre, ont contribué de manière significative à la réalisation de ce projet.

RÉSUMÉ

La gestion des eaux pluviales en milieu urbain représente un enjeu crucial pour les municipalités à travers le monde, compte tenu des défis accrus posés par les changements climatiques, l'urbanisation rapide et la nécessité de protéger l'environnement en vue de garantir une résilience urbaine durable. En effet, l'intensification des événements météorologiques extrêmes, causée par le phénomène des changements climatiques, entraîne des risques accrus d'inondations et de défaillance des infrastructures urbaines. De plus, l'urbanisation entraînant l'augmentation des surfaces imperméabilisées comme les routes et les bâtiments complique davantage la gestion des eaux pluviales. Du coup, il faut développer des stratégies innovantes pour gérer de façon efficace les eaux pluviales en milieu urbain en tenant compte des aspects hydrologiques et environnementaux.

L'objectif de cette thèse dans sa globalité consiste à modéliser la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales par l'approche systémique en vue de la mise en place d'un plan de maintenance dans une situation d'assainissement urbain. Cette thèse s'articule autour d'une introduction générale, d'une revue de la littérature, de quatre articles scientifiques, suivis d'une discussion générale des résultats et d'une conclusion.

Le premier article examine la possibilité d'appliquer l'approche systémique dans le domaine de la gestion des eaux pluviales. Divers exemples sont également présentés pour illustrer l'applicabilité de cette approche, couramment employée dans d'autres domaines scientifiques, à la gestion des eaux pluviales dans un environnement urbain. L'article présente également l'avantage de l'approche systémique par rapport aux approches analytique et celle du suivi expérimental sur le terrain. Il s'agit de la première étude d'envergure dans la communauté scientifique qui démontre l'applicabilité de l'approche systémique dans la gestion des eaux pluviales en milieu urbain en vue de l'assainissement urbain.

Dans le deuxième article, la partie théorique du développement d'un outil permettant l'évaluation des performances technique et environnementale des ouvrages de gestion des eaux pluviales dans une perspective de performance globale est présentée. Pour le développement de l'outil, un ordigramme de programmation est conçu. L'article s'articule tout d'abord autour de l'identification des ouvrages de gestion des eaux pluviales concernés par l'outil développé. Ensuite, il prend en compte les fonctions accomplies par les ouvrages et les organes qui contribuent à

l'accomplissement de ces fonctions. L'article présente également les critères (minimum, moyen, maximal) de performance de chacun des ouvrages. Il présente également toutes les étapes de calcul des performances partielles en vue d'évaluer la performance globale de l'ouvrage. Enfin il présente un exemple numérique basé sur un bassin de biorétention suivi de la proposition d'un plan de maintenance.

Le troisième article fait suite au deuxième en présentant la partie pratique de l'outil développé. Un site expérimental situé à l'avenue Papineau à Montréal a été mis à l'étude pour tester l'outil développé dans le deuxième article. Ce site est composé d'une série de 24 cellules de biorétention et 15 cellules de rétention végétalisées intégrées le long de l'avenue entre la chaussée et le trottoir. Les résultats obtenus, décrits dans la thèse, sont jugés très pertinents. Il s'agit des résultats sur les performances partielles, c'est-à-dire les performances technique et environnementale, qui aboutissent à l'évaluation de la performance globale de l'ouvrage.

Le quatrième article présente une étude sur l'évaluation de la performance technique et l'élaboration d'un plan de maintenance pour 4 bassins de biorétention. L'analyse repose sur des observations de terrain réalisées à Montréal et propose une méthode structurée pour juger de l'efficacité hydraulique des ouvrages. En fonction des résultats obtenus, un plan de maintenance a été mis en place, permettant d'adapter les interventions selon l'état du système et les niveaux de performance observés. Cette contribution vise à améliorer la gestion à long terme des infrastructures vertes en milieu urbain.

Outre les quatre articles, la thèse s'ouvre sur un chapitre d'introduction qui présente les définitions et concepts de base, la problématique, les questions de recherche, les objectifs poursuivis, l'originalité de la recherche et le plan de la thèse.

Elle comprend ensuite un chapitre de revue de la littérature générale qui permet de situer les travaux dans le contexte scientifique actuel et de mettre en évidence les lacunes que la recherche entreprise vise à combler.

Elle contient également un chapitre de discussion générale des résultats portant sur l'ensemble de son contenu. Ce chapitre met en relation les résultats obtenus avec la littérature existante et en analyse les implications tant théoriques que pratiques. Il souligne également leur contribution à l'avancement des connaissances dans le domaine étudié.

La thèse se clôt par un chapitre de conclusion qui offre une synthèse des travaux réalisés, expose les principales contributions de la recherche, en identifie les limites et propose des pistes pour les recherches futures.

En définitive, à travers l'ensemble de son contenu, cette thèse apporte une contribution significative à l'évaluation de la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales dans un contexte de changements climatiques et d'urbanisation croissante des territoires dans une perspective de mise en place d'un plan de maintenance. Elle ouvre la voie à une gestion durable des eaux pluviales à travers une méthodologie basée sur l'approche systémique.

Mots clés : Ouvrages de gestion des eaux pluviales, performance technique, performance environnementale, performance globale, approche systémique, approche analytique, approche du suivi expérimental sur le terrain.

ABSTRACT

Urban stormwater management represents a crucial issue for municipalities around the world, given the increased challenges posed by climate change, rapid urbanization and the need to protect the environment to ensure sustainable urban resilience. Indeed, the intensification of extreme weather events, caused by climate change, is leading to increased risks of flooding and urban infrastructure failure. What's more, urbanization is leading to an increase in waterproofed surfaces such as roads and buildings, further complicating stormwater management. As a result, innovative strategies need to be developed to effectively manage stormwater in urban areas, considering both hydrological and environmental aspects.

The objective of this thesis is to model the performance of stormwater management infrastructures using a systems approach, with a view to implementing a maintenance plan in an urban sanitation situation. This thesis is structured around a general introduction, a literature review, four scientific papers, followed by a general discussion of the results and a conclusion.

The first paper examines the possibility of applying the systems approach to stormwater management. Various examples are also presented to illustrate the applicability of this approach, commonly used in other scientific fields, to stormwater management in an urban environment. The paper also highlights the advantages of the systemic approach compared to analytical methods and field-based experimental monitoring. This is the first major study in the scientific community to demonstrate the applicability of the systems approach to urban stormwater management for urban sanitation.

The second paper presents the theoretical part of the development of a tool for evaluating the technical and environmental performance of stormwater management structures from a global performance perspective. A programming flowchart was designed for the development of the tool. The paper first focuses on identifying the stormwater management structures covered by the tool. It then considers the functions performed by the structures and the components that contribute to the performance of these functions. The paper also presents the performance criteria (minimum, average, maximum) for each of the structures. It also presents all the steps involved in calculating partial performance in order to evaluate the overall performance of the structure. Finally, it presents a numerical example based on a bioretention basin, followed by a proposed maintenance plan.

The third paper follows on from the second, presenting the practical part of the tool developed. An experimental site on Papineau Avenue in Montreal was used to test the tool developed in the second article. This site is composed of a series of 24 bioretention cells and 15 vegetated retention cells integrated along the avenue between the pavement and the sidewalk. The results obtained, described in the thesis, are considered highly relevant. These are results on partial performance, i.e. technical and environmental performance, which lead to an assessment of the overall performance of the infrastructure.

The fourth paper presents a study on the technical performance evaluation and maintenance plan development for four bioretention basins. The analysis is based on field observations made in Montreal and proposes a structured method for assessing the hydraulic efficiency of the structures. Based on the results obtained, a maintenance plan was put in place, allowing interventions to be adapted according to the condition of the system and the performance levels observed. This contribution aims to improve the long-term management of green infrastructure in urban areas.

In addition to the four articles, the thesis opens with an introductory chapter that presents the definitions and fundamental concepts, the research problem, the research questions, the objectives pursued, the originality of the research, and the outline of the thesis.

It then includes a general literature review chapter that situates the work within the current scientific context and highlights the gaps that the research aims to address.

It also contains a chapter devoted to the general discussion of the results, which relates the findings to the existing literature and analyzes their theoretical and practical implications. This chapter also highlights their contribution to the advancement of knowledge in the field under study.

The thesis concludes with a concluding chapter that provides a synthesis of the work carried out, presents the main contributions of the research, identifies its limitations, and proposes directions for future research.

Finally, through its content as a whole, this thesis makes a significant contribution to the evaluation of the performance of stormwater management infrastructures in a context of climate change and increasing urbanization, with a view to implementing a maintenance plan. It paves the way for sustainable stormwater management through a methodology based on a systemic approach.

Key Words: Stormwater management structures, technical performance, environmental performance, global performance, systemic approach, analytical approach, experimental field monitoring approach.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VI
ABSTRACT	IX
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVII
LISTE DES FIGURES.....	XIX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XX
LISTE DES ANNEXES	XXII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Définitions et concepts de base	2
1.2 Éléments de la problématique	4
1.2.1 Inefficacité de la gestion traditionnelle des eaux pluviales en milieu urbain.....	4
1.2.2 Défaillance des ouvrages dans le contexte des changements climatiques et de l'urbanisation.....	5
1.2.3 Inefficacité des approches existantes pour évaluer la performance des ouvrages sur le long terme.....	7
1.2.4 Incapacité des gestionnaires pour intervenir sur des hydrosystèmes complexes en milieu urbain.....	8
1.3 Objectifs de recherche	9
1.4 Originalité de la thèse.....	9
1.5 Plan de la thèse	10
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE	12
2.1 Classification, choix et catégories de performances des OGEPs	12

2.2 Ouvrages de prétraitement des eaux pluviales	13
2.3 Ouvrages de rétention des eaux pluviales	16
2.3.1 Contexte et fondements de la gestion par rétention	16
2.3.2 Rétention avec les bassins secs (sans retenue permanente)	16
2.3.3 Bassins de rétention avec retenue permanente	17
2.3.4 Systèmes de biorétention ou jardins de pluie	17
2.3.5 Marais filtrants : rétention extensive et multifonctionnelle	18
2.3.6 Bassins hybrides et aménagements combinés	18
2.3.7 Techniques alternatives : infiltration, chaussées perméables et toits verts	18
2.4 Ouvrages d'infiltration des eaux pluviales	19
2.5 Qualité des eaux pluviales	21
2.6 Maintenance des OGEPs	24
CHAPITRE 3 ARTICLE 1: USE OF THE SYSTEMIC APPROACH TO STORMWATER MANAGEMENT: A REVIEW OF THE LITERATURE AND SUGGESTIONS FOR FUTURE RESEARCH	28
Abstract	28
3.1 Introduction	28
3.2 Description of how the analytical and experimental field monitoring approaches work, their strengths and weaknesses and their limitations	30
3.3 Example illustrating the complexity of the analytical and experimental approaches to field monitoring	32
3.4 Approach proposed as an alternative to the limitations of the two previous approaches	35
3.5 Methodology for using the systemic approach in stormwater management	37
3.5.1 How the cognitive module works	38
3.5.2 How the predictive module works	39

3.5.3 Basic equations to be integrated into the predictive module to assess the performance of stormwater management infrastructures	40
3.6 Applicability of the systemic approach to stormwater management	42
3.7 General discussions	47
3.8 Conclusion.....	48
CHAPITRE 4 ARTICLE 2: EVALUATING THE TECHNICAL AND ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF STORMWATER BEST MANAGEMENT PRACTICES (BMPs)	49
Abstract	49
4.1 Introduction	50
4.2 Methodology	53
4.2.1 Decomposition of infrastructures according to their functions, contributing elements, and performance criteria.....	54
4.2.2 Justifications for performance threshold choices	58
4.2.3 Description of programming flowchart tool.....	58
4.2.4 Brief description of the tool	61
4.2.5 Steps for calculating the technical and environmental performance of infrastructures.....	62
4.2.6 Technical performance of BMPs.....	66
4.2.7 Environmental performance of BMPs.....	67
4.2.8 Global performance evaluation	67
4.3 BMPs for light rains	68
4.4 Maintenance plan for BMPs proposed.....	68
4.5 Results and discussion.....	70
4.5.1 Description of the Case Study	70
4.5.2 Technical performance of BMPs.....	71
4.5.3 Environmental performance of BMPs.....	73

4.6 Conclusion.....	77
CHAPITRE 5 ARTICLE 3: EVALUATING THE TECHNICAL AND ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF STORMWATER BEST MANAGEMENT PRACTICES (BMPs): A CASE STUDY FROM MONTREAL	78
Abstract	78
5.1 Introduction	79
5.2 Methodology	81
5.2.1 Tool used and input data	81
5.2.2 Technical performance assessment	83
5.2.3 Environmental performance assessment	84
5.3 Case study	85
5.3.1 Presentation of the study site.....	85
5.3.2 Available data.....	90
5.4 Results and Discussion.....	93
5.5 Conclusion.....	99
CHAPITRE 6 ARTICLE 4: IMPLEMENTATION OF A MAINTENANCE PLAN FOR STORMWATER MANAGEMENT INFRASTRUCTURES USING THE SYSTEMIC METHOD	101
Abstract	101
6.1 Introduction	101
6.2 Methodology	103
6.2.1 Identification of system components.....	103
6.2.2 Assessment of current performance	105
6.2.3 Bioretention performance criteria	108
6.3 Results	112

6.4 Developing a maintenance plan	114
6.5 General discussions	118
6.6 Conclusion.....	120
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE.....	122
7.1 Potentiel de l'approche systémique dans la gestion des eaux pluviales.....	122
7.2 Performances des ouvrages de gestion des eaux pluviales	123
7.3 Plan de maintenance et pérennité des ouvrages de gestion des eaux pluviales.....	127
7.4 Aspects complémentaires non explorés dans la recherche.....	130
CHAPITRE 8 CONCLUSION.....	132
8.1 Synthèse des travaux	132
8.2 Contributions de la thèse	133
8.3 Limitations des travaux	135
8.4 Orientation de recherches futures.....	136
RÉFÉRENCES.....	137
ANNEXES	164

LISTE DES TABLEAUX

Table 3.1 Summary of the strengths, weaknesses and limitations of both approaches.....	32
Table 3.2 Data categories required to assess the technical and environmental performance of a bioretention basin	34
Table 3.3 Number of tests performed, number of test times and total test costs	34
Table 3.4 Strengths and weaknesses of the systemic approach	36
Table 3.5 Systemic approach to system evaluation.....	36
Table 3.6 Details of how the systemic approach works.....	37
Table 3.7 Causal diagrams	39
Table 3.8 Example of systemic modeling from economics to urban hydraulics	43
Table 3.9 Description of interactions between system components	46
Table 4.1 Infrastructure functions and sub-functions, and their contributing elements.....	55
Table 4.2 Performance criteria for BMPs	56
Table 4.3 Threshold limits for heavy metals.....	65
Table 4.4 Maintenance plan for infrastructure based on technical performance	69
Table 4.5 Evaluation of the global performance of the bioretention cell.....	71
Table 4.6 Performance level of the infrastructure.....	74
Table 4.7 Pollutant concentrations at the inlet (C_{in}) and outlet (C_{out}) of the system and the removal percentage.....	74
Table 4.8 Classification of the pollutants according to their environmental impacts	76
Table 5.1 Equations used to evaluate the functional and global technical performance of BMPs.....	84
Table 5.2 Data on the physical characteristics of the site	91
Table 5.3 Data for assessing the technical performance	92
Table 5.4 Threshold limits for the parameters	93
Table 5.5 Parameters values measured from 2018 to 2019.....	93

Table 5.6 Technical site performance results.....	95
Table 6.1 Performance criteria for bioretention basins	108
Table 6.2 Adjusted performance thresholds according to climatic and operational context	111
Table 6.3 Characteristics of the 4 basins.....	112
Table 6.4 Performance of the 4 bioretention basins.....	112
Table 6.5 Maintenance plan including performance levels and justifications	115

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 Bioretention basin at the Papineau project, photo taken during the May 02, 2024 visit	33
Figure 3.2 Systemic approach application diagram	38
Figure 3.3 Retention/infiltration basin at the Centre routier	44
Figure 3.4 Interaction diagram of the building element.....	45
Figure 4.1 Tool programming flowchart.....	60
Figure 4.2 Flowchart summarizing the proposed methodological approach	61
Figure 5.1 Bioretention basin of the Papineau project	89
Figure 5.2 Vegetated retention basin for the Papineau project	89
Figure 5.3 Rainfall from 2018 to 2020.....	90
Figure 5.4 Global technical site performance	95
Figure 6.1 Example of a bioretention basin (B-29-30-M10) located along Papineau Avenue, Montréal. Source: adapted from Maisonneuve (2021), image extracted from Google Earth	103
Figure 6.2 Conceptual systemic diagram of the system, illustrating the main components and their qualitative interactions	104
Figure 6.3 Performance of the 4 bioretention basins	113

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ABT	: Augustenborgs Botaniska Takträdgård
AHP	: Analytic Hierarchy Process
BGI	: Blue-Green Infrastructure
BMP	: Best Management Practices
BOD	: Biochemical Oxygen Demand
BRCDT	: Bureau de la recherche et Centre de développement technologique
CCME	: Conseil canadien des ministres de l'environnement
CERTU	: Centre d'études sur les réseaux, les transports et l'urbanisme
CFU	: Colony Forming Units
CIRIA	: Construction Industry Research and Information Association.
CMM	: Communauté Métropolitaine de Montréal
COD	: Chemical Oxygen Demand
CVCA	: Credit Valley Conservation Authority
EPA	: Environmental Protection Agency
ÉTS	: École de technologie supérieure
GES	: Gaz à effet de serre
GIEC	: Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Évolution du Climat
INSA	: Institut National des Sciences Appliquées
ISCO	: Instrumentation Specialties Company
INRP	: Inventaire national des rejets de polluants
IoT	: Internet of Things
LARIM	: Laboratoire de recherche en réseautique et informatique mobile
LID	: Low Impact Development
MAPA	: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
MAMROT	: Ministère des Affaires Municipales, des Régions et d'Occupation du Territoire
MDDEFP	: Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MDDELCC	: Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
MDE	: Maryland Department of the Environment

MEE	: Ministry of Environment and Energy
MES	: Matières en suspension
OGEP	: Ouvrages de gestion des eaux pluviales
PGO	: Pratiques de gestion optimale
PLE	: Personal Learning Edition
SUDS	: Sustainable Urban Drainage Systems
SWMM	: Storm Water Management Model
TA	: Techniques alternatives
TRCA	: Toronto and Region Conservation Authority
TSS	: Total Suspended Solids
UDFCD	: Urban Drainage and Flood Control District
UK	: United Kingdom
USA	: United States of America
USEPA	: United States Environmental Protection Agency
WSUD	: Water Sensitive Urban Design

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Approche décisionnelle de maintenance prévisionnelle des techniques alternatives basée sur la modélisation systémique.....	164
ANNEXE B	Événements de pluie sur le site de Papineau à Montréal de 2018 à 2020.....	169
ANNEXE C	Interface console de l’outil.....	175

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

À l'heure actuelle, la gestion des eaux pluviales en milieu urbain représente un enjeu majeur pour les municipalités en ce qui a trait à la protection des infrastructures en vue de prévenir les inondations. Autrefois, pour gérer les eaux pluviales en milieu urbain, l'approche traditionnelle dite « tout à l'égout » était la principale alternative. Cependant, depuis plusieurs décennies, soit depuis plus d'une quarantaine d'années, cette approche se révèle peu efficace. Ce manque d'efficacité est causé par le phénomène de l'urbanisation et celui des changements climatiques qui progressent rapidement à travers le monde et qui ont des impacts pénalisants sur les territoires. Il faut souligner au passage que le phénomène de l'urbanisation est un processus qui consiste en la transformation des espaces en milieux urbains entraînant du coup une densification des infrastructures (routes, trottoirs, bâtiments, entrées de garage, aires de stationnement, etc). Le phénomène des changements climatiques, causé par les activités humaines, désigne les modifications des conditions météorologiques à long terme favorisant l'augmentation de l'émission des gaz à effet de serre (GES). Ces deux phénomènes ont directement de grands impacts sur les réseaux traditionnels de gestion des eaux pluviales, puisqu'ils favorisent une pression énorme sur ces derniers au fil des années. Partant de cette situation, il est décidé depuis environ une quarantaine d'années de renforcer graduellement ce mode de gestion par une nouvelle approche de gestion des eaux pluviales. Cette méthode vise à intégrer les eaux pluviales dans le développement urbain en vue de l'aménagement futur du territoire et de la protection de l'environnement. Elle est mise en place à l'aide de l'implantation des ouvrages de gestion des eaux pluviales ou encore à l'aide des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales composées pour la plupart des infrastructures vertes.

Malgré les nombreux avantages offerts par l'implantation des ouvrages de gestion des eaux pluviales, notamment en milieu urbain, force est de constater que l'évaluation de leur performance à long terme en vue de la mise en place d'un plan de maintenance pose encore des problèmes. À l'heure actuelle, deux approches principales sont appliquées pour l'évaluation de leur performance. Il s'agit de l'approche analytique et l'approche du suivi expérimental sur le terrain qui ont de véritables limitations, surtout lorsqu'elles s'appliquent sur des hydrosystèmes complexes. Dans cette dynamique, il est donc décidé dans cette thèse de modéliser la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales par l'approche systémique.

Dans la suite de ce chapitre, il est présenté respectivement la description des concepts de base tels que : performance, ouvrages de gestion des eaux pluviales, approche systémique. Ensuite sont présentés les éléments de la problématique de la thèse qui touchent : (1) l'inefficacité de la gestion traditionnelle des eaux pluviales en milieu urbain; (2) la défaillance des ouvrages dans le contexte des changements climatiques et de l'urbanisation; (3) l'inefficacité des approches existantes pour évaluer la performance des ouvrages sur le long terme; (4) l'incapacité des gestionnaires pour intervenir sur des hydrosystèmes complexes en milieu urbain. Enfin, le chapitre expose les objectifs de recherche, les originalités de la recherche et le plan de la thèse.

Il est important de noter que certains articles contenus dans cette thèse comportent des figures ou équations similaires, voire identiques. Cette situation découle du fait que lesdits articles ont été élaborés pour être autonomes et susceptibles d'être publiés séparément, conformément aux exigences des revues scientifiques. Afin de garantir une compréhension indépendante de chaque contribution, certains éléments visuels clés ont donc été réutilisés de manière délibérée. Cette redondance a été jugée nécessaire pour respecter la logique de présentation propre à chaque article tout en préservant la rigueur scientifique de l'ensemble du contenu.

1.1 Définitions et concepts de base

Dans cette section, les concepts de base autour desquels la thèse s'articule sont définis de façon précise afin de mieux éclaircir les lecteurs, qu'ils soient professionnels ou non professionnels, sur l'essentiel du contenu de ce travail de recherche scientifique. Ils servent également de repères aux lecteurs pour analyser de manière approfondie et interpréter l'ensemble des travaux effectués dans la thèse. Les différents concepts de base considérés dans cette thèse sont les suivants : performance, ouvrages de gestion des eaux pluviales, approche systémique.

Performance

Le concept « performance » traité dans cette thèse s'articule autour de l'efficacité des ouvrages de gestion des eaux pluviales en milieu urbain. La performance peut être définie comme étant l'aptitude de l'infrastructure ou de l'ouvrage à répondre à un besoin et donc à fournir un service efficace (Bacot-Graie, 2016). Dans le domaine de la gestion des eaux pluviales, les ouvrages sont dits performants s'ils sont capables de minimiser les impacts environnementaux et optimiser l'utilisation des ressources hydriques. La performance est généralement évaluée par l'efficacité de ces ouvrages à réduire les inondations et à favoriser l'infiltration des eaux pluviales (Cherqui et al.,

2016). En d'autres mots, la performance désigne l'efficacité avec laquelle les ouvrages de gestion des eaux pluviales implantés répondent à leurs fonctions en vue de la protection des écosystèmes. Leurs fonctions sont généralement le prétraitement des eaux pluviales, la rétention des eaux pluviales, le traitement des eaux pluviales et l'infiltration des eaux pluviales. La performance doit être évaluée en fonction des critères, des paramètres et des indicateurs préalablement établis (Cherqui *et al.*, 2016).

Ouvrages de gestion des eaux pluviales (OGEPs)

Les ouvrages de gestion des eaux pluviales sont des infrastructures implantées, implémentées notamment en Amérique du Nord et en Europe depuis des décennies, pour répondre à la nécessité d'une gestion durable des eaux pluviales. Ils sont composés d'infrastructures vertes (exemple : toits verts, jardin de pluie, noues engazonnées, etc.) et grises (exemple : bassin de rétention en béton). Cette nouvelle façon de concevoir les choses est un nouveau paradigme dont le principe est de capter et d'utiliser une partie des eaux pluviales pour les activités normales du territoire au lieu de tout envoyer à l'égout. Cette gestion privilégie le stockage, l'infiltration et le traitement des eaux pluviales. Elle réduit le volume des eaux de ruissellement et favorise la recharge de la nappe phréatique. Il s'agit d'une pratique novatrice développée actuellement pour la gestion des eaux pluviales en milieu urbain dans un contexte d'assainissement urbain (Gonzalez-Merchan, 2012 ; Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques [MDDELCC], 2011).

Approche systémique

L'approche systémique, largement utilisée dans d'autres champs disciplinaires de la science comme l'éducation et l'urbanisme (Héran, 2011 ; Lapointe, 2011), porte dans cette thèse sur la gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Cette approche, contrairement à l'approche analytique qui vise l'étude du système dans ses détails, vise plutôt l'étude des systèmes surtout complexes dans leur ensemble. Elle considère également les interactions entre les éléments de ces systèmes pour une gestion intégrée, durable et résiliente des eaux pluviales en milieu urbain (Moine, 2006). L'approche systémique offre donc un intérêt opérationnel important permettant l'orientation des politiques de gestion des systèmes complexes (Franck-Neel, 2019).

1.2 Éléments de la problématique

La présente section traite les éléments de la problématique de la thèse afin de circonscrire le sujet de la recherche. Cette problématique définie est divisée en plusieurs éléments et oriente les différentes étapes de l'étude. Elle présente les justifications de l'étude du sujet en mettant en exergue les lacunes qui existent dans les connaissances actuelles ou les controverses scientifiques existantes. La première sous-section présente l'inefficacité de la gestion traditionnelle des eaux pluviales en milieu urbain. La deuxième sous-section présente la défaillance des ouvrages dans le contexte de l'urbanisation et des changements climatiques. La troisième sous-section traite l'inefficacité des approches existantes pour évaluer la performance des ouvrages sur le long terme. La dernière sous-section traite l'incapacité des gestionnaires pour intervenir sur des hydrosystèmes complexes en milieu urbain.

1.2.1 Inefficacité de la gestion traditionnelle des eaux pluviales en milieu urbain

Dès le milieu du XIX^e, marquant le début de la mise en place des réseaux d'assainissement, les eaux pluviales en milieu urbain étaient considérées comme étant une énorme source de nuisance pour les populations. Il a donc fallu prendre des moyens pour évacuer rapidement les eaux pluviales du milieu urbain (Poulard *et al.*, 2013). C'est ainsi que le modèle de gestion traditionnelle des eaux pluviales dit « tout à l'égout » est mis en place pour donner ensuite naissance au réseau d'assainissement unitaire (Chouli, 2006). Ce mode de gestion consiste à évacuer les eaux pluviales du milieu urbain à travers des réseaux d'égouts unitaires, séparatifs ou combinés. Il s'agit bien d'un modèle qui se révèle inefficace et non viable à long terme, compte tenu l'urbanisation croissante, les changements climatiques et le vieillissement des infrastructures. Il ne contribue généralement pas non plus au développement urbain durable (Chen *et al.*, 2016 ; Mitchell, 2006 ; Paule-Mercado *et al.*, 2017 ; Van Roon, 2007; Wong & Eadie, 2000). Son inefficacité réside principalement dans la pollution et l'érosion des milieux récepteurs, sans oublier des risques élevés d'inondation et de refoulement accrus des conduites d'évacuation placées sur les réseaux (Chocat, 2014; Houbart, 2016). Un tel mode de gestion porte également atteinte à la recharge des nappes phréatiques affectant l'approvisionnement en eau potable des populations. Dans une telle dynamique, il faut trouver une alternative à la gestion traditionnelle des eaux pluviales en milieu urbain en vue d'intégrer ces eaux dans le développement urbain et réduire du coup les conséquences des événements pluvieux intenses. C'est ainsi depuis environ quatre décennies, un nouveau modèle de

gestion des eaux pluviales est mis en place, notamment en Amérique du Nord et en Europe. Il s'agit de la gestion durable des eaux pluviales réalisée à travers l'implantation d'un ensemble d'infrastructures vertes et parfois grises appelées « ouvrages de gestion des eaux pluviales ». Ces infrastructures favorisent le retour des eaux pluviales au milieu naturel (nappe phréatique ou plan d'eau récepteur), intégration de nouvelles pratiques dans le développement urbain et l'aménagement futur du territoire. Elles permettent également de réduire les effets de l'érosion, favoriser l'infiltration et protéger la vie et les biens de l'inondation des surfaces (Infraguide, 2005). Enfin, ces infrastructures permettent de diminuer les coûts de construction et de maintenance des réseaux, d'accroître la qualité du cadre de vie des populations et de réduire du même coup l'effet d'îlots de chaleur (Boucher, 2010).

1.2.2 Défaillance des ouvrages dans le contexte des changements climatiques et de l'urbanisation

Il faut rappeler que la gestion des eaux pluviales, dans un contexte marqué par les changements climatiques et l'urbanisation grandissante des territoires, constitue une préoccupation majeure pour des sociétés à l'échelle de la planète (Britto *et al.*, 2020). Il est une évidence, depuis des décennies les risques d'inondations liés à la défaillance des infrastructures traditionnelles de gestion des eaux pluviales sont de plus en plus élevés à travers le monde. Cette situation, causée par le phénomène des changements climatiques et le phénomène de l'urbanisation, fait souvent de nombreuses victimes au sein des populations et affecte considérablement la capacité des systèmes et des infrastructures publiques (Arcos, 2013 ; Tabuchi, 2002). Pour ce qui a trait au phénomène des changements climatiques, il constitue aujourd'hui un phénomène global avec de graves répercussions pour de nombreux pays sur l'ensemble des continents (Mailhot & Duchesne, 2005). Le réchauffement mondial provoque des modifications durables du système climatique, qui font peser une menace aux conséquences irréversibles sur les ouvrages de gestion des eaux pluviales. Le phénomène des changements climatiques expose la population mondiale à des épisodes d'inondations graves en lien à la défaillance des réseaux d'eaux pluviales (Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Évolution du Climat [GIEC], 2014). L'urbanisation, pour sa part, provoque l'imperméabilisation massive des sols et souvent la diminution de la végétation et des espaces naturels, ce qui a pour conséquence directe de favoriser l'écoulement rapide des eaux pluviales dans le réseau de drainage urbain. Elle tend à modifier drastiquement le cycle naturel de

l'eau, entravant la capacité d'absorption des sols et favorisant le ruissellement urbain (Renaud-Hellier, 2006). Tout ceci favorise les risques d'inondations causées notamment par l'engorgement ou la surcharge des conduites placées sur le réseau en provoquant des refoulements d'eau qui sont appelés à être plus fréquents dans les décennies à venir dans les zones urbaines (Bolduc, 2008). Il s'agit également d'un vecteur favorable à la dégradation des environnements aquatiques dus aux polluants rejetés dans les plans d'eau récepteurs en aval, tels que les lacs, les rivières, etc. C'est ainsi, les eaux de ruissellement lessivent les sols chargés de polluants comme les éléments nutritifs, les bactéries, les agents pathogènes, les métaux lourds, matières en suspension (MES), les hydrocarbures (MDDELCC, 2011). Dans ce cas, il est impératif de gérer ces eaux de façon optimale en vue de réduire leurs impacts dévastateurs sur l'environnement (Dietz, 2007). Règle générale, en milieu urbain, les eaux pluviales qui tombent sur des sols imperméabilisés (routes, toitures, entrées de garage, aires de stationnement, etc.) et qui sont aussi ruisselées vont avoir un impact important sur les réseaux d'assainissement. En effet, les déchets et pollutions que rencontrent ces eaux sont transportés jusqu'aux réseaux municipaux (Barrett, 2005). Dans une telle dynamique, il est toujours recommandé en milieu urbain d'éviter autant que possible le ruissellement et limiter les volumes d'eaux pluviales dans les réseaux. Pour ce faire, il faut éviter absolument l'imperméabilité à l'outrance ou abusive des sols et du coup maintenir des espaces végétalisés en vue de favoriser la rétention et l'infiltration des eaux de pluie devenues nuisibles si elles ne sont pas retournées dans le milieu naturel.

Il faut préciser également au passage qu'en milieu naturel, 20 à 30% des eaux pluviales s'infiltrent de manière peu profonde, 10 à 40 % s'infiltrent profondément pour atteindre la nappe phréatique, 40 à 50 % retournent dans l'atmosphère, tandis qu'uniquement 1 % des eaux pluviales ruisselle en surface. Par exemple, pour un quartier moins dense et qui est aménagé de façon traditionnelle avec des rues larges, des toitures imperméabilisées et d'espaces de stationnement bien répartis, il faut s'attendre à 35 à 50 % de superficie de sol imperméabilisée. Et les eaux de ruissèlement peuvent être de 20 à 30 %, l'infiltration moins profonde de 10 à 30 %, tandis que l'infiltration profonde est de 10 à 20 % et seulement 20 à 30 % des eaux pluviales, par évapotranspiration, sont retournées à l'atmosphère (Ministère des Affaires Municipales, des Régions et de l'Occupation du Territoire [MAMROT], 2010).

En bref, le phénomène des changements climatiques et celui de l'urbanisation entraînent des conséquences énormes sur les ouvrages de gestion des eaux pluviales en milieu urbain qui

pourraient aboutir même à leur défaillance (Eckart *et al.*, 2017). Ils provoquent donc la pollution des milieux récepteurs (surverses), les inondations, la perte de biodiversité, l'augmentation des coûts de maintenance des infrastructures (Berggren, 2008 ; Mailhot *et al.*, 2011b; Stovin *et al.*, 2012 ; Visitacion *et al.*, 2009). Tous ces risques auxquels les communautés sont exposées rendent nécessaires de nouvelles stratégies innovantes de gestion des eaux pluviales en vue d'atténuer leurs impacts.

1.2.3 Inefficacité des approches existantes pour évaluer la performance des ouvrages sur le long terme

Depuis longtemps, pour évaluer la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales en milieu urbain, l'approche analytique et celle du suivi expérimental sur le terrain sont appliquées. Cependant, au fil des années, il est constaté que ces deux approches sont révélées très peu efficaces, compte tenu la complexité du milieu urbain et la complexité des ouvrages à implanter. L'approche analytique, basée sur des équations mathématiques, permet de développer des modèles complexes et gourmands en données (Flaux, 2017). Cette approche se concentre sur des éléments spécifiques du système, sans prendre en compte des interactions complexes entre les différentes composantes du système urbain (Deletic & Fletcher, 2006). Elle se focalise sur la résolution de problèmes immédiats comme la gestion des inondations sans pouvoir considérer les effets à long terme sur les systèmes urbains. Elle privilégie également des infrastructures dites « grises », en lieu et place des solutions basées sur la nature qui sont pourtant largement recommandées en milieu urbain pour la gestion des eaux pluviales (Fletcher *et al.*, 2013).

L'approche de suivi expérimental sur le terrain se fonde sur l'expérimentation *in situ* à l'aide de solutions fondées sur la nature, comme des infrastructures vertes, en vue de réduire les débits de pointe et les polluants dans l'eau (Dietz, 2007 ; Hathaway & Hunt, 2011). Cette approche, basée sur l'installation d'un ensemble d'équipement sur le site à l'étude, est révélée coûteuse, compte tenu du temps et du personnel qu'elle nécessite pour la collecte des données (Maisonneuve, 2021). De plus, elle peut être encore difficile à être adaptée aux milieux où les événements météorologiques varient considérablement, entravant du coup la collecte de données cohérentes et représentatives.

En outre, malgré le rôle important que jouent les ouvrages de gestion des eaux pluviales en milieu urbain, il n'est donc toujours pas évident d'évaluer leur performance sur le long terme à partir des

approches analytique et celle du suivi expérimental sur le terrain (Fuamba *et al.*, 2023). Une telle situation impacte énormément sur leur efficacité dans le réseau pluvial, notamment en termes de prévention de leurs défaillances possible dans le temps. Pour pallier ce problème, il faut trouver une alternative à ces deux approches pour pouvoir satisfaire aux larges exigences engendrées par la complexité des systèmes de gestion des eaux pluviales en milieu urbain.

1.2.4 Incapacité des gestionnaires pour intervenir sur des hydrosystèmes complexes en milieu urbain

Des études montrent que la ville constitue en elle-même un système regroupant des hydrosystèmes excessivement complexes avec des surfaces imperméables comme les routes, les toits et les trottoirs, empêchant l'infiltration naturelle de l'eau (Moine, 2006). Ces hydrosystèmes urbains sont des systèmes interconnectés influencés par des facteurs naturels et anthropiques altérés la plupart du temps par l'urbanisation (Younos & Parece, 2016). Pour intervenir sur ces hydrosystèmes complexes dans les villes, les gestionnaires sont confrontés à des problèmes majeurs en appliquant les approches existantes citées précédemment. En effet, ceux n'ayant pas de compétence informatique suffisante sont souvent incapables de simuler et d'exploiter les résultats des modèles développés. De surcroît, les gestionnaires sont parfois en situation de manque de données précises et actualisées pour intervenir sur les hydrosystèmes complexes en milieu urbain (Flaux, 2017). Enfin, étant donné que l'évolution du climat intensifie les défis auxquels les hydrosystèmes urbains doivent répondre, cela implique des compétences spécifiques des gestionnaires pour s'adapter aux incertitudes des projections climatiques (Ahern, 2011 ; Schmitt *et al.*, 2004).

Partant de ces différents constats, il est une nécessité de mettre à la disposition des gestionnaires un outil efficace permettant d'évaluer les performances technique et environnementale des ouvrages de gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Cet outil doit également permettre de mieux établir un plan de maintenance dans une dynamique d'assainissement urbain. La question principale à laquelle cette thèse va répondre est la suivante :

Comment modéliser la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales par l'approche systémique en vue de la mise en place d'un plan de maintenance dans une situation d'assainissement urbain ? Cette question principale se décline en quatre (4) questions spécifiques :

- Comment décomposer un ouvrage de gestion des eaux pluviales en ses fonctions au regard de l'approche systémique?
- Comment identifier les composantes qui contribuent aux fonctions de l'ouvrage ainsi que les liens qui existent entre elles ?
- Dans quelle mesure chacune des composantes de l'ouvrage est-elle performante dans un cadre de performance globale?
- Comment évaluer la performance de l'outil développé à une étude de cas?

Chacune de ces questions de recherche correspond directement à un objectif spécifique, assurant ainsi une cohérence méthodologique entre la problématique, les objectifs et la démarche adoptée.

1.3 Objectifs de recherche

L'objectif principal de cette thèse consiste à modéliser la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales (OGEPs) par l'approche systémique en vue de la mise en place d'un plan de maintenance dans une situation d'assainissement urbain. Cet objectif principal se décline en quatre (4) objectifs spécifiques :

- Décomposer un ouvrage de gestion des eaux pluviales en ses fonctions au regard de l'approche systémique ;
- Identifier les composantes qui contribuent aux fonctions accomplies par l'ouvrage ainsi que les liens qui existent entre elles;
- Déterminer le niveau de performance de chacune des composantes de l'ouvrage en intégrant toutes les performances partielles dans un cadre de performance globale;
- Évaluer la performance de l'outil développé à une étude de cas.

1.4 Originalité de la thèse

L'originalité de cette thèse repose sur l'utilisation de l'approche systémique pour évaluer la performance globale des ouvrages de gestion des eaux pluviales (OGEPs) dans un contexte d'assainissement urbain. Cette approche permet de dépasser les méthodes classiques fondées sur des indicateurs isolés ou des analyses compartimentées, en intégrant simultanément les fonctions de l'ouvrage et les interactions entre ses composantes, telles qu'elles sont mobilisées dans cette recherche.

Plus précisément, l'approche systémique a été mobilisée dans cette recherche selon 3 axes principaux :

- Développement d'un outil de simulation systémique, structuré en blocs fonctionnels, permettant de représenter le comportement global des OGEPs à partir des caractéristiques physiques, techniques et environnementales des ouvrages. Cet outil repose sur une logique de modélisation orientée système, intégrant plusieurs types de variables et critères d'évaluation.
- Évaluation des performances technique et environnementale, à l'échelle de chaque ouvrage et à l'échelle du système, en tenant compte des interactions entre les différentes fonctions des OGEPs et de leurs impacts dans un environnement urbain réel (cas d'étude : avenue Papineau, Montréal).
- Construction d'un plan de maintenance, fondé sur les résultats du modèle systémique, en identifiant les composantes les plus vulnérables ou les plus critiques selon les critères de performance. Cette approche permet de prioriser les interventions et de soutenir une gestion durable et proactive des infrastructures.

Cette recherche propose ainsi une contribution originale à la fois scientifique et opérationnelle, fondée sur la double caractéristique de l'approche systémique, mobilisée à la fois comme modèle cognitif et comme modèle prédictif, en introduisant une méthode globale d'évaluation adaptée à la complexité des systèmes urbains de gestion des eaux pluviales. Le modèle cognitif permet de structurer la compréhension fonctionnelle des ouvrages et des interactions entre leurs composantes, tandis que le modèle prédictif est utilisé pour estimer et analyser les performances des ouvrages dans différents contextes d'exploitation, tels que développés dans les chapitres et articles de la thèse.

1.5 Plan de la thèse

Cette thèse s'articule autour de 8 chapitres, chacun contribuant de manière complémentaire à l'atteinte des objectifs de recherche. Ainsi, le présent document est organisé comme suit :

- Le chapitre 1 présente l'introduction générale, intégrant la définition des concepts de base, les éléments de la problématique, les questions de recherche, les objectifs de recherche, ainsi que l'originalité de la thèse.

- Le chapitre 2 porte sur la revue de littérature générale de la recherche, permettant de situer les travaux dans le contexte scientifique actuel et de mettre en évidence les principales lacunes du domaine.
- Le chapitre 3 (article 1) présente une revue critique de la littérature portant sur l'applicabilité de l'approche systémique dans le domaine de la gestion des eaux pluviales.
- Le chapitre 4 (article 2) porte sur la partie théorique du développement d'un outil d'évaluation des performances technique et environnementale des ouvrages de gestion des eaux pluviales (OGEPs). Cet outil est conçu dans une perspective d'évaluation globale de leur performance, en s'appuyant sur l'approche systémique.
- Le chapitre 5 (article 3) est consacré à la partie pratique du développement de l'outil présenté au chapitre 4. Il comprend l'étude de cas ainsi que la présentation et la discussion des résultats de performance technique globale et environnementale obtenus.
- Le chapitre 6 (article 4) est centré sur l'élaboration d'un plan de maintenance adapté particulièrement aux bassins de biorétention. Ce plan est fondé sur des observations de terrain et des niveaux de performance mesurés, et il a été développé selon une approche systémique.
- Le chapitre 7 présente une discussion générale de tous les résultats de la recherche, en les confrontant à la littérature existante afin d'en dégager la portée et les principales implications.
- Le chapitre 8, en guise de conclusion, présente une synthèse des travaux, souligne les contributions de la thèse, discute des limitations des travaux et propose des orientations pour les recherches futures.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Cette revue de littérature traite particulièrement de la gestion des eaux pluviales en milieu urbain à travers les ouvrages de gestion des eaux pluviales (OGEPs). Elle vise à présenter l'état de l'art relatif à ces ouvrages et à souligner leur rôle dans l'assainissement urbain. Ce chapitre, par les approches adoptées, va guider le lecteur dans la compréhension globale des enjeux, lacunes et opportunités du domaine de gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Il est structuré en 6 sections, chacune contribuant à établir les bases conceptuelles et techniques nécessaires à l'élaboration de la méthodologie de la recherche. La première section porte sur la classification, le choix et les catégories de performance des OGEPs. La deuxième section traite des ouvrages de prétraitement des eaux pluviales. La troisième section aborde les ouvrages de rétention, tandis que la quatrième présente les ouvrages d'infiltration. La cinquième section traite de la qualité des eaux pluviales, et enfin la sixième section traite de la maintenance des OGEPs.

2.1 Classification, choix et catégories de performances des OGEPs

La littérature scientifique portant sur les OGEPs, en particulier en milieu urbain, montre que de nombreuses recherches majeures ont été menées dans ce domaine. Fuamba *et al.*, (2010) indique que plusieurs critères sont essentiels pour la classification des OGEPs, notamment leur mode de fonctionnement, leurs caractéristiques générales, les processus de contrôle qu'ils mobilisent et les objectifs de gestion qu'ils poursuivent. De manière générale, les OGEPs sont implantés en vue de reconstituer l'hydrologie naturelle d'un site et sont catégorisés en deux groupes principaux : OGEPs non-structuraux et OGEPs structuraux. Les OGEPs non structuraux reposent sur des stratégies de gestion qui prennent en compte le territoire et l'aménagement urbain. Ils impliquent l'adoption de techniques de prévention, de bonnes pratiques de maintenance ou de modification de comportements, sans construction d'ouvrages physiques. À l'inverse, les OGEPs structuraux nécessitent la mise en place d'ouvrages physiques de contrôle, comme le précisent Fuamba *et al.*, (2010); MDDEFP (2014). Une autre classification regroupe les différentes techniques selon certaines grandes catégories, en fonction des caractéristiques générales de ces techniques. D'ailleurs cette approche est retenue et adoptée par plusieurs guides nord-américains (EPA, 2004 ; Jaska, 2000; Maryland, 2000 ; MOE, 2003). Une troisième méthode de classification des OGEPs repose sur le choix des ouvrages en fonction des processus physiques, chimiques et biologiques qu'ils mobilisent pour assurer le contrôle et le traitement des eaux pluviales. Pour évaluer leur

contribution et identifier les mécanismes dominants, il est nécessaire de distinguer les particules solides des matières solubles. Cette séparation se situant généralement autour d'un diamètre équivalent de 0,4 μm , correspondant à celui des particules d'argile (Urban Drainage and Flood Control District [UDFCD], 2005, cité par Fuamba *et al.*, 2010).

Pour choisir les OGEPs, il faut suivre un processus rigoureux qui prend en compte, entre autres, la nature du plan d'eau en aval ainsi qu'un ensemble d'exigences liées aux limites de leur applicabilité, par exemple la disponibilité de terrain, la charge hydraulique, le niveau de la nappe phréatique, les caractéristiques des sols. Cette sélection peut s'avérer complexe, compte tenu de la diversité des techniques disponibles et des nombreux critères à prendre en considération. Le choix optimal dépendra des contraintes physiques du site, du type de récepteur (cours d'eau, plan d'eau), de la nature et de l'intensité des polluants visés, ainsi que des objectifs de gestion (réduction des débits, amélioration de la qualité de l'eau, protection contre les inondations) (MDDEFP, 2014).

Selon Cherqui *et al.*, (2016), l'évaluation de la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales, qu'il s'agisse d'une technique unique ou d'un ensemble d'ouvrages en cascade, met en évidence 7 grandes catégories de performances. La première catégorie concerne les performances hydrauliques, qui incluent la réduction du pic de débit et la fréquence de débordement. La deuxième catégorie porte sur les performances hydrologiques, englobant la réduction du volume ruisselé et l'amélioration de l'infiltration. La troisième catégorie concerne les performances économiques, se mesurant par les coûts et les retombées financières des ouvrages. La quatrième catégorie de performances porte sur le long terme, se focalisant sur la fonctionnalité durable et la maintenance des infrastructures. La cinquième catégorie de performances est liée au traitement de la pollution pour réduire les concentrations et les masses polluantes dans les eaux traitées. La sixième catégorie concerne les performances sanitaires et environnementales, impliquant la création d'habitats, la réutilisation de l'eau et la lutte contre les îlots de chaleur. Enfin, la septième catégorie porte sur les performances sociales, évaluées par l'acceptabilité, la sécurité et la perception publique des projets liés à la gestion des eaux pluviales. Ces catégories permettent d'avoir une vision globale et intégrée de l'efficacité des systèmes mis en place.

2.2 Ouvrages de prétraitement des eaux pluviales

La gestion durable des eaux pluviales en milieu urbain met aujourd'hui l'accent sur l'intégration d'un dispositif de prétraitement en amont des OGEPs, en particulier en amont de ceux qui

accomplissent cette fonction. Ce prétraitement, essentiel au bon fonctionnement des OGEPs, permet d'améliorer la qualité des eaux de ruissellement, de prolonger la durée de vie des ouvrages et de faciliter leur maintenance (MDDEFP, 2014). Il s'inscrit dans une chaîne de gestion complète, intégrant le contrôle à la source, le transport, la décantation, la filtration et, le cas échéant, le traitement biologique.

Selon l'Agence Nationale de la recherche (2005), les performances globales d'un système d'épuration sont étroitement liées à l'efficacité de chaque maillon de la chaîne, et notamment du prétraitement. Pourtant cette étape est souvent négligée, malgré ses nombreux avantages : réduction des sédiments et polluants, ralentissement du débit, diminution du colmatage, amélioration de l'efficacité hydraulique et valorisation écologique du bassin (MDDEFP, 2014; MOE, 2003). Selon MDDEFP (2014), cité par Sebti (2016), l'installation de dispositifs de prétraitement offre des avantages multiples, puisqu'elle réduit les besoins de maintenance des ouvrages et contribue à maintenir leur durée de vie utile. Les OGEPs, en particulier les ouvrages d'infiltration, sont dotés de dispositifs d'épuration et/ou de prétraitement qui visent à protéger les lits d'infiltration contre les pollutions chroniques ou accidentelles (Moura, 2008). Ces dispositifs comprennent notamment des structures de décantation, des dégrilleurs, des dessableurs et des séparateurs à hydrocarbures.

Parmi les techniques de prétraitement courantes recensées par la littérature et les guides techniques figurent :

Les filtres à sable, conçus pour retenir les polluants solides, qui sont efficaces mais sujets au colmatage rapide et caractérisés par des vitesses d'infiltration faibles. Leur performance peut être améliorée par l'ajout de charbon actif (Davis & McCuen, 2005, cité par Moisan, 2013).

Les filtres plantés de roseaux, composés d'un bassin rempli de substrat minéral végétalisé, améliorent la qualité de l'eau en filtrant et en dégradant les polluants. Selon le contexte, ils peuvent être étanches ou infiltrants, et sont souvent intégrés dans un système plus large comprenant des ouvrages en amont (décantation) et en aval (zone de rejet) (Cerema, 2021). Ils permettent un traitement biologique grâce à l'action des bactéries associées aux végétaux. Ils sont peu coûteux, demandent peu de maintenance et présentent une efficacité très élevée pour les matières en suspension, les hydrocarbures et certains métaux (Giroud *et al.*, 2007 ; Ladislav, 2011; Segteup, 2013).

Les bandes filtrantes végétalisées, composées de gazon ou de plantations diversifiées, sont recommandées pour ralentir les eaux en nappe et filtrer les polluants particuliers. Leur efficacité repose sur un écoulement uniforme, une pente douce inférieure à 5 % et la présence de végétaux densément implantés (MDDEFP, 2014 ; Toronto and Region Conservation Authority & Credit Valley Conservation Authority [TRCA & CVCA], 2010).

Les cellules de prétraitement, ou bassins de décantation, visent à retenir les particules solides en amont du bassin principal. Faciles à intégrer, elles réduisent les risques de court-circuitage et facilitent la maintenance en concentrant les sédiments à un endroit accessible (MDDEFP, 2014; Middleton & Barrett, 2008).

Les séparateurs d'huile et de sédiments, bien qu'utiles pour traiter les eaux contaminées par les hydrocarbures, présentent une efficacité limitée. Leur performance est controversée, notamment parce que la majorité des hydrocarbures sont adsorbés sur des particules solides (Agence nationale de la recherche, 2005 ; MOE, 2003).

Les marais flottants, techniques émergentes, utilisent des plantes aquatiques sur structures flottantes pour traiter passivement les eaux de bassins à retenue permanente. Ils présentent de bons résultats épuratoires sans emprise au sol supplémentaire (Chang *et al.*, 2012 ; Ladislas, 2011).

Outre ces dispositifs, Moura (2008) recense également d'autres techniques associées aux ouvrages d'infiltration, notamment les dégrilleurs pour piéger les déchets grossiers, les dessableurs pour retenir les particules supérieures à 200 µm, les décanteurs lamellaires dont l'efficacité dépasse souvent 85 % mais qui sont difficiles à entretenir, et les décanteurs extensifs facilitant le stockage et la sédimentation des matières en suspension. Toutefois, certains auteurs (Bardin, 1999 ; Chocat *et al.*, 2007 ; Fouilloux & Aires, 2002, cités par Moura, 2008) soulignent que les dégrilleurs et dessableurs, bien qu'utiles, ne peuvent être considérés comme des dispositifs de prétraitement de la pollution en tant que tels. Par ailleurs, l'utilisation des séparateurs préfabriqués à hydrocarbures est aujourd'hui controversée, en raison de leur faible efficacité sur les hydrocarbures dissous.

Torres (2008), cité par Moura (2008), rappelle que l'un des principaux défis posés par les dispositifs efficaces de prétraitement est la gestion des sédiments piégés. Leur accumulation nécessite une stratégie de maintenance rigoureuse pour éviter toute remise en suspension et préserver la performance à long terme.

Puisque 90 % des contaminants des eaux pluviales sont sous forme particulaire et que 50 % sont fixés sur des particules inférieures à 40 microns, l'optimisation de la décantation est primordiale (Chéron & Puzenat, 2004). L'ajout d'un prétraitement efficace permet de renforcer la qualité de l'eau et de protéger les fonctions hydrauliques, écologiques et sociales des ouvrages.

2.3 Ouvrages de rétention des eaux pluviales

La rétention des eaux pluviales constitue aujourd'hui un enjeu central dans la planification urbaine durable. Face à l'augmentation des surfaces imperméabilisées et aux aléas liés aux changements climatiques, plusieurs études s'accordent sur la nécessité d'intégrer des techniques efficaces de rétention temporaire ou prolongée des eaux dans les bassins urbains (MDDEFP, 2014; MOE, 2003). La présente section propose une revue critique et comparative des meilleures techniques disponibles en matière de rétention des eaux pluviales, dans le but d'orienter les décideurs municipaux vers des choix techniques fondés sur des données probantes.

2.3.1 Contexte et fondements de la gestion par rétention

Contrairement à l'approche traditionnelle d'évacuation rapide vers les réseaux, les OGEPs visent à retenir temporairement les volumes excédentaires d'eau, atténuant ainsi les débits de pointe, les risques d'inondation et l'érosion des milieux récepteurs (Flaux, 2017 ; MAMROT, 2010). Plusieurs techniques de rétention ont émergé, parmi lesquelles les bassins secs, les bassins de rétention en eau, les systèmes de biorétention, les marais filtrants, etc. L'efficacité des dispositifs de rétention dépend de plusieurs facteurs, notamment les caractéristiques hydrologiques du bassin versant, la fréquence des précipitations, l'état de maintenance des réseaux et des ouvrages, ainsi que le type d'usage du sol. Ruban *et al.*, (2004) ont souligné que les performances varient aussi en fonction de la durée et de l'intensité des épisodes pluvieux, des périodes de sécheresse entre les événements, et de la présence de sources de pollution externes. Ainsi, chaque projet doit faire l'objet d'une évaluation multidisciplinaire adaptée au contexte local.

2.3.2 Rétention avec les bassins secs (sans retenue permanente)

Les bassins secs, bien qu'économiques et simples à entretenir, présentent des performances limitées en matière de rétention. Le temps de séjour de l'eau y est généralement inférieur à 24 heures, ce qui entraîne un écoulement rapide vers l'exutoire, réduisant l'efficacité de régulation hydraulique (Fuamba *et al.*, 2010; MDDEPF, 2014). Toutefois, plusieurs optimisations peuvent être envisagées

pour augmenter leur capacité de rétention, notamment l'ajout de zones de retenue prolongée de 24 à 48 heures ou l'aménagement d'éléments structurants tels que des micropiscines ou des cellules de prétraitement. Parmi ses avantages, cet aménagement présente une bonne performance en climat froid. Il contribue à la réduction des débits en aval ainsi qu'à la limitation de l'érosion des cours d'eau, tout en offrant des usages complémentaires tels que des espaces de jeux ou de parc. Toutefois, son utilisation peut être restreinte pour des bassins versants de moins de 5 hectares (Barr, 2001, cité par Fuamba *et al.*, 2010).

2.3.3 Bassins de rétention avec retenue permanente

Les bassins de rétention en eau assurent une meilleure maîtrise du ruissellement, notamment en périodes de crue. Leur performance repose principalement sur la sédimentation et sur la durée prolongée de séjour. Lorsqu'ils sont correctement dimensionnés, ces bassins permettent de réduire significativement les volumes de ruissellement, de retarder le pic de crue et de minimiser les risques de débordement des réseaux (USEPA, 1983, cité par Moisan, 2013). En outre, ils sont adaptés aux grands bassins versants urbains et leur efficacité est indépendante des caractéristiques du sol, contrairement aux dispositifs d'infiltration.

Le bassin de rétention avec retenue permanente peut être intégré dans des projets résidentiels, industriels ou commerciaux, à condition de disposer d'un apport régulier en eau et d'un fond imperméabilisé pour maintenir le volume d'eau. Une analyse du bilan hydrique est nécessaire pour s'assurer que le débit d'étiage compense les pertes par évaporation, évapotranspiration et exfiltration (Fuamba *et al.*, 2010). Bien aménagé, ce type de bassin valorise le paysage urbain et augmente l'attrait des propriétés voisines. Toutefois, il est plus coûteux qu'un bassin sec, requiert plus d'espace et, s'il est mal conçu ou mal entretenu, peut entraîner une dégradation de la qualité de l'eau par la libération de nutriments et de métaux (Barr, 2001, cité par Fuamba *et al.*, 2010).

2.3.4 Systèmes de biorétention ou jardins de pluie

Les systèmes de biorétention, aussi appelés jardins de pluie, combinent des fonctions de rétention et d'infiltration. Implantés dans des dépressions peu profondes, ils permettent de ralentir l'écoulement de l'eau, de la filtrer puis de la relâcher progressivement vers le sol ou vers un drain perforé. Selon Autixier (2012), un système de biorétention bien conçu peut réduire jusqu'à 6,7 % du volume annuel de ruissellement. Cependant, leur efficacité est optimale pour des superficies

tributaires réduites et dépend de la maintenance et du type de sol sous-jacent. L'un des inconvénients de cette technique est l'accumulation de sédiments, pouvant entraîner le colmatage du site, d'où la nécessité d'un prétraitement en amont. De plus, ses coûts de construction peuvent être relativement plus élevés comparativement à d'autres OGEPs (Augustenborgs Botaniska Takträdgård [ABT], 2003), cité par Fuamba, *et al.*, 2010).

2.3.5 Marais filtrants : rétention extensive et multifonctionnelle

Les marais filtrants sont reconnus pour leur forte capacité de rétention hydraulique grâce à une occupation importante du volume par de l'eau peu profonde. Ces ouvrages végétalisés permettent un ralentissement significatif de l'eau, favorisant ainsi la sédimentation et la diminution des débits de pointe. Thibault *et al.* (2009) rapportent des réductions du ruissellement pouvant atteindre 99 % pour les matières en suspension. De plus, ces systèmes présentent des avantages écosystémiques notables, tels que la régulation microclimatique et la création d'habitats fauniques. Bien que ses coûts de maintenance soient faibles, il présente certains inconvénients, tels que le relâchement de nutriments en automne, la prolifération d'espèces indésirables et un coût de construction plus élevé. Son efficacité initiale peut être limitée avant l'établissement complet de la végétation (Fuamba *et al.*, 2010).

2.3.6 Bassins hybrides et aménagements combinés

Les bassins hybrides associent les propriétés des bassins de rétention en eau à celles des marais filtrants. Ce type de structure séquentielle améliore la rétention hydraulique tout en permettant une gestion qualitative. L'aménagement en série d'une zone de retenue profonde suivie d'un marais permet d'optimiser la capacité de stockage en toutes saisons (Moisan, 2013). Selon MOE (2003), cette combinaison assure une meilleure résilience hydraulique, notamment en hiver où les marais seuls perdent de leur efficacité.

2.3.7 Techniques alternatives : infiltration, chaussées perméables et toits verts

Plusieurs études ont mis en lumière la contribution des techniques alternatives à la rétention des eaux pluviales. Patwardhan *et al.* (2005), cités par Autixier (2012), ont montré que la mise en œuvre combinée de toits verts, chaussées perméables et jardins de pluie permet une réduction annuelle de 37 % du ruissellement. De même, Pitt & Voorhees (2010) estiment qu'un jardin de pluie couvrant 20 % de la surface des toits connectés peut réduire jusqu'à 90 % des volumes de ruissellement à la

parcelle. Ces pratiques, bien que souvent limitées par l'espace disponible, offrent un potentiel considérable pour les quartiers résidentiels et les zones à forte densité.

2.4 Ouvrages d'infiltration des eaux pluviales

Les ouvrages d'infiltration, en particulier les bassins d'infiltration des eaux pluviales, sont une catégorie extrêmement importante parmi les OGEPS. Un bassin d'infiltration, type particulier de bassin de rétention, est une installation généralement peu profonde dont la conception est faite d'abord pour stocker temporairement les eaux pluviales et ensuite les infiltrer dans des sols perméables en vue de la recharge de l'aquifère souterrain. Bref, généralement placé à l'exutoire du réseau d'assainissement et dont les coûts d'investissement, d'exploitation et de maintenance sont reconnus peu élevés, le bassin d'infiltration est un ouvrage permettant de gérer le ruissellement des eaux pluviales et du coup prévenir l'érosion et améliorer la qualité de l'eau (MDDEFP, 2014).

Les ouvrages d'infiltration sont mis en place pour recueillir non seulement des effluents des surfaces urbaines en période de pluie ou des dépôts atmosphériques, mais aussi des eaux transitées dans les réseaux d'assainissement pluvial, en particulier des bassins de retenue. Les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales, en fonction de la taille des systèmes, peuvent munir dans des cas de systèmes de prétraitement. Ces systèmes sont des dispositifs servant à bloquer les flottants. Il s'agit aussi, pour des particules fines, des systèmes de décantation (Gonzalez-Merchan, 2012).

Placés généralement à l'exutoire d'un ouvrage d'arrivée d'eau, les ouvrages d'infiltrations des eaux pluviales, au cours d'un événement de pluie, doivent être en mesure de stocker l'eau de ruissellement durant l'évènement, ensuite ils doivent la restituer graduellement à la nappe phréatique en vue de la recharger. Ces ouvrages, plus précisément les bassins d'infiltration, sont donc installés pour répondre à la nécessité de gérer les eaux pluviales de grandes surfaces, en particulier à l'échelle d'un quartier ou des zones riches en activité (Flaux, 2017).

Partout dans le monde, en particulier en Europe, il est à noter que les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales sont beaucoup utilisés pour une meilleure gestion des eaux pluviales en milieu urbain (Chocat, 2004; Geldof *et al.*, 1994; Mikkelsen *et al.*, 1996). Plusieurs recherches dont celles de Barr (2001); Barraud *et al.*, (2006) ; CIRIA (1996); MOE (2003) et Washington (2005) présentent de façon détaillée des éléments de conception pour les bassins d'infiltrations. En effet, selon ces auteurs, la conception des ouvrages d'infiltration doit respecter plusieurs critères minimaux afin d'assurer leur efficacité et leur durabilité. Le bassin versant tributaire doit couvrir

au moins 5 hectares, avec un taux de percolation supérieur à 60 mm/h et une profondeur minimale de 1 m pour la nappe phréatique et le roc. Le volume de stockage doit permettre le traitement d'un événement de pluie représentatif pour assurer un bon enlèvement des polluants. Un ratio longueur/largeur de 3:1 est recommandé pour bien disperser les débits, tandis qu'une profondeur de stockage inférieure à 600 mm prévient la compaction. Le prétraitement est essentiel pour protéger la nappe phréatique et prolonger la vie de l'ouvrage, avec des mécanismes redondants à prévoir. Un bypass est requis pour l'opération en hiver et au printemps, et un accès doit être prévu pour la maintenance. Enfin, un plan d'aménagement végétalisé avec des plantes à racines profondes est recommandé pour favoriser l'infiltration et accroître la porosité du sol.

Gonzalez-Merchan (2012) a étudié les ouvrages d'infiltration. L'étude a montré que ces ouvrages recueillent les effluents engendrés par temps de pluie par lessivage des surfaces urbaines et des dépôts atmosphériques. Ils reçoivent également les eaux qui ont transité dans les systèmes d'assainissement pluvial comme les réseaux ou les ouvrages de pré- traitement tels que les bassins de retenue/décantation.

Les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales les plus utilisés dans la dynamique de la gestion alternative des eaux pluviales sont les bassins d'infiltration des eaux pluviales, les noues d'infiltration, les tranchées, les puits, les chaussées à structure réservoir, les toitures végétalisées (Centre d'études sur les réseaux, les transports et l'urbanisme [CERTU], 1998). De plus, non seulement ces ouvrages donnent l'avantage de retenir une quantité importante de polluants transportés par les eaux de ruissellement, mais aussi ils permettent une meilleure recharge de la nappe phréatique (Cherqui *et al.*, 2016). Cependant, leur fonctionnement est affecté à long terme par la formation du colmatage qui réduit leur performance hydraulique.

Selon Gonzalez-Merchan (2012), les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales ont beaucoup de fonction. Entre autres, ils servent à réduire les coûts d'urbanisation ou même de permettre le développement urbain. Par le fait même qu'ils peuvent autonomiser une zone en matière de drainage, ils constituent ainsi une solution souvent incontournable pour développer des surfaces qui sont difficilement assainissables, par un réseau de conduites car éloignées des exutoires traditionnels : rivières ou réseau de conduites. En plus de cela, les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales servent à contribuer à optimiser l'espace urbain.

2.5 Qualité des eaux pluviales

Comme il a été signalé tout au début, l'urbanisation grandissante des villes a un impact important sur les eaux de ruissellement. Elle entraîne également une augmentation des types et des quantités de polluants dans les eaux de surface et souterraines. Les eaux de ruissellement des zones urbaines contiennent de nombreux types de polluants différents, en fonction de la nature des activités dans ces zones (Washington, 2005).

Selon Gromaire *et al.* (1999), une fois tombée sur sol, l'eau pluviale peut d'abord procéder au lessivage des surfaces urbaines et ensuite éroder les matériaux de surface. En ce sens, les contaminants peuvent alors être dissouts ou encore ils peuvent être fixés sur les particules entraînées par l'eau. La pollution causée par le lessivage des surfaces urbaines dépend :

- du stock de polluant disponible sur les surfaces en début de pluie ;
- de la quantité érodée par les gouttes d'eau et par l'écoulement;
- de la quantité pouvant être transportée par l'écoulement jusqu'à l'entrée du réseau d'assainissement.

Selon Benrejda *et al.* (2018), plusieurs facteurs majeurs sont à envisager en ce qui a trait à l'augmentation de la concentration en polluants des eaux de ruissellements (par exemple la nature du matériau de surface, la nature des diverses activités proches de la surface, l'intensité des épisodes de pluie et l'importance des ruissellements). Mais dans tous les cas, il faut noter que la distance à parcourir par l'écoulement est considérée comme étant le facteur primordial. Ainsi, de façon très classique, une goutte de pluie qui parcourt des dizaines de mètres pour atteindre un avaloir va se charger de plus de polluants en comparaison à cette même goutte d'eau qui s'infiltrerait directement du lieu tombé et ne traverse qu'une infime partie du matériau considéré comme pollué ou érodable.

Selon les recherches de Washington (2005), les eaux de ruissellement des routes et autoroutes sont contaminées par les polluants provenant des véhicules. Huile et graisse, hydrocarbures aromatiques polynucléaires (HAP), plomb, zinc, cuivre, cadmium, ainsi que des sédiments (particules de sol) et des sels de voiries sont des polluants typiques des eaux de ruissellement des routes. Les eaux de ruissellement provenant des zones industrielles contiennent généralement encore plus de types de métaux lourds, de sédiments et un large éventail de polluants organiques d'origine humaine, y compris des phtalates, des HAP, et d'autres hydrocarbures pétroliers. Les zones résidentielles

contribuent aux mêmes polluants routiers dans les eaux de ruissellement, ainsi que des herbicides, des pesticides, des nutriments (provenant des engrais), des bactéries et des substances chimiques. En ce sens, tous ces contaminants peuvent gravement nuire aux utilisations bénéfiques des eaux réceptrices.

Il faut aussi signaler, les principales sources de pollution affectant la qualité de l'eau de ruissellement urbain sont les solides en suspension (MES), les éléments nutritifs (comme le phosphore), les bactéries, les agents pathogènes, les métaux lourds, les hydrocarbures, les fluctuations de température et le sel de déglacage (Fuamba, 2022).

Les matières en suspension (MES) sont considérées comme étant des particules solides (taille supérieure à $0,45 \mu\text{m}$) contenues dans l'eau et peuvent entraîner le colmatage des bassins d'infiltration. Les MES représentent donc un pourcentage important de pollution de l'eau et servent de paramètre qui peut renseigner à la fois sur la qualité de l'eau ainsi que sur sa turbidité (Dechesne, 2002). Les MES peuvent être de plusieurs types : particules minérales, débris organiques en décomposition, micro-organismes.

Il faut signaler que les matières en suspension existent naturellement dans l'eau et se présentent sous diverses formes comme l'argile, limon, les matières organiques et inorganiques, etc. Les matières en suspension peuvent aussi se présenter sous forme de colloïdes lorsqu'elles sont très fines dont la taille est inférieure à $10 \mu\text{m}$ (Sigg *et al.*, 1992).

Pour déterminer la concentration de MES par événement de pluie, il faut diviser les masses totales de MES apportées pendant l'événement pluvieux par le volume total d'eau apporté (Gonzalez-Merchan, 2012). Les travaux de Fuchs *et al.* (2004) ont montré que la concentration de MES par événement pluvieux peut varier en moyenne entre 50 mg/L et 1000 mg/L pour un bassin versant urbain.

La littérature scientifique montre que les métaux lourds sont une source de pollution des eaux de ruissellement en milieu urbain. Ces métaux utilisés comme matériaux et réactifs dans l'industrie, dans l'agriculture ainsi que ceux utilisés dans le trafic automobile émettent de fines particules métalliques dans l'atmosphère, principalement dans les zones urbaines, puisqu'ils peuvent facilement atteindre divers compartiments environnementaux comme les plans d'eau récepteurs par ruissellement lors des événements de pluie. Les métaux présents dans les eaux de ruissellement sont issus non seulement des dépôts atmosphériques, mais aussi de la corrosion des surfaces de

ruissellement (ex : toitures, gouttières) (Gromaire *et al.*, 2001). Ainsi, la majorité des métaux lourds contenus dans les eaux de ruissellement sont liés aux matières en suspension ou aux colloïdes (Makepeace *et al.*, 1995). Le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) sont les métaux les plus fréquemment rencontrés dans les eaux de ruissellement urbain (Gehenia, 2014). Toutefois, depuis l'utilisation des essences sans plomb, le plomb est de moins en moins retrouvé au cours des dernières années. Martinelli (1999) a montré que le plomb est peut-être le polluant le plus connu au niveau de l'opinion publique en raison du fait que son utilisation a été généralisée antérieurement et qu'aujourd'hui il est admis qu'il représente un danger potentiel pour la santé publique. Pour ce qui a trait au zinc, il forme de 44 à 47% des piles et accumulateurs, 12 à 13% des produits ferreux protégés par zinc contre la corrosion, 11 à 13% des caoutchoucs, 8 à 9% des papiers cartons, etc.

Il est constaté que très peu de recherche sont effectuées sur les hydrocarbures dans la communauté scientifique, qui sont des composées d'atome de carbone et d'hydrogène. Elles constituent une source de gaz à effet de serre importante et surtout un danger pour l'environnement. Les hydrocarbures peuvent être de différentes familles comme les hydrocarbures paraffinés, les hydrocarbures naphténiques, les composés oléfiniques, les composés aromatiques (Gehenia, 2014). Moura (2008) dans le cadre de sa recherche a montré que les hydrocarbures dans les eaux de ruissellement sont en grande partie causés par le lessivage de l'essence, de l'huile et des produits de combustion accumulés sur les surfaces urbaines. Moura (2008) a poursuivi pour montrer qu'un fort pourcentage d'hydrocarbures retrouvés dans les eaux de ruissellement se fixent aux MES et une faible quantité représente un film limitant les échanges entre l'air et l'eau, ce qui affecte du coup l'apparence de l'eau en surface.

Selon le gouvernement canadien, le phosphore représente un élément excessivement important pour assurer la productivité générale des écosystèmes d'eau douce (CCME, 2004). Il est un nutriment indispensable à la croissance des plantes aquatiques et des algues. Sous sa forme minérale et sous sa forme hydrogénée, le phosphore s'identifie respectivement aux formules chimiques PO_4^{3-} , H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} . Des études ont montré, notamment celle de Gehenia (2014), que le pH est l'élément indispensable pour la présentation du phosphore. Et le phénomène d'eutrophisation consistant en une prolifération des algues dans les milieux récepteurs est causé par les phosphates. Il faut dire que, de fortes quantités de phosphore présentes dans les plans d'eau (lac, régions côtières, rivières, etc.), entraînent une augmentation considérable d'algues, ce qui est

susceptible de perturber la circulation normale de l'eau. Dans les eaux de ruissellement en milieu urbain, la concentration en nutriments est propice à une croissance d'algues (Schueler, 1987).

Il est admis que les sels utilisés par les services de déneigement des municipalités pour nettoyer les rues et les trottoirs au cours de la saison hivernale a des impacts importants sur l'environnement en favorisant la prolifération des algues et peut causer d'énormes dysfonctionnement des infrastructures hydrauliques. Il faut noter que, selon diverses études, notamment celle de Geheniau (2014), à partir des cas examinés, il est évident qu'il y a une augmentation considérable des ions Na et Cl dans les eaux de surface suite aux applications routières. Cependant, ces concentrations relativement faibles, associées au volume d'eau, ont un impact négligeable sur les eaux de surface. Voorde *et al.* (1973) ont supposé au départ que le sel aurait un effet temporaire sur l'environnement. Environnement Canada, en référence à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999, considère que les sels de voirie comme étant toxiques, et ce, pour plusieurs organismes aquatiques qui ne peuvent admettre qu'un certain niveau de salinité. Environnement Canada, dans une étude réalisée en 2001, considère que les sels de voirie contenant des sels inorganiques de chlorure avec ou dépourvu de sels de ferrocyanure doivent être considérés comme toxiques. De l'avis de Schueler (1987), à cause de la fonte des neiges au printemps, la concentration de sels dans les eaux de ruissellement peut dépasser plusieurs milliers de mg/L. Les plans d'eaux récepteurs susceptibles d'être plus touchés par les impacts négatifs des sels de voirie sont généralement les lacs, les milieux humides, les cours d'eau et les petits étants drainant de grandes zones urbanisées.

2.6 Maintenance des OGEPS

La maintenance des ouvrages de gestion des eaux pluviales est une opération importante pour garantir le fonctionnement adéquat des ouvrages ou encore pour maintenir leur performance tout au long de leur vie utile. Elle permet aussi de réduire les potentiels effets du colmatage. Dépendant les conditions de l'ouvrage, la maintenance peut se faire régulièrement, selon le plan mis en place (Gonzalez-Merchan, 2012). Pour les ouvrages d'infiltration Moura (2008) a avancé que l'entretien ou la maintenance des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement est constitué du nettoyage des ouvrages et d'autres dispositifs annexes, d'inspections régulières, de curage des sédiments et de la maintenance liée aux différentes fonctions des systèmes surtout techniques (comme la

maintenance des espaces verts, le cas échéant). À noter que la maintenance peut être considérée comme étant plus spécifique, dépendant le type d'ouvrage et de ses utilisations.

Pour citer Gonzalez-Merchan (2012), dans la littérature scientifique, un ensemble d'auteurs traite la maintenance des ouvrages d'infiltrations des eaux pluviales (Barraud *et al.*, 2006; Construction Industry Research and Information Association [CIRIA], 2007; Gulliver & Anderson, 2008; MOE, 2003 ; Sommer, 2009 ; USEPA, 2003; Washington State Department of Ecology, 2005 ; Wong *et al.*, 2006). Gonzalez-Merchan (2012) a poursuivi pour montrer que ces auteurs abordent en général :

- le nettoyage des systèmes, des dispositifs de prétraitement et des entrées, sorties d'eau ;
- l'état de la végétation ;
- la présence de phénomènes d'érosion ;
- le repérage du colmatage ;
- la présence de flaques d'eau après les pluies ;
- le contrôle de la structure des ouvrages (absence de fissures ou autres types de détérioration, ...).

CIRIA (1996), cité par Moura (2008), recommande pour les bassins d'infiltration une inspection suite à chaque évènement de pluie. Cependant cette inspection est généralement plus nécessaire au cours des tous premiers mois de fonctionnement. L'étude a poursuivi pour montrer que selon d'autres auteurs qu'il n'est pas acceptable de laisser l'eau s'accumuler dans le bassin au-delà de 48 ou 72 heures. Au cas où l'accumulation d'eau excède ces valeurs, cela signifie que le bassin n'a pas été bien dimensionné. En outre, une visite annuelle du bassin doit être effectuée après les premiers mois de fonctionnement, ce pour non seulement inspecter l'état de la végétation et l'accumulation de sédiments, mais aussi pour se renseigner sur les conditions des arrivées d'eau.

Pour les bassins d'eau, il est extrêmement nécessaire de procéder au ramassage des flottants, au fauchage annuel des végétaux, à la maintenance des berges, au renouvellement de la masse d'eau et à la vidange tous les 10 ans pour curage (CERTU, 1998; Service Technique de l'Urbanisme & Agences de l'Eau, 1994; cités par Moura, 2008).

La maintenance et l'inspection tous les trois (3) ans de la surface des chassées d'infiltration sont indispensables pour éviter non seulement le colmatage, mais aussi pour vérifier la possible présence de déflexions, d'accumulation de sédiments sur la chaussée ou de possibles fractures (CIRIA, 1996;

UPRCT, 2004). En plus, il faut procéder fréquemment (moyennement tous les 6 mois) au nettoyage des dispositifs, le curage des regards et des avaloirs (Ministry of Environment and Energy [MEE], 1994). Cependant, cette fréquence est quelque part variable dépendant la région où se situe l'ouvrage (Azzout *et al.*, 1994; Grand Lyon, 2007).

La maintenance des noues et des fossés est une opération consistant à procéder au nettoyage de leur surface, à la vérification de l'accumulation éventuelle d'eau et à la vérification de l'état d'érosion et de l'état de la végétation. Tous les six (6) mois, la maintenance et l'inspection de ces ouvrages s'avèrent essentielles. Il est également nécessaire de nettoyer tous les six (6) mois les dispositifs annexes, tels que le regard de décantation, les séparateurs à hydrocarbures ou déshuileurs. Cette même règle s'applique aussi pour les orifices des systèmes dotés d'un cloisonnement (UPRCT, 2004). Pour ce qui est de la maintenance des espaces verts, CERTU (1998), a exigé un arrosage au cours des périodes sèches ainsi que l'enlèvement des feuilles en automne. De l'avis de Grand Lyon (2007), il est nécessaire de faire un curage tous les dix (10) ans tout en remplaçant le matériel de remplissage ainsi que les géotextiles. Pour Azzout *et al.* (1994), au cas où il y aurait dysfonctionnement, il faut une maintenance curative impliquant le remplacement de la couche de terre végétale en situation de colmatage.

La maintenance des puits fait l'objet des études dont celle de CIRIA (1996) qui a montré que les séparateurs à hydrocarbures ou encore les pièges à sédiments doivent régulièrement être entretenus ou nettoyés. Ce nettoyage dépend non seulement de la localisation de l'ouvrage, mais aussi du type et de la taille de la surface à drainer. C'est ainsi, l'étude a conclu que le nettoyage doit se faire une fois chaque année. Mais aussi pour éviter le colmatage de l'ouvrage, il est important de nettoyer sur une base mensuelle les dispositifs annexes, telles que le regard de décantation et les déshuileurs (Azzout *et al.*, 1994 ; CERTU, 1998). De l'avis de Grand Lyon (2007), ce nettoyage doit se faire sur une base semestrielle et même annuellement. Pour CERTU (1998), il faut un nettoyage des surfaces drainées une fois par mois. CIRIA (1996) a exigé annuellement une injection d'air comprimé, avec toutes les mesures de prudence pour ne pas évacuer les particules fines dans les sols de l'environnement immédiat. Il faut un curage par pompage avec une fréquence de six (6) mois à cinq (5) ans, mais aussi au cas où il y aurait des débordements assez fréquents (Azzout *et al.*, 1994; CERTU, 1998).

Pour ce qui a trait aux tranchées, selon CIRIA (1996), la maintenance exige un nettoyage sur une base annuelle, notamment des dispositifs d'épuration et aussi des inspections portant sur l'accumulation d'eau dans les premiers mois de fonctionnement de l'ouvrage. Pour UPRCT (2004), il faut nettoyer les dispositifs annexes tous les six (6) mois, c'est-à-dire, les regards, les paniers, les décanteurs, les déshuileurs. Du côté de CERTU (1998), il faut un remplacement du géotextile de surface immédiatement que le colmatage est constaté de manière visuelle. À noter que Grand Lyon (2007) a montré qu'il est déconseillé d'employer de désherbants chimiques dans le cadre de la maintenance de tous les ouvrages.

Selon Flaux (2017), dans un bassin de rétention, il est toujours important de procéder à une opération de maintenance de type curage. Il s'agit du curage des sédiments accumulés dans le bassin qui permet de remettre à zéro les variables de végétation, de volume de sédiments et de quantité d'hydrocarbures dans l'ouvrage.

CHAPITRE 3 ARTICLE 1: USE OF THE SYSTEMIC APPROACH TO STORMWATER MANAGEMENT: A REVIEW OF THE LITERATURE AND SUGGESTIONS FOR FUTURE RESEARCH

Pierremann-Fils Pierre^a, Rose-Michelle Smith^a, Samuel Pierre^b and Musandji Fuamba^a

^a Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Centre-Ville,
Montréal, Québec, Canada.

^b Department of Computer and Software Engineering, Polytechnique Montréal, Centre-Ville,
Montréal, Québec, Canada.

Article soumis le 27 janvier 2025 à la revue « Urban Water Journal »

Abstract

The long-term performance of stormwater management infrastructures has been a major concern for their managers and municipalities for decades. This negatively affects the efficiency of stormwater management infrastructures, since it is necessary to anticipate their possible failure over time. The scientific literature have reported that, the main approaches used to assess the performance of stormwater management infrastructures are the analytical approach and the experimental field monitoring approach. This paper aims to assess the importance of selecting the systemic approach as an alternative for evaluating the performance of stormwater management infrastructures, given the real limitations of the analytical approach and the experimental field monitoring approach. It also presents a projection of the results over time to set up a maintenance plan for stormwater management infrastructures.

Keywords: Performance, stormwater management, analytical approach, experimental field monitoring approach, systemic approach.

3.1 Introduction

Nowadays, the implementation of stormwater management infrastructures, whether green/blue or gray infrastructure (valleys, retention basins, green roofs, rain gardens, etc.), represents a real concern in order to maximizing community resilience and sustainability in the face of the multiple consequences of the climate change phenomenon in the field of urban hydraulics, notably to limit flooding and erosion (Abi Aad et al., 2010; Ahiablame et al., 2012; C. Franck-Néel et al., 2016;

Pauleit et al., 2021). Chocat and Cherqui (2018) identify thirty-six (36) stormwater management infrastructures, including bioretention, which is widely used in sustainable urban stormwater management (Zhang et al., 2023). However, the managers of these infrastructures do not always inform themselves about the long-term evolution of their performance to draw up a maintenance plan in an urban sanitation context where the climate is changing rapidly. This situation negatively impacts on the efficiency of these infrastructures (Ni-Bin et al., 2018; Ugarelli & Alegre, 2016), which should still be operating safely in 50 years or more. In this dynamic, it is necessary to anticipate their possible failure over time. The scientific literature have identified the analytical approach and the experimental field monitoring approach (Jamet, 2022; Maisonneuve, 2021). The analytical approach can be defined as a methodology that aims to break down systems into simple elements to better understand them by analyzing each component separately and in depth, leading to informed decision-making. In the field of stormwater management, the analytical approach enables facility managers to develop sound strategies for mitigating frequent flood risks. This in turn promotes sustainable stormwater management, particularly in urban environments. It also makes it possible to anticipate the impact of extreme weather events on stormwater management infrastructures. The experimental field monitoring approach, for its part, can be defined as a methodology aimed at field monitoring to collect data for sustainable stormwater management. This approach requires the installation of field monitoring equipment to collect the necessary data. In addition to equipment, it also requires personnel. These two approaches aim to understand each component of a system in as much detail and accuracy as possible, to assess the temporal evolution of the performance of stormwater management infrastructures. However, given that these very diverse structures are highly complex systems (Hall et al., 2012), made up of constantly interacting elements, their long-term evolution is difficult to simulate using the traditional analytical approach (linear or Cartesian) and the experimental field monitoring approach. Moreover, given the complexity of analytical models in particular, managers of stormwater management infrastructures, who do not always have sufficient technological skills, are often faced with major difficulties in simulating models and exploiting their results. But even more so, the complexity of urban environments due to intensifying urbanization requires more complex infrastructures made up of numerous elements, and both the analytical approach and the experimental field monitoring approach are proving ineffective. The inefficiency of these two approaches is explained by the fact that the more complex the system, the more data it requires, which is often difficult to collect to

assess its performance. But collecting this data also requires a great deal of time, often sophisticated equipment and considerable economic resources. This is why these two approaches are limited to simple cases. To remedy this problem, it is important to find an alternative to these two approaches, to meet the numerous requirements generated by the complexity of systems. Hence the need for a systemic approach, sometimes referred to as systems analysis, developed in the UK and USA in the 1960s (Simard & Mercier, 2011), and widely used in education (Littledyke et al. 2013), psychology (Skinner-Dorkenoo, 2023), economics (Deakin, 2011), urban planning (Puchol-Salort, 2021), computer science (Peterson & Davie, 2007), mathematics (Moutsios-Rentzos & Kalavasis, 2016), biology (Hood & Tian, 2012), and other fields. It is therefore a methodology for organizing knowledge for more effective action, which can also be used in the field of stormwater management in a context of dizzying development and permanent transformation of complex urban environments considered as systems open to the outside world (Harpet, 2019; Serre, 2015; Vilmin, 2020). This approach considers phenomena and problems as systems (Garbolino et al., 2019), and is therefore of considerable operational interest in guiding policies for managing complex systems.

The main objective of this paper is to propose to the scientific community, the possibility of using the systemic approach, as a better alternative for assessing the long-term performance of stormwater management infrastructures, given the real limitations of the analytical approach and the experimental field monitoring approach. This document already illustrates the existence of a definite possibility of using the systemic approach in the field of stormwater management.

3.2 Description of how the analytical and experimental field monitoring approaches work, their strengths and weaknesses and their limitations

Both the analytical approach and the experimental field monitoring approach have already been tested, particularly in the field of stormwater management (Maisonneuve, 2021). The analytical approach is based on parameters with pre-defined thresholds against which the performance of infrastructure is tested. For this approach, it is essential to collect enough data to assess the performance of the infrastructure. More complex systems require more data that may be difficult to collect and may require more time, economic resources and advanced technologies (e.g. IoT sensors, geographic information systems, simulation software). This is one of the reasons why this approach only has limited use for complex cases.

The experimental field monitoring approach involves going out into the field and installing equipment for data collection. To improve stormwater management and reduce the risk of flooding, this approach monitors rainfall and the drainage network, and assesses data management and community involvement, among other measures (Maisonneuve, 2021). It is reliant on parameters that are measured in the field, often seasonally, to assess infrastructure performance. This becomes challenging when there are multiple infrastructure systems being assessed, placing a large burden in terms of economic resources, data, time, and access to advanced technologies for real-time monitoring (Grigg, 2024).

For stormwater management, a significant amount of equipment must be installed to assess the technical and experimental performance of stormwater management infrastructure. This generally involves the installation of:

- flow meters to monitor the volume of runoff from basins;
- weirs at the outlet of basin pipes to measure velocity at certain heights, which often poses a problem for flow meters;
- a weather station to collect specific meteorological data;
- rain gauges to collect precipitation data;
- piezometers to monitor water levels in basins during rainfall events;
- wells to monitor variations in the water table;
- probes to measure water conductivity and temperature.

It should be added that, in certain regions in particular, the experimental field monitoring approach comes up against major difficulties. These difficulties are often physical, environmental or simply linked to the equipment used. Physical constraints are linked to the problems posed by site limitations. Environmental constraints are linked to climatic conditions, particularly in winter. Even more so, fluctuating weather conditions often make it difficult to compare data over short periods during the year. Equipment and configuration constraints lead to data loss (Maisonneuve, 2021). Table 3.1 summarizes the strengths, weaknesses and limitations of the two approaches.

Table 3.1 Summary of the strengths, weaknesses and limitations of both approaches (Flaux, 2017; Schmidt-Lainé & Pavé, 2008; Yves et al., 2019)

Approaches	Strengths	Weaknesses	Limitations
Analytical approach	- Easy to obtain equations describing physical phenomena. - Accurate and detailed. - Simple to design and implement.	- Difficulty in modeling long-term operation of structures. - Difficulty of considering the maintenance of structures. - High level of computer literacy, given the complexity of the models. - Accurate and detailed models, but difficult to use in action (e.g. econometric models).	- Limited to simple cases. - Limited to stable systems (i.e. made up of elements with so-called "linear" interactions that can be described by fixed rules or continuous mathematical laws). - Difficult to use for complex hydrosystems. - Inability to capture long-term dynamics.
Experimental monitoring approach	- It provides more accurate results, since they come directly from actual field or laboratory measurements. - It provides a strong link with reality.	- Expensive. - Uncontrolled state. - Flexibility problem. - Often difficult to use climatic conditions (e.g. winter with snowfall posing difficulties for equipment installation). - Field measurements require a heavy investment in time and equipment.	- Limited to simple cases. - Difficult to use for complex hydrosystems, given the amount of time it takes in the field. - Virtually impossible to use in heterogeneous environments.

3.3 Example illustrating the complexity of the analytical and experimental approaches to field monitoring

Consider the simple example of a bioretention basin, as shown in Figure 3.1, whose performance is to be evaluated. According to MDDEF (2014), a bioretention basin is a shallow depression with landscaping and a mix of soils and plantings adapted to climatic conditions to receive stormwater from small tributary surfaces. For this type of basin, the criteria or parameters to be assessed are generally: Hydrological parameters, water quality parameters, biological parameters, physical and structural parameters, operational and maintenance parameters, social and economic parameters. Thresholds are also defined for each parameter. By applying the analytical approach, these parameters can easily be evaluated to test the performance of the pond, since it is a single pond with only 6 parameters to evaluate. To do this, we essentially need to collect data and use governing equations, which are sometimes difficult to solve. To evaluate the performance of this pond in

relation to the experimental field monitoring approach, the same parameters are considered, but measured in the field instead. This requires the installation of field equipment to measure the parameters. At this level, good field monitoring is needed to collect the data required for performance evaluation.



Figure 3.1 Bioretention basin at the Papineau project, photo taken during the May 02, 2024 visit

Consider now a system consisting of 20 bioretention basins, which can also be divided into cells. Note that a bioretention cell can be made up of 2 or 3 bioretention basins. With this system, the number of parameters to be evaluated increases significantly. The number of parameters to be evaluated increases enormously. With 6 parameters to assess for each basin, the number of parameters rises to 120 for the 20 basins. At this level, the task becomes complex, whether you use the analytical approach or the experimental field monitoring approach, because the more basins you have, the more data you need. In this sense, we can say that the complexity of this system made up of 20 basins lies in the very large number of data required, the time needed to collect data or measure parameters season after season, the economic resources to be mobilized and the greater number of parameters to be assessed which are often interdependent. Table 3.2 presents the categories of data required to assess the performance of each bioretention basin in satisfying environmental and regulatory objectives.

Table 3.2 Data categories required to assess the technical and environmental performance of a bioretention basin

Hydrology	Water quality	Soil characteristics	Vegetation	Climate and precipitation	Maintenance
- Peak flow - Runoff volume - Retention Time	- Hydrocarbons - Suspended solids - Heavy metals - Phosphorus - Microorganisms - Chlorides	- Soil type - Infiltration Rate	- Plant types - Plant health	- Rainfall intensity - Precipitation Frequency - Meteorological Data	-Maintenance - Frequency

To be even more precise, in a recent study conducted by Maisonneuve (2021) on a site consisting of a series of 24 bioretention cells and 15 vegetated retention cells in Montreal to evaluate their performance through an experimental field monitoring approach, it took 3 years to collect the data, from 2018 to 2020. This lengthy timeframe for data collection was due to various constraints in the field, including physical and environmental constraints, as well as constraints relating to the equipment and its configuration. A significant amount of equipment was also required for data collection. Table 3.3 summarizes the number of tests carried out, the number of test times and the total cost of the tests for the 12 measuring points corresponding to the 12 basins, with a minimum of 20 samples taken per basin.

Table 3.3 Number of tests performed, number of test times and total test costs

Number of tests performed	Number of test times	Total cost of tests
First of all, the number of samples at each site visit is: $12 \times 20 = 240$ samples. The number of tests with 97 runs during the 3 years of experimental monitoring is: $97 \times 240 = 23,280$ tests.	If each test took an average of 5 minutes, the total hours spent on this site to carry out the tests becomes: $(5/60) \times 23,280 = 1,940$ hours or approximately 81 continuous days.	At a cost of \$230,000, not including the cost of equipment, which was \$80,000. If we add salaries and other expenses, a total of \$500,000 was spent on these tests.

It turns out that such a system is costly, time-consuming on site, and becomes even more complex to manage when there are several stormwater management infrastructures performing multiple functions. What's more, not only was the amount of data to be collected for the tests enormous, but a large amount of equipment also had to be installed.

In summary, although the analytical approach and the experimental field monitoring approach can offer significant advantages, particularly in terms of detailed understanding of problems and in

terms of precision in the data collected, they nevertheless remain very limited in the context of complex systems. Complexity resides in the fact that the components of complex systems are often interdependent, requiring us to look for feedback links between them to assess performance (Kangas, 2003). In this sense, the more complex the system, the further away we are from being able to apply these two approaches.

3.4 Approach proposed as an alternative to the limitations of the two previous approaches

Faced with the problems observed with the use of the two approaches above in the field of stormwater management, the systemic approach is proposed. It is a theory and methodology developed over several decades in the field of science and technology. It is based on the complexity of systems, providing tools for understanding them while considering their multiple components or environment and their interactions (Vilmin, 1999; Vilmin, 2020). In other words, the systemic approach treats systems from a global point of view, without focusing on individual details (Mirchi et al., 2012). It should be pointed out in passing that a system, whether structural (elements, storage reservoirs, etc.) or functional (flows, feedback loops, etc.), is defined as a set of elements that interact dynamically according to a goal (Cambien, 2007).

Systems modeling can also be used to divide systems into sub-systems to better reduce their functions to achieve a goal (Vilmin, 2020). That said, systemic modeling offers operational tools for decision support and consultation, for better planning of actions to be undertaken and for strategic and sustainable decision-making, without focusing too much on exact quantitative predictions of dynamic variables (Mirchi et al, 2012). These are tools that enable better solutions to be obtained with the least modeling effort from causal loop or stock-and-flow diagrams and allow the results of several scenarios to be compared graphically. In addition, these tools make it possible to capture and record relationships between system variables in the form of causal connections.

For a better understanding of how the systemic approach works, Table 3.4 presents its strengths and weaknesses, Table 3.5 introduces the systemic approach to systems evaluation, and Table 3.6 gives key details of how the systemic approach works.

Table 3.4 Strengths and weaknesses of the systemic approach (Flaux, 2017)

Systemic approach	
Strengths	Weaknesses
- Provides tools for the graphical representation of systems, promoting their qualitative modeling. - Facilitates flexible, transparent modeling. - Facilitates understanding of the system. - Provides behavioral patterns and long-term trends. - Facilitates clear communication of model structure and results. - Promotes a shared vision of the system. - Facilitates failure point analysis. - Enables the choice of management policies.	- It is possible to develop erroneous causal loops. - It is therefore possible to develop erroneous models if they are based on erroneous causal loops. - Requires a great deal of experience to develop a sufficiently complete description. of the system. - Requires an interdisciplinary approach to correlate data with each other due to the multiplicity of subsystems. - Difficulty in quantifying sub-systems, particularly socio-economic ones. - Models insufficiently rigorous to serve as a basis for knowledge, but usable for decision-making and action (e.g. Club of Rome models). - Models with no physical basis.

Table 3.5 Systemic approach to system evaluation (Kourilsky-Belliard, 2008)

Systemic approach
- Ternary, conjunctive logic. - Circular causality. - Present-future oriented. - To solve a problem, first clarify the objective to be achieved. - Focuses on the useful functions of dysfunctions and on the system's resources. - It feeds on the present and makes it evolve in line with the goal to be achieved. - Projecting the desired future influences the present.

Table 3.6 Details of how the systemic approach works (De Rosnay, 1975)

Systemic approach
- Connects: focuses on the interactions between elements. - Consider the effects of interactions. - Based on global perception. - Modify groups of variables simultaneously. - Integrates duration and irreversibility. - Validation of the facts is achieved by comparing the models operation with reality. - Models insufficiently rigorous to serve as a basis for knowledge, but usable for decision making and action (e.g. Club of Rome models). - Effective when interactions are non-linear and strong. - Leads to multi-disciplinary teaching. - Leads to action by objective. - Knowledge of goals, vague details.

3.5 Methodology for using the systemic approach in stormwater management

The methodology developed reviews the scientific literature and is based on a range of available documents (articles, conference proceedings, books, technical reports, government publications, best dissertations and theses published by universities with a good reputation in the scientific community, etc.). The various documents consulted were thoroughly examined, with the aim of locating the most relevant previous studies. This methodology aims to present ways of using the systemic approach to stormwater management as an alternative to the limitations and difficulties of the traditional analytical and experimental monitoring approaches to dealing with complex non-linear systems. In other words, this methodology, based on causal relationships between exchange flows, aims to offer systemic modeling to infrastructure managers, providing tools that are more flexible in use, simpler, less costly, but also less accurate.

One of the arguments that can still be put forward to justify the advantages of using the systems approach is that it is less data intensive. In other words, to assess the performance of a hydrosystem, systems modeling requires a very limited amount of data. In short, as shown in Figure 3.2, the systems approach requires input data, simple formulas and feedback links between the components of the system under study for model simulation.

In short, the systems approach focuses on the long-term projection of system performance. It is based on the overall functioning and behavior of systems, and not on the individual functioning and behavior of system elements. It therefore makes it possible to better assess the performance of

complex hydrosystems, with a view to improving the environmental sustainability of ever-changing urban areas.

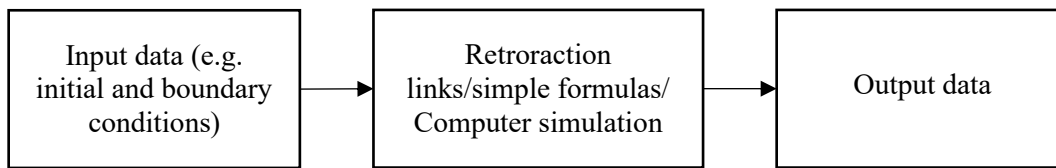


Figure 3.2 Systemic approach application diagram

To use the systemic approach in the field of stormwater management and assess the performance of stormwater management infrastructures over the long term, several modules can be developed, 2 of which are imperative. These are the cognitive and predictive modules detailed below (Flaux, 2017). These modules can be developed using several tools, including Vensim PLE, which is used to build compartment models. The development of these two modules is relevant insofar as they provide managers with information on the functioning and behavior of the system over long periods. In some cases, it is essential to develop a decision module as a genuine decision-making tool, and a normative module to complement the decision module, since its purpose is also to help decision-making, particularly in crisis situations (Flaux, 2017).

Note in passing that a model is an attempt to represent a fragment of reality (Vilmin, 2020). In other words, a model is the presentation of a complex reality (Winz et al., 2008). This paper does not focus on decision-making and normative module. Instead, it highlights cognitive and predictive modules as sufficient to demonstrate the possibility of using the systemic approach in stormwater management as an alternative to the limitations and difficulties of the traditional, reductionist analytical approach due to the multiplicity of elements to be considered (Vilmin, 2020).

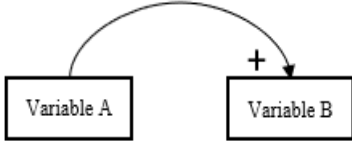
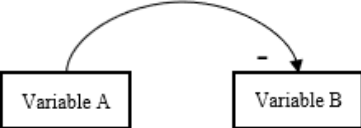
3.5.1 How the cognitive module works

It is always essential to identify the components of stormwater management infrastructures and the links that contribute to the functions for which they are designed. This means finding the components or variables (flow variables and state variables) associated with each compartment and interacting with each other, as required by the systemic approach protocol. At this stage, as a first step in systems modeling, a cognitive module is developed to facilitate a global understanding of how systems work. This module is not based on the precise internal details of system components. This module is cognitive in the sense that it makes simplified representations and cannot be simulated to obtain results on the long-term behavior of the system. It therefore provides a

simplified, clarified vision of the system, making it easier for managers to understand how it works. In other words, this module clarifies the overall functioning of the system and identifies the essential feedback links between its various components (Mirchi et al, 2012). In its construction, the various system components are assigned a geometric shape and color code to identify the block to which they belong.

Furthermore, as shown in Table 3.7, to establish the connections that exist between the different of the system, causal diagrams are used in which two causal relationships (influence relationships) are possible: (1) positive causal relationships and (2) negative causal relationships (Flaux, 2017; Hotyat, 2012).

Table 3.7 Causal diagrams (Flaux, 2017)

Connections	Causal relations
	Positive causal relationship, i.e. a change in the state of variable A leads to a change in the same direction in the state of variable B.
	Negative causal relationship, i.e. a change in the state of variable A causes a change in the opposite direction in the state of variable B.

In summary, it is proposed to develop a cognitive module as a first step in the application of the systems approach to stormwater management. This module simply shows the feedback links between the system components to better understand how the system works. This module cannot be simulated to obtain results on long-term system behavior.

3.5.2 How the predictive module works

The development of a predictive module is the second step in applying the proposed systemic approach to stormwater management. Therefore, to assess the long-term evolution of stormwater management infrastructures in relation to this approach, a predictive module for simulating the behavioral trends of complex systems needs to be developed. For simulation and results, this module provides a logical representation with input formulas for each component of the system separately, including its impact on the others, while considering the impacted and impacting parameters. In addition to determining the long-term evolution of system components on the basis

of simple parameters supplied by managers, including general parameters (annual water volume, sediment content, hydrocarbon content, basin volume), maintenance parameters (screen renewal time, time between two emptying or cleaning operations), scenario selection parameters (sediment contamination rate of runoff water, hydrocarbon contamination rate of runoff water), this module provides information on the system's impact on the environment. This module is the ideal tool for anticipating potential failures of components contributing to the functions of infrastructures over long periods, and then establishing a maintenance plan with the aim of optimizing their operation (e.g. by reducing the potential effects of clogging) in an urban sanitation dynamic (Flaux, 2017; Gonzalez-Merchan, 2012).

In summary, the development of the proposed predictive module provides a true understanding of the system's long-term behavior. It follows on from the cognitive module and thus constitutes the second stage in the application of the approach to stormwater management. It is from this module that it is possible to integrate the initial and boundary conditions, as well as the equations required for the system under study. This makes it the module that can be simulated to obtain the results of long-term system behavior. The Vensim PLE software is therefore a good tool for developing such a module.

3.5.3 Basic equations to be integrated into the predictive module to assess the performance of stormwater management infrastructures

To assess the technical and environmental performance of a stormwater management infrastructure using the developed methodology based on a systemic approach, a very limited number of equations are required. More specifically, technical performance is linked to the ability of the infrastructures to retain stormwater, which can then be infiltrated to recharge the water table. Environmental performance, on the other hand, is linked to the capacity of the infrastructures to capture pollutants.

- *Rainwater retention*

To evaluate the runoff retention rate in the predictive module, Equation 3.1 proposed by Khan et al. (2012a) obeying the law of continuity should be used.

$$\Delta V (\%) = \left(\frac{V_{in} - V_{out}}{V_{in}} \right) * 100\% \quad (3.1)$$

With:

ΔV : Variation in runoff volume (%).

V_{in} : Volume of runoff entering the structure during the rainfall event (m^3).

V_{out} : Volume of runoff leaving the structure during the rainfall event (m^3).

- *Rainwater treatment*

Pollutant removal rates from the predictive module are calculated by Equation 3.2 proposed by Khan et al. (2011b).

$$\Delta C (\%) = \left(\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \right) 100\% \quad (3.2)$$

With:

ΔC : Elimination rate in concentration.

C_{in} : Pollutant concentration at inlet.

C_{out} : Concentration of pollutant at outlet.

To visualize compliance with standards and regulations for compounds present in surface water, Equation 3.3 can be applied (Moura et al., 2011).

$$K = \frac{\#case[C_i \geq N_i]}{\#totpol} 100\% \quad (3.3)$$

With:

K: percentage component to visualize compliance with standards and regulations.

#case [] : number of pollutants for which the case between [] is present.

C_i : pollutant concentration i.

N_i : concentration limit for pollutant i in standards and regulations.

#totpol : total number of pollutants.

- *Rainwater infiltration*

To evaluate the infiltration rate of rainwater, Equation 3.4 is integrated into the predictive module.

$$\text{Inf}(\%) = \frac{V_{\text{inf}}}{V_{\text{tot}}} \quad (3.4)$$

With:

Inf (%): Infiltration rate.

V_{inf} : Infiltrated volume.

V_{tot} : Total runoff volume.

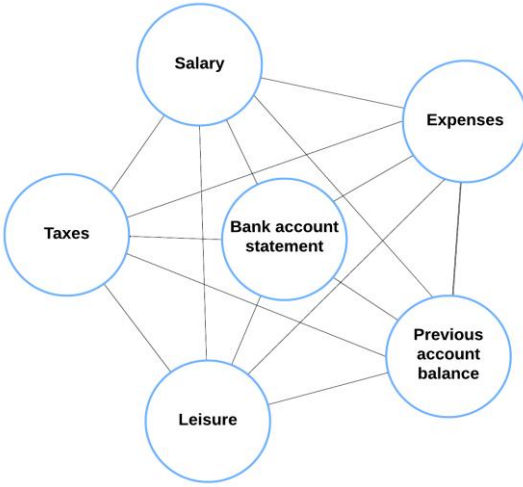
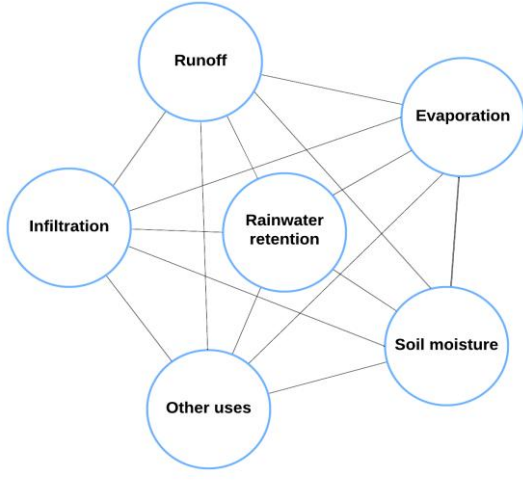
3.6 Applicability of the systemic approach to stormwater management

This section aims to demonstrate the applicability of the systemic approach to stormwater management. It is organized by presenting two examples justifying the possibility not only of applying the systemic approach, but also of showing how this approach considers the complex interactions and interdependencies between the different components of the system to assess performance. The first example shows the correspondence between the elements of economics and urban hydraulics. The second example illustrates the interactions and interdependencies between the components of a retention/infiltration basin to assess its performance.

Example 1: Correspondence of components in two (2) different disciplines about the systemic approach

In this example, the aim is to show how the same correspondences can be made by applying the systemic approach in several disciplinary fields of science. To do this, we have chosen to take an example from economics, analyzed from a systems viewpoint, and an example from stormwater management, also analyzed from a systems viewpoint. Table 3.8 shows the correspondence between the components of the 2 systems, as required by the systems approach.

Table 3.8 Example of systemic modeling from economics to urban hydraulics

Example in economics	Example in urban hydraulics
In this example, the aim is to build a simplified diagram showing the relationship between parameters to evaluate the evolution of a bank account.  In the center, the bank account status is linked to all system parameters.	In this example, the aim is also to construct a simplified diagram showing the relationship between the parameters needed to assess the evolution of a hydrosystems stormwater retention volume.  Placed at the center, stormwater retention is interrelated with all system parameters.

It should be noted that, since systemic modeling is based on the link between system components, the two simplified diagrams show the link between the various parameters. This is why the drainage solutions adopted consider the impacts and feedback of the whole system (Hoang et al., 2015). The systemic modeling similarities between the components in the two examples are listed below:

- Wages in the economics example correspond to runoff in the hydraulics example.
- Expenses in the economic example correspond to evaporation in the hydraulic example.
- Taxes in the economic example corresponds to infiltration in the hydraulic example.
- Leisure in the economic example corresponds to other uses in the hydraulic example.
- Previous account balance in the economics example corresponds to soil moisture in the hydraulics example.

Example 2: How the systemic approach works on a retention/infiltration basin

By way of example, let's consider the retention/infiltration basin at the Centre routier de l'Est dans l'agglomération lyonnaise, as illustrated in Figure 3.3. In this example, the effectiveness of the systems approach compared with the other two approaches mentioned at the beginning of the paper is justified in the sense that, to assess system performance, the focus is on the feedback links between the elements. Both compartments will be considered simultaneously to assess performance, without worrying about the details of each compartment separately. Such an approach therefore favors a holistic view of system behavior and operation, as shown in Figure 3.4.

As shown in Table 3.9, system components interact in such a way that some exert an influence on others, while others are affected by them. Components that exert a positive or negative influence on others are called impacting components. Those that are influenced are called impacted components.



Figure 3.3 Retention/infiltration basin at the Centre routier (Moura, 2008)

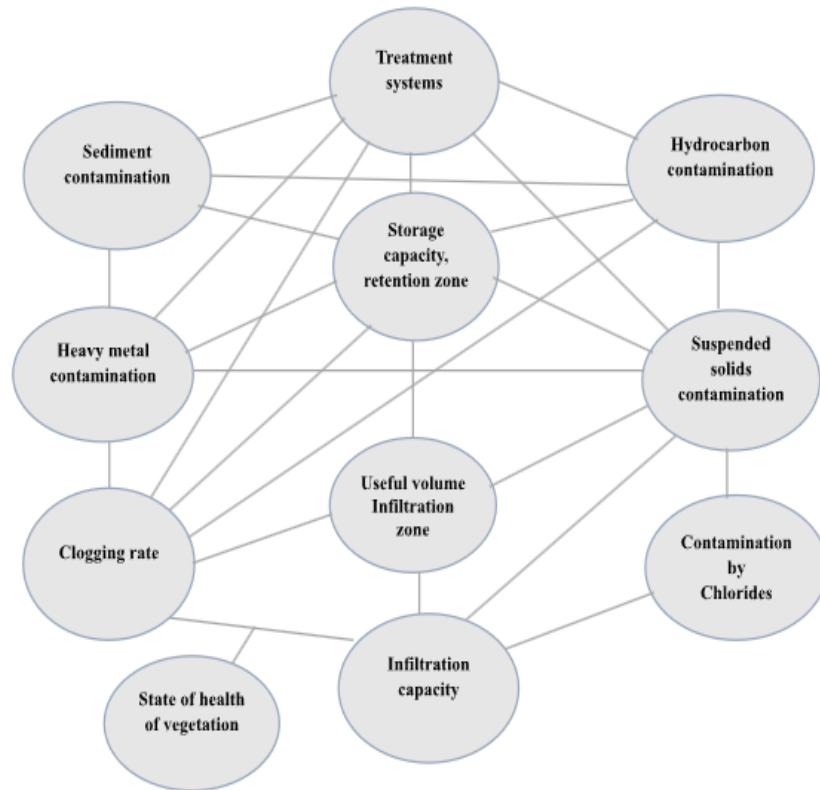


Figure 3.4 Interaction diagram of the building element

Table 3.9 Description of interactions between system components

System components	Interactions	
	Impacting components	Impacted components
Treatment system	Clogging rate	Sediment contamination Hydrocarbon contamination Heavy metal contamination Suspended solids contamination Storage capacity, retention zone
Sediment contamination	Treatment system	Hydrocarbon contamination Heavy metal contamination Storage capacity, retention zone
Hydrocarbon contamination	Treatment system	Sediment contamination Clogging rate Suspended solids contamination Storage capacity, retention zone
Storage capacity, retention zone	Treatment system Hydrocarbon contamination Suspended solids contamination Clogging rate Heavy metal contamination Sediment contamination	Useful volume infiltration zone
Heavy metal contamination	Treatment system	Sediment contamination Storage capacity, retention zone Suspended solids contamination Clogging rate
Suspended solids contamination	Treatment system	Hydrocarbon contamination Storage capacity, retention zone Heavy metal contamination Useful volume infiltration zone Infiltration capacity Contamination by chlorides
Clogging rate	Treatment system	Heavy metal contamination Storage capacity, retention zone Hydrocarbon contamination Useful volume infiltration zone Infiltration capacity
Useful volume infiltration zone	Suspended solids contamination Clogging rate	Storage capacity, retention zone Infiltration capacity
Contamination by chlorides		Suspended solids contamination Infiltration capacity
Infiltration capacity	Useful volume infiltration zone Suspended solids contamination Contamination by chlorides Clogging rate	
State of health of vegetation	Clogging rate	Infiltration capacity

3.7 General discussions

After reviewing the scientific literature, knowledge is not too advanced about the possibility of using the systemic approach in the field of stormwater management. The systemic approach proposed in this paper for assessing the long-term performance of stormwater management infrastructures is widely used in many other scientific disciplines, including economics, education, geography and urban planning. For example, geographers and urban planners have developed several systemic approaches to understanding the functional complexity of the urban system, and above all to predicting its evolution in its technical, formal, legal, economic, financial and natural dimensions. Numerous studies have thus sought to demonstrate the feedback between the urban spatial model and city dwellers' choices of means of transport and journeys, and consequently greenhouse gas emissions (Franck-Néel et al., 2016; Vilmin, 2020). For example, in economics, the systemic approach is used to study the economic mechanisms of business (Lecas, 2006) and in education to provide a response to the challenges posed by sustainable development (Diemer, 2014). However, in stormwater management, the researchers and authors of the first works were only able to study the interest and potential of the systemic approach in the management of alternative techniques dedicated to stormwater (Fuamba et al., 2023). Although several systemic approaches have already proposed urban stormwater management system modeling for the purpose of integrated urban water management planning by reducing the system to its functions, for example to calculate the ecological footprint on a community scale (Hellström et al., 2000), it is recognized that the systemic approach has never been used to its full potential in the field of stormwater management.

In this paper, the focus is on the interest of the systemic approach to stormwater management as a methodology which can provide facility managers with high-performance, less data-intensive qualitative tools. In other words, this methodology offers facility managers the means to build a truly systemic or global vision of all the functions linked to urban water management (Cherqui et al., 2014). In contrast to the analytical approach and the experimental field monitoring approach, a strong feature of the systemic approach that should be highlighted is the fact that it requires only inputs and outputs as data for the development of effective models, i.e. it has a very limited need for data (Bardolle, 2018). Based on these scientifically reasonable elements, he is convinced that the systemic approach can be used in stormwater management and can therefore serve as an

alternative to traditional classical modelling to meet the broad requirements generated by the complexity of urban hydrosystems in the formulation phase of stormwater management policies and plans at the strategic level. Moreover, it offers, among other things, the means for high-level modeling using participatory approaches necessary not only for sustainable planning, but also for the sustainable management of water resources. However, it is important to call on managers to exercise caution when using it, since it is possible to make erroneous dynamic assumptions due to inadequate information and can therefore lead to biased simulation results (Mirchi et al., 2012).

3.8 Conclusion

Stormwater management is a major concern for municipalities and facility managers worldwide. However, little is known about assessing the long-term performance of stormwater management infrastructures, due to the limitations of the analytical approach and the experimental field monitoring approach. This paper proposes the systemic approach as a recommendable methodology for assessing the performance of stormwater management infrastructures in an urban drainage context. At this stage of knowledge, this document opens the door to the possibility of using the systemic approach to stormwater management to develop a maintenance plan.

Although the systemic approach is a powerful tool that offers significant advantages and represents a genuine alternative to the analytical and experimental field monitoring approaches, it is essential to bear in mind that it has several limitations that need to be considered if it is to be used optimally or as a complement to these two approaches. It cannot capture all the details and nuances of the system, some of which are essential. It cannot provide fine-grained precision, due to the limited amount of data it requires. It often encounters difficulties in focusing on the external elements of the system.

For future search possibilities, there are still many interesting avenues to explore to better adapt it for more structured use. These include the development of a decision-making model for reading the output of the predictive model, and a normative model for decision-making in times of crisis.

CHAPITRE 4 ARTICLE 2: EVALUATING THE TECHNICAL AND ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF STORMWATER BEST MANAGEMENT PRACTICES (BMPs)

Pierreman-Fils Pierre^a, Rose-Michelle Smith^a, Samuel Pierre^b and Musandji Fuamba^a

^a Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada.

^b Department of Computer and Software Engineering, Polytechnique Montréal, Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada.

Article accepté le 17 février 2026 à la revue « Journal of Water Resources Planning and Management »

Abstract

In the context of rapid urbanization and severity of extreme weather events related to climate change (e.g., heavy rainfall, urban flooding, droughts), stormwater management has become a major concern for urban communities. Best Management Practices (BMPs) play a fundamental function in preventing flooding and protecting water quality, thus contributing to the resilience of cities in the face of extreme weather events. The objective of this paper is to identify the main BMPs used in urban environments and to classify them according to the functions they fulfill, in order to provide a structured understanding of their impact and effectiveness. In addition, the study establishes technical and environmental performance criteria that serve as a reference for ensuring regulatory compliance and the long-term sustainability of these infrastructures. Technical performance criteria are defined based on retention and infiltration parameters, while environmental performance criteria rely on pollutant removal efficiencies and compliance with predefined environmental acceptability thresholds. Finally, the paper presents a detailed flowchart of the developed evaluation tool, which describes the calculation steps required to assess the performance of each component, integrates these results into an overall performance framework, and provides direct support for the differentiated planning of maintenance needs. Future research will focus on applying the developed tool to evaluate the performance of urban stormwater BMPs using a real-world case-study city.

Keywords: Stormwater best management practices, technical performance, environmental performance

4.1 Introduction

The management of stormwater in urban areas is currently a major concern for municipalities worldwide, due to climate change and urbanization (Pei et al., 2024; Yang et al., 2024). In the past, the traditional “all to the sewer” approach for urban stormwater management was virtually the only option. However, over the past thirty years, as urbanization has intensified, a sustainable approach to stormwater management has been developed that creates infrastructure to integrate stormwater management into urban development. These practices are considered among the most innovative and well-developed for urban stormwater management because they are the result of decades of research and large-scale implementation, supported by technical guidelines and regulatory frameworks. In addition, their proven effectiveness in improving stormwater control and reducing urban flood risks reinforces their function as essential components of sustainable urban water management. Thirty-six (36) infrastructure types have been identified for stormwater management (Chocat & Cherqui, 2018). According to Bodus et al. (2024), stormwater infrastructures fulfill multiple functions, including runoff reduction, infiltration, temporary retention, pollutant removal, and flow regulation. These findings complement institutional guidelines such as those of the Ministère du Développement Durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP, 2014), which emphasize that stormwater infrastructures fulfill several key functions: reducing runoff volumes discharged to receiving systems, promoting groundwater recharge through infiltration, temporarily retaining stormwater to attenuate peak flows, removing pollutants by capturing sediments and dissolved contaminants, and regulating flows within urban drainage networks.

Le Cauchois et al. (2025) also found that bioretention systems reduced the volumes discharged to receiving water bodies and generally improved stormwater quality, although some exceptions were observed. Other studies have emphasized that bioretention and bioswale performance can also be influenced by design- and vegetation-related factors. For instance, Champagne-Caron et al. (2023) showed that the location of bioswales within the urban landscape can influence plant growth and, consequently, their performance. While their study specifically addressed bioswale siting, it is worth noting that the arrangement of plants within bioswales may also affect vegetation health and overall effectiveness.

BMP performance can be interpreted through a set of complementary functional parameters. Pretreatment reduces pollutant loads and coarse sediments to ease pressure on downstream systems (Maniquiz-Redillas et al., 2014). Retention helps regulate peak flows and mitigate flooding by temporarily storing rainwater (Zhang et al., 2020). Treatment focuses on the removal of finer and dissolved pollutants depending on land-use activities (e.g., nutrients, hydrocarbons, metals), thereby protecting receiving waters and public health (Washington State Department of Ecology, 2005; Goonetilleke & Lampard, 2019). Infiltration corresponds to the percolation of stormwater into the soil, which reduces runoff, supports groundwater recharge, and improves water quality through soil filtration (Bonneau et al., 2017). This distinction highlights that pretreatment and treatment differ mainly by the type and size of pollutants targeted, while retention and infiltration differ in the way stormwater is managed temporarily stored versus permanently absorbed into the soil.

However, while cities continue to grow and expand, knowledge remains limited regarding the long-term technical and environmental performance of stormwater management infrastructure, as performance may evolve over multi-year operational periods (Abd-Elhamid et al., 2020; Hunt et al., 2006; Nodine et al., 2024; Langeveld et al., 2022). A number of recent studies have evaluated the technical and environmental performance of stormwater green infrastructures (BGI/BMPs/LID/WSUD) under different climatic contexts. For instance, McDonough et al. (2017), Neumann et al. (2024), Ortega Sandoval et al. (2023), and Osheen et al. (2024) demonstrated, through hydrological and hydraulic modeling approaches, the effectiveness of decentralized solutions in reducing pluvial flooding under current urban conditions. Other studies, such as Giese et al. (2019), Jiang and McBean (2021), Pons et al. (2022), Mugume and Nakyanzi (2024), Yang et al. (2022), and Webber et al. (2020), investigated the robustness of these solutions under climate change scenarios. These works highlight the importance of modeling approaches but mainly focus on simulating physical and hydrological processes without providing an integrated methodological framework that directly links performance evaluation to maintenance planning.

Several tools have been created over the past few decades to evaluate stormwater best management practices (BMPs). Analytical models and field monitoring offer helpful insights, but they are often confined to specific locations and short observation periods (Maisonneuve, 2021). Simulation software, like SWMM, allows for detailed hydrological and hydraulic

modeling, but it demands a lot of data (Niazi et al., 2017) and does not always provide a combined approach that links environmental assessment to maintenance planning (Read et al., 2019). While these methods are valuable, they struggle to give managers a straightforward, reproducible, and decision-focused tool. This paper tackles this issue by suggesting a framework that brings together both technical and environmental performance into a single model. It also connects performance assessment directly to maintenance planning.

Stormwater BMP performance may evolve over time, yet the literature consistently highlights the absence of rigorous, standardized, and comparable criteria for evaluating long-term technical and environmental performance (Eckart et al., 2017; Brasil et al., 2022). Although infrastructure performance is expected to reflect project objectives and design choices (Ayadi, 2010), persistent gaps remain in standard methods, long-term assessment, and reproducible performance reporting across contexts (Eckart et al., 2017).

A previous paper (Pierre et al., 2025, submitted) introduced a systems-based approach for assessing the performance of BMPs, emphasizing the interactions among different infrastructure elements and the growing challenges of stormwater management in urban areas. Building on this foundation, the present paper focuses on the theoretical development of a comprehensive evaluation tool designed to assess both the technical and environmental performance of BMPs. A forthcoming companion paper will extend this work by applying the proposed tool to a real-world case study, thereby bridging the gap between theoretical development and practical application.

This paper proposes a tool allowing for the efficient evaluation of the overall performance of BMP based on a systemic approach and proposing a maintenance plan to maintain the effectiveness of these structures over time. The proposed tool identifies the BMPs most suited to urban environments, classifies this infrastructure according to its functions, and identifies the elements that contribute to its functions. Furthermore, this paper establishes criteria for evaluating the technical, environmental, and global performance of such infrastructure. Finally, it proposes a tailored maintenance plan for stormwater management infrastructure, taking into account the urban sanitation context and the performance level, by integrating pretreatment, retention, treatment, and infiltration into a systemic tool that enables a global evaluation directly applicable in a management framework. In this context, following approaches discussed in

Dechesne (2002), Maisonneuve (2021), and Moura (2008), the analysis deliberately focuses on technical performance related to runoff management and environmental performance associated with pollutant control. Other dimensions such as economic and social performance therefore remain outside the scope of the present study.

4.2 Methodology

To address these objectives, this paper proposes a dedicated methodology structured to support the identification, evaluation, and maintenance planning of urban BMPs. This methodology supports the development of a tool that assesses the performance of BMPs in an urban sanitation context.

As a first step, a scoping review of the scientific literature was conducted to identify BMPs most suited to urban environments and to classify them according to their primary functions in stormwater management. This review focused on peer-reviewed journal articles and technical guidelines available in the scientific literature (e.g., Google Scholar). Publications were retained when they reported applications or performance assessments of BMPs in urban contexts, or when they provided design or operational criteria relevant to urban stormwater management.

Based on this review, BMPs were classified according to four main functions: pretreatment, retention, treatment, and infiltration. They were considered suitable for urban environments when they demonstrated effectiveness in addressing typical urban stormwater constraints, such as high runoff volumes, pollutant loads, limited space, and integration within existing drainage networks (Young et al., 2009).

The results of the scoping review further supported the identification of key infrastructure elements contributing to these functions and informed the definition of technical, environmental, and global performance criteria (Tables 4.1 and 4.2). These criteria, validated through the literature, were subsequently integrated into a unified methodological framework (Figures 4.1 and 4.2) to support global performance assessment and the development of tailored maintenance plans.

4.2.1 Decomposition of infrastructures according to their functions, contributing elements, and performance criteria

Because of the diversity and complexity of BMPs, it is essential to consider the functions for which they were installed (Flaux, 2017). In the development of the proposed tool, we identified the most commonly used BMPs and classified them according to their functions. Notably, some infrastructure may simultaneously perform multiple functions, as summarized in Table 4.1. These functions are subsequently integrated into the methodological framework presented in Figures 4.1 and 4.2.

- pretreatment (sediment capture);
- retention (peak flow reduction and delay);
- treatment (removal of pollutants and micropollutants);
- infiltration (groundwater recharge).

Depending on the type of BMP, the collected runoff may first undergo pretreatment to capture sediments. Subsequently, the water can be retained to delay peak flows during a rainfall event. In a third step, it may undergo treatment to limit the circulation of pollutants. Finally, localized infiltration of stormwater may occur through a gravel bed composed of a layer of drainage material, allowing for groundwater recharge. Table 4.2 presents the performance criteria for BMP infrastructure.

The infrastructure selected for this study corresponds to BMPs commonly implemented in urban stormwater management across North American cities, although other types of infrastructure also exist (TRCA, 2010; Schueler, 2008). Some of these infrastructure types may be located at ground level or at the end of the network, or may be used for stormwater transport. The minimum and maximum performance criteria values presented here are the most critical, based on an in-depth review of the guides and other scientific documents cited in Table 4.2, while the average values are calculated from the minimum and maximum values given in these references. For some infrastructure types, particularly those functioning in sediment and pollutant capture, only maximum values of performance criteria were available, because minimum or average values were not provided in the reference documents. This omission highlights a certain gap in the scientific literature for a comprehensive assessment of the environmental performance of these stormwater management infrastructures (CMM, 2019a, Maisonneuve, 2021).

Table 4.1 Infrastructure functions and sub-functions, and their contributing elements

BMPs identified	Functions	Contributing elements	References
Green roofs	Retention	Volume of green roof Depth of culture medium	Schueler, 2008 Liu & Baskaran, 2005 TRCA, 2010
Rooftop disconnection	Retention	Barrels or tanks	Sebti, 2016 Schueler, 2008
	Infiltration	Permeable surface (1.5 m from building)	
Rain tanks and Cisterns	Retention	Tank capacity	Schueler, 2008
Pervious Pavement	Infiltration	Stone tank	TRCA, 2010
Unrestrained grassed valley (or dry valley)	Infiltration	Filter bed,	TRCA, 2010 MDDEFP, 2014
	Pretreatment	Gravel storage layer	
	Treatment	Vegetation	
Vegetated filter strip	Pretreatment	Vegetation composed of a variety of trees, shrubs, and native plants	TRCA, 2010
	Infiltration		
Perforated pipe	Infiltration	Perforated pipes installed in gently sloping granular stone beds	TRCA, 2010 Sebti, 2016
	Pretreatment	Geotextile fabric Gravel bed Native soil	
Infiltration trench	Infiltration	Geotextile fabric Clean granular stones	TRCA, 2010
Bioretention (infiltration design)	Retention	Filter bed (mixture of sand, fines and organic matter) Soil cover with mulch and appropriate plants	Maisonnette, 2021 TRCA, 2010
	Infiltration		
	Treatment		
Oil and sediment separator	Pretreatment	Sumps with sediment pit Oil interceptors Sand and oil compartments	MDDEFP, 2014 Sebti, 2016
Rain garden or Bioretention cell	Retention	Rain garden capacity	Geheniau, 2014 Ahiablame et al., 2012
	Treatment	Substrate Gravel and sandy loam	
Artificial marshes	Treatment	Tributary basin area Vegetation	MDDEFP, 2014 Sebti, 2016

Table 4.2 Performance criteria for BMPs

BMPs identified	Functions & Pollutants	Performance criteria			References	Justifications /Observations
		Minimal value	Average value	Maximum value		
Green roofs	Retention	30%	57.5%	85%	Schueler, 2008 Getter et al., 2007	Critical rate based on the region’s climate.
Rooftop disconnection	Retention	40%	55%	70%	Schueler, 2008 Barrett, 2003	Values are a function of soil type, slope, vegetation cover and filter distance.
	Infiltration	40%	55%	70%		
Raintanks and Cisterns	Retention	60%	75%	90%	Schueler, 2008 Hardy et al., 2004	Limited by reservoir capacity, dewatering rate between storms, and prevailing climate.
Pervious Pavement	Infiltration	97%	98.5%	100%	Schueler, 2008 Brattebo &Booth, 2003	Critical value obtained for pervious pavement without underground drains.
Unrestrained grassed valley (or dry valley)	Infiltration	40%	50%	60%	MDDEFP, 2014	The guidance does not give a specific justification for the performance rates to be expected from this BMP.
	Sediments			75 µm	Berrouard, 2010	Maximum settleable particle size.
	Hydrocarbons			200 µgL ⁻¹	CMM, 2019a	City of Montreal regulatory values for discharge-limited contaminants based on maximum concentrations and quantities
	TSS ¹			30mgL ⁻¹		
	Heavy metals	See more details in Table 4.3				
	Phosphorus			0.4mgL ⁻¹		
	Microorganisms			200 CFUper100mL		
	Chlorides			1500 mgL ⁻¹		
Vegetated filter strips	Sediments			75 µm	Berrouard, 2010	Maximum settleable particle size
	Infiltration	40%	55%	70%	TRCA, 2010 Barrett, 2003	Rate obtained according to soil type and various design criteria, such as flow lengths of 2–5 m and 8–15 m.
Perforated pipe	Infiltration	73%	84%	95%	TRCA, 2010 J.F. Sabourin & Associates, 2008a	The rate will depend on the amount of runoff stored and infiltrated by the facility.
	Sediments			75 µm	Berrouard, 2010	Maximum settleable particle size

¹Total Suspended Solids

Table 4.2 Performance criteria for BMPs (Continued)

BMPs identified	Functions & Pollutants	Performance criteria			References	Justifications / Observations
		Minimal value	Average value	Maximum value		
Infiltration trench	Infiltration	50%	70%	90%	Scheuler, 2008 MDDEFP, 2014	Based on the assumption that the practice is designed with adequate pre-treatment and soil infiltration tests.
Bioretention (infiltration design)	Retention	73%	81.5%	99%	Schueler, 2008	This rate of runoff reduction is attributed to designs that rely on complete infiltration.
	Infiltration	73%	81.5%	99%	Dietz & Clausen, 2006 Lloyd et al., 2002	
	Hydrocarbons			200 µgL ⁻¹	CMM, 2019a	City of Montreal regulatory values for discharge-limited contaminants based on maximum concentrations and quantities
	TSS			30 mgL ⁻¹		
	Heavy metals	See more details in Table 4.3				
	Phosphorus			0.4 mgL ⁻¹		
	Microorganisms			200 CFUper100mL		
		Chlorides			1500 mgL ⁻¹	
Oil and sediment separator	Sediments			75 µm	Berrouard, 2010	Maximum settleable particle size
Rain garden or Bioretention cell	Retention	40%	68.5%	97%	Geheniau, 2014 Ahiablame et al., 2012	Rate obtained per rainfall event
	Hydrocarbons			200 µgL ⁻¹	CMM, 2019a	City of Montreal regulatory values for discharge-limited contaminants based on maximum concentrations and quantities
	TSS			30 mgL ⁻¹		
	Heavy metals	See more details in Table 4.3				
	Phosphorus			0.4mgL ⁻¹		
	Microorganisms			200 CFUper100mL		
		Chlorides			1500 mgL ⁻¹	
Artificial marshes	Hydrocarbons			200 µgL ⁻¹	CMM, 2019a	City of Montreal regulatory values for discharge-limited contaminants based on maximum concentrations and quantities.
	TSS			30 mgL ⁻¹		
	Heavy metals	See more details at Table 4.3				
	Phosphorus			0.4 mgL ⁻¹		
	Microorganisms			200 CFUper100MI		
		Chlorides			1500 mgL ⁻¹	

4.2.2 Justifications for performance threshold choices

The references selected in Table 4.2 were chosen for their severity, critical nature, and scientific or regulatory relevance in the context of urban stormwater management. These thresholds are not limited to environmental performance but also frame technical functions such as stormwater retention, infiltration, and overall infrastructure effectiveness. The use of demanding thresholds positions the evaluation within a rigorous framework, avoiding any complacency in the interpretation of results.

More specifically, the thresholds related to environmental performance particularly the maximum allowable concentrations for pollutants (hydrocarbons, TSS, nutrients, chlorides, heavy metals) are drawn from the document of the Communauté métropolitaine de Montréal (CMM, 2019a, pp.14-15). This regulation serves as a key reference for projects carried out within the Montreal area, as it defines strict discharge targets for urban environments. For sediments, the adopted threshold (particles $> 75 \mu\text{m}$) is based on Berrouard (2010, p. 93), which presents a typology of settleable particles in stormwater and provides a technical benchmark for the design and evaluation of pretreatment systems.

The performance criteria presented in Table 4.2 are interpreted within the temporal context established in the original studies from which they were obtained. Some criteria describe average behaviour over periods, such as annual runoff reduction, whereas others result from shorter monitoring campaigns or evaluations focused on rainfall events. In the proposed framework, these criteria are applied with consideration of the evaluation period (monitoring duration, modelled period, or event analysis), and comparisons are interpreted within their temporal contexts to maintain methodological consistency throughout analysis.

4.2.3 Description of programming flowchart tool

The tool developed in this study (Figure 4.1) is organized in the form of a programming flowchart to graphically represent the sequence of stormwater BMP operations and decisions. The programming flowchart comprises the following four primary blocks, corresponding to the four functions considered in this study:

- stormwater pretreatment block;
- stormwater retention block;

- stormwater treatment block;
- stormwater infiltration block.

Each block contains several commands that the operator must execute in order to verify compliance with established conditions, most of which are drawn from municipal or government standards and regulations, as well as from the scientific literature and technical guidelines.



Figure 4.1 Tool programming flowchart

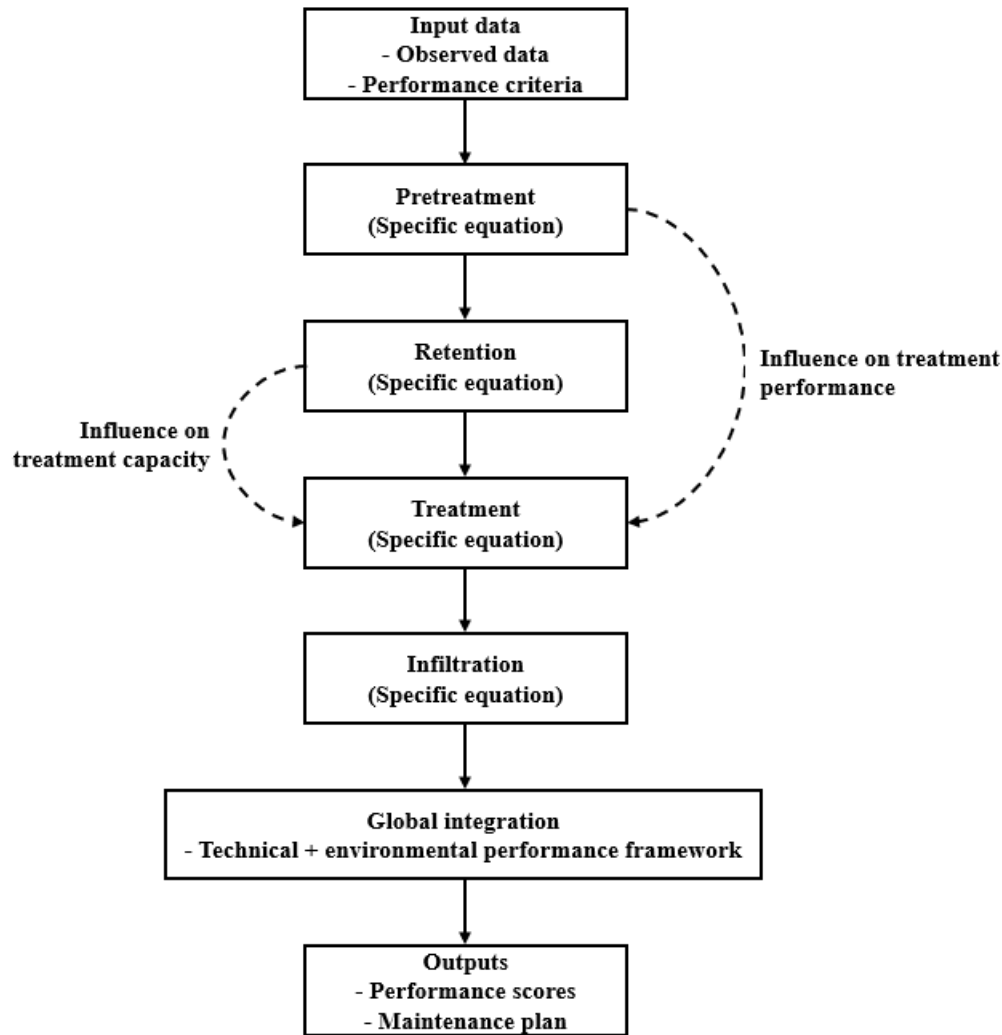


Figure 4.2 Flowchart summarizing the proposed methodological approach

4.2.4 Brief description of the tool

The tool developed in this study is an algorithm programmed in Python and executed via a console interface, allowing the operator to evaluate the performance of stormwater best management practices. Python was chosen for its simplicity and concise syntax. The tool script is designed to be interactive, allowing the operator to evaluate the performance of different BMPs according to permitted thresholds. The tool evaluates performance using predefined calculation steps and equations based on input parameters, while the practical procedures used to obtain these parameters are not detailed in this paper. These input parameters include BMP dimensions (length, width, and depth), drained catchment area, slope, rainfall depth, inflow and outflow volumes, and piezometric level variations used to estimate infiltration and storage changes.

The tool's primary functions provide details on each structure and verify performance based on input parameters supplied by the operator. The tool assists the operator in selecting the BMP that best matches the reality on the ground by asking about the function or functions performed by the structure, thus helping the operator to define or clarify their needs. To use the tool effectively, all the steps shown in the calculation flowchart are necessary. The following sections detail the steps involved in calculating the technical and environmental performance of the BMPs identified.

4.2.5 Steps for calculating the technical and environmental performance of infrastructures.

Step 1: Running the tool

When the tool initializes, it allows the operator to display all possible BMPs in the order shown in Tables 4.1 and 4.2.

Step 2: Functions performed by BMPs

In this step, the tool allows the operator to display the list of functions that stormwater BMPs can perform. The operator selects the function or functions performed by the stormwater management infrastructure.

Step 3: BMPs' physical characteristics

Once the operator has chosen the function(s) performed by the infrastructure, the tool displays the recommended infrastructure type(s). Once the BMP type has been identified by the operator, the tool requests the following input parameters required for performance calculation:

- enter BMP length (meters).
- enter BMP width (meters).
- enter BMP depth (meters).
- enter the area drained by the BMP (square meters).
- enter BMP slope, if applicable (%).

Step 4: Execution of the stormwater pretreatment function

In this step, if the BMP provides a stormwater pretreatment function for sediment capture, the tool prompts the operator to enter the captured mass of sediment $>75\ \mu\text{m}$, and the mass of incoming

sediment, with or without clogging. Equation 4.1 is used to evaluate stormwater pretreatment performance:

$$P_{\text{pret}} = \left(\frac{M_{\text{captured sediments} > 75\mu\text{m}}}{M_{\text{incoming sediments}}} \right) 100\% \quad (4.1)$$

P_{pret} : pretreatment performance (%).

The condition imposed here is that sediment $>75 \mu\text{m}$, the smallest size for particles to be considered sediment (Berrouard, 2010), should not be observed in the BMP without screen clogging. If this condition is met, the tool displays the message "Proceed to next block." If not, the tool displays the message "Repair or install a new screen with a mesh size $\leq 75 \mu\text{m}$ if no clogging and sediment sizes $>75 \mu\text{m}$ are observed downstream or clean the screen if it is clogged." However, if the BMP does not fulfil the stormwater pre-treatment function, the tool skips this block and goes directly to the next block, stormwater retention.

Step 5: Execution of the stormwater retention function

In this step, if the BMP provides a stormwater retention function, the algorithm prompts the operator to enter the volume entering the BMP and the volume leaving the BMP. At this step, as the performance rate for retention varies widely from one BMP to another, the tool consults the performance criteria for the BMP under consideration to determine whether the retention rate obtained meets the minimum acceptable threshold, while the average and maximum values are used only as reference limits for interpreting performance.

To evaluate the runoff retention rate, in accordance with the law of continuity, we used Equation 4.2 proposed by (Khan et al., 2012a):

$$V = \left(1 - \frac{V_{\text{out}}}{V_{\text{in}}} \right) 100\% \quad (4.2)$$

Where:

V : variation in runoff volume (%).

V_{out} : volume of runoff leaving the BMP during the rainfall event (m^3).

V_{in} : volume of runoff entering the BMP during the rainfall event (m^3).

To evaluate peak flow reduction as a performance indicator, we used Equation 4.3 from Khan et al. (2012a):

$$P_{\text{ret}} = \left(1 - \frac{Q_{\text{out}}}{Q_{\text{in}}}\right) 100\% \quad (4.3)$$

Where:

P_{ret} : retention performance (%).

Q_{in} : maximum runoff flow entering the BMP during an event (m^3s^{-1}).

Q_{out} : maximum rate of runoff leaving the BMP during an event (m^3s^{-1}).

If the threshold conditions are met, the tool displays, "Proceed to next block". Otherwise, it displays, "Cure or resize BMP". However, if the BMP does not perform a stormwater retention function, the tool skips this block and goes directly to the next block, stormwater treatment.

Step 6: Execution of the stormwater treatment function

In this step, if the BMP provides a treatment function, the algorithm asks the operator to enter:

- Hydrocarbon compounds (non-carcinogenic) concentration, which the algorithm compares to a standard performance threshold of $200 \mu\text{gL}^{-1}$.
- Total Suspended Solids (TSS) concentration, with a performance threshold of 30 mgL^{-1} .
- Heavy metals concentrations, for which the threshold limits are given in Table 4.3.
- Total phosphorus concentration, with a threshold limit of 0.4 mgL^{-1} .
- Microorganism concentration, with a threshold limit of 200 CFU per 100 mL.
- Chloride concentration, with a threshold limit of 1500 mgL^{-1} .

At this step, the algorithm prompts the operator to verify whether all pollutant concentrations meet the predefined threshold limits: "See threshold limits for heavy metals" and "See threshold limits for other compounds". If all threshold conditions are met, the tool proceeds to the infiltration block. Otherwise, it displays the message: "Maintain the BMP or the drainage area."

Table 4.3 Threshold limits for heavy metals (CMM, 2019a; CMM, 2019b)

Heavy metals	Limit values in mgL ⁻¹
Cadmium	0.1mgL ⁻¹
Chromium	1mgL ⁻¹
Selenium	0.02mgL ⁻¹
Copper	1mgL ⁻¹
Aluminum	3mgL ⁻¹
Iron	15mgL ⁻¹
Lead	0.1mgL ⁻¹
Nickel	1mgL ⁻¹
Manganese	0.1mgL ⁻¹
Zinc	1mgL ⁻¹

Step 7: Execution of the stormwater infiltration function

In this step, the infiltration and runoff volumes required by the tool are not generated directly by the model but must be provided by the operator from external data sources. The infiltrated volume is calculated based on the volume retained within the BMP, from which the change in storage measured by piezometers during the rainfall event is subtracted. This calculation is derived from the difference between inflow and outflow volumes over time, adjusted by the variation in piezometric readings between two consecutive time intervals, allowing a dynamic estimation of the portion of water that effectively infiltrates through the filter media. It should be noted that piezometric measurements are primarily informative when variations in groundwater level occur, while changes in soil moisture content may also provide relevant indications of retention and infiltration processes, particularly during smaller rainfall events. Similarly, the runoff volume is estimated using the rational method, based on the contributing drainage area and the rainfall depth for each event. The drainage area is determined from construction drawings and verified through field observations of flow direction during rainfall, and the rainfall directly falling on the BMP surface is also included in the overall water balance. At this step, since the performance rate for infiltration varies from one BMP to another, the tool consults the criteria for the BMP under consideration to determine whether the infiltration rate obtained meets the minimum threshold, while the average and maximum values serve as limits. The infiltration rate is calculated by Equation 4.4 (Fuamba, 2022):

$$P_{\text{inf}} = \left(\frac{V_{\text{in}}}{V_{\text{tot}}} \right) 100 \% \quad (4.4)$$

Where:

P_{inf} : infiltration performance (%).

V_{inf} : infiltrated volume (m^3).

V_{tot} : total runoff volume (m^3).

If the threshold conditions are met, the tool displays, "End of program. " If not, it displays, "Renew filter bed. " However, if the BMP has no stormwater infiltration function, the tool skips this block and displays "End of program."

It is important to note that the tool does not require extensive long-term monitoring campaigns in every case. The necessary inputs (inflow/outflow volumes and pollutant concentrations) can be obtained either through event-based field measurements over a representative set of storms or through hydrologic simulations (e.g., SWMM) complemented by targeted site checks. Visual inspections remain essential for routine maintenance and for identifying operational issues (e.g., clogging, prolonged ponding), but they cannot alone support the quantitative equations defined by the methodology. This tiered approach provides flexibility, allowing managers to balance feasibility, cost, and rigor according to the scale and context of the BMP under evaluation.

4.2.6 Technical performance of BMPs

As shown in Figure 4.2, the algorithm is organized into several blocks which each play a specific role in assessing the technical performance of the stormwater management infrastructure. The blocks with a direct impact on this performance are the storage block, which deals with stormwater retention; and the infiltration block, which assesses the infrastructure's infiltration capacity. To assess technical performance, we applied Equation 4.5:

$$P_{tech} = \frac{1}{n} \left[\left(\frac{Q_{in} - Q_{out}}{Q_{in}} * 100 \right) + \left(\frac{V_{inf}}{V_{tot}} * 100 \right) \right] \quad (4.5)$$

Where:

P_{tech} : technical performance (%).

In this equation, n represents the number of technical functions performed by the BMP, specifically retention and infiltration. As each BMP can perform at most one retention function and one infiltration function, n can only take the values 1 or 2. The technical performance is therefore

calculated as the arithmetic mean of the partial performances associated with these functions, with equal weighting.

Technical performance is calculated as the equally weighted average of the partial performances (retention and/or infiltration), ensuring that infrastructures providing only one technical function are not penalized compared to those providing two.

4.2.7 Environmental performance of BMPs

As shown in the algorithm, environmental performance considers the following pollutants: hydrocarbons, total suspended solids (TSS), heavy metals, phosphorus, microorganisms, and chlorides. To evaluate environmental performance for each pollutant, Equation 4.6 is applied (Maisonneuve, 2021).

$$P_{\text{removal}} = \left(\frac{C_{\text{in}} - C_{\text{out}}}{C_{\text{in}}} \right) 100\% \quad (4.6)$$

Where:

P_{removal} : percentage removal (%).

C_{in} : maximum concentration of the pollutant entering the BMP during an event (mg L^{-1}).

C_{out} : maximum concentration of the pollutant leaving the BMP during an event (mg L^{-1}).

Pollutant concentrations were measured at both the inflow and the outflow of the BMP.

The qualitative discussion of the environmental section implies that there will not be an overall numerical result for all pollutants regarding environmental performance. In the absence of using a model, the discussion will be based on the thresholds provided by standards.

In the current version of the tool, all pollutant concentrations are equally weighted in Equation (4.6). This choice ensures transparency and reproducibility, given the absence of internationally harmonized weighting factors applicable across different contexts. Nevertheless, it is acknowledged that pollutant-specific weightings could improve environmental accuracy, especially where local regulatory priorities or receiving water sensitivities justify differentiated impacts. Such developments are considered as potential extensions of the methodology.

4.2.8 Global performance evaluation

In this paper, the global performance of BMPs was calculated as the combination of technical performance and environmental performance. First, the global performance was determined based

on the technical performance, which generally comprises several partial performances, including retention and infiltration of stormwater. Each partial performance is assessed against the criteria in Table 4.2 to check whether the minimum acceptable threshold is achieved, while the average and maximum serve as reference limits. Environmental performance is then assessed based on a qualitative discussion of the various pollutants detected in the sampling.

4.3 BMPs for light rains

Light rains are defined as events with an intensity greater than a trace but not exceeding 2.5 mm per hour. To evaluate the performance in response to light rains, Equation 4.7 is applied.

$$P_{lr} = \left(\frac{N_{\text{effective}}}{N_{\text{total}}} \right) 100\% \quad (4.7)$$

Where:

P_{lr} : light rains performance (%).

$N_{\text{effective}}$: number of rainfall events (with return period < 1 year) successfully managed (no overflow, minimal ponding).

N_{total} : total number of such events observed. This reflects the system's responsiveness to small, frequent storms.

This equation is inspired by EPA (2021) recommendations, where the agency insists on the need to verify basin behavior after each rainfall event. In the context of green infrastructure management, performance cannot be judged solely based on extreme events. It is essential to assess the system's reactivity to frequent light rainfall events, often overlooked but responsible for a large proportion of annual volumes. The proposed formula quantifies this capacity by measuring the percentage of such events managed effectively (without overflow or stagnation), in line with the objectives defined in EPA guidelines.

4.4 Maintenance plan for BMPs proposed

Stormwater management plans and operating facilities are typically supported by monitoring programs to determine whether the infrastructure is functioning as intended and to what extent the plan has achieved its objectives (TRCA, 2010). An effective maintenance plan is essential to ensure optimal performance of stormwater management infrastructure. This plan describes the actions to

take based on observed performance levels in order to maintain the durability and efficiency of the infrastructure. The level of maintenance depends not only on the infrastructure's performance level, but also on its primary function, the type of BMP and the conditions of interconnected components. Table 4.4 presents the technical performance levels of the infrastructure and the corresponding maintenance actions. The table provides a clear framework for identifying the necessary measures, ensuring efficient and sustainable BMP management.

Table 4.4 Maintenance plan for infrastructure based on technical performance (EPA, 2021; EPA, 2016; Erickson et al., 2010)

Technical performance level	Maintenance actions to undertake
Performance <75%	- Complete inspection: Conduct a detailed assessment of the state of the infrastructure to identify issues. - Immediate repairs: Execute urgent repairs on defective parts. - Design analysis: Reassess the design of the infrastructure to propose improvements. - Documentation of issues: Record all encountered problems and implemented solutions. - Improvement plan: Develop a short- and long-term action plan to address identified faults.
Minimum performance = 75%	- Risk analysis: Identify potential issues that could affect performance. - Planned maintenance: Implement necessary repairs to ensure adequate functioning. - On going training: Train personnel on best management and maintenance practices. - Sharing experience: Encourage exchanges on best practices with other managers.
Average performance (between 76% and 89%)	- Regular inspections: Schedule frequent checks to monitor the condition of the structures. - Procedure updates: Adapt maintenance methods based on analysis results. - Performance data tracking: Collect and analyze data to identify opportunities for continuous improvement.
Maximum performance (90% and above)	- Active monitoring: Continue regular monitoring to maintain a high level of performance. - Documentation of success: Record successes and best practices to share. - Innovation and improvement: Explore and test new techniques and technologies to further enhance stormwater management. - Networking and collaboration: Participate in forums and workshops to exchange ideas and innovative solutions.

Table 4.4 establishes a direct link between the observed global technical performance and the appropriate maintenance actions. The plan follows a graduated logic whereby the level of

performance reflects the functional condition of the system and determines the necessary intervention. A performance at or below 75% signals a significant loss of functionality, triggering immediate corrective maintenance to address critical failures. Between 76% and 89%, the performance remains acceptable but shows signs of partial degradation; in this case, preventive maintenance on a semi-annual basis is required to restore expected functionality. When performance reaches or exceeds 90%, no corrective action is necessary, but light interventions such as follow-up, documentation of best practices, or innovation initiatives may be pursued. This tiered approach allows interventions to be tailored to the actual condition of the infrastructure while ensuring efficient resource use and consistent long-term monitoring.

In this chapter, the definitions of performance levels and the associated maintenance actions are derived for the most part from North American guidelines, including key references such as EPA (2016; 2021) and regional frameworks from Montreal and Quebec. These sources were selected for their rigor and severity in defining performance thresholds for stormwater management practices. Where necessary, the definitions were adapted and clarified by the authors to ensure consistency with the systemic methodological framework proposed in this study. Although primarily based on North American guidelines, the adopted criteria remain sufficiently generic and stringent to enable meaningful comparison with national and international references, thereby ensuring broader applicability of the evaluation framework.

4.5 Results and discussion

4.5.1 Description of the Case Study

The case study concerns a bioretention cell, labeled B-21-22-23-M8, located on Papineau Avenue in Montreal. This infrastructure performs the functions of retention, treatment, and infiltration of stormwater, as well as the sub-function of stormwater pretreatment. The cell is 83.71 meters long, 3.50 meters wide, and 0.78 meters deep. These criteria are evaluated using the equations defined above, allowing the cell's global performance to be calculated, as shown in Table 4.5.

Table 4.5 Evaluation of the global performance of the bioretention cell

Components of technical performance	Minimum acceptable thresholds	Performance (%)	Calculation
Retention	73%	83.33%	$P_{\text{ret}} = \frac{(6 - 1)\text{m}^3\text{s}^{-1}}{6\text{m}^3\text{s}^{-1}} * 100 = 83.33\%$
Infiltration	73%	68.75%	$P_{\text{inf}} = \frac{82.5\text{m}^3}{120\text{m}^3} * 100 = 68.75\%$
Technical performance	$P_{\text{tech}} = \frac{(83.33 + 68.75)\%}{2} = 76.04\%$		

4.5.2 Technical performance of BMPs

The application of the proposed tool to the bioretention cell B-21-22-23-M8 provided a concrete test of its logic and functionality. The global performance of the bioretention cell is 76.04% for the technical aspect. This value is considered acceptable because, within the model, global performance is determined by aggregating partial performances (retention and infiltration). Thus, even if one function such as infiltration does not fully reach its minimum threshold, the overall score may still fall within the defined acceptability range (73%–81.5%), while the tool explicitly flags such deficiencies for targeted maintenance. Although these results are promising, it is essential to continue to monitor and improve the operation of the cell to ensure sustainable and effective stormwater management. The global performance for the technical part of 76.04% is considered in the low end of the acceptable range, which is from 73% to 81.5%. Although this technical score is within the acceptable range, it is important to note that the infiltration performance (68.75%) is below the minimum threshold of 73%, which may require adjustments or corrective measures.

These results illustrate the capacity of the tool to diagnose partial deficiencies and to support function-specific maintenance decisions.

Positioning with respect to existing assessment frameworks

Compared with existing frameworks, the proposed approach is complementary to current stormwater evaluation methods. The Environment Agency (2007) guidance on SUDS feasibility and cost–benefit analysis does not provide an operational link between performance evaluation and maintenance actions, which is explicitly addressed by the present tool. While Ferreira et al. (2024) propose an integrated IUWM effectiveness index, the proposed methodology favors a lightweight

and reproducible implementation based on technical thresholds. The heterogeneity of international guidelines highlighted by Roghani et al. (2024) further supports the use of standardized and transparent performance criteria. Similarly, the 3E framework proposed by Xing et al. (2021), integrating engineering, environmental, and economic dimensions, differs from the present contribution, which focuses on decision-oriented technical performance assessment grounded in readily available hydrologic data.

Comparison with previous studies and modeling approaches

Previous studies often evaluated retention and infiltration separately, whereas the integrated performance index proposed here provides a more holistic assessment. In particular, Maisonneuve (2021), using an AHP-based multicriteria approach, reported a minimum overall technical performance of 76.2% for vegetated retention cells in Montreal, which is consistent with the present result (76.04%).

For the same bioretention system on Papineau Avenue, Bond (2020) used the SWMM-LID model and reported high performance for volume reduction and peak flow attenuation, while also identifying limited effectiveness for small rainfall events due to filter media clogging. In the present study, the proposed tool similarly identifies infiltration as the limiting function, but translates hydrological outcomes into an operational performance indicator directly linked to maintenance actions. Unlike SWMM-LID, which requires expert interpretation of detailed outputs, the proposed tool supports proactive and management-oriented decision-making.

Assumptions and limitations of the performance assessment

The performance results obtained are inherently dependent on the rainfall events considered, as the methodology evaluates BMP behavior under specific precipitation conditions. Variations in rainfall intensity, duration, or frequency may therefore influence the results, and performance may decrease when events exceed design thresholds.

Technical performance is evaluated through two key functions retention and infiltration each assessed independently using literature-based thresholds and aggregated using an arithmetic mean. While this approach ensures operational clarity and ease of use, it assumes equal contribution of each function, does not explicitly account for interactions between functions, and does not identify the underlying causes of performance degradation. These limitations highlight opportunities for

future improvements, including differentiated weighting, interaction coefficients, and temporal performance analysis.

Implications for maintenance and climate resilience

The proposed tool explicitly links performance levels to maintenance actions through a structured intervention plan (Table 4.4), based on three performance ranges ($\leq 75\%$, $76\text{--}89\%$, $\geq 90\%$). This systematized linkage supports adaptive maintenance planning, resource optimization, and extension of infrastructure service life, while acknowledging that implementation may vary depending on site characteristics, climatic conditions, monitoring frequency, and regulatory constraints.

In addition, the integration of a dedicated indicator for small rainfall events, in line with EPA (2021) recommendations, improves the representation of frequent operational stresses in urban contexts. Considering projected increases in rainfall intensity for the Montreal region (Ouranos, 2014), the proposed framework provides a relevant basis for assessing current performance and supporting climate-resilient stormwater management.

Synthesis

Overall, the proposed tool offers a structured and transferable framework for the integrated evaluation of BMP technical performance. By combining standardized thresholds, a reproducible algorithm, and explicit links to maintenance actions, it complements detailed experimental and modeling approaches (e.g., Bond, 2020; Le Cauchois et al., 2025) while remaining directly applicable in operational contexts. The methodology provides a practical decision-support tool for urban green infrastructure management, with clear potential for future extensions.

4.5.3 Environmental performance of BMPs

Removal of pollutants

The removal percentage was calculated for each pollutant, and the resulting outflow concentrations were compared with the applicable discharge thresholds (CMM, 2019a; CMM, 2019b) to assess the environmental performance of the cell (Table 4.7). Table 4.6 summarizes the corresponding performance levels.

Table 4.6 Performance level of the infrastructure

Performance	Low	Moderate	High
Percentage	< 50	50<P<75	>75

Table 4.7 Pollutant concentrations at the inlet (C_{in}) and outlet (C_{out}) of the system and the removal percentage

Pollutants	C_{in} (mg/L)	C_{out} (mg/L)	Concentration rate (%)
Hydrocarbons	300	50	83.33
TSS	0.03	0.01	66.67
Phosphorus	0.5	0.1	80.00
Chlorides	2000	500	75.00
Heavy metals			
Selenium	0.03	0.01	66.67
Copper	2	0.05	97.5
Aluminium	4	1	75.00
Iron	14	5	64.28
Lead	0.1	0.02	80.00
Nickel	2	0.05	97.50
Manganese	0.1	0.02	80.00
Zinc	0.1	0.02	80.00

The results showed that a high removal of hydrocarbons, phosphorus, chlorides, copper, aluminium, lead, nickel, manganese and zinc; a moderate removal of selenium and iron and a low removal of TSS. All the pollutants respected the discharge thresholds (Table 4.2) except hydrocarbons. The removal of metals by bioretention systems were investigated (Søberg et al. 2017; Le Cauchois et al. 2025) and reported that if bioretention systems present a high removal (95%) of total metals (Le Cauchois et al. 2025), the rate of dissolved metals removal can vary significantly. It depends on the binding capacity of the filtration media (Morgan et al. 2011). Indeed, metals, for example copper and zinc, can bind with dissolved organic matter (Colton et al. 2014). Some metals (zinc, copper, cadmium, and lead) are often detected as major trace element pollutants in rivers worldwide, lead being an indicator of the level of pollution by urban runoff (Mohiuddin et al., 2010; Kaushal et al. 2020). The presence of chloride concentration at the entrance of the bioretention systems can come from the use of road de-icing products and this practice leads to salinization of water (Kaushal et al. 2019). Salinization implies an increase of the chloride concentration which could generate an increase of the solubility of metals associated with

colloids. It also increases the ionic strength of water which allows colloids dispersion from the sediment surface into suspension (Kaushal et al. 2020).

Jarvie et al. (2006) investigated Phosphorus (P) concentrations from water quality monitoring at 54 United Kingdom River sites. The results showed that urban wastewater effluents presented a significantly higher eutrophication risk compared with agricultural sources. Senneville (2022) investigated Hydraulic, water quality, plant growth and substrate performance for stormwater best management practices (BMP) in Rivière-du-Loup, Québec. Their system removed up to 98 % of the Total suspended solids (TSS) from runoff to the outfall, with a median value of 78 %.

Before releasing water into the environment, it is important to consider various water quality indicators such as: biological, chemical, physical and radioactive. For example, the presence of dissolved metals and nitrogen compounds can have significant impacts on water quality. In addition, when water is contaminated by the presence of toxic substances, the absence of certain animal or plant species may be observed (Fateh, 2023; Zeghouati & Hadjed, 2024; Le Roy et al., 2020). If, after treatment, there are certain pollutants whose outlet concentration is higher than the threshold values, this water cannot be released into the environment. It should be emphasized that not all pollutants have the same weight in the assessment of water quality.

Pollutants classification

Different criteria such as toxicity, persistence, bioaccumulation, scale of impacts, reversibility and the particularities of the sanitation system in Montreal were taken into account. It is appropriate to classify the pollutants in wastewaters in decreasing order of negative impacts on the environment as follows: heavy metals > ammoniacal nitrogen > nutrients (nitrates and phosphates) > pathogenic microorganisms (bacteria, viruses, protozoa) > organic micropollutants (medicines and body care products) > organic matter (high BOD/COD) > microplastics > hydrocarbons and oils.

The Table 4.8 below presents a classification of pollutants, taking into account their environmental impact during discharge. If the concentration values of any of the following pollutants, such as heavy metals, ammonia nitrogen exceed the threshold values, the water sample is considered highly polluted and cannot be rejected in the environment. In the same conditions, for all the other pollutants, the effluents can be transferred to the wastewater treatment plants.

Table 4.8 Classification of the pollutants according to their environmental impacts

Pollutants	Environmental impact	References	Sample	Decisions
Heavy metals, ammoniacal nitrogen	Very high	Hedhli (2010) Saint-Aimé (2023)	Highly polluted	Do not reject
Nutrients	High	Bouattour (2021)	Polluted	Wastewater treatment plants
Pathogenic microorganisms, organic micropollutants	Moderate to high	Besnault et al. (2015)	Polluted	Wastewater treatment plants Ozonation
Organic matter, microplastics	Moderate	Merghem et al. (2016)	Polluted	Wastewater treatment plants
Hydrocarbons and oils	Low to moderate	Hedhli (2010)	Polluted	Wastewater treatment plants

The ideal would be to reduce inlet concentrations upstream and allow for better BMP performance. According to Liu et al. (2017), the impacts of BMPs implemented in water quality protection programs at watershed levels have not been as rapid or large as expected. This may reflect high expectations regarding long-term efficiency, and the fact that some BMPs can temporarily act as pollutant sources under certain conditions.

A further limitation of the tool lies in the simplified representation of infiltration processes. The method uses aggregated indicators and implicitly assumes initially dry soil conditions. When the soil is already moist or close to saturation, its capacity to absorb runoff becomes limited, which can increase overflow and reduce the actual performance of BMPs during successive rainfall events.

Tool limitations

As a result, the tool does not reproduce detailed hydrological dynamics, but rather provides a management-oriented performance indicator. More detailed process-based modelling would be required when the objective is to analyse hydrological behaviour in depth rather than to support maintenance decisions. The number of pollutants and the thresholds used in this study are limited to a densely urbanized area comparable to the city of Montreal. Any study using an area with characteristics different from those of Montreal will require adapting the list of pollutants to consider and their related thresholds.

4.6 Conclusion

Evaluating the performance of BMPs is of paramount importance for sustainable water resource management in the current context of rapid urbanization and climate change. This study introduces a systemic and operational tool that simultaneously integrates pretreatment, retention, treatment, and infiltration functions into a unified framework for assessing the performance of stormwater management infrastructures. The novelty of this research lies in its ability to directly link performance evaluation with maintenance planning, thereby addressing an operational gap in existing approaches that mainly focus on hydrological or environmental modeling.

From a practical standpoint, the proposed tool provides a structured and reproducible decision-support framework for managers of stormwater infrastructures by linking quantified technical and environmental performance indicators to the prioritization of maintenance actions. Its applicability in real-world contexts is illustrated through its application to a bioretention system under operational conditions, where the obtained performance values fall within ranges commonly reported in the literature, while also identifying specific functions requiring improvement. Furthermore, the companion case-study analysis developed in a subsequent study confirms the relevance and operational usefulness of the proposed methodological framework for supporting performance evaluation and maintenance planning of urban stormwater infrastructures.

Nevertheless, several limitations must be acknowledged. The tool currently relies on predefined performance thresholds from the literature, simplifies some complex dynamics (e.g., clogging, vegetation evolution, extreme events), and does not yet incorporate temporal data or continuous monitoring. These constraints open avenues for improvement, including the integration of climate change scenarios, real-time monitoring, and complementary hydrological and water quality modules.

In conclusion, this research represents a significant step toward more effective and resilient stormwater management by operationalizing global performance evaluation within a management-oriented framework. Future research and practice should focus on refining the thresholds, integrating environmental and socio-economic dimensions, and applying the tool across diverse climatic and urban contexts to enhance its robustness and transferability. Another avenue for future research would also be the development of a cost–benefit analysis module to complete the technical and environmental performance assessment.

CHAPITRE 5 ARTICLE 3: EVALUATING THE TECHNICAL AND ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF STORMWATER BEST MANAGEMENT PRACTICES (BMPs): A CASE STUDY FROM MONTREAL

Pierremann-Fils Pierre^a, Rose-Michelle Smith^a, Samuel Pierre^b and Musandji Fuamba^a

^a Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada.

^b Department of Computer and Software Engineering, Polytechnique Montréal, Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada.

Article soumis le 10 décembre 2025 à la revue « Journal of Water Resources Planning and Management »

Abstract

A case study based on a prior study that established the theoretical underpinnings of a tool intended to assess the global technical and environmental performance of stormwater management infrastructure is presented in this paper. The tool is applied to a test site including 15 vegetated retention basins and 24 bioretention cells along Papineau Avenue in Montreal. Four units of each type were selected, and their hydrological monitoring data were evaluated. The results show variability in performance between installations. With global technical performance scores of 85.98% and 85.23%, respectively, basins RV-8-9-M2 and B-21-22-23-M8 are particularly noteworthy. However, environmental performance remained moderate due to exceedances of suspended solids and manganese, highlighting the need for maintenance or complementary treatment. The application of the tool demonstrates its effectiveness in evaluating different stormwater infrastructures and its flexibility under real operational conditions. This development supports better planning, maintenance prioritization, and long-term sustainability of urban drainage systems while addressing growing challenges related to flooding and water quality under changing climatic conditions.

Keywords: Stormwater management, bioretention cells, vegetated retention cells, technical performance, environmental performance.

5.1 Introduction

Stormwater management represents a significant challenge for contemporary urban environments, which are increasingly confronted with extreme weather events and an elevated risk of flooding. As emphasized in a prior paper, the implementation of stormwater management infrastructures, such as bioretention systems and vegetated retention basins, is essential to address these urgent challenges. Despite their critical role in effective stormwater management, the scientific community's understanding of the evaluation of these infrastructures regarding their technical and environmental performance remains markedly incomplete.

In this context, assessing the technical and environmental performance of stormwater management infrastructures emerges as a vital area of inquiry for researchers, as demonstrated by various studies. Stovin (2010) investigated the potential of green roofs in Sheffield, UK, revealing that preliminary results from a spring 2006 trial indicated an average volume retention of 34% and an average peak flow reduction of 57%. Similarly, VanWoert (2005) reported rainwater retention rates ranging from 48.7% for gravel roofs to 82.8% for vegetated roofs, highlighting that intensive green roofs could reduce annual runoff by 65%, while extensive green roofs demonstrated reductions between 27% and 81% (Mentens et al., 2006). Additional research conducted in the UK showed that permeable pavements could mitigate stormwater runoff by 30% to 57%, while infiltration basins achieved reductions ranging from 55% to 99% (Ellis & Viavattene, 2014). Autixier (2012) compared various stormwater management practices, including green roofs, rain barrels, and bioretention systems, suggesting that the implementation of these practices could decrease overflow volumes by 38% to 60% and reduce annual runoff volumes by 0.4% to 6.7%. While some of these findings may appear optimistic, they underscore the substantial potential for enhancement. Patwardhan et al. (2005) conducted a theoretical analysis of several stormwater management infrastructures (SWMIs), demonstrating that these interventions led to a significant reduction in peak flow during all simulated rainfall events and a 37% decrease in annual runoff volume, with a projected 46% reduction in the annual frequency of overflows. Finally, Pitt and Voorhees (2010) assessed various SWMIs, including rain gardens and barrels for runoff collection, concluding that a rain garden covering 20% of directly connected rooftops could result in a 90% reduction in runoff volume, while a 130-liter rain barrel could achieve a 40% reduction in runoff.

When investigating the environmental performance of stormwater management infrastructures, several key studies merit attention. Imteaz et al. (2013) evaluated the effectiveness of bioretention basins in reducing suspended solids, conducting their research at sites in Melbourne and Brisbane, Australia. They reported remarkable reduction rates of 90% in Melbourne and 91.9% in Brisbane. Similar investigations conducted in Scotland and New Zealand yielded outstanding results, with suspended solids reduction rates reaching 100% and 99.8%, respectively. Furthermore, Guay (2022) monitored the performance of stormwater management infrastructures, particularly permeable pavements and bioretention cells, at the Boucherville parking lot site located just south of Montreal, Quebec, from July 2020 to November 2021. The study revealed an average reduction rate of suspended solids of 96%, along with average reductions of total phosphorus and total nitrogen of 81% and 90%, respectively. In New Hampshire, in a continental climate, Ballestro et al. (2005) achieved an average suspended solids removal performance of 97% for a bioretention cell. Jaber (2015) has shown, in a study carried out in Texas in a humid subtropical climate on clay soil, that bioretention cells perform at 83% for suspended solids and 41% for total phosphorus. As for rain gardens, Ahiablame et al (2012) have shown that they have a bacterial removal performance of 70% to 99%.

This paper builds on the companion study (Pierre et al., 2025, submitted), which presented the theoretical development of a systemic tool designed to assess the global technical performance and environmental performance of BMPs. While the previous article focused on the conceptual framework, mathematical formulation, performance indicators and regulatory thresholds, the present work applies this methodology to a real urban site in order to test its applicability under operational conditions. The study was conducted on the Papineau Avenue stormwater network in Montreal, which includes 24 bioretention cells and 15 vegetated retention basins monitored for several years. This site provides a rich and reliable dataset of hydrological measurements, physical characteristics and water quality data. Applying the tool in this context makes it possible to evaluate both the global technical performance of BMPs through their retention, infiltration and hydraulic efficiency and their environmental performance by comparing pollutant concentrations at the outlet with regulatory threshold values. This transition from theory to practice is essential to validate the robustness of the tool, identify differences in performance between BMP types, and highlight practical limitations such as pollutant exceedances, maintenance requirements and data availability constraints.

The objectives of this paper are threefold: (i) to demonstrate the applicability of the methodology developed in the previous paper (Pierre et al., 2025, submitted) to a real case study; (ii) to evaluate the technical, environmental, and global performance of the BMPs implemented on Papineau Avenue; and (iii) to discuss the limitations of the tool and of the available data.

This research work explicitly adopts a systemic approach to BMP performance evaluation. Technical and environmental aspects are not assessed in isolation but integrated within a single framework that reflects the multiple functions of the BMPs (retention, infiltration, and pollutant removal). This positioning ensures that conclusions on global performance account for the interactions between hydrotechnical capacity and water-quality improvement.

The remainder of this paper is structured as follows. First, the study site and the methodology used to assess the performance of the stormwater infrastructures are presented. Then, the results of the global technical and environmental performance evaluation are described and interpreted. This is followed by a discussion of the findings, the limitations of the tool and the dataset, as well as perspectives for improvement. Finally, the paper concludes with the main outcomes and practical implications of this work.

5.2 Methodology

This study applies the assessment tool developed in a previous paper (Pierre et al., submitted), which proposes a systemic approach to evaluating the technical and environmental performance of stormwater management infrastructures. The previous paper presents in detail the tool's programming algorithm, the calculation steps, and the performance thresholds for the infrastructures (minimum, average and maximum). This paper is limited to the practical application of the tool at an experimental site in Montreal consisting of stormwater management structures adapted to the methodology of the previous paper, without reproducing the theoretical developments. Readers are invited to refer to the companion paper for a complete understanding of the method applied in this practical section.

5.2.1 Tool used and input data

The tool used is an interactive script programmed in Python and executed in a console. It allows the operator to evaluate the technical and environmental performance of different types of stormwater management structures based on data measured in the field. The program guides the

user through four steps: (i) structured data entry and verification (rainfall, inflows, outflows, pollutant concentrations); (ii) computation of technical performance from inflow, outflow, and infiltration volumes; (iii) computation of environmental performance by comparing measured concentrations with permissible thresholds; and (iv) derivation of global performance as the arithmetic mean of the two components. In the systemic framework presented in the companion paper, the tool includes a pretreatment function representing sediment capture in the inlet sump. However, this function could not be applied in the present case study because the 2018–2020 monitoring dataset does not contain measurements of sediment mass captured at the inlet.

As a result, the performance evaluation presented in this paper is limited to the functions for which complete field data were available: retention, infiltration, and effluent quality. This clarification reflects a limitation of the monitoring dataset rather than a limitation of the tool itself.

In practical terms, for the present case study the tool operationally guides the user only through the retention, infiltration, and treatment functions. This workflow ensures transparency, reproducibility, and methodological coherence while preserving the systemic architecture of the tool.

In systemic terms, the tool operationalizes the successive functions of BMPs by grouping them into two main performance dimensions: (i) global technical performance, which encompasses retention and infiltration functions; and (ii) environmental performance, which reflects the treatment of water. By explicitly integrating these functional groups into a single framework, the tool applies the systemic approach to BMP performance evaluation.

The analysis is based on field data collected between 2018 and 2020, including rainfall depths, inflow and outflow volumes, and pollutant concentrations measured at the inlet and outlet of each basin. This monitoring setup ensures methodological coherence with the performance equations adopted in the companion study, allowing retention, infiltration, and environmental performance to be evaluated consistently across all monitored BMPs and rainfall events. The dataset also covers:

- The physical characteristics of each basin (length, width, depth, slope, drained surface area);
- The inflow and outflow runoff volumes for several rainfall events;
- The concentrations of the following pollutants: hydrocarbons, suspended solids, phosphorus, chlorides, and heavy metals (copper, zinc, lead, etc.).

These data were compared with the performance thresholds defined in the previous paper (Pierre et al., 2025, submitted), particularly those of the Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) regulations and the technical sources cited.

5.2.2 Technical performance assessment

Technical performance is assessed based on the retention and infiltration capacities of each structure. The tool calculates two partial indicators:

- Retention performance (%), obtained by the variation in volume or peak flow between the inlet and outlet, as shown in Equation 5.2 in Table 5.1.
- Infiltration performance (%), obtained by the ratio between the infiltrated volume and the total inflow volume, as shown in Equation 5.4 in Table 5.1.

The systemic dimension is embedded in the performance formulation by integrating the multiple functions of BMPs within a single evaluation framework. In the technical assessment, the terms Q_{in} , Q_{out} , and V_{inf} capture inflow, outflow, and infiltration, which together represent retention, conveyance, and infiltration processes. Equation 5.5 in Table 5.1 below presents the assessment of global technical performance (as defined in the previous document). At the same time, the environmental assessment incorporates pollutant concentrations in relation to regulatory thresholds, as defined in Equation 5.3 in Table 5.1. By combining these two dimensions into a global performance score, the model reflects the systemic approach: evaluating BMPs as multifunctional systems where hydrotechnical capacity and water-quality improvement are considered jointly rather than in isolation.

Each formula explicitly integrates the systemic functions of BMPs. In the retention equation, inflow (Q_{in}) represents the system input and outflow (Q_{out}) represents the discharge, so their difference measures the storage capacity of the basin. In the infiltration equation, the infiltration volume (V_{inf}) captures the soil percolation process relative to the total incoming volume (V_{tot}), which reflects the vertical exchange function. The global technical performance aggregates both retention and infiltration across multiple events (m) and sub-criteria (n_i), ensuring that the different hydrotechnical processes are not analyzed in isolation but combined in a unified framework. This integration of complementary functions within a single indicator is the operationalization of the systemic approach in the technical dimension.

Table 5.1 Equations used to evaluate the functional and global technical performance of BMPs

#	Function	Equation	Description
(5.1)	Pretreatment	$P_{\text{pret}} = \left(\frac{M_{\text{capturedsediments} > 75\mu\text{m}}}{M_{\text{incomingsediments}}} \right) 100$	Sediment capture efficiency rate.
(5.2)	Retention	$P_{\text{ret}} = \left(\frac{Q_{\text{in}} - Q_{\text{out}}}{Q_{\text{in}}} \right) 100\%$	Retention capacity (difference between inflow and outflow).
(5.3)	Treatment	$P_{\text{removal}} = \left(\frac{C_{\text{in}} - C_{\text{out}}}{C_{\text{in}}} \right) 100\%$	Pollutant reduction between inlet–outlet.
(5.4)	Infiltration	$P_{\text{inf}} = \left(\frac{V_{\text{in}}}{V_{\text{tot}}} \right) 100\%$	Infiltration capacity relative to inflow.
(5.5)	Global technical performance	$P_{\text{tech}}^{\text{global}} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{1}{n_i} \left[\left(\frac{Q_{\text{in},i} - Q_{\text{out},i}}{Q_{\text{in},i}} * 100 \right) + \left(\frac{V_{\text{inf},i}}{V_{\text{tot},i}} * 100 \right) \right]$ where m is the total number of BMPs considered in the system, and n_i represents the number of technical functions (retention and/or infiltration) performed by BMP i.	

5.2.3 Environmental performance assessment

It was not possible to analyze the results based on the variation in concentrations; the quality analysis was based on the comparison between the concentrations at the outlet of the bioretention and vegetated retention cells, as well as those of the manholes connected directly to the street. These comparisons make it possible to determine whether the cells behave differently. The analysis is also based on the variation in concentrations over time, in order to detect any seasonal trends in the variation of pollutants. The samples taken were also analyzed according to the permitted standards and regulations, in order to determine whether the cells are capable of treating runoff water sufficiently to meet the permitted thresholds.

To determine the performance of the cells in terms of surface water quality, since the project is located in Montreal, the thresholds on the regulations and standards applicable to the Montreal region were considered (CMM, 2019a; CMM, 2019b).

In the context of the project, the critical values were taken as the threshold, because although the cells are connected to the City's combined sewer system, it is possible that for a similar project, the retention cells are connected to a storm sewer system and the water is directly discharged into the receiving environment without a treatment phase.

5.3 Case study

5.3.1 Presentation of the study site

The experimental site under study is located on Papineau Avenue in Montreal, north of the Metropolitan Highway (A40), comprising bioretention basins and vegetated retention basins. According to (Fuamba, 2022), 2 kilometers of this avenue were rebuilt as part of the City of Montreal's road rehabilitation program. During the reconstruction, it was decided to solve the problem of frequent storm sewer overflows when heavy rains hit the area. These recurrent overflows were directly linked to the hydraulic limitations of the combined sewer network in the Curotte–Papineau basin, which had become increasingly vulnerable due to urban densification and the rising frequency of intense rainfall events associated with climate change. In response, the City of Montreal and its partners developed an adaptive stormwater management concept, integrating green infrastructure directly within the roadway to capture, infiltrate, and treat runoff at the source. This initiative represents a strategic and sustainable response to urban flooding and climate-related challenges and constitutes a representative large-scale case study for assessing the systemic performance of stormwater infrastructures. Between 2016 and 2017, the partners agreed on the installation of cells to manage stormwater from the roadway. The site thus comprises a series of 24 bioretention cells and 15 vegetated retention cells integrated along the avenue between the roadway and the sidewalk. The cells, each consisting of 2 or 3 basins linked by culverts, are located along the east bank of Papineau Avenue, between the roadway and the sidewalk, over approximately 1.5 kilometers between Barnabé-Larocque and Louvain streets. The cells are designed to retain and infiltrate runoff from impervious areas in the area. They therefore serve to reduce pressure on the municipal sewer system. Each cell consists of an inlet sump, an outlet overflow sump, a pretreatment area, a substrate, plants and trees (Maisonneuve, 2021).

The experimental site includes four main types of engineered substrates used in the bioretention and vegetated retention basins. These substrates are mixtures of granular materials (black earth, sand, loam, and compost) designed to balance infiltration capacity, water retention, and vegetation growth.

- Substrate 1 consists of 25 % black earth, 25 % coarse sand, and 50 % loam.
- Substrate 2 combines 40 % MTQ MG112 sand, 30 % mix 2 (50 % black earth, 17 % coarse sand, 33 % loam), and 30 % leaf compost.

- Substrate 3 is composed of 80 % natureausol (a mixture of compost, sand, topsoil, and black earth) and 20 % MTQ MG112 sand.
- Substrate 4 contains 80 % mix 2 and 20 % sand.

Permeability tests conducted using a Guelph permeameter indicated typical infiltration rates ranging from 75 mm/h to 180 mm/h, with local variations due to compaction and soil reworking. Basins constructed with Substrate 2 showed the highest water-retention performance, followed by Substrates 1 and 3.

A difference in behavior was also observed between the two types of infrastructures. Bioretention basins, equipped with a perforated drain and an overflow regulator, retained on average 0.25 – 0.45 m³ of water per m³ of substrate, while vegetated retention basins retained approximately 0.20 – 0.30 m³/m³, due to their more open configuration and lack of subsurface drainage. The presence of outlet regulators in the bioretention basins is directly linked to the hydraulic constraints of the Papineau–Curotte sewer system, which frequently experiences surcharge during medium and large storm events. The regulators were therefore integrated into the design to limit peak outflows, increase temporary storage within the basins, and reduce pressure on the downstream sewer network. It should also be noted that the substrate characteristics indicated above are essential for the performance studied in this study, as they directly influence infiltration capacity, retention volume, and pollutant adsorption. Therefore, variability in soil composition explains some of the differences in performance observed between the monitored infrastructures.

Among the total of 24 bioretention and 15 vegetated retention cells installed on the site, 8 basins were selected for detailed performance evaluation, including 4 vegetated retention basins (RV-3-4-M1, RV-8-9-M2, RV-10-11-M3, RV-12-13-M4) and 4 bioretention basins (B-21-22-23-M8, B-29-30-M10, B-31-32-M9, B-33-34-M11). It should be noted that the difference between the bioretention basins and the vegetated retention basins installed on the site is reflected in the way runoff water is conveyed to the sewer system. The bioretention basins are equipped with a perforated drain and a raised overflow, as shown in Figure 5.1. Vegetated retention basins, on the other hand, are equipped with a ground-level overflow, as shown in Figure 5.2, where runoff flows through the entire length of the basin, discharging into the overflow for conveyance to the sewer system.

Rainfall data used in this study correspond to observed events collected by the City of Montreal between 2018 and 2020, with a 5-minute measurement interval. No synthetic design storms (e.g., Chicago) were used; the analysis relied exclusively on observed rainfall to reflect real hydrological conditions affecting the Papineau Avenue site. The rainfall events observed were then classified by duration and total depth to reflect Montreal's rainfall regime: Short and low-intensity: 0–2 h / 0–4 mm; Moderate: 2–4 h / 4–9 mm; Intermediate: 4–9 h / 9–13 mm; Long: 9–14 h / 13–27 mm; Very long or intense: 14–40 h / 27–75 mm.

The most significant observed event occurred on October 1, 2019 (63.5 mm in 6.5 h) and serves as a reference for performance under extreme conditions. From a hydrological standpoint, it is expected that short and low-intensity rainfall events will be fully retained and infiltrated within the BMPs, corresponding to optimal technical performance conditions. Conversely, long-duration or high-intensity events are anticipated to exceed storage and infiltration capacities, leading to potential overflows and lower retention performance. Moderate rainfall events are expected to generate intermediate responses, allowing both hydrological regulation and pollutant wash-off processes to be captured. Therefore, this classification provides a framework for interpreting subsequent performance results under different hydrological conditions. In accordance with the design guidelines used in the previous studies on the Papineau site, particularly Maisonneuve (2021), the reference design storm for combined sewer systems in Québec corresponds to a 10-year return period, as defined in Directive 004 of the MELCC and Brière (2012). Although the monitoring data from 2018–2020 do not include IDF curves allowing a direct assignment of return periods to the observed events, these rainfall events fall predominantly within the range of frequent storms, well below the 10-year design storm. The event of October 1, 2019 represents the most intense rainfall in the dataset and is hydraulically comparable to a storm between 2 and 5 years of recurrence based on typical Montréal IDF characteristics, providing context for interpreting the BMPs performance under more demanding conditions.

The technical parameters analyzed are inflow, outflow, and infiltration volumes, while the environmental parameters include concentrations of hydrocarbons, suspended solids, phosphorus, chlorides, and selected heavy metals. Global performance is defined from these two dimensions following the framework of the previous paper (Pierre et al., 2025, submitted). The performance targets correspond to the CMM thresholds and the model's equations are used to verify compliance for each BMP and pollutant.

The inflow (*In*) and outflow (*Out*) volumes shown in Table 5.3 were derived from field monitoring conducted between 2018 and 2020. The outflow volumes were directly measured at the outlet pipes of each basin using Teledyne ISCO 2150 flowmeters and weirs were installed to improve low-flow accuracy. The inflow volumes were estimated based on the contributing impervious surface areas and the corresponding rainfall depths recorded during each event, and then validated against the monitored outflow and infiltration volumes. A total of 97 rainfall events were recorded, but in accordance with municipal guidelines, only those with total rainfall less than or equal to 19 mm were retained for analysis, as they represent the most frequent events for which the infrastructures are designed to retain runoff on site. Therefore, the values presented in Table 5.3 correspond to mean event-based results obtained from field measurements and validated hydrological estimates. As illustrated in Table 5.3, the inflow volumes for the sampled basins ranged from 319.63 to 1,214.77 m³, and the outflow volumes from 4.35 to 253.43 m³. Infiltration accounted for up to 66.28% of inflows. As shown in Table 5.4, pollutant concentrations varied considerably, with hydrocarbons between 20 and 80 mg/L, suspended solids between 60 and 850 mg/L, phosphorus between 0.30 and 0.90 mg/L, and chlorides between 20 and 2000 mg/L, in addition to heavy metals that were evaluated (see Table 4.3 in the previous paper). The main question is whether these BMPs comply with the CMM's performance thresholds in terms of hydrotechnical regulation and pollutant removal, and how their global performance can be assessed through a systemic approach with a view to implementing a maintenance plan in an urban sanitation situation.

The scope and impact of this project, which integrates green infrastructure into long-term stormwater management, is the first of its kind in the Montreal region, if not in the entire province of Quebec (Fuamba, 2022).



Figure 5.1 Bioretention basin of the Papineau project



Figure 5.2 Vegetated retention basin for the Papineau project

The choice of this experimental site is justified by the fact that it is well documented. In addition, the site is highly representative in terms of the range of stormwater management infrastructures identified, since it considers virtually all the functions performed by the infrastructures. It covers the functions of retention, infiltration, and treatment of stormwater. Finally, the site is also easy to access for observation visits, given that it is located in Montreal. For these reasons, this site was selected.

5.3.2 Available data

It should be mentioned that the experimental site was the subject of a major project carried out by the City of Montreal. The project is entitled “Mandat d'étude pour un suivi expérimental de performance et de surveillance technique de cellules végétalisées”. The mandate was entrusted to the Bureau de la recherche et Centre de développement technologique (BRCDT) of Polytechnique Montréal. The document submitted to the city contains important data. It is generally these same data that are used in this paper for the application of the tool on the experimental site.

Precipitation data

For 3 years, from 2018 to 2020, 97 rainfall events were recorded with full details of their characteristics. However, for the purposes of this study, rainfall events of 19 mm or less are primarily considered, in accordance with the Communauté Métropolitaine de Montréal water purification bylaws #2008-47 and #2013-57 (CMM, 2019a; CMM, 2019b). These low-intensity events represent the majority of annual rainfall in Montréal and are those for which BMPs are expected to fully retain runoff on site without overflow. Precipitation depths for all recorded events are presented in Figure 5.3.

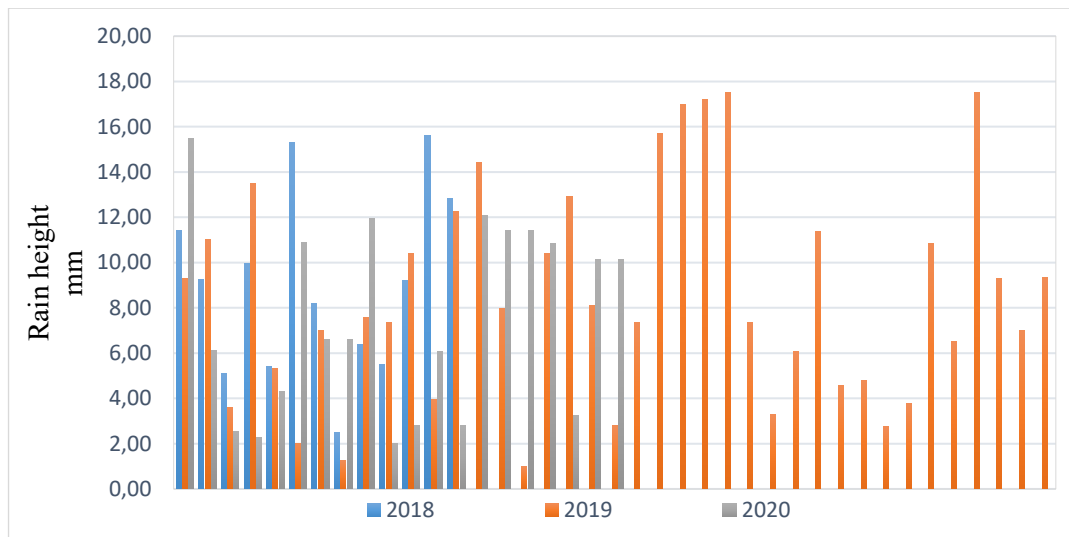


Figure 5.3 Rainfall from 2018 to 2020

Data on the physical characteristics of the basins

During the experimental performance and technical monitoring of the basins carried out from May 2018 to December 2020, several measurement points were identified on the study site,

differentiated by RV for vegetated retention basins and B for bioretention basins. More specifically, 4 for vegetated retention basins and 4 for bioretention basins. Some of the beds are made of clean stone, others of sand. The number of basins for the two categories, their geometric characteristics, and the area drained are defined in Table 5.2.

Table 5.2 Data on the physical characteristics of the site

Measuring points	Length	Width	Depth
	M	M	M
RV-3-4-M1	51,97	3.5	0,78
RV-8-9-M2	53,6	3.5	0,78
RV-10-11-M3	47,75	3.5	0,78
RV-12-13-M4	66,63	3.5	0,78
B-21-22-23-M8	83,71	3.5	0,78
B-31-32-M9	55,88	3.5	0,78
B-29-30-M10	58,58	3.5	0,78
B-33-34-M11	55,47	3.5	0,78

Data for assessing the technical performance

The data used to assess the technical performance of bioretention basins and vegetated retention basins come from work carried out by Fuamba (2022), Maisonneuve (2021) and Blond (2021). These data are presented in Table 5.3. According to the information provided by these authors, these data are collected using equipment installed or used on site during technical performance monitoring. These are:

- Teledyne ISCO 2150 flowmeters, installed from 2018 to 2020, used to monitor the volume of runoff leaving the basins.
- Weirs installed in 2019 at the outlet of the basin pipes, to solve the problem of velocity measurement under 25 mm heads posed by the flowmeters.
- A vantage Pro 2 weather station, used from 2019 to 2020, to collect specific meteorological data.
- An ISCO rain gauge, used from 2018 to 2019, to collect rainfall data from April to November.
- U20L Water Level Logger piezometers, used from 2019 to 2020, for monitoring water levels in the basins during rainfall events.

Table 5.3 Data for assessing the technical performance

Measuring points	Input volume	Output volume
	m ³	m ³
RV-3-4-M1	319,63	12,67
RV-8-9-M2	358,37	6,27
RV-10-11-M3	1 157,49	253,43
RV-12-13-M4	895,03	30,79
B-21-22-23-M8	1174,81	4,35
B-31-32-M9	528,16	55,9
B-29-30-M10	1 214,77	144,11
B-33-34-M11	872,46	97,06

Data for assessing the environmental performance

In addition to assessing technical performance, environmental performance in terms of the ability of the ponds to remove pollutants and micropollutants was also evaluated. To assess the site's surface water quality, samples were taken manually and punctually following rainfall events. Samples were first taken using 25 liters buckets placed under the weirs, then using sampling bottles supplied by the laboratory responsible for the analyses. These samples were then analyzed and compared with the Communauté Métropolitaine de Montréal water purification bylaws #2008-47 and #2013-57(CMM, 2019a; CMM, 2019b), The thresholds were reported in Table 5.4. Table 5.5 shows the average of the concentrations for various parameters analyzed at the study site from 2018 to 2020.

The methodology described above provides the necessary framework to interpret the hydrological response of the eight selected BMPs. Based on the monitored rainfall events and the corresponding inflow and outflow measurements, the following section presents the performance results and the associated discussion for the Papineau Avenue system.

Table 5.4 Threshold limits for the parameters (CMM, 2019a; CMM, 2019b)

Parameters	Montreal
Copper	1mgL ⁻¹
Lead	0.1mgL ⁻¹
Manganese	0.1mgL ⁻¹
MES	30 mgL ⁻¹
Chlorides	1500 mgL ⁻¹
Total Phosphorus	0.4 mgL ⁻¹
PAH	1µgL ^{-1*} 200 µgL ^{-1**}
pH	6.0 à 9.5

* Carcinogenic PAH

**Non-carcinogenic PAH

Table 5.5 Parameters values measured from 2018 to 2019

Parameters	2018	2019	2020
Cu (mg/L)	0.11	0.19	0.05
Mn (mg/L)	0.19	0.14	0.09
Pb (mg/L)	0.02	0.01	0.01
Chlorides (mg/L)	81.52	517.36	30.75
Phosphorus (mg/L)	0.32	0.34	0.28
pH	7.25	7.17	8.00
PAH (µg/L)	1.41* 2.19**	1.00* 3.29**	0.85* 1.54**
MES (mg/L)	165.27	447.43	104.96

*Carcinogenic PAH

**Non-carcinogenic PAH

5.4 Results and Discussion

This section treats this paper as a case study illustrating the methodological framework developed in the previous paper (Pierre et al., 2025, submitted). The objective is to make the systemic tool operational and to verify its applicability using real data collected in the field. The problem-solving process is organized into a series of steps, similar to a solution manual. Each equation corresponds to one functional block of the systemic chain (pretreatment, retention, infiltration, and treatment). Their sequential application provides a comprehensive view of BMP performance as a set of interrelated processes rather than isolated hydraulic metrics. First, once the necessary data had been identified, it was integrated into the tool, in order to evaluate the technical and environmental performance of the experimental site. Second, for technical performance, performance rates were

obtained and compared to the performance thresholds set in standards and regulations (minimum, average, maximum), in accordance with the performance criteria set out in Table 4.2 of the previous paper (Pierre et al., 2025, submitted). Thirdly, for environmental performance, the concentration of each compound was compared to the permissible threshold, in accordance with health regulations No. 2008-47 and No. 2013-57 of the Montreal Metropolitan Community (CMM, 2019a; CMM, 2019b). The percentage of compliance with standards and regulations was then obtained. Table 5.6 presents the results of the technical global performance of the basins. These results are also illustrated graphically in Figure 5.4 for global technical performance. The systemic approach enhances the interpretation of these results by enabling each hydrological function retention, infiltration, and treatment to be examined individually while also understanding their combined effect on overall BMP performance. This multi-functional perspective provides added clarity compared to traditional single-metric evaluations and strengthens the interpretation of the Papineau Avenue results.

For both types of vegetated retention cells and bioretention, cells performance was evaluated at multiple measurement points. According to City of Montreal regulations, 97 rainfall events from 2018 to 2020 were considered for technical performance, with an emphasis on rainfall events of 19 mm or less. Regarding the global technical performance of vegetated retention, RV-8-9-M2 had the best performance at 85.98%, while RV-10-11-M3 had the lowest performance at 80.20%. In terms of global technical performance, basin B-29-30-M10 performs the worst (83.21%) among bioretention basins, while basin B-21-22-23-M8 performs the best (85.23%).

It is possible to determine that the vegetated retention basins and bioretention basins at the Papineau site are all operating effectively by contrasting these findings with the performance standards outlined in the guidelines and regulations. In terms of technical performance, the results indicate that vegetated retention basins outperform bioretention basins on the majority of measures. The first measurement point, RV-3-4-M1, for instance, has an outstanding score of 85.05%, exceeding all bioretention entries, which vary by about 85% with only minor variance. This suggests that the vegetated retention basin is more technically robust overall.

Table 5.6 Technical site performance results

Measuring points	Technical performance
	%
RV-3-4-M1	85,05
RV-8-9-M2	85,98
RV-10-11-M3	80,20
RV-12-13-M4	84,91
B-21-22-23-M8	85,23
B-31-32-M9	85,18
B-29-30-M10	83,21
B-33-34-M11	84,79

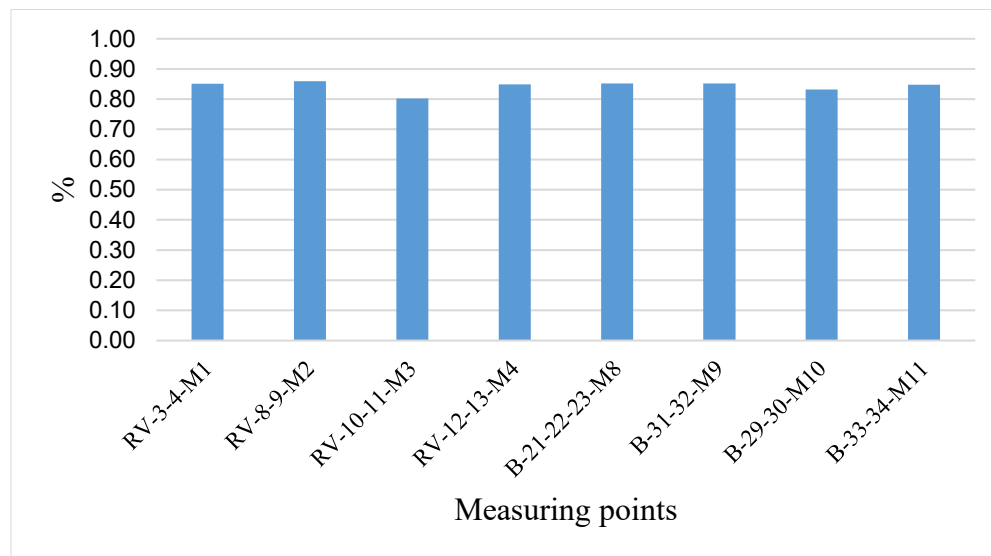


Figure 5.4 Global technical site performance

To date, only a limited number of studies allow for a direct comparison with the present work. The three studies, Maisonneuve (2021), Bond (2020), and the present one, are based on the same experimental data collected at the Papineau site between 2018 and 2020. Therefore, the differences observed do not arise from the data or the infrastructures themselves but from the evaluation frameworks and methodological objectives specific to each study.

Maisonneuve (2021) assessed the global performance of stormwater BMPs on the same site using the Analytic Hierarchy Process (AHP) method, which integrates technical, environmental, economic, and social criteria to provide a comprehensive evaluation of sustainability. In her study, technical performance values ranged from 76 % to 100 %, while global performance was

influenced by the inclusion of economic and social dimensions, leading to lower overall values (60.9 %–82.9 %).

Bond (2020), in turn, conducted hydrological monitoring and SWMM-LID modeling on two types of BMPs (bioretention and vegetated retention basins) to test the model's ability to reproduce measured flows. Her results showed high hydraulic efficiency, with approximately 91 % of monitored events exceeding the 67 % volume-reduction target, but also revealed physical limitations such as substrate clogging and drain sensitivity that affected performance during some events.

In contrast, the present study directly applies the hydraulic-continuity and pollutant-removal equations to field-measured data, thereby reflecting real operational conditions without numerical calibration or multi-criteria aggregation. The systemic approach links the actual pretreatment, retention, infiltration, and treatment functions observed in the field to assess global performance according to the infrastructure's real hydrological behavior.

Overall, the differences among the three studies lie in their analytical scope: Bond (2020) focused on numerical modeling under SWMM-LID; Maisonneuve (2021) used a multi-criteria sustainability framework integrating technical, environmental, economic, and social dimensions; whereas the present study applies direct performance equations to field observations within a systemic framework centered on technical and environmental functions. This distinction explains why the global technical performance obtained here (≈ 80 – 86 %) is narrower but faithfully represents the real, measured behavior of the infrastructures, independent of economic, social, or simulated components.

The permissible threshold values for the various pollutants are reported in Table 5.4. Thirteen metals were analyzed in the project, but only three were considered in this study. While for some metals (copper and lead) the values were below the permissible threshold (1 and 0.1 mg.L^{-1} respectively), values above the threshold were recorded for manganese (0.1 mg.L^{-1}) (CMM, 2019a). For example, in France, the thresholds permissible for manganese are 1 mg.L^{-1} if the discharge exceeds 10 g per day, while these values are 0.150 mg.L^{-1} (copper) and 0.1 mg.L^{-1} (lead) if the discharge exceeds 5 g per day (decree of February 2, 1998). In 2023, discharges from wastewater treatment facilities represented 77%, 54%, 57% and 43% of total discharges of mercury, lead, cadmium and arsenic, respectively (Environment and Climate Change Canada, 2025).

Polycyclic aromatic hydrocarbons are divided into carcinogenic and non-carcinogenic hydrocarbons (CMM, 2019b). The results showed the carcinogenic PAHs concentrations exceeded the permitted threshold ($1\mu\text{g.L}^{-1}$) except for 2020. However, non-carcinogenic PAHs were below the permitted threshold ($200\mu\text{g.L}^{-1}$) (CMM, 2019b). Kelsey (2018) evaluated the retention and fate of several micropollutants in a road runoff biofiltration facility. The results showed that the treatment demonstrated good effectiveness for contaminants primarily associated with suspended solids, such as Zn, Pb, and PAHs, for which the median reduction in event concentrations (EC50) was greater than 90% in both facilities. For metals such as Cu, Cr, and Ni, the EC50 values were greater than 70%. The effectiveness was lower and more variable for other organic micropollutants.

Regarding chlorides, the values were below the thresholds (1500 mg.L^{-1}) (CMM, 2019a). For other regions in Canada, the average concentration of total residual chlorine in the effluent did not exceed 0.02 mg.L^{-1} , if chlorine or one of its compounds was used during wastewater treatment (Minister of Justice, 2025). In addition, concentrations at the outlet of vegetated retention cells are generally lower than those at the outlet of bioretention cells. The presence of chloride peaks can be explained by the spreading of salt during snow removal (Kaushal et al. 2019).

The total phosphorus values were below the thresholds (0.4 mg.L^{-1}) (CMM, 2019a) for the three years. 10 mg.L^{-1} as a monthly average concentration is authorized in France when the maximum authorized daily flow is equal to or greater than 15 kg/day (decree of February 2, 1998). It was already reported that sewage effluents presented a high risk of eutrophication (Jarvie et al. 2006).

For the MES, all the values exceeded widely the thresholds (30 mg.L^{-1}) in Montreal, while in other regions in Canada, the permissible value is 25 mg.L^{-1} (Minister of Justice, 2025). In France, 100 mg.L^{-1} if the maximum daily flow authorized by the decree does not exceed 15 kg per day , 35 mg.L^{-1} above that level, 150 mg.L^{-1} in the case of lagoon treatment (decree of February 2, 1998). The pH values were in the range of the thresholds (6-9.5) (CMM, 2019a).

Pierre et al. (2025, submitted) classed the pollutants in wastewaters taking into account different criteria such as toxicity, persistence, bioaccumulation, scale of impacts, reversibility and the particularities of the sanitation system in Montreal in decreasing order of negative impacts on the environment as follows: heavy metals > ammoniacal nitrogen > nutrients (nitrates and phosphates) > pathogenic microorganisms (bacteria, viruses, protozoa) > organic micropollutants (medicines

and body care products) > organic matter (high BOD/COD) > microplastics > hydrocarbons and oils.

Based on the results, the system removed almost all the pollutants except a heavy metal, manganese, and the MES. The environmental performance of the system is average; the effluents must be discharged to wastewater plants before being released into the environment. It has been reported that manganese at high concentrations can have adverse health effects, particularly on the neurological development of children. The new standard for manganese in Quebec region in drinking water is set at 0.12 mg/L since June 21, 2024 (Ministère de l'environnement de la lutte contre les changements climatiques, de la faune et des parcs, 2025).

Overall, the results confirm that the systemic tool can be effectively applied to real monitoring data, which directly addresses the first objective of testing its applicability to a case study. The evaluation of both technical and environmental dimensions, meets the second objective by demonstrating the capacity of the methodology to provide a comprehensive picture of BMP functioning. Moreover, the identification of variations in performance between BMP types, as well as the limits related to certain pollutants and to data availability, anticipates the third objective of highlighting the tool's limitations. A justified explanation for these limitations can be drawn directly from the results. The differences observed between bioretention and vegetated retention basins ($\approx 80\text{--}86\%$ for global technical performance) show that each type of BMP responds differently to identical rainfall conditions, which reveals the structural and hydraulic limits intrinsic to each configuration. In addition, the environmental assessment highlights clear constraints: while most metals meet regulatory thresholds, suspended solids (MES) and manganese frequently exceed permissible limits, indicating that pollutant removal is not uniformly effective across events. Furthermore, the environmental dataset does not cover all pollutant families, such as emerging contaminants or dissolved metal fractions, illustrating the limits imposed by data availability. These elements together demonstrate that the method is able not only to evaluate performance but also to identify the operational and data-related limitations of the tool. Together, these findings complete the problem-solving sequence and provide a solid basis for the general discussion. To avoid any ambiguity, it is important to note that the technical and environmental assessments are treated separately in this study. The global technical performance corresponds to the hydrotechnical response of each installation, derived directly from field-measured inflow, outflow, and infiltration volumes. In contrast, the environmental evaluation is presented as a comparative discussion based

on the measured pollutant concentrations and their compliance with the permissible thresholds established by the Montreal Metropolitan Community (CMM 2008-47, 2013-57). These two complementary perspectives provide a complete understanding of both the hydraulic efficiency and the environmental behavior of the monitored BMPs under real conditions.

Although the tool is robust, it presents certain limitations, particularly when applied in the context of climate change or when environmental data are incomplete. Its performance assessment is based on predefined regulatory thresholds and historical rainfall records, which may not reflect future conditions marked by more frequent and intense storm events. In addition, the absence of data for specific pollutants such as emerging contaminants or dissolved metal fractions can lead to an underestimation of environmental risks.

To overcome these limitations, future developments should incorporate climate change projections rather than relying solely on historical rainfall datasets. Coupling the tool with projected rainfall intensities would make it possible to evaluate the resilience of BMPs under extreme or evolving climatic conditions. Similarly, integrating more advanced environmental assessment modules and broader pollutant datasets would reinforce the accuracy, robustness and transferability of the tool.

5.5 Conclusion

This paper presented the application of an innovative tool designed to assess the global technical performance and environmental performance of stormwater management infrastructures through a real case study. The tool was applied to a fully documented test site along Papineau Avenue in Montreal, consisting of 24 bioretention cells and 15 vegetated retention basins. The 3 objectives defined at the outset of the paper were successfully achieved. First, the applicability of the methodology developed in the companion paper (Pierre et al., 2025, submitted) was demonstrated under real operational conditions. Second, the tool enabled a detailed evaluation of the global technical and environmental performance of the BMPs, revealing differences between bioretention and vegetated retention systems. While several installations achieved high global technical performance, the environmental assessment showed only moderate performance, as suspended solids and manganese frequently exceeded regulatory thresholds. Third, the discussion highlighted the methodological limitations and data constraints, identifying opportunities for future improvements.

The choice of this study site was justified by the availability of extensive monitoring data, which provided a robust foundation for testing the reliability and reproducibility of the tool. The results confirm its ability to accurately assess system behaviour, support performance monitoring, and anticipate operational failures or maintenance needs. Beyond quantitative assessment, the systemic framework also enables linking the measured technical and environmental performance of each BMP to its operational condition, thereby identifying maintenance needs when one or more functions fall below the regulatory thresholds.

Overall, the tool proved to be a practical and accessible decision-support instrument for infrastructure managers. It provides a unified and comparable framework for evaluating the global performance of stormwater management systems.

Finally, this approach shows strong potential for broader application. It could be deployed in other urban contexts or at the neighbourhood scale to support the planning, maintenance and long-term resilience of green stormwater infrastructure. Future work will focus on extending the proposed framework by integrating economic and social performance dimensions, as well as by applying the tool to additional urban sites and climatic contexts to further assess its robustness, scalability, and transferability. Further developments will also aim to improve data acquisition strategies and automation in order to enhance long-term performance monitoring and decision support.

CHAPITRE 6 ARTICLE 4: IMPLEMENTATION OF A MAINTENANCE PLAN FOR STORMWATER MANAGEMENT INFRASTRUCTURES USING THE SYSTEMIC METHOD

Pierremann-Fils Pierre^a, Rose-Michelle Smith^a, Samuel Pierre^b and Musandji Fuamba^a

^a Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada.

^b Department of Computer and Software Engineering, Polytechnique Montréal, Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada.

Article accepté le 05 janvier 2026 à la revue « Journal of Water Management Modeling »

Abstract

Urban stormwater management is essential for limiting flooding, protecting ecosystems and ensuring infrastructure durability. However, the long-term effectiveness of these systems depends heavily on an appropriate maintenance strategy. This paper develops a preventive maintenance plan based on a systemic approach, aimed at enhancing the sustainability and performance of stormwater management infrastructures, particularly bioretention basins. The approach adopted breaks down each infrastructure into critical sub-components, assesses their performance according to specific criteria, and then recommends maintenance actions based on observed results. A case study of four basins in Montréal revealed performance levels ranging from 83.21% to 85.23%, indicating the need for regular inspections, continuous monitoring and a medium priority for intervention. The results support the effectiveness of the systemic method for prioritizing interventions and anticipating deterioration, ensuring optimal and sustainable infrastructure management. This research proposes a structuring framework, offering municipal managers a decision-making tool tailored to address the growing challenges posed by urbanization and climate change. It demonstrates the practical effectiveness of the systemic approach in an operational urban stormwater context.

6.1 Introduction

Stormwater management infrastructures play a fundamental role in preventing urban flooding and protecting water quality in the context of urbanization and climate change (Andrieu et al. 2017;

Gougeon 2023; Moravej et al. 2025; Oppliger et al. 2023; Sebti 2016). These solutions are known under different names depending on the country, the water management objective, and the application context (Fletcher et al. 2014). Bioretention basins, also known as rain gardens, are shallow landscaped depressions that are filled with vegetation and engineered soil. Their purpose is to collect and treat stormwater runoff from small contributing surfaces (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et Parcs [MDDEFP], 2014). To transfer infiltrated water to the storm or combined sewer network, certain bioretention systems might have a perforated underdrain. In order to prevent soil erosion, improve water retention, encourage vegetation growth, and aid in the breakdown of organic matter, they are frequently covered with a layer of mulch (Maisonneuve, 2021). However, their long-term effectiveness depends on the implementation of a rigorous maintenance plan designed to preserve hydraulic performance, ensure pollutant removal, and prevent functional degradation (Sauve et al. 2014). Inadequate maintenance can lead to a reduction in hydraulic and purification performance, thereby increasing environmental and structural risks (Verge 2020).

The systemic approach provides a robust framework for assessing long-term maintenance conditions of these infrastructures within complex urban environments where fragmentation of land use disrupts the natural hydrological cycle (Néel et al. 2016). This approach facilitates the integration of multiple components and interactions within the system to gain a better understanding of their long-term functioning (Flaux 2017). Thus, a maintenance strategy based on a systemic approach can guarantee the sustainability and efficiency of stormwater management structures in an urban context, including bioretention (Perez-Pedini et al., 2005).

The main objective of this study is to establish an effective maintenance strategy for stormwater management structures in an urban environment, particularly bioretention basins. Specifically, this research aims first to decompose a stormwater management structure into its various components using a systemic approach. Second, it seeks to assess the current performance of the structure according to pre-established criteria. Performance assessment is conducted not as an end in itself, but as a basis for establishing a preventive maintenance strategy. Finally, to propose an appropriate maintenance plan to prevent potential failures.

This study is based on the analysis of four bioretention basins located on Papineau Avenue in Montréal. These basins, identified under the codes B-21-22-23-M8, B-31-32-M9, B-29-30-M10

and B-33-34-M11, constitute a representative sample for the application of a systemic maintenance methodology. The four monitored bioretention basins drain a combined area of about 0.2 ha ($\approx 2,000 \text{ m}^2$).

To give a visual representation of the location and its urban setting, Figure 6.1 shows an example of one of the basins under study (B-29-30-M10).



Figure 6.1 Example of a bioretention basin (B-29-30-M10) located along Papineau Avenue, Montréal. Source: adapted from Maisonneuve (2021), image extracted from Google Earth

6.2 Methodology

The methodology adopted is based on a systemic approach integrating several stages to assess the maintenance conditions of bioretention basins. The methodology consists of several phases: identification of system components, performance evaluation according to specific criteria, development of a structured maintenance plan and proposal of intervention strategies. By integrating these stages, the systemic approach enables us not only to diagnose potential failures but also to suggest maintenance practices through proactive and adaptive infrastructure management.

6.2.1 Identification of system components

Each bioretention pond is broken down into various sub-components, including stormwater storage capacity, infiltration capacity, vegetation condition, hydrocarbon contamination, sediment contamination and heavy metal contamination. As shown in Figure 6.2, a logical representation of the interactions between these components is created to enhance the understanding of their interdependence.

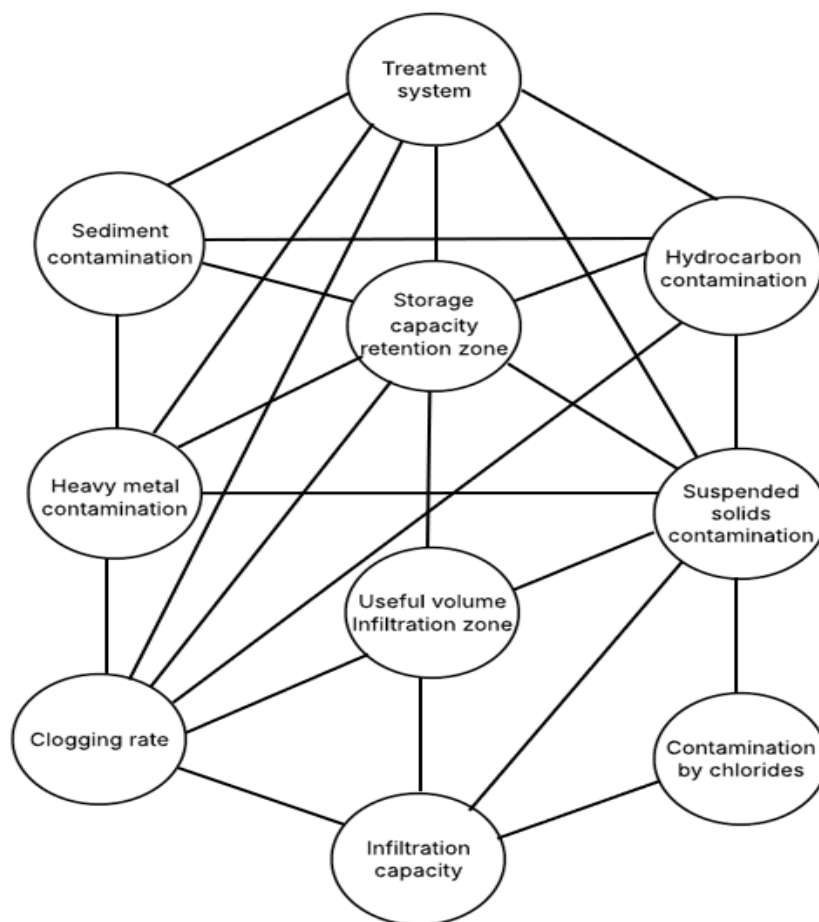


Figure 6.2 Conceptual systemic diagram of the system, illustrating the main components and their qualitative interactions

Figure 6.2 illustrates the systemic interactions between performance indicators and influencing factors in stormwater best management practices (BMPs). Treatment systems are directly connected to storage capacity, suspended solids contamination, and hydrocarbon contamination, reflecting their dual role in hydraulic retention and pollutant removal. The storage and retention zone is central within the system, linking to the useful infiltration volume, infiltration capacity, and multiple contaminant pathways, including sediments, heavy metals, hydrocarbons, suspended solids, and chlorides. The useful infiltration volume directly regulates infiltration capacity while being affected by clogging processes that progressively reduce available storage and percolation potential. Infiltration capacity is connected to clogging rate, useful volume, and chloride contamination, highlighting its sensitivity to both physical obstruction and chemical stressors. The clogging rate represents the cumulative effect of sediment deposition, heavy metal accumulation, and infiltration decline, indicating the loss of soil porosity over time. Sediment and heavy metal

contamination are strongly interrelated, as fine particles act as carriers for metals, enhancing their retention in the filtering media. Similarly, hydrocarbons and suspended solids are mutually connected through co-transport mechanisms. Chloride contamination further exacerbates clogging and suspended solids accumulation by altering soil structure and reducing hydraulic conductivity. Altogether, these interactions demonstrate the systemic nature of BMP performance, where multiple hydrological and physico-chemical pathways converge to drive maintenance needs and long-term functionality.

6.2.2 Assessment of current performance

To evaluate the runoff retention rate, in accordance with the law of continuity, Equation 6.1 proposed by Khan et al. (2012a) is recommended.

$$V = \left(1 - \frac{V_{\text{out}}}{V_{\text{in}}}\right) 100\% \quad (6.1)$$

Where:

V: variation in runoff volume (%).

V_{out} : volume of runoff leaving the BMP during the rainfall event (m^3).

V_{in} : volume of runoff entering the BMP during the rainfall event (m^3).

To evaluate peak flow reduction as a performance indicator, Equation 6.2 from Khan et al. (2012a) is used.

$$P_{\text{pf}} = \left(1 - \frac{Q_{\text{out}}}{Q_{\text{in}}}\right) 100\% \quad (6.2)$$

Where:

P_{pf} : performance of peak flow (%).

Q_{in} : maximum runoff flow entering the BMP during an event (m^3/s).

Q_{out} : maximum rate of runoff leaving the BMP during an event (m^3/s).

To evaluate the performance in response to small rains (P_{sr}), Equation 6.3 is applied:

$$P_{\text{sr}} = \left(\frac{N_{\text{effective}}}{N_{\text{total}}}\right) 100\% \quad (6.3)$$

Where:

$N_{\text{effective}}$: refers to the number of rainfall events with a return period of less than one year that were successfully managed by the system, meaning that no overflow occurred and all inflow was infiltrated or retained on site within the same day of the rainfall event.

N_{total} : total number of such events observed. This reflects the system's responsiveness to small, frequent rains.

Small and frequent rains are considered equivalent to small rainfall events, defined as having an intensity greater than a trace but not exceeding 2.5 mm/h and a return period of less than one year. This definition follows EPA (2021) recommendations, which emphasize the importance of evaluating basin performance under frequent minor events. Although these storms are often overlooked compared to extreme events, they account for a significant share of the annual runoff volume. Assessing the capacity of BMPs to manage them effectively is therefore essential to evaluate their overall responsiveness and maintenance needs.

In this study, small and frequent rainfall events defined as having an intensity greater than a trace and not exceeding 2.5 mm/h, with a return period of less than one year are used to assess the operational performance of BMPs under recurrent hydrologic conditions. These events are associated with the P_{sr} indicator and represent the actual functional behavior of the system during routine rainfall conditions. In contrast, the 19 mm rainfall depth corresponds to the regulatory criterion established by the City of Montréal, which requires stormwater infrastructures to fully retain or infiltrate any rainfall event equal to or below 19 mm on site. This regulatory threshold is therefore not used to characterize small rainfall events, but rather to evaluate compliance with municipal design objectives under standardized performance conditions. This distinction makes it possible to capture both the operational performance under frequent rainfall conditions and the compliance with design requirements.

This equation is inspired by EPA (2021) recommendations, where the agency insists on the need to verify basin behavior after each rainfall event. In the context of green infrastructure management, performance cannot be judged solely based on extreme events. It is essential to assess the system's reactivity to frequent small rainfall events, which are often overlooked but responsible for a significant proportion of annual volumes. The proposed formula quantifies this capacity by

measuring the percentage of such events managed effectively (without overflow or stagnation), in accordance with the objectives defined in EPA guidelines.

To evaluate the infiltration performance (P_{inf}), Equation 6.4 is applied:

$$P_{inf} = \left(\frac{K_t}{K_0} \right) 100\% \quad (6.4)$$

Where

K_0 : initial infiltration rate (e.g., measured in cm/h).

K_t is the infiltration rate measured at later inspection times over the lifetime of the facility, relative to K_0 . A declining P_{inf} therefore indicates progressive clogging of the filter media. Values below 0.5 may signal severe loss of infiltration capacity, requiring media rehabilitation. This threshold is justified because it marks the operational limit at which the system can no longer fully infiltrate small and frequent storm events, which represents the primary design function of bioretention practices. When this capacity is no longer sustained, it indicates that clogging has progressed to a level that impairs the intended hydrologic performance of the facility. This threshold is not a regulatory standard but a functional reference based on observed degradation patterns in infiltration performance under operational field conditions.

These indicators were computed for a representative set of events and through field inspections. They provide both a hydrologic and operational assessment of the basin. The maintenance plan is then adjusted accordingly to preserve high performance over time and ensure functionality during both frequent and intense rainfall.

This simple equation is inspired by the discussion of Davis et al. (2009) on the progressive clogging of filter media as a critical factor in the diminishing performance of bioretention basins. Although the paper does not propose a quantitative formula, it suggests monitoring the evolution of permeability to anticipate functional loss. The ratio K_t/K_0 can thus be used to quantify the degree of clogging, and guide preventive maintenance decisions (substrate replacement, aeration, etc.).

The total performance (P_t) is evaluated using Equation 6.5, which incorporates all the partial performances.

$$P_t = \frac{w_1 \cdot P_{pf} + w_2 \cdot P_{sr} + w_3 \cdot P_{inf}}{w_1 + w_2 + w_3} \quad (6.5)$$

Where:

w_1 to w_3 : relative weights assigned to each criterion, according to their importance in the design or purpose of the project.

The approach adopted to assess total technical performance aligns with the work of Le Cauchois et al. (2025), who evaluate the effects of bioretention systems using hydrological and qualitative indicators, such as reductions of runoff volumes, peak flows and pollutant concentrations. Their methodology is mainly based on input/output analysis, reinforced by SWMM modelling. However, their evaluation framework remains focused on point or simulated efficiency measurements, without integrating an evolutionary vision of performance or an operational maintenance strategy. The present study distinguishes itself by adopting a systemic approach, considering not only immediate hydraulic efficiency but also component degradation dynamics (infiltration, clogging, vegetation, etc.) and differentiated maintenance requirements. Equation 6.5 thus enables a weighted aggregation of several performance dimensions, including the management of small rainfall, which are often underestimated in traditional approaches.

6.2.3 Bioretention performance criteria

As shown in Table 6.1, current performance is assessed according to specific criteria defined in the scientific literature. Basin performance is quantified based on monitoring data and compared with corresponding performance thresholds that indicate the level of maintenance required from immediate repair to continuous monitoring or routine observation, under a temperate-cold urban climatic context (reference: Papineau, Montréal).

Table 6.1 Performance criteria for bioretention basins (Schueler, 2008; Lloyd et al.2002; Dietz and Clausen, 2006)

Infrastructure	Performance criteria		
	Minimum (%)	Average (%)	Maximum (%)
Bioretention	73	81.5	99

The performance thresholds presented in Table 6.1 are empirical ranges derived from the scientific literature on bioretention. They are used here for illustrative purposes as part of a technical performance evaluation referential. Contrary to assertions in earlier versions, Schueler (2008) does not explicitly propose minimum or maximum performance. Instead, he presents observed performances based on the presence or absence of underground drains. In his surveys, values

typically vary between 40% and 80%, depending on the type of structure and local conditions. Most importantly, this work highlights the variability of the results, justifying a cautious contextualization of the thresholds used, meaning that they should be interpreted as indicative benchmarks and adapted to site-specific factors such as soil conditions, drainage configuration, design features, and maintenance levels rather than applied as rigid standards.

The threshold values in Table 6.1 are based on a critical selection of empirical studies deemed representative:

- 73% as the minimum performance is based on the results of Lloyd et al. (2002) for bioretention basins with drains.
- 99% as the maximum performance is from Dietz and Clausen (2006), who observed this retention level for well-designed and well-maintained bioretention basins.
- The average value of 81.5% is derived from observed operational performance rather than from an arithmetic calculation between the minimum and maximum thresholds. Rather, it represents an indicative average based on empirical observations reported in the scientific literature. Field studies conducted on stabilized and properly maintained bioretention systems, such as the study by Bond (2020) in Montréal, have reported average hydrologic efficiencies of approximately 84%. These results support the use of 81.5% as a representative reference value to characterize the typical performance of bioretention infrastructures under real operating conditions.

It is important to stress that these thresholds were selected for their severity and frequency of occurrence in field studies in urban environments with similar issues (Ermilio 2005; Rushton 2002; Van Seters et al. 2006). Among the literature reviewed, some works (Sharkey 2006; Passeport et al. 2008) report significantly lower performance levels ranging from 20% to 50%. Particularly for poorly maintained systems or those in the early stages of operation. Such cases were excluded from our reference range, as they do not reflect the expected behaviour of stabilized and monitored Infrastructures, such as those on Papineau Avenue.

In this study, the thresholds presented in Table 6.1 are used as indicative reference points to interpret the performance criteria. Values close to the minimum threshold indicate the need for corrective or rehabilitative actions; values around the average threshold reflect satisfactory functioning that

requires continuous monitoring; and values near the maximum threshold denote optimal performance, where only routine observation is necessary.

Finally, these thresholds should be understood as guide values that place the observed technical performance within a realistic range, rather than as normative criteria. This framework can be adjusted in other studies according to local specificities, functional objectives, and temporality. In practice, such adjustments should consider local site conditions (e.g., soil type, climate, hydrology), the functional objectives defined by the municipality (e.g., peak flow reduction, pollutant removal, resilience targets), and the temporal scale, including the maturity of the system and its monitoring history.

On this basis, the maintenance needs are directly inferred from the thresholds in Table 6.1 and 6.2: values < 73% call for urgent rehabilitation, values in the 73–85% range require regular inspections and procedural updates, and values > 85% justify routine observation.

The reference framework of Table 6.1 is expanded to accommodate various operational and climatic conditions by the modified thresholds shown in Table 6.2. These threshold values are the outcome of a process-based conceptual framework that takes into account how operational and climatic stressors affect the internal functioning of bioretention systems, rather than being drawn from a single empirical dataset. Infiltration capacity, clogging dynamics, and hydraulic response are all altered by variables like rainfall variability, road-salt inputs, and freeze-thaw cycles, as several studies have shown (Davis et al. 2009; Gougeon et al. 2023; Roy-Poirier et al. 2010). The EPA's (2021) recommendations, which stress the need to tailor performance indicators to local environmental conditions, are in line with this interpretation. The Wet Weather Flow Management Guidelines of the City of Toronto (2006) take a similar adaptive stance, stating that performance goals should be interpreted loosely and modified in accordance with regional operational and climatic circumstances. Therefore, rather than being set normative values, the thresholds in Table 6.2 are suggested as adaptive analytical benchmarks. The equilibrium between renewal processes (like infiltration recovery, vegetation regeneration, and substrate aeration) and degradation processes (like clogging, compaction, or chemical contamination) determines basin performance from a systemic standpoint. Depending on operational and climatic limitations, this balance changes in different ways.

Table 6.2 Adjusted performance thresholds according to climatic and operational context

Climatic / Operational context	Performance criteria		
	Minimum (%)	Average (%)	Maximum (%)
Temperate humid, separated sewer system	75	83	98
Tropical or subtropical humid climate	68	80	96
Semi-arid or arid climate	72	85	98

The thresholds shown in Table 6.2 are conceptual benchmarks based on performance ranges reported in North American stormwater guidance documents, such as the EPA guidance for arid and semi-arid regions, the Minnesota Stormwater Manual (climate cold/temperate), and the Chesapeake Stormwater Design Specification No. 9 (humid subtropical/tropical). They are not derived from a single guideline. The adaptive thresholds used in this study are supported by these sources, which show that BMP performance varies greatly depending on operational and climatic conditions.

Degradation is slowed in temperate humid regions with separated sewer systems because there are no freeze-thaw or salt-related stressors. The slightly higher expected performance (75%, 83%, 98%) results from the more even distribution of hydraulic loads throughout the year. Rainfall is more common in tropical or subtropical regions as brief, heavy downpours. Here, rapid surface saturation and transient overflow, rather than clogging, limit infiltration. Therefore, rather than system inefficiency, the lower thresholds (68%, 80%, and 96%) reflect hydrologic constraints. Although rainfall is rare in semi-arid and arid environments, the dry, porous substrate frequently results in high initial infiltration rates. Long dry spells, however, cause surface sealing and a brief decrease in soil wettability, which lowers initial infiltration until the substrate is rehydrated. The slightly lower minimum threshold (72%) and higher average (85%) after the system stabilizes can be explained by this dynamic.

These theories are based on hydrologic reasoning, which holds that different stressors imposed by different climates have distinct effects on internal system functions. The suggested thresholds represent tenable and physically consistent performance ranges by connecting functional responses (infiltration, retention, regeneration) with physical causes (temperature variation, rainfall intensity, soil moisture regime). They reinforce the scientific soundness and systemic coherence of the

suggested framework by acting as analytical standards that can be improved and empirically verified in subsequent research.

6.3 Results

A systemic approach was used to assess the four bioretention basins' technical performance. The four monitored bioretention basins (B-21-22-23-M8, B-31-32-M9, B-29-30-M10, and B-33-34-M11) are situated along Papineau Avenue in Montréal, as depicted in Figure 6.3. The Curotte–Papineau combined sewer catchment includes this urban corridor.

Table 6.3 lists the attributes of the four bioretention basins. They perform between 83.21% and 85.23%. Table 6.4 presents the results in detail.

Table 6.3 Characteristics of the 4 basins

Bioretention basins	Length	Width	Depth	V _{in}	V _{out}
	M	M	M	m ³	m ³
B-21-22-23-M8	83,71	3.5	0,78	1174,81	4,35
B-31-32-M9	55,88	3.5	0,78	528,16	55,9
B-29-30-M10	58,58	3.5	0,78	1214,77	144,11
B-33-34-M11	55,47	3.5	0,78	872,46	97,06

In Table 6.3, V_{in} and V_{out} correspond to event-based volumes derived from monitoring data, i.e., the total inflow and outflow observed during the rainfall events analyzed for each basin.

Table 6.4 Performance of the 4 bioretention basins

Bioretention basins	Performance (%)
B-21-22-23-M8	85,23
B-31-32-M9	85,18
B-29-30-M10	83,21
B-33-34-M11	84,79

The performance values in Table 6.4 represent the average results calculated over the monitoring period 2018–2020 on Papineau Avenue, covering approximately two and a half years of data and several dozen rainfall events. During this period, only rainfall events of 19 mm were considered, in accordance with the City of Montréal's regulation.

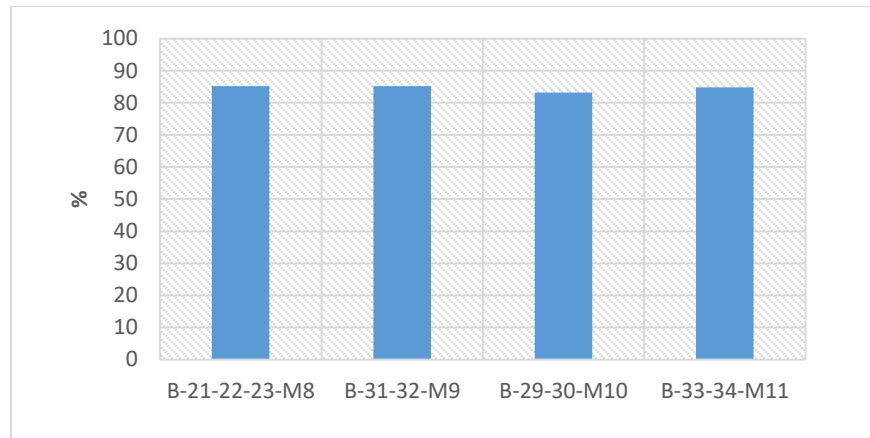


Figure 6.3 Performance of the 4 bioretention basins

The weights assigned to the performance criteria were defined to reflect the functional priorities specific to the context in which the infrastructures were installed, i.e. Papineau Avenue in Montréal. More specifically, a weight of $w_1=0.4$ was assigned to the reduction of peak flows because the sector is connected to a combined sewer system, where hydraulic overloading constitutes a major risk of overflow. This priority also aligns with the municipal logic of controlling upstream volumes, as recommended in the City of Montréal Master Plan for Stormwater Management. A second weight of $w_2=0.4$ was assigned to infiltration capacity due to northern climatic conditions. Indeed, the performance of bioretention cells can decline rapidly during freeze/thaw cycles due to substrate clogging, soil compaction and road salt accumulation. Maintaining sustainable infiltration is therefore a critical issue to ensure the functional longevity of the system, as confirmed by previous performance monitoring (Autixier et al. 2014). Finally, small rainfall management, while relevant for dissolved pollutant control and slow recharge, was weighted at $w_3=0.2$ to reflect its secondary role in the project's operational priorities, which are primarily aimed at reducing critical volumes during intense events. It may be revised for other contexts where performance objectives differ (e.g. rural locations, absence of combined network, priority given to water quality). In practice, these weights are not universal and should be adapted to local conditions. For example, in regions without combined sewers, water quality may be given greater importance, while in warmer climates without freeze thaw cycles, infiltration capacity may be weighted less. This flexibility ensures that the framework can guide maintenance strategies across diverse urban and regional contexts.

The 4 basins with performance levels between 83.21% and 85.23% fall into the category of infrastructure requiring regular inspections, procedural updates, and performance data monitoring, as described in the methodology.

It is important to emphasize that the results obtained must be interpreted within the specific context of the study. Any change in the selection of evaluation criteria or variation in their weighting could impact the overall technical performance of the bioretention basins. Furthermore, fluctuations in individual performance for example, by modifying the number of small rainfall events considered or by adopting a different interpretation of the data could also lead to a reassessment of the overall technical performance. These considerations confirm that the framework should be applied as a flexible tool rather than a rigid standard, with adjustments made according to the functional objectives and environmental conditions of each site.

Finally, these results confirm the relevance of the systemic approach to infrastructure analysis, which facilitates the identification of targeted maintenance needs based on observed performance levels. The method enabled us not only to establish a hierarchy of intervention priorities but also to propose an appropriate maintenance plan.

6.4 Developing a maintenance plan

Considering the results obtained, which highlight the relevant performance of the bioretention basins studied, it is essential to adopt a structured maintenance plan to preserve and enhance these performance levels over the long term. The proposed plan, based on a systemic approach, organizes preventive maintenance actions according to identified performance thresholds. For each measure, it provides details on the intervention frequency, priority level, specific actions required, and their technical justifications. Table 6.5 lists all the recommended maintenance measures to ensure the long-term durability and operational efficiency of the infrastructure.

Table 6.5 Maintenance plan including performance levels and justifications

Performance observed	State of the infrastructure	Recommended actions	Priority for intervention	Technical justification	References
> 90 %	Optimal	Monthly visual inspection	Low	Ensures that everything is running smoothly with no signs of deterioration.	EPA (2016) EPA (2021) Erickson et al. (2010)
76% – 89%	Functional, but with signs of wear	Twice-yearly inspection of inlets/outlets and drainage system	Medium	To prevent debris build-up, maintain infiltration rate.	EPA (2021) EPA (2016)
≤ 75 %	Significant degradation	Full technical inspection + immediate repairs	Important	Critical performance level, may compromise water management.	EPA (2021)
Sediment or vegetation obstructing the drains	Partial to severe obstruction	Thorough cleaning and local refurbishment if necessary, once per year	Important	Risk of localized flooding or water stagnation.	EPA (2016) EPA (2021)
Filtering soil degradation (clogging)	Decrease in infiltration capacity	Filter substrate replacement or regeneration	Important	Clogging drastically reduces cell performance.	EPA (2016) EPA (2021)

It should be noted that the apparent difference between monthly inspections for >90% performance and twice-yearly inspections for 76–89% performance reflects a functional differentiation in maintenance: monthly visual checks (low-intensity, preventive) vs. biannual technical inspections (higher-intensity, corrective).

At high performance levels (>90%), degradation processes remain minimal, and the system is still self-regulating: infiltration, vegetation, and drainage operate near their optimal capacity. Monthly inspections in this range are therefore limited to light, visual checks intended to detect early warning signals such as surface sediment accumulation, localized clogging, or vegetation stress before any measurable decline occurs. These preventive observations are justified by the non-linear

nature of degradation in stormwater systems, where minor disturbances can rapidly escalate into functional losses if not addressed promptly. Preventive monitoring thus acts as a low-intensity feedback loop, maintaining system stability with minimal intervention cost.

In contrast, the twice-yearly inspections recommended for basins with 76–89% performance correspond to corrective technical interventions. These systems already exhibit partial wear, requiring focused examination of hydraulic structures, inlets, and outlets to remove accumulated sediments and restore infiltration capacity. Such inspections are more resource-intensive, involving specialized equipment and partial access to subsurface components, which justifies a lower frequency. From a systemic perspective, this second level of maintenance represents a higher-intensity corrective loop aimed at re-establishing equilibrium once degradation has begun to alter the system's performance.

Accordingly, the differentiation in inspection frequency is not arbitrary but grounded in the systemic behavior of the infrastructures: preventive monitoring dominates in the stability domain, while corrective maintenance is triggered in the controlled degradation domain.

The last two items in Table 6.5 (drain obstruction and filter media clogging) are not performance objectives but operational issues identified during field inspections. They are assessed qualitatively rather than through monitoring indicators, in line with EPA guidelines. While related to infiltration performance (P_{inf}), clogging is treated separately as it reflects the physical degradation of the filter substrate observed in the field, which can explain a decline in P_{inf} and requires targeted maintenance.

The performance results of the four bioretention basins, ranging from 83.21% to 85.23%, indicate technically satisfactorily functioning. However, these results all within the intermediate performance zone, which signals a moderate risk of progressive degradation. The maintenance recommendations proposed in this study are not based on theoretical assumptions; but they are directly derived from the interpretation of the measured performance levels specific to this case. The recommendation to conduct two technical inspections per year (spring and autumn) for the drainage systems and inlet/outlet structures is based on a logic adapted to the annual operating cycle of bioretention basins in a northern climate. Spring follows snowmelt, which may result in sediment accumulation, while autumn precedes the freeze-up period and provides an opportunity to assess the condition of the structures before winter. This inspection schedule is thus strategically timed at the most critical periods of the year, without being excessive. A single annual inspection

would be insufficient to detect and address problems linked to the two primary stress seasons, whereas three or four inspections would impose a workload that may be unsustainable for technical teams without demonstrated added value. In this sense, the proposed frequency is both reasonable and targeted, while remaining operationally feasible. As it corresponds to the level of risk inferred from the measured results without overburdening human or financial resources. It is therefore a balanced measure, grounded in the observed facts of the case study and the expected functioning of the infrastructure under real operational conditions.

Furthermore, the 75% threshold, which is assigned to bioretention basins that rely on full infiltration, is established as a critical level of technical performance. It serves as an operational alert point at which inspection or maintenance intervention becomes necessary. In this study, performance below 75% is considered critical, as it likely indicates a significant decline in system effectiveness, particularly in infiltration capacity and flow regulation. This threshold is not derived from a formal standard but is established as an operational reference based on the expected performance objectives and hydraulic risks identified in the local context. As such, it acts as a buffer zone, preventing rapid and costly deterioration if these issues are left unaddressed.

In the specific context of Avenue Papineau in Montréal, this threshold is particularly justified by the constraints associated with northern climates: repeated freeze–thaw cycles, heavy winter inputs of salt and sand, and the vulnerability of vegetation to harsh conditions all contribute to accelerated degradation of infiltration and retention performance. Furthermore, the bioretention basins are located in a densely built-up area and are connected to a combined sewer network, which increases the importance of maintaining high performance levels to limit overflows during storm events. In this context the 75% threshold allows for preventive intervention before the infiltration and regulation functions are significantly compromised.

However, this threshold should not be interpreted as a universal standard. In regions with more temperate climates, where freezing is not an issue, or for systems equipped with efficient subsurface drainage, a lower threshold (e.g., 65%) might be acceptable without compromising overall functionality. Conversely, in highly constrained environments or for aging infrastructure, a higher threshold (e.g., 80%) may be justified to maintain consistent service levels. More broadly, the adjustment of thresholds should follow local conditions and priorities: in tropical climates, water quality objectives may justify stricter criteria; in semi-arid regions, thresholds may

emphasize infiltration and groundwater recharge; while in municipalities with limited technical resources, thresholds should balance performance objectives with operational feasibility. This flexibility ensures that the 75% reference adopted here remains a pragmatic guideline, while providing a transferable framework for adapting maintenance strategies across diverse regions.

6.5 General discussions

The results obtained in this research reveal a significant performance of the bioretention basins analyzed on Papineau Avenue in Montréal, with values ranging from 83.21% to 85.23%. These performances far exceed the minimum level of 75% and are in the upper range of results reported in the scientific literature, requiring a medium priority for intervention. In comparison, Ahiablame et al. (2012) documented the variable effectiveness of bioretention basins, with a reduction in runoff volume and peak flow ranging from 40% to 97%, revealing a wide dispersion in performance depending on the context (Hunt et al., 2006; Smith & Hunt, 2007). Similarly, work by Davis (2008) and Hunt et al. (2008) showed median peak flow attenuations of 52% and 99.6% in basins located in Maryland and North Carolina, USA, respectively. More locally, Blond (2020) measured a retention performance of 84% in Montréal, which is very close to that observed in the present research. Le Cauchois et al. (2025) evaluated the effectiveness of bioretention cells and observed, for modeled events, peak flow reductions ranging from 30 to 34.5% and runoff volume reductions between 30 and 39%. For their part, Autixier et al. (2014) reported a reduction in runoff volume ranging from 13 to 62%, while Géhéniau et al. (2014) highlighted an average retention rate of 59.7% during warm seasons.

Figure 6.2 illustrates the systemic conceptual diagram used in this study. It provides an overview of the main components of the system (e.g., contaminants, storage/retention, infiltration, clogging, vegetation) and highlights the qualitative interactions among them. The diagram plays a structuring role by clarifying how the different factors considered in the methodology are interrelated and integrated into a coherent decision-making framework. As such, the figure serves as a conceptual reference that supports the reproducibility of the proposed approach and its potential application in other stormwater infrastructure management contexts.

It should be noted that Figure 6.2 is not an operational flowchart describing sequential steps or direct prioritization of interventions. Instead, the prioritization is derived later from the quantitative indicators and thresholds (Equations 6.1–6.5; Tables 6.1–6.5).

What particularly sets this study apart, beyond the quality of the performances assessed, is the methodological approach adopted. The use of a systemic approach made it possible not only to assess technical performance but also to break down each infrastructure into critical sub-components (storage capacity, infiltration, vegetation condition, contamination, etc.). In this study, contamination was incorporated not as a separate quantitative indicator but through field observations of sediment deposition, organic debris, and road salt accumulation, which directly affect infiltration and vegetation health and are therefore considered systemic drivers of performance decline. This modeling of interactions enabled a fine, integrated, and operational assessment of the basin conditions, rarely addressed in existing literature.

It should also be noted that the low dispersion of performance between basins (less than 2% difference) suggests a degree of homogeneity in the design and operation of the infrastructures, reinforcing the credibility of the results obtained. With this method, municipal managers now have at their disposal a structuring diagnostic tool that enables them to adopt a preventive maintenance logic based on risks and data. This paradigm shift, from reactive to proactive management, is an essential lever for ensuring the sustainability of infrastructures in an increasingly complex urban context, which is marked by intensifying urbanization and climate change impacts. To situate these results within the realities of Papineau Avenue, we explicitly considered the dual pressures of urbanization and climate change. In this study, urbanization was addressed through the physical and hydraulic context of the Papineau Avenue reconstruction project, located within a densely built corridor connected to the Curotte–Papineau combined sewer basin. The project was initiated to alleviate hydraulic overload caused by rapid urban densification, which increased impervious surfaces and runoff volumes, leading to frequent sewer overflows during intense rainfall events. The bioretention basin analyzed in this study was designed as part of this strategy to mitigate the direct impacts of urbanization by promoting local infiltration, reducing peak flows, and temporarily retaining runoff before its entry into the sewer network.

Climate change was considered through operational constraints specific to northern environments, where more frequent and intense rainfall events and repeated freeze–thaw cycles directly affect infiltration performance and substrate permeability. Field monitoring conducted between 2018 and 2020 highlighted the influence of these climatic stressors on basin behavior, particularly during spring thaw and high-intensity storms. Consequently, maintaining effective infiltration and drainage capacity under these evolving climatic conditions requires continuous observation and

periodic maintenance to preserve long-term functionality and resilience. The findings of this comparative analysis and the solid results obtained at local level, reinforce the relevance of the systemic approach adopted. In addition to validating the effectiveness of bioretention infrastructures, this research proposes a structured approach to the preventive and sustainable management of stormwater infrastructures.

Finally, analysis of measured technical performance has enabled us to position the basins studied into distinct functional zones, enabling us to adopt a graduated maintenance plan based on their actual condition. Basins with a performance level over 90% are in optimum condition, showing no signs of functional deterioration. For these structures, a monthly visual inspection is sufficient to detect any potential anomalies at an early stage, in line with the recommendations of the EPA (2016, 2021) and Erickson et al. (2010). Conversely, basins whose performance is between 76% and 89%, as observed in all the bioretention basins evaluated in this study, fall into the “functional with signs of wear” category. In this case, a bi-annual inspection of the inlet and outlet devices, drainage elements and substrate is recommended to prevent debris build-up and maintain the permeability of the structures. Performance below the critical threshold of 75% is deemed inadequate, warranting a full technical inspection and immediate repairs. This performance level may compromise stormwater management objectives, particularly during heavy rainfall or potential overflows. Finally, specific measures are planned to address localized degradation identified during inspections, such as partial or total clogging by sediment or vegetation, requiring thorough cleaning, or loss of infiltration capacity due to substrate clogging, justifying replacement or regeneration of the filtering soil. These actions are prioritized according to their urgency and hydraulic impact and are part of a proactive maintenance approach based on empirical thresholds widely validated in the literature.

6.6 Conclusion

This study demonstrates the relevance of the systemic approach to the development of a maintenance plan adapted to urban stormwater management infrastructures. By dissecting bioretention basins into functional components and analyzing their performance using specific criteria, it was possible to propose differentiated maintenance strategies based on the level of performance observed.

The results of the case study revealed variability in the performance levels of the basins assessed, highlighting the importance of rigorous, personalized monitoring for each infrastructure. The use of the systemic approach not only enabled us to gain a better understanding of the overall behavior of the structures from a technical perspective but also to plan targeted preventive interventions, promoting the sustainability and efficiency of the systems.

As such, this methodology can be a valuable tool for municipal managers in their decision-making by integrating the complexity of interactions between different infrastructure components. It offers an adaptable, reproducible and scalable framework for the sustainable management of structures within the context of urban resilience.

For future work, it would be appropriate to extend the maintenance plan to other types of stormwater management infrastructures (retention basins, infiltration trenches, green roofs, etc.) and enrich the analysis with long-term data incorporating climatic, socio-economic and environmental factors.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

La gestion des eaux pluviales représente un enjeu majeur pour les villes à la grandeur de la planète, exacerbée par l'urbanisation rapide et les effets du phénomène des changements climatiques. Les infrastructures de gestion des eaux pluviales sont conçues pour réduire les impacts des eaux de ruissellement et prévenir les inondations. Cependant, la performance à long terme de ces infrastructures soulève des préoccupations importantes pour les gestionnaires de l'eau et les décideurs municipaux à travers le monde. Dans cette thèse, la possibilité d'appliquer l'approche systémique a été explorée pour évaluer la performance des infrastructures de gestion des eaux pluviales, en se basant sur 4 articles rédigés. Le présent chapitre de discussion générale vise à examiner les résultats obtenus au regard de la littérature scientifique existante. La première section porte sur le potentiel de l'approche systémique dans la gestion des eaux pluviales. La deuxième section traite la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales. La troisième section porte sur la mise en place d'un plan de maintenance et la pérennité des ouvrages de gestion des eaux pluviales. La dernière section porte sur les aspects complémentaires non explorés dans la recherche.

7.1 Potentiel de l'approche systémique dans la gestion des eaux pluviales

Tout d'abord, il est à rappeler que l'approche systémique traitée dans cette thèse au niveau de l'article 1(chapitre 3) permet de mieux comprendre les interconnexions ou les interactions entre les différentes composantes d'un système de gestion des eaux pluviales en vue d'évaluer sa performance. Contrairement aux approches traditionnelles, comme l'approche analytique et celle du suivi expérimental sur le terrain, qui se concentrent souvent sur des éléments isolés (par exemple : capacité d'infiltration, qualité de l'eau, capacité de stockage, etc.), l'approche systémique intègre ces facteurs dans un cadre global (Cambien, 2007; Maldague, 2004; Rouissat, 2012). Cette vision intégrée améliore la capacité de prédiction des performances à long terme des infrastructures et facilite ainsi des stratégies de gestion plus efficaces (Flaux, 2017; Leal-Neto *et al.*, 2006; Rouissat, 2010). La revue critique de la littérature scientifique a montré que le potentiel de l'approche systémique n'a pas été suffisamment utilisé dans le domaine de la gestion des eaux pluviales. Toutefois, cette approche est largement utilisée dans d'autres champs disciplinaires de la science comme l'éducation, la psychologie, l'économie, l'urbanisme, l'informatique, les mathématiques, la biologie, la biophysique, le marketing, la sociologie, l'ergonomie (Diemer, 2014; Fuamba *et al.*, 2023; Lecas, 2006).

Un autre apport important mis en évidence par la littérature réside dans le faible besoin en données de l'approche systémique, qui repose principalement sur l'analyse des entrées et sorties du système, ce qui la rend particulièrement pertinente dans des contextes où les données sont limitées ou hétérogènes (Bardolle, 2018). Cette caractéristique constitue un avantage notable pour les gestionnaires, en comparaison des approches analytiques ou des suivis expérimentaux nécessitant des dispositifs de mesure lourds et coûteux.

Il faut également signaler, malgré ses nombreux avantages, l'approche systémique présente certaines limites, telles que montré à l'article 1 (chapitre 3). D'abord, la complexité inhérente à l'analyse des systèmes rend son application plus exigeante en termes de modélisation (Flaux, 2017). En outre, l'hétérogénéité des contextes urbains pose un défi majeur dans la généralisation des résultats obtenus à l'ensemble des ouvrages de gestion des eaux pluviales, notamment en milieu urbain (Folke *et al.*, 2010). En effet, chaque ville ou région possède des caractéristiques hydrologiques, climatiques et réglementaires spécifiques qui influencent la performance des infrastructures (Andrieu *et al.*, 2017). Par ailleurs, la littérature souligne la nécessité d'une utilisation prudente de l'approche systémique, notamment en ce qui concerne la formulation des hypothèses dynamiques. Des informations incomplètes ou mal caractérisées peuvent conduire à des représentations biaisées du fonctionnement des systèmes et, par conséquent, à des résultats de simulation erronés (Mirchi *et al.*, 2012).

En résumé, bien que l'approche systémique présente quelques défis d'application, son potentiel pour améliorer la gestion durable des eaux pluviales est considérable dans le contexte de l'urbanisation et des changements climatiques (Dicanot, 2016). Son adoption progressive dans les pratiques d'ingénierie et les politiques d'aménagement urbain pourrait contribuer à des villes plus résilientes et mieux adaptées aux enjeux environnementaux futurs. En clair, l'approche systémique, en tant que cadre d'évaluation, a des implications profondes pour la gestion des eaux pluviales (Franck-Neel *et al.*, 2019). En permettant une évaluation holistique des infrastructures, elle fournit des informations sur les interactions entre les différents éléments du système, soulignant ainsi l'importance d'une gestion adaptative qui prend en compte ces divers facteurs.

7.2 Performances des ouvrages de gestion des eaux pluviales

L'évaluation de la performance des infrastructures de gestion des eaux pluviales dans un cadre de performance globale constitue une problématique centrale de l'aménagement urbain durable, en

raison de la multifonctionnalité de ces ouvrages et de la complexité des processus hydrologiques et environnementaux qu'ils mobilisent (Maisonneuve, 2021). Dans cette thèse, l'article méthodologique (chapitre 4) a posé les bases d'un cadre structuré d'évaluation systémique visant à dépasser les approches fragmentées traditionnellement utilisées dans la littérature. Cette démarche a d'abord consisté à identifier les principaux types d'ouvrages de gestion des eaux pluviales couramment implantés en milieu urbain, puis à les décomposer selon leurs fonctions hydrauliques et environnementales fondamentales, à savoir le prétraitement, la rétention, l'infiltration et le traitement.

Pour chacune de ces fonctions, les organes contributifs ont été explicitement identifiés et des critères de performance spécifiques ont été établis à partir des normes, guides techniques et règlements en vigueur. Cette structuration fonctionnelle a permis de formaliser un ordigramme traduisant la chaîne systémique des processus, depuis l'entrée des eaux de ruissellement jusqu'à leur rejet ou infiltration, en intégrant l'ensemble des étapes de calcul nécessaires à l'évaluation des performances technique et environnementale dans un cadre de performance globale (Pierre et al., 2025, soumis). L'outil ainsi développé a été conçu pour être opérationnel, reproductible et directement applicable à des données issues du suivi de terrain, sans recours à une calibration numérique lourde.

L'article de cas d'étude (chapitre 5) a permis de mettre en œuvre ce cadre méthodologique sur un site expérimental situé sur l'avenue Papineau à Montréal, en traitant l'étude comme une démonstration opérationnelle de l'outil systémique. Les données réelles collectées entre 2018 et 2020 ont été intégrées dans l'outil afin d'évaluer successivement les performances technique et environnementale de quatre bassins de biorétention (B-21-22-23-M8, B-31-32-M9, B-29-30-M10, B-33-34-M11) et de quatre bassins de rétention végétalisés (RV-3-4-M1, RV-8-9-M2, RV-10-11-M3, RV-12-13-M4). Chaque équation utilisée correspond à un bloc fonctionnel de la chaîne systémique, permettant d'analyser les fonctions individuellement tout en comprenant leur effet combiné sur la performance globale des ouvrages (Pierre et al., 2025, soumis).

Sur le plan de la performance technique globale, les résultats obtenus montrent que l'ensemble des ouvrages étudiés fonctionne de manière satisfaisante au regard des seuils réglementaires et normatifs applicables. Pour les bassins de rétention végétalisés, le bassin RV-8-9-M2 présente la meilleure performance technique globale (85,98 %), tandis que le bassin RV-10-11-M3 affiche la

performance la plus faible (80,20 %). Du côté des bassins de biorétention, le bassin B-21-22-23-M8 se distingue avec une performance technique globale de 85,23 %, alors que le bassin B-29-30-M10 présente la valeur la plus faible (83,21 %). Ces résultats indiquent que, dans les conditions observées, les bassins de rétention végétalisés tendent globalement à présenter une robustesse technique légèrement supérieure à celle des bassins de biorétention, bien que les écarts restent modérés.

La littérature scientifique existante analyse le plus souvent les performances des ouvrages de gestion des eaux pluviales à travers des indicateurs isolés, principalement hydrauliques. Des études antérieures ont ainsi montré que les bassins de biorétention peuvent réduire les volumes de ruissellement et les débits de pointe dans des proportions allant de 40 % à plus de 90 %, selon les contextes et les méthodologies employées (Ahiablame et al., 2012 ; Davis, 2008 ; Hunt et al., 2008). À Montréal, Blond (2020) a rapporté des performances moyennes de rétention de 72 % pour les bassins de rétention végétalisés et de 84 % pour les bassins de biorétention. Toutefois, ces études restent majoritairement centrées sur des indicateurs hydrologiques spécifiques et ne proposent pas une évaluation intégrée des fonctions multiples des ouvrages.

À ce jour, seuls quelques travaux permettent une comparaison directe avec les résultats de la présente étude. Les travaux de Maisonneuve (2021), de Bond (2020) et ceux présentés dans cette thèse reposent sur les mêmes données expérimentales collectées sur le site de Papineau entre 2018 et 2020. Les différences observées entre les résultats ne proviennent donc ni des infrastructures ni des données, mais bien des cadres méthodologiques et des objectifs analytiques propres à chaque étude. Alors que Bond (2020) s'est appuyée sur une modélisation hydrologique SWMM-LID afin d'évaluer la capacité des modèles à reproduire les écoulements observés, et que Maisonneuve (2021) a mobilisé une approche multicritère intégrant des dimensions techniques, environnementales, économiques et sociales, la présente étude applique directement les équations de continuité hydraulique et de conformité environnementale à des données mesurées, dans un cadre systémique centré sur les fonctions réelles des ouvrages.

Cette distinction méthodologique explique pourquoi la plage de performance technique globale obtenue dans cette thèse (environ 80–86 %) est plus resserrée, tout en reflétant fidèlement le comportement hydrotechnique réel des infrastructures, indépendamment de toute pondération socio-économique ou calibration numérique. L'approche systémique permet ainsi de relier

explicitement les fonctions de prétraitement, de rétention, d'infiltration et de traitement observées sur le terrain, offrant une lecture cohérente et opérationnelle de la performance globale des ouvrages.

Conformément à la structure de discussion adoptée dans le deuxième article (chapitre 4), les performances techniques ont été analysées en comparant explicitement les fonctions évaluées (rétention, infiltration) avec les approches et méthodes existantes. Alors que les études fondées sur des indicateurs hydrologiques isolés évaluent généralement ces fonctions séparément (Ahiablame et al., 2012 ; Davis, 2008 ; Hunt et al., 2008), l'approche systémique permet de les intégrer dans une lecture fonctionnelle globale, cohérente avec le fonctionnement réel des ouvrages. Cette intégration rejoint les constats de Maisonneuve (2021), tout en s'en distinguant par l'absence de pondération multicritère subjective et par l'utilisation directe de seuils techniques normatifs, ce qui renforce la robustesse opérationnelle de l'évaluation. En comparaison, les approches de modélisation hydrologique telles que SWMM-LID (Bond, 2020) fournissent des sorties détaillées (volumes, débits, délais), mais nécessitent une expertise élevée pour leur interprétation et ne proposent pas de traduction directe des résultats en indicateurs décisionnels orientés vers la maintenance.

Au-delà des valeurs de performance technique globale, les résultats de l'article de cas d'étude (chapitre 5) montrent que l'interprétation de la performance technique doit nécessairement tenir compte du compromis entre les fonctions de rétention et d'infiltration. En effet, des performances techniques globales similaires peuvent résulter de combinaisons fonctionnelles différentes, certaines infrastructures présentant une infiltration dominante, tandis que d'autres reposent davantage sur la régulation hydraulique par rétention. Cette distinction est déterminante sur le plan opérationnel, car une forte contribution de l'infiltration peut rendre l'ouvrage plus sensible au colmatage et à la saturation des sols, tandis qu'une performance dominée par la rétention dépend davantage des capacités de stockage et du contrôle des ouvrages de sortie. Les résultats observés sur le site de l'avenue Papineau illustrent ainsi que la performance globale ne doit pas être interprétée comme un indicateur unique, mais comme l'expression d'un équilibre fonctionnel propre à chaque configuration d'ouvrage, influencé par les caractéristiques du substrat, les dispositifs hydrauliques et les conditions pluviométriques (Pierre et al., 2025, soumis).

Sur le plan environnemental, les résultats montrent que la majorité des paramètres respectent les seuils réglementaires de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM, 2019a ; 2019b), notamment pour les hydrocarbures non cancérigènes, les chlorures et le phosphore total. Toutefois, des dépassements fréquents ont été observés pour les matières en suspension et pour le manganèse, indiquant que l'efficacité de traitement n'est pas uniforme selon les familles de polluants et les conditions hydrologiques. Ces résultats concordent avec ceux rapportés dans la littérature, qui montrent une bonne efficacité des ouvrages pour les contaminants associés aux solides en suspension, mais une variabilité accrue pour certains métaux et micropolluants (Kelsey, 2018).

Dans cette perspective, la discussion environnementale s'appuie sur une synthèse comparative des performances par paramètre de qualité de l'eau, présentée au tableau 5.7. Ce tableau permet de comparer, pour chaque polluant analysé, les concentrations mesurées en sortie aux seuils réglementaires de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM, 2019a ; 2019b), et de positionner les performances obtenues au regard des résultats rapportés dans la littérature. Les dépassements observés pour certains paramètres, notamment les matières en suspension et le manganèse, sont cohérents avec les limites de traitement déjà documentées pour ces familles de polluants dans les systèmes de biorétention et de rétention végétalisée (Kelsey, 2018 ; Blond, 2020), et soulignent l'importance d'une interprétation différenciée des performances environnementales selon les contaminants considérés.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus confirment que l'approche systémique constitue un cadre pertinent pour l'évaluation de la performance globale des infrastructures de gestion des eaux pluviales. Elle permet non seulement de quantifier les performances techniques et environnementales, mais aussi d'identifier les limites structurelles, opérationnelles et liées à la disponibilité des données. Cette capacité à révéler simultanément les forces et les contraintes des ouvrages renforce l'intérêt de l'approche systémique comme outil d'aide à la décision pour une gestion durable et adaptative des eaux pluviales en milieu urbain.

7.3 Plan de maintenance et pérennité des ouvrages de gestion des eaux pluviales

La présente thèse a mis également en évidence la nécessité d'intégrer un plan de maintenance structuré aux ouvrages de gestion des eaux pluviales (OGEPS). Cette exigence découle des observations issues de l'évaluation des performances technique et environnementale de ces infrastructures. Les résultats permettent de remarquer que sans maintenance adéquate, même les

ouvrages les mieux conçus voient leur efficacité décliner progressivement avec le temps. Cette approche est alignée sur les constats de Davis *et al.* (2006), qui soulignent que la durabilité fonctionnelle des OGEPs dépend moins de leur conception initiale que de la régularité de leur maintenance, notamment en ce qui concerne le nettoyage, l'inspection des éléments hydrauliques et la gestion de la végétation.

Dans la présente recherche, un plan de maintenance a été formulé à partir de l'analyse des problèmes récurrents identifiés sur le terrain, tels que le colmatage des substrats, l'accumulation de sédiments et l'obstruction des drains d'évacuation. Ce plan repose sur une approche préventive, prévoyant des interventions régulières adaptées aux conditions climatiques locales et à la nature des ouvrages. Ce positionnement rejoint les conclusions de Le Coustumer *et al.*, (2012), qui ont démontré l'importance d'une maintenance adaptée pour prévenir le colmatage et maintenir les performances d'infiltration. De plus, les travaux de Bratieres *et al.*, (2008) confirment que les ouvrages soumis à une maintenance minimale ou négligé perdent rapidement leur efficacité de traitement, même dans des contextes urbains à faible charge polluante. Le plan de maintenance proposé, tel que présenté à l'article 4 du chapitre 6, s'inscrit dans une approche de gestion proactive. Dans ce cadre, l'évaluation de la performance prend en compte la dynamique de maintenance.

Au-delà de l'identification des besoins de maintenance, l'approche systémique adoptée dans cette thèse permet de fonder le plan de maintenance sur une décomposition fonctionnelle fine des ouvrages. Chaque OGEP est analysé à travers ses sous-composantes critiques (capacité de rétention, infiltration, état du substrat filtrant, fonctionnement des drains et condition de la végétation), dont les interactions conditionnent directement l'évolution de la performance globale. Cette lecture systémique rend possible une interprétation intégrée des mécanismes de dégradation observés sur le terrain, tels que le colmatage progressif, l'accumulation de sédiments ou la perte de perméabilité, et justifie ainsi des interventions ciblées plutôt que des actions uniformes ou réactives. Elle constitue un levier essentiel pour structurer une maintenance préventive fondée sur l'état réel des ouvrages, en cohérence avec les recommandations formulées dans la littérature sur la gestion durable des infrastructures vertes (Davis *et al.*, 2006 ; Le Coustumer *et al.*, 2012 ; Bratieres *et al.*, 2008).

Toutefois, bien que les plans de maintenance soient largement reconnus comme nécessaires dans la littérature, leur mise en œuvre reste souvent sous-estimée ou mal documentée à l'échelle

municipale. Roy *et al.*, (2008) insistent sur le fait que les freins institutionnels, le manque de ressources financières et l'absence de protocoles standardisés sont des obstacles majeurs à la maintenance soutenue des infrastructures vertes. En ce sens, le plan de maintenance élaboré dans cette thèse, fondé sur les caractéristiques réelles du site étudié, apporte une contribution pratique et contextualisée. Il serait pertinent que de futurs travaux évaluent la sensibilité de la performance des ouvrages en fonction de scénarios de maintenance différenciés, comme l'ont exploré Li & Davis (2009), afin de proposer des seuils d'intervention réalistes et efficaces en contexte urbain.

En résumé, les résultats de cette thèse s'inscrivent dans une littérature moins riche et moins variée qui aborde les défis de la gestion des eaux pluviales sous angles de l'évaluation de la performance globale par approche systémique. De nombreuses études antérieures se sont plutôt concentrées sur des solutions techniques isolées et axées sur des approches traditionnelles, souvent en ignorant les interactions complexes au sein des systèmes de gestion des eaux pluviales. Les résultats de cette thèse confirment la pertinence d'une approche systémique dans l'évaluation de la performance des infrastructures de gestion des eaux pluviales face aux approches traditionnelles existantes en vue de la mise en place d'un plan de maintenance. Ils montrent également que cette approche peut contribuer à une gestion plus efficace et plus durable des ressources en eau en milieu urbain dans une situation d'assainissement urbain. Bref, à mesure que les défis liés à la gestion des eaux pluviales se complexifient, il est essentiel de continuer à développer et à affiner des approches innovantes qui répondent aux besoins des communautés tout en préservant l'environnement. L'intégration de l'approche systémique dans les pratiques de gestion des eaux pluviales est donc non seulement souhaitable, mais nécessaire pour relever les défis futurs. Puisque cette approche permet d'explorer les synergies et les compromis entre les différentes composantes du système, offrant ainsi une perspective plus complète sur la gestion des eaux pluviales.

Afin de clore cette discussion générale, il est pertinent de revenir aux questions de recherche formulées dans l'introduction et de préciser comment les résultats de la thèse ont permis d'y répondre.

La première question, portant sur la décomposition d'un ouvrage de gestion des eaux pluviales selon l'approche systémique, a été abordée à travers la revue critique de la littérature présentée dans l'article 1, puis approfondie dans l'article méthodologique (article 2). Ces travaux ont permis

d'identifier les fonctions fondamentales des OGEPs et de justifier leur analyse à travers une lecture systémique centrée sur le prétraitement, la rétention, le traitement et l'infiltration.

La deuxième question, relative à l'identification des composantes contribuant aux fonctions des ouvrages ainsi qu'aux liens existant entre elles, a été traitée dans l'article méthodologique (article 2) par la formalisation de la chaîne fonctionnelle et l'élaboration de l'ordinogramme systémique. Cette étape a permis de structurer explicitement les interactions entre les différentes composantes hydrauliques et environnementales, constituant ainsi le socle théorique de l'outil développé.

La troisième question, visant à évaluer la performance de chacune des composantes de l'ouvrage dans un cadre de performance globale, a trouvé réponse dans l'article de mise en application (article 3). L'exploitation de données issues du suivi de terrain a permis de quantifier les performances techniques et environnementales des composantes et d'analyser leur contribution respective à la performance globale des ouvrages étudiés.

Enfin, la quatrième question, portant sur l'évaluation de la performance de l'outil à une étude de cas, a été abordée à travers l'application du cadre systémique au site de l'avenue Papineau à Montréal (article 3), puis prolongée dans l'article 4 par l'élaboration d'un plan de maintenance fondé sur les résultats de performance obtenus. Cette démarche a permis de démontrer le caractère opérationnel de l'outil et sa capacité à soutenir la prise de décision en matière de gestion proactive et durable des ouvrages de gestion des eaux pluviales.

7.4 Aspects complémentaires non explorés dans la recherche

Les résultats présentés dans cette thèse permettent également de mettre en évidence certains aspects complémentaires qui n'ont pas été explorés dans le cadre des travaux réalisés. Ces aspects concernent notamment l'évapotranspiration, le comportement des ouvrages en conditions hydrauliques extrêmes, ainsi que la définition de valeurs de pondération des différentes performances.

Le plan de maintenance proposé dans l'article 4 repose principalement sur la performance technique observée des ouvrages. Cette orientation reflète le cadre d'analyse retenu dans la présente recherche et ouvre des perspectives d'évolution vers une intégration conjointe des performances technique et environnementale dans l'élaboration des stratégies de maintenance.

Par ailleurs, le phénomène d'évapotranspiration n'a pas été analysé dans l'évaluation de la performance, notamment en raison de la complexité associée à son estimation à travers de nombreuses formules empiriques. De plus, malgré l'application d'une masse d'eau importante sur le site lors des essais d'inondation, aucun débordement n'a été observé, ce qui limite l'analyse du comportement des ouvrages dans des conditions hydrauliques extrêmes.

Enfin, la définition de valeurs de pondération par ordre d'importance pour l'ensemble des performances évaluées demeure un exercice délicat, dans la mesure où ces valeurs ne sont pas clairement établies dans les documents réglementaires ni stabilisées dans la littérature scientifique.

CHAPITRE 8 CONCLUSION

La gestion durable des eaux pluviales est devenue un impératif pour les municipalités, non seulement pour assurer la durabilité des infrastructures, mais également pour protéger les écosystèmes urbains et réduire les risques d'inondation. Depuis plusieurs décennies, l'implantation des ouvrages de gestion des eaux pluviales à l'échelle des milieux urbanisés représente la meilleure option pour une gestion durable des eaux pluviales. L'objectif principal de la recherche a été atteint à l'aide de l'approche systémique. La méthodologie élaborée pour ce faire repose sur la création d'un outil basé sur cette approche systémique. Cet outil permettra d'évaluer les performances technique et environnementale des OGEPs dans une perspective de performance globale. Détaillé dans l'article 2, il constitue une ressource importante pour les gestionnaires des OGEPs, surtout face à l'urbanisation croissante et aux enjeux liés aux changements climatiques. La première section de ce chapitre traite la synthèse des travaux. La deuxième porte sur les contributions de la thèse. La troisième présente les limitations des travaux. La dernière traite les orientations de recherches futures.

8.1 Synthèse des travaux

Cette thèse se compose de 4 articles et des chapitres complémentaires qui s'unissent pour offrir une vision cohérente et intégrée de la gestion des eaux pluviales en milieu urbain dans le contexte d'assainissement urbain. Chacun de ces articles aborde des aspects spécifiques du sujet, tout en contribuant à une compréhension globale des enjeux, des défis et des solutions innovantes liés à l'évaluation de la performance des OGEPs en vue du développement durable des villes.

Le premier article de la thèse présente une revue critique de littérature détaillée sur l'état des connaissances dans la communauté scientifique sur l'approche systémique. Il met également en lumière les forces, les faiblesses et les limitations des approches analytique et celle du suivi expérimental sur le terrain. Avec des exemples concrets, l'article souligne la possibilité d'appliquer l'approche systémique, qui a fait ses preuves dans d'autres domaines scientifiques, dans le domaine de la gestion des eaux pluviales. L'article souligne également les forces, les faiblesses et les limitations de l'approche systémique.

Le deuxième article de la thèse porte sur la partie théorique de la méthodologie développée pour évaluer les performances partielles des OGEPs dans un cadre de performance globale. Tout d'abord

tous les OGEPs concernés par l'outil ont été identifiés, leurs critères de performance ont également été établis. Ensuite un organigramme de programmation de l'outil a été établi et se divise en plusieurs blocs qui prennent en compte les fonctions accomplies par les ouvrages. Enfin toutes les étapes de calcul ont été définies en vue d'évaluer les performances technique et environnementale pour aboutir à la performance globale des OGEPs.

Le troisième article fait suite au deuxième présente une étude de cas à Montréal en guise d'application de l'outil développé. Ceci a permis d'aboutir à des résultats très pertinents sur les performances partielles permettant ainsi d'évaluer la performance globale des ouvrages à l'étude. Enfin, un chapitre de discussion générale sur l'ensemble du contenu de la thèse a été développé. Ce chapitre a permis de faire une discussion globale sur tous les éléments pertinents de la recherche en vue de faciliter la compréhension des lecteurs en apportant des éclairages additionnels sur les résultats obtenus. Cet article a comparé les bassins de rétention végétalisés et les bassins de biorétention sur le site étudié lors d'événements pluvieux sur une période de 3 ans, de 2018 à 2020. Les résultats ont montré que les bassins de rétention végétalisés surpassaient les bassins de biorétention en termes de performance globale, englobant à la fois des performances technique et environnementale.

Le quatrième article prolonge l'approche en la traduisant dans une logique de gestion proactive et planifiée. En s'appuyant sur les résultats de performance des bassins, et sur une évaluation conditionnelle de l'état des ouvrages fondée sur des seuils de performance, il élabore un plan de maintenance pour 4 bassins de biorétention représentatifs. Ce plan identifie les types d'intervention spécifiques, les périodes d'intervention et les fréquences recommandées en fonction de la performance observée et de la dégradation anticipée de la condition des ouvrages, telle qu'inférée à partir de ces seuils. Ce travail démontre que l'approche systémique peut être utilisée non seulement pour évaluer la performance des OGEPs, mais aussi pour anticiper les besoins futurs de maintenance, et ainsi orienter directement les décisions opérationnelles des gestionnaires municipaux dans une logique de maintenance durable et adaptative.

8.2 Contributions de la thèse

Les contributions de cette thèse se manifestent à plusieurs niveaux. Tout d'abord, la thèse introduit une approche systémique novatrice pour l'évaluation de la performance des infrastructures de gestion des eaux pluviales, contribuant ainsi à la littérature scientifique sur le sujet. Ensuite, en

identifiant et en examinant les limites des approches traditionnelles, cette recherche ouvre la voie à des méthodes plus efficaces et adaptées aux complexités des systèmes urbains.

Le premier article met en lumière les limites des approches analytiques, qui bien qu'elles offrent des résultats précis, sont souvent coûteuses et posent des difficultés d'application dans des hydrosystèmes complexes en raison de la variabilité des conditions environnementales. De même, l'approche de suivi expérimental sur le terrain, malgré ses avantages, exige des ressources considérables tant en termes d'équipement que de temps, ce qui la rend peu pratique pour une évaluation continue. En réponse à ces limites, cette thèse propose une alternative par le biais de l'approche systémique qui permet non seulement une évaluation plus complète des infrastructures, mais aussi une meilleure anticipation des besoins futurs en matière de maintenance et d'adaptation. Dans le cadre de la revue de littérature, la dimension prédictive de la performance est abordée à travers l'analyse de travaux ayant recours à des modules de simulation issus de l'approche systémique. Ces travaux permettent de modéliser l'évolution à long terme des composantes des ouvrages à partir de paramètres hydrologiques, environnementaux et de maintenance, et d'anticiper les défaillances potentielles afin d'orienter la planification des interventions.

De plus, le développement d'un outil basé sur l'approche systémique qui intègre les performances partielles dans un cadre de performance globale représente une avancée significative, permettant aux gestionnaires d'infrastructures de prendre des décisions éclairées basées sur des données objectives et des critères de performance établis. Cet outil, testé sur un site expérimental situé dans la région de Montréal, qui inclut un organigramme détaillant toutes les étapes de calcul pour évaluer la performance des ouvrages de gestion des eaux pluviales, constitue un guide pratique pour les décideurs municipaux.

Pour ce qui a trait aux critères analytiques et au suivi expérimental sur le terrain, les résultats obtenus montrent également que l'approche systémique peut être appliquée sur la base de données existantes, telles que les précipitations, la nature du sol et les conditions climatiques, provenant de bassins analogues situés dans des conditions similaires. Cette caractéristique renforce le potentiel d'application de l'approche dans des contextes où les données de suivi détaillées sont limitées.

Enfin, une contribution essentielle de cette thèse réside dans la traduction opérationnelle des résultats scientifiques sous la forme d'un plan de maintenance. Élaboré pour quatre bassins de biorétention, ce plan repose sur les niveaux de performance observés et propose des

recommandations claires quant aux interventions à effectuer, aux périodes d'intervention optimales et aux fréquences de maintenance. Il démontre que l'approche systémique peut aller au-delà de l'évaluation technique pour devenir un outil de gestion proactive, au service de la durabilité des infrastructures vertes.

Il est espéré que les travaux réalisés dans cette thèse serviront de fondement pour des travaux ultérieurs et aspirera à contribuer de manière significative à une meilleure gestion des eaux pluviales, non seulement à Montréal, mais également dans d'autres contextes urbains similaires.

8.3 Limitations des travaux

Malgré la pertinence significative de cette recherche, certaines limitations doivent être reconnues. Tout d'abord, l'évaluation de la performance globale des OGEPs doit prendre en compte diverses performances ou critères de performances. Les critères de performance définis vont aider à répondre aux principaux problèmes de type suivi des ouvrages. Il s'agit des critères techniques, environnementaux, économiques et sociaux. Dans cette thèse les critères de performances technique et environnementale sont traités de manière détaillée. Les critères de performance économiques, en ce qui leur concerne, tiennent compte des analyses économiques (coûts d'installation et de maintenance) découlant de la mise en place d'un OGEP, incluant notamment les coûts d'investissement initial, les coûts d'exploitation et d'entretien à court et long terme, ainsi que les coûts associés aux interventions correctives et préventives. L'interprétation de ces critères demeure toutefois complexe, car elle dépend fortement du contexte local, des choix de conception, des pratiques de maintenance et des horizons temporels considérés. En effet, un OGEP ne peut pas être considéré comme étant performant s'il remplit ses fonctions avec un coût d'opération trop élevée. Pour ce qui a trait aux critères sociaux, ils prennent en compte l'impact communautaire d'un OGEP sur la population et son environnement en interrogeant les citoyens, considérés comme partie prenante. Cependant, dans cette thèse, ce sont les performances technique et environnementale qui ont été évaluées comme performances partielles conduisant à la performance globale. Les critères de performances économiques et sociaux n'ont pas été évalués dans cette recherche en vue d'aboutir à une performance globale qui tient compte de tous les critères de performances partielles importants.

En outre, la dépendance à des données spécifiques et à des contextes géographiques particuliers peut limiter la généralisation des résultats de cette thèse. Par exemple, les spécificités de

l'infrastructure urbaine à Montréal peuvent ne pas être représentatives d'autres villes ayant des caractéristiques climatiques, géographiques ou réglementaires différentes. Bref, l'outil développé dans le cadre de l'étude de cas peut nécessiter des ajustements pour être appliqué à d'autres contextes urbains, notamment en ce qui concerne la validation des résultats dans différents types d'infrastructures.

8.4 Orientation de recherches futures

Les recherches futures peuvent explorer plusieurs axes pour approfondir et étendre les résultats obtenus dans cette thèse. D'abord l'intégration des critères de performances économiques et sociaux pourrait permettre l'obtention des résultats plus fiables pour l'évaluation de la performance globale des OGEPs. Ensuite une application de l'outil développé dans différents contextes géographiques et climatiques pourrait permettre d'évaluer sa robustesse et sa flexibilité. Il serait également d'évaluer la sensibilité de la performance des ouvrages en fonction de scénarios de maintenance différenciés, afin de proposer des seuils d'intervention réalistes et efficaces en situation urbaine. Enfin, l'exploration de nouvelles technologies, telles que les capteurs intelligents, pourrait également contribuer à améliorer la gestion et la surveillance des infrastructures de gestion des eaux pluviales. L'intégration de l'intelligence artificielle et de l'apprentissage automatique dans l'analyse des performances des infrastructures de gestion des eaux pluviales en milieu urbain pourrait permettre de prévoir les défaillances potentielles pour de meilleures opérations de maintenance.

RÉFÉRENCES

- Abd-Elhamid, H. F., Zelenáková, M., Vranayová, Z., & Fathy, I. (2020). Evaluating the impact of urban growth on the design of storm water drainage systems. *Water*, 12(6), 1572.
- Abi Aad, M.P., & Suidan, M.T. (2010). Modeling techniques of best management practices: rain barrels and rain gardens using EPA SWMM-5. *Journal of Hydrologic Engineering* 15(6). [https://doi:10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000136](https://doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000136)
- ABT. (2003). *Toitures vertes, le jardin botanique d'Augustenborg*. Augustenborgs Botaniska Takträdgård, Scandinavian Green Roof Institute, Malmö, Suède.
- Ackerman, D., & Stein, E. D. (2008). Evaluating the effectiveness of best management practices using dynamic modeling. *Journal of Environmental Engineering*, 134(8), 628-639.
- Agence nationale de la recherche (2005). *Programme Écotechnologies et Développement Durable. Programme ECOPLUIES. Techniques alternatives de traitement des eaux pluviales et de leurs sous-produits : vers la maîtrise du fonctionnement des ouvrages d'infiltration urbains*. Lyon. France. Pdf. 63 p.
- Ahern, J. (2011). From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. *Landscape and Urban Planning*, 100(4), 341-343. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.021>
- Ahiablame, L. M., Engel, B. A., & Chaubey, I. (2012). Effectiveness of low impact development practices: Literature review and suggestions for future research. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(7), 4253–4273. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1189-2>
- Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2021). Urban Wetlands: A Review on Ecological and Cultural Values. *Water*, 13(22), 3301. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Andrieu, H., Berthier, E., Rodriguez, F., Ruban, V., & Werey, C. (2017). Chapitre 5. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie urbaine et la gestion des eaux pluviales. *Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols: déterminants, impacts et leviers d'action - rapport d'ESCO INRA-IFSTTAR*, 450-504.
- Arcos, M., Guyot, S., Perratone, D., & Ogier, C. (2013). Gestion des eaux pluviales à l'échelle du bassin versant. In *Novatech 2013-8ème Conférence internationale sur les techniques et*

stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie/8th International Conference on planning and technologies for sustainable management of Water in the City. GRAIE, Lyon, France. <https://hal.science/hal-03303258>

Autixier, L. (2012). *Gestion des eaux pluviales et mise en place de cellules de Biorétention.* [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie doc. <https://publications.polymtl.ca/984/>

Autixier, L., S. Dorner, S. Bolduc, A.-S. Madoux-Humery, M. Prévost, and M. Galarneau. (2014a). *Rain Gardens and Source Water Protection: Modelling of Rain Gardens for an Urban Area in Québec.* Paper presented at the American Water Works Association – Sustainable Water Management Conference, Denver, CO, USA.

Ayadi, R. (2010). *Pratiques de gestion optimale (PGO) dans la gestion des eaux pluviales* (Master's thesis, École de technologie supérieure, Montréal, QC, Canada). <https://espace.etsmtl.ca/id/eprint/253>

Azzout Y., Barraud S., Cres F. N., Alfakih E. (1994). *Techniques alternatives en assainissement pluvial: choix, conception, réalisation et entretien.* Paris: Lavoisier. 372 p.

Bacot-Graie, L. (2016). *Méthodologie pour l'évaluation des performances des systèmes de gestion des eaux pluviales centralisés et décentralisés.*

Ballestro, T.P., Roseen R.M., & Houle, J. (2005). Data Report. (University of New Hampshire Stormwater Center, Durham), p 16.

Bardin J.-P. (1999). *Contribution à une meilleure connaissance du fonctionnement qualitatif des bassins de retenue soumis à un débit traversier permanent et à la prise en compte des incertitudes.* [Thèse de doctorat en Génie Civil. Lyon] : INSA de Lyon. 443 p.

Bardolle, F. (2018). *Modélisation des hydrosystèmes par approche systémique.* [Thèse de doctorat, École doctorale science de la terre et environnement / Université de Strasbourg]. HAL doc. <https://pastel.hal.science/AGREENIUM/tel-02002143>

Barr. (2001). *Minnesota Urban Small Sites BMP Manual/Stormwater Best Management Practices for Cold Climates*, rédigé pour le Metropolitan Council, ville de Minneapolis (Minnesota) É.-U.

- Barraud S., Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J-P., Gibert J., Malard F., Mermillod B., Gourdon R., Desjardins V., (2006). *Guide technique: Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain*. Programme « MGD Infiltration » du RCGU Maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain, 62 p.
- Barrett, M. (2003). *Roadside vegetated treatment sites study: Final report*. Caltrans Division of Environmental Analyses.
- Barrett, M. E. (2005). Performance comparison of structural stormwater best management practices. *Water Environment Research*, 77(1), 78-86.
<https://doi.org/10.2175/106143005X41654>
- Benrejda, F; Haddad, H; Ghoualem, H. (2018). Contribution à l'analyse physico-chimique des eaux de ruissellement urbaines. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*. December edition. Vol.4. No3.
- Berggren, K. (2008). *Indicators for urban drainage system-assessment of climate change impacts*. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK. [http://pure.ltu.se/portal/files/2120981/Indicators for urban drainage system - assessment of climate change impacts](http://pure.ltu.se/portal/files/2120981/Indicators%20for%20urban%20drainage%20system%20-%20assessment%20of%20climate%20change%20impacts)
- Berrouard, É. (2010). *Caractérisation de la décantabilité des eaux pluviales* (Master's thesis, Université Laval, Québec, QC, Canada).
https://modeleau.fsg.ulaval.ca/fileadmin/modeleau/documents/Publications/MSc_s/berrouardemilie_msc.pdf
- Bodus, B., Branca, J., & McDonald, W. (2024). Green infrastructure in series to treat stormwater runoff from a highway overpass. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 10(2), 04024008. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.SWENG-569>
- Bolduc, S. (2008). Des réseaux d'égout vulnérables aux changements climatiques. *Capsules INRSciences*, (5), 1-5.
- Bond, J. (2020). *Quantification of the Hydrologic Performance and Modelling in SWMM of a Bioretention Basin and Vegetated Swale with a Trapezoidal Cross section* [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/5258/>

- Bonneau, J., Fletcher, T. D., Costelloe, J. F., & Burns, M. J. (2017). Stormwater infiltration and the ‘urban karst’—A review. *Journal of Hydrology*, 552, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.043>
- Bouattour, O. (2021). *Caractérisation de l'impact de cellules de biorétention sur la qualité et la quantité des eaux pluviales à Trois-Rivières, Québec* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/9184/>
- Boucher, I. (2010). *La gestion durable des eaux de pluie, Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable*. [Document du Ministère des Affaires municipales, des régions et de l’occupation du territoire] http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/amenagement_territoire/urbanisme/guide_gestion_eaux_pluie_complet.pdf
- Bratieres, K., Fletcher, T. D., Deletic, A., & Zinger, Y. (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. *Water Research*, 42(14–15), 3930–3940. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.009>
- Brattebo, B. O., & Booth, D. B. (2003). Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Research*, 37(18), 4369–4376.
- Brasil, J. A. T., de Macedo, M. B., de Oliveira, T. R. P., Ghiglieno, F. G., de Souza, V. C. B., Marinho e Silva, G., ... & Mendiondo, E. M. (2022). Can we scale Digital Twins of Nature-based Solutions for stormwater and transboundary water security projects?. *Journal of hydroinformatics*, 24(4), 749–764. <https://doi.org/10.2166/hydro.2022.142>
- Britto, A.L., & Barraqué, B. (2020). La gestion des eaux pluviales en ville: regard croisés sur Paris et Rio de Janeiro. *Risco Revista de Pesquisa em Arquitetura e Urbanismo*. vol. 18, p. 20-34.
- Cambien, A. (2007). *Une introduction à l’approche systémique : Appréhender la complexité*. Centre d’études sur les réseaux, les transports, l’urbanisme et les constructions publiques (CERTU).
- Cerema. (2021). *Gestion intégrée de l’eau en milieu urbain : Les filtres plantés de roseaux*. France.
- CERTU. (1998). *Techniques alternatives aux réseaux d’assainissement pluvial: éléments clés pour la mise en œuvre*. Lyon : Édition du CERTU, Collection Environnement. 155 p.

- Champagne-Caron, J., Poulin, M., & Grégoire, G. (2023, July). Plant establishment and performance under cold climate bioretention systems. In *Proceedings of Novatech 2023: 11e Conférence internationale sur l'eau dans la ville*, Lyon, France. (hal-04184094)
- Chang, N.B., Islam, M.K. & Wanielista, M.P. (2012). Floating wetland mesocosm assessment of nutrient removal to reduce ecotoxicity in stormwater ponds. *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 9, n° 3, p. 453-462.
- Chen, H., Zhu, Q., Peng, C., Wu, N., Wang, Y., Fang, X., ... & Wu, J. (2013). The impacts of climate change and human activities on biogeochemical cycles on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Global change biology*, 19(10), 2940-2955. <https://doi.org/10.1111/gcb.12277>
- Chen, Y., Samuelson, H.W., & Tong, Z. (2016). Integrated design workflow and a new tool for urban rainwater management. *J. Environ. Manag.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.059>.
- Cheron, J. & Puzenat, A. (2004). *Les eaux pluviales. Récupération, gestion, réutilisation*. Édition Johanet. Paris. 128 p.
- Cherqui, F., Baati, S., Belmeziti, A., Chocat, B., Le Gauffre, P., Granger, D., Loubière, B., Nafi, A., Sebastian, C., Tourne, A., Toussaint, J.-Y., Vareilles, S., & Werey, C. (2014). *Outil méthodologique d'aide à la Gestion intégrée des eaux urbaines* (Doctoral dissertation, irstea).
- Cherqui, F., Werey, C., Le-Nouveau, N., Rodriguez, F., Sibeud, E., Joannis, C., & Barraud, S. (2016). De la gestion patrimoniale des réseaux d'assainissement aux techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, une nouvelle histoire à écrire pour la gestion intégrée des eaux urbaines. *Sciences Eaux & Territoires*, (20), 22-27. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2016.20.05>
- Chocat B., (2004). *Définition d'une méthode d'évaluation environnementale, technique et socioéconomique de stratégies d'assainissement pluvial par infiltration en milieu urbain*. Thématiques prioritaires de la Région Rhône Alpes 2003-2005. Rapport Année 2. Lyon : Région Rhône Alpes, 49 p.

- Chocat, B. (2014). *Le « tout-à-l'égout » est-il une bonne solution pour gérer les eaux pluviales urbaines ?* Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. http://www.graie.org/eaumelimelo/IMG/pdf/tout-a-legout_def_cle878a15.pdf
- Chocat, B., & Cherqui, F. (2018). Proposal for a systematic typology of stormwater control measures. *Techniques Sciences Méthodes*, 11, 39–46. <https://doi.org/10.1051/tsm/201811039>
- Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., & Barraud, S. (2007). *Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie* (Article W 6 800, 17 p. + annexes). Paris, France : Les Techniques de l'Ingénieur.
- Chouli, E. (2006). *La gestion des eaux pluviales urbaines en Europe: analyse des conditions de développement des techniques alternatives*. [Thèse de doctorat, École des Ponts Paris Tech]. Hal doc. <https://pastel.hal.science/pastel-00002263>
- CIRIA (2007). The SUD Manual C697, 606p. London. www.cardiff.gov.uk/objview.asp?object_id=15780
- CIRIA. (1996). *Infiltration drainage: Manual of good practice* (Report 156, 107 p.). London: Construction Industry Research and Information Association.
- Colton, J., Greyell, C., Jack, R., & Lester, D. (2014). *King County Water and Land Resources Division Department of Natural Resources and Parks*. <https://your.kingcounty.gov/dnrp/library/2014/kcr2727/kcr2727-txt.pdf>
- Communauté métropolitaine de Montréal. (2008). *Règlement numéro 2008-47 sur l'assainissement des eaux*. https://cmm.qc.ca/wp-content/uploads/2019/10/2008-47_Assainissement_eaux.pdf (consulté le 15 juin 2025)
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). (2004). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — Phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des systèmes d'eau douce* (Publication no 1299). Winnipeg, MB.
- Cyr, D., Hausler, R., & Yargeau, V. (2015). *Rapport d'examen par des experts indépendants des renseignements techniques et scientifiques concernant le déversement d'effluent d'eaux usées non traitées dans le fleuve Saint-Laurent prévu par la Ville de Montréal*.

https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/919/1/Cyr%20et%20al%20_2015_Rapport_experts_eaux-us%C3%A9s-Montr%C3%A9al_A.pdf (consulté le 15 juin 2025)

- Davis, A. P. (2008). Field performance of bioretention: Hydrology impacts. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(2), 90-95.
- Davis, A. P., Hunt, W. F., Traver, R. G., & Clar, M. (2009). Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. *Journal of environmental engineering*, 135(3), 109-117. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(109\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(109))
- Davis, A.P. & McCuen, R.H., 1941 (2005). *Stormwater management for smart growth*. New-York, Springer.
- De Rosnay, J. (1975). *Le Macroscopie. Vers une vision globale*. Éd. Seuil-Collection Civilisation.
- Deakin, S. (2011). Legal Evolution: Integrating Economic and Systemic Approaches. *Review of Law & Economics*, vol. 7. <https://doi.org/10.2202/1555-5879.1558>
- Dechesne M., (2002). *Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux pluviales de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long terme*. [Thèse de Doctorat en Génie Civil]. INSA de Lyon. 278 p.
- Deletic, A., & Fletcher, T. D. (2006). Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study. *Journal of Hydrology*, 317(3-4), 261-275. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.021>
- Dicanot, A. (2016). *Expérimentation de l'approche par modélisation systémique pour évaluer les performances d'un ouvrage d'infiltration des eaux pluviales : une aide à la gestion ?* – Master recherche « Sciences de l'Environnement Industriel & Urbain.
- Diemer, A. (2014). L'éducation systémique, une réponse aux défis posés par le développement durable. *Open Edition Journals. Volume 11*. <https://doi.org/10.4000/ere.805>
- Dietz, M. E. (2007). Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water, air, and soil pollution. vol. 186, p. 351-363*. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9484-z>

- Dietz, M. E., & Clausen, J. C. (2006). Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. *Environmental Science & Technology*, 40(4), 1335–1340.
- Eckart, K., McPhee, Z., & Bolisetti, T. (2017). Performance and implementation of low impact development – A review. *Science of the Total Environment*, 607, 413–432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.254>
- Ecologic Institute. (2024). *Adaptation of Stormwater Management to Extreme Weather Events (AMAREX)*. <https://www.ecologic.eu>.
- Ellis, B.J., Viavattene, C., 2014. Sustainable urban drainage system modeling for managing urban surface water flood risk: SUDS modeling for urban runoff management. *Clean: Soil, Air, Water* 42 (2):153–159. <http://dx.doi.org/10.1002/clen.201300225>.
- Environnement Canada. (2001). *Évaluation des sels de voirie : sels inorganiques de chlorure avec ou sans sels de ferrocyanure*. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-environnemental-loi-canadienne-protection/listes-substances/evaluation-sels-voirie-inorganiques-chlorure.html>.
- EPA (2004). *Stormwater Best Management Practice Design Guide*, Volumes 1, 2 et 3. Rapport EPA/600/R-04/121. Office of research and development center for environmental research information, Washington, D.C.
- EPA. (2016). *Operation and Maintenance of Green Infrastructure Receiving Runoff from Roads and Parking Lots: Technical Memorandum* (EPA Contract No. EP-BPA-13-R5-0001). Tetra Tech, Inc.
- EPA. (2021). *Stormwater Best Management Practice: Bioretention (Rain Gardens)*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Erickson, A. J., Weiss, P. T., Gulliver, J. S., Hozalski, R. M., & Asleson, B. C. (2010). *Developing an assessment program*. In *Stormwater treatment assessment and maintenance*. University of Minnesota. <http://stormwaterbook.dl.umn.edu/developing-assessment-program>
- Ermilio, J. 2005. *Characterization Study of a Bio-Infiltration Stormwater STP*. M.S. thesis, Villanova University, Department of Civil and Environmental Engineering.

- Fadil, A., & Wahidi, F. E. (2023). Vers une nouvelle classification des modèles d'évaluation et de prédiction de l'érosion hydrique. *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, (Volume 19), 83-112.
- Flaux, T. (2017). *Approche systémique de la gestion des eaux pluviales*. [Travail de fin d'études non publié]. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Fletcher, T. D., Andrieu, H., & Hamel, P. (2013). Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources*, 51, 261-279. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>
- Fletcher, T. D., W. Shuster, W. F. Hunt, R. Ashley, D. Butler, S. Arthur, S. Trowsdale, S. Barraud, A. Semadeni-Davies, J.-L. Bertrand-Krajewski, P. S. Mikkelsen, G. Rivard, M. Uhl, D. Dagenais, and M. Viklander. (2014). "SUDS, LID, BMPs, WSUD and More – The Evolution and Application of Terminology Surrounding Urban Drainage." *Urban Water Journal* 12 (7): 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>.
- Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., & Norberg, J. (2010). Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 239-262.
- Fouilloux, R.-C., & Aires, N. (2002). *Mise en œuvre et maintenance des séparateurs de liquides légers et débourbeurs* (Avant-projet soumis à l'enquête : XP P 16-442). Enquête Commission AFNOR. Paris, La Défense : Afnor.
- Franck-Néel, A. Dicanot, D., Goutaland, N., & Le Nouveau, T. (2016). *La modélisation systémique peut-elle aider l'adaptation des systèmes de gestion des eaux pluviales urbaines au changement climatique ?* Novatech 2016 - 9ème Conférence internationale sur les techniques et stratégies pour la gestion durable de l'Eau dans la Ville / 9th International Conference on planning and technologies for sustainable management of Water in the City, Jun 2016, Lyon, France. hal-03322017
- Franck-Neel, C., Goutaland, D., Flaux, T., & Cherqui, F. (2019). *Apport de la modélisation dynamique des systèmes pour l'évaluation de scénarios d'entretien des techniques alternatives*. In *Proceedings of Novatech 2019*. Lyon, France.
- Fuamba, M. (2022). *Mandat d'étude pour un suivi expérimental de performance et de surveillance technique de cellules végétalisées*. Ville de Montréal.

- Fuamba, M., Pierre, P., & Cherqui, F. (2023). *Approche décisionnelle de maintenance prévisionnelle des techniques alternatives basée sur la modélisation systémique [Decision-Making Approach for the Maintenance of Stormwater Control Measures based on the Systemic Modeling]*. [Résumé]. 11e conférence internationale sur l'eau dans la ville (NOVATECH 2023), Lyon, France.
- Fuamba, M., Walliser, T., Daynou, M., Rousselle, J., & Rivard, G. (2010). Vers une gestion durable et intégrée des eaux pluviales: Application des propositions d'action publique au Québec. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 37(2), 209-223. <https://doi.org/10.1139/L09-147>
- Fuchs S., Brombach H., Weiss G. (2004): New database on urban runoff pollution. *5th in international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management*, Lyon, France, June 2004. 1, 145–152.
- Garbolino, E., Chéry, JP., & Guarnieri, F. (2019). The Systemic Approach: Concepts, Method and Tools. Advanced Sciences and Technologies for Security Applications. *Springer, Cham*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96259-7_1
- Geheniau, N., M. Fuamba, V. Mahaut, M. Gendron, and M. Dugue. (2014). Monitoring of a Rain Garden in Cold Climate: Case Study of a Parking Lot near Montréal. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 141 (6): 04014073. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000836](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000836).
- Geheniau, Nicolas. (2014). *Évaluation expérimentale de la performance d'un jardin de pluie et d'un toit vert en climat froid*. [Mémoire de Maîtrise]. Polytechnique Montréal. Canada. <https://publications.polymtl.ca/1382/>
- Geldof G., Lacobsen P., Fujita S. (1994). Urban Stormwater Infiltration Perspectives. *Water Science Technology*. 29(1-2), 245-254.
- Getter, K. L., Rowe, D. B., & Anderson, J. A. (2007). Quantifying the effect of slope on extensive green roof stormwater retention. *Ecological Engineering*, 31(4), 225–231.
- GIEC. (2014). *Changements climatiques 2014 Incidences, adaptation et vulnérabilité*. Brésil : Université de Buenos Aires.

- Giese, E., Rockler, A., Shirmohammadi, A., & Pavao-Zuckerman, M. A. (2019). Assessing watershed-scale stormwater green infrastructure response to climate change in Clarksburg, Maryland. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 145(10), 05019015. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001099](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001099)
- Giroud, V., Dirk, E. , Fournet, L. & Davoli, F. (2007). Les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux pluviales : Notion d'efficacité. In. Novatech 2007. http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/25287/0869_069giroud.pdf?sequence=1
- Gonzalez-Merchan, C. (2012). *Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales*. [Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon]. HAL doc. <https://theses.hal.science/tel-00943422>
- Goonetilleke, A., & Lampard, J. L. (2019). Stormwater quality, pollutant sources, processes, and treatment options. In A. Goonetilleke (Ed.), *Approaches to water sensitive urban design* (pp. 49–74). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00003-4>
- Goor, J., Cantelon, J., Smart, C. C., & Robinson, C. E. (2021). Seasonal performance of field bioretention cell systems in retaining phosphorus in a cold climate: Influence of prolonged road salt application. *Science of the Total Environment*, 778, 146069. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146069>
- Gougeon, G. 2023. *Planification stratégique des infrastructures vertes en climat froid: modélisation de la gestion de la neige à partir d'une étude de cas*. Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/10740/>.
- Grand Lyon. (2007). *Guide à l'attention des concepteurs pour la gestion des eaux pluviales sur le territoire du Grand Lyon*. Version 2. Lyon. France.
- Grigg, N. (2024). *Stormwater management: An integrated approach to support healthy, livable, and ecological cities*. Urban Science. <https://doi.org/10.3390/urbansci8030089>
- Gromaire, M. C., S. Garnaud, M. Saad & G. Chebbo. (2001). « Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers ». *Water research*, vol. 35, no 2, p. 521-533.

- Gromaire-Mertz, M. C., Garnaud, S., Gonzalez, A., & Chebbo, G. (1999). Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology*, 39(2), 1-8. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00002-5)
- Gu, C. H., Cockerill, K., Anderson, W. P., Shepherd, F., Groothuis, P. A., Mohr, T. M., Whitehead, J. C., Russo, A. A., & Zhang, C. D. (2019). Modelling effects of low impact development on road salt transport at watershed scale. *Journal of Hydrology*, 574, 1164–1175. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.079>
- Guay, V. (2022). *Suivi de performance d’ouvrages de gestion des eaux pluviales au site de Boucherville et analyse des pluies pour l’amélioration de la conception de ces ouvrages*. [Mémoire de maîtrise, Institut National de la Recherche Scientifique]. Québec. Canada.
- Gülbaz, S., & Kazezylmaz-Alhan, C. M. (2014). Investigating effects of low impact development on surface runoff and TSS with a calibrated hydrodynamic model. *La Houille Blanche*, 3, 77–84. <https://doi.org/10.1051/lhb/2014031>
- Gulliver, J.S. & Anderson, J.L. (2008). Assessment of stormwater Best Management Practices. *Stormwater Management Practice Assessment Project-University of Minnesota*. <http://stormwaterbook.safl.umn.edu/content/about-manual>
- Hall, J., Henriques, J., Hickford, A., & Nicholls, R. (2012). *A Fast Track Analysis of strategies for infrastructure provision in Great Britain: Technical report*. Oxford: Environmental Change Institute, University of Oxford.
- Hardy, M., Coombes, P., & Kuczera, G. (2004, November 21–25). An investigation of estate level impacts of spatially distributed rainwater tanks. In *Proceedings of the 2004 International Conference on Water Sensitive Urban Design – Cities as Catchments*, Adelaide, Australia.
- Harpet, C., & Pincetl, S. (2019). Des modèles pour comprendre la complexité des systèmes urbains. Apports et apories autour de l’ouvrage L’homme et la ville d’Henri Laborit. *Natures Sciences Sociétés*, Vol. 27, 178 -190. <https://doi.org/10.1051/nss/2019035>
- Hathaway, J. M., & Hunt, W. F. (2011). Evaluation of first flush for nutrient and sediment pollutants in urban stormwater runoff. *Water, Air, & Soil Pollution*, 217(1-4), 135-147. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0574-y>

- Hedhli, M. (2010). *Phytorestauration des sédiments de la rivière Saint-Charles et du port de Montréal contaminés aux métaux lourds et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques* [Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal].
- Hellström, D., Jeppsson, U., & Kärrman, E. (2000). A framework for systems analysis of sustainable urban water management. *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20, 311–321. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(00\)00043-3](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(00)00043-3)
- Héran, F. (2011). Pour une approche systémique des nuisances liées aux transports en milieu urbain. *Les Cahiers Scientifiques du Transport-Scientific Papers in Transportation*. vol. 59. <https://doi.org/10.46298/cst.12107>
- Hoang, L., & Fenner, R. A. (2015). System interactions of stormwater management using sustainable urban drainage systems and green infrastructure. *Urban Water Journal*, 13(7), 739–758. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2015.1036083>
- Hood, L., & Tian, Q. (2012). Systems approaches to biology and disease enable translational systems medicine. *Genomics, Proteomics and Bioinformatics*, Vol. 10, no 4. <https://doi.org/10.1016/j.gpb.2012.08.004>
- Hotyat, M. (2012). Intérêt de l'approche systémique pour l'étude de formations végétales en milieux forestiers : l'exemple de la Forêt de Fontainebleau. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*. <http://journals.openedition.org/vertigo/1244>
- Houbart, C. (2016). *Gestion durable de l'eau pluviale: Comprendre les modalités d'application au sein de différentes municipalités québécoises*. Québec. <https://robvq.qc.ca/public/documents/bibliotheque/uploaded/1m5djnpn.pdf>.
- Hunt, W. F., Jarrett, A. R., Smith, J. T., & Sharkey, L. J. (2006). Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in North Carolina. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 132(6), 600–612. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2006\)132:6\(600\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2006)132:6(600))
- Hunt, W., Smith, J., Jadlocki, S., Hathaway, J., & Eubanks, P. (2008). Pollutant removal and peak flow mitigation by a bioretention cell in urban Charlotte, NC. *Journal of Environmental Engineering*, 134(5), 403-408.

- Imteaz, M.A., Ahsan, A., Rahman, A., & Mekanik, F. (2013). Modelling Stormwater treatment systems using MUSIC: accuracy. *Resour. Conserv. Recycl.* 71 (February):15–21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.11.007>.
- Infraguide (2005). *Eaux pluviales et eaux usées – Mesures de contrôle des eaux pluviales au niveau de l'adduction ou à la sortie de l'émissaire*. [Guide national pour des infrastructures municipales durables, supporté par la Fédération canadienne des municipalités et le Conseil national de recherches du Canada]. https://www.fcm.ca/Documents/reports/Infraguide/Conveyance_and_End_of_Pipe_Measures_for_Stormwater_Control_FR.pdf
- INRP. (n.d.). *Données sur les rejets de polluants (nitrates, ammoniac, phosphore, métaux) par la station d'épuration de Montréal*. Gouvernement du Canada. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/inventaire-national-rejets-polluants.html> (consulté le 15 juin 2025)
- J.F. Sabourin & Associates Incorporated. (2008). *20 Year performance evaluation of grassed swale and perforated pipe drainage systems* (Project No. 524(02)). Prepared for the Infrastructure Management Division of the City of Ottawa.
- Jaber, F.H. (2015). Bioretention and Permeable Pavement Performance in Clay Soil. in *International Low Impact Development Conference 2015: It Works in All Climates and Soils* (American Society of Civil Engineers, Houston), p 10.
- Jamet, J. (2022). Gestion de l'eau : nécessité d'une approche systémique et territoriale. *Paysans & société*, 395, 5-9. <https://doi.org/10.3917/pes.395.0005>
- Jarvie, H. P., Neal, C., & Withers, P. J. A. (2006). Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the Total Environment*, 360(1–3), 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.038>
- Jaska, K. (2000). *Stormwater Management and Drainage Manual*, ville de Calgary. Alberta.
- Kangas, P. (Ed.). (2003). *Ecological engineering: principles and practice*. CRC Press.
- Kaushal, S. S., Likens, G. E., Pace, M. L., Haq, S., Wood, K. L., Galella, J. G., Morel, C., Doody, T. R., Wessel, B., Kortelainen, P., Räike, A., Skinner, V., Utz, R., & Jaworski, N. (2019). Novel 'chemical cocktails' in inland waters are a consequence of the freshwater salinization

- syndrome. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1764), 20180017. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0017>
- Khan, U. T., Valeo, C., Chu, A., & Van Duin, B. (2012a). Bioretention cell efficacy in cold climates: Part 1-hydrologic performance. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 39(11), 1210- 1221. <https://doi.org/10.1139/I2012-110>
- Khan, U. T., Valeo, C., Chu, A., & van Duin, B. (2012b). Bioretention cell efficacy in cold climates: Part 2-water quality performance. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 39(11), 1222-1233. <https://doi.org/10.1139/I2012-111>
- Kõiv-Vainik, M., Kill, K., Espenberg, M., Uemaa, E., Teemusk, A., Maddison, M., Palta, M. M., Török, L., Mander, Ü., Scholz, M., & Kasak, K. (2022). Urban stormwater retention capacity of nature-based solutions at different climatic conditions. *Nature-Based Solutions*, 2, 100038. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100038>
- Kourilsky-Belliard, F. (2008). *Du désir au plaisir de changer*. Dunod. France.
- Ladislav, S. (2011). Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain – Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire. Université Nantes Angers Le Mans. Discipline Génie des Procédés. In. Centre pour la communication scientifique directe. *Tel, serveur de thèses multidisciplinaires*. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00661633/>
- Langeveld et al. (2022). Asset management for blue-green infrastructures: a scoping review. *Blue-Green Systems*, 4(2), 272-290. <https://doi.org/10.2166/bgs.2022.019>
- Lapointe, J.J. (2011). *Conduite d'une étude de besoins en éducation et en formation: Une approche systémique*. PUQ.
- Le Cauchois, P., Doucet, S., Bouattour, O., McQuaid, N., Beral, H., Kõiv-Vainik, M., ... Dorner, S. (2025). Full-scale characterization of the effects of a bioretention system on water quality and quantity following the replacement of a mixed stormwater and combined sewer system. *Blue-Green Systems*, 7(1), 43–62. <https://doi.org/10.2166/bgs.2025.008>
- Le Coustumer, S., Fletcher, T. D., Deletic, A., Barraud, S., & Poelsma, P. (2012). The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water research*, 46(20), 6743-6752. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.026>

- Leal-Neto, A. de C., Legey, L. F. L., Gonzalez-Araya, M. C., & Jablonski, S. (2006). A System Dynamics Model for the Environmental Management of the Sepetiba Bay Watershed, Brazil. *Environmental Management*, 38, 879-888.
- Lecas, G. (2006). La modélisation systémique : outils méthodologiques pour économistes. *Innovations*, Vol. n° 24, 199-230. <https://doi.org/10.3917/inno.024.0199>
- Li, H., & Davis, A. P. (2009). Water quality improvement through reductions of pollutant loads using bioretention. *Journal of Environmental Engineering*, 135(8), 567-576. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000002](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000002)
- Littledyke, M., Manolas, E., & Littledyke, R.A. (2013). A systems approach to education for sustainability in higher education. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, Vol. 14. <https://doi.org/10.1108/IJSHE-01-2012-0011>
- Liu, K., & Baskaran, B. (2005, September 27–29). Thermal performance of extensive green roofs in cold climates. In *Proceedings of the 2005 World Sustainable Building Conference*, Tokyo, Japan (pp. 27–29).
- Liu, Y., Engel, B. A., Flanagan, D. C., Gitau, M. W., McMillan, S. K., & Chaubey, I. (2017). A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: Needs and opportunities. *Science of the Total Environment*, 601–602, 580–593.
- Lloyd, S., Wong, T., & Chesterfield, C. (2002). *Water sensitive urban design: A stormwater management perspective* (Industry Report 02/10). Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Monash University.
- Mailhot, A., & Duchesne, S. (2005). Impacts et enjeux liés aux changements climatiques en matière de gestion des eaux en milieu urbain. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Hors-série 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.1931>
- Mailhot, A., Bolduc, S., Talbot, G., Logé, H., Duchesne, S., & Pelletier, G. (2011b). Impact and adaptation of an existing urban stormwater system to climate change. *Submitted for publication in J. Hydro.*
- Maisonnette, A. (2021). *Proposition d'un outil d'évaluation de la performance globale de pratiques de gestion optimales basé sur la méthode multicritère d'aide à la décision AHP*

- [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie doc. <https://publications.polymtl.ca/9172/>
- Makepeace D., Smith D., Stanley S. (1995). Urban stormwater quality: summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 25, n°2, p. 93-139.
- Maldague, M. (2004). Sciences du développement et analyse systémique. *Bulletin de l'ANSD*, 5, 19-40.
- MAMROT. (2010). *La gestion durable des eaux de pluie*. Québec. Canada.
- Maniquiz-Redillas, M. C., Geronimo, F. K. F., & Kim, L. H. (2014). Investigation on the effectiveness of pretreatment in stormwater management technologies. *Journal of Environmental Sciences*, 26(9), 1824–1830. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.018>
- Martinelli, I. (1999). *Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans un sol urbain : vers une approche globale et pluridisciplinaire*. [Thèse de doctorat]. INSA de Lyon. 196 p.
- McDonough, K., Moore, T., & Hutchinson, S. (2017). Understanding the relationship between stormwater control measures and ecosystem services in an urban watershed. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 143(5), 04017008. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.000075](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.000075)
- MDDEFP. (2014). *Guide de gestion des eaux pluviales*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide-gestion-eaux-pluviales.pdf> (consulté le 15 juin 2025)
- MDDEFP. (2014). *Guide de gestions des eaux pluviales*. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide-gestion-eaux-pluviales.pdf>
- MDDELCC. (2011). *Guide de gestion des eaux pluviales : Stormwater Management Guide*. Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide-gestion-eaux-pluviales.pdf>
- MDE. (2000). *Maryland Stormwater Design Manual: Volume 1 and 2*. Maryland Department of the Environment, Annapolis, Maryland.

- MEE. (1994). *Stormwater management practices planning and design manual*. Toronto (Canada): Environmental Sciences & Standards Division - Program Development Branch - Ontario Ministry of Environment and Energy. 260 p.
- Mentens, J., Raes, D., & Hermy, M. (2006). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape and urban planning*, 77(3), 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>
- Middleton, J.R. & Barrett, M.E. (2008). Water quality performance of a batch-type stormwater detention basin. *Water environment research : a research publication of the Water Environment Federation*, vol. 80, n° 2, p. 172-172.
- Mikkelsen P.S., Hafliger M., Ochs M., Jacobsen J.C., Tjell P. & Boller M. (1996). Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater – a case study. *Water Science and Technology*, 36(8-9), 325-330.
- Mirchi, A., Madani, K., Watkins, D., & Ahmad, S. (2012). Synthesis of system dynamics tools for holistic conceptualization of water resources problems. *Water resources management*, 26, 2421-2442.
- Mitchell, V.G. (2006). Applying integrated urban water management concepts: a review of Australian experience. *Environ. Manag.* 37 (5), 589–605.
- MOE. (2003). *Stormwater management planning and design manual*. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. 379p. http://www.ene.gov.on.ca/environment/en/resources/STD01_076363.
- Mohiuddin, K. M., Zakir, H. M., Otomo, K., Sharmin, S., & Shikazono, N. (2010). Geochemical distribution of trace metal pollutants in water and sediments of downstream of an urban river. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7(1), 17–28. <https://doi.org/10.1007/BF03326113>
- Moine, A. (2006). Le territoire comme un système complexe: un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie. *Espace géographique*. vol. 35, no 2, p. 115-132.
- Moisan, C. (2013). *Stratégie d'assainissement et de valorisation des bassins de rétention des eaux pluviales de la ville de Montréal*. [Essais et productions de fin d'études]. Université de Sherbrooke. Canada. <http://hdl.handle.net/11143/7337>

- Moravej, M., C. Swinbourne, R. Hall, and S. Kenway. 2025. "Vertical Green Systems (VGSs) and On-Site Storage for Stormwater Management." *Water Research*, 123560.
- Morgan, J. G., Paus, K. A., Hozalski, R. M., & Gulliver, J. S. (2011). *Sorption and release of dissolved pollutants via bioretention media* (Project Report 559). Prepared for the Minnesota Pollution Control Agency. <http://conservancy.umn.edu/bitstream/11299/116560/1/pr559.pdf>
- Moura, P. (2008). *Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain*. [Thèse de doctorat]. INSA de Lyon. France, 355 p. <http://theses.insa-lyon.fr/publication/2008ISAL0048/these.pdf>
- Moura, P., Barraud, S., & Baptista, M. (2011). Méthodologie multicritère d'aide à la décision pour les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 12(6), 687-700. <https://doi.org/10.1080/19648189.2008.9693039>
- Moutsios-Rentzos, A., & Kalavasis, F. (2016). Systemic approaches to the complexity in mathematics education research. *International Journal for Mathematics in Education*, 7, 97-119.
- Néel, C. F., Dicanot, A., Goutaland, D., Lenouveau, N., & Winiarski, T. (2016). *La modélisation systémique peut-elle aider l'adaptation des systèmes de gestion des eaux pluviales urbaines au changement climatique ?* Dans *Actes de la conférence Novatech*, France.
- Ni-Bin, C., Jia-Wei, L., Ting, C., & Nicholas, H. (2018). Global policy analysis of low impact development for stormwater management in urban regions. *Land Use Policy*, Volume 70, ISSN 0264-8377, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.024>
- Nodine, T. G., Conley, G., Riihimäki, C. A., Holland, C., & Beck, N. G. (2024). *Modeling the impact of future rainfall changes on the effectiveness of urban stormwater control measures*. *Sci. Rep.* 14, 4082.
- Oppliger, S., Hasler, S., Sandoval, S., & Favre Boivin, F. (2023). *Ville éponge – Une plateforme suisse pour la promotion d'une gestion de l'eau adaptée au changement climatique en milieu urbain*. Dans *Actes de la 11e conférence internationale Novatech 2023 : L'eau dans la ville / Urban Water* (3–7 juillet 2023, Lyon, France).

- Osouli, A., Bloorchian, A. A., Grinter, M., Alborzi, A., Marlow, S. L., Ahiablame, L., & Zhou, J. (2017). Performance and Cost Perspective in Selecting BMPs for Linear Projects. *Water*, 9(5), 302. <https://doi.org/10.3390/w9050302>
- Passeport, E., Hunt, W. F., Line, D. E., & Smith, R. A. (2008). *Effectiveness of two grassed bioretention cells at reducing stormwater pollution* [Manuscript soumis pour publication].
- Patwardhan, A. S., Hare, J. T., Jobes, T., & Medina, D. (2005). Analyzing potential benefits of low impact development in reducing combined sewers overflows. In *Impacts of global climate change* (pp. 1-10). [https://doi.org/10.1061/40792\(173\)156](https://doi.org/10.1061/40792(173)156)
- Pauleit, S., Vasquéz, A., Maruthaveeran, S., Liu, L., & Cilliers, S.S. (2021). Urban Green Infrastructure in the Global South. In: Shackleton, C.M., Cilliers, S.S., Davoren, E., du Toit, M.J. (eds) *Urban Ecology in the Global South. Cities and Nature*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-67650-6_5
- Paule-Mercado, M.A., Lee, B.Y., Memon, S.A., Umer, S.R., Salim, I., & Lee, C.-H. (2017). Influence of land development on stormwater runoff from a mixed land use and land cover catchment. *Sci. Total Environ.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.081>.
- Pei, S., Hoang, L., Fu, G., & Butler, D. (2024). Real-time control of urban drainage systems using neuro-evolution. *Journal of Environmental Management*, 360, 121133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121133>
- Perez-Pedini, C., Limbrunner, J., & Vogel, R. (2005). Optimal location of infiltration-based best management practices for stormwater management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 131(6), 441–448. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2005\)131:6\(441\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2005)131:6(441))
- Peterson, L. L., & Davie, B. S. (2007). *Computer networks: a systems approach*. Elsevier.
- Pitt, R., & Voorhees, J. (2010). *Integrated modeling of green infrastructure components in an area served by combined sewers*. Paper presented at the Proceedings of Watershed Management Conference 2010: Innovations in Watershed Management under Land Use and Climate Change, Madison, WI, United states. [https://doi.org/10.1061/41099\(367\)13](https://doi.org/10.1061/41099(367)13)

- Poulard, C., Berthier, E., Breil, P., Labbas, M., Henine, H., Hauchard, E., ... & FRA, C. I. D. F. T. (2013). *Gestion des eaux pluviales «urbaines» et « rurales» : comparer pour décroisonner*. <https://hal.inrae.fr/hal-02599223>
- Puchol-Salort, P., O’Keeffe, J., van Reeuwijk, M., & Mijic, A. (2021). An urban planning sustainability framework: Systems approach to blue green urban design. *Sustainable Cities and Society*, 66, 102677.
- Read, L. K., Hogue, T. S., Edgley, R., Mika, K., & Gold, M. (2019). Evaluating the impacts of stormwater management on streamflow regimes in the Los Angeles River. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 145(10), 05019016. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001092](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001092)
- Renaud-Hellier, E. (2006). Gestions de l’eau et du développement urbain dans l’espace dijonnais: quels modes d’intégration territoriale? *Revue géographique de l’Est*, 46(1-2).
- Rivard, G. (2005). *Gestion des eaux pluviales en milieu urbain*. 2^e éd. Revue et enrichie. Alias Communication Design.
- Roghani, B., Bahrami, M., Cherqui, F., & Rokstad, M. M. (2024). Assessment of performance indicators for green infrastructure through review of international guidelines. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.2166/bgs.2024.049>
- Rouissat, B. (2010). La Gestion Des Ressources En Eau En Algérie Situation Défis Et Apport De L’approche Systématique. *Revue d’Economie et de Management*, 9(1), 132–146. Retrieved from <https://journals.univ-tlemcen.dz/REM/index.php/REM/article/view/338>
- Rouissat, B. (2012). *Analyse systémique appliquée aux aménagements hydrauliques* (Doctoral dissertation, Université de Tlemcen). Algérie.
- Roy, A. H., Wenger, S. J., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., Ladson, A. R., Shuster, W. D., ... & Brown, R. R. (2008). Impediments and solutions to sustainable, watershed-scale urban stormwater management: lessons from Australia and the United States. *Environmental management*, 42, 344-359. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9119-1>
- Ruban, V., F. Larrate, M. Berthier, L. Favreau, Y. Sauvourel, L. Letellier, M. L. Mosini & G. Raimbault (2004). Quantitative and qualitative hydrologic balance for a small suburban

- watershed in the Nantes région, France. *5th in international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management*, Lyon, France, June 2004. 10p.
- Rushton, B. 2002. *Treatment of Stormwater Runoff from an Agricultural Basin by a Wet-Detention Pond in Ruskin, Florida*. Final report to the Southwest Florida Water Management District, November.
- Saint-Aimé, R. (2023). *Traitement de l'azote ammoniacal dans les effluents miniers et valorisation des solides résiduels contaminés en végétalisation* [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/53381/>
- Sauvé, A., Glatard, F., Faucon, P., & Damas, O. (2014). *Aménagement et choix des végétaux des ouvrages de gestion des eaux pluviales de proximité*.
- Schmidt-Lainé, C., & Pavé, A. (2008). La modélisation au cœur de la démarche scientifique et à la confluence des disciplines. *Publications du musée des Confluences*, 2(1), 21-34.
- Schmitt, T. G., Thomas, M., & Ettrich, N. (2004). Analysis and modeling of flooding in urban drainage systems. *Journal of Hydrology*, 299(3-4), 300-311. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.012>
- Schueler, T. (1987). *Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMPs*. Department of Environmental Programs. Metropolitan Washington Council of Governments. Washington, DC.
- Schueler, T. (2008). *Bioretention: A Review and Update*. Center for Watershed Protection. <https://www.stormwatercenter.net/Library/Practice/69.pdf>.
- Schueler, T. (2008). *Technical support for the Bay-wide runoff reduction method*. Chesapeake Stormwater Network. www.chesapeakestormwater.net
- Sebti, Anas. (2016). *Optimisation de l'implantation des pratiques de gestion optimales (PGO) dans les réseaux de drainage urbain*. [Thèse de doctorat]. Polytechnique Montréal. Canada. <https://publications.polymtl.ca/2076/>.
- Segteup (2013). Système extensifs pour la gestion et le traitement de l'eau urbaine en temps de pluie. In Segteup. *Présentation du programme*. <http://www.graie.org/segteup/spip.php?article2>

- Senneville, R. (2022). *Évaluation de la performance des ouvrages de gestion durable des eaux pluviales de la rue Sainte-Claire à Rivière-du-Loup*. <https://corpus.ulaval.ca/entities/publication/672bb9cf-46fb-444a-83af-e60822f1f654> (consulté le 15 juin 2025).
- Serre, D. (2015). Concevoir la résilience urbaine: un défi face à des complexités. *EDP Sciences (Ed.), Complexité et désordre-éléments de réflexion*. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01250351>
- Service Technique de l'Urbanisme & Agences de l'Eau. (1994). *Guide technique des bassins de retenue d'eaux pluviales* (275 p.). Paris : Tec & Doc Lavoisier.
- Sharkey, L. J. (2006). *The Performance of Bioretention Areas in North Carolina: A Study of Water Quality, Water Quantity, and Soil Media*. M.S. thesis, North Carolina State University, Department of Biological and Agricultural Engineering.
- Sigg L., Stumm W., Behra P.h., (1992). *Chimie des milieux aquatiques* - Paris : Masson, 391p.
- Simard, M., & Mercier, G. (2011). *Géographie urbaine. Villes, urbanisation et systèmes urbains*. Edition: 5. Publisher: Département de géographie - Université Laval. https://www.researchgate.net/publication/345141476_Geographie_urbaine_Villes_urbanisation_et_systemes_urbains
- Skinner-Dorkenoo, A. L., George, M., Wages III, J. E., Sánchez, S., & Perry, S. P. (2023). A systemic approach to the psychology of racial bias within individuals and society. *Nature Reviews Psychology*, 2(7), 392-406.
- Smith, R., & Hunt, W. (2007, March 13–15). *Pollutant removals in bioretention cells with grass cover*. Communication présentée au 2nd National Low Impact Development Conference, Wilmington, NC. [https://doi.org/10.1061/40927\(243\)58](https://doi.org/10.1061/40927(243)58)
- Søberg, L. C., Viklander, M., & Blecken, G.-T. (2017). Do salt and low temperature impair metal treatment in stormwater bioretention cells with or without a submerged zone? *Science of the Total Environment*, 579, 1588–1599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.179>
- Sommer, H. (2009). Storm Water Management in Germany. *International workshop on ecological technologies Novembre 29th-28th*. <http://140.124.61.21/ecoTechCourse/paper/15.pdf>

- Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage urban stormwater. *Water and environment journal*, 24(3), 192-199. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00174.x>
- Stovin, V.R., Moore, S.L., Wall, M., & Ashley, R.M. (2012). The potential to retrofit sustainable drainage systems to address combined sewer overflow discharges in the Thames tideway catchment. *Water Environ. J.* <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1747-6593.2012.00353.x/full>
- Tabuchi, J. P. (2002). Urbanisation et eaux pluviales. *Techniques sciences méthodes*, (7/8), 38-44.
- Thibault, S., Boulé, V., Taillon, A., Coulombe, M.-L. & Itée R. (2009). Les milieux humides un outil de gestion des eaux de ruissellement urbaines et agricoles. *Vecteur Environnement*, vol. 42, n° 3, p. 32.
- Torres, A. (2008). *Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille : éléments de réflexion pour le suivi et la modélisation*. [Thèse de doctorat]. INSA Lyon, France, 374 p.
- TRCA & CVCA. (2010). Low impact development stormwater management planning and design guide. In Toronto and Region Conservation for living. *Storm Management*. <http://www.trca.on.ca/protect/water-management/storm-water-management.dot>
- TRCA. (2010). *Low impact development stormwater management planning and design guide*. Toronto, ON, Canada.
- UDFCD. (2005). Urban storm drainage criteria. Manual. Vol. 3. Best management practices. Urban Drainage and Flood Control District, Denver, Colo.
- Ugarelli, R. & Alegre, H. (2016). Gestion patrimoniale des infrastructures liées aux eaux urbaines : la méthodologie et l'approche AWARE-P implémentée au Portugal et en Norvège. *Sciences Eaux & Territoires*, 20, 28-33. <https://doi.org/10.3917/set.020.0028>
- Upper Parramatta River Catchment Trust (UPRCT). (2004). *Water Sensitive Urban Design: Technical guidelines for western Sydney*. Sydney.
- USEPA. (1983). *Results of the nationwide urban runoff program* (Vol. 1). Water planning division, US environmental protection Agency.

- USEPA. (2000). *National management measures to control nonpoint source pollution from urban areas*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. <https://www.epa.gov/nps/urban-management-measures>
- USEPA. (2003). *Protecting water quality from urban runoff*. Washington, DC.
- USEPA. 2021. *Stormwater Best Management Practice: Bioretention (Rain Gardens)*. Washington, DC: Office of Water. <https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-11/bmp-bioretention-rain-gardens.pdf>
- Van Roon, M. (2007). Water localisation and reclamation: steps towards low impact urban design and development. *J. Environ. Manag.* 83 (4), 437–447
- Van Seters, T., D. Smith, and G. MacMillan. (2006). "Performance Evaluation of Permeable Pavement and a Bioretention Swale." In *Proceedings of the 8th International Conference on Concrete Block Paving*, San Francisco, CA, November 6–8.
- VanWoert, N. D., Rowe, D. B., Andresen, J. A., Rugh, C. L., Fernandez, R. T., & Xiao, L. (2005). Green roof stormwater retention: effects of roof surface, slope, and media depth. *Journal of environmental quality*, 34(3), 1036-1044. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0364>
- Verge, W. R. 2020. *Rédaction d'un guide méthodologique sur l'élaboration d'un programme de suivi des ouvrages de gestion des eaux pluviales et application au bassin versant du lac Saint-Charles (Québec)*. Master's thesis, Institut National de la Recherche Scientifique, Canada.
- Ville de Montréal. (2025). *Qualité des cours d'eau : mesures de surveillance et de réduction des polluants à la station Jean-R. Marcotte*. <https://montreal.ca/sujets/qualite-des-cours-deau> (consulté le 15 juin 2025)
- Vilmin, T. (1999). *L'aménagement urbain en France : une approche systémique* (Doctoral dissertation, Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques (CERTU)).
- Vilmin, T. (2020). De l'analyse systémique de l'aménagement urbain à la réalisation d'un jeu sérieux. *Netcom. Réseaux, communication et territoires*, (34-1/2).

- Visitacion, B.J., Booth, D.B., & Steinemann, A.C. (2009). Costs and benefits of storm-water management: case study of the Puget sound region. *J. Urban Plann. Dev.* 135 (4), 150–158.
- Voorde, V. H., Nijs, M. and Dijck, P. J. V. (1973). *Effects of road salt in winter, Environmental Pollution*, 213–218.
- Washington State Department of Ecology. (2005). *Stormwater management manual for Western Washington*. Washington, DC, USA.
- Winz, I., Brierley, G., & Trowsdale, S. (2009). The use of system dynamics simulation in water resources management. *Water resources management*, 23, 1301-1323.
- Wong, T.H.F., & Eadie, M.L. (2000). Water sensitive urban design—a paradigm shift in urban design. *Proceedings of the Xth World Water Congress, [in CD-ROM]*. 12:16. http://gabeira.locaweb.com.br/cidadesustentavel/biblioteca/%7B30788FE6-98A8-44E5-861E-996D286A78B3%7D_Wong1.pdf
- Wong, T. H. F. (2006). *Australian Runoff Quality. Engineers Australia, National Committee for Water Engineering*. Sydney. 231 p.
- Yang, Y., Zhu, D. Z., Loewen, M. R., Zhang, W., Van Duin, B., & Mahmood, K. (2024). Impacts of climate change on urban stormwater runoff quantity and quality in a cold region. *Science of the Total Environment*, 176439. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176439>
- Young, K. D., Kibler, D. F., Benham, B. L., & Loganathan, G. V. (2009). Application of the analytical hierarchical process for improved selection of storm-water BMPs. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135(4), 264-275.
- Younos, T., & Parece, T. E. (2016). *Sustainable water management in urban environments* (Vol. 47). Springer.
- Yves, M., Guy, P., André, L., & Myriam, M. (2019). Approche analytique et approche systémique pour la maîtrise des risques analytic. Congrès Lambda Mu 21, “ Maîtrise des risques et transformation numérique : opportunités et menaces ”. Reims, France. fffhal-02065309f
- Zhang, W., Yu., Y., Li, Z., Yu., T., Guo, S., Zhou, Y., & Li, X. (2023). Hydrologic and Water Quality Modeling of Bioretention Columns in Cold Regions. *Hydrological Processes*.692795c592c81d21e23c80061986008a.pdf(d197for5662m48.cloudfront.net)

Zhang, Y., Zhao, W., Chen, X., Jun, C., Hao, J., Tang, X., & Zhai, J. (2020). Assessment on the effectiveness of urban stormwater management. *Water*, 13(1), 4. <https://doi.org/10.3390/w13010004>

ANNEXES

ANNEXE A APPROCHE DÉCISIONNELLE DE MAINTENANCE PRÉVISIONNELLE DES TECHNIQUES ALTERNATIVES BASÉE SUR LA MODÉLISATION SYSTÉMIQUE

Musandji Fuamba^a, Pierreman-Fils Pierre^a et Frédéric Cherqui^{b,c}

^a Polytechnique Montréal, Québec, Canada

^b Univ Lyon, INSA-LYON, Université Claude Bernard Lyon 1, DEEP, F-69621, F-69622,
Villeurbanne, France

^c School of Ecosystem and Forest Sciences, The University of Melbourne, Burnley, VIC 3121,
Australia

Communication présentée le 06 juillet 2023 à la conférence « Novatech »

Résumé

Après avoir évalué, dans une précédente étude, l'intérêt et le potentiel de l'approche de modélisation systémique dans la gestion des techniques alternatives (TA) dédiées aux eaux pluviales, en intégrant l'influence des pratiques d'entretien des gestionnaires sur le long terme, un outil d'aide à la décision est en cours d'élaboration, à l'intention des gestionnaires. L'outil se base sur deux modèles : cognitif et prédictif. Premier stade de la modélisation systémique, le modèle cognitif représente de manière simplifiée une technique alternative en caractérisant les composantes autonomes et leurs interactions. Ce modèle est basé sur la synthèse de suivi (scientifiques et opérationnelles) et de dire d'experts (chercheurs ou gestionnaires). Une fois validé, le modèle sera utilisé de manière prévisionnelle pour anticiper le comportement futur des TA en fonction des opérations de maintenance planifiées. L'approche systémique propose un cadre évolutif permettant de réunir des connaissances de nature différentes (modèles, analyse de données, dire d'expert). En l'absence de modèles sur le vieillissement des ouvrages, ce type d'approche permet une première prise en compte d'une vision à long-terme et donc une meilleure planification des besoins de maintenance.

Abstract

After having evaluated, in a previous study, the interest and the possibility of using the systemic modeling approach in the management of Stormwater Control Measures (SCMs), by integrating the influence of maintenance of managers over the long term, a decision-making tool is under development, for utility managers. The developed tool includes two models: cognitive and predictive. As the first stage of systemic modeling, the cognitive model represents SCMs in a simplified way as autonomous components interacting with each other. This model relies on the synthesis of scientific and operational monitoring campaigns, and expert opinions (researchers and utility managers). Once the cognitive model is validated, the predictive model makes it possible to anticipate the future behavior of a SCM based on planned maintenance operations. Systemic approach offers an evolutive framework enabling to reunite very different knowledge such as models, data analysis, and expert opinions. Due to the lack of deteriorating models, such approach enables a first long-term vision and thus a better planification of maintenance needs.

Mots clés

Systémique, modélisation, techniques alternatives, entretien, eaux pluviales.

Contexte

Dès l'année 1980 en Amérique du Nord, les techniques alternatives (TA) apparaissaient comme une solution efficace dans la prise en charge des eaux de ruissellement. Identifiées généralement comme techniques de gestion des eaux pluviales à la source, elles privilégient l'infiltration et le stockage des eaux pluviales au plus près de la source tout en permettant le ralentissement des débits en aval des ouvrages : ce qui réduit le volume des eaux de ruissellement et limite par le fait même la pollution de la nappe phréatique.

Cependant, au fil des années, les expériences montrent que le coût d'entretien des TA ainsi que leur suivi systématique sont excessivement chers. Dans cette dynamique, et face à la complexité des milieux urbains, il est permis de penser que la nouvelle approche de la modélisation systémique peut être l'option la plus intéressante pour la gestion des eaux pluviales, puisqu'elle permet la compréhension et la modélisation des systèmes complexes. Il s'agit donc d'une approche qui fait le lien entre les différentes composantes en vue d'une meilleure compréhension du fonctionnement et du comportement de l'ouvrage sur le long terme. C'est le double objectif poursuivi par l'étude

en cours : modéliser systématiquement les liens de fonctionnalité des différentes composantes des TA et développer une approche devant aboutir à une méthode permettant d’anticiper les opérations de maintenance de ces ouvrages en vue de garantir une meilleure performance.

Méthodologie

La modélisation systémique est déjà utilisée dans plusieurs domaines, dont l’économie et l’éducation. En effet dans le domaine économique, elle est utilisée pour étudier les mécanismes économiques de l’entreprise (Lecas, 2006) et en éducation pour donner une réponse aux défis posés par le développement durable (Diemer, 2014). Cependant, cette technique de modélisation n’a pas encore fait l’objet d’une quelconque utilisation dans le domaine de la gestion des eaux pluviales. Des chercheurs à l’Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (INSA) ont étudié l’intérêt et le potentiel de l’approche systémique dans la gestion des TA dédiées aux eaux pluviales (Flaux, 2017). Un modèle cognitif et un modèle prédictif ont été testés sur le bassin de rétention-infiltration Django-Reinhardt.

Développement de l’approche décisionnelle

La première étape dans la construction de cette approche consiste à élaborer un modèle cognitif et un modèle prédictif pour chaque famille des TA classées selon leur fonctionnalité (stockage, infiltration et traitement). Le modèle cognitif aidera à la compréhension du fonctionnement du système à l’étude (représenter la liaison entre les différentes composantes du système). Ce modèle ne peut pas être simulé pour avoir l’évolution du comportement global du système. Il donne plutôt une vision simplifiée du système sans donner des détails clés. Le modèle prédictif permettra la simulation du comportement et l’évolution du système sur le long terme. À cette phase, les performances du système sont anticipées ainsi que les défaillances qui peuvent subvenir sur l’ouvrage sur de longues périodes.

La deuxième étape intégrera les modèles cognitif et prédictif (composante fonctionnelle de l’approche), la représentation logique des différents liens à établir entre les composantes de la TA à l’étude (Figure A.1) et le modèle décisionnel (composante décisionnelle) et les choix des opérations de maintenance décidés (tableau-interface). Il est prévu l’utilisation du logiciel *Vensim PLE* pour déterminer les résultats de la composante fonctionnelle.

La simulation du modèle prédictif permettra l'obtention des sorties jugées raisonnables et compatibles à la réalité du site sur lequel il a été testé. Comme exemple des résultats, la Figure A.2 montre que la variation de la végétation et du volume des sédiments dans le bassin d'infiltration (BI) est en croissance pendant les 5 500 jours de simulation dans le site étudié.



Figure A.1 Exemple d'une représentation logique des liens

TS = Taux de saturation des ouvrage/TC = Taux de contamination

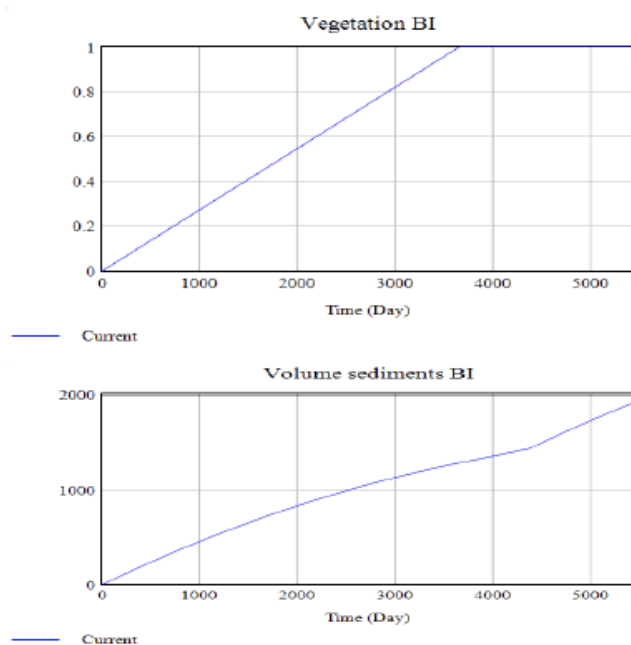


Figure A.2 Exemple des résultats obtenus

Conclusion

Un outil d'aide à la décision est en cours d'élaboration, à l'intention des gestionnaires. L'outil se base sur deux modèles : cognitif et prédictif. Premier stade de la modélisation systémique, le modèle cognitif représente de manière simplifiée une technique alternative en caractérisant les composants autonomes et leurs interactions.

L'approche systémique a été identifiée comme outil le plus efficace permettant de planifier les opérations d'entretien des ouvrages. Le modèle en développement à partir de l'approche systémique permettra la compréhension et l'anticipation du comportement des TA dans la gestion eaux pluviales. Ce modèle permettra également d'anticiper les opérations de maintenance à planifier pour le bon fonctionnement des TA à l'étude.

Références

- Flaux (2017). *Approche systémique de la gestion des eaux pluviales*. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. France.
- Lecas, G. (2006). La modélisation systémique : outils méthodologiques pour économistes. *Cairn.info*. N° 24.
- Diemer, A. (2014). L'éducation systémique, une réponse aux défis posés par le développement durable. *Open Edition Journals*. Volume 11.

ANNEXE B ÉVÉNEMENTS DE PLUIE SUR LE SITE DE PAPINEAU À MONTREAL DE 2018 À 2020

Tableau B. 1. Caractéristiques de tous les événements de pluie de l'année 2018

ID	Date et Heure Début	Date et Heure Fin	Durée	Hauteur totale (mm)	Intensité maximale (Imax) (mm/h)	Intensité moyenne (Imoy) (mm/h)	JSPA
1	2018-09-10 20h20	2018-09-11 9h00	12h40	22,00	13,10	1,74	-
2	2018-09-21 6h50	2018-09-21 11h55	5h05	11,40	15,77	2,24	9,91
3	2018-09-21 19h00	2018-09-21 21h35	2h35	26,09	71,07	10,10	0,30
4	2018-09-25 9h05	2018-09-25 15h55	6h50	9,24	11,23	1,35	3,48
5	2018-09-26 4h05	2018-09-26 17h10	13h05	5,10	18,34	0,39	0,51
6	2018-10-02 2h30	2018-10-02 13h45	11h15	9,94	3,00	0,88	5,39
7	2018-10-04 8h35	2018-10-04 11h20	2h45	5,40	13,20	1,96	1,78
8	2018-10-08 15h55	2018-10-08 19h00	3h05	15,30	33,00	4,96	4,19
9	2018-10-09 00h15	2018-10-09 1h15	1h00	8,20	43,20	8,20	0,22
10	2018-10-10 00h10	2018-10-10 00h40	30 min	2,50	18,60	5,00	0,95
11	2018-10-11 3h55	2018-10-11 11h45	7h50	6,40	12,00	0,82	1,14
12	2018-10-15 11h30	2018-10-15 21h10	9h40	5,50	7,80	0,57	3,99
13	2018-10-27 18h05	2018-10-28 17h30	23h25	19,33	6,00	0,83	11,87
14	2018-10-31 10h20	2018-10-31 20h00	9h40	9,22	3,00	0,95	2,70
15	2018-11-01 21h15	2018-11-02 9h50	12h35	15,60	7,89	1,24	1,05
16	2018-11-03 7h45	2018-11-03 15h50	8h05	12,85	7,89	1,59	0,91
17	2018-11-09 18h05	2018-11-10 7h30	13h25	20,80	6,00	1,54	6,09

Tableau B. 2. Caractéristiques de tous les événements de pluie de l'année 2019

ID	Date et Heure Début	Date et Heure Fin	Durée	Hauteur totale (mm)	Intensité maximale (Imax) (mm/h)	Intensité moyenne (Imoy) (mm/h)	JSPA
18	2019-04-18 17h55	2019-04-20 9h15	39h25	48,66	16,46	1,24	3,05
19	2019-04-23 22h15	2019-04-24 12h10	13h55	9,30	4,80	0,67	3,54
20	2019-04-26 9h40	2019-04-27 12h30	26h50	27,10	4,80	1,01	1,90
21	2019-05-01 16h20	2019-05-02 3h35	11h15	11,00	6,00	0,98	4,16
22	2019-05-03 8h45	2019-05-03 12h35	3h50	3,59	3,00	0,94	1,22
23	2019-05-09 19h35	2019-05-10 19h40	24h05	57,12	28,98	2,37	6,29
24	2019-05-13 23h10	2019-05-14 15h40	16h30	13,50	3,06	0,82	3,15
25	2019-05-19 6h10	2019-05-19 8h40	2h30	5,31	4,56	2,12	4,60
26	2019-05-19 18h40	2019-05-19 19h10	30 min	2,03	6,12	4,06	0,42
27	2019-05-20 00h20	2019-05-20 1h00	40 min	7,00	15,24	10,50	0,75
28	2019-05-23 16h40	2019-05-24 3h45	11h05	20,57	22,86	1,86	3,65
29	2019-06-02 6h20	2019-06-02 7h20	1h00	1,26	3,06	1,26	9,11
30	2019-06-02 10h30	2019-06-02 13h20	2h50	7,58	6,12	2,68	0,13
31	2019-06-10 23h50	2019-06-11 6h40	6h50	20,25	15,24	2,96	8,44
32	2019-06-14 5h50	2019-06-14 8h30	2h40	7,35	13,74	2,76	2,97
33	2019-06-15 14h30	2019-06-15 21h20	6h50	10,39	7,62	1,52	1,25
34	2019-06-20 12h55	2019-06-20 19h40	6h45	3,94	3,00	0,58	4,65
35	2019-06-25 7h35	2019-06-25 14h30	6h55	12,27	14,23	1,77	9,15

Tableau B.2. Caractéristiques de tous les événements de pluie de l'année 2019 (suite)

ID	Date et Heure Début	Date et Heure Fin	Durée	Hauteur totale (mm)	Intensité maximale (Imax) (mm/h)	Intensité moyenne (Imoy) (mm/h)	JSPA
36	2019-06-29 16h25	2019-06-29 20h30	4h5	14,44	44,07	3,54	4,08
37	2019-06-30 7h50	2019-06-30 9h35	1h45	7,96	8,06	4,55	0,47
38	2019-07-05 9h30	2019-07-05 9h50	20 min	1,01	4,56	3,03	5,00
39	2019-07-06 9h50	2019-07-06 11h10	1h20	10,41	27,42	7,81	1,38
40	2019-07-11 7h30	2019-07-11 11h10	3h40	34,04	74,70	9,28	4,85
41	2019-07-11 18h20	2019-07-11 21h30	3h10	12,92	30,48	4,08	0,30
42	2019-07-13 20h50	2019-07-13 22h20	1h30	8,12	39,60	5,41	1,97
43	2019-07-19 6h10	2019-07-19 7h00	50 min	2,79	12,80	3,35	5,33
44	2019-07-21 5h50	2019-07-21 7h10	1h20	29,97	97,56	22,48	2,70
45	2019-07-30 19h10	2019-07-30 20h40	1h30	43,68	100,56	29,12	9,50
46	2019-08-09 21h00	2019-08-09 23h20	2h20	7,35	15,24	3,15	10,01
47	2019-08-28 11h00	2019-08-28 20h20	9h20	15,71	7,62	1,68	18,49
48	2019-08-30 6h40	2019-08-30 8h30	1h50	16,99	42,66	9,27	1,43
49	2019-09-02 00h20	2019-09-02 7h50	7h30	17,22	6,12	2,30	2,66
50	2019-09-04 2h40	2019-09-04 13h10	10h30	17,51	21,36	1,67	1,78
51	2019-09-07 16h10	2019-09-07 20h40	4h30	7,36	9,12	1,64	3,13
52	2019-09-11 4h10	2019-09-11 6h50	2h40	3,29	10,68	1,23	3,31
53	2019-09-14 1h20	2019-09-14 8h10	6h50	6,05	7,62	0,89	2,77

Tableau B.2. Caractéristiques de tous les événements de pluie de l'année 2019 (suite)

ID	Date et Heure Début	Date et Heure Fin	Durée	Hauteur totale (mm)	Intensité maximale (Imax) (mm/h)	Intensité moyenne (Imoy) (mm/h)	JSPA
54	2019-09-26 10h10	2019-09-26 20h40	10h30	11,37	12,18	1,08	12,08
55	2019-09-28 10h00	2019-09-28 15h30	5h30	4,56	4,56	0,83	1,56
56	2019-09-30 23h30	2019-10-01 2h00	2h30	4,79	4,56	1,92	4,12
57	2019-10-01 14h50	2019-10-01 21h20	6h30	63,49	56,40	9,77	0,53
58	2019-10-03 22h50	2019-10-04 1h50	3h	2,76	3,06	0,92	2,06
59	2019-10-07 3h50	2019-10-07 8h40	4h50	49,98	6,12	2,15	3,08
60	2019-10-16 19h50	2019-10-17 8h30	12h40	49,98	12,18	3,95	9,47
61	2019-10-27 6h40	2019-10-27 21h50	15h10	41,79	10,68	2,76	9,92
62	2019-10-31 1h30	2019-10-31 5h10	3h40	3,76	3,06	1,03	3,15
63	2019-10-31 14h10	2019-11-01 9h40	19h30	63,15	19,80	3,24	0,38
64	2019-11-05 7h10	2019-11-05 18h10	11h	10,83	9,12	0,98	3,90
65	2019-11-06 23h50	2019-11-07 14h20	14h30	6,50	1,50	0,45	1,24
66	2019-11-27 17h00	2019-11-27 23h20	6h20	17,49	12,18	2,76	20,11
67	2019-12-09 12h50	2019-12-09 23h20	10h30	9,31	3,06	0,89	11,56
68	2019-12-13 22h20	2019-12-14 7h20	9h	7,00	1,50	0,78	3,96
69	2019-12-14 18h10	2019-12-15 3h10	9h	9,33	9,12	1,04	0,45

Tableau B.3. Caractéristiques de tous les événements de pluie de l'année 2020

ID	Date et Heure Début	Date et Heure Fin	Durée	Hauteur totale (mm)	Intensité maximale (Imax) (mm/h)	Intensité moyenne (Imoy) (mm/h)	JSPA
70	2020-07-30 18h40	2020-07-30 20h00	1h20	15,49	60,96	11,62	-
71	2020-07-31 16h50	2020-07-31 17h20	30 min	6,10	21,36	12,20	0,87
72	2020-08-02 10h40	2020-08-02 22h20	11h40	39,07	42,66	3,35	1,72
73	2020-08-04 7h10	2020-08-04 23h10	16h30	36,98	13,74	2,31	0,84
74	2020-08-09 15h40	2020-08-09 16h50	1h10	2,54	13,74	2,18	4,69
75	2020-08-11 14h00	2020-08-11 18h30	4h30	2,28	10,68	0,51	1,88
76	2020-08-17 10h00	2020-08-17 13h30	3h30	4,29	4,56	1,23	5,65
77	2020-08-20 21h40	2020-08-21 9h10	11h30	10,87	12,18	0,95	2,31
78	2020-08-23 5h40	2020-08-23 7h40	2h	6,59	12,18	3,29	1,85
79	2020-08-24 00h50	2020-08-24 9h10	8h20	21,82	53,34	2,62	0,72
80	2020-08-29 6h10	2020-08-30 8h10	26h	50,21	22,86	1,93	4,88
81	2020-09-02 17h20	2020-09-02 20h50	3h30	6,58	27,42	2,99	3,38
82	2020-09-07 19h20	2020-09-07 23h20	4h00	11,94	33,54	2,99	2,99
83	2020-09-08 19h40	2020-09-08 21h10	1h30	2,01	4,56	1,34	0,85
84	2020-09-13 12h30	2020-09-13 17h40	5h10	22,84	15,24	4,42	2,72
85	2020-09-29 9h50	2020-09-30 10h00	24h10	39,52	10,68	1,64	15,67
86	2020-10-01 16h00	2020-10-01 21h20	5h20	2,79	6,12	0,52	0,54
87	2020-10-02 10h40	2020-10-03 00h40	14h	6,06	6,12	0,43	0,56
88	2020-10-07 8h40	2020-10-07 19h40	11h	19,02	19,80	1,73	0,49

Tableau C.3. Caractéristiques de tous les événements de pluie de l'année 2020 (suite)

ID	Date et Heure Début	Date et Heure Fin	Durée	Hauteur totale (mm)	Intensité maximale (Imax) (mm/h)	Intensité moyenne (Imoy) (mm/h)	JSPA
89	2020-10-10 15h00	2020-10-10 18h30	3h30	2,79	7,62	0,80	2,81
90	2020-10-13 6h00	2020-10-13 21h00	15h	26,84	10,68	1,79	2,48
91	2020-10-15 19h40	2020-10-16 12h20	16h40	12,06	3,06	0,72	1,94
92	2020-10-19 12h50	2020-10-20 9h30	20h40	23,94	6,12	1,16	3,02
93	2020-10-21 7h00	2020-10-21 16h50	9h50	11,40	7,62	1,16	0,90
94	2020-10-24 5h10	2020-10-24 8h10	3h	11,40	4,56	1,85	2,51
95	2020-10-26 8h30	2020-10-27 1h10	16h40	10,85	4,56	0,65	2,01
96	2020-11-01 14h20	2020-11-01 23h40	9h20	3,25	1,50	0,35	5,55
97	2020-11-15 11h30	2020-11-16 3h30	16h	10,12	6,12	0,63	13,49

ANNEXE C INTERFACE CONSOLE DE L'OUTIL

```
===== BIENVENUE SUR PEPOGEP =====
PROGRAMME D'ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES OUVRAGES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES

Tapez 1 pour afficher la liste des OGEps concernés par le programme, 0 si non :1
Voici la liste des OGEps :
1   : Toit vert (Intensive, Semi-intensive, Extensive)
2   : Stationnement
3   : Débranchement des gouttières
3a  : Réutilisation des eaux de pluie
4   : Pavage poreux
5   : Puits drainant
6a  : Noue engazonnée sans retenue (ou noues sèches)
6b  : Noue avec retenue permanente
6c  : Noue avec biorétention
7   : Fossés
8   : Bande filtrante végétalisée
9   : Conduite perforée
10  : Tranchée d'infiltration
11a : Bassin de rétention en béton (ouvrage gris)
11b : Bassin ou aire de biorétention
11c : Bassin végétalisé (ouvrage vert)
11d : Bassin composé Rétention-Infiltration
12  : Séparateur d'huile et de sédiments
13a : Jardin de pluie étanche
13b : Jardin de pluie infiltrant
14  : Filtres plantés de roseaux
15  : Marais artificiel
16  : Saillies de trottoir végétalisées
17  : Chaussée à structure réservoir
```