

Centre Eau Terre Environnement

**SUIVI QUANTITATIF ET QUALITATIF DE TROIS OUVRAGES DE
CONTRÔLE DES EAUX PLUVIALES EN FIN DE RÉSEAU ET
ÉVALUATION DE LEURS EFFETS SUR L'INTÉGRITÉ BIOLOGIQUE
DES MILIEUX RÉCEPTEURS**

Par

Kelly Proteau

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

Jury d'évaluation

Président du jury et
examineur interne

Alain Rousseau
INRS-ETE

Examineur externe

Sarah Dorner
Polytechnique Montréal

Directrice de recherche

Sophie Duchesne
INRS-ETE

Codirectrice de recherche

Isabelle Lavoie
INRS-ETE

Codirectrice de recherche

Geneviève Pelletier
Université Laval

REMERCIEMENTS

J'aimerais en premier lieu remercier ma directrice de recherche, Sophie Duchesne, ainsi que mes codirectrices, Isabelle Lavoie et Geneviève Pelletier. Merci à Sophie de m'avoir guidée tout au long du projet et d'avoir pris le temps de me conseiller et de répondre à mes questions. Merci à Isabelle qui a su offrir son expertise unique, a effectué les analyses des diatomées et s'est salie les mains lors de la campagne d'échantillonnage, même les dimanches. Merci à Geneviève d'avoir toujours apporté de nouvelles perspectives au projet.

Je tiens aussi remercier nos partenaires : la Ville de Québec (particulièrement Jean-François Bazinet, Christine Beaulieu et Alexandre Baker) et la Ville de Trois-Rivières (particulièrement Martin Carbonneau et Martin Milot). Je n'aurais pu compléter le projet sans votre coopération et votre aide.

Je tiens aussi à remercier le personnel de laboratoire à l'INRS-ETE pour les analyses réalisées. Merci à l'équipe des professeures Isabelle Lavoie et Sophie Duchesne, autant les étudiants, les stagiaires et les assistants de recherche. Un grand nombre de vous m'ont aidée lors des campagnes d'échantillonnage : Eléonore, Quentin, Élie, Camille, Caroline, Matisse, Emmanuel, Zakaria, Alexandre et Cloé. Merci à Véronique Guay pour l'analyse et le traitement des données pluviométriques de la Ville de Québec. Merci à Maxime Ouellet pour son aide avec les analyses dans ArcGIS lors de la sélection des milieux récepteurs pour le suivi biologique.

Merci aux compagnies PCSWMM et SewerGEMS pour l'accès gratuit à leur logiciel. Je tiens aussi à souligner la contribution du CRSNG pour le financement du projet. Le CRSNG et le FRQNT m'ont aussi octroyé leurs bourses d'études supérieures pour la durée de ma maîtrise.

Finalement, merci à ma famille et à mes amis. Essayer de vous vulgariser mon projet fut drôlement difficile. Merci tout de même de vous y être intéressés.

RÉSUMÉ

Un suivi quantitatif et qualitatif de trois différents types d'ouvrages de contrôle des eaux pluviales en fin de réseau a été réalisé au Québec : un bassin sec (BS), un bassin sec avec canal d'écoulement central (BSC) et un bassin à retenue permanente (BRP).

Les taux d'enlèvement de divers paramètres physico-chimiques (matières en suspension (MES), phosphore, azote, métaux, anions et hydrocarbures pétroliers) ont été calculés. Les taux d'enlèvement des MES sont de 14%, 69% et 87% respectivement pour les BS, BSC et BRP. Dans le même ordre, les taux d'enlèvement du phosphore total sont de 0%, 62% et 87%. Les ouvrages de rétention ont tendance à accumuler les sels de voirie, ce qui se traduit par des taux d'enlèvement de -28%, -64% et -244% pour les BS, BSC et BRP, respectivement. Alors, il y a une augmentation des chlorures de l'entrée à la sortie des ouvrages lors des événements pluvieux.

Afin d'évaluer l'effet des ouvrages de rétention sur l'intégrité biologique des milieux récepteurs, 18 cours d'eau ont été échantillonnés afin de déterminer l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC). Les bassins de rétention permettent généralement de maintenir l'intégrité biologique des milieux récepteurs entre l'amont et l'aval de l'exutoire des ouvrages (n=7). En absence de bassin de rétention, la médiane de l'indice IDEC d'intégrité biologique des milieux récepteurs diminue de 8 points (n=11) en aval des exutoires par rapport à l'amont.

Mots-clés : Bassin de rétention ; eaux pluviales urbaines ; efficacité épuratoire ; intégrité biologique ; indice diatomées

ABSTRACT

Three types of stormwater ponds were studied in the province of Quebec : one detention pond (BS), one detention pond with a central canal for small rain events (BSC) and one retention pond (BRP).

The removal of various pollutants (total suspended solids (TSS), phosphorous, nitrogen, metals, anions, petroleum hydrocarbons) was calculated. The median removal rates of TSS were 14%, 69% and 87% respectively for the BS, BSC and BRP. In the same order, the median removal rates for phosphorus were 0%, 62% and 87%. The ponds seemed to accumulate road salts which was evident by a median removal rates of -28%, -64% and -244% which indicates an increase in the concentration of chlorides during sampled rain events for the BS, BSC and BRP, respectively.

In order to evaluate the downstream effects of stormwater ponds, the biological integrity of 18 streams were assessed using the Eastern Canada Diatom Index (IDEC). The stormwater ponds maintained stream biological integrity with the median of data indicating no change between the upstream and downstream IDEC values (n=7). On the other hand, the absence of stormwater ponds caused a median drop of 8 points on the IDEC scale (n=11) from upstream to downstream of the stormwater outlet.

Keywords : stormwater pond ; retention basin ; detention basin ; urban runoff ; downstream biological integrity ; pollutant removal ; diatom assessment

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT.....	VII
TABLE DES MATIÈRES.....	IX
LISTE DES FIGURES.....	XIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVII
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	XIX
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 MISE EN CONTEXTE.....	1
1.2 OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES.....	2
2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	5
2.1 LES POLLUANTS URBAINS.....	5
2.2 LES OUVRAGES DE CONTRÔLE DES EAUX PLUVIALES EN FIN DE RÉSEAU.....	8
2.3 L'INTÉGRITÉ BIOLOGIQUE DES MILIEUX RÉCEPTEURS.....	13
3 MÉTHODOLOGIE.....	19
3.1 DESCRIPTION GÉNÉRALE DES SITES D'ÉTUDE.....	19
3.2 PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'INSTRUMENTATION.....	23
3.2.1 <i>Site VB</i>	24
3.2.2 <i>Site TR</i>	26
3.2.3 <i>Site CR</i>	28
3.3 SUIVI HYDROLOGIQUE.....	29
3.3.1 <i>Pluviomètres</i>	29
3.3.2 <i>Débitmètre</i>	30
3.3.3 <i>Orifices de contrôle</i>	31
3.3.4 <i>Déversoir</i>	33
3.4 SUIVI PHYSICO-CHIMIQUE.....	34
3.4.1 <i>Paramètres</i>	34
3.4.2 <i>Protocoles</i>	35
3.4.3 <i>Taux d'enlèvement</i>	37
3.5 SUIVI BIOLOGIQUE.....	38
3.5.1 <i>Milieux récepteurs</i>	38
3.5.2 <i>Protocole</i>	40
3.6 MODÉLISATION HYDROLOGIQUE ET HYDRAULIQUE.....	42
3.6.1 <i>Structure du modèle</i>	42

3.6.2	<i>Analyse de sensibilité, calage et validation</i>	45
3.7	MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS	46
3.8	CALCUL DES CHARGES.....	48
4	RÉSULTATS ET DISCUSSION	51
4.1	DONNÉES PLUVIOMÉTRIQUES	51
4.1.1	<i>Validation</i>	51
4.1.2	<i>Caractérisation</i>	52
4.2	DONNÉES DÉBITMÉTRIQUES	55
4.2.1	<i>Débitmètre</i>	55
4.2.2	<i>Orifices de sortie</i>	58
4.2.3	<i>Déversoir</i>	59
4.3	COMPILATION DES ÉVÉNEMENTS	60
4.4	PERFORMANCES QUALITATIVES	63
4.4.1	<i>Matières en suspension</i>	64
4.4.2	<i>Phosphore</i>	68
4.4.3	<i>Azote</i>	71
4.4.4	<i>pH et conductivité</i>	73
4.4.5	<i>Sels de déglacage</i>	75
4.4.6	<i>Autres ions</i>	78
4.4.7	<i>Hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀)</i>	80
4.5	MODÈLE HYDROLOGIQUE ET HYDRAULIQUE	80
4.5.1	<i>Analyse de sensibilité</i>	80
4.5.2	<i>Calage</i>	82
4.5.3	<i>Validation</i>	84
4.6	MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS	85
4.7	CALCUL DES CHARGES.....	89
4.8	INCERTITUDES	94
4.9	INTÉGRITÉ BIOLOGIQUE DES MILIEUX RÉCEPTEURS	96
5	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	101
6	BIBLIOGRAPHIE	105
7	ANNEXE	113
	ANNEXE I : CARACTÉRISTIQUES DES SOUS-BASSINS VERSANTS ET DES RÉSEAUX PLUVIAUX DANS PCSWMM.....	113
	ANNEXE II : CARACTÉRISATION DES PLUIES DE MODÉLISATION ET D'ÉCHANTILLONNAGE	117
	ANNEXE III : RELATION DÉBIT TOTAL (IN) ET PARTIEL (IN3) AU SITE TR.....	118
	ANNEXE IV : DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES	119
	ANNEXE V : TAUX D'ENLÈVEMENT DES MES EN FONCTION DE DIVERS FACTEURS	128

ANNEXE VI : HYDROGRAMMES DE CALAGE ET DE VALIDATION DANS PCSWMM	130
ANNEXE VII : ÉCHANTILLONNAGE DES DIATOMÉES	140

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Schéma méthodologique	4
Figure 3.1 : Vue aérienne du site VB (2018) (haut : BV tributaire en orange, bas : BS et milieu récepteur)	20
Figure 3.2 : Vue aérienne du site TR (2020) (haut : BV tributaire en orange, bas : BSC et milieu récepteur)	21
Figure 3.3 : Vue aérienne du site CR (2020) (haut : BV tributaire en orange, bas : BRP et milieu récepteur)	22
Figure 3.4 : Plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site VB (adapté de Génivar, 2015).	24
Figure 3.5 : Cheminement de l'eau de l'entrée du BS jusqu'au milieu récepteur au site VB	25
Figure 3.6 : Plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site TR (adapté de Dessau, 2016)	26
Figure 3.7 : Cheminement de l'eau de l'entrée du BSC jusqu'au milieu récepteur au site TR.....	27
Figure 3.8 : Plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site CR (adapté de WSP, 2018)	28
Figure 3.9 : Cheminement de l'eau de l'entrée du BRP jusqu'au milieu récepteur au site CR	28
Figure 3.10 : Installation du pluviomètre au BSC.....	30
Figure 3.11 : Installation du débitmètre et de sa sonde au point IN du BS	31
Figure 3.12 : Dimensions et équations à utiliser pour les orifices de contrôles (où h = hauteur d'eau mesurée au-dessus du seuil)	32
Figure 3.13 : Déversoir à insertion installé à IN3 au BSC	33
Figure 3.14 : Échantillonnage avec une perche au point IN1 au BSC (gauche), collecte des échantillons composites IN et OUT (centre) et exemple d'une bouteille pour les analyses d'hydrocarbures (droite)....	36
Figure 3.15 : Localisation des sites pour le suivi biologique effectué dans la ville de Québec	40
Figure 3.16 : Collecte de substrat pour le prélèvement des diatomées	41
Figure 3.17 : Schéma des bassins versants dans PCSWMM au site TR (haut) et VB (bas)	44
Figure 4.1 : Comparaison des précipitations journalières des sites TR, VB et CR aux données de la station St-Thomas-de-Caxton (TR) et Parc Duberger (VB et CR). La ligne pointillée représente le ratio 1:1 tandis que la ligne pleine représente la régression linéaire des données dont l'équation et le coefficient de détermination sont aussi présentés sur la figure.	51
Figure 4.2 : Intensité moyenne et durée des événements pluvieux au site TR.....	53

Figure 4.3 : Intensité moyenne et durée des événements pluvieux au site VB.....	54
Figure 4.4 : Intensité moyenne et durée des pluies échantillonnée au site CR.....	55
Figure 4.5 : Exemple des données du débitmètre au BS lors du 25 août 2020 AM, qui ont nécessité peu ou pas de corrections. La flèche rouge indique la seule donnée qui a ultérieurement été corrigée par interpolation linéaire.	56
Figure 4.6 : Exemple des données du débitmètre au BS lors du 25 août PM, qui ont nécessité plusieurs corrections (haut: avant corrections, bas : après corrections ; la signification des étiquettes est donnée dans le texte).....	57
Figure 4.7 : Exemple des données brutes de pression transformées en niveau d'eau et en débit lors du 2 septembre 2019 à l'orifice de contrôle du BSC.....	59
Figure 4.8 : Exemple des données brutes de niveau d'eau et de débit au déversoir du BSC lors du 23 septembre 2019 comparé aux débits totaux (estimé et mesuré).....	60
Figure 4.9 : Données valides au BS (gauche) et au BSC (droite)	61
Figure 4.10 : Concentrations en MES à l'entrée et à la sortie des ouvrages (gauche) et taux d'enlèvement (droite)	64
Figure 4.11 : Débordement de l'eau du canal central au BSC lors de 11 août 2020	66
Figure 4.12 : Relation entre les différentes variables et le taux d'enlèvement des MES au BS.....	67
Figure 4.13 : Concentrations en PT à l'entrée et à la sortie des ouvrages (gauche) et taux d'enlèvement (droite) (les lignes pointillées représentent les LD = 0,02 mg/L et LQ = 0,06 mg/L)	68
Figure 4.14 : Concentrations de phosphore dissous à l'entrée et à la sortie des ouvrages (les lignes pointillées représentent les LD = 0,01 mg/L et LQ = 0,03 mg/L)	69
Figure 4.15 : Taux d'enlèvement du PT en fonction du taux d'enlèvement des MES	70
Figure 4.16 : Taux d'enlèvement des différentes formes d'azote	72
Figure 4.17 : pH et conductivité de l'eau pluviale aux trois ouvrages.....	74
Figure 4.18 : Tapis d'algues près de la sortie du BRP	75
Figure 4.19 : Concentrations de chlorures à l'entrée et à la sortie des ouvrages (juin à septembre)	77
Figure 4.20 : Relation entre la conductivité et la concentration de chlorures à l'effluent du BRP	78
Figure 4.21 : Exemple de résultats générés par l'outil SRTC (PCSWMM) pour l'analyse de sensibilité le 25 août 2020 au site VB. La sensibilité moyenne normalisée des paramètres est présentée pour le débit moyen (gauche) et le débit maximal (droite) à l'entrée (conduite C10) du BS.	81

Figure 4.22 : Résultats générés par l'outil SRTC (PCSWMM) pour l'analyse de sensibilité avec une pluie de type Chicago (100 ans, 3 h) au site VB. La sensibilité moyenne normalisée des paramètres est présentée pour le débit moyen (gauche) et le débit maximal (droite) à l'entrée du BS.	82
Figure 4.23 : Distribution des concentrations (entrantes et sortantes) de MES et de PT (ligne rouge = moyenne)	85
Figure 4.24 : MLG de la concentration de MES à l'entrée et à la sortie des ouvrages en fonction de l'intensité moyenne de la pluie (distribution gamma et lien identité).....	87
Figure 4.25 : MLG de la concentration de PT à l'entrée et à la sortie des ouvrages en fonction de l'intensité moyenne de la pluie (distribution gamma et lien identité).....	88
Figure 4.26 : Événements de 2010 à 2019 pour le calcul des charges de MES et de PT	89
Figure 4.27 : Intensité moyenne et durée des 313 événements pluvieux de la série de pluie de 10 ans de la ville de Québec (hauteur d'eau > 2 mm).....	90
Figure 4.28 : Charges estivales (en kg/ha/saison) de MES et de PT	92
Figure 4.29 : IDEC en amont et en aval des exutoires avec et sans bassin de rétention (am = amont (gris pâle), av = aval (gris foncé), V1 = visite 1, V2 = visite 2, etc.).....	96
Figure 4.30 : Différences entre l'IDEC amont et l'IDEC aval pour les milieux avec et sans bassin de rétention (vert : différence non significative, bleu : augmentation significative, rouge : dégradation significative, étoile : changement de classe)	97
Figure 4.31 : Exutoire de l'ouvrage S399 en temps sec (débit d'infiltration)	99
Figure 7.1 : Relation entre le débit transitant par le déversoir et le débit total au site TR.....	118
Figure 7.2 : Relation entre les différentes variables et le taux d'enlèvement des MES au BSC	128
Figure 7.3 : Relation entre les différentes variables et le taux d'enlèvement des MES au BRP	129
Figure 7.4 : Hydrogramme du 25 août 2020 pour le calage au BS	130
Figure 7.5 : Hydrogramme du 29 août 2020 pour le calage au BS	131
Figure 7.6 : Hydrogramme du 5 septembre 2020 pour le calage au BS	131
Figure 7.7 : Hydrogramme du 9 septembre 2020 pour le calage au BS	132
Figure 7.8 : Hydrogramme du 17 août 2020 pour la validation au BS.....	132
Figure 7.9 : Hydrogramme du 18 août 2020 pour la validation au BS.....	133
Figure 7.10 : Hydrogramme du 2 septembre 2020 pour la validation au BS.....	133
Figure 7.11 : Hydrogramme du 19 août 2019 pour le calage au BSC.....	134

Figure 7.12 : Hydrogramme du 28 août 2019 pour le calage au BSC.....	135
Figure 7.13 : Hydrogramme du 2 septembre 2019 pour le calage au BSC.....	135
Figure 7.14 : Hydrogramme du 4 septembre pour le calage au BSC.....	136
Figure 7.15 : Hydrogramme du 23 septembre pour le calage au BSC.....	136
Figure 7.16 : Hydrogramme du 12 août 2019 pour la validation au BSC	137
Figure 7.17 : Hydrogramme du 21 août 2019 pour la validation au BSC	137
Figure 7.18 : Hydrogramme du 30 août 2019 pour la validation au BSC	138
Figure 7.19 : Hydrogramme du 11 juin 2020 pour la validation au BSC	138
Figure 7.20 : Hydrogramme du 29 juin 2020 pour la validation au BSC	139

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Concentrations typiques des MES, du phosphore, de l'azote et de certains métaux dissous dans les eaux de ruissellement (médiane, \pm coefficient de variation, min-max)	7
Tableau 2.2 : Taux d'enlèvement typiques (%) pour les MES, le phosphore et l'azote par les bassins de rétention sec (BS) et permanents (BRP) (médiane, \pm écart-type, min à max)	11
Tableau 3.1: Caractéristiques des sites d'étude et des ouvrages de gestion	23
Tableau 3.2 : Suivi hydrologique effectué aux BS, BSC et BRP lors des saisons estivales 2019 et 2020	29
Tableau 3.3 : Suivi physico-chimique effectué aux sites TR, VB et CR ainsi qu'aux milieux récepteurs en amont (AM) et en aval (AV) des effluents lors des saisons estivales 2019 et 2020	35
Tableau 3.4 : Laboratoires d'analyse, paramètres analysés, méthodes de référence et agents de conservation des échantillons pour le suivi physico-chimique des eaux pluviales aux trois ouvrages	37
Tableau 3.5 : Échantillonnage des milieux récepteurs pour le suivi de l'intégrité biologique avec l'IDEC (sous-indice alcalin)	39
Tableau 3.6 : Paramètres, valeurs initiales estimées et sources d'informations pour la caractérisation des sous-bassins versants dans PCSWMM pour le modèle de référence	43
Tableau 3.7 : Distribution et fonction lien des GLM	47
Tableau 4.1 : Événements analysés, données disponibles et statistiques de débit au BS et au BSC	62
Tableau 4.2 : Caractérisation en azote des eaux pluviales à l'entrée des trois ouvrages (n=nombre de mesures)	71
Tableau 4.3 : Taux d'enlèvement et proportion des pluies échantillonnées où un relargage des ions associés aux sels de déglacage a été observé (juin à septembre)	76
Tableau 4.4 : Concentrations médianes des sulfates et de certains métaux dissous dans les eaux pluviales à l'entrée des ouvrages	79
Tableau 4.5 : Taux d'enlèvement médian des sulfates et de certains métaux dissous	79
Tableau 4.6 : Résultats du calage	83
Tableau 4.7 : Résultat de la validation	84
Tableau 4.8 : Charges estivales (juin à septembre) et taux d'enlèvement modélisés pour les MES et le PT	91
Tableau 4.9 : Charges typiques de MES et de PT provenant des bassins versants résidentiels	93
Tableau 4.10 : Incertitudes de la présente étude et valeurs typiques	95

Tableau 7.1 : <i>Subcatchments</i> et <i>subareas</i> dans PCSWMM pour le site TR	113
Tableau 7.2 : <i>Junctions</i> et <i>conduits</i> dans PCSWMM pour le site TR	114
Tableau 7.3 : <i>Subcatchments</i> et <i>subareas</i> dans PCSWMM pour le site VB	115
Tableau 7.4 : <i>Junctions</i> et <i>conduits</i> dans PCSWMM pour le site VB	116
Tableau 7.5 : Caractérisation des pluies modélisées et échantillonnées pour les sites TR, VB et CR....	117
Tableau 7.6 : Résultats de MES, phosphore et azote au BS	119
Tableau 7.7 : Résultats de MES, phosphore et azote au BSC.....	120
Tableau 7.8 : Résultats de MES, phosphore et azote au BRP.....	121
Tableau 7.9 : Résultats des métaux, anions et hydrocarbures pétroliers au BS.....	122
Tableau 7.10 : Résultats des métaux, anions et hydrocarbures pétroliers au BSC	123
Tableau 7.11 : Résultats des métaux, anions et hydrocarbures pétroliers au BRP	124
Tableau 7.12 : pH, conductivité et température au BS	125
Tableau 7.13 : pH, conductivité et température au BSC	126
Tableau 7.14 : pH, conductivité et température au BRP	127
Tableau 7.15 : Date d'échantillonnage des diatomées pour le biosuivi des milieux récepteurs et détails des conditions pré-échantillonnage	140

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AIC : Critère d'information d'Akaike

AM : Amont

AV : Aval

CR : Cap-Rouge

CVAC : Critère de protection de la vie aquatique pour l'effet chronique

BRP : Bassin à retenue permanente

BS : Bassin de rétention sec

BSC : Bassin de rétention sec avec canal d'écoulement central

BV : Bassin versant

EIQ : Étendue interquartile

IDEC : Indices Diatomées de l'Est du Canada

LD : Limite de détection

LQ : Limite de quantification

L/W : Longueur sur largeur

MES : Matières en suspension

MVA : Masse volumique apparente

MLG : Modèle linéaire généralisé

NT : Azote total

NTK : Azote total Kjeldahl

PGO : Pratiques de gestion optimale des eaux pluviales

PT : Phosphore total

TR : Trois-Rivières

VB : Val-Bélair

1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'urbanisation du territoire mène à des changements dans le cycle de l'eau. En milieu naturel, une partie de l'eau de pluie est interceptée par le couvert végétal et évaporée. L'eau qui rejoint le sol peut s'infiltrer, être captée par les dépressions ou ruisseler. Lorsque la surface sur laquelle l'eau de pluie entre en contact est modifiée, les mécanismes de transport et de transformation de l'eau le sont aussi. Suite à l'urbanisation, les surfaces qui étaient auparavant perméables sont transformées en bâtiments et autres surfaces imperméables, causant ainsi une diminution de l'interception par la végétation et une réduction de la transpiration par les plantes ainsi qu'une baisse de l'infiltration, tandis que le ruissellement augmente.

Les effets quantitatifs de l'urbanisation sur le cycle hydrologique sont une augmentation des débits de pointe, une augmentation des volumes de ruissellement, une diminution du temps de concentration, une diminution de la recharge de la nappe phréatique (et du débit de base des cours d'eau) et une augmentation des vitesses de ruissellement (Schueler, 1987). Les conditions hydrologiques post-urbanisation ont un impact sur la géomorphologie des cours d'eau (p.ex. érosion) ainsi que sur la fréquence et l'amplitude des inondations (Schueler, 1987).

L'exportation des polluants augmente durant et après le développement urbain. Lors de la phase de construction, les sols sont exposés et, lorsqu'il pleut, l'érosion est facilitée, ce qui peut causer le transport d'une quantité importante de sédiments aux milieux récepteurs (Schueler, 1987). Après le développement urbain, les polluants s'accumulent sur les surfaces imperméables puis ils sont lessivés et transportés vers les milieux naturels lors des événements pluvieux (Sartor & Boyd, 1972). Depuis les années 1980, plusieurs rapports ont été publiés et les conclusions sont les mêmes : les eaux de ruissellement des milieux urbanisés constituent une importante source de pollution des milieux récepteurs (Tsihrintzis & Hamid, 1997).

Les effets combinés de la pollution provenant du ruissellement urbain et la modification du régime hydrologique sont associés à la dégradation de l'écosystème aquatique des milieux récepteurs. L'imperméabilité est directement reliée aux changements concernant l'hydrologie (p.ex. réduction du débit de base des cours d'eau), la structure des habitats, la qualité des eaux et la biodiversité des systèmes aquatiques (Schueler, 1994 ; Jacobson, 2011 ; Chithra *et al.*, 2015). Il existe une forte corrélation entre le taux d'imperméabilité d'un bassin versant et la dégradation des écosystèmes aquatiques. Selon Booth et Jackson (1997), la dégradation des milieux récepteurs

est observable à partir d'un seuil de 10% d'imperméabilité du bassin versant. Yang *et al.* (2010) estiment que les effets de l'urbanisation ont un effet significatif sur le régime hydrologique des cours d'eau à partir de 3% à 5% d'imperméabilité. D'un autre côté, selon Brun et Band (2000), l'augmentation du ruissellement devient plus importante au-dessus d'un seuil de 20% d'imperméabilité.

Il existe une multitude d'approches et de techniques permettant de minimiser les impacts associés au développement urbain appelées les pratiques de gestion optimale (PGO) des eaux pluviales (MDDEFP & MAMROT, 2011). Les PGO peuvent être regroupées en différentes catégories selon leur technique (structurale ou non structurale), leur emplacement dans le réseau (contrôle à la source, en réseau ou en fin de réseau) et leur fonction primaire de gestion (quantitative ou qualitative).

Les bassins de rétention des eaux pluviales sont une technique structurale en fin de réseau dont la fonction primaire est d'effectuer une gestion quantitative des eaux pluviales. En effet, les bassins de rétention ont la fonction primaire de réduire l'érosion et les inondations en aval des réseaux. Ceci est effectué par la rétention temporaire de l'eau, ce qui produit une réduction et un décalage dans le temps des débits de pointe. Ces ouvrages ne permettent pas de réduire les volumes totaux de ruissellement. Toutefois, un contrôle qualitatif des eaux pluviales est maintenant exigé au Québec selon les critères de réduction des matières en suspension et de phosphore total (MDDEFP & MAMROT, 2011) et ce type d'infrastructure permet la rétention de certains polluants. Le processus principal d'enlèvement des polluants dans un bassin de rétention est la sédimentation, bien que d'autres processus physico-chimiques et biologiques opèrent en parallèle.

1.2 Objectifs et hypothèses

Un grand nombre d'études existe au sujet du comportement hydraulique des bassins de rétention (Persson, 2000 ; Persson *et al.*, 1999 ; Thackston *et al.*, 1987 ; Walker, 1998). Aussi, plusieurs bases de données telles que le *National Pollutant Removal Performance Database* et l'*International Stormwater Best Management Practices (BMP) Database* regroupent les données concernant l'efficacité d'enlèvement des polluants par les ouvrages de gestion des eaux pluviales.

Bien que les effets de l'urbanisation sur la santé écologique des milieux récepteurs soient bien documentés, peu d'études se sont intéressées à l'effet des bassins de rétention sur la vie aquatique des milieux récepteurs (Marsalek *et al.*, 2002 ; Maxted et Shaver, 1999). Lors de la rédaction de ce mémoire, il n'existait aucune étude concernant spécifiquement les ouvrages de

contrôle en fin de réseau couplé à l'évaluation de l'intégrité biologique de milieux récepteurs par échantillonnage de micro algues (diatomées).

Le premier objectif de ce projet est d'évaluer le comportement hydraulique et l'efficacité épuratoire de trois ouvrages de contrôle des eaux pluviales en fin de réseau. L'hypothèse de recherche est que les bassins à retenue permanente ont une efficacité d'enlèvement des polluants supérieure à celle des bassins secs. Le deuxième objectif est d'évaluer l'effet des ouvrages de contrôle des eaux pluviales en fin de réseau sur l'intégrité biologique des milieux récepteurs. L'hypothèse de recherche est que les effluents de conduites pluviales ont un effet plus marqué sur l'intégrité biologique du milieu récepteur que celui des effluents des ouvrages de contrôle des eaux pluviales. L'originalité du projet repose sur le suivi à la fois quantitatif et qualitatif des eaux pluviales (objectif 1), en plus d'y intégrer une évaluation des effets des effluents pluviaux sur les milieux récepteurs (objectif 2).

À la lumière de ces objectifs et hypothèses, les tâches sont les suivantes :

- Effectuer un suivi quantitatif et qualitatif de trois ouvrages de contrôle des eaux pluviales en fin de réseau au Québec lors des saisons estivales 2019 et 2020.
- Calculer les taux d'enlèvement des polluants (MES, phosphore, azote, métaux, anions, hydrocarbures pétroliers) pour chacun des ouvrages.
- Caler un modèle hydrologique/hydraulique des deux bassins secs.
- Établir une relation entre les données hydrologiques et la concentration des polluants (MES et phosphore) aux deux bassins secs à l'aide de modèles linéaires généralisés.
- Calculer les charges des polluants (MES et phosphore) à long terme pour les deux bassins secs.
- Échantillonner l'amont et l'aval d'une quinzaine ou plus de milieux récepteurs (avec et sans ouvrage de contrôle des eaux pluviales) et les caractériser selon l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC).
- Comparer l'intégrité biologique de milieux récepteurs d'eaux pluviales provenant de bassins de rétention avec celle de milieux récepteurs d'eaux pluviales provenant directement du réseau (sans bassin de rétention).

La Figure 1.1 résume les tâches principales énumérées plus haut et présente le schéma méthodologique de la présente étude.

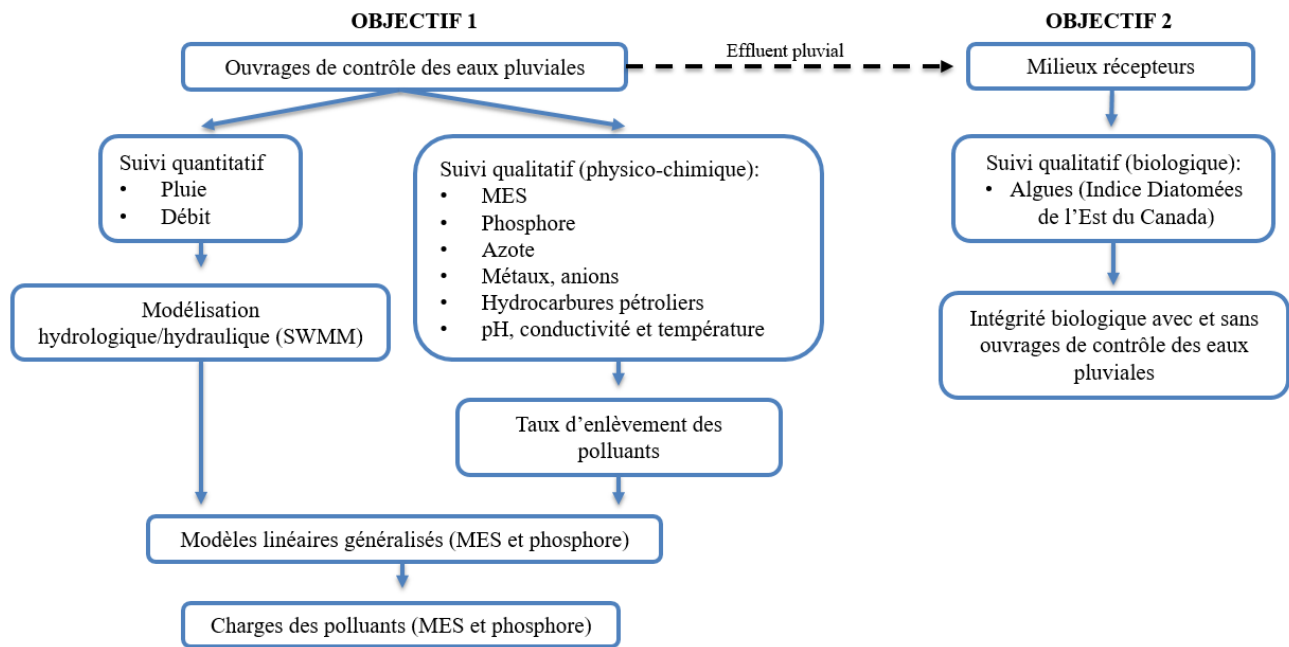


Figure 1.1 : Schéma méthodologique

En premier temps, une revue de la littérature est présentée, au chapitre 2, pour les polluants communément retrouvés dans les eaux de ruissellement, le comportement hydraulique et l'efficacité épuratoire des bassins de rétention ainsi que le suivi de l'intégrité biologique des cours d'eau. Le chapitre 3 présente en détail la méthodologie appliquée pour la réalisation de l'étude telle que présentée globalement à la Figure 1.1. Les résultats et la discussion sont présentés au chapitre 4. Finalement, le chapitre 5 présente les conclusions et recommandations à tirer de cette étude.

2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Les polluants urbains

Il y a plusieurs polluants retrouvés dans les eaux de ruissellement dont les plus communs sont les matières en suspension (MES), les nutriments, les métaux, les sels, les hydrocarbures, les huiles et les pesticides. Ces polluants proviennent des dépôts atmosphériques et des surfaces sur lesquelles l'eau ruisselle. Les dépôts atmosphériques correspondent aux poussières, aux aérosols et aux gaz qui, dû à leur densité, se déposent sur les surfaces. Les polluants sont aussi transférés indirectement aux sols par la pluie, la neige ou le brouillard. En effet, certains composés réagissent avec l'eau, l'oxygène et d'autres composés dans l'atmosphère. Les polluants peuvent agir de noyaux de condensation ce qui a un effet sur la formation des nuages et leurs microstructures. Des exemples communs de polluants atmosphériques sont le dioxyde de soufre et l'oxyde d'azote, qui sont responsables des pluies acides. Le reste des polluants provient des différents types de surface sur lesquelles l'eau ruisselle : i) surfaces imperméables pour le transport (routes, trottoirs, stationnements), ii) surfaces imperméables des immeubles (toits, toitures) et iii) surfaces perméables (espaces verts, pelouses, jardins) (Müller *et al.*, 2020 ; Göbel *et al.*, 2007). Donc, la qualité des eaux pluviales dépend de plusieurs facteurs tels que l'occupation du territoire, la densité urbaine, les industries présentes sur le territoire, les matériaux des surfaces imperméables, la circulation automobile et la période sèche entre les pluies (Göbel *et al.*, 2007). De plus, l'intensité de la pluie et sa durée ont aussi un impact sur la qualité des eaux pluviales étant donné que le lessivage dépend de l'énergie de la pluie et des vitesses de ruissellement. Lorsqu'il y a contamination, les microorganismes (p.ex. *E. coli*) peuvent aussi être présents dans l'eau pluviale. Ceci ne sera pas abordé dans le cadre de cette étude étant donné que les ouvrages de gestion des eaux pluviales ne sont pas construits pour la gestion de la contamination de l'eau par la matière fécale.

Les MES sont des particules solides en suspension qui augmentent la turbidité de l'eau, ce qui peut, entre autres, avoir un effet sur la photosynthèse dans les cours d'eau. Lorsqu'elles sédimentent en grande quantité, les MES peuvent aussi causer des problématiques d'ensablement des cours d'eau. Généralement, les MES sont considérées comme le polluant le plus important à mesurer dans les eaux pluviales, car elles ont la capacité d'adsorber d'autres polluants à leur surface. Par ce fait, un grand nombre de polluants des eaux pluviales sont associés aux particules et sédiments dans l'eau. De plus, il a été démontré que la concentration des polluants, tels que les métaux et les hydrocarbures, est plus élevée dans la portion fine des

MES (Lau & Stenstrom, 2005 ; Xanthopoulos & Augustin, 1992), étant donné que le ratio surface/volume des particules fines est supérieur à celui des particules plus grosses.

Les nutriments, tels que le phosphore et l'azote, sont largement reconnus pour leur rôle dans l'eutrophisation des milieux naturels. Ils peuvent provenir de plusieurs sources telles que les engrais/fertilisants, la décomposition de la matière organique, les excréments d'animaux sauvages et domestiques, les effluents de stations d'épuration et les ouvrages de surverse. Généralement, l'utilisation d'engrais en milieu résidentiel est une source majeure de nutriments dans les eaux de ruissellement (Aryal *et al.*, 2010). Le phosphore total (PT) est la somme du phosphore particulaire et du phosphore dissous, ce dernier étant composé d'orthophosphates (PO_4^{3-}), de polyphosphates et de phosphore organique. De son côté, l'azote peut être mesuré sous différentes formes telles que l'azote ammoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), les nitrites et nitrates (NO_2^- , NO_3^-), l'azote total Kjeldahl (NTK) ou l'azote total (NT).

Les métaux les plus souvent associés aux activités anthropiques sont le cuivre, le zinc, le plomb, le cadmium, le chrome, le nickel, l'aluminium et le fer. En milieu urbain, ils peuvent provenir de la pollution atmosphérique et des surfaces imperméables. Les émissions provenant des industries et des automobiles sont une source majeure de métaux dans l'atmosphère (Suvarapu & Baek, 2017). Les métaux dans les eaux de ruissellement des rues et des stationnements proviennent principalement des voitures (p.ex. dû à l'usure des freins et des pneus) (Göbel *et al.*, 2007). Certains métaux, tels que le zinc, le plomb, le cuivre et l'aluminium, sont couramment utilisés pour les toitures (Göbel *et al.*, 2007). Donc, la concentration des métaux dans l'eau pluviale dépend de la densité urbaine, de la circulation des véhicules et des industries à proximité.

Souvent, les métaux sont présentés en termes de concentration totale, une somme des formes particulaire et dissoute. La forme dissoute dans les eaux de ruissellement est moins souvent caractérisée et présentée dans la littérature, même si cette forme est plus mobile et plus biodisponible que la forme particulaire et qu'elle ne peut pas être retirée de l'eau par sédimentation ou filtration. Sauf pour le plomb (qui est presque exclusivement lié aux sédiments), les portions dissoute et particulaire des métaux dans les eaux pluviales sont très variables (Göbel *et al.*, 2007). En général, la forme particulaire dans les eaux de ruissellement est plus grande que la forme dissoute (Göbel *et al.*, 2007). Par contre, la portion dissoute augmente lorsque le temps entre les pluies diminue étant donné que l'accumulation des polluants solides dépend du temps antérieur sec (Göbel *et al.*, 2007). En Europe, Gromaire-Mertz *et al.* (1999) ont trouvé que les rues sont généralement des vecteurs pour les métaux particulaires tandis que la forme dissoute est plus importante dans les eaux de ruissellement provenant des toitures. La même étude a

indiqué que la concentration totale des métaux provenant des toitures pouvait être plus élevée que celles provenant des routes, particulièrement pour le zinc et le plomb.

Le Tableau 2.1 présente les concentrations typiques des polluants (MES, phosphore, azote et quelques métaux dissous) dans les eaux pluviales des secteurs résidentiels et commerciaux. La majorité des études regroupées dans les bases de données sont d'origine américaine. Toutefois, les études de Carpenter *et al.* (2014), SWAMP (2005) et J.F. Sabourin et Associés (2008) proviennent du Québec et de l'Ontario.

Tableau 2.1 : Concentrations typiques des MES, du phosphore, de l'azote et de certains métaux dissous dans les eaux de ruissellement (médiane, \pm coefficient de variation, min-max)

Auteur	Occupation du territoire	MES	PT	NH ₃ -N	NO ₂ +NO ₃	NTK	NT	Métaux dissous			
								Cu	Fe	Ni	Zn
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Pitt <i>et al.</i> (2004) ¹	Résidentielle	49±2	0,30±1,1	0,32±1,10	0,6±1,1	1,40±1,1	2,31 ⁵	7,0±2,0		2,0±0,5	31,5±0,8
Pitt <i>et al.</i> (2004) ¹	Commerciale	42±2	0,22±1,2	0,50±1,20	0,6±1,1	1,60±0,9	2,70 ⁵	7,6±0,8		3,0±0,8	59±1,4
Carpenter <i>et al.</i> (2014)	Résidentielle	71 (27-560)		0,15 (0,07-0,63)							
SWAMP (2005)	Résidentielle	175-345	0,28-0,39	0,01-0,16	1,08-1,37	1,30-1,40					
Clary <i>et al.</i> (2020) ²	Non définie (en amont des ouvrages)	65,1	0,25	0,12	0,50	1,33	1,24	3,96	90	2,3	12
Shaver <i>et al.</i> (2007) ³	Résidentielle, commerciale, mixte	113	0,27		0,66	1,41					
Smullen <i>et al.</i> (1999) ⁴ dans Shaver <i>et al.</i> (2007)	Résidentielle, commerciale, mixte	55	0,26		0,53	1,47					
J.F. Sabourin et Associés (2008) ⁶	Résidentielle	24	0,25			0,69					

1. Données du *National Stormwater Quality Database* (NSQD)
2. Données du *International Stormwater BMP Database*
3. Données du *National Urban Runoff Program* (NURP), terminé en 1983
4. Mise à jour du NURP en 1999
5. Valeur calculée : NT=NTK+NO₂+NO₃
6. Moyenne, car médiane non disponible

Les sels de déglacage sont utilisés abondamment en climat nordique pour rendre les routes plus sécuritaires. Au Québec, 1,5 million de tonnes de sel de déglacage sont épandues annuellement (MTQ, 2021). Suite à la fonte des neiges, ces produits se retrouvent en grande partie dans les milieux naturels. Une fois dissous, les sels se retrouvent toujours sous forme aqueuse plutôt que particulaire et il n'existe pas de mécanismes (volatilisation, dégradation, sorption ou oxydation)

permettant d'enlever les sels des eaux de surface (Environment Canada & Health Canada, 2001). De plus, les sels dissous font augmenter la masse volumique de l'eau et peuvent avoir un impact sur la stratification des plans d'eau. Une hausse généralisée des sels dissous dans les eaux des milieux naturels mène aussi à une augmentation de la conductivité, qui est fortement liée à la salinité.

Les hydrocarbures proviennent majoritairement de la combustion incomplète du pétrole par les véhicules (Aryal *et al.*, 2010). Les hydrocarbures se retrouvent aussi dans les eaux pluviales suite au contact de l'eau avec l'asphalte (un bitume). Des concentrations importantes d'hydrocarbures sont associées aux routes et aux stationnements (Schueler, 1987). Toutefois, Gromaire-Mertz *et al.* (1999) ont trouvé des concentrations élevées hydrocarbures dans les eaux de ruissellement des toitures (tuiles d'argile, tuiles d'ardoise et feuilles de zinc), ce qui indique qu'ils peuvent aussi provenir de la pollution atmosphérique. Les hydrocarbures ont une forte affinité avec les sédiments et sont éventuellement adsorbés à la surface des particules (Schueler, 1987). Göbel *et al.* (2007) mentionnent qu'il n'y a pas suffisamment d'études concernant les hydrocarbures dans les eaux de ruissellement en comparaison aux autres polluants tels que les MES, les métaux et les nutriments.

2.2 Les ouvrages de contrôle des eaux pluviales en fin de réseau

Depuis les dernières décennies, un grand nombre d'ouvrages de contrôle des eaux pluviales ont été aménagés dans les milieux urbains. Parmi ceux-ci, on retrouve les ouvrages en fin de réseau tels que les marais artificiels, les bassins d'infiltration et les bassins de rétention. Les bassins de rétention, introduits à la section 1.1, sont les ouvrages les plus communs.

Les bassins de rétention sont divisés en deux catégories principales : i) les bassins secs, où l'eau pluviale est stockée temporairement dû à la restriction causée par l'orifice de contrôle situé au même niveau que le fond du bassin, et ii) les bassins à retenue permanente, où un certain niveau d'eau est présent en tout temps étant donné que l'orifice de contrôle est plus élevé que le fond du bassin. Il existe ces deux types de bassins de rétention ainsi que des bassins à retenue prolongée, un type hybride. Le laminage des débits s'effectue par l'orifice de contrôle de l'ouvrage et dépend du niveau d'eau initial dans le bassin et de son volume de stockage. L'orifice de contrôle est une ouverture de taille prédéfinie qui permet l'évacuation de l'eau pluviale selon un débit qui dépend de la hauteur d'eau dans le bassin de rétention.

L'enlèvement des polluants par les bassins de rétention s'effectue selon des processus physiques, chimiques et biologiques. Bien que l'adsorption/désorption, la

dissolution/précipitation, la filtration, l'assimilation biologique, la décomposition et la volatilisation puissent jouer un rôle non négligeable, la sédimentation est reconnue comme étant le processus principal d'enlèvement des polluants dans les bassins de rétention. Plusieurs facteurs tels que la profondeur du bassin, la vitesse de sédimentation des particules et le temps de rétention de l'eau ont un effet sur l'enlèvement des polluants par sédimentation. Le temps de sédimentation dans un bassin profond est plus long que dans un bassin peu profond. Par contre, il y a plus de risque de ralentir la sédimentation ou même de remettre en suspension les particules par turbulence dans un bassin peu profond. La vitesse de sédimentation est fonction de la grosseur des particules, de leur densité et de leur forme. Les particules fines sédimentent à des vitesses plus faibles que les particules grossières. Finalement, le temps de rétention de l'eau dans les ouvrages dépend de deux facteurs principaux, soit l'hydraulique (l'écoulement de l'eau dans le bassin) et l'hydrologie (distribution des débits dans le temps) (Walker, 1998), qui seront présentés en détail ci-dessous. En effet, le temps de rétention est généralement considéré comme étant la variable la plus importante pour favoriser la sédimentation dans les ouvrages (Shammaa *et al.*, 2002 ; Walker, 1998) et sera donc présenté plus en détail.

L'hydrologie fait référence à l'hydrogramme des débits générés par une pluie. La distribution du ruissellement dans le temps dépend des caractéristiques de la pluie telles que l'intensité, la durée et la hauteur totale d'eau tombée. En plus de dépendre de l'intensité d'un événement pluvieux, la distribution du ruissellement dépend aussi des conditions initiales, fortement liées à la durée entre les événements de pluie (Wong & Somes, 1995). En effet, une surface perméable préalablement saturée générera un écoulement plus rapidement qu'une surface non saturée. Entre autres, une étude des divers patrons et intensités des pluies permet d'établir le volume de stockage maximal souhaité pour l'ouvrage de contrôle des eaux pluviales.

L'hydraulique correspond à l'écoulement de l'eau à travers l'ouvrage. La performance hydraulique d'un bassin de rétention se définit comme sa capacité à distribuer uniformément l'écoulement à travers l'ouvrage. Les conditions hydrauliques d'un bassin sont basées sur les principes de la dispersion et du volume effectif (Thackson *et al.*, 1987 ; Persson & Wittgren, 2003). La dispersion est une mesure du degré de mélange à l'intérieur du bassin. Lorsque la dispersion augmente, la concentration des polluants diminue, ce qui mène à des taux d'enlèvement plus faibles (Persson & Wittgren, 2003). Aussi, une grande dispersion cause une grande variance du temps de rétention, ce qui implique qu'une partie de l'eau pluviale quitte le bassin rapidement (court-circuitage) (Persson & Wittgren, 2003). À l'inverse d'un bassin complètement mélangé, il y a l'écoulement piston qui permet un temps de résidence identique pour chaque particule d'eau dans

le bassin. Bien que souhaitable, il est en pratique impossible d'atteindre ce type d'écoulement. Le volume effectif indique quelle portion du volume total est utilisée. En effet, les zones mortes et les zones de recirculation sont soustraites du volume total pour évaluer le temps de rétention, car l'eau pluviale entrante n'y circulera pas. Le temps de rétention de l'eau en fonction du volume effectif est donc moindre que le temps de rétention théorique obtenu avec le volume total.

Le facteur ayant le plus d'influence sur le comportement hydraulique d'un bassin est son ratio longueur sur largeur (L/W) (Thackson *et al.*, 1987 ; Walker, 1998 ; Persson *et al.*, 1999). Un ratio L/W élevé limite la dispersion et augmente le volume effectif, ce qui permet de rapprocher l'écoulement à celui du type piston. Thackston *et al.* (1987) recommandent un ratio L/W de 5 à 10. Walker (1998) indique qu'un bassin avec un ratio $L/W = 4$ à une performance similaire à celle d'un écoulement piston. Persson *et al.* (1999) mentionnent qu'un ratio $L/W > 10$ apporte très peu de gain à l'efficacité hydraulique et n'est donc pas recommandé.

D'autres facteurs ont un effet sur la performance hydraulique des bassins de rétention, tels que la position de l'entrée et de la sortie, la localisation et la densité de la végétation, la topographie et la profondeur de l'ouvrage (Persson & Wittgren, 2003). Bien que ce soit une variable difficile à gérer, le vent a aussi un effet sur le temps de rétention de l'eau dans les bassins, notamment en augmentant la dispersion (Thackson *et al.*, 1987 ; Persson & Wittgren, 2003). La comparaison d'une multitude de formes et de configurations d'entrée et de sortie a été réalisée par Persson *et al.* (1999). Ceux-ci mentionnent qu'un bassin avec une entrée située directement en face d'une sortie avec un faible ratio $L/W (< 4)$ ne permet pas d'obtenir une bonne efficacité hydraulique et favorise le court-circuitage.

Le Tableau 2.2 résume les taux d'enlèvement pour les bassins secs (BS) et les bassins à retenue permanente (BRP) en ce qui a trait aux polluants principaux, soit les MES et les nutriments.

Tableau 2.2 : Taux d'enlèvement typiques (%) pour les MES, le phosphore et l'azote par les bassins de rétention sec (BS) et permanents (BRP) (médiane, \pm écart-type, min à max)

Type	Auteur	Lieu	Occupation du territoire	MES	PT	NH ₃ -N	NO ₂ +NO ₃	NTK	NT
BS	Carpenter <i>et al.</i> (2014)	Québec	Résidentielle	39 (1 à 69)		16 (7 à 30)			
	Fraley-McNeal <i>et al.</i> (2007) ¹	États-Unis	Non définie	49 (-1 à 90)	20 (0 à 48)		9 (-10 à 79)		24 (-19 à 43)
	Strecker <i>et al.</i> (2004) ²	Etats-Unis	Non définie	75 ³					
	Toronto (2006)	Ontario	Non définie	60	20		0	30	
	Koch <i>et al.</i> (2014)	Non défini	Urbaine			9 \pm 36	-15 \pm 49 ⁴		27 \pm 24
	Simpson et Weammert (2009)	Maryland	Urbaine	10	10				5
BRP	Carpenter <i>et al.</i> (2014) ⁵	Québec	Résidentielle	90 (84 à 98)		84 (74 à 94)			
	SWAMP (2005)	Ontario	Urbaine	80 à 90	42 à 85		42 à 62 ⁴	-24 à 70	
	Fraley-McNeal <i>et al.</i> (2007) ¹	États-Unis	Non définie	80 (-33 à 99)	52 (12 à 91)		45 (-85 à 97)		31 (-12 à 76)
	Strecker <i>et al.</i> (2004) ²	Etats-Unis	Non définie	90 ³					
	Toronto (2006)	Ontario	Non définie	80	65		36	26	
	Koch <i>et al.</i> (2014)	Non défini	Urbaine			29 \pm 72	32 \pm 120		40 \pm 31
	Simpson et Weammert (2009)	Maryland	Urbaine	60	45				20

1. Données du *National Pollutant Removal Performance Database*
2. Données du *International Stormwater BMP Database*
3. Lecture approximative d'un boxplot
4. Nitrates seulement
5. BS transformé temporairement en BRP

Tel que présenté au Tableau 2.2, les taux d'enlèvement des MES varient généralement de 80 à 90% pour les BRP étant donné que le temps de rétention est élevé dans ces ouvrages. Les taux d'enlèvement des MES sont plus variables pour les BS, avec des valeurs entre 10% à 75%. Walker Jr (1987) indique que la présence d'une retenue permanente permet le traitement de l'eau entre les événements de pluie, augmente la sédimentation tout en réduisant la remise en

suspension et crée un habitat pour les algues et autres plantes aquatiques, ce qui favorise l'enlèvement des polluants dissous.

Les modèles numériques pour les bassins secs démontrent que le taux d'enlèvement augmente rapidement avec le temps de rétention jusqu'à l'atteinte d'un plateau à environ 20 h de rétention (Papa *et al.*, 1999). En réalité, l'enlèvement peut être plus faible lorsque la turbulence est considérée. Étant donné que la profondeur de l'eau dans les bassins secs est faible, la turbulence peut réduire les vitesses de sédimentation des particules et même causer une remise en suspension des sédiments, ce qui réduit l'efficacité d'enlèvement théorique (Shammaa *et al.*, 2002). La turbulence est spécifique à la configuration du bassin et varie selon les conditions d'écoulement et les conditions météorologiques. En considérant ceci, un temps de rétention d'au moins 24 h et plus devrait être considéré pour un enlèvement de 60% des MES par les bassins secs selon Shammaa *et al.* (2002). Par contre, l'enlèvement des particules plus fines demeure difficile dans ce type d'ouvrage. Tel que mentionné à la section 2.1, les contaminants comme les métaux et les hydrocarbures sont associés aux MES, surtout aux particules plus fines. L'enlèvement de ces polluants, lorsque la forme particulaire est majoritaire, est fonction de l'enlèvement des MES ; ainsi, un temps de rétention supérieur devrait être considéré.

Les taux d'enlèvement pour l'azote sont généralement variables étant donné que l'azote se trouve majoritairement sous la forme dissoute et n'est donc pas assujéti au processus de sédimentation. L'azote peut être enlevé temporairement de l'eau par assimilation ou adsorption (puis sédimentation). La seule manière d'enlever l'azote de manière permanente est par dénitrification. Les processus d'ammonification et de nitrification transforment, mais n'enlèvent pas l'azote de l'eau. Plusieurs facteurs peuvent avoir une influence sur l'efficacité d'enlèvement de l'azote, tels que le type et l'âge du bassin, la profondeur, le ratio L/W, le volume, le type de végétation présente et la température de l'eau (Koch *et al.*, 2014). Selon Collins *et al.* (2010), les facteurs pouvant améliorer l'enlèvement de l'azote dans les bassins secs sont une végétation dense et un temps de rétention prolongé. La présence de conditions aérobie et anaérobie favorise les processus couplés de nitrification-dénitrification (Collins *et al.*, 2010). Une profondeur de plus de 1 m d'eau dans les bassins à retenue permanente n'est toutefois pas recommandée, car ceci peut inhiber l'assimilation de l'azote par les plantes (manque de lumière) et réduire la nitrification, qui est favorisée en conditions aérobies (Koch *et al.*, 2014). L'étude de Gold *et al.* (2019) indique que l'enlèvement de l'azote par les ouvrages de contrôle serait dominé par l'assimilation plutôt que la dénitrification. De plus, ils mentionnent que les taux de fixation de l'azote excèdent parfois

les taux de dénitrification, ce qui cause une augmentation de l'azote dans les ouvrages de rétention.

Le phosphore particulaire est enlevé des eaux pluviales par sédimentation. Le phosphore dissous peut être enlevé par assimilation biologique ou adsorption (puis sédimentation). Le cycle du phosphore ne possède pas de composante gazeuse ; il n'y a donc pas de processus de transfert du phosphore vers l'atmosphère tel que la dénitrification dans le cas de l'azote. Comme pour l'azote, l'assimilation du phosphore dissous par les plantes nécessite un temps de rétention prolongé. Le mécanisme d'adsorption, bien qu'il soit plus rapide que l'assimilation, est limité par une grande variabilité de l'efficacité et une capacité de sorption finie (Kadlec & Wallace, 2008). De plus, des conditions anaérobies dans les bassins à retenue permanente peuvent causer la libération du phosphore dissous dans les sédiments de fond (Walker Jr, 1987). Les bassins de rétention âgés sont généralement moins efficaces pour enlever le phosphore et, étant donné qu'ils ont accumulé des sédiments pendant plusieurs années, ils sont plus à risque de libération du phosphore des sédiments (Taguchi *et al.*, 2020). Bien que les BRP profonds et stratifiés peuvent devenir des sources de phosphore, la libération des orthophosphates dans les sédiments a aussi été observée dans des ouvrages relativement peu profonds (< 2 m) (Taguchi *et al.*, 2020).

2.3 L'intégrité biologique des milieux récepteurs

La qualité des eaux des milieux récepteurs est altérée par un grand nombre d'activités anthropiques : le rejet d'effluents domestiques et agricoles, l'altération du paysage et des réseaux hydrographiques, la perte des milieux humides, la surexploitation de la faune aquatique et les rejets diffus et ponctuels de matières toxiques (Karr, 1991). La qualité des eaux peut être évaluée selon des paramètres chimiques, physiques et biologiques. L'approche physico-chimique repose sur des mesures traditionnelles de la qualité des eaux telles que la concentration en nutriments, la concentration en contaminants, l'oxygène dissous, les concentrations en MES, le pH et la salinité. Au Québec, les suivis de la qualité de l'eau des cours d'eau sont surtout basés sur l'analyse ponctuelle des variables physico-chimiques et bactériologiques.

Les mesures physico-chimiques sont principalement utilisées pour suivre la qualité des eaux de surface, sans tenir compte des polluants dans les sédiments. De plus, étant donné les coûts élevés d'analyse, un nombre limité de variables est mesuré. Par exemple, il serait très coûteux de faire le dosage de tous les pesticides présents dans un échantillon d'eau provenant d'une rivière en milieu agricole. Aussi, l'approche physico-chimique peut échouer à identifier un déversement ponctuel si l'échantillonnage se fait à faible fréquence (Karr, 1991). Bien que les

mesures physico-chimiques produisent des résultats précis, cette méthode est donc limitée tant temporellement que spatialement. Par contre, en mesurant directement les polluants, un avantage de la méthode physico-chimique est qu'elle permet généralement de retracer les sources de pollution et d'en identifier les causes (Barbour *et al.*, 1999). L'utilisation d'un indicateur biologique permet d'augmenter la probabilité de détecter une dégradation comparativement à l'utilisation exclusive des méthodes physico-chimiques (Karr, 1991).

Le suivi biologique des cours d'eau est défini comme étant la surveillance des écosystèmes en utilisant la réponse des organismes vivants afin de déterminer si l'environnement est favorable à la croissance et à la survie. Les organismes, appelés bioindicateurs, ont le potentiel d'intégrer l'effet d'une grande variété de stress environnementaux afin d'avoir une mesure globale de l'intégrité biologique d'un milieu. Les bioindicateurs les plus souvent utilisés pour le suivi de l'état de santé des milieux aquatiques sont les algues benthiques (biofilm ou périphyton), les macroinvertébrés et les poissons (Barbour *et al.*, 1999).

Le suivi biologique comble les lacunes d'une approche exclusivement physico-chimique énumérées précédemment. Voici quelques avantages du suivi biologique :

- Les bioindicateurs ont le potentiel de détecter les effets de pollutions ponctuelles étant donné qu'ils intègrent les variations temporelles du milieu. Le suivi biologique a ainsi le potentiel de réduire la variabilité temporelle des informations concernant la qualité des eaux (Barbour *et al.*, 1999 ; Karr, 1991 ; Lavoie *et al.*, 2008a).
- Le suivi biologique permet d'identifier les effets des modifications physiques et chimiques sur le biote (Karr, 1991).
- Certains bioindicateurs permettent d'identifier une contamination des sédiments, ce qui ne peut pas être fait uniquement par une analyse chimique de la colonne d'eau. Les poissons et les macroinvertébrés sont considérés comme étant des bons indicateurs de la pollution des sédiments (Beasley & Kneale, 2002; Morina *et al.*, 2016).
- L'approche biologique permet d'évaluer la portion biodisponible des contaminants selon la réponse des organismes, contrairement à l'analyse des concentrations totales par les méthodes traditionnelles physico-chimiques. (Zhou *et al.*, 2008 ; Winter & Duthie, 2000a).
- Les organismes peuvent bioaccumuler certains contaminants lors de leur croissance. La mesure de la concentration dans l'eau peut donc sous-estimer l'importance d'une problématique si l'assimilation est non négligeable.

- Les variables physico-chimiques peuvent avoir des effets additifs, antagonistes ou synergiques sur les organismes et seulement une approche par biosuivi permet de les évaluer (Campeau *et al.*, 2013).

Plusieurs études ont été réalisées en utilisant les bioindicateurs pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur les communautés biologiques des milieux récepteurs (Schueler, 1994). Par contre, peu d'études ont évalué l'effet des ouvrages de contrôle des eaux pluviales sur l'intégrité biologique des milieux récepteurs. Le manque d'information à ce sujet a été souligné par Maxted et Shaver (1998) et Marsalek *et al.* (2002), les deux études les plus récentes qui ont évalué l'impact des bassins de rétention sur le biote des milieux récepteurs. Ces études sont résumées ci-dessous.

Maxted et Shaver (1998) ont évalué la capacité des bassins de rétention à protéger les cours d'eau après l'urbanisation en utilisant les macroinvertébrés comme bioindicateurs. Ils ont échantillonné huit sites avec des ouvrages de rétention, soit à 100 m en aval de l'exutoire. De plus, ils ont échantillonné 33 sites sans ouvrage de rétention et trois sites de référence, qui représentent l'état naturel des cours d'eau avant urbanisation. Maxted et Shaver (1998) ont trouvé que les communautés de macroinvertébrés n'étaient pas significativement différentes entre les sites avec et sans bassin de rétention. Ils ont aussi indiqué que les bassins de rétention n'empêchaient pas la perte des taxons sensibles à la pollution. Donc, en mentionnant que la base de données était limitée, Maxted et Shaver (1998) ont conclu que les bassins de rétention ne permettent pas de protéger les communautés de macroinvertébrés des effets néfastes de l'urbanisation à partir d'un seuil d'imperméabilité de 20%. Toutefois, en ce qui concerne les caractéristiques morphologiques et l'habitat physique, la moitié des sites avec bassin de rétention ressemblaient aux sites de référence. Donc, les bassins de rétention peuvent protéger en partie l'habitat physique par la réduction des débits, de l'érosion et des modifications géomorphologiques.

D'un autre côté, Marsalek *et al.* (2002) ont effectué le suivi qualitatif et quantitatif d'un bassin de rétention construit au sein même d'un ruisseau (*on-stream pond*) qui reçoit les eaux d'un secteur commercial et résidentiel en Ontario. Ils ont utilisé plusieurs organismes (*Daphnia magna*, *Panagrellus redivivus*, *Hyaella azteca* etc.) afin d'évaluer l'intégrité biologique en amont et en aval du bassin de rétention ainsi que la toxicité des sédiments dans l'ouvrage. En termes de richesse des taxons, l'amont du bassin de rétention avait généralement des valeurs plus faibles que l'aval. Par contre, le compte total des organismes était légèrement plus élevé en amont qu'en aval. Ils ont conclu que les résultats entre l'amont et l'aval de l'ouvrage n'étaient pas

significativement différents. En termes de métaux et hydrocarbures, les sédiments du bassin se situaient entre les niveaux de pollution faible et sévère. Ainsi, les auteurs ont conclu que le bassin de rétention, par l'enlèvement d'une partie des polluants, maintient essentiellement les mêmes conditions écologiques en amont et en aval de l'ouvrage et prévient la dégradation du milieu récepteur (Marsalek *et al.*, 2002).

Jusqu'à ce jour, aucune étude n'a utilisé les diatomées pour évaluer l'effet des ouvrages de rétention des eaux pluviales sur l'intégrité biologique des milieux récepteurs. Les diatomées sont utilisées depuis plusieurs décennies comme bioindicateurs. Ce sont des algues unicellulaires à la base de la chaîne alimentaire présentes dans tous les milieux aquatiques permanents ou intermittents. Les diatomées peuvent être libres dans la colonne d'eau ou attachées à un substrat (benthiques). Elles sont considérées comme étant de bons indicateurs des conditions environnementales de leur milieu (Dixit *et al.*, 1992). Étant des producteurs primaires, les diatomées sont sensibles aux concentrations des nutriments (phosphore et azote), ce qui fait d'elles un bon indicateur de l'eutrophisation des cours d'eau. Aussi, elles sont sensibles aux polluants organiques (p.ex. herbicides) et inorganiques (p.ex. métaux) qui n'affectent pas ou affectent à des concentrations plus élevées d'autres organismes (Barbour *et al.*, 1999). Les diatomées sont ubiquistes et présentes en abondance dans la zone benthique des écosystèmes lotiques, ce qui facilite leur utilisation en biosuivi (Barbour *et al.*, 1999). Une étude de Newall et Walsh (2005) a démontré qu'il existe une forte corrélation négative entre la densité urbaine et les indices diatomées, ce qui fait d'elles un bon choix pour étudier les effets des eaux pluviales urbaines.

Les seuils de tolérance écologique de plusieurs espèces de diatomées sont connus. En répertoriant les espèces présentes dans un échantillon, il est possible de déterminer s'il y a présence ou non de conditions eutrophes, de pollution organique, de salinité élevée, de turbidité élevée, etc. Un indice diatomées est basé sur la structure des assemblages et sur l'abondance relative des espèces. Plusieurs indices ont été développés notamment en Europe et aux États-Unis. Par contre, il y a des limites à appliquer un indice hors du contexte géographique dans lequel il a été développé (Potapova & Charles, 2002 ; Lavoie *et al.*, 2006). L'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) est un indice développé à partir de 650 échantillons provenant de plus de 400 cours d'eau du Québec et de l'Ontario en date de sa 3^e version (Lavoie *et al.*, 2014). L'indice est déterminé à partir de la structure des assemblages de diatomées et permet d'évaluer l'effet des stress environnementaux subis par les cours d'eau dans l'Est du Canada, tel que son nom indique. L'IDEC varie de 0 à 100. Une valeur élevée indique que le milieu a une bonne

intégrité biologique et une valeur faible indique un milieu perturbé. La valeur maximale de 100 représente un état non perturbé, c'est-à-dire un milieu de référence représentant les conditions les moins altérées observées dans l'Est du Canada. À titre comparatif, une valeur de zéro fait référence aux cours d'eau les plus pollués dans l'Est du Canada. Étant donné que les diatomées sont sensibles au pH et à la conductivité, des sous-modèles de l'IDEC ont été développés afin de tenir compte de la variabilité naturelle des cours d'eau selon la région. Il existe ainsi trois sous-indices de l'IDEC soit l'IDEC-*neutre*, l'IDEC-*alcalin* et l'IDEC-*minéral*. Le choix du sous-indice dépend de la géologie et des dépôts de surface du cours d'eau d'échantillonnage (Grenier *et al.*, 2006 ; Lavoie *et al.*, 2014).

Des techniques variées pour le suivi de la qualité de l'eau sont nécessaires afin d'implémenter une gestion des eaux dans un large contexte. Les approches biologiques et physico-chimiques devraient être utilisées de manière complémentaire (Karr, 1991), comme dans le cadre de la présente étude, afin d'assurer une gestion optimale des eaux.

3 MÉTHODOLOGIE

3.1 Description générale des sites d'étude

Dans le cadre de ce projet, trois ouvrages de contrôle des eaux pluviales en fin de réseau ont été choisis pour un suivi qualitatif et quantitatif. Ils sont de différents types, soit un bassin de rétention sec (BS), un bassin de rétention sec avec canal central (BSC) et un bassin à retenue permanente (BRP). Les ouvrages ont une seule entrée et sortie d'eau. L'exutoire de chaque ouvrage donne directement sur un cours d'eau de petite taille dans lequel un suivi biologique a été réalisé. De plus, le réseau pluvial est représenté sous forme d'un modèle hydraulique (à l'exception du BRP).

Le premier ouvrage est situé dans la ville de Québec, plus précisément dans le quartier de Val-Bélair (VB). La Figure 3.1 présente le site VB, soit le bassin versant (BV) tributaire ainsi que le BS et son milieu récepteur.

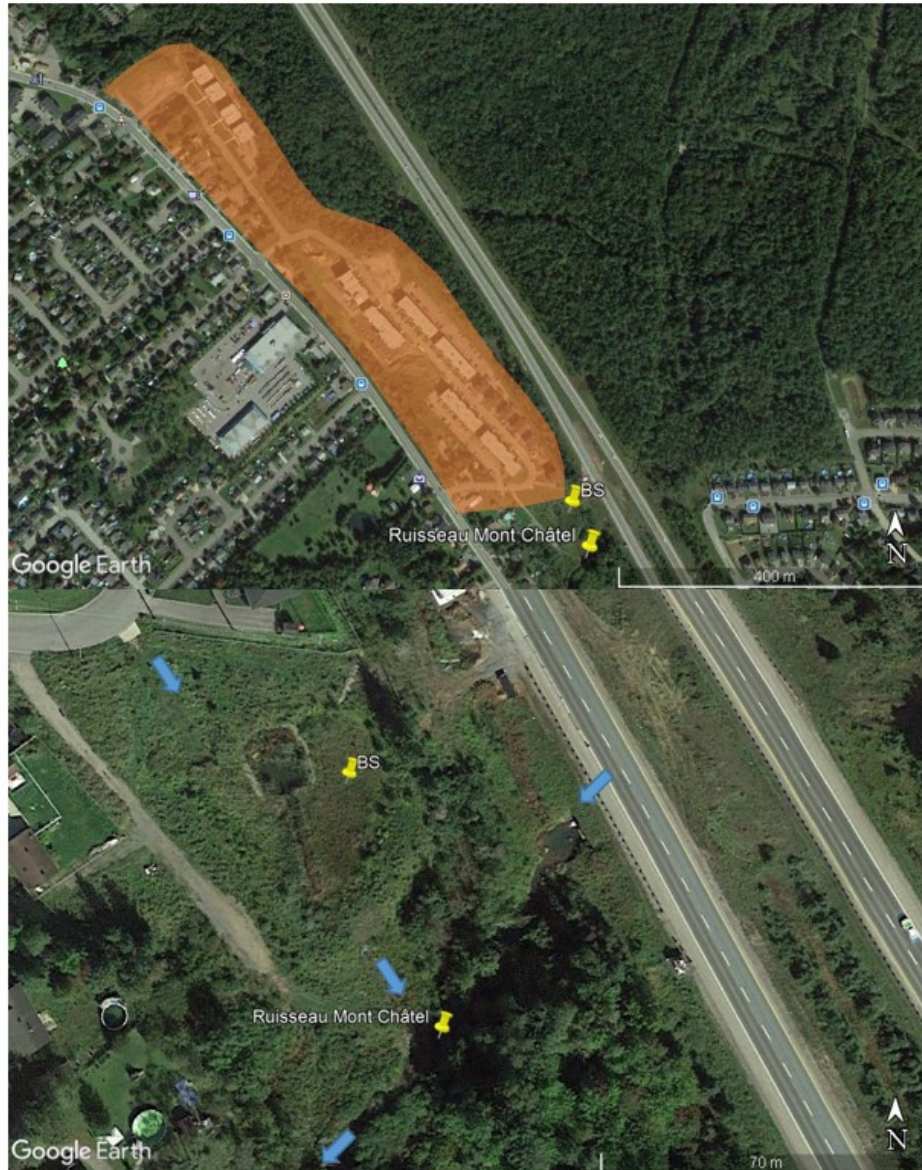


Figure 3.1 : Vue aérienne du site VB (2018) (haut : BV tributaire en orange, bas : BS et milieu récepteur)

Le BV drainé est un quartier résidentiel de maisons unifamiliales, multifamiliales et de condominiums qui se situe au nord-ouest du bassin de rétention. Le cours d'eau récepteur est le ruisseau Mont-Châtel.

Le bassin de rétention a une forte présence de végétation de type herbacée. Une fosse pour sédiments est située à l'entrée du bassin afin d'enlever les particules de silt grossier. La présence de végétation, surtout à la fin de la saison de croissance, rend difficile l'identification de cette zone sur le terrain.

Le deuxième ouvrage est situé dans la ville de Trois-Rivières (TR). La Figure 3.2 présente une vue aérienne du site TR, soit le BV tributaire ainsi que le BSC et son milieu récepteur.



Figure 3.2 : Vue aérienne du site TR (2020) (haut : BV tributaire en orange, bas : BSC et milieu récepteur)

Le BV drainé est un quartier résidentiel de maisons unifamiliales et multifamiliales qui se situe au nord-ouest du bassin de rétention. Le cours d'eau récepteur est un petit ruisseau situé dans un milieu forestier dense.

Le bassin de rétention sec contient peu de végétation. Un canal d'écoulement enroché, où l'eau est présente de façon permanente, est visible sur la Figure 3.2. Ce canal a une hauteur de 30 cm à l'exception de la section près de l'entrée, où la profondeur est de 30 cm à 1 m.

Le troisième et dernier ouvrage est situé dans la ville de Québec, plus précisément dans le quartier de Cap-Rouge (CR). La Figure 3.3 présente une vue aérienne du site CR, soit le BV tributaire ainsi que le BRP et son milieu récepteur.



Figure 3.3 : Vue aérienne du site CR (2020) (haut : BV tributaire en orange, bas : BRP et milieu récepteur)

Le bassin a été construit en bordure de la bretelle de l'autoroute 40 Est et il reçoit les eaux de ruissellement d'un secteur commercial situé au nord-est. Étant donné qu'un plus faible nombre de BRP que de BS sont construits sur les territoires municipaux québécois, certains compromis ont été faits lors de sa sélection. L'entrée du bassin est un fossé à ciel ouvert plutôt qu'une conduite, ce qui rend plus difficile la mesure de débit. Il y a un bassin à retenue permanente en amont du BRP, qui reçoit une partie des eaux pluviales d'une zone commerciale avant qu'elles

se rendent au BRP du site CR. De plus, le modèle hydrologique/hydraulique du BV n'est pas disponible.

Les caractéristiques principales des sites d'étude et des ouvrages de contrôle des eaux pluviales sont présentées au Tableau 3.1.

Tableau 3.1: Caractéristiques des sites d'étude et des ouvrages de gestion

Site	Type d'ouvrage	Année de construction	Volume de rétention (m ³)	Aire du BV drainé (ha)	Occupation du territoire	Milieu récepteur
VB	BS	2015	2 300	10	Résidentielle	Ruisseau Mont-Châtel (BV de la rivière Lorette)
TR	BSC	2015	7 800	18 ¹	Résidentielle	Ruisseau non nommé (BV du ruisseau Sainte-Marguerite)
CR	BRP	2018	23 380	33 ²	Commerciale	Ruisseau non nommé (BV de la rivière du Cap Rouge)

1. BV développé en date de 2019. À l'ultime, cette aire sera de 37 ha.

2. BV développé en date de 2020. À l'ultime, cette aire sera de 67 ha.

3.2 Plan d'échantillonnage et d'instrumentation

Cette section présente les plans d'échantillonnage et d'instrumentation pour chacun des sites. Sur chacun des plans, les points d'échantillonnage et d'instrumentation sont présentés dans un encadré jaune. Les bassins de rétention et les milieux récepteurs sont en bleu. Aussi, la direction d'écoulement de l'eau sur l'ensemble des sites est indiquée par des flèches bleues.

3.2.1 Site VB

La Figure 3.4 présente le plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site VB.

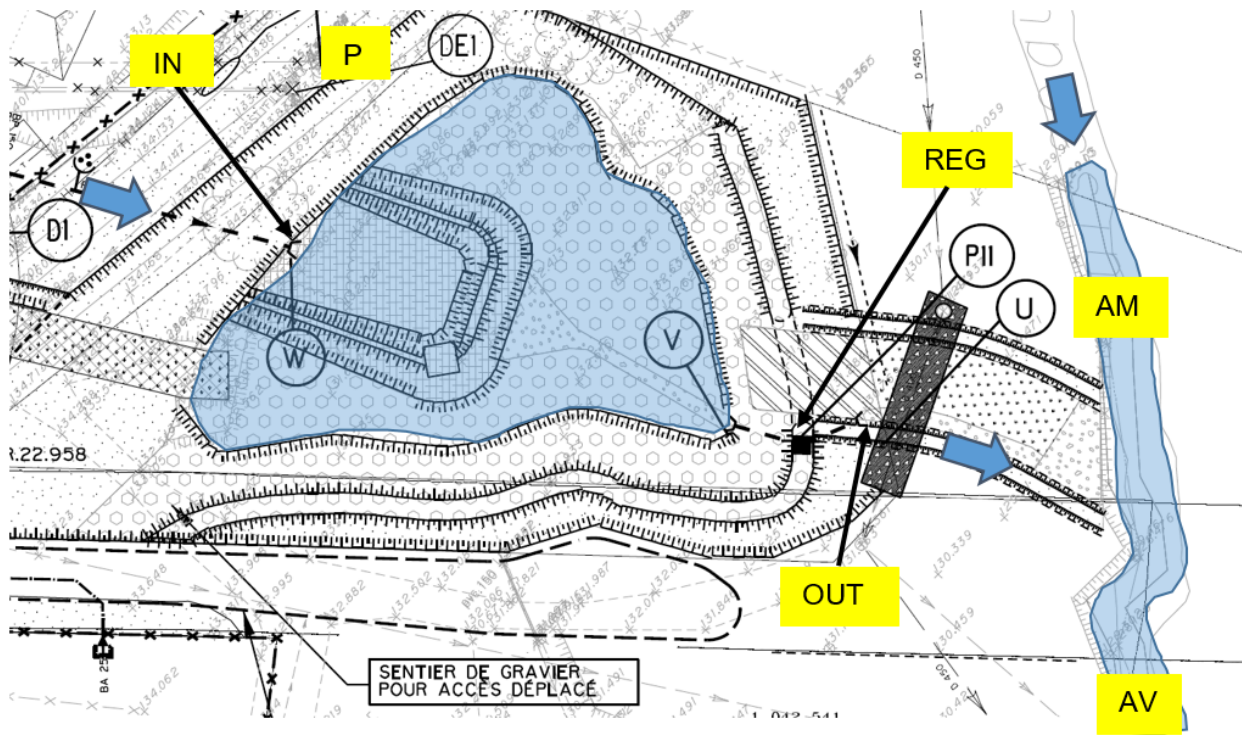


Figure 3.4 : Plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site VB (adapté de Génivar, 2015).

L'eau pluviale est acheminée au bassin par une conduite de 750 mm (IN). Une plaque orifice en forme de losange régule le débit de sortie (REG). L'eau passe ensuite par la conduite de sortie de 750 mm (OUT) afin de rejoindre le milieu récepteur. La Figure 3.5 présente visuellement le cheminement de l'eau tel que décrit ci-dessus.



Figure 3.5 : Cheminement de l'eau de l'entrée du BS jusqu'au milieu récepteur au site VB

Les photos du bassin de rétention ont été prises après une fauche en mai 2020, ce qui permet de mieux distinguer sa forme. En été, l'herbe est dense et peut atteindre plus d'un mètre dans la section centrale du bassin de rétention. Le ruisseau récepteur au site VB est ≈ 2 à 3 m de large avec une profondeur variable (≈ 15 à 60 cm selon l'endroit).

3.2.2 Site TR

La Figure 3.6 présente le plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site TR.

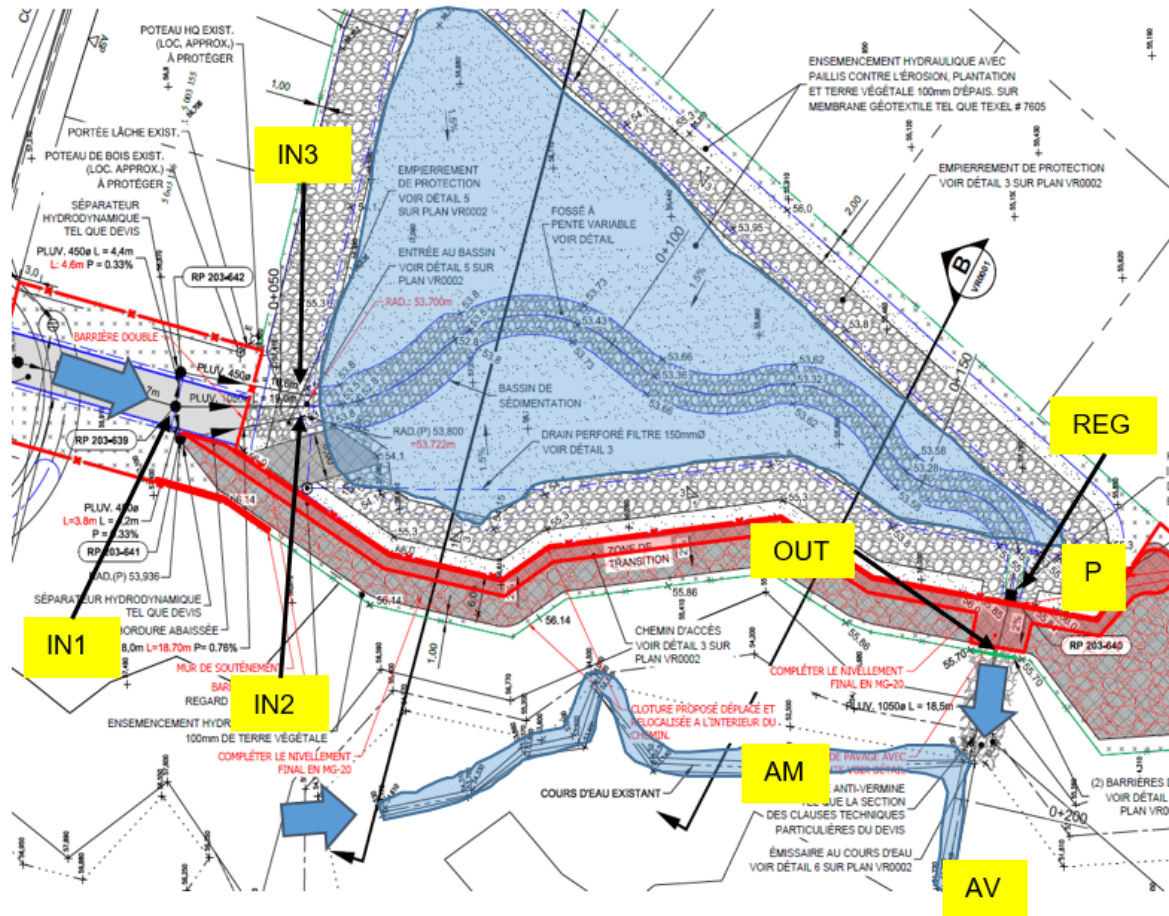


Figure 3.6 : Plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site TR (adapté de Dessau, 2016) .

L'eau pluviale est acheminée au site TR par une conduite de 1000 mm jusqu'au point IN1. L'écoulement est ensuite divisé en deux afin de rejoindre deux séparateurs hydrodynamiques. Une fois l'eau passée à travers les séparateurs, elle est acheminée au bassin de rétention par deux conduites de 450 mm (IN2 et IN3). L'eau traverse le bassin de rétention (généralement par le canal enroché lorsque le volume de pluie est faible) afin d'atteindre le régulateur de sortie (REG). Le régulateur est un orifice circulaire de 250 mm. L'eau est acheminée au cours d'eau par une conduite de 1000 mm (OUT). La Figure 3.7 présente visuellement le cheminement de l'eau tel que décrit ci-dessus.



Figure 3.7 : Cheminement de l'eau de l'entrée du BSC jusqu'au milieu récepteur au site TR

Le site TR se distingue par la présence de deux séparateurs hydrodynamiques en amont des points IN2 et IN3 et en aval du point IN1. Par contre, lorsque le débit est élevé et que le niveau d'eau augmente dans le regard à IN1, l'eau peut se rendre directement au bassin sans passer par les séparateurs grâce à une conduite de type « trop plein » de 1000 mm.

Le milieu récepteur est ≈ 1 m de large et peu profond. En amont, la profondeur varie entre ≈ 5 cm et 10 cm. En aval, la profondeur varie entre ≈ 5 cm et 20 cm. Le cours d'eau reste accessible même en temps de pluie.

3.2.3 Site CR

La Figure 3.8 présente le plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site CR.

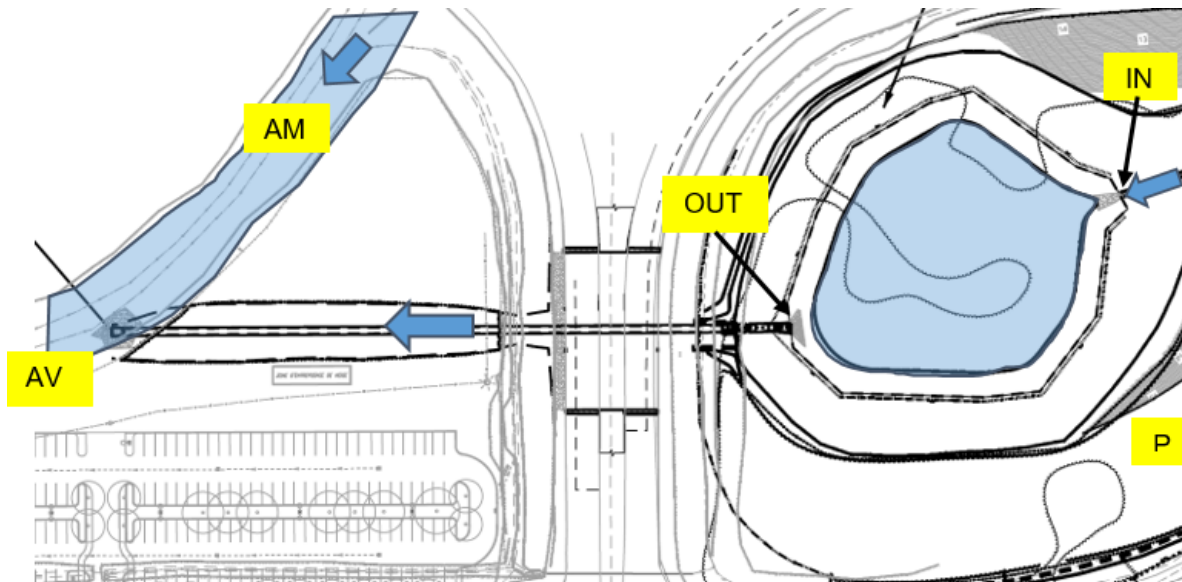


Figure 3.8 : Plan d'échantillonnage et d'instrumentation au site CR (adapté de WSP, 2018)

L'eau pluviale est acheminée au BRP par un fossé enroché (IN). La sortie de ce bassin est une conduite pluviale de 1500 mm (OUT). Par la suite, il y a une chambre de régulation avec un mur déversoir. Une conduite de 1500 mm achemine les eaux au milieu récepteur, qui se trouve à 145 m de la chambre de régulation. La Figure 3.9 présente visuellement le cheminement de l'eau tel que décrit ci-dessus.



Figure 3.9 : Cheminement de l'eau de l'entrée du BRP jusqu'au milieu récepteur au site CR

Le milieu récepteur est relativement large (> 3 m) mais très peu profond (≈ 10 à 15 cm).

3.3 Suivi hydrologique

Le Tableau 3.2 énumère les instruments qui ont été installés pour le suivi hydrologique aux trois ouvrages. L'emplacement fait référence aux localisations identifiées aux figures de la section 3.2.

Tableau 3.2 : Suivi hydrologique effectué aux BS, BSC et BRP lors des saisons estivales 2019 et 2020

Ouvrage	Emplacement	Paramètre mesuré	Appareil	Période de suivi
BS	IN	Niveau d'eau et vitesse (Débit)	Débitmètre Greyline MantaRay	Août à octobre 2020
	REG	Niveau d'eau (Débit)	Sonde de pression Onset HOBO U20L-04 (x2)	Juin à octobre 2020
	P	Hauteur de pluie	Pluviomètre Onset HOBO RG3-M	Juin à octobre 2019; Juin à octobre 2020
BSC	IN1	Niveau d'eau et vitesse (Débit)	Débitmètre Greyline MantaRay	Août à octobre 2019
	IN3	Niveau d'eau (Débit)	Déversoir TheI-Mar; sonde de pression Onset HOBO MX2001-04-SS	Août à octobre 2019; Juin à octobre 2020
	REG	Niveau d'eau (Débit)	Sonde de pression Onset HOBO U20L-04	Août à octobre 2019; Juin à octobre 2020
	P	Hauteur de pluie	Pluviomètre Onset HOBO RG3-M	Juin à octobre 2019; Juin à octobre 2020
BRP	P	Hauteur de pluie	Pluviomètre Onset HOBO RG3-M	Juin à octobre 2020

Étant donné les caractéristiques de l'entrée et de la sortie, il a été décidé de ne pas effectuer un suivi quantitatif (débit) au BRP. Un pluviomètre a toutefois été installé à ce site.

3.3.1 Pluviomètres

Les pluviomètres installés aux trois sites sont des appareils à augets à bascules. Le modèle est le *HOBO RG3-M* de la marque *Onset*, qui mesure l'équivalent de 0,2 mm de hauteur de pluie par bascule. Le seuil de mesure maximum est de 127 mm/h et la précision de l'appareil varie selon l'intensité de la pluie. L'installation des appareils a été faite selon les recommandations de l'Organisation météorologique mondiale (2010), soit sur un mat de 1 à 1,5 m de hauteur et à une distance supérieure à deux fois la hauteur de l'objet le plus près. La Figure 3.10 présente l'installation du pluviomètre au BSC.



Figure 3.10 : Installation du pluviomètre au BSC

Les pluviomètres ont été calibrés en laboratoire avant leur installation. Les mesures ont été prises à un intervalle d'une minute sans interruption ni panne majeure recensée lors du déploiement.

3.3.2 Débitmètre

Un débitmètre a été installé au BSC (IN1) et au BS (IN) afin de mesurer les débits entrant dans les ouvrages. L'appareil utilisé est le modèle *MantaRay* de la compagnie *Greyline Instruments* (maintenant *Pulsar Measurement*). La sonde ultrasonique mesure le niveau d'eau (grâce aux ondes réfléchies par la surface de l'eau) et la vitesse de l'eau (grâce à l'effet Doppler des particules en mouvement dans l'eau). Selon le fabricant, la sonde a une précision de $\pm 0,25\%$ sur le niveau et de $\pm 2\%$ sur la vitesse. Le seuil minimal de détection est de 30,5 mm/s pour la vitesse et de 25,4 mm pour le niveau. La Figure 3.11 montre l'installation du débitmètre et de sa sonde ultrasonique au BS.



Figure 3.11 : Installation du débitmètre et de sa sonde au point IN du BS

Lorsque couplée à une batterie externe 12V, la durée de fonctionnement est de 2 semaines pour un enregistrement à chaque minute.

Le calcul du débit se fait en multipliant l'aire d'écoulement (obtenue avec le niveau d'eau mesuré et le diamètre de la conduite) et la vitesse mesurée à chaque pas de temps.

3.3.3 Orifices de contrôle

Plusieurs sondes de mesure de pression d'eau ont été utilisées dans le cadre de l'étude. Pour l'estimation des débits aux orifices de contrôle, une sonde a été installée au BSC (REG) et deux au BS (REG). Au BS, une sonde est installée dans l'air et l'autre dans l'eau afin d'obtenir la pression barométrique et la pression absolue. La pression barométrique au BSC a été obtenue avec la sonde installée au déversoir (voir la section 3.3.4). Une seule sonde a ainsi été installée dans l'eau à l'orifice de contrôle pour ce bassin. Les sondes sont de la marque *Onset* (modèle *HOBO U20L-04*) et elles mesurent à la fois la pression et la température de l'eau. La mémoire de la sonde est de 15 jours pour des données prises aux minutes.

La pression exercée par la colonne d'eau au-dessus de la sonde est calculée en soustrayant la pression barométrique de la pression absolue. Le niveau d'eau est obtenu en divisant la pression de l'eau par le poids spécifique de l'eau (qui varie selon la température). Au BSC, il était aussi possible de mesurer manuellement la hauteur d'eau à l'orifice afin de valider les données des sondes. Ceci n'était pas possible au BS, car l'orifice est situé dans un regard (en espace clos).

L'orifice de contrôle au BSC est un orifice circulaire avec un diamètre nominal de 250 mm. La paroi est d'environ 100 mm. On suppose les équations pour paroi mince valides et suffisamment

précises pour le cadre d'application. L'orifice de contrôle au BS est un orifice à paroi mince en forme de losange.

Les équations utilisées pour calculer le débit dépendent de la hauteur d'eau. Lorsque le niveau d'eau est plus bas que le centre de l'orifice, le débit est obtenu en considérant les équations pour déversoir. Lorsque le niveau d'eau est au-dessus du centre de l'orifice ou de sa couronne, les équations pour un orifice non submergé à l'aval sont utilisées. Ceci est illustré à la Figure 3.12.

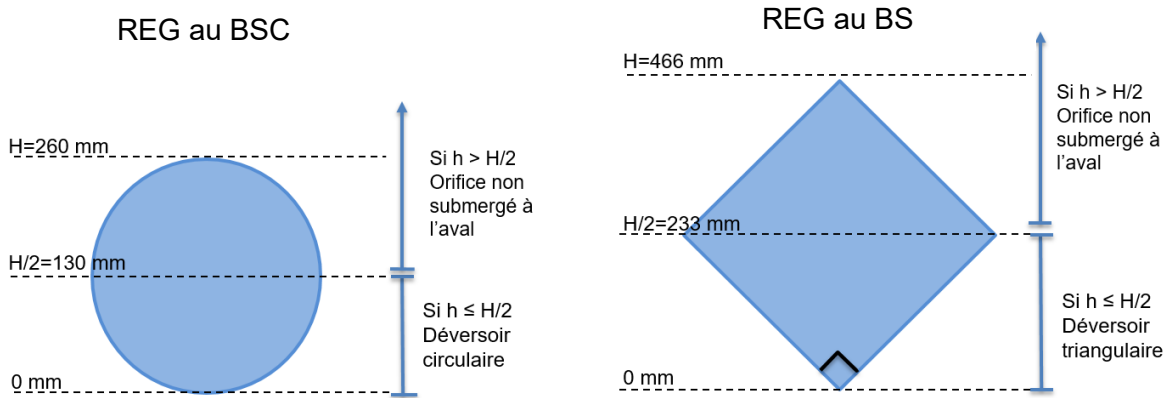


Figure 3.12 : Dimensions et équations à utiliser pour les orifices de contrôles (où h = hauteur d'eau mesurée au-dessus du seuil)

Les équations appropriées sont présentées ci-dessous. Les équations 1 et 2 sont des estimations du débit et du coefficient de décharge pour un déversoir circulaire à paroi mince (BSC quand $h \leq H/2$).

Équation 1 :
$$Q = C_d \left[10.12 \left(\frac{h}{H} \right)^{1.975} - 2.66 \left(\frac{h}{H} \right)^{3.78} \right] H^{5/2} \quad (\text{Addison, 1946})$$

où h est la hauteur d'eau à l'amont (décimètres), H est le diamètre (décimètres) et Q est le débit du déversoir (L/s). Le coefficient de décharge, C_d , varie, entre autres, selon la forme de la crête, la tension de surface et la viscosité. Le coefficient représente le rapport entre le débit réel et le débit théorique. L'équation 2 est utilisée pour estimer la valeur de ce coefficient.

Équation 2 :
$$C_d = 0.555 + \frac{1}{110 \frac{h}{H}} + 0.041 \frac{h}{H} \quad (\text{Addison, 1946})$$

L'équation 3 est utilisée pour le calcul du débit à travers un déversoir triangulaire à paroi mince (BS quand $h \leq H/2$).

Équation 3:
$$Q = c \cdot h^{\frac{5}{2}} \quad (\text{CEAEQ, 2008})$$

où Q est le débit du déversoir (L/s), h est la hauteur d'eau en amont du déversoir (m) et c est le coefficient dont la valeur varie en fonction de l'angle d'ouverture et le système d'unités. Dans le cas d'un angle de 90° et pour un débit en L/s, la valeur de c est de 1377,9 (CEAEQ, 2008).

L'équation 4 est utilisée pour le calcul du débit d'un orifice non submergé à l'aval (BS et BSC quand $h > H/2$).

Équation 4 :
$$Q = C_d \cdot A \cdot \sqrt{2g \left(h - \frac{H}{2} \right)} * 1000 \quad (\text{Munson et al., 2013})$$

où Q est le débit (L/s), C_d est le coefficient de décharge, A est l'aire de l'orifice (m^2), H est le diamètre ou la hauteur de l'ouverture de l'orifice (m) et h est la hauteur d'eau mesurée en amont (m). Dans ce cas, une valeur de 0,61 est fixée pour C_d selon les recommandations de Munson et al. (2013).

3.3.4 Déversoir

Un déversoir a été installé au BSC au point IN3. Ce déversoir, de la marque *Thei-Mar*, est de type combiné (rectangulaire avec une ouverture triangulaire dans le bas pour les plus faibles débits). Le déversoir de 375 mm a été installé et a nécessité un adaptateur de 450 mm pour épouser les contours de la conduite. La mesure de débit varie de 0,0025 L/s à 27,1683 L/s selon le fournisseur.



Figure 3.13 : Déversoir à insertion installé à IN3 au BSC

Une sonde de pression a permis la mesure en continu de la tête d'eau en amont du déversoir. La sonde utilisée est le modèle *HOBO MX2001-04-SS* d'*Onset*, qui mesure à la fois la pression barométrique et la pression d'eau. L'accès aux données est possible via connexion Bluetooth et l'application mobile de la compagnie. L'estimation du débit en fonction de la tête d'eau mesurée est obtenue selon le tableau de valeurs empiriques fourni par le fabricant. Les données en continu ont pu être validées par des lectures ponctuelles grâce aux gradations prévues à cet effet sur le déversoir.

3.4 Suivi physico-chimique

Un suivi physico-chimique des eaux pluviales entrant et sortant des ouvrages a été réalisé aux trois sites à plusieurs reprises lors d'évènements de pluie et également par temps sec. Cette section présente les paramètres mesurés, les protocoles utilisés et le calcul des taux d'enlèvement.

3.4.1 Paramètres

Les paramètres physico-chimiques couramment utilisés pour le suivi des ouvrages de rétention sont les MES et les nutriments (azote et phosphore). Le comportement des paramètres non assujettis au processus de sédimentation est moins connu. C'est pourquoi les hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀), les anions et les métaux dissous ont aussi été choisis pour le suivi physico-chimique. De plus, des mesures de température, de pH et de conductivité ont été prises lors de l'échantillonnage de l'eau avec le conductivimètre portatif de *Thermo Scientific Orion Star*.

Le Tableau 3.3 présente l'emplacement des points d'échantillonnage et les paramètres mesurés lors du suivi physico-chimique des eaux pluviales aux trois sites d'études. L'emplacement fait référence aux localisations identifiées aux figures de la section 3.2.

Tableau 3.3 : Suivi physico-chimique effectué aux sites TR, VB et CR ainsi qu'aux milieux récepteurs en amont (AM) et en aval (AV) des effluents lors des saisons estivales 2019 et 2020

Site	Emplacement	Paramètres	Conditions
VB	IN	MES, azote, phosphore, C ₁₀ -C ₅₀ , anions, métaux dissous, pH, conductivité, température	Temps sec; pluie
	OUT	MES, azote, phosphore, C ₁₀ -C ₅₀ , anions, métaux dissous, pH, conductivité, température	Temps sec; pluie
	AM	pH, conductivité, température	Temps sec
	AV	pH, conductivité, température	Temps sec
TR	IN1	MES, azote, phosphore, C ₁₀ -C ₅₀ , anions, métaux dissous, pH, conductivité, température	Temps sec; pluie
	IN2	MES, azote, phosphore, C ₁₀ -C ₅₀ , anions, métaux dissous, pH, conductivité, température	Temps sec; pluie
	OUT	MES, azote, phosphore, C ₁₀ -C ₅₀ , anions, métaux dissous, pH, conductivité, température	Temps sec; pluie
	AM	pH, conductivité, température	Temps sec; pluie
	AV	pH, conductivité, température	Temps sec; pluie
CR	IN	MES, azote, phosphore, C ₁₀ -C ₅₀ , anions, métaux dissous, pH, conductivité, température	Pluie
	OUT	MES, azote, phosphore, C ₁₀ -C ₅₀ , anions, métaux dissous, pH, conductivité, température	Pluie
	AM	pH, conductivité, température	Temps sec
	AV	pH, conductivité, température	Temps sec

Les sites TR et VB ont un débit de base (≈ 1 L/s) provenant de l'eau d'infiltration du réseau pluvial. En plus de l'échantillonnage en temps de pluie, la caractérisation de l'eau d'infiltration a été réalisée en temps sec. Les mesures de pH, de conductivité et de température dans les milieux récepteurs au site VB et CR ont seulement pu être prises en temps sec, pour des raisons d'accès et de sécurité.

3.4.2 Protocoles

La méthode d'échantillonnage des eaux pluviales est adaptée du *Storm Water Sampling Guidance Document* (EPA, 1992). La technique d'échantillonnage manuel, de type composite, a été utilisée pour tous les points d'échantillonnage.

L'eau de pluie a été récoltée avec une bouteille en plastique de 1 L maintenue à un angle de 0-45° à la sortie des conduites ou directement dans le fossé d'amenée d'eau pluviale. L'utilisation d'une perche d'échantillonnage était nécessaire pour éviter l'entrée en regard ou éviter de lever les grilles anti-vermine (Figure 3.14, gauche). Les sous-échantillons ont été combinés dans un seau de 18,9 L afin de former l'échantillon composite (Figure 3.14, centre). Pour l'analyse des C₁₀-C₅₀, l'échantillon composite a été récolté avec de multiples bouteilles en verre au lieu des bouteilles et seau en plastique (Figure 3.14, droite).



Figure 3.14 : Échantillonnage avec une perche au point IN1 au BSC (gauche), collecte des échantillons composites IN et OUT (centre) et exemple d'une bouteille pour les analyses d'hydrocarbures (droite)

L'intervalle de temps entre les sous-échantillons dépendait de l'intensité et de la durée estimée de la pluie. Les intervalles de temps pouvaient varier de 3 min (orage) à 25 min (pluie de faible intensité). Les observations sur le terrain ainsi que l'analyse des images radar d'Environnement Canada aux stations Villeroy et Blainville ont été utilisées pour la détermination de l'intervalle d'échantillonnage. Il est recommandé de récolter au moins un sous-échantillon dans les 30 min après le début du ruissellement (EPA, 1992), appelé le premier flot. Pour chaque pluie, il a été noté si l'échantillonnage du premier flot a été possible. Pour les pluies de moins de 3 h, l'échantillonnage se terminait à la fin de la pluie ou lorsque le débit de ruissellement diminuait. Pour les pluies de plus longue durée, l'échantillonnage a duré au moins 3 h, tel que prescrit par EPA (1992). Pour des raisons de sécurité, l'échantillonnage prenait fin lors du coucher du soleil.

Il est difficile de prédire le temps de rétention de l'eau dans les bassins de rétention, car celui-ci dépend du bassin, du volume généré par la pluie et des conditions initiales. L'instrumentation et les mesures de débit au BSC à l'été 2019 ont permis d'estimer un décalage du débit de pointe entre l'entrée (IN) et la sortie (REG) du bassin de rétention. Cette estimation était d'environ 20 min pour plusieurs pluies sous la période de récurrence 2 ans. Il a été décidé d'établir un délai semblable entre le début de l'échantillonnage à l'entrée et le début de l'échantillonnage à la sortie aux BS et BSC à l'été 2020.

Immédiatement à la fin de l'échantillonnage, les mesures de pH, de conductivité et de température ont été prises pour l'échantillon composite. L'échantillon composite a par la suite été mélangé et réparti dans les contenants appropriés pour les différentes analyses en laboratoire.

Le Tableau 3.4 énumère les laboratoires responsables des analyses, les paramètres analysés, les méthodes de référence et les agents de conservation des échantillons pour chaque ouvrage.

Tableau 3.4 : Laboratoires d'analyse, paramètres analysés, méthodes de référence et agents de conservation des échantillons pour le suivi physico-chimique des eaux pluviales aux trois ouvrages

Site	Laboratoire	Paramètres analysés	Méthodes de référence	Agents de conservation ³	Notes
BSC	Eurofins Environex ¹	MES	MA.115-S.S. 1.2	N	Bouteilles préparées et scellées par le laboratoire préalablement à l'échantillonnage
		Azote ammoniacal	MA.300-N 2.0	AS	
		Nitrites+nitrates	MA.300-lons 1.3	AS	
		Azote total Kjeldahl	MA.300-NTPT 2.0	AS	
		Phosphore total	MA.300-P 5.2	AS	
BS, BRP	Centre analytique de la Ville de Québec ¹	MES	MA.115-S.S. 1.2	N	AS ajouté dans les heures suivant l'échantillonnage (< 24 h, à l'exception des fins de semaine où le délai pouvait aller jusqu'à 48 h).
		Azote ammoniacal	MA.300-N 2.0	AS	
		Nitrites+nitrates	MA.300-lons 1.3	AS	
		Azote total	Aucune ²	AS	
		Phosphore total	MA.300-P 5.2	AS	
BS, BSC, BRP	INRS-ETE	Métaux dissous	US EPA Method 200.7	AN	Filtration (0,45 µm) de 15 mL et AN ajouté sur le terrain, triplicata
		Phosphore dissous			
		Anions	MA. 300- lons 1.3	N	
BS, BSC, BRP	INRS-ETE	Hydrocarbures pétroliers (C ₁₀ à C ₅₀)	MA. 400- HYD 1.1	AS	Bouteilles en ver, agent de conservation ajouté (< 24 h) suivant la réception des échantillons, triplicata

1. Laboratoire accrédité pour analyse environnementale, agricole et microbiologie de l'air par le MELCC.
2. Méthode automatisée par pyrolyse catalysée au platine suivie d'une oxydation à l'ozone et d'une détection par chimiluminescence.
3. AS: H₂SO₄, AN: HNO₃, N: aucun agent.

La conservation des échantillons a respecté les recommandations des *Modes de conservation pour l'échantillonnage des eaux de surface* (CEAEQ, 2012). Tous les échantillons ont été gardés au froid sur le terrain avec une glacière et mis au réfrigérateur (4°C) par la suite.

3.4.3 Taux d'enlèvement

Le calcul des taux d'enlèvement des polluants est présenté à l'Équation 5.

Équation 5:

$$TE = \frac{[IN] - [OUT]}{[IN]} \cdot 100\%$$

où [IN] est la concentration à l'entrée de l'ouvrage (mg/L), [OUT] est la concentration à la sortie de l'ouvrage (mg/L) et TE est le taux d'enlèvement (%). Lorsque les concentrations à l'entrée et à la sortie sont toutes les deux inférieures ou égales à la limite de quantification (LQ), aucun taux d'enlèvement n'est calculé. De plus, si la différence entre les concentrations à l'entrée et à la sortie est inférieure ou égale à l'incertitude, un taux nul est assigné.

La limite de quantification est estimée selon l'Équation 6.

Équation 6 :

$$LQ = 3 * LD$$

où LD est la limite de détection (mg/L).

Dans le cas où la concentration à la sortie (ou à l'entrée) est $\leq LD$, la valeur de LD est attribuée à la concentration à la sortie (ou à l'entrée) pour le calcul du taux d'enlèvement, ce qui donne une limite inférieure du taux d'enlèvement (ou du taux d'augmentation). Un taux d'enlèvement négatif indique une augmentation de la concentration de l'entrée à la sortie.

Pour le BSC, le taux d'enlèvement est calculé selon la concentration au point d'échantillonnage IN2 (en aval des séparateurs hydrodynamiques). Les données du point IN1 (en amont des séparateurs hydrodynamiques) sont présentées afin de caractériser les eaux de ruissellement provenant du secteur résidentiel.

3.5 Suivi biologique

Un suivi biologique des milieux récepteurs a été effectué avec l'IDEC. Cette section présente les milieux récepteurs sélectionnés pour le suivi ainsi que le protocole d'échantillonnage des diatomées benthiques par récolte de biofilm sur substrat rocheux.

3.5.1 Milieux récepteurs

Un suivi biologique a été effectué pour les milieux récepteurs en amont (AM) et en aval (AV) de l'exutoire des bassins de rétention aux trois sites tels qu'identifiés aux figures de la section 3.2. De plus, quatre autres milieux récepteurs en aval de bassins de rétention ont été sélectionnés pour le suivi biologique. Ces milieux sont situés dans la ville de Québec. Les bassins de rétention de ces quatre milieux supplémentaires n'ont pas fait l'objet d'un suivi hydrologique ni physico-chimique. Finalement, huit autres milieux récepteurs où il y a rejet d'eau pluviale sans que celle-ci ait transité par un bassin de rétention ont été sélectionnés. Tous les milieux récepteurs ont été échantillonnés afin de comparer les valeurs de l'IDEC amont/aval des effluents lorsqu'il y a présence d'un bassin de rétention versus lorsqu'il n'y a pas de bassin de rétention.

Le Tableau 3.5 identifie les milieux récepteurs échantillonnés pour le suivi de l'intégrité biologique.

Tableau 3.5 : Échantillonnage des milieux récepteurs pour le suivi de l'intégrité biologique avec l'IDEC (sous-indice alcalin)

Exutoire	ID	Milieux récepteurs	Nombre d'échantillons analysés	Similitude du BV
Avec bassin de rétention	Site TR	Ruisseau non nommé (BV du ruisseau Sainte-Marguerite)	2 AM, 2 AV	
	Site VB	Ruisseau Mont-Châtel (BV de la rivière Lorette)	3 AM, 3 AV	
	Site CR	Ruisseau non nommé (BV de la rivière du Cap Rouge)	2 AM, 2 AV	
	S287	Rivière du Cap Rouge	1 AM, 1 AV	
	S399	Rivière des Roches (BV de la rivière du Berger)	1 AM, 1 AV	
	S205	Rivière des Roches (BV de la rivière du Berger)	1 AM, 1 AV	
	S022	Ruisseau du Moulin	1 AM, 1 AV	
Sans bassin de rétention	BV223	Ruisseau non nommé (BV de la rivière du Cap Rouge)	1 AM, 1 AV	Site VB
	BV835	Rivière du Cap Rouge	1 AM, 1 AV	Site VB
	BV123	Rivière du Cap Rouge	1 AM, 1 AV	Site VB
	BV302	Ruisseau non nommé (BV de la rivière du Cap Rouge)	1 AM, 1 AV	Site VB
	BV328	Ruisseau non nommé (BV de la rivière du Berger)	1 AM, 1 AV	Site CR
	BV671	Rivière des Commissaires (BV de la rivière du Berger)	1 AM, 1 AV	Site VB
	BV558	Rivière du Berger	1 AM, 1 AV	Site VB
	BV735	Rivière du Berger	1 AM, 1 AV	Site CR
	BV918	Rivière du Berger	1 AM, 1 AV	Site VB
	BV40	Rivière du Berger	1 AM, 1 AV	Site CR
	BV161	Rivière Lorette	1 AM, 1 AV	Site CR

Les milieux récepteurs sans bassin de rétention ont été choisis pour que la superficie et l'occupation du territoire du bassin versant drainé soient semblables à celles des sites VB et CR, aussi situés sur le territoire de la ville de Québec. L'analyse a été complétée dans ArcGIS avec le plan du réseau pluvial de la ville de Québec. À l'exception de BV328, BV735, BV40 et BV161, le bassin versant drainé est un territoire résidentiel à faible densité de 3 à 7 ha (semblable au

site VB). Les autres bassins versants drainent un territoire résidentiel ou commercial mixte de 50 à 80 ha (semblable au site CR).

La localisation de chacun des sites sur le territoire de la ville de Québec est présentée à la Figure 3.15.



3.5.2 Protocole

Du biofilm algal a été échantillonné afin de prélever des diatomées épilithiques (accrochées sur les roches). Généralement, plusieurs roches (3 à 5, échantillon composite) ont été sélectionnées

sur une distance pouvant aller jusqu'à 10 mètres. L'échantillonnage a été effectué mensuellement de juillet à septembre en 2019 et 2020 pour les sites TR et VB et de juillet à septembre en 2020 pour le site CR. L'échantillonnage des sites supplémentaires (avec ou sans bassin de rétention) dans la ville de Québec a eu lieu à la fin août 2020. La profondeur d'échantillonnage variait selon le niveau d'eau du milieu récepteur. L'échantillon composite de biofilm a été prélevé en grattant, avec une brosse à dents, la surface des roches et en combinant le tout dans un tube (Figure 3.16). Du formaldéhyde a été ajouté pour la conservation de l'échantillon.



Figure 3.16 : Collecte de substrat pour le prélèvement des diatomées

Tous les échantillons ont été gardés au frais (4°C) et à l'obscurité jusqu'au moment des digestions à l'acide nitrique (100%) et au peroxyde d'hydrogène à 30% pour éliminer la matière organique. En effet, l'analyse des diatomées au microscope nécessite une digestion afin de ne garder que la coquille de silice des diatomées (frustule, constitué de 2 valves), ce qui permet une identification à l'espèce. Après 48 h de digestion suivies de plusieurs rinçages, les solutions contenant les diatomées ont été placées sur des lamelles qui ont ensuite été montées sur des lames avec du Naphrax pour l'analyse microscopique. L'identification et le décompte des diatomées ont été réalisés avec un microscope à contraste interférentiel différentiel. Pour chaque échantillon, ≥ 400 valves de diatomées ont été identifiées de manière aléatoire. L'identification a été réalisée selon le *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada* (Lavoie et al., 2008b). L'analyse des diatomées a été effectuée par la professeure Isabelle Lavoie et le personnel qualifié du Centre Eau Terre Environnement de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE).

3.6 Modélisation hydrologique et hydraulique

Aux sites TR et VB, un modèle représentant l'hydrologie et l'hydraulique du secteur a été développé. Le logiciel PCSWMM (CHI, 2019) a été utilisé pour la modélisation. Il est basé sur le moteur de calcul de SWMM 5 (EPA, 2020), couramment utilisé pour simuler l'écoulement des eaux pluviales en milieu urbain. Le logiciel prend en compte différents processus hydrologiques (précipitation, infiltration, évaporation, etc.) et les caractéristiques des sous-bassins versants (imperméabilité, aire, rugosité, etc.) pour modéliser l'écoulement de l'eau.

Pour cette étude, les données de précipitation ont été utilisées comme intrant et l'écoulement en fin de réseau, au bassin de rétention, a été analysé. Le calage du modèle SWMM permet d'obtenir des valeurs des paramètres sensibles qui, par la suite, peuvent être utilisées pour simuler les débits entrant des bassins de rétention à partir de données de pluie pour les périodes où aucune mesure de débit n'est disponible. Dans un premier temps, ceci permet de combler les données manquantes, qui sont dues aux erreurs de fonctionnement de certains appareils, pour les pluies dont l'échantillonnage qualitatif a été réalisé. Dans un deuxième temps, ceci permet d'obtenir des données de débits hors de la période d'étude en se basant sur une série pluviométrique mesurée sur une dizaine d'années dans la province de Québec.

3.6.1 Structure du modèle

La base du modèle est fournie par les municipalités sous la forme d'un modèle de conception du réseau pluvial, qui inclut la caractérisation du bassin versant et du réseau pluvial en vue de la préparation des plans et devis. Il a donc été nécessaire de vérifier les valeurs accordées aux différents paramètres. Dans le cas de la caractérisation du réseau pluvial, aucun élément n'a été modifié. Dans le cas de la caractérisation du bassin versant, certains éléments ont dû être modifiés, tel que décrit ci-dessous.

Au site TR, le modèle de conception a été réalisé avec le logiciel SewerGEMS de Bentley. Il a été nécessaire de le convertir en SWMM 5, ce qui peut être fait à même le logiciel. Par contre, étant donné que la méthode de calcul du ruissellement choisie dans SewerGEMS était celle de l'hydrogramme unitaire, les caractéristiques des sous-bassins requises dans SWMM étaient manquantes suite à la conversion. Au site VB, le modèle de conception a été réalisé avec PCSWMM, ce qui a permis de valider ou de modifier les paramètres associés à chaque sous-bassin versant.

Les valeurs des paramètres des sous-bassins ont été estimées grâce aux rapports de gestion des eaux pluviales fournis par la municipalité, aux plans et devis et aux visites de terrain. Lors du calage, les valeurs du pourcentage d'imperméabilité et du coefficient n de Manning des surfaces imperméables ont été modifiées, en s'assurant qu'elles demeurent à l'intérieur de plages de valeurs réalistes. Le Tableau 3.6 présente les paramètres des sous-bassins dans PCSWMM, les valeurs initiales estimées (avant calage) et les sources d'informations qui ont été consultées.

Tableau 3.6 : Paramètres, valeurs initiales estimées et sources d'informations pour la caractérisation des sous-bassins versants dans PCSWMM pour le modèle de référence

SITE	Paramètre	Valeur attribuée	Source
TR	Surface imperméable		
	% Imperméabilité ¹	40% (secteur maison unifamiliale) à 70% (secteur multi logement)	Images satellites, visites de terrain, plan de développement, rapport de gestion des eaux pluviales
	Largeur	Variable en fonction des sous-bassins	Images satellites, Autocad, plans et devis
	Pente	1%	Plan et devis
	Stockage de surface	0,4 mm	Littérature ²
	Coefficient n de Manning ¹	0,013	Littérature ²
	Surface perméable		
	Paramètres d'infiltration de Horton	$F_o = 75$ mm/h (gazon) et 150 mm/h (végétation dense), $F_c = 3,8$ mm/h, $k = 4$ h ⁻¹	Rapport de gestion des eaux pluviales, littérature ²
	Stockage de surface	4,7 mm	Littérature ²
	Coefficient n de Manning	0,2 (gazon) et 0,4 (végétation dense)	Littérature ³
VB	Surface imperméable		
	% Imperméabilité ¹	35% (secteur maison unifamiliale) à 80% (secteur condominium)	Images satellites, visites de terrain, plan de développement, rapport de gestion des eaux pluviales
	Largeur	Variables en fonction des sous-bassins	Modèle de conception
	Pente	1%	Modèle de conception
	Stockage de surface	1,0 mm	Littérature ²
	Coefficient n de Manning ¹	0,015	Littérature ² , modèle de conception
	Surface perméable		
	Paramètres d'infiltration de Horton	$F_o = 55$ mm/h, $F_c = 6$ mm/h, $k = 2$ h ⁻¹	Rapport de gestion des eaux pluviales, modèle de conception
	Stockage de surface	4,5 mm	Littérature ²
	Coefficient n de Manning	0,25	Littérature ³ , modèle de conception

1. Paramètres qui ont ultérieurement été calés, les valeurs attribuées dans ce tableau correspondent aux valeurs initiales.
2. MDDEFP et MAMROT (2011)
3. Rossman (2015)

Les résultats du calage et les valeurs finales sont présentés dans la section 4.5 et à l'Annexe I. Dans cette annexe, les caractéristiques des sous-bassins versants et du réseau pluvial (section *subcatchments*, *subareas*, *junctions* et *conduits*) du fichier d'entrée de SWMM 5 sont présentées.

Le schéma des bassins versants pour les sites TR et VB sont présentés à la Figure 3.17.

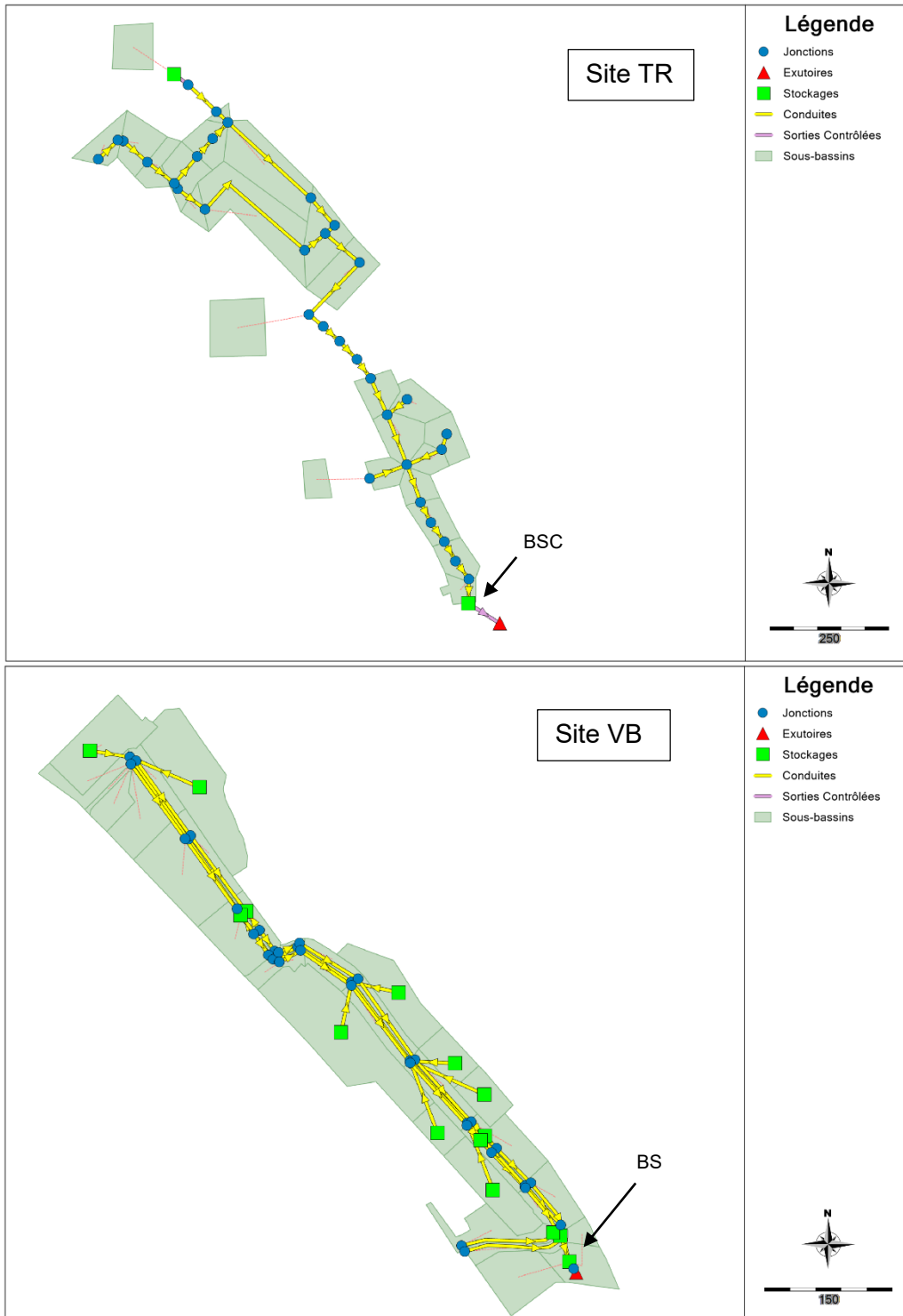


Figure 3.17 : Schéma des bassins versants dans PCSWMM au site TR (haut) et VB (bas)

Les ouvrages de contrôle des eaux pluviales, soit le BSC et le BS, sont les derniers nœuds de stockage (carré vert) avant les exutoires (triangle rouge).

3.6.2 Analyse de sensibilité, calage et validation

Une analyse de sensibilité a été effectuée avant calage afin de déterminer quels paramètres ont une influence sur les résultats du modèle, à quel degré et de quelle façon. L'outil SRTC (*Sensitivity-based Radio Tuning Calibration*) de PCSWMM a été utilisé. Cet outil permet de choisir une incertitude (0-100%) associée à chaque paramètre. Par la suite, le nombre de points de sensibilité est fixé, ce qui équivaut à choisir le nombre de simulations à effectuer en variant un paramètre à l'intérieur de sa gamme d'incertitude. Par exemple, en choisissant une incertitude de 100% et 4 points de sensibilité, quatre simulations sont réalisées avec des changements de +/- 50% et +/-100% de la valeur initiale du paramètre. Le nombre de simulations total est égal au nombre de paramètres incertains multiplié par le nombre de points d'incertitude, étant donné qu'un seul paramètre est modifié à la fois. Les résultats ont été utilisés pour vérifier le degré de sensibilité de chaque paramètre. De plus, l'analyse a permis de déterminer l'effet de chaque paramètre sur le volume d'eau ruisselé et sur le synchronisme de l'hydrogramme. L'outil permet d'évaluer la sensibilité moyenne normalisée, ce qui indique la sensibilité d'un paramètre comparativement à un autre pour une normalisation entre -1 et 1. Une valeur positive (entre 0 et 1) indique une corrélation positive entre le paramètre et le débit/volume ruisselé, c'est-à-dire qu'une augmentation de la valeur crée une augmentation du débit/volume ruisselé et vice versa.

Le calage a permis de déterminer la valeur des paramètres qui minimise l'erreur entre les débits mesurés à l'entrée du bassin de rétention et les débits simulés par le modèle au même endroit. Le choix des paramètres de calage a été fait selon l'incertitude associée à sa valeur et les résultats de l'analyse de sensibilité. Les simulations ont été effectuées à un pas de temps de 5 min. Le calage a été effectué manuellement, en deux étapes. En premier lieu, le calage a été effectué sur le volume d'eau ruisselé en ajustant le pourcentage d'imperméabilité des sous-bassins versants. Le critère de performance est l'écart sur les volumes (V) :

Équation 7 :

$$V = \frac{V_s - V_o}{V_o} \cdot 100\%$$

où V_s est le volume total simulé et V_o est le volume total observé. L'écart peut varier de $-\infty$ à $+\infty$, avec une valeur optimale de 0%. Par la suite, le calage s'est poursuivi sur le synchronisme de l'hydrogramme, en ajustant le coefficient de Manning pour les surfaces imperméables.

Le critère de performance dans ce cas est le coefficient de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash & Sutcliffe, 1970) :

Équation 8 :

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_s - Q_o)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_o - \overline{Q_o})^2}$$

où n est le nombre de pas de temps de la simulation, Q_s est le débit simulé au temps i , Q_o est le débit observé au temps i et $\overline{Q_o}$ est le débit moyen observé. Le NSE est un critère qui indique à quel degré les données observées correspondent aux données simulées. Il varie de $-\infty$ à 1, avec une valeur optimale de 1. Une valeur < 0 indique que la moyenne des données observées est meilleure que les données simulées pour prédire les observations (Nash & Sutcliffe, 1970).

La validation permet de vérifier les résultats obtenus par le calage en utilisant des données différentes. Les mêmes indicateurs de performance que pour le calage ont été utilisés.

Au site TR, 5 événements ont été choisis pour le calage et 5 autres pour la validation. Au site VB, 4 événements ont été choisis pour le calage et 3 autres pour la validation. Le choix des événements s'est basé sur les données disponibles (pluie, débits entrant et sortant) et leur validité. Les événements ont été choisis en considérant les corrections qui ont dû être apportées aux données brutes, particulièrement les données du débitmètre. De plus, au site TR, les événements qui avaient à la fois des données du débitmètre et du déversoir ont été priorisés, car ceci permettait de valider les données de débit. Plusieurs types de pluies ont été sélectionnés pour le calage et la validation (petite ou grande intensité, longue ou courte durée). En effet, même si les bassins de rétention sont conçus pour les pluies qui génèrent de grands volumes et débits, l'objectif de la modélisation est de représenter tous les types de pluies, pas seulement les pluies de plus rares récurrences. La compilation des événements est présentée à la section 4.3.

3.7 Modèles linéaires généralisés

Des modèles linéaires généralisés (MLG) ont été développés afin d'établir une relation entre les données quantitatives et qualitatives au BS et au BSC. La variable dépendante est la concentration moyenne par événement de MES ou de PT (à l'entrée ou à la sortie des ouvrages). La corrélation entre plusieurs variables hydrologiques et la concentration des polluants a été vérifiée. Les variables indépendantes explorées sont le débit simulé (moyen et maximal), l'intensité de la pluie (moyenne et maximale) et la vitesse d'écoulement simulée (moyenne et maximale). La variable indépendante la plus fortement corrélée à la concentration était l'intensité moyenne d'un événement pluvial (voir la section 4.6). Les MLG permettent le calcul de la

concentration moyenne d'un polluant lors des événements pluvieux afin d'estimer les charges à l'entrée et à la sortie des bassins à partir d'une série de pluie de 10 ans (voir la section 3.8).

Un MLG diffère d'un modèle linéaire par le choix d'une fonction lien et d'une distribution statistique appropriée. Le modèle linéaire ordinaire est un cas simple d'un modèle linéaire généralisé. En effet, le modèle linéaire ordinaire suppose que l'erreur et la variable réponse suivent une distribution normale sans transformation (fonction lien identité).

La fonction *GLM* du logiciel R (R Core Team, 2019) a été utilisée. Étant donné que les variables dépendantes, soit les concentrations des polluants, ont des distributions non négatives avec une asymétrie positive, les distributions gamma et gaussienne-inverse ont été explorées. La distribution gaussienne a aussi été explorée avec plusieurs transformations sur les variables indépendantes. Le Tableau 3.7 indique les fonctions lien qui peuvent être attribuées aux distributions avec la fonction *GLM* dans R.

Tableau 3.7 : Distribution et fonction lien des GLM

Distribution	Gaussienne	Gaussienne-inverse	Gamma
Fonction lien	Identité, log, inverse	Identité, log, inverse, inverse au carré	Identité, log, inverse

Les modèles obtenus ont été validés avec les indicateurs suivants :

- Le critère d'information d'Akaike (AIC) a été utilisé pour la comparaison des modèles emboîtés. Ce critère assure le respect du principe de parcimonie.
- La valeur-p a été utilisée afin de déterminer si la relation entre les variables dépendante et indépendante est significative. Par convention, lorsque la valeur-p < 0,05, alors l'hypothèse nulle est rejetée et il est supposé que la relation entre les variables dépendante et indépendante est significative.
- La déviance a été utilisée pour valider l'ajustement du modèle. Un modèle est considéré comme mieux ajusté pour une plus faible déviance résiduelle.
- La distance de Cook a permis d'identifier les données qui ont une grande influence sur le modèle. Les données qui ressortaient lors de l'analyse de Cook ont par la suite été analysées en profondeur.
- L'analyse des résidus a permis de vérifier la validité des hypothèses de base des GLM telles que la linéarité et l'homoscédasticité. L'analyse des résidus a été faite graphiquement avec le nuage des résidus en fonction des valeurs prédites.

En premier lieu, la variable hydrologique qui était la plus fortement corrélée avec la concentration de chaque polluant a été trouvée en analysant les valeurs-p. Ensuite, en se basant entre autres sur la déviance, les résidus et l'analyse de Cook, les distributions et les fonctions lien ont été comparées pour choisir le meilleur modèle, appelé le modèle de référence. Afin de vérifier si l'ajout d'une 2^e ou d'une 3^e variable permet d'améliorer le modèle de référence, les valeurs d'AIC ont été comparées. Ainsi, lorsque la différence de l'AIC d'un modèle avec le modèle de référence était ≥ 2 , le modèle avec le plus faible AIC était retenu. Dans le cas où la différence d'AIC était < 2 , le modèle de référence était conservé.

3.8 Calcul des charges

Une fois le calage et la validation dans PCSWMM complétés, des simulations en continu ont été effectuées avec des données de précipitations sur une période de 10 ans. Les données de précipitations ont été fournies par la Ville de Québec (secteur La Cité-Limoilou) et couvrent la période de 2010 à 2019, du 1^{er} mai au 31 octobre de chaque année. Seules les données du 1^{er} juin au 30 septembre ont été conservées pour les calculs. Cette série a été choisie car elle est représentative de la pluviométrie de la ville de Québec et avait peu de données erronées ou manquantes. Les villes de Québec et Trois-Rivières sont séparées d'environ 130 km. Leurs températures et précipitations moyennes saisonnières sont semblables, de même que leur profil temporel de précipitations. Donc, il est possible d'appliquer la série de Québec au site TR, ce qui permettra la comparaison des résultats aux deux ouvrages.

À l'intérieur de la série, des événements pluvieux ont été isolés selon une durée minimale inter événements de 6 h et une hauteur de pluie totale ≥ 2 mm. Les événements de pluie < 2 mm génèrent peu ou pas de ruissellement. Selon MDDEFP et MAMROT (2011), un événement de pluie se distingue d'un autre lorsque 6 h ou plus les séparent. Étant donné que le temps de concentration des bassins versants résidentiels et commerciaux est faible, une période de 6 h a été jugée suffisante pour que le réseau pluvial retourne aux conditions initiales de temps sec.

Suite à la simulation en continu, le débit moyen simulé aux bassins de rétention pour chaque événement pluvieux a été extrait. La charge saisonnière en MES ou PT a été calculée selon l'équation 9.

Équation 9 :

$$L = \sum_{i=1}^n \bar{Q}_i \cdot \bar{C}_i \cdot d_i \cdot 0.0036$$

où L est la charge saisonnière (kg), \bar{Q}_i est le débit moyen d'un événement pluvieux i (L/s), \bar{C}_i est la concentration moyenne du polluant lors d'un événement pluvieux i (mg/L), d_i est la durée de

l'événement i (h), n est le nombre d'événements d'une saison et 0,0036 est un facteur de conversion ($\frac{s}{h} \cdot \frac{kg}{mg}$). La concentration moyenne dans l'équation 9, \bar{C}_i , est obtenue avec le MLG approprié. La charge saisonnière à l'entrée et à la sortie des ouvrages a été calculée pour chaque année. Comme pour le calcul du taux d'enlèvement présenté à la section 3.4.3, la concentration à l'entrée du BSC correspond à la concentration au point d'échantillonnage IN2 (en aval des séparateurs hydrodynamiques). La différence entre la charge saisonnière entrant et sortant des ouvrages indique la charge retenue par les bassins de rétention.

4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Données pluviométriques

Cette section aborde la validation des données pluviométriques récupérées pendant la période d'étude, puis la caractérisation des événements de pluies d'échantillonnage et de modélisation.

4.1.1 Validation

Tel que mentionné dans la section 3.3.1, les pluviomètres ont été calibrés avant d'être déployés sur le terrain. Par contre, selon les conditions d'installation et les intempéries, le fonctionnement peut varier. Suite à l'installation, aucun problème majeur n'a été détecté. De plus, aucune panne n'a eu lieu. Les séries de pluies récupérées sont donc complètes, allant de la date d'installation jusqu'à la désinstallation (ou la première neige).

Les précipitations journalières calculées avec les données récupérées aux sites ont été comparées avec les données journalières du Gouvernement du Québec (MELCC, 2020) à diverses stations sur son territoire.

Le graphique de gauche de la Figure 4.1 présente la comparaison entre les données du site TR et celles de la station St-Thomas-de-Caxton, située à 13,5 km au nord-ouest du site, celui du centre montre la comparaison entre les données du site VB et celles de la station Parc Duberger, située à 9 km au sud-est du site, et celui de droite présente la comparaison entre les données du site CR et celles de la station Parc Duberger, située à 6 km au nord-est du site.

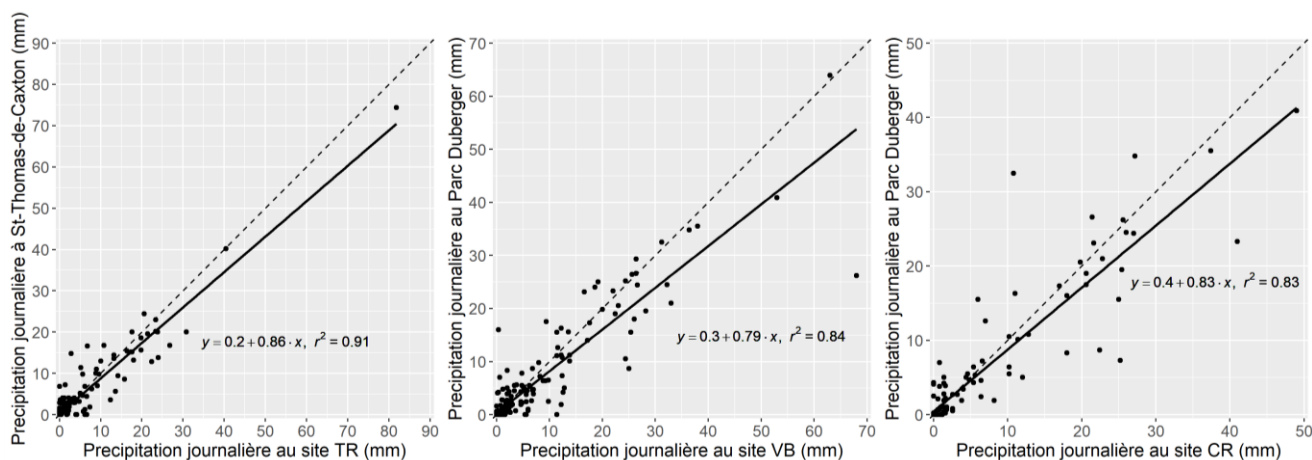


Figure 4.1 : Comparaison des précipitations journalières des sites TR, VB et CR aux données de la station St-Thomas-de-Caxton (TR) et Parc Duberger (VB et CR). La ligne pointillée représente le ratio 1:1 tandis que la ligne pleine représente la régression linéaire des données dont l'équation et le coefficient de détermination sont aussi présentés sur la figure.

Selon la Figure 4.1, les données journalières de précipitation semblent concorder avec les données du MELCC (2020). En effet, les données fluctuent de part et d'autre du ratio 1:1. L'objectif n'est pas d'observer une relation parfaite entre les données, étant donné la variabilité spatiale des précipitations, mais d'identifier si une problématique systématique aurait pu affecter le pluviomètre. Par exemple, un bris aurait pu causer une problématique d'enregistrement des bascules. Ceci serait mis en évidence par la Figure 4.1, ce qui ne semble pas être le cas. Les données pluviométriques sont donc valides.

4.1.2 Caractérisation

Les séries de pluies ont été séparées en événements selon les critères présentés à la section 3.8, soit une hauteur d'eau minimale de 2 mm et une durée inter événement de 6 h. Les événements pluvieux dont les eaux de ruissellement ont été échantillonnées sont caractérisés dans cette section. De plus, lorsque les mesures de pluie coïncident avec des données valides de débit (voir sections 4.2 et 4.3), l'événement peut être utilisé pour la modélisation dans PCSWMM. La caractérisation des événements de modélisation aux sites TR et VB est aussi présentée dans cette section.

Le temps antérieur sec avant la pluie, la durée, la hauteur totale, l'intensité maximale sur 5 min et l'intensité moyenne des événements sont présentés à l'Annexe II pour les sites TR, VB et CR. De plus, les événements ont été séparés en quatre catégories qualitatives : petite pluie, grosse pluie de type orage, pluie modérée et grosse pluie de longue durée. La catégorisation est basée sur la durée et la hauteur de pluie tel que prescrit dans Brodeur-Doucet (2018). Il est aussi indiqué à l'Annexe II si une pluie a été utilisée pour la modélisation dans SWMM (calage ou validation) ou si un échantillonnage de données physico-chimiques a eu lieu pendant la pluie (qualité). Les pluies des 17 et 18 août 2020 au site VB sont à la fois des pluies de qualité et de modélisation. Toutefois, la majorité des pluies « qualité » n'avait pas de mesures de débits valides (voir section 4.2 et 4.3) et elles n'ont donc pas pu servir pour le calage ou la validation du modèle SWMM.

À titre comparatif, les pluies sont présentées graphiquement selon l'intensité moyenne et la durée de l'événement pluvieux. Les courbes intensité-durée-fréquence (IDF) sont ajoutées pour comparaison. Le patron de chacune des pluies est unique et l'analyse a été réalisée seulement selon l'intensité moyenne sur toute la durée de la pluie. La comparaison avec les courbes IDF est donc qualitative et aucune étude approfondie n'a été réalisée afin d'établir la période de retour des événements pluvieux. Les données des courbes IDF proviennent de Mailhot et Talbot (2011)

pour la station Trois-Rivières Aqueduc (Site TR) et pour la station Québec/Jean-Lesage intl A (Site VB et CR). Les événements qui se rapprochent des courbes IDF seront analysés.

La Figure 4.2 présente l'intensité moyenne et la durée des événements pluvieux au site TR ainsi que les courbes IDF pour les périodes de retour 2 et 5 ans.

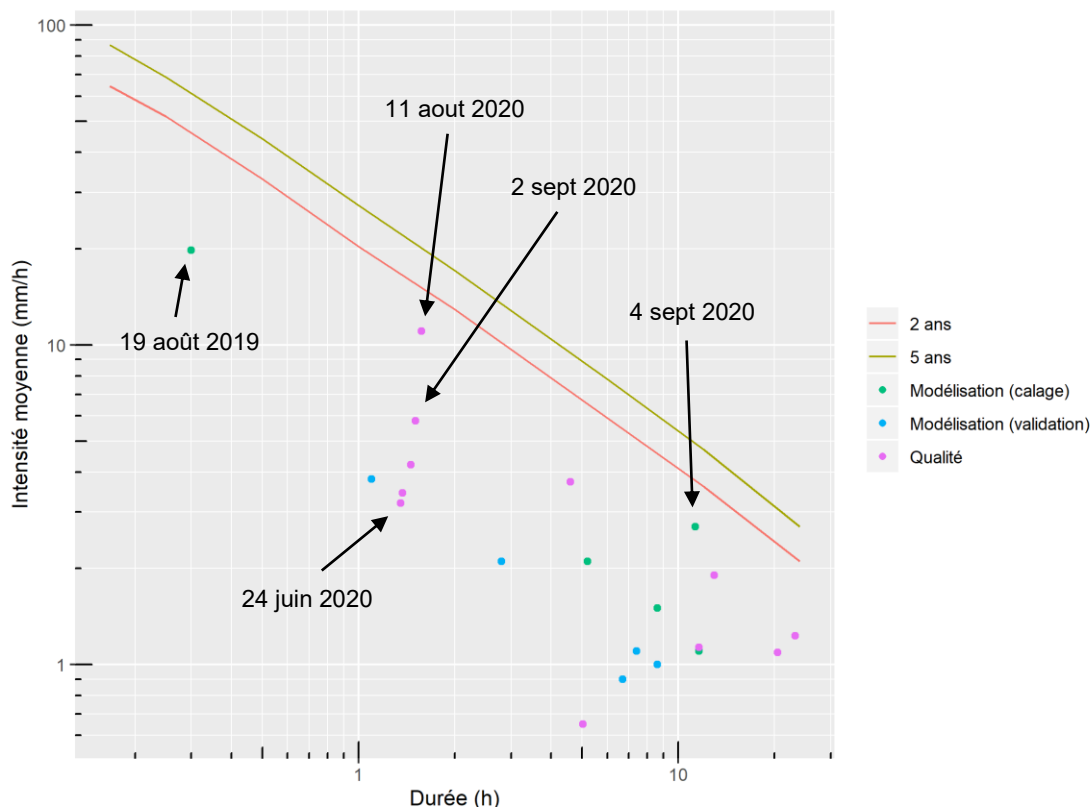


Figure 4.2 : Intensité moyenne et durée des événements pluvieux au site TR

À la Figure 4.2, il est possible de repérer les événements des 19 août 2019, 11 août 2020 et 2 septembre 2020, qui ont eu des intensités maximales sur 5 min élevées, soit de 43 mm/h, 70 mm/h et 46 mm/h respectivement. On y voit également la pluie du 4 septembre 2020, qui a duré 11 h et lors de laquelle une hauteur totale de 30 mm de pluie est tombée. De plus, tel qu'il sera discuté plus bas, la pluie tombée le 24 juin 2020 à Trois-Rivières s'est transformée en événement important à Québec, quelques heures plus tard.

La Figure 4.3 présente l'intensité moyenne et la durée des événements pluvieux au site VB ainsi que les courbes IDF pour les périodes de retour 2, 5 et 10 ans.

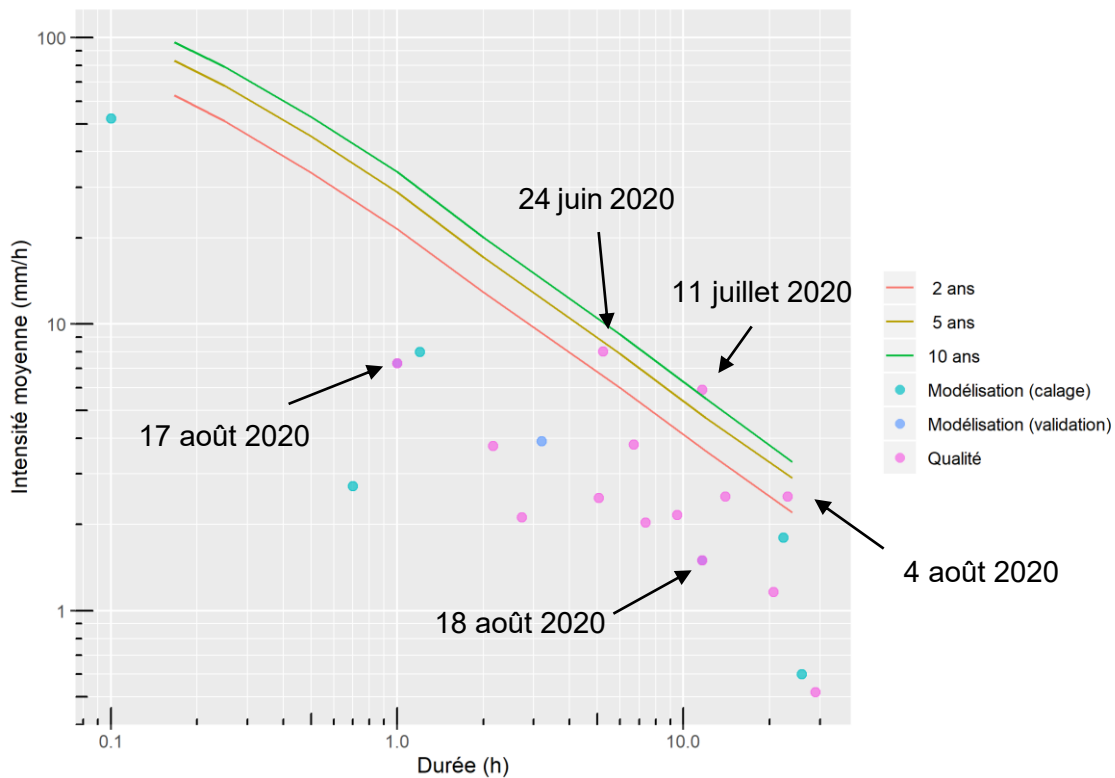


Figure 4.3 : Intensité moyenne et durée des événements pluvieux au site VB

Les pluies des 17 et 18 août 2020 au site VB sont à la fois des pluies qualité et de validation, dont la superposition des points est légèrement visible sur la Figure 4.3. La pluie du 24 juin 2020 a généré 42 mm de pluie en 5 h avec une intensité maximale sur 5 min de 110 mm/h. La même journée, quelques heures avant, la hauteur de pluie tombée à Trois-Rivières était beaucoup moindre (4 mm). Ceci témoigne de la grande variabilité spatiale des phénomènes pluvieux de forte intensité. La pluie du 11 juillet 2020 a généré 68 mm de pluie sur une période de 12 h avec une intensité maximale sur 5 min de 77 mm/h. La pluie du 4 août 2020 a généré 58 mm de pluie en 23 h avec une intensité maximale sur 5 min de 19 mm/h.

La Figure 4.4 présente l'intensité moyenne et la durée des événements pluvieux au site CR ainsi que les courbes IDF pour les périodes de retour 2, 5 et 10 ans.

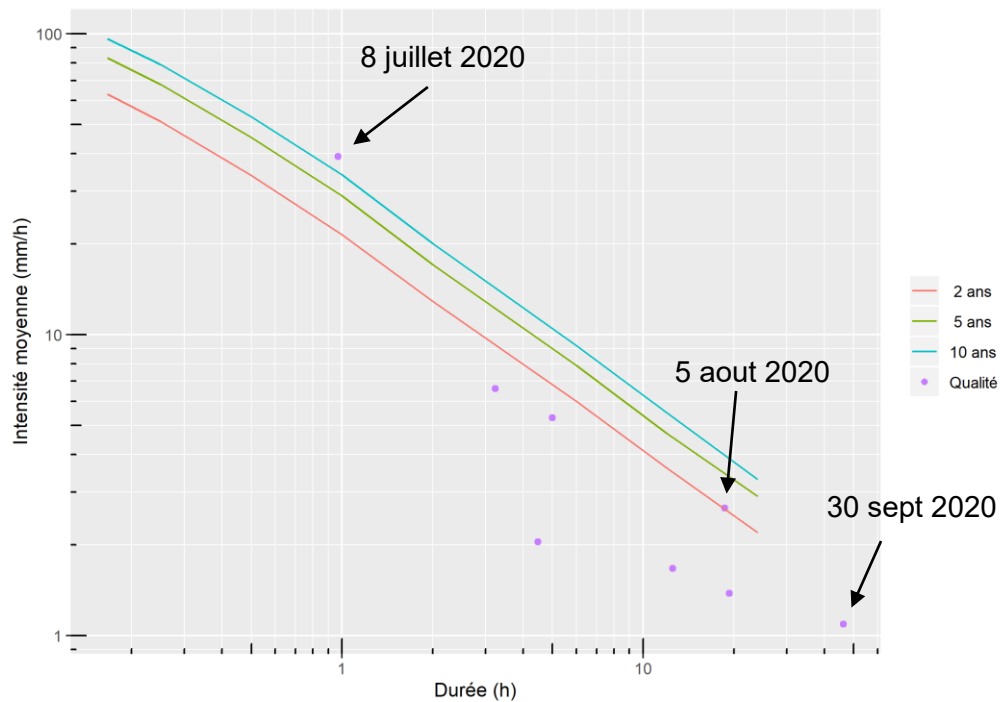


Figure 4.4 : Intensité moyenne et durée des pluies échantillonnée au site CR

Tel que présenté sur la Figure 4.4, l'orage du 8 juillet 2020 a généré 38 mm de pluie en 1 h avec une intensité maximale sur 5 min de 132 mm/h. Une hauteur totale d'environ 50 mm de pluie a été générée par les pluies des 5 août et 30 septembre 2020 sur une période de temps de 18 h et 46 h respectivement.

4.2 Données débitmétriques

Tel que mentionné à la section 3.3, les mesures de débit aux BS et BSC ont été réalisées avec un débitmètre et diverses sondes de pression placées en amont d'un déversoir ou des orifices de contrôle. Cette section aborde les résultats obtenus par ces instruments.

4.2.1 Débitmètre

Lors du déploiement du débitmètre au BSC (été 2019) et BS (été 2020), quelques problèmes ont été rencontrés. Premièrement, étant donné que la sonde fonctionne avec l'effet Doppler pour la mesure de vitesse, la décantation des sédiments dans l'eau pluviale pouvait bloquer les mesures. Une forte présence de sédiments grossiers est évidente dans la conduite IN du BS (voir la Figure 3.11). Un niveau d'eau faible pourrait aussi rendre la lecture de la vitesse difficile. Ceci se traduit par des mesures de vitesse nulle, un phénomène intermittent qui a été remarqué principalement

au début des événements pluvieux. Une autre erreur remarquée était des vitesses aberrantes en absence de pluie. Il y avait parfois des erreurs de mesures du niveau d'eau identifiées par des variations brusques dans les données. Les graphiques suivants présentent un événement avec peu ou pas d'erreurs (Figure 4.5) et un événement avec tous les types d'erreurs rencontrées (Figure 4.6).

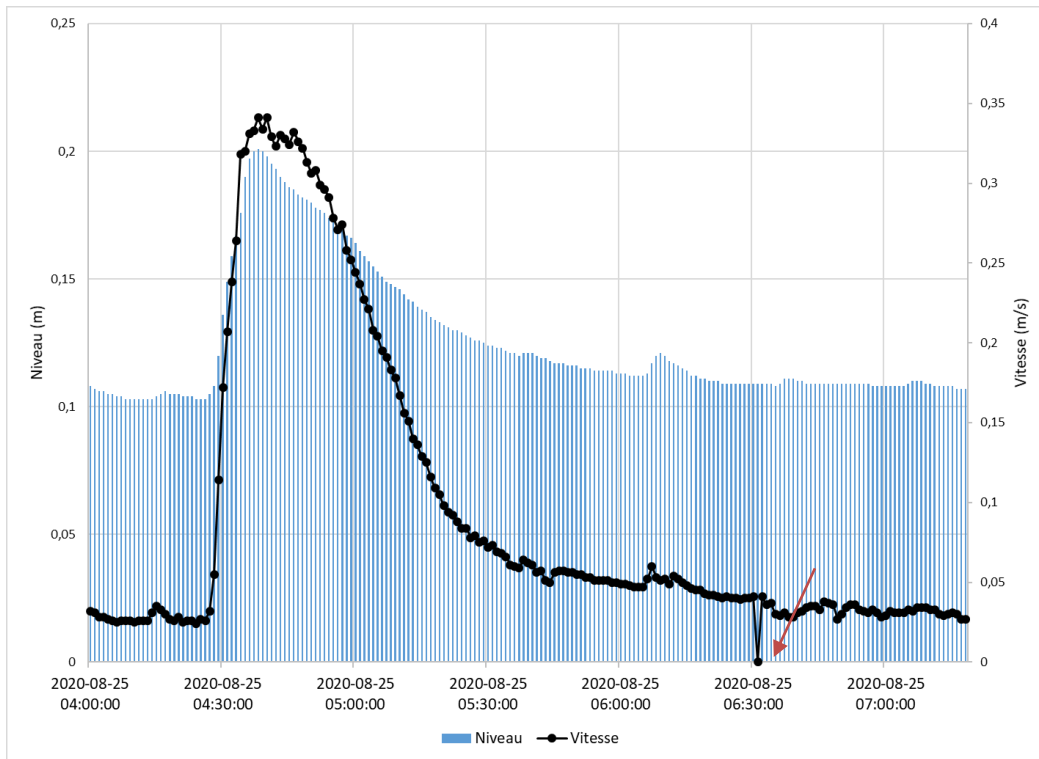


Figure 4.5 : Exemple des données du débitmètre au BS lors du 25 août 2020 AM, qui ont nécessité peu ou pas de corrections. La flèche rouge indique la seule donnée qui a ultérieurement été corrigée par interpolation linéaire.

La Figure 4.5 donne comme exemple un événement (25 août 2020 AM) qui a nécessité peu ou pas de corrections. En effet, à l'exception d'une seule vitesse nulle vers la fin de l'événement, les mesures sont cohérentes. Ceci est mis en perspective quelques heures plus tard lorsque la prise de données montre plusieurs erreurs, présentées à la Figure 4.6.

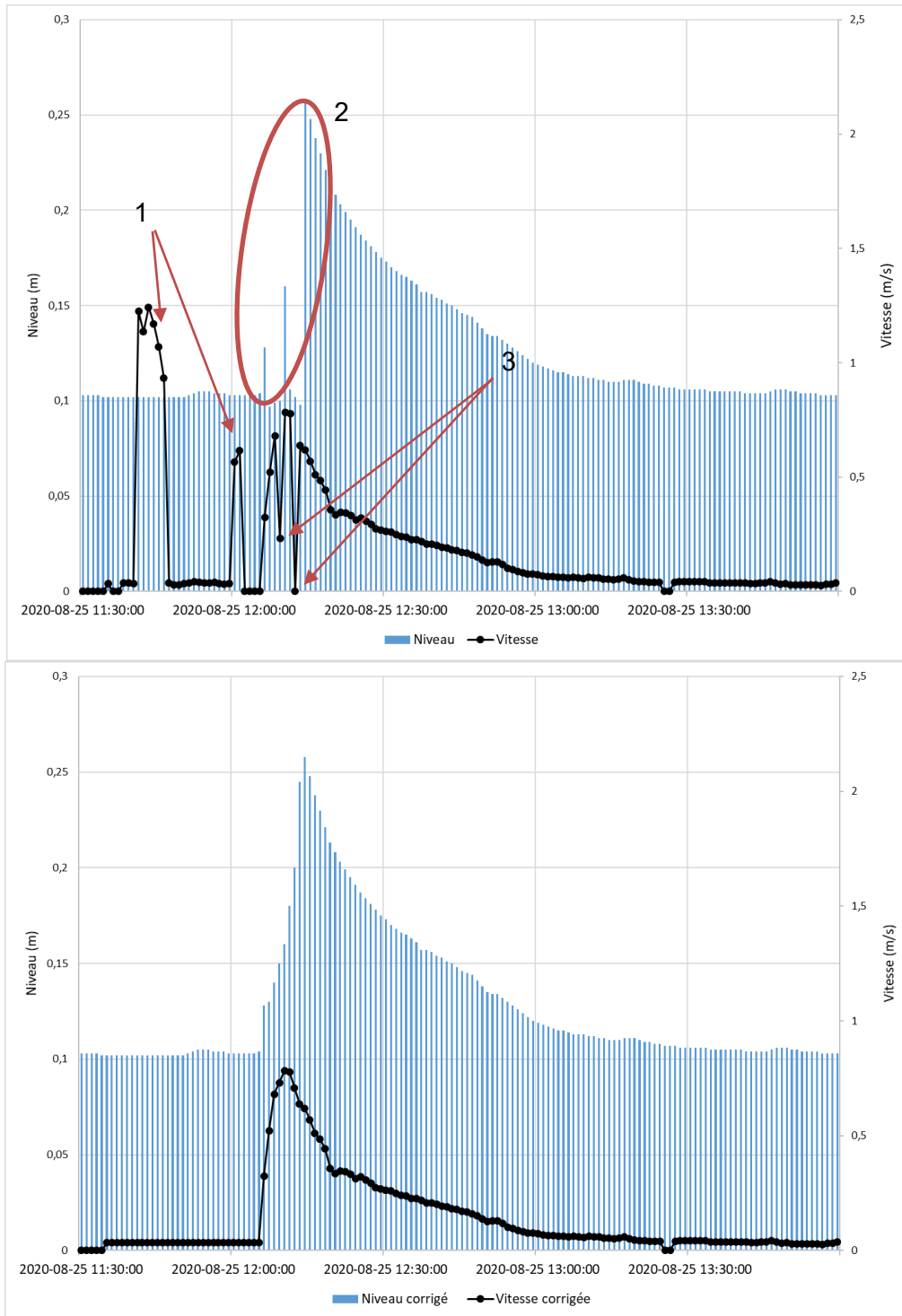


Figure 4.6 : Exemple des données du débitmètre au BS lors du 25 août PM, qui ont nécessité plusieurs corrections (haut: avant corrections, bas : après corrections ; la signification des étiquettes est donnée dans le texte)

La Figure 4.6 (haut) présente tous les différents types de problèmes rencontrés. L'erreur (1) est une augmentation de vitesse sans qu'il y ait de pluie ni d'augmentation de la hauteur d'eau.

Ensuite, après le début de la pluie, il y a quelques erreurs de mesures lors de la montée du débit. Les données étant prises à un intervalle d'une minute, le niveau d'eau ne devrait pas fluctuer brusquement. L'erreur (2) est représentée par 6 lectures de niveau qui ne correspondent pas à une montée de débit graduelle. Finalement, l'erreur (3) est représentée par 2 baisses de vitesses soudaines. En effet, à 12:09, la vitesse est passée de 0,7 m/s à 0,2 m/s pour ensuite remonter à 0,8 m/s. À 12:12, la vitesse est passée de 0,7 m/s à 0 m/s pour ensuite remonter à 0,6 m/s. Les corrections (Figure 4.6, bas) ont été effectuées par interpolation linéaire. Au final, le nombre de données corrigées représentait 10% des données pour cet événement. Les événements aux BS et BSC qui nécessitaient trop de correction pour le débitmètre ($> 15\%$) n'ont pas été retenus (voir section 4.3).

Un autre problème est que l'appareil s'éteignait (et se rallumait) de manière aléatoire sans cause apparente. Il y avait donc plusieurs interruptions dans les données récoltées. Il était nécessaire d'aller sur le terrain au moins une fois par semaine (ou préférablement avant une pluie) afin de s'assurer que le débitmètre ne s'était pas éteint.

4.2.2 Orifices de sortie

L'utilisation des sondes de niveau d'eau permettait d'avoir des données fiables et continues. Aucun problème ni valeurs aberrantes n'ont été remarqués. Il n'y a pas eu d'interruption lors de la collecte sauf lorsque la mémoire de la sonde était pleine et qu'il était impossible d'aller sur le terrain. Les données brutes de pression sont présentées à la Figure 4.7 pour le 2 septembre 2019 à l'orifice de contrôle du BSC. Sur cette même figure, les données transformées en niveau d'eau puis en débit (voir les équations de la section 3.3.3) sont aussi présentées.

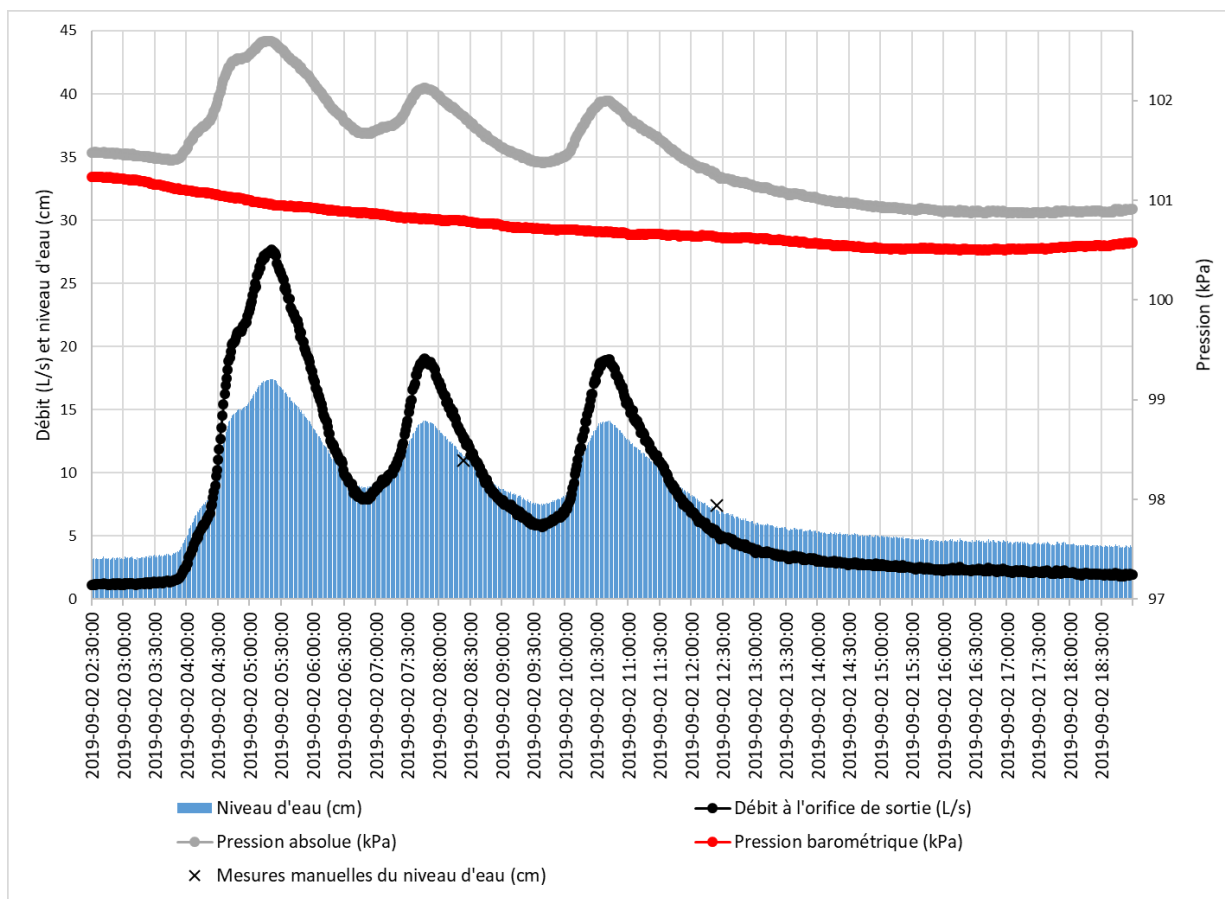


Figure 4.7 : Exemple des données brutes de pression transformées en niveau d'eau et en débit lors du 2 septembre 2019 à l'orifice de contrôle du BSC

Tel que constaté à la Figure 4.7, les données brutes ne présentaient aucune valeur aberrante ou erronée. Le niveau d'eau permanent à l'orifice du BSC varie de 3 à 5 cm dépendamment de la saison.

4.2.3 Déversoir

L'utilisation d'une sonde de niveau d'eau en amont du déversoir a permis d'estimer le débit de la conduite IN3 du BSC, par laquelle une partie du débit total entrant dans le bassin transitait. Le débit total a été mesuré par le débitmètre au point IN1 en 2019 (voir la section 3.2 et 3.3). Lorsqu'il y avait des mesures concomitantes valides du déversoir et du débitmètre au BSC, il était possible de les utiliser afin d'établir une relation entre le débit total (IN1) et le débit partiel (IN3). Ceci a permis d'utiliser uniquement le déversoir pour obtenir le débit total au BSC lors de la saison estivale 2020 et ainsi d'installer le débitmètre au BS. La relation entre le débit total mesuré par le débitmètre et le débit partiel mesuré par le déversoir peut être consultée à l'Annexe III.

Il n'y a pas eu d'interruption lors de la collecte sauf lorsque la mémoire de la sonde était pleine et qu'il était impossible d'aller sur le terrain. Une limitation de cette méthode est qu'il était impossible d'obtenir un débit lorsque la capacité maximale du déversoir était atteinte, ce qui est arrivé pour une dizaine de pluies en 2019 et 2020. Donc, les données au-dessus de 27,2 L/s n'ont pas été considérées.

À titre d'exemple, la Figure 4.8 présente les données brutes de niveau d'eau et de débit au déversoir lors du 23 septembre 2019. Cette figure affiche des mesures du déversoir qui n'ont nécessité aucune correction ainsi que les valeurs du débit total estimé selon la relation de l'Annexe III.

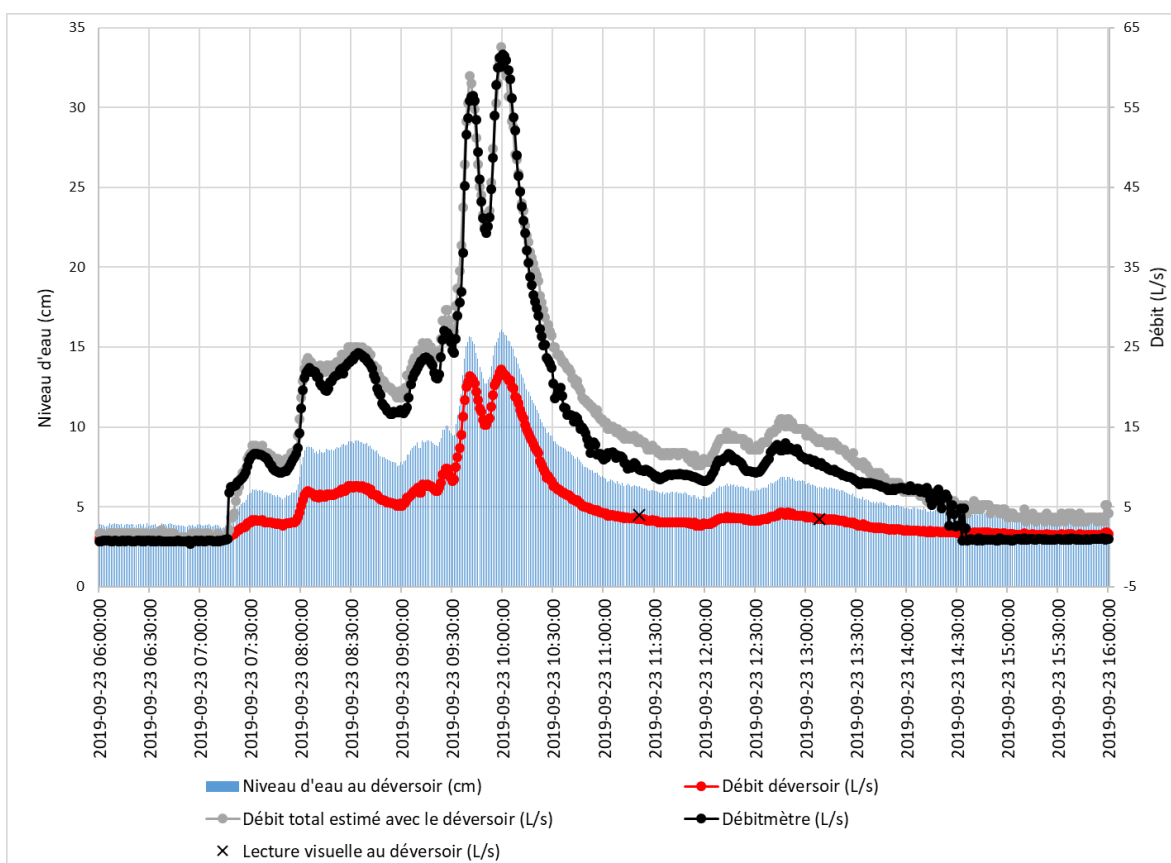


Figure 4.8 : Exemple des données brutes de niveau d'eau et de débit au déversoir du BSC lors du 23 septembre 2019 comparé aux débits totaux (estimé et mesuré)

4.3 Compilation des événements

Les données de pluie et de débit des sections 4.1 et 4.2 ont été analysées afin de déterminer quelles périodes comprenaient des données valides de pluie, de débit entrant et de débit sortant.

La Figure 4.9 présente une ligne du temps (juin à novembre) des périodes où les données étaient valides.

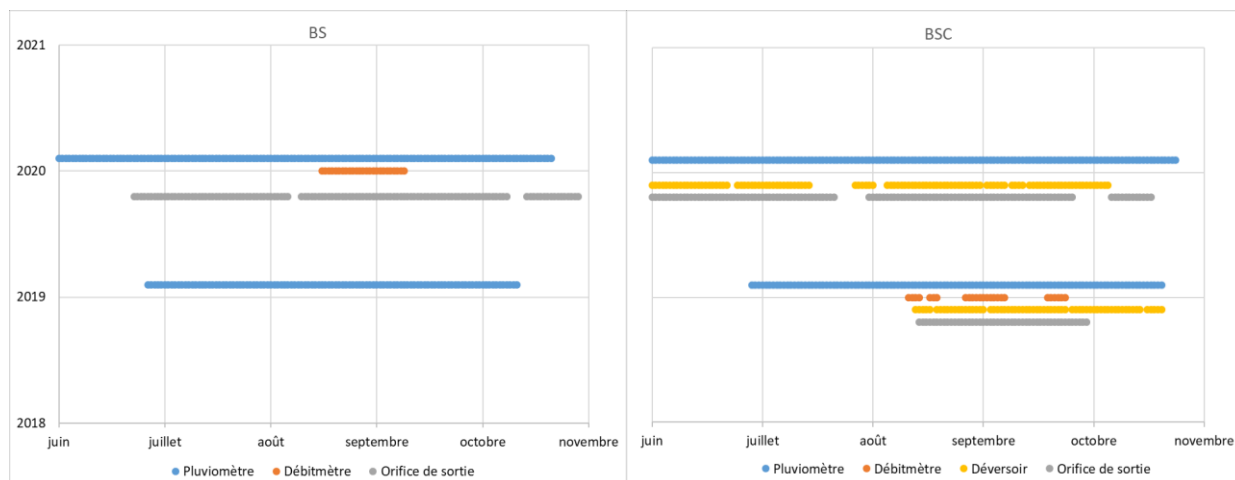


Figure 4.9 : Données valides au BS (gauche) et au BSC (droite)

Selon les données quantitatives concomitantes à chacun des ouvrages, certains événements ont été choisis pour les analyses dans PCSWMM. L'analyse du bilan de masse de chaque ouvrage de contrôle est présentée lorsque possible. Puisque les ouvrages n'ont pas été conçus pour favoriser l'infiltration de l'eau et en négligeant l'évaporation, la masse d'eau entrante devrait être équivalente à la masse d'eau sortante pour un événement pluvieux. Le bilan de masse est calculé du début de la pluie jusqu'au moment où le débit de vidange de l'ouvrage atteint le débit mesuré avant la pluie (c.-à-d., le débit de temps sec), soit jusqu'au moment où le volume d'eau dans l'ouvrage revient au volume initial. Le seuil maximal acceptable pour le bilan de masse a été fixé à $\pm 25\%$. La réduction du débit de pointe et son décalage dans le temps ont aussi été calculés lorsque possible. Le Tableau 4.1 présente les événements retenus pour ces analyses et résume les informations mentionnées ci-dessus.

Tableau 4.1 : Événements analysés, données disponibles et statistiques de débit au BS et au BSC

Ouvrage	Date	Pluie	Débitmètre	Déversoir (BSC)	Sortie	% des données du débitmètre corrigées	Bilan de masse ($V_{\text{sortant}} - V_{\text{entrant}} / V_{\text{entrant}}$)	Rapport $Q_{\text{pointe}} (Q_{p,\text{entrant}} / Q_{p,\text{sortant}})$	Décalage de Q_{pointe} (min)
BS	2020-08-17	x	x		x	11%	-7%	1,18	10
	2020-08-18	x	x		x	2%	8%	1,00	15
	2020-08-25	x	x		x	10%	-23%	1,18	15
	2020-08-29	x	x		x	1%	3%	0,79	10
	2020-09-02	x	x		x	14%	-10%	1,07	10
	2020-09-05	x	x		x	7%	-5%	1,15	5
	2020-09-09	x	x		x	< 1%	3%	1,17	20
BSC	2019-08-12	x	x			12%	-	-	-
	2019-08-19	x	x	x	x	< 1%	2%	1,59	15
	2019-08-21	x		x	x	-	-15%	1,45	25
	2019-08-28	x	x	x	x	14%	1%	1,09	20
	2019-08-30	x	x	x	x	< 1%	5%	1,32	15
	2019-09-02	x	x	x	x	6%	-7%	1,02	25
	2019-09-04	x	x			9%	-	-	-
	2019-09-23	x	x	x	x	< 1%	15%	1,20	15
	2020-06-11	x		x	x	-	-7%	1,57	40
	2020-06-29	x		x	x	-	9%	1,04	15

Tel que mentionné dans la section 4.2.1, les données du débitmètre ont parfois nécessité plusieurs corrections ; le pourcentage de données corrigées par événement est présenté au Tableau 4.1. Les données de pluie, du déversoir et de hauteur d'eau (débit) à la sortie, n'ont nécessité aucune correction. Le bilan de masse des événements analysés varie de -23% à 15%. Lors du 29 août 2020 au BS, le débit de pointe à la sortie était plus grand que le débit de pointe à l'entrée. Ceci est possible pour les événements d'une longue durée avec plusieurs pointes de pluie, tel que c'était le cas le 29 août 2020. Le BS n'a pas eu le temps de se vider complètement entre les pointes. Subséquemment, le débit de pointe sortant était plus élevé que le débit de pointe entrant. Les décalages moyens observés sont de 20 min et de 10 min au BSC et BS respectivement. Ceci concorde avec la taille et la forme des bassins de rétention, car la distance entre l'entrée et la sortie est plus grande au BSC. Les pluies ont été caractérisées à la section 4.1.2.

4.4 Performances qualitatives

Cette section présente les données physico-chimiques récupérées à l'entrée et à la sortie des ouvrages de contrôle des eaux pluviales. Les concentrations et les taux d'enlèvement sont présentés. Les données brutes peuvent être consultées à l'Annexe IV.

Pour chaque sous-section, une caractérisation des eaux pluviales à l'entrée des bassins de rétention est présentée. Les concentrations des polluants à l'entrée des ouvrages sont aussi comparées aux valeurs du Tableau 2.1. Comme décrit à la section 2.1, cette comparaison est qualitative car plusieurs facteurs ont un effet sur la concentration des polluants urbains dans les eaux de ruissellement tels que l'occupation du territoire (défini au Tableau 2.1) et les caractéristiques des événements pluviaux échantillonnés. Ensuite, les taux d'enlèvement sont présentés afin de quantifier l'efficacité épuratoire des bassins de rétention. Il existe des critères relatifs à la toxicité globale aiguë et chronique pour la vie aquatique recommandés par le MELCC (2021) pour une variété de polluants dans les eaux de surface. Afin de déterminer si les concentrations à la sortie des ouvrages dépassent les seuils de protection, le critère de protection de la vie aquatique pour l'effet chronique (CVAC) est utilisé. La comparaison avec le CVAC est purement qualitative et à titre informatif, car le mélange de l'effluent des ouvrages avec l'eau des milieux récepteurs pourrait diluer les concentrations des polluants.

Étant donné que la méthode d'échantillonnage utilisée est de type composite, toutes les concentrations présentées sont des concentrations moyennes par événement. Seules les données des événements dont le premier flot a été échantillonné sont considérées ici pour le BSC et le BS. Des 11 pluies échantillonnées au BSC, le premier flot a été échantillonné pour 8 de celles-ci. Des 14 pluies échantillonnées au BS, le premier flot a été échantillonné pour 11 de celles-ci. Les dates d'échantillonnage dont le premier flot n'a pas été échantillonné sont identifiées par un astérisque aux tableaux de l'Annexe IV. Le premier flot n'a pas été défini au BRP. Des éléments tels qu'un autre bassin au site CR et un écoulement en fossé enroché rendent difficile de prédire le moment d'arrivée du premier flot au BRP suite à une pluie. La règle générale de 30 min pourrait être mal adaptée pour ce site. Toutefois, même en considérant cette règle, le premier flot aurait été échantillonné pour la majorité des pluies. Avec un faible nombre de pluies échantillonnées et l'incertitude par rapport au temps d'écoulement de l'eau, toutes les données de ce site ont été conservées pour les analyses.

Les deux premières pluies échantillonnées au BRP n'ont pas généré de débit à la sortie de l'ouvrage. En effet, il y a eu peu de pluie en mai et en juin 2020 dans l'ensemble de la province de Québec. Le niveau d'eau dans le BRP était faible et ces pluies n'ont pas permis de générer

un écoulement à l'orifice de sortie. Étant donné qu'aucun polluant ne s'est rendu au cours d'eau, un enlèvement global de 100% pourrait être considéré. Toutefois, le taux d'enlèvement pour ces événements n'est pas inclus dans les figures qui suivent.

Les box-plot sont construits selon la médiane avec les limites des boîtes représentant les 1^{er} et 3^e quartiles. Les moustaches sont au maximum équivalentes à 1,5 fois l'écart interquartile avec les valeurs au-dessus ou en-dessous de cette limite représentées par des points.

4.4.1 Matières en suspension

La Figure 4.10 présente les concentrations en MES à l'entrée et à la sortie des ouvrages ainsi que les taux d'enlèvement.

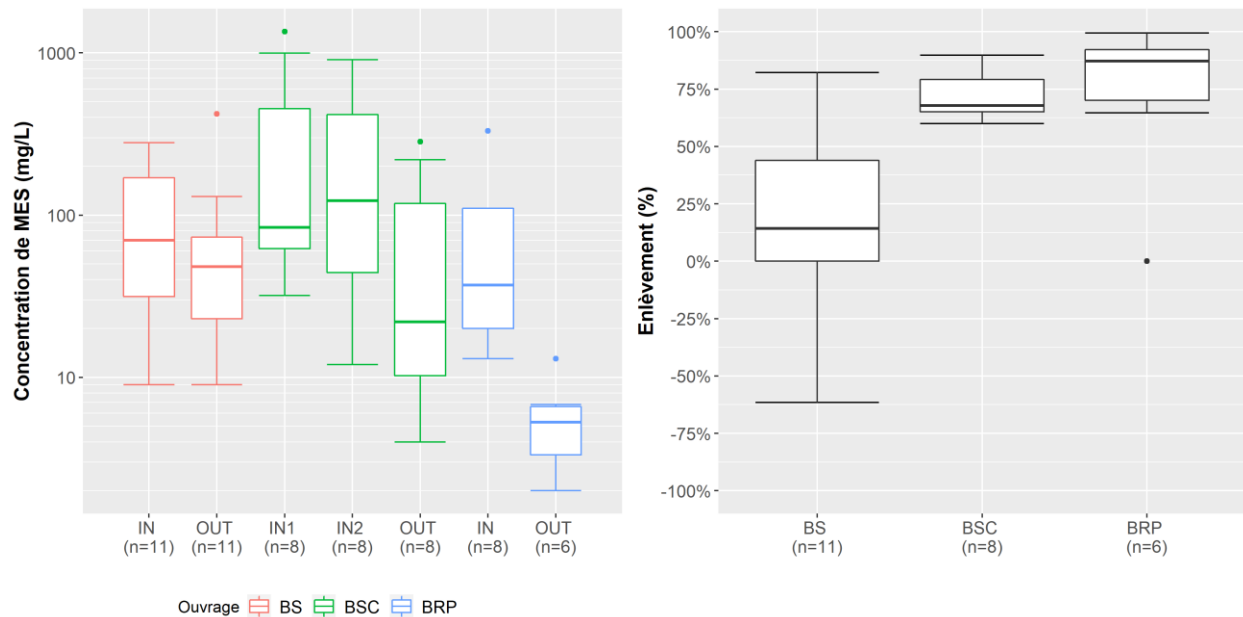


Figure 4.10 : Concentrations en MES à l'entrée et à la sortie des ouvrages (gauche) et taux d'enlèvement (droite)

Les médianes des concentrations entrantes sont de 70 mg/L, 84 mg/L et 37 mg/L aux BS, BSC et BRP respectivement. Comme présenté au Tableau 2.1, les concentrations typiques de MES dans les eaux pluviales sont très variables. Par exemple, Pitt *et al.* (2004) ont répertorié du *National Stormwater Quality Database* (NSQD) une concentration médiane de 49 ± 2 mg/L pour les secteurs résidentiels. Les médianes des concentrations obtenues pour les secteurs résidentiels en amont du BS et du BSC sont plus élevées que celle du NSQD. Par contre, une médiane de 71 mg/L a été obtenue par Carpenter *et al.* (2014) pour les eaux pluviales d'un quartier résidentiel de 15,1 ha dans la ville de Québec, ce qui se rapproche des données du BSC

et du BS. Concernant le secteur commercial en amont du BRP, sa médiane de 37 mg/L est semblable à la valeur de 42 ± 2 mg/L présentée dans Pitt *et al.* (2004).

Les concentrations maximales en MES à l'entrée des ouvrages ont été mesurées au BSC. En effet, lors des orages des 11 août et 2 septembre 2020, la concentration en MES à l'entrée de ce bassin a dépassé 800 mg/L. Ceci est expliqué par l'effet combiné de l'intensité élevée de la pluie et de la présence de multiples lots en construction dans le bassin versant du site TR.

Les taux d'enlèvement les plus élevés sont observés au BRP, avec une réduction médiane de 87%. Comme constaté à la Figure 4.10, il y a eu un événement (5 août 2020) avec un taux d'enlèvement de 0%. Cet événement est caractérisé par une faible concentration en MES à l'entrée, soit de 14 mg/L étant donné une période de temps sec de seulement 19 h avant l'événement et le patron de la pluie (faibles intensités). Il y avait donc peu de MES à enlever par le bassin lors de cet événement.

Les taux d'enlèvement du BRP concordent avec les valeurs typiques des ouvrages à retenue permanente (Tableau 2.2). Par exemple, le *Stormwater Assessment Monitoring and Performance Program* a répertorié des taux d'enlèvement de 80% à 90% pour trois BRP situés en Ontario (SWAMP, 2005). Les ouvrages avec retenue permanente ont un temps de rétention plus élevé que les autres ouvrages, ce qui favorise la décantation des particules.

Une réduction médiane de 69% est observée au BSC avec des taux d'enlèvement variant de 60% à 90%. La présence du volume d'eau en retenue permanente dans le canal enroché central rapproche les taux d'enlèvement de ceux d'un BRP pour les pluies avec de courtes périodes de retour (c.-à-d., volumes relativement faibles). De plus, les caractéristiques de l'ouvrage, telles qu'une forme sinueuse et un ratio L/W élevé, favorisent un écoulement piston, ce qui permet d'accroître la décantation dans le bassin (Walker, 1998). À l'exception de la pluie du 11 août 2020, le volume d'eau généré par les pluies était contenu dans le canal central du BSC pour toutes les pluies échantillonnées. La photo de la Figure 4.11 a été prise pendant l'événement du 11 août 2020, lorsque l'eau a débordé du canal central.



Figure 4.11 : Débordement de l'eau du canal central au BSC lors de 11 août 2020

Le taux d'enlèvement des MES a été de 67% lors de cet événement. Une hauteur d'eau de 66 cm a été mesurée à l'orifice de sortie, ce qui a été la hauteur maximale mesurée dans l'ouvrage pour toute la période d'étude. À noter que la hauteur d'eau mesurée à l'orifice est inférieure à la hauteur d'eau dans le canal central, car le canal central est plus bas que l'orifice, ce qui permet la retenue permanente dans le bassin.

La plus faible médiane d'enlèvement et la plus grande variabilité sont observées au BS. La réduction médiane est de 14% avec des taux variant de -62% à 82%. Carpenter *et al.* (2014) ont calculé un taux d'enlèvement médian de 39% (1% à 69%) pour un BS de 4300 m³ avec une cellule de sédimentation à l'entrée et un chenal d'écoulement d'environ 30 m. Même si les conditions sont semblables à celles retrouvées au BS, les valeurs de Carpenter *et al.* (2014) sont plus élevées. De plus, lors des orages des 24 juin et 26 juillet 2020, il y a eu une augmentation de la concentration en MES entre l'entrée et la sortie de l'ouvrage. Lors des forts débits, la remise en suspension des sédiments précédemment déposés dans les bassins de rétention est possible (Shammaa *et al.*, 2002). N'ayant pas caractérisé les MES, le contenu en matière organique n'est pas connu. Par contre, la présence de végétaux et d'algues dans le BS pourrait augmenter le contenu en matière organique et, ainsi, la concentration en MES des eaux pluviales dans l'ouvrage (p.ex. par arrachement des algues et de la matière organique en décomposition).

Dans le cadre de cette étude, la corrélation entre les taux d'enlèvement et les facteurs suivants a été vérifiée :

- La hauteur totale de pluie
- L'intensité maximale de pluie
- La hauteur d'eau maximale mesurée à l'orifice de contrôle
- La concentration en MES à l'entrée des ouvrages

Tel que mentionné précédemment, il y a une grande variabilité des taux d'enlèvement au BS. La Figure 4.12 présente les taux d'enlèvement en fonction des paramètres énumérés plus haut pour ce bassin.

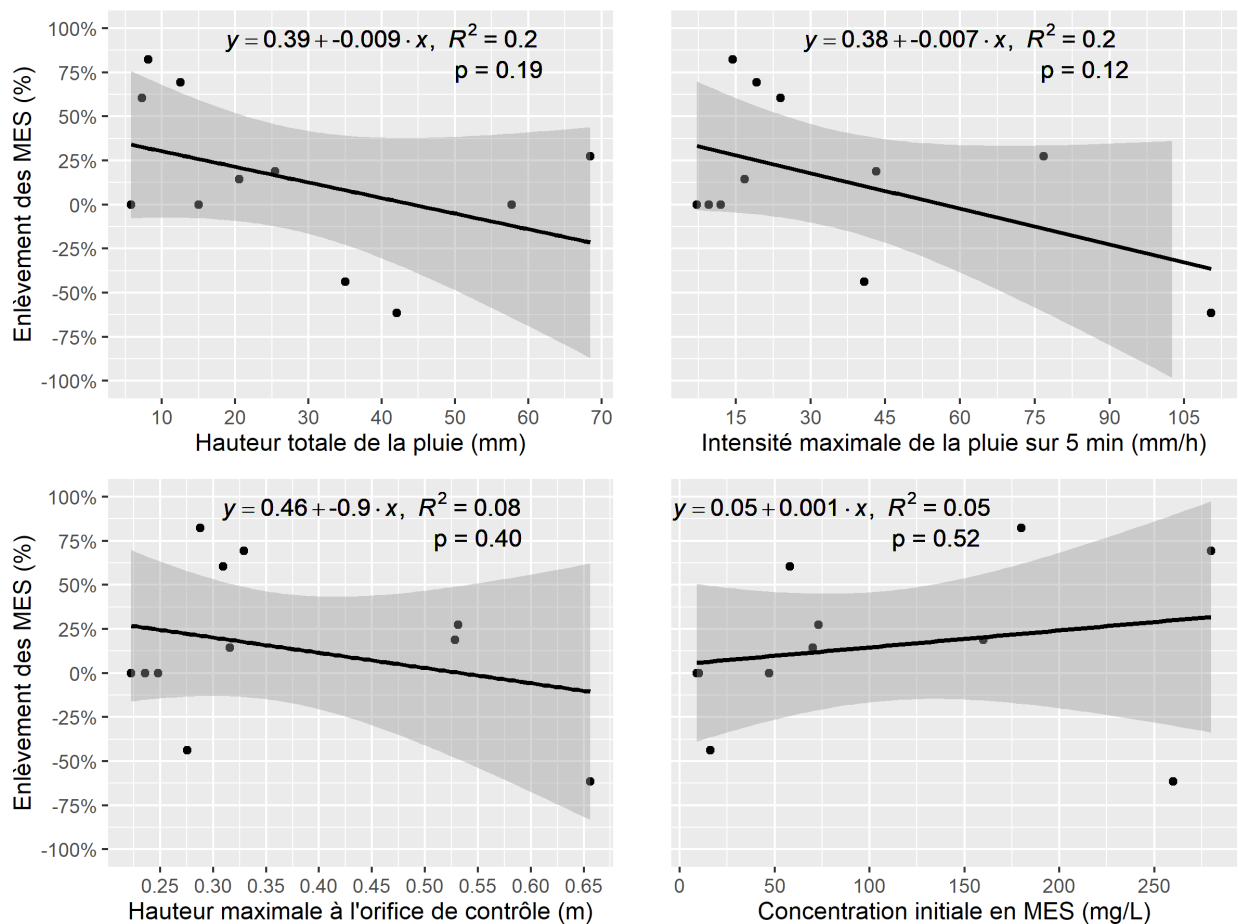


Figure 4.12 : Relation entre les différentes variables et le taux d'enlèvement des MES au BS

Selon la Figure 4.12, il n'existe pas un seul facteur qui permet d'expliquer l'ensemble de la variabilité des données tel que constaté par les faibles coefficients de détermination ($R^2 \leq 0,2$). Les variables expliquant la plus grande portion (bien que faible) de la variabilité des taux d'enlèvement des MES ($R^2 = 0,2$) sont la hauteur totale de la pluie et l'intensité maximale de la pluie. De plus, la valeur-p indique qu'il n'existe pas de relation statistiquement significative ($p > 0,05$) entre une des variables et le taux d'enlèvement. L'objectif était de déterminer si un modèle

linéaire simple permettait de bien estimer le taux d'enlèvement des MES, ce qui n'est pas le cas. À noter que le coefficient de détermination R^2 est égal à 0,5 pour la régression linéaire multiple (à quatre variables).

Une analyse semblable a été réalisée pour le BSC et le BRP, dont les taux d'enlèvement sont moins variables que le BS. Les résultats peuvent être consultés à l'annexe V.

4.4.2 Phosphore

La Figure 4.13 présente les concentrations en PT à l'entrée et à la sortie des ouvrages ainsi que les taux d'enlèvement.

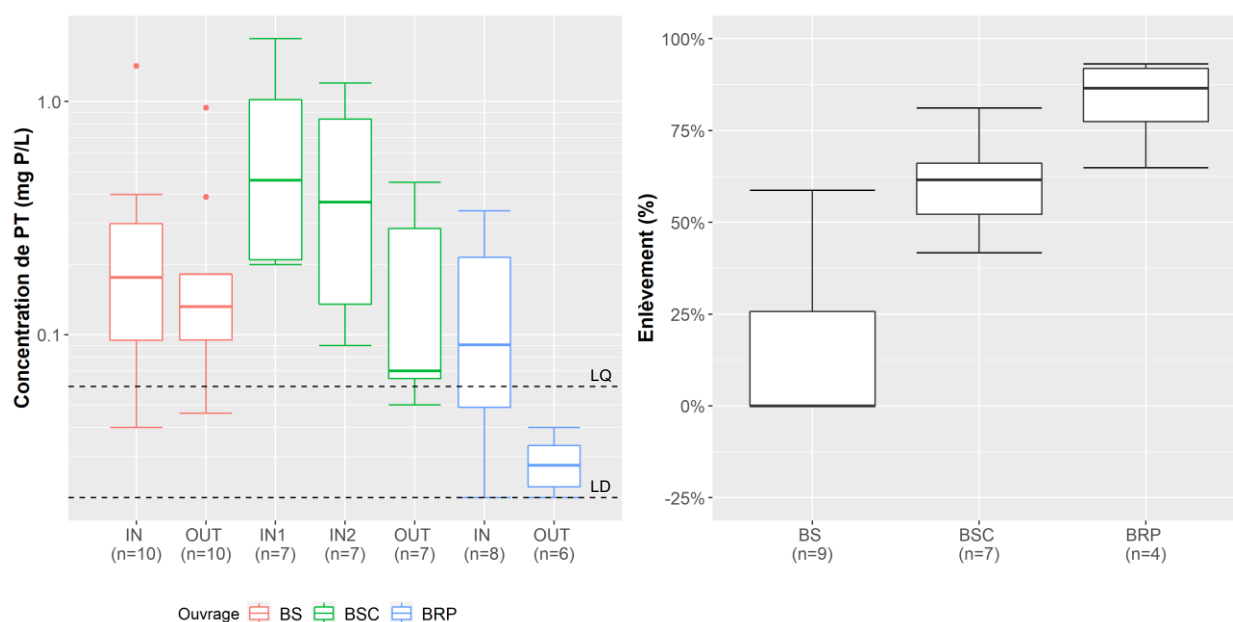


Figure 4.13 : Concentrations en PT à l'entrée et à la sortie des ouvrages (gauche) et taux d'enlèvement (droite) (les lignes pointillées représentent les LD = 0,02 mg/L et LQ = 0,06 mg/L)

Les médianes des concentrations entrantes sont de 0,18 mg/L, 0,46 mg/L et 0,09 mg/L aux BS, BSC et BRP respectivement. Tel que présenté au Tableau 2.1, les concentrations typiques de PT pour un quartier résidentiel sont généralement entre 0,25 et 0,30 mg/L. Par exemple, Pitt *et al.* (2004) indiquent une concentration médiane de $0,30 \pm 1,1$ mg/L. Les concentrations entrantes au BSC sont élevées comparées aux valeurs de la littérature. Une discussion informelle avec un résident du site TR a confirmé l'utilisation d'engrais à pelouse, une pratique qu'il a mentionné être commune dans le voisinage.

Selon Fraley-McNeal *et al.* (2007), les taux d'enlèvement du PT varient de 0 à 48% pour les bassins secs. Les taux d'enlèvement au BS se situent dans cette gamme avec des valeurs de 0

à 59%. Toutefois, la médiane au BS est de 0%, ce qui est inférieur aux médianes typiques présentées au Tableau 2.2, qui sont de l'ordre de 20%.

Les valeurs typiques d'enlèvement pour les bassins à retenue permanente sont > 40 % (Tableau 2.2). La médiane d'enlèvement du BSC est de 62% tandis que celle du BRP est de 87%. Donc, la performance de ces ouvrages en lien avec le PT est semblable aux données typiques des ouvrages à retenue permanente.

Le critère de qualité visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières est de 0,03 mg/L pour le PT (OMOEE, 1994 dans MELCC, 2021). Seules les concentrations à l'effluent du BRP respectent ce critère. Les concentrations à l'effluent des BS et BSC sont supérieures à ce seuil, avec des médianes de 0,13 mg/L et 0,07 mg/L respectivement. Dans le cas du BSC, malgré un taux d'enlèvement raisonnable de 62%, la concentration de phosphore à l'entrée est trop élevée pour permettre le respect du critère de protection à l'effluent de l'ouvrage (sans tenir compte de la dilution possible dans le cours d'eau).

La Figure 4.14 présente les concentrations de phosphore dissous à l'entrée et à la sortie des ouvrages.

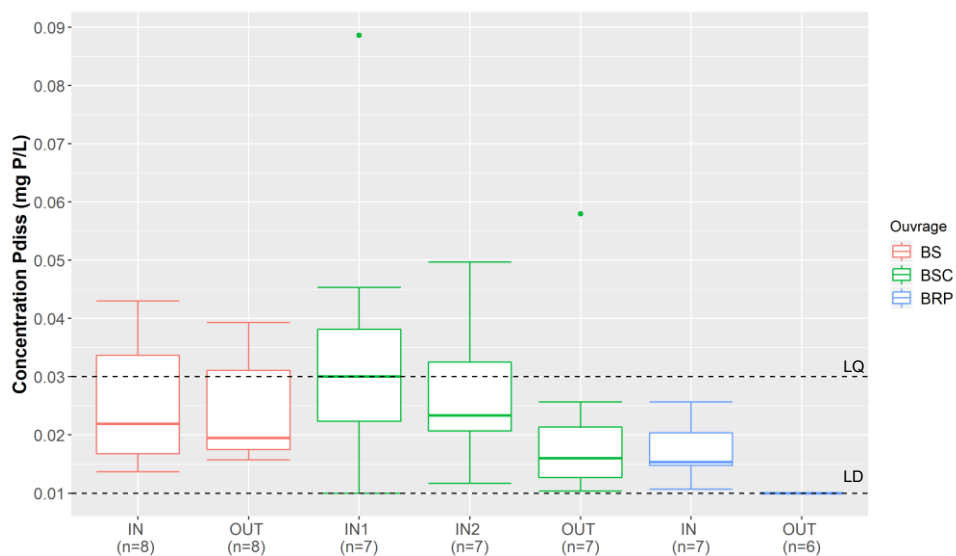


Figure 4.14 : Concentrations de phosphore dissous à l'entrée et à la sortie des ouvrages (les lignes pointillées représentent les LD = 0,01 mg/L et LQ = 0,03 mg/L)

Selon les médianes, il y a une légère réduction du phosphore dissous de l'entrée à la sortie des trois ouvrages. Les taux d'enlèvement ne sont pas présentés, car la majorité des données se

trouvent sous la limite de quantification (c.-à-d., la médiane et parfois même le 3^e quartile sont inférieurs à la LQ à la Figure 4.14).

Il y a une forte présence de végétaux au BS, mais ceci ne se traduit pas par une forte diminution du phosphore dissous. Entre autres, le court temps de rétention de l'eau dans cet ouvrage ne favorise pas l'assimilation biologique. Un tapis d'algues brunâtres a été observé sur les roches en bordure du BRP (voir Figure 3.9 ou Figure 4.18). La faible concentration entrante et l'assimilation du phosphore dissous par les algues dans l'ouvrage peuvent expliquer la faible concentration mesurée à l'effluent.

La concentration médiane de phosphore dissous mesurée par le NSQD est de $0,17 \pm 0,9$ mg/L et $0,11 \pm 1,2$ mg/L pour les quartiers résidentiels et commerciaux respectivement (Pitt *et al.*, 2004). Les données présentées à la Figure 4.14 pour les trois bassins de la présente étude sont grandement inférieures à celles du NSQD.

Le phosphore dissous représente en médiane 17 %, 18% et 16% du PT au BS, BSC et BRP respectivement (voir annexe IV). Le phosphore sous forme particulaire est assujéti au processus de sédimentation. La Figure 4.15 présente l'enlèvement du PT en fonction de l'enlèvement des MES pour le même événement.

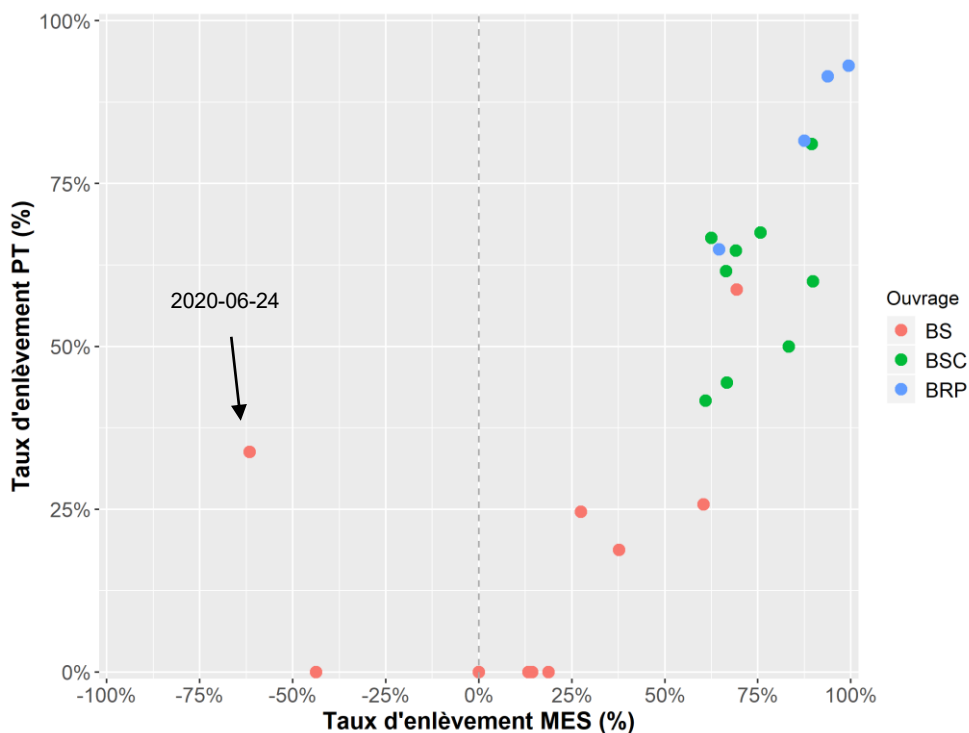


Figure 4.15 : Taux d'enlèvement du PT en fonction du taux d'enlèvement des MES

Pour le BSC et BRP, il y a une relation linéaire positive entre les taux d'enlèvement des MES et du PT. À l'exception du 24 juin 2020, ceci est aussi vrai pour le BS. Lors de l'orage du 24 juin 2020, il y a eu un enlèvement du PT dans le BS (de 1,42 à 0,94 mg/L), mais une remise en suspension des sédiments (de 260 à 420 mg/L). La valeur de 1,42 mg/L est la plus grande concentration de PT qui a été mesurée lors de la campagne d'échantillonnage. L'orage du 24 juin avait une très forte intensité de pluie et un temps sec antérieur de 11 jours. Tel que présenté à la Figure 4.13, les eaux pluviales qui entrent dans le BS ont une concentration médiane de PT de 0,18 mg/L. Malgré une remise en suspension des MES précédemment déposées dans le bassin, une partie du PT sous forme particulaire a pu sédimenter lors de cet événement.

4.4.3 Azote

Le Tableau 4.2 présente la médiane et l'étendue interquartile (EIQ) des concentrations à l'entrée des ouvrages pour l'azote ammoniacal, les nitrites/nitrates et l'azote total.

Tableau 4.2 : Caractérisation en azote des eaux pluviales à l'entrée des trois ouvrages (n=nombre de mesures)

Ouvrage	n	Azote ammoniacal		Nitrites et nitrates		Azote total	
		Médiane	EIQ	Médiane	EIQ	Médiane	EIQ
		mg/L N		mg/L N		mg/L N	
BS (IN)	11	0,13	0,13	0,30	0,18	0,89	0,57
BSC (IN1)	6 à 8	0,31	0,26	0,45	0,23	1,95	0,62
BSC (IN2)	6 à 8	0,27	0,12	0,58	0,33	1,90	1,09
BRP (IN)	8	0,08	0,21	0,26	0,29	0,79	0,70

Peu importe la forme d'azote, les concentrations à l'entrée du BSC sont plus élevées que celles aux BS et BRP, tel que c'était le cas pour le PT. Les concentrations entrantes au BRP sont les plus faibles de l'étude et elles sont généralement inférieures aux concentrations typiques présentées au Tableau 2.1. La médiane de l'azote ammoniacal au BSC est près de la médiane de 0,32 mg/L de Pitt *et al.* (2004). D'un autre côté, la médiane en azote ammoniacal au BS est plus faible et se rapproche des données de Clary *et al.* (2020), dont la médiane était de 0,12 mg/L. Les concentrations typiques de nitrites/nitrates se situent entre 0,50 et 0,66 selon le Tableau 2.1, ce qui est semblable aux données du BSC.

La Figure 4.16 présente les taux d'enlèvement des différentes formes d'azote à chaque ouvrage.

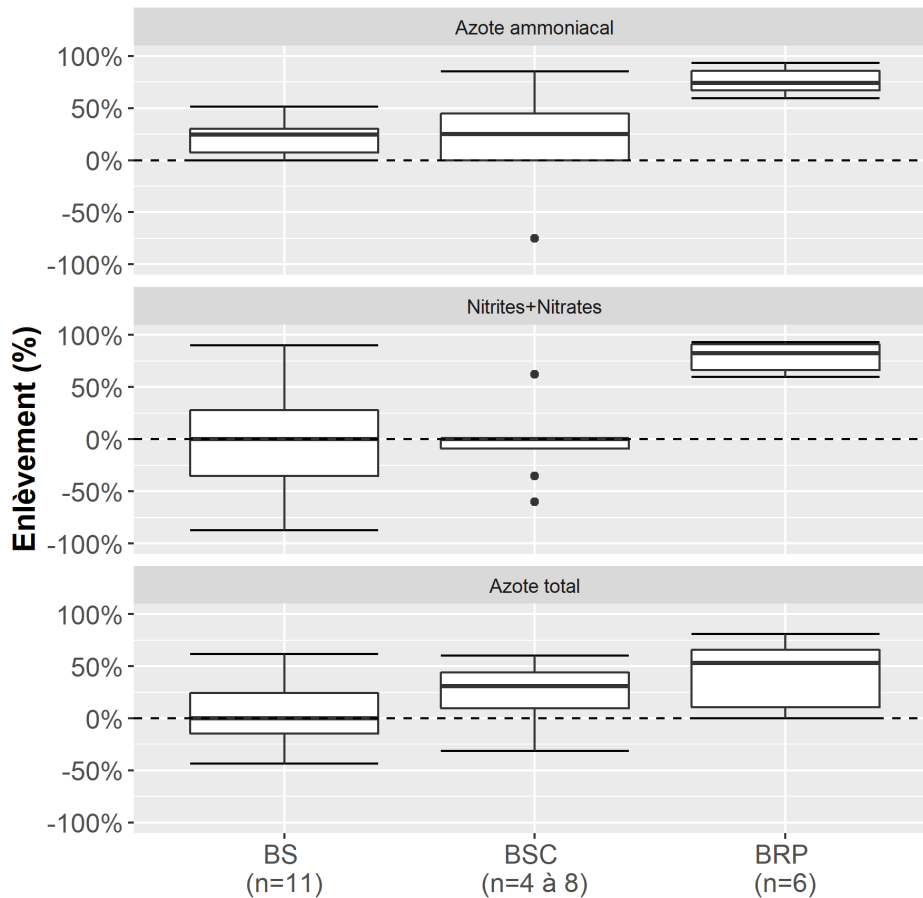


Figure 4.16 : Taux d'enlèvement des différentes formes d'azote

À l'exception d'un événement, un enlèvement de l'azote ammoniacal est observé aux trois ouvrages. L'azote ammoniacal peut être transformé en nitrates par nitrification. Les taux d'enlèvement des nitrites/nitrates sont variables avec une médiane de 0% aux BS et BSC. Étant donné qu'il n'y a pas une tendance d'augmentation des nitrites/nitrates, la nitrification ne semble pas être le processus dominant. En effet, le cycle de l'azote étant complexe, il y a plusieurs processus qui agissent en simultanément.

En comparant chaque ouvrage, le BRP a les taux d'enlèvement les plus élevés pour toutes les formes d'azote présentées à la Figure 4.16. Les résultats de Koch *et al.* (2014) indiquent que la réduction de l'azote total est généralement plus grande pour les bassins à retenue permanente, ce qui concorde avec les observations de la présente étude. En effet, la dénitrification est favorisée en conditions anoxiques et il est plus probable de retrouver ces conditions dans un BRP que dans les autres types d'ouvrages. De plus, le BRP a un pH médian de 9,6 (voir section 4.4.4), ce qui signifie que la forme majoritaire de l'azote ammoniacal ($pK_a = 9,25$ à 25°C) est l'ion ammonium (NH_4^+), ce qui favorise son adsorption sur les particules (généralement négativement

chargées). Bien sûr, la présence d'algues et de végétaux à ce site contribue aussi à l'enlèvement de l'azote par assimilation de l'ammonium ou des nitrates.

En compilant les données d'une multitude d'études, Koch *et al.* (2014) ont montré qu'il y a une grande variabilité des taux d'enlèvement de l'azote par les bassins de rétention. Les mêmes conclusions sont évidentes en regardant les données présentées à la Figure 4.16. Pour le BS du site VB, une végétation dense est présente, mais le temps de rétention de l'eau est court, ce qui peut expliquer les faibles taux d'enlèvement.

Le CVAC pour l'azote ammoniacal est de 1,8 mg/L pour une eau douce à pH neutre et une température de 10°C (Nordin et Pommen, 1986 dans MELCC, 2021). Cette limite n'est pas dépassée à l'effluent des trois ouvrages. Le CVAC pour les nitrates est de 3,0 mg/L NO₃-N (CCME, 2002 dans MELCC, 2021) tandis que le CVAC pour les nitrites est de 0,02 mg/L NO₂-N (Nordin et Pommen, 1986 dans MELCC, 2021). Généralement, la concentration de nitrites mesurée dans les échantillons était sous la limite de détection de 0,02 mg/L (Annexe IV). La limite pour les nitrates n'est pas dépassée à l'effluent des trois ouvrages. Aucune limite n'est fixée pour l'azote total selon le MELCC (2021).

4.4.4 pH et conductivité

La Figure 4.17 présente les données de pH et de conductivité mesurées à l'entrée et à la sortie des ouvrages. Le trait noir représente la moyenne mesurée en temps sec dans les milieux récepteurs.

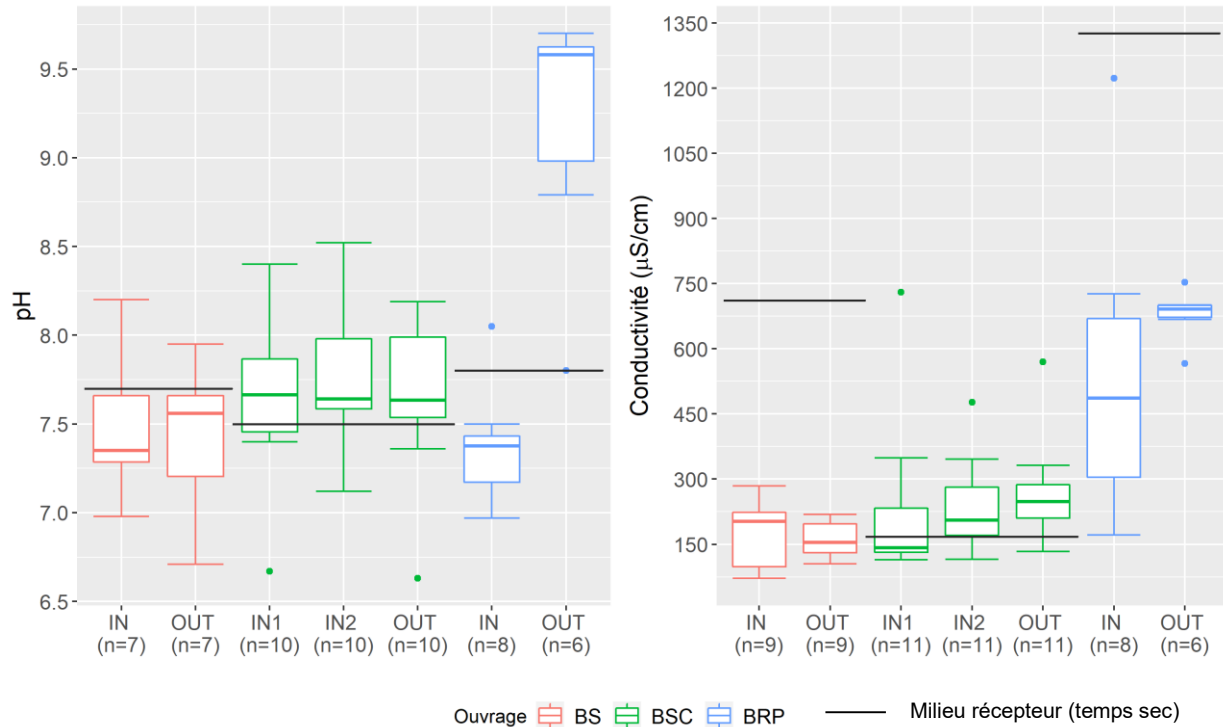


Figure 4.17 : pH et conductivité de l'eau pluviale aux trois ouvrages

Le pH des eaux pluviales à l'entrée varie de 7,0 à 8,2 au BS, de 6,7 à 8,4 au BSC et de 7,0 à 8,1 au BRP. La différence entre la médiane du pH à l'entrée et la sortie des BS et BSC est faible. Par contre, une augmentation de 7,4 à 9,6 est observée au BRP. Cette augmentation est fort probablement due à la photosynthèse, qui fait augmenter le pH du milieu par consommation du dioxyde de carbone. En effet, tel que constaté sur la Figure 4.18, un tapis d'algues brunâtres est visible sur le substrat en bordure du BRP. Des algues filamenteuses étaient également présentes un peu partout dans le bassin. Il est également à noter que le pH varie au cours de la journée en fonction des cycles photosynthèse/respiration.



Figure 4.18 : Tapis d'algues près de la sortie du BRP

La gamme de pH non nocif pour les poissons se situe de 6,5 à 9,0 (MELCC, 2021). Lorsque le débit sortant du BRP est élevé, le pH basique pourrait avoir un effet négatif sur la vie aquatique du milieu récepteur. D'un autre côté, un pH élevé dans le BRP peut favoriser la précipitation des métaux dans les eaux, ce qui les rend temporairement indisponibles. Ceci est abordé plus en détail dans la section 4.4.6.

La médiane de la conductivité des eaux pluviales à l'entrée est de 202 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au BS, 142 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au BSC et 486 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au BRP. La différence de conductivité entre l'entrée et la sortie au BS et BSC est faible. Par contre, la différence au BRP est de 205 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductivité est une mesure des ions dissous dans l'eau. Tel qu'abordé à la section 4.4.5, le BRP a un excès d'ions liés aux sels de déglçage, ce qui explique probablement cette hausse de conductivité entre l'entrée et la sortie de l'ouvrage. De plus, les eaux souterraines (temps sec) du milieu récepteur ont une conductivité élevée ($> 1200 \mu\text{S}/\text{cm}$). Roche (2011) mentionne une conductivité maximale de 610 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lors d'une prise de mesures à 5 stations de la rivière du Cap Rouge en 2009 et 2010. Ceci signifie qu'une contamination de l'eau souterraine par les sels serait possible dans ce secteur, tel qu'abordé plus en détail dans la prochaine section.

4.4.5 Sels de déglçage

Le sel de déglçage le plus utilisé est le chlorure de sodium (NaCl). Le chlorure de calcium (CaCl_2), le chlorure de magnésium (MgCl_2) et le chlorure de potassium (KCl) peuvent aussi être utilisés. Une analyse des ions associés à ces composés est présentée. Le Tableau 4.3 présente les taux d'enlèvement et la proportion des pluies échantillonnées où un relargage des ions associés à ces sels de déglçage a été observé.

Tableau 4.3 : Taux d'enlèvement et proportion des pluies échantillonnées où un relargage des ions associés aux sels de déglçage a été observé (juin à septembre)

	Taux d'enlèvement (+) ou d'augmentation (-) (médian)					Proportion des pluies échantillonnées où un relargage a été observé				
	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺
BS (n=9)	-64%	-59%	-29%	-36%	-53%	0,8	0,8	0,9	0,8	0,8
BSC (n=8)	-28%	-57%	-2%	-12%	-29%	0,8	1,0	0,7	0,7	0,8
BRP (n=6)	-244%	-155%	41%	37%	-81%	0,8	0,8	0,3	0,3	0,7

La majorité du temps, un relargage des ions associés aux sels de déglçage est observé (à l'exception du calcium et du potassium au BRP). Les données du Tableau 4.3 indiquent qu'il y a une rétention des sels de déglçage dans les ouvrages lors de la fonte et qu'ils sont relâchés peu à peu tout au long de la saison estivale. L'augmentation est supérieure pour les ions de chlorure et de sodium, provenant du sel de déglçage le plus utilisé, que pour les trois autres ions présentés au Tableau 4.3. De plus, l'augmentation des ions de chlorure et de sodium est plus grande au BRP. En effet, dans cet ouvrage, il y a environ deux à trois fois plus de chlorure et de sodium à la sortie qu'à l'entrée. Ceci peut être expliqué par le temps de rétention élevé de l'eau et l'emplacement du BRP, dans la bretelle de l'autoroute 40 Est. Bien que ce secteur ne soit pas drainé par le BRP, les autoroutes reçoivent des charges élevées d'abrasifs et de sels en hiver, qui se retrouvent dans les sols avoisinants. Zehetner *et al.* (2009) ont mesuré la concentration de sodium dans le sol à l'interface d'une autoroute et ont trouvé qu'il y a une diminution exponentielle du sodium jusqu'à 10 m de distance de la route. De manière semblable, Forman et Deblinger (2000) ont recensé des dommages visibles à la végétation par les sels appliqués sur une autoroute jusqu'à une distance de 10 m de cette dernière. Le processus majeur qui enlève et déplace les sels appliqués sur les routes est le drainage (Denby *et al.*, 2016). Le déplacement des sels par suspension constitue environ 2% du bilan de masse enlevé (Denby *et al.*, 2016). La fraction de sels suspendus peut être plus grande pour les routes dont la limite de vitesse et la fréquence de passage des véhicules sont plus élevées.

Aucun échantillon n'a été récolté lors de la fonte. La date la plus hâtive pour l'échantillonnage était le 11 juin, lorsqu'il n'y a plus de couvert neigeux et que le nettoyage des rues a été effectué. Les concentrations de chlorures à l'entrée et à la sortie des ouvrages sont présentées à la Figure 4.19.

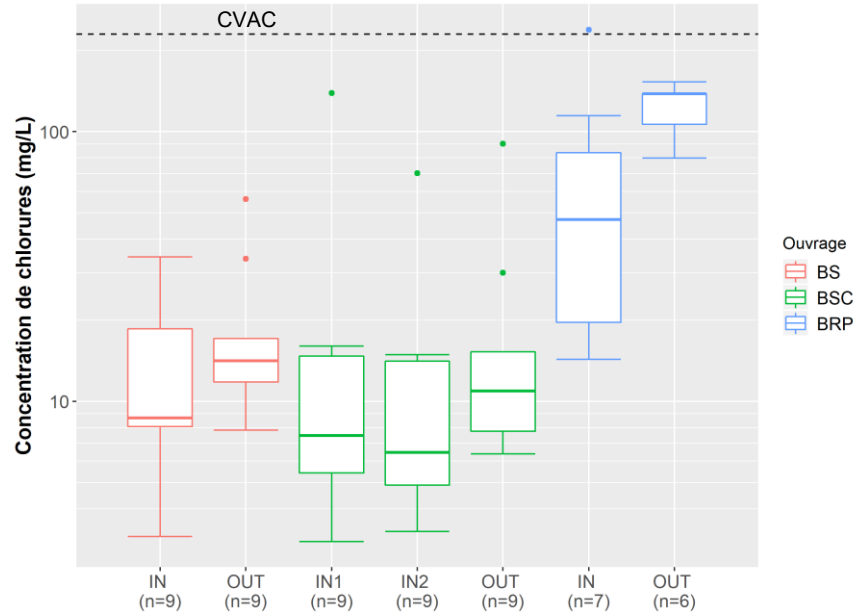


Figure 4.19 : Concentrations de chlorures à l'entrée et à la sortie des ouvrages (juin à septembre)

Le CVAC pour les chlorures est de 230 mg/L (EPA, 1988). Les concentrations pour les mois de juin à septembre sont sous ce seuil. Par contre, un échantillonnage pendant la période hivernale et lors de la fonte des neiges serait nécessaire afin de déterminer si le CVAC est respecté annuellement.

Marsalek (2003) a étudié trois BRP (profondeur de 1,8 m à 4 m) et il a observé une stratification densimétrique due à la présence de sels de voirie dissous. Notamment, la concentration de solides dissous totaux en surface des BRP était de 0,2 à 0,5 fois la concentration dans les eaux profondes (Marsalek, 2003). Dans la présente étude, les échantillons de l'effluent du BRP ont été pris en surface. Ainsi, les concentrations de chlorures obtenues pourraient ne pas représenter la réalité stratigraphique et sous-estimer la problématique dans ce bassin. La profondeur du BRP est de 1,5 m et il y a généralement de forts vents provenant de l'autoroute, ce qui favorise le mélange. La stratification pourrait alors être moindre que dans l'étude de Marsalek (2003). Ces hypothèses n'ont pas été confirmées dans le cadre de cette étude et nécessiteraient davantage de vérification sur le terrain.

La concentration de chlorures et la conductivité sont généralement reliées. La Figure 4.20 présente la relation entre la concentration de chlorures et la conductivité à l'effluent du BRP.

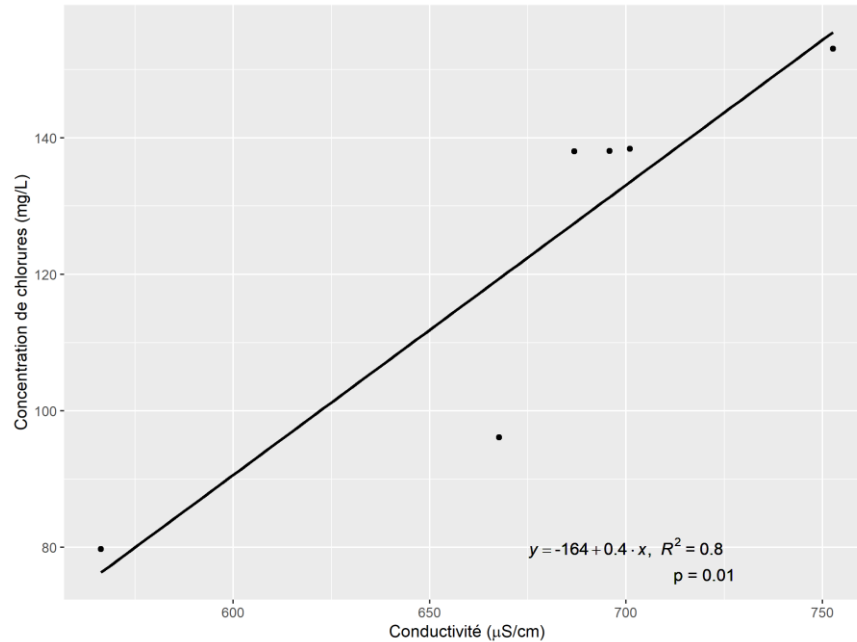


Figure 4.20 : Relation entre la conductivité et la concentration de chlorures à l'effluent du BRP

Le coefficient de détermination indique une forte relation linéaire positive entre les deux variables. De plus, la valeur-p indique que la relation entre la conductivité et la concentration de chlorures est significative ($p < 0.05$). La conductivité étant plus facile et moins coûteuse à mesurer, elle pourrait être utilisée pour estimer la concentration de chlorures à l'effluent du BRP.

4.4.6 Autres ions

Une analyse des ions, tels que les sulfates et certains métaux dissous, a été réalisée. Elle est présentée ci-dessous. La toxicité des métaux varie en fonction de la dureté de l'eau. Dans cette étude, la dureté n'a pas été mesurée. Par contre, selon Roche (2011), une dureté de 230 mg CaCO_3/L peut être associée à la portion aval du bassin versant de la rivière du Cap Rouge. Au site VB, dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles, une dureté d'environ 86 mg CaCO_3/L est estimée (Hébert, 1995). Finalement, en se basant sur Laflamme (1995), la dureté de l'eau dans les environs de Trois-Rivières serait de 20 mg CaCO_3/L .

Le Tableau 4.4 présente les concentrations médianes des sulfates et de certains métaux dissous dans les eaux à l'entrée des ouvrages. Les données brutes pour tous les métaux et anions peuvent être consultées à l'Annexe IV.

Tableau 4.4 : Concentrations médianes des sulfates et de certains métaux dissous dans les eaux pluviales à l'entrée des ouvrages

Ouvrage	n	SO ₄ mg SO ₄ /L	Al mg/L	Cu mg/L	Fe mg/L	Mn mg/L	Zn mg/L
BS (IN)	9	9	0,03	0,004	0,07	0,05	0,004
BSC (IN1)	9	19	0,06	0,002	0,11	0,10	0,002
BSC (IN2)	9	25	0,05	0,002	0,12	0,12	0,004
BRP (IN)	7	48	0,03	0,002	0,18	0,06	0,004
CVAC¹		> 500	-	0,002 à 0,02	0,43	0,46 à 4,2	0,03 à 0,25

1. MELCC (2021)

L'étude de Pitt *et al.* (2004) révèle une médiane de $\approx 0,007$ mg/L de cuivre dans les eaux de ruissellement résidentiel et commercial. La même étude révèle des médianes d'environ 0,03 mg/L et 0,06 mg/L pour le zinc, pour les secteurs résidentiel et commercial. Les concentrations présentées au Tableau 4.4 sont inférieures aux concentrations mentionnées dans la littérature. Pour le fer dissous, une médiane de 0,09 mg/L a été rapportée par Clary *et al.* (2020). Pour le BSC et le BRP, la médiane de la concentration de fer dissous est légèrement supérieure à celle-ci.

Le nickel dissous n'était généralement pas détecté ($< 0,002$ mg/L) dans les eaux de ruissellement aux trois sites. Par contre, au BSC, le nickel a été détecté deux fois dans les eaux pluviales entrantes à des concentrations de 0,007 et 0,004 mg/L. Les concentrations à la sortie demeurent sous la limite de détection et inférieures au CVAC, qui est de 0,013 mg/L. Le Tableau 4.5 présente les taux d'enlèvement pour les sulfates et les métaux dissous.

Tableau 4.5 : Taux d'enlèvement médian des sulfates et de certains métaux dissous

	SO ₄	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
BS	-17%	18%	19%	-29%	-86%	8%
BSC	-14%	27%	52%	24%	48%	-2%
BRP	-16%	29%	44%	76%	98%	-45%

Tel que mentionné dans la section précédente, le pH au BRP est élevé, ce qui favorise généralement la précipitation des métaux sous forme d'hydroxyde. Les taux d'enlèvement pour l'aluminium, le fer et le manganèse sont plus élevés au BRP qu'aux deux autres ouvrages. Le pH optimal pour la précipitation varie selon le métal. La concentration initiale du métal dans l'eau a aussi un effet important sur la précipitation. D'autres facteurs, tels que la température, l'oxygène dissous et la présence d'autres ions, ont aussi un effet sur la précipitation, ce qui en fait un processus complexe.

Aux trois ouvrages, il y a une augmentation des sulfates entre l'entrée et la sortie, qui varie entre 14% et 17%. Le CVAC le plus sévère pour les sulfates (pour une dureté < 100 mg/L CaCO₃ et une concentration de chlorures < 5 mg/L) est de 500 mg SO₄/L. Malgré le relargage en sulfates, cette valeur n'est pas du tout atteinte à l'effluent des trois bassins. Les sulfates peuvent provenir des polluants atmosphériques, de la dégradation de la matière organique, des engrais et des impuretés présentes dans les sels de voirie.

La toxicité des métaux ne serait pas un enjeu pour les effluents des trois ouvrages, à l'exception du cuivre si le milieu récepteur a une faible dureté. En effet, la CVAC du cuivre est de 0,002 mg/L pour une faible dureté et les valeurs de l'effluent du BSC pourraient se rapprocher ou dépasser cette limite.

4.4.7 Hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀)

Le CVAC pour les hydrocarbures pétroliers est de 200 µg/L (essence et diesel). Le critère pour le pétrole brut et l'huile « bunker » est plus sévère tel que défini dans MELCC (2021). Au BSC, les hydrocarbures pétroliers dans les eaux entrantes avaient des concentrations variant de < 50 µg/L (non détecté) à 600 µg/L. Le taux d'enlèvement médian est de 44% (n=3). Le CVAC n'est pas dépassé à l'effluent avec une concentration maximale mesurée de 123 µg/L. Au BS, les hydrocarbures pétroliers dans les eaux entrantes avaient des concentrations allant de < 50 µg/L (non détecté) à 103 µg/L. Le taux d'enlèvement médian est de 39% (n=2). Le CVAC n'est pas dépassé dans les eaux pluviales à l'entrée ni à la sortie de l'ouvrage. Il n'y avait pas d'hydrocarbures pétroliers détectés dans les eaux entrantes au BRP.

4.5 Modèle hydrologique et hydraulique

Cette section présente les résultats des analyses de sensibilité, du calage et de la validation dans PCSWMM.

4.5.1 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité a été réalisée avec l'outil SRTC de PCSWMM tel que décrit à la section 3.6.2. Elle a été réalisée avec les mêmes événements pluvieux que le calage. Un exemple des résultats générés par l'outil STRC est présenté à la Figure 4.21.

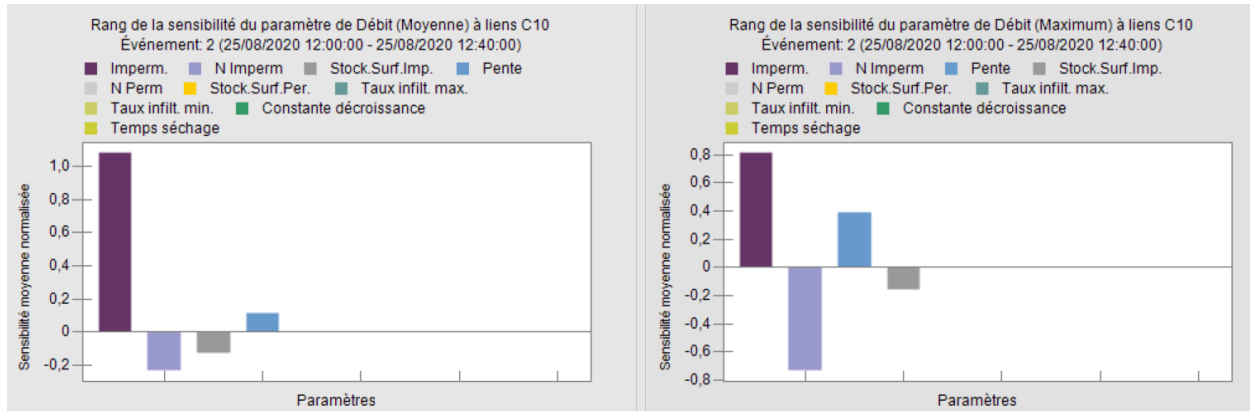


Figure 4.21 : Exemple de résultats générés par l’outil SRTC (PCSWMM) pour l’analyse de sensibilité le 25 août 2020 au site VB. La sensibilité moyenne normalisée des paramètres est présentée pour le débit moyen (gauche) et le débit maximal (droite) à l’entrée (conduite C10) du BS.

Le pourcentage d’imperméabilité est le paramètre auquel les résultats du modèle sont le plus sensibles. Ce paramètre a été choisi pour la première étape du calage lors de l’ajustement du volume total ruisselé. Ensuite, en ordre décroissant de sensibilité, il y a le coefficient de Manning des surfaces imperméables (effet sur l’hydrogramme), le stockage de surface des surfaces imperméables (effet sur le volume et la montée de la crue) et la pente (effet sur l’hydrogramme). Les résultats pouvaient varier légèrement entre les événements selon les caractéristiques des pluies. Le coefficient de Manning des surfaces imperméables a été sélectionné pour la deuxième partie du calage, soit celui du synchronisme des hydrogrammes.

Comme constaté à la Figure 4.21, les résultats du modèle sont insensibles aux paramètres associés aux surfaces perméables (paramètres d’infiltration de Horton, de stockage et de rugosité) pour les pluies considérées. L’influence des paramètres du sol devrait augmenter pour les pluies plus rares. C’est pourquoi une deuxième analyse de sensibilité a été réalisée avec une pluie synthétique de type Chicago (période de retour 100 ans, durée 3 h) (Figure 4.22).

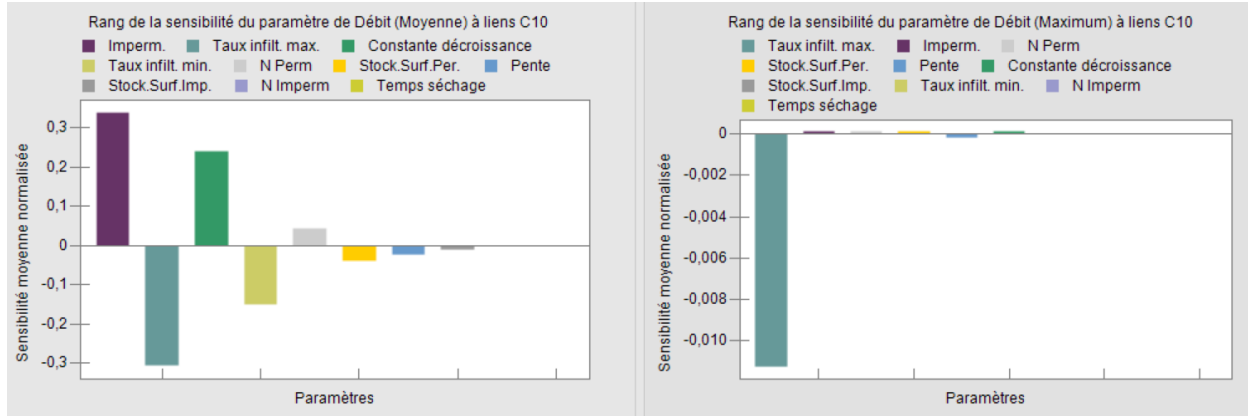


Figure 4.22 : Résultats générés par l'outil SRTC (PCSWMM) pour l'analyse de sensibilité avec une pluie de type Chicago (100 ans, 3 h) au site VB. La sensibilité moyenne normalisée des paramètres est présentée pour le débit moyen (gauche) et le débit maximal (droite) à l'entrée du BS.

Comme prévu, pour la pluie Chicago, la sensibilité des résultats aux paramètres du sol est plus importante que celle déterminée avec les pluies de calage. Pour le débit moyen (Figure 4.22, gauche), les trois paramètres auxquels les résultats du modèle sont le plus sensibles sont, en ordre décroissant, le pourcentage d'imperméabilité, le taux d'infiltration initial de Horton et la constante de décroissance de Horton. Pour le débit maximal (Figure 4.22, droite), le taux d'infiltration initial de Horton est de loin le paramètre auquel les résultats du modèle sont le plus sensible pour la pluie Chicago. Si l'objectif de l'étude était de modéliser exclusivement des pluies avec des grandes périodes de retour (p.ex. 25 ans et plus), il serait nécessaire de changer l'ordre des paramètres de calage pour mieux représenter cet objectif.

4.5.2 Calage

Dans un premier temps, le pourcentage d'imperméabilité a été calé afin de rapprocher le volume de ruissellement simulé du volume de ruissellement observé tout en demeurant à l'intérieur des valeurs acceptables selon l'occupation du territoire. L'indicateur de performance dans ce cas est l'écart sur les volumes. Le calage du pourcentage d'imperméabilité a mené à une réduction des surfaces imperméables pour les deux bassins versants des sites TR et VB, par rapport aux valeurs initiales. En effet, l'écart sur les volumes du modèle de référence (présenté au Tableau 3.6) indiquait une surestimation systématique des volumes d'eau de ruissellement. L'ajustement à la baisse du pourcentage d'imperméabilité est justifié par la distinction entre les DCIA (*directly-connected impervious area*) et les NDCIA (*non-directly-connected impervious area*). En effet, une partie des surfaces imperméables est drainée directement au réseau pluvial (DCIA) tandis qu'une autre partie transite par des surfaces perméables avoisinantes avant de rejoindre le réseau (NDCIA). L'exemple le plus commun de NDCIA est un drain de toiture (surface imperméable)

dirigé vers une pelouse (surface perméable). Il est alors justifié de réduire les pourcentages d'imperméabilité afin de tenir compte des NDCIA. Les valeurs du pourcentage d'imperméabilité après calage varient de 15% (unifamiliale) à 35% (multifamiliale) au site TR et de 12% (unifamiliale) à 70% (condominium) au site VB. Les valeurs attribuées à chacun des sous-bassins peuvent être consultées à l'Annexe I. Alternativement, il est aussi possible d'utiliser les paramètres *Pourcentage Routed* et *Subarea routing* dans SWMM lors de la structuration du modèle afin de représenter la propagation de l'eau par les NDCIA.

En deuxième temps, le coefficient de rugosité de Manning pour les surfaces imperméables a été calé afin d'améliorer le synchronisme des hydrogrammes observés et simulés. Le critère utilisé dans ce cas est le NSE. Bien que le coefficient de rugosité des surfaces imperméables peut généralement être bien estimé, il a été choisi de le caler sans qu'il dépasse la moitié du coefficient de rugosité des surfaces perméables. Le coefficient de Manning des surfaces imperméables a été calé à 0,08 au site TR et à 0,10 au site VB (Annexe I).

Le Tableau 4.6 présente les résultats du calage des modèles des sites VB (BS) et TR (BSC), où les événements sont classés en ordre décroissant de hauteur totale de pluie.

Tableau 4.6 : Résultats du calage

Ouvrage	Événement	Hauteur de pluie totale (mm)	Intensité maximale sur 5 min (mm/h)	Écart sur les volumes	NSE
BS	2020-08-29	40	29	-12%	0,8
	2020-09-09	15	14	-35%	0,6
	2020-09-05	10	53	39%	-0,7
	2020-08-25	7	43	9%	-0,5
BSC	2019-09-04	30	36	-10%	0,7
	2019-08-28	13	12	-9%	0,8
	2019-09-02	13	7	1%	0,5
	2019-09-23	11	14	-7%	0,8
	2019-08-19	6	43	46%	-0,5

Les hydrogrammes des événements de calage sont présentés à l'Annexe VI. L'objectif de la modélisation était de représenter une large gamme d'événements allant des petites aux grosses pluies, longues ou intenses. Par contre, lors du calage, il a été remarqué que les pluies de type orage, avec les plus faibles hauteurs mais les plus grandes intensités maximales, étaient plus difficiles à modéliser. Ceci correspond aux événements du 19 août 2019 au BSC et des 25 août et 5 septembre 2020 au BS, qui ont un NSE < 0. Selon l'écart de volume, les modèles semblent

surestimer les débits lors de ces pluies de fortes intensités (> 43 mm/h). Le NSE est généralement sensible à des valeurs élevées de ruissellement (Gupta *et al.*, 2009) telles que celles générées par des fortes intensités de pluie. En plus, de plus grandes erreurs sont associées à la modélisation et aux données observées pour les événements de fortes intensités (Gupta *et al.*, 2009). Il était impossible d'améliorer la modélisation des trois événements de type orage sans diminuer la performance du modèle pour les autres événements. De plus, le pas de temps de simulation peut avoir un effet sur la valeur du NSE. McCuen *et al.* (2006) recommandent l'utilisation du plus petit pas de temps afin d'obtenir des résultats précis lorsqu'un mauvais ajustement du modèle est soupçonné. Ainsi, un pas de temps de 5 min a été choisi afin d'obtenir le « pire » scénario possible, mais les valeurs de NSE seraient certainement plus élevées pour un pas de temps plus grand.

4.5.3 Validation

Le Tableau 4.7 présente les résultats de la validation des modèles des sites VB (BS) et TR (BSC), où les événements sont classés en ordre décroissant de hauteur totale de pluie.

Tableau 4.7 : Résultat de la validation

Ouvrage	Événement	Hauteur de pluie totale (mm)	Intensité maximale sur 5 min (mm/h)	Écart sur les volumes	NSE
BS	2020-08-18	17	26	-7%	0,8
	2020-09-02	12	38	-1%	0,4
	2020-08-17	7	24	9%	0,6
BSC	2019-08-12	9	5	-8%	0,4
	2019-08-21	8	31	35%	-0,1
	2020-06-11	6	12	-11%	-0,6
	2020-06-29	6	12	22%	0,5
	2019-08-30	4	14	6%	0,5

Les hydrogrammes des événements de validation sont présentés à l'Annexe VI. Premièrement, on constate que les événements de validation du modèle au BSC ont généralement des hauteurs totales de pluies plus faibles que les événements de calibration. Étant donné que le modèle est plus performant pour des pluies de plus grandes hauteurs, les coefficients NSE de ces événements ne sont pas aussi élevés que pour les événements de calage. Les coefficients NSE de validation sont de -0,6 à 0,5, avec une moyenne de 0,2, et ceux de calibration sont de -0,4 à 0,8, avec une moyenne de 0,5. L'écart sur les volumes se situe entre -11% et 35% pour les événements de validation. L'événement du 21 août 2019 a le plus grand écart sur les volumes,

soit 35%, pour une intensité maximale de 31 mm/h. En effet, lors du calage, il a été observé que les débits étaient généralement surestimés lors des pluies de fortes intensités. Le plus faible NSE est de -0,6, soit pour l'événement du 11 juin 2020. Il est difficile d'expliquer ceci étant donné que l'intensité maximale de la pluie lors de cet événement n'est pas excessive. Par contre, l'écart sur les volumes est bon, soit de -11%.

Pour le BS, les événements de validation ont un écart sur les volumes entre -7% et 9%, ce qui est très bon. De plus, le NSE varie de 0,4 à 0,8, ce qui est aussi très bon, notamment pour un pas de temps de 5 min. La performance des événements de validation confirme que le modèle est bien calé, ce qui est rassurant, car les NSE pour 2 des 4 événements de calage étaient < 0. Les résultats de la validation sont très satisfaisants, même lors du 2 septembre 2020, lorsque l'intensité de la pluie a atteint 38 mm/h.

4.6 Modèles linéaires généralisés

Plusieurs MLG ont été développés en suivant la méthodologie présentée à la section 3.7. Premièrement, il a été observé que les données de concentration de MES et de PT ne suivaient pas une distribution normale (Figure 4.23).

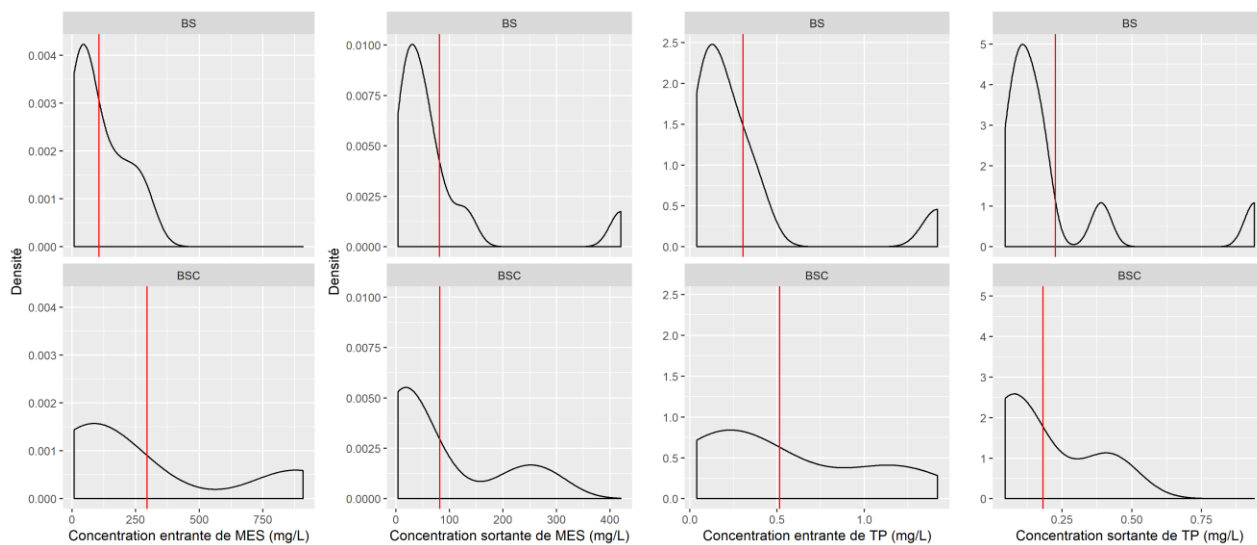


Figure 4.23 : Distribution des concentrations (entrantes et sortantes) de MES et de TP (ligne rouge = moyenne)

En effet, les données suivent une distribution non négative avec asymétrie positive. Les données des événements dont le premier flot n'a pas été échantillonné ont été exclues pour la construction des MLG, car la concentration ne représente pas la moyenne de l'événement.

Suite à la vérification des combinaisons possibles de distribution et de fonction lien, les constats sont les suivants :

- Les distributions gamma et gaussienne-inverse représentent bien les données avec les fonctions lien identité ou log.
- La distribution gaussienne avec la fonction lien log représente généralement bien les données et assure une variable réponse non négative.
- Les fonctions lien inverse et inverse au carré ne représentent pas bien les données, peu importe la distribution utilisée.

Au final, la combinaison retenue est la distribution gamma avec la fonction lien identité. Tel que mentionné à la section 3.7, la variable indépendante la plus fortement corrélée à la concentration moyenne des polluants, à l'entrée et à la sortie des deux bassins, est l'intensité moyenne de la pluie. De plus, suite aux vérifications de l'AIC, l'ajout d'une 2^e variable indépendante ne permettait pas d'obtenir un modèle significativement meilleur que le modèle avec une seule variable.

La Figure 4.24 présente graphiquement les MLG de la concentration de MES à l'entrée et à la sortie du BS et du BSC en fonction de l'intensité moyenne de la pluie.

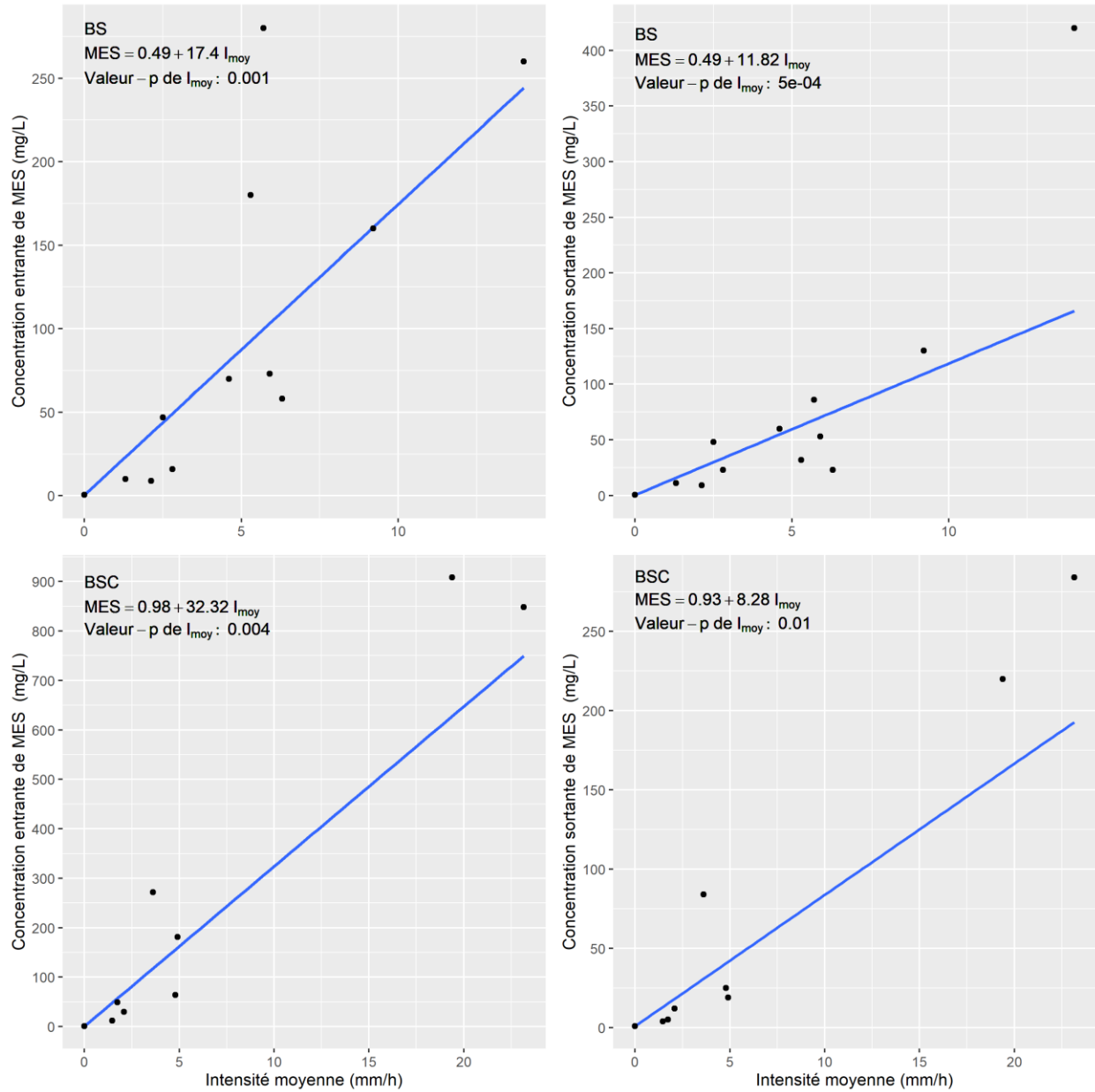


Figure 4.24 : MLG de la concentration de MES à l'entrée et à la sortie des ouvrages en fonction de l'intensité moyenne de la pluie (distribution gamma et lien identité)

La Figure 4.25 présente graphiquement les MLG de la concentration de PT à l'entrée et à la sortie du BS et du BSC en fonction de l'intensité moyenne de la pluie.

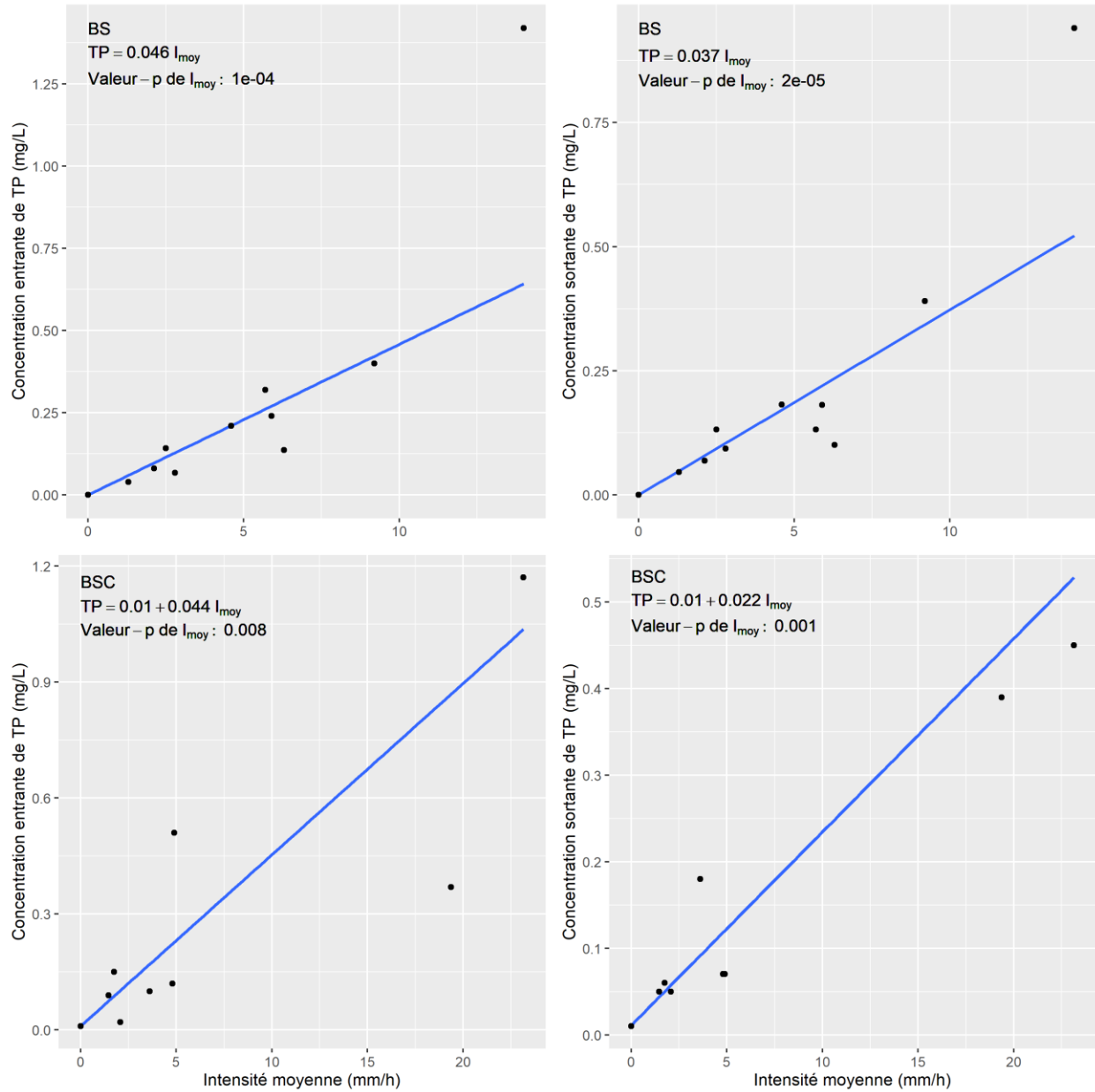


Figure 4.25 : MLG de la concentration de PT à l'entrée et à la sortie des ouvrages en fonction de l'intensité moyenne de la pluie (distribution gamma et lien identité)

La distribution gaussienne avec la fonction lien log (courbe exponentielle) convenait aussi comme MLG pour la concentration de MES à la sortie du BS et pour la concentration de PT à l'entrée et à la sortie du BS, étant donné la concentration élevée mesurée à 14 mm/h pour un des événements (24 juin). Par contre, les MLG retenus permettaient de mieux représenter les concentrations pour les intensités moyennes de 0 à 10 mm/h, ce qui est jugé plus important étant donné que la majorité des pluies se situe dans cette gamme.

4.7 Calcul des charges

La série de pluie de 10 ans (2010 à 2019) fournie par la Ville de Québec a été séparée en 313 événements pluvieux pour la période estivale, soit du 1^{er} juin au 30 septembre. Le mois d'octobre a été exclu, car aucun échantillon de phosphore n'a été prélevé pendant ce mois au BS et seulement un échantillon a été prélevé au BSC. De plus, la présence de feuilles au sol en automne est une source majeure de phosphore et a un effet important sur le calcul de charges (Selbig, 2016). Il aurait été nécessaire d'avoir plusieurs échantillons pendant ce mois pour bien représenter ceci.

L'intensité moyenne des 313 événements est présentée à la Figure 4.26.

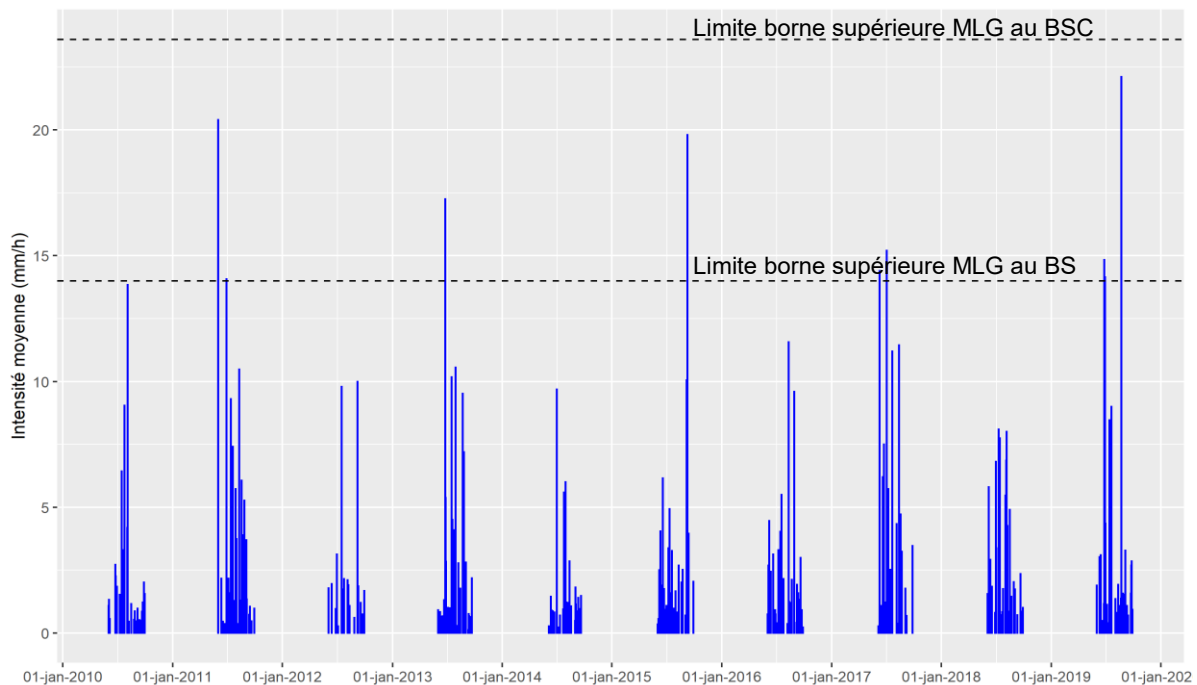


Figure 4.26 : Événements de 2010 à 2019 pour le calcul des charges de MES et de PT

La borne supérieure des MLG du BS est de 14 mm/h. Une extrapolation de la relation linéaire a dû être effectuée pour les 6 événements qui se trouvent au-dessus de cette limite.

Les événements ont été classés selon leurs durée et intensité moyenne afin de les comparer aux courbes IDF de la Ville de Québec. Les courbes IDF ont été abordées précédemment à la section 4.1.2.

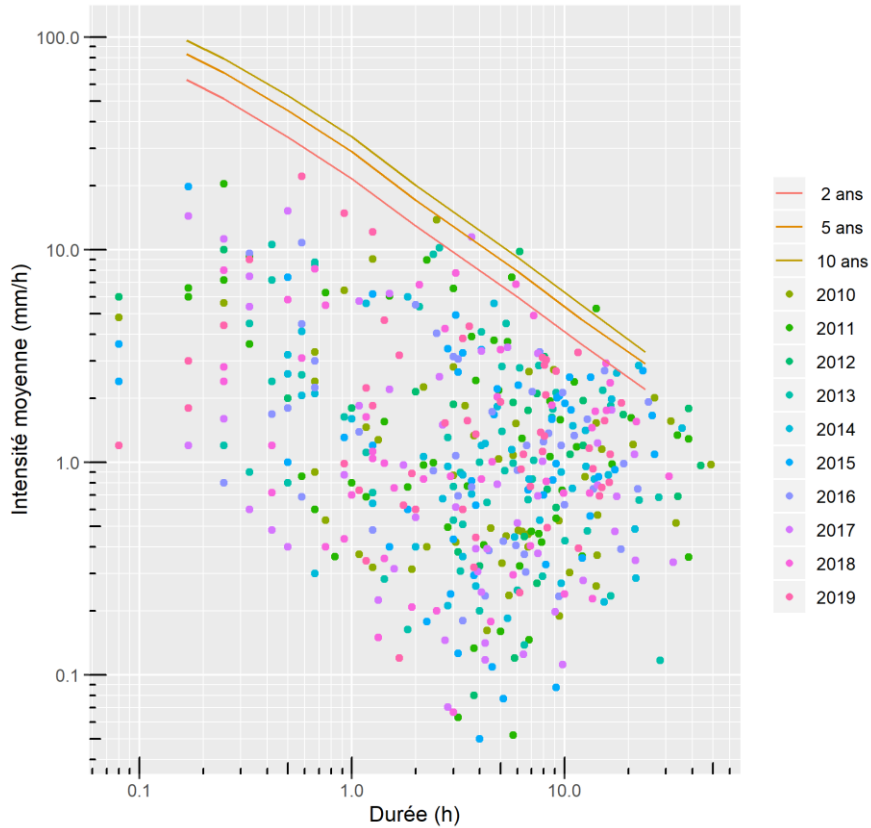


Figure 4.27 : Intensité moyenne et durée des 313 événements pluvieux de la série de pluie de 10 ans de la ville de Québec (hauteur d'eau > 2 mm)

La Figure 4.27 permet de vérifier la validité de la série de pluie utilisée. L'analyse indique qu'il y a quelques événements légèrement au-dessus de la courbe IDF 2 ans. La majorité des événements sont concentrés sous la courbe IDF, ce qui était attendu, d'autant plus que seule l'intensité moyenne des événements est illustrée sur cette figure.

En utilisant les équations présentées à la section 3.8, les charges estivales à l'entrée et à la sortie des ouvrages ont été calculées. Ceci a permis de calculer la charge retenue dans les ouvrages, par conservation de la masse, ainsi que les taux d'enlèvement. Le Tableau 4.8 présente les résultats des charges et les taux d'enlèvement des MES et du PT au BS et au BSC.

Tableau 4.8 : Charges estivales (juin à septembre) et taux d'enlèvement modélisés pour les MES et le PT

		Charge entrante (kg/saison)		Charge sortante (kg/saison)		Charge retenue (kg/saison)		Taux d'enlèvement modélisé (%)	
		médiane	EIQ	médiane	EIQ	médiane	EIQ	médiane	EIQ
MES	BS	674	187	470	131	204	58	30	1
	BSC	1849	461	459	103	1369	392	74	1
PT	BS	1,8	0,5	1,5	0,4	0,3	0,1	18	1
	BSC	2,6	0,6	1,3	0,3	1,3	0,4	47	3

Les taux d'enlèvement obtenus par modélisation peuvent être comparés aux taux d'enlèvement expérimentaux présentés aux sections 4.4.1 et 4.4.2. Les taux expérimentaux pour les MES étaient de 14% pour le BS et de 68% pour le BSC. Dans ce cas, les taux modélisés sont plus élevés. En effet, la modélisation indique un enlèvement additionnel des MES de 16% pour le BS et de 6 % pour le BSC. Les taux expérimentaux pour le PT étaient de 0% pour le BS et 62% pour le BSC. Dans le cas du BS, le taux modélisé est plus élevé que le taux expérimental et indique un enlèvement additionnel de 18%. Dans le cas du BSC, le taux modélisé est plus faible de 15% comparé au taux expérimental. Une discussion concernant l'incertitude associée à ces valeurs est présentée à la section 4.8.

Ayant la charge retenue par les bassins de rétention, le volume des sédiments a été estimé. La masse volumique apparente (MVA) des sédiments dans un bassin de rétention dépend de plusieurs facteurs tels que la grosseur des sédiments, les conditions hydrologiques du bassin et la hauteur des dépôts. La MVA peut varier d'environ 700 à 1500 kg/m³, mais des sédiments avec une forte teneur en matière organique peuvent avoir une MVA aussi basse que 300 kg/m³. Verstraeten et Poesen (2001) ont trouvé une MVA de 776 à 1 350 kg/m³ pour 13 bassins de rétention de types différents, avec une texture des sédiments variable et 2% à 4% de matière organique. À l'autre extrême, Schroer *et al.* (2018) ont indiqué une moyenne de 320 kg/m³ pour des sédiments récoltés de 14 bassins à retenue permanente. Une valeur de 700 kg/m³ a été retenue pour la présente étude. En divisant les charges de MES retenues présentées dans le Tableau 4.8 par la MVA, le volume des sédiments retenus par saison estivale est de 0,3 m³ au BS et de 2,0 m³ au BSC. Ces volumes saisonniers représentent moins de 1% du volume total des bassins de rétention secs. Par contre, plusieurs études (Verstraeten et Poesen, 2001; Schroer *et al.*, 2018) ont démontré que la distribution spatiale des sédiments est très variable à l'intérieur des bassins de rétention. Par exemple, la majorité des sédiments (surtout les sédiments grossiers) se retrouve près de l'entrée des ouvrages.

Afin de comparer les données, les charges ont été divisées par la superficie du bassin versant drainé à chaque site (Figure 4.28).

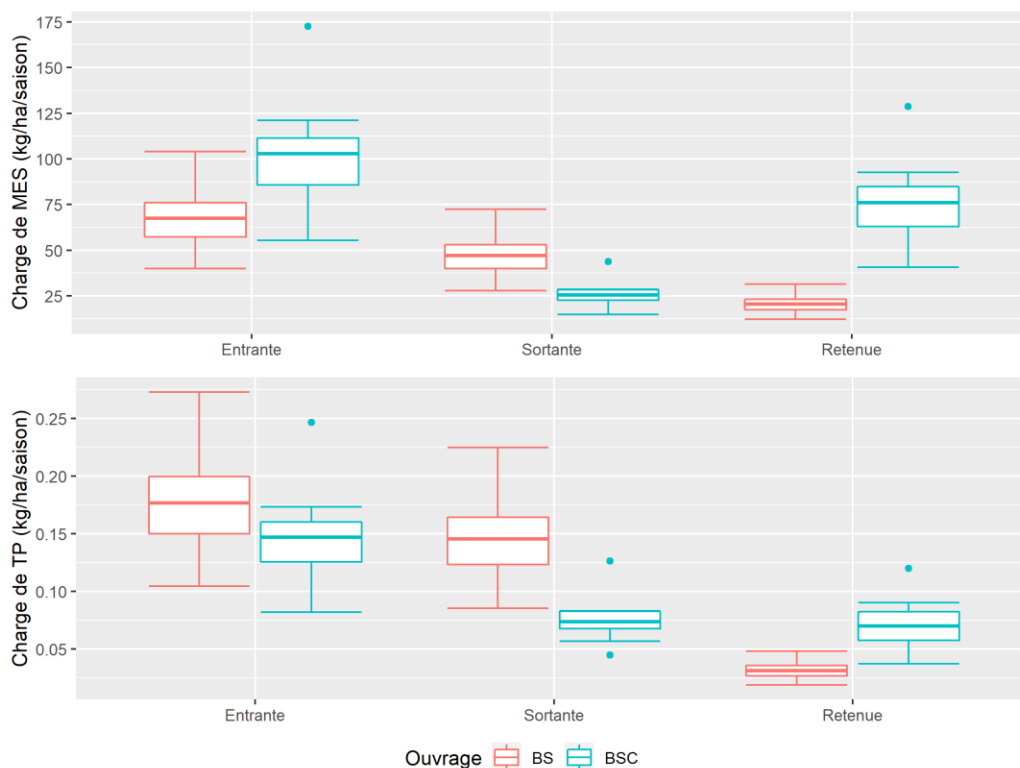


Figure 4.28 : Charges estivales (en kg/ha/saison) de MES et de PT

La charge entrante de MES au BSC est plus grande qu'au BS, ce qui pourrait être dû à la construction de plusieurs résidences sur les lots libres au site TR. Par contre, le haut taux d'enlèvement par le BSC permet d'obtenir des charges sortantes plus faibles qu'au BS.

La charge entrante de PT au BS est légèrement supérieure qu'au BSC. De plus, le faible taux d'enlèvement de PT par le BS indique que la majorité de cette charge de phosphore rejoint le milieu récepteur, pour une charge à l'effluent de 0,15 kg/ha/saison.

Le Tableau 4.9 présente les charges annuelles typiques de MES et de PT trouvées dans la littérature.

Tableau 4.9 : Charges typiques de MES et de PT provenant des bassins versants résidentiels

Auteurs	Occupation du territoire	MES (kg/ha/an)	PT (kg/ha/an)
Ellis (1996)	Résidentielle (faible à moyenne densité)	60-547	
J.F. Sabourin et Associés (2008)¹	Résidentielle	26	0,27
Burton et Pitt (2002) dans MDDEFP et MAMROT (2011)	Résidentielle (faible à moyenne densité)	73-280	0,05-0,34
Reckhow <i>et al.</i> (1980)	Urbaine		0,19-6,23
Winter et Duthie (2000b)	Résidentielle (faible à moyenne densité)		0,5
Cette étude²	Résidentielle (faible à moyenne densité)	40-173	0,08-0,27

1. kg/ha/6 mois

2. kg/ha/4 mois (période estivale)

La majorité des charges, à l'exception des données de J.F. Sabourin et Associés (2008), ont été calculées annuellement. Une période de 4 mois est considérée pour la présente étude. Généralement, le Tableau 4.9 permet de valider les charges obtenues en comparant l'ordre de grandeur des données.

Les charges annuelles typiques de MES varient de 60 à 547 kg/ha/an selon Ellis (1996). Les données estivales de la présente étude se trouvent dans la gamme inférieure de ces valeurs. Une fois rapportées sur la même durée, les données de la présente étude se trouveraient tout de même dans la gamme proposée par Ellis (1996). Par contre, en 4 mois, les charges de MES aux sites d'étude ont largement dépassé la charge de MES pour 6 mois calculées par J.F. Sabourin et Associés (2008). L'étude de J.F. Sabourin et Associés (2008) a été réalisée pour un secteur résidentiel de 12,08 ha avec 35 % d'imperméabilité et pour des pluies sous la période de retour de 2 ans, ce qui est semblable à la présente étude.

Pour le PT, la gamme des charges calculées de cette étude est presque équivalente à la gamme des charges annuelles de Burton et Pitt (2002) cité dans MDDEFP et MAMROT (2011). Ceci indiquerait une charge élevée de phosphore provenant des sites TR et VB pour la période estivale. Les charges de PT obtenues par les autres auteurs cités dans le Tableau 4.9 se rapprochent plus des données obtenues lors de la présente étude. La comparaison aux charges annuelles de phosphore est purement qualitative, car les charges ne sont pas stables à travers l'année (variation saisonnière).

4.8 Incertitudes

L'incertitude associée aux débits, concentrations et charges provient de quatre catégories : la mesure du débit, la méthode d'échantillonnage, la conservation des échantillons et les analyses en laboratoire (Harmel *et al.*, 2006). Il existe aussi des incertitudes provenant du traitement de données (erreurs humaines, hypothèses de calcul) et de la modélisation (représentation des processus, paramétrage, calage), bien qu'elles ne soient pas abordées ici.

L'incertitude associée à la mesure du débit dépend de la technique utilisée, des conditions retrouvées sur le terrain et de l'installation de l'équipement. Par exemple, l'incertitude sur le débit, mesuré par l'aire et la vitesse, varie généralement de $\pm 2\%$ à $\pm 20\%$ (Sauer & Meyer, 1992). L'incertitude pour un ouvrage précalibré bien installé peut varier de $\pm 5\%$ à $\pm 10\%$ (Slade, 2004 dans Harmel *et al.*, 2006). En considérant une installation adéquate du déversoir, les problèmes recensés avec le débitmètre et les hypothèses retenues pour le calcul du débit sortant par les orifices, une incertitude de $\pm 15\%$ est attribuée aux données de débit dans la présente étude.

L'échantillonnage est une étape importante dans l'analyse des polluants urbains étant donné que les débits et concentrations peuvent varier fortement dans le temps. Cette étape peut générer des incertitudes supérieures aux incertitudes analytiques (Rossi *et al.*, 2011). Notamment, l'incertitude associée à l'échantillonnage composite dépend de plusieurs facteurs tels que le nombre de sous-échantillons prélevés, le volume échantillonné et les composés analysés (Rossi *et al.*, 2011). L'incertitude pour un échantillonnage composite manuel est de l'ordre de $\pm 5\%$ pour les composés dissous et de $\pm 15\%$ pour les MES (Slade, 2004 dans Harmel *et al.*, 2006). Dans la présente étude, on retient une valeur de $\pm 15\%$ des concentrations en MES et en PT comme incertitude liée à l'échantillonnage, étant donné que le phosphore était majoritairement sous forme particulaire.

L'incertitude pour la conservation des échantillons de PT (réfrigérés et analysés dans les 54 h qui suivent) varie de -7% à 92% avec une médiane de 7% (Kotlash and Chessman, 1998 dans Harmel *et al.*, 2006). Dans la présente étude, une incertitude de 10% sur la concentration en PT est fixée pour l'incertitude liée à la conservation des échantillons, tandis que cette incertitude est considérée comme négligeable pour les MES.

Les analyses en laboratoire pour les MES (fines et grossières) peuvent avoir une incertitude qui varie de $-0,4\%$ à $-4,9\%$ (Gordon *et al.*, 2000 dans Harmel *et al.*, 2006). Pour l'analyse du PT (par digestion de persulfate), l'incertitude varie de -24% à 22% avec une moyenne de 2% (Mercurio *et al.*, 2002 dans Harmel *et al.*, 2006). Étant donné que les analyses ont été réalisées par des

laboratoires accrédités par le MELCC, une incertitude de $\pm 5\%$ et $\pm 10\%$ est attribuée aux analyses de MES et de PT respectivement.

Harmel *et al.* (2006) ont défini trois types de scénarios basés sur leur expérience professionnelle et leur jugement. Ces scénarios (meilleur, typique et pauvre) sont fonction des ressources et des efforts accordés à l'assurance/contrôle de qualité et des conditions hydrologiques d'un projet. Par exemple, un scénario typique représente un effort modéré de contrôle/assurance qualité des données dans des conditions hydrologiques typiques. Le Tableau 4.10 présente les incertitudes estimées pour la présente étude et les valeurs définies pour un scénario typique selon Harmel *et al.* (2006). Les données de la présente étude sont dans la gamme des valeurs définies pour un scénario typique. Lorsque nécessaire, les calculs ont été effectués selon la méthode de propagation des erreurs de Topping (1972, dans Harmel *et al.*, 2006).

Tableau 4.10 : Incertitudes de la présente étude et valeurs typiques

	Incertitude (%)	
	Présente étude	Scénario «typique» (Harmel <i>et al.</i> , 2006)
Mesure du débit (Q)	15	6 à 19
Méthode d'échantillonnage (S)	15	4 à 50
Conservation des échantillons (P)	MES : 0 PT : 10	MES : 0 PT : 7 à 9
Analyses en laboratoire (A)	MES : 5 PT : 10	MES : 1 à 5 PT : 3 à 32
Concentration (C) = $\sqrt{S^2 + P^2 + A^2}$	MES : 16 PT : 21	MES : 7 à 53 PT : 8 à 110
Charge (L) = $\sqrt{Q^2 + C^2}$	MES : 22 PT : 26	-

L'incertitude devrait être considérée pour l'analyse des résultats suivants : 1) l'écart sur les volumes et les bilans de masse (sections 4.3 et 4.5), 2) la comparaison des taux d'enlèvement expérimentaux entre les différents ouvrages (section 4.4), 3) la comparaison des taux d'enlèvement de modélisation entre les différents ouvrages (section 4.7) et 4) la comparaison entre les taux d'enlèvement expérimentaux et de modélisation pour chaque ouvrage (section 4.7). Pour le premier cas, les écarts présentés aux sections 4.3 et 4.5 sont généralement non significatifs, car ils sont inférieurs à l'incertitude de 15% fixée pour le débit. Pour le deuxième et troisième cas, soit la comparaison entre les différents ouvrages, une différence d'enlèvement inférieure à l'incertitude correspond à une performance équivalente. Par exemple, en termes de MES, la performance du BSC et du BRP est équivalente. Toutefois, pour ce qui est du BS et du

BSC, la différence entre les taux d'enlèvement (expérimentaux et de modélisation, MES et PT) est généralement élevée et supérieure aux incertitudes définies au Tableau 4.10. Donc, la performance est significativement différente entre le BS et BSC (ou le BRP). Pour le quatrième cas, les différences entre les taux d'enlèvement expérimentaux et de modélisation pour chaque ouvrage, présentées à la section 4.7, sont inférieures aux incertitudes. Donc, les taux expérimentaux et de modélisation sont relativement semblables.

4.9 Intégrité biologique des milieux récepteurs

L'IDEC a été utilisé pour évaluer l'intégrité biologique des milieux récepteurs avec et sans ouvrage de rétention. Les dates d'échantillonnage, le temps sec antérieur et les caractéristiques de la dernière pluie avant l'échantillonnage peuvent être consultés à l'Annexe VII. Tel que mentionné à la section 3.5, en plus des échantillons récoltés aux principaux sites d'étude de TR, VB et CR, plusieurs sites additionnels ont été visités pour cette portion du projet. Alors que plusieurs échantillons de diatomées ont été récoltés pour les trois bassins à l'étude, un seul échantillon a été récolté aux sites additionnels. La Figure 4.29 présente les valeurs de l'IDEC obtenues dans les milieux récepteurs en amont et en aval des exutoires avec et sans bassin de rétention.

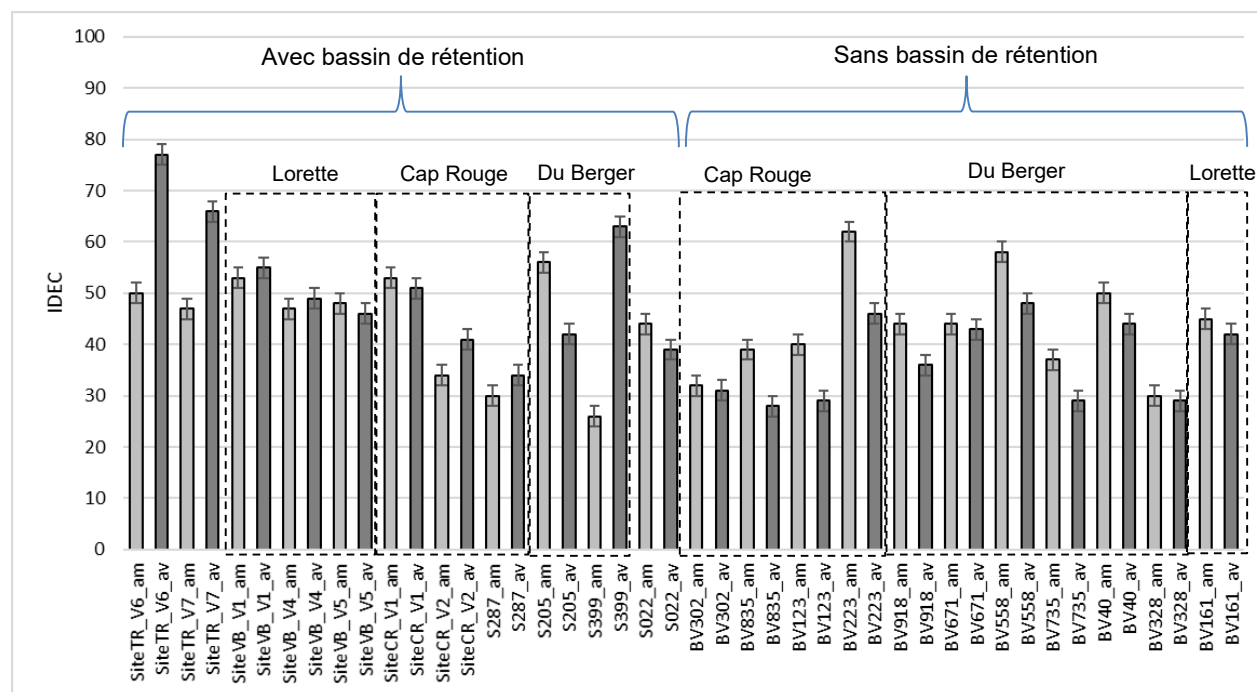


Figure 4.29 : IDEC en amont et en aval des exutoires avec et sans bassin de rétention (am = amont (gris pâle), av = aval (gris foncé), V1 = visite 1, V2 = visite 2, etc.)

Il existe quatre classes d'intégrité biologique (A, B, C et D) selon une gamme prédéfinie des valeurs de l'IDEC, telles que définies dans Lavoie *et al.* (2014). La classe A (IDEC de 71 à 100) indique un milieu non pollué ou oligotrophe. La classe B (IDEC de 46 à 70) indique un milieu légèrement pollué ou mésotrophe. La classe C (IDEC de 26 à 45) indique un milieu pollué ou méso-eutrophe. La classe D (IDEC de 0 à 25) indique un milieu fortement pollué ou eutrophe. L'analyse des valeurs de l'IDEC amont et aval dans les milieux récepteurs indique que la qualité des eaux se situe presque toutes dans la classe B ou la classe C. Il y a une seule donnée (site TR_v6_av) qui fait partie de la classe A. Trois bassins versants de la ville de Québec, soit les bassins versants de la rivière du Cap Rouge, de la rivière Lorette et de la rivière du Berger, sont identifiés sur la Figure 4.29. Avec ou sans bassin de rétention, les valeurs de l'IDEC pour le bassin versant de la rivière du Cap Rouge varient de 29 à 62 avec une moyenne de 39 (n=14), tandis que celles pour le bassin versant de la rivière Lorette varient de 42 à 55 avec une moyenne de 47 (n=8) et que celles pour le bassin versant de la rivière du Berger varient de 26 à 63 avec une moyenne de 42 (n=16).

Afin de mieux représenter l'effet des bassins de rétention sur l'intégrité biologique des milieux récepteurs, la différence entre l'IDEC amont et l'IDEC aval a été calculée (Figure 4.30).

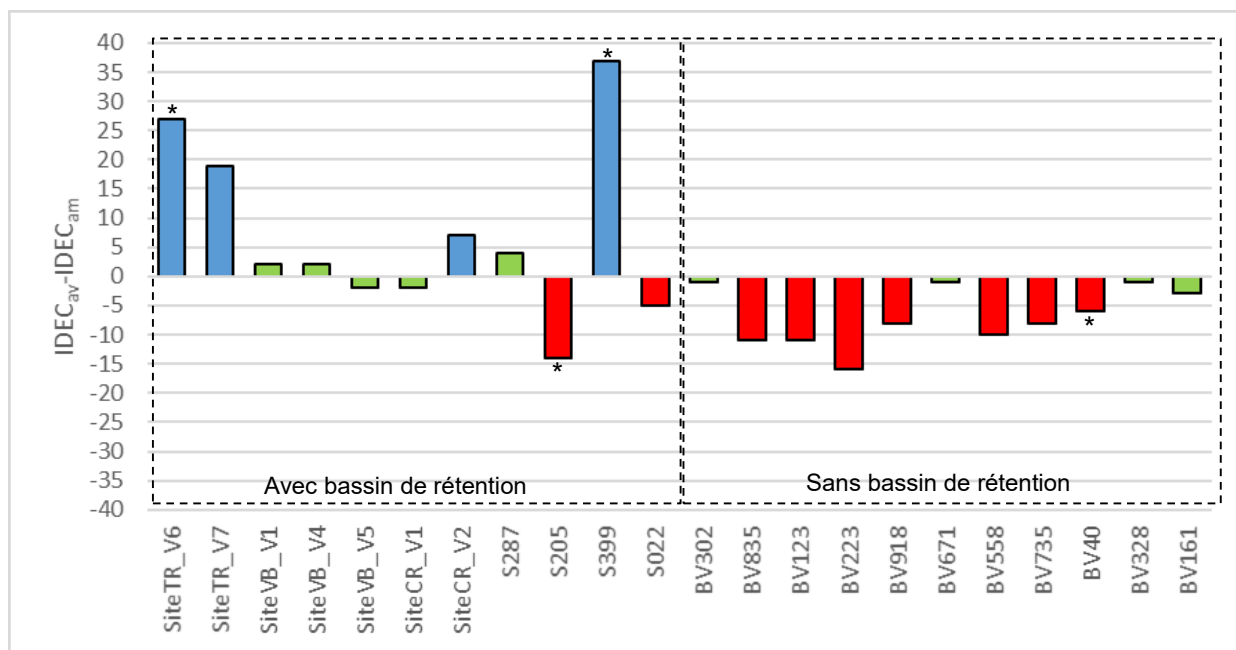


Figure 4.30 : Différences entre l'IDEC amont et l'IDEC aval pour les milieux avec et sans bassin de rétention (vert : différence non significative, bleu : augmentation significative, rouge : dégradation significative, étoile : changement de classe)

Selon l'incertitude estimée sur la valeur de l'IDEC (Lavoie & Campeau, 2016), une différence de moins de 5 points entre l'IDEC aval et l'IDEC amont est considérée non significative ; ces valeurs

sont représentées en vert. Les données en bleu indiquent qu'il y a une amélioration de l'intégrité biologique en aval de l'exutoire pluvial tandis que les données en rouge indiquent qu'il y a une dégradation de l'intégrité biologique en aval de l'exutoire. Les données qui sont assujetties à un changement de classe entre l'amont et l'aval (p.ex. B à C ou B à A) sont identifiées par une étoile.

Comme constaté à la Figure 4.30, au site TR, il y a une grande amélioration de l'intégrité biologique en aval de l'exutoire du BSC avec une augmentation de 23 points de l'IDEC moyen. Le site TR_v6 présente même un changement de classe de B à A de l'amont à l'aval. La performance d'enlèvement des différents polluants (tels que les MES et le PT) par le BSC pourrait être responsable de cette amélioration. Le BSC apporterait une eau de meilleure qualité que celle du ruisseau, dont l'IDEC moyen en amont du rejet est de 48,5 (Figure 4.29). Par contre, l'eau d'infiltration à l'entrée du BSC en temps sec (eau souterraine qui s'introduit dans les fissures des conduites) est fort probablement de meilleure qualité que les eaux de surface. La dilution de l'eau du petit ruisseau par l'eau d'infiltration pourrait aussi expliquer la hausse de l'IDEC observée à l'aval. Les différences entre l'amont et l'aval au site VB sont non significatives. En effet, l'efficacité épuratoire du BS est moindre que celle des autres ouvrages. La qualité des eaux pluviales de l'exutoire doit être semblable à celle du cours d'eau récepteur puisque l'apport de cet effluent n'a pas entraîné de modifications importantes dans la valeur de l'IDEC. Au BRP du site CR, la différence est non significative pour le premier échantillon (V1). Par contre, pour le deuxième échantillon (V2), la différence est de +7, ce qui indique une légère amélioration de l'intégrité biologique. Bien que l'efficacité épuratoire du BRP au site CR soit très bonne, il a été constaté que les débits sortants de l'ouvrage sont généralement faibles, ce qui pourrait limiter les effets de l'ouvrage sur le cours d'eau. Pour les quatre autres bassins de rétention échantillonnés (bassins secs), l'intégrité biologique demeure stable pour un des ouvrages (S287), diminue de 5 et 14 pour deux des ouvrages (S022 et S205) et augmente de 37 pour un des ouvrages (S399). L'ouvrage S399 reçoit aussi un débit d'infiltration qui rejoint le cours d'eau en temps sec, comme dans le cas du BSC, ce qui pourrait contribuer à cette grande amélioration de l'IDEC en aval. Un changement de classe de C à B se produit de l'amont à l'aval pour cet ouvrage. Les apports en temps sec sont illustrés à la Figure 4.31.



Figure 4.31 : Exutoire de l'ouvrage S399 en temps sec (débit d'infiltration)

Pour les milieux récepteurs recevant les eaux pluviales qui n'ont pas transité par un bassin de rétention, l'intégrité biologique demeure constante pour quatre de ceux-ci. Toutefois, l'*IDEC* a diminué en aval pour sept des milieux récepteurs sans bassin de rétention avec un $\Delta IDEC$ variant de -6 à -16. En aucun cas l'intégrité biologique n'était meilleure à l'aval sans bassin de rétention, contrairement aux trois milieux récepteurs avec bassin de rétention. Par contre, la dégradation du milieu n'est pas assez élevée pour causer un changement de classe, sauf pour le BV40, où un changement de la classe B à C est observé.

En remplaçant les différences non significatives par zéro, la médiane du $\Delta IDEC$ a été calculée pour les exutoires avec et sans bassin de rétention. Pour les milieux récepteurs des exutoires avec bassin de rétention, la médiane du $\Delta IDEC$ est de 0 (n=7). Pour les milieux récepteurs des exutoires sans bassin de rétention, la médiane du $\Delta IDEC$ est de -8 (n=11). Donc, l'effet des eaux pluviales urbaines sur les biofilms algaux est moins marqué lorsqu'il y a présence de bassins de rétention que lorsque les eaux pluviales se déversent directement dans le milieu naturel. En effet, le déversement sans bassin de rétention réduit l'intégrité biologique des milieux récepteurs tandis que l'intégrité biologique demeure stable avec bassin de rétention. Les résultats montrent que la présence de bassins de rétention permet de capter certains polluants (tels que les MES et le PT) et ainsi de limiter les effets négatifs sur l'intégrité biologique des milieux récepteurs.

Les analyses de la présente étude sont préliminaires car la taille des groupes d'échantillonnage n'est pas suffisamment grande afin de réaliser des tests statistiques tels que le test t non apparié de Student ou Welsh. Bien que ceci soit abordé dans la section 5, il sera nécessaire d'élargir la base de données dans les années à venir pour les deux groupes. L'écart-type du $\Delta IDEC$ est plus élevé avec bassin de rétention (écart-type égal à 18) que sans bassin de rétention (écart-type égal à 6), ce qui pourrait être le résultat de la grande variabilité de l'efficacité épuratoire des bassins de rétention. De plus, des valeurs extrêmes semblent présentes dans le groupe avec bassin de rétention (p.ex. bassin S399). Ces deux éléments indiquent qu'il sera fort probablement nécessaire d'obtenir un plus grand nombre d'échantillons pour le groupe avec bassin de rétention que celui sans bassin de rétention afin de respecter les conditions des tests statistiques (p.ex. la normalité ou l'homogénéité des variances).

Les conclusions de la présente étude sont comparées à celles de Maxted et Shaver (1998). La distinction entre cette étude et la nôtre est la définition de l'état de référence. Maxted et Shaver (1998) ont considéré que l'état de référence correspondait aux caractéristiques des trois sites non urbanisés. L'état de référence pour la présente étude est le milieu récepteur en amont de l'exutoire, ce qui permet d'évaluer localement l'effet des eaux pluviales sur les milieux concernés. En observant les valeurs brutes de l'IDEC présentées à la Figure 4.29, les bassins de rétention ne permettent pas un retour à l'état pré-urbanisation (IDEC > 70), ce qui concorde avec les conclusions de Maxted et Shaver (1998). Par contre, la présente étude a démontré que les bassins de rétention permettent de maintenir le niveau d'intégrité des milieux récepteurs, à l'opposé des exutoires sans bassin de rétention, qui accentuent la dégradation des milieux (en se basant sur la médiane du $\Delta IDEC$).

Les conclusions de la présente étude sont semblables à celles de Marsalek *et al.* (2002), qui ont trouvé qu'un bassin de rétention permettait de maintenir les mêmes conditions écologiques en amont et en aval de l'ouvrage. Contrairement à Maxted et Shaver (1998), Marsalek *et al.* (2002) ont aussi effectué un suivi physico-chimique pour évaluer l'efficacité épuratoire de l'ouvrage étudié. Ils ont noté que le bassin de rétention était sous-dimensionné, assez âgé et conçu uniquement pour le contrôle quantitatif des eaux pluviales ; son efficacité épuratoire était donc limitée. Il est possible qu'avec un bassin plus performant, une légère amélioration de l'intégrité biologique entre l'amont et l'aval aurait pu être obtenue dans leur étude. En effet, étant donné que la performance des ouvrages de contrôle des eaux pluviales en fin de réseau est très variable, leurs effets sur les milieux récepteurs le sont aussi.

5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le comportement hydraulique et l'efficacité épuratoire de trois différents types d'ouvrages de contrôle des eaux pluviales en fin de réseau ont été comparés à la suite d'un suivi quantitatif et qualitatif : un bassin sec (BS), un bassin sec avec canal d'écoulement central (BSC) et un bassin à retenue permanente (BRP). Les données hydrologiques ont été collectées avec plusieurs instruments tels que des pluviomètres, sondes de pression, débitmètre et déversoir. Ceci a permis de caler et de valider un modèle des bassins de drainage des deux bassins secs (BS et BSC) avec le logiciel PCSWMM afin de simuler les débits à partir d'une série de pluie de 10 ans fournie par la Ville de Québec. Les données qualitatives ont été récoltées par échantillonnage composite des eaux pluviales afin d'établir l'efficacité épuratoire des ouvrages. Les volets quantitatif et qualitatif ont ensuite permis de calculer les charges saisonnières pour les deux bassins secs.

Les taux d'enlèvement expérimentaux des MES sont de 14%, 69% et 87% respectivement pour les BS, BSC et BRP, tandis que les taux d'enlèvement des MES évalués par modélisation pour le BS et BSC sont de 30% et 74%. Les taux d'enlèvement expérimentaux du phosphore total sont de 0%, 62% et 87% respectivement pour le BS, BSC et BRP, tandis que les taux d'enlèvement du phosphore total évalués par modélisation pour le BS et BSC sont de 18% et 47%. Lorsqu'on considère l'incertitude, l'efficacité épuratoire du BSC et du BRP est équivalente. Par contre, la performance du BS est significativement inférieure à celle des deux autres ouvrages.

La concentration de phosphore total dans les eaux de ruissellement provenant des quartiers résidentiels est élevée. Il a été démontré que malgré un taux d'enlèvement élevé pour ce polluant par le BSC, les concentrations à l'effluent dépassent le critère de qualité visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières. Il est donc nécessaire d'appliquer des mesures de réduction et de contrôle à la source pour régler la problématique du phosphore provenant des milieux résidentiels.

Selon ses différentes formes, les taux d'enlèvement de l'azote étaient variables. La retenue permanente dans le BRP favorise l'enlèvement de l'azote ammoniacal, des nitrites/nitrates et de l'azote total. Pour le BS du site VB, une végétation dense est présente, mais les taux d'enlèvement sont relativement faibles. L'enlèvement de l'azote dans les ouvrages de ce type est généralement favorisé par un temps de rétention prolongé, ce qui semble être l'élément manquant dans ce cas.

Les ouvrages de rétention ont tendance à accumuler les sels de voirie. En effet, une augmentation de concentration de 28%, 64% et 244% a été observée pour les chlorures et une augmentation de 59%, 57% et 155% a été observée pour le sodium au BS, BSC et BRP respectivement. L'augmentation est plus importante pour le BRP, ce qui est inquiétant considérant que l'ouvrage a été construit en 2018. Il serait recommandé de vérifier les concentrations de chlorures (ou la conductivité) à l'effluent de cet ouvrage au cours des prochaines années afin de suivre son évolution dans le temps. Il serait aussi intéressant d'évaluer le profil stratigraphique des ouvrages à retenue permanente à travers la province de Québec afin de déterminer si une stratification densimétrique est présente, tel que constaté par Marsalek (2003) en Ontario.

En ce qui concerne l'enlèvement des métaux dissous, bien qu'ils étaient peu présents dans les eaux de ruissellement, la performance des ouvrages semblait varier en fonction du type de métal. Généralement, les taux d'enlèvement du BSC et du BRP sont supérieurs à ceux du BS (pour Al, Cu, Fe, Mn). Pour les hydrocarbures, très peu de données ont été utilisées pour le calcul des taux d'enlèvement étant donné qu'ils étaient peu présents dans le ruissellement entrant dans les ouvrages.

En fonction des pluies échantillonnées, il a été démontré que le BSC avait des taux d'enlèvement semblables au BRP. En effet, la présence d'un canal central à retenue permanente permet d'obtenir une efficacité épuratoire élevée pour les pluies avec de courtes périodes de retour (c.-à-d., volumes relativement faibles). Des trois ouvrages étudiés, l'efficacité épuratoire du BS était la plus faible, ce qui pourrait être dû à son ratio longueur/largeur, à sa configuration entrée/sortie, à sa profondeur (particulièrement important pour la remise en suspension) et à son faible volume de rétention. Il existe quelques solutions pour augmenter la performance des ouvrages avec une faible efficacité épuratoire. L'ajout de chicanes à l'intérieur d'un bassin permet d'augmenter le temps de rétention de l'eau en diminuant la dispersion, en augmentant le ratio longueur/largeur même lorsque l'espace est limité, en empêchant le court-circuitage et en réduisant les effets du vent. Des chicanes bien placées peuvent augmenter le ratio longueur/largeur par un facteur de 3 à 4 selon Persson *et al.* (1999). German *et al.* (2005) ont indiqué qu'une réduction de 25% de la charge annuelle de MES aux milieux récepteurs était possible par l'ajout de chicanes dans un bassin de rétention. De plus, lorsque l'espace est limité, l'ajout d'une île face à l'entrée lors de la construction (qui représente seulement 2% du volume du bassin) augmente l'efficacité hydraulique en empêchant le court-circuitage et en augmentant le volume effectif sans avoir à augmenter le ratio longueur/largeur (Persson, 2000).

Étant donné les coûts élevés et le temps nécessaire pour l'instrumentation et l'échantillonnage des ouvrages de rétention, seulement trois ouvrages ont été étudiés dans le cadre de cette étude. Par contre, les conclusions obtenues en ce qui concerne l'efficacité épuratoire des différents types d'ouvrage concordent avec les connaissances générales du domaine.

Afin d'améliorer la méthodologie, l'utilisation d'un échantillonneur automatique permettrait de prélever les sous-échantillons (de l'échantillon composite) en fonction du débit, ce qui est préférable à l'échantillonnage manuel. Bien que les coûts, l'installation et le fonctionnement d'un échantillonneur automatique doivent être considérés, il peut aussi permettre l'échantillonnage d'un plus grand nombre de pluies (avec le premier flot) lorsque la main-d'œuvre est limitée ou que les ouvrages se trouvent hors de la ville de résidence des chercheurs, ce qui était un aspect limitatif lors de l'étude. Pour les mesures de débit, la présence des orifices de contrôle à la sortie des ouvrages a facilité la prise de données, tandis qu'il a été plus difficile d'obtenir des mesures fiables à l'entrée des ouvrages. Par exemple, l'utilisation d'un déversoir à l'entrée d'un bassin de rétention est limitée, car la capacité maximale peut souvent être atteinte selon la superficie du bassin versant drainé. D'un autre côté, l'utilisation d'un débitmètre à sonde ultrasonique est limitée lorsque les débits sont faibles. L'utilisation combinée de ces instruments est recommandée lorsque possible.

Les recherches futures devraient se concentrer sur des bassins de rétention drainant une portion d'une autoroute ou d'un boulevard. Ainsi, les concentrations de métaux et d'hydrocarbures seraient probablement plus élevées à l'entrée des ouvrages, ce qui permettrait de mieux définir le taux d'enlèvement de ces polluants. À noter que la majorité des échantillons de cette étude ont été pris lors de la saison estivale 2020, en temps de pandémie. Avec le télétravail et la fermeture de certains commerces, la circulation automobile était réduite. Donc, la caractérisation des eaux de ruissellement des secteurs résidentiels et commerciaux pourrait présenter des valeurs plus faibles que la normale pour les polluants associés à la circulation automobile et à l'utilisation des stationnements commerciaux.

L'échantillonnage des diatomées a été réalisé pour 18 milieux récepteurs, soit sept milieux recevant les eaux pluviales d'ouvrages de rétention et 11 milieux recevant les eaux pluviales directement du réseau (sans ouvrage de contrôle). Le déversement des eaux pluviales sans bassin de rétention réduit l'intégrité biologique des milieux récepteurs en aval de l'exutoire tandis que l'intégrité biologique demeure stable lorsque les eaux pluviales transitent par des bassins de rétention. À noter qu'une base de données de cette taille ne devrait pas être utilisée pour tirer des conclusions définitives concernant la capacité des bassins de rétention à réduire les effets de

l'urbanisation sur l'intégrité biologique des milieux récepteurs. Cette étude a caractérisé seulement sept sites avec bassin de rétention. Étant donné la grande variabilité de la performance des ouvrages de rétention, il serait recommandé d'élargir la base de données en plus d'effectuer un échantillonnage des diatomées sur les mêmes sites pendant plusieurs années afin d'observer les variations interannuelles. Finalement, il y a un manque d'études comparables, ce qui suggère un besoin important d'approfondir la recherche dans ce domaine.

6 BIBLIOGRAPHIE

- Addison H (1946) *Hydraulic measurements: a manual for engineers*. Chapman & Hall Ltd, London, 2 ed.
- Aryal R, Vigneswaran S, Kandasamy J & Naidu R (2010) Urban stormwater quality and treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering* 27(5):1343-1359.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD & Stribling JB (1999) *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (EPA 841-B-99-002)*. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., 2 ed.
- Beasley G & Kneale P (2002) Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography* 26(2):236-270.
- Boissonneault Y (2005) *Caractérisation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière du Loup (Mauricie): l'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) pour cibler les milieux perturbés prioritaires*. Organisme du bassin versant de la rivière du Loup (OBVRL), Québec. 33 p.
- Booth DB & Jackson CR (1997) Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association* 33(5):1077-1090.
- Brodeur-Doucet C (2018) *Évaluation de la performance de pratiques de gestion optimales installées en série: le cas du marché public de Longueuil*. Maîtrise (Université Laval, Québec). 141 p.
- Brun S & Band L (2000) Simulating runoff behavior in an urbanizing watershed. *Computers, Environment and Urban Systems* 24(1):5-22.
- Campeau S, Lavoie I & Grenier M (2013) *Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC. Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (version 3)*. Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières. 25 p.
- Carpenter JF, Vallet B, Pelletier G, Lessard P & Vanrolleghem PA (2014) Pollutant removal efficiency of a retrofitted stormwater detention pond. *Water Quality Research Journal of Canada* 49(2):124-134.
- CEAEQ (2008) *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyse environnementales. Cahier 7: méthodes de mesure du débit en conduit ouvert*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Gouvernement du Québec, Québec. 248 p.
- CEAEQ (2012) *Modes de conservation pour l'échantillonnage des eaux de surface (DR-09-10)*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Gouvernement du Québec, Québec. 7 p.
- CHI (2019) *PCSWMM professional 2019*. Computational Hydraulics Int., Guelph, Ontario.
- Chithra S, Nair MH, Amarnath A & Anjana N (2015) Impacts of impervious surfaces on the environment. *International Journal of Engineering Science Invention* 4(5):27-31.
- Clary J, Jones J, Leisenring M, Hobson P & Strecker E (2020) *International Stormwater BMP Database: 2020 summary statistiques*. Préparé par Wright Water Engineers et Geosyntec Consultants pour The Water Research Research Foundation, Virginia. 102 p.

- Collins KA, Lawrence TJ, Stander EK, Jontos RJ, Kaushal SS, Newcomer TA, Grimm NB & Ekberg MLC (2010) Opportunities and challenges for managing nitrogen in urban stormwater: a review and synthesis. *Ecological Engineering* 36(11):1507-1519.
- Denby BR, Ketzler M, Ellermann T, Stojiljkovic A, Kupiainen K, Niemi J, Norman M, Johansson C, Gustafsson M & Blomqvist G (2016) Road salt emissions: a comparison of measurements and modelling using the NORTRIP road dust emission model. *Atmospheric Environment* 141:508-522.
- Dessau (2016) *Plan tel que relevé: bassin des rétention des Ardennes (N°: V3R-6000-13-052A)*. Préparé pour la Ville de Trois-Rivières, Québec.
- Dixit SS, Smol JP, Kingston JC & Charles DF (1992) Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environmental Science & Technology* 26(1):22-33.
- Ellis JB (1996) Sediment yield and BMP control strategies in urban catchments. *International Association of Hydrological Sciences (Series of Proceedings and Reports)* 236:555-564.
- Environment Canada & Health Canada (2001) *Priority substances list assessment report: road salts*. Government of Canada, Ottawa. 170 p.
- EPA (1988) *National recommended water quality criteria- aquatic life criteria table*. U.S Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, D.C. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table> (Consulté le 2021-02-25)
- EPA (1992) *National pollution discharge elimination system: stormwater sampling guidance document*. U.S Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. 123 p.
- EPA (2020) *Storm Water Management Model SWMM (version 5.1.015)*. U.S Environmental Protection Agency (en collaboration avec CDM, Inc.), Centre for Environmental Solutions and Emergency Response, Ohio.
- Forman RT & Deblinger RD (2000) The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14(1):36-46.
- Fraley-McNeal L, Schueler T & Winer R (2007) *National Pollutant Removal Performance Database- version 3*. Center for Watershed Protection, Maryland. 10 p.
- German J, Jansons K, Svensson G, Karlsson D & Gustafsson L-G (2005) Modelling of different measures for improving removal in a stormwater pond. *Water Science and Technology* 52(5):105-112.
- Göbel P, Dierkes C & Coldewey W (2007) Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91(1-2):26-42.
- Gold AC, Thompson SP & Piehler MF (2019) Nitrogen cycling processes within stormwater control measures: a review and call for research. *Water Research* 149:578-587.
- Grenier M, Campeau S, Lavoie I, Park YS & Lek S (2006) Diatom reference communities in Quebec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(9):2087-2106.
- Gromaire-Mertz M, Garnaud S, Gonzalez A & Chebbo G (1999) Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology* 39(2):1-8.

- Gupta HV, Kling H, Yilmaz KK & Martinez GF (2009) Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 377(1-2):80-91.
- Harmel R, Cooper R, Slade R, Haney R & Arnold J (2006) Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 49(3):689-701.
- Hébert S (1995) *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Charles, 1979-1995 (rapport no QE-101)*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec, Québec. 41 p.
- J.F. Sabourin et Associés (2008) *20 year performance evaluation of grass swale and perforated pipe drainage systems*. Infrastructure Management Division, City of Ottawa, Canada. 13 p.
- Jacobson CR (2011) Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: a review. *Journal of Environmental Management* 92(6):1438-1448.
- Kadlec RH & Wallace S (2008) *Treatment wetlands*. CRC press, Boca Raton, Florida, 2 éd.
- Karr JR (1991) Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1(1):66-84.
- Koch BJ, Febria CM, Gevrey M, Wainger LA & Palmer MA (2014) Nitrogen removal by stormwater management structures: a data synthesis. *Journal of the American Water Resources Association* 50(6):1594-1607.
- Laflamme D (1995) *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Maurice, 1979 à 1992 (rapport no QE-99)*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec, Québec. 87 p.
- Lau S-L & Stenstrom MK (2005) Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Research* 39(17):4083-4092.
- Lavoie I & Campeau S (2016) Assemblage diversity, cell density and within-slide variability: implications for quality assurance/quality control and uncertainty assessment in diatom-based monitoring. *Ecological Indicators* 69:415-421.
- Lavoie I, Campeau S, Darchambeau F, Cabana G & Dillon PJ (2008a) Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality? *Freshwater Biology* 53(4):827-841.
- Lavoie I, Campeau S, Grenier M & Dillon PJ (2006) A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(8):1793-1811.
- Lavoie I, Campeau S, Zugic-Drakulic N, Winter JG & Fortin C (2014) Using diatoms to monitor stream biological integrity in Eastern Canada: an overview of 10 years of index development and ongoing challenges. *Science of the Total Environment* 475:187-200.
- Lavoie I, Hamilton P, Campeau S, Grenier M & Dillon P (2008b) *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*. Presses de l'Université du Québec, Québec. 252 p.
- Mailhot A & Talbot G (2011) *Courbe Intensité Durée Fréquence de précipitation*. Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE), Québec. <http://www.agrometeo.org/atlas/idf/true> (Consulté le 2021-01-05)

- Marsalek J (2003) Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology* 48(9):61-70.
- Marsalek J, Rochfort Q, Grapentine L & Brownlee B (2002) Assessment of stormwater impacts on an urban stream with a detention pond. *Water Science and Technology* 45(3):255-263.
- Maxted JR & Shaver E (1998) The use of detention basins to mitigate stormwater impacts to aquatic life (EPA/625/R-99/002). *National Conference on Retrofit Opportunities for Water Resource Protection in Urban Environments*. (Chicago, IL, 9 au 12 février) U.S Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, p 6-15.
- McCuen RH, Knight Z & Cutter AG (2006) Evaluation of the Nash–Sutcliffe efficiency index. *Journal of Hydrologic Engineering* 11(6):597-602.
- MDDEFP & MAMROT (2011) *Guide de gestion des eaux pluviales*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs et Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, Gouvernement du Québec, Québec. 386 p.
- MELCC (2020) *Données climatiques*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Gouvernement du Québec, Québec. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/donnees/OQcarte.asp> (Consulté le 2020-12-15)
- MELCC (2021) *Critères de qualité de l'eau de surface*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Gouvernement du Québec, Québec. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp (Consulté le 2021-02-25)
- Morina A, Morina F, Djikanović V, Spasić S, Krpo-Ćetković J, Kostić B & Lenhardt M (2016) Common barbel (*Barbus barbus*) as a bioindicator of surface river sediment pollution with Cu and Zn in three rivers of the Danube River Basin in Serbia. *Environmental Science and Pollution Research* 23(7):6723-6734.
- MTQ (2021) *Gestion environnementale des sels de voirie*. Ministère des transports, Gouvernement du Québec, Québec. <https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/gestion-environnementale-sels-voirie/Pages/saviez-vous.aspx> (Consulté le 2021-05-01)
- Müller A, Österlund H, Marsalek J & Viklander M (2020) The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources. *Science of the Total Environment* 709:136125.
- Munson BR, Rothmayer AP, Okiishi TH & Huebsch WW (2013) *Fundamentals of Fluid Mechanics*. Wiley, New Jersey, 7 éd.
- Nash JE & Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models part I—a discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3):282-290.
- Newall P & Walsh CJ (2005) Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. *Hydrobiologia* 532(1-3):53.
- Organisation météorologique mondiale (2010) *Guide des instruments et des méthodes d'observation météorologiques*. OMM-N°8, Genève, Suisse.
- Papa F, Adams BJ & Guo Y (1999) Detention time selection for stormwater quality control ponds. *Canadian Journal of Civil Engineering* 26(1):72-82.
- Persson J (2000) The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water* 2(3):243-250.

- Persson J, Somes N & Wong T (1999) Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology* 40(3):291-300.
- Persson J & Wittgren HB (2003) How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering* 21(4-5):259-269.
- Pitt R, Maestre A & Morquecho R (2004) *The National Stormwater Quality Database (NSQD, version 1.1)*. Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Alabama. <http://unix.eng.ua.edu/~rpitt/Research/ms4/Paper/MS4%20Feb%2016%202004%20paper.pdf> (Consulté le 2021-04-01)
- Potapova MG & Charles DF (2002) Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography* 29(2):167-187.
- R Core Team (2019) *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reckhow KH, M. N. Beaulac MN & Simpson JT (1980) *Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients (EPA/440/5-80-011)*. US Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Roche (2011) *Suivi de la qualité de l'eau (2005-2010) de la rivière du Cap Rouge*. Québec, QC, N/Réf. : 621717100. 73 pages + 7 annexes. https://cbrcr.org/wp-content/uploads/2016/06/Rapport_Riviere_Cap_Rouge_Suivi-Regulier_2005-2010.pdf (Consulté le 2021-02-27)
- Rossi L, Rumley L, Ort C, Minkinen P, Barry DA & Chèvre N (2011) Sampling helper a web-based tool to assess the reliability of sampling strategies in sewers and receiving waters. *Water Science and Technology* 63(12):2975-2982.
- Rossman LA (2015) *Storm water management model user's manual, version 5.1 (EPA/600/R-14/413b)*. US Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Washington, D.C. 352 p.
- Sartor JD & Boyd GB (1972) *Water pollution aspects of street surface contaminants (EPA-R2-72-08)*. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Monitoring, Washington, D.C. 236 p.
- Sauer VB & Meyer R (1992) *Determination of error in individual discharge measurements*. US Geological Survey, Open File Report 92-144, Washington, D.C.
- Schroer WF, Benitez-Nelson CR, Smith EM & Ziolkowski LA (2018) Drivers of sediment accumulation and nutrient burial in coastal stormwater detention ponds, South Carolina, USA. *Ecosystems* 21(6):1118-1138.
- Schueler T (1994) The importance of imperviousness. *Watershed Protection Techniques* 1(3):100-111.
- Schueler TR (1987) *Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMPs*. Department of Environmental Programs, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, D.C. 175 p.
- Selbig WR (2016) Evaluation of leaf removal as a means to reduce nutrient concentrations and loads in urban stormwater. *Science of the Total Environment* 571:124-133.
- Shammaa Y, Zhu D, Gyürek L & Labatiuk C (2002) Effectiveness of dry ponds for stormwater total suspended solids removal. *Canadian Journal of Civil Engineering* 29(2):316-324.

- Shaver E, Horner R, Skupien J, May C & Ridley G (2007) *Fundamentals of urban runoff management*. North American Lake Management Society, Madison, Wisconsin. 327 p.
- Simpson T & Weammert S (2009) *Developing best management practice definitions and effectiveness estimates for nitrogen, phosphorus and sediment in the Chesapeake Bay watershed*. University of Maryland Mid-Atlantic Water Program, College Park, MD. 822 p.
- Strecker E, Quigley M, Urbonas B & Jones J (2004) *Stormwater management: state of the art in comprehensive approaches to stormwater*. The Water Report (Envirotech Publications), Issue 6. 28 p.
- Suvarapu LN & Baek S-O (2017) Determination of heavy metals in the ambient atmosphere: a review. *Toxicology and Industrial Health* 33(1):79-96.
- SWAMP (2005) *Synthesis of monitoring studies conducted under the SWAMP program*. Stormwater Assessment Monitoring and Performance Program, Toronto and Region Conservation Authority, Ontario. 101 p.
- Taguchi VJ, Olsen TA, Natarajan P, Janke BD, Gulliver JS, Finlay JC & Stefan HG (2020) Internal loading in stormwater ponds as a phosphorus source to downstream waters. *Limnology and Oceanography Letters* 5(4):322-330.
- Thackston EL, Shields Jr FD & Schroeder PR (1987) Residence time distributions of shallow basins. *Journal of Environmental Engineering* 113(6):1319-1332.
- Toronto (2006) *Wet weather flow management guidelines*. Toronto Water Infrastructure Management, City of Toronto, Ontario. 110 p.
- Tsihrintzis VA & Hamid R (1997) Modeling and management of urban stormwater runoff quality: a review. *Water Resources Management* 11(2):136-164.
- Verstraeten G & Poesen J (2001) Variability of dry sediment bulk density between and within retention ponds and its impact on the calculation of sediment yields. *Earth Surface Processes and Landforms* 26(4):375-394.
- Walker DJ (1998) Modelling residence time in stormwater ponds. *Ecological Engineering* 10(3):247-262.
- Walker Jr W (1987) Phosphorus removal by urban runoff detention basins. *Lake and Reservoir Management* 3(1):314-326.
- Winter JG & Duthie HC (2000a) Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society* 19(1):32-49.
- Winter JG & Duthie HC (2000b) Export coefficient modeling to assess phosphorus loading in an urban watershed. *Journal of the American Water Resources Association* 36(5):1053-1061.
- Wong TH & Somes N (1995) A stochastic approach to designing wetlands for stormwater pollution control. *Water Science and Technology* 32(1):145-151.
- WSP (2018) *Plan finaux: réfection de la rue Blaise-Pascale et de la rue Mendel (N°: P0R170540)*. Préparé pour la Ville de Québec, Québec.
- Xanthopoulos C & Augustin A (1992) Input and characterization of sediments in urban sewer systems. *Water Science and Technology* 25(8):21-28.
- Yang G, Bowling LC, Cherkauer KA, Pijanowski BC & Niyogi D (2010) Hydroclimatic response of watersheds to urban intensity: an observational and modeling-based analysis for the White River Basin, Indiana. *Journal of Hydrometeorology* 11(1):122-138.

- Zehetner F, Rosenfellner U, Mentler A & Gerzabek MH (2009) Distribution of road salt residues, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons across a highway-forest interface. *Water, Air, and Soil Pollution* 198(1):125-132.
- Zhou Q, Zhang J, Fu J, Shi J & Jiang G (2008) Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta* 606(2):135-150.

7 ANNEXE

Annexe I : Caractéristiques des sous-bassins versants et des réseaux pluviaux dans PCSWMM

Tableau 7.1 : Subcatchments et subareas dans PCSWMM pour le site TR

[SUBCATCHMENTS]							
Name	Raingage	Outlet	Total Area	% Imperv	Width	% Slope	Curb Length
BV-10	pluie_2019_2020	N-10	0.452	20	136.884	1	0
BV-15	pluie_2019_2020	N-15	0.669	20	139.992	1	0
BV-16	pluie_2019_2020	N-16	0.663	20	194	1	0
BV-33A	pluie_2019_2020	N-33A	0.865	15	91.615	1	0
BV-33B	pluie_2019_2020	N-33B	0.717	15	158.458	1	0
BV-35	pluie_2019_2020	N-35	0.776	15	218.177	1	0
BV-36	pluie_2019_2020	N-38	0.383	15	157.446	1	0
BV-37A	pluie_2019_2020	N-37A	0.507	15	131.591	1	0
BV-37B	pluie_2019_2020	N-37B	0.993	15	70	1	0
BV-38	pluie_2019_2020	N-38	0.813	15	170	1	0
BV-4	pluie_2019_2020	N-4	0.742	15	68.893	1	0
BV-40	pluie_2019_2020	N-40	0.898	15	194	1	0
BV-42	pluie_2019_2020	N-42	0.573	15	177.579	1	0
BV-44	pluie_2019_2020	RP-44EX	0.435	15	49.715	1	0
BV-6	pluie_2019_2020	N-6	0.694	15	109.082	1	0
BV-fut1	pluie_2019_2020	N-36	3.8	0	500	1	0
BV-fut2	pluie_2019_2020	N-26	14.89	0	500	1	0
BV-fut3	pluie_2019_2020	PO-2	11.2	0	500	1	0
CM-130	pluie_2019_2020	MH-356	2.246	35	499.125	1	0
CM-131	pluie_2019_2020	MH-361	0.333	20	44.751	1	0
CM-132	pluie_2019_2020	MH-362	2.536	35	567.945	1	0
CM-133	pluie_2019_2020	MH-358	1.255	20	276.654	1	0
CM-134	pluie_2019_2020	MH-360	1.255	15	272.863	1	0
[SUBAREAS]							
Subcatchment	N-Imperv	N-Perv	S-Imperv	S-Perv	PctZero	RouteTo	PctRouted
BV-10	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-15	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-16	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-33A	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-33B	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-35	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-36	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-37A	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-37B	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-38	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-4	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-40	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-42	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-44	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-6	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-fut1	0.08	0.4	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-fut2	0.08	0.4	0.4	4.7	0	OUTLET	
BV-fut3	0.08	0.4	0.4	4.7	0	OUTLET	
CM-130	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
CM-131	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
CM-132	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
CM-133	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	
CM-134	0.08	0.2	0.4	4.7	0	OUTLET	

Tableau 7.2 : Junctions et conduits dans PCSWMM pour le site TR

[JUNCTIONS]								
Name	Invert Elev.	Max. Depth	Init. Depth	Surcharge Depth	Ponded Area			
MH-340	65.7	4.5	0	0	0			
MH-341	56.5	4.5	0	0	0			
MH-342	54.75	4.5	0	0	0			
MH-356	71.01	3.74	0	0	0			
MH-357	70.15	4.7	0	0	0			
MH-358	69.8	1.94	0	0	0			
MH-359	69.76	2.52	0	0	0			
MH-360	67.35	2.75	0	0	0			
MH-361	74.7	2.45	0	0	0			
MH-362	73.83	3.12	0	0	0			
MH-363	70.43	3.11	0	0	0			
MH-364	71.26	3.79	0	0	0			
N-10	72.87	3.43	0	0	0			
N-15	72.399	4.711	0	0	0			
N-16	72.1	3.96	0	0	0			
N-26	67	4.5	0	0	0			
N-27	65	3.4	0	0	0			
N-31	64.65	3.15	0	0	0			
N-33A	65.6	2.4	0	0	0			
N-33B	64.38	3.42	0	0	0			
N-35	63	4	0	0	0			
N-36	63.65	2.6	0	0	0			
N-37A	62.915	2.735	0	0	0			
N-37B	63.1	2.4	0	0	0			
N-38	61.998	4.102	0	0	0			
N-4	73.35	2.05	0	0	0			
N-40	60	4.5	0	0	0			
N-42	58.25	4.5	0	0	0			
N-6	73.14	2.43	0	0	0			
OS-2_ControlJunction	71.51	11.614	0	1000	0			
RP-16a	71.61	4.64	0	0	0			
RP-44EX	54.5	3	0	0	0			
RP-5a	73.18	2.42	0	0	0			
[CONDUITS]								
Name	Inlet Node	Outlet Node	Length	Manning N	Inlet offset	Outlet offset	Init. Flow	Max. flow
C-10	N-4	RP-5a	57.085	0.013	0	0	0	0
C-11	RP-5a	N-6	11.927	0.013	0	0	0	0
C-12	N-6	N-10	67.544	0.013	0	0	0	0
C-13	N-10	N-15	73.2	0.013	0	0.041	0	0
C-18	N-15	N-16	74.481	0.013	0	0	0	0
C-19	N-16	RP-16a	50.2	0.013	0	0	0	0
C-31	N-27	N-31	53.206	0.022	0	0.15	0	0
C-32	N-31	N-33B	49.344	0.022	0	0	0	0
C-33	N-33B	N-35	84.783	0.013	0	1	0	0
C-33A	N-33A	N-35	53.037	0.013	0	1.7	0	0
C-34	N-35	N-38	113.509	0.013	0	0.485	0	0
C-42	N-36	N-38	84.259	0.013	0	1.202	0	0
C-43	N-38	N-40	84.608	0.013	0	1.4	0	0
C-44	N-40	N-42	47.946	0.013	0	1.5	0	0
C-49	N-37B	N-37A	34.821	0.013	0	0.075	0	0
C-50	N-37A	N-38	80.396	0.013	0	0.675	0	0
CO-269	RP-44EX	PO-1	40.911	0.013	0	1.12	0	0
CO-270	N-26	MH-340	39.25	0.022	0	1.1	0	0
CO-271	MH-340	N-27	46.63	0.022	0	0.5	0	0
CO-272	N-42	MH-341	48.948	0.013	0	1.5	0	0
CO-274	MH-341	MH-342	47.977	0.013	0	1.5	0	0
CO-275	MH-342	RP-44EX	47.274	0.013	0	0	0	0
CO-309	MH-356	MH-357	237.257	0.013	0	0	0	0
CO-310	MH-357	MH-358	76.752	0.013	0	0	0	0
CO-311	MH-358	MH-359	26.168	0.013	0	0	0	0
CO-312	MH-359	MH-360	94.979	0.013	0	0	0	0
CO-314	MH-361	MH-362	72.46	0.013	0	0	0	0
CO-315	MH-362	MH-363	287.864	0.013	0	0	0	0
CO-316	MH-363	MH-359	55.567	0.013	0	0	0	0
CO-317	MH-364	MH-356	33.765	0.013	0	0	0	0
CO-318	RP-16a	MH-356	47.058	0.013	0	0	0	0
CO-319	MH-360	N-26	153.397	0.013	0	0	0	0
CO-320	OS-2_ControlJunction	MH-364	81.846	0.013	0	0	0	0

Tableau 7.3 : Subcatchments et subareas dans PCSWMM pour le site VB

[SUBCATCHMENTS]							
Name	Raingage	Outlet	Total Area	% Imperv	Width	% Slope	Curb Length
BASSIN	PluieQC_20192020	Bas	0.3075	17	137.6	1	0
CS1	PluieQC_20192020	CS-1	0.6506	17	228.2	1	0
CS2	PluieQC_20192020	CS-2	0.9986	57	254.4	1	0
CS3	PluieQC_20192020	CS-3	0.50476	57	205.4	1	0
CS4	PluieQC_20192020	CS-4	0.2426	57	77.8	1	0
CS5	PluieQC_20192020	CS-5	0.2434	57	78.4	1	0
CS6	PluieQC_20192020	CS-6	1.34816	57	452.6	1	0
CS7	PluieQC_20192020	CS-7	0.1901	57	109	1	0
CS8	PluieQC_20192020	CS-8	0.476	57	269.4	1	0
Existants	PluieQC_20192020	Bas	0.44249	12	60	1	0
P10P9	PluieQC_20192020	P10-S1	0.04	70	80	1	0
P10P9D	PluieQC_20192020	P10-S1	0.3795	25	80	1	0
P10P9G	PluieQC_20192020	P10-S	0.15218	17	80	1	0
P1Bas	PluieQC_20192020	BASSIN	0.08505	12	35	1	0
P2P1D	PluieQC_20192020	P2-S1	0.0876	15	64	1	0
P2P1G	PluieQC_20192020	P2-S	0.2521	25	64	1	0
P3P2D	PluieQC_20192020	P3-S1	0.1566	17	101.3	1	0
P3P2G	PluieQC_20192020	P3-S	0.3101	20	101.3	1	0
P4P3D	PluieQC_20192020	P4-S1	0.1579	27	100.7	1	0
P4P3G	PluieQC_20192020	P4-S	0.1413	25	100.7	1	0
P5P4D	PluieQC_20192020	P5-S1	0.1855	25	104.9	1	0
P5P4G	PluieQC_20192020	P5-S	0.1581	25	104.9	1	0
P6P5D	PluieQC_20192020	P6-S1	0.098	20	69	1	0
P6P5G	PluieQC_20192020	P6-S	0.1152	20	69	1	0
P7P6D	PluieQC_20192020	P7-S1	0.05201	20	34.2	1	0
P7P6G	PluieQC_20192020	P7-S	0.03886	35	34.2	1	0
P8P7	PluieQC_20192020	P8-S1	0.04499	70	90	1	0
P8P7D	PluieQC_20192020	P8-S1	0.35472	20	85	1	0
P8P7G	PluieQC_20192020	P8-S	0.12167	25	90	1	0
P9P8	PluieQC_20192020	P9-S1	0.0589	70	116.6	1	0
P9P8D	PluieQC_20192020	P9-S1	0.6392	25	116.6	1	0
P9P8G	PluieQC_20192020	P9-S	0.16755	25	116.6	1	0
PE1P1D	PluieQC_20192020	PE1-S1	0.17109	30	122.5	1	0
PE1P1G	PluieQC_20192020	PE1-S	0.3312	17	122.5	1	0
PE2P7	PluieQC_20192020	P7-S1	0.08109	45	90	1	0
PE3P10	PluieQC_20192020	P10-S1	0.0372	70	77	1	0
PE3P10D	PluieQC_20192020	P10-S1	0.176	30	77	1	0
PE3P10G	PluieQC_20192020	P10-S	0.1868	15	77	1	0
[SUBAREAS]							
Subcatchment	N-Imperv	N-Perv	S-Imperv	S-Perv	PctZero	RouteTo	PctRouted
BASSIN	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
CS1	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
CS2	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
CS3	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
CS4	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
CS5	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
CS6	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
CS7	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
CS8	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
Existants	0.1	0.25	1	4.5	0	PERVIOUS	100
P10P9	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P10P9D	0.1	0.25	1	4.5	0	PERVIOUS	100
P10P9G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P1Bas	0.1	0.25	1	4.5	0	PERVIOUS	100
P2P1D	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P2P1G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P3P2D	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P3P2G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P4P3D	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P4P3G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P5P4D	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P5P4G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P6P5D	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P6P5G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P7P6D	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P7P6G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P8P7	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P8P7D	0.1	0.25	1	4.5	0	PERVIOUS	100
P8P7G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P9P8	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
P9P8D	0.1	0.25	1	4.5	0	PERVIOUS	100
P9P8G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
PE1P1D	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
PE1P1G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
PE2P7	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
PE3P10	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	
PE3P10D	0.1	0.25	1	4.5	0	PERVIOUS	100
PE3P10G	0.1	0.25	1	4.5	0	OUTLET	

Tableau 7.4 : Junctions et conduits dans PCSWMM pour le site VB

[JUNCTIONS]								
Name	Invert Elev.	Max. Depth	Init. Depth	Surcharge Depth	Ponded Area			
P1	131.84	4.054	0	0.45	0			
P10	149.81	3.752	0	0.35	0			
P10-S	153.412	0.3	0	0	0			
P10-S1	153.412	0.3	0	0	0			
P11	130.92	2.28	0	0	0			
P13-S	138.86	0.3	0	0	0			
P13-S1	138.86	0.3	0	0	0			
P19-S	148.688	0.3	0	0	0			
P19-S1	148.688	0.3	0	0	0			
P2	132.65	4.493	0	0.45	0			
P20-S	147.75	0.307	0	0	0			
P20-S1	147.757	0.3	0	0	0			
P2-S	136.991	0.3	0	0	0			
P2-S1	136.991	0.3	0	0	0			
P3	135.665	3.686	0	0.35	0			
P3-S	139.147	0.3	0	0	0			
P3-S1	139.147	0.3	0	0	0			
P4	139.32	3.709	0	0.35	0			
P4-S	142.873	0.3	0	0	0			
P4-S1	142.873	0.3	0	0	0			
P5	141.35	4.372	0	0.35	0			
P5-S	145.572	0.3	0	0	0			
P5-S1	145.572	0.3	0	0	0			
P6	142.13	4.996	0	0.35	0			
P6-S	146.976	0.3	0	0	0			
P6-S1	146.976	0.3	0	0	0			
P7	143.44	4.467	0	0.45	0			
P7-S	147.638	0.3	0	0	0			
P7-S1	147.64	0.3	0	0	0			
P8	145.36	3.382	0	0.45	0			
P9	146.49	4.172	0	0.35	0			
P9-S	150.512	0.3	0	0	0			
P9-S1	150.512	0.3	0	0	0			
PE1-S	139.32	0.3	0	0	0			
PE1-S1	139.32	0.3	0	0	0			
[CONDUITS]								
Name	Inlet Node	Outlet Node	Length	Manning N	Inlet offset	Outlet offset	Init. Flow	Max. flow
C1	P10	P9	118.95	0.013	149.81	146.64	0	0
C10	P1	Bas	48.5	0.013	131.84	131.6	0	0
C11	P20-S1	P7-S1	15.38	0.014	147.907	147.7	0	0
C12	P11	Exutoire	5.5	0.013	130.92	130.89	0	0
C13	CS-1	P10	10	0.013	149.91	149.81	0	33
C14	CS-2	P10	10	0.013	149.91	149.81	0	50
C15	CS-6	P5	10	0.013	141.96	141.86	0	67
C16	CS-3	P5	10	0.013	141.96	141.86	0	25
C17	CS-4	P4	10	0.013	139.63	139.53	0	12
C18	CS-5	P4	10	0.013	139.63	139.53	0	12
C19	CS-7	P4	10	0.013	139.63	139.53	0	10
C1-S	P10-S	P9-S	109	0.014	153.412	150.512	0	0
C1-S1	P10-S1	P9-S1	109.09	0.014	153.412	150.512	0	0
C2	P9	P8	101.4	0.013	146.49	145.64	0	0
C20	CS-8	P3	10	0.013	135.99	135.89	0	24
C21	PE1-S	P1-S1	112.83	0.014	139.32	135.689	0	0
C22	PE1-S1	P1-S	120.13	0.014	139.32	135.689	0	0
C23	P13-S1	P12-S1	20	0.014	138.86	138.72	0	0
C24	P13-S	P12-S	20	0.014	138.86	138.72	0	0
C25	P13-S	P2-S	58.03	0.014	138.86	136.991	0	0
C26	P13-S1	P2-S1	51	0.014	138.86	136.991	0	0
C27	P19-S1	P8-S1	20	0.014	148.688	148.551	0	0
C28	P19-S	P8-S	20	0.014	148.688	148.551	0	0
C29	P20-S	P7-S	4.86	0.014	147.75	147.638	0	0
C2-S	P9-S	P8-S	111.25	0.014	150.512	148.551	0	0
C2-S1	P9-S1	P8-S1	111.79	0.014	150.512	148.551	0	0
C3	P8	P7	73.43	0.013	145.36	144.99	0	0
C31	P8-S1	P8-S	8.16	0.014	148.601	148.6	0	0
C33	P1-S1	P1-S	9.17	0.014	135.739	135.738	0	0
C35	P19-S	P20-S	30	0.014	148.688	147.75	0	0
C4	P7	P6	35.2	0.013	143.44	142.16	0	0
C4-S1	P7-S1	P6-S1	28.4	0.014	147.64	146.976	0	0
C5	P6	P5	72	0.013	142.13	141.38	0	0
C5-S	P6-S	P5-S	67	0.014	146.976	145.572	0	0
C5-S1	P6-S1	P5-S1	72.9	0.014	146.976	145.572	0	0
C6	P5	P4	96.7	0.013	141.35	139.35	0	0
C6-S	P5-S	P4-S	115	0.014	145.572	142.873	0	0
C6-S1	P5-S1	P4-S1	115	0.014	145.572	142.873	0	0
C7	P4	P3	118.7	0.013	139.32	135.7	0	0
C7-S	P4-S	P3-S	98.67	0.014	142.873	139.147	0	0
C7-S1	P4-S1	P3-S1	100	0.014	142.873	139.147	0	0
C8	P3	P2	100.8	0.013	135.665	132.875	0	0
C8-S	P3-S	P12-S	23.43	0.014	139.147	138.72	0	0
C8-S1	P3-S1	P12-S1	23.96	0.014	139.147	138.72	0	0
C9	P2	P1	62.1	0.013	132.65	132.255	0	0
C9-S	P2-S	P1-S	71	0.014	136.991	135.689	0	0
C9-S1	P2-S1	P1-S1	64.34	0.014	136.991	135.689	0	0

Annexe II : Caractérisation des pluies de modélisation et d'échantillonnage

Tableau 7.5 : Caractérisation des pluies modélisées et échantillonnées pour les sites TR, VB et CR

Site	Date	Temps antérieur sec (h)	Hauteur de pluie totale (mm)	Durée (h)	Intensité moyenne (mm/h)	Intensité maximum sur 5 min (mm/h)	Classification (selon Brodeur- Doucet, 2018)	Calage	Validation	Qualité
TR	2019-08-12	32	9	8,6	1,0	5	Pluie modérée		x	
	2019-08-19	34	6	0,3	19,8	43	Petite pluie	x		
	2019-08-21	44	8	7,4	1,1	31	Petite pluie		x	
	2019-08-28	166	13	11,6	1,1	12	Grosse pluie (longue durée)	x		x
	2019-08-30	31	4	1,1	3,8	14	Petite pluie		x	
	2019-09-02	66	13	8,6	1,5	7	Grosse pluie (longue durée)	x		
	2019-09-04	39	30	11,3	2,7	36	Grosse pluie (longue durée)	x		
	2019-09-23	211	11	5,2	2,1	14	Grosse pluie (orage)	x		
	2019-10-07	73	3	5,0	0,7	2	Petite pluie			x
	2020-06-11	260	6	6,7	0,9	12	Petite pluie		x	
	2020-06-24	8	4	1,4	3,2	12	Petite pluie			x
	2020-06-29	119	6	2,8	2,1	12	Petite pluie		x	
	2020-07-26	72	6	1,5	4,2	14	Petite pluie			x
	2020-08-02	141	29	23,2	1,2	41	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-08-11	48	17	1,6	11,0	70	Grosse pluie (orage)			x
	2020-08-17	137	5	1,4	3,4	26	Petite pluie			x
	2020-09-02	9	9	1,5	5,8	46	Petite pluie			x
	2020-09-13	89	17	4,6	3,7	12	Grosse pluie (orage)			x
	2020-10-07	108	25	13,0	1,9	22	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-10-19	71	22	20,5	1,1	10	Grosse pluie (longue durée)			x
VB	2019-08-08	106	24	20,6	1,2	26	Grosse pluie (longue durée)			x
	2019-08-30	27	6	2,7	2,1	10	Petite pluie			x
	2020-05-30	41	8	2,2	3,8	14	Petite pluie			x
	2020-06-11	105	13	5,1	2,5	19	Grosse pluie (orage)			x
	2020-06-24	286	42	5,2	8,0	110	Grosse pluie (orage)			x
	2020-07-11	78	68	11,6	5,9	77	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-07-17	82	25	6,7	3,8	43	Grosse pluie (orage)			x
	2020-07-26	75	35	14,0	2,5	41	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-08-02	46	15	28,9	0,5	12	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-08-04	19	58	23,1	2,5	19	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-08-17	136	7	1,0	7,3	24	Petite pluie		x	x
	2020-08-18	15	17	11,6	1,5	26	Grosse pluie (longue durée)		x	x
	2020-08-25 AM	105	2	0,7	2,7	7,2	Petite pluie	x		
	2020-08-25 PM	6	5	0,1	52,3	43	Petite pluie	x		
	2020-08-29	94	40	22,3	1,8	29	Grosse pluie (longue durée)	x		
	2020-09-02	47	12	3,2	3,9	38	Grosse pluie (orage)		x	
	2020-09-05	62	10	1,2	8,0	53	Petite pluie	x		
	2020-09-09	21	15	25,9	0,6	14	Grosse pluie (longue durée)	x		
	2020-09-29	17	21	9,5	2,2	38	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-09-30	6	15	7,4	2,0	17	Grosse pluie (orage)			x
CR	2020-06-11	95	9	4,5	2,1	17	Petite pluie			x
	2020-06-24	304	27	5,0	5,3	70	Grosse pluie (orage)			x
	2020-07-08	207	38	1,0	39,1	132	Grosse pluie (orage)			x
	2020-07-11	79	27	19,3	1,4	22	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-07-17	120	21	3,2	6,6	19	Grosse pluie (orage)			x
	2020-07-26	57	21	12,5	1,7	50	Grosse pluie (longue durée)			x
	2020-08-05	19	49	18,6	2,7	14	Grosse pluie (longue durée)			x
2020-09-30	14	50	46,3	1,1	36	Grosse pluie (longue durée)			x	

Annexe III : Relation débit total (IN) et partiel (IN3) au site TR

La Figure 7.1 présente la relation empirique entre le débit total entrant dans le bassin de rétention au site TR et le débit partiel mesuré par le déversoir. Cinq événements pluvieux avaient simultanément des données du débitmètre et du déversoir.

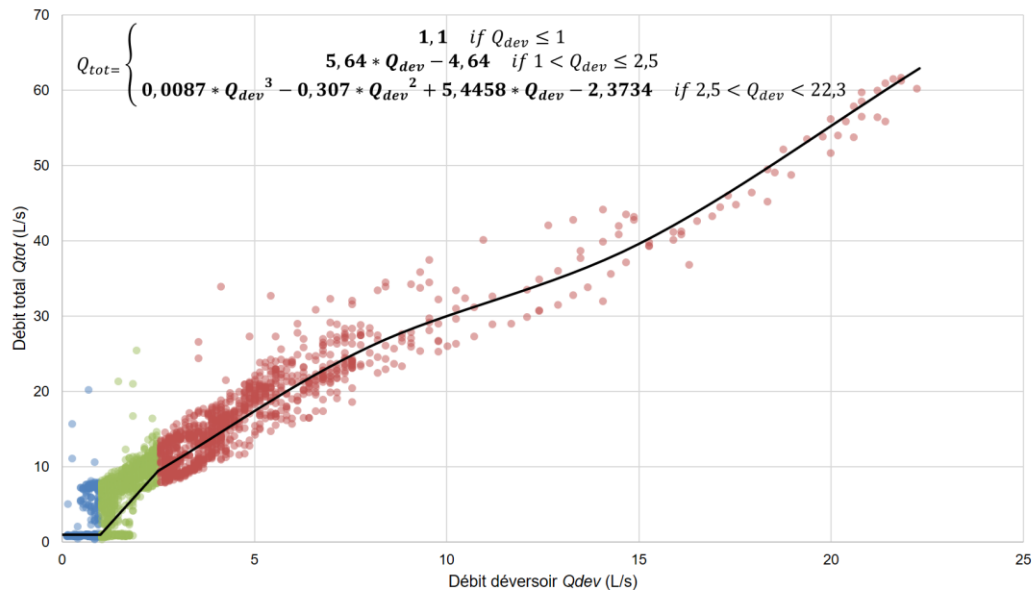


Figure 7.1 : Relation entre le débit transitant par le déversoir et le débit total au site TR

Annexe IV : Données physico-chimiques

Tableau 7.6 : Résultats de MES, phosphore et azote au BS

	Paramètre	MeS (mg/L)	Phosphore (mg P/L)			Azote (mg N/L)						
		MeS	TP	P _{diss}	P _{diss} /PT	NH ₃ -N	NTK ¹	N _{org} ²	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NO ₂ +NO ₃	NT
	LD	2	0,02	0,01	-	0,01	-	-	0,02	-	0,04	0,05
Temps de pluie												
2019-08-08*	IN	15	0,06	0,02	37%	0,46	0,40	Err.2	0,02	-	0,19	0,59
	OUT	13	0,05	0,02	29%	0,21	0,26	0,05	0,02	-	0,13	0,39
2019-08-30	IN	9	0,08	-	-	0,10	0,27	0,17	-	-	0,15	0,42
	OUT	9	0,07	-	-	0,07	0,32	0,26	-	-	0,15	0,47
2020-05-30	IN	180	-	-	-	0,62	1,69	1,07	-	-	0,41	2,10
	OUT	32	-	-	-	0,56	-	-	-	-	<0,04	1,03
2020-06-11	IN	280	0,32	0,03	10%	0,26	0,65	0,39	<0,02	-	0,11	0,76
	OUT	86	0,13	0,03	24%	0,26	0,76	0,50	<0,02	-	0,13	0,89
2020-06-24	IN	260	1,42	0,04	3%	0,38	1,08	0,70	0,03	-	0,30	1,38
	OUT	420	0,94	0,03	3%	0,29	0,90	0,61	0,03	-	0,45	1,35
2020-07-11	IN	73	0,24	0,04	18%	0,09	1,37	1,28	0,02	-	0,45	1,82
	OUT	53	0,18	0,04	22%	0,04	0,40	0,36	-	-	0,30	0,70
2020-07-17	IN	160	0,40	0,02	6%	0,12	0,73	0,61	<0,02	-	0,20	0,93
	OUT	130	0,39	0,02	5%	0,08	0,51	0,43	-	-	0,25	0,76
2020-07-26	IN	16	0,07	0,01	21%	0,07	0,22	0,15	<0,02	-	0,35	0,57
	OUT	23	0,09	0,02	17%	0,05	0,15	0,10	<0,02	-	0,27	0,42
2020-08-02	IN	10	0,04	0,02	-	0,10	0,50	0,40	0,03	-	0,53	1,03
	OUT	11	0,05	0,02	37%	0,10	0,71	0,61	0,03	-	0,77	1,48
2020-08-04	IN	47	0,14	-	-	0,17	0,31	0,14	-	-	0,38	0,69
	OUT	48	0,13	-	-	0,12	0,29	0,17	-	-	0,25	0,54
2020-08-17	IN	58	0,14	0,02	13%	0,13	0,65	0,52	<0,02	-	0,24	0,89
	OUT	23	0,10	0,02	20%	0,10	0,64	0,54	<0,02	-	0,45	1,09
2020-08-18*	IN	11	0,05	-	-	0,06	0,27	0,21	-	-	0,31	0,58
	OUT	11	0,05	-	-	0,05	0,28	0,23	-	-	0,27	0,55
2020-09-29	IN	70	0,21	0,01	7%	0,19	0,35	0,16	<0,02	-	0,23	0,58
	OUT	60	0,18	0,02	10%	0,16	0,35	0,19	-	-	0,26	0,61
2020-09-30*	IN	130	0,32	-	-	0,07	0,19	0,12	-	-	0,15	0,34
	OUT	81	0,26	-	-	0,06	0,20	0,15	-	-	0,16	0,36
Temps sec												
2019-10-15	IN	2	<0,02	0,01	-	0,43	0,34	Err.2	<0,02	-	1,06	1,40
	OUT	<2	<0,02	0,01	-	0,18	0,41	0,23	<0,02	-	0,79	1,20
2020-05-26	IN	3	-	-	-	0,34	0,50	0,16	-	-	1,60	2,10
	OUT	2	-	-	-	0,17	0,39	0,22	-	-	1,24	1,63
2020-08-24	IN	2	<0,02	<0,01	-	0,08	0,74	0,66	<0,02	-	1,66	2,40
	OUT	2	<0,02	<0,01	-	0,06	0,77	0,71	<0,02	-	1,43	2,20

¹NTK = NT - (NO₃ + NO₂)

²N_{org} = NTK - NH₃

Err. 2: NTK < NH₃

*First flush manquant

Tableau 7.7 : Résultats de MES, phosphore et azote au BSC

	Paramètre	MeS (mg/L)	Phosphore (mg P/L)			Azote (mg N/L)						
		MeS	PT	P _{diss}	P _{diss} /PT	NH ₃ -N	NTK	N _{org} ¹	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NO ₂ +NO ₃	NT ²
		LD	0,02	0,01	-	0,05	0,8	-	0,1; 0,02	0,05	0,05	-
Temps de pluie												
2019-08-28	IN-1	45	0,21	0,09	42%	0,52	<0,8	-	<0,1	0,70	0,80	-
	IN-2	12	0,09	0,05	55%	0,54	1,1	0,6	<0,1	0,80	0,80	1,9
	OUT	4	0,05	0,06	Err.1	0,08	<0,8	-	<0,1	0,30	0,30	-
2019-10-07*	IN-1	6	0,06	0,03	46%	0,37	3,9	3,5	-	1,00	-	-
	IN-2	8	0,06	0,03	43%	0,17	9,3	9,1	0,1	1,00	1,00	10,3
	OUT	3	0,02	0,01	55%	0,05	8,5	8,5	0,1	1,00	1,10	9,6
2020-06-24	IN-1	91	0,21	0,02	11%	0,2	<0,8	-	<0,02	0,50	0,50	-
	IN-2	64	0,12	0,02	19%	0,27	0,8	0,5	<0,02	0,60	0,60	1,4
	OUT	25	0,07	0,02	24%	0,14	<0,8	-	0,03	0,60	0,60	-
2020-07-26*	IN-1	19	0,10	0,02	24%	0,26	<0,8	-	<0,02	0,40	0,40	-
	IN-2	18	0,08	0,02	30%	0,85	<0,8	Err.2	<0,02	0,40	0,40	-
	OUT	3	0,04	0,02	42%	0,15	<0,8	-	<0,02	0,60	0,60	-
2020-08-02	IN-1	68	0,20	0,05	23%	0,47	1,2	0,7	0,02	0,50	0,60	1,8
	IN-2	49	0,15	0,03	21%	0,16	0,8	0,6	0,03	0,80	0,80	1,6
	OUT	5	0,06	0,01	17%	0,28	<0,8	-	<0,02	0,80	0,80	-
2020-08-11	IN-1	996	1,34	0,03	2%	0,34	2,4	2,1	<0,02	0,40	0,40	2,8
	IN-2	848	1,17	0,03	3%	0,28	2,4	2,1	<0,02	0,37	0,37	2,8
	OUT	284	0,45	0,03	6%	0,27	1,2	0,9	<0,02	0,50	0,50	1,7
2020-08-17*	IN-1	38	<0,02	-	-	0,68	1,1	0,4	<0,02	0,40	0,40	1,5
	IN-2	52	<0,02	-	-	0,31	1,0	0,7	<0,02	0,40	0,40	1,4
	OUT	13	<0,02	-	-	0,13	<0,8	-	<0,02	0,55	0,55	-
2020-09-02	IN-1	1350	1,86	<0,01	-	0,22	1,9	1,7	<0,02	0,23	0,23	2,1
	IN-2	908	1,20	0,01	1%	0,23	3,8	3,6	<0,02	0,35	0,35	4,2
	OUT	220	0,39	0,01	3%	0,13	1,1	1,0	<0,02	0,56	0,56	1,7
2020-09-13	IN-1	271	0,70	0,03	4%	0,2	1,1	0,9	<0,02	0,29	0,29	1,4
	IN-2	181	0,37	0,02	6%	0,16	<0,8	-	0,02	0,54	0,56	-
	OUT	19	0,07	0,01	18%	0,1	<0,8	-	<0,02	0,53	0,53	-
2020-10-07	IN-1	77	0,46	0,02	4%	0,5	1,7	1,2	<0,02	0,35	0,40	2,1
	IN-2	272	0,51	0,02	4%	0,49	2,2	1,7	<0,02	0,39	0,40	2,6
	OUT	84	0,18	0,02	9%	0,43	1,6	1,2	<0,02	0,43	0,40	2,0
2020-10-19	IN-1	32	-	-	-	0,28	0,8	0,5	<0,02	0,57	0,60	1,4
	IN-2	30	-	-	-	0,26	0,9	0,6	<0,02	0,66	0,70	1,6
	OUT	12	-	-	-	0,22	1,4	1,2	<0,02	0,73	0,70	2,1
Temps sec												
2019-07-18	IN-1	7	0,03	0,02	67%	<0,05	<0,8	-	<0,1	0,9	0,9	-
	IN-2	8	<0,02	0,01	-	-	<0,8	-	<0,1	0,8	0,8	-
	OUT	<1	<0,02	0,01	-	<0,05	<0,8	-	<0,1	0,6	0,6	-
2020-09-16	IN-1	3	0,02	0,01	27%	0,13	<0,8	-	<0,02	2,0	2,0	-
	IN-2	5	<0,02	<0,01	-	0,12	0,8	0,7	<0,02	1,8	1,8	2,6
	OUT	<1	<0,02	0,01	-	<0,05	<0,8	-	<0,02	1,2	1,2	-
2020-10-23	IN-1	9	0,83	0,70	84%	0,71	<0,8	-	<0,02	1,7	1,7	-
	IN-2	8	0,46	0,39	84%	0,39	<0,8	-	<0,02	1,8	1,8	-
	OUT	3	<0,02	0,01	-	<0,05	<0,8	-	<0,02	1,8	1,8	-

¹ NT = NTK + (NO₃ + NO₂)

² N_{org} = NTK - NH₃

Err. 1: PT < P_{diss}

Err. 2: NTK < NH₃

*First flush manquant

Tableau 7.8 : Résultats de MES, phosphore et azote au BRP

	Paramètre	MeS (mg/L)	Phosphore (mg P/L)			Azote (mg N/L)						
		MeS	PT	P _{diss}	P _{diss} /PT	NH ₃ -N	NTK ¹	N _{org} ²	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NO ₂ +NO ₃	NT
	LD	2	0,02	0,01	-	0,01	-	-	0,02; 0,06	-	0,03	0,05
Temps de pluie												
2020-06-11	IN	26	0,11	-	-	0,29	0,94	0,65	-	-	0,29	1,23
	OUT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2020-06-24	IN	110	<0,05	0,03	-	0,27	0,80	0,53	0,06	-	0,56	1,36
	OUT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2020-07-08	IN	330	0,29	0,02	6%	0,07	0,50	0,43	0,02	-	0,41	0,91
	OUT	<2	<0,02	0,01	-	0,03	0,30	0,27	< 0,02	-	<0,03	0,33
2020-07-11	IN	110	0,34	0,02	5%	0,48	1,76	1,28	0,04	-	0,44	2,20
	OUT	6,8	0,03	< 0,01	-	0,03	0,39	0,36	< 0,02	-	<0,03	0,42
2020-07-17	IN	13	0,07	0,02	30%	0,04	0,26	0,21	< 0,06	-	0,08	0,33
	OUT	4,6	0,03	< 0,01	-	<0,01	0,30	0,29	< 0,06	-	<0,03	0,33
2020-07-26	IN	22	<0,02	0,01	-	0,09	0,41	0,32	< 0,06	-	0,22	0,63
	OUT	2,9	0,02	< 0,01	-	<0,01	0,33	0,32	< 0,02	-	<0,03	0,36
2020-08-05	IN	14	0,05	0,01	24%	0,08	0,52	0,44	< 0,06	-	0,14	0,66
	OUT	13	0,04	< 0,01	-	0,02	0,19	0,17	< 0,02	-	0,03	0,22
2020-09-30	IN	48	0,19	0,02	8%	0,03	0,29	0,26	< 0,02	-	0,08	0,37
	OUT	6	0,04	0,01	26%	<0,01	0,30	0,29	< 0,02	-	<0,03	0,33

$$^1 NTK = NT - (NO_3 + NO_2)$$

$$^2 N_{org} = NTK - NH_3$$

Tableau 7.9 : Résultats des métaux, anions et hydrocarbures pétroliers au BS

		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg SO ₄ /L)	(mg PO ₄ /L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(µg/L)
		Br	Cl	f	SO ₄	PO ₄	Al	B	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Zn	C ₁₀ C ₅₀
	LD	0,01	0,015	0,02	0,025	0,04	0,0003	0,0005	0,0001	0,01	0,0007	0,0006	0,001	0,0003	0,00006	0,05	0,002	0,01	0,002	0,0002	0,0002	50
2019-08-08	IN	<0,01	10,750	0,03	8,587	0,04	0,0257	0,0072	0,0098	14,77	0,0044	0,0601	0,928	1,0667	0,04960	5,87	< 0,002	2,88	0,728	0,0999	0,0040	103
2019-08-08	OUT	<0,02	13,580	0,04	9,364	<0,04	0,0193	0,0077	0,0126	18,97	0,0008	0,0788	1,260	1,4000	0,07077	6,85	< 0,002	3,05	0,877	0,1227	0,0006	<50
	LD	0,004	0,003	0,002	0,025	0,01	0,001	0,0008	0,0001	0,01	0,0008	0,0003	0,005	0,004	0,00007	0,008	0,002	0,03	0,01	0,0003	0,001	50
2020-06-11	IN	0,004	8,058	0,037	5,783	<0,01	0,075	0,0047	0,0051	11,27	0,0024	0,0516	0,782	0,727	0,02580	5,530	< 0,002	2,00	0,43	0,0726	0,004	<50
2020-06-11	OUT	0,006	15,004	0,058	7,785	<0,01	0,059	0,0082	0,0094	16,07	0,0029	0,1073	1,370	1,127	0,11000	9,240	< 0,002	2,80	0,60	0,1097	0,005	<50
	LD	0,004	0,003	0,002	0,025	0,01	0,001	0,0008	0,0001	0,01	0,0008	0,0003	0,005	0,004	0,00007	0,008	0,002	0,03	0,01	0,0003	0,001	50
2020-06-24	IN	0,011	8,597	0,069	7,675	<0,01	0,102	0,0077	0,0073	13,70	0,0045	0,1017	1,153	0,727	0,04347	6,247	< 0,002	3,06	0,51	0,0919	0,004	<50
2020-06-24	OUT	0,017	33,762	0,091	16,804	<0,01	0,069	0,0114	0,0168	27,07	0,0037	0,0920	2,140	2,007	0,19967	18,200	< 0,002	6,01	1,12	0,1860	0,003	<50
	LD	0,004	0,003	0,002	0,025	0,01	0,001	0,0008	0,0001	0,01	0,0008	0,0003	0,005	0,004	0,00007	0,008	0,002	0,03	0,01	0,0003	0,001	50
2020-07-11	IN	0,084	22,427	-	14,008	0,06	0,058	0,0293	0,0192	25,03	0,0081	0,0853	3,133	1,753	0,09800	12,367	< 0,002	6,04	1,08	0,1840	0,012	50
2020-07-11	OUT	0,027	14,137	0,128	8,536	0,07	0,061	0,0127	0,0116	17,30	0,0037	0,0651	1,693	1,100	0,07557	8,243	< 0,002	3,42	0,74	0,1210	0,012	<50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,03	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-07-17	IN	< 0,01	6,07	0,047	5,69	< 0,03	0,047	0,006	0,0055	10,50	< 0,002	0,049	2,40	0,53	0,0262	3,51	< 0,002	2,20	0,362	0,0716	0,001	<50
2020-07-17	OUT	0,01	10,94	0,050	7,13	< 0,03	0,038	0,006	0,0065	13,53	< 0,002	0,053	1,30	0,84	0,0469	6,31	< 0,002	2,70	0,515	0,0905	0,001	<50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,03	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-07-26	IN	0,01	18,58	0,064	8,79	0,04	0,032	0,009	0,0128	17,75	0,003	0,085	1,00	1,24	0,0532	10,50	< 0,002	3,32	0,902	0,1220	0,005	<50
2020-07-26	OUT	< 0,01	17,09	0,064	7,88	< 0,03	0,029	0,008	0,0130	18,43	0,003	0,110	1,24	1,23	0,0989	9,49	0,002	2,91	0,884	0,1250	0,005	<50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,03	0,002	0,003	0,0003	0,05	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-08-04	IN	0,01	34,35	0,099	16,46	< 0,03	0,035	0,019	0,0232	31,30	0,006	0,150	2,06	2,68	0,1117	19,57	0,002	6,37	1,724	0,2283	0,009	<50
2020-08-04	OUT	0,02	56,27	0,121	22,89	< 0,03	0,027	0,024	0,0357	46,83	0,006	0,260	2,99	4,13	0,3817	31,03	< 0,002	8,81	2,484	0,3227	0,006	<50
	LD	0,02	0,02	0,007	0,02	0,05	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-08-17	IN	< 0,02	8,69	0,055	9,96	0,05	0,032	0,015	0,0104	15,17	0,004	0,071	1,38	1,01	0,0556	6,01	< 0,002	3,91	0,733	0,1073	0,005	50
2020-08-17	OUT	< 0,02	11,81	0,049	7,74	< 0,05	0,032	0,009	0,0098	15,90	0,002	0,086	1,58	1,06	0,0815	6,92	< 0,002	2,98	0,742	0,1093	0,005	<50
	LD	var	0,1	0,02	0,05	var	0,001	0,0004	0,0003	0,02	0,001	0,002	0,04	0,002	0,0002	0,006	0,002	0,03	0,009	0,0001	0,000	50
2020-09-29	IN	0,05	3,2	0,04	4,86	0,05	0,032	0,0045	0,0047	8,78	0,001	0,023	0,51	0,499	0,0268	2,167	< 0,002	1,77	0,382	0,0602	0,003	90
2020-09-29	OUT	<0,1	7,8	0,06	5,70	<0,1	0,030	0,0054	0,0079	12,23	0,001	0,032	1,28	0,765	0,0501	4,313	< 0,002	2,10	0,542	0,0843	0,004	67

Tableau 7.10 : Résultats des métaux, anions et hydrocarbures pétroliers au BSC

		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg SO4/L)	(mg PO4/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(µg/L)
		Br	Cl	f	SO4	PO4	Al	B	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Zn	C10C50
	LD	0,006	0,01	0,008	0,01	0,02	0,002	0,001	0,00004	0,01	0,001	0,001	0,001	0,003	0,0001	0,007	0,001	0,02	0,003	0,0008	0,0002	50
2019-08-28	IN1	0,072	16,02	0,142	34,65	<0,02	0,050	0,044	0,02580	41,50	0,013	0,172	6,220	4,170	0,1740	13,067	0,004	13,13	3,600	0,2057	0,0081	<50
2019-08-28	IN2	0,174	14,12	0,090	33,40	<0,02	0,029	0,058	0,02683	45,27	0,005	0,127	3,833	5,800	0,1377	10,850	0,002	11,60	4,877	0,2290	0,0046	<50
2019-08-28	OUT	0,209	13,45	0,099	33,73	<0,02	0,020	0,062	0,02343	34,20	0,001	0,114	3,090	5,507	0,0377	10,950	<0,001	10,87	4,277	0,1967	0,0093	55
	LD	0,006	0,04	0,008	0,03	0,02	0,002	0,001	0,00004	0,07	0,001	0,001	0,001	0,003	0,0001	0,007	0,001	0,02	0,003	0,0008	0,0002	50
2019-10-07	IN1	0,007	138,95	0,142	40,46	<0,02	0,041	0,032	0,02557	89,23	0,003	0,094	2,660	3,233	0,1001	34,267	0,001	13,23	3,447	0,1900	0,0093	57
2019-10-07	IN2	0,011	70,18	0,080	29,07	<0,02	0,031	0,070	0,02720	54,03	0,004	0,103	4,320	3,677	0,1137	25,433	0,002	9,79	3,423	0,1760	0,0118	<50
2019-10-07	OUT	0,012	90,09	0,093	29,64	<0,02	0,026	0,095	0,03163	48,87	0,004	0,063	4,840	4,730	0,0263	47,600	0,001	9,88	3,807	0,2183	0,0064	<50
	LD	0,01	0,00	0,002	0,03	0,01	0,001	0,001	0,0001	0,01	0,001	0,001	0,01	0,004	0,0001	0,008	0,002	0,03	0,01	0,0003	0,001	50
2020-06-24	IN1	0,02	7,46	0,072	15,65	<0,01	0,059	0,015	0,0132	20,47	0,003	0,217	1,69	2,090	0,1100	5,460	0,002	5,87	1,97	0,0962	0,002	<50
2020-06-24	IN2	0,01	11,81	0,068	18,93	<0,01	0,052	0,016	0,0179	25,23	0,005	0,277	4,33	2,873	0,1390	5,723	<0,002	6,93	2,66	0,1233	0,004	<50
2020-06-24	OUT	0,01	10,93	0,064	16,37	<0,01	0,048	0,013	0,0175	24,60	0,001	0,149	4,75	2,477	0,0718	5,777	<0,002	5,86	2,15	0,1190	0,002	<50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,03	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-07-26	IN1	< 0,01	3,03	0,060	6,73	< 0,03	0,038	0,009	0,0104	16,25	< 0,002	0,182	1,28	1,12	0,1040	2,26	< 0,002	2,65	0,996	0,0711	0,007	<50
2020-07-26	IN2	< 0,01	3,30	0,064	7,13	< 0,03	0,037	0,008	0,0110	17,10	< 0,002	0,183	1,29	1,20	0,1067	2,49	< 0,002	2,80	1,058	0,0757	0,004	<50
2020-07-26	OUT	< 0,01	8,19	0,071	14,64	< 0,03	0,029	0,013	0,0190	27,67	< 0,002	0,185	1,84	2,59	0,0902	5,81	< 0,002	5,25	1,998	0,1297	0,004	<50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,03	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-08-02	IN1	0,01	14,73	0,127	23,75	< 0,03	0,043	0,023	0,0217	34,00	0,007	0,252	2,82	3,22	0,1340	10,70	0,007	9,52	2,787	0,1637	0,006	<50
2020-08-02	IN2	0,01	14,89	0,104	30,46	< 0,03	0,036	0,022	0,0276	41,47	0,004	0,286	2,89	4,65	0,1687	10,93	0,005	10,47	3,704	0,2010	0,004	<50
2020-08-02	OUT	0,02	15,26	0,089	34,71	< 0,03	0,022	0,021	0,0300	42,37	< 0,002	0,216	2,78	5,99	0,0549	11,87	0,002	11,20	4,244	0,2320	0,003	<50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,03	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-08-11	IN1	< 0,01	5,43	0,048	14,22	< 0,03	0,121	0,008	0,0085	16,67	< 0,002	0,086	1,87	1,14	0,0285	3,01	< 0,002	5,07	0,813	0,0716	0,001	<50
2020-08-11	IN2	< 0,01	4,89	0,064	12,34	< 0,03	0,125	0,007	0,0079	15,30	< 0,002	0,080	1,60	1,01	0,0242	2,74	< 0,002	4,36	0,722	0,0670	0,001	<50
2020-08-11	OUT	< 0,01	6,39	0,068	16,88	< 0,03	0,091	0,010	0,0130	21,20	< 0,002	0,110	2,05	1,68	0,0508	4,31	< 0,002	5,91	1,130	0,0944	0,001	<50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,03	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-09-02	IN1	< 0,01	7,86	0,048	12,46	< 0,03	0,123	0,010	0,0103	13,60	< 0,002	0,105	6,29	1,04	0,0421	2,43	< 0,002	5,11	1,213	0,0577	0,001	87
2020-09-02	IN2	< 0,01	3,94	0,061	25,11	< 0,03	0,102	0,012	0,0131	21,17	< 0,002	0,121	2,10	2,13	0,1207	3,39	< 0,002	10,00	2,333	0,0974	0,001	75
2020-09-02	OUT	< 0,01	7,76	0,073	38,27	< 0,03	0,050	0,016	0,0249	33,40	< 0,002	0,084	3,04	3,79	0,1170	6,59	< 0,002	14,57	3,587	0,1707	0,001	50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,03	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-09-13	IN1	< 0,01	3,98	0,072	15,31	0,04	0,091	0,015	0,0115	18,10	0,002	0,065	1,95	1,55	0,0716	3,16	< 0,002	5,66	1,110	0,0843	0,002	103
2020-09-13	IN2	< 0,01	6,46	0,082	35,26	0,05	0,077	0,020	0,0244	31,90	< 0,002	0,057	2,77	3,96	0,1767	5,35	< 0,002	12,17	2,640	0,1660	0,001	90
2020-09-13	OUT	< 0,01	7,42	0,069	35,88	< 0,03	0,054	0,016	0,0239	32,57	< 0,002	0,031	2,57	4,12	0,0617	6,24	< 0,002	12,80	2,664	0,1750	0,002	<50
	LD	0,01	0,01	0,004	0,01	0,02	0,001	0,0004	0,0003	0,02	0,001	0,002	0,04	0,01	0,0002	0,01	0,002	0,03	0,009	0,0001	0,0004	50
2020-10-07	IN1	0,03	5,44	0,078	7,69	0,05	0,095	0,0142	0,0095	14,07	0,001	0,044	2,73	1,01	0,0237	2,52	< 0,002	3,09	0,850	0,0626	0,0009	530
2020-10-07	IN2	0,02	5,42	0,096	9,89	0,05	0,088	0,0155	0,0097	15,83	0,001	0,038	1,06	1,30	0,0301	3,63	< 0,002	3,95	1,088	0,0723	0,0008	600
2020-10-07	OUT	0,03	29,94	0,087	11,71	0,04	0,070	0,1080	0,0149	19,47	0,001	0,048	3,47	1,70	0,0501	15,87	< 0,002	4,49	1,365	0,0998	0,0010	123

Tableau 7.11 : Résultats des métaux, anions et hydrocarbures pétroliers au BRP

		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg SO4/L)	(mg PO4/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(µg/L)
		Br	Cl	f	SO4	PO4	Al	B	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Zn	C10C50
	LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80
2020-06-11	IN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<80
2020-06-11	OUT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	LD	0,004	0,003	0,002	0,03	0,01	0,001	0,001	0,0001	0,01	0,001	0,0003	0,01	0,004	0,0001	0,01	0,002	0,03	0,01	0,0003	0,001	50
2020-06-24	IN	0,034	52,394	0,119	25,53	< 0,01	0,035	0,019	0,0914	20,87	0,003	0,2487	6,00	3,297	0,0610	27,23	<0,002	9,18	0,95	0,1973	0,001	<50
2020-06-24	OUT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	LD	0,004	0,003	0,002	0,03	0,01	0,001	0,001	0,0001	0,01	0,001	0,0003	0,01	0,004	0,0001	0,01	0,002	0,03	0,01	0,0003	0,0008	50
2020-07-07	IN	0,004	14,307	0,119	64,39	< 0,01	0,039	0,018	0,0605	31,10	0,002	0,0105	5,66	2,920	0,0501	8,90	<0,002	21,10	0,52	0,2743	<0,0008	<50
2020-07-07	OUT	0,020	153,072	0,142	53,95	< 0,01	0,028	0,076	0,0935	22,60	0,001	0,0092	2,65	11,400	0,0012	93,97	<0,002	17,80	0,39	0,5123	0,0023	<50
	LD	0,004	0,03	0,002	0,03	0,01	0,001	0,001	0,0001	0,05	0,001	0,0003	0,01	0,004	0,0001	0,01	0,002	0,03	0,01	0,0003	0,001	50
2020-07-11	IN	0,028	238,94	0,204	49,81	< 0,01	0,047	0,068	0,4193	79,80	0,004	0,2503	4,92	18,433	0,8497	119,00	<0,002	17,33	6,55	0,9627	0,004	<50
2020-07-11	OUT	0,020	138,05	0,145	51,48	< 0,01	0,033	0,069	0,0872	22,40	0,001	0,0086	2,64	10,100	0,0017	84,30	<0,002	17,07	0,47	0,4693	0,007	<50
	LD	0,1	0,1	0,04	0,1	0,3	0,002	0,003	0,0003	0,01	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-07-17	IN	< 0,1	20,8	0,34	11,0	< 0,3	0,029	0,010	0,0375	13,80	0,002	0,184	3,43	1,86	0,0450	13,57	< 0,002	3,45	0,660	0,1097	0,005	<50
2020-07-17	OUT	< 0,1	138,4	0,37	51,1	< 0,3	0,021	0,072	0,0937	23,60	< 0,002	0,016	4,63	10,28	0,0011	85,00	< 0,002	16,90	0,558	0,4830	0,003	<50
	LD	0,1	0,1	0,04	0,1	var	0,002	0,003	0,0003	0,05	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-07-26	IN	< 0,1	114,7	0,39	29,6	< 0,3	0,029	0,041	0,2237	49,67	0,003	0,215	8,26	9,29	0,3360	70,60	< 0,002	9,32	3,837	0,4837	0,004	<50
2020-07-26	OUT	0,0	138,1	0,14	49,5	< 0,05	0,018	0,075	0,0966	22,63	< 0,002	0,012	2,70	10,58	0,0021	86,97	< 0,002	15,77	0,586	0,4800	0,005	<50
	LD	0,1	0,1	0,04	0,1	var	0,002	0,003	0,0003	0,05	0,002	0,002	0,03	0,01	0,0002	0,02	0,002	0,03	0,004	0,0002	0,001	50
2020-08-05	IN	< 0,1	47,3	0,39	104,7	< 0,3	0,029	0,063	0,1557	71,73	0,002	0,058	3,84	11,45	0,1603	33,93	< 0,002	34,47	2,637	0,7727	0,005	<50
2020-08-05	OUT	0,0	79,8	0,11	56,2	< 0,03	0,026	0,066	0,0966	33,23	< 0,002	0,048	2,75	9,18	0,0263	56,83	0,003	19,73	1,054	0,4847	0,003	<50
	LD	0,1	0,1	0,02	0,05	var	0,001	0,001	0,0003	0,02	0,001	0,002	0,04	0,002	0,0002	0,01	0,002	0,03	0,009	0,0001	0,0004	50
2020-09-30	IN	0,1	18,5	0,09	50,04	< 0,1	0,040	0,028	0,0586	29,53	0,001	0,065	4,38	4,629	0,0374	17,67	< 0,002	18,10	0,908	0,3187	0,0018	<50
2020-09-30	OUT	0,1	96,1	0,10	64,87	< 0,04	0,019	0,078	0,1717	42,00	0,000	0,025	4,69	11,489	0,0146	60,67	< 0,002	22,63	0,810	0,5963	0,0048	<50

Tableau 7.12 : pH, conductivité et température au BS

Pluie					Temps sec				
		pH	Cond (uS/cm)	Temp (°C)			pH	Cond (uS/cm)	Temp (°C)
2019-08-08	IN	-	203	-	2019-09-17	AMONT	7,6	511	11
	OUT	-	170	-		AVAL	7,8	516	11
2019-08-30	IN	7,4	267	17	2019-10-15	AMONT	7,62	607	9
	OUT	7,4	215	16		AVAL	7,75	612	9
2020-05-30	IN	7,6	284	14	2020-05-26	AMONT	7,84	718	15
	OUT	7,6	197	14		AVAL	7,87	654	15
2020-06-11	IN	8,2	114	16	2020-06-23	AMONT	7,62	1551	21
	OUT	8,0	154	16		AVAL	7,78	1302	20
2020-06-24	IN	-	98	-	2020-07-09	AMONT	7,12	632	18
	OUT	-	131	-		AVAL	7,03	910	19
2020-07-11	IN	7,3	224	22	2020-07-23	AMONT	7,91	610	22
	OUT	7,7	152	23		AVAL	7,8	613	22
2020-07-17	IN	7,7	90	18	2020-08-24	AMONT	7,74	546	14
	OUT	7,7	121	18		AVAL	7,7	533	14
2020-08-04	IN	7,3	209	20	2020-08-26	AMONT	7,82	517	15
	OUT	7,0	219	20		AVAL	7,8	519	15
2020-09-30	IN	7,0	71	15					
	OUT	6,7	105	15					

Tableau 7.13 : pH, conductivité et température au BSC

	Pluie				Temps sec				
		pH	Cond (uS/cm)	Temp (°C)			pH	Cond (uS/cm)	Temp (°C)
2019-08-28	IN1	-	349	-	2019-08-14	AMONT	7,8	132	16
	IN2	-	346	-		AVAL	8,0	261	18
	OUT	-	292	-	2019-09-19	AMONT	7,7	136	12
2019-10-07	IN1	7,9	730	13		AVAL	7,4	425	12
	IN2	7,8	477	13	2019-09-30	AMONT	7,7	123	10
	OUT	8,0	570	13		AVAL	8,1	270	12
2020-06-24	IN1	7,8	177	21	2020-06-01	AMONT	7,7	130	10
	IN2	7,6	222	20		AVAL	7,8	223	12
	OUT	7,4	216	20	2020-07-16	AMONT	7,1	342	21
2020-07-26	IN1	7,6	115	20		AVAL	7,6	411	23
	IN2	7,6	196	20	2020-08-11	AMONT	7,6	280	22
	OUT	7,5	204	20		AVAL	8,0	255	23
2020-08-02	IN1	7,7	267	23	2020-09-08	AMONT	7,1	128	15
	IN2	7,7	314	21		AVAL	7,4	215	16
	OUT	8,0	332	21	2020-09-16	AMONT	7,2	123	13
2020-08-11	IN1	8,4	139	23		AVAL	7,1	234	13
	IN2	8,5	116	23	2020-10-23	AMONT	7,9	119	9
	OUT	8,2	156	23		AVAL	7,6	245	10
2020-08-17	IN1	7,4	117	17					
	IN2	7,6	160	19					
	OUT	7,6	133	22					
2020-09-02	IN1	8,3	139	18					
	IN2	8,2	182	17					
	OUT	7,9	283	17					
2020-09-13	IN1	7,4	142	16					
	IN2	7,5	248	16					
	OUT	7,6	267	15					
2020-10-07	IN1	7,6	125	13					
	IN2	8,0	139	12					
	OUT	7,6	248	12					
2020-10-19	IN1	6,7	200	11					
	IN2	7,1	205	11					
	OUT	6,6	240	11					

Tableau 7.14 : pH, conductivité et température au BRP

		Pluie			Temps sec				
		pH	Cond(uS/cm)	Temp (°C)			pH	Cond(uS/cm)	Temp (°C)
2020-06-11	IN	7,5	650	20	2020-07-13	AMONT	7,7	1301	20
	OUT	-	-	-		AVAL	7,7	1316	21
2020-06-24	IN	7,4	337	22	2020-08-26	AMONT	7,9	1351	16
	OUT	-	-	-		AVAL	7,8	1327	17
2020-07-07	IN	7,2	270	-					
	OUT	9,7	753	-					
2020-07-11	IN	7,4	1223	23					
	OUT	9,6	687	25					
2020-07-17	IN	7,0	172	19					
	OUT	9,6	701	22					
2020-07-26	IN	7,4	727	22					
	OUT	9,6	696	24					
2020-08-05	IN	8,1	636	20					
	OUT	8,8	566	21					
2020-09-30	IN	7,0	316	15					
	OUT	7,8	668	16					

Annexe V : Taux d'enlèvement des MES en fonction de divers facteurs

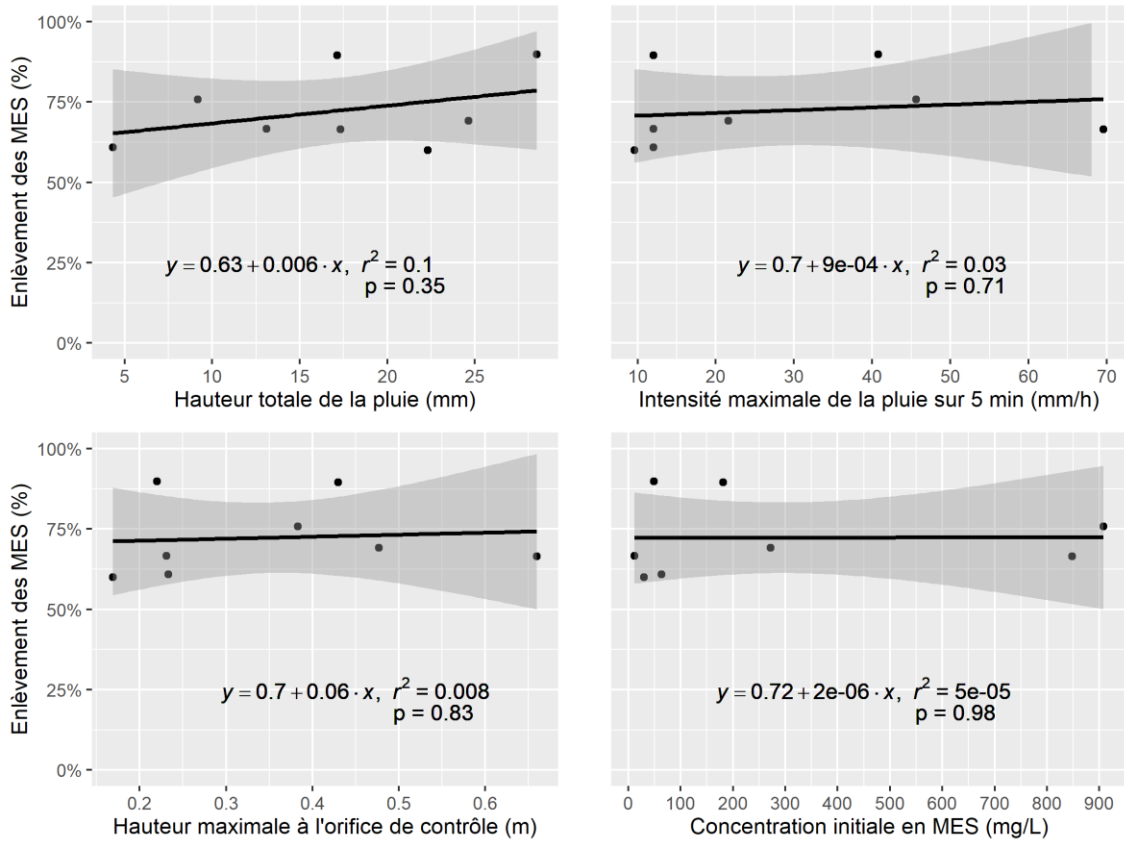


Figure 7.2 : Relation entre les différentes variables et le taux d'enlèvement des MES au BSC

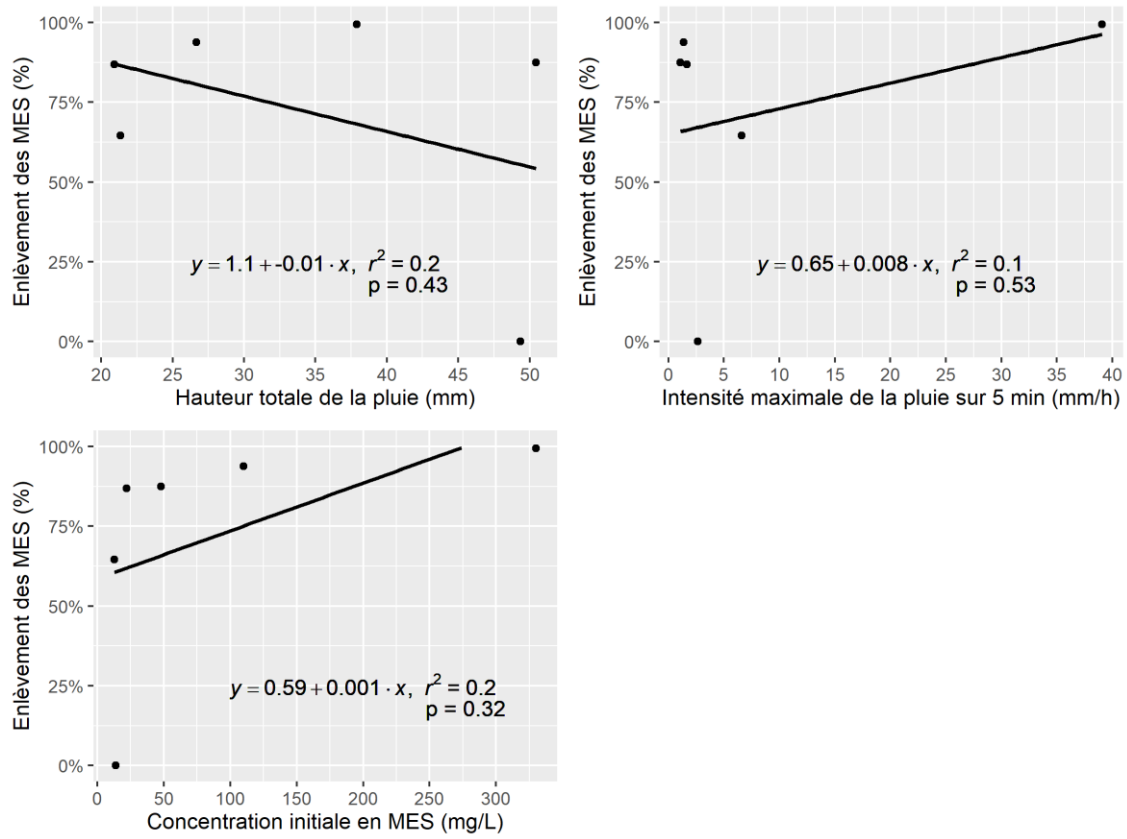


Figure 7.3 : Relation entre les différentes variables et le taux d'enlèvement des MES au BRP

Annexe VI : Hydrogrammes de calage et de validation dans PCSWMM

Les Figure 7.4 à Figure 7.10 présentent les hydrogrammes des événements de calage et de validation au BS. La conduite C10 est la conduite d'entrée de l'eau dans le bassin de rétention.

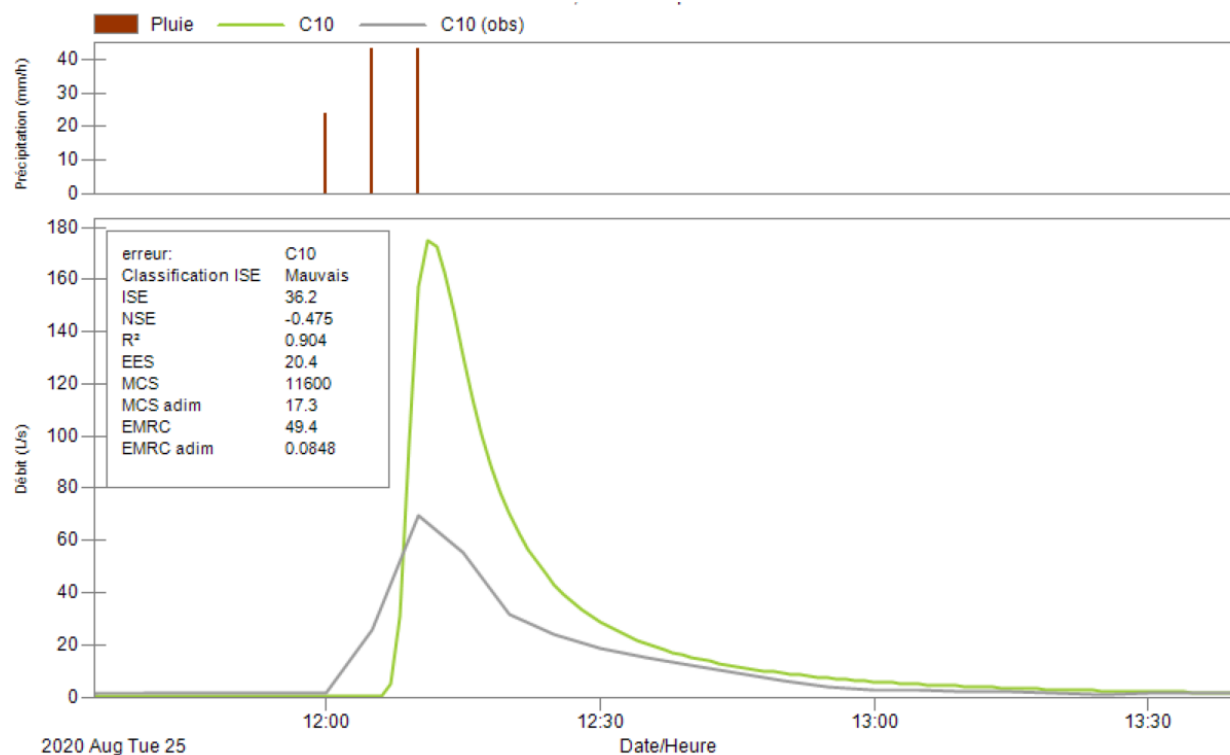


Figure 7.4 : Hydrogramme du 25 août 2020 pour le calage au BS

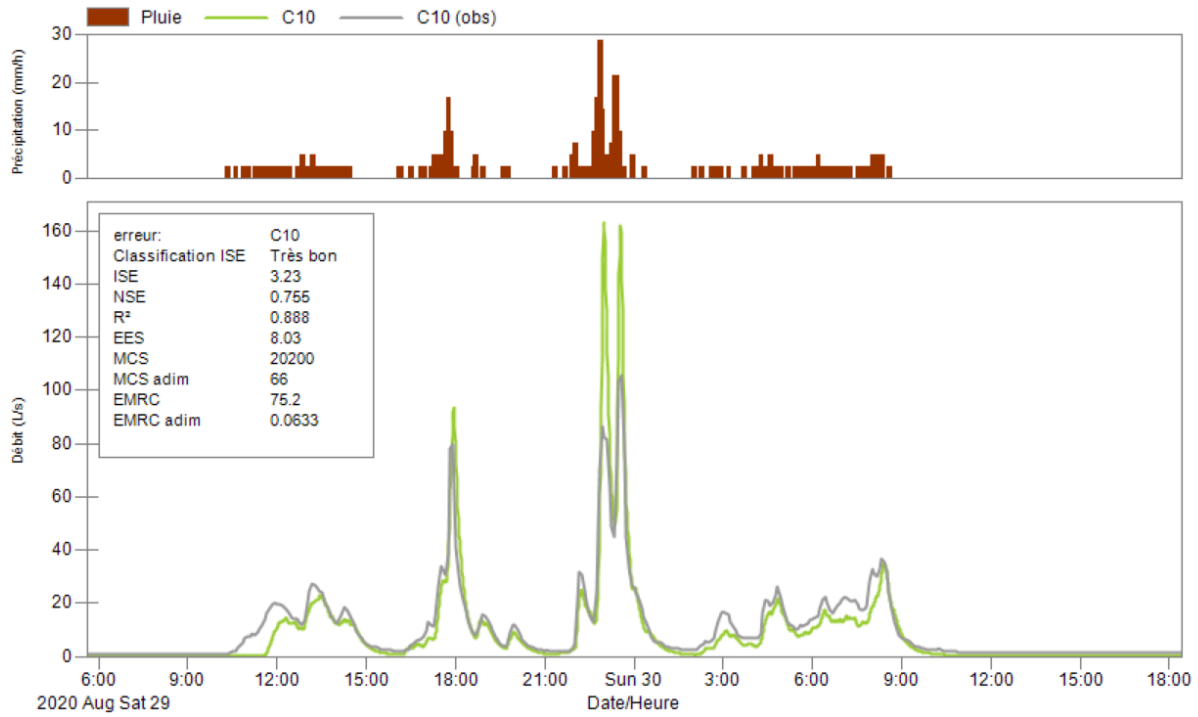


Figure 7.5 : Hydrogramme du 29 août 2020 pour le calage au BS

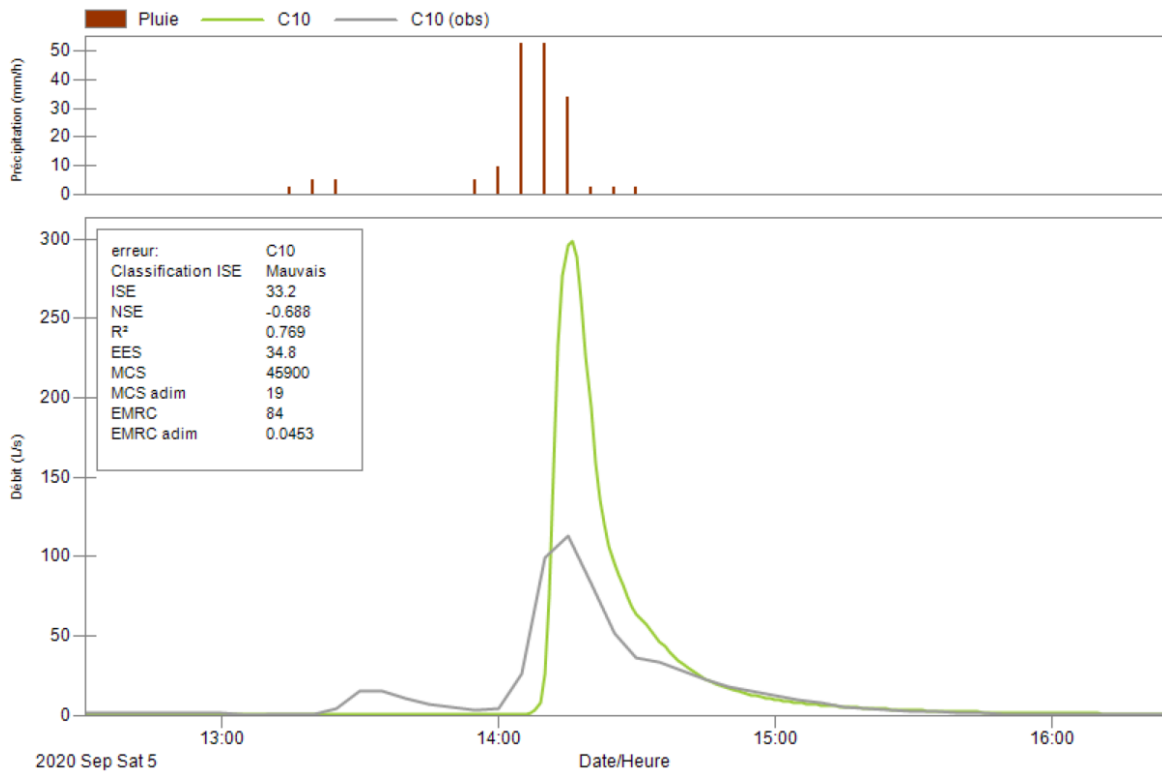


Figure 7.6 : Hydrogramme du 5 septembre 2020 pour le calage au BS

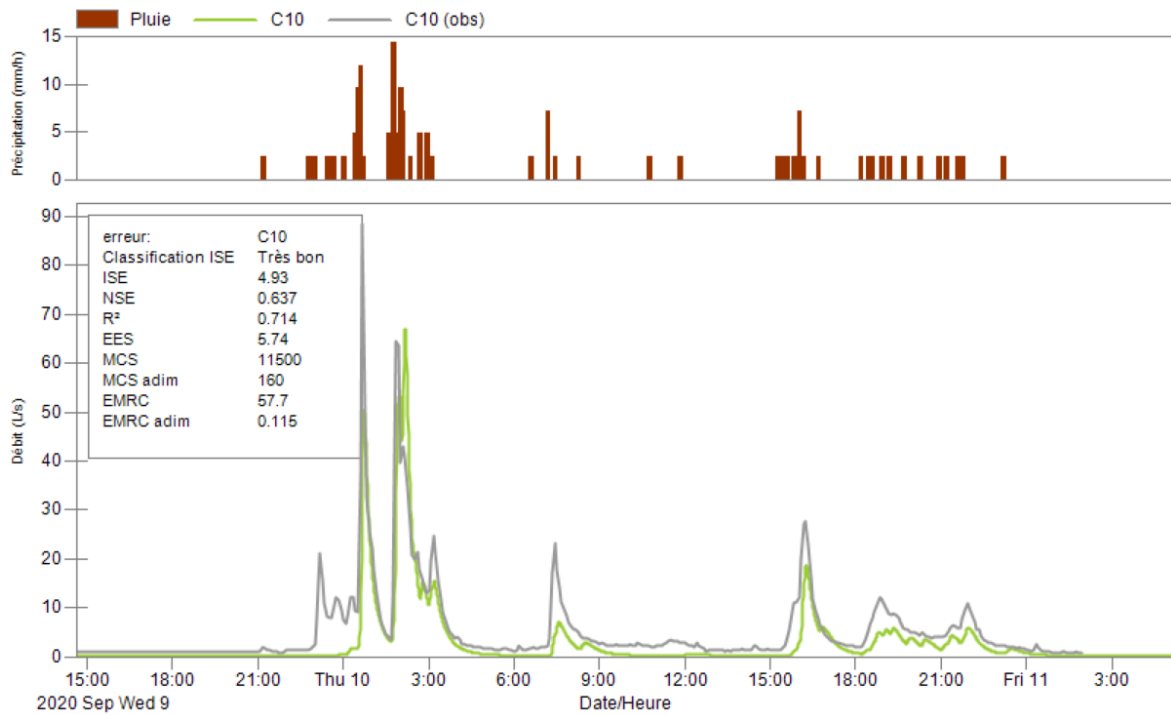


Figure 7.7 : Hydrogramme du 9 septembre 2020 pour le calage au BS

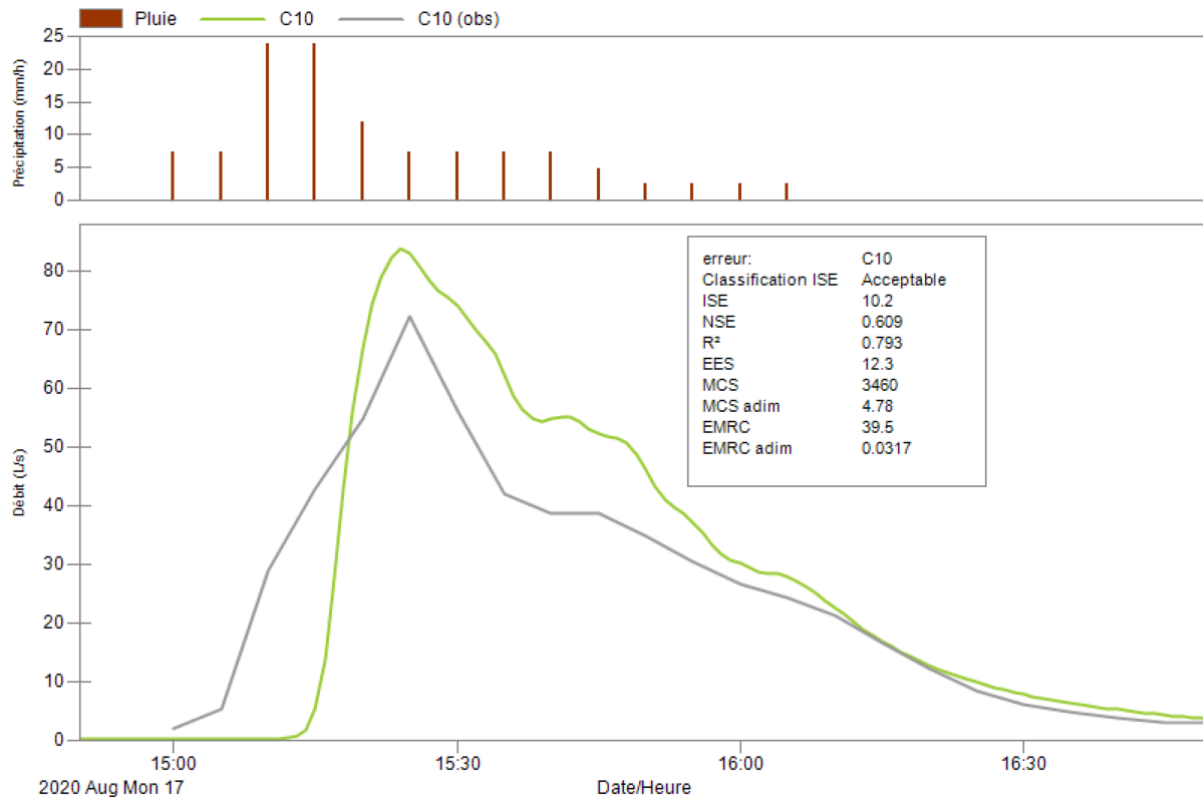


Figure 7.8 : Hydrogramme du 17 août 2020 pour la validation au BS

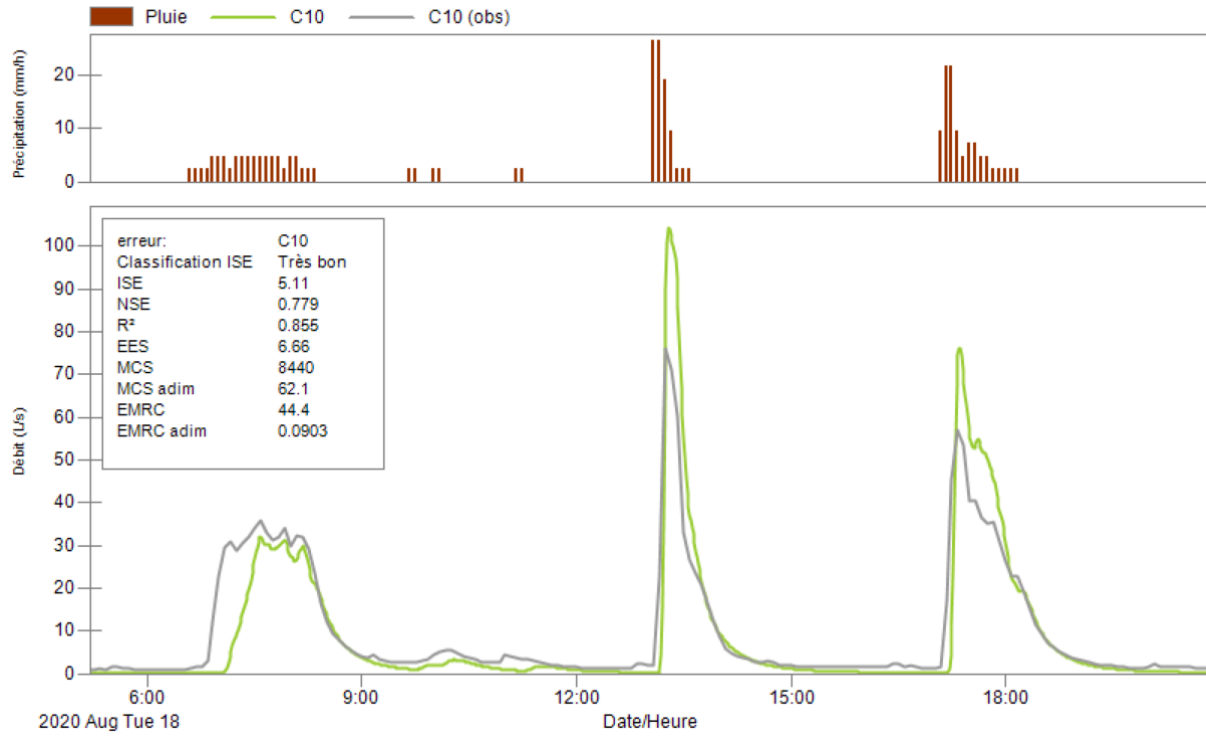


Figure 7.9 : Hydrogramme du 18 août 2020 pour la validation au BS

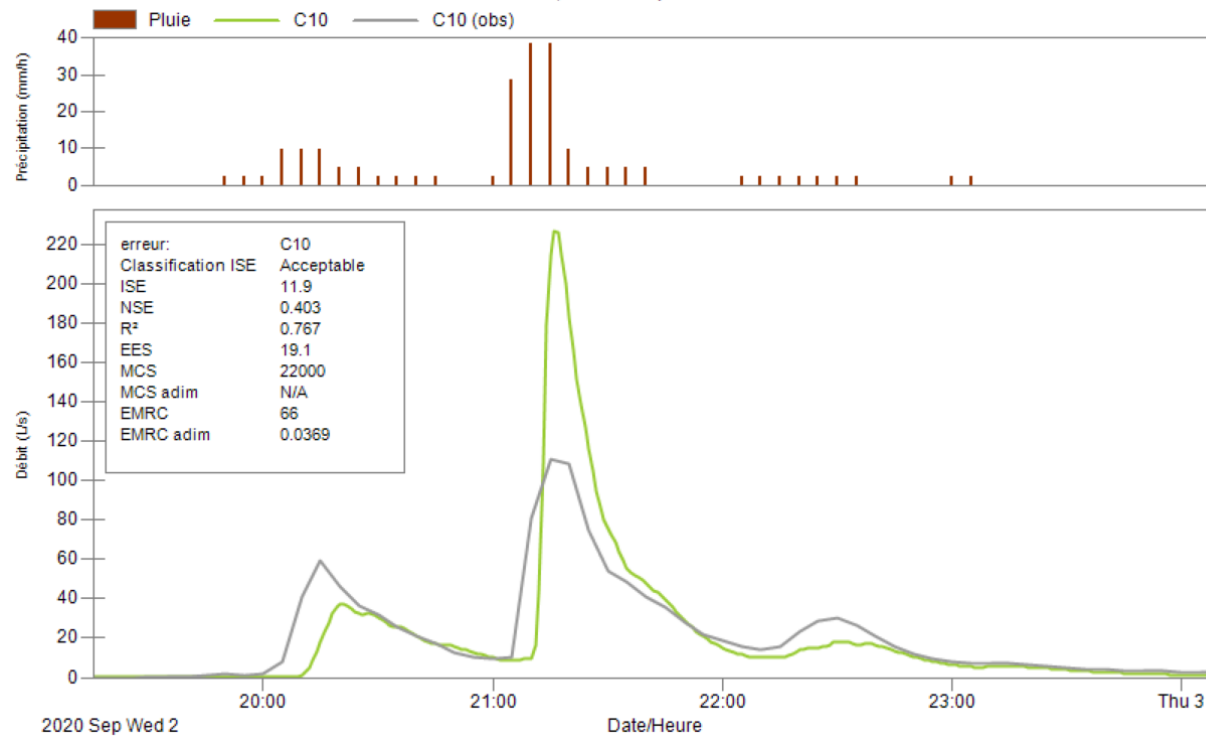


Figure 7.10 : Hydrogramme du 2 septembre 2020 pour la validation au BS

Les Figure 7.11 à Figure 7.20 présentent les hydrogrammes des événements de calage et de validation au BSC. La conduite C269 est la conduite d'entrée de l'eau dans le bassin de rétention.

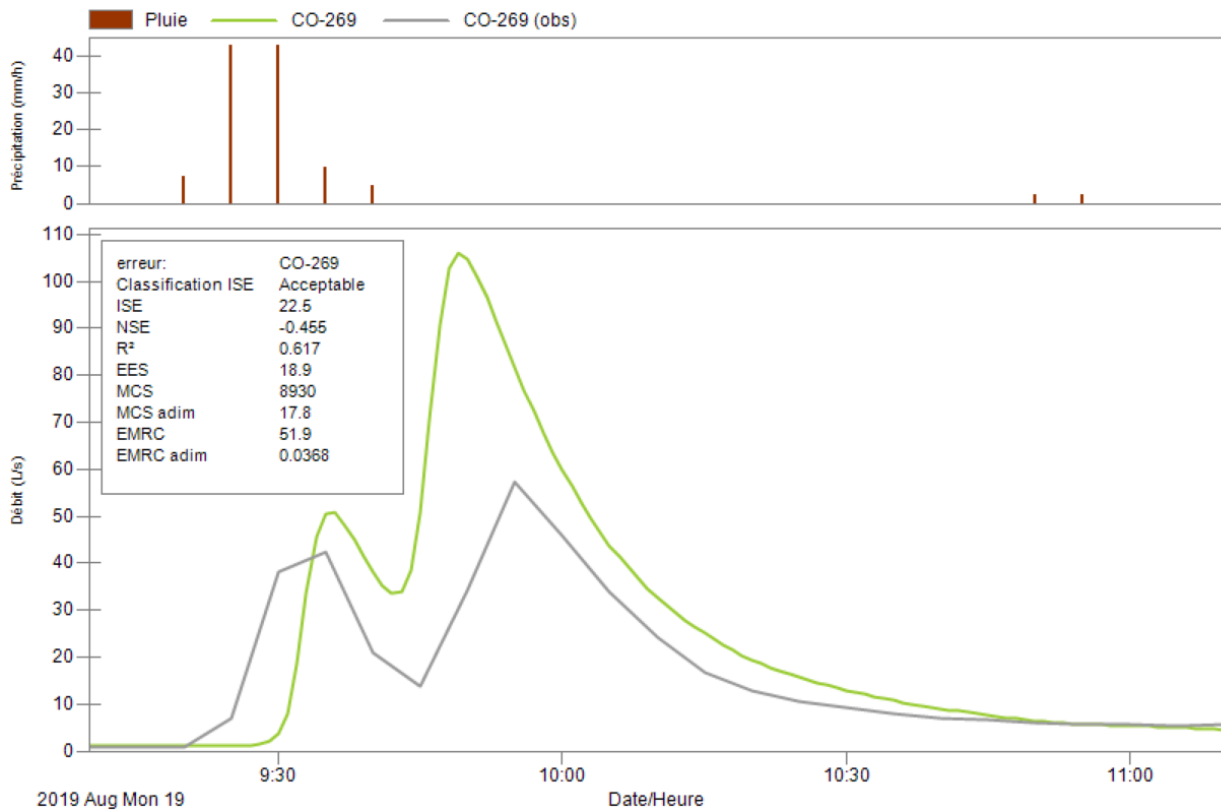


Figure 7.11 : Hydrogramme du 19 août 2019 pour le calage au BSC

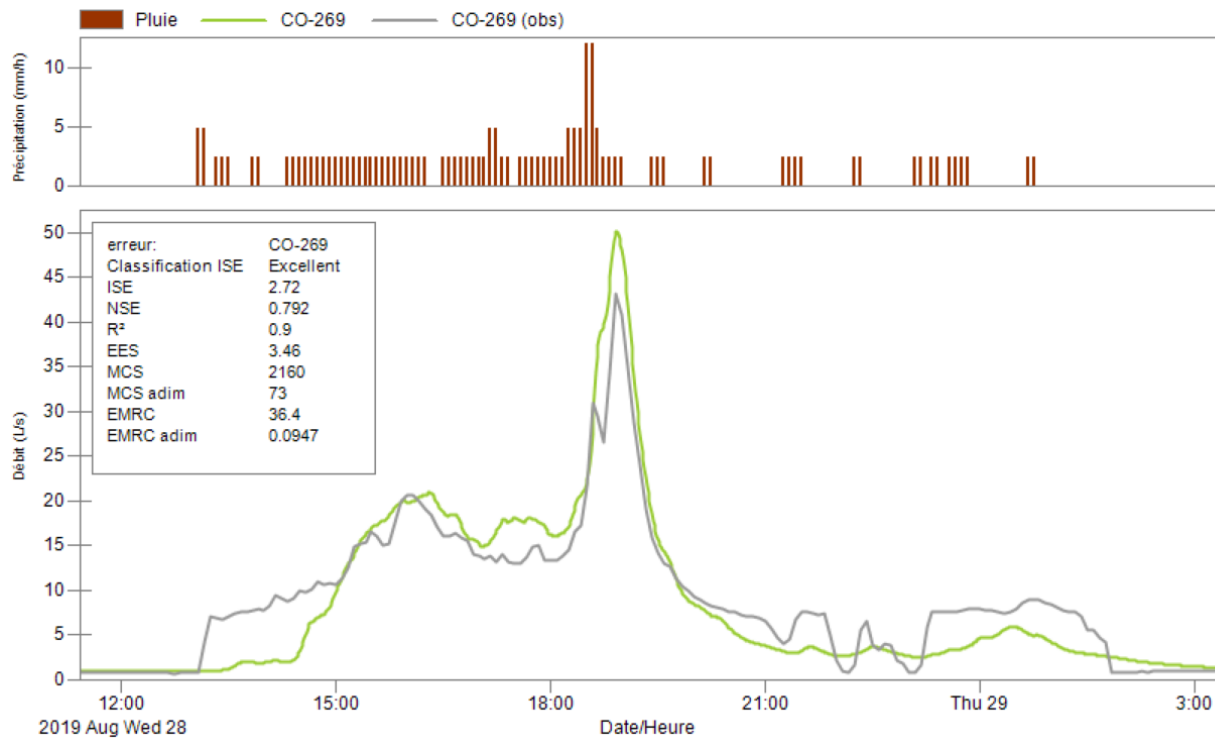


Figure 7.12 : Hydrogramme du 28 août 2019 pour le calage au BSC

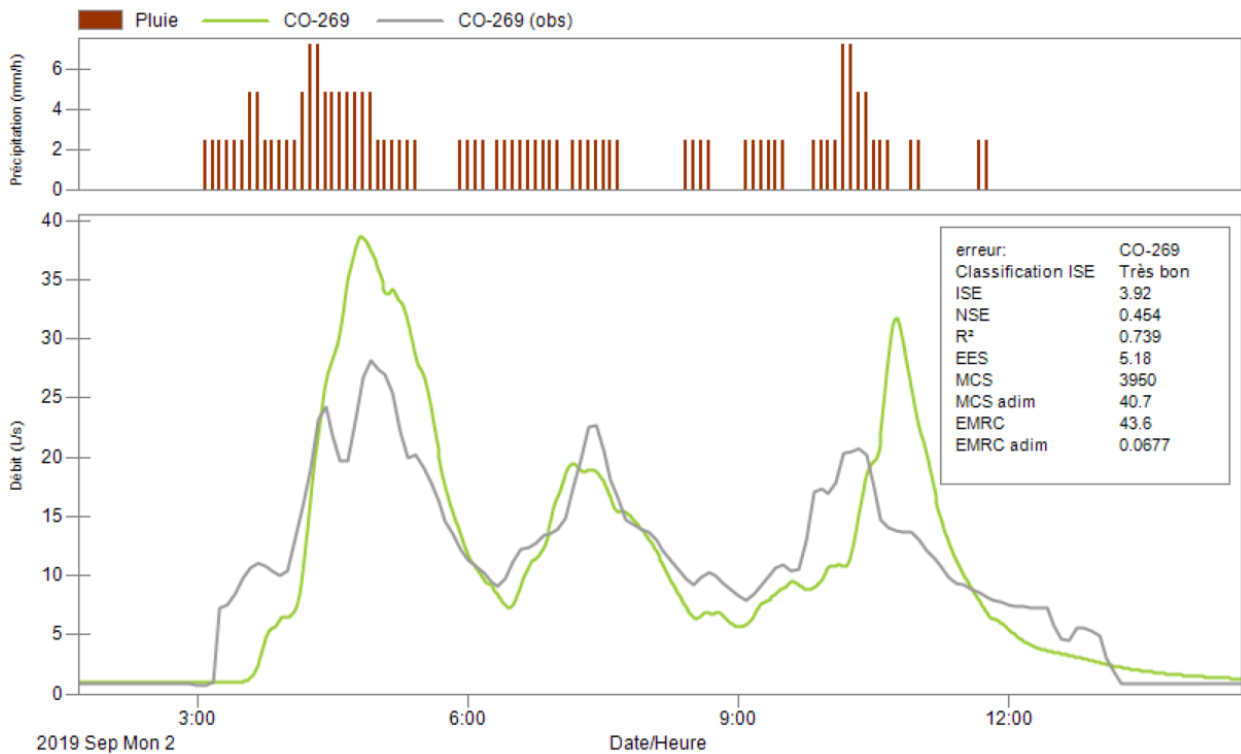


Figure 7.13 : Hydrogramme du 2 septembre 2019 pour le calage au BSC

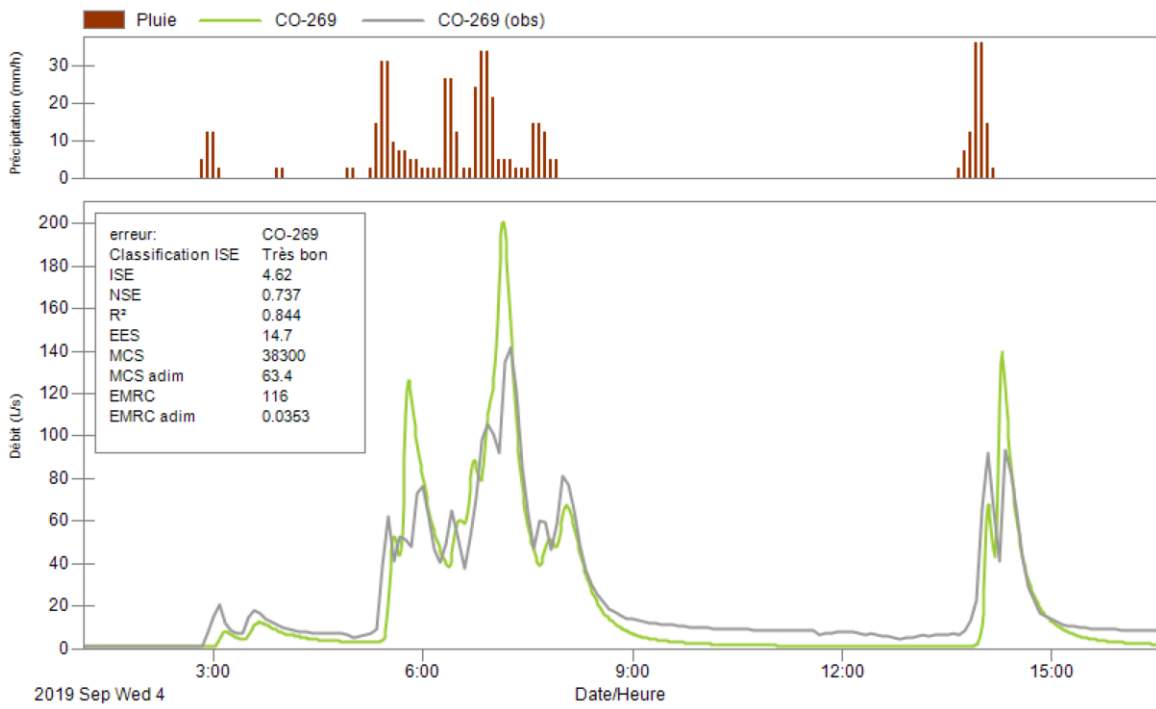


Figure 7.14 : Hydrogramme du 4 septembre pour le calage au BSC

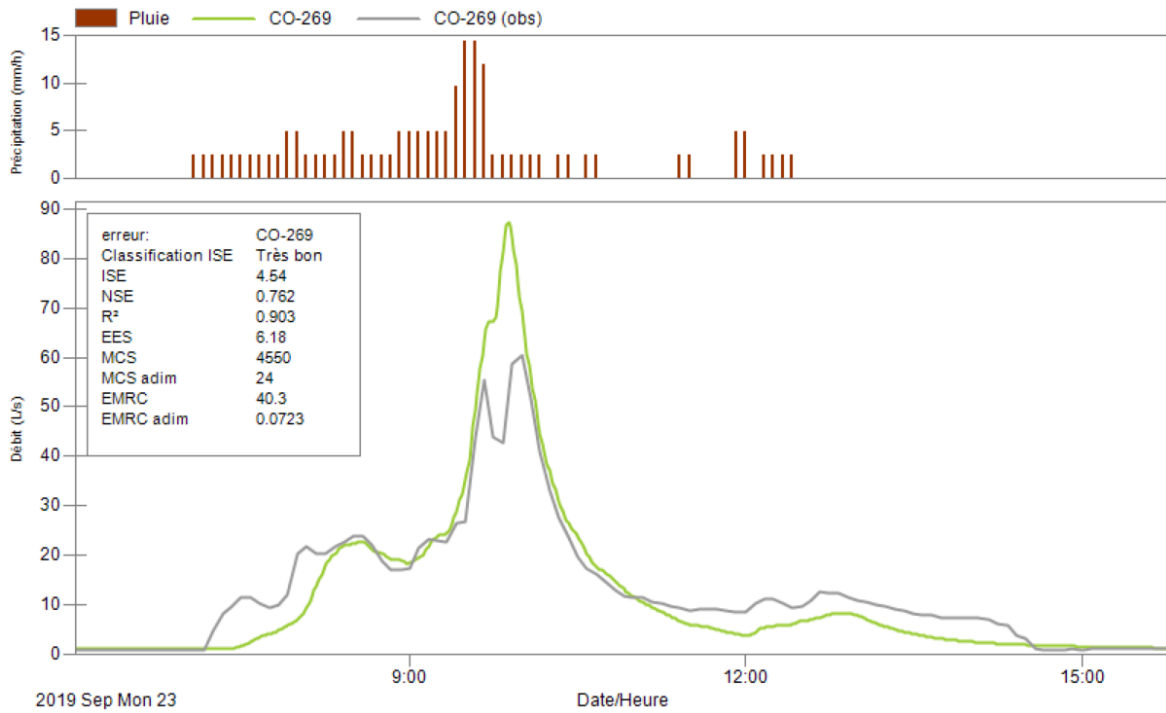


Figure 7.15 : Hydrogramme du 23 septembre pour le calage au BSC

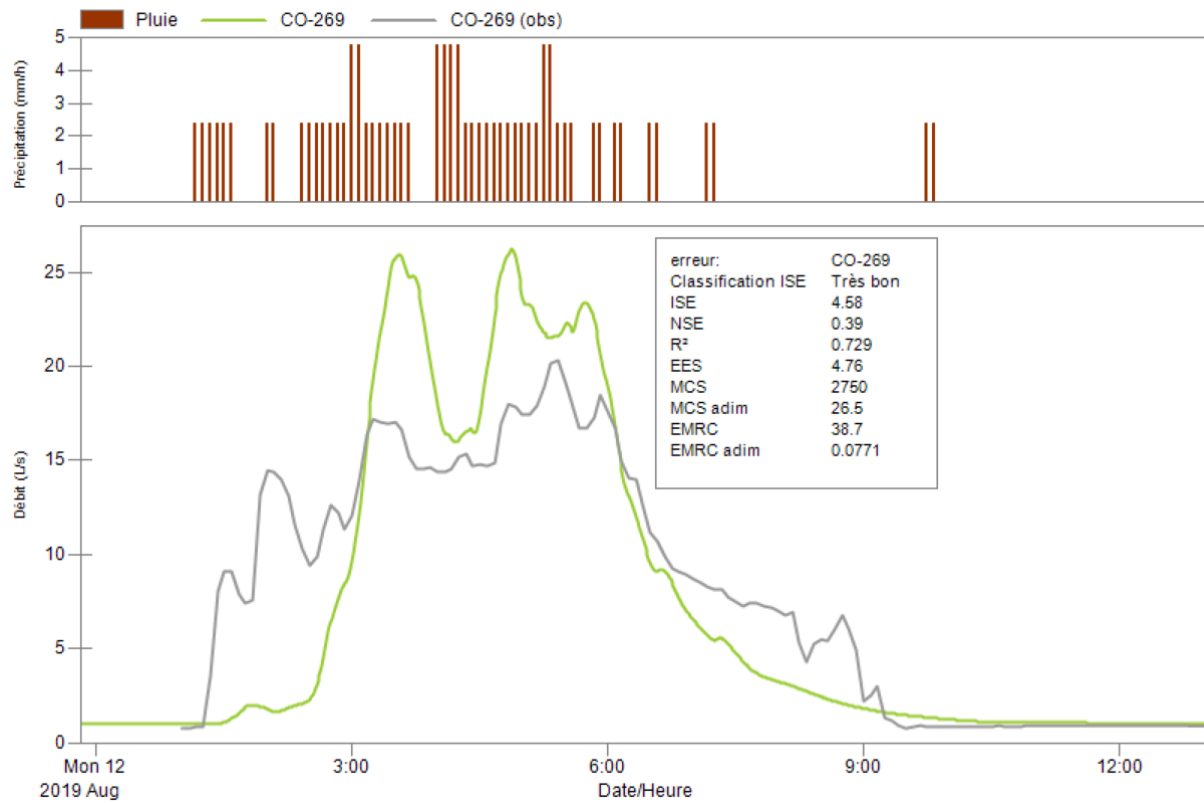


Figure 7.16 : Hydrogramme du 12 août 2019 pour la validation au BSC

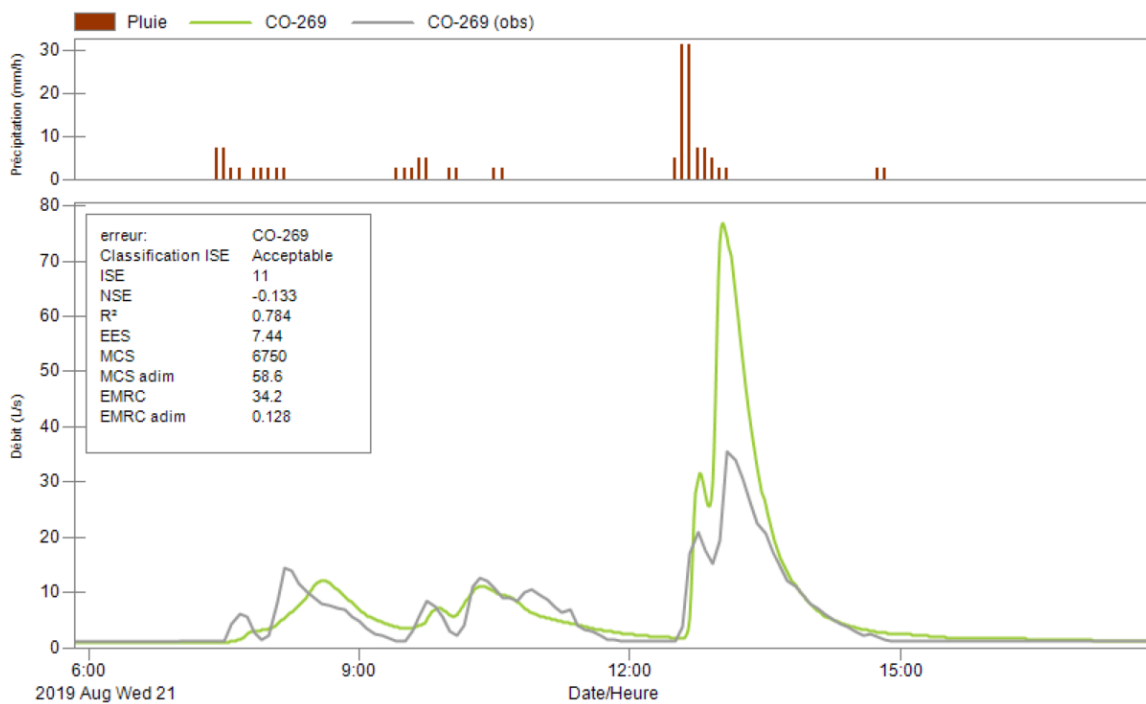


Figure 7.17 : Hydrogramme du 21 août 2019 pour la validation au BSC

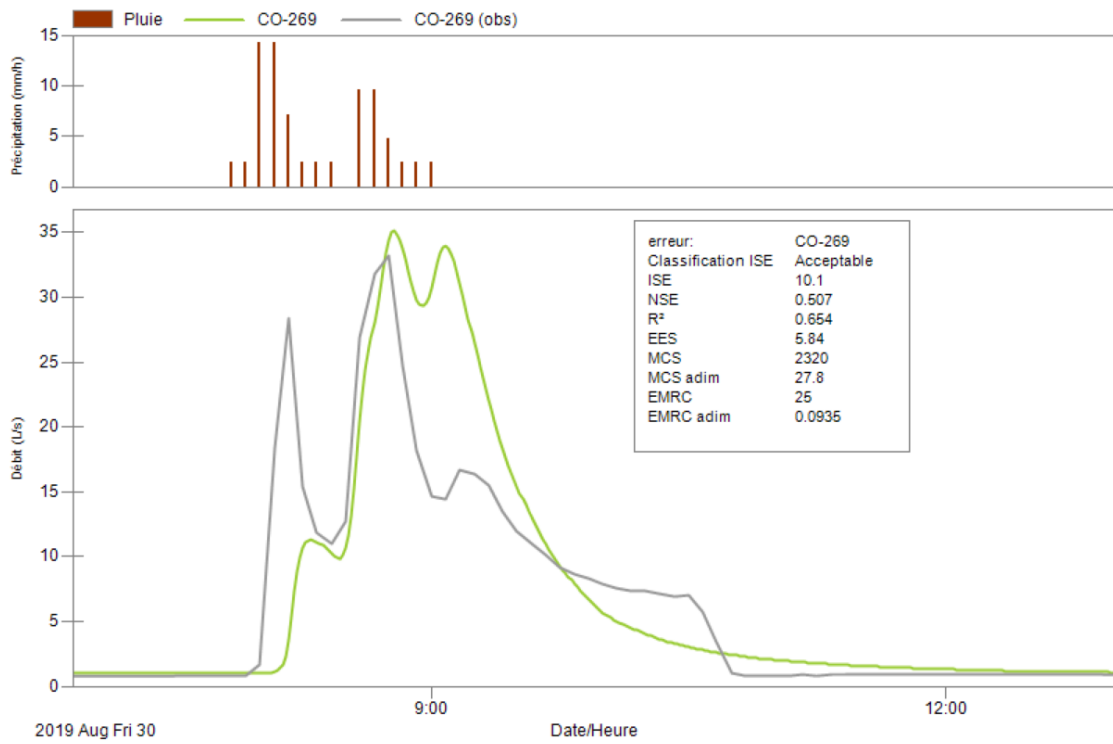


Figure 7.18 : Hydrogramme du 30 août 2019 pour la validation au BSC

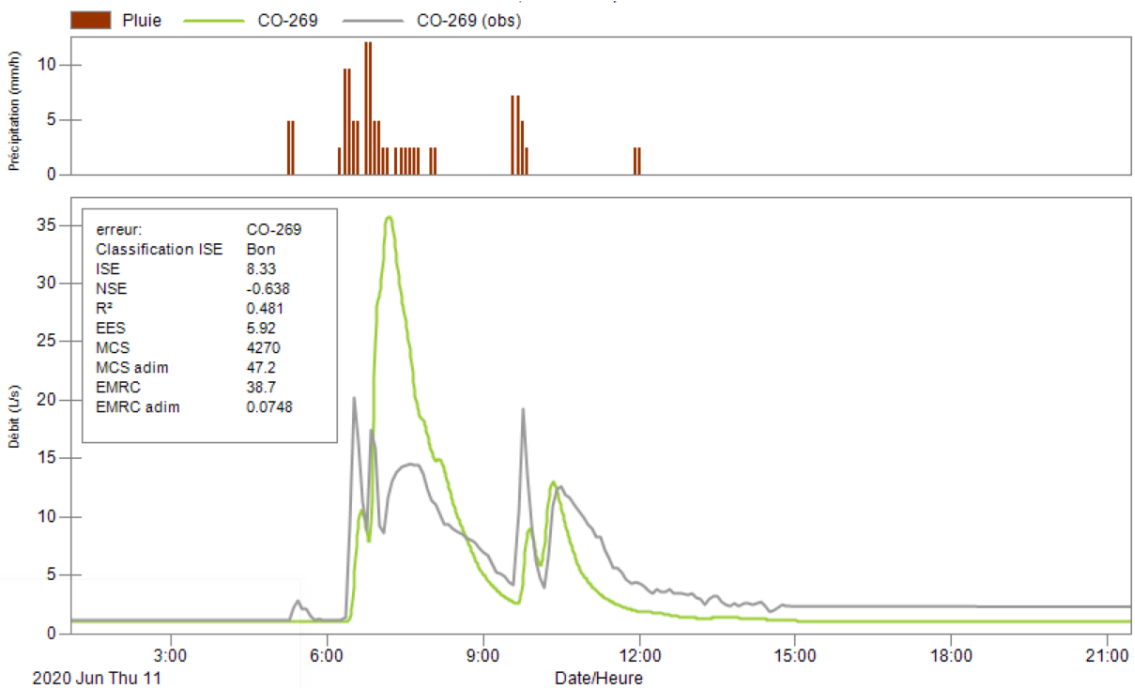


Figure 7.19 : Hydrogramme du 11 juin 2020 pour la validation au BSC

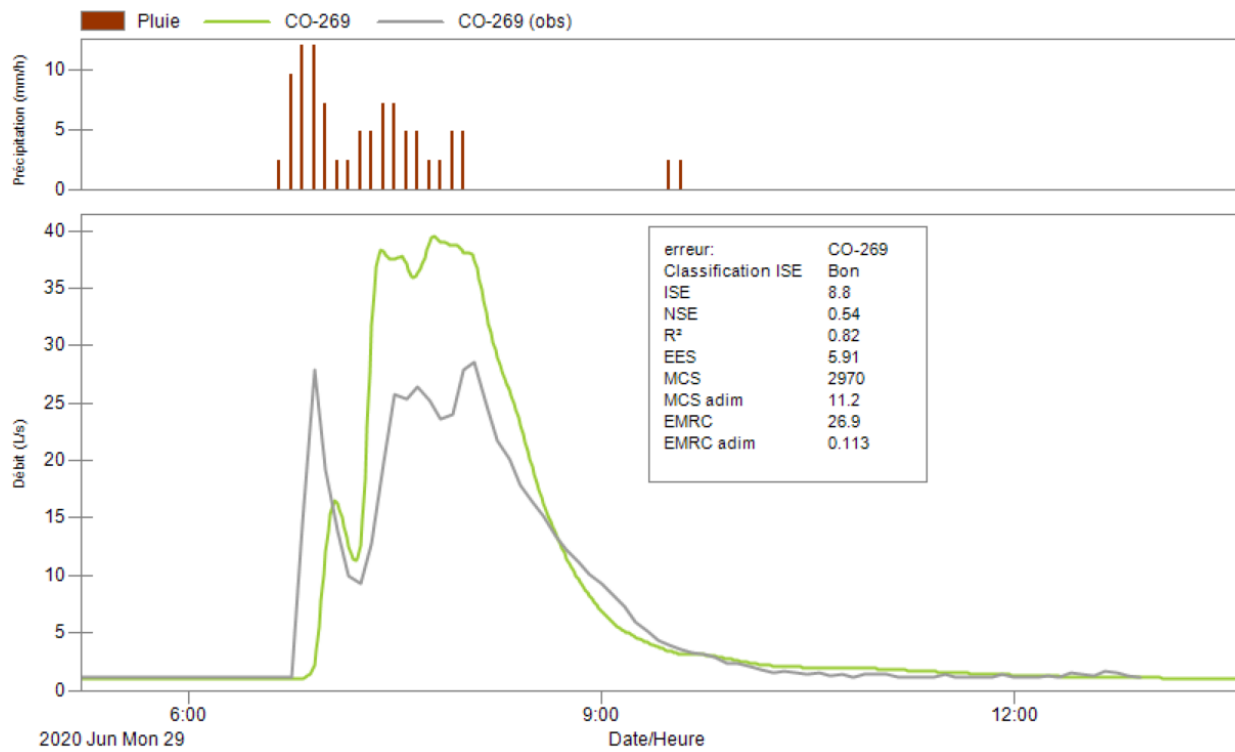


Figure 7.20 : Hydrogramme du 29 juin 2020 pour la validation au BSC

Annexe VII : Échantillonnage des diatomées

Tableau 7.15 : Date d'échantillonnage des diatomées pour le biosuivi des milieux récepteurs et détails des conditions pré-échantillonnage

Date	ID	Temps antérieur sec (j)	Caractéristiques de la dernière pluie avant l'échantillonnage	
			Quantité (mm)	Durée (h)
2020-08-11	Site TR, V6	6	52	14
2020-09-08	Site TR, V7	6	7	2
2019-09-30	Site VB, V1	2	26	13
2020-07-23	Site VB, V4	4	10	16
2020-08-26	Site VB, V5	1	6	0,1
2020-07-13	Site CR, V1	2	23	17
2020-08-26	Site CR, V2	1	8	2
2020-08-21	S399, S205, S022	3	18	12
2020-08-26; 2020-08-27	Autres	1	8	2