INRS
Université d'avant-garde

VILLE DE LÉVIS

Projet

Approche par bassin versant pour caractériser les causes de dégradation de la qualité de l'eau du lac Baie d'Or

Rapport final du deuxième mandat :
Résultats de la modélisation permettant de statuer sur l'importance relative des activités agricoles et urbaines sur la qualité de l'eau au lac Baie d'Or

Préparé par
Patricia Gomez

Révisé par
Isabelle Laurion et
Sophie Duchesne

Juillet 2014

ISBN : 978-2-89146-822-0

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, nous aimerions remercier la Ville de Lévis pour nous avoir permis de réaliser ce projet, et particulièrement M. Jérôme Carrier pour avoir veiller à son bon déroulement. Merci aussi à M. Francois Simard de la Direction des Infrastructures pour nous avoir fourni les données géomatiques nécessaires à notre étude.

Nous tenons à remercier les professeurs de l'INRS Karem Chokmani et André St-Hilaire pour leurs conseils et orientations, ainsi que pour nous avoir fourni plusieurs équipements et matériaux nécessaires à la réalisation du projet.

Nous soulignons aussi le travail de toutes les personnes qui ont participé à la collecte et au traitement des données. Merci à Jimmy Poulin, qui a été un appui essentiel autant sur le terrain que lors du traitement des données géomatiques. Nous remercions également Alexander Ortiz et Jean-David Cuzin pour leur collaboration sur le terrain, ainsi que Guillaume Jacquin, qui a participé au renseignement du réseau pluvial pendant l'été 2013.

Merci aussi aux gens du Conseil de bassin de la rivière Etchemin (CBE), notamment à Élise Fortin, pour avoir mis à notre disposition les informations recueillies dans le cadre du projet de bassin versant des branches 10 et 18 de la rivière des Couture. Nous remercions aussi Mme Sophie Houplain de la Direction du Suivi de l'état de l'environnement du MDDELCC, qui nous a transmis les données pluviométriques utilisées dans ce projet.

Finalement, nous adressons nos remerciements aux citoyens du secteur de Pintendre, qui se sont intéressés à notre travail et qui nous ont offert leur collaboration.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ **1**

1 INTRODUCTION ET MISE EN CONTEXTE **3**

2 DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE **5**

3 MÉTHODOLOGIE **7**

3.1 ÉLABORATION DU MODÈLE HYDROLOGIQUE 7

3.1.1 Compilation des données pluviométriques *9*

3.1.2 Délimitation et caractérisation du bassin versant *10*

3.1.3 Caractérisation du réseau pluvial *13*

3.1.4 Détermination des débits pour 2013 ..... *14*

3.1.5 Structuration du modèle sur PCSWMM *16*

3.1.6 Calage du modèle *17*

3.1.7 Simulation et génération des résultats *19*

3.2 CALCUL DES CHARGES 19

3.3 CARACTÉRISATION MORPHOMÉTRIQUE ET HYDROLOGIQUE DU LAC 21

4 RÉSULTATS **23**

4.1 DÉLIMITATION DU BASSIN VERSANT 23

4.1.1 Description des limites du bassin versant *23*

4.1.2 Description des sous-bassins versants *24*

4.1.3 Caractérisation du réseau pluvial *28*

4.2 DONNÉES PLUVIOMÉTRIQUES 30

4.3 DÉTERMINATION DES DÉBITS ET DU BILAN HYDRIQUE POUR L'ANNÉE 2013 31

4.3.1 Traçage des courbes de tarage *31*

4.3.2 Calcul des débits pour l'année 2013 ..... *33*

4.3.3 Détermination du bilan hydrique pour 2013 ..... *36*

4.4 MODÉLISATION HYDROLOGIQUE 37

4.4.1 Résultats du calage du modèle *37*

4.4.2 Simulation des débits historiques et calcul du bilan hydrique *44*

4.5 CALCUL DE LA CHARGE ANNUELLE EN PHOSPHORE TOTAL ET EN MATIÈRES EN SUSPENSION 44

4.5.1 Charge observée en 2013 ..... *44*

4.5.2 Estimation de la charge printanière *48*

4.5.3 Comparaison des charges mesurées aux valeurs de référence *50*

4.5.4 Modélisation du bilan annuel en MES et en PT *51*
4.5.5 Évaluation de scénarios *54*
4.6 CARACTÉRISTIQUES MORPHOMÉTRIQUES ET HYDROLOGIQUES DU LAC 55
5 DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS 59
5.1 PROBLÉMATIQUE DU LAC 59
5.2 ANALYSE DES SOLUTIONS POTENTIELLES ENVISAGÉES PAR LA VILLE DE LÉVIS 63
5.2.1 Scénarios 2 et 3 ..... *65*
5.2.2 Scénario 1 Gestion à l'échelle du bassin versant *69*
5.2.3 Autres recommandations *75*
6 CONCLUSIONS 77
7 RÉFÉRENCES 79
ANNEXE 1 : FIGURES ET TABLEAUX SUPPLÉMENTAIRES 81
ANNEXE 2 : DESCRIPTION DES LIMITES DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR 105

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : LISTE DES PARAMÈTRES DE MODÉLISATION REQUIS POUR LES SOUS-BASSINS DE DRAINAGE 13

TABLEAU 2 : LISTE DES PARAMÈTRES DE MODÉLISATION REQUIS POUR LE RÉSEAU DE DRAINAGE 14

TABLEAU 3 : PRINCIPALES OPTIONS DE SIMULATIONS UTILISÉES DANS LA MODÉLISATION 17

TABLEAU 4 : SURFACE DES DIFFÉRENTS SECTEURS DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR ET POURCENTAGE D'OCCUPATION DU TERRITOIRE 25

TABLEAU 5: QUELQUES STATISTIQUES DES DÉBITS ENREGISTRÉS AUX 15 MINUTES 35

TABLEAU 6 : PARAMÈTRES DE MODÉLISATION AJUSTÉS LORS DU CALAGE DU MODÈLE 38

TABLEAU 7 : CRITÈRES DE PERFORMANCE DU MODÈLE POUR LE DÉBIT MOYEN JOURNALIER SIMULÉ AUX QUATRE STATIONS À L'ÉTUDE 41

TABLEAU 8 : QUELQUES STATISTIQUES DE L'ENSEMBLE DES CONCENTRATIONS DE MES ET DE PT MESURÉES AUX DIFFÉRENTES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE 49

TABLEAU 9 : COMPARAISON DE LA CHARGE ANNUELLE EN MES ET EN PT OBSERVÉE EN 2013 VERSUS LES VALEURS DE RÉFÉRENCE RELATIVES À CHAQUE SECTEUR DU BASSIN VERSANT 50

TABLEAU 10 : BILAN ANNUEL DE MATIÈRES EN SUSPENSION ET DE PHOSPHORE TOTAL POUR LE BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR DE 2009 À 2013 53

TABLEAU 11 : QUELQUES CARACTÉRISTIQUES MORPHOMÉTRIQUES ET HYDROLOGIQUES DU LAC BAIE D'OR 56

TABLEAU 12 : ACTIONS PROPOSÉES PAR ÉCOGÉNIE ([4]) POUR CHACUN DES SCÉNARIOS DE CONTRÔLE DE L'EUTROPHISATION DU LAC BAIE D'OR 64

TABLEAU 13 : CALCUL DE LA CAPACITÉ DE SUPPORT DU LAC EN TERMES DE LA CHARGE ANNUELLE EN PHOSPHORE SELON TROIS SCÉNARIOS D'AMÉLIORATIONS VISÉS - COMPARAISON PAR RAPPORT À LA CHARGE OBSERVÉE EN 2013 71

TABLEAU 14 : DESCRIPTION SOMMAIRE DES MÉTHODES UTILISÉES POUR L'ESTIMATION DE LA CHARGE EN PHOSPHORE TOTAL ET EN MATIÈRES EN SUSPENSION (INFORMATION TIRÉE DE [13]) 84

TABLEAU 15 : CARACTÉRISTIQUES DE L'UTILISATION DU SOL POUR LES SOUS-BASSINS VERSANTS DU LAC BAIE D'OR (BASÉ SUR LES DONNÉES GÉOMATIQUES FOURNIES PAR LA VILLE DE LÉVIS) 85

TABLEAU 16 : PRINCIPAUX PARAMÈTRES DE MODÉLISATION UTILISÉS POUR LES SOUS-BASSINS VERSANTS DU LAC BAIE D'OR 86

TABLEAU 17 : PRINCIPAUX PARAMÈTRES DE MODÉLISATION DU RÉSEAU PLUVIAL 87

TABLEAU 18 : FORMULES DE CALCUL ET QUELQUES VALEURS DE RÉFÉRENCE DES CRITÈRES UTILISÉS POUR ÉVALUER LA PERFORMANCE DU MODÈLE 97

TABLEAU 19 : ENSEMBLE DES RÉSULTATS DU CALCUL DE LA CHARGE EN MATIÈRES EN SUSPENSION PAR LES MÉTHODES M2 ET M4 100

TABLEAU 20 : ENSEMBLE DES RÉSULTATS DU CALCUL DE LA CHARGE EN PHOSPHORE TOTAL PAR LES MÉTHODES M2 ET M4 101

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : EMPLACEMENT DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR DANS LE BASSIN HYDROLOGIQUE LA RIVIÈRE À LA SCIE (MODIFIÉ DE CBE, 2010 [5]) 6

FIGURE 2 : SCHÉMA REPRÉSENTATIF DES DIFFÉRENTS ÉLÉMENTS CONSTITUTIFS DU MODÈLE SWMM (TIRÉ DE JAMES ET AL., 2010 [6]) 8

FIGURE 3 : ÉTAPES DE MODÉLISATION 9

FIGURE 4 : EMPLACEMENT DE LA STATION PLUVIOMÉTRIQUE DE LAUZON 10

FIGURE 5 : EMPLACEMENT DES STATIONS DE JAUGEAGE 16

FIGURE 6 : LIMITES DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR 24

FIGURE 7 : HISTOGRAMME CUMULÉ DES ÉLÉVATIONS DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR 24

FIGURE 8 : SECTEURS DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR ET LEURS SOUS-BASSINS (SOURCE DES ORTHOPHOTOS : VILLE DE LÉVIS) 26

FIGURE 9 : OCCUPATION DU TERRITOIRE DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR (BASÉ SUR LES DONNÉES FOURNIES PAR LA VILLE DE LÉVIS) 27

FIGURE 10 : DISTRIBUTION DES SURFACES IMPERMÉABLES DANS LE BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR (SOURCE DES ORTHOPHOTOS : VILLE DE LÉVIS) 27

FIGURE 11 : REPRÉSENTATION DE RÉSEAU PLUVIAL FINAL, APRÈS MODIFICATIONS. 29

FIGURE 12 : DONNÉES PLUVIOMÉTRIQUES DE 2009 À 2013 (SOURCE DES DONNÉES : MDDEFP, STATION PLUVIOMÉTRIQUE DE LAUZON) 30

FIGURE 13 : TRACÉ DE LA COURBE DE TARAGE POUR LA STATION 1 (EN AMONT DU LAC) 32

FIGURE 14 : MOYENNE JOURNALIÈRE DU NIVEAU D'EAU ENREGISTRÉ PAR LA SONDE À L'EXUTOIRE DU LAC VERSUS LES DÉBITS MESURÉS EN 2013 33

FIGURE 15 : BILAN HYDRIQUE DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR ET DE SES SOUS-BASSINS VERSANTS POUR LA PÉRIODE DU 1ER JUIN AU 31 OCTOBRE 2013 37

FIGURE 16 : SÉRIE CHRONOLOGIQUE DES DÉBITS MOYENS JOURNALIERS OBSERVÉS ET SIMULÉS PAR LE MODÈLE EN AMONT DU LAC ET À LA BRANCHE 10 (RUISSEAU NORD) 42

FIGURE 17 : SÉRIE CHRONOLOGIQUE DES DÉBITS MOYENS JOURNALIERS OBSERVÉS ET SIMULÉS PAR LE MODÈLE À LA BRANCHE 18 (RUISSEAU SUD) ET POUR LE RÉSEAU PLUVIAL 43

FIGURE 18 : COMPARAISON DU BILAN HYDRIQUE GLOBAL, SIMULÉ POUR LES ANNÉES 2009 À 2013 (PÉRIODE DU 1ER JUIN AU 31 OCTOBRE) 44

FIGURE 19: APPORT RELATIF EN MATIÈRES EN SUSPENSION (MES) ET EN PHOSPHORE TOTAL (PT) PROVENANT DES TRIBUTAIRES DU LAC - COMPARAISON DES RÉSULTATS PAR LES DIFFÉRENTES MÉTHODES DE CALCUL 46

FIGURE 20 : APPORT RELATIF EN MATIÈRES EN SUSPENSION (MES) ET EN PHOSPHORE TOTAL (PT) ESTIMÉ POUR LES MILIEUX AGRICOLE ET URBAIN DU BASSIN VERSANT. COMPARAISON DU POURCENTAGE OBTENU PAR LES MÉTHODES DE CALCUL M2 ET M4. ** VALEUR ESTIMÉE EN FAISANT L'HYPOTHÈSE QUE L'APPORT DU SECTEUR L'AGRICOLE DRAINÉ PAR LE PLUVIAL EST SIMILAIRE À CELUI DE LA BRANCHE 18 48

FIGURE 21 : COMPARAISON DES CHARGES PRINTANIÈRE ET ESTIVALE EN MATIÈRES EN SUSPENSION ET EN PHOSPHORE TOTAL EN 2013 ...49
FIGURE 22 : MÉDIANES DES CONCENTRATIONS OBSERVÉES EN TEMPS SEC ET EN TEMPS DE PLUIE AUX TROIS STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE PENDANT L'ANNÉE 2013. LES VALEURS DE RÉFÉRENCE CORRESPONDENT À LA MÉDIANE DES CONCENTRATIONS MOYENNES PAR ÉVÈNEMENT PLUVIEUX (CME) CITÉES PAR SHAVER ET AL. (2007, CITÉ DANS [8]) 51
FIGURE 23 : CHARGES ANNUELLES EN MATIÈRES EN SUSPENSION ET EN PHOSPHORE TOTAL SIMULÉES ET OBSERVÉES EN 2013 52
FIGURE 24 : COMPARAISON DU RUISSELLEMENT TOTAL SUR LE BASSIN VERSANT, DES CHARGES EN PHOSPHORE TOTAL ET EN MES ARRIVANT AU LAC AINSI QUE DU DÉBIT MAXIMUM SIMULÉ À L'ENTRÉE DU LAC EN 2013 POUR LA SITUATION ACTUELLE ET LES SCÉNARIOS A ET B 55
FIGURE 25 : BATHYMÉTRIE DU LAC BAIE D'OR (BASÉ SUR LES DONNÉES FOURNIES PAR LA VILLE DE LÉVIS). LA PROFONDEUR (Z) EST DÉFINIE D'APRÈS LES MESURES EFFECTUÉES EN 2013 57
FIGURE 26 : COMPARAISON DE LA MÉDIANE DES MESURES DE PHOSPHORE TOTAL, DE CHLOROPHYLLE-A ET DE TRANSPARENCE EFFECTUÉES EN 2013 AVEC LES LIMITES DE CLASSIFICATION TROPHIQUE DES LACS (SOURCE : SITE INTERNET DU MDDEFP, JANVIER 2014) 60
FIGURE 27 : BASSIN DE SÉDIMENTATION EN AMONT DU LAC EN TEMPS DE PLUIE (28 JUIN 2013) 67
FIGURE 28 : BASSIN DE SÉDIMENTATION EN AMONT DU LAC EN PÉRIODE D'ÉTIAGE (13 SEPTEMBRE 2013) 67
FIGURE 29 : DÉLIMITATION DU BASSIN VERSANT FOURNIE PAR LA VILLE DE LÉVIS 83
FIGURE 30 : TRACÉ DE LA COURBE DE TARAGE POUR LA BRANCHE 10 91
FIGURE 31 : TRACÉ DE LA COURBE DE TARAGE POUR LA BRANCHE 18 91
FIGURE 32 : DÉBITS MESURÉS À L'EXUTOIRE DU LAC 92
FIGURE 33 : DÉBIT MOYEN JOURNALIER ENREGISTRÉ ENTRE AVRIL ET MAI 2013 DANS LES TRIBUTAIRES DU LAC BAIE D'OR 93
FIGURE 34 : DÉBIT MOYEN JOURNALIER ENREGISTRÉ ENTRE JUIN ET AOÛT 2013 DANS LES TRIBUTAIRES DU LAC BAIE D'OR 94
FIGURE 35 : DÉBIT MOYEN JOURNALIER ENREGISTRÉ ENTRE SEPTEMBRE ET NOVEMBRE 2013 DANS LES TRIBUTAIRES DU LAC BAIE D'OR ..95
FIGURE 36 : DIAGRAMME DE DISPERSION DES DÉBITS SIMULÉS VERSUS OBSERVÉS 96
FIGURE 37 : CHARGES ESTIVALES EN MATIÈRES EN SUSPENSION (MES, EN TONNES) POUR L'ANNÉE 2013 - COMPARAISON DES RÉSULTATS OBTENUS PAR LES QUATRE MÉTHODES DE CALCUL PAR INTÉGRATION 98
FIGURE 38 : CHARGES ESTIVALES EN PHOSPHORE TOTAL (PT, EN TONNES) POUR L'ANNÉE 2013 - COMPARAISON DES RÉSULTATS OBTENUS PAR LES QUATRE MÉTHODES DE CALCUL PAR INTÉGRATION 98
FIGURE 39 : RELATION ENTRE LA CONCENTRATION EN PHOSPHORE TOTAL ET EN MATIÈRES EN SUSPENSION ET LE DÉBIT. 99
FIGURE 40 : SCÉNARIO 1 PROPOSÉ PAR LA FIRME DE GÉNIE ÉCOGÉNIE - PLAN GÉNÉRAL D'INTERVENTION (TIRÉ DE [4]) 102
FIGURE 41 : SCÉNARIO 2 PROPOSÉ PAR LA FIRME DE GÉNIE ÉCOGÉNIE - PLAN GÉNÉRAL D'INTERVENTION (TIRÉ DE [4]) 103
FIGURE 42 : SCÉNARIO 3 PROPOSÉ PAR LA FIRME DE GÉNIE ÉCOGÉNIE - PLAN GÉNÉRAL D'INTERVENTION (TIRE DE [4]) 104
FIGURE 43 : BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR (LES LIMITES SUR LESQUELLES UNE ATTENTION PARTICULIÈRE A DÛ ÊTRE PORTÉE SONT IDENTIFIÉES EN JAUNE; DES AGRANDISSEMENTS DE CES SECTEURS SONT PRÉSENTÉS DANS LES FIGURES SUIVANTES) 105
FIGURE 44 : LIMITES DU BASSIN VERSANT SUR LA ROUTE DU PRÉSIDENT-KENNEDY - LES SECTIONS A2 ET A3 NE FONT PAS PARTIE DU BASSIN VERSANT DU LAC 106
FIGURE 45 : LIMITES DU BASSIN VERSANT À L'INTERSECTION DE LA ROUTE DU PRÉSIDENT-KENNEDY ET DU CHEMIN VILLE-MARIE 107

FIGURE 46 : LIMITES DU BASSIN VERSANT SUR LE CHEMIN VILLE-MARIE 107
FIGURE 47 : LIMITES À L'EST DU BASSIN VERSANT.....108
FIGURE 48 : LIMITES DU BASSIN VERSANT AUTOUR DU LAC 109

RÉSUMÉ

Le lac Baie d'Or est un lac artificiel situé dans le quartier résidentiel de Pintendre à Lévis, et présentant des signes d'eutrophisation. Dans les dernières années, plusieurs démarches ont été entreprises par la Ville de Lévis afin d'améliorer la qualité de l'eau du lac. Cependant, cette problématique n'est pas encore résolue. Des solutions d'aménagement ont été proposées, mais avant d'investir dans de telles mesures, la Ville désirait avoir une meilleure connaissance des sources de pollution à l'origine de la problématique. C'est pour cette raison que l'INRS a été mandaté pour déterminer la provenance des principales sources de nutriments qui arrivent au lac. La première partie de ce projet a permis de récolter une banque de données hydrologiques et de qualité de l'eau. Ces travaux ont confirmé la mauvaise qualité de l'eau du lac et de ses affluents, qui présentent des concentrations très élevées en phosphore total (PT) et en matières en suspension (MES). Les résultats suggèrent également que l'apport de la charge interne n'est pas très important.

Le deuxième mandat du projet, objet de ce rapport, avait pour objectif de déterminer l'impact relatif des activités agricoles et urbaines sur la qualité de l'eau du lac, grâce à la modélisation hydrologique du bassin versant. Les résultats de cette modélisation indiquent que le milieu agricole est la principale source de MES et de PT arrivant au lac. Toutefois, l'apport provenant du milieu urbain demeure non négligeable. Ainsi, le bassin versant du lac Baie d'Or génère annuellement une charge en phosphore qui dépasse largement la *capacité de support* du milieu. En conséquence, le lac Baie d'Or présente actuellement un état hypereuthrophe.

Selon les conclusions tirées de ce projet, la restauration du lac Baie d'Or n'est pas simple. Bien que des mesures temporaires puissent être mises en place pour atténuer la prolifération d'algues, elles ne permettront pas d'arrêter le processus accéléré d'eutrophisation en cours. Selon nos estimations, une réduction de plus de 90 % de la charge actuelle en phosphore devrait être atteinte afin d'amener le lac à un état mésotrophe. Ainsi, les interventions sur ce milieu devraient être orientées vers une gestion par bassin versant dans le but de réduire la charge en phosphore et autres polluants à des niveaux acceptables.

1 INTRODUCTION ET MISE EN CONTEXTE

Le lac Baie d'Or est un lac artificiel en milieu urbain, qui a été créé dans les années 60 suite à l'exploitation d'une sablière pour la construction de l'autoroute 20. Son bassin versant a subi des modifications durant les années 70 et 80, résultant des développements urbain et agricole. Ces changements ont eu des effets directs sur la qualité de l'eau du lac, qui montre des signes d'eutrophisation depuis plusieurs années. Diverses démarches ont été entreprises par la Ville de Lévis afin d'améliorer la qualité de l'eau du lac. Cependant, cette problématique n'est pas encore résolue.

Une caractérisation de la qualité de l'eau et des sédiments du lac a été réalisée dans les dernières années (Laboratoires Shermont [2]), et deux firmes de génie conseil (SNC Lavalin [3] et Écogénie [4]) ont proposé un ensemble de solutions d'aménagement pour améliorer la qualité de l'eau du lac. Ces travaux ont confirmé la présence de concentrations élevées de phosphore et de matières en suspension dans l'eau du lac et du bassin de sédimentation en amont du lac, ce qui favorise le processus d'eutrophisation. Cependant, ces études ne pouvaient statuer sur la cause principale des apports, soit le développement urbain ou agricole. En conséquence, il est difficile de savoir si les mesures d'intervention proposées auront des résultats tangibles et durables. Ainsi, avant d'investir dans de telles mesures, la Ville de Lévis désire avoir une meilleure connaissance sur les sources de pollution à l'origine de la problématique du lac.

C'est pour cette raison que l'INRS a été mandaté pour la réalisation d'un projet de recherche visant à déterminer la provenance des principales sources de nutriments qui arrivent au lac. Ce projet comporte deux mandats. Le premier consistait à récolter les informations manquantes pour statuer sur les causes de l'eutrophisation du lac; il a été réalisé en 2013. Les résultats du premier mandat ont confirmé que le lac Baie d'Or présente les caractéristiques propres à un lac hypereutrophe[1]. Cette eutrophisation étant le résultat de la mauvaise qualité de l'eau arrivant

[1] Classification proposée par le MDDEFP

au lac (charge externe). D'autre part, ce travail a permis d'acquérir une banque de données représentative sur la qualité de l'eau ainsi que sur les niveaux d'eau et les débits associés à la charge externe. Ces données étaient nécessaires pour la réalisation du deuxième mandat, qui a pour objectif de déterminer l'impact relatif des activités agricoles et urbaines sur la qualité de l'eau du lac Baie d'Or. Un rapport présentant les résultats préliminaires du deuxième mandat a été produit en avril 2014, incluant un bilan en phosphore total et en matières en suspension pour l'année 2013 ainsi qu'une description sommaire de la modélisation du bassin versant. Ces résultats ont montré qu'en 2013, les milieux agricole et forestier ont été les principales sources de matières en suspension et de phosphore total arrivant au lac.

Le présent rapport expose les résultats finaux du deuxième mandat du projet. Il inclut premièrement une description de la méthode de développement du modèle hydrologique qui permet de simuler le débit à partir des données pluviométriques. Grâce à ce modèle, la charge en phosphore et en matières en suspension parvenue au lac entre 2009 et 2013 est évaluée. Finalement, l'impact potentiel sur la restauration du lac de différentes options, dont les options d'aménagement envisagées par la Ville, est discuté.

2 DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE

Le lac Baie d'Or est situé à Lévis, dans la localité de Pintendre (46,769 N,-71,132 W). Il se trouve dans le bassin versant de la Rivière des Couture, tributaire de la rivière à la Scie (figure 1). Le lac est alimenté en eau par deux ruisseaux, les branches 10 et 18 de la rivière des Couture, ainsi que par une partie du réseau pluvial de la localité. Les branches 10 et 18 ont une longueur de 3 241 m et 1 272 m respectivement[2]. Près de 80 % de leur étendue se trouve dans le milieu agricole du bassin versant. La branche 18, ruisseau plus au sud, est canalisée dans une conduite d'eau pluviale, 372 m en amont de l'avenue des Ruisseaux. La confluence des deux ruisseaux et de l'eau provenant du réseau pluvial a lieu 200 m en amont du lac, en dessous de l'avenue des Ruisseaux. Les limites du bassin versant du lac ainsi que celles des sous-bassins seront présentées dans la section des résultats (4.1). Elles ont été établies à partir des données géomatiques et des observations sur le terrain.

[2] Longueurs calculées à partir des données géomatiques fournies par la Ville de Lévis.

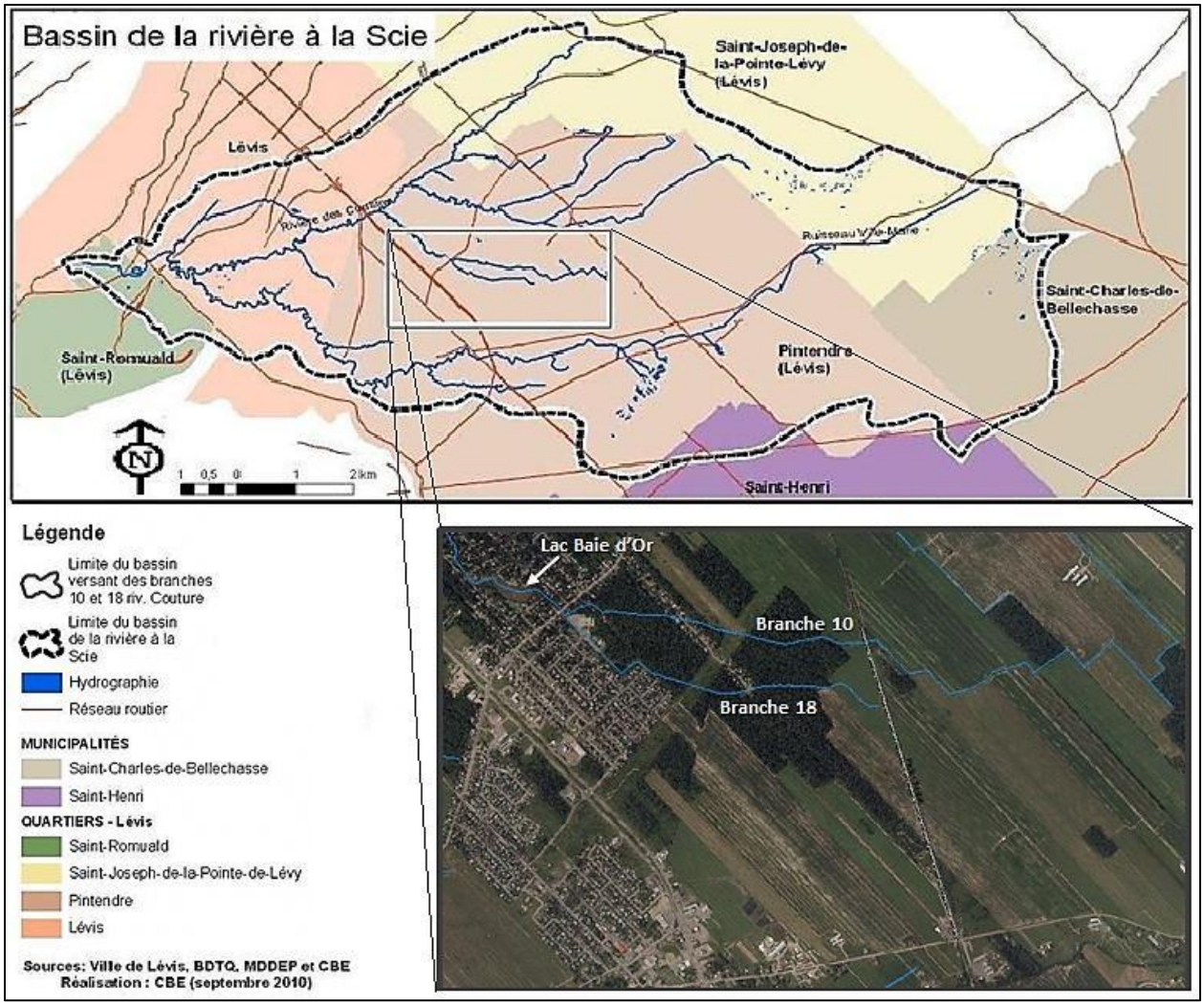


Figure 1 : Emplacement du bassin versant du lac Baie d'Or dans le bassin hydrologique la rivière à la Scie (modifié de CBE, 2010 [5])

3 MÉTHODOLOGIE

Cette section décrit la méthodologie employée pour le développement du modèle hydrologique ainsi que pour l'identification et la quantification des sources de pollution du lac Baie d'Or. Dans le cadre de ce projet, la modélisation cherche à mieux comprendre la problématique du lac par la simulation des débits, à partir des données pluviométriques. Ces débits sont ensuite utilisés pour le calcul du bilan annuel de PT et des MES. Cette approche est particulièrement avantageuse dans le cas de cette étude, en raison de l'absence de données hydrométriques historiques.

La méthodologie sera présentée en deux sections principales. La première porte sur les étapes de construction du modèle hydrologique, alors que la deuxième décrit les procédures employées pour le calcul et l'analyse du bilan de phosphore et des matières en suspension. À la fin, une dernière section décrit la méthode pour la caractérisation morphométrique du lac.

3.1 Élaboration du modèle hydrologique

Le modèle a été élaboré à l'aide du logiciel PCSWMM 2012 (Stormwater Management Model)[3]. Ce programme permet de simuler l'écoulement des eaux pluviales dans le milieu urbain et rural [6]. Il inclut des outils permettant d'évaluer autant l'aspect quantitatif que qualitatif du ruissellement, soit pour des événements ponctuels ou des simulations continues [6]. Dans cette étude, SWMM ne sera utilisé que pour la simulation quantitative, soit la détermination de débits à partir des données pluviométriques.

[3] PCSWMM est un logiciel conçu par la compagnie Computational Hydraulics Inc. (CHI). Il est basé sur le modèle de calcul SWMM 5, développé par *l'United States Environnemental Protection Agency (US EPA)* en collaboration avec la firme de génie *Cam Dresser & McKee Inc*.

Dans SWMM, le comportement de l'eau pluviale est représenté au moyen de quatre compartiments principaux qui interagissent entre eux. Premièrement, on retrouve le **compartiment atmosphérique**, composé des données de précipitations tombant sur le territoire. La **surface du terrain** constitue le deuxième compartiment, qui est divisé en sous-bassins de drainage. Ces derniers génèrent l'écoulement en réponse aux précipitations provenant du compartiment atmosphérique. Cet écoulement est acheminé soit vers le compartiment souterrain, soit vers le compartiment de transport. **Le compartiment souterrain** peut être utilisé pour simuler le transfert de l'eau d'infiltration provenant de la surface du terrain. Il est à noter que dans notre modèle, le compartiment souterrain n'a pas été inclus. Finalement, **le compartiment de transport** est constitué par les différents éléments du système de drainage des eaux pluviales (conduites, fossés, jonctions, etc.). Ainsi, le ruissellement en surface, produit en réponse aux précipitations, est régulé par les caractéristiques de chaque sous-bassin versant (occupation du sol, surface, pente, etc.). Ensuite, ce ruissellement est acheminé vers les jonctions (points d'entrée du réseau pluvial) et transporté par le système de conduites vers l'exutoire du système. La figure 2 montre les principaux éléments constitutifs du modèle SWMM [6, 7].

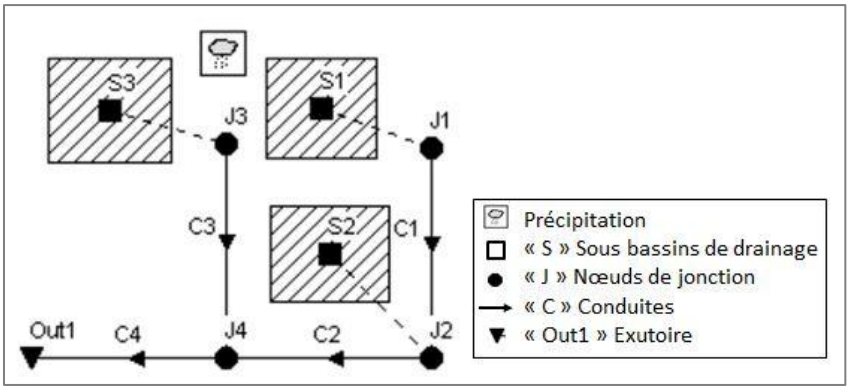


Figure 2 : Schéma représentatif des différents éléments constitutifs du modèle SWMM (tiré de James et al., 2010 [6])

Comme mentionné dans le *Guide de gestion des eaux pluviales* [8], plusieurs étapes sont nécessaires pour l'élaboration d'un modèle de simulation hydrologique / hydraulique. La figure 3 illustre les étapes de modélisation appliquées dans ce projet. Premièrement, les

données de base nécessaires pour la caractérisation de chacun des compartiments mentionnés précédemment ainsi que pour le calage du modèle ont été compilées. À partir de ces données, le modèle a été créé et calé sur SWMM. Une fois que l'ajustement du modèle a été jugé satisfaisant, les simulations ont été réalisées au moyen des données historiques de précipitations. Les sections suivantes décrivent plus amplement chacune de ces étapes.

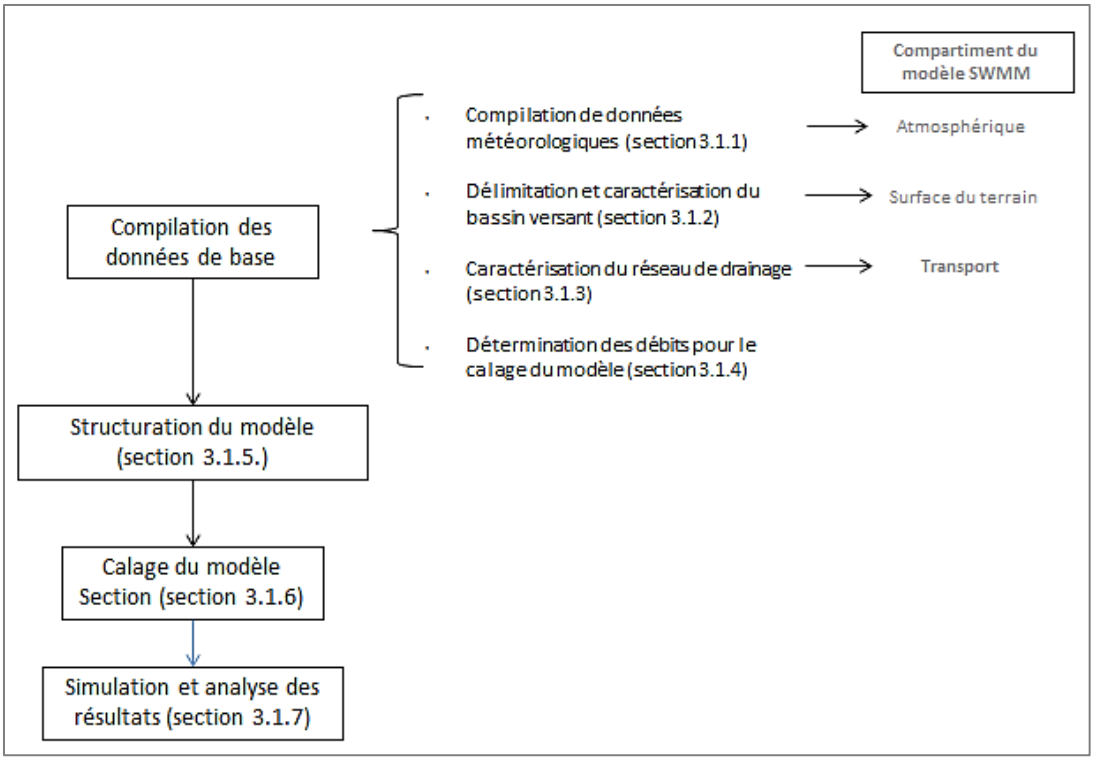


Figure 3 : Étapes de modélisation

3.1.1 Compilation des données pluviométriques

Les données pluviométriques utilisées dans notre étude proviennent de la station « Lauzon - 7024254 ». Elles ont été fournies par le service de l'information sur le milieu atmosphérique de la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEFP. Cette station se trouve dans le secteur de Pintendre (46,75522°N -71,08854°W) à environ 3,5 km au sud-est du lac Baie d'Or (figure 4). Elle est en service depuis 2008. Cette station est équipée d'un pluviographe à auget

basculeur de marque RIMCO, d'une capacité de réception de 2mm[4]. Les données de hauteur de précipitation (mm) à la minute ont été compilées depuis l'année 2009 jusqu'en 2013. Cette station enregistre ces valeurs pendant la période d'avril à octobre de chaque année. Toutefois, en 2009 aucun enregistrement n'a été fait en avril ni en mai.

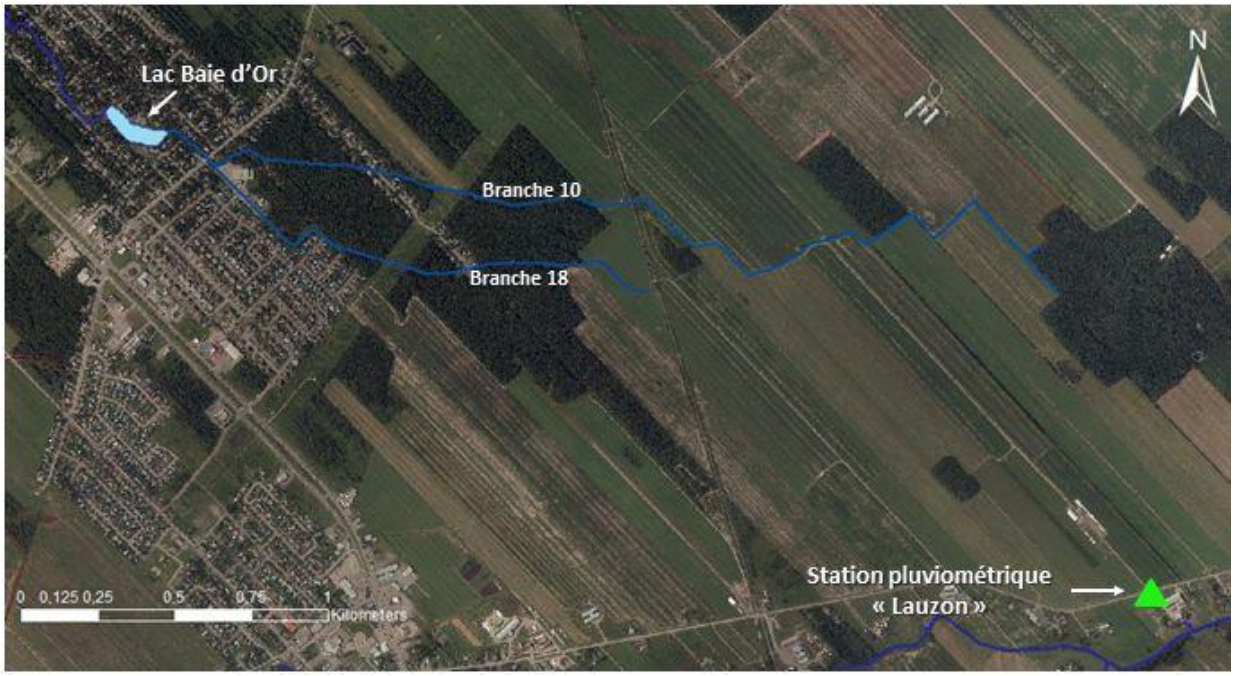


Figure 4 : Emplacement de la station pluviométrique de Lauzon

3.1.2 Délimitation et caractérisation du bassin versant

Le bassin versant[5] d'un lac est le territoire, délimité par la topographie, qui se draine vers ce dernier [9]. La qualité de l'eau d'un lac est ainsi fortement influencée par l'état de son bassin versant. Chaque bassin hydrographique possède des caractéristiques morphométriques (surface, pente, etc.), hydrologiques et d'utilisation du territoire. Ces caractéristiques ont des

[4] Communication par courriel avec Mme Sophie Houplain.

[5] Aussi appelé bassin hydrographique

effets sur l'écoulement ainsi que sur la qualité de l'eau. Ainsi, une bonne connaissance de ces caractéristiques est cruciale dans le but de déterminer la provenance des sources de pollution.

Les limites du bassin versant ont été présentées dans les travaux de la firme de génie conseil Écogénie, réalisés en 2009 [4]. Cependant, ces travaux n'ont pas tenu compte de la totalité du territoire qui est drainé vers le lac par le réseau pluvial. Un deuxième bassin hydrologique plus large a été fourni par la Ville de Lévis (figure 30 annexe 1). Néanmoins, compte tenu des objectifs de cette étude, il était nécessaire d'avoir un modèle du bassin versant plus précis incluant les sous-bassins de drainage. C'est pourquoi une nouvelle délimitation du bassin versant a été effectuée en utilisant les informations fournies par la Ville de Lévis. Ces informations incluent des orthophotos, des données topographiques, des données hydrographiques ainsi que la structure du réseau pluvial de la localité. Plusieurs informations manquantes ont également dû être obtenues à partir des plans de travaux d'infrastructures réalisés dans le secteur et des observations de terrain. La structuration des données du réseau pluvial ainsi que la délimitation du bassin versant ont été effectuées à l'aide du logiciel ArcGIS 10.1.

Tout d'abord, un modèle numérique du terrain a été généré à partir des données LIDAR[6]. Ce modèle est une matrice dont chaque pixel[7] contient l'information relative à l'élévation. Il a ensuite été employé pour établir la direction d'écoulement ainsi que les points de confluence du ruissellement. Cette procédure permet de relier les différentes lignes d'accumulation d'eau vers un exutoire, dans ce cas-ci le lac Baie d'Or. D'autre part, elle permet aussi de diviser le territoire en sous-bassins versants. Comme mentionné précédemment, le lac est alimenté par trois tributaires principaux, soit les branches 10 et 18 et le réseau pluvial. Ainsi, les sous-bassins de ces derniers ont été délimités dans le but de déterminer la partie du territoire qui est drainée par chaque tributaire. Pour ce qui est du secteur urbain, le découpage a été réalisé à

---

[6] *Light detection **a**nd **r**anging. Technique de télédétection par Laser 10. Johnson, L.E., Geographic information systems in Water Ressources Engineering. 2009.*

[7] *Résolution de 1 mètre*

l'aide des orthophotos, en considérant la direction d'écoulement vers les nœuds du réseau pluvial.

Plusieurs étapes d'analyse et de traitement de données ont été nécessaires pour arriver à établir la connexion des différentes zones du bassin hydrographique. Les limites topographiques ont été ensuite intégrées au modèle du réseau pluvial (voir section 3.1.3) pour finalement déterminer l'étendue du bassin hydrographique.

3.1.2.1 Caractérisation des sous-bassins

Les principaux paramètres nécessaires à la modélisation ont été définis pour chaque sous-bassin versant. Ceux-ci incluent les caractéristiques du territoire ayant une influence sur la réponse hydrologique (tableau 1). Plusieurs de ces paramètres, tels que la surface, la pente et le pourcentage d'imperméabilisation, ont été déterminés à partir des données géomatiques. D'ailleurs, deux types de surfaces imperméables ont été inclus, soit celles connectées directement (SIDC) ou indirectement (SIIC) au réseau des eaux pluviales. Cette distinction est importante, car la réponse hydrologique de ces deux types de surfaces est différente [11]. En effet, le ruissellement provenant des SIIC est acheminé premièrement vers des surfaces perméables avant d'atteindre le réseau de drainage [6, 11]. Donc, une partie de ce ruissellement peut s'infiltrer dans ces surfaces perméables.

D'autres paramètres de modélisation ont été définis dans un premier temps à partir des valeurs de référence retrouvées dans la littérature (tableau 1). Ensuite, ils ont été ajustés lors du calage du modèle (section 3.1.6).

Tableau 1 : Liste des paramètres de modélisation requis pour les sous-bassins de drainage

Paramètre	Source
– Surface – Largeur – Pente moyenne – Pourcentage de surface imperméable sur le bassin versant	Données géomatiques
– Coefficient de Manning-Strickler (surfaces perméables et imperméables) – Rétention d'eau en surface (surfaces perméables et imperméables) – Taux d'infiltration min. et max. – Constante de décroissance du taux d'infiltration – Durée d'assèchement du sol	Valeurs de référence retrouvées dans le Guide de gestion des eaux pluviales [8] et dans le Guide de l'utilisateur de PCSWMM [6]

3.1.3 Caractérisation du réseau pluvial

Comme mentionné précédemment, les données fournies par la Ville de Lévis n'étaient pas suffisamment détaillées pour notre étude. Par exemple, les caractéristiques de certains regards et conduites étaient absentes. Des renseignements supplémentaires ont été obtenus grâce à la consultation de plans des travaux réalisés dans la localité et à la validation des informations sur le terrain. Ainsi, une représentation plus détaillée du réseau pluvial a été obtenue. De plus, afin de mieux représenter la réalité du drainage des eaux, les fossés et les ponceaux les plus représentatifs du territoire ont été cartographiés. L'identification et la localisation des fossés et ponceaux ont été réalisées à l'aide du modèle numérique d'élévation (MNE), des orthophotos et des observations sur le terrain. Leur géométrie a été définie sur SWMM à l'aide de l'outil qui permet d'établir la forme moyenne des canaux naturels à partir du MNE. Le tableau 2 donne la liste des différents paramètres renseignés.

Tableau 2 : Liste des paramètres de modélisation requis pour le réseau de drainage

Élément	Paramètres	Source
Conduites	– Largeur – Géométrie – Diamètre des canalisations – Pente – Coefficient de Manning	Données fournies directement par la Ville de Lévis ou calculées à partir des plans et devis Valeurs de référence
Nœuds de jonction (regards)	– Profondeur maximale du regard – Hauteur du radier – Décalage de la conduite par rapport au fond du regard	Données fournies directement par la Ville de Lévis ou calculées à partir des plans et devis

3.1.4 Détermination des débits pour 2013

Dans le but de déterminer la quantité d'eau qui arrive au lac ainsi que sa provenance, il faut tout d'abord connaître le débit de chacun des tributaires. Ces mesures de débit sont également nécessaires pour le calage du modèle hydrologique / hydraulique (section 3.1.6). Cependant, aucune station hydrométrique n'existe sur le bassin versant du lac Baie d'Or.

Une station de jaugeage[8] a donc été installée dans chacun des ruisseaux (branches 10 et 18), une autre en amont du lac (en aval de la confluence des ruisseaux et du réseau pluvial) et une dernière à l'exutoire du lac[9] (figure 5). Ces stations enregistraient en continu (aux 15 min) la pression hydrostatique. Ensuite, le niveau d'eau a été calculé à partir de la différence entre la pression hydrostatique et la pression atmosphérique [12], mesurée par une sonde installée hors de l'eau. Les valeurs de niveau d'eau obtenues ont été validées, et en cas de besoin les valeurs aberrantes ont été éliminées.

[8] Chaque station était composée d'un limnigraphe submersible du type « *water lever data logger* HOBO U20 », qui enregistre en continu (aux 15 min) la pression hydrostatique et la température.

[9] Les mesures à l'exutoire du lac seront utilisées pour établir le temps moyen de résidence de l'eau dans le lac.

Par ailleurs, afin de transformer ces données de hauteur d'eau en débit, une courbe de tarage représentative a été tracée à chaque station[10]. Pour ce faire, une dizaine de mesures de débit ont été effectuées dans chacune des sections jaugées, par la méthode d'exploration du champ de vitesses[11] (ISO : 748, 1997 [13]). La vitesse d'écoulement était alors mesurée à l'aide d'un courantomètre électromagnétique Marsh-McBirney FlowMate (modèle 2000).

Il faut noter que, pour le réseau pluvial, aucune mesure directe de niveau d'eau ni de débit n'a été effectuée. Ceci est notamment dû aux difficultés techniques reliées à l'installation et au suivi des équipements dans les conduites. Ainsi, le débit provenant du réseau pluvial a été calculé par soustraction du débit des ruisseaux au débit total mesuré en amont du lac, soit en aval de la confluence des tributaires (figure 5).

3.1.4.1 Bilan hydrique

Le volume total de ruissellement vers le lac en 2013 a été calculé à partir des débits estimés à l'aide des courbes de tarage et des mesures de hauteurs d'eau. Il a été comparé au volume de précipitations reçu sur le bassin versant pendant la période d'étude. Un bilan hydrique sommaire a ainsi été estimé pour la période d'étude. Ce dernier a été utilisé comme première valeur de référence lors du calage du modèle hydrologique / hydraulique. Cependant, il est à remarquer qu'il s'agit d'un bilan simplifié, qui ne tient pas compte de l'ensemble de l'eau de fonte, puisque la période d'étude a commencé le 19 avril 2013, soit après les chutes de neige et avant la fin de la fonte du stock de neige.

[10] Cette courbe permet d'établir la fonction qui décrit le mieux la relation entre la hauteur d'eau et le débit.

[11] Méthode qui permet le calcul du débit à partir de la détermination de la vitesse d'écoulement et de l'aire de la section par des mesures successives de la profondeur et de la vitesse à différentes verticales sur la largeur totale du chenal.

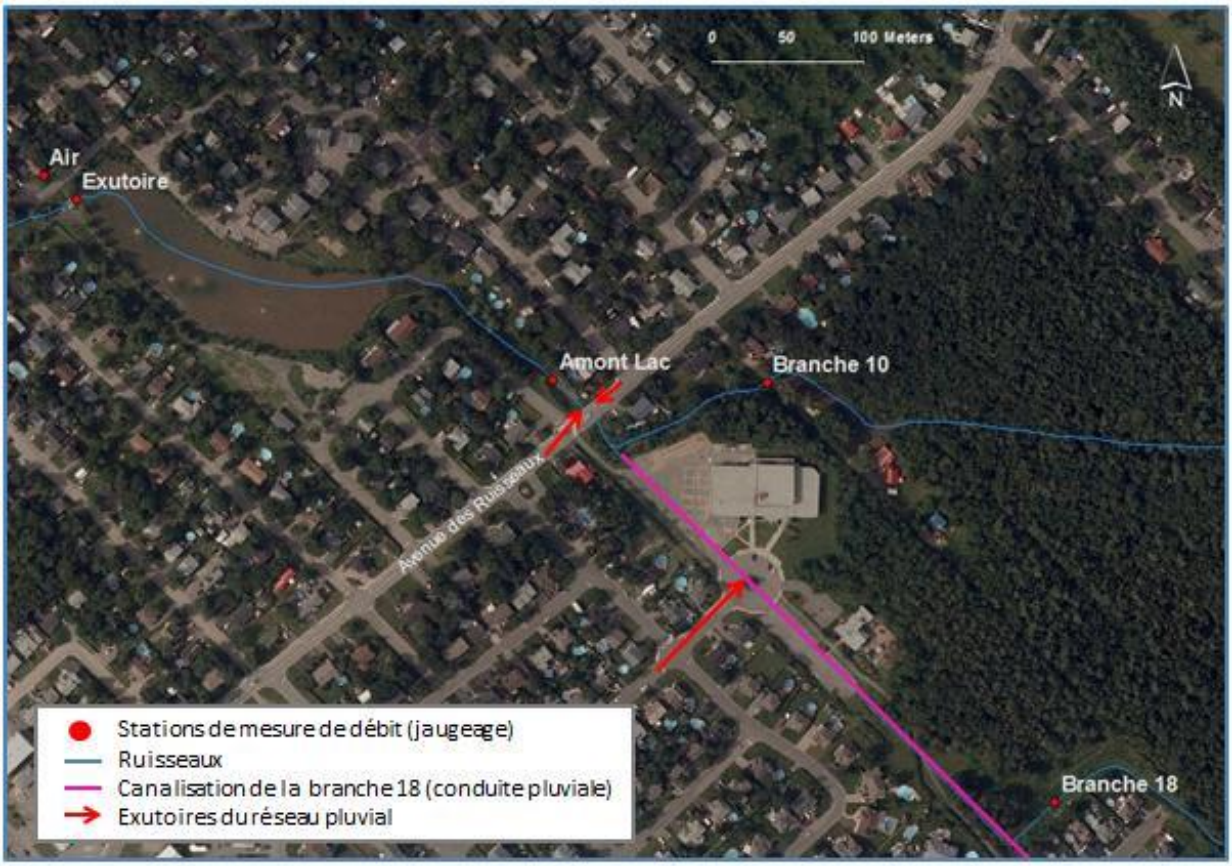


Figure 5 : Emplacement des stations de jaugeage

3.1.5 Structuration du modèle sur PCSWMM

Une fois toutes les données de base compilées, elles ont été intégrées sur PCSWMM. Ensuite, la relation entre les différents éléments du modèle a été établie. Ainsi, les nœuds de jonction et les conduites ont été reliés et le cheminement de l'écoulement vers l'exutoire du système de drainage a été vérifié. De plus, l'exutoire (nœud) de chaque sous-bassin versant a été défini. D'autre part, certaines options de simulation ont été fixées afin d'établir la façon dont les différents processus hydrologiques sont modélisés par PCSWMM (ex. l'infiltration). Le tableau 3 liste les principaux paramètres choisis pour le modèle.

Tableau 3 : Principales options de simulations utilisées dans la modélisation

Option de simulation	Paramètre choisi	Description [7]
Processus (*Process Models*)	Les modèles de transformation de pluie en débit ainsi que d'écoulement en conduite ont été utilisés	Ces options déterminent les processus à modéliser, soit la transformation de pluie en débit sur les bassins versants ainsi que l'écoulement dans le réseau.
Infiltration	Modèle d'infiltration de Horton	Ce modèle représente, de façon exponentielle, la décroissance de la capacité d'infiltration du sol au cours d'un événement de pluie. Ceci à partir d'une valeur initiale maximale jusqu'à une valeur minimale lorsque le sol est saturé.
Modèle de transfert (*Routing Model*)	Modèle de l'onde cinématique	Il s'agit d'un modèle simplifié, parmi les trois proposés par SWMM, qui permet de représenter l'écoulement de l'eau dans le système de drainage (conduites).

3.1.6 Calage du modèle

Le calage est un processus qui permet d'optimiser divers paramètres d'entrée difficilement mesurables, grâce à la comparaison des résultats simulés aux valeurs observées [14], [8]. Certains paramètres définis dans un premier temps à partir de valeurs de référence (par ex. le coefficient de Manning) peuvent ainsi être ajustés. Cet ajustement se fait par un processus itératif d'essais-erreurs dont l'objectif est d'obtenir les valeurs de paramètres permettant de rapprocher au mieux les valeurs simulées des valeurs observées.

Le calage du modèle du lac Baie d'Or a été réalisé en comparant les débits simulés aux débits mesurés de juin à octobre 2013 aux stations de jaugeage[12]. Le processus a été effectué en débutant par la branche 18, suivi par la branche 10 et le réseau pluvial. D'abord, les débits de base des ruisseaux ont été définis en fonction des valeurs minimales observées en temps sec.

[12] Le modèle du réseau pluvial a été calé selon les valeurs de débit calculées comme indiqué dans la section 3.1.4.

Ensuite, le volume de ruissellement lors des événements de pluie ainsi que la forme de l'hydrogramme ont été ajustés en modifiant certains paramètres des sous-bassins versants. Concernant la branche 10, il faut souligner qu'on s'attendait *a priori* à ce que la procédure décrite ci-dessus ne permette pas d'arriver à un calage satisfaisant étant donné la présence d'un barrage dont le niveau d'eau est contrôlé de manière imprévisible et non documentée. C'est pourquoi il a été nécessaire d'utiliser les valeurs des paramètres obtenues lors du calage de la branche 18 pour ajuster le modèle de la branche 10, en faisant l'hypothèse que les propriétés du sol sont semblables d'un secteur à l'autre. Ces paramètres ainsi que les valeurs retenues sont présentés au tableau 6 (section 4.4.1).

La performance du modèle a été évaluée dans un premier temps par une comparaison graphique des hydrogrammes, et dans un deuxième temps à l'aide de quatre critères de performance, suggérés par Moriasi et al. [14]. Ceux-ci incluent le coefficient de corrélation de Pearson (R), le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE), le pourcentage de biais (PBIAS) et le ratio entre la racine carrée de l'erreur et l'écart-type des observations (RSR). Les formules de calcul de ces critères de performance sont données au tableau 18 en annexe. Le premier critère évalue la relation linéaire entre les débits simulés et observés, avec des valeurs allant de 0 (aucune corrélation) à 1 (corrélation maximale). Quant au coefficient de NSE, il s'agit d'un indicateur de l'efficacité prédictive du modèle [15], avec une gamme de valeurs allant de $-\infty$ à 1 (valeur optimale). Moriasi et al. [14] mentionnent que des valeurs supérieures à 0,5 seraient satisfaisantes pour la simulation de valeurs mensuelles. Un critère de 0 indique que les prédictions du modèle sont aussi précises que le fait d'utiliser la moyenne alors qu'un critère de 1 correspond à un match parfait entre le modèle et les observations. D'autre part, PBIAS estime la tendance du modèle à surestimer ou sous-estimer les débits mesurés. Les formules de calcul pour ces critères numériques ainsi que les valeurs de performance suggérées par Moriasi et al. [14] sont présentées au tableau 18 (annexe 1). Toutefois, on doit noter que ces valeurs de performance ont été prises comme référence seulement, puisqu'elles ont été établies pour des simulations à un pas de temps mensuel, alors qu'un pas de temps de 15 minutes est utilisé dans notre étude. En effet, plusieurs auteurs signalent l'obtention de critères moins performants avec des pas de temps plus petits (par ex. journalier au lieu de mensuel) [14]. Ainsi, puisque les

simulations ont été réalisées avec un pas de temps de 15 minutes, les critères de performance ne seront présentés que pour le débit moyen journalier.

3.1.7 Simulation et génération des résultats

Une fois le modèle calé, il a été utilisé pour générer des séries temporelles de débit pour les années 2009 à 2012. Ces débits ont ensuite servi à l'estimation des charges en phosphore et en matières en suspension relatives à ces années.

D'autre part, deux scénarios ont été simulés dans le but d'évaluer l'effet de certains changements des caractéristiques du territoire sur la charge exportée en PT et en MES. Pour ce faire, les données pluviométriques de l'année 2013 ont été utilisées. Le premier scénario est basé sur l'hypothèse d'un développement urbain qui augmenterait de 20 % le pourcentage d'imperméabilisation actuel. Le deuxième scénario propose un ralentissement de l'écoulement par l'augmentation du coefficient de Manning des surfaces perméables. Un tel ralentissement représenterait, par exemple, l'augmentation des zones boisées, l'amélioration des bandes riveraines ou toute autre intervention limitant la vitesse d'écoulement.

3.2 Calcul des charges

Lors du premier mandat du projet, une caractérisation de la charge externe a été réalisée par l'analyse d'échantillons prélevés dans les tributaires du lac. Différentes variables ont été mesurées et les résultats sont discutés dans le rapport du 1er mandat [16]. Dans la deuxième partie de l'étude, cependant, seules les données de phosphore total et de matières en suspension seront utilisées, en raison du rôle principal de ces variables dans l'eutrophisation du milieu aquatique. La charge peut être définie comme la masse de polluant transitant en un point donné pendant une période de temps donnée [8]. Le taux d'entrée d'un polluant peut être estimé par le produit du débit et de la concentration de ce polluant. Toutefois, les taux d'entrée ne sont pas constants dans le temps. En effet, ils présentent une variabilité temporelle importante et sont fortement affectés par les événements pluviométriques [8]. Cette variabilité

est difficile à estimer lorsque le nombre de données relatives à la concentration et au débit sont limitées.

Il existe plusieurs méthodes de calcul pour l'estimation de la charge d'un polluant. Dans le cadre de cette étude, six de ces méthodes ont été appliquées et comparées. Les méthodes utilisées incluent la régression linéaire, l'estimation par le ratio de Beale ainsi que quatre méthodes d'intégration numérique (estimateurs de la moyenne). Ces dernières utilisent la moyenne des concentrations, des débits ou des charges journalières mesurées, pour établir la charge totale sur une période de temps [17]. Ces différentes méthodes sont décrites au tableau 14 (annexe 1).

La charge annuelle de phosphore et de matières en suspension a été estimée au moyen des débits mesurés et simulés aux trois stations de mesure (les deux ruisseaux et l'amont du lac) ainsi que de ceux estimés pour le réseau pluvial. Cette charge est calculée pour la période estivale, soit du 1er juin au 31 octobre. Le mois de novembre, inclus dans le rapport préliminaire, a été exclu du rapport final suite à une vérification des données pluviométriques indiquant que les enregistrements de l'année 2013 n'incluaient pas la totalité du mois[13]. D'ailleurs, avril et mai n'ont pas été inclus dans le bilan en raison du nombre limité de mesures de débits et de concentrations effectuées pendant cette période, ce qui ne permet pas d'établir l'apport de l'eau de fonte. Un bilan sommaire printanier a tout de même été calculé à partir des données recueillies du 19 avril au 31 mai 2013.

Finalement, il faut souligner que toutes les charges estimées sont basées uniquement sur les résultats des mesures de qualité de l'eau recueillies pendant l'année 2013. Ainsi, ceci ne reflète pas les éventuelles variations interannuelles.

[13] Seule la pluie du 1er novembre a été répertoriée, cependant d'autres événements de pluie sont survenus par la suite. De plus, pour les années 2009 à 2012, il n'y a aucun enregistrement disponible pour ce mois.

3.3 Caractérisation morphométrique et hydrologique du lac

Les principales caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac ont été déterminées à partir de la bathymétrie du lac, des données géomatiques fournies par la Ville de Lévis ainsi que des mesures de débits et de niveaux d'eau effectuées en 2013. Ces caractéristiques incluent notamment l'aire, le volume, la profondeur moyenne, le temps de résidence, le taux de renouvellement et le débit. Les formules de calcul pour chacune de ces variables sont présentées au tableau 11 (section 4.6).

4 RÉSULTATS

4.1 Délimitation du bassin versant

4.1.1 Description des limites du bassin versant

La figure 6 montre les limites du bassin versant du lac Baie d'Or. Ce dernier a une superficie de 399 ha et il est grossièrement délimité par l'avenue du Ruisseau au nord-ouest, la route du Président-Kennedy au sud-ouest, le chemin Ville-Marie au sud-est, la route Monseigneur Bourget à l'est et la branche 10 (ruisseau Nord) au nord-est. Afin d'obtenir une délimitation plus précise, une attention particulière a dû être portée sur certaines zones identifiées dans la figure 43. Une description détaillée des limites du bassin est présentée à l'annexe 2.

Le bassin versant présente une différence d'altitude d'environ 28 m entre son point le plus haut et la sortie du lac. La représentation des élévations présentes dans le bassin versant sous forme d'un histogramme cumulé montre une dénivellation pratiquement constante à l'échelle du bassin (figure 7).

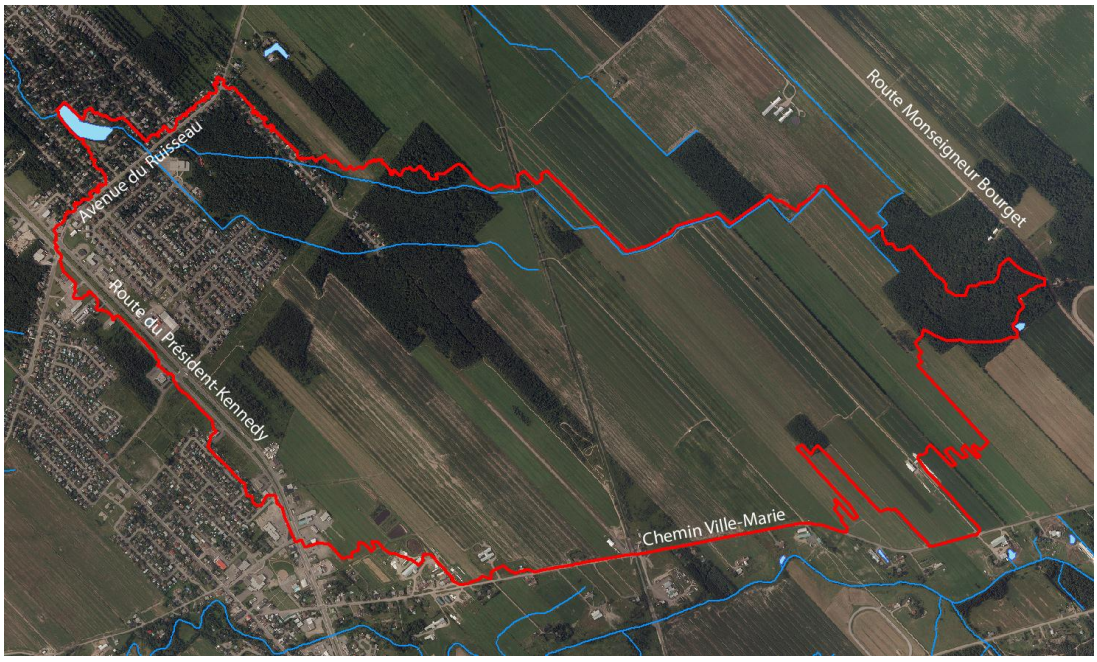


Figure 6 : Limites du bassin versant du lac Baie d'Or

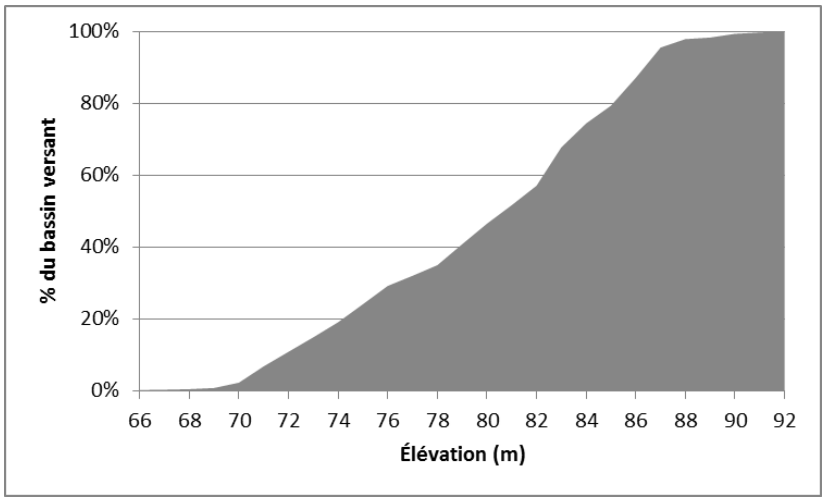


Figure 7 : Histogramme cumulé des élévations du bassin versant du lac Baie d'Or

4.1.2 Description des sous-bassins versants

Le bassin hydrographique du lac Baie d'Or comprend trois sous-bassins principaux, se drainant respectivement vers les branches 10, 18 et le réseau pluvial (figure 8). Ces trois secteurs ont été subdivisés en sous-bassins versants de plus petite taille, tel qu'illustré à la figure 8. D'ailleurs, il faut souligner que le secteur autour du lac, inclus dans le bassin versant du lac, n'a pas été pris en compte dans la modélisation (zone en rouge (S36) dans la figure 8), puisque les données disponibles ne permettent pas d'évaluer l'apport en eau et en nutriments provenant de ce secteur. Toutefois, il ne représente que 1 % (4 ha) de la superficie totale du bassin versant du lac.

Le sous-bassin versant de la branche 10 représente 48,7 % du bassin versant du lac. Il inclut la partie au nord du bassin versant ainsi que les terres agricoles à l'est de la piste cyclable (figure 8). Ce secteur est composé à 97,7 % de terres agricoles et forestières (tableau 4 et figure 9). Il a été divisé de nouveau en trois sous-bassins versants, présentés à la figure 8.

Le sous-bassin versant drainé par la branche 18 se retrouve dans la partie centrale du bassin hydrographique du lac (figure 6), et représente 26,1 % du bassin versant du lac. Ce territoire est également principalement composé de 96,9 % de terres à usages agricole et forestier (tableau 4 et figure 9) et a été divisé en trois sous-bassins versants.

Le sous-bassin versant drainé par le réseau pluvial, pour sa part, occupe 25,2 % du bassin versant du lac. Ce secteur a été divisé en 28 sous-bassins (figure 8). Le réseau de drainage des eaux pluviales par conduites se trouve dans la partie résidentielle et commerciale du territoire. Cependant, l'analyse détaillée des données topographiques et des plans du quartier suggère que ce réseau reçoit également l'eau provenant des terres agricoles situées au sud-ouest du bassin versant (sous-bassins 12 et 13). Ainsi, 45 % de la superficie de ce secteur serait de type agricole et forestier, 33 % de type résidentiel et 22 % de type commercial. En ce qui concerne les zones résidentielles, elles sont principalement de faible et moyenne densité (tableau 4 et figure 9). L'ensemble des caractéristiques des sous-bassins versants ainsi que leurs paramètres de modélisation sont présentés aux tableaux 15 et 16, en annexe. Quant aux surfaces imperméables, elles occupent environ 6 % du territoire du bassin versant (SIDC = 4 %; et SIIC = 2 %) (figure 10).

Tableau 4 : Surface des différents secteurs du bassin versant du lac Baie d'Or et pourcentage d'occupation du territoire

			Occupation du territoire (%)			
Secteur	**Surface (ha)**	**% du territoire**	**Résidentielle**	**Agricole**	**Forestière**	**Commerciale**
Branche 10	192,3	48,7	2,3 (Faible densité)	80	17,7	0
Branche 18	103,2	26,1	3,1 (Faible densité)	68,7	28,2	0
Pluvial	99,3	25,2	33*	37,9	7	22,2
TOTAL**	394,8					

* 60,4 % à faible densité, 37,5 % à moyenne densité et 2,2 % à forte densité.
**Cette valeur ne tient pas compte du secteur autour du lac, d'une surface de 4,4 ha.

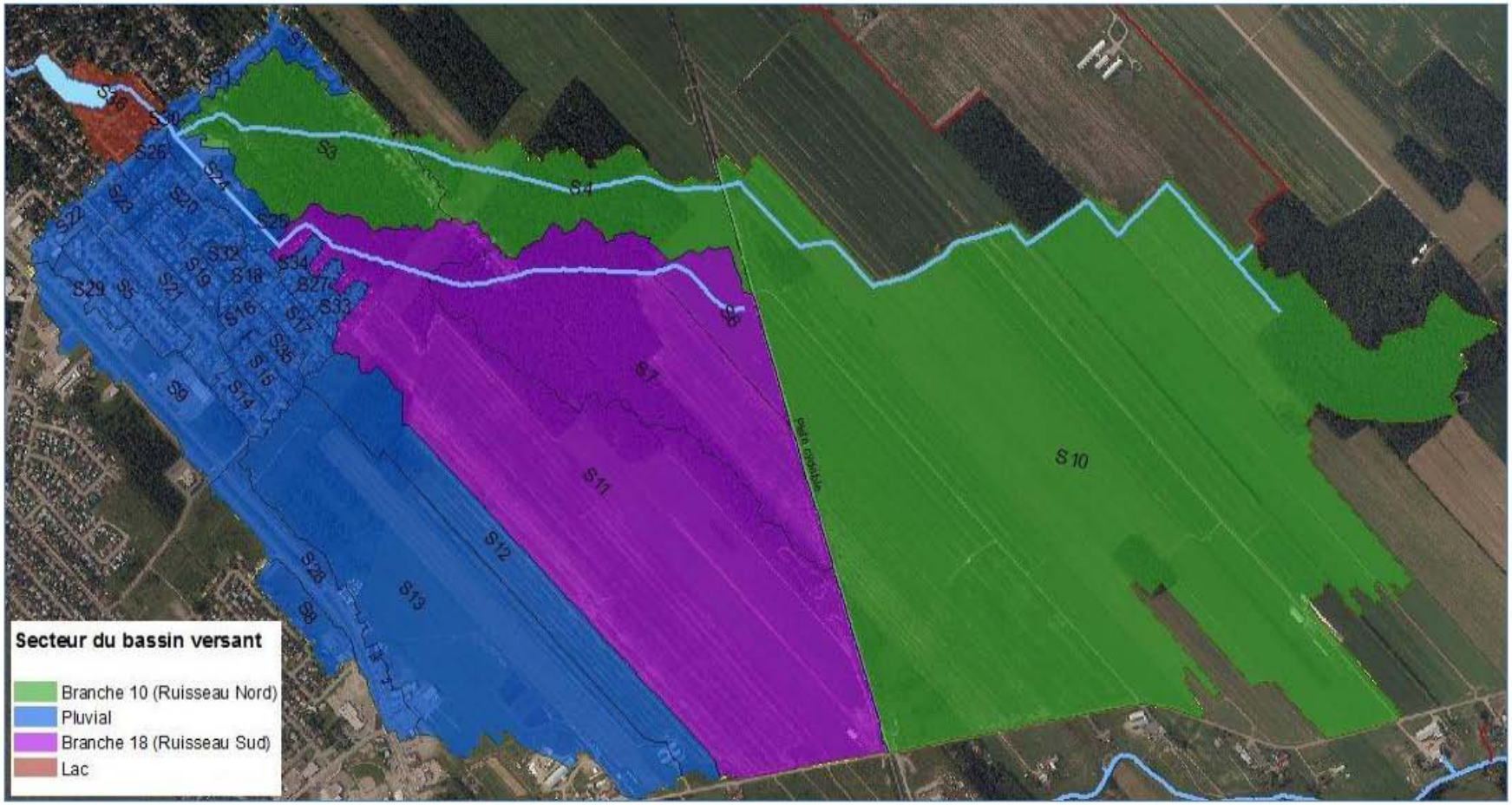


Figure 8 : Secteurs du bassin versant du lac Baie d'Or et leurs sous-bassins (source des orthophotos : Ville de Lévis)

Figure 9 : Occupation du territoire du bassin versant du lac Baie d'Or (basé sur les données fournies par la Ville de Lévis)

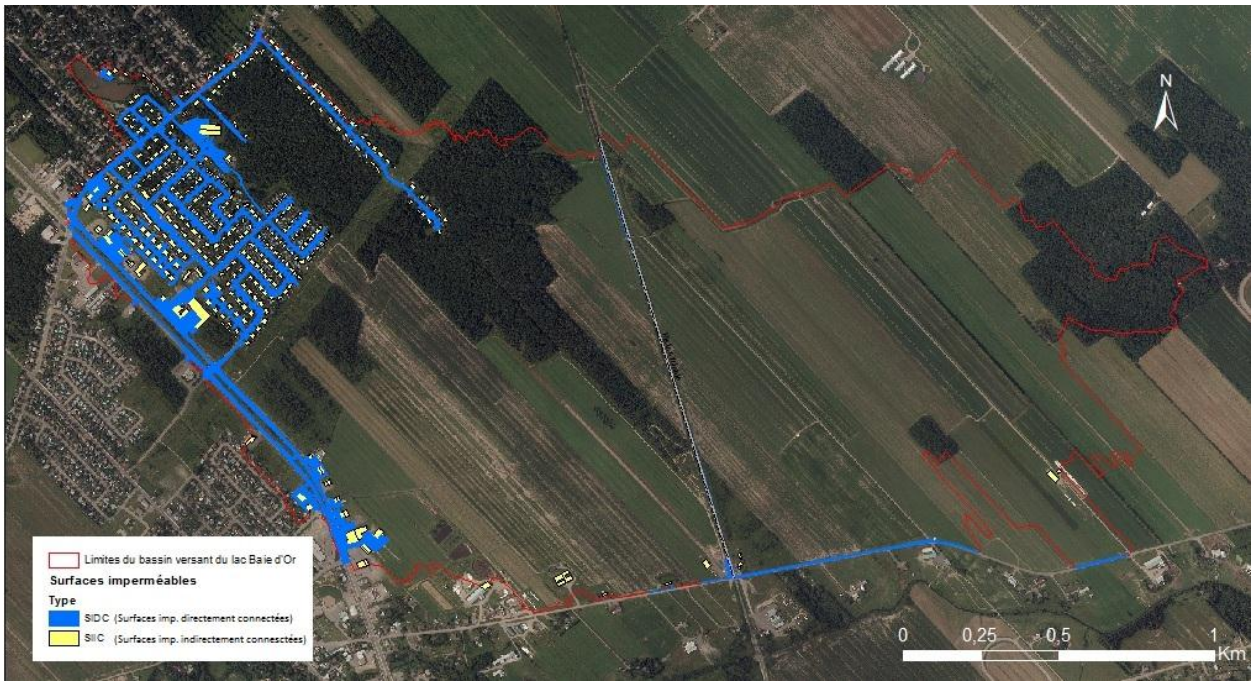


Figure 10 : Distribution des surfaces imperméables dans le bassin versant du lac Baie d'Or (source des orthophotos : Ville de Lévis)

4.1.3 Caractérisation du réseau pluvial

Le réseau de drainage par conduites de Pintendre est de type séparé, c'est-à-dire que les eaux pluviales et usées sont transportées par des conduites indépendantes. Sa construction a débuté dans les années 80 et, pour le secteur à l'étude, les derniers travaux datent de 2007[14]. Les données concernant le raccordement et les caractéristiques des conduites étaient disponibles pour la majorité du réseau. Cependant, aucune information n'a été retrouvée pour certaines sections du réseau, par exemple pour un secteur sur l'avenue Kennedy entre la 7e avenue et l'avenue Des Ruisseaux (figure 11). Afin de compléter la modélisation du réseau de drainage, ces sections ont dû être ajoutées au réseau initial fourni par la Ville de Lévis. De plus, comme mentionné dans la méthodologie, les fossés et les ponceaux les plus représentatifs ont aussi été renseignés. D'autre part, suite à l'analyse des données disponibles et à des vérifications sur place, quelques corrections ont été apportées au réseau initial[15].

Le modèle final du réseau pluvial est ainsi composé de 6 683 m de conduites circulaires, 13 ponceaux (302 m), 4 671 m de fossés, et 4 375 m de conduites ouvertes de forme irrégulière qui représentent les ruisseaux. Ces éléments sont reliés entre eux grâce à 132 nœuds de jonction (figure 11). Les paramètres de modélisation choisis pour les différents éléments du réseau sont présentés au tableau 17 en annexe.

[14] D'après les informations fournies par la Ville de Lévis.

[15] Ces corrections ont été communiquées par et discutées avec M. François Simard, technicien en géomatique volet Infrastructures de la Direction des Infrastructures de la Ville de Lévis.

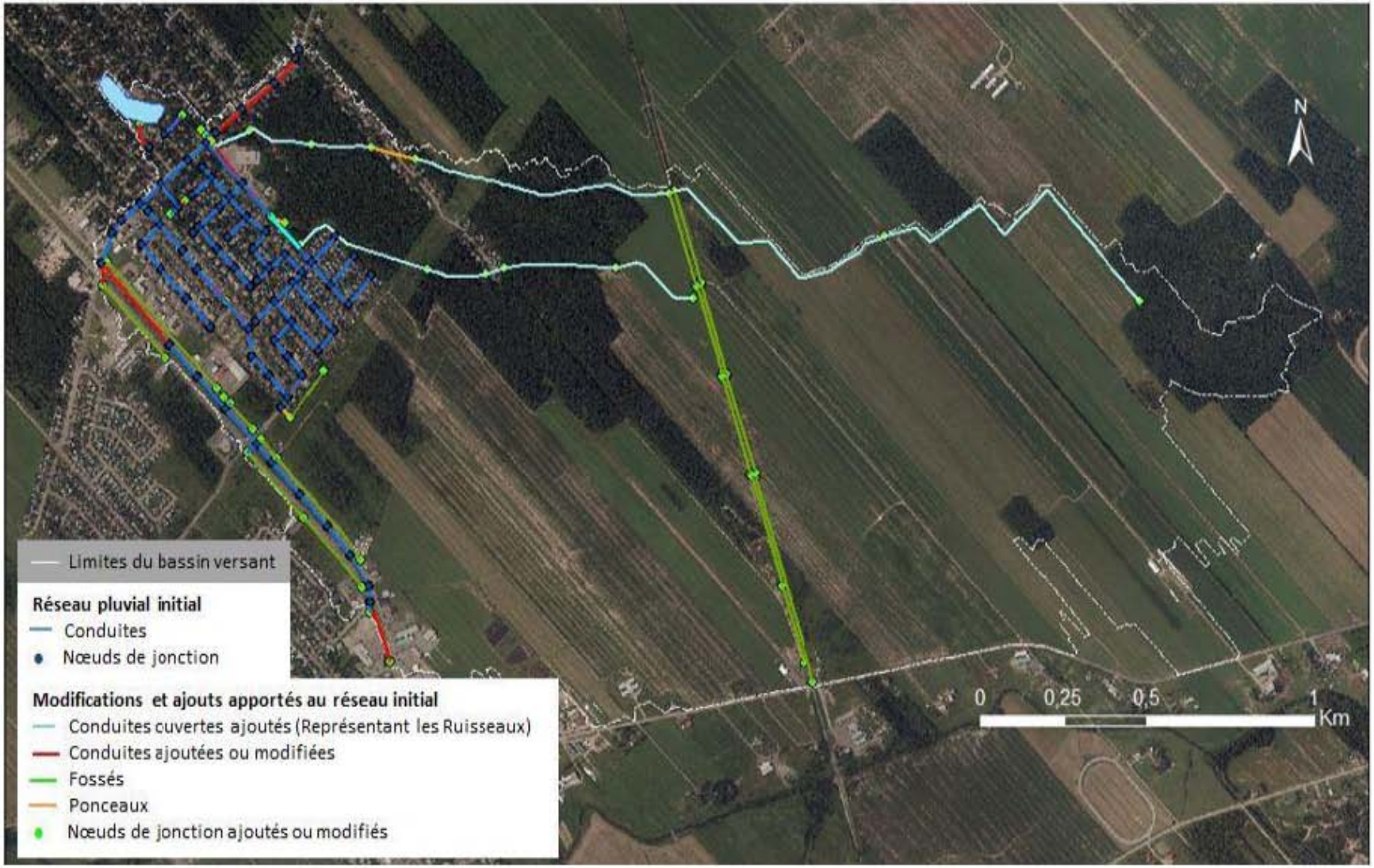
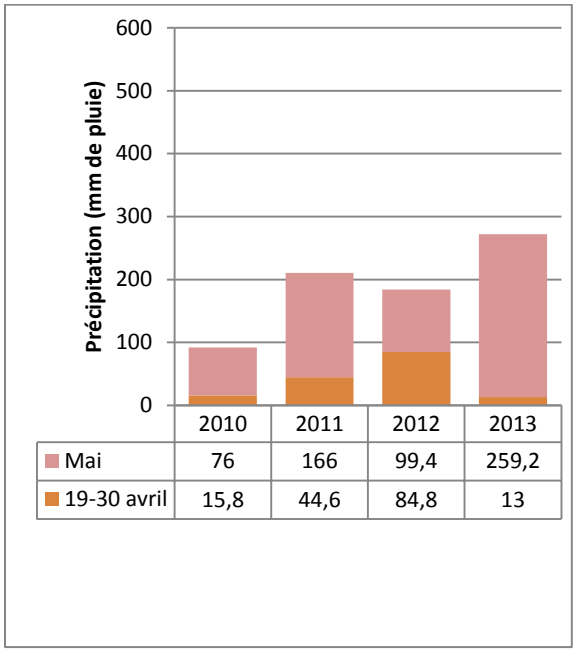


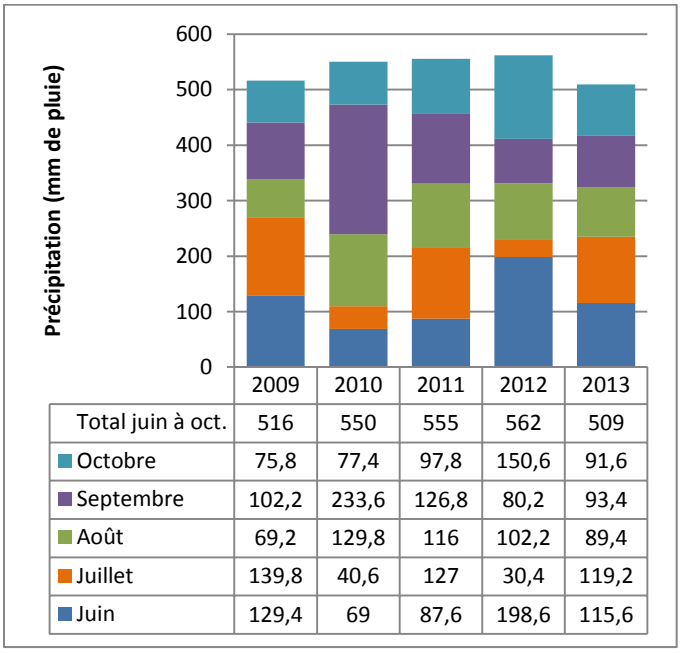
Figure 11 : Représentation de réseau pluvial final, après modifications.

4.2 Données pluviométriques

Le bassin versant du lac Baie d'Or a reçu 790,8 mm de pluie du 19 avril au 1er novembre 2013, dont 509 mm sont tombés entre juin et octobre (période de modélisation). Les précipitations les plus importantes ont eu lieu en mai, tel qu'illustré à la figure 12. Les mois d'avril et mai ne seront pas utilisés pour la modélisation hydrologique, mais ils seront considérés lors de l'estimation du bilan printanier. D'autre part, la figure 12 met en parallèle les données pluviométriques de 2009 à 2013. Ces données montrent que, pour la période de juin à octobre, la hauteur d'eau précipitée a été légèrement plus faible en 2013 par rapport aux années précédentes (d'un maximum de 10 %). Cependant, toutes les valeurs restent relativement proches, avec une moyenne de 538,6 mm (écart type de 24,1 mm). Concernant le printemps, les observations indiquent que les précipitations reçues en mai 2013 ont été largement supérieures à celles observées entre 2010 et 2012[16] (écart variant de 21 à 71 %).



	2010	2011	2012	2013
Mai	76	166	99,4	259,2
19-30 avril	15,8	44,6	84,8	13



	2009	2010	2011	2012	2013
Total juin à oct.	516	550	555	562	509
Octobre	75,8	77,4	97,8	150,6	91,6
Septembre	102,2	233,6	126,8	80,2	93,4
Août	69,2	129,8	116	102,2	89,4
Juillet	139,8	40,6	127	30,4	119,2
Juin	129,4	69	87,6	198,6	115,6

Figure 12 : Données pluviométriques de 2009 à 2013 (source des données : MDDEFP, Station pluviométrique de Lauzon)

[16] Il n'y a aucune donnée pour l'année 2009.

4.3 Détermination des débits et du bilan hydrique pour l'année 2013

4.3.1 Traçage des courbes de tarage

Les figures 13, 31 et 32 (ces deux dernières sont en annexe) illustrent les débits mesurés en fonction du niveau d'eau jaugé au même moment, pour chacune des stations. Globalement, les débits révèlent une faible dispersion et suivent une tendance monotone croissante en fonction de la hauteur d'eau.

À partir de ces mesures de débits et de niveaux d'eau, deux courbes de régression (polynomiale et puissance) ont été tracées pour chaque station, afin de déterminer la fonction qui décrit le mieux la relation entre le niveau d'eau et le débit (figure 13). Dans tous les cas, la courbe « polynomiale » (en rouge) représente le mieux les valeurs de débit mesurées pour des niveaux d'eau moyens et élevés[17]. Pour sa part, la courbe « puissance » (en bleu) montre les plus faibles écarts entre les débits mesurés et estimés pour les basses eaux. Ainsi, tel que présenté dans l'exemple de la station en amont du lac (figure 13), les courbes de tarage ont été définies en combinant les deux fonctions. Ceci afin d'améliorer la transformation des hauteurs d'eau mesurées en débits estimés. Ainsi, la fonction puissance est utilisée pour les faibles niveaux d'eau, tandis que la fonction polynomiale est appliquée pour les niveaux moyens à hauts.

Il est important de noter qu'en raison de difficultés liées aux mesures, un nombre limité de débits ont été jaugés en périodes de hautes et basses eaux. En effet, pendant les fortes crues, il était très compliqué d'effectuer les mesures aux stations de jaugeage, dû aux limites techniques, d'accès et de sécurité. D'autre part, lors des très basses eaux, les vitesses d'écoulement étaient en dessous de la limite de détection des appareils. C'est pourquoi il n'a pas été possible d'obtenir des courbes de tarage couvrant l'ensemble des niveaux d'eau mesurés aux stations. Les courbes ont donc dû être extrapolées en posant l'hypothèse que la relation hauteur - débit suit la tendance des courbes de tarage définies précédemment, au-delà

[17] Ceux-ci étant définis de manière indépendante pour chacune des stations.

des valeurs mesurées. Encore que cette hypothèse ne tienne pas compte des changements dans l'écoulement aux niveaux d'eau extrêmes, il s'agit de la seule approche possible, mais elle est jugée acceptable. Tel que montré au tableau 5, l'extrapolation vers le haut de la courbe de tarage n'a été nécessaire que pour le calcul de moins de 1 % des débits. Le pourcentage d'extrapolation vers le bas de la courbe de tarage a cependant été plus important, variant entre 5 et 36 % selon la station de jaugeage. Cela signifie qu'il pourra y avoir une incertitude importante associée à l'estimation de ces débits.

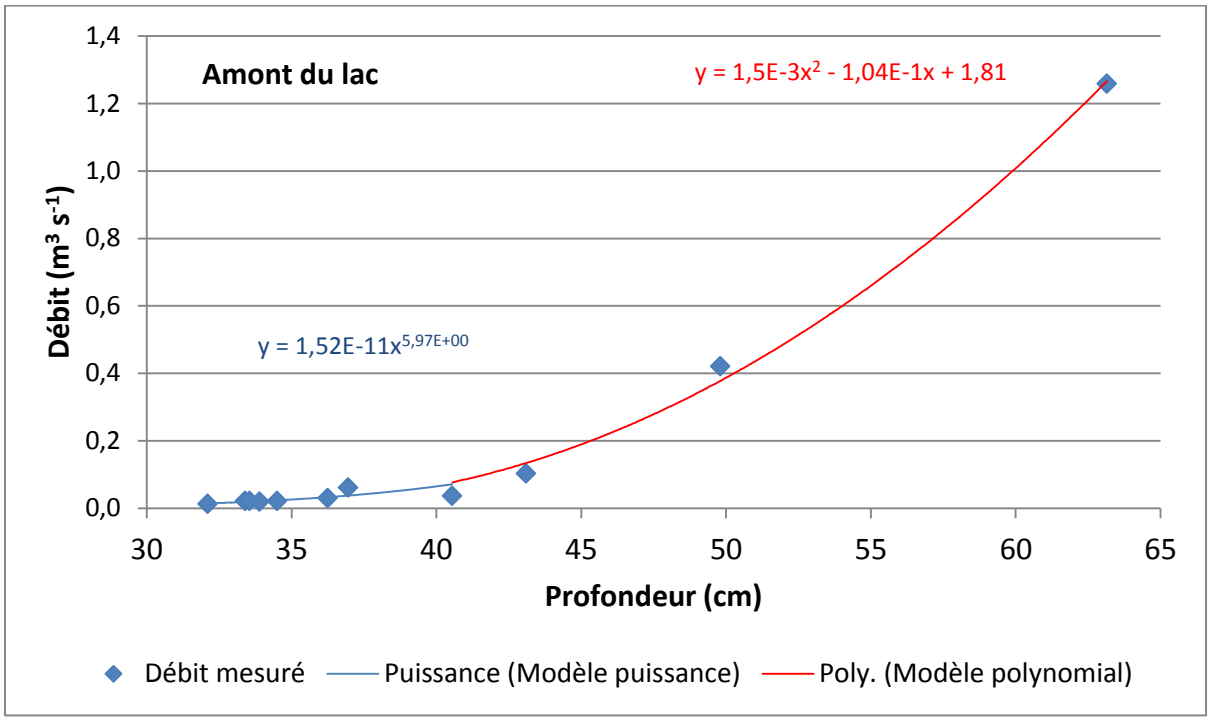


Figure 13 : Tracé de la courbe de tarage pour la station 1 (en amont du lac)

D'autre part, les données recueillies n'ont pas été suffisantes pour déterminer la relation hauteur / débit à l'exutoire du lac. En effet, deux relations différentes sont observées à cette station, la première lorsque le barrage est ouvert et la deuxième lorsqu'il est fermé (figure 33 en annexe). Ainsi, bien que plusieurs campagnes de terrain aient été effectuées, il n'a pas toujours été facile d'effectuer des mesures de débit à la sortie du lac suite à la fermeture du barrage car les vitesses d'écoulement restaient en dessous de la limite de détection des appareils. Cependant, tel que présenté à la figure 14, le niveau de l'eau est resté relativement

stable le long de la période estivale, avec une médiane de 64 cm de profondeur. C'est pourquoi seule la moyenne des quatre débits mesurés pendant l'été, soit 0,02 m^2s^{-1} (correspondant à une profondeur moyenne de 66 cm) a été utilisée pour déterminer le temps de résidence (section 4.6).

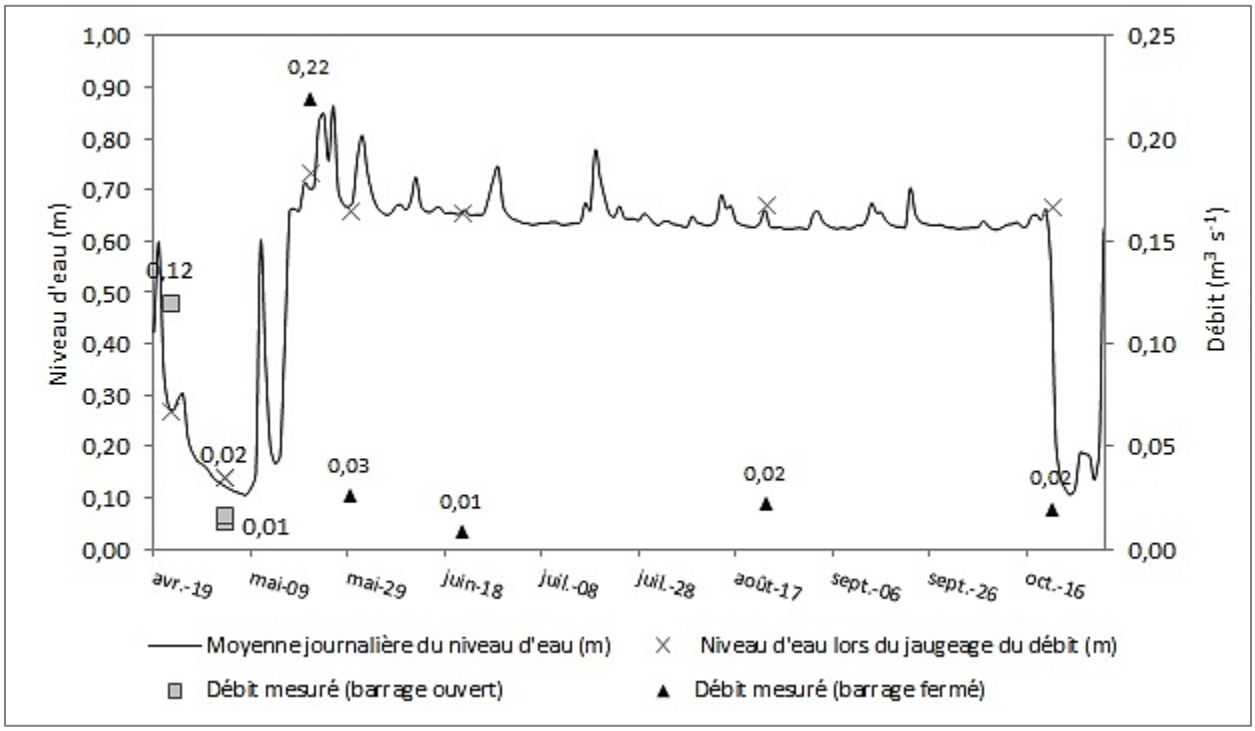


Figure 14 : Moyenne journalière du niveau d'eau enregistré par la sonde à l'exutoire du lac versus les débits mesurés en 2013

4.3.2 Calcul des débits pour l'année 2013

Des valeurs de débit aux 15 min ont été estimées pour les trois stations de mesure à partir des hauteurs d'eau mesurées et des courbes de tarage. Ensuite, ces valeurs ont été utilisées pour le calcul du débit provenant du réseau pluvial par soustraction, tel que mentionné à la section 3.1.

En amont du lac, la moyenne des débits était de 0,04 $m^3 s^{-1}$ entre juin et novembre, alors que 75 % de ces débits se trouvaient au-dessous de 0,02 $m^3 s^{-1}$, permettant de constater que le débit arrivant au lac était relativement faible. Cependant, à cet endroit, des débits allant jusqu'à 6,24 $m^3 s^{-1}$ ont été répertoriés en été, et jusqu'à 11,2 $m^3 s^{-1}$ au printemps. Pour ce qui est du débit des tributaires, les valeurs minimales ont été mesurées à la branche 18 (ruisseau

sud), avec 75 % des débits se trouvant au-dessous de 0,01 $m^3 s^{-1}$. Il est important de noter que malgré les faibles valeurs retrouvées dans ce ruisseau, les observations sur le terrain ont permis de constater qu'il n'a jamais été complètement à sec pendant la période d'étude. En ce qui concerne la branche 10 et le réseau pluvial, ils montrent des valeurs de débit du même ordre de grandeur, avec 75 % des valeurs en dessous de 0,01 $m^3 s^{-1}$. Cependant, lors des évènements de pluie, des écoulements plus importants que dans la branche 18 ont été enregistrés à la branche 10, soit 5,33 $m^3 s^{-1}$ pendant la période estivale et 9,10 $m^3 s^{-1}$ pendant la fonte.

Les figures 34 à 36 (annexe 1) présentent les séries temporelles des débits moyens journaliers pour la période jaugée, soit du 19 avril au 15 novembre 2013. Certains des débits journaliers provenant des ruisseaux dépassaient la valeur mesurée en amont du lac, résultant en des débits nuls pour le réseau pluvial, ce qui bien entendu est impossible. Ainsi, les courbes de tarage conduiraient soit à une surestimation du débit des ruisseaux, soit à une sous-estimation du débit à l'entrée du lac. Cette situation a été observée particulièrement pendant la période estivale, à la suite de certains événements de pluie.

Tableau 5: Quelques statistiques des débits enregistrés aux 15 minutes

PÉRIODE DE FONTE (19 avril au 31 mai 2013)				
Station	**Débit ($m^3 s^{-1}$)**			
	Amont du lac (station 1)	**Branche 10 (station 2)**	**Branche 18 (station 3)**	**Pluvial (valeur estimée)**
Moyenne	0,21	0,08	0,04	0,09
Écart-type	0,25	0,09	0,05	0,12
Médiane	0,04	0,02	0,01	0,01
Maximum	11,02	9,10	2,56	2,72
Minimum	0,01	0,00	0,00	0,00
3e quartile (75 %)	0,15	0,05	0,03	0,07
Nombre de données	4 128	4 068	4 123	4063
Pourcentage de valeurs extrapolées				
Vers le haut (%)	0,49	0,29	0,16	S.O.
Vers le bas (%)	0,01	0,04	0,76	S.O.
PÉRIODE ESTIVALE (1er juin au 15 novembre 2013)				
Station	**Amont du lac (station 1)**	**Branche 10 (station 2)**	**Branche 18 (station 3)**	**Pluvial (valeur estimée)**
Moyenne	0,04	0,02	0,01	0,02
Écart-type	0,05	0,02	0,02	0,02
Médiane	0,02	0,00	0,00	0,01
Maximum	6,24	5,33	0,66	3,43
Minimum	0,01	0,00	0,00	0,00
3e quartile (75 %)	0,02	0,01	0,01	0,01
Nombre de données	16 083	16 084	16 083	16 083
Pourcentage de valeurs extrapolées				
Vers le haut	0,29	0,12	0,03	S.O.
Vers le bas	35,97	5,22	24,18	S.O.

4.3.3 Détermination du bilan hydrique pour 2013

Le bilan hydrique global a été établi par l'estimation du volume total d'eau précipité et écoulé sur l'ensemble du bassin versant. De plus, il a aussi été calculé pour chacun des sous-bassins de drainage. Tel que montré à la figure 15, environ 32 %[18] du volume d'eau total précipité sur le territoire est parvenu au lac, soit par ruissellement de surface, soit par d'autres types d'écoulement (par ex. l'écoulement souterrain). Ainsi, environ 68 % des précipitations seraient perdues par évapotranspiration ou autres types de transferts. Tel que mentionné par le *Guide de gestion des eaux pluviales* [8], le développement urbain produit des changements sur le cycle hydrologique, résultants de l'imperméabilisation et d'autres modifications du territoire [8]. Sous des conditions naturelles, le ruissellement représente environ 10 % du bilan hydrique; toutefois, ce ruissellement augmente avec l'urbanisation [8]. Les résultats obtenus dans cette étude montrent que le ruissellement sur le bassin versant du lac Baie d'Or est très important, comparable à celui observé sur des bassins versants présentant entre 30 à 50 % d'imperméabilisation [8]. Toutefois, bien que seul 6 % du territoire soit occupé par des surfaces imperméables, il faut noter qu'il s'agit d'un bassin versant fortement modifié par les activités agricoles et urbaines. Ainsi, ce ruissellement accru pourrait aussi être expliqué par la présence de canaux de drainage et de drains agricoles[19] qui favoriseraient l'écoulement.

Par ailleurs, d'après les observations, il est possible de conclure que la partie du bassin versant drainée par le réseau pluvial contribue à environ 40 % du volume annuel arrivant au lac, les 60 % restants provenant du secteur agricole drainé par les branches 10 et 18.

[18] Pourcentage calculé sur la somme des volumes simulés pour les tributaires du lac.

[19] Les drains agricoles ne sont pas documentés, cependant, les travaux du Conseil du Bassin Versant de la Rivière Etchemin (CBE) ont montré qu'ils sont présents dans le territoire [5]

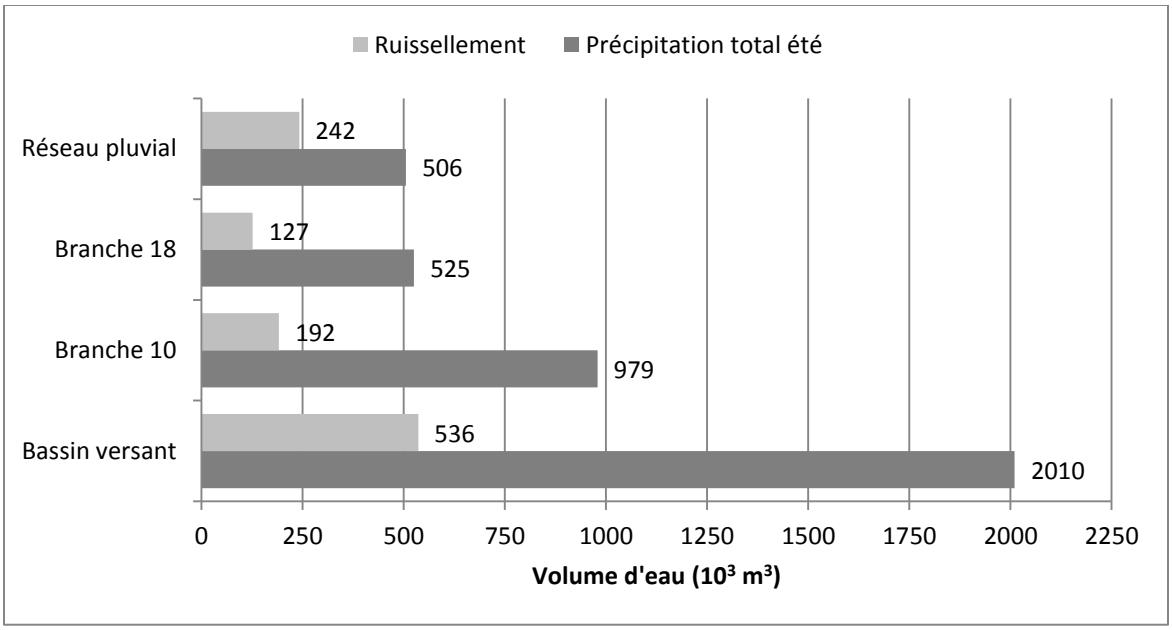


Figure 15 : Bilan hydrique du bassin versant du lac Baie d'Or et de ses sous-bassins versants pour la période du 1er juin au 31 octobre 2013

4.4 Modélisation hydrologique

4.4.1 Résultats du calage du modèle

Les paramètres ajustés lors du calage du modèle ainsi que les valeurs choisies pour ces paramètres sont présentés au tableau 6. Parmi ces paramètres, le taux d'infiltration minimal, la largeur des sous-bassins versants ainsi que le coefficient de Manning ont été les plus sensibles, générant les changements les plus significatifs.

Aucune information n'est disponible sur les caractéristiques d'infiltration ni sur le type de sol dans le territoire. C'est pourquoi le calage a été effectué en faisant varier les paramètres d'infiltration sur toute la gamme des valeurs proposées dans la littérature. Les taux d'infiltration maximal et minimal choisis sont relativement faibles ; toutefois, ces valeurs se sont avérées déterminantes lors du calage, notamment en ce qui concerne la forme de l'hydrogramme. Ce faible taux d'infiltration pourrait suggérer des caractéristiques du sol qui favorisent le drainage, soit par exemple la topographie (présence de plusieurs chenaux d'écoulement préférentiels en surface), la constitution du sol (présence d'argile à faible

profondeur) ou une nappe phréatique élevée [8]. D'autre part, pour ce qui est du coefficient de Manning, des valeurs élevées par rapport à la littérature ont été nécessaires afin d'arriver à un ajustement satisfaisant du modèle, et ce notamment dans les milieux agricole et forestier.

Les critères de performance (tableau 7) indiquent un bon ajustement du modèle, à l'exception des débits relatifs à la branche 10. Ainsi, pour la majorité des stations, le coefficient de Nash-Sutcliffe (NSE) est supérieur à 0,7 (un coefficient de 1 indiquerait un match parfait entre les observations et le modèle). Le coefficient de Pearson varie entre 0,79 et 0,9 ce qui indique une corrélation linéaire étroite entre les valeurs simulées et celles mesurées (figure 37 en annexe). Concernant le PBIAS, une sous-estimation des volumes d'eau écoulés, allant de 1,5 à 21,3 %, est observée pour l'ensemble des stations (tableau 7). Dans le cas des ruisseaux, cette sous-estimation a été particulièrement importante en octobre, où il semble y avoir un changement de la réponse hydrologique, qui ne serait pas représentée par le modèle. Ce décalage pourrait être dû à des changements des caractéristiques du sol suite à la récolte, favorisant ainsi l'écoulement. Toutefois, il n'a pas été possible de valider cette hypothèse ni d'établir d'autres causes à l'origine de ces écarts.

Tableau 6 : Paramètres de modélisation ajustés lors du calage du modèle

Paramètre	Type de surface ou occupation du sol		Valeur choisie	Valeur typique
Largeur de drainage	-		Tableau 16 en annexe	-
Rétention d'eau en surface (mm)	Imperméable		1,25	1,25 - 3,8[a]
	Perméable		2 - 3	2,54 - 5,08[a]
n : Coefficient de Manning	Imperméable (asphalte)		0,011	0,011[a]
	Perméable	Agricole et forestier	0,55 - 0,75	0,06 - 0,8[a]
		Gazon	0,15 - 0,2	0,15 - 0,41[a]
Modèle d'infiltration de Horton				
f_0 : taux d'infiltration maximal (mm h^{-1})	Perméable		40	25 à 125[b]
f_∞: taux d'infiltration minimal (mm h^{-1})	Perméable		0,3	0 à 1,3[b]
k : constante de décroissance du taux d'infiltration (h^{-1})	Perméable (urbain)		6	2 à 7[a]
	Perméable (agricole)		8	
t : Temps d'assèchement du sol (jours)	Perméable (urbain)		7	2 à 14[a]
	Perméable (agricole)		9	

[a] James et al., 2010 [6] ; [b] Hubert et al., 1998 (dans [8]).

Par ailleurs, le modèle tend à surestimer les débits lors de certaines pluies intenses comme celle du 19 juillet. Notons qu'il existe une incertitude importante associée aux débits observés lors de ces événements. En effet, tel que mentionné à la section 4.3.1, les mesures de débit effectuées en temps de crue sont limitées et plusieurs débits ont été calculés par extrapolation des courbes de tarage. Ainsi, il est difficile d'estimer avec précision la forme de l'hydrogramme lors des fortes pluies.

Pour ce qui est de la branche 10, les résultats révèlent une plus faible performance du modèle, avec un coefficient de NSE de 0,4. Tel qu'illustré à la figure 37, la dispersion des débits simulés versus observés est élevée. Cela était prévisible compte tenu de la présence d'un barrage dont le niveau d'eau est contrôlé par le propriétaire du terrain de manière imprévisible et non documentée. Ainsi, l'optimisation de la valeur des paramètres pour ce ruisseau a été impossible, car la réponse hydrologique n'y est pas seulement contrôlée par les caractéristiques du territoire, mais aussi, et dans une plus forte mesure, par l'ouverture ou la fermeture du barrage. Ces ouvertures et fermetures n'ont pas pu être intégrées au modèle puisqu'il a été impossible de connaître leur amplitude et leur moment d'occurrence. Pour la branche 10, on a donc utilisé les valeurs de paramètres obtenues lors du calage sur les sous-bassins versants de la branche 18, en faisant l'hypothèse que les propriétés du sol seraient semblables d'un secteur à l'autre. Malgré les limitations rencontrées pour le calage de ce ruisseau, l'inspection visuelle des séries temporelles de débits permet de constater que le modèle représente assez bien les débits journaliers en temps sec ainsi que le volume total ruisselé (PBIAS : 1,5 %). De plus, même si les débits en temps de pluie sont surestimés, l'allure des hydrogrammes est comparable à celle observée (figure 16). Enfin, cette façon de faire est jugée comme acceptable puisque les débits simulés servent à estimer les charges estivales totales en MES et en PT; il est donc plus important de bien reproduire l'écoulement total saisonnier que les débits aux 15 minutes.

Pour ce qui est du réseau pluvial, le modèle simule bien les débits observés, malgré que ceux-ci aient été obtenus par soustraction des débits des branches 10 et 18 du débit à l'entrée du lac. En effet, des valeurs de 0,89 et de 0,73 ont été obtenues pour les coefficients de Pearson et de NSE respectivement, ainsi qu'une sous-estimation du volume d'eau de 13,5 %. Il est à noter

que, d'après les observations, il semble toujours y avoir un débit de base s'écoulant dans le réseau pluvial (figure 17). À ce propos, il faut d'abord considérer que les débits « observés » associés au réseau pluvial n'ont pas été mesurés directement dans les conduites, mais ils ont été estimés à partir des débits observés dans les ruisseaux et en amont du lac. En conséquence, la présence d'un débit de base dans les conduites, même par temps sec, pourrait s'expliquer en partie par l'incertitude associée à cette estimation et à l'extrapolation des courbes de tarage. Toutefois, lors des travaux de terrain, il a été possible d'observer un écoulement dans les conduites pluviales arrivant en amont du lac, même en période d'étiage. Cet écoulement pourrait témoigner de la présence de branchements croisés ou d'infiltration dans les conduites. Toutefois, sa provenance est difficile à établir, car seul un prélèvement pour des analyses de qualité a été effectué directement dans les conduites[20] [16]. Les résultats n'ont pas révélé de contamination fécale, mais ils montraient un contenu important de matière organique, avec une DBO_5 qui dépasse le critère de qualité du MDDEFP [16]. Ces données sont cependant insuffisantes pour affirmer qu'il existe ou non des branchements croisés de type sanitaire. Il serait intéressant d'effectuer des analyses supplémentaires dans le but de confirmer cette hypothèse et de caractériser, de manière quantitative et qualitative, le débit de base observé dans les conduites pluviales.

Finalement, les débits simulés en amont du lac reproduisent bien les observations, mis à part certains événements de pointe. À cette station, une sous-estimation des volumes d'eau de l'ordre de 7 % est constatée (tableau 7).

Dans son ensemble, le modèle reproduit les débits observés de manière satisfaisante pour les objectifs de ce projet. À l'exception de la branche 10, les critères de performance sont comparables à ceux recommandés par Moriasi et al. [14] (tableau 18) et ce, malgré l'utilisation d'un pas de temps plus petit.

[20] Échantillonnage effectué le 17 juillet, en temps sec, dans les conduites se jetant en dessous de l'avenue Des Ruisseaux.

Tableau 7 : Critères de performance du modèle pour le débit moyen journalier simulé aux quatre stations à l'étude

Critère de performance	Station 1 Amont du lac	Station 2 Branche 10	Station 3 Branche 18	Réseau pluvial
(R) Coefficient de corrélation de Pearson	0,90	0,79	0,87	0,89
(NSE) Coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe	0,74	0,40	0,73	0,73
(RSR) Ratio de la racine carrée de l'erreur et de l'écart-type des observations	0,51	0,77	0,52	0,52
(PBIAS) Pourcentage de biais	7,1	1,5	21,3	13,5
Volume total ruisselé du 1er juin au 31 octobre (10^3 m^3)				
Observé	536	192	127	242
Simulé	498	189	100	209

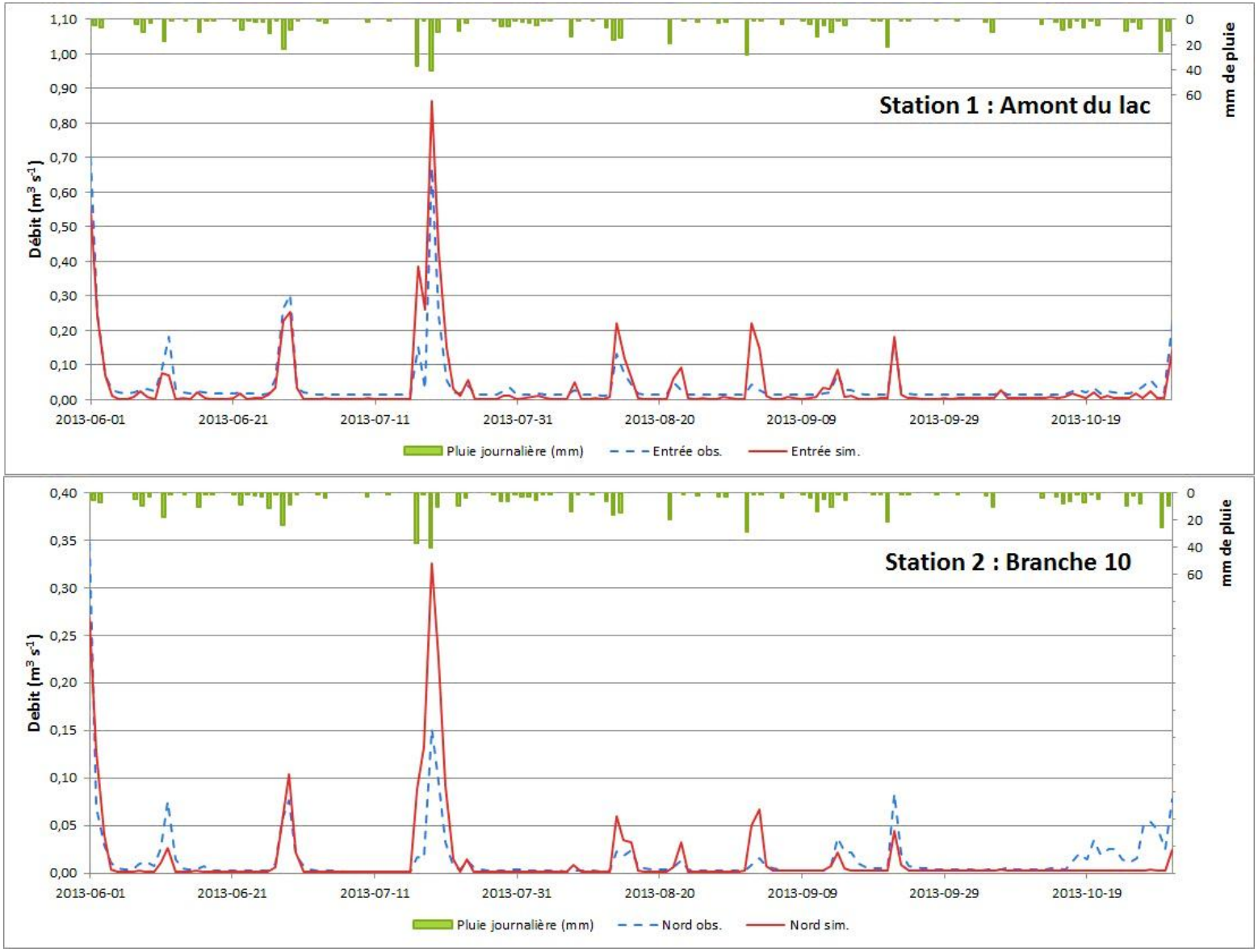


Figure 16 : Série chronologique des débits moyens journaliers observés et simulés par le modèle en amont du lac et à la branche 10 (ruisseau nord)

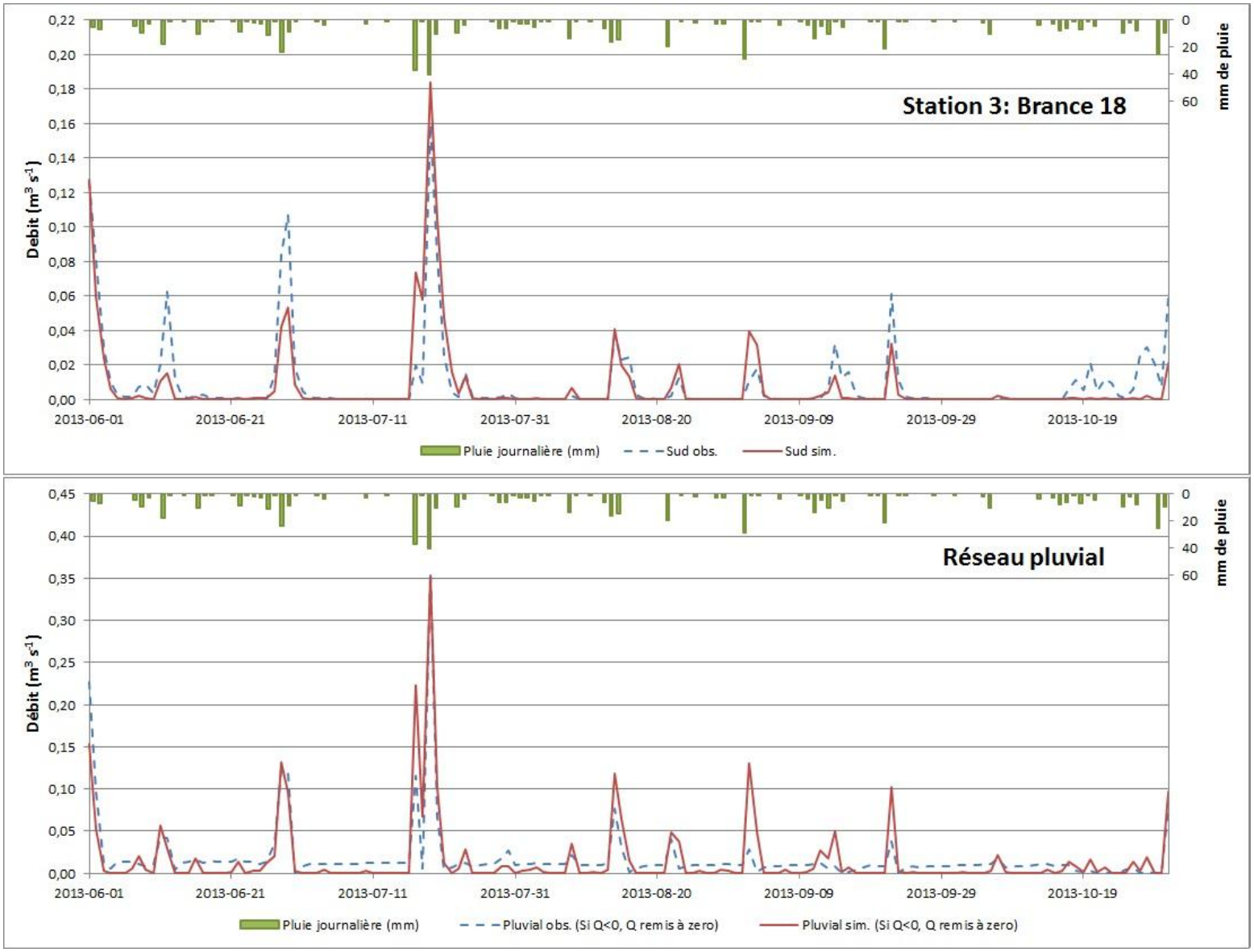


Figure 17 : Série chronologique des débits moyens journaliers observés et simulés par le modèle à la branche 18 (ruisseau sud) et pour le réseau pluvial

4.4.2 Simulation des débits historiques et calcul du bilan hydrique

Dans le but d'évaluer la charge externe reçue par le lac de 2009 à 2012, les débits ont été simulés au moyen des données pluviométriques historiques. Le bilan hydrique ainsi estimé montre que le ruissellement total a été relativement semblable lors des différentes années à l'étude, cela étant clairement le résultat de précipitations annuelles qui demeurent près de la moyenne (section 4.3.3). La figure 18 ci-dessous compare le bilan hydrique simulé pour les années 2009 à 2013.

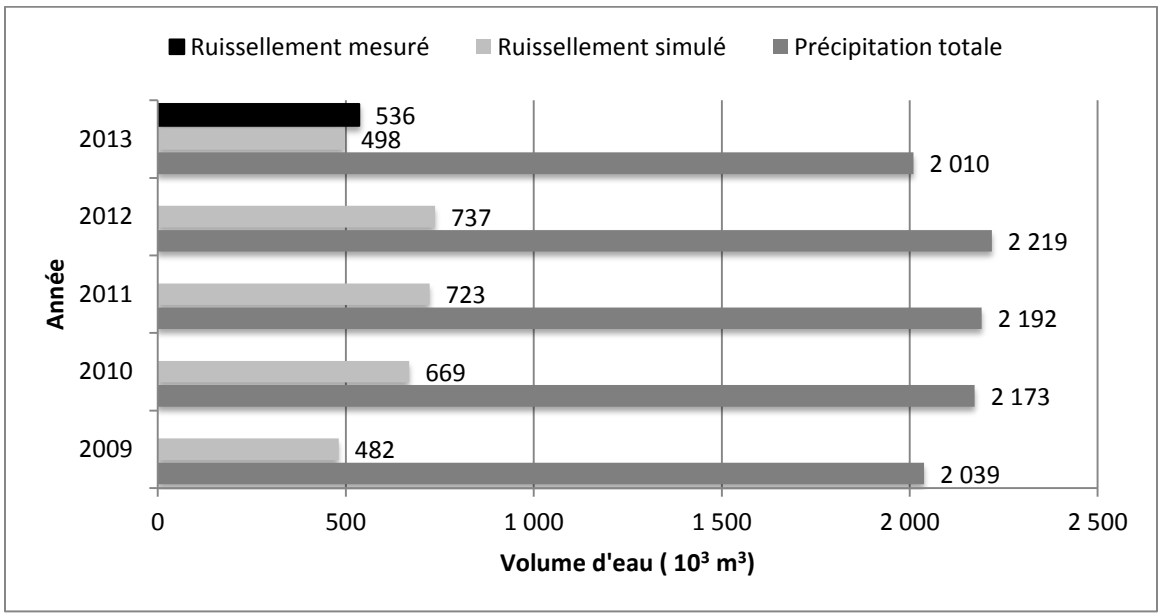


Figure 18 : Comparaison du bilan hydrique global, simulé pour les années 2009 à 2013 (période du 1er juin au 31 octobre)

4.5 Calcul de la charge annuelle en phosphore total et en matières en suspension

4.5.1 Charge observée en 2013

La charge annuelle en phosphore total et en matières en suspensions a été calculée au moyen de différentes approches de calcul, tel que mentionné à la section 3. Une description sommaire

des résultats obtenus par ces méthodes est effectuée ci-dessous, mais les valeurs ne seront pas toutes présentées.

Les méthodes de calcul par régression (M6) et d'estimation par le ratio de Beale (M5) n'ont pas permis d'établir un bilan annuel satisfaisant. En effet, les résultats obtenus par ces dernières semblent surestimer la charge en MES (M5) et en PT (M5 et M6) provenant des tributaires. Ceci peut s'expliquer par le nombre limité de données de concentration et par la plage réduite de débits sur laquelle ces concentrations ont été mesurées. D'autre part, tel que mentionné par Quilbé et al. [17], dans le cas du modèle d'estimation par régression, la précision dépend directement de l'étendue de cette plage de mesures. C'est pourquoi ces auteurs suggèrent que l'équation de régression ne soit pas extrapolée. Par ailleurs, l'analyse de la distribution des concentrations versus le débit montre une dispersion (variance) importante des valeurs, particulièrement dans les données provenant de la branche 10. Cette variance pourrait aussi être à l'origine de la surestimation générée. Ainsi, bien que le coefficient de corrélation entre les données de concentration et de débit soit acceptable pour envisager l'application de la méthode par régression ($r^2 > 0,5$ [17]), elle comporte des intervalles de confiance très larges, ce qui indique la faible précision des estimations (figure 40). C'est pourquoi les charges simulées par ces deux méthodes (M5 et M6) ne seront pas considérées.

Ainsi, les méthodes par intégration numérique (M1 à M4) sont considérées plus appropriées pour la détermination de la charge annuelle dans le cadre de cette étude. Ces quatre méthodes d'intégration sont souvent utilisées comme première approximation en raison de leur simplicité. Pourtant, elles génèrent une grande variabilité dans les résultats, ainsi qu'un biais qui augmente lorsque le nombre de données est limité [17]. Par exemple, les méthodes M1 et M3 donnent des valeurs de MES et de PT jusqu'à trois fois plus élevées que les méthodes M2 et M4 (figures 37 et 38 en annexe), cela étant prévisible compte tenu du mode d'intégration des données (voir tableau 14 en annexe). Ainsi, dans le cas des méthodes M1 et M3, la charge annuelle n'est calculée qu'à partir des valeurs de concentration et de débit des journées où les deux variables ont été mesurées, c'est-à-dire qu'elles ne tiennent pas compte de l'ensemble des débits jaugés, apportant ainsi un biais important à l'estimation [17]. Pour leur part, les méthodes M2 et M4 donnent des charges moins élevées, probablement grâce à l'effet de la

pondération[21] par la moyenne de toutes les mesures de débit pendant la période d'étude. En raison de cette pondération, seules ces deux méthodes (M2 et M4) permettent de comparer la variation de la charge annuelle en fonction des débits simulés par le modèle.

Malgré l'écart entre les charges calculées par les différentes méthodes, il est important de rappeler que ce projet cherche à statuer sur l'apport relatif des milieux urbain et agricole comme cause de la dégradation de la qualité de l'eau du lac. De ce fait, les charges en phosphore total et en matières en suspension sont utilisées comme estimateurs pour établir l'importance relative de ces sources. Ainsi, ce sont plutôt les apports relatifs que la valeur absolue des charges en PT et en MES qui sont ici d'intérêt. De plus, malgré la variabilité des valeurs de charge estimées, lorsque les données sont évaluées en termes d'apport relatif, les résultats sont très semblables d'une méthode à l'autre (figure 19).

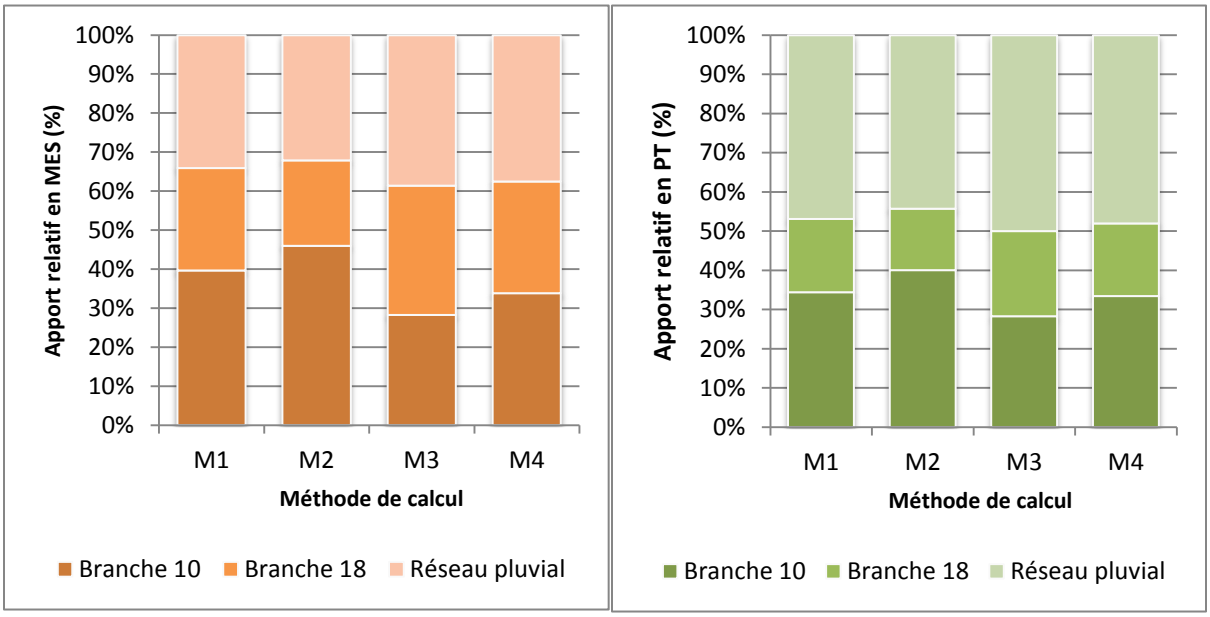


Figure 19: Apport relatif en matières en suspension (MES) et en phosphore total (PT) provenant des tributaires du lac - comparaison des résultats par les différentes méthodes de calcul

[21] Ces méthodes utilisent soit la moyenne de la concentration journalière (M2), soit la moyenne de la charge journalière (M4).

D'autre part, lorsque les résultats obtenus par les méthodes M2 et M4 sont comparés, un écart de l'ordre de 36 à 60 % est observé. Ferguson (1987, cité dans [17]) a signalé que la méthode M2 est précise mais biaisée, donnant comme résultat une forte sous-estimation de la valeur réelle [17], alors que la méthode M4 serait moins biaisée. Ainsi, bien que les résultats obtenus par ces deux méthodes soient présentés en annexe, seule la méthode M4 sera retenue pour les analyses subséquentes.

Les charges estimées par la méthode M4 suggèrent qu'entre juin et octobre 2013, le lac Baie d'Or a reçu environ 82 tonnes de MES et 0,33 tonne de phosphore. On constate aussi que les branches 10 et 18, dont les sous-bassins sont principalement composés de terres agricoles, ont contribué à environ 70 % de la charge en MES et à 50 % de la charge en phosphore qui est entrée au lac. À ces apports s'ajoutent les apports du milieu agricole drainé par le réseau pluvial (44,7 % du territoire drainé par ce réseau de conduites étant de types agricole et forestier, sous-bassins 12 et 13). Les apports relatifs des milieux urbain, agricole et forestier drainés par le réseau pluvial ne peuvent pas être estimés directement avec les données disponibles, car aucune caractérisation de l'eau provenant de ces sous-bassins n'a été effectuée. Toutefois, on peut supposer que l'occupation du territoire des sous-bassins 12 et 13 est comparable à celle du secteur drainé par la branche 18 (figure 9). Ainsi, on peut poser l'hypothèse que les caractéristiques des eaux de ruissellement provenant des sous-bassins 12 et 13 sont semblables à celles de la branche 18. Suivant cette hypothèse, la charge en PT et en MES apporté par la branche 18[22] a été utilisée pour estimer l'exportation associée aux milieux agricole et urbain drainés par le réseau pluvial (tableau 9). **Les résultats ajustés obtenus par cette approche suggèrent qu'environ 76 % des MES et 61 % du PT proviendraient de la zone agricole du bassin versant du lac Baie d'Or** (figure 20). Cette importance relative a été estimée sur la somme des charges apportées par ces deux milieux. Toutefois, il est à noter qu'il existe

[22] Charge totale pondérée par la surface du sous-bassin.

un écart entre cette somme et la charge mesurée en amont du lac. Ainsi, tel que montré aux tableaux 19 et 20 (annexe 1), le bilan entre ces deux charges est négatif, montrant que la charge calculée pour les tributaires est légèrement plus élevée que celle à l'entrée du lac. Toutefois, cet écart est relativement faible (< 5 %) et peut être expliqué par l'incertitude associée aux calculs de la charge et des débits. D'autre part, il pourrait aussi suggérer des pertes de MES et de PT entre les stations de mesure et l'entrée du lac.

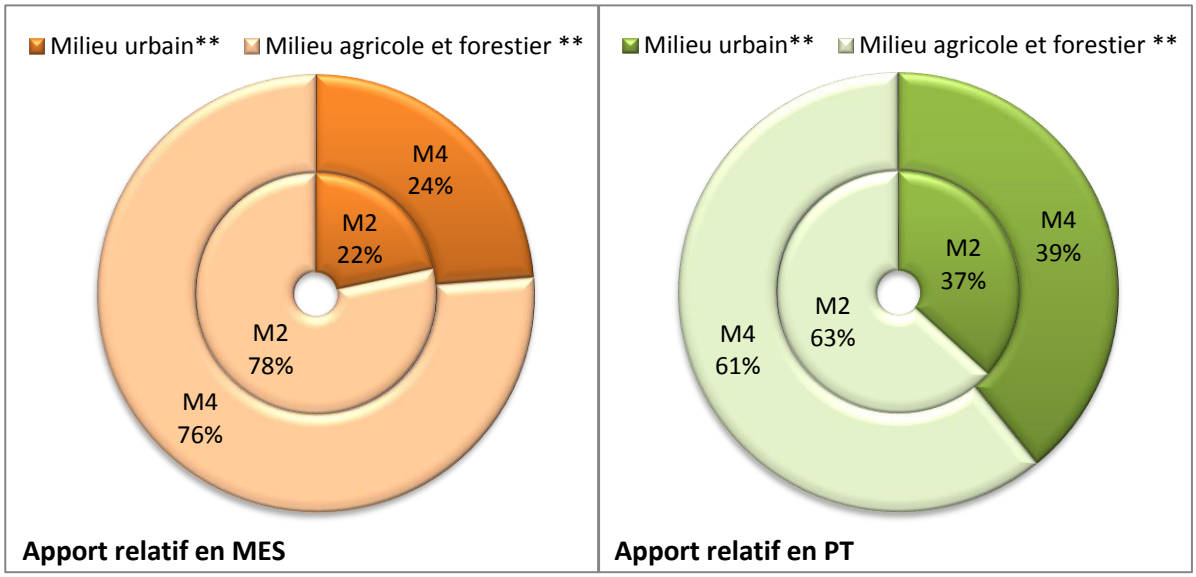


Figure 20 : Apport relatif en matières en suspension (MES) et en phosphore total (PT) estimé pour les milieux agricole et urbain du bassin versant. Comparaison du pourcentage obtenu par les méthodes de calcul M2 et M4. ** valeur estimée en faisant l'hypothèse que l'apport du secteur l'agricole drainé par le pluvial est similaire à celui de la branche 18

4.5.2 Estimation de la charge printanière

Le bilan printanier des MES et du PT a été calculé à partir des données recueillies du 19 avril au 31 mai 2013. Ce bilan ne donne qu'un aperçu de l'exportation de ces éléments pendant la période de fonte, puisqu'aucune donnée n'est disponible pour le début de la période de fonte. D'après les résultats, environ 196 tonnes de MES et 0,28 tonne de phosphore seraient entrées au lac pendant cette période. Ainsi, l'apport en phosphore serait semblable à celui observé pendant l'été, tandis que l'apport en MES serait largement plus élevé (figure 21). De tels résultats étaient prévisibles, compte tenu des forts débits observés pendant la fonte ainsi que

des concentrations élevées en PT et MES mesurées (tableau 8). Ces valeurs suggèrent que l'érosion et le lessivage engendrés par la crue printanière auraient un impact très important sur la qualité de l'eau du lac. Pourtant, ces résultats doivent être interprétés avec précaution, en tenant compte du fait qu'ils ont été obtenus à partir d'un nombre limité de mesures, dont la plupart ont été effectuées lors de la pluie du 23 mai, caractérisée par des concentrations extrêmes en MES et en PT.

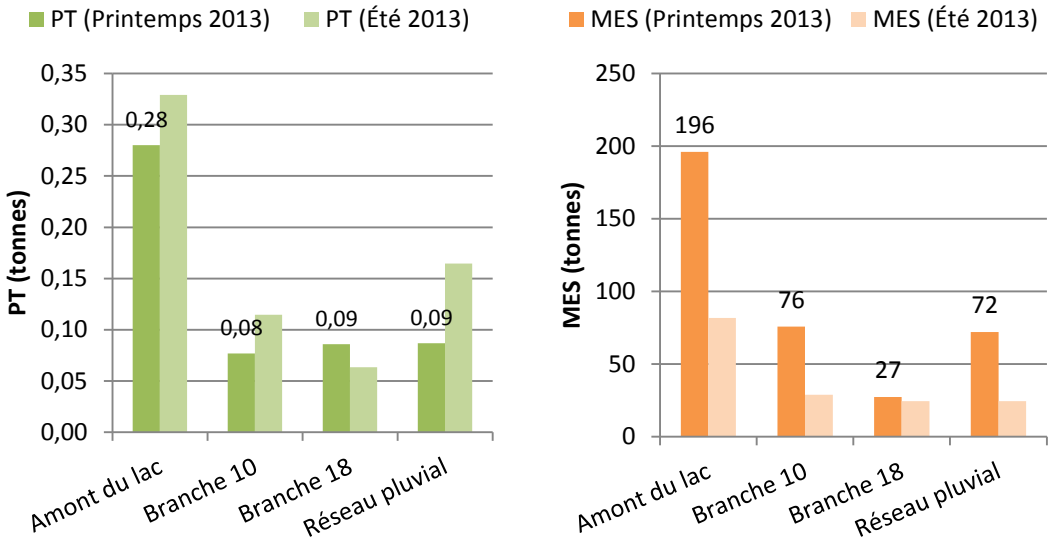


Figure 21 : Comparaison des charges printanière et estivale en matières en suspension et en phosphore total en 2013

Tableau 8 : Quelques statistiques de l'ensemble des concentrations de MES et de PT mesurées aux différentes stations d'échantillonnage

	MES (mg l^{-1})		MES (mg l^{-1})	
	Printemps[1]	Été[2]	Printemps[1]	Été[2]
Médiane	116,6	67,4	0,28	0,23
Moyenne	278	107,6	0,41	0,36
écart type	375,8	106,1	0,49	0,32
Max	1 459,0	521,6	2,39	1,27
Min	17,7	2,8	0,06	0,04
n	27	99	27	99

[1] Concentrations mesurées du 19 avril au 31 mai 2013.
[2] Concentrations mesurées du 1er juin au 1er novembre 2013.

4.5.3 Comparaison des charges mesurées aux valeurs de référence

La charge annuelle (en kg ha^{-1} an^{-1}) a été comparée aux valeurs typiques proposées par Shaver et al. (2007; cité dans [8]), pour différents types d'occupation du sol. Pour ce faire, ces valeurs de référence ont été utilisées pour calculer la charge qui serait attendue pour chaque secteur, en considérant l'usage du sol.

Le tableau 9 montre le bilan annuel en MES et en PT observé en 2013 pour chacun des secteurs versus les valeurs de référence. Ces résultats montrent que les charges en MES des différents secteurs se trouvent dans la gamme des valeurs de référence. D'autre part, pour ce qui est du PT, cette comparaison révèle que les charges sont supérieures à la charge maximale répertoriée dans la littérature. Effectivement, de fortes concentrations en PT ont été mesurées en 2013 dans tous les sites d'échantillonnage, notamment en temps de pluie. Tel qu'illustré à la figure 22, la médiane les concentrations retrouvées en temps de pluie dépasse largement les valeurs citées dans [8] pour les zones résidentielles et non développées. Toutefois, ces valeurs de référence ont été calculées sur une base annuelle et non pas estivale, ce qui explique probablement les écarts.

Tableau 9 : Comparaison de la charge annuelle en MES et en PT observée en 2013 versus les valeurs de référence relatives à chaque secteur du bassin versant

	Charge annuelle en matières en suspension par hectare (kg ha^{-1} an^{-1})				Charge annuelle en phosphore total par hectare (kg ha^{-1} an^{-1})			
Secteur	MES observées[1]	Valeurs de référence[2]			PT observé[1]	Valeurs de référence[2]		
		Min	Max	Médiane		Min	Max	Médiane
Bassin versant total	207	94	531	312	0,8	0,1	0,3	0,2
Branche 10	151	88	500	294	0,6	0,0	0,2	0,1
Branche 18	238	80	452	266	0,6	0,0	0,2	0,1
Réseau pluvial	323	119	674	396	1,7	0,3	0,5	0,4
Milieu agricole*	238*	109	618	363	0,6*	0,1	0,3	0,2
Milieu urbain*	86*	129	728	428	1,0*	0,5	0,7	0,6

[1] La charge observée a été calculée sur une période de 153 jours. Cependant, les valeurs de référence sont données sur une étendue annuelle. [2] Basé sur les charges polluantes annuelles typiques pour les différents types d'occupation du sol proposées par Shaver et al. (2007, cité dans [8]). *Valeurs estimées en considérant l'hypothèse exposée dans la section 4.5.1.

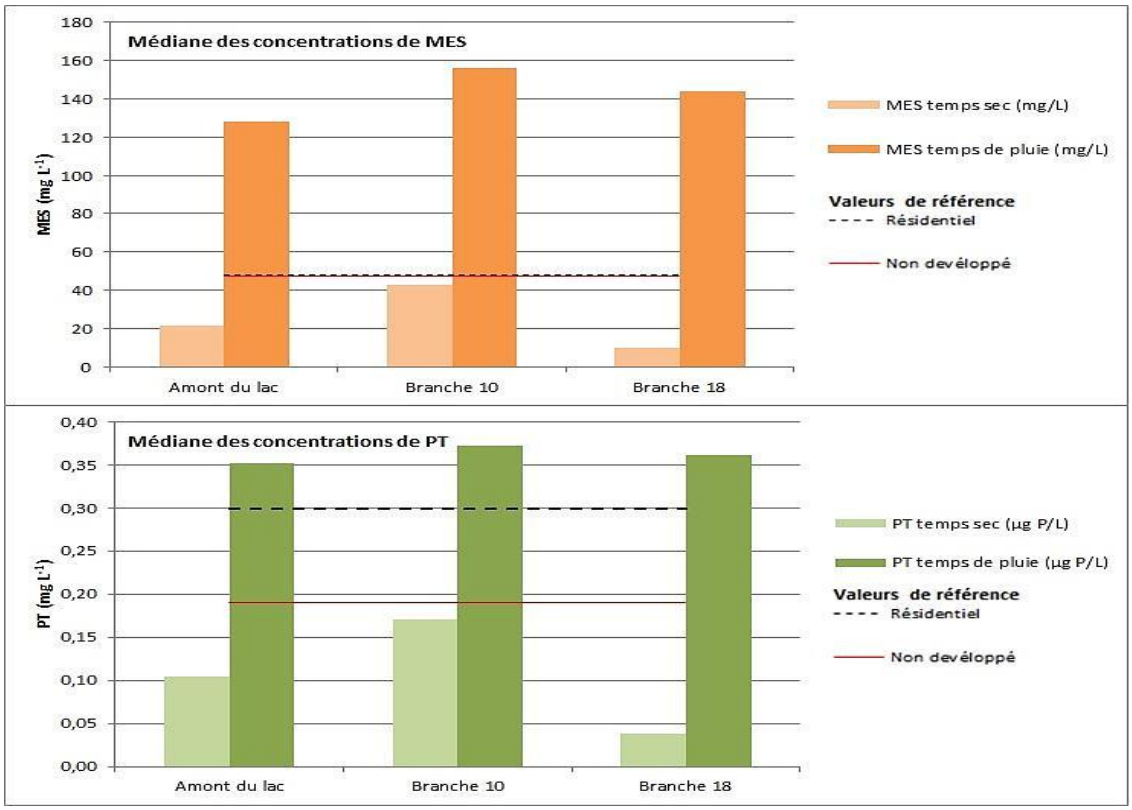


Figure 22 : Médianes des concentrations observées en temps sec et en temps de pluie aux trois stations d'échantillonnage pendant l'année 2013. Les valeurs de référence correspondent à la médiane des concentrations moyennes par évènement pluvieux (CME) citées par Shaver et al. (2007, cité dans [8])

4.5.4 Modélisation du bilan annuel en MES et en PT

La figure 23 compare les charges en MES et en PT observées en 2013 et celles simulées à partir des débits produits par le modèle. Ces charges s'ajustent bien aux observations, avec une erreur d'estimation variant entre -1,4 et -21,3 %, c'est-à-dire que les charges sont sous-estimées (figure 23). Cependant, cette sous-estimation est probablement une conséquence du biais associé aux débits modélisés (section 4.4.1). D'autre part, le bilan entre la charge totale mesurée en amont du lac et les charges provenant des tributaires est satisfaisant, avec un écart de l'ordre de 0,5 % (tableau 10).

Le tableau 10 présente les résultats du bilan annuel en PT et en MES pour les tributaires, simulé pour les années 2009 à 2013. Il est ainsi possible de constater des quantités importantes de PT

et de MES ont été apportées au lac en 2010, 2011 et 2012 en conséquence des précipitations plus abondantes enregistrées durant ces années.

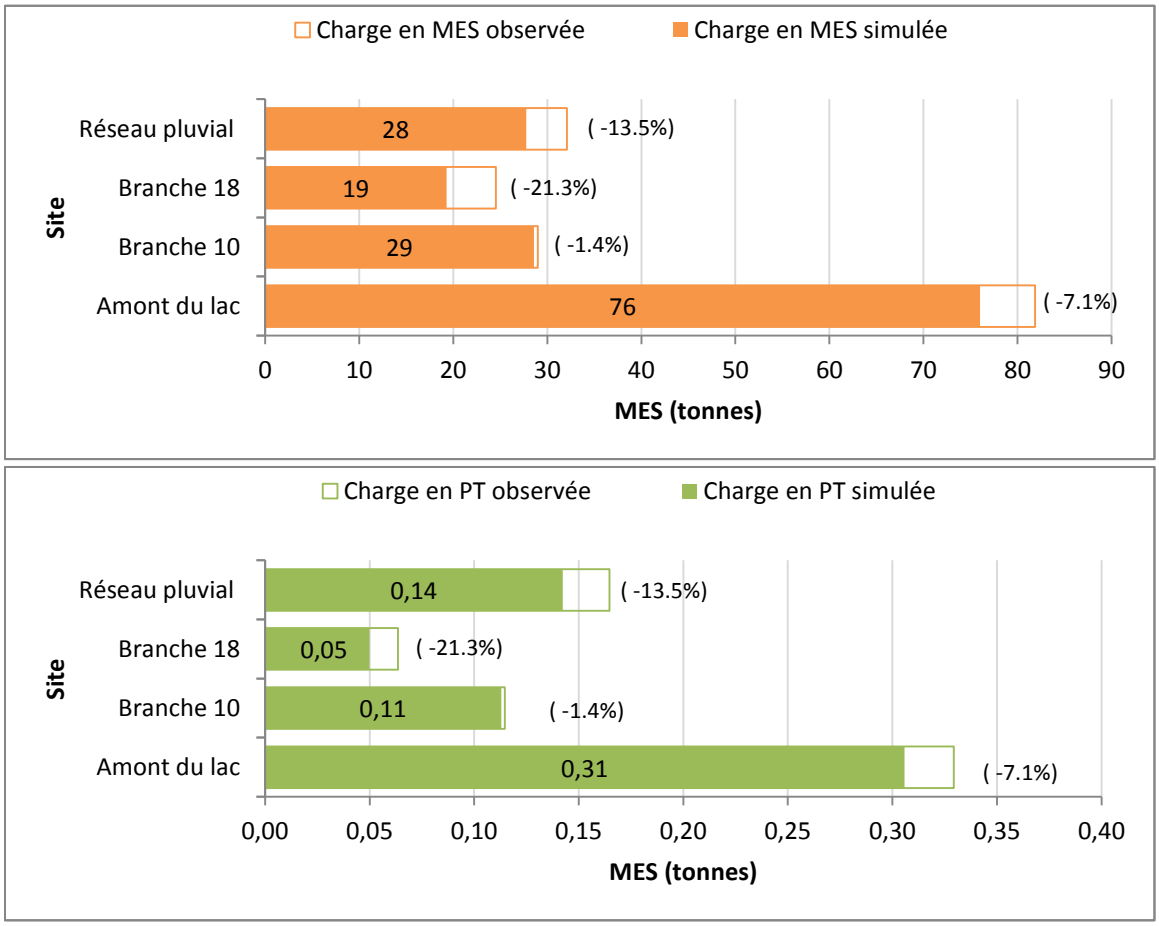


Figure 23 : Charges annuelles en matières en suspension et en phosphore total simulées et observées en 2013

Tel que mentionné précédemment, les charges simulées présentent une erreur d'estimation variant entre 1,4 % et 21, 3 % (tableau 10). Toutefois, cette erreur n'a pas d'influence sur les conclusions quant à l'apport relatif des milieux urbains et agricoles. En effet, les résultats présentés au tableau 10 permettent de constater que l'apport du milieu agricole est encore 2 à 2,5 fois plus élevé que celui du milieu urbain. Concernant les MES, les apports provenant de l'agricole sont de 4 à 6 fois plus importants que ceux provenant de l'urbain. Ainsi, il est possible

de conclure que le milieu agricole est le principal responsable de la charge en nutriments arrivant au lac, malgré l'incertitude associée à la charge simulée.

Tableau 10 : Bilan annuel de matières en suspension et de phosphore total pour le bassin versant du lac Baie d'Or de 2009 à 2013

		Matières en suspension (tonnes)							
		Charge observée (2013)	Charge simulée					Erreur d'estimation[1]	
Station			2013	2012	2011	2010	2009	tonnes	%
Amont du lac		82	76	113	110	102	74	-5,8	-7,1 %
Branche 10		29	29	42	43	39	26	-0,4	-1,4 %
Branche 18		25	19	30	30	27	18	-5,2	-21,3 %
Réseau pluvial		32	28	40	38	36	23	-4,3	-13,5 %
	agricole*	12	9	14	14	13	9	-2,5	-21,3 %
	urbain*	20	19	26	24	23	14	-1,8	-9,1 %
Total agricole *		65	57	86	87	79	53	-5,6	-10,5 %
Apport relatif	Agricole	76 %	75 %	77 %	79 %	78 %	79 %		
	Urbain	24 %	25 %	23 %	21 %	22 %	21 %		

		Phosphore total (tonnes)							
		Charge observée (2013)	Charge simulée					Erreur d'estimation[1]	
Station			2013	2012	2011	2010	2009	tonnes	%
Amont du lac		0,33	0,31	0,45	0,44	0,41	0,30	-0,02	-7,1 %
Branche 10		0,11	0,11	0,17	0,17	0,16	0,10	0,00	-1,4 %
Branche 18		0,06	0,05	0,08	0,08	0,07	0,05	-0,01	-21,3 %
Réseau pluvial		0,16	0,14	0,21	0,19	0,18	0,12	-0,02	-13,5 %
	agricole*	0,03	0,02	0,04	0,04	0,03	0,02	-0,01	-21,3 %
	urbain*	0,13	0,12	0,17	0,16	0,15	0,09	-0,02	-11,8 %
Total agricole *		0,21	0,19	0,28	0,28	0,26	0,17	-0,02	-10,4 %
Apport relatif	Agricole	61 %	61 %	62 %	64 %	63 %	65 %		
	Urbain	39 %	39 %	38 %	36 %	37 %	35 %		

[1] Calculée d'après les valeurs mesurées en 2013. Erreur = (charge simulée - charge observée)

[2] Apport relatif calculé en utilisant comme 100% la somme de l'apport du milieu agricole et urbain

*Valeurs estimées en considérant l'hypothèse exposée dans la section 4.5.1.

** Charge entrant en amont du lac moins la charge des tributaires (branches 10, 18 et réseau pluvial)

4.5.5 Évaluation de scénarios

L'influence de certains changements du territoire sur la réponse hydrologique ainsi que sur le bilan en PT et en MES a été évalué au moyen de deux scénarios. Le premier scénario (A), vise à évaluer l'impact d'une augmentation de la surface imperméable sur le bassin versant de l'ordre de 20 % sous l'hypothèse d'un développement urbain futur. Le deuxième scénario (B) consiste en un ralentissement du ruissellement de surface, par exemple suite à une amélioration des pratiques agricoles et urbaines, ici simulé par une augmentation de 50 % du coefficient de Manning-Strickler sur l'ensemble du bassin versant. Tel que mentionné dans la méthodologie, les simulations sont basées sur les données pluviométriques de 2013. Le ruissellement total ainsi que les charges totales arrivant au lac (du 1er juin au 31 octobre) seront comparés à la situation actuelle pour chaque scénario, en utilisant les résultats du modèle calé avec les observations de 2013. Ces résultats sont présentés à la figure 24.

Pour le scénario A, les résultats montrent une augmentation d'environ 2,2 % du volume total ruisselé et de la charge en nutriments. Bien que cette augmentation semble relativement faible, il faut rappeler que les charges sont calculées à partir des concentrations observées en 2013, lesquelles pourraient être différentes suite à l'augmentation des surfaces imperméables. En effet, l'augmentation des débits de pointe résultant de cette imperméabilisation pourrait favoriser le lessivage de surfaces, générant ainsi des charges plus importantes que celles prédites ici.

Pour sa part, le scénario B produit une réduction d'environ 7,5 % du ruissellement et de 7,7 % de la charge en PT et en MES. Dans cette modélisation, l'augmentation du coefficient de Manning est utilisée pour simuler des modifications sur le territoire menant à un ralentissement du ruissellement, par exemple, l'augmentation de la superficie des bandes riveraines ou leur densification, le reboisement en milieu agricole ou autres pratiques. Encore une fois, une modification de l'exportation actuelle des MES et du PT peut survenir dans ce scénario. Ainsi, avec le ralentissement du ruissellement et l'augmentation de l'infiltration qui en résulte, on peut s'attendre à une diminution du lessivage lors des événements pluvieux.

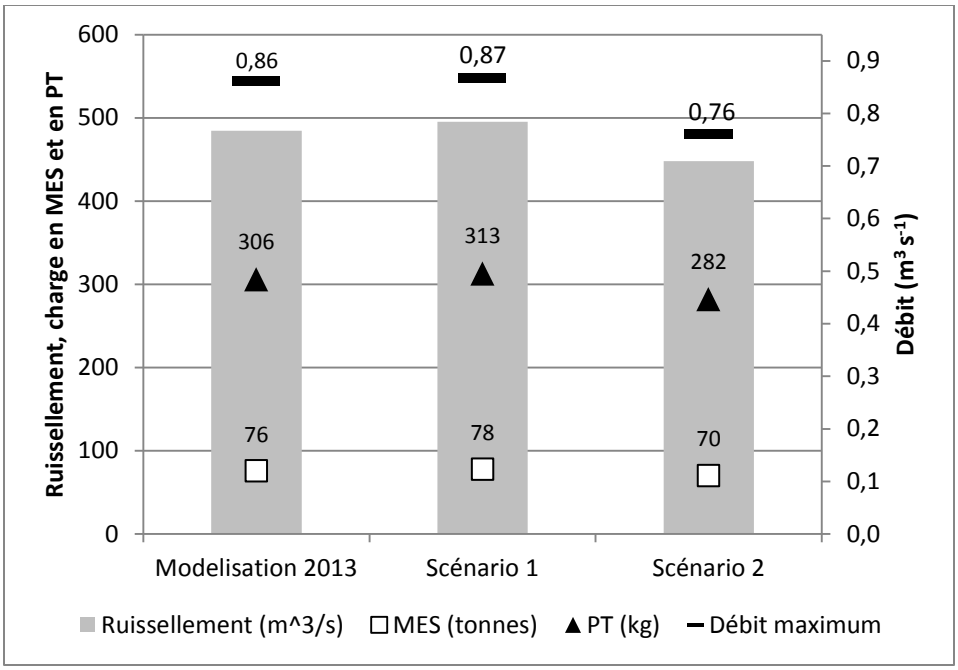


Figure 24 : Comparaison du ruissellement total sur le bassin versant, des charges en phosphore total et en MES arrivant au lac ainsi que du débit maximum simulé à l'entrée du lac en 2013 pour la situation actuelle et les scénarios A et B

4.6 Caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac

Le tableau 11 présente les principales caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac Baie d'Or. Tel que mentionné dans la section 4.3.1, il n'a pas été possible d'établir une courbe de tarage pour la sonde installée à l'exutoire du lac. C'est pourquoi le débit moyen n'est calculé qu'à partir des quatre mesures de débit effectuées pendant la période estivale. D'après l'analyse des données bathymétriques et des observations de niveau d'eau en 2013, le volume d'eau du lac est d'environ 8 650 m^3 et sa surface de 1,13 ha. La profondeur moyenne est de 77 cm en 2013 et atteint 1.4 cm au point le plus profond. Tel qu'illustré à la figure 25, les secteurs les plus profonds du lac se trouvent vers le centre et près de l'exutoire.

Ainsi, le temps de résidence, calculé en utilisant un débit moyen de 0,02 m^3 s^{-1} en saison estivale lorsque le barrage est fermé, est d'environ 5 jours, ce qui est beaucoup plus faible que la valeur de 6 mois estimée par la firme de génie-conseil SNC-Lavalin en 2003 [3]. Cet écart pourrait s'expliquer par les différences dans les valeurs de profondeur, de volume et de débits utilisées par SNC-Lavalin. De plus, il faut rappeler que nos calculs sont basés sur des données

plus précises, tirées des informations géomatiques, de la bathymétrie du lac ainsi que de mesures effectuées sur le terrain, alors que les données disponibles en 2003 étaient plutôt limitées. Une comparaison entre les valeurs établies dans le cadre de ce projet et celles répertoriées par SNC-Lavalin est présentée au tableau 11.

Ces résultats sont très importants pour l'identification des causes de dégradation du lac. En effet, dans les rapports de SNC-Lavalin [3] et d'Écogénie[4], le faible taux de renouvellement de l'eau (temps de résidence long) est évoqué comme l'une des causes possibles de la dégradation du lac. Par contre, d'après les résultats obtenus dans le cadre de ce projet, on constate que le temps de résidence est relativement faible. Toutefois, tel que mentionné à la section 4.3.1, en raison des limitations techniques, les mesures de débits utilisées pour le calcul du temps de résidence est limité à 4 au total. C'est pourquoi il pourrait être surestimé, notamment lors des longues périodes d'étiage, ou sous-estimé en périodes de crue. Par exemple, en considérant un débit 75 % plus faible que celui utilisé pour les calculs du tableau 10, le temps de résidence serait de 20 jours. Ainsi, malgré cette incertitude, le temps de résidence reste relativement faible et largement plus court que celui estimé par SNC-Lavalin [3].

Tableau 11 : Quelques caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac Baie D'Or

Caractéristiques du lac établies pour 2013				Données répertoriées en 2003 [3]
Paramètre		Mode de calcul	Valeur	
$\mathbf{Q_{Lac}}$	Débit moyen à l'exutoire du lac	Moyenne des débits mesurés en période estivale	0,02 $m^3 s^{-1}$	5 x 10^{-4} $m^3 s^{-1}$
$\mathbf{A_{lac}}$	Aire du lac	Données géomatiques	1,13 ha	1,5 ha
V	Volume du lac	Bathymétrie + données géomatiques	8 650 m^3	22 500 m^3
ρ	Taux de renouvellement	$\rho = Q_{Lac} / V$	30,6 an^{-1}	
τ_w	temps de rétention	$\tau w = V / Q_{Lac}$	5 jours	6 mois
$\mathbf{R_{PT}}$	Coefficient de rétention du phosphore	$R_{PT} = 10 / (\rho z+10)$	0,3	
z	Profondeur moyenne	z = V /A	0,77 m	1,5 m

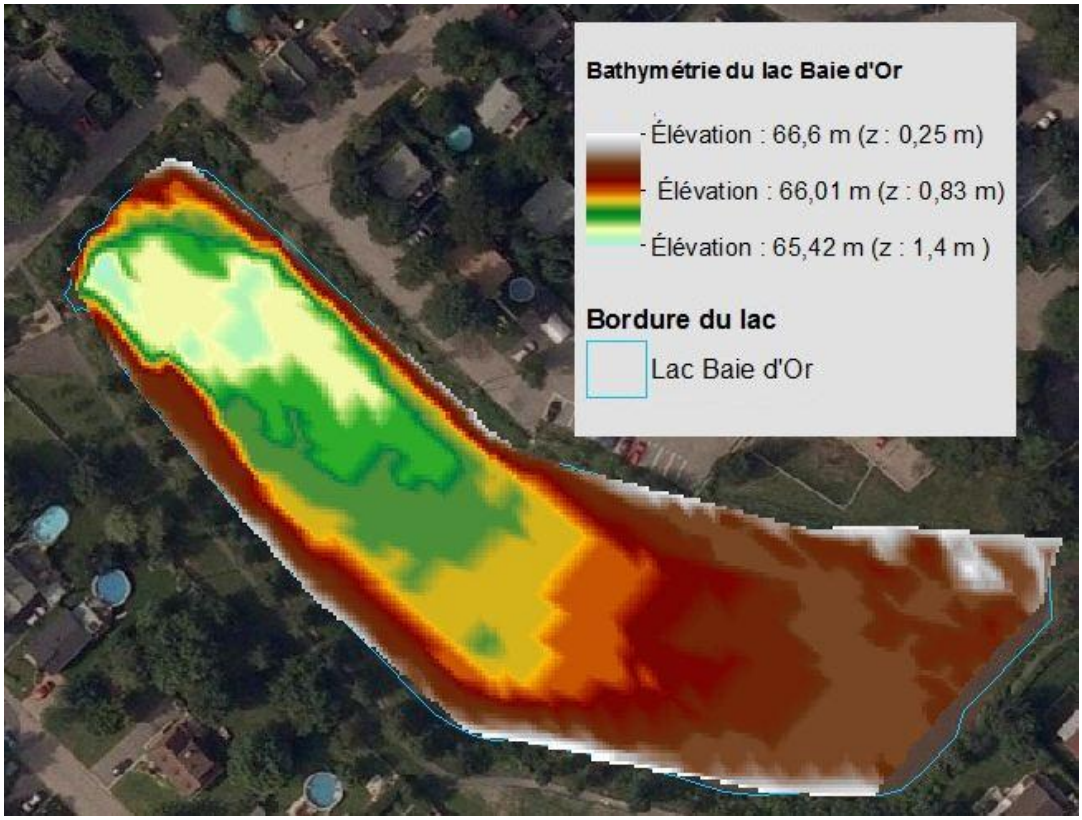


Figure 25 : Bathymétrie du lac Baie d'Or (basé sur les données fournies par la Ville de Lévis). La profondeur (z) est définie d'après les mesures effectuées en 2013

5 DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

5.1 Problématique du lac

Les données récoltées pendant le premier mandat du projet ont confirmé que le lac Baie d'Or subit une problématique d'eutrophisation importante. En effet, le lac présente toutes les caractéristiques d'un lac hypereutrophe, telles qu'une teneur élevée en phosphore total et en chlorophylle-a, ainsi qu'une faible transparence (figure 26). L'eutrophisation est un processus caractérisé par l'augmentation de la productivité du milieu aquatique. Cette productivité est le résultat de l'accumulation d'éléments nutritifs (phosphore et azote) essentiels à la croissance des algues et des plantes aquatiques. Ainsi, lorsque la disponibilité de ces éléments augmente, la productivité primaire est favorisée. Cet enrichissement génère des effets négatifs sur la qualité de l'eau, conduisant à la dégradation du milieu.

Les signes d'eutrophisation du lac Baie d'Or sont constatés depuis plusieurs années. Ils comprennent notamment une turbidité élevée, des fleurs d'eau d'algues ainsi que des mauvaises odeurs. En 1993 par exemple, une plainte au sujet de matières flottantes a été déposée à la direction régionale du ministère de l'Environnement. Ensuite, en 2002 et 2003, des plaintes de citoyens ont signalé la mauvaise qualité de l'eau, la présence d'algues filamenteuses ainsi que de mauvaises odeurs [3]. Selon le rapport d'Écogénie (2009, [4]), des fleurs d'eau d'algues auraient aussi été observées en 2007. Par contre, il n'existe pas beaucoup d'informations concernant la présence de macrophytes. Malgré cela, les travaux de faucardage effectués en 2005 suggèrent que ce type de plantes aurait déjà recouvert une surface importante du lac dans le passé. Sheffer [18] mentionne que les lacs peu profonds peuvent changer de manière abrupte d'un état dominé par les plantes aquatiques à un autre plutôt phytoplanctonique, lorsque la pénétration de lumière devient trop limitée pour plantes aquatiques accrochées au fond. Pendant l'été 2013, le pourcentage de recouvrement des macrophytes était plutôt faible [16], ce qui pourrait être dû à une augmentation de la turbidité cette année. Toutefois, lorsqu'on compare les charges simulée en MES selon notre modèle (tableau 10), ce sont plutôt les années 2010 à 2012 qui semblent avoir généré une plus forte

entrée de MES vers le lac suite aux plus fortes précipitations (figure 18), 2013 ressemblant à 2009. Or la croissance phytoplanctonique dans la colonne d'eau du lac peut elle aussi causer une forte augmentation de la turbidité et faire compétition aux macrophytes pour la lumière. Après 2007, aucune fleur d'eau d'algues ni de plantes aquatiques n'a été répertoriée, mais la problématique demeure entière.

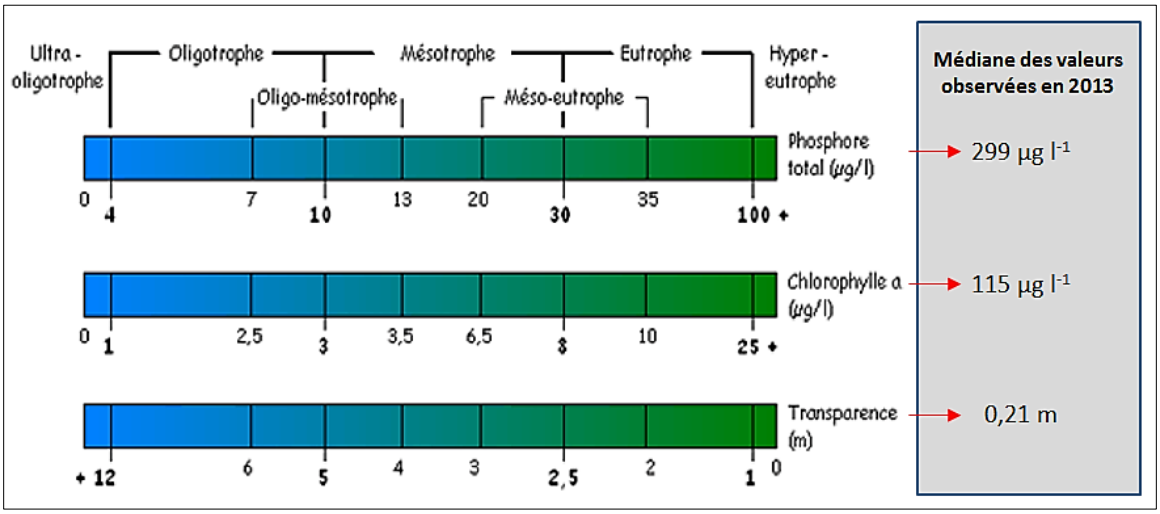


Figure 26 : Comparaison de la médiane des mesures de phosphore total, de chlorophylle-a et de transparence effectuées en 2013 avec les limites de classification trophique des lacs (source : site Internet du MDDEFP, janvier 2014)[23]

L'eutrophisation est un processus qui se déroule de manière naturelle sur une échelle de milliers d'années [19]. Toutefois, les activités humaines peuvent accélérer ce processus de vieillissement par la modification du territoire qui favorise l'apport de nutriments (charge externe) au-delà de la *capacité de support* du milieu aquatique. Certains processus dans les sédiments peuvent aussi contribuer à augmenter la disponibilité des nutriments (charge interne), et se manifeste par le relargage de phosphore soluble dans la colonne d'eau en

[23] **http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm**

période d'anoxie. C'est pourquoi l'évaluation des charges externe et interne est nécessaire afin d'identifier la principale source de pollution à l'origine de l'eutrophisation d'un lac.

Au lac Baie d'Or, la caractérisation de la charge externe a montré que l'eau alimentant le lac est de très mauvaise qualité (catégorie E d'après l'IQBP[24] [16]). Les principales variables déterminant cette mauvaise qualité sont le phosphore total et les matières en suspension. Ces observations corroborent les résultats obtenus par les Laboratoires Shermont suite à un échantillonnage effectué en 2010 [2]. En temps de pluie, un apport important de contamination fécale et de DBO_5 a aussi été observé. La charge en PT et en MES a été analysée en terme de bilan annuel. Les résultats ont révélé un apport élevé en phosphore, au-dessus des maxima répertoriés dans la littérature pour le ruissellement urbain [8]. Pour ce qui est de la charge interne, les données récoltées en 2013 suggèrent que les sédiments du lac ne contribuent pas de manière importante au phosphore retrouvé dans la colonne d'eau. Toutefois, certaines conditions observées au lac Baie d'Or, telles qu'un pH alcalin et la remise en suspension des sédiments dû à la faible profondeur, pourraient favoriser le relargage du phosphore à un certain moment. Les mécanismes de mobilisation du phosphore sont très complexes, pouvant varier en fonction des caractéristiques du milieu et dans le temps. C'est pourquoi il s'agit d'un aspect à surveiller lors de la mise en place de mesures de restauration.

Ainsi, il est possible de conclure que l'eutrophisation du lac Baie d'Or est principalement due à la charge externe qui alimente le lac plutôt qu'au phosphore stocké dans les sédiments. Cette charge élevée en phosphore et en MES résulte des modifications survenues dans le bassin versant, qui favorisent le ruissellement et l'exportation de nutriments. En effet, le bassin versant du lac Baie d'Or ne comporte actuellement que 18 % de zones boisées, tandis que la grande partie du territoire est de types agricole, résidentiel et commercial. Le développement urbain et les activités agricoles ont déjà été signalés comme des sources probables de la dégradation du lac [3, 4]. Cependant, leur importance relative n'avait jamais été évaluée. La modélisation hydrologique a permis d'établir que le milieu agricole est la principale source du

[24] Indice de qualité bactériologique et physicochimique (Hébert, 1996)

phosphore total (environ 61 %) et des matières en suspension (environ 78 %) entrant au lac. Néanmoins, la charge apportée par le milieu urbain demeure non négligeable, notamment pour le PT (39 %). C'est pourquoi les stratégies de restauration du lac devraient prendre en compte ces deux milieux.

Les études effectuées par SNC-Lavalin (2003) et Écogénie (2009) ont suggéré que certaines caractéristiques intrinsèques du lac, notamment son faible taux de renouvellement, seraient reliées au processus d'eutrophisation. Pourtant, une analyse plus précise des caractéristiques morphométriques du lac a permis d'établir que le temps de résidence de l'eau est beaucoup plus faible que celui évalué dans ces études, soit d'environ 5 jours au lieu de 6 mois. De ce fait, le taux de renouvellement ne semble pas être l'une des causes principales de la dégradation du lac. Toutefois, pendant des périodes prolongées d'étiage, le temps de résidence pourrait être un peu plus long, contribuant dans une certaine mesure à la dégradation du milieu (par ex. mauvaises odeurs et fleurs d'eau d'algues).

Une autre caractéristique morphométrique du lac Baie d'Or pouvant avoir un effet sur son état trophique est sa faible profondeur. Celle-ci rend la colonne d'eau plus susceptible aux variations de température et à l'effet du vent. Pourtant, le lac Baie d'Or montre une stratification thermique diurne bien marquée, qui se défait chaque nuit. Cette caractéristique typique d'un lac polymictique conduit à un mélange journalier de toute la colonne d'eau. Bien que ce mélange favorise l'oxygénation et le renouvellement de l'eau, il peut aussi conduire à la remise en suspension de sédiments.

Selon nos résultats, la cause principale de la dégradation du lac est l'apport élevé en éléments nutritifs provenant d'un bassin versant modifié par les activités agricoles et urbaines. Cependant, comme tout milieu aquatique, le lac Baie d'Or est un écosystème complexe et dynamique. Ainsi, sa réponse à la charge en nutriments est déterminée par un ensemble de facteurs physiques et biologiques liés au lac et à son environnement, pouvant changer dans le temps. Ceci, doit être pris en compte lors de la mise en place de mesures d'amélioration, car il est essentiel de s'adapter aux changements du milieu. Dans les conditions actuelles, il est évident que les interventions doivent porter sur le contrôle de la charge externe, à l'origine de l'enrichissement du lac. Toutefois, il est possible que dans les années à venir il soit aussi

nécessaire d'affronter les conséquences d'une prolifération de plantes aquatiques et du relargage de phosphore à partir des sédiments.

Dans les sections suivantes, nous allons discuter des différentes alternatives d'aménagement envisagées par la Ville de Lévis et de leur impact potentiel sur la qualité de l'eau du lac.

5.2 Analyse des solutions potentielles envisagées par la Ville de Lévis

Depuis plusieurs années, diverses interventions ont été mises en place par la Ville de Lévis dans le but d'améliorer l'état du lac. À la suite de l'étude réalisée en 2003 par la firme SNC-Lavalin [3], cinq solutions ont été proposées et certaines interventions effectuées. Ainsi, en 2004 et 2005, d'importants travaux ont été effectués dans la partie amont du lac pour l'installation d'un bassin de sédimentation et d'un marais filtrant[25]. Cependant, ils n'ont pas donné les résultats attendus par la Ville de Lévis et leur entretien n'a pas été poursuivi. Pourtant, il est difficile de juger de leur efficacité, car aucun suivi de la qualité de l'eau n'a été fait avant ni après la mise en place de ces actions. D'ailleurs, le temps sur lequel ces mesures ont été fonctionnelles n'a peut-être pas été suffisant pour produire des améliorations appréciables. La performance de ce type d'ouvrage dépend directement de sa conception et de son entretien, qui doivent garantir les conditions nécessaires à la rétention du PT et des MES. Par contre, les données récoltées dans le cadre de notre projet suggèrent que ce bassin ne suffirait pas aux conditions d'écoulement lors des fortes crues, ce qui expliquerait aussi sa faible efficacité (voir section 5.2.1.1). Également, un système d'aération au fond du lac, des aérateurs en surface et une fontaine ont été mis en place. Cependant, en 2008, le système installé au fond du lac était déjà inopérant à cause de l'ensablement des aérateurs, et en 2009 la fontaine a été arrêtée par un bris des ancrages.

En 2009, la firme Écogénie a été mandatée pour faire une nouvelle analyse de la situation et identifier des mesures potentielles en vue d'améliorer l'état du lac. Trois scénarios ont été

[25] Pierre Boulay (2009), Fiche de prise de décision EI-2009-062 V-2, Ville de Lévis.

proposés, et ils font partie de la première option de solution envisagée par la Ville de Lévis (tableau 12). Une deuxième option consistant à réaménager le lac en ruisseau a aussi été explorée suite à un mandat attribué à la firme Danier Arbourg & Associés. Cette option onéreuse requiert une évaluation d'impact environnemental. Pourtant, elle serait une alternative viable pour éliminer les nuisances générées par la dégradation du lac de façon durable. De plus, elle permettrait d'aménager un parc avec des sentiers d'interprétation, au profit de la communauté et non seulement aux riverains. Toutefois, cette alternative a été rejetée, car les résidents du secteur ont manifesté leur désir de conserver le lac.

Les scénarios proposés par la firme Écogénie comportent soit des mesures d'atténuation, soit une gestion par bassin versant visant à agir sur l'origine du problème. Les figures 41 à 43 en annexe illustrent les plans d'intervention proposés par cette firme de génie-conseil. Les actions proposées dans ces scénarios sont analysées ci-dessous.

Tableau 12 : Actions proposées par Écogénie ([4]) pour chacun des scénarios de contrôle de l'eutrophisation du lac Baie d'Or

Scénario et mesures d'intervention proposées	Milieu
Scénario 1 Gestion intégrée de l'eau à l'échelle du bassin versant.	
Naturalisation d'une bande riveraine de trois mètres sur les branches 10 et 18	Agricole
Mise en place d'ouvrages de captation des particules en suspension	
Stabilisation des rives en érosion	
Établissement de pratiques culturales saines	
Aménagement de bassins de rétention, régulateurs, épurateurs et de sédimentation	Urbain
Réaménagement de la gestion des eaux pluviales du secteur en amont	
Programme de sensibilisation auprès des résidents afin de réduire l'apport de fertilisants	
Création d'îlots dans le lac et plantation d'arbres à grand déploiement	Lac
Scénario 2	
Réparation des systèmes d'aération	Lac
Reconstruction du bassin de sédimentation	Urbain
Programme de sensibilisation auprès des résidents en vue de réduire l'apport de fertilisants	
Création d'îlots dans le lac avec plantation d'arbres à grand déploiement	Lac
Scénario 3	
Dragage de sédiments et entretien du bassin de sédimentation	Lac
Dragage de sédiments sur une superficie d'environ 4 000 m^2 en amont du lac	

5.2.1 Scénarios 2 et 3

Les scénarios 2 et 3 proposent principalement des mesures d'atténuation visant à limiter la prolifération d'algues, mais ne permettent pas de réduire la charge externe, identifiée comme la source primaire du problème. En conséquence, elles ne peuvent pas apporter d'amélioration durable.

5.2.1.1 Réparation des systèmes d'aération

Le principal avantage des techniques d'aération sur la restauration des lacs est l'augmentation de la concentration en oxygène dissous [1] pouvant aider au maintien de l'habitat des poissons. De plus, dans les cas où la charge interne représente une source importante de phosphore, l'aération pourrait réduire son relargage à partir des sédiments [1]. Pourtant, ce ne sont pas des problématiques touchant actuellement l'état du lac Baie d'Or. En effet, pendant les suivis effectués en 2013, le lac n'a pas montré de signes d'anoxie, ce qui n'exclut pas cependant que des périodes d'anoxie puissent apparaitre certaines années. L'absence d'anoxie résulte probablement de sa faible profondeur, qui favorise l'échange d'oxygène avec la surface et un mélange journalier de la colonne d'eau (la nuit). Par conséquent, dans le contexte actuel, la remise en fonction de la fontaine et du système mécanisé d'aération installé au fond du lac n'aurait pas un effet très important sur la qualité de l'eau du lac. Pourtant, même si la remise en place des systèmes d'aération ne semble pas une action prioritaire, le maintien des aérateurs actuellement en fonction est recommandé pour aider à la circulation lors des périodes très chaudes et sèches.

Par ailleurs, il faut noter que l'aération pourrait s'avérer nécessaire dans l'avenir si la concentration d'oxygène dissous dans le lac devient limitée. Pour cette raison, il est important d'effectuer une surveillance des caractéristiques du lac.

5.2.1.2 Modification ou entretien du bassin de sédimentation et du marais de filtration

L'utilisation de bassins de sédimentation et de marais filtrants peut protéger les cours d'eau et les lacs de la pollution diffuse [1]. Plusieurs cas d'application de ces méthodes de contrôle montrent de bons résultats, arrivant à retenir jusqu'à 90 % du PT et des MES [1]. Toutefois, la performance de ces systèmes dépend directement de leur conception et de leur entretien, qui doivent garantir les conditions nécessaires à la rétention du PT et de MES. Les données récoltées dans le cadre de notre projet suggèrent que le bassin de sédimentation en amont du lac ne serait pas complètement adapté aux caractéristiques hydrologiques (débits de pointe) observées à cet emplacement. En effet, lors d'événements pluvieux, le niveau du seuil est rapidement dépassé (figures 27 et 28), permettant l'entrée directe au lac de l'eau chargée en nutriments et en MES. Ces facteurs pourraient expliquer la faible efficacité du bassin de sédimentation et du marais mis en place en 2004-2005.

Dans ces circonstances, l'entretien de ces deux systèmes ne semble pas suffisant pour améliorer leur efficacité. Par contre, un réaménagement adéquat du bassin de sédimentation et du marais filtrant pourrait favoriser une meilleure qualité de l'eau du lac. C'est pourquoi sa construction devrait être basée sur une conception prenant en compte le régime hydrologique et le temps de sédimentation (vitesse de chute) des particules à retenir.

Il faut rappeler que les effets de ce type d'intervention sur la condition du lac ne sont pas immédiats et peuvent parfois prendre plusieurs années [1, 18]. C'est pourquoi un suivi de la qualité de l'eau à long terme est nécessaire afin d'évaluer son efficacité. De plus, dans le but d'assurer la performance du bassin de sédimentation et du marais filtrant, un programme d'entretien à long terme doit obligatoirement être mis en place [8].

Figure 27 : Bassin de sédimentation en amont du lac en temps de pluie (28 juin 2013)

Figure 28 : Bassin de sédimentation en amont du lac en période d'étiage (13 septembre 2013)

5.2.1.3 Création d'îlots avec plantation d'arbres à grand déploiement

Cette mesure consiste à aménager trois îlots boisés dans le lac, incluant des plantations d'arbres à grand déploiement dans le but de produire de l'ombrage sur le lac.

La disponibilité d'éléments nutritifs et la lumière sont essentiels à la croissance des algues et des plantes aquatiques [18, 20]. Tel que montré par divers auteurs, la limitation de la lumière, causée par la profondeur de la colonne d'eau et la turbidité élevée de l'eau, ralenti la prolifération des algues et des macrophytes submergées [1, 18]. D'ailleurs, l'ombrage généré par la végétation riveraine peut réduire la croissance des plantes submergées sur la zone littorale [1]. Malheureusement, les travaux au sujet de l'effet de l'ombrage sur la prolifération d'algues sont plutôt limités. Deux études à l'échelle de laboratoire, effectués par Xuechu Chen et al. [21] et Kojimma [21], suggèrent que l'ombrage pourrait être utilisé comme mesure pour limiter la croissance des algues de plus de 60 %. Pourtant, ce type d'approche n'est pas documenté à grande échelle.

Ainsi, bien qu'il soit possible de penser que la génération de zones ombragées sur le lac pourrait limiter les fleurs d'eau d'algues et la croissance des macrophytes, il est difficile de prévoir l'efficacité d'une telle mesure. De plus, cette intervention n'apporterait qu'un effet d'atténuation, mais le processus d'eutrophisation du lac ne serait pas arrêté. D'autre part, les ouvrages requis pour l'aménagement des îlots pourraient générer des effets nuisibles sur la qualité de l'eau, notamment la remise en suspension des sédiments et du phosphore qui y est stocké. La plantation d'arbres à grand déploiement le long de rives serait une mesure raisonnable dans le but de limiter la lumière sans avoir à intervenir dans le plan d'eau.

5.2.1.4 Programme de sensibilisation auprès des résidents en vue de réduire l'apport de fertilisants

La restauration du lac est un processus qui requiert la participation des différents acteurs du bassin versant. C'est pourquoi un programme de sensibilisation auprès des résidents des milieux urbain et agricole est essentiel. Ce programme devrait être orienté vers une diffusion des connaissances au sujet de la problématique du lac et de l'impact des gestes individuels et collectifs sur son eutrophisation. Il est important de promouvoir l'adoption de bonnes pratiques afin de limiter l'impact des activités humaines sur la santé du lac [9]. Le « Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques » [9] est un outil

intéressant à cet effet; il décrit les différentes pratiques à améliorer dans les milieux urbain et agricole.

5.2.1.5 Dragage de sédiments sur une superficie d'environ 4 000 m^2 en amont du lac

Le dragage de sédiments est une méthode utilisée principalement pour augmenter la profondeur, contrôler la charge interne, éliminer les sédiments contaminés ainsi que pour le contrôle des plantes aquatiques enracinées [1]. Il s'agit d'une méthode coûteuse qui peut produire de fortes perturbations sur le milieu [22].

En ce qui concerne le lac Baie d'Or, les résultats de la présente étude ont montré que la charge interne n'est pas la principale source de phosphore du lac et que la couverture par des plantes aquatiques est actuellement faible. De plus, les résultats de la caractérisation des sédiments effectués par les Laboratoires Shermont (2010) ont confirmé que les concentrations en hydrocarbures pétroliers, en métaux et métalloïdes, en hydrocarbures aromatiques et en BTEX sont sous le seuil produisant un effet biologique. Ainsi, la seule utilité du dragage sur le lac serait l'augmentation de sa profondeur et la limitation de la disponibilité en lumière au fond du lac qui en résulterait. Pourtant, il est possible que les effets positifs sur l'état trophique du lac seraient plutôt faibles comparativement aux risques associés à cette procédure. Étant donné que le lac présente une stratification diurne, l'augmentation de la profondeur pourrait accroître le risque d'anoxie pendant l'été. Ceci pourrait favoriser le relargage de phosphore à partir des sédiments si les conditions géochimiques le permettent. Par ailleurs, le dragage pourrait stimuler la prolifération d'algues par la remise en suspension de sédiments et des éléments nutritifs accumulés dans le fond du lac depuis plusieurs années. Ainsi, le dragage ne semble pas être une méthode très adaptée aux conditions ni aux besoins actuels du milieu.

5.2.2 Scénario 1 Gestion à l'échelle du bassin versant

Il est évident que la restauration durable du lac Baie d'Or requiert l'implantation d'actions visant à améliorer la qualité de l'eau qui alimente ce plan d'eau. Ainsi, tel que suggéré par Écogénie (2009), une gestion à l'échelle du bassin versant devrait être privilégiée. Les différentes actions proposées dans le scénario 1 peuvent générer des impacts positifs sur la

qualité de l'eau des ruisseaux et du lac. Toutefois, la réponse du milieu à de telles améliorations peut prendre plusieurs années.

Avant de discuter des actions comprises dans ce scénario, nous allons présenter les besoins de réduction de la charge externe, et ce en fonction de la *capacité de support* du lac. Celle-ci est définie comme étant la pression maximale pouvant être exercée par les activités humaines sur un lac et sur son bassin versant sans altérer son intégrité (MDDEP [9]). Elle peut être exprimée en termes d'apport en phosphore qu'un lac peut tolérer tout en maintenant la concentration en PT de l'eau à des niveaux limitants l'eutrophisation [9]. Cette capacité dépend notamment des caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac ainsi que de son bassin versant [9]. Vollenweider [23] dans [1]) a développé un modèle (équation 1) basé sur la relation entre la concentration en phosphore dans l'eau et la charge externe, tout en tenant compte des caractéristiques intrinsèques du lac. Au moyen de cette équation, et en utilisant la concentration de PT nécessaire pour contrôler l'eutrophisation, il est possible d'établir la capacité de support du lac en termes de la charge maximale que ce dernier pourrait recevoir. Dans le cadre de ce projet, cette équation a été employée pour estimer la charge en PT qui permettrait d'amener le lac à un niveau trophique plus bas. Pour ce faire, les concentrations maximales de PT pour les niveaux oligotrophe, mésotrophe et eutrophe ont été utilisées (figure 26). Les valeurs pour le niveau oligotrophe sont uniquement présentées à titre de référence, car une telle amélioration n'est pas réaliste. Les données morphométriques et hydrologiques employées pour ce calcul sont présentées au tableau 11 (section 4.6).

Équation 1 : Équation de Vollenweider [1]

$$L_{PT} = \frac{[\overline{PT}]\,\bar{z}\,\rho}{1 - R_{PT}}$$

$L_{PT} = Charge\ en\ phosphore (mg\ an^{-1});\ [\overline{PT}] = concentration\ de\ phosphore\ dans\ le\ lac (mg\ m^{-3});\ \rho = taux\ de\ renouvellement (1\ an^{-1});\ \bar{z} = profondeur\ moyenne\ du\ lac\ (m); R_{PT} = coefficient\ de\ rétention\ du\ phosphore$

Les résultats de ces calculs confirment que la capacité de support du lac est amplement dépassée (tableau 13). D'après ces estimations, une réduction minimale de 92 à 97 % de la charge actuelle en phosphore devrait être atteinte afin d'amener le lac à un état mésotrophe. D'ailleurs, cette réduction serait de l'ordre de 73 à 89 % pour atteindre la limite supérieure du niveau eutrophe. Bien que ces besoins d'amélioration soient très grands, ils ne sont pas surprenants étant donné que le lac montre actuellement des concentrations en phosphore jusqu'à dix fois plus élevées que la limite pour la prévention de l'eutrophisation.

Ces résultats démontrent la complexité du projet de restauration du lac. Plusieurs actions sont requises pour réduire de manière importante la charge en phosphore, afin de garantir des améliorations durables. Tel que mentionné précédemment, les ruisseaux drainant les terres agricoles transportent la partie la plus importante des charges en PT et MES. Ainsi, les interventions sur le milieu agricole devaient être priorisées. Par ailleurs, étant donné que le ruissellement urbain génère aussi des charges de PT et de MES non négligeables, des actions doivent aussi être entreprises en milieu urbain pour attendre une telle réduction.

Tableau 13 : Calcul de la capacité de support du lac en termes de la charge annuelle en phosphore selon trois scénarios d'améliorations visés - comparaison par rapport à la charge observée en 2013

		Valeurs ciblées[a]			Valeurs observées en 2013	
Paramètre	**unités**	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe		
Concentration moyenne de PT dans le lac	mg m^{-3}	10	30	100	299	
Charge maximale pondérée par la surface du bassin versant	mg m^{-2} an^{-1}	0,9	2,9	9,5	35,5 (M2)[b]	83,4 (M4)[b]
Charge maximale par année	kg an^{-1}	4	11	38	140	329
Concentration moyenne à l'entrée du lac	mg m^{-3}	7	21,1	70,3	210	
Réduction requise d'après la charge estimée par la méthode M2	%	97,3	91,9	73,1		
Réduction requise d'après la charge estimée par la méthode M4	%	98,9	96,6	88,6		

[a] Valeurs définies en fonction du niveau trophique ciblée soit, oligotrophe, mesotrophe et eutrophe.
[b] Méthode d'estimation de la charge (M2 ou M4).

Le contrôle de la productivité des lacs par la réduction de la charge externe en phosphore peut s'avérer très efficace [20]. Toutefois, plusieurs études ont démontré que le degré d'amélioration dépend de divers facteurs, étant ainsi très variables d'un milieu à l'autre [1, 20]. Par conséquent, bien que le modèle de Vollenweider donne une idée sur la capacité de support du lac, on doit l'interpréter avec précaution. Cooke [1] mentionne que dans la plupart des cas, une amélioration de la qualité de l'eau peut être atteinte suite à la réduction de l'entrée de phosphore dans un lac, mais que cette amélioration peut prendre plusieurs années. Ce délai dépendrait du temps requis pour diluer et renouveler l'eau riche en phosphore déjà en place [18]. De plus, le relargage de phosphore provenant des sédiments peut être un autre facteur limitant la réponse du milieu. D'après Sas (1989, cité dans [18]), dans un système bien mélangé et sans apport provenant des sédiments, environ trois fois le temps de rétention serait nécessaire pour réduire de 95 % le surplus de phosphore dans un lac. Il est à noter que ces considérations s'appliquent d'abord aux cas de lacs de plus grande taille possédant un temps de résidence plus long. L'efficacité des mesures et le temps de réaction diffèrent sans doute avec la taille du lac.

Dans le cas du lac Baie d'Or, le temps de résidence est plutôt faible et l'apport en phosphore à partir des sédiments ne semble pas important actuellement. Ceci permet de penser que la qualité de l'eau de ce lac pourrait bien répondre à la réduction de la charge externe, mais surtout si cette réduction se maintient dans le temps. Cependant, arriver à une réduction suffisante de la charge externe pour produire des changements dans le milieu demeure un défi important. Le plan de gestion par bassin versant proposé par le scénario 1 peut aider à l'amélioration de la qualité de l'eau du la Baie d'Or. Les principales interventions faisant partie du scénario 1 sont détaillées ci-dessous.

5.2.2.1 Interventions dans le milieu agricole

L'ensemble des interventions envisagées par la Ville de Lévis dans le milieu agricole peut avoir un effet positif sur la qualité de l'eau des tributaires, réduisant ainsi la charge reçue par le lac. Toutefois, ces actions devraient être adaptées aux conditions spécifiques du lac. Premièrement, il est nécessaire d'inclure l'ensemble du bassin versant, qui est plus large que celui considéré

dans le plan d'intervention (figure 6). De plus, il faut rappeler qu'environ 13 % du territoire agricole et forestier est drainé vers le réseau pluvial et non pas vers les ruisseaux. Ainsi, il est recommandé d'inclure également des actions pour contrôler la pollution en provenance de cette partie du bassin versant. Les principales actions prévues pour le milieu agricole sont présentées ci-dessous :

- *Naturalisation de la bande riveraine*: Le déboisement et l'absence d'une bande riveraine suffisante rendent les sols et la rive plus vulnérables à l'érosion par le ruissellement [9]. Ainsi, en temps de crue, le lessivage de MES et d'éléments nutritifs est favorisé, tel que constaté dans les tributaires du lac Baie d'Or. L'implantation de bandes riveraines d'une largeur appropriée (3 m minimum) peut aider de manière significative à la rétention de sédiments et du phosphore total, avec une efficacité allant jusqu'à 90 et 78 % respectivement [24]. De plus, l'amélioration des bandes riveraines et l'augmentation des zones boisées sur le bassin versant aide à réguler le ruissellement en surface, comme mentionné dans la section 4.5.5 (scénario B). C'est pourquoi une attention particulière doit être portée à cette mesure. La Ville de Lévis a déjà entrepris des actions pour l'amélioration de la bande riveraine. En 2010, le Conseil de bassin versant de la Rivière Etchemin (CBE) a caractérisé la qualité de la bande riveraine des branches 10 et 18. Les résultats ont montré que 50 % des rives en amont du lac ont une qualité faible à moyenne et que seules les rives en milieu boisé ont une bonne qualité[26]. Suite à ce diagnostic, le CBE a produit et remis un cahier à chaque agriculteur, incluant une description détaillée des problèmes rencontrés et des mesures correctives nécessaires. En 2011, des arbres ont été plantés sur 230 m par un agriculteur sur la rive de la branche 10 et d'autres propriétaires ont manifesté leur intérêt d'aller de l'avant avec les recommandations qui leur avaient été présentées. Le suivi de ce projet est effectué par le CBE.

[26] Pierre Boulay, Note de suivi sur le Lac Baie d'Or (31 octobre 2012)

- *Mise en place d'ouvrages de captation des particules en suspension et aménagement de bassins de rétention, régulateurs, épurateurs et de sédimentation à la sortie des milieux agricoles:* Tel que discuté à la section 5.2.2, ces approches peuvent grandement aider à la rétention de matières en suspension et d'éléments nutritifs. Pourtant, il faut s'assurer que la conception de ces ouvrages soit adaptée aux débits de pointe observés dans les branches 10 et 18, où de très grandes variations de niveau d'eau ont été observées.
- *Établissement de pratiques culturales saines:* Compte tenu de l'impact que les activités agricoles ont sur le lac Baie d'Or, la participation active des producteurs agricoles à sa restauration est essentielle. La sensibilisation des agriculteurs au sujet des pratiques saines peut contribuer à réduire la charge en phosphore exportée par le milieu agricole. Il est notamment important de travailler sur les pratiques d'épandage de fumiers, de compost et de tout autre fertilisant. Le « Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques » [9] présente une liste des gestes à promouvoir auprès des agriculteurs.

5.2.2.2 Interventions en milieu urbain et sur le lac

Les actions prévues dans le milieu urbain et sur le lac incluent le réaménagement de la gestion des eaux pluviales, la création d'îlots dans le lac et la plantation d'arbres à grand déploiement, ainsi que la mise en œuvre d'un programme de sensibilisation auprès des résidents. Ces deux dernières actions ont été discutées plus haut (section 5.2.1). En ce qui concerne le réaménagement des eaux pluviales, deux alternatives avaient été proposées par Écogénie [4]. La première consistait en l'aménagement de bassins de rétention en milieu urbain. Quoique cette mesure puisse donner de bons résultats sur le contrôle des MES et du PT, elle est contrainte par l'espace disponible pour l'installation des bassins. Il existe cependant sur le marché des systèmes de traitement des eaux pluviales, tels que le « *Stormceptor* », qui ne requièrent pas une grande surface pour leur installation et qui pourraient ainsi être explorés. Le *Stormceptor* est conçu pour l'enlèvement d'huiles et de matières en suspension, permettant en

même temps de retenir une partie du phosphore et d'autres éléments nutritifs liés aux particules[27]. La deuxième alternative suggérée par Écogénie [4] préconisait le détournement des conduites pluviales en aval du lac. Toutefois, cette alternative a été rejetée étant donné son coût trop élevé[28]. Il faut noter que même si le réseau pluvial apporte environ 40 % de la charge en PT et 25 % des MES (dont une partie provient des zones agricoles), il contribue aussi à 40 % du volume d'eau arrivant au lac. L'élimination de cet apport en eau pourrait modifier certaines conditions du lac, notamment son taux de renouvellement. C'est pourquoi il n'est pas possible d'affirmer que cette mesure aurait des effets favorables sur la qualité de l'eau du lac.

5.2.3 Autres recommandations

Il existe certaines méthodes pour le contrôle des algues qui pourraient être explorées, mais seulement suite au contrôle de l'apport en nutriments reçu par le lac. En effet, bien que la charge externe doive être réduite au maximum, il est possible que les objectifs de contrôle ne soient pas atteignables à 100 % sans l'application d'autres méthodes telles que l'inactivation-précipitation du phosphore et le contrôle biologique [1, 18]. Ces mesures demeurent toutefois inefficaces si elles ne sont pas accompagnées avant tout d'une réduction substantielle des apports externes.

L'inactivation-précipitation du phosphore consiste à enlever le phosphore de la colonne l'eau en le précipitant dans les sédiments sous une forme inactive, grâce à l'utilisation de certains produits chimiques [1]. Parmi ceux-ci, les sels d'aluminium, de fer et de calcium sont les plus utilisés. Au cours des dernières années, un autre produit (Phoslock) à base de lanthane a été développé et plusieurs cas d'étude ont montré de bons résultats dans divers pays [25]. Toutefois, l'utilisation de ces produits, particulièrement des sels métalliques, peut entrainer d'autres effets nuisibles sur l'environnement (par ex. une toxicité pour certains organismes), qui doivent être évalués. De plus, les caractéristiques de l'eau peuvent avoir un effet sur leur

[27] www.stormceptor.com

[28] Ville de Lévis, Fiche de prise de décision : EI 2011-031-V1 (2011/03/08)

performance [1, 26]. Ainsi, dans le cas où la Ville de Lévis désirerait explorer ces alternatives, une étude des impacts potentiels de ces mesures sur le lac Baie d'Or devrait être effectuée au préalable.

6 CONCLUSIONS

Ce projet avait pour objectif de déterminer les principales causes de la dégradation de l'eau du lac Baie d'Or, ainsi que leur impact relatif. Les résultats permettent de conclure que la mauvaise qualité de l'eau arrivant au lac (charge externe) est la principale cause du processus d'eutrophisation. Cette charge externe apporte vers le lac des quantités de phosphore total et autres éléments dépassant la capacité de support de ce plan d'eau. Les effets sont multiples: développement de fleurs d'eau d'algues ou croissance excessive de macrophytes dépendant des années, dégradation de l'aspect esthétique du lac et mauvaises odeurs, perte de jouissance des services apportés par cet écosystème.

L'exportation accrue de cette pollution vers le lac trouve son origine dans un bassin versant fortement modifié par les usages résidentiel et agricole. D'après nos résultats, le milieu agricole est responsable de la plus grande partie de la charge en phosphore (61% des apports totaux en 2013) et en matières en suspension (78%) reçue par le lac. Toutefois, l'apport du milieu urbain reste non négligeable (respectivement 39 et 22% des apports totaux).

Compte tenu des caractéristiques du lac Baie d'Or et des causes à l'origine de sa dégradation, la restauration de ce plan d'eau peut être complexe et s'étaler sur plusieurs années. Bien que certaines mesures d'atténuation puissent être mises en place pour réduire les signes d'eutrophisation, leur effet sera limité. La gestion du lac Baie d'Or devrait porter sur la réduction de la charge externe arrivant au lac, en mettant l'accent sur la mise en place de pratiques culturales et urbaines saines et la naturalisation des bandes riveraines. Ainsi, un processus permanent de gestion par bassin versant et la mise en place d'interventions pour améliorer la qualité de l'eau des tributaires sont prioritaires. De plus, un suivi de la qualité de l'eau devrait être implanté, afin de pouvoir évaluer l'impact réel des mesures appliquées et de les adapter aux changements du milieu.

7 RÉFÉRENCES

1. Cooke, G.D., *Restoration and management of lakes and reservoirs, 3rd ed*. Boca Raton, FL : CRC Press. 2005.
2. Gauthier, A. et Tremblay, V., *Analyse de la qualité des sédiments et de l'eau du lac Baie d'Or*. Lévis, QC : Les Laboratoires Shermont. 2010.
3. Lavoie, J. et Demers, R., *Lac Baie d'Or - Expertise environnementale*. Québec, QC : SNC-Lavalin. 2003.
4. Houde, H. et al. *Expertise environnementale : Lac Baie d'Or (Arrondissement Desjardins) - Rapport final*. Québec, QC : Écogénie. 2009.
5. Conseil de bassin versant de la rivière Etchemin, *Projet de bassin versant des branches n° 10 et 18 de la rivière des Couture - Cahier du propriétaire*. 2010.
6. James, W., Rossman, L.E. et James, W.R.C., *User's Guide to SWMM5 13th edition*. Guelph, ON : CHI Press Publication. 2010.
7. Telliez, M., EPA SWMM 5 - Manuel d'initiation (Traduction et adaptation libres du tutoriel du manuel de l'utilisateur : "Storm Water Management Model – User's Manuel"). 2010. Disponible en ligne sur : http://sigea.educagri.fr/fileadmin/user_upload/doc_prof/guerreiro/SigAppl/SWMM/manuel-init-2010.pdf (dernière consultation juillet 2014).
8. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et de Parcs et ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, *Guide de gestion des eaux pluviales*. 2011. Disponible en ligne sur : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide-gestion-eaux-pluviales.pdf (dernière consultation juillet 2014).
9. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et de Parcs, *Prendre son lac en main. - Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques* (1ère version). 2007. Disponible en ligne sur : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/cyanobacteries/guide_elaboration.pdf (dernière consultation juillet 2014).
10. Johnson, L.E., *Geographic Information Systems in Water Resources Engineering*. Boca Raton, FL : CRC Press. 2009.
11. Vidil, C., *Gestion des eaux pluviales et changements climatiques : étude de deux secteurs urbains.* Mémoire de maîtrise, Québec, QC : Université Laval 2012.
12. World Meteorological Organization, *Manual on Stream Gauging Volume 1 - Fieldwork*, WMO-No. 1044. Genève, Suisse : WMO. 2010.
13. ISO, ISO 748 - *Mesure de débit des liquides dans les canaux découverts - Méthodes d'exploration du champ de vitesses*. Genève, Suisse : Organisation internationale de normalisation. 1997.

14. Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R. L., Harmel, R.D. et Veith T.L., Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3): 885-900. 2007.
15. Beaudin, J.D., Michaud, A.R., Bonn, F. et Madramootoo C.A., Variabilité spatio-temporelle des exportations de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la rivière aux Brochets au sud-ouest du Québec. *Agrosolutions*, 17(1): 4-19. 2006.
16. Gomez, P., Laurion, I. et Duchesne, S., *Rapport du premier mandat du projet : Approche par bassin versant pour caractériser les causes de dégradation de la qualité de l'eau du lac Baie d'Or*. Québec, QC : INRS-ETE, Rapport de recherche No R1489. 2014.
17. Quilbé, R., Rousseau, A.N., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G. et Villeneuve, J.-P., Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams : Application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*, 326: 295-310. 2006.
18. Scheffer, M., *Ecology of Shallow Lakes*. Norwell, MA : Kluwer Academic Publishers, Population and Community Biology Series. 1998.
19. Hade, A., *Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger*. Montréal, QC : Fides. 2003.
20. Wetzel, R.G., *Limnology: Lake and River Ecosystems - 3rd ed*. San Diego, CA : Academic Press. 2001
21. Chen, X., He, S., Huang, Y., Kong, H., Lin, Y., Li, C. et Zeng, G., Laboratory investigation of reducing two algae from eutrophic water treated with light-shading plus aeration. *Chemosphere*, 76(9): 1303-1307. 2009.
22. Lapalme, R., Protéger et restaurer les lacs. Boucherville, QC: Bernard Dumont éditeur, coll. « Bouquins verts ». 2006.
23. Vollenweider, A., Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 33: 53-83. 1976.
24. Gagnon E., Gangbazo, G., *Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives*. Québec, QC : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau. 2007.
25. Morrison, G., An innovative new tool for the nutrient management toolbox. *The BCI Globe*, Winter 2011: 4-9. 2011.
26. Meis, S., Spears, B.M., Maberly, S.C. et Perkins, R.G., Assessing the mode of action of Phoslock® in the control of phosphorus release from the bed sediments in a shallow lake (Loch Flemington, UK). *Water Research*, 47(13): 4460-4473. 2013.
27. Meals, D.W., Richards, R.P. et Dressing, S.A., Pollutant load estimation for water quality monitoring projects. Tech Notes, 8: 1-21. 2013. Disponible en ligne sur : http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/wqg/319monitoring/TechNotes/technote8_load_estimation.pdf (dernière consultation juillet 2014).

ANNEXE 1 : Figures et tableaux supplémentaires

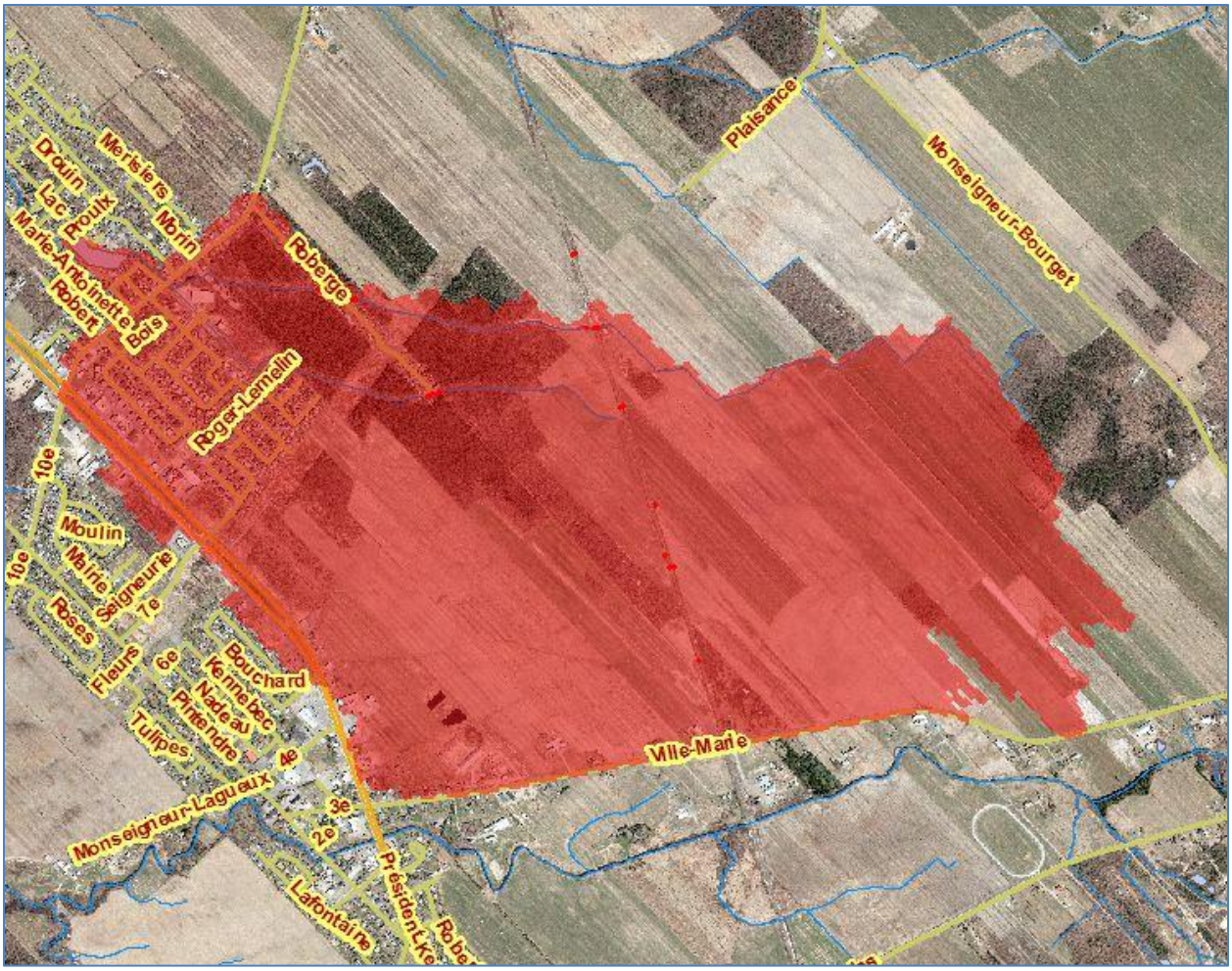


Figure 29 : Délimitation du bassin versant fournie par la Ville de Lévis

Tableau 14 : Description sommaire des méthodes utilisées pour l'estimation de la charge en phosphore total et en matières en suspension (information tirée de [13])

	Méthode	Formule de calcul	Description
M1	Intégration numérique : procédure 1	$L = \bar{C} * \bar{q} * n$	Cette procédure utilise la moyenne des concentrations et des débits des jours où les deux variables ont été mesurées. Puis la charge annuelle est calculée en faisant le produit de ces moyennes et du nombre de jours de la période à évaluer.
M2	Intégration numérique : procédure 2	$L = \bar{C} * \bar{Q} * n$	Dans cette procédure, la charge est aussi estimée à partir de la moyenne des concentrations mesurées. Cependant, elle utilise la moyenne de tous les débits mesurés pendant la période d'étude.
M3	Intégration numérique : procédure 3	$L = \overline{C * q} * n$	La charge journalière est premièrement calculée pour chaque jour où les deux variables ont été jaugées. Ensuite, la moyenne de ces charges est déterminée. Ainsi, la charge annuelle est estimée par le produit de cette charge moyenne et du nombre de jours de la période d'étude.
M4	Intégration numérique : procédure 4	$L = \overline{C * q} * \frac{\bar{\bar{Q}}}{\bar{q}} * n$	Cette procédure pondère la charge journalière (estimée par la procédure M3) par la moyenne de l'ensemble de débits mesurés pendant la période d'étude.
M5	Estimation par le ratio de Beale	$L = \overline{C * q} * \frac{\bar{\bar{Q}}}{\bar{q}} * n \left(\frac{1+\frac{1}{n_d} * \frac{s_{CQ}}{\bar{C} * \bar{q}}}{1+\frac{1}{n_d} * \frac{s_{Q^2}}{\bar{q}^2}} \right)$ où $s_{CQ} = \frac{1}{n_d} \left(\sum_{i=1}^{n} C * q - (n_d * \bar{q} * \overline{C * q}) \right)$ $s_{Q^2 = \frac{1}{n_{d-1}} (\sum_{i=1}^{n} q^2 - n_d * \bar{q}^2)}$	Cette méthode assume qu'il existe une relation linéaire positive entre la concentration et le débit [27]. Ainsi, la charge annuelle est premièrement calculée à partir de l'équation employée dans la méthode M4 (charge moyenne journalière pondérée par la moyenne de l'ensemble des mesures de débit). Cette charge est ensuite ajustée au moyen d'un ratio qui considère la covariance entre la charge et le débit. [17]
M6	Régression	$C = a + b * Q_j$ Équation de régression $L = \sum_{j=1}^{n} C_j \times Q_j$ où a : ordonnée à l'origine de la droite de régression; b : pente.	Cette méthode est basée sur la détermination de la relation entre la concentration et le débit, à partir des valeurs mesurées. Cette relation est ainsi utilisée pour estimer une valeur de concentration pour chaque mesure de débit jaugé. Ensuite, ces concentrations sont utilisées pour déterminer la charge annuelle.

L : $charge\ annuelle\ (mg\ an^{-1})$
C : $Concentration\ mesurée\ (mg\ m^3)$
q : $débit\ mésuré\ en\ même\ temps\ que\ la\ concentration\ (m^3 s^{-1})$
$\bar{Q}$: $Moyenne\ de\ l'ensemble\ de\ débits\ mesurés\ pendant\ la\ période\ (m^3 s^{-1})$
Q_j : $débit\ instantané\ (aux\ 15\ minutes\ dans\ notre\ étude)(m^3 s^{-1})$
n : $nombre\ de\ jours\ de\ la\ période$ à $évaluer$
n_d : $nombre\ de\ jours\ o$ù $la\ concentration\ et\ le\ débit\ ont$ été $mésurés$

Tableau 15 : Caractéristiques de l'utilisation du sol pour les sous-bassins versants du lac Baie d'Or (basé sur les données géomatiques fournies par la Ville de Lévis)

			Type d'occupation (%)			
Secteur	**Sous-bassin**	**Aire (ha)**	**Résidentielle**	**Agricole**	**Forestière**	**Commerciale**
Branche 10	S3	15,6	23	1	76	0
Branche 10	S4	14,5	6	33	61	0
Branche 10	S10	162,2	0	92	8	0
Branche 18	S6	5,2	0	100	0	0
Branche 18	S7	28,6	2	35	63	0
Branche 18	S11	69,3	4	80	16	0
Réseau pluvial	S1	1,5	95	0	5	0
Réseau pluvial	S5	3,1	97	0	0	3
Réseau pluvial	S8	2,5	29	0	0	71
Réseau pluvial	S9	8,2	0	0	9	91
Réseau pluvial	S12	13,2	1	77	22	0
Réseau pluvial	S13	36,1	2	76	7	15
Réseau pluvial	S14	1,2	96	0	1	3
Réseau pluvial	S15	1,5	100	0	0	0
Réseau pluvial	S35	1,1	100	0	0	0
Réseau pluvial	S16	1,1	100	0	0	0
Réseau pluvial	S17	2,1	100	0	0	0
Réseau pluvial	S18	1,0	100	0	0	0
Réseau pluvial	S19	2,1	100	0	0	0
Réseau pluvial	S20	2,9	100	0	0	0
Réseau pluvial	S21	3,8	100	0	0	0
Réseau pluvial	S22	1,4	52	0	0	48
Réseau pluvial	S23	1,5	100	0	0	0
Réseau pluvial	S24	2,9	92	0	8	0
Réseau pluvial	S25	0,4	3	0	97	0
Réseau pluvial	S26	0,9	100	0	0	0
Réseau pluvial	S27	0,8	100	0	0	0
Réseau pluvial	S28	5,7	0	0	0	100
Réseau pluvial	S29	0,9	0	0	0	100
Réseau pluvial	S30	0,1	100	0	0	0
Réseau pluvial	S31	1,2	100	0	0	0
Réseau pluvial	S32	0,6	100	0	0	0
Réseau pluvial	S33	0,8	100	0	0	0
Réseau pluvial	S34	0,7	100	0	0	0

Tableau 16 : Principaux paramètres de modélisation utilisés pour les sous-bassins versants du lac Baie d'Or

						Coefficient de Manning-Strickler		Rétention d'eau en surface (mm)		Paramètres du modèle d'infiltration de Horton			
Secteur de drainage	Sous-bassin	Exutoire (nœud)	Largueur (m)	Pente (%)	% surface imperméable	Surfaces imp.	Surfaces perm.	Surfaces imp.	Surfaces perm.	f_0 (mm/h)	f_∞ (mm/h)	k (1/h)	t (jours)
Branche 10	S3	121	201,77	2,90	3,93	0,011	0,75	1,25	3	40	0,3	8	9
Branche 10	S4	117	210,62	3,74	0,57	0,011	0,75	1,25	3	40	0,3	8	9
Branche 10	S10	118	373,58	2,72	0,51	0,011	0,55	1,25	3	40	0,3	8	9
Branche 18	S6	103	120,00	2,57	1,73	0,011	0,55	1,25	3	40	0,3	8	9
Branche 18	S7	102	520,00	2,96	0,69	0,011	0,75	1,25	3	40	0,3	8	9
Branche 18	S11	101	90,00	2,99	0,40	0,011	0,65	1,25	3	40	0,3	8	9
Réseau pluvial	S1	106	55,14	2,37	23,65	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S5	12496	77,38	1,95	28,97	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S8	165	66,62	2,16	12,04	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S9	12576	191,84	1,96	31,74	0,011	0,2	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S12	S17	100,00	3,11	0,00	0,011	0,65	1,25	3	40	0,3	8	9
Réseau pluvial	S13	163	300,00	3,50	1,16	0,011	0,65	1,25	3	40	0,3	8	9
Réseau pluvial	S14	14089	100,76	2,11	22,96	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S15	12509	50,55	2,53	24,19	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S35	12508	32,35	2,38	18,84	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S16	12514	25,41	2,40	23,52	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S17	16343	11,41	2,33	22,08	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S18	12505	4,90	2,98	24,78	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S19	15001	30,97	2,83	21,50	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S20	15599	13,28	2,14	23,84	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S21	12497	66,96	2,18	25,34	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S22	14547	24,15	1,97	44,95	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S23	12600	18,39	2,71	21,39	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S24	158	11,91	2,18	27,65	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S25	160	26,07	2,91	1,19	0,011	0,65	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S26	12458	38,51	2,47	31,12	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S27	12518	38,80	3,40	28,12	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S28	14533	119,15	2,54	37,12	0,011	0,2	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S29	S22	75,78	2,33	27,08	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S30	164	3,62	10,14	0,37	0,011	0,2	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S31	15130	116,92	2,25	26,13	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S32	14505	3,12	2,86	16,16	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S33	12519	68,55	3,52	22,81	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7
Réseau pluvial	S34	13714	23,58	2,82	30,05	0,011	0,15	1,25	2	40	0,3	6	7

imp. : Surface imperméable **perm.** : perméable f_0 : taux d'infiltration maximal f_∞: taux d'infiltration minimal t : durée d'assèchement du sol (jours)

k : constance de décroissance du taux d'infiltration

Tableau 17 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial

Conduites								
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning-Strickler	Forme de la section	Diamètre	Pente (m/m)
20	149	128	Fossé	274	0,045	Irrégulière	-	0,00792
21	153	165	Fossé	257	0,045	Irrégulière	-	0,01295
23	151	112	Fossé	374	0,05	Irrégulière	-	0,00884
24	157	114	Fossé	98	0,05	Irrégulière	-	0,01509
25	154	114	Fossé	26	0,05	Irrégulière	-	0,02565
26	155	129	Fossé	477	0,05	Irrégulière	-	0,00434
36	130	148	Fossé	219	0,05	Irrégulière	-	0,00789
37	131	135	Fossé	585	0,05	Irrégulière	-	0,00358
38	136	139	Fossé	276	0,05	Irrégulière	-	0,00083
39	140	142	Fossé	251	0,05	Irrégulière	-	0,00816
40	143	118	Fossé	261	0,05	Irrégulière	-	0,0125
41	147	138	Fossé	311	0,05	Irrégulière	-	0,00131
42	137	146	Fossé	276	0,05	Irrégulière	-	0,00185
43	141	145	Fossé	250	0,05	Irrégulière	-	0,00915
44	144	119	Fossé	262	0,05	Irrégulière	-	0,01323
45	156	112	Fossé	68	0,05	Irrégulière	-	0,0021
52	162	163	Fossé	160	0,05	Irrégulière	-	0,01179
54	165	113	Fossé	244	0,045	Irrégulière	-	0,00631
12139	13714	12512	Conduite pluvial	56	0,011	Circulaire	1,5	0,00319
12140	101	12512	Conduite pluvial	13	0,011	Circulaire	1,5	0,02219
12148	14547	12600	Conduite pluvial	86	0,011	Circulaire	1,2	0,00245
12149	12575	15417	Conduite pluvial	46	0,011	Circulaire	0,9	0,00714
12150	15599	115	Conduite pluvial	53	0,011	Circulaire	0,8	0,00491
12177	14532	12423	Conduite pluvial	119	0,011	Circulaire	0,8	0,00673
12178	12428	14532	Conduite pluvial	121	0,011	Circulaire	0,8	0,00497
12179	12424	12425	Conduite pluvial	100	0,011	Circulaire	0,4	0,007
12180	13705	12424	Conduite pluvial	44	0,011	Circulaire	0,4	0,00455
12181	109	13705	Conduite pluvial	26	0,011	Circulaire	0,4	0,0151
12182	12425	12426	Conduite pluvial	103	0,011	Circulaire	0,4	0,00776
12183	12426	12427	Conduite pluvial	121	0,011	Circulaire	0,5	0,00495

Nœuds de jonction				
Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
12423	70.6	72.431	1.831	
12424	76.5	79.099	2.599	
12425	75.8	78.015	2.215	
12426	75	77.08	2.08	
12427	74.4	76.52	2.12	
12428	72	74.438	2.438	
12457	67.48	70.792	3.312	
12458	67.32	70.237	2.917	
12492	68.852	71.489	2.637	
12493	68.75	71.587	2.837	
12494	69.428	72.028	2.6	
12495	68.98	71.58	2.6	
12496	68.516	71.116	2.6	
12497	68.377	70.962	2.585	
12498	68.883	71.216	2.333	
12499	68.366	71.266	2.9	
12500	68.956	71.661	2.705	
12501	69.82	72.582	2.762	
12502	68.977	71.729	2.752	
12503	68.46	71.264	2.804	
12504	68.815	71.875	3.06	
12505	69.36	72.418	3.058	
12506	69.555	72.797	3.242	
12507	69.935	74.079	4.144	
12508	69.365	73.335	3.97	
12509	69.813	72.796	2.983	
12510	70.171	73.358	3.187	
12511	70.49	73.877	3.387	
12512	68.34	72.89	4.55	
12513	68.7	73.034	4.334	

Tableau 17 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial (suite)

Conduites								
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning-Strickler	Forme de la section	Diamètre	Pente (m/m)
12184	12427	13706	Conduite pluvial	120	0,011	Circulaire	0,5	0,00668
12185	112	13706	Conduite pluvial	19	0,011	Circulaire	0,6	0,02975
12186	14533	12428	Conduite pluvial	133	0,011	Circulaire	0,6	0,00863
12187	114	12428	Conduite pluvial	22	0,011	Circulaire	0,4	0,0211
12188	13706	14533	Conduite pluvial	68	0,011	Circulaire	0,6	0,00665
12189	113	14533	Conduite pluvial	36	0,011	Circulaire	0,4	0,01853
12232	12458	110	Conduite pluvial	20	0,011	Circulaire	1,2	0,00101
12233	15130	110	Conduite pluvial	29	0,011	Circulaire	1	0,00612
12234	12457	12458	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	1,2	0,00225
12235	12600	12457	Conduite pluvial	105	0,011	Circulaire	1,2	0,00228
12248	107	13711	Conduite pluvial	33	0,011	Circulaire	0,3	0,00671
12283	13711	12600	Conduite pluvial	82	0,011	Circulaire	0,3	0,01178
12284	12493	12497	Conduite pluvial	100	0,011	Circulaire	1	0,00373
12285	12494	12495	Conduite pluvial	114	0,011	Circulaire	0,4	0,00394
12286	16346	12494	Conduite pluvial	105	0,011	Circulaire	0,4	0,00517
12287	13712	14547	Conduite pluvial	31	0,011	Circulaire	1	0,0054
12288	12497	13712	Conduite pluvial	51	0,011	Circulaire	1	0,00546
12289	12496	12497	Conduite pluvial	81	0,011	Circulaire	0,5	0,00171
12290	12495	12496	Conduite pluvial	89	0,011	Circulaire	0,4	0,0052
12291	12498	15411	Conduite pluvial	76	0,011	Circulaire	0,3	0,00493
12292	15411	15599	Conduite pluvial	74	0,011	Circulaire	0,4	0,00397
12293	13713	15411	Conduite pluvial	38	0,011	Circulaire	0,3	0,00614
12294	15001	12499	Conduite pluvial	85	0,011	Circulaire	0,5	0,00342
12295	12500	15001	Conduite pluvial	79	0,011	Circulaire	0,4	0,00379
12296	16344	12500	Conduite pluvial	73	0,011	Circulaire	0,4	0,00741
12297	12501	16344	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	0,4	0,00454
12298	12502	12503	Conduite pluvial	81	0,011	Circulaire	0,3	0,0064
12299	12503	15599	Conduite pluvial	75	0,011	Circulaire	0,4	0,00324
12300	12504	12503	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	0,4	0,00503
12301	14505	12504	Conduite pluvial	59	0,011	Circulaire	0,4	0,00329
12302	12505	14505	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	0,4	0,00493
12303	J2	12506	Conduite pluvial	72	0,011	Circulaire	0,3	0,00311
12304	12506	12505	Conduite pluvial	59	0,011	Circulaire	0,4	0,0033

Nœuds de jonction				
Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
12514	69.21	72.638	3.428	
12515	69.74	73.154	3.414	
12516	69.54	72.834	3.294	
12517	70.85	73.397	2.547	
12518	70.44	73.421	2.981	
12519	70.72	73.997	3.277	
12520	71.14	74.103	2.963	
12575	68.39	70.216	1.826	
12576	68.95	71.319	2.369	
12600	67.72	70.529	2.809	
12601	67.94	71.085	3.145	
13705	76.7	79.067	2.367	
13706	73.6	75.631	2.031	
13711	68.69	70.802	2.112	
13712	68.1	70.725	2.625	
13713	68.74	70.991	2.251	
13714	68.52	72.77	4.25	
13972	70.28	73.209	2.929	
13973	70.91	73.976	3.066	
13974	71.22	73.937	2.717	
13975	71.38	74.215	2.835	
14089	70.59	73.477	2.887	
14505	69.01	71.862	2.852	
14506	67.69	71.13	3.44	
14532	71.4	73.23	1.83	
14533	73.15	75.156	2.006	
14547	67.93	70.351	2.421	
15001	68.658	71.458	2.8	
15125	69.394	73.433	4.039	
15130	67.48	70.299	2.819	
15411	68.509	71.389	2.88	
15417	68.06	69.99	1.93	
15492	69.245	72.045	2.8	

Tableau 17 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial (suite)

Conduites									Nœuds de jonction				
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning-Strickler	Forme de la section	Diamètre	Pente (m/m)	Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
12305	16345	12505	Conduite pluvial	48	0,011	Circulaire	0,3	0,00705	15599	68.216	71.866	3.65	
12306	15125	16343	Conduite pluvial	93	0,011	Circulaire	0,4	0,0055	16342	70.653	74.066	3.413	
12307	12507	15125	Conduite pluvial	87	0,011	Circulaire	0,4	0,0062	16343	68.88	72.763	3.883	
12308	12508	12514	Conduite pluvial	76	0,011	Circulaire	0,4	0,00205	16344	69.5	72.104	2.604	
12309	16342	12508	Conduite pluvial	112	0,011	Circulaire	0,3	0,01149	16345	69.698	72.434	2.736	
12310	J1	12507	Conduite pluvial	72	0,011	Circulaire	0,3	0,00996	16346	69.973	72.573	2.6	
12311	12509	12508	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	0,4	0,00631	101	68.62	68.62	0	2.5E-05
12312	12510	12509	Conduite pluvial	58	0,011	Circulaire	0,4	0,00619	102	72.636017	72.636	0	2.5E-05
12313	12511	12510	Conduite pluvial	65	0,011	Circulaire	0,4	0,00488	103	76.815987	76.816	0	2.5E-05
12314	12513	13714	Conduite pluvial	41	0,011	Circulaire	0,6	0,00435	104	69.67	72.513	2.843	
12315	12514	16343	Conduite pluvial	75	0,011	Circulaire	0,5	0,00439	105	68.238	71.166	2.928	
12316	12515	12514	Conduite pluvial	78	0,011	Circulaire	0,3	0,00677	106	68.131	71.158	3.027	
12317	12516	13714	Conduite pluvial	102	0,011	Circulaire	0,4	0,01004	107	68.91	70.8	1.89	
12318	12517	12518	Conduite pluvial	105	0,011	Circulaire	0,3	0,00392	108	68.83	71.03	2.2	
12319	12518	13714	Conduite pluvial	82	0,011	Circulaire	0,4	0,02329	109	77.1	79.12	2.02	
12320	12520	12519	Conduite pluvial	106	0,011	Circulaire	0,3	0,00397	112	74.162	74.162	0	
12375	15417	14547	Conduite pluvial	69	0,011	Circulaire	1,2	0,00189	113	73.823	73.823	0	
12376	12576	12575	Conduite pluvial	88	0,011	Circulaire	0,9	0,00637	114	72.46125	72.461	0	
15963	13973	14089	Conduite pluvial	73	0,011	Circulaire	0,8	0,0044	115	67.956	71.366	3.41	
15964	13974	13973	Conduite pluvial	80	0,011	Circulaire	0,8	0,00387	116	69.97699	69.977	0	1,21E-04
15965	134	12511	Conduite pluvial	73	0,011	Circulaire	0,3	0,00412	117	71.366371	71.366	0	1,21E-04
15966	13975	13974	Conduite pluvial	35	0,011	Circulaire	0,8	0,00462	118	76.756	76.756	0	1,21E-04
16139	14089	13972	Conduite pluvial	77	0,011	Circulaire	0,8	0,00404	119	76.586	76.586	0	1,21E-04
16409	16343	12513	Conduite pluvial	38	0,011	Circulaire	0,5	0,00471	120	87.149612	87.15	0	
16795	12499	15599	Conduite pluvial	38	0,011	Circulaire	0,5	0,00394	121	67.45	67.45	0	
16878	12519	12518	Conduite pluvial	75	0,011	Circulaire	0,4	0,00374	122	74.169701	74.17	0	2,50E-05
17071	15492	12493	Conduite pluvial	68	0,011	Circulaire	1	0,00732	123	74.45	74.45	0	2,50E-05
170722	104	15492	Conduite pluvial	122	0,011	Circulaire	0,9	0,00348	124	80.697243	80.697	0	
17201	115	121	Conduite pluvial	130	0,011	Circulaire	1,5	0,00389	128	69.931602	69.932	0	
17214	12492	15001	Conduite pluvial	22	0,011	Circulaire	0,3	0,00885	129	70.90406	70.904	0	
50	161	115	Conduite pluvial	129	0,011	Circulaire	1,5	0,00158	130	85.260292	85.26	0	
17436	12423	12576	Conduite pluvial	305	0,011	Circulaire	0,8	0,0054	131	84.892784	84.893	0	
17072	13972	104	Conduite pluvial	102	0,011	Circulaire	0,9	0,00596	132	67.526009	67.526	0	1,21E-04

Tableau 17 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial (suite)

Conduites								
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning-Strickler	Forme de la section	Diamètre	Pente (m/m)
1	105	106	Conduite pluvial	27	0,011	Circulaire	1	0,00396
2	106	12601	Conduite pluvial	92	0,011	Circulaire	1	0,00207
3	12601	14506	Conduite pluvial	116	0,011	Circulaire	1	0,00216
4	14506	15130	Conduite pluvial	103	0,011	Circulaire	1	0,00204
5	108	13711	Conduite pluvial	24	0,011	Circulaire	0,3	0,00584
27	128	12576	Conduite pluvial	62	0,011	Circulaire	0,4	0,01593
28	129	12576	Conduite pluvial	17	0,011	Circulaire	0,9	0,11428
48	159	109	Conduite pluvial	151	0,011	Circulaire	0,4	0,00358
17434	12512	161	Conduite pluvial	113	0,011	Circulaire	1,5	0,00159
47	158	110	Ponceau	22	0,022	Circulaire	1,8	0,00543
51	163	13975	Ponceau	39	0,011	Circulaire	0,8	0,00466
10	117	116	Ponceau	132	0,022	Circulaire	1,371	0,01052
8	118	119	Ponceau	16	0,022	Circulaire	1,2	0,01097
17	123	122	Ponceau	54	0,03	Circulaire	1	0,00517
13	133	132	Ponceau	5	0,011	Circulaire	1	0,09899
49	160	161	Ponceau	39	0,011	Circulaire	0,4	0,07508
29	142	143	Ponceau	6	0,011	Circulaire	0,5	0,01684
30	138	137	Ponceau	6	0,011	Circulaire	0,4	0,00698
31	148	147	Ponceau	4	0,011	Circulaire	0,3	0,02999
32	135	136	Ponceau	10	0,011	Circulaire	0,4	0,00418
33	146	141	Ponceau	7	0,011	Circulaire	0,4	0,0057
34	139	140	Ponceau	8	0,011	Circulaire	0,4	0,0413
35	145	144	Ponceau	6	0,011	Circulaire	0,4	0,00869
9	119	117	Ruisseau : Branche 10	794	0,03	Irrégulière	0	0,00657
11	116	152	Ruisseau : Branche 10	179	0,03	Irrégulière	0	0,00249
14	132	121	Ruisseau : Branche 10	110	0,03	Irrégulière	0	0,00069
7	150	118	Ruisseau : Branche 10	767	0,03	Irrégulière	0	0,00705
6	120	150	Ruisseau : Branche 10	1031	0,03	Irrégulière	0	0,00484
12	152	133	Ruisseau : Branche 10	197	0,03	Irrégulière	0	0,00744
15	124	103	Ruisseau : Branche 18	268	0,07	Irrégulière	0	0,01448
16	103	123	Ruisseau : Branche 18	336	0,07	Irrégulière	0	0,00704
18	122	102	Ruisseau : Branche 18	182	0,07	Irrégulière	0	0,00843
19	102	101	Ruisseau : Branche 18	420	0,07	Irrégulière	0	0,00955
46	121	158	Confluence ruisseaux et pluvial	16	0,03	Irrégulière	0	0,00193
53	110	164	Confluence ruisseaux et pluvial	21	0,03	Irrégulière	0	0,0038

Nœuds de jonction				
Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
134	70.79	73.905	3.115	
135	82.795	82.795	0	
136	82.754	82.754	0	
137	82.944	82.944	0	
138	82.988	82.988	0	
139	82.524	82.524	0	
140	82.185	82.185	0	
141	82.391	82.391	0	
142	80.133	80.133	0	
143	80.024	80.024	0	
144	80.049	80.049	0	
145	80.103	80.103	0	
146	82.433	82.433	0	
147	83.396	83.396	0	
148	83.53	83.53	0	
149	72.098	72.098	0	
151	77.471	77.471	0	
153	78.687	78.687	0	
154	73.13	73.13	0	
155	72.972	72.972	0	
156	74.306	74.306	0	
157	73.94	73.94	0	
150	82.161	82.161	0	1,21E-04
152	69.532	69.532	0	1,21E-04
158	67.42	67.42	0	
159	77.64	79.83	2.19	
160	71.089	71.089	0	
162	73.45	73.45	0	
163	71.56	71.56	0	
161	68.16	71.45	3.29	
110	67.3	67.3	0	
111	67.37	68.42	1.05	
165	75.363	75.363	0	
16342A	70.653	74.066	3.413	
12513A	69.78	73.034	3.254	
133	68.065842	68.066	0	1,21E-04

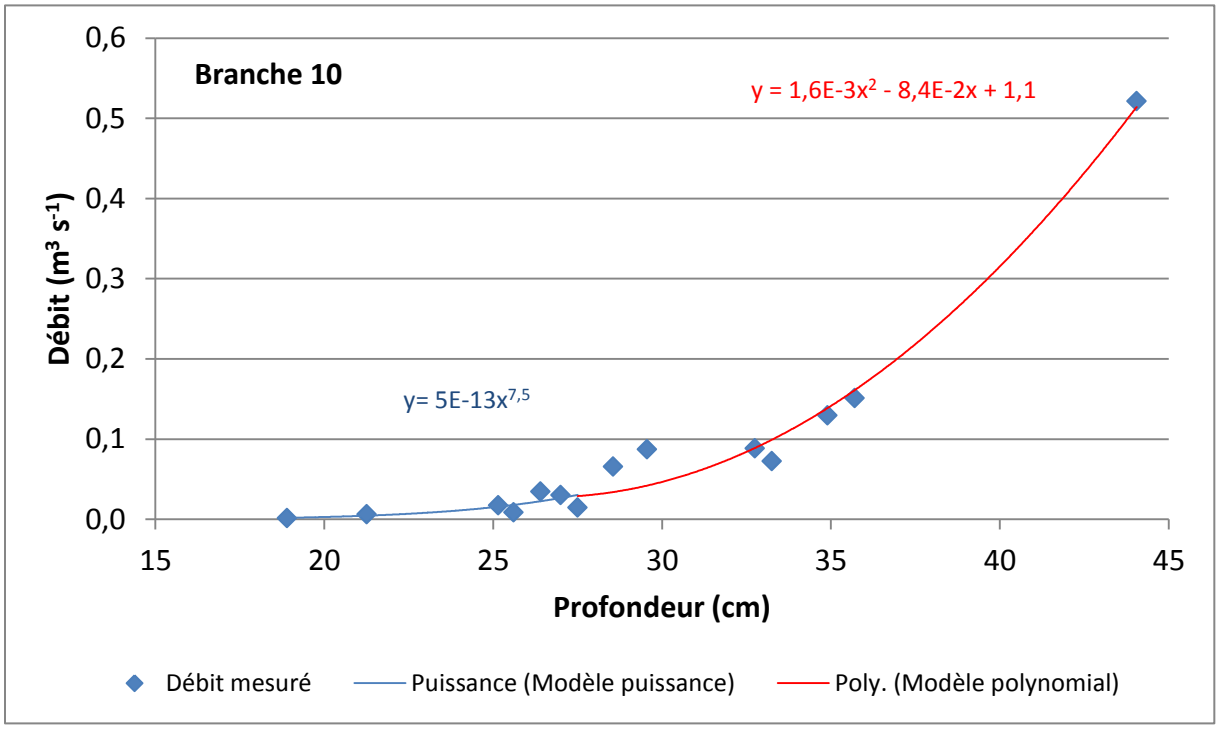


Figure 30 : Tracé de la courbe de tarage pour la branche 10

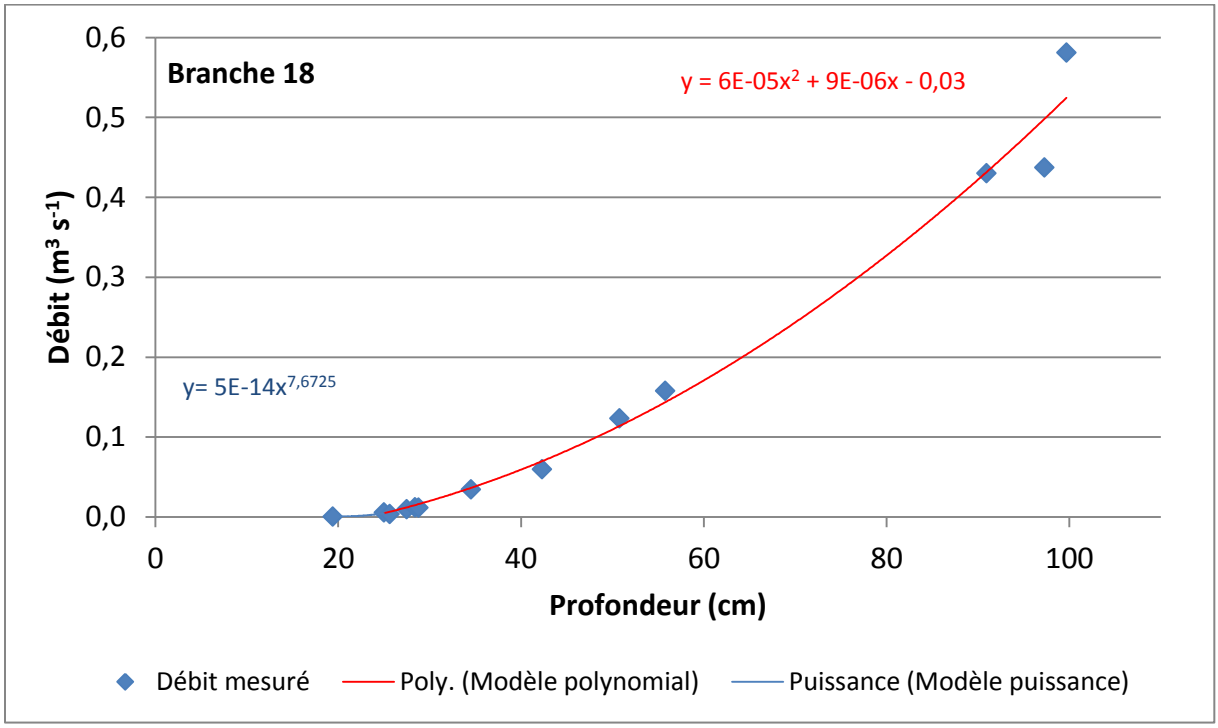


Figure 31 : Tracé de la courbe de tarage pour la branche 18

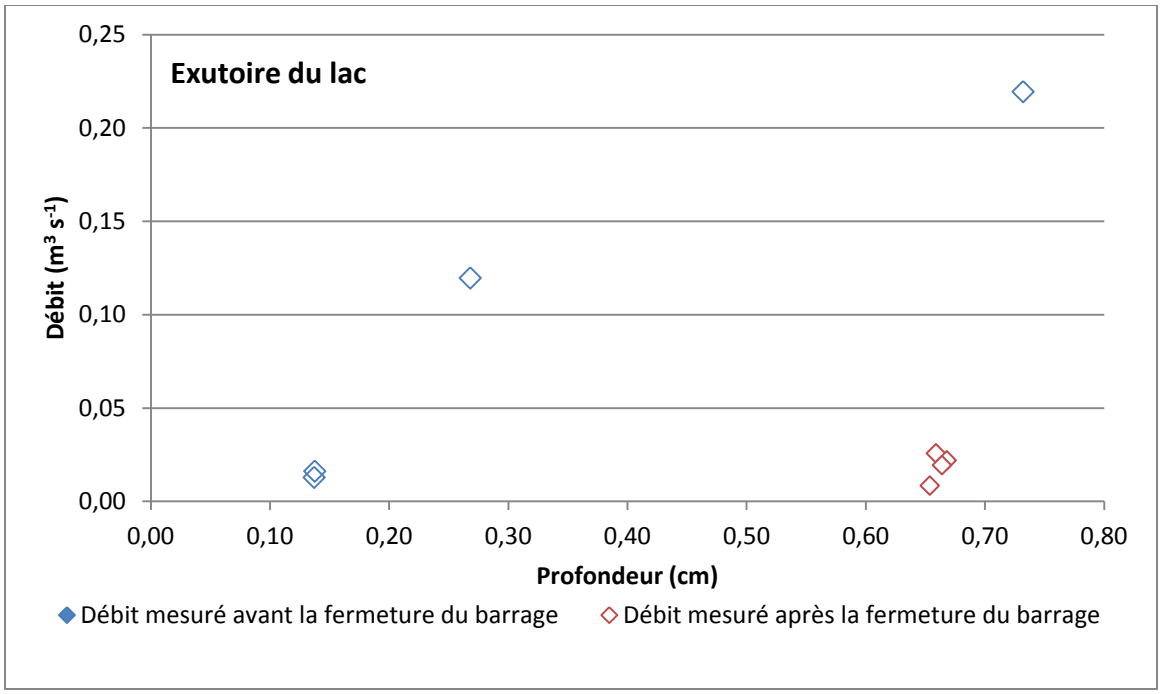


Figure 32 : Débits mesurés à l'exutoire du lac

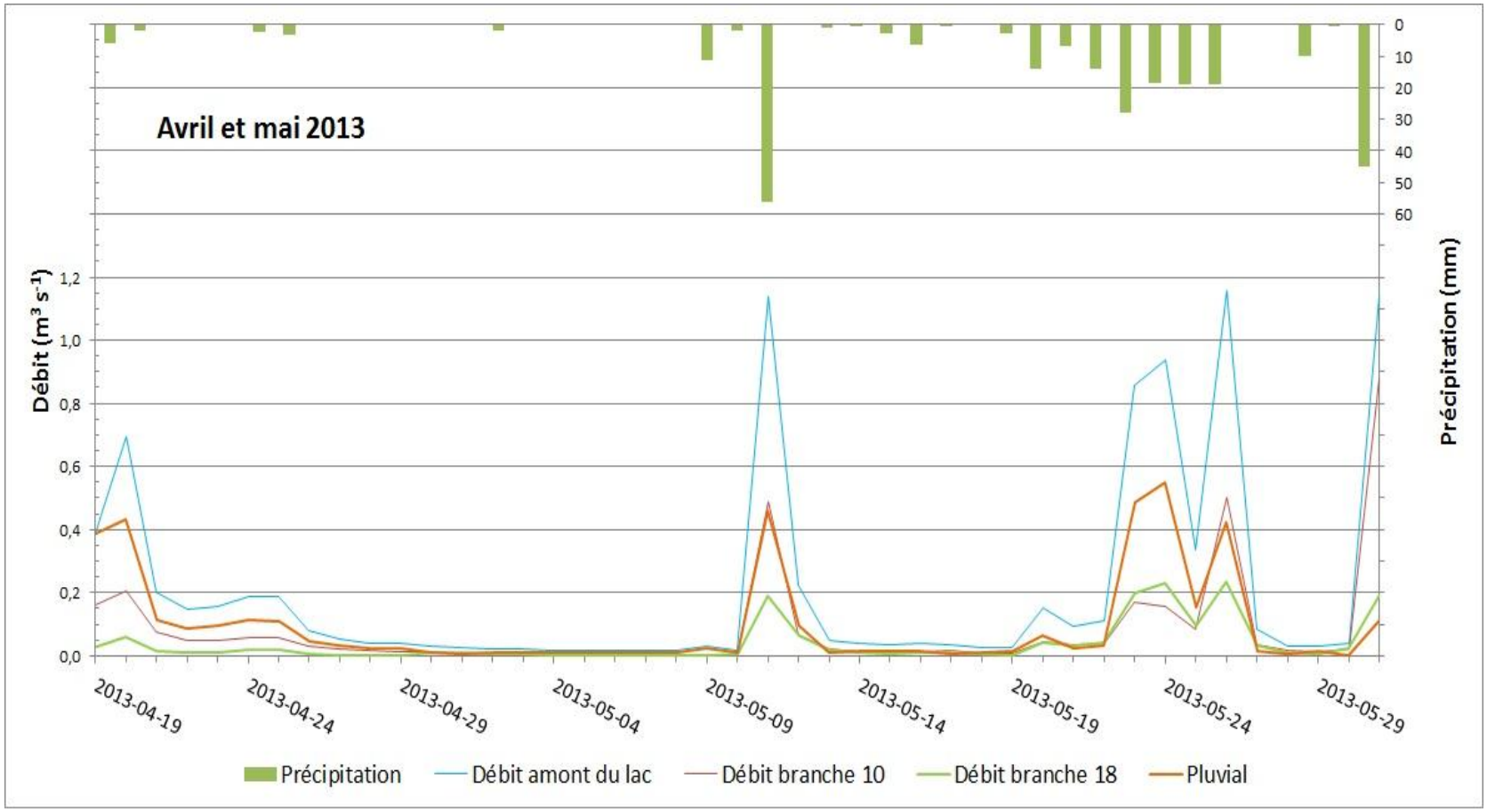


Figure 33 : Débit moyen journalier enregistré entre avril et mai 2013 dans les tributaires du lac Baie d'Or

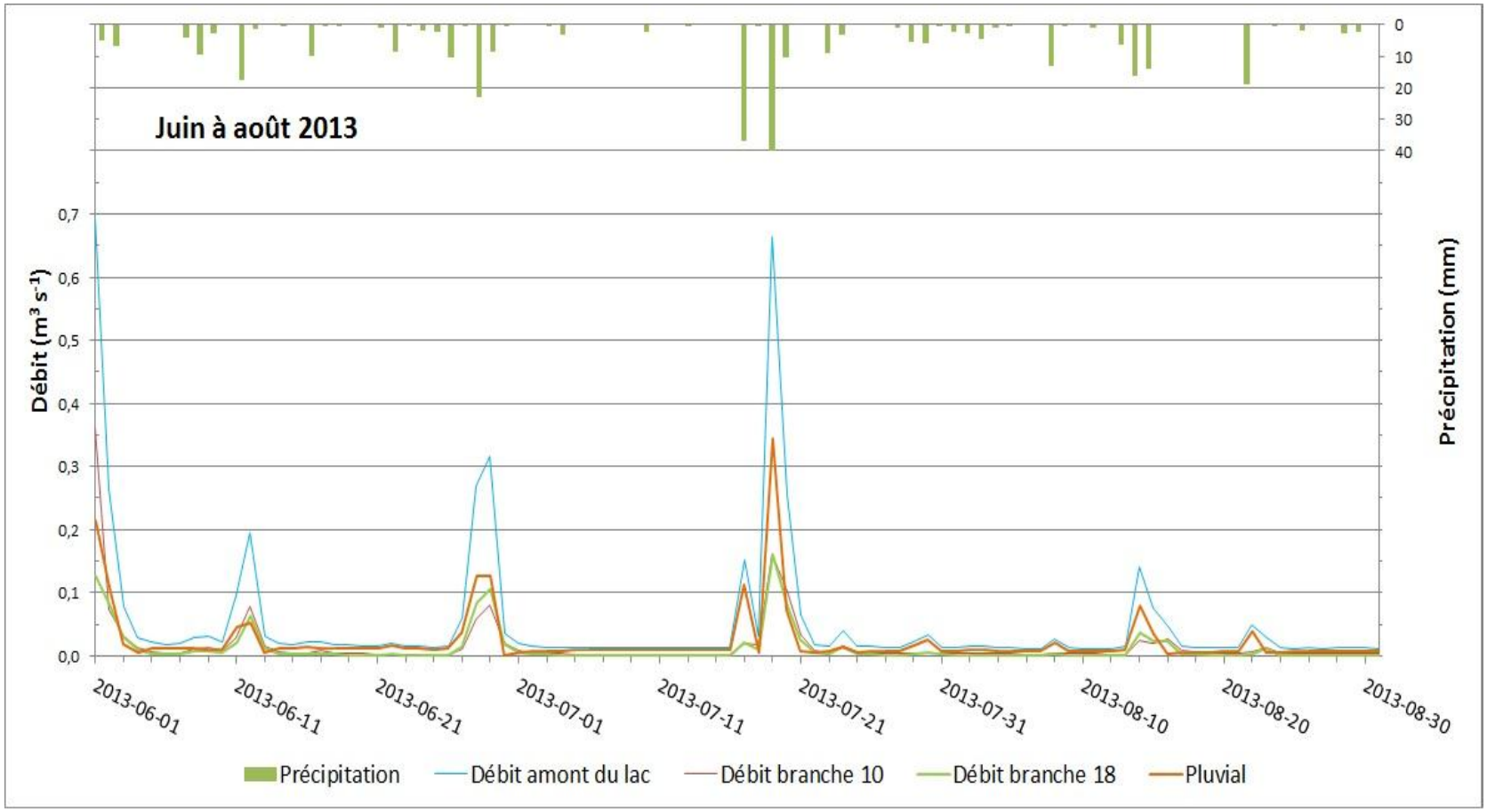


Figure 34 : Débit moyen journalier enregistré entre juin et août 2013 dans les tributaires du lac Baie d'Or

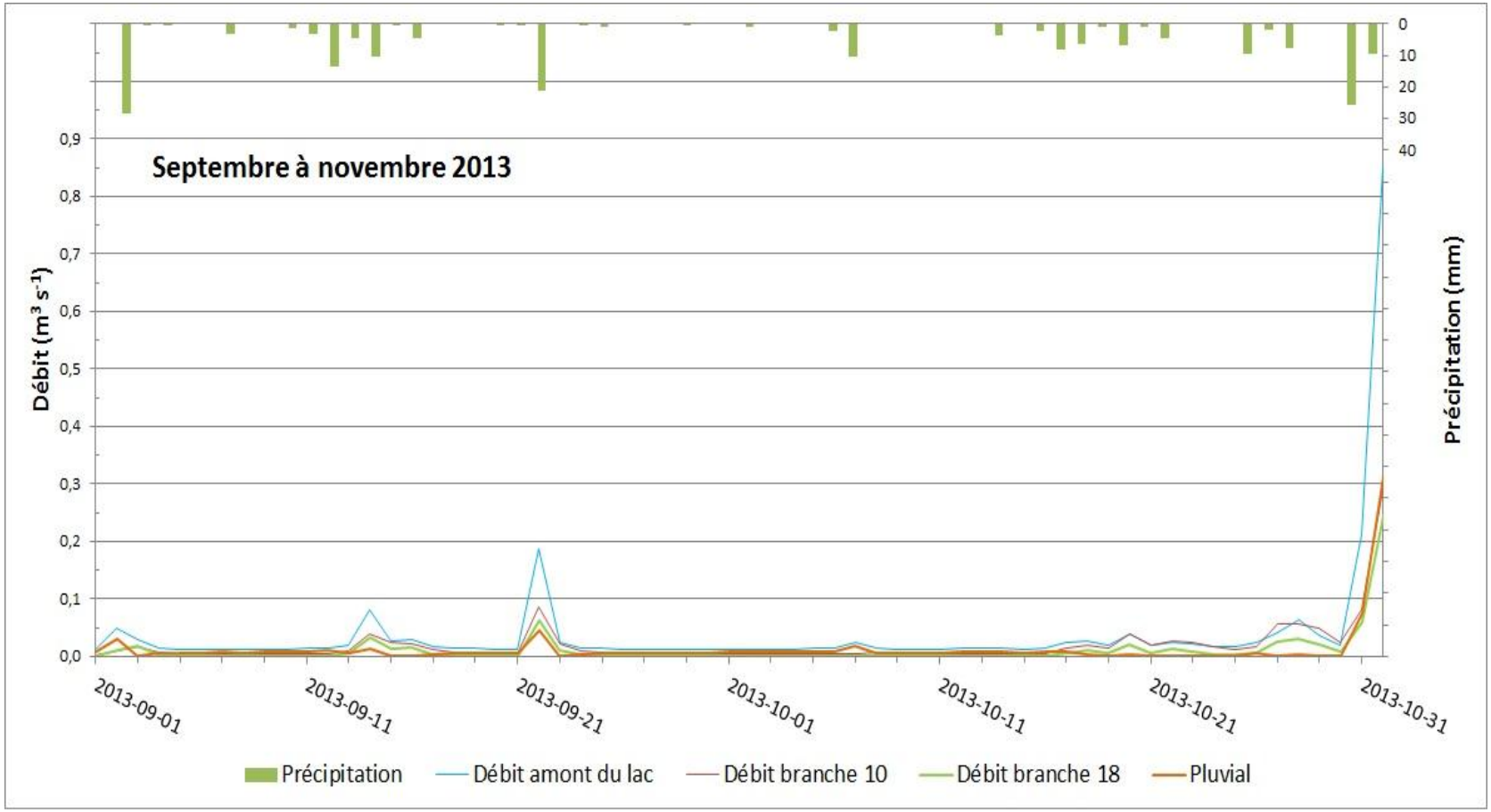


Figure 35 : Débit moyen journalier enregistré entre septembre et novembre 2013 dans les tributaires du lac Baie d'Or

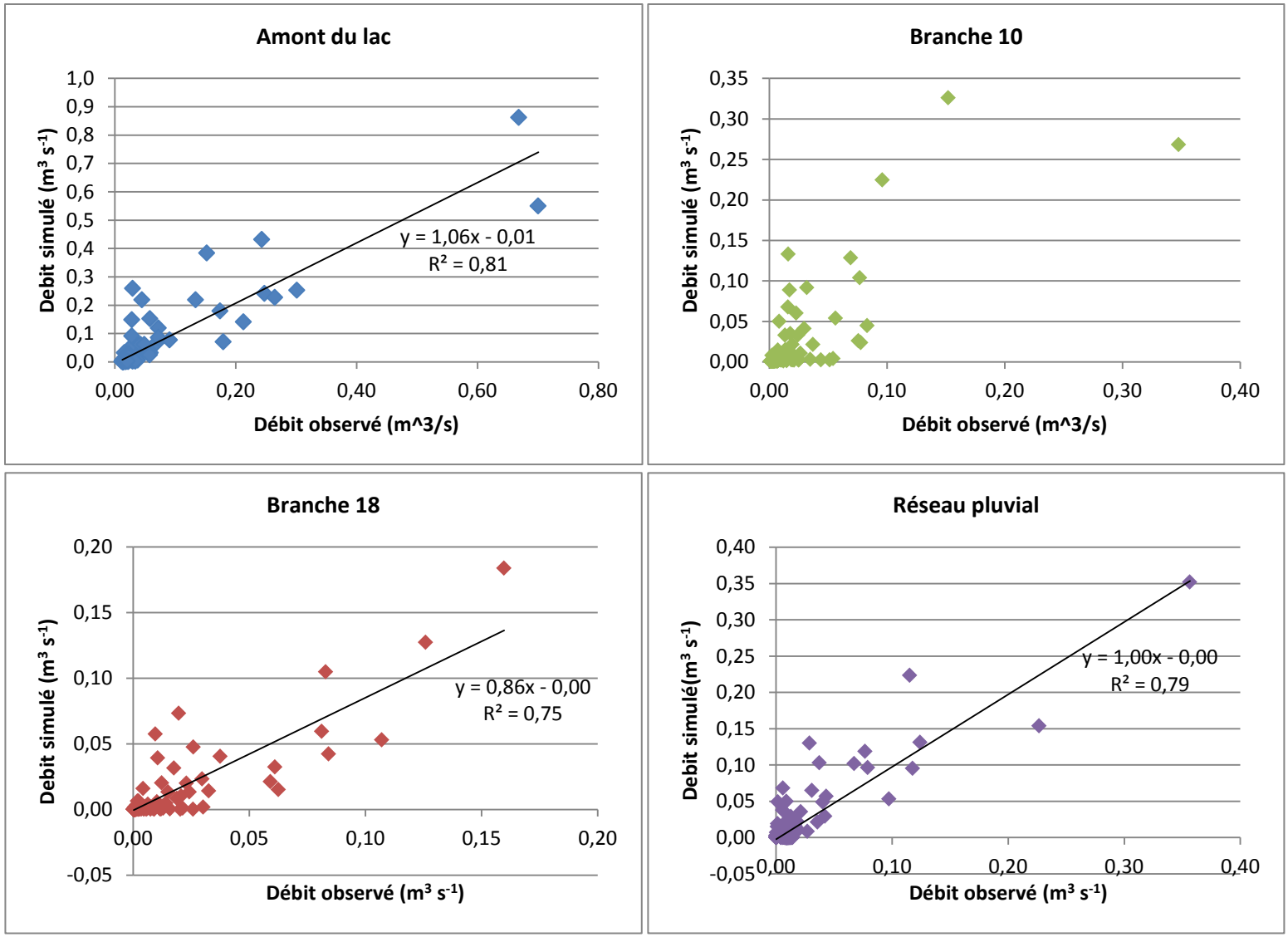
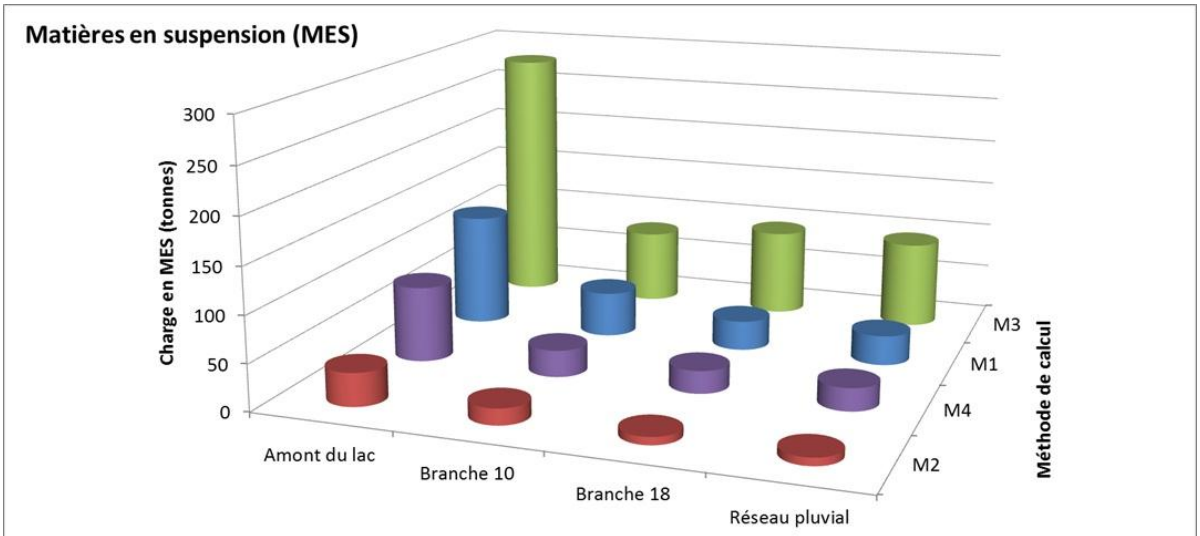


Figure 36 : Diagramme de dispersion des débits simulés versus observés

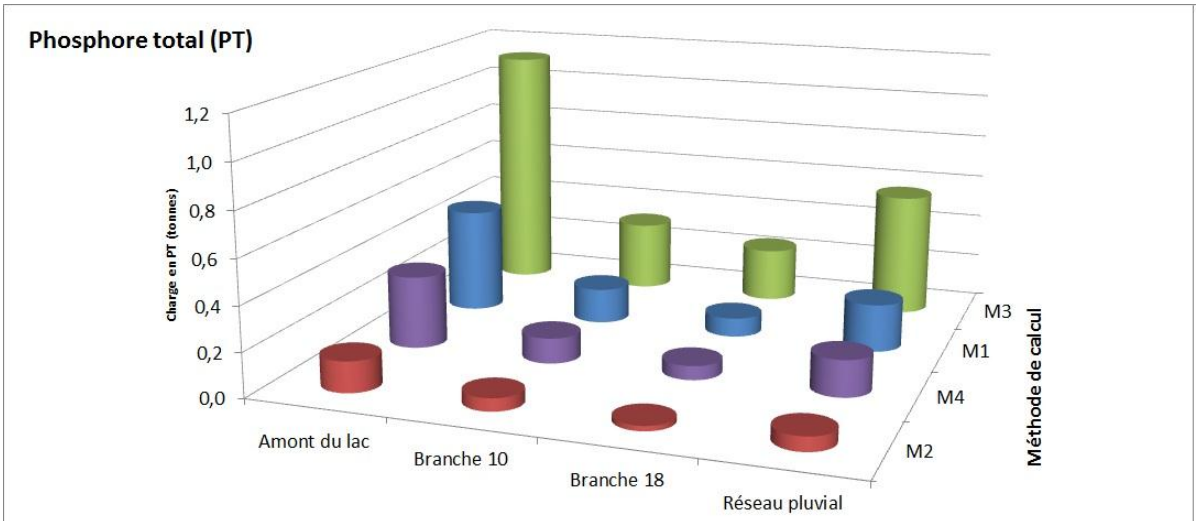
Tableau 18 : Formules de calcul et quelques valeurs de référence des critères utilisés pour évaluer la performance du modèle

Critère	Formule de calcul	Valeurs de performance recommandées pour de simulations avec un pas de temps mensuel [14]	
(R) Coefficient de corrélation de Pearson	$R = \frac{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs} - \overline{Q_i^{obs}})(Q_i^{sim} - \overline{Q_i^{sim}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(Q_i^{obs} - \overline{Q_i^{obs}}\right)^2 \sum_{i=1}^{n}(Q_i^{sim} - \overline{Q_i^{sim}})^2}}$	-	-
(NSE) Coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe	$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs} - \overline{Q_i^{obs}})^2}\right]$	Très bonne Bonne Satisfaisante Insatisfaisante	0.75 < NSE ≤ 1 0.65 < NSE ≤ 0.75 0.50 < NSE ≤ 0.65 0.5 ≤ NSE
(PBIAS) Pourcentage de biais	$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(Q_i^{obs} - Q_i^{sim}\right) \times 100}{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs})}\right]$	Très bonne Bonne Satisfaisante Insatisfaisante	N < ± 15 ±15 < PBIAS < ±30 ±30 < PBIAS < ±55 PBIAS ≥ ±55
(RSR) Ratio entre la racine carrée de l'erreur et l'écart-type des observations	$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(Q_i^{obs} - Q_i^{sim}\right)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs} - \overline{Q_i^{obs}})^2}}$	Très bonne Bonne Satisfaisante Insatisfaisante	0.00 < RSR ≤ 0.50 0.5 < RSR ≤ 0.60 0.60 < RSR ≤ 0.70 RSR >0.70



	Amont du lac	Branche 10	Branche 18	Réseau pluvial
M2	36	18	8	8
M4	82	29	25	25
M1	122	49	32	32
M3	279	80	94	94

Figure 37 : Charges estivales en matières en suspension (MES, en tonnes) pour l'année 2013 - comparaison des résultats obtenus par les quatre méthodes de calcul par intégration



	Amont du lac	Branche 10	Branche 18	Réseau pluvial
M2	0,14	0,06	0,02	0,06
M4	0,33	0,11	0,06	0,16
M1	0,48	0,16	0,09	0,22
M3	1,12	0,32	0,24	0,56

Figure 38 : Charges estivales en phosphore total (PT, en tonnes) pour l'année 2013 - comparaison des résultats obtenus par les quatre méthodes de calcul par intégration

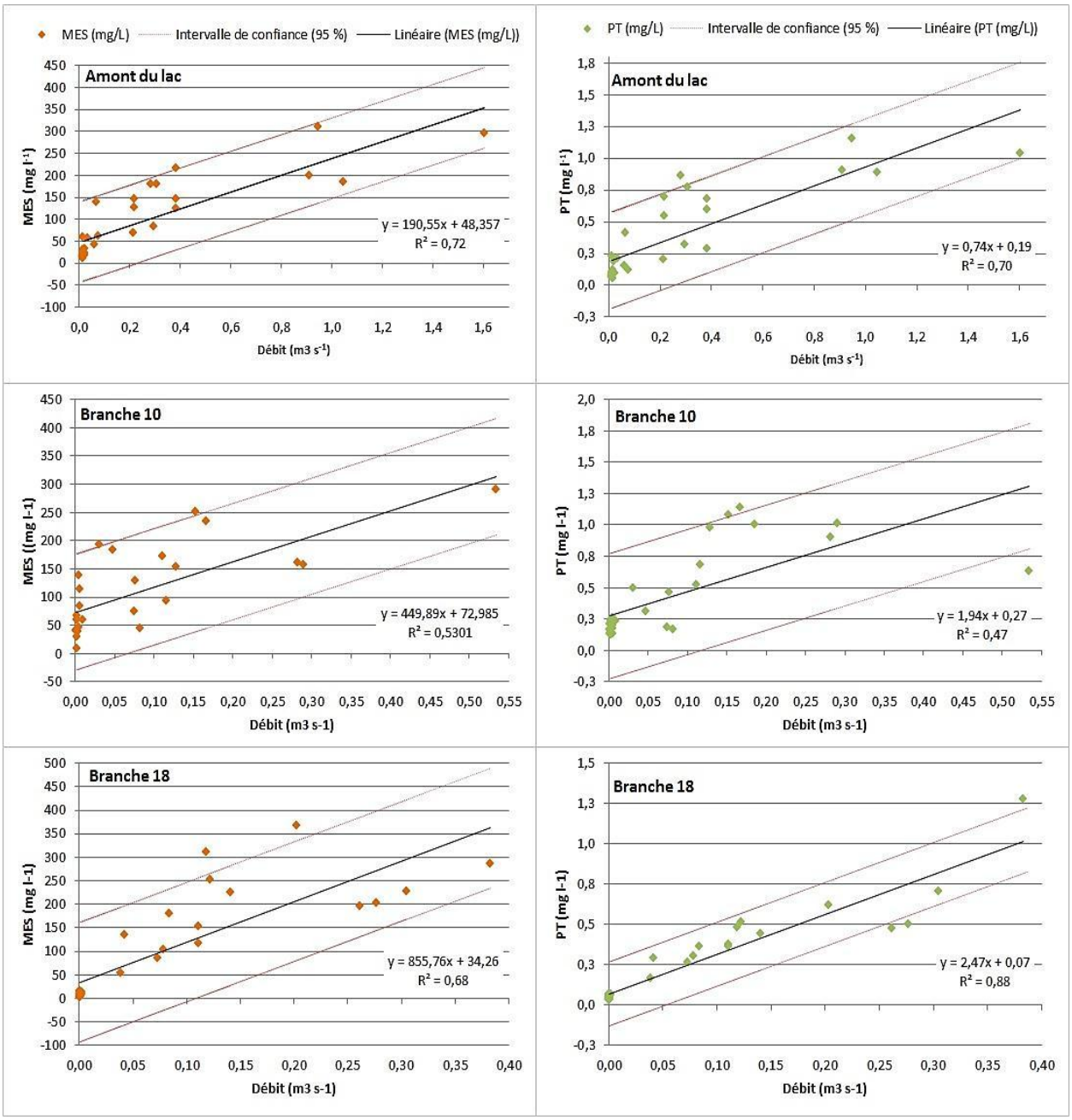


Figure 39 : Relation entre la concentration en phosphore total et en matières en suspension et le débit.

Tableau 19 : Ensemble des résultats du calcul de la charge en matières en suspension par les méthodes M2 et M4

	Charge estivale en matières en suspension (tonnes)											
	Observée- 2013		Simulée 2013		Simulée 2012		Simulée 2011		Simulée 2010		Simulée 2009	
Site	**M2**	**M4**	**M2**	**M4**	**M2**	**M4**	**M2**	**M4**	**M2**	**M4**	**M2**	**M4**
Amont du lac	36	82	33	76	49	113	48	110	45	102	32	74
Branche 10	18	29	17	29	26	42	26	43	24	39	16	26
Branche 18	8	25	7	19	10	30	10	30	9	27	6	18
Réseau pluvial	12	32	11	28	15	40	14	38	14	36	9	23
agricole*	4	12	3	9	5	14	5	14	4	13	3	9
urbain*	8	20	7	19	10	26	10	24	9	23	6	14
****Bilan (Tonnes)**	-2	-4	-1	0	-2	0	-2	0	-2	0	2	7
%	-6,5 %	-4,6 %	-3,6 %	0,5 %	-3,8 %	0,2 %	-4,5 %	-0,2 %	-4,3 %	0,1 %	4,9 %	8,9 %
Site	**Charge estivale en matières en suspension (tonnes ha^{-1} an^{-1})**											
Amont du lac	91	207	84	193	125	285	123	280	113	259	82	186
Branche 10	91	151	90	149	134	221	135	222	124	204	82	135
Branche 18	81	238	64	187	99	289	99	291	89	262	61	178
Réseau pluvial	123	323	107	280	155	405	146	382	138	361	88	229
agricole*	81	238	64	187	99	289	99	291	89	262	61	178
urbain*	42	86	43	92	56	116	47	92	48	99	27	51
Site	*****Apport relatif (%)**											
Amont du lac												
Branche 10	46%	34%	50%	38%	50%	38%	51%	39%	51%	38%	51%	39%
Branche 18	22%	29%	19%	26%	20%	26%	20%	27%	20%	26%	20%	27%
Réseau pluvial	32%	37%	31%	37%	30%	36%	29%	34%	29%	35%	28%	34%
agricole*	10%	14%	9%	12%	9%	13%	10%	13%	9%	13%	10%	13%
urbain*	22%	24%	22%	25%	20%	23%	19%	21%	20%	22%	19%	21%

* Valeur estimée en faisant l'hypothèse que l'exportation générée par les terres agricoles qui sont drainées par le réseau pluvial est semblable à celle observée à la branche 18. ** Charge entrant en amont du lac moins la charge des tributaires (branches 10, 18 et réseau pluvial). *** Apport relatif calculé en utilisant comme 100% la somme de l'apport du milieu agricole et urbain.

Tableau 20 : Ensemble des résultats du calcul de la charge en phosphore total par les méthodes M2 et M4

	Charge estivale en phosphore total (tonnes)											
	Observée 2013		Simulée 2013		Simulée 2012		Simulée(2011		Simulée 2010		Simulée 2009	
	M2	M4	M2	M4	M2	M4	M2	M4	M2	M4	M2	M4
Amont du lac	0,14	0,33	0,13	0,31	0,19	0,45	0,19	0,44	0,17	0,41	0,13	0,30
Branche 10	0,06	0,11	0,06	0,11	0,08	0,17	0,08	0,17	0,08	0,16	0,05	0,10
Branche 18	0,02	0,06	0,02	0,05	0,03	0,08	0,03	0,08	0,02	0,07	0,02	0,05
Réseau pluvial	0,06	0,16	0,06	0,14	0,08	0,21	0,08	0,19	0,07	0,18	0,05	0,12
agricole*	0,01	0,03	0,01	0,02	0,01	0,04	0,01	0,04	0,01	0,03	0,01	0,02
urbain*	0,05	0,13	0,05	0,12	0,07	0,17	0,06	0,16	0,06	0,15	0,04	0,09
****Bilan (Tonnes)**	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03
%	-3 %	-4 %	0 %	0 %	1 %	0 %	1 %	1 %	1 %	1 %	10 %	10 %
	Charge estivale en phosphore total (tonnes ha^{-1} an^{-1})											
Amont du lac	0,4	0,8	0,3	0,8	0,5	1,1	0,5	1,1	0,4	1,0	0,3	0,7
Branche 10	0,3	0,6	0,3	0,6	0,4	0,9	0,4	0,9	0,4	0,8	0,3	0,5
Branche 18	0,2	0,6	0,2	0,5	0,3	0,7	0,3	0,8	0,2	0,7	0,2	0,5
Réseau pluvial	0,6	1,7	0,6	1,4	0,8	2,1	0,8	2,0	0,7	1,9	0,5	1,2
agricole*	0,2	0,6	0,2	0,5	0,3	0,7	0,3	0,8	0,2	0,7	0,2	0,5
urbain*	0,4	1,0	0,4	0,9	0,5	1,3	0,5	1,2	0,5	1,2	0,3	0,7
	Apport relatif (%)											
Amont du lac												
Branche 10	40%	33%	44%	37%	44%	37%	45%	38%	45%	38%	45%	38%
Branche 18	16%	19%	14%	16%	14%	17%	15%	18%	14%	17%	15%	18%
Réseau pluvial	44%	48%	43%	47%	42%	46%	40%	44%	41%	45%	40%	44%
agricole*	7%	9%	7%	8%	7%	8%	7%	8%	7%	8%	7%	9%
urbain*	37%	39%	36%	39%	35%	38%	33%	36%	34%	37%	33%	35%

* Valeur estimée en faisant l'hypothèse que l'exportation générée par les terres agricoles qui sont drainées par le réseau pluvial est semblable à celle observée à la branche 18. ** Charge entrant en amont du lac moins la charge des tributaires (branches 10, 18 et réseau pluvial). *** Apport relatif calculé en utilisant comme 100% la somme de l'apport du milieu agricole et urbain.

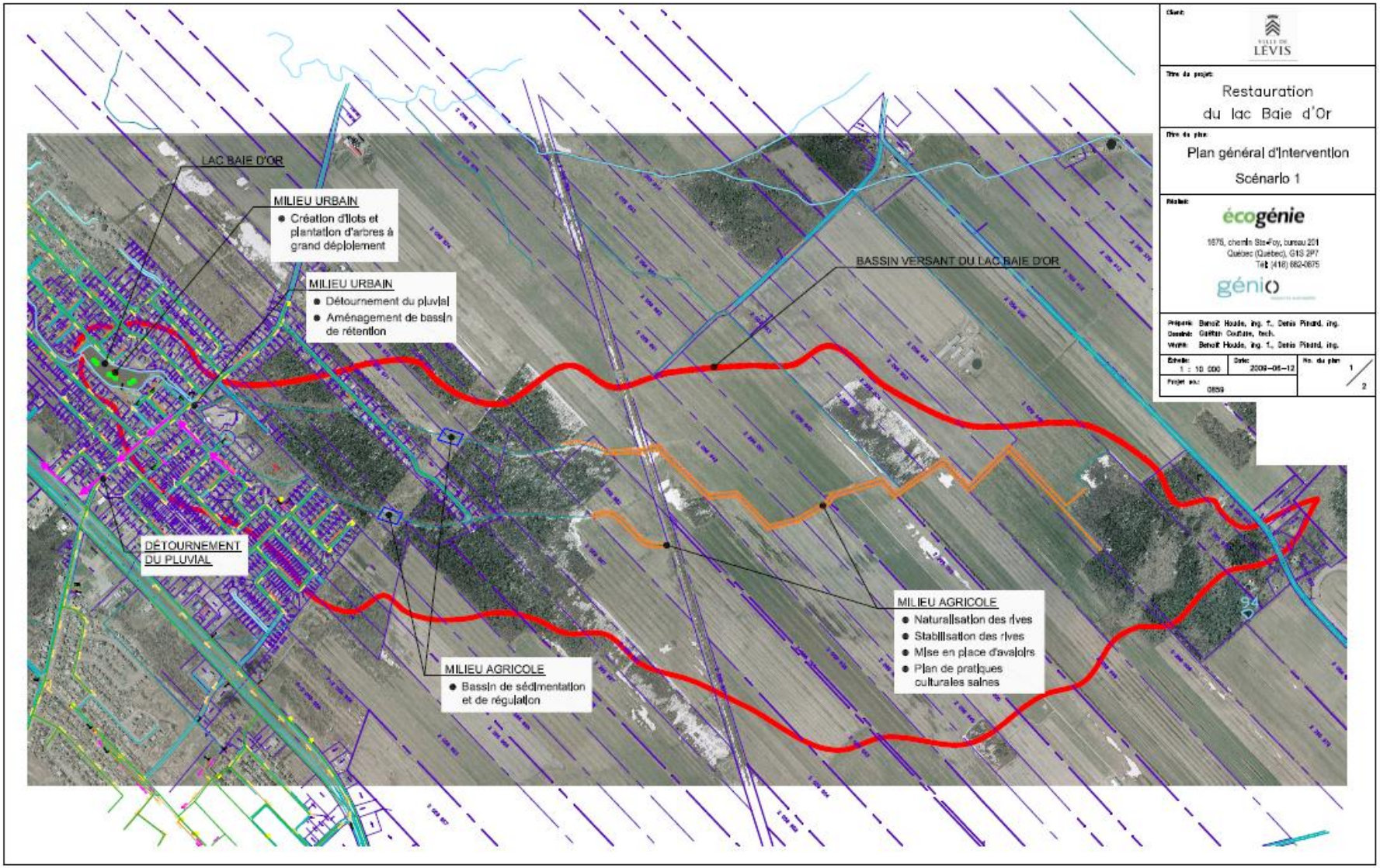


Figure 40 : Scénario 1 proposé par la firme de génie Écogénie - plan général d'intervention (tiré de [4])

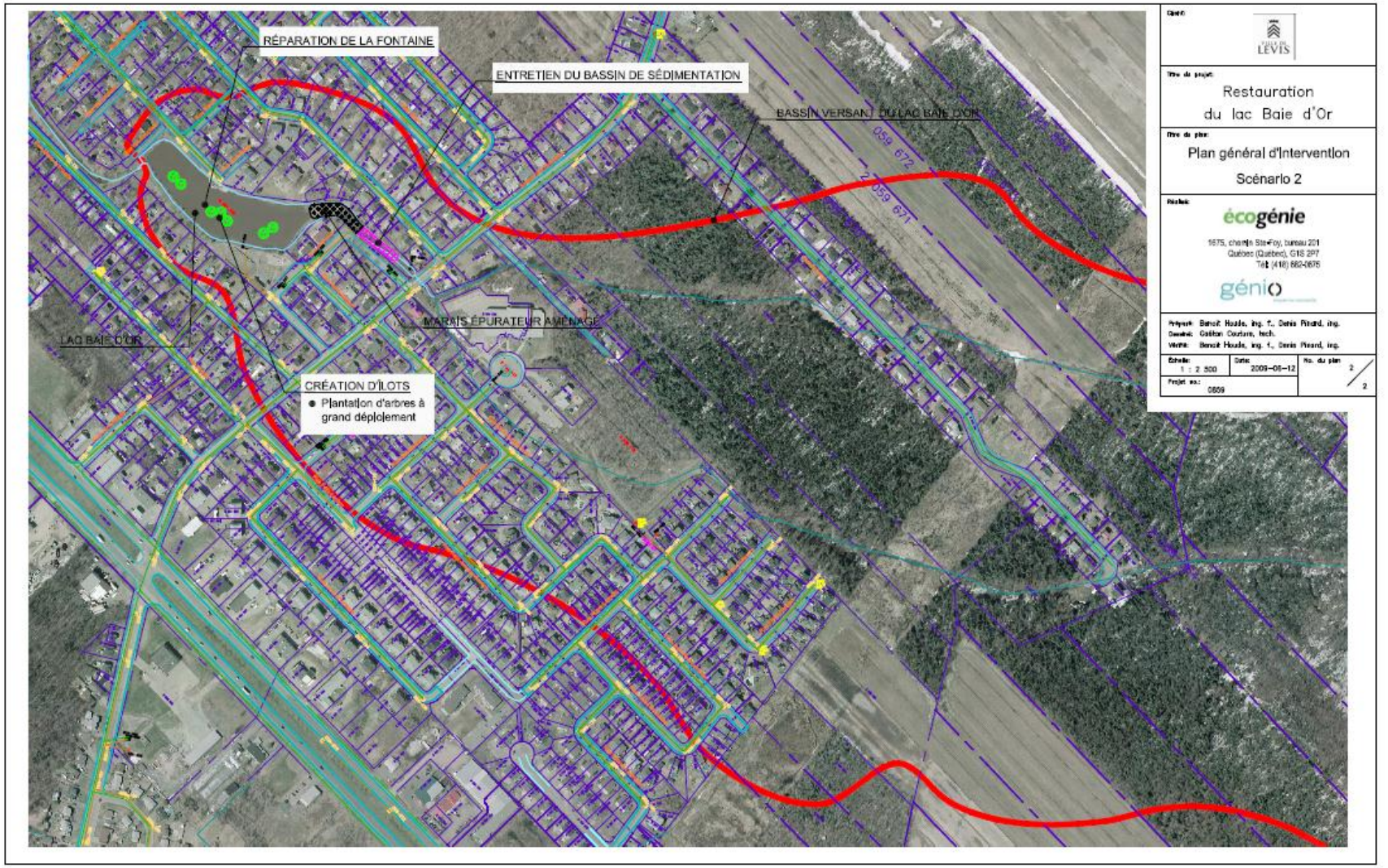


Figure 41 : Scénario 2 proposé par la firme de génie Écogénie - plan général d'intervention (tiré de [4])

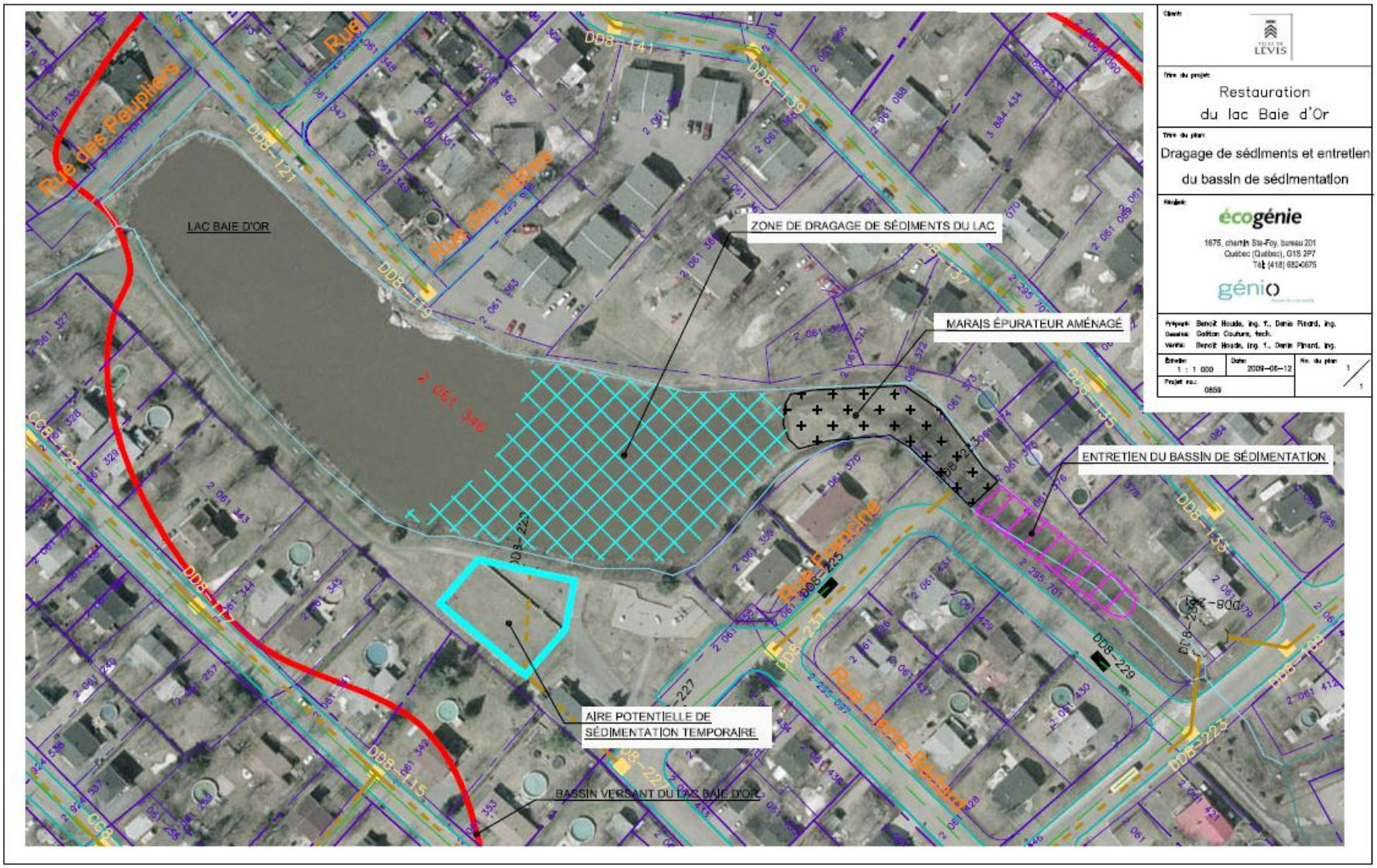


Figure 42 : Scénario 3 proposé par la firme de génie Écogénie - plan général d'intervention (tire de [4])

ANNEXE 2 : Description des limites du bassin versant du lac Baie d'Or [29]

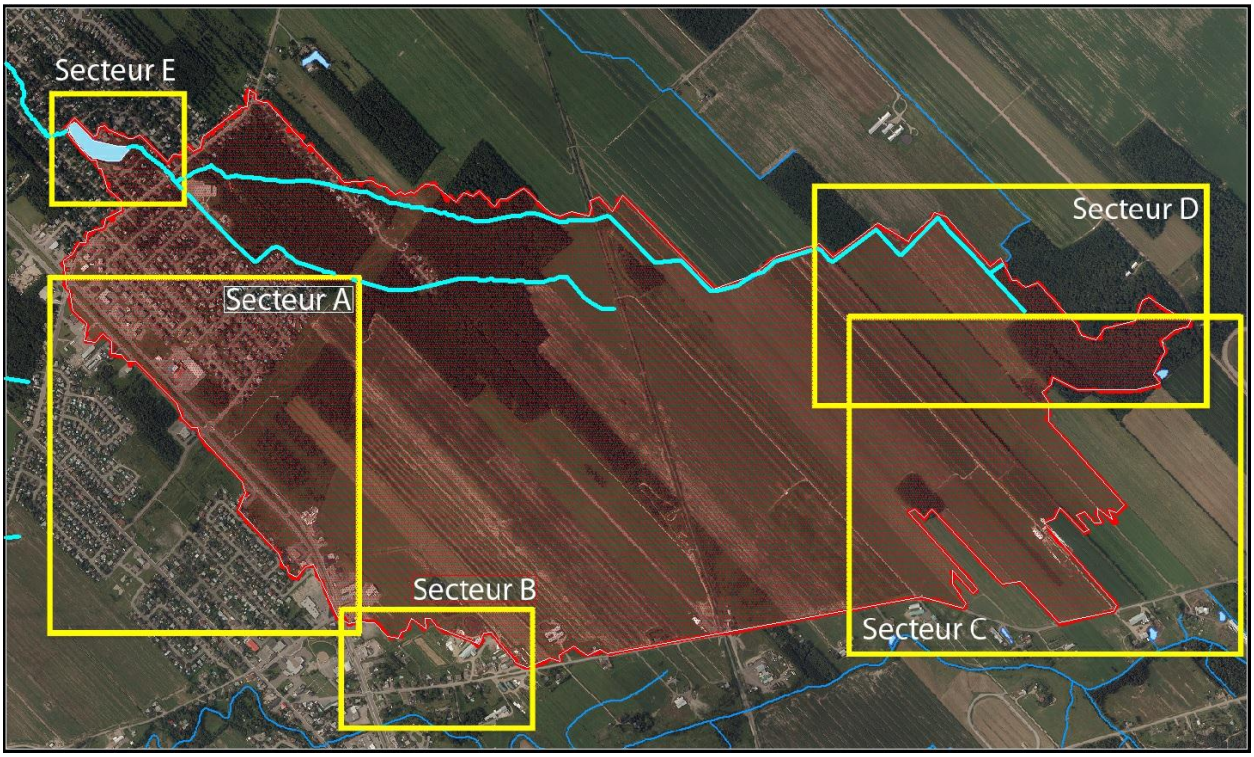


Figure 43 : Bassin versant du lac Baie d'Or (les limites sur lesquelles une attention particulière a dû être portée sont identifiées en jaune; des agrandissements de ces secteurs sont présentés dans les figures suivantes)

Au niveau de la route du Président-Kennedy (figure 45), l'écoulement des eaux pluviales de la route se fait soit directement vers les conduites pluviales, soit vers les fossés qui aboutissent plus en aval dans le même réseau de conduites pluviales. Ces fossés récupèrent également le ruissellement d'une partie des terrains au sud-ouest de la route (zones A1 et A4).

En ce qui concerne les zones A2 et A3, il a été possible d'établir qu'elles ne font pas partie du bassin versant, car le ruissellement se fait vers des fossés dont le contenu finit par s'écouler vers l'arrière des terrains au sud-ouest de la route.

[29] Description rédigée par Jimmy Poulin.

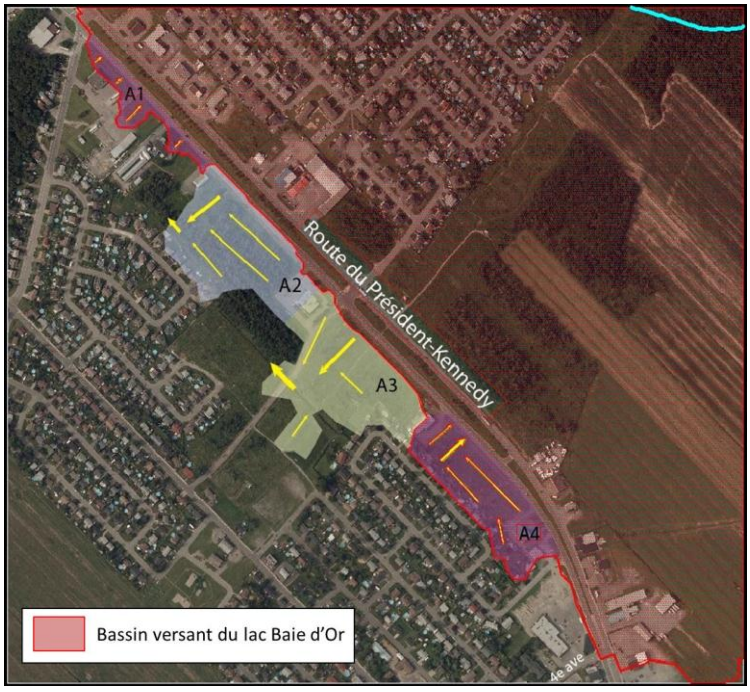


Figure 44 : Limites du bassin versant sur la route du Président-Kennedy - les sections A2 et A3 ne font pas partie du bassin versant du lac

À l'intersection de la route du Président-Kennedy et du chemin Ville-Marie (figure 46), trois zones (B1, B2 et B3) ont été enlevées du bassin versant initial fourni par la Ville (figure 30), car une analyse plus fine des données a permis de constater que, pour ces zones, l'écoulement se fait vers l'extérieur du bassin versant du lac Baie d'Or. Tout d'abord, le ruissellement d'une partie des terres agricoles se fait vers une conduite située derrière la station-service Olco (zone B1). Celle-ci est connectée au réseau pluvial au sud-ouest de la route du Président-Kennedy, hors du bassin versant du lac. D'autre part, les zones B2 et B3 sont desservies par des fossés et des conduites évacuées au sud du Chemin Ville-Marie, vers la rivière à la Scie.

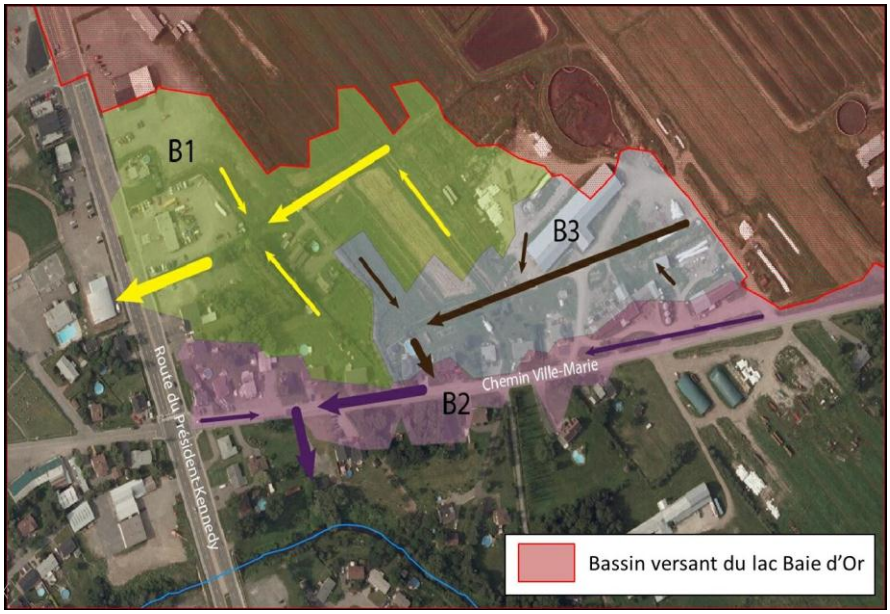


Figure 45 : Limites du bassin versant à l'intersection de la route du Président-Kennedy et du chemin Ville-Marie

En poursuivant sur le chemin Ville-Marie, à l'est de la piste cyclable, le bassin versant du lac Baie d'Or s'étend jusqu'au chemin, à l'exception de deux zones (C1 et C2) (figure 47). Le ruissellement de ces deux zones est récupéré par des conduites qui passent sous le chemin Ville-Marie pour finalement s'écouler vers la rivière à la Scie.

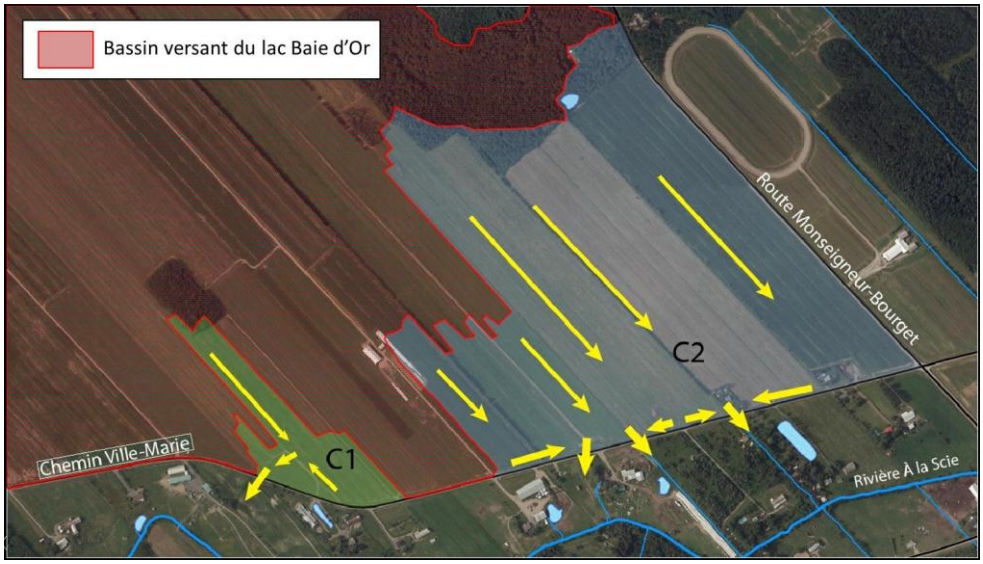


Figure 46 : Limites du bassin versant sur le chemin Ville-Marie

Dans sa partie la plus élevée, le bassin versant s'étend jusqu'à la route Monseigneur-Bourget (figure 48). Au nord-ouest de ce point, le fossé menant à la création de la branche 10 est relié à un autre fossé s'écoulant vers l'extérieur du bassin versant du lac Baie d'Or. Cependant, une petite partie de ce fossé semble s'écouler vers la branche 10; c'est pourquoi elle a été incluse dans le bassin versant du lac Baie d'Or (figure 48)

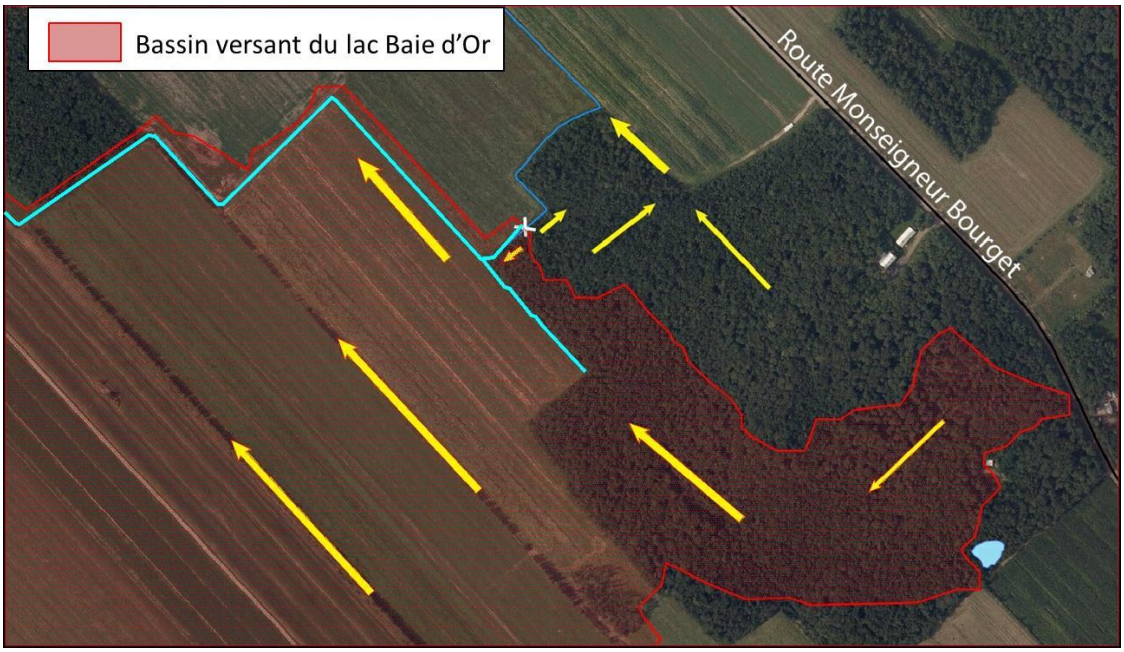


Figure 47 : Limites à l'est du bassin versant

La limite nord du bassin versant suit de près le tracé du fossé décrit précédemment puis celui de la branche 10. À l'ouest de la piste cyclable, la limite s'éloigne légèrement de ce ruisseau jusqu'au niveau de la rue Roberge où elle devient parallèle à ce dernier. L'écoulement de la partie avant des terrains situés sur le côté nord-est de la rue Roberge se fait ultimement vers l'avenue du Ruisseau, desservie par un réseau de conduites pluviales qui se dirigent vers le lac. La partie derrière les résidences s'évacue vers l'extérieur.

Au niveau de l'avenue Des Ruisseaux, entre la rue Roberge et la rue Drouin, l'écoulement de la partie avant des terrains situés du côté nord-ouest de l'avenue se fait vers l'avenue, et donc vers le lac, alors que l'écoulement de la partie arrière se dirige vers l'extérieur. La limite du bassin versant est ensuite parallèle à la rue Drouin, où elle passe vers le milieu des terrains situés du côté sud-ouest de la rue, jusqu'au terrain portant le numéro civique 650. À partir de

ce point, deux zones d'écoulement sont définies. Dans la zone E1, l'écoulement des terrains se fait directement vers le lac. Dans la zone E2, le réseau de conduites pluviales des rues Des Hêtres et Du Lac intercepte l'écoulement avant que l'eau ne rejoigne le lac. Du côté sud-ouest du lac, la limite suit le tracé du sentier pour ensuite s'éloigner et suivre la limite arrière des terrains de la rue Pierre-Bédard. Pour la partie de l'avenue du Ruisseau située entre la rue Pierre-Bédard et la route du Président-Kennedy, la limite du bassin versant suit grossièrement le côté nord-ouest de l'avenue. La partie avant de quelques terrains semble se drainer vers l'avenue et est donc incluse dans le bassin versant (figure 49).

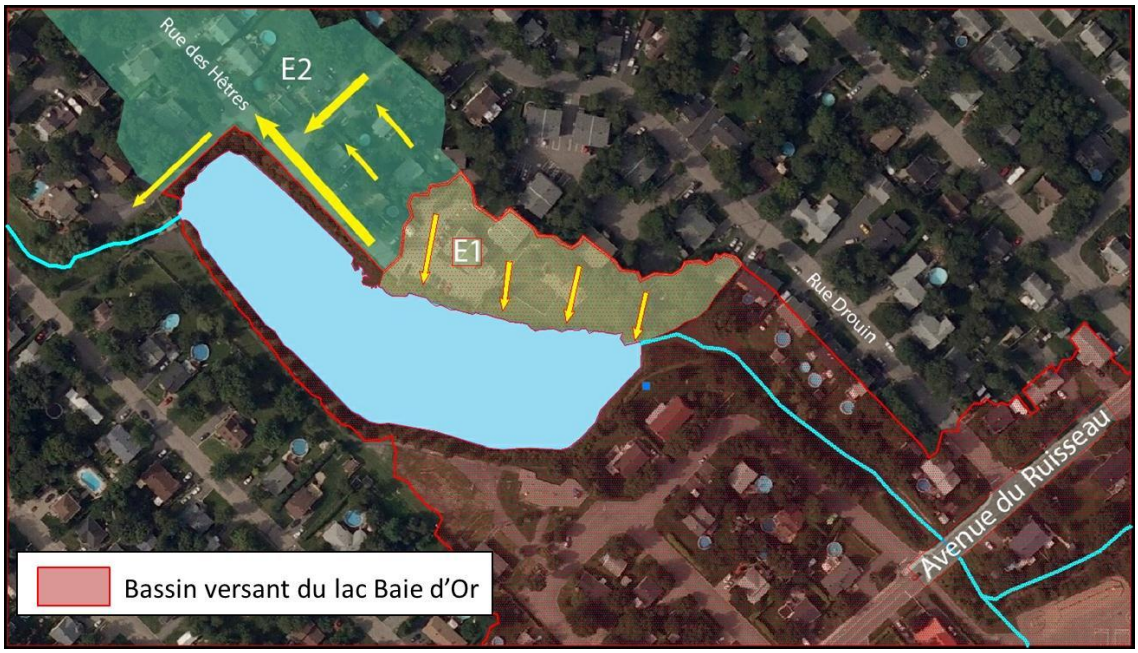


Figure 48 : Limites du bassin versant autour du lac