Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau Terre Environnement

APPROCHE PAR BASSIN VERSANT POUR CARACTÉRISER LES CAUSES DE DÉGRADATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC BAIE D'OR

Par

Olga Patricia Gomez

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

Jury d'évaluation

Président du jury et Examinateur interne	Karem Chokmani INRS, Centre Eau Terre Environnement
Examinatrice externe	Elena Bennett Department of Natural Resource Sciences and McGill School of Environment McGill University
Directrice de recherche	Isabelle Laurion INRS, Centre Eau Terre Environnement
Codirectrice de recherche	Sophie Duchesne INRS, Centre Eau Terre Environnement

© Droits réservés d'*Olga Patricia Gomez*, 2015

REMERCIEMENTS

Premièrement, j'aimerais remercier ma directrice de recherche, Mme Isabelle Laurion pour m'avoir permis de travailler sur ce projet, pour son soutien, son encadrement et son esprit critique qui m'a toujours fait penser plus loin. De plus, j'aimerais remercier fortement ma codirectrice de recherche, Mme Sophie Duchesne pour être toujours disponible, pour ses orientations et son support très pédagogique tout le long du projet.

Mes remerciements s'adressent également à la Ville de Lévis qui a rendu possible la réalisation de ce projet, et particulièrement à M. Jérôme Carrier pour avoir veillé à son bon déroulement. Merci aussi à M. Francois Simard de la Direction des Infrastructures pour m'avoir fourni les données géomatiques utilisées dans cette étude. Je remercie également les citoyens du secteur de Pintendre, qui se sont intéressés à mon travail et qui m'ont offert leur collaboration.

Merci aux gens du Conseil de bassin de la rivière Etchemin pour avoir mis à ma disposition les informations recueillies dans le cadre du projet des branches 10 et 18. Je remercie aussi Mme Sophie Houplain de la Direction du Suivi de l'état de l'environnement du MDDELCC, qui m'a transmis les données pluviométriques du secteur.

Je voudrais souligner ma reconnaissance envers Jimmy Poulin qui a été un appui essentiel autant sur le terrain que lors du traitement des données géomatiques. Merci pour avoir toujours été à l'écoute et prêt à me conseiller.

Je tiens également à remercier le professeur André St-Hilaire de l'INRS pour ses conseils à l'égard des méthodes et des concepts hydrologiques, ainsi que pour m'avoir fourni certains équipements nécessaires à la réalisation du projet. Je remercie également Jean-David Cuzin et Guillaume Jacquin pour leur collaboration sur le terrain et dans le renseignement de données relatives au réseau pluvial pendant l'été 2013.

Merci à mes amis, particulièrement Anne Carabin pour les bons moments partagés ensemble et pour son aide inconditionnelle. Merci aussi à sa mère Catherine Carabin pour ses conseils linguistiques. D'ailleurs, je souhaiterais remercier fortement ma famille, ma mère Nubia et ma sœur Marcela pour leur encouragement ainsi que mon père Edgar qui est mon ange protecteur

dans toutes les étapes de ma vie. Merci également à Lola et Pascual, mes fidèles et dévoués compagnons pour leur compagnie sans faille. Finalement, mon plus grand « gracias » s'adresse à mon mari Alexander pour sa collaboration dans les travaux de terrain (pour les jours et les nuits d'échantillonnage sous la pluie), pour son soutien, pour sa compréhension et sa patience tout le long de ma maitrise.

RÉSUMÉ

La gestion des lacs situés dans les régions habitées présente un défi pour les intervenants de l'eau. Ces plans d'eau sont soumis à de fortes pressions anthropiques, pouvant conduire à leur eutrophisation prématurée. Ce projet de maitrise porte sur le cas du lac Baie d'Or, situé à Lévis, et présentant 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 de ce lac, qui présente un enjeu social important. Cette problématique n'étant pas encore résolue, la Ville de Lévis désirait avoir une meilleure connaissance du lac et ses tributaires avant d'investir dans des nouvelles mesures d'intervention.

Le processus d'eutrophisation du lac Baie d'Or n'a jamais été évalué selon une approche par bassin versant. Ce projet de maîtrise a pour objectif de déterminer, grâce à une approche multidisciplinaire, la provenance des principales sources de nutriments arrivant au lac et leur impact relatif sur le processus d'eutrophisation. De plus, il présente un avis scientifique sur les mesures d'intervention envisagées par la Ville de Lévis ayant le plus de chances d'améliorer la qualité de l'eau. Cette approche inclut une caractérisation de la qualité de l'eau des tributaires et de l'état trophique du lac, une modélisation hydrologique du bassin versant et une estimation de la charge externe en phosphore total (PT) et en matières en suspension (MES).

Les résultats confirment que le lac Baie d'Or est dans un état avancé d'eutrophisation, montrant les caractéristiques d'un lac hypereutrophe, telles qu'une teneur élevée en PT (en moyenne 323 µg l^{-1}) et en chlorophylle-*a* (en moyenne 170 µg l^{-1}), ainsi qu'une faible transparence (en moyenne 21,5 cm pour la profondeur de Secchi). Ils indiquent également que la dégradation de ce plan d'eau est principalement due à la charge externe qui dépasse amplement la capacité de support du lac. La modélisation hydrologique suggère que le milieu agricole est responsable de la plus grande partie de cette charge (76 % des MES et 61 % du PT), mais les apports urbains demeurent significatifs (respectivement 24 et 39 % des apports totaux). La restauration du lac Baie d'Or s'avère donc complexe, car d'après les estimations, une réduction de plus de 90 % de la charge actuelle en phosphore serait nécessaire afin d'amener le lac à un état mésotrophe. 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 pourrait s'étaler sur plusieurs années. Bien que certaines mesures puissent être mises en place dans le lac pour atténuer les signes d'eutrophisation, elles ne permettront pas d'arrêter le processus accéléré d'eutrophisation en cours. Seule une intervention sur l'ensemble du bassin versant permettra de réduire de façon durable l'exportation de phosphore et d'autres polluants vers le lac et d'améliorer la qualité de l'eau.

SUMMARY

The management of lakes located near populated areas is a big challenge for all stakeholders. These lakes are submitted to elevated anthropic pressures, which lead to premature eutrophication. This master's project focuses on Baie d'Or lake, located in Levis, which started showing signs of eutrophication some years ago. In order to improve the water quality of the lake, different actions have been taken by the city of Levis. However, the problem has not yet been solved, and the city wants to have deeper knowledge of the lake and its tributaries before investing in new treatment measures.

The eutrophication process for this lake has never been evaluated at the watershed scale. The main goal of this master's project is to determine, using a multidisciplinary approach, the main sources of nutrients and their impact on the eutrophication process. This paper also presents a scientific opinion on the intervention measures that the city has considered and which have more chances to improve the water quality. This approach includes a characterization of the tributary water quality and the trophic status of the lake, as well as the hydrological modeling of the watershed and an estimate of the external load in total phosphorus (TP) and total suspended solids (TSS).

The results confirmed the advanced eutrophication status of the lake. In fact, this lake shows the characteristics of an hypereutrophic lake, with high concentrations of TP (in average 323 $\mu g\ l^{-1}$) and chlorophyll-*a* (in average 170 $\mu g\ l^{-1}$), as well as a low transparency (in average: 21,5 cm for the Secchi depth). The results also indicate that the degradation of this lake is mainly due to the external load which exceeds its support capacity. Application of the hydrological model suggests that the agricultural sector is responsible for the largest part of the load (76 % of TSS and 61 % of TP). Nonetheless, the urban contribution remains significant (26 % and 39 % of total inputs). The restoration of this lake is a complex challenge, as according to estimates, a reduction of more than 90% of the current loading of phosphorus would be needed to restore the lake to a mesotrophic status. Given the characteristics of Baie d'Or lake and the causes of its degradation, its restoration could spread out over several years. Although some measures could be set up in situ to minimize signs of eutrophication, they will not stop the current and accelerated degradation process. Only an intervention over the whole watershed will allow a sustainable reduction in phosphorus and other pollutants exported towards the lake and, hence improve its water quality.

TABLE DES MATIÈRES

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION 1

1.1 PROBLÉMATIQUE D'EUTROPHISATION DU LAC BAIE D'OR 3

1.2 OBJECTIFS DE RECHERCHE 4

CHAPITRE 2 : L'EUTROPHISATION DES PETITS LACS ARTIFICIELS ET LES MÉCANISMES DE RESTAURATION 5

2.1 L'EUTROPHISATION 5

2.1.1 Le phosphore et l'eutrophisation 7

2.1.2 Le cycle du phosphore et son lien avec le milieu aquatique 8

2.1.3 Le bassin versant comme source de phosphore 13

2.2 NATURE ET PARTICULARITÉS DES LACS ARTIFICIELS ET PEU PROFONDS 16

2.2.1 Mécanismes responsables de la remise en suspension des sédiments dans les lacs peu profonds 18

2.2.2 Les états stables alternatifs d'un lac peu profond 19

2.2.3 Stratégies de restauration et de gestion des lacs 21

CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE 31

3.1 DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE 33

3.2 CARACTÉRISATION DES SOURCES DE POLLUTION EXTERNES 35

3.2.1 Compilation des données pluviométriques 35

3.2.2 Évaluation des débits et du bilan hydrique pour l'année 2013 35

3.2.3 Qualité de l'eau provenant du bassin versant 41

3.3 MODÉLISATION HYDROLOGIQUE 45

3.3.1 Délimitation et caractérisation du bassin versant 48

3.3.2 Caractérisation du réseau pluvial 51

3.3.3 Structuration du modèle sur PCSWMM 52

3.3.4 Calage du modèle 53

3.3.5 Calcul des charges 56

3.4 PORTRAIT LIMNOLOGIQUE DU LAC BAIE D'OR 60

3.4.1 Qualité de l'eau 61

3.4.2 Caractéristiques des sédiments 62

3.4.3 Producteurs primaires : phytoplancton et macrophytes 63

3.4.4 Caractérisation morphométrique et hydrologique du lac 64

3.4.5 Capacité de support 66

CHAPITRE 4 : RÉSULTATS ET ANALYSE 67

4.1 Les sources externes de pollution du lac Baie d'Or 67
4.1.1 Données pluviométriques *67*
4.1.2 Débits et bilan hydrique pour l'année 2013 ..... *68*
4.1.3 Qualité de l'eau provenant du bassin versant *73*
4.2 Le modèle hydrologique / hydraulique du bassin versant 84
4.2.1 Étendue du bassin versant *84*
4.2.2 Caractéristiques du bassin versant et des sous-bassins de drainage *85*
4.2.3 Caractéristiques du réseau pluvial *88*
4.2.4 Résultats du calage du modèle sur PCSWMM *89*
4.3 Charge en PT et en MES apportée par le bassin versant 94
4.3.1 Comparaison des différentes approches de calcul de la charge en PT et en MES *94*
4.3.2 Charge estivale en PT et en MES reçue par le lac en 2013 ..... *98*
4.3.3 Charge printanière en PT et en MES pour l'année 2013 ..... *99*
4.3.4 Modélisation de la charge annuelle en MES et en PT *100*
4.3.5 Comparaison des charges mesurées à des valeurs de référence *102*
4.3.6 Incertitude sur la charge estimée et limites associés au modèle *103*
4.4 Portrait limnologique du lac Baie d'Or 106
4.4.1 Qualité de l'eau du lac Baie d'Or *106*
4.4.2 Caractéristiques des sédiments *112*
4.4.3 Phytoplancton *114*
4.4.4 Macrophytes *115*
4.4.5 Principales propriétés morphométriques et hydrologiques du lac Baie d'Or *116*
4.4.6 Capacité de support théorique *118*

CHAPITRE 5 : DISCUSSION 121

5.1 État trophique et autres caractéristiques du lac 121
5.1.1 L'eau *121*
5.1.2 Les sédiments *125*
5.2 Les causes de l'eutrophisation du lac Baie d'Or 126
5.2.1 Régime hydrologique *127*
5.2.2 L'occupation du territoire *128*
5.2.3 Caractéristiques du lac pouvant agir sur son état *130*
5.3 Analyse des alternatives d'intervention 131
5.3.1 Mesures d'atténuation *132*
5.3.2 Mesures correctives : Gestion à l'échelle du bassin versant *135*

CHAPITRE 6 : CONCLUSIONS 143

RÉFÉRENCES 145

ANNEXE I - Calendrier d'échantillonnage, méthodes d'analyse et critères d'évaluation de la qualité de l'eau 155

ANNEXE II - Délimitation du bassin versant du lac Baie d'Or 159

ANNEXE III - Caractéristiques du bassin versant du lac Baie d'Or et paramètres de modélisation 167

ANNEXE IV - Débits mesurés et simulés sur le bassin versant du lac Baie d'Or 177

ANNEXE V - Qualité de l'eau des tributaires du lac Baie d'Or 191

ANNEXE VI - Calcul des charges en phosphore total et en matières en suspension 199

ANNEXE VII - Qualité de l'eau du lac Baie d'Or 203

ANNEXE VIII - Caractéristiques des sédiments du lac Baie d'Or 209

ANNEXE IX - Nature des abords du lac Baie d'Or 213

ANNEXE X - Mesures d'intervention envisagées par la Ville de Lévis 215

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : PRINCIPAUX EFFETS DE L'EUTROPHISATION SUR LES LACS NATURELS ET ARTIFICIELS 6

TABLEAU 2 : CLASSIFICATION DE L'ÉTAT TROPHIQUE AU QUÉBEC 7

TABLEAU 3 : NOMBRE DE PLANS D'EAU DU QUÉBEC SELON LEUR TAILLE 17

TABLEAU 4 : PRINCIPALES TECHNIQUES CURATIVES POUR LE CONTRÔLE DE LA CHARGE INTERNE 27

TABLEAU 5 : PRINCIPALES TECHNIQUES CURATIVES POUR LE CONTRÔLE DU PHYTOPLANCTON 28

TABLEAU 6 : PRINCIPALES TECHNIQUES CURATIVES POUR LE CONTRÔLE DE LA PROLIFÉRATION DES PLANTES AQUATIQUES 30

TABLEAU 7 : PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DE L'EMPLACEMENT DES STATIONS HYDROMÉTRIQUES 38

TABLEAU 8 : LISTE DES PARAMÈTRES DE MODÉLISATION REQUIS POUR LES SOUS-BASSINS DE DRAINAGE 50

TABLEAU 9 : LISTE DES PARAMÈTRES DE MODÉLISATION REQUIS POUR LE RÉSEAU DE DRAINAGE 51

TABLEAU 10 : PRINCIPALES OPTIONS DE SIMULATIONS UTILISÉES DANS LA MODÉLISATION 53

TABLEAU 11 : FORMULES DE CALCUL ET VALEURS DE RÉFÉRENCE DES CRITÈRES UTILISÉS POUR ÉVALUER LA PERFORMANCE DU MODÈLE 55

TABLEAU 12 : MÉTHODES D'ESTIMATION DE LA CHARGE 59

TABLEAU 13 : MÉTHODES D'ANALYSE DES SÉDIMENTS 63

TABLEAU 14 : MODE DE CALCUL DES PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES MORPHOMÉTRIQUES ET HYDROLOGIQUES DU LAC BAIE D'OR 65

TABLEAU 15 : QUELQUES STATISTIQUES DES DÉBITS ENREGISTRÉS AUX 15 MINUTES 72

TABLEAU 16 : SOUS-INDICES DE QUALITÉ ET IQBP DES TRIBUTAIRES DU LAC BAIE D'OR 81

TABLEAU 17 : QUELQUES STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES RÉSULTATS D'ANALYSE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES TRIBUTAIRES DU LAC BAIE D'OR EN TEMPS SEC 82

TABLEAU 18 : QUELQUES STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES RÉSULTATS D'ANALYSE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES TRIBUTAIRES DU LAC BAIE D'OR EN TEMPS DE PLUIE 83

TABLEAU 19 : SURFACE ET OCCUPATION DU TERRITOIRE POUR LES SECTEURS DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR 86

TABLEAU 20 : PARAMÈTRES DE MODÉLISATION AJUSTÉS LORS DU CALAGE DU MODÈLE 89

TABLEAU 21 : CRITÈRES DE PERFORMANCE DU MODÈLE POUR LE DÉBIT MOYEN JOURNALIER SIMULÉ AUX QUATRE STATIONS À L'ÉTUDE 91

TABLEAU 22: BILAN ANNUEL DE MES POUR LE BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR DE 2009 À 2013 101

TABLEAU 23 : 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 103

TABLEAU 24 : INCERTITUDE CUMULATIVE PROBABLE. VALEURS DE RÉFÉRENCE PROPOSÉES PAR HARMEL ET AL. (2006) 104

TABLEAU 25 : PRINCIPALES VARIABLES ANALYSÉES DANS L'EAU DU LAC BAIE D'OR 110

TABLEAU 26 : SOUS-INDICES DE QUALITÉ ET IQBP DU LAC BAIE D'OR 112

TABLEAU 27 : CONCENTRATIONS DES MÉTAUX ANALYSÉS DANS LES SÉDIMENTS DU LAC BAIE D'OR, CORRESPONDANT À LA MOYENNE DES VALEURS RETROUVÉES DANS LES 10 PREMIERS CENTIMÈTRES, VERSUS LES CRITÈRES DE QUALITÉ APPLICABLES 113

TABLEAU 28 : POURCENTAGE MOYEN DE RECOUVREMENT PAR LES MACROPHYTES AU LAC BAIE D'OR EN 2013 115

TABLEAU 29 : QUELQUES CARACTÉRISTIQUES MORPHOMÉTRIQUES ET HYDROLOGIQUES DU LAC BAIE D'OR 117

TABLEAU 30 : RÉSULTATS DU CALCUL DE LA CAPACITÉ DE SUPPORT THÉORIQUE, ESTIMÉE AU MOYEN DU MODÈLE DE CHARGE EXTERNE EN PHOSPHORE PROPOSÉ PAR VOLLENWEIDER (1976) 119

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : POURCENTAGE DES BESOINS EN PHOSPHORE COMBLÉS PAR L'ÉPANDAGE POUR NEUF BASSINS VERSANTS AU QUÉBEC ET POUR L'ENSEMBLE DE LA PROVINCE 16

FIGURE 2 : MODÈLE SIMPLIFIÉ PROPOSÉ PAR SCHEFFER *ET AL.* (1993), MONTRANT L'ÉQUILIBRE ALTERNATIF DE LA TURBIDITÉ DANS LES LACS, EN FONCTION DE LA PRÉSENCE OU ABSENCE DE PLANTES AQUATIQUES 20

FIGURE 3 : RÉSUMÉ DE L'APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE 32

FIGURE 4 : EMPLACEMENT DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR DANS LE BASSIN HYDROLOGIQUE LA RIVIÈRE À LA SCIE 34

FIGURE 5 : BATHYMÉTRIE DU LAC BAIE D'OR 34

FIGURE 6 : EMPLACEMENT DES STATIONS DE JAUGEAGE ET D'ÉCHANTILLONNAGE POUR LA CARACTÉRISATION DE LA CHARGE EXTERNE 37

FIGURE 7 : STRUCTURE UTILISÉE POUR L'INSTALLATION DES LIMNIGRAPHES 37

FIGURE 8 : STATIONS HYDROMÉTRIQUES 39

FIGURE 9 : SCHÉMA REPRÉSENTATIF DE LA MÉTHODE DE LA SECTION MÉDIANE POUR LE CALCUL DE DÉBITS 40

FIGURE 10 : EMPLACEMENT DES SITES DE PRÉLÈVEMENT POUR LA CARACTÉRISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU PROVENANT DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR 44

FIGURE 11 : SCHÉMA REPRÉSENTATIF DES DIFFÉRENTS ÉLÉMENTS CONSTITUTIFS DU MODÈLE SWMM 47

FIGURE 12 : ÉTAPES DE MODÉLISATION 47

FIGURE 13 : TYPES DE SURFACES IMPERMÉABLES DIRECTEMENT CONNECTÉES ET INDIRECTEMENT CONNECTÉES AU RÉSEAU DE DRAINAGE. 50

FIGURE 14 : DÉTERMINATION DE LA FORME MOYENNE DES CANAUX NATURELS SUR SWMM À PARTIR DU MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLÉVATION; EXEMPLE D'UNE SECTION DE LA BRANCHE 10 (CONDUITE 14) 52

FIGURE 15 : LES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE LAC BAIE D'OR 60

FIGURE 16 : ZONES D'ÉTUDE ET POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE DES PLANTES AQUATIQUES 65

FIGURE 17 : DONNÉES PLUVIOMÉTRIQUES DE 2009 À 2013 67

FIGURE 18 : TRACÉ DE LA RELATION HAUTEUR – DÉBIT POUR LA STATION 1 EN AMONT DU LAC 69

FIGURE 19 : 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 73

FIGURE 20 : TEMPÉRATURE ET SATURATION EN OXYGÈNE ENREGISTRÉES DANS LES TRIBUTAIRES DU LAC BAIE D'OR 74

FIGURE 21 : DISTRIBUTION DES PRÉLÈVEMENTS ET DES RÉSULTATS D'ANALYSE DES MES, PT ET SRP LORS DE LA PLUIE DU 22 SEPTEMBRE 2013 76

FIGURE 22 : COMPARAISON DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN PT ET EN MES OBSERVÉES EN TEMPS SEC ET EN TEMPS DE PLUIE DANS LES TROIS SITES D'ÉCHANTILLONNAGE 78

FIGURE 23 : POURCENTAGE RELATIF DE SRP ET D'AUTRES FORMES DE PHOSPHORE PAR RAPPORT À LA CONCENTRATION EN PT RETROUVÉE DANS LES ÉCHANTILLONS RÉCOLTÉS DANS LES TRIBUTAIRES DU LAC BAIE D'OR 78

FIGURE 24 : CONCENTRATION ET POURCENTAGE RELATIF DES DIFFÉRENTES FORMES D'AZOTE ANALYSÉES DANS LES ÉCHANTILLONS COLLECTÉS LE 27 AOÛT (TEMPS SEC) VERSUS LA CONCENTRATION EN NT 80

FIGURE 25 : LIMITES DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR 84
FIGURE 26 : HISTOGRAMME CUMULÉ DES ÉLÉVATIONS DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR....85
FIGURE 27 : SECTEURS DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR ET LEURS SOUS-BASSINS 87
FIGURE 28 : OCCUPATION DU TERRITOIRE DU BASSIN VERSANT DU LAC BAIE D'OR....88
FIGURE 29 : COMPARAISON DU BILAN HYDRIQUE GLOBAL SIMULÉ POUR LES ANNÉES 2009 À 2013....93
FIGURE 30 : RELATION ENTRE LE DÉBIT ET LA CONCENTRATION EN PT OU EN MES....95
FIGURE 31: COMPARAISON DE L'APPORT RELATIF EN MES ET EN PT PROVENANT DES TRIBUTAIRES DU LAC, ESTIMÉ PAR LES DIFFÉRENTES MÉTHODES DE CALCUL....98
FIGURE 32 : APPORT RELATIF EN MES ET EN PT ESTIMÉ POUR LES MILIEUX AGRICOLE ET URBAIN DU BASSIN VERSANT. COMPARAISON DU POURCENTAGE OBTENU PAR LES MÉTHODES DE CALCUL M2 ET M4. 99
FIGURE 33 : COMPARAISON DES CHARGES PRINTANIÈRE ET ESTIVALE EN MES ET EN PT EN 2013 100
FIGURE 34 : VARIATION DE LA TEMPÉRATURE AVEC LA PROFONDEUR À LA STATION B PENDANT LA PÉRIODE ESTIVALE DU 6 JUIN AU 31 OCTOBRE EN PARALLÈLE AVEC LA TEMPÉRATURE DE L'AIR....107
FIGURE 35 : PROFILS DE TEMPÉRATURE ET D'OXYGÈNE DISSOUS MESURÉS À LA STATION B PENDANT L'ANNÉE 2013 108
FIGURE 36 : CONCENTRATION EN PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE PAR RAPPORT À LA PROFONDEUR 111
FIGURE 37 : RICHESSE SPÉCIFIQUE ET FRÉQUENCE RELATIVE DU PHYTOPLANCTON RETROUVÉ DANS LE LAC BAIE D'OR PENDANT L'ÉTÉ 2013 114
FIGURE 38 : PRINCIPALES MACROPHYTES ÉMERGENTES RETROUVÉES DANS LE LAC BAIE D'OR EN 2013....116
FIGURE 39 : BASSIN DE SÉDIMENTATION EN AMONT DU LAC EN PÉRIODE D'ÉTIAGE ET EN TEMPS DE PLUIE 133
FIGURE 40 : BONNES PRATIQUES AGROENVIRONNEMENTALES À PROMOUVOIR AUPRÈS LES AGRICULTEURS 139

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CF	Coliformes fécaux
Chl-*a*	Chlorophylle-*a*
CBE	Conseil du bassin versant de la rivière Etchemin
DBO_5	Demande biologique d'oxygène
EC	Environnement Canada
IQBP	Indice de qualité bactériologique et physicochimique de l'eau pour les rivières du Québec
INRS	Institut National de la Recherche Scientifique
MES	Matières en suspension
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDELCC	Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques
MVES	Matières volatiles en suspension
NH_3	Azote ammoniacal
NO_3	Nitrates
NO_2	Nitrites
NSE	Coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe
NT	Azote total
PT	Phosphore total
PBIAS	Pourcentage de biais
R	Coefficient de corrélation de Pearson
RSR	Ratio entre la racine carrée de l'erreur et l'écart-type des observations
SRP	Phosphore réactif soluble
SAT	Saturation en oxygène

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION

Le Québec bénéficie d'une richesse en eau très importante et ce, même à l'échelle globale. Avec 22 % de sa surface recouverte en eau (13 % en eau douce) (Institut de la statistique du Québec, 2014), le Québec possède 3 % des réserves en eau douce renouvelable de la planète (Gangbazo, 2006). Cette ressource est distribuée sur l'ensemble du territoire grâce à un formidable réseau de rivières, de milieux humides, d'eaux souterraines et de lacs, qui constituent un patrimoine collectif à protéger. Toutefois, ces écosystèmes aquatiques sont de plus en plus soumis aux perturbations croissantes générées par les activités humaines.

Au fil du temps, le développement et la distribution des populations humaines ont été influencés par la présence d'écosystèmes aquatiques. L'homme s'est premièrement établi près des cours d'eau et des lacs pour répondre à ses besoins de base tels que le transport, l'approvisionnement en eau et en nourriture (Hade, 2003). En plus de ces fonctions de première nécessité, des services répondant à certains autres besoins de la population continuent à attirer l'homme vers ces milieux (loisirs, esthétique, agriculture, etc.). Par conséquent, les pressions générées par ces multiples activités humaines autour des lacs, ainsi que sur leur bassin versant, ont contribué à la dégradation de la qualité de l'eau de plusieurs plans d'eau. L'agriculture, l'urbanisation et le développement industriel ont notamment augmenté l'entrée de nutriments aux lacs, favorisant une eutrophisation accélérée de ces milieux.

Actuellement, l'eutrophisation est considérée comme la principale problématique touchant la qualité de l'eau à l'échelle mondiale (Cooke, 2005; Livingston, 2006; Smith & Schindler, 2009). Le Québec n'échappe pas à cette situation et la dégradation de divers lacs et réservoirs situés dans des bassins versants ayant une forte présence humaine devient inquiétante. D'après le MDDELCC (2014), 24 % des lacs suivis dans le sud de la province ont montré des signes d'eutrophisation entre 2002 et 2011, 3 % étant classés eutrophes ou hypereutrophes. En outre, la prolifération des fleurs d'eau d'algues témoigne aussi de la détérioration de la qualité de l'eau que subissent plusieurs lacs.

L'eutrophisation perturbe l'équilibre des écosystèmes aquatiques et génère diverses nuisances (par ex. prolifération d'algues, mauvaises odeurs, risques pour la santé) responsables de la perte progressive des fonctions écologiques et des usages de l'eau. Ainsi, des mesures d'intervention sont très souvent nécessaires afin de préserver et de restaurer un milieu touché par cette problématique. Depuis les années 60, les connaissances au sujet du processus d'eutrophisation ont fortement évolué et de nombreuses approches pour contrôler ses effets ont été proposées (Cooke, 2005). Cependant, l'efficacité de ces dernières est très variable, et doit être évaluée en fonction des particularités propres à chaque milieu. D'ailleurs, on reconnait actuellement l'importance d'aborder la problématique d'eutrophisation par une approche écosystémique, qui considère le lac et son bassin versant dans son ensemble (MDDEP, 2007). Ainsi, dans le but d'améliorer les chances de succès du processus de restauration d'un lac, il doit être fondé sur une connaissance préalable des caractéristiques du plan d'eau, du bassin hydrologique, des sources de pollution, ainsi que d'autres mécanismes pouvant contribuer à l'eutrophisation (Cooke, 2005; Klapper, 2007; MDDEP, 2007).

C'est dans ce contexte de volonté d'atténuer l'eutrophisation et de déterminer l'impact des différentes sources de pollution à l'échelle du bassin versant que s'inscrivent ces travaux de maîtrise. Ce projet de recherche répond aux besoins de la Ville de Lévis de comprendre la problématique et les mécanismes responsables de l'eutrophisation du lac Baie d'Or, présentant des signes d'eutrophisation depuis plusieurs années, afin de pouvoir cibler des stratégies appropriées à sa réhabilitation. Pour ce faire, la modélisation hydrologique du bassin versant a été effectuée et un portrait limnologique du lac a été dressé. La modélisation vise à déterminer l'apport relatif des milieux urbain et agricole sur la charge externe provenant du bassin versant et acheminée au lac. Cette modélisation est basée sur les aspects qualitatifs et quantitatifs de l'eau arrivant au lac, mais aussi sur la caractérisation du bassin versant. Parallèlement, le portrait limnologique du lac a été effectué grâce à l'évaluation de la qualité de l'eau, des sédiments, des caractéristiques morphométriques et des producteurs primaires.

Ce mémoire se décomposera en plusieurs chapitres. Le premier, ici présenté, sert d'introduction générale en faisant le point sur la problématique étudiée et présente les

objectifs de recherche. Le deuxième chapitre s'intéresse aux concepts théoriques relatifs au processus d'eutrophisation et aux particularités des lacs artificiels et peu profonds tels que le lac Baie d'Or. Il expose également les principales approches applicables pour la restauration des lacs. Le troisième chapitre porte sur l'approche méthodologique utilisée pour la réalisation des objectifs du projet. Quant aux quatrième et cinquième chapitres, ils exposent respectivement les résultats du projet et les interprétations qui en découlent. Finalement, le chapitre six présente les conclusions les plus importantes tirées de ce projet.

1.1 Problématique d'eutrophisation du lac Baie d'Or

Les travaux de ce projet de maitrise portent sur le lac Baie d'Or, un lac artificiel en milieu urbain situé à Lévis. Le lac Baie d'Or a été créé dans les années 1960 suite à l'exploitation d'une sablière pour la construction de l'autoroute 20. Son bassin versant a subi des modifications durant les années 1970 et 1980, 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. Plusieurs plaintes ont été portées par des citoyens du secteur, notamment concernant la détérioration du plan d'eau, les mauvaises odeurs et la présence d'algues.

Diverses démarches ont été entreprises par la Ville de Lévis afin d'améliorer la qualité de l'eau du lac, mais cette problématique n'est pas encore résolue. Dans les dernières années, deux firmes de génie conseil (SNC Lavalin, 2003 et Écogénie, 2009), ont proposé un ensemble de solutions d'aménagement pour améliorer la qualité de l'eau du lac et une caractérisation de la qualité de l'eau et des sédiments a été réalisée par Les Laboratoires Shermont (2010). Ces travaux ont confirmé la présence de concentrations élevées de P et de MES dans l'eau du lac, ce qui favorise le processus d'eutrophisation. Cependant, ils n'étaient pas en mesure de statuer si le développement urbain ou agricole était la cause principale des apports. En conséquence, il était difficile de savoir si les mesures d'intervention proposées auront des effets tangibles et durables. Ainsi, avant d'investir dans de telles mesures, la Ville de Lévis désirait avoir une meilleure connaissance sur la problématique d'eutrophisation du lac.

1.2 Objectifs de recherche

Le présent projet de maitrise vise à améliorer les connaissances sur les causes à l'origine de l'eutrophisation du lac Baie d'Or, afin de contribuer à la prise de décisions sur la gestion future de ce plan d'eau. De façon plus spécifique, le premier objectif du projet vise à déterminer la provenance des principales sources de nutriments arrivant au lac et leur impact relatif sur le processus d'eutrophisation, en exploitant la modélisation hydrologique. Le deuxième objectif est d'établir l'état trophique actuel du lac et d'évaluer les caractéristiques inhérentes à ce plan d'eau pouvant agir sur la dégradation de la qualité de l'eau. Le troisième objectif est de fournir un avis scientifique sur les mesures d'intervention envisagées par la Ville de Lévis ayant le plus de chances d'améliorer la qualité de l'eau du lac Baie d'Or de façon durable.

CHAPITRE 2 : L'EUTROPHISATION DES PETITS LACS ARTIFICIELS ET LES MÉCANISMES DE RESTAURATION

2.1 L'eutrophisation

L'eutrophisation est un processus caractérisé par l'augmentation de la productivité du milieu aquatique, résultant de l'accumulation excessive d'éléments nutritifs essentiels à la croissance des algues et des plantes aquatiques (Hade, 2003; Smol, 2002). Dans un cadre plus large, Cooke (2005) définit l'eutrophisation comme l'addition de matière organique et inorganique, dissoute et particulaire, à des quantités suffisamment élevées pour produire une augmentation de la productivité biologique, une diminution du volume du plan d'eau (envasement), et un éventuel épuisement de l'oxygène dissous. Ce concept intègre les différents éléments responsables des changements couramment associés à l'eutrophisation (Wetzel, 2001).

D'ailleurs, l'eutrophisation est aussi reconnue comme le phénomène de « vieillissement » des lacs. Dans les milieux sans influence anthropogénique, l'eutrophisation naturelle se déroule sur des milliers d'années (Hade, 2003; Klapper, 2007), dépendamment de l'origine et de la forme du bassin versant (NALMS, 1990). Toutefois, les activités humaines peuvent accélérer radicalement ce processus, menant à ce qu'on connait comme l'eutrophisation anthropique et à la perte prématurée des écosystèmes aquatiques. Avec l'enrichissement progressif de l'eau et des sédiments, l'état trophique d'un lac change, devenant de plus en plus productif. Le processus inverse est connu sous l'expression « oligotrophisation », lequel peut être causé par un taux de renouvèlement de l'eau élevé, par des phénomènes de dilution, ou suite à une réduction des apports externes en nutriments.

L'eutrophisation d'un lac produit divers changements biologiques et chimiques qui conduisent au déséquilibre du système et à la perte graduelle des fonctions écosystémiques et des services fournis par le milieu (source d'eau, activités récréatives, etc.). Le principal signe d'eutrophisation est l'augmentation de la productivité primaire, qui se traduit par une prolifération accrue d'algues et de plantes aquatiques. Toutefois, d'autres conséquences telles que celles présentées au tableau 1 sont aussi associées à ce processus.

Tableau 1 : Principaux effets de l'eutrophisation sur les lacs naturels et artificiels (inspiré de Smith *et al.*, 1999)

Élément touché	Effets de l'eutrophisation
Qualité de l'eau	- Diminution de la transparence - Augmentation du pH - Risque d'épuisement de l'oxygène - Apparition de mauvaises odeurs résultant de la dégradation de la matière organique
Écologie	- Augmentation de la biomasse phytoplanctonique et du périphyton - Altération de la diversité phytoplanctonique, et prolifération des espèces toxiques et indésirables telles que les cyanobactéries - Changement dans la production des plantes vasculaires (prolifération ou disparition), leur biomasse et dans la composition des espèces. - Dans les lacs peu profonds, passage d'un état stable dominé par les plantes aquatiques à un autre état plutôt phytoplanctonique (Scheffer *et al.*, 1993) - Augmentation de la biomasse de poissons, suivie par des changements dans la composition et des pertes de certaines espèces. - Augmentation des risques de mort des poissons par absence d'oxygène (fish kills)
Usages	- Perte de la valeur esthétique du plan d'eau - Apparition de risques pour la santé associés au plan d'eau lorsqu'il est utilisé comme source d'eau potable ou pour des activités récréatives - Perte d'usages due à la mauvaise qualité de l'eau

Selon leur état trophique, les lacs sont classés en quatre catégories principales (Chapman *et al.*, 1996; NALMS, 1990; Wetzel, 2001), présentées au tableau 2. Les limites, établies par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et la Lutte aux changements climatiques (MDDLCC) et présentées dans ce tableau, seront utilisées dans le cadre de cette étude.

Tableau 2 : Classification de l'état trophique au Québec (critères tirés du site internet du MDDELCC[1])

État trophique	Critères de classification		
	TP (µg/L)	Chl-*a* (µg/L)	Transparence (m)
Ultra-oligotrophe : Lac très pauvre en nutriments et présentant une faible productivité primaire.	<4	<1	>12
Oligotrophe : Lac présentant des eaux claires et une faible productivité primaire, résultant des faibles concentrations en nutriments. La colonne d'eau est généralement saturée en oxygène.	4-10	1-3	12-5
Mésotrophe : Lac caractérisé par une disponibilité d'éléments nutritifs et une productivité primaire intermédiaire. Il s'agit d'un état de transition entre le niveau oligotrophe et eutrophe	10-30	3-8	5-2.5
Eutrophe : Ce terme provient du grec « eu » : bien et « trophê » : nourriture. Ainsi, il fait référence aux lacs riches en nutriments, montrant une productivité primaire élevée.	30-100	8-25	2.5-1
Hyper-eutrophe : Lac dans un état extrême d'eutrophisation, dépassant les critères maximaux de classification du niveau eutrophe	>100	>25	<1

2.1.1 Le phosphore et l'eutrophisation

Il a été largement démontré que le phosphore (P) est le principal élément limitant la productivité primaire dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce (Schindler, 1974). Tel que proposé par la loi de Liebig, l'importance relative du P sur la survie et la croissance des producteurs primaires résulte de sa faible disponibilité dans le milieu par rapport aux besoins des organismes (Cooke, 2005; Schindler, 1977). Ainsi, lorsque la disponibilité du P augmente dans l'eau, la croissance des algues et des plantes aquatiques est accélérée. C'est pourquoi il s'agit du principal élément à évaluer pour déterminer la qualité de l'eau et les causes de la dégradation d'un lac. Toutefois, d'autres facteurs secondaires, énoncés ci-dessous, peuvent également affecter la productivité primaire et la dynamique des plans d'eau. Zhao (2004, cité

[1] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm, dernière consultation 15 janvier 2015

dans Yang *et al.*, 2008) suggère que l'eutrophisation des lacs est contrôlée à 80% par le P, à 10 % par l'azote et à 10% par d'autres variables.

i. **L'azote** : Lorsque la concentration en P est élevée, la croissance du phytoplancton est généralement limitée par la disponibilité en azote (Schindler, 1981; Yang *et al.*, 2008). Plusieurs chercheurs ont démontré que l'azote devient l'élément limitant lorsque le rapport azote total (NT) : PT est inférieur à 10 : 1 (Scheffer, 1998; Smith, 1982). Dans de telles conditions, la composition des communautés phytoplanctoniques peut aussi être modifiée, favorisant la présence d'espèces capables de fixer l'azote atmosphérique, telles que certaines cyanobactéries (Reynolds, 1998; Schindler, 1977, 1981).
ii. **Le carbone** : Cet élément est essentiel à la production de biomasse. Dans les milieux riches en P, l'activité photosynthétique accrue conduit à une augmentation des besoins en carbone (sous la forme de CO_2) pour la production de biomasse (Schindler, 1981). L'importance de cet élément comme facteur limitant est généralement faible et reçoit moins d'attention (Scheffer, 1998) étant donné que les apports atmosphériques en CO_2 sont généralement suffisants pour soutenir la croissance des algues (Schindler, 1977, 1981).
iii. **Les autres** : Plusieurs facteurs tels que le taux de renouvellement de l'eau, la morphométrie du plan d'eau, la disponibilité en lumière, le pH, la salinité, les polluants organiques et inorganiques, la température ainsi que les interactions entre les organismes aquatiques ont un effet indirect sur la prolifération des plantes et des algues aquatiques (Klapper, 2007; Yang *et al.*, 2008).

2.1.2 Le cycle du phosphore et son lien avec le milieu aquatique

Compte tenu du rôle essentiel du P dans l'eutrophisation des milieux aquatiques, il est important de comprendre la dynamique de cet élément dans l'environnement et notamment dans les écosystèmes aquatiques. Le P arrive aux lacs par trois voies principales : les précipitations atmosphériques, l'écoulement souterrain, ainsi que l'écoulement de surface (Wetzel, 2001). La quantité de P apportée par ces sources constitue la **charge externe en P** (Smith *et al.*, 1999). Les concentrations en P retrouvées dans les précipitations sont

généralement faibles dans les régions peu polluées (inférieures à 30 µg P l^{-1}) mais des valeurs plus importants peuvent être observées près des centres urbains et industriels (Wetzel, 2001). Dans l'eau souterraine le contenu de P dépende des caractéristiques du sol; cependant, il est généralement faible (environ 20 µg l^{-1} P l^{-1}) dû notamment la faible solubilité des phosphates (Wetzel, 2001). Ainsi, la charge transportée par le ruissellement de surface est considérée comme étant la principale source du P retrouvé dans les lacs et dans les cours d'eau (Sharpley *et al.*, 1994; Smol, 2002).

Dans l'eau, le P est retrouvé autant sous forme dissoute (PD) que particulaire (PP). La somme de ces dernières constitue le P total (PT). Le PD et le PP regroupent des formes organiques et inorganiques du P. Une classification fréquemment utilisée divise ces fractions du P selon leur réponse à des composés colorimétriques (par ex. molybdate). Le PD comporte ainsi une fraction non réactive soluble et une partie réactive soluble (SRP) (Wetzel, 2001). Le SRP étant principalement composé d'orthophosphates, il représente la fraction de P qui peut être directement utilisée par les producteurs primaires, sans avoir à suivre de transformations chimiques avant d'être assimilable (Wetzel, 2001). De ce fait, lorsque la proportion de SRP augmente, plus le risque d'eutrophisation du milieu aquatique est élevé (Gangbazo & Babin, 2000). Certains processus physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans l'eau ou dans les sédiments (par ex. désorption, dissolution, échanges ioniques) peuvent transformer d'autres formes non assimilables a priori et les rendre biodisponibles (Boström *et al.*, 1988b). Ainsi, le PT comprend une partie immédiatement assimilable (orthophosphates), une fraction potentiellement biodisponible à long terme, ainsi que des composés inertes (Scheffer *et al.*, 1993).

Dans les écosystèmes lacustres, le P peut subir trois destins différents : il peut être transféré vers l'atmosphère, exporté en aval du plan d'eau ou stocké dans les sédiments (Bennett & Schipanski, 2013). La forme volatile du P est rare dans les écosystèmes aquatiques (Wetzel, 2001) et le transfert de P vers l'atmosphère est généralement considéré négligeable. De ce fait, l'écoulement de l'eau vers l'extérieur du plan d'eau, ainsi que la sédimentation, constituent les principaux mécanismes responsables de l'élimination et de l'entreposage du P dans les lacs.

La capacité de rétention du P (et d'autres éléments) est propre à chaque plan d'eau, et dépend des facteurs géomorphologiques, hydrologiques, biologiques et édaphiques du milieu. L'hydrologie du lac, notamment son temps de résidence hydraulique (ou temps de rétention de l'eau), est reconnu comme étant le facteur le plus important (Kõiv *et al.*, 2011; Søndergaard *et al.*, 2003). Le temps de résidence hydraulique correspond au temps requis pour remplacer l'eau du lac, en supposant que ce remplacement est uniforme dans l'ensemble du plan d'eau (Winter, 2007). Ainsi, les lacs avec un temps de rétention hydraulique élevé tendent à retenir plus de P que ceux où le renouvellement de l'eau est rapide (Kõiv *et al.*, 2011; Søndergaard *et al.*, 2003).

D'ailleurs, la migration du P vers les sédiments résulte de la déposition des particules organiques et inorganiques présentes dans la colonne d'eau, provenant de sources allochtones (bassin versant) ou autochtones (par ex. algues et détritus issus de la consommation d'algues par le zoobenthos ou zooplancton) (Bennett & Schipanski, 2013; Søndergaard *et al.*, 2003; Wetzel, 2001). Une fois dans les sédiments, ces particules subissent diverses transformations qui conduisent à l'enfouissement permanent ou au recyclage du P vers la colonne d'eau (Søndergaard *et al.*, 2003; Wetzel, 2001). Dans cette optique, les sédiments constituent une potentielle source interne de P pour les lacs.

Particulièrement dans le cas des lacs peu profonds, la **charge interne** peut, sous certaines conditions, constituer une source considérable du P retrouvé dans la colonne d'eau (Søndergaard *et al.*, 1999). Étant donné les caractéristiques distinctives des lacs peu profonds (contact permanent entre un volume d'eau important et les sédiments, absence de stratification thermique stable, remise en suspension des sédiments), leur charge interne est susceptible d'affecter toute la colonne d'eau (Scheffer, 1998; Søndergaard *et al.*, 2003). Ainsi, dans les lacs peu profonds, la charge interne peut avoir des répercussions importantes sur la réponse d'un lac aux mesures de restauration (voir section 2.2).

Dans les sédiments, le P est lié aux particules par adsorption ou par des complexes chimiques avec le fer, l'aluminium ou le calcium, entre autres (Boström *et al.*, 1988a; Søndergaard *et al.*, 2003). Il peut également se retrouver sous forme dissoute dans l'eau interstitielle des sédiments. Par ailleurs, dans la littérature, il n'y a pas de critère de qualité prédéfini pour la

concentration de P dans les sédiments. En effet, l'influence de la charge interne sur la qualité de l'eau est déterminée par le degré de mobilisation du P vers la colonne d'eau, plutôt que par le contenu de P stocké dans les sédiments (Scheffer & Van Nes, 2007; Wetzel, 2001). Le P peut retourner vers la colonne d'eau soit par la remise en suspension des particules (PP), soit par la mobilisation directe du P sous forme dissoute (Boström *et al.*, 1988b). Cet échange de PD entre les sédiments et la colonne d'eau est un phénomène complexe résultant des processus physicochimiques (désorption, dissolution, échange ionique) et biochimiques (minéralisation, libération à partir des cellules, autolyse) ayant lieu dans les sédiments. Ces processus sont régulés par divers facteurs environnementaux, dont les principaux sont décrits ci-dessous :

i. **Ratio Fer/P** : Les oxydes et hydroxydes de Fe possèdent une très bonne capacité de liaison avec les orthophosphates (Søndergaard *et al.*, 2003), constituant dans plusieurs lacs le principal agent de fixation du P aux sédiments (Scheffer, 1998). D'après Jensen *et al.* (1992) le ratio Fe / P (g/g) serait corrélé négativement avec le relargage de SRP à partir des sédiments. Ces auteurs ont montré que la capacité de rétention du SRP dans les sédiments augmente lorsque le ratio Fe / P est supérieur à 15, tandis qu'à des valeurs inférieures à 10, les sédiments seraient inefficaces pour retenir le SRP. Ainsi, ce ratio constitue généralement un meilleur indice de l'importance de la charge interne que la concentration de P dans les sédiments (Phillips, 2005).

ii. **Potentiel d'oxydoréduction** : En conditions oxiques, les orthophosphates sont retenus dans les sédiments par la liaison au Fe (III). En l'absence d'oxygène, le Fe(III) est réduit en Fe(II), conduisant à la libération des orthophosphates vers la colonne d'eau (Boström *et al.*, 1988a; Søndergaard *et al.*, 2003; Wetzel, 2001). De ce fait, les lacs peu profonds, présentant une oxygénation adéquate, montrent généralement une bonne capacité de rétention du P à la surface des sédiments. Cependant, ceci n'exclut pas les processus de mobilisation vers l'eau interstitielle dans les microzones anoxiques des sédiments (Boström *et al.*, 1988a), pouvant être transféré dans la colonne d'eau subséquemment. Dans les lacs peu profonds la mobilisation du P peut également survenir dû à leur nature

polymictique, qui génère des conditions anoxiques de courte durée ainsi qu'une fréquente remise en suspension des sédiments (Jensen & Andersen, 1992).

iii. **Température et activité microbienne :** Les microorganismes interviennent dans la minéralisation de la matière organique déposée dans les sédiments, ayant pour effet la mobilisation du P qui y est associé (Søndergaard *et al.*, 2003; Wetzel, 2001). Cette activité augmente la consommation d'oxygène à la surface des sédiments, ce qui peut conduire à une réduction du potentiel redox (Boström *et al.*, 1988a; Wetzel, 2001). Quant à la température, elle influence de manière indirecte le relargage du P, dû à son lien avec l'activité biologique. Les températures élevées stimulent notamment les processus de minéralisation, conduisant à la libération du P associé à la matière organique (Jensen & Andersen, 1992; Søndergaard *et al.*, 2003). Par exemple, Jensen et Andersen (1992) ont signalé que la température était responsable de plus de 70% de la variation saisonnière de la charge interne en P.

iv. **pH** : Les ions hydroxyde peuvent se lier au fer et à l'aluminium, réduisant leur capacité de liaison au P. Ainsi l'augmentation du pH peut favoriser le relargage du P notamment dans les sédiments où la rétention du P est régulée par les complexes Fe-P (Søndergaard *et al.*, 2003). Dans les lacs eutrophes, des pH élevés peuvent résulter du taux élevé de photosynthèse.

v. **Diffusion chimique et remise en suspension des sédiments :** L'eau interstitielle ne contient qu'une faible proportion du P total des sédiments (habituellement < 1 %) (Boström *et al.*, 1988a). Cependant, elle joue un rôle essentiel dans le processus de mobilisation du PD, constituant le lien direct entre la colonne d'eau et les sédiments. L'exportation de ce PD vers la colonne d'eau est généralement contrôlée par des processus de diffusion, résultant du gradient de concentration à l'interface eau-sédiments (Søndergaard *et al.*, 2003). Toutefois, le taux de relargage et de dispersion du PD peut être fortement accentué lorsque les sédiments sont remués (Boström *et al.*, 1988a), ce qui rend les lacs peu profonds plus susceptibles à cette mobilisation du P vers la colonne d'eau (voir section 2.2).

2.1.3 Le bassin versant comme source de phosphore

Le bassin versant, aussi appelé bassin hydrographique, correspond à l'ensemble du territoire autour d'un lac dont les eaux se drainent vers le lac, par les cours d'eau et par le ruissellement de surface vers le lac (Hade, 2003; MDDEP, 2007). L'étendue du bassin versant est déterminée par la topographie du territoire qui définit la ligne de partage des eaux (ou limites du bassin versant). Le mouvement de l'eau à travers un bassin versant relie les milieux terrestre et aquatique, c'est pourquoi ses caractéristiques ont des répercussions directes sur la qualité de l'eau et sur l'état trophique des lacs (Cooke, 2005; Wetzel, 2001). Ainsi, une bonne connaissance de l'étendue et des propriétés du bassin versant est cruciale lorsqu'on désire déterminer les sources de pollution à l'origine de la dégradation d'un écosystème aquatique.

Chaque bassin versant possède ses propres caractéristiques morphologiques, géologiques, et d'utilisation du territoire. La **géologie** (roche mère à l'origine des sols) influence de manière naturelle les caractéristiques des eaux de surface. D'ailleurs, la **topographie** du bassin de drainage agit sur le ruissellement, et par conséquent sur l'érosion et l'exportation subséquente de nutriments (Wetzel, 2001). Les terrains plats, présentant un faible ruissellement et un taux d'infiltration élevé, génèrent habituellement des charges en nutriments moins élevées que ceux présentant une pente plus forte. Certains auteurs suggèrent que la pente du bassin versant est le troisième facteur d'importance influençant l'exportation de P, après la géologie et l'utilisation du sol (Dillon & Kirchner, 1975). D'autre part, la qualité de l'eau fournie par le bassin versant est aussi affectée par la **couverture végétale** sur le territoire. Premièrement, la végétation terrestre intercepte et utilise une partie de l'eau et des éléments nutritifs transportés par le ruissellement de surface avant qu'ils n'arrivent au réseau aquatique. De plus, elle permet de réduire l'érosion du sol, grâce à la stabilité apportée par les racines des plantes. Le feuillage aide pour sa part à réduire l'intensité avec laquelle la pluie arrive au sol (Hade, 2003). Finalement, **l'utilisation du territoire** a aussi une forte influence sur la qualité et la quantité d'eau qui parvient à un lac, tel que discuté ci-dessous.

L'utilisation du territoire et son rôle dans l'enrichissement des milieux aquatiques **-** Suite au développement industriel, les progrès technologiques et la croissance rapide de la population, les impacts anthropiques sur l'environnement sont devenus de plus en plus importants. Nous transformons le milieu naturel de plusieurs manières par le défrichement des terres, l'agriculture et l'urbanisation (Smith *et al.*, 1999). À l'échelle du bassin versant, ces interventions entrainent une augmentation de l'apport en nutriments exportés vers les cours d'eau et les lacs. Premièrement, par le déboisement, le remplacement de la couverture végétale, le compactage des sols et l'imperméabilisation du territoire, l'urbanisation et l'agriculture favorisent l'écoulement accru de l'eau de pluie (MDDEFP & MAMROT, 2011; MDDEP, 2007). Ceci accélère l'érosion et la mobilisation des nutriments vers les cours d'eau. En outre, des pratiques telles que l'aménagement de systèmes de drainage accélèrent également la mobilisation d'éléments nutritifs. Par ailleurs, les activités anthropiques augmentent la quantité de nutriments circulant dans le bassin versant (MDDEP, 2007). Ainsi, l'agriculture et l'urbanisation sont actuellement considérées comme étant les principales sources de P et de N pour les écosystèmes aquatiques (Carpenter *et al.*, 1998).

En vue de combler les besoins de la population, l'**urbanisation** implique une concentration des nutriments sur un territoire donné, sous forme d'aliments, de détergents et autres produits (par ex. fertilisants). Les rejets d'eaux usées ainsi que le ruissellement découlant des centres urbains deviennent alors une source importante de nutriments pour les milieux aquatiques. Puisque ces eaux sont très souvent canalisées par un système de drainage, les sources de pollution en milieu urbain sont généralement ponctuelles, contrairement au milieu agricole, où la pollution provient principalement de sources diffuses (Hébert *et al.*, 2000).

Les **activités agricoles** sont responsables de l'augmentation de la concentration du P dans les sols par l'épandage de fertilisants et la concentration de productions animales. Dans le but de soutenir la demande croissante d'aliments, l'agriculture est devenue dépendante de l'utilisation de matières fertilisantes (engrais minéraux et fumiers) (Cooke, 2005). Toutefois, les éléments nutritifs fournis par les engrais (par ex. P et N), ne sont pas entièrement utilisés par les cultures, et une fraction est donc lessivée vers les cours d'eau et les lacs (Carpenter *et al.*, 1998). À cet égard, Caraco (1995) estime qu'entre 0,2 et 3 % du P appliqué sur les terres agricoles atteindra

les milieux aquatiques. Ce lessivage de nutriments est accentué par certaines pratiques agricoles telles que l'épandage à des périodes inappropriées (par ex. à l'automne ou avant la pluie) ou à des doses excédant les besoins agronomiques (Ministère de l'Environnement, 2003b). L'application intensive d'engrais peut augmenter la concentration de P dans les sols au point de saturation. Un sol saturé en P voit sa capacité d'adsorption de cet élément réduite, favorisant l'exportation du P excédentaire vers les cours d'eau et les lacs. Ainsi, la quantité de P transportée par les eaux de ruissellement augmente en fonction de la teneur en P dans les sols (Sharpley *et al.*, 1996).

Au Québec, la problématique de surfertilisation est observable dans plusieurs régions, issue notamment de l'augmentation des cultures intensives (par ex. maïs) ainsi que des productions animales (par ex. porc et volaille). D'après le Ministère de l'Environnement (2003b), les quantités de fumiers produites par l'élevage d'animaux seraient suffisantes pour combler 100 % des besoins en P et 67 % de ceux en N des surfaces cultivables de la province. Toutefois, des quantités importantes de fertilisants minéraux sont aussi amplement appliquées. De 1951 à 2001, par exemple, l'utilisation de fertilisants minéraux est passée de 120.000 à 430.000 tonnes par année au Québec (Ministère de l'Environnement, 2003b). Considérant l'application des fertilisants organiques et minéraux utilisés au Québec, on constate un surplus d'environ 70 % en P et de 46 % en N par rapport aux besoins des cultures (figure 1). Ces estimations sont obtenues en assumant que toutes les zones agricoles du Québec recevraient du fumier, alors qu'en réalité seulement 47 % en reçoivent. Ainsi, ce surplus peut être encore plus important au niveau local. La figure 1 montre un exemple du pourcentage des besoins en P et N comblés par l'épandage pour neuf bassins versants agricoles et l'ensemble de la province.

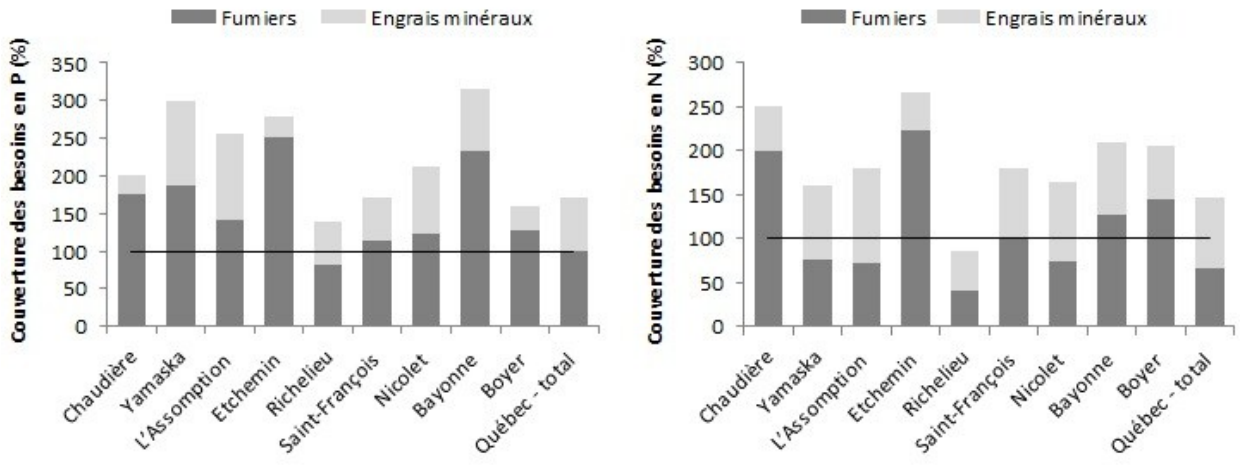


Figure 1 : Pourcentage des besoins en phosphore comblés par l'épandage pour neuf bassins versants au Québec et pour l'ensemble de la province (modifié de Ministère de l'Environnement, 2003b)

2.2 Nature et particularités des lacs artificiels et peu profonds

Une grande partie de la limnologie s'est traditionnellement consacrée à l'étude des lacs de moyenne à grande taille et présentant une stratification thermique saisonnière (Scheffer, 1998; Wetzel, 2001). Bien qu'ils constituent une source importante d'eau douce, ils ne représentent qu'une faible proportion du nombre total de lacs de la planète (Downing *et al.*, 2006). Au Québec par exemple, 98 % des lacs ont une surface inférieure à 25 ha (tableau 3) (MDDELCC, 2014). Plusieurs de ces lacs ont été formés par des processus géologiques (retrait glaciaire) qui ont généré de légères dépressions du relief, ou par des activités humaines qui modifient le paysage (l'agriculture, l'extraction de matériaux, etc.) (Scheffer, 1998; Wetzel, 2001). D'ailleurs, des milliers de lacs sont créés de manière artificielle à des fins diverses, telles que l'irrigation des zones agricoles, le contrôle des inondations, les activités récréatives ou l'esthétique (Cooke, 2005; Wetzel, 2001).

Les lacs artificiels ont des tailles et des propriétés morphologiques diverses. Cependant, dans le cadre de cette étude nous nous intéressons particulièrement aux **lacs peu profonds**, c'est-à-dire dont la profondeur moyenne est inférieure à 3 m et ne montrant pas de stratification thermique prolongée (Scheffer, 1998). Ces lacs présentent des particularités résultant de leur origine, de leur morphométrie et des interactions entre les composantes biotiques et

abiotiques du milieu. Ainsi, lorsqu'on vise à restaurer ce type de milieu, il est nécessaire de tenir compte de l'impact de ces caractéristiques sur la qualité de l'eau et sur l'équilibre du système aquatique.

Tableau 3 : Nombre de plans d'eau du Québec selon leur taille (tiré de MDDELCC, 2014)

Taille	Nombre
Très petit (de 0 à 25 ha)	3490851
Petit (de 25 à 125 ha)	71728
Moyen (de 125 à 625 ha)	15842
Grand (de 625 à 3 125 ha)	2693
Très grand (de 3 125 à 15 625 ha)	343
Immense (de 15 625 à 390 625 ha)	63

Contrairement à la plupart des lacs naturels, la surface du bassin versant des lacs artificiels est généralement très grande par rapport à celle du plan d'eau (Wetzel, 2001). Conséquemment, ces écosystèmes reçoivent des quantités considérables de sédiments et de nutriments transportés par le ruissellement de surface (Cooke, 2005; Wetzel, 2001). Dans les lacs peu profonds, ces charges externes peuvent être très importantes comparativement au volume du plan d'eau (Scheffer, 1998), ce qui affecte directement la qualité de l'eau de ces milieux.

Les lacs peu profonds sont fortement influencés par les facteurs environnementaux tels que le vent, la température de l'air et le régime hydrologique (Phillips, 2005). Ces facteurs conduisent à des variations importantes de la température et du niveau de l'eau, ainsi qu'à un mélange fréquent de la colonne d'eau. Ces lacs dits polymictiques montrent ainsi des périodes de stratification de courte durée durant le jour (ou plusieurs jours durant la canicule), suivies par des périodes de mélange durant la nuit (Scheffer, 1998). L'absence d'une barrière thermique saisonnière (thermocline) joue un rôle déterminant sur la disponibilité des nutriments, sur la pénétration de la lumière et la distribution et structure des communautés phytoplanctoniques (Behrendt *et al.*, 1993). D'autre part, dû à la faible profondeur de ces écosystèmes aquatiques, une partie considérable du volume d'eau est continuellement en contact avec les sédiments, ce qui rend les lacs peu profonds plus vulnérables à la remobilisation des sédiments et aux

processus de dégradation de la matière organique qui s'y produisent (Phillips, 2005; Wetzel, 2001). Une description des principaux mécanismes responsables de la remise en suspension des sédiments dans ces milieux est présentée ci-dessous.

2.2.1 Mécanismes responsables de la remise en suspension des sédiments dans les lacs peu profonds

Dans les lacs peu profonds, **le vent** peut contribuer de manière importante à la remise en suspension des sédiments. L'impact du vent sur la mobilisation des sédiments est complexe et diffère grandement d'un lac à un autre, car il dépend de la vitesse du vent, la profondeur de l'eau, le *fetch* (distance sur laquelle le vent souffle au-dessus du plan d'eau), le type de sédiments et la morphométrie du plan d'eau (Scheffer, 1998). Carper et Bachmann (1984) signalent que les sédiments peuvent être remis en suspension lorsque la vitesse du vent et le *fetch* maximal sont suffisants pour générer des vagues d'une longueur d'onde deux fois plus importante que la profondeur du plan d'eau, capables de « toucher le fond ». Alors, l'érosion des sédiments augmente avec la vitesse du vent et la surface du lac, tandis qu'elle diminue avec la profondeur. Par conséquent, les lacs peu profonds de grande taille et exposés au vent sont plus susceptibles à ce mécanisme. L'étude effectuée par Søndergaard *et al.* (2003) sur un lac Danois peu profond démontre l'effet du vent sur la qualité de l'eau et la turbidité, alors que les concentrations en matières en suspension (MES) et en PT étaient de 5 à 10 fois plus élevées suite à des journées très venteuses.

Plusieurs espèces de poisson retrouvées dans les lacs peu profonds se nourrissent d'invertébrés (larves, mollusques, vers) et de matières détritiques présents dans les sédiments (Scheffer *et al.*, 1993). Ils remuent les sédiments à la recherche d'aliments générant leur remise en suspension par ce qu'on appelle la **bioturbation**. L'effet des poissons benthivores sur la turbidité de l'eau et sur la mobilisation du P est signalé par diverses études de biomanipulation, montrant qu'une réduction de la biomasse des poissons benthivores se traduit par une diminution de la turbidité (Cooke, 2005; Scheffer, 1998). Scheffer (1998) mentionne qu'il existe une relation linéaire entre la quantité de poissons benthivores et les concentrations en MES, mais que l'impact de ces organismes dépend aussi d'autres facteurs tels que le type de

sédiments, le taux de sédimentation des particules et la présence de plantes aquatiques (Scheffer, 1998).

La présence de **plantes aquatiques** (macrophytes) enracinées peut contribuer à la stabilité des sédiments. En effet, dans les lacs peu profonds, les plantes submergées et émergentes protègent la surface des sédiments, réduisant l'impact du vent, des courants et de l'activité des poissons benthiques (Cooke, 2005; Scheffer, 1998). Ainsi, dépendamment du type de végétation, de leur densité et de la structure des herbiers, les macrophytes peuvent limiter la remise en suspension des sédiments. Scheffer *et al.* (1993) mentionnent que les lacs présentant une grande abondance de plantes aquatiques montrent une transparence beaucoup plus élevée que ceux où la végétation est rare ou absente.

2.2.2 Les états stables alternatifs d'un lac peu profond

Les macrophytes sont un groupe de plantes très diversifié, avec des formes et des adaptations leur permettant de s'établir dans des diverses zones du littoral. Les plantes aquatiques interagissent activement avec les différentes composantes de l'écosystème aquatique, générant des impacts physiques, chimiques et biologiques sur ce dernier, incluant la production et consommation d'oxygène, des variations du pH et la compétition pour les ressources. En revanche, leur abondance et leur distribution sont déterminées par divers facteurs biotiques et abiotiques de l'écosystème, tels que la disponibilité en lumière et en nutriments, le vent, la température, la composition des sédiments ou la présence d'organismes herbivores. Une description détaillée de ces facteurs est présentée par Barko *et al.* (1986), Cooke (2005) et Scheffer (1998).

Contrairement aux lacs stratifiés et plus profonds, où la croissance des macrophytes submergées est limitée par la profondeur, dans les lacs peu profonds, la zone colonisable peut s'étendre sur l'entièreté du plan d'eau (Cooke, 2005; Wetzel, 2001). Toutefois, la dynamique des plantes aquatiques dans ces écosystèmes est parfois erratique et fortement influencée par le niveau trophique du lac et la turbidité de l'eau (Scheffer, 1998; 1993). Une théorie développée par Scheffer *et al.* (1993) et amplement répandue, propose que les lacs peu profonds présentent deux états stables, soit dominés par des plantes aquatiques (**eaux claires**)

ou par du phytoplancton (**eaux turbides**). Ce concept de deux états stables alternatifs dans les lacs est reconnu depuis plusieurs années, mais il n'a été documenté qu'en 1993 par M. Scheffer et *al*. pour les lacs peu profonds. Ces auteurs ont proposé un modèle permettant d'expliquer la relation entre la turbidité de l'eau et la présence de plantes aquatiques (figure 2), basé sur trois hypothèses : i. La turbidité augmente avec le niveau d'éléments nutritifs présents dans le milieu, dû à l'augmentation de la croissance du phytoplancton; ii. La végétation aquatique réduit la turbidité de l'eau; ii. Les plantes aquatiques disparaissent lorsque la limite critique de turbidité est dépassée.

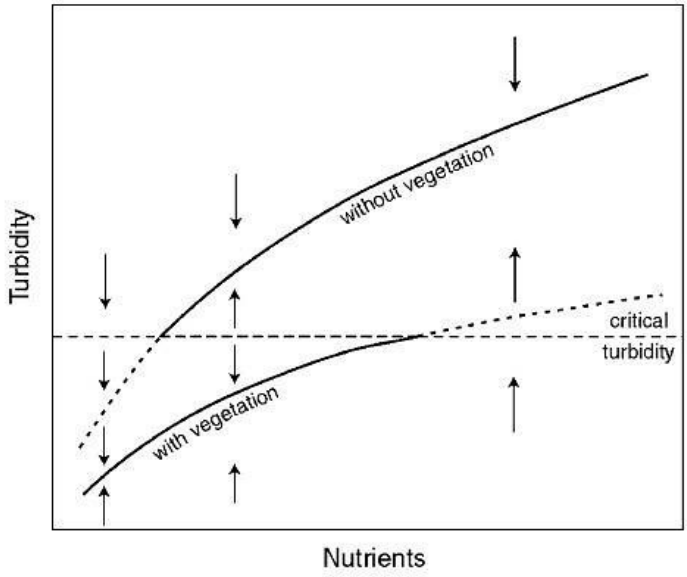


Figure 2 : Modèle simplifié proposé par Scheffer *et al.* (1993), montrant l'équilibre alternatif de la turbidité dans les lacs, en fonction de la présence ou absence de plantes aquatiques, le seuil étant atteint lorsque le niveau critique de turbidité est dépassé. Les flèches indiquent la direction du changement lorsque le système est en transition entre les deux états.

Dans les milieux pauvres en nutriments, les plantes aquatiques et le phytoplancton sont présents généralement en faible quantité. Toutefois, lorsque la disponibilité d'éléments nutritifs augmente, les plantes aquatiques deviennent plus abondantes et des changements dans la diversité des espèces peuvent être observés (Phillips, 2005). Scheffer *et al.* (1993) suggèrent que la présence de plantes aquatiques favorise le maintien d'une faible turbidité en réduisant la remise en suspension des sédiments et en limitant la prolifération excessive du

phytoplancton. Cette limitation s'effectue par des mécanismes tels que la compétition pour les ressources, la production de substances allopathiques, la protection du zooplancton (fournissant des abris) et la réduction de la remobilisation des nutriments des sédiments vers la colonne d'eau (Scheffer *et al.*, 1993; Van Donk & Van de Bund, 2002)

Avec l'enrichissement accru du milieu, la prolifération du phytoplancton et des algues épiphytes est favorisé, restreignant ainsi la pénétration de la lumière et, par conséquent la croissance des macrophytes submergés (Phillips, 2005). Selon le modèle de Scheffer *et al.* (1993), la dominance des plantes aquatiques persiste jusqu'à un certain seuil critique de turbidité (et de nutriments), au-dessus duquel les plantes aquatiques disparaissent et le milieu dévient dominé par du phytoplancton (figure 2). Phillips (2005) mentionne que l'instabilité des communautés végétales commence lorsque la concentration en PT dépasse 125-150 µg l^{-1}. Toutefois, la réponse du milieu à la disponibilité en nutriments varie largement d'un lac à un autre, dû au grand nombre de facteurs agissant indirectement sur la croissance des plantes aquatiques et sur la turbidité de l'eau (par ex. interaction interspécifiques, morphométrie du plan d'eau, conditions météorologiques).

Malgré que les macrophytes soient une composante essentielle de l'écosystème aquatique et que leur présence dans les lacs est généralement considérée bénéfique (Cooke, 2005), la croissance excessive de ces végétaux est reconnue comme un des signes d'eutrophisation des lacs. Dans certains cas, l'invasion de macrophytes dans les plans d'eau peut devenir problématique au point de limiter certains usages (navigation, activités aquatiques), en plus de générer des impacts négatifs sur la qualité de l'eau.

2.2.3 Stratégies de restauration et de gestion des lacs

Suite à l'augmentation du nombre d'écosystèmes aquatiques touchés par l'eutrophisation, la restauration des lacs est devenue un sujet de recherche amplement étudié à travers le monde. Au fil du temps, plusieurs alternatives pour contrôler l'eutrophisation et atténuer ses effets sur les lacs ont été proposées. Toutefois, puisqu'il est presque impossible de retourner un écosystème perturbé à son état naturel, il est important de comprendre que la restauration (ou réhabilitation) vise surtout à amener le lac vers un état plus acceptable que celui où il se trouve

(Phillips, 2005), cette acceptabilité étant relative aux fonctions écologiques et aux usages du plan d'eau (récréation, esthétique, approvisionnement en eau).

Le succès de la restauration d'un plan d'eau dépend de la rigueur du diagnostic et de l'évaluation initiale de la problématique ainsi que des possibles solutions applicables à chaque milieu (Cooke, 2005). Ceci permet de définir les objectifs, mais aussi de comprendre les limites du processus de restauration applicables pour chaque plan d'eau (par ex. le délai de réponse ou le processus naturel d'eutrophisation). Bien qu'il soit difficile de prévoir avec précision la réponse du milieu, une bonne connaissance des caractéristiques de l'écosystème permet de cibler les stratégies d'intervention les plus adaptées pour sa réhabilitation. D'ailleurs, l'amélioration de la qualité des lacs requiert une gestion à long terme basée sur le suivi permanent du milieu. En effet, les écosystèmes aquatiques ne sont pas statiques, il est donc nécessaire de réévaluer leur évolution afin de s'adapter aux changements pouvant survenir pendant le processus de restauration (Cooke, 2005).

Du fait que la principale cause d'eutrophisation est l'accumulation excessive de nutriments, le premier pas vers la réhabilitation d'un lac doit être la réduction de la charge externe qui parvient au plan d'eau. Dans une perspective globale, l'importation de P et de N provenant de l'extérieur du bassin versant du lac (par ex. fertilisants et fumiers provenant d'autres bassins versants) devrait être arrêtée afin de contrôler le surplus d'éléments nutritifs disponibles sur le territoire. Toutefois, cette stratégie n'est généralement pas envisageable compte tenu des répercutions sur les intérêts et les besoins de la population (par ex. diminution de la productivité agricole). C'est pourquoi une approche basée sur le développement durable et la concertation est généralement nécessaire pour la restauration d'un lac. Dans cette optique, la gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant s'avère un outil indispensable car elle permet de tenir compte des différents enjeux et problématiques en lien avec la qualité de l'eau du plan d'eau.

Gestion par bassin versant **-** Globalement, la gestion par bassin versant est une façon de gérer la ressource en eau de manière intégrée, en utilisant le bassin versant comme unité territoriale pour l'implémentation des actions visant à la protection, à la mise en valeur et à la restauration des cours d'eau et des lacs (Auger & Baudrand, 2004). Elle permet de tenir compte des besoins

et des intérêts de la population (par ex. l'agriculture), mais aussi des répercussions des activités humaines sur la santé des écosystèmes aquatiques. Ainsi, il s'agit d'une approche écosystémique qui privilégie la concertation des acteurs de l'eau dans le but de fixer des objectifs et coordonner des actions permettant la réduction des pressions générées sur les écosystèmes aquatiques.

La gestion par bassin versant doit être fondée sur la planification. Ainsi, le développement et la mise en œuvre d'un plan directeur de bassin versant sont des étapes essentielles à cette démarche (MDDEP, 2007). Le plan directeur permet de définir des objectifs précis et les actions nécessaires pour le contrôle des impacts anthropiques, tout en considérant les préoccupations et les attentes de la population (par ex. perte de productivité agricole, usages désirés du plan d'eau) (Auger & Baudrand, 2004; MDDEP, 2007). Afin de poser les bases de cette démarche complexe, le MDDEP a élaboré en 2007 le « *Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques »*. Ce document fournit plusieurs outils et décrit les principales étapes nécessaires à la gestion des lacs par bassin versant.

Dans le but de réduire la charge externe, une gestion par bassin versant implique évidemment l'identification des sources de pollution présentes sur le territoire et la mise en œuvre de mesures de contrôle (MDDEP, 2007). Dans le cas des sources de pollution ponctuelle, les solutions sont relativement faciles à déterminer, incluant par exemple le contrôle à la source des nutriments déversés dans l'environnement, le détournement des eaux usées vers une station de traitement ou l'aménagement d'une station d'épuration (NALMS, 1990). Toutefois, les sources diffuses sont beaucoup plus difficiles à contrôler, et leur réduction dépend en grande partie de l'adoption de bonnes pratiques sur l'ensemble du territoire. Ces pratiques, visant à limiter les processus d'érosion, de ruissellement et de transport de nutriments, requièrent la sensibilisation et la participation des différents acteurs de l'eau. Quelques exemples d'actions à adopter en vue de protéger et restaurer un écosystème aquatique sont présentés ci-dessous :

i. Milieu agricole :
   - Conserver les sols et réduire l'érosion (par ex. favoriser la rotation des cultures, réduire la compaction du sol);

- Protéger les cours d'eau (par ex. rétablir et maintenir une bande de protection riveraine adéquate le long des cours d'eau, empêcher l'accès des animaux aux cours d'eau);
- Faire une gestion appropriée des fumiers (par ex. installer des ouvrages de stockage de fumiers, réduire les rejets de fertilisants);
- Faire un usage responsable des fertilisants (par ex. respecter les besoins des cultures, faire attention aux périodes d'épandage, cesser l'épandage dans la bande riveraine ou les fossés);
- Limiter l'utilisation de fertilisants provenant de sources externes (par ex. engrais minéraux et fumiers produits sur d'autres bassins versants).

ii. Milieu urbain :

- Favoriser une planification territoriale axée sur la capacité de support des écosystèmes;
- Entretenir et nettoyer les voies publiques;
- Entretenir et engazonner les fossés de drainage;
- Minimiser l'implantation de surfaces imperméables;
- Restreindre ou interdire l'épandage d'engrais pour le gazon.

D'autres alternatives pour réduire la pollution diffuse consistent au détournement ou au traitement des eaux des tributaires avant leur entrée dans le plan d'eau. Bien que cette approche ne protège pas directement la qualité des cours d'eau, elle permet de limiter la charge externe en P et autres polluants acheminée aux lacs. L'utilisation de bassins de rétention et de marais filtrants sont parmi les techniques les plus efficaces pour le traitement des eaux de ruissellement urbain (Cooke, 2005). Dans les cas des bassins, une rétention de l'eau sur une période de 24 h peut entrainer une réduction jusqu'à 90 % des particules et entre 40 à 50 % du PT (Cooke, 2005). Toutefois, la performance de ces systèmes dépend directement de leur conception et de leur entretien, qui doivent garantir les conditions nécessaires à la rétention des particules et des éléments nutritifs. Ainsi, la construction de ce type d'ouvrages doit être basée sur une conception prenant en compte le régime hydrologique et le temps de

sédimentation (vitesse de chute) des particules à retenir. Quant aux marais filtrants qui agissent principalement sur la rétention et le stockage du P (Welch & Cooke, 2005), leur efficacité est également affectée par le temps de rétention, le débit et la charge en P à traiter (par rapport à la capacité d'assimilation), des facteurs à considérer lors de la conception, de la mise en place et l'opération de ce type de système.

***Mesures curatives* -** Bien que la réduction de la charge externe soit une étape incontournable, elle n'est pas toujours suffisante pour atteindre les objectifs de restauration visés. Par exemple dans le cas des lacs artificiels, il est parfois difficile de limiter de manière considérable les impacts des activités anthropiques, surtout lorsque le bassin versant est très large par rapport à la surface du plan d'eau (Cooke, 2005). D'ailleurs, dans les bassins versants affectés par les activités agricoles, le temps d'épuration des sols chargés en P (suite à une réduction des apports externes) constitue un facteur pouvant prolonger à long terme l'exportation de nutriments vers le lac (Carpenter, 2005; Schindler, 2012). D'autre part, certaines études tendent à démontrer que le retour en arrière vers des conditions moins riches en nutriments suite à des efforts de restauration ne mène pas nécessairement à un retour vers des conditions d'eaux claires (Søndergaard *et al.*, 2007). Cette variabilité dans la réponse des milieux peut être expliquée par des facteurs tels que la nature du plan d'eau et du bassin versant, les causes à l'origine de l'eutrophisation (pollution ponctuelle ou diffuse) et l'influence de la charge interne (Carpenter, 2005; Jeppesen *et al.*, 2005; Jeppesen *et al.*, 2007; Schindler, 2012; Søndergaard *et al.*, 2007).

Les lacs peu profonds sont reconnus de manière générale pour être plus résistants à la réduction de la charge externe comparativement aux lacs stratifiés, dû à l'influence des sédiments sur la qualité de l'eau, aux interactions biologiques complexes à l'intérieur de ces systèmes (ex. phytoplancton vs plantes aquatiques) ainsi qu'au phénomène de bistabilité (voir section 2.1.2) (Scheffer & Van Nes, 2007; Søndergaard *et al.*, 2007). Divers auteurs ont montré que suite à la réduction de la charge externe en P, la charge interne peut devenir la principale source de P pour le phytoplancton (Jeppesen *et al.*, 2005; Søndergaard *et al.*, 2003; 2007). Ce relargage de P à partir des sédiments pouvant s'étaler sur plusieurs années, il ralentit la réponse du milieu vers un rétablissement de la qualité de l'eau. Dans plusieurs cas, plus d'une

dizaine d'années ont été nécessaires pour atteindre un nouvel équilibre (Jeppesen *et al.*, 2005). Par conséquent, d'autres actions dites « curatives » sont parfois nécessaires pour faire face aux effets indésirables de l'eutrophisation (par ex. prolifération de plantes aquatiques, envasement) ou pour accélérer la réponse du milieu (par ex. contrôle de la charge interne).

Il existe de nombreuses techniques curatives pour le traitement spécifique des différentes nuisances générées par l'eutrophisation. Cependant, il est important d'insister sur le fait qu'elles ne doivent être utilisées que de manière complémentaire à la réduction de la charge externe car elles ne s'attaquent pas à l'origine du problème (MDDEP, 2007). D'ailleurs, il n'existe pas de technique unique qui soit adaptée pour tous les lacs, et plusieurs études de cas montrent que l'efficacité de chaque méthode peut être très variable (Cooke, 2005). C'est pourquoi, la détermination des techniques les plus appropriées pour un lac donné doit être fondée sur une évaluation des avantages et des inconvénients relatifs au plan d'eau et tenant compte de ses caractéristiques propres. Le rapport coût / efficacité, la faisabilité et la longévité des résultats sont aussi des facteurs à considérer dans le choix d'une méthode d'intervention.

Les tableaux 4 à 6 présentent une revue des principales techniques d'intervention retrouvées dans la littérature. Celles-ci sont classées selon la principale problématique ciblée, soit le contrôle de la charge interne, le contrôle de la prolifération phytoplanctonique ou des plantes aquatiques. Cependant, il faut noter que plusieurs de ces actions peuvent avoir des effets directs ou indirects sur plus d'une problématique.

Tableau 4 : Principales techniques curatives pour le contrôle de la charge interne (compilation tirée de Cooke, 2005; NALMS, 1990; Scheffer & Van Nes, 2007)

Méthode et principe	Avantages	Désavantages
Oxydation des sédiments (RIPLOX) : Cette technique est fondée sur l'addition de $Ca(NO_3)_2$ directement dans les sédiments, afin de stimuler la dénitrification. Ce processus oxyde la matière organique. En même temps du chlorure ferrique est ajouté afin d'éliminer le H_2O et former du $Fe(OH)_3$, qui peut par la suite se lier au P	- Pas d'impact négatif documenté - Efficace pour l'élimination et le contrôle de la charge interne	- Technique coûteuse - Peu de cas documentés
Recouvrement des sédiments : Cette méthode consiste à créer une barrière physique (par ex. bâches en plastique, polyéthylène, toile) entre les sédiments et la colonne d'eau, limitant la mobilisation d'éléments nutritifs des sédiments vers l'eau	- Aucune nuisance sur les usages du lac - Barrière physique pouvant être enlevée - Facile d'installation sur des petites surfaces - Limite également la croissance des plantes	- Impacts importants sur les organismes benthiques - Technique coûteuse et difficile à utiliser sur de grandes surfaces - Les bâches peuvent se déplacer ou flotter à la surface - Il existe peu d'études sur l'efficacité de cette technique
Dragage : Cette technique consiste à retirer une partie des sédiments du lac. Elle est utilisée dans quatre buts différents : l'enlèvement de sédiments contaminés, le contrôle de la charge interne, le contrôle des plantes aquatiques et l'augmentation de la profondeur (par ex. pour des activités récréatives)	- Si effectué d'une manière appropriée, le dragage peut montrer une bonne efficacité dans le contrôle de la charge interne - Empêche l'envasement du plan d'eau	- Technique coûteuse - Génération de grands volumes de sédiments à traiter et à disposer; - Risques de remise en suspension de sédiments riches en nutriments - Effets potentiels sur les organismes aquatiques

Tableau 5 : Principales techniques curatives pour le contrôle du phytoplancton (compilation tirée de Cooke, 2005; NALMS, 1990; Scheffer & Van Nes, 2007)

Méthode et principe	Avantages	Désavantages
Dilution : Cette technique consiste en la réduction de la concentration en P dans l'eau par l'ajout d'un apport en eau de meilleure qualité (faible en nutriments)	- Diminution des risques d'anoxie dans la colonne d'eau - Réduction de la biomasse algale par la limitation des nutriments et par l'évacuation de l'eau - Applicable notamment pour les petits lacs	- Besoin de grandes quantités d'eau de bonne qualité (usage limité) - Le taux de renouvellement de l'eau doit être très élevé pour réduire la biomasse algale (environ 10 à 15 % du volume du lac) - Peut favoriser la remise en suspension des sédiments
Circulation artificielle (déstratification) : Cette technique est utilisée pour éliminer ou prévenir la stratification thermique par l'injection d'air comprimé dans la colonne d'eau, au moyen d'un dispositif installé au fond du lac (par ex. un tuyau perforé ou un diffuseur). Elle est principalement applicable pour des lacs où l'épuisement en oxygène représente un risque pour les organismes aquatiques ou pour la qualité de l'eau	- Augmentation des concentrations en oxygène dissous - Faible coût d'installation et d'entretien - Peut contribuer au contrôle des cyanobactéries - Réduction de la biomasse algale par la limitation en lumière et par des changements de la pression hydrostatique - Réduction du relargage de P à partir des sédiments grâce au maintien de conditions oxydantes	- Peut contribuer à la remise en suspension des sédiments et donc à l'augmentation de la turbidité - Possibles conséquences sur la composition des espèces (par ex. effets nocifs sur les poissons d'eau froide) - Peu recommandée pour l'oxygénation des lacs eutrophes peu profonds (< 3 m) et non stratifiés (Ministère de l'Environnement, 2003a) - Déconseillée lorsque les sédiments ne constituent pas la source principale de P et lorsque le relargage du P n'est pas contrôlé par les complexes hydroxy-ferriques
Précipitation et inactivation du P : Cette méthode vise à diminuer la concentration de P dans la colonne d'eau en le précipitant dans les sédiments sous une forme inactive. Ceci grâce à l'utilisation de certains composés, notamment les sels d'aluminium, de fer et de calcium. Au cours des dernières années, un autre produit à base de lanthane (Phoslock) a aussi été développé, et certains études ont montré de bons résultats dans divers pays (Morrison, 2011)	- Réduction rapide de la concentration en P dans l'eau et augmentation de la transparence suite à son application - Bonne efficacité dans la réduction du phytoplancton par la réduction du P biodisponible	- Possibles effets nuisibles sur l'environnement (par ex. toxicité pour certains organismes) - Efficacité moins durable dans les lacs peu profonds par la remise en suspension des sédiments - Coût relativement élevé - Génération de quantités importantes de boues - Cause des variations de pH pouvant affecter certains organismes - Conséquences sur certaines espèces zooplanctoniques et possibles effets sur les organismes benthiques

Tableau 5 (suite)

Méthode et principe	- Avantages	Désavantages
Herbicides aquatiques : Le sulfate de cuivre est l'un des herbicides le plus utilisé depuis plusieurs années. Il inhibe la photosynthèse et affecte le métabolisme de l'azote. D'autres herbicides minéraux et synthétiques sont aussi disponibles sur le marché	- Faible quantité requise - Facile à utiliser	- Effet à court terme (jours) seulement et coût élevé - Peut avoir des effets toxiques sur les organismes aquatiques - Risque de libération des cyanotoxines suite à la lyse cellulaire - La dégradation microbienne du phytoplancton tué par le traitement peut conduire à un épuisement de l'oxygène (risque d'anoxie) - Développement d'une tolérance par les algues
Biomanipulation : Ce type de méthode vise à réduire la biomasse phytoplanctonique en favorisant le développement de certaines espèces zooplanctoniques telles que les daphnies (control *top-down*) par leur introduction directe, par l'ajout d'abris (par ex. des plantes aquatiques) ou via l'introduction de poissons piscivores (qui réduisent la population des poissons planctivores). Une autre intervention consiste à réduire la présence de poissons benthiques afin de limiter leur effet sur la remise en suspension d'éléments nutritifs	- Technique très efficace dans les lacs eutrophes peu profonds, favorisant le changement d'un état d'eaux turbides à l'état alternatif d'eaux claires - Efficacité démontrée dans les lacs peu profonds où la concentration en P est < 100 µg l^{-1} - La diminution des poissons benthiques limite la remise en suspension de sédiments, qui réduit la concentration en P dans l'eau (Søndergaard *et al.*, 2003)	- La manipulation des communautés ichtyologiques peut être coûteuses; - Risques pour l'équilibre de l'écosystème, associés à l'introduction de nouvelles espèces

Tableau 6 : Principales techniques curatives pour le contrôle de la prolifération des plantes aquatiques (compilation tirée de Cooke, 2005; NALMS, 1990; Scheffer & Van Nes, 2007)

Méthode et principe	Avantages	Désavantages
Diminution du niveau d'eau et assèchement du littoral : Cette technique vise à contrôler les plantes aquatiques submergées en les exposant à l'assèchement et à des conditions extrêmes de température notamment pendant l'hiver	- Très économique - Peut aider à consolider les sédiments	- Efficacité uniquement à court terme - Impact non-sélectif sur les plantes, pouvant favoriser des espèces indésirables - Effets nuisibles sur d'autres organismes; - Peu de connaissances sur les effets de cette technique, particulièrement sur la remobilisation des nutriments - Favorise la prolifération du phytoplancton
Contrôle manuel ou mécanique : Il existe diverses techniques permettant l'élimination directe des plantes aquatiques (faucardage), soit en les arrachant ou en les découpant de manière manuelle ou à l'aide d'équipements conçus pour cette opération. Une description plus détaillée des avantages et des désavantages des différentes techniques est présentée par Cooke (2005)	- Certaines techniques sont peu coûteuses et permettent de faire une élimination sélective des plantes indésirables - Moins d'effet sur l'environnement comparativement à l'utilisation d'herbicides	- Efficacité à court terme - Peut favoriser la prolifération phytoplanctonique - La fragmentation des végétaux peut conduire à la recolonisation et à la propagation des plantes - Possibles effets sur la qualité de l'eau, sur les organismes et sur l'équilibre du système
Limitation de la lumière : Cette approche vise à éliminer les plantes aquatiques en limitant leur accès à la lumière, soit par l'addition de teintures (par ex. *Aquashade*^{TM} qui est un mélange d'erioglaucine et tartrazine, approuvé par l'EPA (2005)) ou par l'installation d'une couverture opaque à la surface de l'eau (par ex. bâches en plastique	- Facile à installer sur de petites surfaces - L'emploi de colorants tels qu'Aquashade n'empêche pas la baignade	- L'utilisation de bâches à la surface de l'eau affecte l'esthétique et les usages des plans d'eau - Peu de cas d'utilisation répertoriés dans la littérature et faible connaissance sur les effets possibles sur les organismes aquatiques - L'utilisation d'encres est peu efficace pour les lacs d'une profondeur < 1 m
Contrôle biologique : De la même manière que pour le phytoplancton, cette technique cherche à manipuler la chaine trophique. Parmi ces techniques on trouve notamment l'introduction de poissons (par ex. carpes, tilapias) ou d'insectes herbivores	- Bonne efficacité pour le contrôle des plantes - Bon rapport coût-efficacité	- Consommation non sélective des plantes - Dans des systèmes ouverts, il y a des risques de migration des organismes vers d'autres écosystèmes - Les effets à long terme sur les écosystèmes et les espèces sont difficiles à prévoir

CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE

Tel que discuté précédemment, la qualité de l'eau des lacs est le résultat d'interactions complexes entre l'écosystème aquatique et son bassin versant. Ces derniers constituent un système indissociable qui doit être évalué dans son ensemble (MDDEP, 2007). Ainsi, le diagnostic des causes de la dégradation d'un plan d'eau requiert une approche écosystémique, qui tient compte de ces interactions. Il doit être basé sur l'acquisition de connaissances sur les aspects limnologiques du milieu aquatique ainsi que sur les caractéristiques du bassin versant (par ex. hydrologie, utilisation du sol, sources de pollution). Ces connaissances permettent de mieux comprendre la problématique du lac ainsi que de cibler, si nécessaire, les actions pouvant améliorer la qualité de l'eau de ce dernier.

Le processus d'eutrophisation du lac Baie d'Or n'a jamais été évalué dans une perspective de bassin versant. En effet, il existe très peu d'informations sur les caractéristiques du lac ainsi que sur les sources de pollution à l'origine de son eutrophisation. Seule une étude effectuée par Laboratoires Shermont (2010) présentait des données sur la qualité de l'eau du lac, des sédiments et de l'eau du bassin de sédimentation en amont du lac. Ces informations restent toutefois limitées et ne permettent pas de statuer sur les causes à l'origine de l'eutrophisation du lac Baie d'Or. De plus, il existe un manque important de connaissances sur les caractéristiques du bassin versant du lac, notamment son hydrologie.

C'est pourquoi ce projet propose, pour répondre aux objectifs visés, une approche multidisciplinaire qui intègre diverses méthodes de récolte et d'analyse de données, fondées sur des concepts limnologiques et hydrologiques. La méthodologie utilisée dans ce projet est divisée en quatre volets principaux, résumés à la figure 3. Premièrement, il était dans un premier temps nécessaire d'acquérir des connaissances sur la pollution externe arrivant au lac en provenance de son bassin versant. Ainsi, le premier volet porte sur les méthodes utilisées pour quantifier et qualifier l'eau transportée par les tributaires du lac Baie d'Or (section 3.2). Le deuxième volet concerne les méthodes appliquées pour la modélisation hydrologique du bassin versant (section 3.3). Cette modélisation vise à mieux comprendre l'impact relatif des milieux agricole et urbain sur la qualité de l'eau du lac, par la simulation de débits historiques à partir

d'observations pluviométriques et par l'analyse des principales caractéristiques du bassin versant (par ex. voies d'écoulement, utilisation du territoire, imperméabilisation). Les informations obtenues des deux premiers volets sont ensuite utilisées pour l'estimation de la charge annuelle en PT et en MES qui parvient au lac en provenance des milieux agricole et urbain (section 3.3). Les trois premières étapes décrites ci-dessus permettent de répondre au premier objectif du projet. Quant au quatrième volet, il porte sur les méthodes appliquées pour établir le profil limnologique du lac et pour déterminer les caractéristiques inhérentes à ce plan d'eau pouvant agir sur sa dégradation (section 3.4). Ceci permet de répondre au deuxième objectif du projet. Finalement, la connaissance générée par l'ensemble des méthodes rend possible la réalisation du troisième objectif.

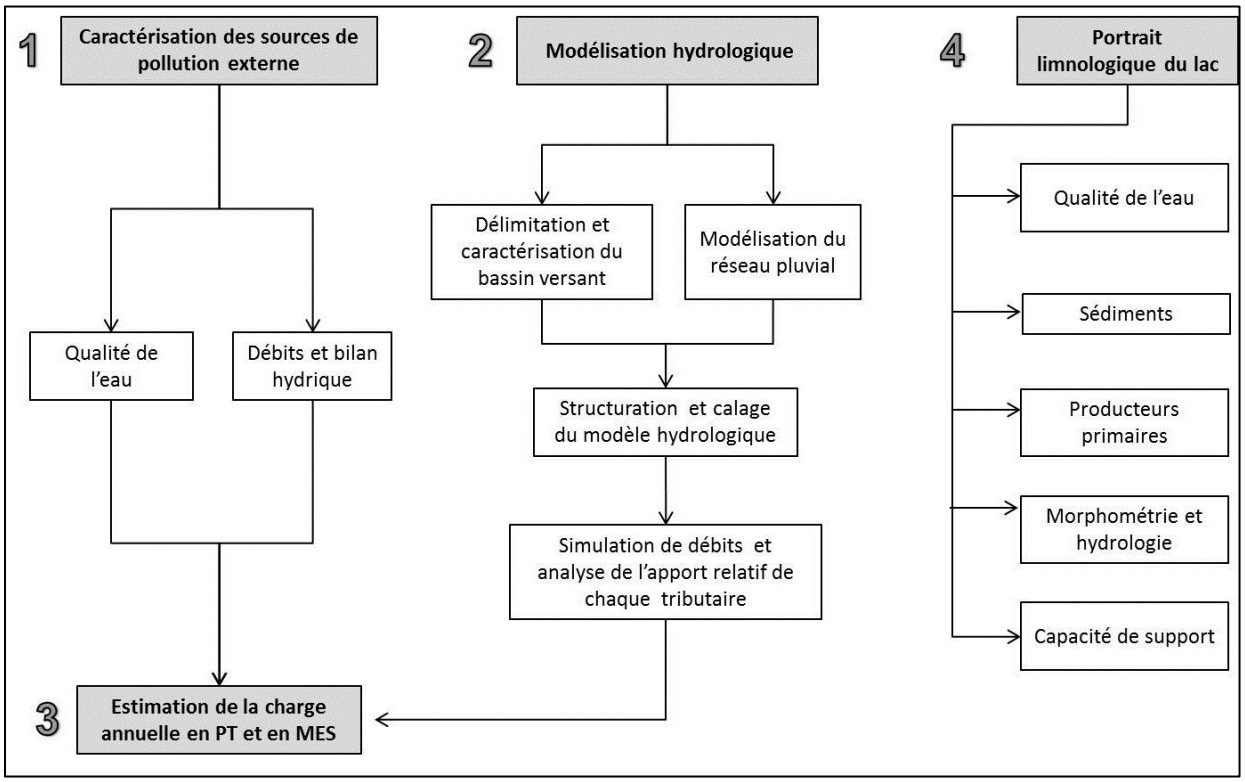


Figure 3 : Résumé de l'approche méthodologique

3.1 Description du site d'étude

Le lac Baie d'Or est situé à Lévis dans le secteur de Pintendre (46,769 N, -71,132 O). Il se trouve dans le bassin versant de la rivière des Couture, tributaire de la rivière à la Scie (figure 4). Les limites du bassin versant ont été présentées dans les travaux de la firme de génie conseil Écogénie (2009). Cependant, cette délimitation ne semble pas tenir compte de la totalité du territoire qui est drainé vers le lac par le réseau pluvial. Un deuxième bassin hydrologique approximatif a été fourni par la Ville de Lévis (figure II-1 en annexe I). Néanmoins, compte tenu des objectifs de cette étude, il était nécessaire d'avoir un modèle du bassin versant plus précis. C'est pourquoi les limites ainsi que les caractéristiques du bassin versant du lac Baie d'Or ont été réévaluées dans le cadre de ce projet; elles seront présentées dans la section présentant les résultats.

Le lac est alimenté en eau par deux ruisseaux, les branches 10 et 18 de la rivière des Couture (figure 4), ainsi que par une partie du réseau pluvial de la localité. D'après les données fournies par la Ville de Lévis, les branches 10 et 18 ont une longueur de 3 241 m et 1 272 m respectivement. Près de 80 % de leur étendue, incluant leur origine, 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.

Le niveau de l'eau du lac est régulé par un barrage, contrôlé par la Ville de Lévis. Celui-ci est fermé vers la fin du printemps et jusqu'à l'automne. D'après l'analyse des données bathymétriques fournies par la Ville de Lévis et des observations de niveau d'eau effectuées en 2013 (voir section 3.2.2), 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 m au point le plus profond. Tel qu'illustré à la figure 5, les secteurs les plus profonds du lac se trouvent vers le centre et près de l'exutoire. L'eau du lac se jette dans un petit cours d'eau s'écoulant vers la rivière des Couture 1,5 km plus en aval.

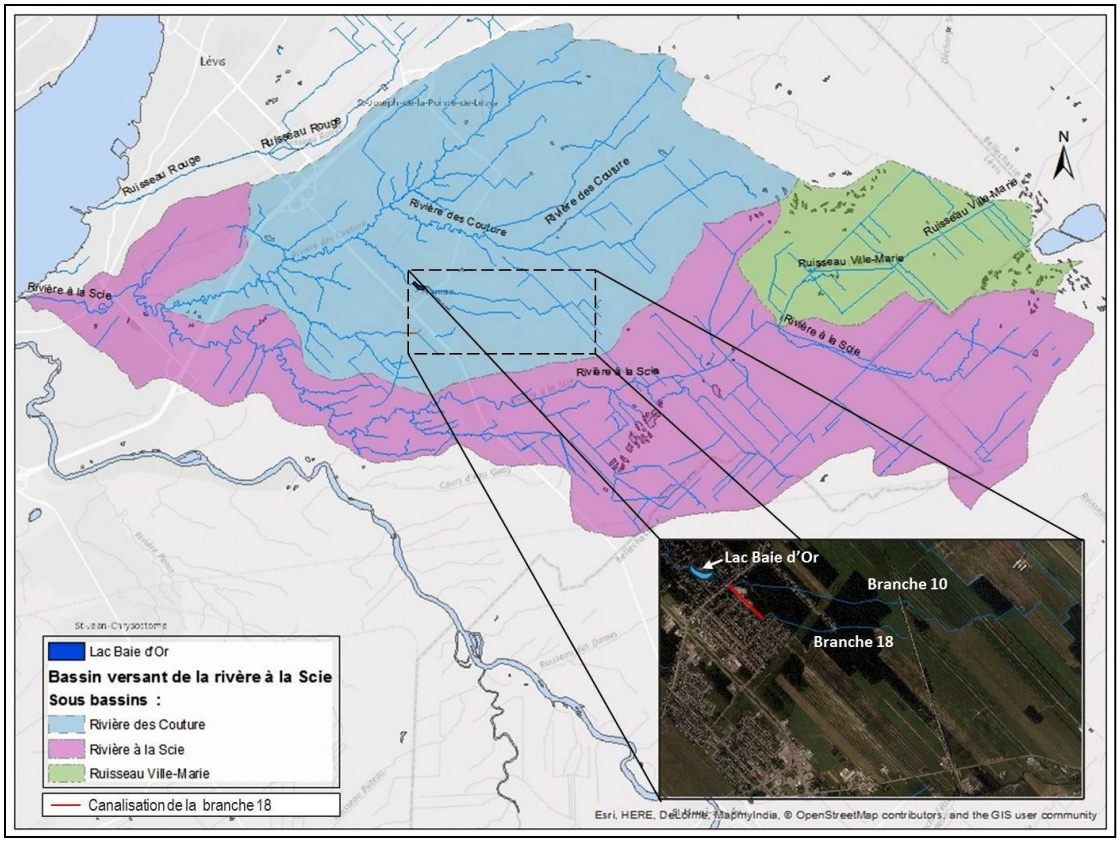


Figure 4 : Emplacement du bassin versant du lac Baie d'Or dans le bassin hydrologique la rivière à la Scie (modifié de CBE, 2010)

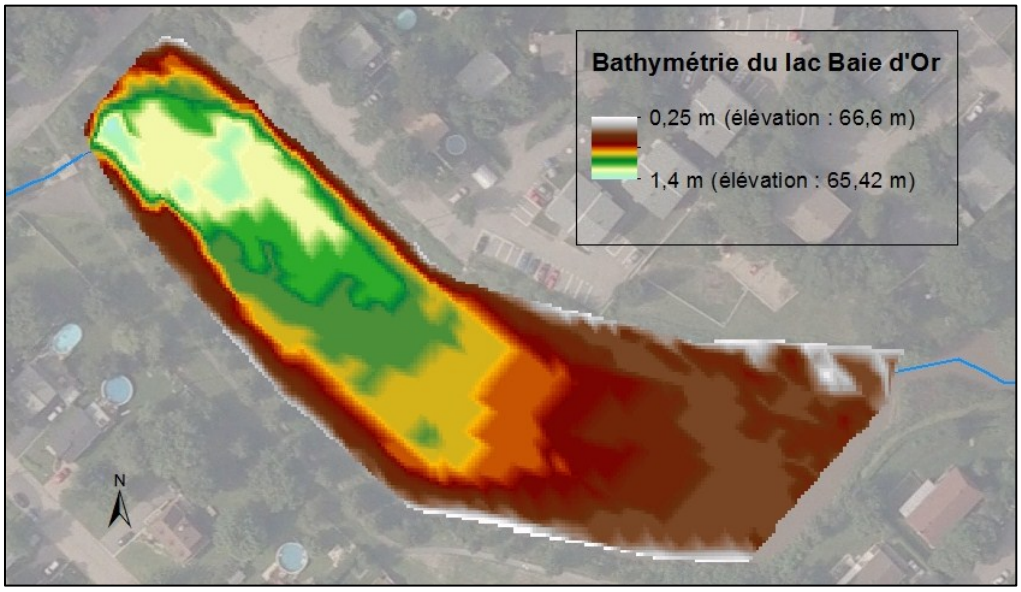


Figure 5 : Bathymétrie du lac Baie d'Or (basée sur les données fournies par la Ville de Lévis et le niveau d'eau moyen observé en 2013)

3.2 Caractérisation des sources de pollution externes

Cette section présente les méthodes utilisées pour la caractérisation de la qualité et de la quantité d'eau arrivant au lac. En plus de fournir un portrait sur l'état des ruisseaux et sur la pollution urbaine, les données recueillies dans cette étape seront utilisées pour le calage du modèle hydrologique et pour l'estimation de la charge annuelle en PT et en MES arrivant au lac. Premièrement, des données pluviométriques ont été compilées dans le but d'établir le bilan hydrique du bassin versant (3.2.1), en utilisant également des volumes d'écoulement estimés sur la base de mesures de hauteurs d'eau et de débits réalisées en 2013 dans les tributaires du lac (3.2.2). Quant à la qualité de l'eau, elle a été déterminée par l'analyse d'échantillons d'eau prélevés dans ces tributaires (3.2.3).

3.2.1 Compilation des données pluviométriques

Les données pluviométriques utilisées dans ce projet proviennent de la station « Lauzon – 7024254 » du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et la Lutte aux changements climatiques (MDDELCC). 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 MDDELCC. Cette station se trouve dans le secteur de Pintendre (46,75522° N, -71,08854° O) à environ 3,5 km au sud-est du lac Baie d'Or. En service depuis 2008, elle est équipée d'un pluviographe à auget basculeur de marque RIMCO, d'une capacité de réception de 2 mm. 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. Cependant, en 2009 aucun enregistrement n'a été fait en avril ni en mai.

3.2.2 Évaluation des débits et du bilan hydrique pour l'année 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. Des mesures de débit sont également nécessaires pour le calage du modèle hydrologique / hydraulique.

Le débit correspond au volume d'eau transitant par une section d'un cours d'eau pendant une période de temps donnée. De façon générale, il peut donc être obtenu par la mesure directe de la vitesse de l'eau et de la surface de la section transversale (équation 3.1). Pourtant, le débit n'est pas constant dans le temps, ce qui rend difficile l'étude du régime hydrologique des cours d'eau (WMO, 2010). Afin de suivre cette variabilité temporelle du débit, il existe des méthodes d'estimation du débit qui sont basées sur la relation entre la hauteur de l'eau et le débit. Cette relation est d'abord établie sur la base de mesures concomitantes de débit et de hauteur d'eau. La relation ainsi obtenue, appelée courbe de tarage, est par la suite utilisée pour estimer les débits à partir de mesures de hauteur d'eau (Jaccon, 1986). En effet, la hauteur d'eau est plus simple à mesurer en continu, à l'aide d'une station hydrométrique, que les débits. Cette approche a été utilisée dans le cadre de ce projet dans le but de déterminer le débit associé aux tributaires du lac Baie d'Or.

$$\boldsymbol{Q = V \times A} \qquad [3\text{-}1]$$

$Q : Débit\ (m^3 s^{-1})$
$V : Vitesse\ d'écoulement\ (m\ s^{-1})$
$A : Aire\ de\ la\ surface\ transversale\ (m^2)$

Mise en place de stations hydrométriques **-** Aucune station hydrométrique permanente n'existe sur le bassin versant du lac Baie d'Or. C'est pourquoi une station de jaugeage a été installée dans chacun des ruisseaux (branches 10 et 18) et une autre en amont du lac (en aval de la confluence des ruisseaux et du réseau pluvial). Une dernière station a été mise en place à l'exutoire du lac afin d'établir le niveau d'eau et le temps moyen de résidence (figure 6). Chaque station était composée d'un limnigraphe submersible du type « *Water lever data logger HOBO U20-001-04* », qui enregistrait en continu (aux 15 min) la pression hydrostatique et la température. L'installation de ces sondes a été faite en utilisant deux tuyaux (perforés) en position verticale enfoncés dans le lit du cours d'eau. Le premier tuyau (à l'intérieur) servait comme base pour supporter la sonde. De plus, il était utilisé comme *datum* de référence fixe pour la détermination du niveau de l'eau. Le deuxième permettait de protéger la stabilité du

tuyau intérieur. La figure 7 illustre le type d'installation utilisée. Le niveau d'eau a été calculé à partir de la différence entre la pression hydrostatique et la pression atmosphérique (WMO, 2010), mesurée par une sonde installée hors de l'eau (figure 6). Ces calculs ont été faits à l'aide du logiciel HOBOware® PRO.

Figure 6 : Emplacement des stations de jaugeage et d'échantillonnage pour la caractérisation de la charge externe (données géomatiques fournies par la Ville de Lévis)

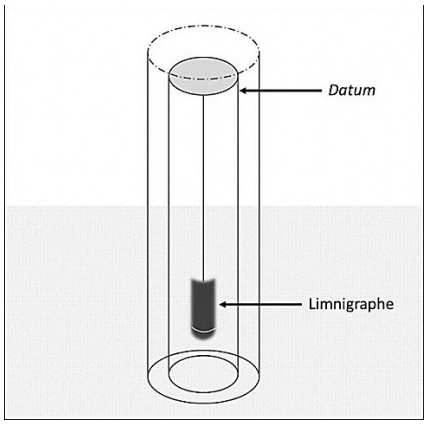


Figure 7 : Structure utilisée pour l'installation des limnigraphes

Afin d'assurer la qualité des mesures, plusieurs critères ont été considérés pour la sélection des sites d'installation des stations. Ces critères, mentionnés par différents auteurs, incluent les caractéristiques géométriques et hydrauliques de l'emplacement ainsi que l'accessibilité (Aldegheri, 1979; Carter & Davidian, 1968; Rantz, 1982; WMO, 2010). Il est notamment important de s'assurer que l'écoulement soit confiné dans un canal unique, droit et où les équipements de mesure puissent être installés de façon sécuritaire. De plus, la stabilité du lit et de la géométrie de la section est essentielle afin d'éviter des changements pouvant modifier la relation hauteur/débit.

La figure 8 donne un aperçu de l'emplacement des stations et le tableau 7 décrit leurs principales caractéristiques. En ce qui concerne la station 2 (branche 10), certaines difficultés ont été rencontrées lors du choix de son emplacement, en raison de la morphométrie de ce ruisseau (très large et peu profond), de la faible stabilité du lit ainsi que de la présence d'un petit barrage dans la zone d'intérêt. Suite à l'évaluation des options disponibles, la station hydrométrique a été placée en aval du barrage, là où les meilleures conditions ont été rencontrées. Ce choix a été fait en considérant que le barrage serait fermé du début du mois de mai jusqu'à la fin octobre. Toutefois, il s'est avéré que le barrage était parfois ouvert lors de précipitations importantes, afin d'éviter le débordement de l'eau par-dessus la route.

Tableau 7 : Principales caractéristiques de l'emplacement des stations hydrométriques

Station	Site	Coordonnées (long. ; lat.)	Caractéristiques
1	Amont du lac	71.1295;46.7686	Section en amont du lac, en aval de la confluence du réseau pluvial et des ruisseaux. Lit stable, composé de cailloux.
2	Branche 10	71.1277;46.7686	Lit stable constitué particulièrement de cailloux et de galettes de roche et de ciment, situé en aval d'un barrage.
3	Branche 18	71.1252;46.7661	Station placée à environ 50 m en amont de la canalisation du ruisseau. Section bien encaissée, lit stable composé de cailloux.
4	Exutoire du lac	71.1336;46.7697	Emplacement à côté du barrage à l'exutoire du lac. Lit argileux.
5	Air : barométrique	-71.1339; 46.7698	

Figure 8 : Stations hydrométriques

***Traçage de la relation hauteur/débit* -** Dans le but de transformer les observations de hauteurs d'eau en débits, une courbe de tarage représentative a été tracée pour chaque station. Cette courbe permet d'établir la fonction qui décrit le mieux la relation entre la hauteur d'eau et le débit dans la section à l'étude (Jaccon, 1986; WMO, 2010). 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. Celle-ci permet le calcul du débit par la détermination de la vitesse d'écoulement et de l'aire de la section à partir de mesures successives de la profondeur et de la vitesse à différentes verticales sur la largeur totale du chenal (ISO, 1997; WMO, 2010) (figure 9)**.** La largeur de la section et la distance des verticales (soit 10 à 20 % de la largeur totale de la section) ont été mesurées à l'aide d'un ruban métrique tandis qu'un mètre a été utilisé pour déterminer la profondeur. Concernant la vitesse d'écoulement, elle a été établie sur chaque verticale à 60 % de la profondeur, à l'aide d'un courantomètre électromagnétique Marsh-McBirney FlowMate (modèle 2000). D'ailleurs, le niveau d'eau a été surveillé pendant la mesure des vitesses, afin d'éviter de forts changements pouvant modifier la relation

hauteur/débit. Ainsi, une variation maximale de 5 % a été considérée acceptable et le niveau d'eau moyen a été utilisé pour le traçage de la courbe de tarage. Finalement, le calcul des débits a été fait par la méthode de la section médiane (figure 9 et équation 3-2) (ISO, 1997).

Il est à souligner 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 mesuré en amont du lac (station 1), en aval de la confluence des tributaires. Cette façon de faire s'appuie sur l'hypothèse que le débit total arrivant au lac est égal à la somme des débits provenant des ruisseaux et des conduites du réseau pluvial.

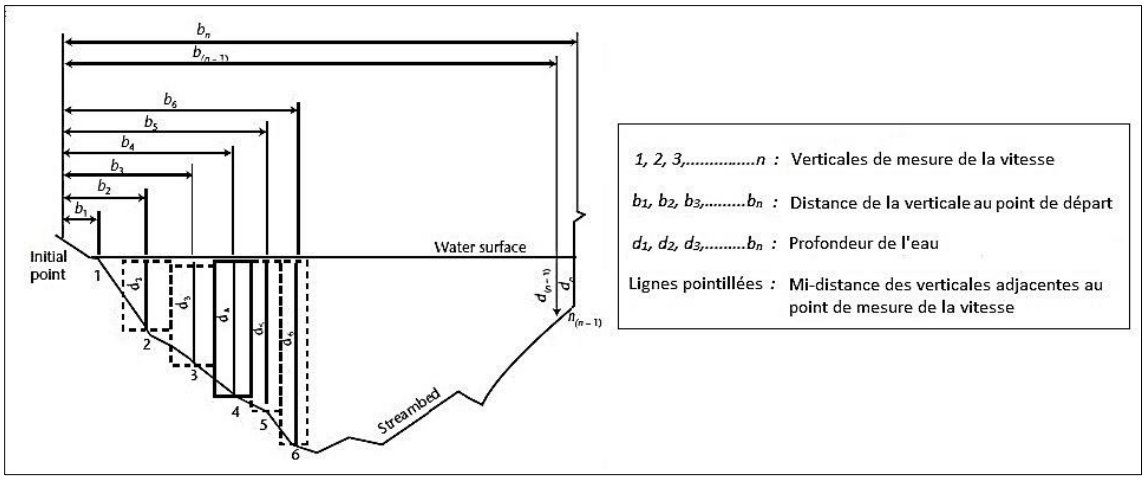


Figure 9 : Schéma représentatif de la méthode de la section médiane pour le calcul de débits (adaptée de WMO, 2010)

$$Q = \sum \bar{v}_i p_i \left(\frac{b_i + b_{i+1}}{2}\right) \qquad \textbf{[3-2]}$$

Q : *Débit total de la section* ($m^3 s^{-1}$);

$\bar{v}_i$: *Vitesse moyenne à la verticale* i ($m\ s^{-1}$);

p_i: *Profondeur à la verticale* i (m)

b_i: *Position verticale de l'adjacente à gauche de la verticale sur laquelle* $\bar{v}_i p_i$ *est mesuré* (m)

b_{i+1}: *Position verticale de l'adjacente à droite de la verticale sur laquelle* $\bar{v}_i p_i$ *est mesuré* (m)

***Bilan hydrique* -** Un 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. Ce bilan 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.

La précipitation et l'écoulement total ont été calculés séparément pour la période du 1er juin au 31 octobre et du 19 avril au 31 mai. Bien que cette dernière période ne soit pas incluse dans la modélisation hydrologique, le bilan sur cette période a tout de même était calculé afin d'avoir un aperçu du bilan printanier. De plus, l'évapotranspiration et l'écoulement souterrain n'ont pas été discernés. Toutefois, il est possible de penser que les pertes totales générées par ces compartiments du bilan hydrique correspondent à la différence entre le volume total d'eau précipité et ruisselé.

3.2.3 Qualité de l'eau provenant du bassin versant

La qualité de l'eau est définie par diverses variables physiques, chimiques et biologiques ayant un effet sur l'équilibre de l'écosystème aquatique et sur la santé humaine. L'analyse de ces variables fournit de l'information sur les caractéristiques naturelles du milieu ainsi que sur le type de pollution à laquelle il est exposé. Cependant, les caractéristiques de l'eau peuvent être très variables dans le temps et dans l'espace. Cette variabilité est générée par divers facteurs tels que les conditions météorologiques, le ruissellement, le régime hydrologique du cours d'eau, l'érosion et les sources de pollution sur le bassin versant. Par exemple, la concentration de certains composés peut-être plus élevée en période d'étiage qu'en période de crue, comme résultat d'une dilution moindre (Hébert *et al.*, 2000). Ceci peut être observé notamment dans le cas de composés provenant de sources de pollution ponctuelles. En période de crue, le ruissellement peut toutefois favoriser l'érosion et le lessivage de certains polluants accumulés sur le territoire, générant ainsi une augmentation de la concentration de certains polluants d'origine diffuse. (Hébert *et al.*, 2000; MDDEP, 2007). Ainsi, lorsque l'on s'intéresse à la qualité

de l'eau, les stratégies de caractérisation doivent tenir compte de cette variabilité afin d'arriver à un bon diagnostic de la situation. Des prélèvements en temps sec et en période d'étiage sont nécessaires pour quantifier la contribution des sources de pollution ponctuelles ainsi que les caractéristiques naturelles du cours d'eau. Harmel et al. (2006) suggèrent que, pour mieux capter la variabilité des concentrations, ce type d'échantillonnage soit fait au moins à une fréquence mensuelle. D'autre part, l'échantillonnage en temps de pluie sert à quantifier le transport de nutriments et de sédiments par l'effet du ruissellement, permettant ainsi d'évaluer l'impact des sources de pollution diffuses.

Le présent projet s'intéresse à l'impact relatif sur l'eutrophisation du lac Baie d'Or des sources de pollution externe provenant de son bassin versant. Ainsi, pour déterminer cet impact, une caractérisation de la qualité de l'eau des tributaires du lac a été réalisée. Pour ce faire, des prélèvements d'eau ont été effectués dans les deux ruisseaux (branches 10 et 18) et en amont du lac, près des stations de jaugeage (figure 10). D'ailleurs, afin de tenir compte de la variabilité des conditions hydrologiques, météorologiques et d'autres événements pouvant affecter la qualité de l'eau, des prélèvements en temps sec et en temps de pluie ont été inclus dans la stratégie d'échantillonnage.

Au total, dix campagnes d'échantillonnage en temps sec et cinq en temps de pluie ont été effectuées entre avril et octobre 2013. En temps sec, un prélèvement était récolté par station, à un intervalle d'environ deux semaines. Lors des évènements de pluie, cinq prélèvements, distribués le long de la courbe de crue étaient collectés à chaque station. L'intervalle des prélèvements variait entre deux et trois heures, selon l'intensité et la durée de l'évènement pluviométrique. Des analyses de PT, de MES et de matières volatiles en suspension (MVES) ont été réalisées sur tous les prélèvements. Par ailleurs, quelques échantillons ont été soumis à des analyses de demande biologique d'oxygène (DBO_5), de coliformes fécaux (CF), de P réactif soluble (SRP), d'azote ammoniacal (NH_3), de nitrates (NO_3) et de nitrites (NO_2) (tableau I-1). De plus, des mesures *in situ* d'oxygène (concentration et saturation (SAT)) et de température ont été effectuées à l'aide d'une sonde PRO-YSI (Professional Optical Dissolved Oxygen d'YSI Inc.).

La qualité de l'eau provenant du milieu urbain (réseau pluvial) n'a pas été analysée directement, en raison des limitations techniques et budgétaires. C'est pourquoi la charge

provenant du réseau pluvial a été estimée par la différence entre le débit massique (ou charge instantanée) observée en amont du lac (station 1) et dans les ruisseaux lors de chaque journée d'échantillonnage (équation 3-3). Ceci, en faisant l'hypothèse que la charge totale qui parvient au lac est égale à la somme des apports des ruisseaux et du réseau pluvial. Cette approche a ensuite été appliquée pour l'estimation de la charge annuelle en MES et en PT provenant du réseau pluvial.

$$C\bar{Q}_{Pluvial} = C\bar{Q}_{amont\ du\ lac} - (C\bar{Q}_{branche\ 10} + C\bar{Q}_{branche\ 18}) \quad \textbf{[3-3]}$$

$C\bar{Q}_{Pluvial}$: *Débit massique moyen journalier en MES ou en PT estimé pour le réseau pluvial* $(mg\ s^{-1})$

$C\bar{Q} = C \times \bar{Q}$: *Débit massique moyen journalier en MES ou en PT observé à chaque station* $(mg\ s^{-1})$ où,

C : *Concentration moyenne journalière en MES ou en PT mesurée à chaque station* $(mg\ m^{-3})$

$\bar{Q}$: *Débit moyen mesuré pendant la journée d'échantillonnage à chaque station* $(m^3 s^{-1})$

D'autre part, dans le but d'évaluer la présence de possibles branchements croisés entre les conduites sanitaires et pluviales, des analyses de CF et de DBO_5 ont été faites sur un prélèvement collecté directement dans les conduites se jetant en amont de la station 1, en dessous de l'avenue des Ruisseaux (figure 10).

Les échantillons d'eau destinés aux analyses de MES et de MEVS ont été récoltés dans des bouteilles en plastique opaque de 2 litres. Des bouteilles en verre prétraitées à l'acide chlorhydrique 10 % et rincées à l'eau milli-Q ont été employées pour les analyses des éléments dissous (250 ml) et du PT (125ml). Finalement, les échantillons utilisés pour l'analyse de DBO_5 (500 ml) et de CF (200 ml) ont été collectés dans des bouteilles en plastique stériles, fournies par le laboratoire d'analyse *Environex.* Tous les échantillons ont été conservés au froid dès leur prélèvement et jusqu'à leur traitement. Les analyses ont été effectuées au laboratoire de l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS), à l'exception de la DBO_5 et des CF. Ces derniers ont été analysés par le laboratoire d'analyse *Environex.* Le tableau I-2 (en annexe) décrit les méthodes de prétraitement, de conservation et d'analyse des échantillons.

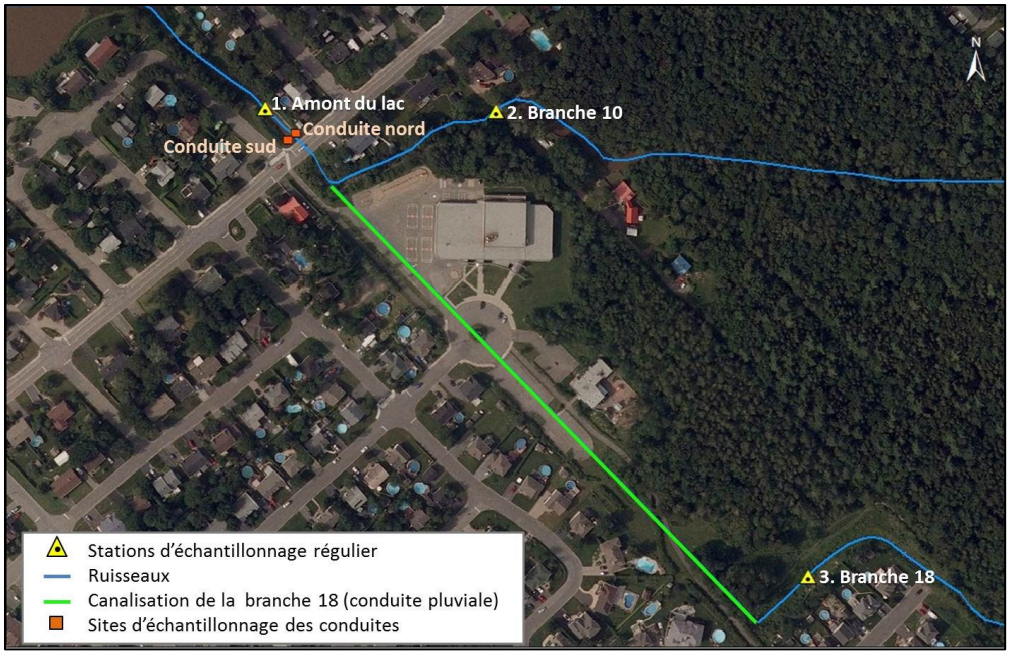


Figure 10 : Emplacement des sites de prélèvement pour la caractérisation de la qualité de l'eau provenant du bassin versant du lac Baie d'Or

***Indice de qualité bactériologique et* physicochimique -** Les résultats des analyses d'eau ont été comparés aux critères de qualité de l'eau de surface (MDDEFP, 2013a). De plus, l'indice de qualité bactériologique et physicochimique de l'eau pour les rivières du Québec (IQBP), proposé par Hebert (1997), a été calculé pour chacun des ruisseaux ainsi que pour le lac. Cet indice sert à évaluer la qualité de l'eau en fonction des usages potentiels tels que la baignade, les activités nautiques, l'approvisionnement à de fins de consommation, la protection de la vie aquatique et la protection du milieu contre l'eutrophisation (Hébert *et al.*, 1997). Il fournit une interprétation abrégée sur la qualité de l'eau, plus simple à communiquer aux différents acteurs de l'eau.

L'IQBP classifie l'état général de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau en cinq catégories allant de A à E, A étant la meilleure qualité (voir tableau I-3 en annexe). Ces catégories sont définies à partir des descripteurs (variables) de qualité conventionnels, dont sept ont été analysés dans cette étude (PT, MES, CF, DBO_5, NH_3, NO_3, MES, SAT). L'IQBP a été estimé pour chaque ruisseau et pour le lac, au moyen de la procédure proposée par Hébert (1997). Ainsi, un sous-indice de qualité a été calculé pour les différents descripteurs évalués, en

utilisant la médiane des valeurs observées et les équations développées par cet auteur (tableau I-5 en annexe). Ensuite, ces sous-indices ont été comparés et l'IQBP déterminé en prenant la valeur minimale obtenue parmi les descripteurs. Cette valeur permet de classifier l'eau dans l'une des cinq catégories mentionnées ci-dessus. De plus, elle sert à évaluer la variable limitant le plein usage de l'eau. Dans le but de minimiser l'influence du nombre plus élevé d'échantillons prélevés en temps de pluie et des valeurs extrêmes qu'ils présentent, l'IQBP a été déterminé séparément pour le temps sec et le temps de pluie.

3.3 Modélisation hydrologique

Dans le cadre de ce projet de maîtrise, la modélisation vise à mieux comprendre l'importance relative des milieux agricole et urbain sur la problématique du lac Baie d'Or, par l'analyse des principales caractéristiques du bassin versant ainsi que par la simulation des débits associés aux tributaires du lac. Ces débits sont ensuite utilisés pour le calcul du bilan annuel de PT et de MES. Cette approche est particulièrement avantageuse dans le cas de cette étude, en raison de l'absence de données hydrométriques historiques.

Le modèle a été élaboré à l'aide du logiciel PCSWMM 2012 (Storm Water Management Model)[2]. Ce programme permet de simuler l'écoulement des eaux pluviales dans les milieux urbain et rural (James *et al.*, 2010). Depuis les années 1970, il a été amplement utilisé en Amérique du Nord et à travers le monde pour l'analyse de problèmes hydrologiques, hydrauliques et de qualité de l'eau (Singh & Frevert, 2006). Il inclut des outils permettant d'évaluer autant l'aspect quantitatif que qualitatif du ruissellement, soit pour des événements ponctuels ou des simulations continues (James *et al.*, 2010; Singh & Frevert, 2006). Dans cette étude, SWMM sera utilisé pour la simulation quantitative, soit la détermination de débits à partir des données pluviométriques. Le choix de ce modèle a été fait en considérant qu'il

[2]PCSWMM est un logiciel conçu par la compagnie Computational Hydraulics Inc. (CHI). Il est basé sur le modèle de calcul SWMM 5 (Rossman, 2004), développé par *l'United States Environnemental Protection Agency (US EPA)* en collaboration avec la firme de génie *Cam Dresser & McKee Inc*.

intègre les différents processus hydrologiques et hydrauliques (écoulement en conduite) nécessaires à la représentation d'un bassin versant modifié par les activités urbaines et agricoles, tel que celui du lac Baie d'Or. D'ailleurs, le modèle SWMM a été utilisé auparavant par certains auteurs pour la modélisation des zones rurales et non développés (par ex. Moynihan & Vasconcelos, 2014; Vidil, 2012).

Dans SWMM, le comportement de l'eau pluviale est représenté au moyen de quatre compartiments principaux qui interagissent entre eux (James *et al.*, 2010). 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. Puis, **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 le modèle de cette étude, 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 de 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 11 montre les principaux éléments constitutifs du modèle SWMM.

Tel que mentionné dans le « *Guide de gestion des eaux pluviales »* (MDDEFP & MAMROT, 2011), plusieurs étapes sont nécessaires pour l'élaboration d'un modèle de simulation hydrologique / hydraulique. La figure 12 résume 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 sur SWMM puis calé, c'est-à-dire que la valeur de certains paramètres a été ajustée pour bien représenter les processus ayant lieu sur le bassin versant. Une fois que l'ajustement du modèle a été jugé satisfaisant, les

simulations ont été réalisées au moyen des données pluviométriques. Les sections suivantes décrivent plus amplement chacune de ces étapes. Cependant, la méthodologie appliquée pour la compilation des données pluviométriques ainsi que des débits a déjà été discutée dans la section précédente.

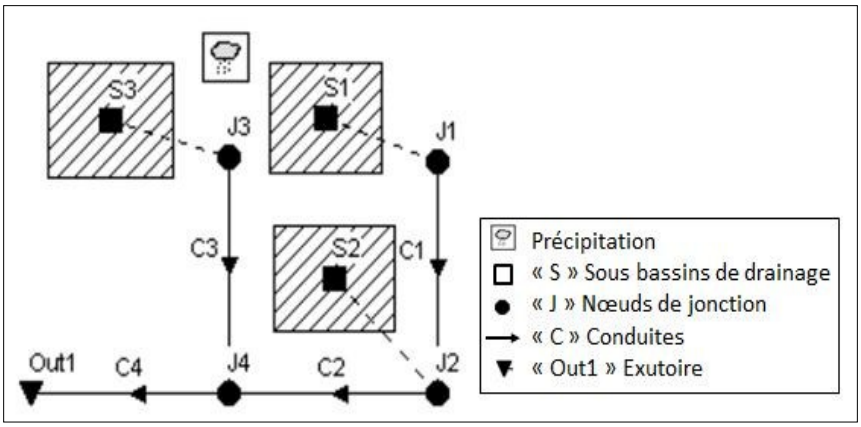


Figure 11 : Schéma représentatif des différents éléments constitutifs du modèle SWMM (adapté de James et al., 2010)

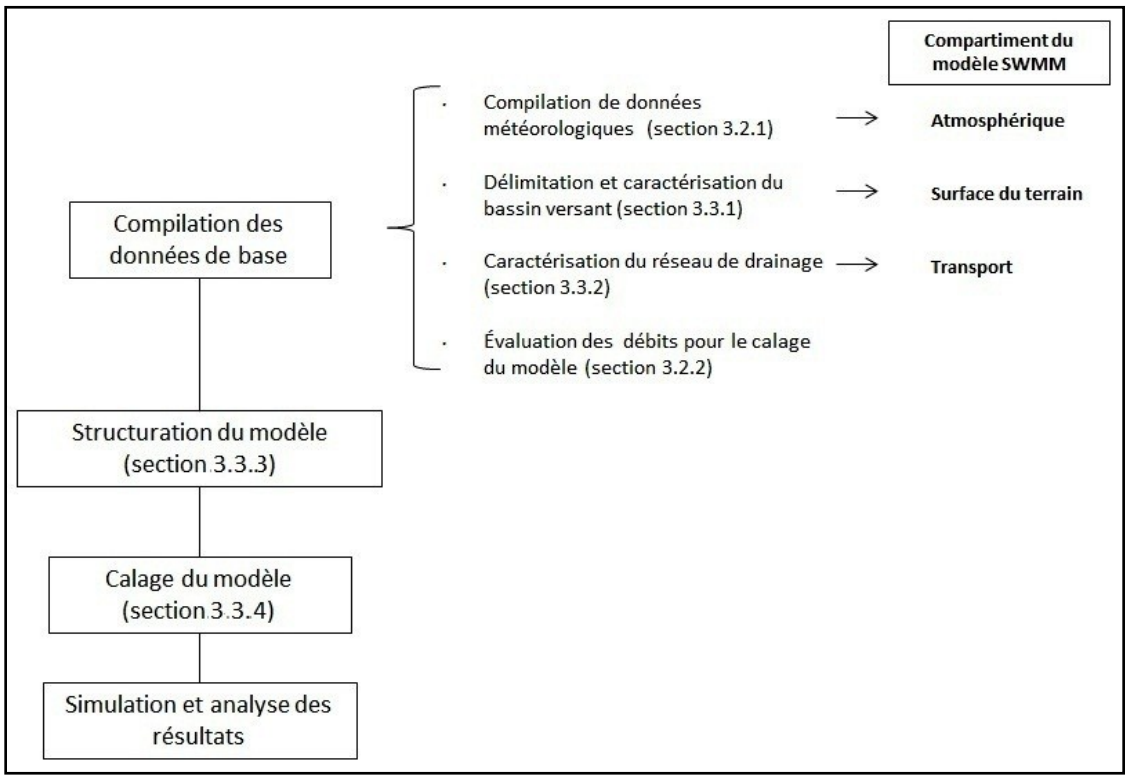


Figure 12 : Étapes de modélisation

3.3.1 Délimitation et caractérisation du bassin versant

Tel que mentionné précédemment, des limites du bassin versant ont été présentées par Écogénie (2009) et par la Ville de Lévis. Cependant, compte tenu des objectifs de cette étude, il était nécessaire de vérifier ces limites et 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 ArcMap 10.2.

La figure II-2 en annexe illustre de façon sommaire les principales étapes de modélisation des limites topographiques du bassin versant. Tout d'abord, un modèle numérique de terrain a été généré à partir des données LIDAR[3], permettant d'obtenir un bon niveau de détail topographique (précision verticale du LIDAR : 15 cm). Ce modèle numérique est une matrice dont chaque pixel 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 l'aide des orthophotos, en considérant la direction d'écoulement vers les nœuds du réseau pluvial.

[3] *LIDAR : Light Detection and Ranging, détection et télémétrie par laser (Johnson, 2009)*

Plusieurs étapes d'analyse et de traitement de données ont été nécessaires pour arriver à établir la connexion des différentes zones du bassin hydrographique. Une fois déterminées, les limites topographiques du bassin versant ont été ensuite intégrées au modèle du réseau pluvial pour finalement déterminer l'étendue du bassin hydrographique.

Caractérisation des sous-bassins **-** Les principales caractéristiques relatives à l'utilisation du territoire ont été renseignées à partir des données géomatiques disponibles. De plus, les 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 8). Plusieurs de ces paramètres, tels que la surface et la pente, ont été déterminés à partir des données géomatiques. En ce qui concerne le pourcentage d'imperméabilisation, il a été calculé sur ArcMap à l'aide des orthophotos fournies par la Ville de Lévis. Pour ce faire, deux types de surfaces imperméables ont été identifiées, soit celles connectées directement (SIDC, pour surfaces imperméables directement connectées) ou indirectement (SIIC, pour surface imperméables indirectement connectées) au réseau de transport des eaux pluviales (figure 13). Cette distinction est importante, car la réponse hydrologique de ces deux types de surface est différente (Abi Aad *et al.*, 2010; Vidil, 2012). En effet, la plupart du ruissellement provenant des SIIC (par ex. toitures drainées par des gouttières qui ne sont pas raccordées au drain de fondation) est acheminée premièrement vers des surfaces perméables avant d'atteindre le réseau de drainage (James *et al.*, 2010; Vidil, 2012). Donc, une partie de ce ruissellement peut s'infiltrer dans ces surfaces perméables. Au contraire, le ruissellement provenant des SIDC telles que les routes, les trottoirs et les toits drainés par des gouttières raccordées à un drain de fondation (MDDEFP & MAMROT, 2011) est acheminé directement vers le réseau de drainage, produisant ainsi une réponse hydrologique plus rapide et importante (Abi Aad *et al.*, 2010). Comme mentionné plus haut, les surfaces imperméables du bassin versant ont été vectorisées à partir des orthophotos. De plus, les visites de terrain ont permis de déterminer que la plupart des toits des maisons sont dotés d'un système de gouttières non raccordé, constituant ainsi des SIIC. Toutefois, il est difficile d'établir le pourcentage de ces surfaces qui sont dirigées vers de zones perméables. C'est pourquoi un facteur multiplicatif a été appliqué aux SIIC, en posant l'hypothèse que 75 % de l'écoulement de

ces dernières serait drainé vers de surfaces perméables (gazon, allées non pavées, etc.). La valeur ainsi obtenue pour chaque sous bassin-versant a été intégrée aux paramètres du modèle SWMM.

D'autres paramètres de modélisation ont été définis, dans un premier temps, à partir des valeurs de référence retrouvées dans la littérature (tableau 8). Ensuite, ils ont été ajustés lors du calage du modèle hydrologique.

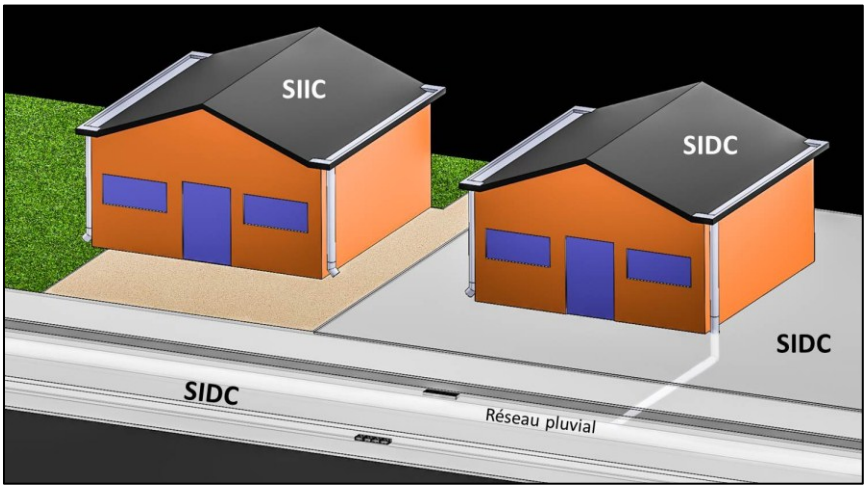


Figure 13 : Types de surfaces imperméables directement connectées (SIDC) et indirectement connectées (SIIC) au réseau de drainage

Tableau 8 : Liste des paramètres de modélisation requis pour les sous-bassins de drainage

Paramètre	Source
– Surface – Largeur[a] – Pente moyenne – Pourcentage de surface imperméable sur le bassin versant. – Pourcentage de SIIC	Données géomatiques
– Coefficient de Manning-Strickler (surfaces perméables et imperméables) [1] – Rétention d'eau en surface (surfaces perméables et imperméables) [1] – Taux d'infiltration min. et max. [1] – Constante de décroissance du taux d'infiltration[1] – Durée d'assèchement du sol[1]	Valeurs de référence retrouvées dans le « *Guide de gestion des eaux pluviales* » (MDDEFP & MAMROT, 2011) et dans le « *Guide de l'utilisateur de PCSWMM* » (James *et al.*, 2010).

[a]Paramètres ajustés lors du calage du modèle

3.3.2 Caractérisation du réseau pluvial

Bien qu'un modèle initial du réseau pluvial ait été fourni par la Ville de Lévis, il n'était pas suffisamment détaillé pour les besoins du projet. Par exemple, les caractéristiques de certains regards et conduites étaient absentes. Des renseignements supplémentaires ont été obtenus grâce à la consultation des 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. Le tableau 9 donne la liste des différents paramètres du réseau de drainage qui ont été renseignés. 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 ainsi que celle des ruisseaux a été définie sur SWMM à l'aide de l'outil «*Transect* », qui permet d'établir la forme moyenne des canaux naturels à partir du MNE (figure 14).

Tableau 9 : 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

Figure 14 : Détermination de la forme moyenne des canaux naturels sur SWMM à partir du modèle numérique d'élévation; exemple d'une section de la branche 10 (conduite 14)

3.3.3 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 (par ex. l'infiltration). Le tableau 10 liste les principaux choix de modélisation.

Tableau 10 : Principales options de simulations utilisées dans la modélisation

Option de simulation	**Paramètre choisi**	**Description** (Telliez, 2010)
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.
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)

3.3.4 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 avec les valeurs observées (MDDEFP & MAMROT, 2011; Moriasi *et al.*, 2007). Il permet aussi de compenser pour les possibles défaillances mineures du modèle (MDDEFP & MAMROT, 2011). 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 (MDDEFP & MAMROT, 2011; Moriasi *et al.*, 2007).

Le calage du modèle du bassin versant 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. Le processus a été effectué en débutant par la branche 18, suivie 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 par temps sec. 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 (tableau 8). 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 émettant l'hypothèse que les propriétés du sol sont semblables d'un secteur à l'autre.

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 statistiques, suggérés par Moriasi et al. (2007). Ceux-ci incluent le coefficient de corrélation de Pearson (R), le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash & Sutcliffe, 1970), le pourcentage de biais (PBIAS) et le ratio entre la racine carrée de l'erreur et l'écart-type des observations (RSR). 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 (Beaudin *et al.*, 2006; Servat & Dezetter, 1991), avec une gamme de valeurs allant de -∞ à 1 (valeur optimale). Moriasi et al. (2007) mentionnent que des valeurs supérieures à 0,5 seraient satisfaisantes pour la simulation de débits mensuels. Un critère de 0 indique que les prédictions du modèle sont aussi précises que le fait d'utiliser la moyenne des valeurs observées alors qu'un critère de 1 correspond à une concordance parfaite entre le modèle et les observations. D'autre part, le PBIAS estime la tendance du modèle à surestimer ou à sous-estimer les débits mesurés.

Les formules de calcul pour les critères numériques énoncés ci-haut ainsi que les valeurs de performance suggérées par Moriasi et al. (2007) sont présentées au tableau 11. Toutefois, il faut 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 plus court est utilisé dans la présente étude. À cet effet, bien que les simulations aient été réalisées avec un pas de temps de 15 minutes, nous avons choisi de présenter seulement les résultats au pas de temps journalier, dont la variabilité temporelle est plus simple à reproduire. Cette façon de faire est justifiable car les débits simulés par le modèle servent à

déterminer l'apport relatif des milieux agricole et urbain sur les charges en MES et en PT arrivant au lac à l'échelle saisonnière, ce qui peut être réalisé à partir des données de débit journalier. En effet, les méthodes de calcul de la charge qui ont été retenues sont basées sur la moyenne journalière du débit, tel que décrit à la section 4.3.

Finalement, une fois le modèle calé, il a été utilisé pour générer des séries temporelles de débit moyen journalier pour les années 2009 à 2012, à partir des données pluviométriques. Ces débits ont ensuite servi à l'estimation du bilan hydrique ainsi que des charges en PT et en MES pour ces années.

Tableau 11 : Formules de calcul et valeurs de référence des critères utilisés pour évaluer la performance du modèle (Moriasi et al., 2007)

Critère	Équation		Valeurs de performance recommandées[1]	
Coefficient de corrélation de Pearson	$R = \frac{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs} - \overline{Q^{obs}})(Q_i^{sim} - \overline{Q^{sim}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(Q_i^{obs} - \overline{Q^{obs}}\right)^2 \sum_{i=1}^{n}\left(Q_i^{sim} - \overline{Q^{sim}}\right)^2}}$	[3-4]	-	-
Coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe	$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs} - \overline{Q^{obs}})^2}\right]$	[3-5]	Très bonne Bonne Satisfaisante Insatisfaisante	0,75 < NSE ≤ 1 0,65 < NSE ≤ 0,75 0,50 < NSE ≤ 0,65 NSE ≤ 0,5
Pourcentage de biais	$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(Q_i^{obs} - Q_i^{sim}\right) \times 100}{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs})}\right]$	[3-6]	Très bonne Bonne Satisfaisante Insatisfaisante	|PBIAS| < 15 15 < |PBIAS| < 30 30 < |PBIAS| < 55 |PBIAS| ≥ 55
Ratio entre la racine carrée de l'erreur et l'écart-type des observations	$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(Q_i^{obs} - Q_i^{sim}\right)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(Q_i^{obs} - \overline{Q^{obs}})^2}}$	[3-7]	Très bonne Bonne Satisfaisante Insatisfaisante	0,00 < RSR ≤ 0,50 0,50 < RSR ≤ 0,60 0,60 < RSR ≤ 0,70 RSR > 0,70

[1]Valeurs recommandées pour des simulations avec un pas de temps mensuel; (Q_i^{obs}) Débit observé; $(\overline{Q^{obs}})$ moyenne de l'ensemble des débits observés; (Q_i^{sim}) Débit simulé; $(\overline{Q^{sim}})$ moyenne de l'ensemble de débits simulés. Les débits simulés et observés correspondent à la valeur moyenne journalière

3.3.5 Calcul des charges

L'analyse de l'eau prélevée dans les tributaires du lac Baie d'Or permet de déterminer la qualité de l'eau de ces cours d'eau. Toutefois, ces données ne sont pas suffisantes pour établir l'importance relative des milieux agricole et urbain sur l'eutrophisation du lac. C'est pourquoi la charge en PT et en MES associée à ces tributaires a été estimée. Bien que d'autres variables de qualité aient aussi été mesurées, seuls le PT et les MES ont été retenus pour le calcul de la charge, en raison de leur rôle principal dans la dégradation du milieu aquatique. D'ailleurs, en plus de servir à déterminer l'origine des principales sources d'eutrophisation, la charge en PT sera comparée à la capacité de support théorique du lac (voir section 3.4.5). Cela permettra de mieux comprendre la problématique d'enrichissement de ce plan d'eau et d'évaluer l'impact potentiel des mesures d'intervention envisagées par la Ville de Lévis.

Description générale des méthodes d'estimation de la charge **-** La charge peut être définie comme la masse de polluant transitant en un point pendant une période de temps donnée (MDDEFP & MAMROT, 2011; Meals *et al.*, 2013). Le taux d'entrée d'un polluant (ou charge instantanée) peut être estimé par le produit du débit (Q) et de la concentration de ce polluant (C) (équation 3-8).

Toutefois, les taux d'entrée ne sont pas constants dans le temps. Au contraire, ils présentent une variabilité temporelle importante et sont fortement affectés par les événements pluviométriques (MDDEFP & MAMROT, 2011; Meals *et al.*, 2013). Cette variabilité est difficile à estimer lorsque le nombre de données relatives à la concentration et au débit sont limitées, ce qui est un problème fréquent dans la plupart de ce type d'études. En effet, bien que le débit puisse être déterminé à une fréquence élevée (par ex. horaire, journalière ou même encore plus fréquemment), la concentration des polluants est difficilement mesurable en continu. Ainsi, plusieurs méthodes pour l'estimation de la charge d'un polluant à partir de mesures ponctuelles de concentrations ont été proposées par différents chercheurs. Quilbé et al. (2006) classifient ces méthodes en trois catégories, soit la régression linéaire, l'estimation au moyen d'un ratio (ratio de Beale) et les méthodes d'intégration numérique ou estimateurs de la moyenne (Quilbé *et al.*, 2006). Dans cette étude, six de ces méthodes ont été appliquées et

comparées (ici nommées M1 à M6). L'incertitude associée à ces méthodes sera discutée plus en détails dans la section des résultats. Le tableau 12 présente les formules de calcul de chacune des méthodes d'estimation de la charge utilisées dans cette étude.

$$\boldsymbol{L = \int_{t_1}^{t_2} Q(t) \times C\,(t) dt} \qquad [3\text{-}8]$$

$L : Charge\ transitant\ dans\ un\ point\ donné\ durant\ l'intervalle\ de\ temps\ t_1$ à $t_2\ (mg)$

$Q(t) : Débit\ au\ temps\ t\ (m^3 s^{-1})$

$C(t) : Concentration\ du\ polluant\ au\ temps\ t\ (mg\ m^{-3})$

Tel que montré au tableau 12, les procédures M1 à M4 utilisent la moyenne des concentrations, des débits ou des charges journalières mesurées pour établir la charge totale sur une période de temps (Quilbé *et al.*, 2006). Cependant, le mode de pondération des données est différent. La méthode M1 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. La méthode M2 utilise aussi la moyenne des concentrations mesurées, mais elle emploie la moyenne de tous les débits mesurés pendant la période d'étude. Par ailleurs, dans la méthode M3, la charge journalière est premièrement calculée pour chaque jour où les deux variables ont été jaugées. Ensuite, la charge annuelle est estimée par le produit de la charge moyenne et du nombre de jours de la période d'étude. Finalement, la méthode M4 pondère la charge journalière (estimée par la procédure M3) par la moyenne de l'ensemble de débits mesurés pendant la période d'étude. La fiabilité des charges estimées par ces méthodes est très variable en fonction des caractéristiques des données. Walling et Webb (1985) mentionnent que cette fiabilité est influencée par le nombre de données disponibles et par la représentativité de la moyenne.

D'autre part, la méthode d'estimation à l'aide d'un ratio, M5 (ratio de Beale), développée par Beale en 1962 (Dolan *et al.*, 1981), assume qu'il existe une relation linéaire entre la concentration et le débit (Meals *et al.*, 2013). La charge annuelle est calculée premièrement à partir de l'équation employée dans la méthode M4. Ensuite, elle est ajustée au moyen d'un

ratio qui considère la covariance entre la charge et le débit (Quilbé *et al.*, 2006). Cette méthode est amplement utilisée, notamment lorsque des séries de mesures de débits en continu sont disponibles mais que les mesures de concentration sont limitées (Dolan *et al.*, 1981; Quilbé *et al.*, 2006). Finalement, la méthode par régression, M6, est basée sur la détermination de la relation entre la concentration et le débit à partir des valeurs mesurées. Cette relation est ensuite utilisée pour estimer une valeur de concentration pour chaque mesure de débit jaugée. Puis, ces concentrations sont utilisées pour déterminer la charge totale par la somme des charges instantanées sur une période de temps donnée (Meals *et al.*, 2013; Quilbé *et al.*, 2006). Cette méthode présente l'avantage de ne pas requérir un grand nombre de données. Toutefois, la fiabilité des prédictions dépend de la corrélation entre le débit et la concentration (Quilbé *et al.*, 2006), ce qui peut limiter son application.

Estimation de la charge en PT et en MES pour les tributaires du lac **-** La charge annuelle de PT et de MES arrivant au lac a été estimée par les méthodes M1 à M6, à partir des concentrations et des débits moyens journaliers observés (pour 2013) et simulés (pour 2009 à 2013) aux trois stations de mesure (les deux ruisseaux et l'amont du lac) ainsi que des débits estimés pour le réseau pluvial. Cette charge est calculée pour la période estivale, soit du 1er juin au 31 octobre. Les mois d'avril et mai n'ont pas été inclus dans le calcul en raison du nombre limité de mesures de débits et de concentrations effectuées pendant cette période, ne permettant 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.

Tableau 12 : Méthodes d'estimation de la charge

	Catégorie	Formule de calcul (Quilbé *et al.*, 2006)	
M1	Intégration numérique	$L = \bar{C} * \bar{q} * n$	[3-9]
M2	Intégration numérique	$L = \bar{C} * \bar{Q} * n$	[3-10]
M3	Intégration numérique	$L = \overline{C * q} * n$	[3-11]
M4	Intégration numérique	$L = \overline{C * q} * \frac{\bar{Q}}{\bar{q}} * n$	[3-12]
M5	Estimation au moyen d'un ratio (ratio de Beale)	$L = \overline{C * q} * \frac{\bar{Q}}{\bar{q}} * n * \left(\frac{1 + \frac{1}{n_d} * \frac{s_{CQ}}{\bar{C} * \bar{q} * \bar{q}}}{1 + \frac{1}{n_d} * \frac{s_{Q^2}}{\bar{q}^2}} \right)$ où $s_{CQ} = \frac{1}{n_d} \left(\sum_{i=1}^{n} C * q - (n_d * \bar{q} * \overline{C * q}) \right)$ $s_{Q^2} = \frac{1}{n_{d-1}} \left(\sum_{i=1}^{n} q^2 - n_d * \bar{q}^2 \right)$	[3-13]
M6	Régression	$C = f(Q_j)$ (Équation de régression) $L = \sum_{j=1}^{n} C_j \times Q_j$	[3-14]

L : *Charge annuelle* $(mg\ an^{-1})$;
C : *Concentration mesurée* $(mg\ m^{-3})$;
Q_j : *Débit instantané* $(m^3 s^{-1})$;
n : *Nombre de jours de la période à évaluer*;
q : *Débit mesuré en même temps que la concentration* $(m^3 s^{-1})$;
n_d : *Nombre de jours où la concentration et le débit ont été mesurés*;
$\bar{Q}$: *Moyenne de l'ensemble de débits mesurés pendant la période* $(m^3 s^{-1})$;
$\bar{q}$: *Moyenne de l'ensemblede débits mesurés en meme temps que la concentration* $(m^3 s^{-1})$.

3.4 Portrait limnologique du lac Baie d'Or

Tel que mentionné auparavant, il existe très peu de données relatives à la qualité de l'eau du lac Baie d'Or. Les données disponibles proviennent d'une seule campagne d'échantillonnage réalisée par Les Laboratoires Shermont (2010) en juillet 2010 et ne permettent pas de poser un diagnostic clair sur l'état d'eutrophisation du lac Baie d'Or. Ainsi, une évaluation limnologique plus détaillée, basée sur les principales caractéristiques physicochimiques, biologiques et morphométriques de ce plan d'eau, était nécessaire. Les sections suivantes décrivent les méthodes appliquées pour établir le profil limnologique du lac et pour déterminer les caractéristiques inhérentes à ce plan d'eau pouvant agir sur son eutrophisation. Ces méthodes sont divisées en quatre sections portant sur la qualité de l'eau et des sédiments, la prolifération des producteurs primaires, les caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac, et l'approche utilisée pour estimer la capacité de support du lac.

Les travaux de terrain ont été réalisés pendant l'été 2013. Les prélèvements d'eau et de sédiments ont été effectués à trois stations situées à l'entrée (A), au centre (B) et près de l'exutoire (C) du lac, tel qu'illustré à la figure 15.

Figure 15 : Les stations d'échantillonnage sur le Lac Baie d'Or

3.4.1 Qualité de l'eau

Les propriétés physicochimiques de l'eau sont à la base de l'équilibre des différents processus du milieu aquatique (Lapalme, 2006). Une connaissance de ces propriétés est fondamentale pour évaluer la qualité de l'eau et l'état trophique d'un écosystème. Ainsi, afin de mieux comprendre les processus se produisant dans le lac Baie d'Or, des mesures de température, d'oxygène dissous, de transparence, et de pH ont été effectuées sur le lac, et les concentrations en PT, SRP, azote total (NT), MES, MVES et chlorophylle-*a* (Chl-*a*) et ont été analysées au laboratoire de l'INRS sur les échantillons d'eau prélevés dans la colonne d'eau (voir tableau I-1 en annexe pour une description détaillée des méthodes analytiques employées). De plus, dans le but d'évaluer la qualité bactériologique de l'eau du lac, des analyses de DBO_5 et de CF ont été réalisées sur quelques échantillons.

Les données de température ont été recueillies à toutes les 10 minutes de juin à octobre 2013 grâce à l'installation d'une chaine de cinq thermographes ancrée sur une bouée au centre du lac (station B). Les thermographes étaient fixés aux profondeurs suivantes: 10, 35, 60, 85 et 110 cm. De plus, 24 profils de température et d'oxygène dissous ont été effectués au cours de la saison d'échantillonnage, dont neuf à la station B, huit à la station C et sept à la station A. Ces profils ont été réalisés à l'aide d'une sonde YSI Pro ODO (Professional Optical Dissolved Oxygen d'YSI Inc.). Finalement, la transparence a été évaluée au moyen d'un disque de Secchi (diamètre : 20 cm), en prenant la moyenne de trois mesures consécutives.

Trois campagnes d'échantillonnage des variables chimiques et bactériologiques ont été effectuées en juin, août et septembre 2013. Des prélèvements d'eau en surface ont été réalisés aux trois stations d'échantillonnage (figure 15). Des échantillons d'eau près du fond (110 cm) ont aussi été collectés à l'aide d'une bouteille Van Dorn aux stations B et C. Les analyses de PT, SRP, NT, MES, MVES, et Chl-*a* ont été effectuées sur tous les échantillons (surface et fond). D'autre part, afin d'évaluer le potentiel de relargage du P contenu dans les sédiments, un profil de SRP a été effectué à la station B. Pour ce faire, quatre échantillons d'eau ont été prélevés à des intervalles d'environ 25 cm à partir de la surface jusqu'au fond (110 cm). Des prélèvements additionnels pour l'analyse de la DBO_5 et des CF ont été récoltés lors de l'échantillonnage du 21

août. Ces analyses ont été réalisées par le laboratoire *Environex*. Tous les échantillons ont été récoltés (dans les même types de récipients décrits à la section 3.2.3) et conservés au froid dès leur prélèvement et jusqu'à leur traitement au laboratoire, suivant les protocoles décrits au tableau II-2 en annexe.

3.4.2 Caractéristiques des sédiments

Bien que la quantification de la charge interne en P ne fasse pas partie des objectifs de ce projet, le rôle des sédiments dans la qualité de l'eau doit être considéré. Ainsi, pour obtenir un aperçu du potentiel de remobilisation du P contenu dans les sédiments, trois variables ont été considérées, soient la concentration en oxygène, la variation verticale de la concentration en SRP dans l'eau (section 3.4.1), et le ratio Fe/PT dans les sédiments. Pour déterminer ce ratio, des analyses du contenu en P et en Fe ont été effectuées sur les sédiments.

D'autres métaux (Al, As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn et Ni) ont été aussi analysés aux laboratoires de l'INRS afin d'évaluer la présence de polluants métalliques à des niveaux pouvant représenter un risque pour le milieu aquatique. Ce type d'analyse avait été effectué plus en détail par Les Laboratoires Shermont, et ils ont été repris ici pour fin de comparaison. Compte tenu que le dragage des sédiments est l'une des interventions envisagées par la Ville de Lévis, ces données permettront d'évaluer si des restrictions pour la disposition des sédiments excavés seraient applicables du point de vue des métaux. Finalement, une caractérisation de la granulométrie des sédiments a aussi été réalisée.

La méthode de prélèvement des sédiments a été inspirée du « *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime* » (Environnement Canada, 2002). Des échantillons ponctuels ont été prélevés le 30 juillet 2013 aux trois mêmes stations (A, B, C) à l'aide d'un carottier à gravité ouvert doté d'un tube d'échantillonnage en polyéthylène. Les tubes ont été prétraités à l'acide chlorhydrique 10 % et rincés à l'eau milli-Q avant leur utilisation. À chaque station, deux carottes de sédiments ont été prélevées afin d'obtenir un volume suffisant, et les horizons de 0 à 5 cm et de 5 à 10 cm ont été sous-échantillonnés, puis gardés à 4°C dans l'obscurité jusqu'à leur traitement. Au total, sept

échantillons ont été analysés, soit deux horizons par station plus un duplicata. Les méthodes d'analyse employées sont données au tableau 13.

Tableau 13 : Méthodes d'analyse des sédiments

Type d'analyse	Prétraitement et conservation	Méthode
PT et métaux	Congélation, lyophilisation et broyage	Digestion totale à l'acide sur plaque chauffante avec HNO_3, $HClO_4$ et HF. Analyse par ICP-AES Varian AX (méthode 200.7; US EPA, 1983)
Granulométrie	Séchage d'un échantillon de poids connu à 105°C ± 5°C pendant une nuit. Refroidissement pendant 4h.	Méthode par tamis (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2010) : Les sédiments pré-pesés ont été séparés à l'aide d'une série de tamis allant de 63 µm jusqu'à 8 mm. Le poids de chaque fraction a été mesuré, classifiant ainsi la taille des particules en huit catégories. Le pourcentage de chaque fraction par rapport au poids total est ainsi déterminé.

3.4.3 Producteurs primaires : phytoplancton et macrophytes

Un des principaux signes d'eutrophisation d'un lac est la prolifération excessive du phytoplancton et des plantes aquatiques. Bien que ces organismes jouent un rôle essentiel dans les lacs, leur développement excessif est fréquemment associé à un déséquilibre de l'écosystème. Pour le lac Baie d'Or, des fleurs d'eau d'algues ont été signalées dans les dernières années. De plus, des travaux de faucardage ont été effectués dans le passé pour enlever les plantes aquatiques qui colonisaient le lac en excès. Pourtant, aucune information relative aux espèces présentes ni à leur densité n'est disponible. C'est pourquoi une caractérisation de ces producteurs primaires était indispensable dans le cadre de cette étude, tout en gardant en tête que les espèces observées en 2013 pouvaient être différentes que celles ayant dominé l'écosystème dans les années précédentes.

Les espèces phytoplanctoniques présentes au lac Baie d'Or ont été caractérisées de façon semi-quantitative. Quatre prélèvements d'eau ont été réalisés en juin, juillet, août et septembre 2013. Un filet à plancton (maille de 10 µm) a été traîné en surface sur une distance d'environ

50 m. Les échantillons étaient conservés à 4 °C à l'obscurité jusqu'à leur identification, dans les 24 h suivant le prélèvement. Ils ont été examinés au microscope inverse (Axiovert, Zeiss) pour déterminer les espèces présentes ainsi que leur abondance relative.

Quant aux plantes aquatiques, une méthode de caractérisation semi-quantitative a été appliquée, inspirée du protocole décrit par l'APEL (2012) et du « *Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada* » (CCME, 2011). Le but de cette caractérisation était de répertorier de manière sommaire les espèces présentes ainsi que le pourcentage de recouvrement du lac. La campagne de terrain a été effectuée le 27 août 2013 à partir d'une embarcation.

Pour des fins pratiques, l'aire d'étude près des rives a été divisée en cinq zones (figure 16). Compte tenu de la faible profondeur du lac, une vérification de la présence des macrophytes dans la zone pélagique a aussi été réalisée (points d'échantillonnage 19, 20 et 21 à la figure 16). Sur chacune des zones, une inspection visuelle en surface était effectuée afin de répertorier la présence de plantes flottantes et émergentes. Ensuite, des observations et des prélèvements sous la surface de l'eau étaient faits aux points indiqués à la figure 16 à l'aide d'un aquascope et d'un râteau. L'identification des principales espèces était réalisée par la consultation des fiches d'identification des plantes aquatiques de l'APEL et des livres d'identification de la flore (Frère Marie *et al.*, 1935; Groupe Fleurbec, 1987; Sokolyk & Boudreau, 2009).

La surface moyenne des herbiers aquatiques a été utilisée pour le calcul du pourcentage de recouvrement, estimé pour la surface totale du lac ainsi que pour chacune des zones. Des mesures de turbidité, de pH, d'oxygène dissous et de température ont été relevées sur cinq points.

3.4.4 Caractérisation morphométrique et hydrologique du lac

Les principales caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac ont été déterminées à partir de la bathymétrie et des données géomatiques fournis par la Ville de Lévis ainsi que des mesures de débits et de niveaux d'eau effectuées en 2013 (section 3.2.2). 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 14.

Figure 16 : Zones d'étude et points d'échantillonnage des plantes aquatiques

Tableau 14 : Mode de calcul des principales caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac Baie d'Or

Paramètre		Mode de calcul	
Q_{lac}	Débit moyen à l'exutoire du lac	Moyenne des débits mesurés pendant la période estivale	
A_{lac}	Aire du lac	Données géomatiques	
V	Volume du lac	Bathymétrie + données géomatiques	
ρ	Taux de renouvellement	$\rho = Q_{LAC} \times V^{-1}$	[3-15]
τ_w	Temps de rétention	$\tau_w = V \times {Q_{LAC}}^{-1}$	[3-16]
z	Profondeur moyenne	$z = V \times A^{-1}$	[3-17]

3.4.5 Capacité de support

Afin d'évaluer l'impact potentiel de différentes options d'aménagement sur la restauration du lac, il est nécessaire d'établir sa *capacité de support.* 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, 2007). Elle peut être exprimée en termes d'apport en P qu'un lac peut tolérer tout en maintenant la concentration en PT de l'eau à des niveaux limitants l'eutrophisation. Cette capacité dépend notamment des caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac ainsi que de son bassin versant.

Lorsqu'on s'intéresse à la restauration d'un écosystème aquatique, la connaissance de cette capacité de support peut aider à mieux définir les objectifs d'intervention visant à ralentir le processus d'eutrophisation. Dans le cadre de ce projet, le modèle empirique proposé par (Vollenweider, 1976) a été employé pour estimer la charge en PT qui permettrait d'amener le lac à un niveau trophique plus bas. Ce modèle est basé sur la relation entre la concentration en P dans l'eau du lac et la charge externe arrivant au lac, tout en tenant compte du taux de renouvellement et d'un coefficient de rétention, tel que décrit par l'équation 3-18. En utilisant la concentration de PT souhaitable pour contrôler l'eutrophisation, il est possible d'établir de façon théorique la charge maximale que le lac devrait recevoir. Les concentrations maximales de PT pour les niveaux oligotrophe (10 mg m^{-3}), mésotrophe (30 mg m^{-3}) et eutrophe (50 mg m^{-3}) (tableau 2) ont été utilisées. Les valeurs pour le niveau oligotrophe seront uniquement présentées à titre de référence, car une telle amélioration n'est pas réaliste dans le cas du lac Baie d'Or.

$$\boldsymbol{L_{PT} = \frac{[\overline{PT}]\,\bar{z}\,\rho}{1 - R_{PT}}} \qquad \textbf{[3-18]}$$

L_{PT} : $Charge\ en\ phosphore\ (mg\ m^{-2}\ an^{-1})$;

$[\overline{PT}]$: $Concentration\ moyenne\ en\ phosphore\ dans\ le\ lac\ (mg\ m^{-3})$;

ρ : $Taux\ de\ renouvellement\ (an^{-1})$;

$\bar{z}$: $Profondeur\ moyenne\ du\ lac\ (m)$;

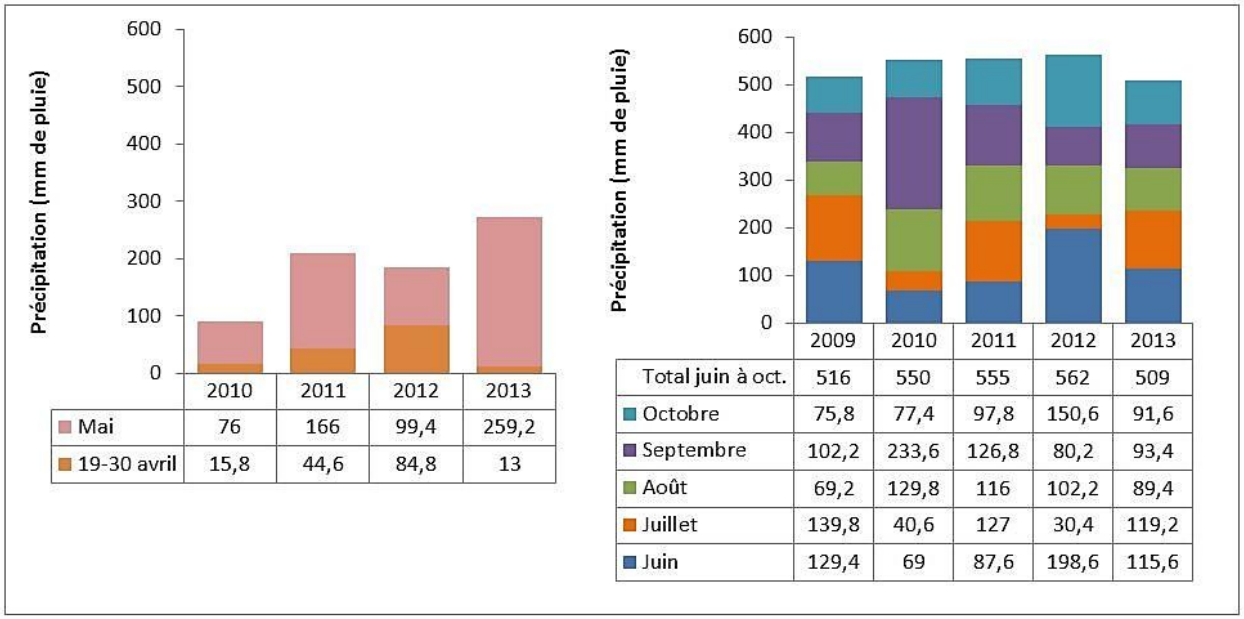
R_{PT} : $Coefficient\ de\ retention\ du\ P = 1/(1+\rho^{0,5})$

CHAPITRE 4 : RÉSULTATS ET ANALYSE

4.1 Les sources externes de pollution du lac Baie d'Or

4.1.1 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 17. 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 17 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 (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 17 : Données pluviométriques de 2009 à 2013 (source des données : MDDEFP)

4.1.2 Débits et bilan hydrique pour l'année 2013

Relation hauteur/débit **-** La figure 18 illustre les débits mesurés en amont du lac, en fonction du niveau d'eau jaugé au même moment (les débits mesurés aux branches 10 et 18 sont présentés à l'annexe IV). 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 de types 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 (*h*) et le débit (*Q*). Ces deux expressions mathématiques, définies par les équations 4-1 et 4-2, sont couramment utilisées pour représenter de manière simplifiée cette relation (Jaccon, 1986). Dans tous les cas, la courbe « polynomiale » (en gris pointillé) représente le mieux les valeurs de débit mesurées pour des niveaux d'eau moyens et élevés (définis indépendamment pour chaque station). Pour sa part, la courbe « puissance » (en noir) montre les plus faibles écarts entre les débits mesurés et estimés pour les basses eaux. Ainsi, tel que présenté à la figure 18, 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. La fonction puissance (équation 4-1) est donc utilisée pour les faibles niveaux d'eau, tandis que la fonction polynomiale (équation 4-2) est appliquée pour les niveaux moyens à hauts.

$$\boldsymbol{Q = a(h - h_0)^{\beta}} \qquad \textbf{[4-1]}$$

$$\boldsymbol{Q = a_0 + a_1 h + a_2 h^2} \qquad \textbf{[4-2]}$$

Où,

$Q : Débit$;

$(h - h_0) : Profondeur$;

$h : Hauteur\ d'eau\ mesurée$;

$h_0 : Hauteur\ de\ la\ jauge\ par\ rapport\ au\ datum\ (ou\ niveau\ de\ débit\ zero)$;

$\beta, a, a_0, a_1, et\ a_2 : Coefficients\ dérivés\ de\ la\ rélation\ hauteur - débit\ pour\ une\ station\ donnée.$

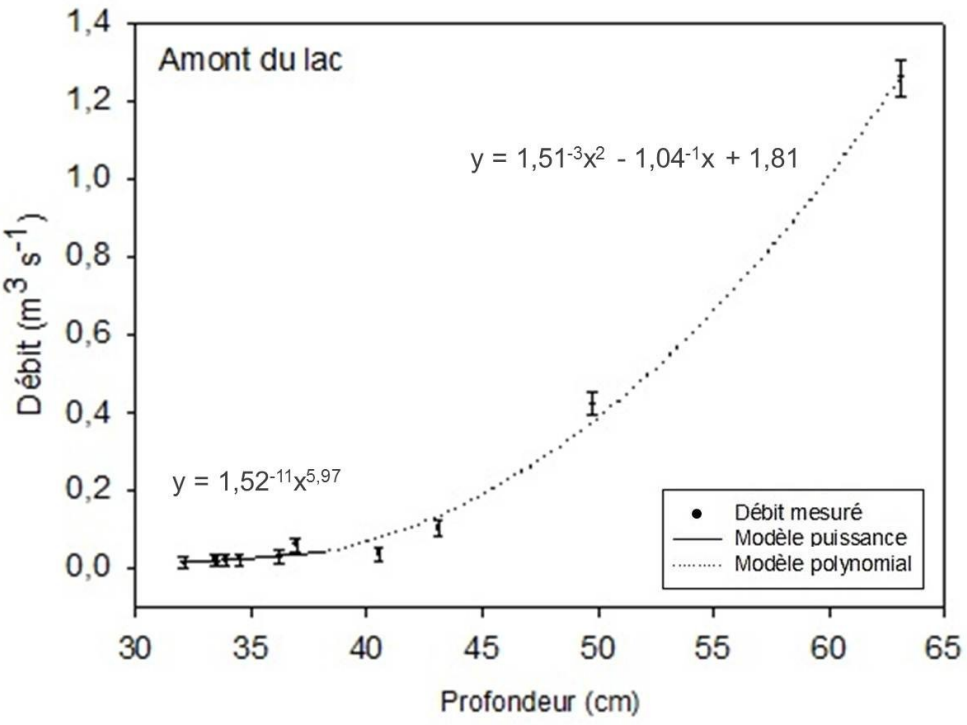


Figure 18 : Tracé de la relation hauteur – débit pour la station 1 en amont du lac

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 des valeurs mesurées. Même si cette hypothèse ne tient pas compte des changements possibles dans l'écoulement aux niveaux d'eau extrêmes, il s'agit de la seule approche possible, compte tenu des données disponibles. Tel que montré au tableau 15, pendant la période estivale 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 pourrait y avoir une plus grande incertitude associée à l'estimation de ces débits.

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 IV-2 en annexe). Ainsi, bien que plusieurs campagnes de terrain aient été effectuées, il n'a pas toujours été possible 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, 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^3s^{-1} (correspondant à une profondeur moyenne de 66 cm) a été utilisée pour déterminer le temps de résidence du lac. Cela en faisant l'hypothèse que cette moyenne est représentative du débit à l'exutoire pendant la période d'étude.

Calcul des débits pour l'année 2013 **-** Les valeurs de débit aux 15 min ont été déterminées pour les trois stations de mesure à partir des hauteurs d'eau mesurées et des courbes de tarage établies pour chaque station. Ensuite, ces valeurs ont été utilisées pour le calcul du débit provenant du réseau pluvial par soustraction. Certains des débits provenant des ruisseaux dépassaient la valeur mesurée en amont du lac, résultant en des débits nuls, ou même négatifs, pour le réseau pluvial. Dans ce cas, les débits du réseau pluvial ont été considérés nuls. Cette situation a été observée particulièrement en octobre ainsi que pendant la décrue suivant certains événements de pluie (figure IV-3 en annexe). Ceci signifie que 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 problématique pourrait aussi indiquer une relation hauteur - débit non univoque pour une ou plusieurs des stations de jaugeage. C'est-à-dire, que plus d'une valeur de débit pourrait être observée pour une même hauteur d'eau. Ceci pourrait être causé par des variations dans l'écoulement en période de crue et de décrue (Jaccon, 1986), qui n'auraient pas été saisies avec les mesures de débit effectuées. Concernant le mois d'octobre, ces valeurs négatives pour le réseau pluvial pourraient suggérer de possibles problèmes techniques au niveau des stations de mesure. Toutefois, lors des vérifications de terrain effectuées en octobre, aucune situation anormale n'a été remarquée, et l'analyse des données

de hauteur d'eau enregistrées n'a pas permis de valider cette hypothèse. Ainsi, dû à l'absence de mesures directes de débit dans le réseau pluvial, il est difficile d'établir la cause réelle de cette situation. Malgré cela, la fréquence et la magnitude de ces débits négatifs est relativement faible avec une moyenne de -0,02 $m^3 s^{-1}$ (écart-type : 0,01). À de fins de calcul ces valeurs ont été considérées égales à zéro, ce qui signifie qu'il pourrait y avoir une sous-estimation potentielle de certains débits associés au réseau pluvial.

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 pendant l'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, avec 75 % des débits se trouvant au-dessous de 0,01 $m^3 s^{-1}$. 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 séries temporelles des débits moyens journaliers pour la période jaugée, soit du 19 avril au 15 novembre 2013, sont présentées aux figures IV-5 et IV-6 en annexe.

Bilan hydrique de l'année 2013 **-** Les résultats du bilan hydrique pour l'année 2013 sont présentés à la figure 19. D'après ces résultats, environ 32 % du volume d'eau total précipité sur le territoire est parvenu au lac par ruissellement de surface. Ainsi, environ 68 % des précipitations seraient perdues par évapotranspiration ou autres types de transferts. Par ailleurs, d'après ces observations il est possible de conclure que la partie du bassin versant drainée par le réseau pluvial contribue à environ 43 % du volume annuel arrivant au lac, les 57 % restants provenant du secteur agricole drainé par les branches 10 et 18.

Tableau 15 : Quelques statistiques des débits ($m^3 s^{-1}$) enregistrés aux 15 minutes

Débit ($m^3 s^{-1}$)	Période de fonte (19 avril au 31 mai 2013)			
	Amont du lac	Branche 10	Branche 18	Pluvial[a]
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.

Débit ($m^3 s^{-1}$)	Période estivale (1er juin au 15 novembre 2013)			
	Amont du lac	Branche 10	Branche 18	Pluvial[a]
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.

[a] Débits estimés par soustraction. Les valeurs négatives ont été considérées égales à zéro.

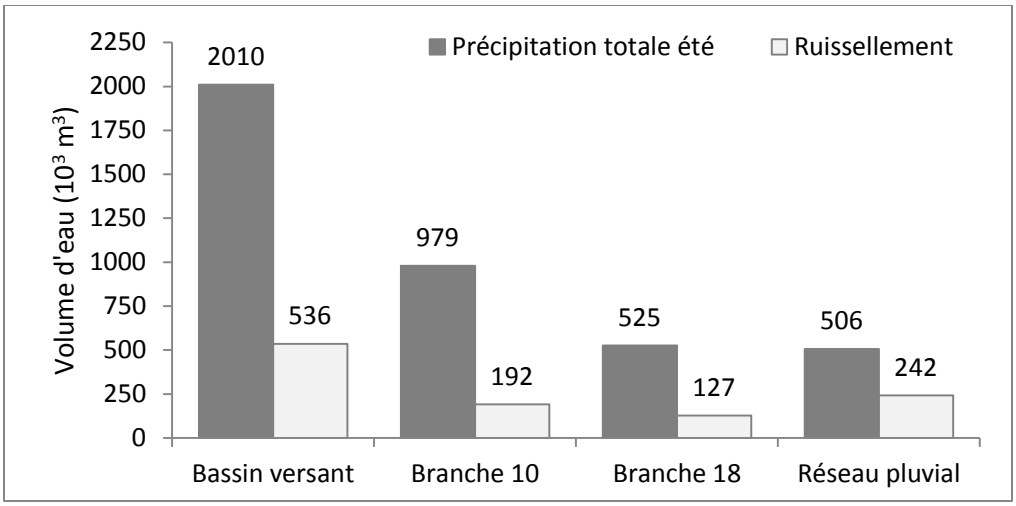


Figure 19 : Bilan hydrique du bassin versant du lac Baie d'Or et de ses sous-bassins versants pour la période du 1er juin au 31 octobre 2013

4.1.3 Qualité de l'eau provenant du bassin versant

Les résultats d'analyse seront comparés aux critères de qualité de l'eau de surface proposés par le MDDEFP (2013) et par Hébert (1997). Seuls les critères esthétiques, de protection de la vie aquatique et de protection des activités aquatiques seront considérés. L'étendue des résultats d'analyse de la qualité de l'eau obtenus pendant l'année 2013 est montrée à l'annexe V et les principales statistiques descriptives pour les différents variables analysées (sauf température et oxygène) sont montrés aux tableaux 17 (temps sec) et 18 (temps de pluie) à la fin de la section. D'ailleurs, la dernière partie de cette section présente les résultats du calcul de l'IQBP.

Température et oxygène **-** Les données de température et de saturation en oxygène enregistrées dans les tributaires du lac, en temps sec et en temps de pluie (moyenne journalière) sont présentés à la figure 20 et quelques statistiques descriptives sont données au tableau V-1 en annexe. Les températures maximales ont été enregistrées en juillet et les plus faibles au mois d'avril (figure 20). On constate également que l'eau des tributaires du lac montre une saturation en oxygène appropriée, lorsqu'elle est comparée au critère pour la protection de la vie aquatique (CVAC), soit 54 % de saturation. Toutefois, certaines valeurs au-dessous de cette limite ont été répertoriées pendent l'été dans les branches 10 et 18. La valeur

la plus faible a été de 25,6 % de saturation en oxygène (2,45 mg l^{-1}), observée le 17 juillet dans la branche 10 lors d'une journée très chaude, où la température de l'eau était de 21,9 °C (figure 20).

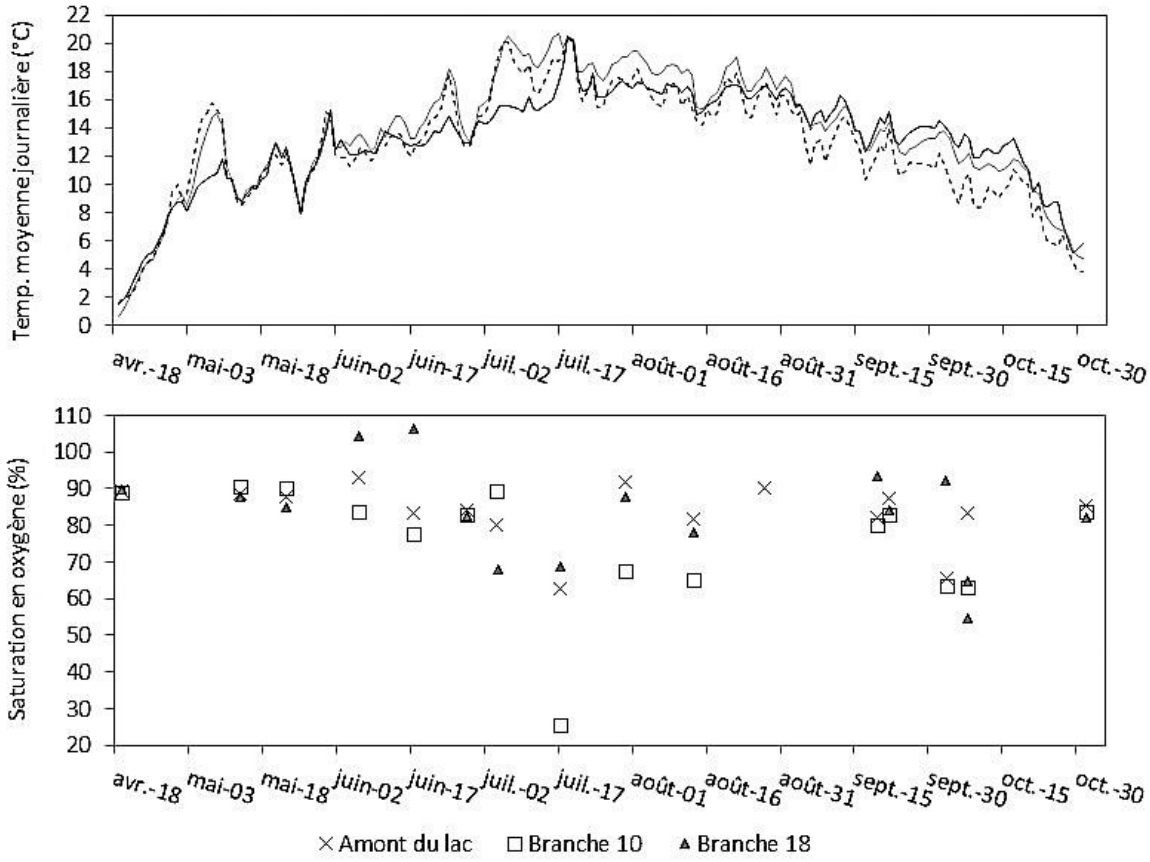


Figure 20 : Température et saturation en oxygène enregistrées dans les tributaires du lac Baie d'Or. Pour les mesures d'oxygène effectuées pendant la pluie, les valeurs correspondent à la moyenne des mesures faites la même journée. L'étendue des données est présentée en annexe.

Phosphore et matières en suspension **-** La figure 21 montre un exemple de la distribution des prélèvements lors d'un événement de pluie (22 septembre) ainsi que des concentrations en PT, SRP et MES retrouvées (l'ensemble des résultats étant présentés à l'annexe V). D'autre part, la figure 22 compare les concentrations moyennes en PT et en MES retrouvés en temps sec et en temps de pluie dans les différents sites étudiés.

Les résultats démontrent une exportation importante de MES et de PT dans tous les sites évalués autant en temps sec qu'en temps de pluie (tableaux 17 et 18). En période de crue, le contenu en PT ainsi qu'en MES semble varier en fonction de la hauteur d'eau ruisselée (figure 21); cependant, l'écart-type révèle une dispersion importante des concentrations de MES et de PT par rapport à la moyenne (tableau 18). Cette dispersion est prévisible et explicable, compte tenu des différences dans les caractéristiques de chaque évènement de pluie ainsi que du niveau d'eau lors des moments auxquels chaque échantillon a été pris. La corrélation entre ces variables sera discutée plus en détails à la section 4.3.

Du point de vue des MES, la branche 10 présente les concentrations les plus importantes avec une moyenne de 52 mg l^{-1} en temps sec, alors qu'en amont du lac et à la branche 18 la moyenne est de 25 mg l^{-1} et 10 mg l^{-1} respectivement (tableau 17). En période de pluie, les concentrations en MES peuvent atteindre des valeurs extrêmes au-dessus de 500 mg l^{-1} dans les trois sites étudiés (figure 22 et tableau 18). D'ailleurs, les échantillons d'eau collectés dans les conduites (le 17 juillet) ont aussi montré des concentrations élevées en PT et en MES, notamment pour celui provenant de la conduite plus au nord, qui présentait une concentration de 374 µg l^{-1} en PT et de 89 mg l^{-1} en MES (voir tableau V-2).

Par rapport aux MVES, les concentrations les plus élevées ont aussi été retrouvées dans les échantillons collectés à la branche 10 (moyenne temps sec : 10 mg l^{-1}; temps de pluie : 31) et en amont du lac (moyenne temps sec : 8 mg l^{-1}; temps de pluie : 28) (tableaux 17 et 18). D'ailleurs, lorsque ces résultats sont analysés en termes de ratio MVES/MES, il est possible de constater qu'en moyenne 35 % des MES arrivant au lac seraient de type volatile. Dans le cas des branches 10 et 18, ces composées volatiles constituent en moyenne 22 % et 38 % de la concentration en MES. Ces résultats fournissent un indice sur le contenu en matière organique présente dans l'eau de ces tributaires. Toutefois, les MVES ne permettent pas de différencier de manière précise la matière organique et inorganique, car certains sels minéraux peuvent aussi être volatilisés à la température utilisée pour l'analyse de cette variable (Eaton *et al.*, 1995) .

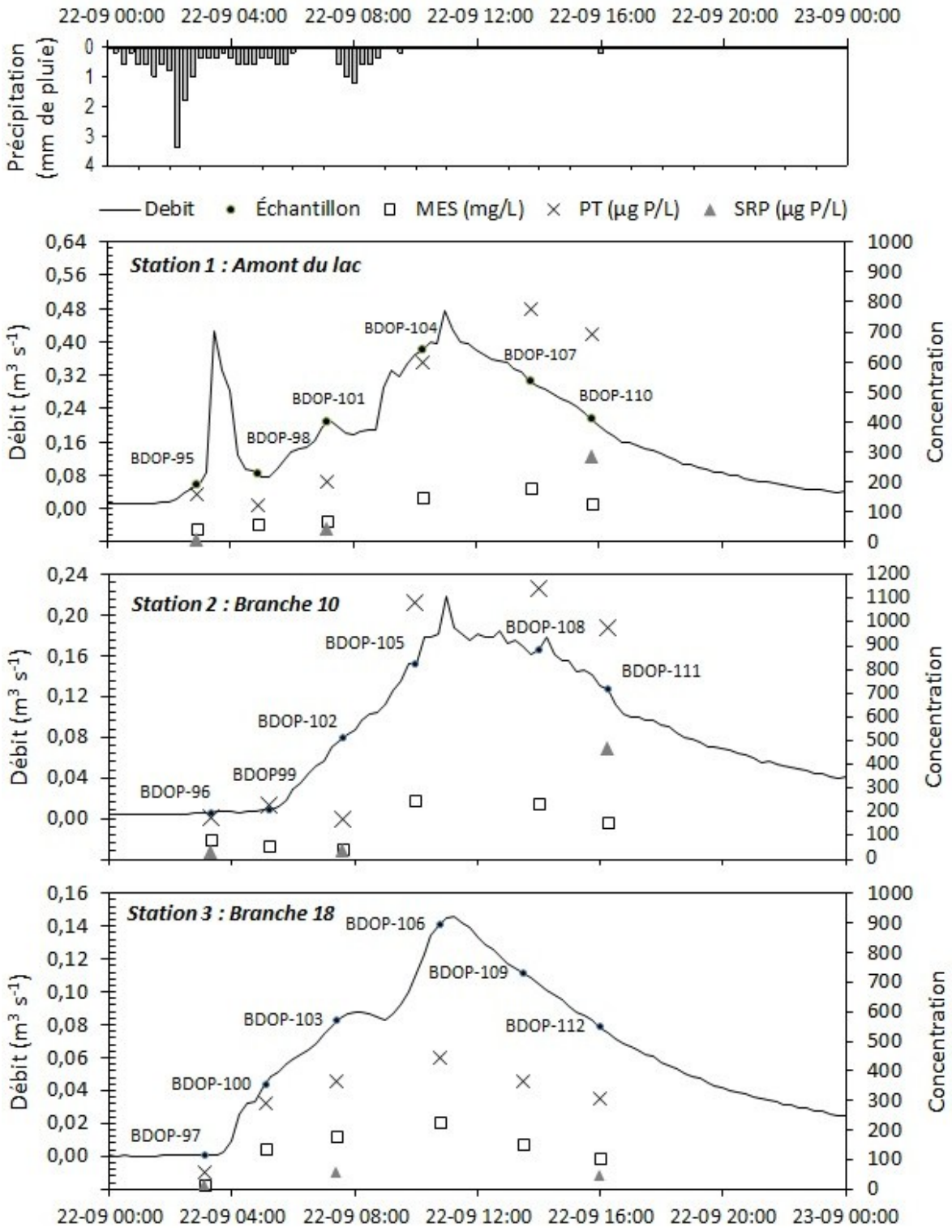


Figure 21 : Distribution des prélèvements et des résultats d'analyse des MES, PT et SRP lors de la pluie du 22 septembre 2013. Débits et données pluviométriques aux 15 minutes.

Concernant le PT, on constate aux tableaux 17 et 18 que les échantillons présentaient des concentrations au-delà du CVAC de 30 µg l^{-1} qui vise à limiter l'eutrophisation (MDDEFP, 2013a). Au printemps, les concentrations les plus élevées ont été observées à la branche 10 et en amont du lac avec une moyenne de 233 µg l^{-1} et 178 µg l^{-1} respectivement, tandis que pour la branche 18 la moyenne était de 64 µg l^{-1} (valeurs calculées à partir des données présentées au tableau VI-2). Cette tendance a aussi été observée pendant la période estivale, où les prélèvements récoltés en temps sec montraient une concentration moyenne de 176 µg l^{-1} pour la branche 10, de 122 µg l^{-1} pour l'amont du lac et de 46 µg l^{-1} pour la branche 18 (tableau 17). D'ailleurs, dans les échantillons récoltés en temps de pluie, toutes les concentrations en PT dépassent amplement le CVAC avec une moyenne supérieure à 400 µg l^{-1} et atteignent des valeurs jusqu'à dix fois plus élevées que celles observées en temps sec (figure 22).

Pour ce qui est des SRP, les prélèvements récoltés dans les deux ruisseaux en temps sec (27 août) présentaient des concentrations supérieures à 20 µg P l^{-1} tandis qu'en amont du lac la concentration était de 3,5 µg P l^{-1} (tableau 17) Ceci pourrait découler d'un effet de dilution lors du mélange avec l'eau provenant du réseau pluvial. D'un autre côté, cette différence de concentration en SRP pourrait aussi suggérer une activité primaire exploitant une partie du P biodisponible avant qu'il n'arrive au lac. Des mesures supplémentaires de SRP sont cependant nécessaires pour valider ces hypothèses. Par ailleurs, pendant la pluie du 22 septembre, l'exportation de SRP a été beaucoup plus importante, suggérant une exportation massive de P biodisponible vers le lac.

Bien qu'il n'existe pas de critère de qualité pour le SRP, Meybeck (1982) signale que la concentration de cette forme de P est faible dans les cours d'eau non pollués, avec des valeurs autour de 10 µg P l^{-1}. Au contraire, dans les milieux affectés par le ruissellement agricole, ces concentrations peuvent augmenter à des niveaux de 50 à 100 µg P l^{-1} (Meybeck, 1993 cité dans Wetzel, 2001). Par ailleurs, en termes de pourcentage relatif, Wetzel (2001) mentionne que les orthophosphates constituent en moyenne moins de 5 % du PT contenu dans l'eau. On constate à la figure 23 que les échantillons récoltés en temps sec, montraient un ratio SRP/PT de 5 % pour la branche 10 et de 11 % pour l'amont du lac, étant ainsi comparables au ratio proposé dans la littérature. Concernant l'échantillon collecté à la branche 18, il présentait un

pourcentage de SRP de 56 %. Cette proportion plus élevée de SRP pourrait suggérer un apport ponctuel de phosphore dissous.

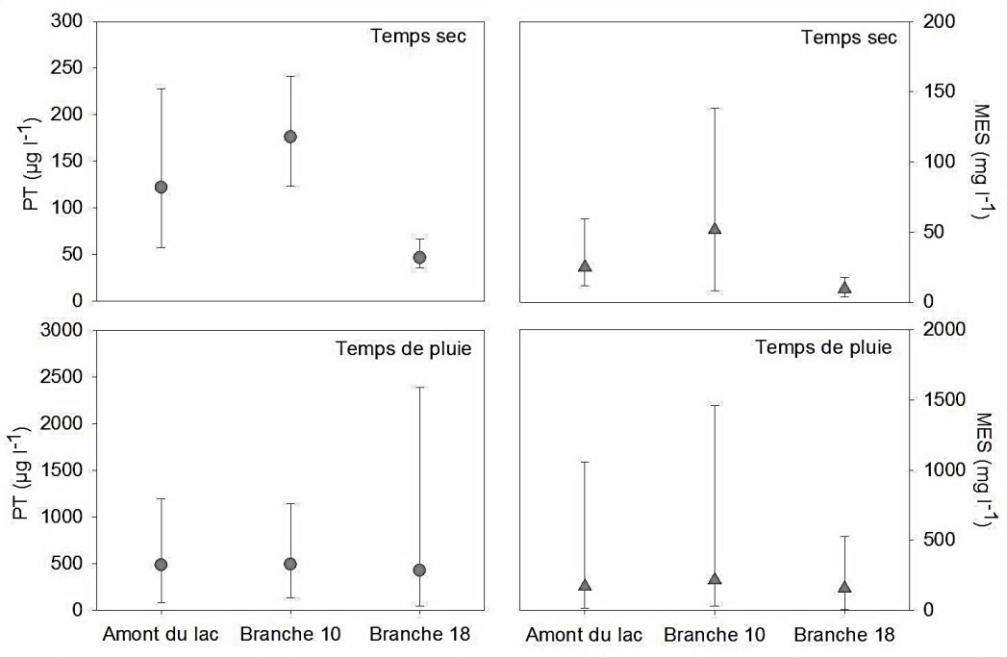


Figure 22 : Comparaison des concentrations moyennes en PT (●) et en MES (Δ) observées en temps sec et en temps de pluie dans les trois sites d'échantillonnage. Les barres indiquent les valeurs maximales et minimales.

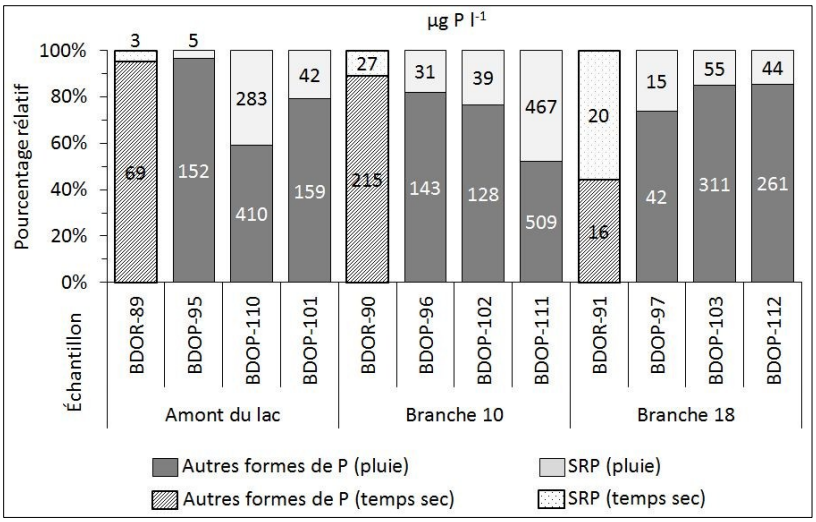


Figure 23 : Pourcentage relatif de SRP et d'autres formes de phosphore par rapport à la concentration en PT retrouvée dans les échantillons récoltés dans les tributaires du lac Baie d'Or. Les chiffres à l'intérieur des barres indiquent la concentration de phosphore en µg P l^{-1}.

Composés azotés **-** Tous les prélèvements récoltés en temps sec ont montré une concentration en NT au-delà de 1 mg l^{-1} (tableau 17). On constate à la figure 24 que dans les échantillons collectés en amont du lac et à la branche 18, plus de 75 % du NT se trouvait sous forme inorganique dissoute (NH_4 et NO_3), tandis que pour la branche 10, cette fraction était inférieure à 50 %. Quant aux nitrites, tous les échantillons se trouvaient sous la limite de détection de 0,006 mg l^{-1}. Ces résultats sont semblables à ceux répertoriés par Gangbazo et Babin (2000) pour des bassins versants de type agricole au Québec. Ces auteurs ont signalé que l'azote inorganique (90 % sous forme de nitrates) constitue environ 70 % de l'azote total retrouvé dans les cours d'eau en milieu agricole.

Concernant les nitrates, tous les échantillons collectés en temps sec ont montré des concentrations sous le CVAC (2,9 mg N l^{-1}). Toutefois, des dépassements de ce critère de qualité ont été constatés pendant la pluie dans les échantillons provenant de la branche 18 (moyenne : 3,42 mg N l^{-1}) (tableau 18). Bien que cette forme d'azote soit la plus fréquemment retrouvée dans les eaux de surface, sa concentration est habituellement faible avec des valeurs allant jusqu'à 1 mg N l^{-1} (Hébert *et al.*, 2000; Meybeck, 1982). Au Québec, Gangbazo et Babin (2000) ont répertorié des concentrations entre 0,24 et 2,4 mg N l^{-1} dans des bassins versants agricoles. Toutefois, ces auteurs n'ont pas réalisé d'échantillonnages systématiques en période de crue, ce qui pourrait expliquer en partie le fait que des valeurs largement supérieures aient été retrouvées dans notre étude. Il faut souligner que le CVAC est défini à partir des possibles effets toxiques chroniques sur les organismes, pouvant apparaitre lorsque des concentrations au-delà du CVAC sont maintenues sur une période de temps prolongée (MDDEFP, 2013a). Cependant, dû au nombre limité d'échantillons prélevés en temps sec, il n'est pas possible d'établir si, dans le cas de la branche 18, des concentrations aussi élevées sont présentes de façon continuelle dans le milieu.

Demande biologique en oxygène et coliformes fécaux **-** Tel que montré au tableau 17, les échantillons collectés en temps sec (17 juillet) en amont du lac (incluant l'apport des conduites) et à la branche 10 ont montré des niveaux de CF acceptables pour la plupart des usages sans contact direct (< 1 000 UFC/100 ml) (MDDEFP, 2013a). Cependant, une concentration en CF de 6 500 UFC/100 ml a été observée dans le prélèvement collecté à la branche 18. En période de

pluie (23 mai et 31 octobre) tous les sites ont révélé des concentrations en CF au-delà de 1 000 UFC/100 ml. Ces indicateurs de contamination fécale peuvent être d'origine animale ou humaine, et leur concentration dans l'eau peut être très variable, avec une plage allant de 0 à plus de 6 000 UFC /100 ml selon (Hébert *et al.*, 2000). Concernant la DBO_5, des dépassements de 3 mg l^{-1} du CVAC pour la protection de la vie aquatique ont été observés dans les prélèvements collectés en période de crue, indiquant une exportation considérable de matière organique vers le lac. En temps sec, seuls les échantillons recueillis en amont du lac et dans les conduites ont présenté une concentration supérieure à cette limite. Hébert *et al.* (2000) mentionnent que dans les eaux pluviales, la DBO_5 peut varier dans une plage allant de 8 à 10 mgl^{-1}.

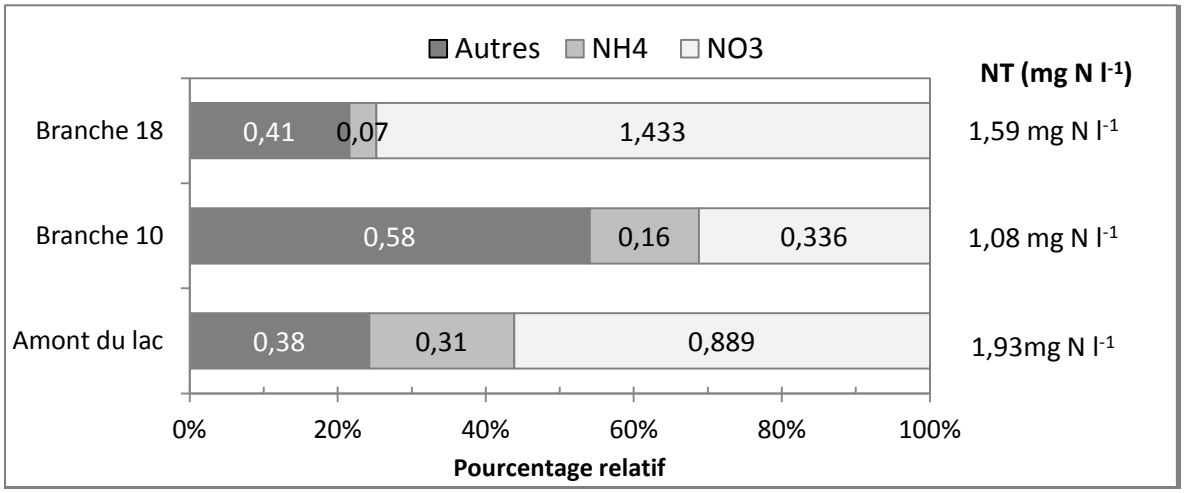


Figure 24 : Concentration et pourcentage relatif des différentes formes d'azote analysées dans les échantillons collectés le 27 août (temps sec) versus la concentration en NT. Les chiffres à l'intérieur des barres indiquent la concentration de différentes fractions (mg N l^{-1})

Indice de qualité bactériologique et physicochimique **-** Le tableau 16 liste les sous-indices de qualité calculés pour les différents descripteurs de qualité, à partir des équations proposées par Hebert (2007) (annexe I). D'après ces résultats, l'eau des tributaires du lac Baie d'Or se situe dans la catégorie E de l'IQBP, soit une eau de très mauvaise qualité, pour laquelle tous les usages sont compromis.

En temps sec, la DBO_5 et les coliformes fécaux seraient les descripteurs limitants pour l'amont du lac et la branche 18 respectivement. Cependant, il faut rappeler qu'un seul prélèvement a été effectué pour ces variables. C'est pourquoi d'autres descripteurs sont aussi à considérer. Ainsi, mis à part la DBO_5 et les coliformes fécaux, l'amont du lac serait classé D en raison des concentrations élevées en PT et en MES. Concernant la branche 18, elle ne présente pas d'autres descripteurs de qualité dans les catégories D ou E. Cependant, les nitrates et nitrites se trouvent dans la classe C, c'est-à-dire « eau de qualité douteuse ». Dans la branche 10, le contenu en MES est déterminant de sa mauvaise qualité. D'autre part, en temps de pluie, tous les sites montrent des IQBP au-dessous de 20, résultant des concentrations élevées en MES, en PT et en DBO_5.

Tableau 16 : Sous-indices de qualité et IQBP des tributaires du lac Baie d'Or

	Temps sec			Temps de pluie		
Descripteurs	**Amont du lac**	**Branche 10**	**Branche 18**	**Amont du lac**	**Branche 10**	**Branche 18**
Sat. en oxygène	78	62	79	77	76	70
MES	39	19	70	0	0	0
PT	38	25	71	6	5	5
Azote ammoniacal	74	86	94	76	90	95
Nitrates et nitrites[a]	64	86	49	73	59	34
Coliformes fécaux	96	64	0	39	52	57
DBO_5[b]	5	60	60	11	5	0
IQBP retenu	5	19	0	0	0	0
Descripteur limitant	DBO_5	MES	CF	MES	MES	MES et DBO_5
Classe	E	E	E	E	E	E

[a] Tous les résultats de nitrites ont été sous la limite de détection. Le sous-indice à été calculé à partir des résultats de nitrates; [b]60 correspond au sous-indice maximal qui peut être obtenu à cause de la limite de détection de 3 mgl^{-1} de la méthode d'analyse.

Tableau 17 : Quelques statistiques descriptives des résultats d'analyse de la qualité de l'eau des tributaires du lac Baie d'Or en temps sec. Comparaison aux critères de qualité du MDDEFP (2013) et de l'IQBP proposé par Hébert (1997). Les couleurs représentent la classification de la qualité de l'eau selon l'IQBP.

Site	Indicateur	MES (mg l^{-1})	MVES (mg l-1)	PT (µg P l^{-1})	SRP (µg P l^{-1})	NH_4 (mg N l^{-1})	NO_3 (mg N l^{-1})	NO_2 (mg N l^{-1})	CF (UFC/100ml)	DBO_5 (mg l^{-1})
Amont du lac	n	9	9	9	1	1	1	1	1	1
	Moyenne	25	8,391	122	-	-	-	-	-	-
	Écart-type	9	3,2	54	-	-	-	-	-	-
	Max	59	15,4	228	3,5	0,31	0,889	<0,006	20	8
	Min	12	4,4	58	-	-	-	-		-
	Nb > C	2	-	5	-	0	-	-	0	1
Branche 10	n	9	9	9	1	1	1	1	1	1
	Moyenne	52	10,183	176	-	-	-	-	-	-
	Écart-type	23	4,0	37	-	-	-	-	-	-
	Max	138	23,0	242	26,5	0,16	0,336	<0,006	800	<3
	Min	8	2,2	123	-	-	-	-	-	-
	Nb > C	8	-	9	-	0	-	0	0	0
Branche 18	n	9	9	9	1	1	1	0	1	1
	Moyenne	10	3,177	46	-	-	-	-	-	-
	Écart-type	4	1,1	11	-	-	-	-	-	-
	Max	18	4,8	67	20,1	0,07	1,433	<0,006	6500	<3
	Min	4	1,7	36	-	-	-	-	-	-
	Nb > C	0	-	0	-	0	-	0	1	0
Critères de qualité IQBP	**A**	≤ 6		≤ 30		≤0,23	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 200	≤ 1,7
	B	7 – 13		31-50		0,24-0,5	0,51 - 1	0,51 - 1	201 - 1000	1,8 – 3,0
	C	14–24		51-100		0,51-0,9	1,01 -2	1,01 -2	1001-2000	3,1–4,3
	D	25-41		101-200		0,91–1,5	2,01 - 5	2,01- 5	2001-3500	4,4–5,9
	E	> 41		> 200		>1,5	>5	>5	> 3501	> 5,9
Critères de qualité du MDDEFP	**CVAC**[a]			30			2,9 [c]	0,02		3
	CARE[b]			30					1000 [d]	

[a]CVAC Critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique); [b]CARE : Critère pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique
[c] Ce critère est établie à partir des effets toxiques et ne tient pas compte des effets indirects d'eutrophisation; [d] Limite pour les activités récréatives sans contact direct; Nb > C : nombre d'échantillons dans les catégories D et E (dépassant la limite de la catégorie C).

Tableau 18 : Quelques statistiques descriptives des résultats d'analyse de la qualité de l'eau des tributaires du lac Baie d'Or en temps de pluie. Comparaison aux critères de qualité du MDDEFP (2013) et de l'IQBP proposé par Hébert (1997). Les couleurs représentent la classification de qualité de l'eau selon l'IQBP.

Site	Indicateur	MES (mg l^{-1})	MVES (mg l-1)	PT (µg P l^{-1})	SRP (µg P l^{-1})	NH_4 (mg N l^{-1})	NO_3 (mg N l^{-1})	NO_2 (mg N l^{-1})	CF (UFC/100ml)	DBO_5 (mg l^{-1})
Amont du lac	n	26	26	26	3	3	3	3	10	10
	Moyenne	170	28	483	110,1	0,26	0,849	<0,006	7574,0	14
	Écart-type	114	14	311	115,3	0,08	0,312		8170	8
	Max	1056	106	1195	283,1	0,35	1,316		36000	31
	Min	13	5	77	5,1	0,14	0,569		450	<3
	Nb > C	23	-	23		0	0	0	6	8
Branche 10	n	26	26	26	3	3	3	3	10	10
	Moyenne	216	31	490	179,2	0,10	1,040	<0,006	14276,0	16
	Écart-type	161	17	280	191,9	0,02	0,047		16179,2	10,7
	Max	1459	114	1141	467	0,13	1,095		58000	48
	Min	30	8	134	31,4	0,08	0,970		410	<3
	Nb > C	26	-	26		0	0	0	4	8
Branche 18	n	26	26	26	3	3	3	3	10	10
	Moyenne	157	24	425	38	0,11	3,421	<0,006	1402,3	14
	Écart-type	104	15	288	15,5	0,07	2,358		858,2	6,7
	Max	525	74	2389	55,4	0,22	6,958		4500	27
	Min	3	2	40	14,8	0,02	0,739		63	4
	Nb > C	20		19		0	2	0	1	8
Critères de qualité IQBP	**A**	≤ 6		≤ 30		≤0,23	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 200	≤ 1,7
	B	7 – 13		31-50		0,24-0,5	0,51 - 1	0,51 - 1	201 - 1000	1,8 – 3,0
	C	14–24		51-100		0,51-0,9	1,01 -2	1,01 -2	1001-2000	3,1–4,3
	D	25-41		101-200		0,91–1,5	2,01 - 5	2,01- 5	2001-3500	4,4–5,9
	E	> 41		> 200		>1,5	>5	>5	> 3501	> 5,9
Critères de qualité du MDDEFP	**CVAC**[a]			30			2,9 [c]	0,02		3
	CARE[b]			30					1000 [d]	S.O.

[a]CVAC Critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique); [b]CARE : Critère pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique; [c] Ce critère est établie à partir des effets toxiques et ne tient pas compte des effets indirects d'eutrophisation; [d] Limite pour les activités récréatives sans contact direct; Nb>C : nombre d'échantillons dans les catégories D et E (dépassant la limite de la catégorie C).

4.2 Le modèle hydrologique / hydraulique du bassin versant

4.2.1 Étendue du bassin versant

La figure 25 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 des Ruisseaux 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 au nord-est. Afin d'obtenir une délimitation plus précise, une attention particulière a dû être portée sur certaines zones. Une description détaillée de ces dernières ainsi que des limites du bassin est présentée à l'annexe II. Il est à noter que l'étendue réelle du bassin versant peut être légèrement différente car l'écoulement souterrain n'est pas considéré dans cette délimitation. 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 26).

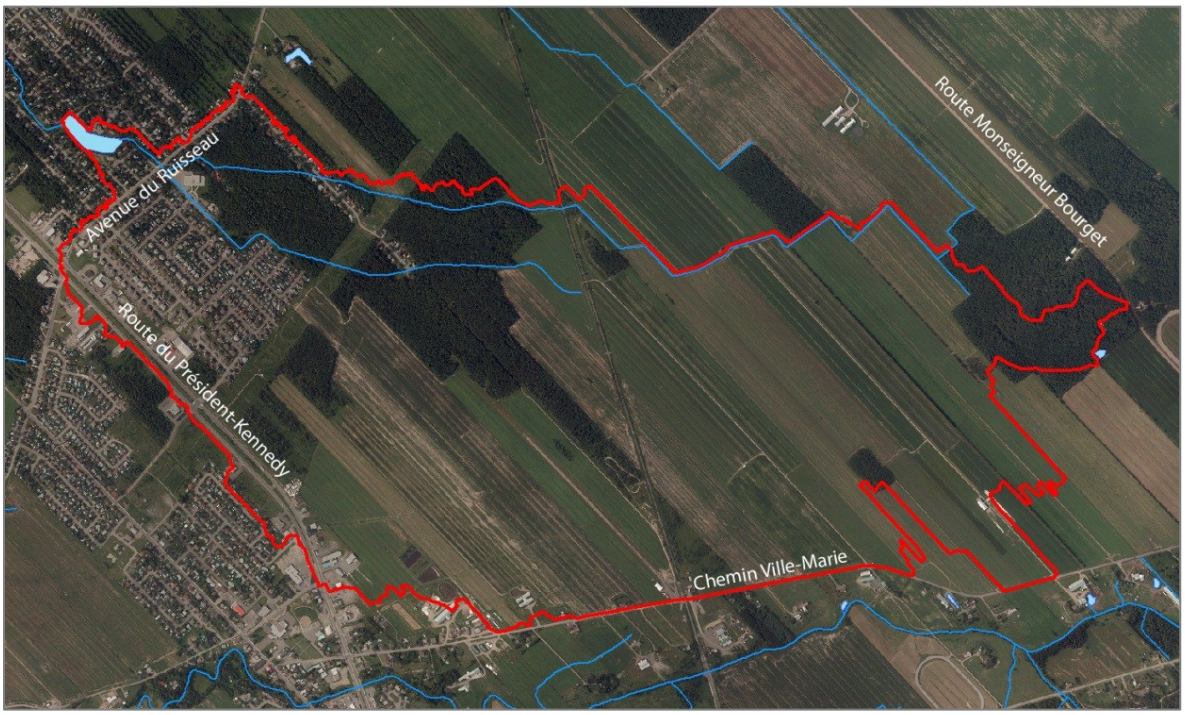


Figure 25 : Limites du bassin versant du lac Baie d'Or

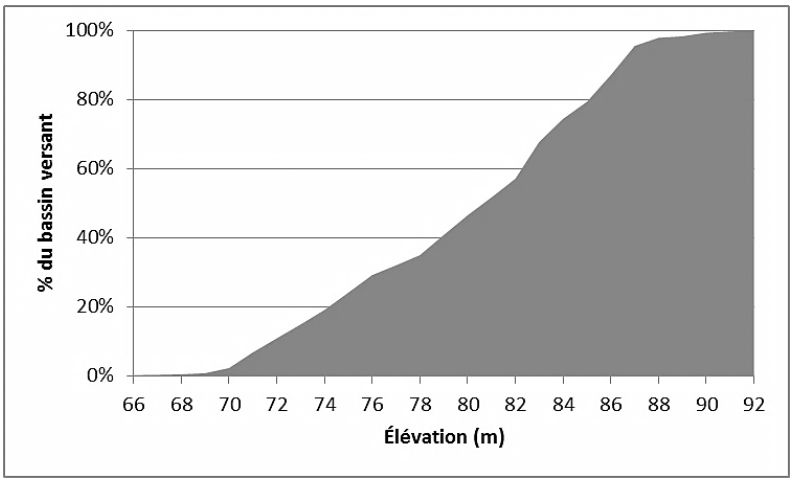


Figure 26 : Histogramme cumulé des élévations du bassin versant du lac Baie d'Or

4.2.2 Caractéristiques du bassin versant et des sous-bassins de drainage

Le bassin hydrographique du lac Baie d'Or comprend trois sous-bassins principaux, se drainant respectivement par les branches 10, 18 et le réseau pluvial. Ces trois secteurs ont été subdivisés en sous-bassins versants de plus petites tailles, tel qu'illustré à la figure 27. D'ailleurs, il faut souligner que le secteur autour du lac (S36 en rouge dans la figure 27), inclus dans le bassin versant du lac, n'a pas été pris en compte dans la modélisation 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.

La plupart du territoire est composé de terres agricoles (66,4 %), tandis que les surfaces boisées occupent une plus faible superficie (17,8 %) (figure 28). Les secteurs résidentiel et commercial représentent ensemble seulement 15,8 % du bassin versant. D'après les données fournis par le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, le foin (41 %) et le soya (30 %) sont les principaux produits cultivés sur le bassin versant du lac Baie d'Or. D'autres cultures telles que le maïs (13 %), le blé (9 %), l'avoine (5 %) et l'orge (1 %) sont aussi présentes sur le territoire. Par ailleurs, le bassin versant présente un pourcentage d'imperméabilisation d'environ 6,2 %, (SIDC = 4,2 %; et SIIC = 2 %) (voir figure III-2 en annexe).

Le secteur drainé par 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. Ce secteur est

composé à 97,7 % de terres agricoles et forestières (tableau 19 et figure 28). Il a été divisé en trois sous-bassins versants pour la modélisation. Le sous-bassin versant drainé par la branche 18 se retrouve dans la partie centrale du bassin hydrographique du lac; il représente 26,1 % du bassin versant du lac. Ce territoire est également composé principalement de terres à usages agricole et forestier (96,9 % de la superficie); il 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, étant donnée la complexité du réseau de drainage dans ce secteur. 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 : S12 et S13, voir figure 27). 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. L'ensemble des caractéristiques des sous-bassins versants ainsi que leurs paramètres de modélisation sont présentés à l'annexe III.

Tableau 19 : Surface et occupation du territoire pour les secteurs du bassin versant du lac Baie d'Or

Secteur	**Surface (ha)**	**% du territoire**	Occupation du territoire (%)			
			Résidentielle	**Agricole**	**Forestière**	**Commerciale**
Branche 10	192,3	48,7	2,3 [a]	80,0	17,7	0
Branche 18	103,2	26,1	3,1 [a]	68,7	28,2	0
Pluvial	99,3	25,2	33 [b]	37,9	7,0	22,2
TOTAL[c]	394,8	-	10,2	66,4	17,8	5,6

[a] Zones résidentielles principalement à faible densité; [b] 60,4 % à faible densité, 37,5 % à moyenne densité et 2,2 % à forte densité; [c] Cette valeur ne tient pas compte du secteur autour du lac, d'une superficie de 4,4 ha.

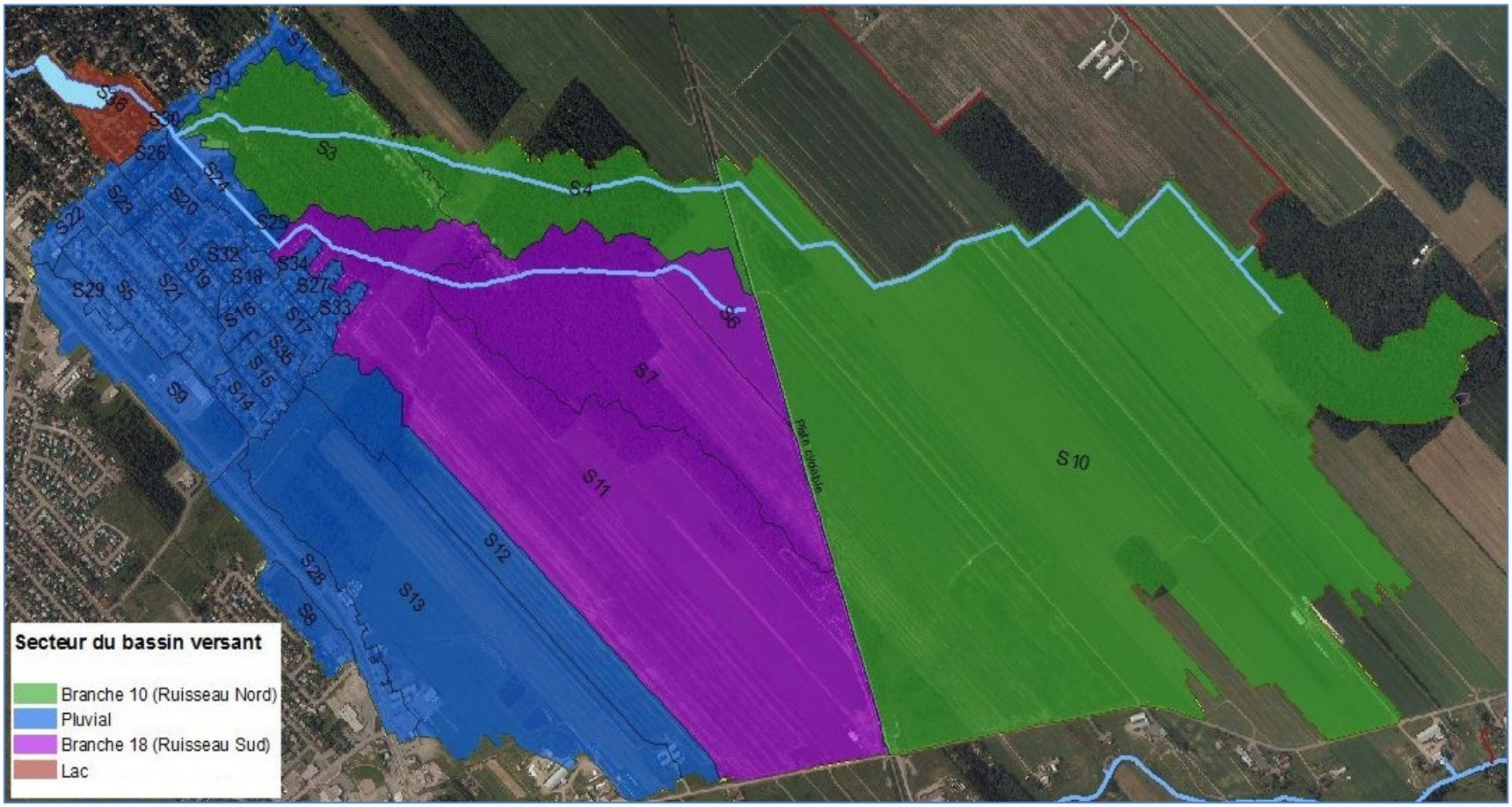


Figure 27 : Secteurs du bassin versant du lac Baie d'Or et leurs sous-bassins (source des orthophotos : Ville de Lévis)

Figure 28 : Occupation du territoire du bassin versant du lac Baie d'Or (basé sur les données fournies par la Ville de Lévis)

4.2.3 Caractéristiques 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 1980 et, pour le secteur à l'étude, les derniers travaux datent de 2007 (selon les informations fournies par la Ville de Lévis). 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 7^{e} avenue et l'avenue des Ruisseaux (figure III-3 en annexe). 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, tel que 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.

Le modèle final du réseau pluvial est ainsi composé de 6 683 m de conduites circulaires, 302 m de ponceaux, 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 III-3 en annexe). Les paramètres de modélisation choisis pour les différents éléments du réseau sont présentés à l'annexe III.

4.2.4 Résultats du calage du modèle sur PCSWMM

Les paramètres ajustés lors du calage du modèle ainsi que les valeurs choisies pour ces paramètres sont présentés ci-dessous. 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.

Tableau 20 : Paramètres de modélisation ajustés lors du calage du modèle

Paramètre	Type de surface ou occupation du sol		Valeur choisie	Valeur typique
Largeur de drainage	-		Annexe III	-
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]
<u>Modèle d'infiltration de Horton</u>				
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) ; [b] James *et al.* (2010)

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. 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 préférentiel en surface), la constitution du sol (présence d'argile à faible profondeur, sols compactés par les activités agricoles et urbaines) ou une nappe phréatique élevée (MDDEFP & MAMROT, 2011). De plus, les travaux du CBE (2010) mentionnent la présence de drains agricoles sur le territoire, drains pouvant aussi favoriser l'écoulement. Ces derniers n'ont pas été inclus dans le modèle, car leur emplacement et leur étendue ne sont pas répertoriés. Pour ce qui est du coefficient de Manning, des valeurs relativement 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 résultats du calcul des critères statistiques utilisés pour évaluer la performance du modèle ainsi qu'une comparaison des volumes de ruissellement observé et simulé par le modèle sont présentés au tableau 21. De plus, les séries chronologiques des débits enregistrés aux stations de jaugeage et simulés par le modèle sont montrés aux figures IV-5 et IV-6 en annexe.

Pour la majorité des stations, le coefficient de Nash-Sutcliffe (NSE) est supérieur à 0,67 (un coefficient de 1 indiquerait un match parfait entre les observations et le modèle) (tableau 21). Également, le coefficient de Pearson varie entre 0,79 et 0,9, indiquant une corrélation étroite entre les valeurs simulées et celles mesurées. Concernant le PBIAS, une sous-estimation des volumes d'eau écoulés, allant de 0,4 à 20,6 %, est observée pour l'ensemble des stations. Dans le cas des ruisseaux, cette sous-estimation a été observée particulièrement en octobre, où il semble y avoir un changement de la réponse hydrologique qui ne serait pas représentée par le modèle (voir figures IV-5 et IV-6). 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. D'autre part, 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 discuté précédemment, les mesures de débit effectuées en temps de crue sont limitées et certains 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.

Tableau 21 : 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	0,87
(NSE) Coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe	0,72	0,40	0,73	0,67
(RSR) Ratio de la racine carrée de l'erreur et de l'écart-type des observations	0,53	0,77	0,52	0,58
(PBIAS) Pourcentage de biais	1,7	0,4	20,6	2,9
Volume total ruisselé du 1er juin au 31 octobre (10^3 m^3)				
Observé	536	192	127	242
Simulé	527	191	101	235
Écart (%)	-1,7	-0,4	-20,6	-2,9

Pour ce qui est de la branche 10, les résultats présentés au tableau 21 révèlent une plus faible performance du modèle, avec un coefficient de NSE de 0,4. Cela était prévisible compte tenu de la présence d'un barrage dont le niveau d'eau est contrôlé 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. Ainsi, tel que mentionné dans la méthodologie, le calage pour la branche 10 a été effectué en utilisant les mêmes paramètres que ceux estimés pour les sous-bassins de la branche 18. Ceci en faisant

l'hypothèse que les propriétés du sol seraient semblables d'un secteur à l'autre. Malgré les limitations rencontrées pour le calage du modèle pour 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 : 0,5 %). De plus, même si les débits en temps de pluie sont surestimés, l'allure des hydrogrammes simulés est comparable à celle des hydrogrammes observés (figure IV-5 en annexe). Enfin, mentionnons que le modèle a été utilisé pour estimer les charges en PT et en MES arrivant au lac à l'échelle saisonnière. On peut supposer que la non prise en compte de l'ouverture et de la fermeture du barrage dans le modèle de la branche 10 a peu d'impact sur les charges calculées à cette échelle.

Quant au réseau pluvial, le modèle y simule bien les débits observés. En effet, des valeurs de 0,87 et de 0,67 ont été obtenues pour les coefficients de Pearson et de NSE respectivement, ainsi qu'une sous-estimation du volume d'eau de 2,9 % (tableau 21). Il est à noter que, d'après les observations, il semble toujours y avoir un débit de base s'écoulant dans le réseau pluvial (voir figure IV-6). 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 qu'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. Cependant, sa provenance est difficile à établir, car un seul prélèvement pour des analyses de qualité a été effectué directement dans les conduites. Les résultats n'ont pas révélé de contamination fécale, mais montraient un contenu important en matière organique, avec une DBO_5 qui dépassait le critère de qualité du MDDEFP. Ces données sont cependant insuffisantes pour affirmer qu'il existe ou non des branchements croisés de type sanitaire sur ce réseau pluvial. Il serait intéressant, lors d'étapes futures du projet de gestion du lac Baie d'Or, 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 1,7 % est constatée. Dans son ensemble, le modèle reproduit les débits observés de manière satisfaisante pour les objectifs de ce projet. En effet, le volume total d'eau simulé par le modèle pour les différents tributaires est semblable à celui mesuré pendant l'année 2013 (tableau 21). De plus, tel que discuté précédemment, les critères de performance indiquent un bon ajustement du modèle, étant comparables à ceux recommandés par Moriasi *et al.* (2007) et ce, malgré l'utilisation d'un pas de temps plus petit.

Une fois calé, le modèle a été employé pour simuler les débits pour les années 2009 à 2013 et le bilan hydrique obtenu pour ces années est présenté à la figure 29. Ce bilan révèle 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.

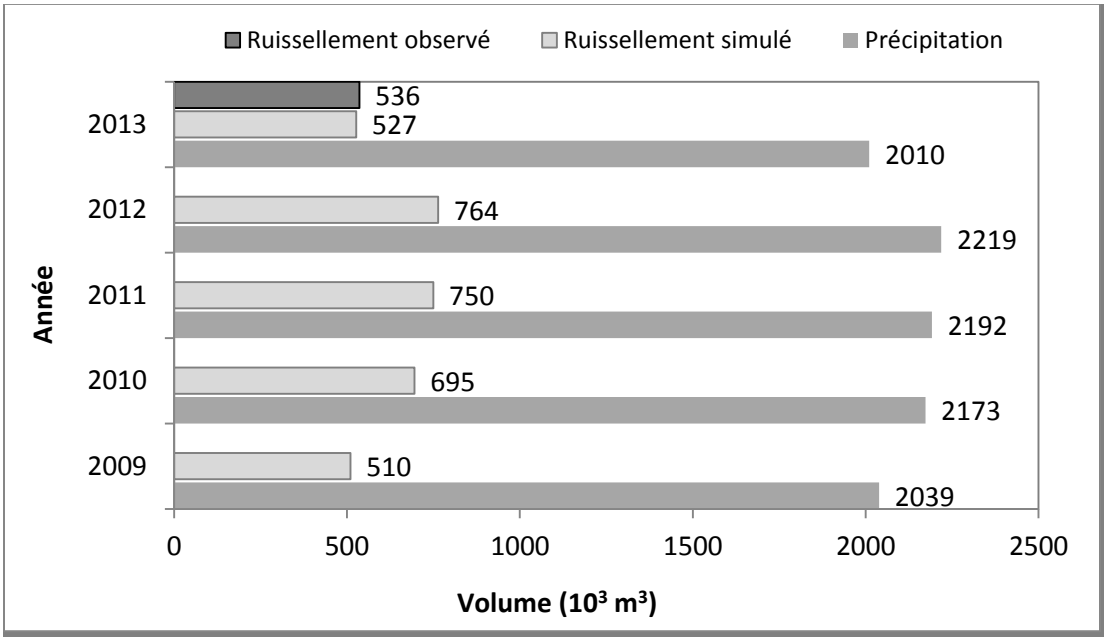


Figure 29 : Comparaison du bilan hydrique global simulé pour les années 2009 à 2013 (période du 1er juin au 31 octobre)

4.3 Charge en PT et en MES apportée par le bassin versant

4.3.1 Comparaison des différentes approches de calcul de la charge en PT et en MES

Les charges en PT et en MES estimées par les six méthodes de calcul sont présentés à l'annexe VI et une description sommaire des résultats est effectuée ci-dessous. Cependant, les valeurs obtenues par ces méthodes n'ont pas toutes été retenues. La figure 30 présente la relation entre les débits les concentrations en PT et en MES observés dans les tributaires du lac Baie d'Or.

L'estimation de la charge à l'aide d'un ratio est mentionnée dans la littérature comme étant une méthode très robuste et bien adaptée à des situations où le débit est mesuré en continu, même si les données de concentration sont limitées (Dolan *et al.*, 1981; Quilbé *et al.*, 2006). Toutefois, dans le cadre de cette étude, l'estimation par le ratio de Beale (M5) n'a pas permis d'établir un bilan annuel satisfaisant. En effet, les résultats obtenus par cette méthode semblent surestimer de manière importante la charge en MES et en PT provenant des tributaires, entraînant un très grand écart négatif entre la charge totale arrivant au lac et celle des tributaires (tableau VI-2 en annexe). Ceci peut être expliqué par le fait que cet estimateur assume qu'il existe une relation linéaire positive (passant par l'origine) entre le débit (variable indépendante) et la concentration (variable dépendante) (Cochran, 1977; Preston *et al.*, 1989), relation qui n'a pas pu être établie pour tous les tributaires du lac (figure 30).

Par ailleurs, l'analyse de la distribution des concentrations versus le débit (figure 30) montre une dispersion (variance) importante des valeurs, particulièrement dans les données provenant de la branche 10 et du réseau pluvial. Ces résultats ne sont pas surprenants compte tenu du fait que la qualité de l'eau du réseau pluvial n'a pas été analysée directement, mais estimée à partir des données collectées dans les autres sites. Concernant la branche 10, la grande dispersion des données pourrait être liée à la présence d'un barrage dont la fréquence d'ouverture est très variable. Cette dispersion des données pourrait aussi être à l'origine de la surestimation générée par la méthode M5, car sa formule de calcul comporte un ratio qui considère la covariance entre la charge et le débit (Quilbé *et al.*, 2006) (équation 3-13).

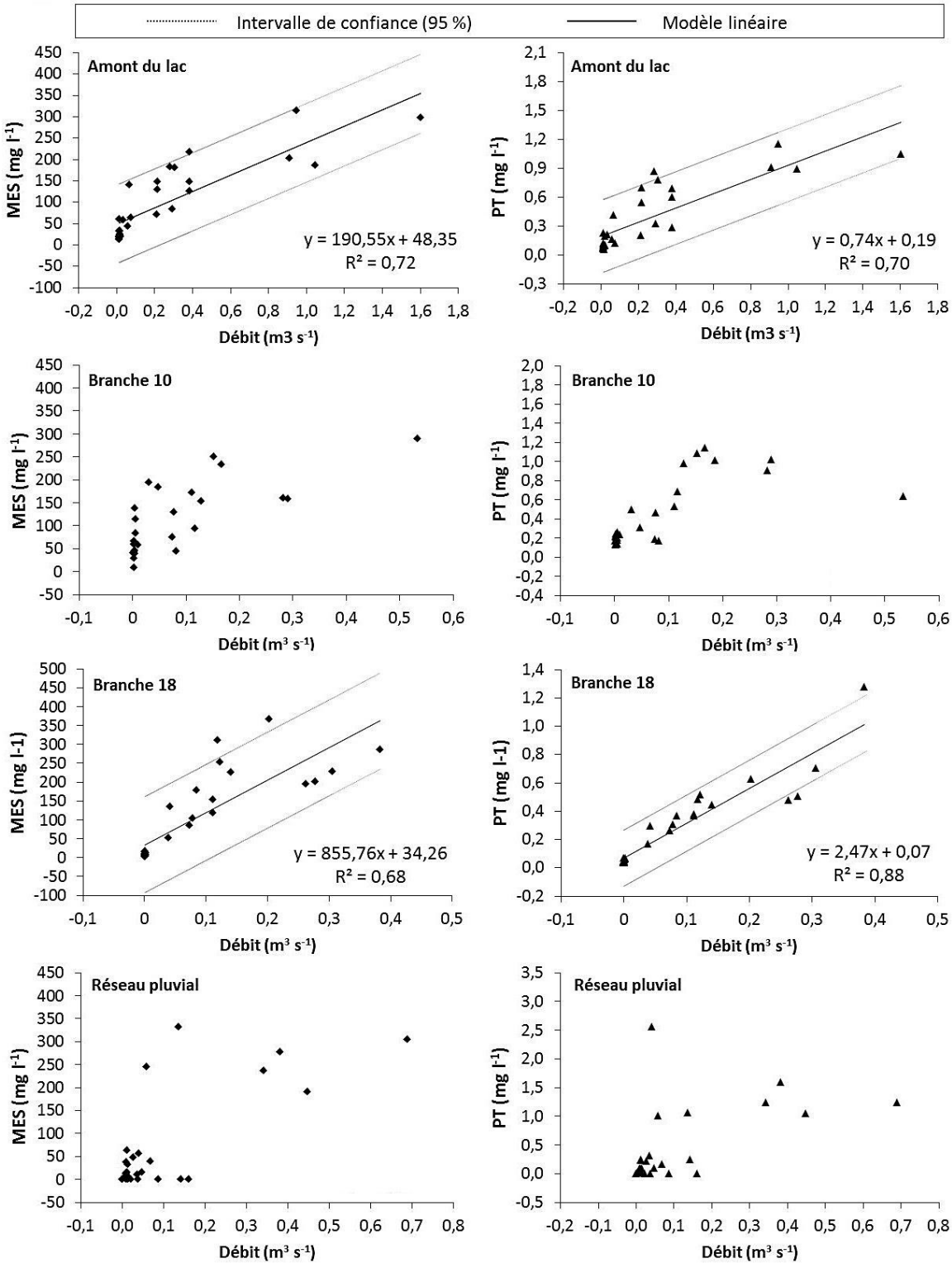


Figure 30 : Relation entre le débit et la concentration en PT ou en MES

Concernant la méthode par régression, elle est aussi amplement utilisée pour le calcul de la charge. Cet estimateur est souvent précis et présente l'avantage de ne pas requérir un grand nombre de données (Quilbé *et al.*, 2006). Toutefois, la performance de cette méthode dépend aussi du degré de corrélation entre le débit et la concentration (Meals *et al.*, 2013; Quilbé *et al.*, 2006) ainsi que de la variation de cette corrélation pendant la période évaluée (Richards, 1998). Par conséquent, l'approche par régression (M6) ne peut pas être utilisée pour le calcul de la charge provenant du réseau pluvial et de la branche 10 en raison de la faible corrélation linéaire entre le débit et la concentration (figure 30). D'ailleurs, bien que le coefficient de corrélation entre les données de concentration et de débit observées à la branche 18 et en amont du lac soit acceptables pour envisager l'application de la méthode par régression ($r^2 > 0,5$; Quilbé *et al.*, 2006), la régression linéaire entre ces variables présente des intervalles de confiance très larges (figure 30), ce qui laisse pressentir une faible précision des estimations générées par cette méthode. De plus, en raison de la plage réduite de débits sur laquelle les concentrations ont été mesurées (excluant les débits extrêmes), une extrapolation de l'équation de régression serait nécessaire, compromettant ainsi la précision des estimations (Quilbé *et al.*, 2006).

Ainsi, les méthodes de calcul par régression (M6) et d'estimation par le ratio de Beale (M5) ne semblent pas appropriées pour cette étude. C'est pourquoi les charges simulées par ces dernières ne seront pas considérées. En effet, les méthodes par intégration numérique (M1 à M4) sont considérées plus appropriées pour l'évaluation 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 (Quilbé *et al.*, 2006). 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 (tableau VI-2), ce qui était prévisible compte tenu du mode d'intégration des données. 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 (Quilbé *et al.*, 2006). Dans notre cas d'étude, ce biais pourrait être accentué par le plus grand nombre d'analyses de

concentration effectuées en temps de pluie comparativement au temps sec (Ferguson, 1987). Pour leur part, les méthodes M2 et M4 donnent des charges moins élevées, probablement en raison de l'effet de la pondération par la moyenne de toutes les mesures de débit pendant la période d'étude (équations 3-10 et 3-12). 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. D'ailleurs, il est à noter que pour la plupart des méthodes, il existe un écart négatif entre la charge calculée arrivant en amont du lac et celle estimée pour les tributaires (tableau VI-2). Toutefois, cet écart est relativement faible (< 5 %) et peut être expliqué par l'incertitude associée aux calculs de la charge et des débits.

La figure 31 compare les charges estimées par les méthodes M1 à M4 en termes de l'apport relatif. On constate que malgré l'écart entre les différentes méthodes, lorsque les données sont évaluées en termes d'apport relatif, les résultats sont très semblables d'une méthode à l'autre. De plus, 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 PT et en MES 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.

Lorsque les résultats obtenus par les méthodes M2 et M4 sont comparés, un écart de l'ordre de 36 à 60 % est observé. Plusieurs auteurs ont signalé que la méthode M2 est précise mais biaisée, donnant comme résultat une forte sous-estimation de la valeur réelle, alors que la méthode M4 serait moins biaisée mais présenterait une moindre précision (Ferguson, 1987; Walling & Webb, 1981, 1985). Ainsi, dans le cadre de cette étude, bien que les résultats obtenus par ces deux méthodes soient présentés, seule la méthode M4 sera retenue pour les analyses subséquentes.

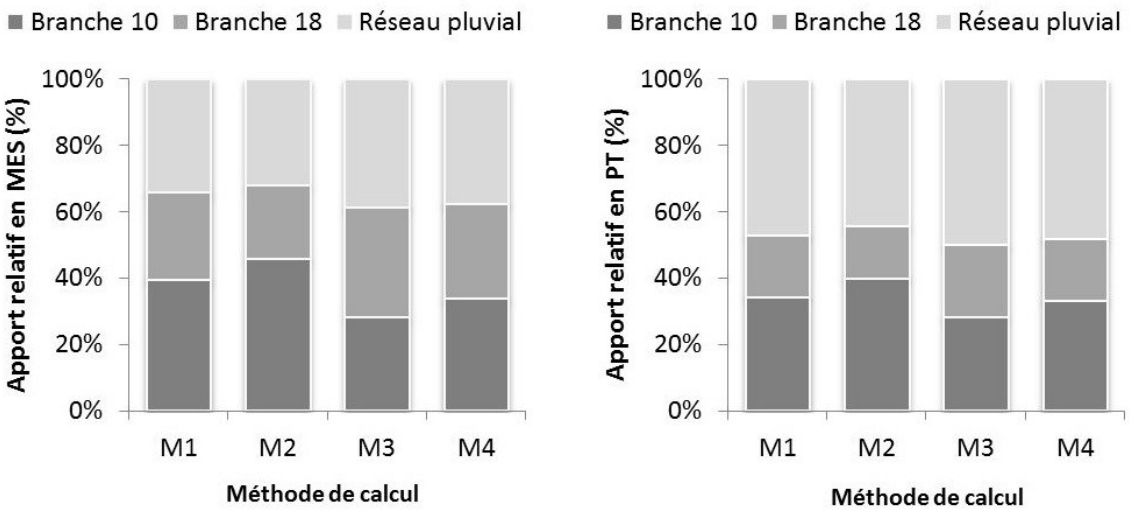


Figure 31: Comparaison de l'apport relatif en MES et en PT provenant des tributaires du lac, estimé par les différentes méthodes de calcul

4.3.2 Charge estivale en PT et en MES reçue par le lac en 2013

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 PT** (tableau 22). On constate également 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 PT qui est entrée au lac (figure 31). À cette charge s'ajoutent les apports du milieu agricole drainé par le réseau pluvial, soit 44,9 % du territoire (sous-bassins 12 et 13). Les apports relatifs des secteurs urbain et agricole 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, l'occupation du territoire des sous-bassins 12 et 13 du réseau pluvial est comparable à celle du secteur drainé par la branche 18, qui comporte aussi des cultures de foin et des zones forestières (voir annexe III). 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, les charges en PT et en MES apportées par la branche 18 (charge totale pondérée par la surface du sous-bassin) a été utilisée pour estimer l'exportation associée aux milieux agricole et urbain drainés par le réseau

pluvial. **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.** (Voir tableau 22).

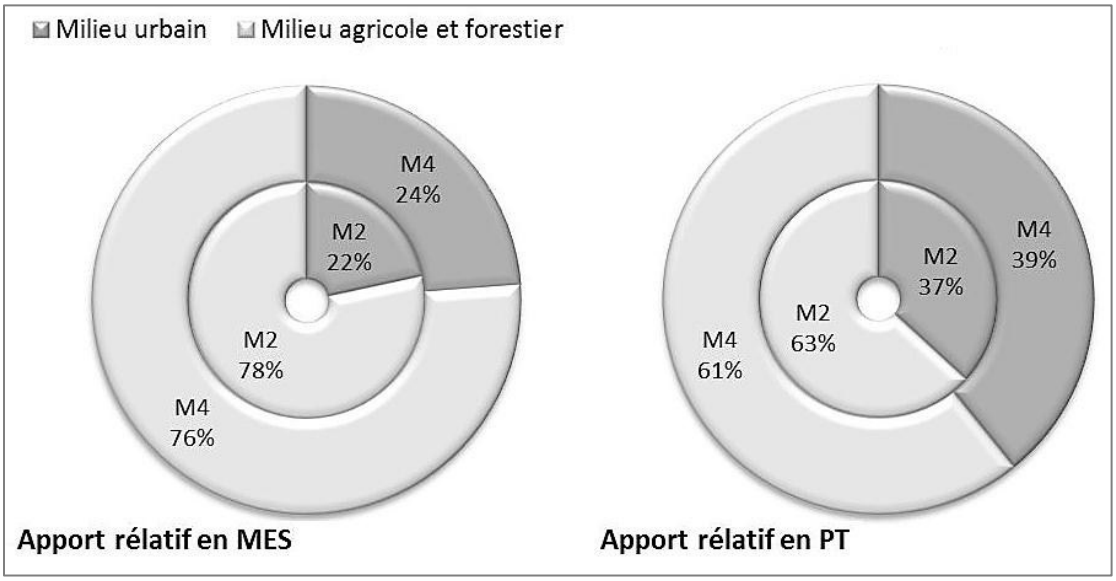


Figure 32 : Apport relatif en MES et en PT estimé pour les milieux agricole et urbain du bassin versant. Comparaison du pourcentage obtenu par les méthodes de calcul M2 et M4.

4.3.3 Charge printanière en PT et en MES pour l'année 2013

Le bilan printanier des MES et du PT (19 avril au 31 mai 2013), calculé par la méthode M4, est présenté à la figure 33. Ces résultats indiquent qu'environ 196 tonnes de MES et 0,28 tonne de PT seraient entrées au lac pendant cette période. Cependant, ce bilan ne donne qu'un aperçu de l'exportation printanière de ces éléments, puisqu'aucune donnée n'est disponible pour le début de la fonte nivale. Ainsi, l'apport en P serait semblable à celui observé pendant l'été, tandis que l'apport en MES serait largement plus élevé (figure 33). Cependant, 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.

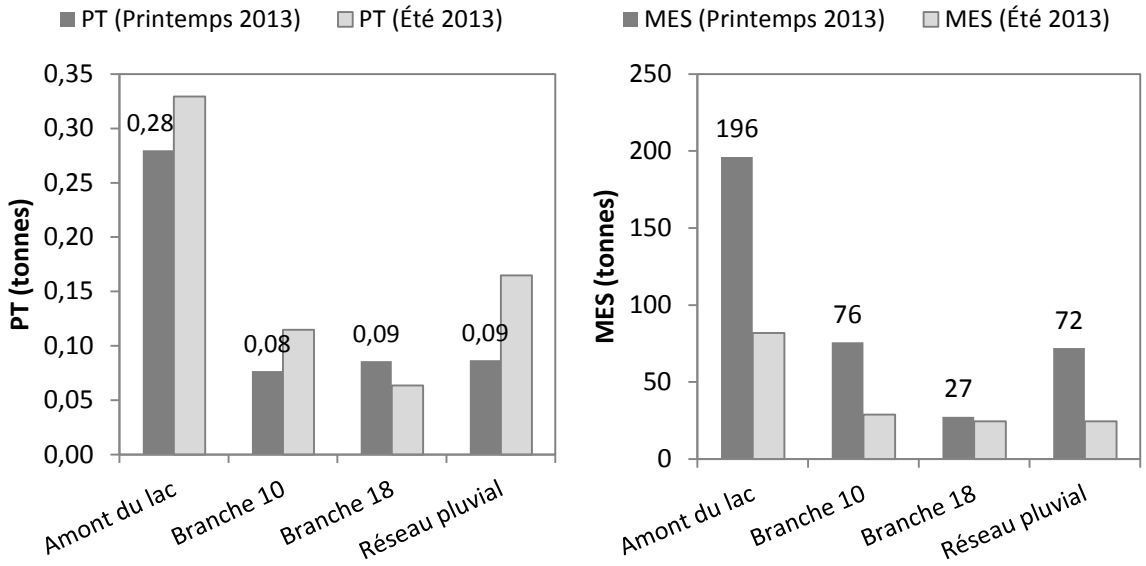


Figure 33 : Comparaison des charges printanière et estivale en MES et en PT en 2013

4.3.4 Modélisation de la charge annuelle en MES et en PT

Le tableau 22 présente l'ensemble de résultats du bilan annuel en PT et en MES pour les tributaires du lac, simulé pour les années 2009 à 2013. Ces résultats indiquent que les charges simulées en 2013 s'ajustent bien aux observations, avec une erreur d'estimation (écart entre les valeurs observées et simulées) variant entre -0,4 et -20,6 % (tableau 22). Cette sous-estimation semble être une conséquence de l'incertitude associée à la simulation des débits. D'autre part, le bilan entre la charge totale mesurée en amont du lac et les charges provenant des tributaires est satisfaisant, avec un faible écart, de l'ordre de 1,1 % sur la charge en MES et de -0,03 % pour celle en PT. Ces résultats démontrent que le modèle permet de simuler les charges annuelles en PT et en MES arrivant au lac de manière satisfaisante. En utilisant cette même approche, les charges annuelles en PT et en MES ont donc été calculées pour les années 2009 à 2012, au moyen des débits générés par le modèle hydrologique (tableau 22).

Tableau 22: Bilan annuel de MES pour le bassin versant du lac Baie d'Or de 2009 à 2013

		Matières en suspension (tonnes)							
Station		Charge observée (2013)	Charge simulée					Erreur d'estimation[a]	
			2013	2012	2011	2010	2009	tonnes	%
Amont du lac		82	80	117	114	106	78	-1,4	-1,7
Branche 10		29	29	43	43	40	26	-0,1	-0,4
Branche 18		25	19	30	30	27	19	-5,0	-20,6
Réseau pluvial		32	31	43	41	39	32	-0,9	-2,9
Secteur agricole [b]		12	9	14	14	13	9	-2,4	-20,6
Secteur urbaine		20	22	29	27	26	23	1,5	-7,3
Total agricole [c]		65	58	87	88	80	54	-7,6	-11,6
Apport relatif [d]	Agricole	76 %	73 %	75 %	77 %	76 %	70 %		
	Urbain	24 %	27 %	25 %	23 %	24 %	30 %		

		Phosphore total (tonnes)							
Station		Charge observée (2013)	Charge simulée					Erreur d'estimation[a]	
			2013	2012	2011	2010	2009	tonnes	%
Amont du lac		0,33	0,32	0,47	0,46	0,43	0,31	-5,7E-03	-1,7
Branche 10		0,11	0,11	0,17	0,17	0,16	0,10	-4,8E-04	-0,4
Branche 18		0,06	0,05	0,08	0,08	0,07	0,05	-1,3E-02	-20,6
Réseau pluvial		0,16	0,16	0,22	0,21	0,20	0,16	-4,7E-03	-2,9
Secteur agricole [b]		0,03	0,02	0,04	0,04	0,03	0,02	-6,2E-03	-20,6
Secteur urbaine		0,13	0,14	0,19	0,17	0,17	0,14	1,5E-03	1,1
Total agricole [c]		0,21	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	-2,0E-02	-9,5
Apport relatif [d]	Agricole	61 %	58 %	60 %	62 %	61 %	55 %		
	Urbain	39 %	42 %	40 %	38 %	39 %	45 %		

[a] Calculée d'après les valeurs mesurées en 2013. Erreur d'estimation = (1- (charge simulée / charge observée))*100;
[b] Sous bassins 12 et 13 drainés par le réseau pluvial;
[c] Somme de la charge apportée par les branches 10, 18 et le secteur agricole drainé par le réseau pluvial;
[d] Apport relatif calculé en utilisant comme étant égale à 100 % la somme de l'apport des milieux agricole et urbain.

D'après les résultats présentés au tableau 22, il est possible de constater que des quantités importantes de PT et de MES semblent avoir été apportées au lac en 2010, 2011 et 2012 en conséquence des précipitations plus abondantes enregistrées durant ces années. Néanmoins, rappelons que le modèle ne tient pas compte des changements interannuels du régime hydrologique ni des concentrations en PT et en MES exportées par le bassin versant. En effet, ces résultats ont été calculés en considérant que les caractéristiques hydrologiques et de qualité de l'eau des tributaires sont semblables en 2009-2012 à celles retrouvées en 2013. Malgré l'incertitude reliée à cette hypothèse, ces résultats donnent une idée de l'impact des précipitations sur le flux annuel de sédiments et de MES. Cette variabilité pourrait expliquer en partie l'irrégularité des certains signes d'eutrophisation observés dans le lac Baie d'Or.

4.3.5 Comparaison des charges mesurées à des valeurs de référence

La charge estivale (en kg ha^{-1} an^{-1}) a été comparée aux valeurs typiques suggérés par Shaver *et al.* (2007), pour différents types d'occupation du sol (tableau VI-3 en annexe). 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 23 montre le bilan annuel en MES et en PT (kg ha^{-1} an^{-1}) 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, tandis que celles en PT sont supérieures à la charge maximale suggérée par Shaver *et al.* (2007). Cependant, l'ordre de grandeur des charges estimées dans ce projet est comparable à celui répertorié par Gangbazo et Babin (2000) dans certains bassins agricoles de la région de Chaudière Appalaches (Etchemin, Beaurivage, Boyer); ces valeurs étant entre 142 et 345 kg ha^{-1} an^{-1} pour les MES et entre 0,6 à 1,0 kg ha^{-1} an^{-1} pour le PT.

Tableau 23 : 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

Secteur	Charge annuelle en MES par hectare (kg ha^{-1} an^{-1})				Charge annuelle en PT par hectare (kg ha^{-1} an^{-1})			
	MES observées [a]	Valeurs de référence [b]			PT observé [a]	Valeurs de référence [b]		
		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

[a] La charge observée a été calculée sur la période estivale (153 jours). [b] Basées sur les charges polluantes annuelles typiques pour les différents types d'occupation du sol (Shaver *et al.*, 2007).

4.3.6 Incertitude sur la charge estimée et limites associées au modèle

La détermination de l'incertitude globale associée au calcul de la charge en nutriments est très complexe et il existe très peu d'informations dans la littérature à ce sujet (Harmel et al., 2006). Ceci est probablement dû au fait que l'évaluation de la charge totale nécessite plusieurs procédures de collecte et d'analyse de données, contribuant chacune à l'incertitude sur la charge estimée. Ces procédures incluent notamment la détermination du débit, l'échantillonnage de l'eau, la conservation et l'entreposage des échantillons ainsi que l'analyse en laboratoire (Harmel et al., 2006). Afin d'établir l'incertitude cumulative associée à la charge en polluants, Harmel et al. (2006) ont compilé diverses données sur l'erreur potentielle reliée à ces procédures. Ensuite, ils ont appliqué la méthode de propagation d'erreur proposée par Topping (1972), qui combine les erreurs potentielles issues de chaque procédure pour ainsi produire une estimation plus réaliste de l'erreur cumulative (Harmel et al., 2006). Les résultats de leur travail montrent que des incertitudes cumulatives allant de (±) 3% à (±) 249 % sur la

charge en P et de (±) 3 à (±) 117 % sur celle en MES peuvent être observées (tableau 24). Cette large gamme de valeurs est le résultat de la grande diversité des méthodes d'analyse et de mesure pouvant être utilisées pour la collecte de données. Tel que montré au tableau 24, ces auteurs ont identifié trois types de scénario, en fonction de la qualité des données hydrologiques et de qualité de l'eau. Ainsi, ils parlent du « meilleur scénario » lorsque les procédures de collecte de données sont effectuées avec un effort très important pour en maximiser la qualité, sans restrictions au niveau des ressources et sous des conditions hydrologiques idéales. Quant au scénario typique, il correspond à celui où les données sont obtenues avec un effort modéré de contrôle et d'assurance de la qualité et dans des conditions hydrologiques typiques.

Tableau 24 : Incertitude cumulative probable, représentée par la gamme d'erreur potentielle (EP) pour le débit ainsi que pour la charge en PT et en MES. Valeurs de référence proposées par Harmel et al. (2006)

		Débits (%)	Phosphore total (%)	Matières en suspension (%)
Pire scénario		42	249	117
Meilleur scénario		3	3	3
Scénario typique	Maximum	19	110	53
	Moyen	10	30	18
	Minimum	6	8	7

Dans le cadre de ce mémoire, il est possible de penser que la qualité des données serait celle d'un scénario typique moyen ou minimum. En effet, bien qu'une attention particulière ait été portée sur l'utilisation de techniques standard et sur le contrôle de la qualité, certaines limitations ont été rencontrées. En ce qui concerne les conditions hydrologiques, l'extrapolation de la courbe de tarage, particulièrement pour les débits les plus faibles, serait l'une des principales sources d'incertitude associée à la charge estimée pour les ruisseaux et l'amont du lac. Il faut cependant souligner que cette extrapolation a été réalisée surtout sur les faibles débits, soit lorsque la charge en MES et en PT est plus faible. Concernant la qualité de l'eau, Harmel *et al.* (2006) mentionnent que les procédures de collecte et d'analyse des échantillons

peuvent introduire une incertitude importante dans les données. Cela notamment pour les cours d'eau peu pollués qui seraient plus sensibles à l'erreur absolue sur les mesures. Cependant, dans le cas des tributaires du lac Baie d'Or, l'influence de cette erreur sur la concentration en polluants devrait être relativement faible, compte tenu des concentrations élevées de MES et de PT qui y ont été retrouvées.

Aux sources d'incertitudes mentionnées ci-dessous s'ajoutent celles associées à la simulation des débits. En effet, bien que les critères de performance indiquent un bon ajustement du modèle, il faut rappeler que l'écoulement souterrain n'est pas simulé. Ainsi, afin de compenser cette limitation du modèle, un débit de base constant a dû être défini pour chacun des tributaires (tel que mentionné à la section 3.3.4). D'ailleurs, l'approche par soustraction utilisée pour l'estimation des débits et des concentrations provenant du réseau pluvial peut aussi contribuer de manière considérable à l'incertitude associée aux résultats du modèle.

4.4 Portrait limnologique du lac Baie d'Or

4.4.1 Qualité de l'eau du lac Baie d'Or

Cette section présente les résultats des analyses effectuées sur les échantillons d'eau récoltés dans le lac. Les trois premières parties portent sur la caractérisation physico-chimique et bactériologique de l'eau tandis que la dernière expose les résultats du calcul de l'IQBP pour ce plan d'eau. L'ensemble des données recueillies est présenté à l'annexe VII.

Température, oxygène dissous, pH et transparence **-** Les données enregistrées par les thermographes installés à la station B sont présentés à la figure 34 alors que la figure 35 montre les profils température et oxygène réalisés au même endroit durant la période estivale (les profils des stations A et C étant présentés à l'annexe VII).

Dans la littérature, une variation de température supérieure à 1 °C par mètre est couramment utilisé comme critère indicateur de stratification thermique (Nixdorf, 1994; Wetzel, 2001). En considérant ceci, on constate que pendant l'été, le lac Baie d'Or présente des périodes de stratification thermique diurne, qui se défait pendant la nuit (mélange de la colonne d'eau), typique d'un lac polymictique (figure 34). Des écarts supérieurs à 5 °C ont été enregistrés entre la surface et le fond entre juin et septembre (max : 5,8 °C observé en septembre). D'ailleurs, environ 30 % des profils de température (jour et nuit) enregistrés par les thermographes révèlent un écart supérieur à 1 °C entre juin et août (voir figure VII-1 en annexe), indiquant que pendant cette période, la colonne d'eau a montré une stratification thermique environ 30 % du temps. Cette stratification demeure toutefois relativement instable et est couramment observée dans les lacs peu profonds (Scheffer, 1998), plus vulnérables aux conditions météorologiques.

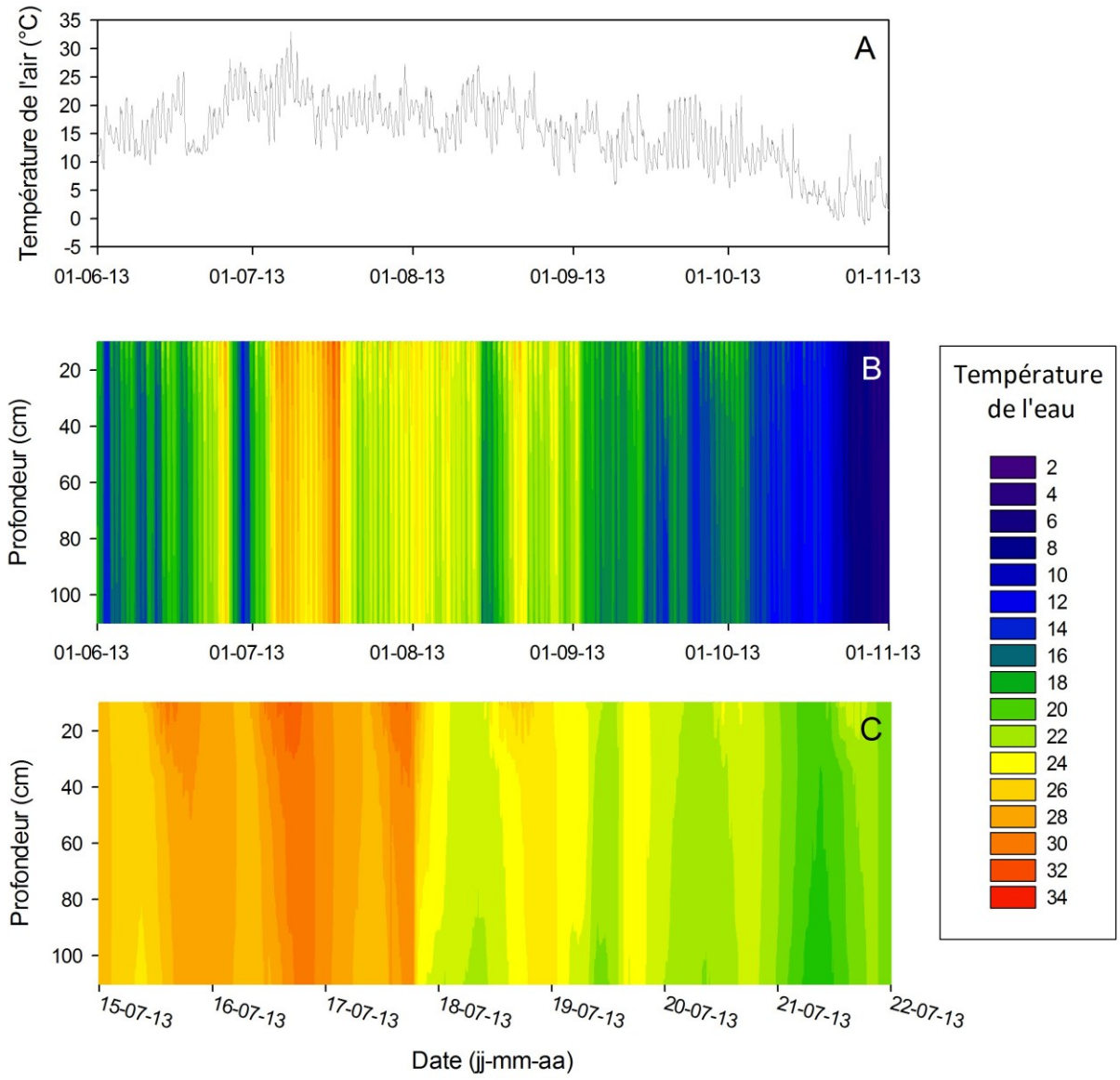


Figure 34 : Variation de la température (°C) avec la profondeur à la station B pendant la période estivale du 6 juin au 31 octobre (B) en parallèle avec la température de l'air (A). Détail de cette variation pour la semaine du 15 au 21 juillet (C).

Tel que présenté à la figure 35, le lac Baie d'Or n'a pas montré de conditions d'anoxie lors des neuf suivis d'oxygène dissous effectués à durant l'été. Une valeur minimale de 5,9 mg l^{-1} (64,8 % de saturation) a été mesurée à la station B à une profondeur de 110 cm le 27 aout. Au contraire, la plupart des mesures, particulièrement au milieu de l'été, ont révélé une sursaturation en oxygène. On constate également qu'au cours de l'été, la concentration en oxygène dissous dans la colonne d'eau varie avec la profondeur (figure 35). Près de la surface,

les concentrations les plus faibles ont été mesurées le 29 mai et le 13 juin, ce qui pourrait être expliqué par une activité photosynthétique moins importante au printemps résultant des conditions environnementales et d'une faible biomasse phytoplanctonique. En effet, les échantillons d'eau récoltés le 13 juin montraient peu de biomasse algale, et ils étaient dominés par du zooplancton (voir section 4.4.3).

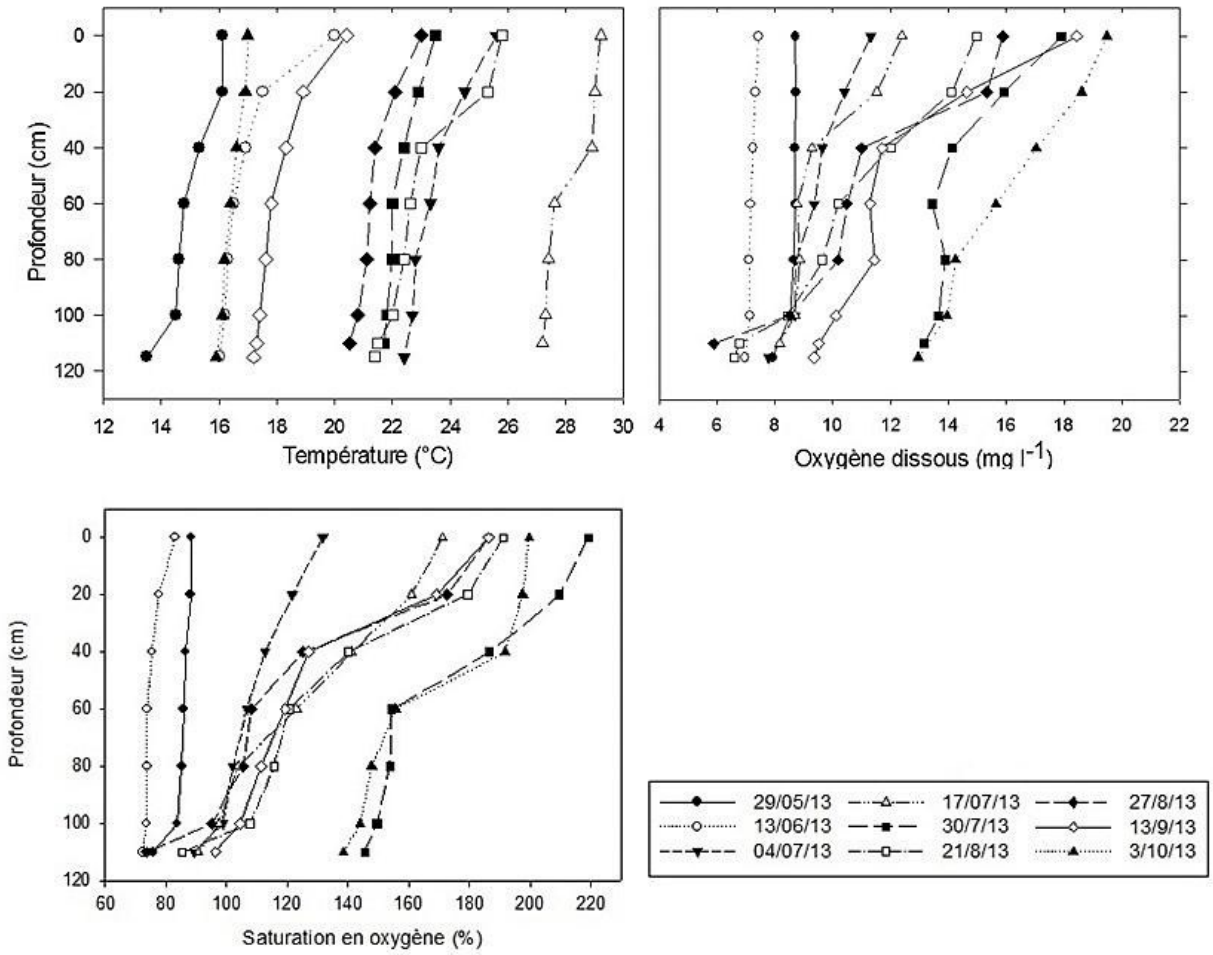


Figure 35 : Profils de température et d'oxygène dissous mesurés à la station B pendant l'année 2013

L'eau du lac présente une forte turbidité, tel qu'indiqué par les mesures de transparence effectuées à l'aide du disque de Secchi, qui donnaient en moyenne 21,5 cm (figure VII-2 en annexe).

Par ailleurs, les mesures de pH effectuées en août et données aux tableaux VII-1 et VII-2 (en annexe) montrent que le lac présente un pH alcalin. Les valeurs mesurées le 21 août près de la surface étaient toutes supérieures à 9, dépassant ainsi le critère suggéré par le MDDEFP (2013a) pour la protection de la vie aquatique (6,5 à 9,0). Un profil de pH réalisé à la station B a révélé que le pH diminuait vers le fond (de 9,3 à 8,3), indiquant que ces valeurs extrêmes seraient reliées à une activité photosynthétique plus importante près de la surface. Les valeurs de pH mesurées lors de l'inventaire des macrophytes étaient plus faibles (entre 7,3 et 8,8).

Autres variables chimiques et biologiques **-** Le tableau 25 présente les concentrations moyennes (pour toutes les stations) des différentes variables mesurées à partir des échantillons d'eau analysés en laboratoire (l'ensemble de résultats étant présenté a tableau VII-1 en annexe). Un contenu élevé de MES a été mesuré dans tous les prélèvements, avec des valeurs moyennes entre 63 et 120 mg l^{-1}, corroborant la faible transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi. Dans les eaux naturelles, la concentration en MES peut être très variable en raison des caractéristiques propres du milieu (MDDEFP, 2013a). Toutefois, des concentrations supérieures à 42 mg l^{-1} sont couramment associées à une eau de très mauvaise qualité selon Hébert *et al.* (1997). Quant aux MVES, elles constituent environ 44 % des MES, ce qui indique un contenu important en matière organique dans l'eau du lac Baie d'Or. Les résultats de l'analyse de la DBO_5 (sur les échantillons récoltés le 21 août) confirment aussi que l'eau du lac est riche en matières organiques, avec une moyenne de 11 mg l^{-1} (moyenne des trois sites). Cette valeur de DBO_5 est supérieure au critère de 8 mg l^{-1} du MDDEFP (2013a) qui cherche à limiter les risques d'anoxie dans l'eau.

Par ailleurs, des concentrations en PT largement supérieures au CVAC (30 µg l^{-1}) ont été constatées, avec une moyenne de 323 µg l^{-1} (écart-type : 101 µg l^{-1}). Dans les échantillons collectés en août et en septembre, 1 à 6 % de ce P était sous forme de SRP (tableau 25), ce qui est comparable aux valeurs données dans la littérature pour les lacs en général (Wetzel, 2001). Par contre, les prélèvements du 13 juin montrent une proportion de SRP beaucoup plus élevée, allant jusqu'à 66 %. Les concentrations en SRP varient largement, allant de 3,8 jusqu'à 236,1 µg P l^{-1}, mais toutes les concentrations supérieures à 15 µg P l^{-1} n'ont été observées que dans les échantillons du 13 juin. C'est aussi lors de cette campagne d'échantillonnage que les

concentrations maximales en NT (> 6 mg l^{-1}) et en MES ont été retrouvées (tableau 25). Cela pourrait être expliqué par le fait que des précipitations et des débits importants ont précédé cette campagne d'échantillonnage. Toutefois, il est difficile de valider cette hypothèse car le nombre de données disponibles est limité. Pour ce qui est du profil de SRP effectué le 21 août à la station B et des prélèvements effectués régulièrement en surface et au fond, ils n'indiquent pas une augmentation significative de la concentration en SRP avec la profondeur (figure 36).

Les concentrations en NT varient entre 6,28 mg N l^{-1} au début de l'été et 0,50 vers la fin de la période estivale. Cette même tendance décroissante a été constaté pour le rapport NT : PT qui est passé de 20 au début de l'été à une valeur minimale de 2 en septembre (tableau 25).

Tableau 25 : Principales variables analysées dans l'eau du lac Baie d'Or. Moyenne des concentrations mesurées aux trois stations pour les échantillons récoltés près de la surface et du fond

Date	Profondeur	MES (mg l^{-1})	MVES (mg l^{-1})	PT (µg P l^{-1})	SRP (µg P l^{-1})	NT (mg N l^{-1})	Chl– *a* (µg l^{-1})	Ratio SRP/PT	Ratio MVES/MES	Ratio NT/PT
13-juin	Surface	99	31	318	200,7	6,28	7,3	0,63	0,31	20
	fond	120	34	329	178,6	6,06	5,9	0,56	0,28	19
21 août	Surface	65	29	274	10,5	1,03	163,6	0,04	0,45	4
	fond	75	19	238	14,3	1,15	41,8	0,06	0,27	5
13-sept	Surface	63	35	452	4,6	0,99	320,1	0,01	0,55	2
	fond	69	24	291	4,9	0,50	177,5	0,02	0,35	2

Pour ce qui est de la Chl-*a*, les résultats montrent des concentrations relativement élevées, avec une moyenne de 163,7 µg l^{-1} pour l'ensemble des échantillons récoltés près de la surface. Les valeurs maximales ont surtout été observées en août et en septembre, où la concentration moyenne en surface était respectivement de 163,6 µg l^{-1} et 320,1 µg l^{-1} (tableau 25). Cette augmentation au cours de la période estivale résulte de la prolifération des cellules phytoplanctoniques. Lorsque ces résultats sont comparés aux données d'oxygène dissous (montrées à la figure 35), on constate la même tendance croissante, clairement associée à

l'augmentation de l'activité phytoplanctonique (test de corrélation de Pearson effectué sur les données de surface : R=0,891; P = 0,0013; n=9). Les échantillons collectés près du fond présentent aussi un contenu élevé en Chl-*a* (moyenne =75,1 µg l^{-1}), qui augmente au cours de l'été (allant de 5,9 à 177,5 µg l^{-1}) (tableau 25), mais ces concentrations sont jusqu'à trois fois plus faibles que près de la surface.

Du point de vue de la qualité bactériologique, l'eau du lac ne montre pas de contamination fécale au-delà de la limite pour la protection des activités récréatives et esthétiques (CARE) définie par le MDDEFP (2013a). Ainsi, les coliformes fécaux restent inférieurs à 1000 UFC/100 ml pour toutes les mesures effectuées (n=3).

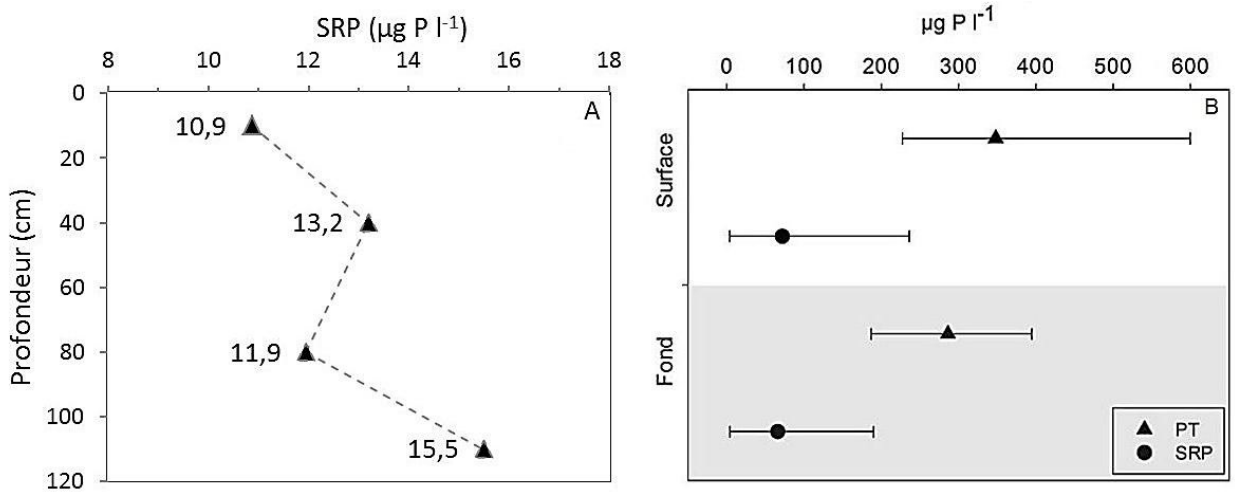


Figure 36 : Concentration en phosphore réactif soluble (SRP) par rapport à la profondeur; A. Profil de SRP effectué le 21 août 2013 à la station B (au centre du lac) ; B. Comparaison de la moyenne des concentrations en SRP et en PT observées dans l'ensemble de prélèvements collectés près de la surface et au fond.

Indice de qualité bactériologique et physicochimique du lac **-** Le tableau 26 présente les sous-indices de qualité calculés pour les différents descripteurs de qualité (MES, SAT, PT, CF, DBO5 et Chl-a_{total}), à partir des équations proposées par Hebert (2007). Ceux-ci étant déterminés en utilisant la médiane des concentrations en MES, SAT, PT, CF, DBO5 et Chl-a_{total} répertoriés au tableau VII-1 en annexe. Il est à noter que la Chl-*a* utilisée pour le calcul de l'IQBP inclut les

phéopigments[4], c'est pourquoi deux valeurs sont présentées pour la Chl-*a* au tableau VII-1, une incluant les phéopigments (Chl-a_{total}) et l'autre sans (Chl-*a**). L'IQBP obtenu pour le lac étant égal à zéro, (correspondant au sous-indice de qualité le plus faible) indique que l'eau de ce plan d'eau est de très mauvaise qualité (classe E). À l'exception des coliformes fécaux, tous les autres indices se situent dans la classe E, limitant ainsi tous les possibles usages de ce plan d'eau.

Tableau 26 : Sous-indices de qualité et IQBP du lac Baie d'Or

Descripteur de qualité :	MES	SAT [a]	PT	CF	DBO_5	Chl-a_{total}	IQBP
Sous-indice de qualité :	1	0	10	100	0	0	0

[a] Saturation en oxygène

4.4.2 Caractéristiques des sédiments

Le tableau 27 la présente la moyenne des concentrations retrouvées dans les 10 premiers centimètres des sédiments. L'ensemble des résultats d'analyse des sédiments est présenté à l'annexe VIII. Ces résultats montrent une concentration moyenne en P de 1331 mg kg^{-1} dans l'horizon 0 à 10 des sédiments prélevés aux stations B et C, et de 920 mg kg^{-1} à la station A (tableau 27). Cette différence de concentration est possiblement reliée au fait que le débit de l'eau est réduit vers le centre (B) et l'exutoire (C), favorisant ainsi la sédimentation du P adsorbé aux particules. Les concentrations en Fe étaient aussi plus faibles dans les sédiments collectés à la station A que dans ceux provenant des stations B et C. Le ratio Fe/P était de 30,1 (écart-type 1,8) pour l'ensemble d'échantillons analysés.

Les autres métaux et métalloïdes analysés (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Ni) ont été comparés aux « *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec […]*» établis par EC et MDDEP (2007). Ceux-ci définissent les valeurs de référence pour les contaminants majeurs fréquemment observées dans les sédiments, dont sept ont été évalués dans la présente étude.

[4] Forme résultante de la dégradation des pigments chlorophylliens (Hebert, 1997)

Ces valeurs de référence établissent des plages de concentration allant des concentrations faibles où les effets sur les organismes sont rarement observables, jusqu'à jusqu'aux concentrations élevées, soit celles pour lesquelles des effets défavorables sont fréquemment observés (voir tableau VIII-2). Des dépassements des critères CSE (concentration seuil produisant un effet) et CEO (concentration d'effets occasionnels) sont observés respectivement pour le chrome et le zinc (tableau 27).

Les résultats ont aussi été comparés aux teneurs de fond naturelles (niveau A) pour le secteur des Appalaches, définies à l'annexe 2 de la « *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* » du MDDELCC (1998). Les critères de cette politique sont applicables lorsque l'on désire disposer les sédiments en milieu terrestre (tableau VIII-3 en annexe). D'après les résultats, seul le Zn montre des concentrations supérieures au niveau A (tableau 27).

Tableau 27 : Concentrations des métaux analysés dans les sédiments du lac Baie d'Or, correspondant à la moyenne des valeurs retrouvées dans les 10 premiers centimètres, versus les critères de qualité applicables

	Concentration (mg kg^{-1})								
Station	**As**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	**P**	**Fe**
A	1,8	0,2	30,7	14,1	12,5	13,6	79,1	910,2	25236,2
B	5,1	0,1	63,6	29,3	25,5	17,9	142	1335,8	40295,3
C	4,0	0,2	69,1	31,8	28,3	18,3	150	1328,2	41956,3
Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec […] (EC & MDDEP, 2007)[a]									
CER	4,1	0,3	25	22		25	80	S.O.	S.O.
CSE	5,9	0,6	37	36		35	120	S.O.	S.O.
CEO	7,6	1,7	57	63	47	52	170	S.O.	S.O.
CEP	17,0	3,5	90	200		91	310	S.O.	S.O.
CEF	23,0	12,0	120	700		150	770	S.O.	S.O.
Critères pour la gestion de sédiments (Teneur de fond pour le secteur des Appalaches)[b]									
Niveau A[b]	15,0	1,3	75,0	50,0	55,0	40,0	130	S.O.	S.O.

[a] (CER) Concentration d'effets rares; (CSE) concentration seuil produisant un effet; (CEO) concentration d'effets occasionnels ; (CEP) concentration d'effets probables; (CEF) concentration d'effets fréquents. [b] Grille des critères génériques pour les sols, MDDELCC (1998)

Les résultats de l'analyse granulométrique montrent que les sédiments du lac sont composés principalement de particules fines. Entre 98 et 99 % du poids des échantillons était dominé par

des grains d'un diamètre inférieur à 0,5 mm. D'après la classification de Wentworth (tableau VIII-4 en annexe), ces particules comprennent des sables ainsi que du limon et de l'argile. Seul un échantillon prélevé à la station C contenait des particules dans la catégorie «gravier» (4,4 % du poids), d'une taille plus grande que 2 mm. Les fréquences relatives des différentes classes de particules sont présentées à l'annexe VIII.

4.4.3 Phytoplancton

L'ensemble de résultats de la caractérisation du phytoplancton est présenté au tableau VII-3 en annexe et la figure 37 illustre ces données en termes de richesse spécifique et de fréquence relative. Ces résultats montrent que les échantillons présentaient une faible biomasse et diversité phytoplanctonique, notamment au début de l'été. Les prélèvements de juin et juillet étaient dominés par du zooplancton, notamment des rotifères, alors que les espèces phytoplanctoniques les plus fréquentes étaient des *Chlorophycées coccoides*. Dans les échantillons des mois d'août et septembre, une plus grande abondance phytoplanctonique a été observée, cependant la diversité demeurait faible (figure 37). Des cyanobactéries du genre *Aphanizomenon sp*. ont été observées dans ces échantillons. L'augmentation de la biomasse algale au cours de l'été est aussi reflétée par la hausse des concentrations en Chl-*a* présentée plus haut et reproduite à la figure 37 (diamants).

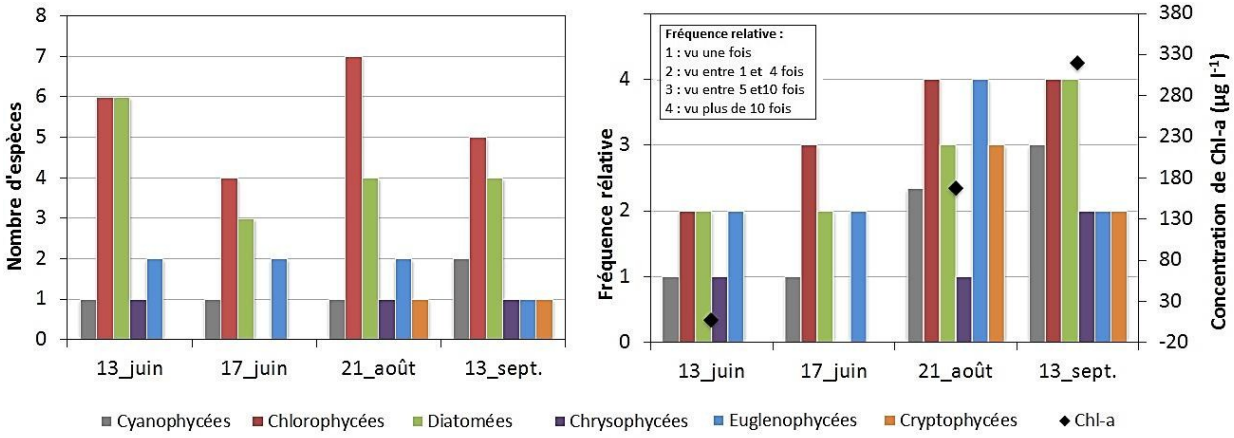


Figure 37 : Richesse spécifique et fréquence relative du phytoplancton retrouvé dans le lac Baie d'Or pendant l'été 2013. La fréquence relative correspond au maximum observé dans les trois stations d'échantillonnage.

4.4.4 Macrophytes

Les résultats de l'inventaire de macrophytes (tableau 28) indiquent qu'en 2013 le lac Baie d'Or a montré une faible présence et diversité de plantes aquatiques. Aucun macrophyte submergé (hydrophyte) ni flottant n'a été observé lors de la campagne de terrain. Seules des plantes émergentes (hélophytes) ont été répertoriées, représentées par trois espèces : *Typha latifolia* (quenouille), *Juncus effesus* (Jonc épars) et *Butomus umbellatus* (Butome à ombelle) (figure 38). Elles recouvraient environ 1,5 % de la surface totale du lac (tableau 28). Dans la zone pélagique, aucune plante aquatique n'a été observée.

Tableau 28 : Pourcentage moyen de recouvrement par les macrophytes au lac Baie d'Or en 2013

			Pourcentage relatif de recouvrement		
Zone d'étude	Aire (m^2)	Surface colonisée (m^2)*	*Butomus umbellatus*	*Typha latifolia*	*Juncus effesus*
A	227	4	Pas observé	100	Pas observé
B	196	9	22	78	Pas observé
C	107	45	2	98	Pas observé
D	220	60	2	99	Pas observé
E	263	47	Pas observé	96	4
Surface totale du lac [a]	11250	165	0,03	1,41	0,02

[a] Valeurs calculées à partir des données brutes recueillies sur le terrain.

Des herbiers aquatiques de *T. latifolia* sont clairement établis dans certaines zones autour du lac. Celle-ci est la plante aquatique la plus abondante répertoriée en 2013, et recouvrait 1,4 % de la surface du lac. D'après des documents consultés au bureau de la Ville de Lévis, elle aurait été introduite lors de la mise en place du marais de filtration en 2004. Par ailleurs, quelques individus de *Juncus effesus* ont été observés à des endroits isolés dans la zone E, avec un pourcentage de recouvrement d'environ 0,02 %. *B. umbellatus* a été observée dans les zones B

et D, où elle recouvrait 0,03 % de la superficie du lac. Bien que ce pourcentage soit faible, il est à noter qu'il s'agit d'une plante exotique envahissante (Sokolyk & Boudreau, 2009).

Le côté sud du lac (zones A et B) présente le plus bas pourcentage de recouvrement par de plantes aquatiques, tandis que les côtés nord (zones E et D) et est (zone C), près de l'entrée du lac, sont les plus colonisés. Les caractéristiques de l'eau mesurées lors de l'inventaire des plantes aquatiques sont semblables à celles mesurées pendant les autres campagnes d'échantillonnage (tableau VII-2 en annexe).

Figure 38 : Principales macrophytes émergentes retrouvées dans le lac Baie d'Or en 2013. A. *Butomus umbellatus*; B. *Juncus effesus* (à droite); C et D. Herbier aquatique de *Typha latifolia*.

4.4.5 Principales propriétés morphométriques et hydrologiques du lac Baie d'Or

Le tableau 29 présente les principales caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac Baie d'Or. Le temps de résidence, calculé en utilisant un débit moyen de 0,02 $m^3 s^{-1}$ en saison estivale lorsque le barrage était fermé, est d'environ 5 jours, ce qui est beaucoup plus faible que la valeur de 6 mois estimée en 2003 par la firme de génie-conseil SNC-Lavalin. Cet

écart pourrait s'expliquer par les différences de profondeur, de volume et de débits utilisées par SNC-Lavalin. De plus, il faut rappeler que les calculs effectués dans le cadre de cette étude 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 données par SNC-Lavalin est présentée au tableau 29. Ces résultats sont très importants pour l'analyse des causes de la dégradation du lac. Dans les rapports des études effectuées par les firmes de génie conseil SNC Lavalin (2003) et Écogénie (2009), 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. D'après les résultats obtenus dans le cadre de ce projet, le temps de résidence serait plutôt faible. Il faut toutefois rappeler que le nombre de mesures de débit utilisées pour le calcul du temps de résidence est limité à quatre au total dans la présente étude. Ainsi, le temps de résidence pourrait être surestimé 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 29, 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 (2003).

Tableau 29 : Quelques caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac Baie D'Or

Caractéristiques du lac établies pour 2013			Données répertoriées en 2003 par SNC Lavalin
	Paramètre	**Valeur**	
$\mathbf{Q_{Lac}}$	Débit moyen à l'exutoire du lac	0,02 $m^3 s^{-1}$	5 x 10^{-4} $m^3 s^{-1}$
$\mathbf{A_{lac}}$	Aire du lac	1,13 ha	1,5 ha
V	Volume du lac	8 650 m^3	22 500 m^3
Z	Profondeur moyenne	0,77 m	1,5 m
ρ	Taux de renouvellement	30,6 an^{-1}	-
τ_w	Temps de rétention	5 jours	6 mois

4.4.6 Capacité de support théorique

Les résultats du calcul de la capacité de support théorique sont présentés au tableau 30. Cette capacité de support est donnée en termes de la **charge maximale** en P que pourrait supporter ce plan d'eau pour maintenir un état trophique oligotrophe, mésotrophe ou eutrophe. Les résultats de ces calculs confirment que la charge en P reçue par le lac pendant la période estivale dépasse amplement sa capacité de support. D'après ces estimations, une réduction minimale de 93 à 97 % de la charge actuelle en P (calculées par les méthodes M2 et M4, respectivement) devrait être atteinte afin d'amener le lac à un état mésotrophe. Cette réduction serait de l'ordre de 78 à 90 % pour atteindre la limite supérieure du niveau eutrophe. Bien que ces besoins pour atteindre une amélioration soient très exigeants, ils ne sont pas surprenants étant donné que le lac montre actuellement des concentrations en P jusqu'à dix fois plus élevées que la limite établie pour prévenir l'eutrophisation. Par ailleurs, d'après le modèle de (Vollenweider, 1976) une concentration moyenne en PT de 448 à 1055 µg l^{-1} serait attendue dans le lac pour les charges estimées par les méthodes M2 et M4 en 2013. Étant donné que ces concentrations sont plus élevées que celles observées, il est possible que la charge en PT ait été surestimée. Cependant, il faut noter que l'équation de Vollenweider est un modèle empirique qui ne tient pas compte de l'ensemble de processus ayant lieu dans la colonne d'eau. Ainsi, ces valeurs pourraient aussi suggérer des pertes en P plus importantes que celles définies par le coefficient de rétention (R_{PT}) du modèle. Malgré l'écart entre les deux méthodes de calcul de la charge (M2 et M4), l'influence sur les conclusions est très faible. En effet, lorsqu'on compare les besoins de réduction de la charge en PT, on observe qu'elles sont relativement semblables pour les deux méthodes.

Tableau 30 : Résultats du calcul de la capacité de support théorique, estimée au moyen du modèle de charge externe en phosphore proposé par Vollenweider (1976). Valeurs présentées en termes de la charge estivale en phosphore selon trois scénarios d'amélioration visés et comparaison par rapport à la charge observée en 2013

		Valeurs ciblées [a]			Valeurs observées en 2013 [b]	
Paramètre	**unités**	**Oligotrophe**	**Mésotrophe**	**Eutrophe**	**M2**	**M4**
Concentration en PT dans le lac	mg m^{-3}	10	30	100	299[c]	
Charge maximale pondérée par la surface du bassin versant [d]	mg m^{-2} an^{-1}	0,9	2,9	9,5	35,5	83,4
Charge maximale estivale [d]	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 M2	%	97,8	93,3	77,7		
Réduction requise d'après la charge estimée par M4	%	99,1	97,2	90,5		

[a]Valeurs définies en fonction de la concentration critique maximale qui délimite chaque niveau trophique ciblé**;** [b]Méthode d'estimation de la charge (M2 ou M4); [c] Médiane des concentrations observées; [d]Charge calculée sur la période estivale évaluée dans cette étude, soit 153 jours (du 1er juin au 31 octobre)

CHAPITRE 5 : DISCUSSION

5.1 État trophique et autres caractéristiques du lac

5.1.1 L'eau

Les résultats du portrait limnologique confirment que le lac Baie d'Or subit une eutrophisation importante. En effet, ce plan d'eau présente toutes les caractéristiques d'un lac hypereutrophe, incluant une teneur élevée en PT et en Chl-*a* ainsi qu'une faible transparence. De plus, l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique du lac indique une eau de très mauvaise qualité (classe E), ce qui signifie que tous les usages sont compromis.

La forte turbidité résulte des concentrations élevées en MES arrivant au lac suite au lessivage des sols dans le bassin versant, particulièrement lors des événements de pluie. Selon nos résultats de simulation, ce sont les étés 2010 à 2012 qui ont généré une plus forte entrée de MES vers le lac en raison des plus fortes précipitations au cours de ces étés, alors que 2013 ressemble à 2009 (voir section 4.3.4). Ainsi, la transparence était probablement encore plus faible pendant ces années. À noter cependant qu'une forte croissance phytoplanctonique dans la colonne d'eau du lac peut aussi causer une augmentation de la turbidité (Phillips, 2005; Scheffer, 1998). Les concentrations élevées en Chl-*a* mesurées à la fin de l'été 2013 indiquent une hausse importante de la biomasse phytoplanctonique pouvant expliquer en partie cette forte turbidité.

Les résultats indiquent que le lac Baie d'Or présente une concentration remarquable de matière organique (ratio MVES/MES) qui augmente vers la fin de l'été. Cette matière organique apportée par les tributaires ou associée à la productivité primaire dans le lac est corroborée à la forte DBO_5 mesurée, qui demeure supérieure à 8 mg l^{-1}. Un tel contenu en matière organique peut favoriser des conditions d'anoxie, puisqu'elle génère une consommation d'oxygène lorsqu'elle est dégradée par les processus microbiens. Cependant, les mesures effectuées en 2013 n'ont pas montré une présence d'anoxie dans la colonne d'eau, ce qui n'exclut pas que

des périodes d'anoxie puissent apparaitre certaines années ou durant certains moments pendant la période estivale.

Par ailleurs, le contenu en PT dans l'eau était presque 10 fois supérieur à la limite du niveau mésotrophe (30 mgl^{-1}), ce qui favorise la productivité primaire et accélère le processus d'eutrophisation du lac. La fraction directement biodisponible (SRP) de ce P (SRP/PT) pouvait atteindre plus de 60 % au mois de juin, expliqué par une productivité primaire encore faible (biomasse de 7,3 µg Chl-*a* l^{-1}), ainsi que par une exportation élevée vers le lac faisant suite à des événements pluviométriques. Cette fraction semblait diminuer au cours de l'été, variant entre 1 et 6 % aux mois d'août et de septembre, résultant de la consommation par les algues et les plantes aquatiques. Cependant, les concentrations en SRP étant demeurées toujours supérieures à 3 µg l^{-1}, elles auraient été suffisantes pour soutenir la prolifération phytoplanctonique (Reynolds, 1998). De plus, la transformation d'autres formes de P par des processus physiques, chimiques et biologiques ont possiblement assuré une source de P biodisponible pour les producteurs primaires tout au long de l'été.

Lorsque le contenu en P augmente et n'est plus un facteur limitant, la productivité primaire peut être régulée par la disponibilité d'autres éléments, particulièrement l'azote. Dans le cas du lac Baie d'Or, le rapport NT : PT étant inférieur à 10 dans les prélèvements d'août et septembre, il est possible de penser que l'azote joue également un rôle important dans la régulation de la biomasse algale de ce plan d'eau. L'augmentation de la charge en azote est donc un facteur à surveiller, car elle pourrait stimuler davantage la prolifération phytoplanctonique. De manière générale, d'un point vu écologique, un déficit en N (ou un excès en P) peut devenir un scénario favorable à la prolifération d'algues capables de fixer l'azote atmosphérique, telles que certaines cyanobactéries (Reynolds, 1998; Schindler, 1977, 1981).

D'après les observations, la productivité primaire en 2013 était surtout dominée par du phytoplancton plutôt que par des plantes aquatiques. Cette biomasse phytoplanctonique étant très abondante, elle conduit à l'établissement de concentrations en Chl-*a* d'un niveau hypereutrophe (soit > 25 µg l^{-1}). L'activité photosynthétique de cette biomasse algale produit d'importantes quantités d'oxygène, pouvant expliquer la sursaturation retrouvée dans le lac pendant la période estivale. Wetzel (2001) signale que des valeurs supérieures à 200 % de

saturation en oxygène peuvent résulter de l'activité photosynthétique. Cette photosynthèse accrue mène aussi à une augmentation du pH tel qu'observé au lac Baie d'Or, résultant de la diminution du gaz carbonique puisé par les algues. Il est à noter qu'une grande variabilité dans les valeurs de pH a été observée entre le 21 et le 27 août, en parallèle aux variations dans la concentration en oxygène dissous. Dans le cas de lacs très productifs, des variations de pH peuvent être observées même sur une échelle journalière, avec des valeurs s'élevant au-dessus de 10 en après-midi et descendant au-dessous de 8 pendant la nuit (Maberly, 1996). D'ailleurs un pH élevé peut devenir un facteur favorisant la dominance des cyanobactéries dû notamment à leur capacité à utiliser les ions bicarbonate comme source de carbone pour la photosynthèse (Pick & Lean, 1987).

Bien que le lac montre une prolifération phytoplanctonique notable, la diversité d'espèces est plutôt faible. Différents facteurs biologiques, chimiques et physiques peuvent avoir un impact sur la composition de la communauté algale, incluant les interactions biotiques (prédation et compétition), le pH, la température, la pénétration de la lumière (turbidité), la disponibilité en éléments nutritifs, et le taux de renouvellement de l'eau (Reynolds, 1998; Wetzel, 2001; Yang *et al.*, 2008). De plus, la biomasse et la diversité phytoplanctonique peuvent être très variables dans le temps en raison des changements saisonniers et interannuels des caractéristiques du milieu. Toutefois, de manière générale les conditions extrêmes associées à l'hypereutrophie sont souvent associées à une faible diversité (Leibold, 1999; Reynolds, 2006). Les concentrations élevées en P du lac Baie d'Or n'ont pas systématiquement mené à l'établissement de fleurs d'eau d'algues à chaque année (si on définit une fleur d'eau comme une biomasse plus abondante qu'en moyenne, des odeurs nauséabondes et des écumes). Des citoyens ont signalé en 2002 et 2003 la présence d'algues filamenteuses ainsi que de mauvaises odeurs (SNC Lavalin, 2003), et selon le rapport Écogénie (2009), des fleurs d'eau auraient été observées en 2007. Malgré que des fleurs d'eau n'aient pas spécifiquement été répertoriées dans les dernières années, la problématique d'eutrophisation demeure encore entière. En 2013, la biomasse phytoplanctonique était très élevée même si cette croissance n'a pas mené à des plaintes par les citoyens sur les odeurs ou l'apparition d'écumes. La faible transparence de l'eau, le faible temps de résidence, la faible disponibilité d'autres éléments nutritifs par rapport

à celle du P et le pH alcalin sont parmi les facteurs qui déterminent les espèces présentes au lac Baie d'Or. Par ailleurs, la faible diversité phytoplanctonique pourrait résulter du caractère polymictique du lac (Nixdorf, 1994).

Le lac Baie d'Or montre certaines conditions favorables au développement des macrophytes, telles que des concentrations élevées en nutriments et une faible profondeur. Toutefois, le pourcentage de recouvrement du lac par des plantes aquatiques pendant l'été 2013 était plutôt faible et ne comportait que des plantes émergeantes près des berges. L'absence de macrophytes submergées pourrait être liée à la forte turbidité de l'eau qui réduit la pénétration de la lumière essentielle à la photosynthèse de ces plantes. Tel que discuté précédemment, les lacs peu profonds soumis à des processus d'eutrophisation peuvent changer d'un état dominé par les macrophytes à un autre état dominé par le phytoplancton lorsque la lumière devient trop limitée pour la croissance des plantes aquatiques accrochées au fond. De manière générale, il est possible que le lac soit dans une phase de transition entre ces états stables alternatifs, où qu'il ait déjà atteint un état dominé par du phytoplancton. La profondeur maximale que les plantes submergées peuvent coloniser est directement relié à celle mesurée à l'aide du disque de Secchi (Chambers & Kalff, 1985). Au lac Baie d'Or, cette profondeur n'étant que d'environ 22 cm, la croissance des plantes submergées serait très restreinte. Dans le cas des plantes émergeantes, même si elles ne recouvraient qu'une petite portion du lac en 2013, leur prolifération devrait être un aspect à surveiller, particulièrement celle des espèces exotiques envahissantes (par ex. le Butome à ombelle).

Finalement, d'après les observations les berges du lac ne montrent pas de sols dénudés ni de signes visibles d'érosion, mais la ceinture de végétation autour du lac est très limitée (de 2 à 4 m), avec 50 % de la bande riveraine composée par des surfaces gazonnées et 25 % par des surfaces imperméables (voir annexe IX). De telles caractéristiques peuvent favoriser l'écoulement de l'eau et le lessivage des sols autour du lac, contribuant davantage à l'enrichissement du milieu. Ces résultats mettent en évidence l'importance de travailler auprès des riverains afin de contrôler l'utilisation d'engrais pour le gazon, lesquels peuvent facilement se rendre au lac.

5.1.2 Les sédiments

Le ratio Fe/P étant supérieur à 15, ceci suggère que les sédiments auraient une bonne capacité de rétention du P par la liaison avec le Fe (Jensen *et al.*, 1992). De plus, les profils d'oxygène dissous n'ont pas révélé de conditions d'anoxie près du fond, du moins le jour lorsque les profils ont été réalisés, limitant les risques de dissolution des complexes Fe-P à la surface des sédiments. Ceci n'exclut pas le relargage potentiel de P dans l'eau interstitielle des sédiments et sa mobilisation ultérieure vers la colonne d'eau. Toutefois, les mesures de SRP effectuées dans les échantillons à la surface et au fond de la colonne d'eau tout au long de l'été ainsi que le profil de SRP réalisé le 21 août ne permettent pas d'affirmer qu'il existe une remobilisation de P en provenance des sédiments puisque le SRP n'augmente pas près du fond. Malgré ces résultats, il est important de souligner que certaines conditions observées au lac Baie d'Or, telles que l'alcalinité de l'eau, la température élevée et la remise en suspension des sédiments étant donnée la faible profondeur et la présence de poissons benthivores, pourraient favoriser la mobilisation du P (Boström *et al.*, 1988a). Par ailleurs, les sédiments du lac Baie d'Or étant principalement composés de particules fines, ils seraient plus sensibles à l'activité des poissons benthiques, à l'action du vent, et au mélange de la colonne d'eau résultant des variations de température. Ainsi, il est possible qu'une mobilisation de P vers la colonne d'eau survienne à certains moments pendant l'été. Il est important de noter que les mesures nécessaires pour faire un bilan complet de la charge interne et pour déterminer le relargage du P sont beaucoup plus complexes que celles effectuées dans la présente étude. Par conséquent, les résultats sont présentés ici à titre indicatif et comme une première estimation de l'impact des sédiments sur l'eutrophisation du lac. Le degré d'anoxie et l'apport en P par les sédiments devraient être surveillés dans les années à venir.

Pour ce qui est des composés métalliques évalués, il semble y avoir une augmentation du contenu en zinc et en chrome par rapport aux valeurs répertoriées par Les Laboratoires Shermont (2010). Contrairement aux résultats de 2010, la concentration moyenne en Zn dépasse la CSE, cependant elle est encore inférieure à la concentration d'effets occasionnels (CEO), ce qui suggère une faible probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes. Les concentrations en chrome dépassaient la concentration menant à des effets possibles (CEP)

ce qui indique une augmentation de plus de 100 % par rapport à 2010. Par conséquent, ces sédiments ne pourront pas être disposés ailleurs en eau libre sans que des tests supplémentaires soient effectués afin d'éviter la détérioration du milieu récepteur (EC & MDDEP, 2007). De plus, dans l'éventualité où des travaux de dragage seraient effectués, la gestion des sédiments en milieu terrestre devrait être réalisée conformément à la « *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés »*. D'après cette politique, certaines restrictions minimales d'utilisation seraient applicables à ces sédiments, car la concentration en zinc dépasse la teneur de fond (limite A) définie pour la région des Appalaches à l'annexe 2 de cette politique (130 mg/kg). Les options de gestion sont décrites au tableau 2 de la « *Grille de gestion des sols contaminés excavés intérimaires»* de la *« Politique de protection de sols* » (voir tableau VIII-3).

5.2 Les causes de l'eutrophisation du lac Baie d'Or

Les résultats de cette étude confirment que la dégradation de la qualité de l'eau du lac Baie d'Or est le résultat d'une exportation accrue d'éléments nutritifs provenant d'un bassin versant fortement modifié par les activités anthropiques. En effet, la caractérisation de la qualité de l'eau des tributaires du lac a permis de constater que l'eau alimentant le lac est de très mauvaise qualité (catégories D à E d'après l'IQBP), les principales problématiques de ces tributaires étant reliées à un transport marqué en MES et en PT. Ces observations corroborent les résultats obtenus par les Laboratoires Shermont suite à un échantillonnage effectué en amont du lac en 2010. Cette exportation continue en PT et en MES se traduit par une charge annuelle qui dépasse amplement la capacité de support du lac.

Les données récoltées en 2013 sur la charge interne potentielle suggèrent que les sédiments du lac ne contribuent pas de manière importante au P retrouvé dans la colonne d'eau. Bien que nous ne connaissions pas la quantité de P apportée par les sédiments, le potentiel de remobilisation du P semble relativement faible pour l'instant. Welch et Cooke (2005) signalent qu'un taux de relargage allant de 2 à 5 mg m^{-2} $jour^{-1}$ peut être observé dans des lacs eutrophes (autant en milieux stratifiés anoxiques que mélangés oxygénés). En considérant qu'une telle

mobilisation en P serait présente au lac Baie d'Or, la magnitude de cet apport interne en P serait minime (0,003 à 0,008 tonne de P), comparativement à celle provenant de la charge externe (0,32 tonne en 2013).

Ainsi, il est possible d'affirmer qu'actuellement, l'eutrophisation du lac Baie d'Or est principalement due à la charge externe qui alimente le lac plutôt qu'au P entreposé dans les sédiments. Les sections suivantes présentent un bilan des principaux facteurs ayant un impact sur la qualité de l'eau du lac Baie d'Or et son processus d'eutrophisation.

5.2.1 Régime hydrologique

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que sur le bassin versant du lac Baie d'Or, le ruissellement est très élevé (environ 32 % du bilan hydrique) et comparable à celui observé sur des bassins versants présentant entre 30 à 50 % d'imperméabilisation (Shaver *et al.*, 2007). Cependant, les surfaces imperméables n'occupent qu'environ 6 % du territoire. Brabec *et al.* (2002) et Schueler (1995) mentionnent que les surfaces perméables modifiées par les activités anthropiques présentent des caractéristiques très différentes de celles observées en milieu naturel. Ainsi, une perte de la capacité d'infiltration, comme celle constatée sur le bassin versant du lac Baie d'Or, pourrait être associée au compactage du sol, à la perte de la couverture végétale, ainsi qu'à des changements des propriétés du sol (Brabec *et al.*, 2002; Schueler, 1995; Shaver *et al.*, 2007).

Ce ruissellement accru conduit à une grande variabilité du régime hydrologique des ruisseaux qui alimentent le lac, dont le débit peut changer rapidement et de manière considérable suite à des épisodes pluvieux. Par exemple à la branche 10, un débit maximal de 5,33 $m^3 s^{-1}$ a été constaté pendant la période estivale, alors que le débit moyen n'était que de 0,02 $m^3 s^{-1}$. La présence d'un barrage sur ce ruisseau expliquerait en partie les valeurs extrêmes de débit qui y sont observées. À la branche 18, la plage de débits est plus réduite, avec une moyenne de 0,01 $m^3 s^{-1}$ et un débit maximal de 0,66 $m^3 s^{-1}$. Par ailleurs, des débits beaucoup plus importants sont retrouvés au printemps pendant la fonte nivale. Ces fortes variations du régime hydrologique contribuent au lessivage des polluants présents sur les sols ainsi qu'aux processus d'érosion.

La comparaison des résultats de l'analyse de l'eau en temps sec et en temps de pluie mettent en évidence l'effet du régime hydrologique sur la qualité de l'eau des tributaires. En effet, tel que montré à la section 4.1.3, des concentrations très élevées en PT, en MES, en DBO_5, en coliformes fécaux et en nitrates sont observées lors des événements de pluie comparativement au temps sec.

5.2.2 L'occupation du territoire

Les charges en nutriments et en MES reçues par le lac Baie d'Or sont, notamment, une conséquence de l'occupation du territoire. En effet, le bassin versant de ce plan d'eau ne comporte actuellement que 18 % de zones boisées, tandis que la grande partie du territoire est de type agricole (66,4 %), résidentiel (10,2 %) ou commercial (5,6 %). Le développement urbain et les activités agricoles ont déjà été signalées comme des sources probables de la dégradation du lac (Écogénie, 2009; SNC Lavalin, 2003); cependant, leur importance relative n'avait jamais été évaluée. La modélisation hydrologique effectuée dans ce projet a permis d'établir que le milieu agricole est la principale source du PT (environ 61 %) et des MES (environ 76 %) entrant dans le lac. Néanmoins, la charge apportée par le milieu urbain demeure non négligeable. C'est pourquoi les stratégies de restauration du lac devraient prendre en compte ces deux milieux.

Dans le bassin versant du lac Baie d'Or, les eaux urbaines sont drainées par un système de conduites séparées. Ainsi, les charges en nutriments et en MES arrivant au lac proviennent principalement du ruissellement de surface. Les résultats d'analyse des CF quantifiés sur l'échantillon collecté en temps sec directement dans les conduites suggèrent que le réseau des eaux pluviales alimentant le lac n'est pas affecté par une contamination de type sanitaire, mais il transporte des concentrations élevées en PT (> 170 mg l^{-1}). L'épandage de fertilisants sur les gazons et les jardins, ainsi que l'utilisation de produits de nettoyage sur les surfaces imperméables (par ex. allées des maisons) pourraient contribuer à l'apport en P associé à ce milieu.

L'importance relative des terres à usage agricole sur les charges en PT et en MES reçues par le lac n'est pas surprenante compte tenu qu'elles occupent 66 % du bassin versant. Certaines pratiques agricoles peuvent entrainer une dégradation des sols, avec des conséquences

environnementales importantes. La monoculture, le travail excessif des terres ainsi que l'absence de bandes riveraines adéquates accroissent les pertes de sol par l'érosion hydrique et éolienne (Ministère de l'Environnement, 2003b), ce qui favorise le transport de MES et d'éléments nutritifs vers les cours d'eau. Dans le cas du lac Baie d'Or, les résultats d'analyses des MES dans l'eau des tributaires révèlent que les sous-bassins agricoles drainés par les branches 10 et 18 sont fortement affectés par l'érosion. Les concentrations les plus élevées en MES ont été observées à la branche 10 autant en temps sec qu'en temps de pluie (en moyenne 52 mg l^{-1} et 216 mg l^{-1} respectivement). Toutefois, des quantités importantes en MES, supérieures à 500 mg l^{-1}, sont aussi transportées par la branche 18 (en moyenne 157 mg l^{-1}) à la suite des événements pluviométriques, montrant l'effet de l'érosion hydrique. La mauvaise qualité des bandes riveraines, le réaménagement des ruisseaux ainsi que leur régime hydrologique seraient parmi les causes de cette problématique. Une étude effectuée par le CBE (2010) a signalé 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[5].

D'autre part, bien que nous ne disposions pas d'information relative aux quantités de fumiers et d'engrais minéraux utilisés sur le bassin versant du lac Baie d'Or, les résultats de la présente étude suggèrent une problématique de surfertilisation. En effet, les branches 10 et 18 montrent des concentrations en P qui dépassent en tout temps le seuil de 30 µg l^{-1} proposé par le MDDEFP (2013a) pour protéger les milieux aquatiques de l'eutrophisation. En période de crue, la quantité de PT transporté par ces ruisseaux est plus de dix fois supérieure à ce seuil. Cette forte exportation de P provenant du territoire agricole pourrait aussi être expliquée par des mauvaises pratiques d'entreposage et d'application des fumiers, telle que l'épandage avant ou pendant les périodes de pluie.

Dans les bassins versants agricoles, la minéralisation de l'azote organique du sol et l'utilisation de fertilisants favorisent l'exportation de composés azotés vers les cours d'eau (Gangbazo & Babin, 2000; Lapalme, 2006; Meybeck, 1982). La présence de concentrations élevées en NT et

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

notamment en NO_3 pourraient aussi être associées à des problèmes de surfertilisation (Hébert *et al.*, 2000; Lapalme, 2006). Nos résultats suggèrent que le secteur drainé par la branche 18 serait affecté par l'utilisation de fertilisants azotés. En effet, ce ruisseau a montré une concentration moyenne de 1,433 mg l^{-1} en temps sec et de 3,421 mg l^{-1} en temps de pluie, soit plus de trois fois les valeurs observées dans la branche 10 et en amont du lac. Des analyses supplémentaires devraient être considérées dans les étapes futures du projet de restauration du lac afin de valider cette hypothèse et de caractériser l'origine de cette pollution.

Pour ce qui est de la qualité bactériologique de l'eau, l'analyse des CF dans l'eau des tributaires du lac a montré une importante contamination fécale à la branche 18 en temps sec (6500 UFC/100 ml). Cette contamination pourrait indiquer soit de mauvaises pratiques agricoles, soit d'autres sources potentielles de pollution (par ex. branchements sanitaires, exfiltration de conduites d'égouts). Toutefois, compte tenu que seul un prélèvement a été effectué en temps sec, il n'est pas possible d'établir si telle contamination est sporadique ou constante, ni de déterminer sa provenance. D'ailleurs, en période de pluie la branche 10 montre une concentration moyenne de 14 256 UFC/100 ml, largement supérieure à celle retrouvée à la branche 18 (1402 UFC/100 ml), probablement due à la plus grande surface drainé par ce ruisseau. Ces niveaux de contamination fécale pourraient résulter de l'entreposage et de l'épandage de fumier, ainsi que de la présence d'animaux sur le territoire.

5.2.3 Caractéristiques du lac pouvant agir sur son état

Certaines caractéristiques morphométriques du lac Baie d'Or le rendent plus vulnérable à l'eutrophisation. Comme plusieurs lacs artificiels, la surface de ce plan d'eau est très petite (1,13 ha) comparativement à celle de son bassin versant, qui fait 353 fois la taille du lac. Ce rapport entre la surface drainé et la taille du lac peut contribuer à la magnitude de la charge en P reçue par le lac, largement supérieure à sa capacité de support. La faible profondeur de ce plan d'eau peut aussi avoir un effet sur son état trophique. Celle-ci rend la colonne d'eau plus susceptible aux variations de température, au régime hydrologique et à l'effet du vent. Ce lac montre en effet une stratification thermique intermittente, et ainsi un mélange constant de la colonne d'eau pouvant générer la remise en suspension des sédiments.

5.3 Analyse des alternatives d'intervention

Depuis plusieurs années, diverses mesures 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, 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[6]. Étant donné que ces mesures n'ont pas donné les résultats attendus par la Ville de Lévis, leur entretien n'a pas été poursuivi. Cependant, il est difficile de juger de leur efficacité, car aucun suivi de la qualité de l'eau n'a été effectué avant et après leur mise en place. D'ailleurs, la période de temps durant laquelle ces mesures ont été fonctionnelles n'a peut-être pas été suffisante pour générer une amélioration notable. En 2005, un système d'aération au fond du lac, des aérateurs en surface et une fontaine ont également été mis en place. Cependant, en 2008, le système installé au fond du lac était déjà inopérant dû à l'ensablement des aérateurs, et en 2009, la fontaine a été arrêtée par un bris des ancrages.

Suite au mandat octroyé à la firme Écogénie en 2009, trois nouveaux scénarios d'intervention ont été proposés, faisant partie de la première option de solutions envisagée par la Ville de Lévis (tableau X-1 en annexe). Ces scénarios nécessitent différents niveaux d'investissement par la Ville. 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, mais elle serait une alternative viable pour éliminer de façon durable les nuisances générées par la dégradation du lac. Elle permettrait également d'aménager un parc avec des sentiers d'interprétation, au profit de la communauté et non seulement des riverains. Cette alternative a toutefois été rejetée par les résidents du secteur qui ont manifesté leur désir de conserver le lac. Les mesures d'intervention proposées par la firme Écogénie et envisagées actuellement par la Ville de Lévis comportent soit des mesures curatives pour atténuer les signes d'eutrophisation, soit des actions à l'échelle du

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

bassin versant visant à agir sur l'origine du problème. La pertinence de ces actions est analysée ci-dessous.

5.3.1 Mesures d'atténuation

Les mesures d'atténuation cherchent à limiter les signes d'eutrophisation du lac, mais ne visent pas à réduire la charge externe, identifiée dans la présente étude comme la source primaire du problème. Par conséquent, elles ne peuvent pas apporter d'amélioration durable et devraient seulement être envisagées de manière complémentaire à la réduction de la charge externe.

Réparation des systèmes d'aération **-** Tel que mentionné au chapitre 1, les principaux avantages des techniques d'aération sur la restauration des lacs sont l'augmentation de la concentration en oxygène dissous et la déstratification de la colonne d'eau (Cooke, 2005). Ainsi, ces techniques sont notamment utilisées lorsque les faibles concentrations en oxygène limitent la vie aquatique et pour réduire le relargage de P à partir des sédiments (Cooke, 2005). Toutefois, ces problématiques ne semblent pas toucher actuellement le lac Baie d'Or. En effet, lors des suivis effectués en 2013, le lac n'a pas montré de signes d'anoxie mais plutôt une sursaturation en oxygène, lié à la forte activité photosynthétique, la faible profondeur du lac et un mélange régulier de la colonne d'eau. Par conséquent, dans le contexte actuel, la remise en fonction du système d'aération et de la fontaine n'aurait pas un effet très important sur la qualité de l'eau du lac. Cependant, l'aération pourrait s'avérer nécessaire à l'avenir, si la concentration en oxygène dissous devenait limitée. Pour cette raison, il est important d'effectuer une surveillance de l'évolution des caractéristiques physicochimiques du lac.

Entretien du bassin de sédimentation et du marais filtrant **-** Les données récoltées dans le cadre de ce projet suggèrent que le bassin de sédimentation en amont du lac ne serait pas adapté aux caractéristiques hydrologiques (débits de pointe) observées à cet emplacement. En effet, lors d'événements pluvieux, le niveau du seuil est rapidement dépassé (figure 39), permettant l'entrée directe vers le lac de l'eau chargée en nutriments et en MES. Pour ce qui est du marais filtrant, divers facteurs doivent être pris en compte avant une éventuelle remise en fonction. Par exemple, il est reconnu dans la littérature qu'une charge en P dépassant la capacité d'assimilation par les plantes peut limiter la performance de ce type de système.

Richardson *et al.* (1996) estiment que la capacité de rétention des marais peut être maintenue de façon durable lorsque la charge en P demeure inférieure à 1 g de P par année par m^2 de surface de marais. Dans le cas du lac Baie d'Or, cette charge serait beaucoup plus importante (estimée à 411 gP m^{-2} an^{-1}, en considérant un marais de 800 m^2), limitant ainsi l'utilité du marais en amont du lac. De plus, les forts débits entrant au lac lors des épisodes pluviométriques intenses pourraient endommager les plantes.

Figure 39 : Bassin de sédimentation en amont du lac en période d'étiage (en haut) et en temps de pluie (en bas, pluie du 28 juin 2013)

Les facteurs exposés ci-dessus expliqueraient en grande partie la faible efficacité du bassin de sédimentation et du marais filtrant mis en place en en amont du lac en 2004-2005. Dans ces circonstances, un simple entretien de ces deux systèmes ne semble pas suffisant pour améliorer leur efficacité. Par contre, un réaménagement adéquat tenant compte de l'hydrologie et de la charge en P propre à ce bassin versant pourrait favoriser une amélioration de la qualité de l'eau du lac. Il est important de souligner que les effets de ce type d'intervention ne sont pas immédiats et peuvent parfois prendre plusieurs années (Cooke, 2005; Scheffer, 1998). C'est pourquoi un suivi de la qualité de l'eau avant et après toute intervention est nécessaire afin d'évaluer son efficacité. De plus, afin 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 (MDDEFP & MAMROT, 2011).

Création d'îlots avec plantation d'arbres à grand déploiement **-** Cette mesure consiste à aménager trois îlots boisés sur le lac, incluant une plantation d'arbres à grand déploiement, dans le but de produire de l'ombrage et limiter la croissance des algues et des macrophytes submergés (Scheffer, 1998; Wetzel, 2001). Malheureusement, les études sur l'effet de l'utilisation de l'ombrage comme méthode de contrôle de la prolifération des algues sont plutôt limitées. Deux études en laboratoire effectuées par Chen *et al.* (2009) suggèrent que l'ombrage pourrait limiter la croissance des algues de plus de 60 %. Une autre étude effectuée dans des enclos extérieurs montre aussi une réduction de la croissance phytoplanctonique résultant d'une limitation en lumière (Li *et al.*, 2011). Pourtant, ce type d'approche n'est pas documenté de manière quantitative à grande échelle. Ainsi, bien que la création de zones ombragées sur le lac puisse limiter dans une certaine mesure les fleurs d'eau d'algues et la croissance des macrophytes, il est difficile de prévoir l'efficacité d'une telle mesure. Par ailleurs, comme ces zones ombragées ne recouvriraient pas la totalité du lac, les algues et macrophytes pourraient malgré tout se développer aux endroits présentant une meilleure pénétration de la lumière. Il est important de souligner que les ouvrages requis pour l'aménagement d'îlots pourraient en contrepartie générer des effets nuisibles sur la qualité de l'eau, notamment par la remise en suspension des sédiments et du P qui y est stocké. La plantation d'arbres à grand déploiement

le long des rives serait possiblement une mesure plus raisonnable et peu couteuse dans le but de limiter la lumière sans avoir à intervenir sur le plan d'eau.

Dragage de sédiments en amont du lac **-** Le dragage de sédiments est une méthode utilisée principalement pour augmenter la profondeur (réduire l'accès à la lumière par les macrophytes submergés), réduire la charge interne, éliminer les sédiments contaminés et éradiquer les plantes aquatiques enracinées (Cooke, 2005; Wetzel, 2001). Toutefois, les résultats de la présente étude suggèrent qu'actuellement, la charge interne n'est pas la principale source de P du lac et la couverture par des plantes aquatiques est faible. Par ailleurs, les résultats de notre étude ainsi que ceux des Laboratoires Shermont (2010) ont confirmé que les concentrations en métaux et métalloïdes, en hydrocarbures aromatiques et en BTEX sont sous le seuil produisant un effet biologique. Ainsi, la seule utilité du dragage serait l'augmentation de la profondeur du lac et la limitation de la disponibilité en lumière au fond du lac qui en résulterait. En contrepartie, il est possible que les effets positifs sur l'état trophique soient 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, et ainsi favoriser le relargage de P à partir des sédiments si les conditions géochimiques le permettent. Par ailleurs, le dragage pourrait stimuler la prolifération phytoplanctonique par la remise en suspension des sédiments et des éléments nutritifs accumulés au fond du lac depuis plusieurs années. Ainsi, le dragage ne semble pas être une méthode adaptée aux conditions ni aux besoins actuels du milieu. Si dans les années à venir cette approche était tout de même envisagée, une étude préalable devrait être effectuée afin de déterminer la technique présentant le moins de risques pour l'écosystème.

5.3.2 Mesures correctives : Gestion à l'échelle du bassin versant

Il est évident que la réhabilitation du lac Baie d'Or requiert d'abord l'implantation d'actions à l'échelle du bassin versant. Ainsi, les stratégies d'intervention visant à réduire la charge externe en nutriments devraient être privilégiées. L'application du modèle de Vollenweider (1976) indique que la capacité de support du lac est largement dépassée. D'après ces estimations, une réduction supérieure à 93 à 97 % de la charge actuelle en P devrait être atteinte pour faire

passer l'état trophique du lac de hypereutrophe à mésotrophe. Cette réduction serait de l'ordre de 78 à 90 % 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 P jusqu'à dix fois plus élevées que la limite pour la prévention de l'eutrophisation. Ces résultats démontrent la complexité du projet de restauration de cet écosystème. Plusieurs actions sont requises pour réduire de manière appréciable la charge en P arrivant au lac. Puisque les ruisseaux drainant les terres agricoles transportent la partie la plus importante des charges en PT et en MES, les interventions sur le milieu agricole devront être privilégiées. Cependant, puisque le ruissellement urbain génère aussi des charges considérables de PT et de MES, des actions devront aussi être entreprises en milieu urbain pour atteindre une telle réduction.

La réduction de la charge externe en P est une étape essentielle dans le contrôle de la productivité des lacs. Toutefois, plusieurs études ont démontré que la réponse des milieux aquatiques à cette réduction est très variable (Cooke, 2005; Wetzel, 2001). Dans la plupart des cas, une amélioration notable de la qualité de l'eau est atteinte suite à la réduction des charges en P, mais cette amélioration peut prendre plusieurs années d'efforts soutenus. Ceci notamment dans le cas des lacs peu profonds où la charge interne peut constituer une source importante de P. Jeppesen *et al.* (2005) signalent que les lacs présentant un faible temps de rétention montrent une amélioration plus rapide que les autres, malgré les fortes concentrations en P qui 'auraient pu être observées dans les lacs lorsque la charge externe était élevée. Dans le cas du lac Baie d'Or, le temps de résidence est plutôt faible, ce qui permet de penser que la qualité de l'eau pourrait répondre rapidement à une réduction de la charge externe, surtout si elle se maintient dans le temps. Néanmoins, atteindre une réduction suffisante de la charge externe pour produire des changements significatifs demeure un défi de taille. Les interventions envisagées par la Ville de Lévis à l'échelle du bassin versant pour contrôler la charge externe sont détaillées ci-dessous.

Interventions dans le milieu agricole **-** Toutes les interventions effectuées dans le milieu agricole auront un effet positif sur la qualité de l'eau des tributaires et réduiront la charge reçue par le lac. Toutefois, ces actions devront être adaptées aux conditions spécifiques du lac et du

bassin versant. Dans un premier temps, il est nécessaire d'inclure l'ensemble du bassin versant, qui d'après nos résultats, est plus large que celui considéré dans le plan d'intervention (annexe X). De plus, il est important de rappeler qu'environ 13 % du territoire agricole et forestier (sous bassins 12 et 13) 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 mesures dans le milieu agricole pouvant contribuer à réduire l'exportation d'éléments nutritifs et des sédiments incluent la naturalisation de la bande riveraine, la mise en place d'ouvrages de captation des particules en suspension, l'aménagement de bassins de rétention et de sédimentation à la sortie des milieux agricoles, et l'établissement de pratiques culturales saines. Ces mesures sont discutées ci-dessous.

L'absence d'une bande riveraine suffisante rend les sols et la rive plus vulnérables à l'érosion (MDDEP, 2007). En effet, en plus de son rôle écologique, la bande riveraine sert à la régulation de l'écoulement et à la rétention naturelle des nutriments, des sédiments et autres polluants transportés par le ruissellement de surface (Gagnon & Gangbazo, 2007). Le rétablissent et le maintien de bandes riveraines d'une largeur appropriée le long des cours d'eau peut aider de manière significative à la rétention de sédiments et de P, avec une efficacité atteignant jusqu'à 90 et 78 % respectivement (Gagnon & Gangbazo, 2007). Puisque les bandes riveraines des tributaires du lac Baie d'Or sont de qualité faible à moyenne (CBE, 2010), leur restauration sera primordiale pour arriver à réduire l'exportation de la pollution d'origine agricole vers le lac.

Selon la « *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* », une bande riveraine d'une largueur minimale de 3 m devrait être implémentée et conservée tout le long des cours d'eau (MDDEFP, 2013b). Toutefois, Gagnon et Gangbazo (2007) signalent que dans certains cas, cette largeur constante peut s'avérer insuffisante pour protéger et restaurer les milieux aquatiques étant donné que l'efficacité des bandes riveraines dépend de plusieurs facteurs, tels que le type de sol, le type de végétation et notamment la topographie du territoire. Ainsi, ces auteurs suggèrent que l'implantation d'une bande riveraine élargie, adapté aux caractéristiques du milieu pourrait améliorer la performance de ce type de mesure. Dans une étude effectuée dans une zone agricole de la rivière Chevrotier (Québec; Nigel *et al.*, 2014),

les auteurs proposent l'utilisation des données géomatiques de haute résolution pour la conception d'une bande riveraine d'une largeur variant en fonction de la topographie (pente, voies d'écoulement préférentiel, etc.) et de l'occupation du territoire. Ils mentionnent qu'une telle approche peut permettre d'atteindre une réduction de 40 % de l'érosion dans ces zones. Compte tenu que des données LIDAR sont disponibles pour l'ensemble du bassin versant du lac Baie d'Or, ce type d'approche pourrait être exploré afin de mieux cibler les zones d'intervention. Bien entendu, l'acceptabilité par les agriculteurs de l'élargissement des bandes riveraines est un autre aspect à évaluer.

Il faut souligner que la Ville de Lévis a déjà entrepris certaines actions pour l'amélioration des bandes riveraines sur ce bassin versant. Suite au diagnostic effectué par le CBE (2010), un cahier a été remis 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 (CBE, 2011).

Les **bassins de sédimentation** et autres systèmes de captation peuvent grandement aider à la rétention des MES et des éléments nutritifs. De la même manière que pour le bassin aménagé en amont du lac, 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 grandes variations de niveau d'eau sont observées. De plus, un programme d'entretien devrait être mis en œuvre afin d'assurer l'efficacité de ces systèmes de manière durable.

Compte tenu de l'impact des activités agricoles 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 P et autres nutriments exportée par le milieu agricole. Il est notamment important de travailler sur les pratiques d'épandage et d'entreposage de fumiers, de compost ou de tout autre fertilisant. De plus, des mesures pour la conservation des sols et la protection des cours d'eau, ainsi que pour la gestion des pesticides sont aussi à promouvoir. Le « *Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques* » (MDDEP, 2007), ainsi que le « *Cahier des*

bonnes pratiques agroenvironnementales » (MAPAQ, 2005) (figure 40) fournissent une liste détaillée des principaux gestes à promouvoir auprès des agriculteurs.

Figure 40 : Bonnes pratiques agroenvironnementales à promouvoir auprès les agriculteurs (modifié de MAPAQ, 2005)

***Interventions en milieu urbain* -** Les actions prévues dans le milieu urbain et sur le lac incluent le réaménagement de la gestion des eaux pluviales et la mise en œuvre d'un programme de sensibilisation auprès des résidents. Deux alternatives avaient été proposées par Écogénie (2009) à la Ville de Lévis concernant la gestion des des eaux pluviales. 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. Le *Stormceptor* est conçu pour l'enlèvement d'huiles et de matières en suspension, permettant en

même temps de retenir une partie du P et d'autres éléments nutritifs liés aux particules[7]. La deuxième alternative suggérée préconisait le détournement des conduites pluviales en aval du lac. Toutefois, cette alternative a été rejetée étant donné son coût trop élevé[8]. De plus, les résultats de la modélisation réalisée dans la présente étude suggèrent que même si le réseau pluvial apporte environ 39 % de la charge en PT et 24 % des MES, il contribue aussi à 43 % du volume d'eau arrivant au lac. Ainsi, l'élimination de cet apport en eau pourrait modifier son hydrologie, et notamment ralentir le taux de renouvellement du lac. 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.

La restauration du lac est un processus qui requiert la participation de tous les acteurs dans le bassin versant, c'est pourquoi un programme de sensibilisation auprès de l'ensemble des résidents est essentiel. Ce programme devrait être orienté vers une diffusion des connaissances sur 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 (MDDEP, 2007). Une attention particulière devrait être portée sur le contrôle des engrais et des pesticides pour le gazon, sur les sites d'entreposage de neige, et sur le respect de la bande riveraine en zone urbaine. Le « *Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques* » (MDDEP, 2007) est un outil intéressant à cet effet, qui décrit les différentes pratiques à améliorer à la fois dans les milieux urbain et agricole.

Autres alternatives et recommandations **-** Bien que la réduction de la charge externe soit la première étape dans la restauration du lac Baie d'Or, il est possible que les objectifs de réduction ne soient pas atteignables à 100 % étant donné leur ampleur et les contraintes liées à l'exploitation agricole et l'occupation urbaine du bassin versant. Ainsi, l'application d'autres méthodes « curatives » complémentaires pour le contrôle des algues et d'autres nuisances, décrites de manière sommaire au chapitre 1, pourrait être nécessaire dans les étapes futures

[7] www.stormceptor.com

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

du projet de restauration du lac. Ces mesures demeureront toutefois inefficaces si elles ne sont pas accompagnées avant tout d'une réduction substantielle des apports externes. D'ailleurs, le choix de ces actions devra être basé sur une évaluation préalable de la situation du lac, et des avantages et désavantages reliés à chaque technique. Certaines méthodes curatives faisant partie des options envisagées par la Ville de Lévis ont été discutées dans les sections précédentes. Ci-dessous, deux techniques très souvent mentionnées dans la littérature, soit la précipitation-inactivation du P et la biomanipulation, sont présentées.

La précipitation-inactivation consiste à enlever le P de la colonne l'eau en le précipitant dans les sédiments sous une forme inactive grâce à l'utilisation de certains produits chimiques (Cooke, 2005). Parmi ceux-ci, les sels d'aluminium, de fer ou de calcium sont les plus utilisés. Au cours des dernières années, un produit à base de lanthane a été développé, le Phoslock, et plusieurs études ont montré de bons résultats (Morrison, 2011). 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 performance (Cooke, 2005; Meis *et al.*, 2013), soulignant l'importance de faire une étude limnologique préalable dans le cas où la Ville de Lévis désirerait explorer ces alternatives.

Pour ce qui est de la biomanipulation, la création d'abris ou l'introduction d'espèces zooplanctoniques sont des alternatives qui pourraient être explorées afin de contrôler la prolifération phytoplanctonique par un effet *top-down* (Cooke, 2005). Cependant, il faudrait d'abord caractériser la communauté zooplanctonique de cet écosystème afin de mieux comprendre les interactions écologiques existantes et prévoir l'efficacité d'une telle mesure. Il serait aussi nécessaire d'analyser l'impact des caractéristiques hydrologiques du lac sur l'établissement du zooplancton, notamment les effets du taux de renouvèlement de l'eau et de la vitesse d'écoulement. D'ailleurs, la caractérisation ichtyologique effectuée en 2010 par Les Laboratoires Shermont (2010) indique que *Carassius auratus* (le poisson rouge) est l'une des espèces dominantes au lac Baie d'Or. Cette espèce omnivore et potentiellement envahissante peut générer un impact bioturbateur en remuant les sédiments du fond (MFFP, 2014). Ainsi, l'intervention sur le stock de poissons pourrait être une mesure à envisager (effet *bottom-up*).

Toutefois, l'efficacité de ce gendre d'intervention est difficile à évaluer car plusieurs facteurs peuvent intervenir. Par exemple, Jeppesen *et al.* (2005) mentionnent que dans le cas des lacs présentant un faible temps de rétention, tel le lac Baie d'Or, une réduction de la bioturbation (réduction du stock de poissons) pourrait conduire à une accumulation plus importante de P dans les sédiments, car il y aurait moins de P particulaire qui serait transporté hors du lac par l'écoulement de l'eau. D'ailleurs, Cooke (2005) mentionne que dans les lacs peu profonds, la manipulation de la communauté ichtyologique donnerait surtout de bons résultats lorsque les concentrations en P sont inférieures à 100 µg l^{-1}. Pour cette raison, cette stratégie de contrôle des algues ne devrait être considérée que suite à la réduction de la charge externe et à la stabilisation du milieu. Une étude de l'impact potentiel de ces mesures sur l'écologie du lac doit aussi être effectuée au préalable.

La réhabilitation du lac Baie d'Or s'avère une tâche complexe, nécessitant la mise en place de diverses mesures pouvant s'étaler sur plusieurs années. C'est pourquoi la planification devrait être la pierre angulaire dans la gestion de ce milieu. Un plan directeur devra donc être élaboré, incluant des actions à court et à long terme sur l'ensemble du bassin versant, et stimulant la participation et l'engagement des différents acteurs de l'eau. D'ailleurs, pour évaluer l'efficacité de ces actions et s'adapter aux changements du milieu, il est également essentiel d'implémenter un programme de surveillance à long terme. Celui-ci devrait inclure un suivi de la qualité de l'eau du lac et de ses tributaires, du potentiel de relargage de P à partir des sédiments, et de la prolifération des producteurs primaires.

CHAPITRE 6 : CONCLUSIONS

Ce projet de maitrise a permis d'améliorer les connaissances sur la problématique de dégradation de la qualité de l'eau du lac Baie d'Or et de donner des pistes de solution pour la gestion future de ce plan d'eau. Pour ce faire, trois objectifs de recherche avaient été posés au début, dont le premier était de déterminer la provenance des principales sources de nutriments arrivant au lac et leur impact relatif sur le processus d'eutrophisation. Cet objectif a été atteint grâce à la récolte de données hydrologiques et de qualité de l'eau des tributaires du lac ainsi qu'à l'élaboration d'un modèle hydrologique du bassin versant du lac. Ce modèle a servi notamment à établir l'apport relatif du milieu urbain et agricole sur la charge externe en PT et en MES provenant du bassin versant et acheminée au lac. Le deuxième objectif proposé était d'établir l'état trophique et d'identifier les caractéristiques du lac agissant sur la dégradation de la qualité de l'eau. Ceci a été possible par l'établissement d'un portrait limnologique, basé sur une caractérisation de l'eau, des sédiments, de la morphométrie et des producteurs primaires du lac. Enfin, les connaissances générées par la réalisation des deux premiers objectifs et par une revue de littérature ont permis d'accomplir le troisième objectif du projet, soit de fournir une analyse scientifique sur les mesures d'intervention envisagées par la Ville de Lévis pour la restauration du lac.

Les données récoltées ont confirmé que le lac Baie d'Or subit une eutrophisation très importante, montrant toutes les caractéristiques d'un lac hypereutrophe. Les résultats de l'étude permettent aussi de conclure que la mauvaise qualité de l'eau arrivant au lac (charge externe) est actuellement la principale cause du processus d'eutrophisation. Cette charge externe apporte vers le lac des quantités de P et de MES dépassant sa capacité de support. 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. Nos résultats indiquent que le milieu agricole est responsable de la plus grande partie de la charge en P et en MES (respectivement 61 % et 76 % des apports

totaux en 2013) reçue par le lac. Toutefois, l'apport du milieu urbain reste non négligeable (respectivement 39 et 26 % 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 devra donc reposer sur une réduction de la charge externe, en mettant l'accent sur la mise en place de pratiques culturales et urbaines saines et la naturalisation des bandes riveraines. Une gestion par bassin versant soutenue dans le temps et la mise en place de mécanismes permettant d'améliorer la qualité de l'eau des tributaires du lac seront prioritaires. Finalement, un suivi de la qualité de l'eau devra être implanté afin d'évaluer l'impact réel des mesures appliquées et de les adapter aux changements du milieu.

L'approche méthodologique développée dans le cadre de ce projet est un outil pouvant être appliqué à d'autres lacs touchés par l'eutrophisation. Cette méthodologie s'avère notamment intéressante pour le diagnostic des causes de la dégradation de la qualité de l'eau, lorsque les données hydrologiques et de qualité de l'eau sont limitées. Grâce à son approche multidisciplinaire, cette méthodologie permet de générer une bonne connaissance des principaux facteurs déterminant le processus d'eutrophisation d'un lac tout en considérant l'influence du bassin versant et les caractéristiques propres au plan d'eau. Toutefois, bien que les principes de base ici utilisés soient transposables à d'autres études, la stratégie méthodologique devrait être adaptée cas par cas. Par exemple, il est nécessaire de bien identifier les tributaires et les voies d'écoulement des sous-bassins de drainage afin de cibler les stations d'échantillonnage de l'eau et de jaugeage des tributaires les plus représentatives. Dans le cas des lacs où les sédiments représentent une source importante de P, des méthodes supplémentaires devraient aussi être intégrées pour quantifier l'impact relatif de la charge interne sur la qualité de l'eau du lac.

RÉFÉRENCES

Abi Aad M, Suidan M & Shuster W (2010) Modeling techniques of best management practices: Rain barrels and rain gardens using EPA SWMM-5. *Journal of Hydrologic Engineering* 15(6):434-443.

Aldegheri M (1979) *Mesure des débits à partir des vitesses.* ORSTOM, Paris. 313 p

Auger P & Baudrand J (2004) Gestion intégrée de l'eau par bassin versant au Québec : Cadre de référence pour les organismes de Bassins versants prioritaires. Gouvernement du Québec, p 26.

Barko J, Adams M & Clesceri N (1986) Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. *Journal of Aquatic Plant Management* 24(1):1-10.

Beaudin I, Deslandes J, Michaud A, Bonn F & Madramootoo C (2006) 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 N° 1:4-19.

Behrendt H, Nixdorf B & Pagenkopf WG (1993) Phenomenological description of polymixis and influence on oxygen budget and phosphorus release in lake Müggelsee. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 78(3):411-421.

Bennett EM & Schipanski ME (2013) The Phosphorus cycle. *Fundamentals of Ecosystem Science*, Weathers KC, Strayer DL & Likens GE (Édit.) Academic Press. p 159-178.

Boström B, Andersen JM, Fleischer S & Jansson M (1988a) Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Phosphorus in Freshwater Ecosystems,* Springer. p 229-244.

Boström B, Persson G & Broberg B (1988b) Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia* 170(1):133-155.

Brabec E, Schulte S & Richards P (2002) Impervious surfaces and water quality: a review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of planning literature* 16(4):499-514.

Caraco NF (1995) Influence of human populations on P transfers to aquatic systems: A regional scale study using large rivers. in *Phosphorus in the global environment*, Édit Tiessen H John Wiley, USA, p 235-244.

Carpenter SR (2005) Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(29):10002-10005.

Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN & Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications* 8(3):559-568.

Carper GL & Bachmann RW (1984) Wind Resuspension of Sediments in a Prairie Lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41(12):1763-1767.

Carter RW & Davidian J (1968) General procedure for gaging streams. US Government Printing Office.

CBE (2010) Projet de bassin versant des branches n° 10 et 18 de la rivière des Couture - cahier du propiétaire. Conseil de bassin versant de la rivière Etchemin.

CBE (2011) Bilan du suivi automnal 2011, Projet d'accompagnement environnemental des producteurs agricoles des branches 10 et 18 de la rivière des Couture.

CCME (2011) Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada. Conseil canadien des ministres de l'environnement, p 219.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2010) Détermination de la granulométrie M.A. 100-Gran 2.0. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, p 11.

Chambers PA & Kalff J (1985) Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42(4):701-709.

Chapman DV, Unesco, Organization WH & Programme UNE (1996) *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments, and water in environmental monitoring.* E & FN Spon. http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/41850/1/0419216006_eng.pdf

Chen X, He S, Huag Y, Kong H, Lin Y, Li C & Zeng G (2009) Laboratory investigation of reducing two algae from eutrophic water treated with light-shading plus aeration. *Chemosphere* 76:1303-1307.

Cochran WG (1977) *Sampling techniques.* John Wiley & Son, New York, 3. 428 p

Cooke GD (2005) *Restoration and management of lakes and reservoirs.* CRC Press, Boca Raton, 3rd. 591 p

Dillon PJ & Kirchner WB (1975) The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Research* 9(2):135-148.

Dolan DM, Yui AK & Geist RD (1981) Evaluation of river load estimation methods for total phosphorus. *Journal of Great Lakes Research* 7(3):207-214.

Downing JA, Prairie YT, Cole JJ, Duarte CM, Tranvik LJ, Striegl RG, McDowell WH, Kortelainen P, Caraco NF, Melack JM & Middelburg JJ (2006) The Global Abundance and Size Distribution of Lakes, Ponds, and Impoundments. *Limnology and Oceanography* 51(5):2388-2397.

Eaton AD, S. CL & E. GA (1995) *Standard methods for the examination of water and wastewater.* American Public Health Association, Washington, 19. 39 p

EC & MDDEP (2007) Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. Environnement Canada et ministère du Dévéloppement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec, p 39.

Écogénie (2009) Expertise environnementale : Lac Baie d'Or (Rapport final).

Environnement Canada (2002) Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime in *Rapport* Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec, Section innovation, technologique des secteurs industriels, Québec, p 107.

EPA (2005) Registration eligibility decision for Aquashade. Environmental Protection Agency, USA.

Ferguson RI (1987) Accuracy and precision of methods for estimating river loads. *Earth Surface Processes and Landforms* 12(1):95-104.

Frère Marie V, Brouillet L, Goulet I & Rouleau E (1935) *Flore laurentienne.* Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 3. 1083 p

Gagnon E & Gangbazo G (2007) Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives (fiche n°7). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau.

Gangbazo G (2006) La gestion intégrée de l'eau par bassin versant : une voie d'expression du développement durable. Ministère du Dévéloppement durable, d'Environnement et des Parcs, Québec, p 9.

Gangbazo G & Babin F (2000) Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur Environnement* 33 (4):44-57.

Groupe Fleurbec (1987) *Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières : guide d'identification Fleurbec.* Fleurbec, Québec. 399 p

Hade A (2003) *Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger.* Fides, Québec. 359 p

Harmel RD, Cooper RJ, Slade RM, Haney RL & Arnold JG (2006) Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 49 (3):689-701.

Hébert S, Direction des écosystèmes aquatiques & Ministère de l'environnement et de la faune (1997) *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec.* Ministère de l'environnement et de la faune, Québec

Hébert S, Légaré S & Direction du suivi de l'état de le (2000) *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau.* Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'environnement, Québec), http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs44533 (Consulté le 30/01/2015)

Institut de la statistique du Québec (2014) Le Québec chiffres en main. Gouvernement du Québec, Québec.

ISO (1997) ISO 748 : 1997, Mesure de débit des liquides dans les canaux découverts-méthode d'exploration du champ de vitesses. International Organization for Standardization, .

Jaccon G (1986) *Tracé de la courbe de tarage et calcul des débits.* ORSTOM, Paris. 223 p

James W, Rossman LE & James WR (2010) *User's guide to SWMM 5.* CHI Press, Ontario, 13. 905 p. http://www.chiwater.com/Files/UsersGuideToSWMM5Edn13.pdf

Jensen HS & Andersen FO (1992) Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography* 37(3):577-589.

Jensen HS, Kristensen P, Jeppensen E & Skytthe A (1992) Iron : phosphorus ration in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hidrobiologia* 235-236(1):731-743.

Jeppesen E, Søndergaard M, Jensen JP, Havens KE, Anneville O, Carvalho L, Coveney MF, Deneke R, Dokulil M & Foy B (2005) Lake responses to reduced nutrient loading–an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50(10):1747-1771.

Jeppesen E, Søndergaard M, Meerhoff M, Lauridsen TL & Jensen JP (2007) Shallow lake restoration by nutrient loading reduction—some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584(1):239-252.

Johnson LE (2009) *Geographic information systems in water resources engineering.* Taylor & Francis, Boca Raton. 298 p

Klapper H (2007) The Assessment, management and reversal of eutrophication. *The Lakes Handbook,* Blackwell Science Ltd. p 438-461.

Kõiv T, Nõges T & Laas A (2011) Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs. *Hydrobiologia* 660(1):105-115.

Lapalme R (2006) *Protéger et restaurer les lacs.* Bernard Dumont éditeur, Boucherville, Québec

Leibold MA (1999) Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. *Evolutionary Ecology Research* 1(1):73-95.

Les Laboratoires Shermont (2010) Analyse de la qualité des sédiments et de l'eau du lac Baie d'Or. p 28.

Li W, Guo Y & Fu K (2011) Enclosure experiment for influence on algae growth by shading light. *Procedia Environmental Sciences* 10:1823-1828.

Livingston RJ (2006) *Restoration of aquatic systems.* Taylor & Francis, Boca Raton. 423 p

Maberly SC (1996) Diel, episodic and seasonal changes in pH and concentrations of inorganic carbon in a productive lake. *Freshwater Biology* 35(3):579-598.

MAPAQ (2005) Bonnes pratiques agroenvironnementales pour votre entreprise agricole. Ministère de l'Agriculture, des Pécheries et de l'alimentation, p 40.

MDDEFP (2013a) Critères de qualité de l'eau de surface. Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, p 510.

MDDEFP (2013b) Guide d'interprétation, politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Ministère du Dévéloppement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs du Québec, Direction des politiques de l'eau, Québec, p 131.

MDDEFP & MAMROT (2011) *Guide de gestion des eaux pluviales (disponible en ligne).* Ministère du Dévéloppement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs et Ministère des Affaires municipales des Régions et de l'Occupation du territoire, Québec. 364 p. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide.htm

MDDELCC (1998) *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés.* Ministère du Dévéloppement durable, Environnement et Lutte contre les Changements Climatiques), http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/ (Consulté le 15-12-2014)

MDDELCC (2014) *Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec.* Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec), http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau (Consulté le 30-11-2014)

MDDEP (2007) Prendre son lac en main. Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques. Ministère du Dévéloppement durable de l'Environnement et des Parcs, Québec, p 91.

MDDEP & CRE Laurentides (2007) Protocole de caractérisation de la bande riveraine. Ministère du Dévéloppement durable de l'Environnement et des Parcs et conseil régional de l'environnement des Laurentides, Québec, p 19.

Meals DW, Richards RP & A. DS (2013) *Polluant load estimation for water quality monitorin projets. Tech Notes 8.* U.S. Environmental Protection Agency, National Monitoring Program Projects), http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/wqg/319monitoring/TechNotes/technote8_load_estimation.pdf (Consulté le 25-10-2014)

Meis S, Spears BS, Maberly SC & Perkins RC (2013) 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* 47:4460-4473.

Meybeck M (1982) Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282(4):401-450.

Meybeck M (1993) C, N, P and S in rivers: from sources to global inputs. *Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change,* Springer Berlin Heidelberg, Vol 4. p 163-193.

MFFP (2014) *Le carassin.* Ministère des Fôrets, de la Faune et des Parcs), http://mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/envahissantes/carassin.jsp (Consulté le 13 novembre 2014)

Ministère de l'Environnement (2003a) Avis concernant l'aération ou la circulation artificielle de l'eau des lacs comme mesures de restauration de la qualité de l'eau Le ministère de l'Environnement du Québec, Québec, p 11.

Ministère de l'Environnement (2003b) Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. Direction des politiques du secteur agricole, Québec, p 143.

Moriasi DN, Arnold JG, Van Liew MW, Bingner RL, Harmel RD & Veith TL (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50(3):885-900.

Morrison G (2011) An innovative new tool for the nutrient management toolbox. BCI engineers & scientists, Inc.

Moynihan K & Vasconcelos J (2014) SWMM Modeling of a Rural Watershed in the Lower Coastal Plains of the United States. *Journal of Water Management Modeling*.

NALMS (1990) Lake and reservoir restoration guidance manual. in *EPA 440/4-90-006* North American Lake Management Society for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington,, p 326.

Nash JE & Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models. Part I - a discussion of principles *Journal of Hydrology* 10:282-290.

Nigel R, Chokmani K, Novoa J, Rousseau AN & El Alem A (2014) An extended riparian buffer strip concept for soil conservation and stream protection in an agricultural riverine area of the La Chevrotière river watershed, Québec, Canada, using remote sensing and GIS techniques. *Canadian Water Resources Journal* 39(3):285-301.

Nixdorf B (1994) Polymixis of a shallow lake (Groβer Müggelsee, Berlin) and its influence on seasonal phytoplankton dynamics. *Hydrobiologia* 275-276(1):173-186.

Phillips GL (2005) Eutrophication of shallow temperate lakes. *The lakes handbook: lake restoration and, Volume 2 rehabilitation*, O'sullivan PE & Reynolds CS (Édit.) Blackwell Science Ltd, Oxford. p 261-278.

Pick FR & Lean DRS (1987) The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21(3):425-434.

Preston SD, Bierman VJ & Silliman SE (1989) An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resources Research* 25(6):1379-1389.

Quilbé R, Rousseau AN, Duchemin M, Poulin A, Gangbazo G & Villeneuve J (2006) 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.

Rantz SE (1982) Measurement and computation of streamflow (volumes 1 et 2). US Geological Survey, Washington, p 631.

Reynolds CS (1998) What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369:11-26.

Reynolds CS (2006) *Ecology of phytoplankton.* Cambridge University Press, Cambridge. 535 p

Richards RP (1998) Estimation of pollutant loads in rivers and streams: A guidance document for NPS programs. in *Project report prepared under Grant X998397-01-0, US Environmental Protection Agency, region VIII, Denver*, p 108.

Richardson C, Qian S, Craft C & Qualls R (1996) Predictive models for phosphorus retention in wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 4(3):159-175.

Rossman LA (2004) *Storm water management model user's manual, version 5.0.* National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Cincinnati. 136 p. ftp://152.66.121.2/Oktatas/Epito2000/KozmuhalozatokTervezese-SP2/swmm/epaswmm5_manual.pdf

Scheffer M (1998) *Ecology of shallow lakes.* Chapman & Hall, London, 1st ed. 357 p

Scheffer M, Hosper SH, Meijer ML, Moss B & Jeppesen E (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8(8):275-279.

Scheffer M & Van Nes EH (2007) Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584(1):455-466.

Schindler D (1974) Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management. *Science* 184:897-899.

Schindler D (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195(4275):260-262.

Schindler D (1981) Interrelationships between the cycles of elements in freshwater ecosystems. *Some perspectives of major biogeochemical cycles*, G L (Édit.) John Wiley & Sons, New York. p 113-121.

Schindler D (2012) The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1746):4322-4333.

Schueler TR (1995) The peculiarities of perviousness. *Watershed protection techniques* 2 (1):233-238.

Servat E & Dezetter A (1991) Selection of calibration objective fonctions in the context of rainfall-ronoff modelling in a Sudanese savannah area. *Hydrological Sciences Journal* 36(4):307-330.

Sharpley A, Chapra S, Wedepohl R, Sims J, Daniel T & Reddy K (1994) Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *Journal of Environmental Quality* 23(3):437-451.

Sharpley A, Daniel T, Sims J & Pote D (1996) Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation* 51(2):160-166.

Shaver E, Horner RR, Skupien J, May C, Ridley G, United SEPA & North American Lake Management Society (2007) *Fundamentals of urban runoff management: Technical and institutional issues.* North American Lake Management Society, Madison. http://www.ilma-lakes.org/PDF/Fundamentals_full_manual_lowres.pdf

Singh VP & Frevert DK (2006) *Watershed models.* Taylor & Francis, Boca Raton. 653 p

Smith VH (1982) The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr* 27(6):1101-1112.

Smith VH & Schindler DW (2009) Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution* 24(4):201-207.

Smith VH, Tilman GD & Nekola JC (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution* 100(1):179-196.

Smol JP (2002) *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective.* Arnold, London

SNC Lavalin (2003) Lac Baie d'Or - expertise environnementale. p 10.

Sokolyk M & Boudreau J (2009) *Plantes sauvages des milieux humides.* Éditions de l'Homme, Montréal. 159 p

Søndergaard M, Jensen JP & Jeppesen E (1999) Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Shallow Lakes' 98,* 33) Springer. p 145-152.

Søndergaard M, Jensen P & Jeppesen E (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506(1-3):135-145.

Søndergaard M, Jeppesen E, Lauridsen TL, Skov C, Van Nes EH, Roijackers R, Lammens E & Portielje R (2007) Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 44(6):1095-1105.

Telliez M (2010) EPA SWMM 5 : Manuel d'initiation-traduction et adaptation libres du tutoriel du manuel de l'utilisateur "Storm water management model – user's manuel". p 16.

US EPA (1983) *Methods for chemical analysis of water and wastes.* Environmental Monitoring and Support Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati. 430 p. http://nepis.epa.gov

Van Donk E & Van de Bund WJ (2002) Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto-and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic botany* 72(3):261-274.

Vidil C (2012) *Gestion des eaux pluviales et changements climatiques : étude de deux secteurs urbains* Mémoire (M.Sc.) (Université Laval). 133 p

Vollenweider RA (1976) *Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication.* Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia Dott. Macro. de marchi

Walling DE & Webb BW (1981) The reability of suspended sediment load data. in *Erosion and sediment transport measurement-Proceedings of the Florence Symposium*.

Walling DE & Webb BW (1985) Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments. *Marine Pollution Bulletin* 16(12):488-492.

Welch EB & Cooke GD (2005) Internal phosphorus loading in shallow lakes: Importance and control. *Lake and Reservoir Management* 21(2):209-217.

Wetzel RG (2001) *Limnology : lake and river ecosystems.* Academic Press, San Diego, 3rd ed.. 1006 p

Winter TC (2007) The Hydrology of Lakes. *The lakes handbook*, O'sullivan PE & Reynolds CS (Édit.) Blackwell Science ltd, Oxford Vol 1. p 61-78.

WMO (2010) *Manual of stream gauging (WMO-1044)* World Meteorological Organization. 252 p

Yang X, Wu X, Hao H & He Z (2008) Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of zhejiang university Science B* 9(3):197-209.

Zhao SC (2004) Mechanisms of lake eutrophication and technologies for controlling in China. *Advance in Earth Sciences* 19 (1):138-140.

ANNEXE I - Calendrier d'échantillonnage, méthodes d'analyse et critères d'évaluation de la qualité de l'eau

Tableau I-1 : Calendrier d'échantillonnage de l'eau du lac et de la charge externe

	Variable						
Date	**PT**	**NT**	**SRP**	**NO_2; NO_3; NH_4**	**MES et MVES**	**CF et DBO_5**	**Chl-*a***
12-avr	TS				TS		
19-avr	TS				TS		
13-mai	TS				TS		
23-mai	TP				TP	TP	
06-juin	TS				TS		
13-juin	LAC	LAC	LAC		LAC		LAC
17-juin	TS				TS	TS	
28-juin	TP				TP		
30-juil	TS				TS		
13 au 14 aout	TP				TP		
21-août	LAC	LAC	LAC		LAC	LAC	LAC
27-août	TS	TS	TS	TS	TS		
13-sept	LAC	LAC	LAC		LAC		LAC
19-sept	TS				TS		
22-sept	TP	TP	TP	TP	TP		
03-oct	TS				TS		
31 oct au 1er nov	TP				TP	TP	

TS = échantillonnage des tributaires en temps sec; TP = échantillonnage des tributaires en temps de pluie; LAC = échantillonnage de l'eau du lac.

Tableau I-2 : Méthodes de prétraitement, de conservation et d'analyse des échantillons d'eau

Variable	Prétraitement et conservation	Méthode d'analyse
Phosphore total	Au laboratoire, les échantillons étaient acidifiés avec de l'acide sulfurique (H_2SO_4) à une concentration finale de 0,1 %. Ensuite les bouteilles étaient réfrigérées à 4°C jusqu'à leur analyse.	Digestion manuelle au persulfate. Analyse par méthode colorimétrique à l'acide ascorbique (Standard Methods 4500-P E). Instrument : autoanalyseur Lachat.
Azote total		Digestion alcaline en ligne au persulfate. Analyse par méthode colorimétrique à la sulfanilamide après réduction au cadmium. (QuikChem® Method 10-107-04-3-) [1]. Instrument : autoanalyseur Lachat.
SRP	Au laboratoire, chaque échantillon était filtré à travers une membrane filtrante de cellulose acétate (porosité 0,2 µm). Au moins 100 ml du filtrat étaient récupérés dans une bouteille en verre prétraitée à l'acide et rincée à l'eau Milli-Q. Ensuite, l'échantillon filtré était acidifié avec de l'acide sulfurique (H_2SO_4) à une concentration finale de 0,1 %. Finalement, les bouteilles étaient réfrigérées à 4°C jusqu'à leur analyse.	Méthode colorimétrique acide ascorbique [2] (Standard Methods 4500-P E).
NO_2		Méthode colorimétrique à la sulfanilamide [2] (Standard Methods 4500-NO_3).
NO_3		Méthode colorimétrique à la sulfanilamide après réduction au cadmium [2] (Standard Methods 4500-NO_3 E).
NH_4		Méthode colorimétrique salicylate-hypochlorite [2] (QuikChem® Method 10-107-06-2-B).
MES et MVES	Au laboratoire, un volume connu d'échantillon était filtré à travers une membrane de fibre de verre (porosité 0,7 µm) préalablement conditionnée et pesée. Les filtres étaient récupérés et conservés au congélateur jusqu'à leur analyse.	Méthode gravimétrique (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Méthode MA. 115 – S.S. 1.2) : Séchage du résidu récupéré dans les filtres à 103-105°C (MES) et à 550°C (MVES). Détermination des MES et des MVES par différence de poids, avant et après le séchage.
Chl-*a*	Un volume connu de chaque échantillon était filtré dans l'obscurité, à travers une membrane de fibre de verre (porosité 0,7 µm). Le filtre était immédiatement mis au congélateur à -80 °C jusqu'à l'analyse.	Extraction de pigments à l'acétone. Analyse par fluorescence - Fluorimètre Turner Design modèle 10 (EPA méthode 445.0).

[1] La méthode par combustion catalytique à haute température et détection par chimioluminescence (Instrument : Shimadzu VCPH) a été appliquée sur certains échantillons, cependant les deux techniques fournissent des résultats comparables. [2] Instrument : autoanalyseur Lachat

Tableau I-3 : Critères et classes de qualité de l'eau de surface selon l'IQBP proposés par (Hébert *et al.*, 1997)

Classe (IQBP)	Description	Descripteur de qualité							
		SAT (%)	PT ($\mu g\ l^{-1}$)	NH_3 ($mg\ l^{-1}$)	NO_2 et NO_3 ($mg\ l^{-1}$)	MES ($mg\ l^{-1}$)	CF (UFC/100 ml)	DBO_5 ($mg\ l^{-1}$)	Chl-*a* tot ($\mu g\ l^{-1}$)[a]
A (80-100)	Eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade	88 - 124	≤ 30	≤ 0,23	≤ 0,5	≤ 6	≤ 200	≤ 1,7	≤ 5,7
B (60-79)	Eau de qualité satisfaisante permettant généralement la plupart des usages	80 - 87 ou 125 - 130	31 - 50	0,24 - 0,5	0,51 - 1	7 - 13	201 - 1000	1,8 - 3,0	5,71 - 8,6
C (40-59)	Eau de qualité douteuse, certains usages risquent d'être compromis	70 - 79 ou 131 - 140	51 - 100	0,51 - 0,9	1,01 - 2	14 - 24	1001 - 2000	3,1 - 4,3	8,61 - 11,1
D (20-39)	Eau de mauvaise qualité, la plupart des usages risquent d'être compromis	55 - 69 ou 141 - 150	101 - 200	0,91 - 1,5	2,01 - 5	25 - 41	2001 - 3500	4,4 - 5,9	11,11 - 13,9
E (0-19)	Eau de très mauvaise qualité, tous les usages risquent d'être compromis	< 55 ou > 150	> 200	> 1,5	> 5	> 41	> 3501	> 5,9	> 13,9

[a] Chl-*a* totale incluant les phéopigments.

Tableau I-4 : Critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique et des activités récréatives et d'esthétique (MDDEFP, 2013a)

		SAT (%)	PT ($\mu g\ l^{-1}$)	NO_3 ($mg\ l^{-1}$)	NO_2 ($mg\ l^{-1}$)	CF (UFC/100ml)	DBO_5 ($mg\ l^{-1}$)
CVAC	Critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique)	> 54[a]	30	2,9	0,02	S.O.	3
CARE	Critère pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique	S.O.	30	S.O.	S.O.	1000[b]	S.O.

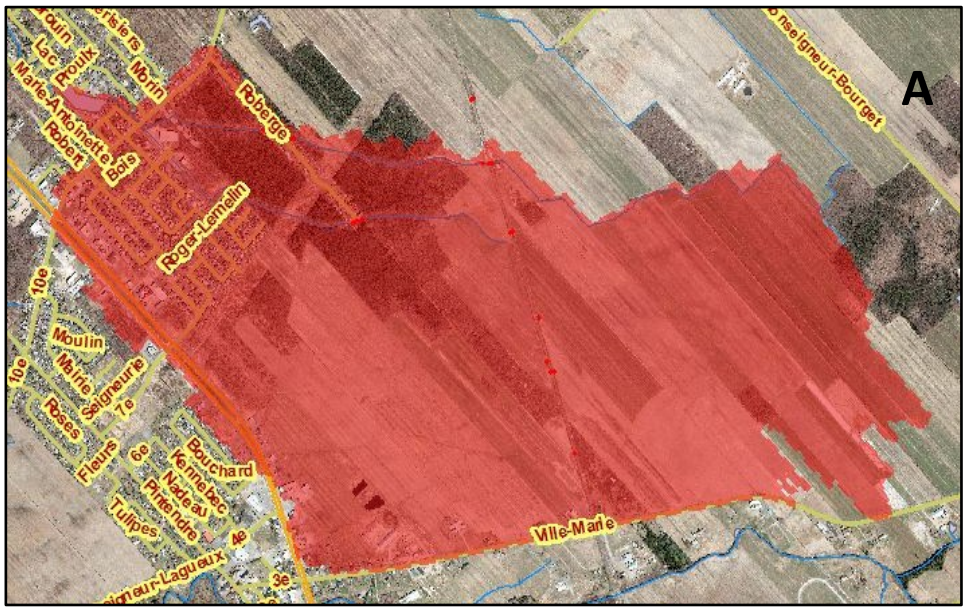
[a] Saturation minimale à 15°C (équivalent à une concentration de 6 mg/L); [b] Limite pour les activités récréatives sans contact direct

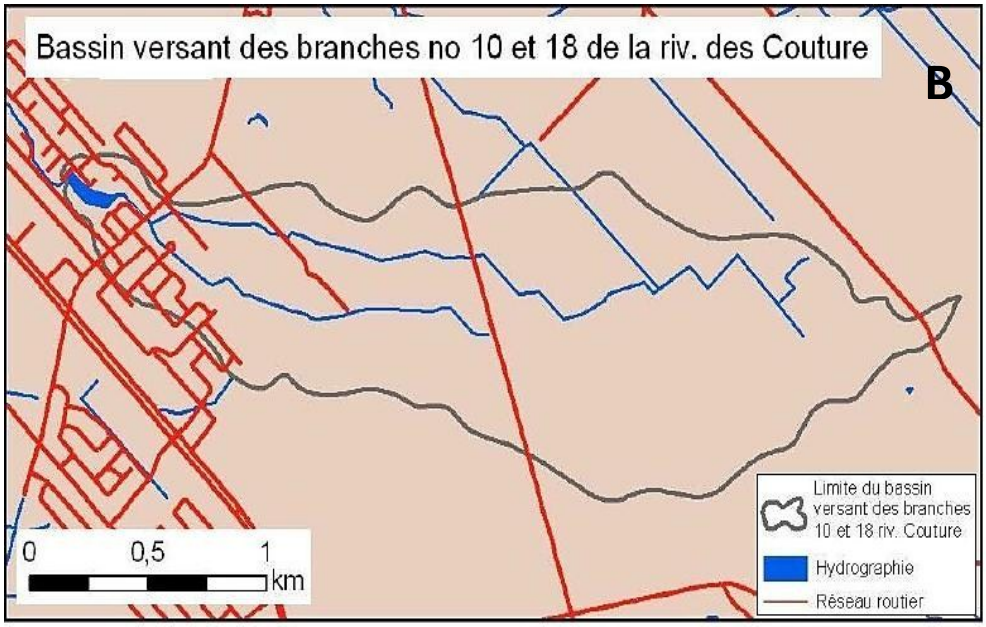
Tableau I-5 : Équations utilisées pour le calcul des sous-indices de qualité pour l'estimation de l'IQBP (tiré de Hébert, 1997)

Descripteur de qualité	Plage de valeurs*	Équation	
Phosphore total (PT)	0,015 à 0,5 (mg P l^{-1})	131,811-2470,73*(PT/1000)+29919,88*(PT/1000)^2-215866,395*(PT/1000)^3+ 907127,101*(PT/1000)^4-2179260,623*(PT/1000)^5+2767313,71*(PT/1000)^6- 1436922,807*(PT/1000)^7	[I-1]
Coliformes fécaux (CF)	1 à 6 000 (UFC / 100 ml^1)	100,000707+199,4112625*(LOG10(CF))-33,2498635*(LOG10(CF))^2+794,5776709* (LOG10(CF))^3-509,8647342*(LOG10(CF))^4+176,015402*(LOG10(CF))^5- 31,1373636*(LOG10(CF))^6+2,2100002*(LOG10(CF))^7;	[I-2]
Demande biologique en oxygène (DBO_5)	0 à 10 (mg l^{-1})	99,76690344-7,17142712*DBO5-3,34527268*DBO5^2+0,49907602*DBO5^3- 0,01925024*DBO5^4	[I-3]
Saturation en O_2 (SAT)	0 à 160 (%)	0,09063-0,1428*(SAT/100)-122,66826*(SAT/100)^2+2306,82484*(SAT/100)^3-10223,62665* (SAT/100)^4+20606,87332*(SAT/100)^5-20259,37472*(SAT/100)^6+9493,9562*(SAT/100)^7- 1703,56519*(SAT/100)^8	[I-4]
Azote ammoniacal (NH_3)	0 à 3,5 (mg N l^{-1})	100,9766652-100,1069915*NH3+43,0165198*NH3^2-9,2398993*NH3^3+0,7928877*NH3^4	[I-5]
Nitrates (NO_3)	0 à 10 (mg N l^{-1})	100,211834-40,1159071*NOX-11,1812228*(NOX^2)+17,8562719*(NOX^3)- 7,2985492*(NOX^4)+ 1,4940264*(NOX^5)-0,1670551*(NOX^6)+0,0097349*(NOX^7)- 0,0002315*(NOX^8)	[I-6]
Chlorophylle *a* totale (Chl-*a* tot)	0 à 20 (mg m^3)	99,95788803-2,55025335* $Chla_{TOT}$ +0,24361295*($Chla_{TOT}$^2)-0,11344181*($Chla_{TOT}$ ^3)+0,0078366* ($Chla_{TOT}$ ^4)-0,00015391*($Chla_{TOT}$ ^5)	[II-7]
Matières en suspension (MES)	1 à 80 (mg l^{-1})	100,0091735-8,2787124*(LOG10(MES))-7,4497699*(LOG10(MES))^2- 18,0716277*(LOG10(MES))^3-0,7974349*(LOG10(MES))^4+3,1353762*(LOG10(MES))^5	[II-8]

* Lorsque les concentrations mesurées sont au-delà ou en-deca des limites des plages de valeurs, le calcul est effectué en utilisant la valeur limite de la plage.

ANNEXE II - Délimitation du bassin versant du lac Baie d'Or





Sources: Ville de Lévis, BDTQ, MDDEP et CBE
Réalisation : CBE (septembre 2010)

Figure II-1 : Limites du bassin versant fournis par la Ville de Lévis : A. Limites générales fournies par M. Francois Simard en 2013 ; B. Bassin versant considéré dans les plan d'intervention proposé par Écogénie (2009) (modifié de CBE, 210)

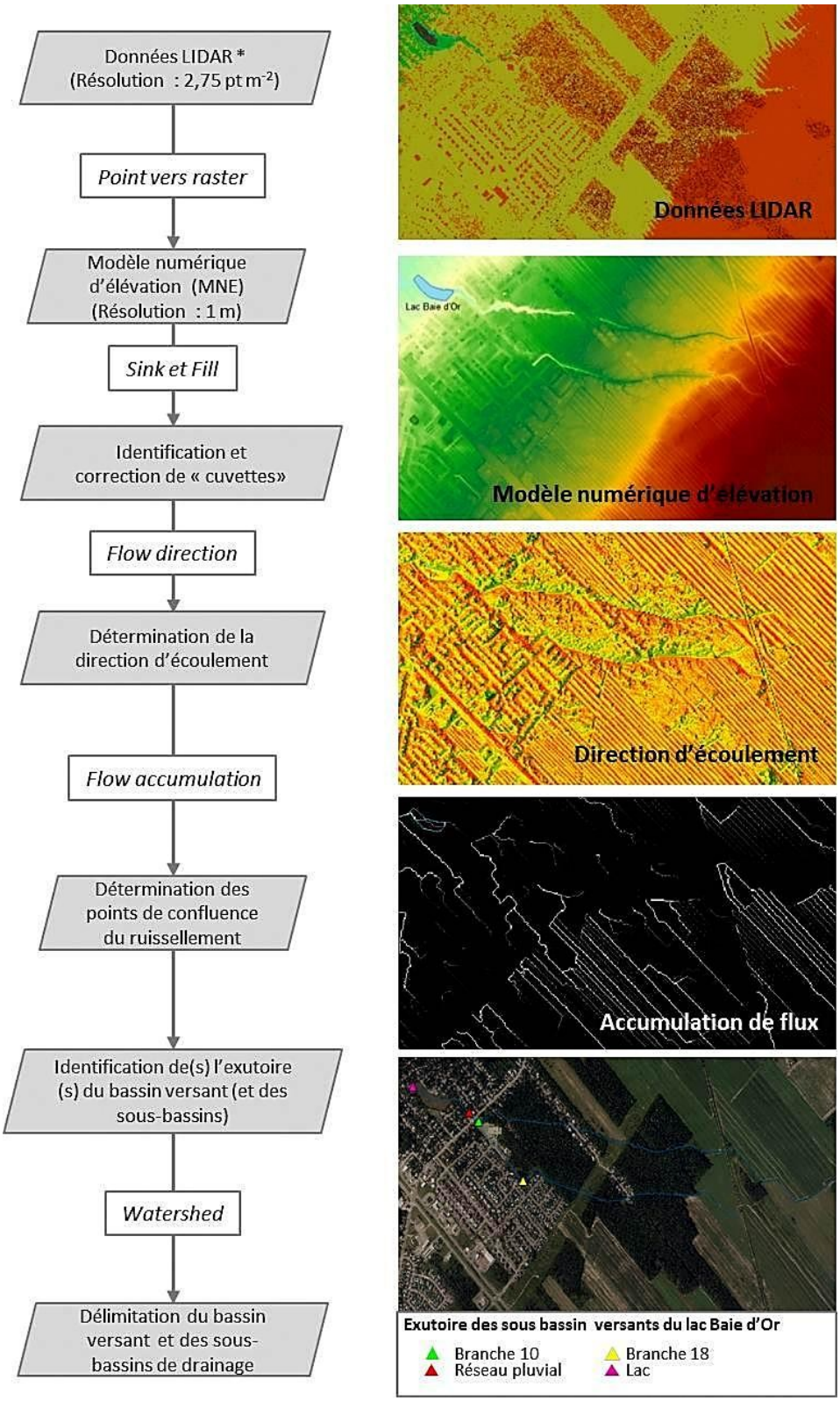


Figure II-2 : Principales étapes de traitement de données appliquées sur ArcMap pour la délimitation du bassin versant du lac Baie d'Or

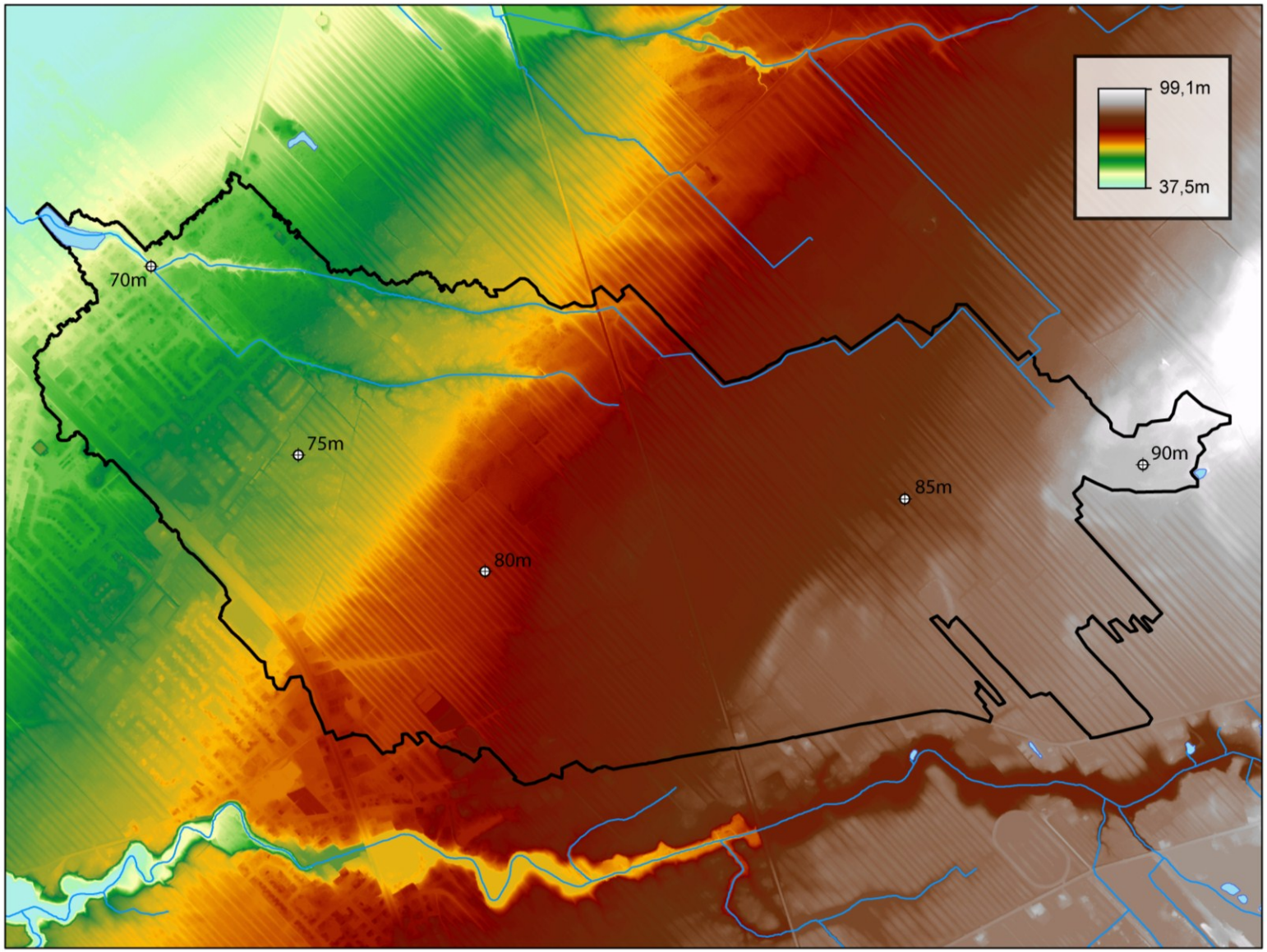


Figure II-3 : Topographie du bassin versant du lac Baie d'Or – Modèle numérique d'élévation

Description des limites du bassin versant du lac Baie d'Or

Cette section présente une description détaillée des limites du bassin versant du lac Baie d'Or et la façon dont elles ont été déterminées. Elle concerne particulièrement certaines zones ayant requis une attention particulière lors de la délimitation du bassin versant. Les différentes étapes pour la délimitation du bassin versant sont présentées à la section 3.3.1 et à la figure II-2.

Au niveau de la route du Président-Kennedy (figure II-4), 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) (figure II-5).

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.

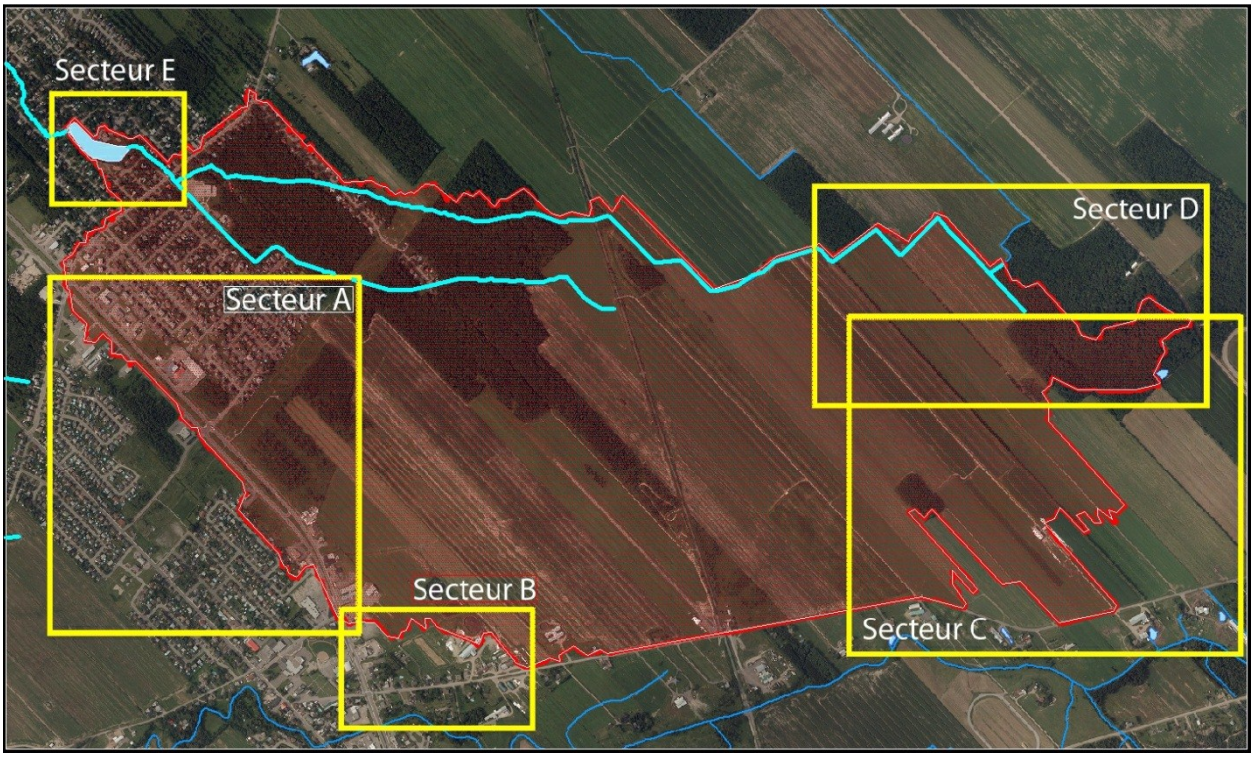


Figure II-4 : Bassin versant du lac Baie d'Or (les limites sur lesquelles une attention particulière a dû être portée sont identifiées en jaune; des agrandissements de ces secteurs sont présentés dans les figures suivantes)

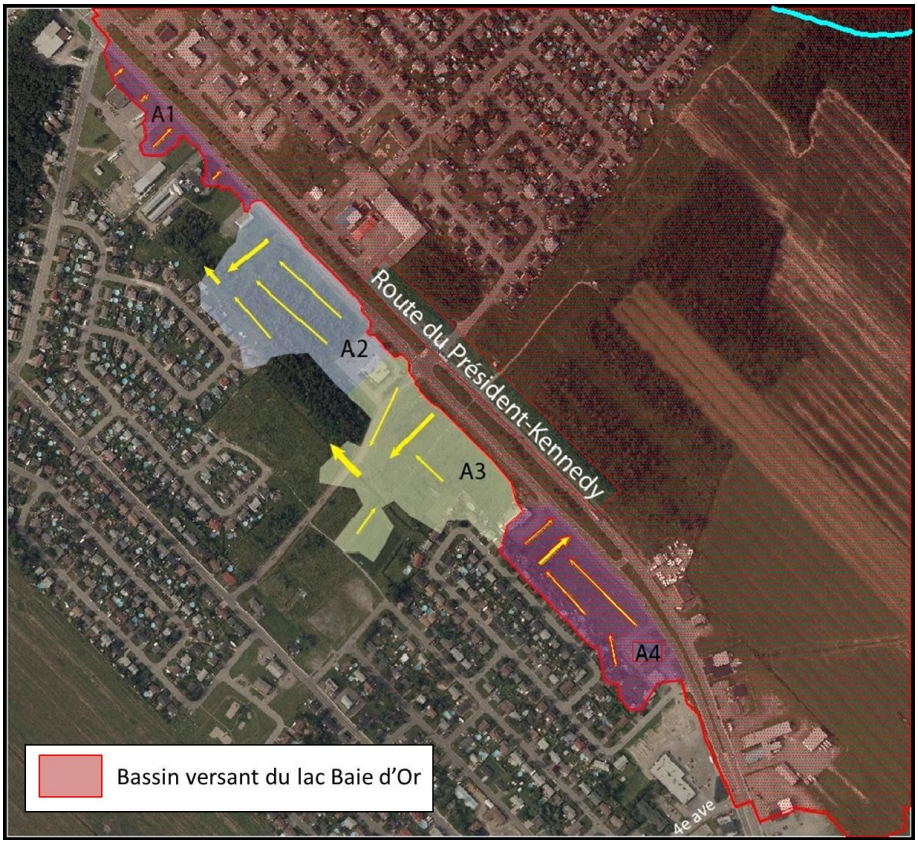


Figure II-5 : Limites du bassin versant sur la route du Président-Kennedy - les sections A2 et A3 ne font pas partie du bassin versant du lac

À l'intersection de la route du Président-Kennedy et du chemin Ville-Marie, trois zones (B1, B2 et B3) ont été enlevées du bassin versant initial fourni par la Ville (figure II-6), 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.

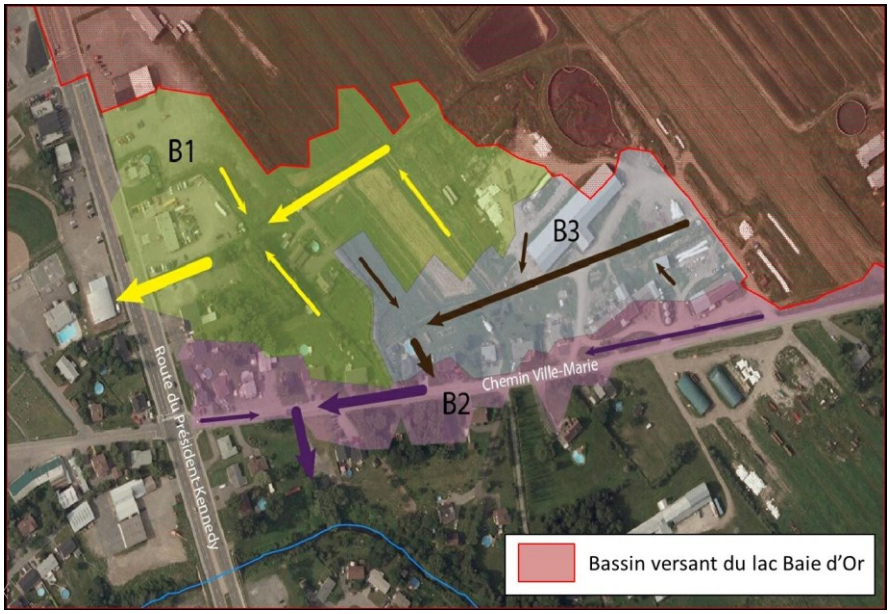


Figure II-6 : Limites du bassin versant à l'intersection de la route du Président-Kennedy et du chemin Ville-Marie

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 II-7). 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.

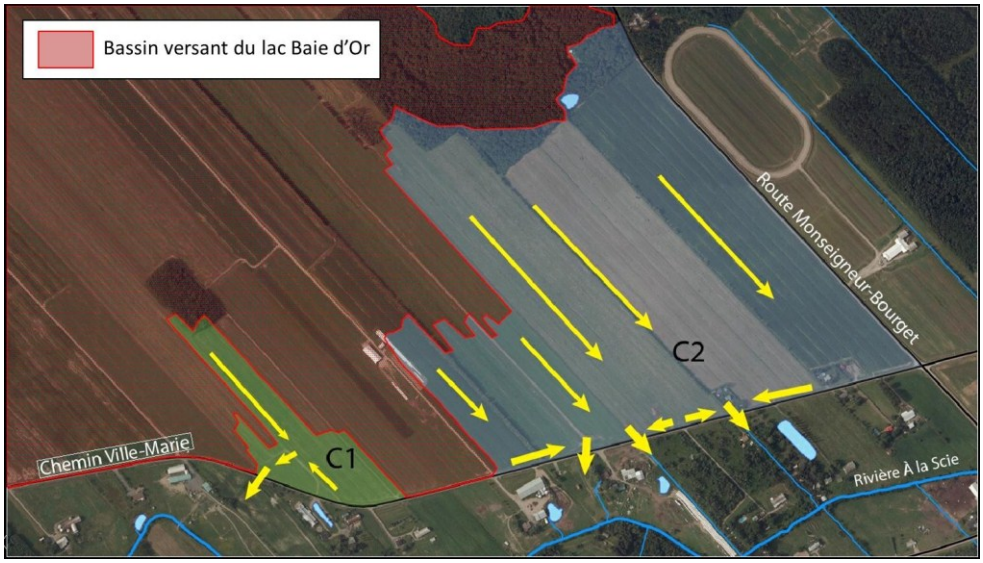


Figure II-7 : Limites du bassin versant sur le chemin Ville-Marie

Dans sa partie la plus élevée, le bassin versant s'étend jusqu'à la route Monseigneur-Bourget (figure II-8). 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 II-8)

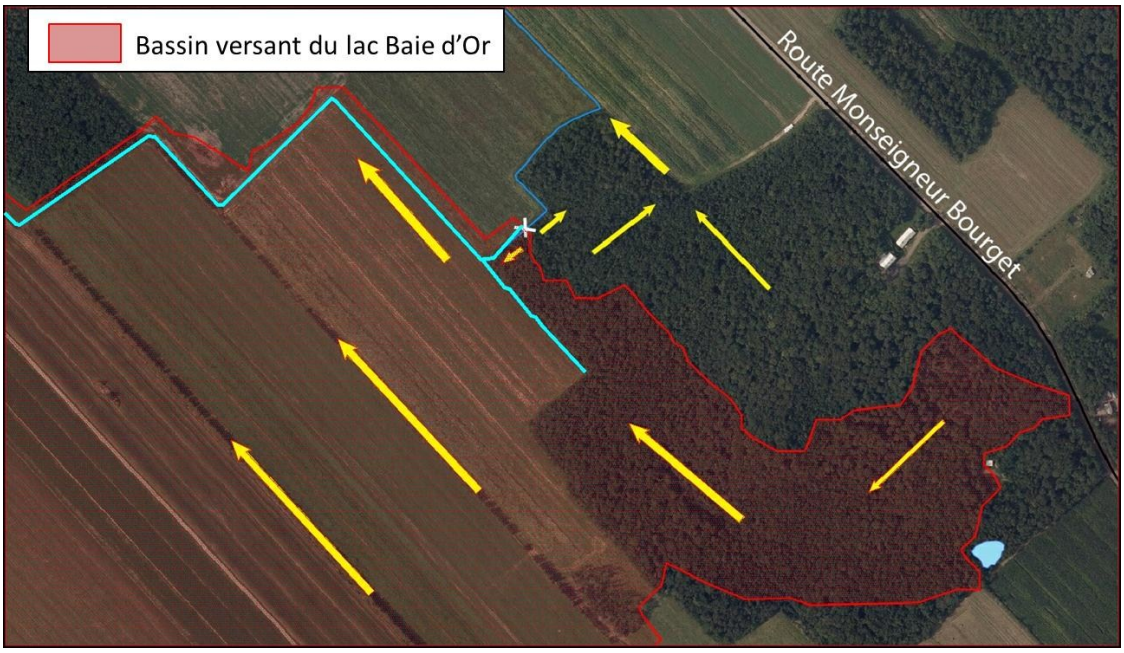


Figure II-8 : Limites à l'est du bassin versant

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 (figure II-9). 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 (figure II-9). 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 II-4).

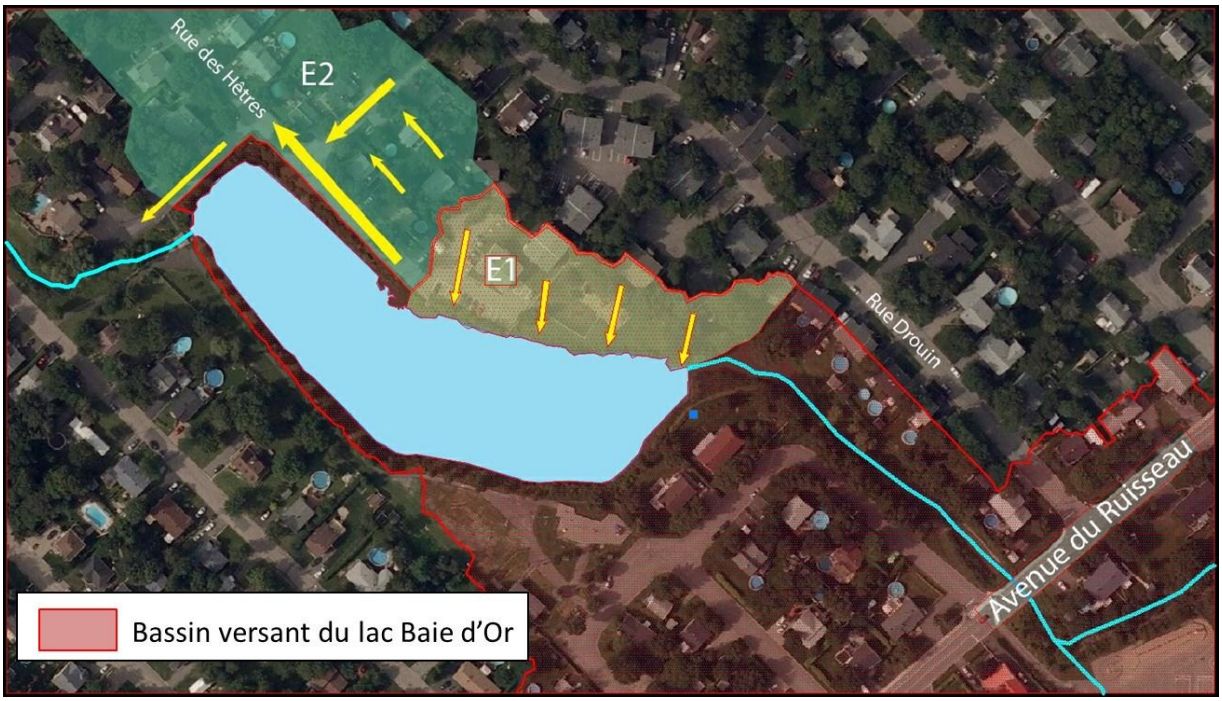


Figure II-9 : Limites du bassin versant autour du lac

ANNEXE III - Caractéristiques du bassin versant du lac Baie d'Or et paramètres de modélisation

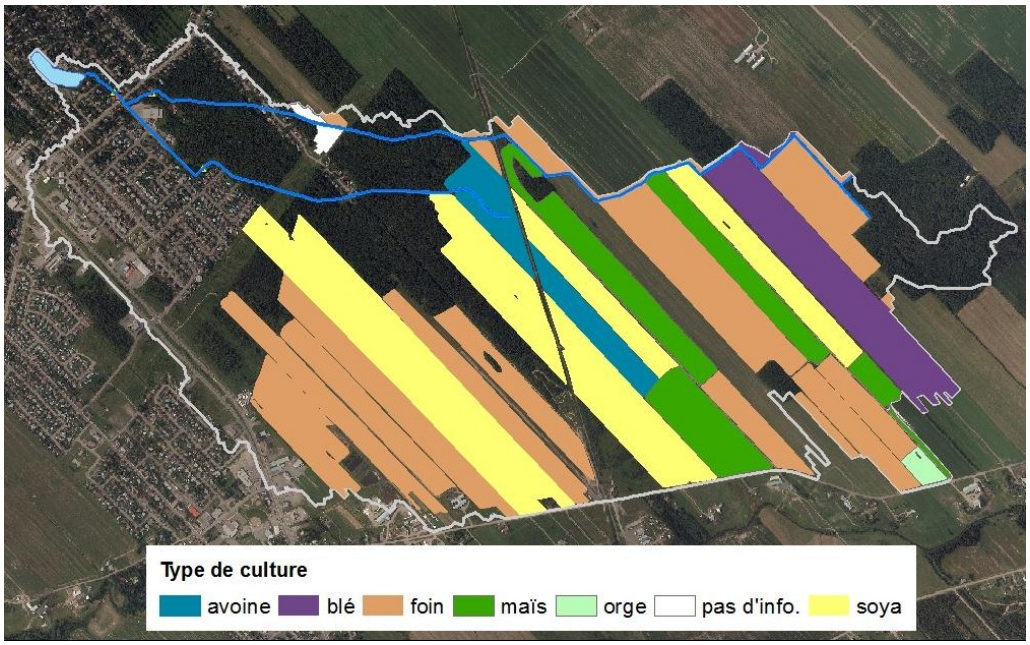


Figure III-1 : Principaux types de cultures présentes sur le bassin versant du lac Baie d'Or (données fournies par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation)

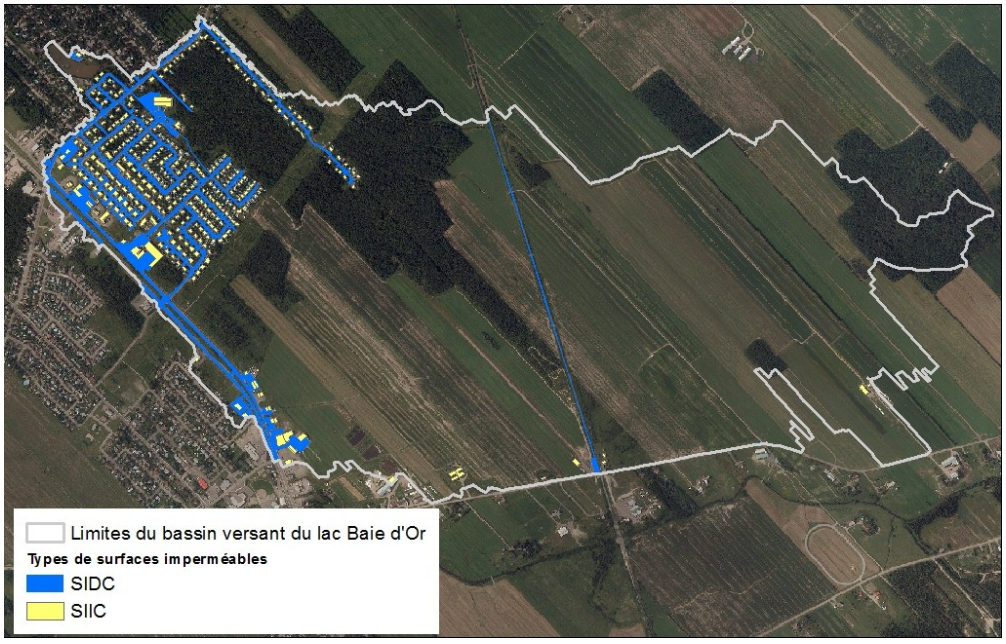


Figure III-2 : Distribution des surfaces imperméables dans le bassin versant du lac Baie d'Or (source des orthophotos : Ville de Lévis)

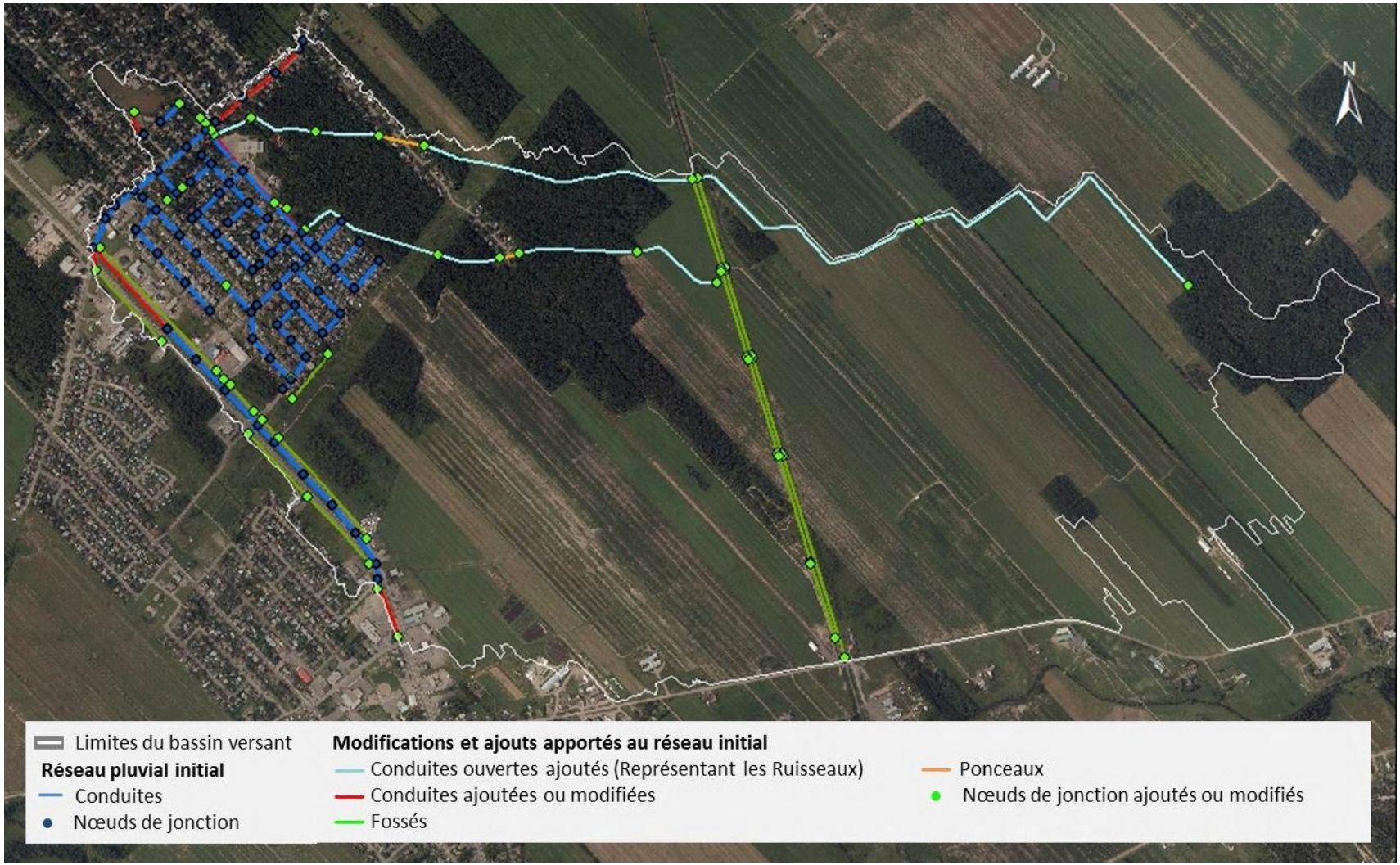


Figure III-3 : Représentation de réseau pluvial final, après modifications

Tableau III-1 : 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**	**Résidentielle**	**Agricole**	**Forestière**	**Commerciale**
Branche 10	S3	23	1	76	0
Branche 10	S4	6	33	61	0
Branche 10	S10	0	92	8	0
Branche 18	S6	0	100	0	0
Branche 18	S7	2	35	63	0
Branche 18	S11	4	80	16	0
Réseau pluvial	S1	95	0	5	0
Réseau pluvial	S5	97	0	0	3
Réseau pluvial	S8	29	0	0	71
Réseau pluvial	S9	0	0	9	91
Réseau pluvial	S12	1	77	22	0
Réseau pluvial	S13	2	76	7	15
Réseau pluvial	S14	96	0	1	3
Réseau pluvial	S15	100	0	0	0
Réseau pluvial	S35	100	0	0	0
Réseau pluvial	S16	100	0	0	0
Réseau pluvial	S17	100	0	0	0
Réseau pluvial	S18	100	0	0	0
Réseau pluvial	S19	100	0	0	0
Réseau pluvial	S20	100	0	0	0
Réseau pluvial	S21	100	0	0	0
Réseau pluvial	S22	52	0	0	48
Réseau pluvial	S23	100	0	0	0
Réseau pluvial	S24	92	0	8	0
Réseau pluvial	S25	3	0	97	0
Réseau pluvial	S26	100	0	0	0
Réseau pluvial	S27	100	0	0	0
Réseau pluvial	S28	0	0	0	100
Réseau pluvial	S29	0	0	0	100
Réseau pluvial	S30	100	0	0	0
Réseau pluvial	S31	100	0	0	0
Réseau pluvial	S32	100	0	0	0
Réseau pluvial	S33	100	0	0	0
Réseau pluvial	S34	100	0	0	0

Tableau III-2 : Principales caractéristiques et paramètres de modélisation utilisés pour les sous-bassins versants du lac Baie d'Or

Bassin de drainage	Sous-bassin	Exutoire (nœud)	Surface (ha)	Largeur (m)	Longueur (m)	Pente (%)	% surface imperméable	SIIC (%)	Coefficient de Manning-Strickler		Rétention d'eau en surface (mm)		Paramètres du modèle d'infiltration de Horton			
									Surfaces imp.	Surfaces perm.	Surfaces imp.	Surfaces perm.	f_0 (mm/h)	f_∞ (mm/h)	k (1/h)	t (jours)
Branche 10	S3	121	15,7	201,8	775,7	2,9	7,6	36,3	0.011	0.75	1.25	3	40	0.3	8	9
Branche 10	S4	117	14,5	210,6	687,7	3,7	0,6	2,1	0.011	0.75	1.25	3	40	0.3	8	9
Branche 10	S10	118	162,2	373,6	4341,1	2,7	0,6	11,2	0.011	0.55	1.25	3	40	0.3	8	9
Branche 18	S6	103	5,2	120,0	432,5	2,6	1,7	0,0	0.011	0.55	1.25	3	40	0.3	8	9
Branche 18	S7	102	28,7	520,0	551,0	3,0	1,0	30,1	0.011	0.75	1.25	3	40	0.3	8	9
Branche 18	S11	101	69,3	90,0	7703,5	3,0	0,6	38,1	0.011	0.65	1.25	3	40	0.3	8	9
Réseau pluvial	S1	106	1,5	55,1	266,3	2,4	43,1	33,9	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S12	S17	13,2	100,0	1318,3	3,1	0,5	100,0	0.011	0.65	1.25	3	40	0.3	8	9
Réseau pluvial	S13	163	36,1	300,0	1201,8	3,5	2,3	50,5	0.011	0.65	1.25	3	40	0.3	8	9
Réseau pluvial	S14	14089	1,2	100,8	124,0	2,1	40,0	31,9	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S15	12509	1,5	50,6	295,1	2,5	41,4	31,2	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S16	12514	1,1	25,4	427,0	2,4	37,8	28,3	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S17	16343	2,1	11,4	1808,1	2,3	38,9	32,4	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S18	12505	1,0	4,9	1950,6	3,0	41,0	29,7	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S19	15001	2,1	31,0	680,3	2,8	37,6	32,2	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S20	15599	2,9	13,3	2160,1	2,1	38,5	28,6	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S21	12497	3,8	67,0	569,6	2,2	40,3	27,8	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S22	14547	1,4	24,2	595,1	2,0	56,8	15,7	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S23	12600	1,5	18,4	827,3	2,7	34,2	28,1	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S24	158	2,9	11,9	2437,4	2,2	35,7	16,9	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S25	160	0,4	26,1	144,9	2,9	1,2	0,0	0.011	0.65	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S26	12458	0,9	38,5	234,7	2,5	42,0	19,5	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S27	12518	0,8	38,8	209,7	3,4	45,3	28,4	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S28	14533	5,7	119,2	479,4	2,5	42,6	9,6	0.011	0.2	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S29	S22	0,9	75,8	119,0	2,3	36,3	19,0	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S30	164	0,1	3,6	272,9	10,1	9,9	96,3	0.011	0.2	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S31	15130	1,2	116,9	100,7	2,3	46,8	33,1	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S32	14505	0,6	3,1	2027,0	2,9	30,8	35,7	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S33	12519	0,8	68,5	121,1	3,5	42,7	35,0	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S34	13714	0,7	23,6	315,4	2,8	45,8	25,8	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S35	12508	1,1	32,4	330,4	2,4	35,5	35,2	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S5	12496	3,1	77,4	400,8	1,9	49,5	31,1	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S8	165	2,5	66,6	379,9	2,2	17,0	21,8	0.011	0.15	1.25	2	40	0.3	6	7
Réseau pluvial	S9	12576	8,2	191,8	427,3	2,0	39,3	14,5	0.011	0.2	1.25	2	40	0.3	6	7

(imp.) imperméable; **(perm.)** perméable; **(f_0)** taux d'infiltration maxima; **(f_∞)** taux d'infiltration minimal; ***t*** : durée d'assèchement du sol (jours); (k)constance de décroissance du taux d'infiltration

Tableau III-3 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial

Conduites									Nœuds de jonction				
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning	Forme de la section	Diamètre (m)	Pente (m/m)	Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
20	149	128	Fossé	274	0,045	Irrégulière	-	0,00792	12423	70.6	72.431	1.831	
21	153	165	Fossé	257	0,045	Irrégulière	-	0,01295	12424	76.5	79.099	2.599	
23	151	112	Fossé	374	0,05	Irrégulière	-	0,00884	12425	75.8	78.015	2.215	
24	157	114	Fossé	98	0,05	Irrégulière	-	0,01509	12426	75	77.08	2.08	
25	154	114	Fossé	26	0,05	Irrégulière	-	0,02565	12427	74.4	76.52	2.12	
26	155	129	Fossé	477	0,05	Irrégulière	-	0,00434	12428	72	74.438	2.438	
36	130	148	Fossé	219	0,05	Irrégulière	-	0,00789	12457	67.48	70.792	3.312	
37	131	135	Fossé	585	0,05	Irrégulière	-	0,00358	12458	67.32	70.237	2.917	
38	136	139	Fossé	276	0,05	Irrégulière	-	0,00083	12492	68.852	71.489	2.637	
39	140	142	Fossé	251	0,05	Irrégulière	-	0,00816	12493	68.75	71.587	2.837	
40	143	118	Fossé	261	0,05	Irrégulière	-	0,0125	12494	69.428	72.028	2.6	
41	147	138	Fossé	311	0,05	Irrégulière	-	0,00131	12495	68.98	71.58	2.6	
42	137	146	Fossé	276	0,05	Irrégulière	-	0,00185	12496	68.516	71.116	2.6	
43	141	145	Fossé	250	0,05	Irrégulière	-	0,00915	12497	68.377	70.962	2.585	
44	144	119	Fossé	262	0,05	Irrégulière	-	0,01323	12498	68.883	71.216	2.333	
45	156	112	Fossé	68	0,05	Irrégulière	-	0,0021	12499	68.366	71.266	2.9	
52	162	163	Fossé	160	0,05	Irrégulière	-	0,01179	12500	68.956	71.661	2.705	
54	165	113	Fossé	244	0,045	Irrégulière	-	0,00631	12501	69.82	72.582	2.762	
12139	13714	12512	Conduite pluvial	56	0,011	Circulaire	1,5	0,00319	12502	68.977	71.729	2.752	
12140	101	12512	Conduite pluvial	13	0,011	Circulaire	1,5	0,02219	12503	68.46	71.264	2.804	
12148	14547	12600	Conduite pluvial	86	0,011	Circulaire	1,2	0,00245	12504	68.815	71.875	3.06	
12149	12575	15417	Conduite pluvial	46	0,011	Circulaire	0,9	0,00714	12505	69.36	72.418	3.058	
12150	15599	115	Conduite pluvial	53	0,011	Circulaire	0,8	0,00491	12506	69.555	72.797	3.242	
12177	14532	12423	Conduite pluvial	119	0,011	Circulaire	0,8	0,00673	12507	69.935	74.079	4.144	
12178	12428	14532	Conduite pluvial	121	0,011	Circulaire	0,8	0,00497	12508	69.365	73.335	3.97	
12179	12424	12425	Conduite pluvial	100	0,011	Circulaire	0,4	0,007	12509	69.813	72.796	2.983	
12180	13705	12424	Conduite pluvial	44	0,011	Circulaire	0,4	0,00455	12510	70.171	73.358	3.187	
12181	109	13705	Conduite pluvial	26	0,011	Circulaire	0,4	0,0151	12511	70.49	73.877	3.387	
12182	12425	12426	Conduite pluvial	103	0,011	Circulaire	0,4	0,00776	12512	68.34	72.89	4.55	

Tableau III-3 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial (suite)

Conduites									Nœuds de jonction				
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning	Forme de la section	Diamètre (m)	Pente (m/m)	Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
12183	12426	12427	Conduite pluvial	121	0,011	Circulaire	0,5	0,00495	12513	68.7	73.034	4.334	
12184	12427	13706	Conduite pluvial	120	0,011	Circulaire	0,5	0,00668	12514	69.21	72.638	3.428	
12185	112	13706	Conduite pluvial	19	0,011	Circulaire	0,6	0,02975	12515	69.74	73.154	3.414	
12186	14533	12428	Conduite pluvial	133	0,011	Circulaire	0,6	0,00863	12516	69.54	72.834	3.294	
12187	114	12428	Conduite pluvial	22	0,011	Circulaire	0,4	0,0211	12517	70.85	73.397	2.547	
12188	13706	14533	Conduite pluvial	68	0,011	Circulaire	0,6	0,00665	12518	70.44	73.421	2.981	
12189	113	14533	Conduite pluvial	36	0,011	Circulaire	0,4	0,01853	12519	70.72	73.997	3.277	
12232	12458	110	Conduite pluvial	20	0,011	Circulaire	1,2	0,00101	12520	71.14	74.103	2.963	
12233	15130	110	Conduite pluvial	29	0,011	Circulaire	1	0,00612	12575	68.39	70.216	1.826	
12234	12457	12458	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	1,2	0,00225	12576	68.95	71.319	2.369	
12235	12600	12457	Conduite pluvial	105	0,011	Circulaire	1,2	0,00228	12600	67.72	70.529	2.809	
12248	107	13711	Conduite pluvial	33	0,011	Circulaire	0,3	0,00671	12601	67.94	71.085	3.145	
12283	13711	12600	Conduite pluvial	82	0,011	Circulaire	0,3	0,01178	13705	76.7	79.067	2.367	
12284	12493	12497	Conduite pluvial	100	0,011	Circulaire	1	0,00373	13706	73.6	75.631	2.031	
12285	12494	12495	Conduite pluvial	114	0,011	Circulaire	0,4	0,00394	13711	68.69	70.802	2.112	
12286	16346	12494	Conduite pluvial	105	0,011	Circulaire	0,4	0,00517	13712	68.1	70.725	2.625	
12287	13712	14547	Conduite pluvial	31	0,011	Circulaire	1	0,0054	13713	68.74	70.991	2.251	
12288	12497	13712	Conduite pluvial	51	0,011	Circulaire	1	0,00546	13714	68.52	72.77	4.25	
12289	12496	12497	Conduite pluvial	81	0,011	Circulaire	0,5	0,00171	13972	70.28	73.209	2.929	
12290	12495	12496	Conduite pluvial	89	0,011	Circulaire	0,4	0,0052	13973	70.91	73.976	3.066	
12291	12498	15411	Conduite pluvial	76	0,011	Circulaire	0,3	0,00493	13974	71.22	73.937	2.717	
12292	15411	15599	Conduite pluvial	74	0,011	Circulaire	0,4	0,00397	13975	71.38	74.215	2.835	
12293	13713	15411	Conduite pluvial	38	0,011	Circulaire	0,3	0,00614	14089	70.59	73.477	2.887	
12294	15001	12499	Conduite pluvial	85	0,011	Circulaire	0,5	0,00342	14505	69.01	71.862	2.852	
12295	12500	15001	Conduite pluvial	79	0,011	Circulaire	0,4	0,00379	14506	67.69	71.13	3.44	
12296	16344	12500	Conduite pluvial	73	0,011	Circulaire	0,4	0,00741	14532	71.4	73.23	1.83	
12297	12501	16344	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	0,4	0,00454	14533	73.15	75.156	2.006	

Tableau III-3 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial (suite)

Conduites									Nœuds de jonction				
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning	Forme de la section	Diamètre (m)	Pente (m/m)	Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
12298	12502	12503	Conduite pluvial	81	0,011	Circulaire	0,3	0,0064	14547	67.93	70.351	2.421	
12299	12503	15599	Conduite pluvial	75	0,011	Circulaire	0,4	0,00324	15001	68.658	71.458	2.8	
12300	12504	12503	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	0,4	0,00503	15125	69.394	73.433	4.039	
12301	14505	12504	Conduite pluvial	59	0,011	Circulaire	0,4	0,00329	15130	67.48	70.299	2.819	
12302	12505	14505	Conduite pluvial	71	0,011	Circulaire	0,4	0,00493	15411	68.509	71.389	2.88	
12303	J2	12506	Conduite pluvial	72	0,011	Circulaire	0,3	0,00311	15417	68.06	69.99	1.93	
12304	12506	12505	Conduite pluvial	59	0,011	Circulaire	0,4	0,0033	15492	69.245	72.045	2.8	
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

Tableau III-3 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial (suite)

Conduites									Nœuds de jonction				
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning	Forme de la section	Diamètre (m)	Pente (m/m)	Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
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
1	105	106	Conduite pluvial	27	0,011	Circulaire	1	0,004	134	70,8	73,9	3,1	
2	106	12601	Conduite pluvial	92	0,011	Circulaire	1	0,002	135	82,8	82,8	0,0	
3	12601	14506	Conduite pluvial	116	0,011	Circulaire	1	0,002	136	82,8	82,8	0,0	
4	14506	15130	Conduite pluvial	103	0,011	Circulaire	1	0,002	137	82,9	82,9	0,0	
5	108	13711	Conduite pluvial	24	0,011	Circulaire	0,3	0,006	138	83,0	83,0	0,0	
27	128	12576	Conduite pluvial	62	0,011	Circulaire	0,4	0,016	139	82,5	82,5	0,0	
28	129	12576	Conduite pluvial	17	0,011	Circulaire	0,9	0,114	140	82,2	82,2	0,0	
48	159	109	Conduite pluvial	151	0,011	Circulaire	0,4	0,004	141	82,4	82,4	0,0	
17434	12512	161	Conduite pluvial	113	0,011	Circulaire	1,5	0,002	142	80,1	80,1	0,0	
47	158	110	Ponceau	22	0,022	Circulaire	1,8	0,005	143	80,0	80,0	0,0	
51	163	13975	Ponceau	39	0,011	Circulaire	0,8	0,005	144	80,0	80,0	0,0	
10	117	116	Ponceau	132	0,022	Circulaire	1,4	0,011	145	80,1	80,1	0,0	
8	118	119	Ponceau	16	0,022	Circulaire	1,2	0,011	146	82,4	82,4	0,0	
17	123	122	Ponceau	54	0,03	Circulaire	1	0,005	147	83,4	83,4	0,0	

Tableau III-3 : Principaux paramètres de modélisation du réseau pluvial (suite)

Conduites								
Id	Nœud d'entrée	Nœud de sortie	Description	Longueur	Coefficient de Manning	Forme de la section	Diamètre (m)	Pente (m/m)
13	133	132	Ponceau	5	0,011	Circulaire	1	0,099
49	160	161	Ponceau	39	0,011	Circulaire	0,4	0,075
29	142	143	Ponceau	6	0,011	Circulaire	0,5	0,017
30	138	137	Ponceau	6	0,011	Circulaire	0,4	0,007
31	148	147	Ponceau	4	0,011	Circulaire	0,3	0,030
32	135	136	Ponceau	10	0,011	Circulaire	0,4	0,004
33	146	141	Ponceau	7	0,011	Circulaire	0,4	0,006
34	139	140	Ponceau	8	0,011	Circulaire	0,4	0,041
35	145	144	Ponceau	6	0,011	Circulaire	0,4	0,009
9	119	117	Ruisseau : Branche 1	794	0,03	Irrégulière		0,007
11	116	152	Ruisseau : Branche 1	179	0,03	Irrégulière		0,002
14	132	121	Ruisseau : Branche 1	110	0,03	Irrégulière		0,001
7	150	118	Ruisseau : Branche 1	767	0,03	Irrégulière		0,007
6	120	150	Ruisseau : Branche 1	1031	0,03	Irrégulière		0,005
12	152	133	Ruisseau : Branche 1	197	0,03	Irrégulière		0,007
15	124	103	Ruisseau : Branche 1	268	0,07	Irrégulière		0,014
16	103	123	Ruisseau : Branche 1	336	0,07	Irrégulière		0,007
18	122	102	Ruisseau : Branche 1	182	0,07	Irrégulière		0,008
19	102	101	Ruisseau : Branche 1	420	0,07	Irrégulière		0,010
46	121	158	Confluence tributair	16	0,03	Irrégulière		0,002
53	110	164	Confluence tributair	21	0,03	Irrégulière		0,004

Nœuds de jonction				
Id	Élévation du radier (m)	Élévation du regard (m)	Profondeur (m)	Débit de base (m^3/s)
148	83,5	83,5	0,0	
149	72,1	72,1	0,0	
151	77,5	77,5	0,0	
153	78,7	78,7	0,0	
154	73,1	73,1	0,0	
155	73,0	73,0	0,0	
156	74,3	74,3	0,0	
157	73,9	73,9	0,0	
150	82,2	82,2	0,0	1,21E-04
152	69,5	69,5	0,0	1,21E-04
158	67,4	67,4	0,0	
159	77,6	79,8	2,2	
160	71,1	71,1	0,0	
162	73,5	73,5	0,0	
163	71,6	71,6	0,0	
161	68,2	71,5	3,3	
110	67,3	67,3	0,0	
111	67,4	68,4	1,1	
165	75,4	75,4	0,0	
16342A	70,7	74,1	3,4	
12513A	69,8	73,0	3,3	
133	68,1	68,1	0,0	1,21E-04

ANNEXE IV - Débits mesurés et simulés sur le bassin versant du lac baie d'Or

Tableau IV-1 : Données de terrain recueillies en amont du lac pendant l'année 2013 et calcul des débits

Date :	2013-04-22				2013-05-03				2013-05-11				2013-05-21			
Heure début :	10:15				09:54				12:45				10:08			
Heure fin :	11:37				10:56				13:40				11:11			
h_o (cm)	-57,9				-64,2				-33,9				-54,9			
h_f (cm)	-57,8				-64,2				-35				-55			
Δ h (%)	-0,17				0,00				3,24				0,18			
larguer (m) :	4,64				4,51				5,5				4,62			
$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :	3,7E-02				2,1E-02				1,3E+00				1,0E-01			
I_Q ($m^3 s^{-1}$) :	±1,8E-02				±1,5E-02				±5,0E-02				±1,9E-02			
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$
1	0,00	4,5	0,00	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000
2	0,18	10,5	0,04	0,001	0,16	6,0	0,01	0,000	0,02	8,8	0,00	0,000	0,07	17,0	0,00	0,000
3	0,38	24,8	0,02	0,001	0,41	20,0	0,01	0,001	0,10	7,5	0,07	0,000	0,22	16,5	0,01	0,000
4	0,58	29,1	0,00	0,000	0,86	34,0	0,01	0,002	0,22	8,5	0,05	0,000	0,30	17,4	0,04	0,001
5	0,98	37,3	0,04	0,006	1,31	41,7	0,01	0,002	0,29	12,0	0,03	0,000	0,47	28,0	0,06	0,004
6	1,38	47,4	0,01	0,001	1,76	48,5	0,02	0,004	0,43	19,0	0,18	0,005	0,72	33,7	0,06	0,005
7	1,78	50,1	0,02	0,003	2,21	50,0	0,02	0,005	0,57	33,0	0,22	0,009	0,92	20,0	0,10	0,006
8	2,18	56,9	0,02	0,005	2,66	44,5	0,02	0,004	0,69	41,0	0,33	0,037	1,37	45,2	0,06	0,012
9	2,58	57,0	0,03	0,006	3,11	48,5	0,01	0,002	1,12	57,0	0,41	0,113	1,77	60,0	0,05	0,011
10	2,98	56,0	0,02	0,004	3,56	30,0	0,01	0,001	1,67	72,0	0,44	0,174	2,22	62,2	0,06	0,016
11	3,38	32,6	0,02	0,003	4,01	14,0	0,00	0,000	2,22	79,5	0,47	0,203	2,65	52,3	0,08	0,016
12	3,78	30,7	0,00	0,001	4,18	15,0	0,00	0,000	2,77	80,5	0,38	0,166	3,06	48,8	0,06	0,012
13	4,18	23,4	0,04	0,003	4,51	0,0	0,00	0,000	3,32	83,5	0,49	0,223	3,50	46,8	0,04	0,006
14	4,38	14,5	0,05	0,001					3,87	79,5	0,48	0,208	3,72	28,4	0,07	0,004
15	4,58	8,6	0,04	0,001					4,42	54,5	0,35	0,055	3,92	25,0	0,08	0,008
16	4,72	2,6	0,00	0,000					4,45	56,0	0,32	0,022	4,62	0,0	0,00	0,000
17									4,67	50,5	0,30	0,028				
18									4,82	37,8	0,17	0,010				
19									4,97	33,3	0,05	0,002				
20									5,02	36,5	0,04	0,001				
21									5,12	27,2	0,01	0,000				
22									5,37	10,0	0,00	0,000				
23									5,50	0,0	0,00	0,000				

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i*; b_i profondeur à la verticale *i*; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i*; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

Tableau IV-1 : Données de terrain recueillies en amont du lac pendant l'année 2013 et calcul des débits (suite)

Date :	2013-05-29				2013-06-13				2013-06-21				2013-08-14			
Heure début :	10:47				10:49				10:56				13:09			
Heure fin :	11:24				11:10				11:33				13:51			
h_o (cm)	-63,9				-62				-65,9				-60,8			
h_f (cm)	-63,9				-62,1				-65,9				-61			
Δ h (%)	0,00				0,16				0,00				0,33			
larguer (m) :	4,52				4,6				4,57				4,6			
$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :	2,0E-02				3,0E-02				1,2E-02				6,1E-02			
I_Q ($m^3 s^{-1}$) :	±1,4E-02				±1,7E-02				±1,4E-02				±1,8E-02			
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$
1	0,00	0,0	0,00	0,000	0,00	0,0	0,01	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000
2	0,16	8,8	0,00	0,000	0,15	14,0	0,00	0,000	0,17	8,4	0,01	0,000	0,15	15,0	0,00	0,000
3	0,50	25,0	0,01	0,001	0,50	16,1	-0,01	0,000	0,40	18,6	0,01	0,000	0,30	31,5	0,01	0,000
4	0,95	15,0	0,02	0,001	0,75	21,0	0,00	0,000	0,60	25,0	0,01	0,001	0,40	25,9	0,02	0,001
5	1,40	43,7	0,01	0,002	0,90	32,0	0,01	0,001	1,05	15,3	0,01	0,000	0,70	31,7	0,02	0,001
6	1,85	45,0	0,02	0,004	1,35	47,5	0,02	0,004	1,50	40,0	0,01	0,001	0,80	37,5	0,00	0,000
7	2,30	50,5	0,02	0,005	1,80	51,8	0,03	0,007	1,85	46,6	0,01	0,002	0,90	16,3	0,04	0,001
8	2,75	43,0	0,02	0,004	2,25	52,8	0,02	0,005	2,25	49,4	0,02	0,003	1,20	44,5	0,03	0,005
9	3,18	34,8	0,02	0,002	2,70	52,8	0,03	0,007	2,55	48,9	0,01	0,002	1,60	51,1	0,05	0,010
10	3,40	26,6	0,01	0,001	3,15	45,2	0,02	0,003	2,95	46,2	0,01	0,002	2,00	52,6	0,05	0,011
11	3,65	28,0	0,00	0,000	3,35	44,0	0,01	0,001	3,45	38,3	0,00	0,001	2,40	52,5	0,05	0,011
12	4,10	15,5	-0,01	-0,001	3,45	37,5	0,01	0,000	3,85	15,5	0,00	0,000	2,80	51,5	0,05	0,011
13	4,40	5,8	0,00	0,000	3,60	17,5	0,04	0,001	4,07	14,0	0,00	0,000	3,24	46,6	0,04	0,007
14	4,52	0,0	0,00	0,000	3,73	17,2	0,02	0,001	4,21	12,4	0,00	0,000	3,60	33,8	0,03	0,003
15					3,95	30,0	0,00	0,000	4,35	5,0	0,00	0,000	3,80	21,7	0,02	0,001
16					4,40	11,7	0,01	0,000	4,57	0,0	0,00	0,000	3,90	18,0	0,02	0,000
17					4,60	0,0	0,00	0,000					4,00	16,5	0,00	0,000
18													4,10	17,2	-0,01	0,000
19													4,20	10,0	0,00	0,000
20													4,30	10,5	0,00	0,000
21													4,60	0,0	0,00	0,000
22																
23																

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i*; b_i profondeur à la verticale *i*; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i*; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

Tableau IV-1 : Données de terrain recueillies en amont du lac pendant l'année 2013 et calcul des débits (suite)

Date :	2013-08-23				2013-09-22				2013-10-22			
	Heure début :		10:46				11:52				11:10	
	Heure fin :		11:20				12:31				11:45	
	h_o (cm)		-64,3				-47,4				-63,6	
	h_f (cm)		-64,3				-48,2				-63,2	
	Δ h (%)		0,00				0,31					
	larguer (m) :		4,6				4,87				4,59	
	$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :		2,1E-02				4,2E-01				2,2E-02	
	I_Q ($m^3 s^{-1}$) :		±1,6E-02				±3,0E-02				±1,6E-02	
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$
1	0,00	0,0	0,00	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000
2	0,16	10,4	0,00	0,000	0,05	5,0	0,00	0,000	0,22	13,5	0,00	0,000
3	0,32	38,0	0,00	0,000	0,10	7,0	0,01	0,000	0,39	27,8	0,00	0,000
4	0,62	37,1	0,01	0,001	0,29	27,0	0,01	0,000	0,62	35,0	0,00	0,000
5	1,01	16,2	0,02	0,001	0,35	29,0	0,05	0,001	1,10	36,0	0,01	0,001
6	1,42	43,9	0,01	0,002	0,45	45,0	0,10	0,005	1,36	44,0	0,01	0,002
7	1,82	48,2	0,02	0,004	0,55	38,8	0,15	0,014	1,81	47,8	0,02	0,004
8	2,22	49,2	0,02	0,004	0,95	49,0	0,13	0,019	2,26	49,0	0,02	0,005
9	2,62	44,1	0,02	0,004	1,15	34,0	0,21	0,016	2,73	47,5	0,03	0,005
10	3,02	47,1	0,02	0,004	1,40	56,0	0,19	0,037	3,11	35,2	0,02	0,003
11	3,39	39,4	0,01	0,002	1,85	63,0	0,25	0,069	3,61	29,0	0,01	0,001
12	3,82	18,2	0,00	0,000	2,30	65,2	0,24	0,070	4,06	15,0	0,00	0,000
13	4,06	15,5	0,00	0,000	2,75	64,5	0,25	0,072	4,46	12,0	0,00	0,000
14	4,16	14,5	0,00	0,000	3,20	54,2	0,23	0,055	4,59	0,0	0,00	0,000
15	4,46	12,0	0,00	0,000	3,65	45,5	0,24	0,034				
16	4,60	0,0	0,00	0,000	3,83	46,5	0,17	0,018				
17					4,10	39,8	0,12	0,008				
18					4,15	33,0	0,07	0,001				
19					4,20	31,0	0,05	0,001				
20					4,25	30,0	0,03	0,001				
21					4,35	24,8	0,00	0,000				
22					4,55	27,8	0,00	0,000				
23					4,65	26,0	0,00	0,000				
					4,87	0,0	0,00	0,000				

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i*; b_i profondeur à la verticale *i*; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i*; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

Tableau IV-2 : Données de terrain recueillies à la branche 10 pendant l'année 2013 et calcul des débits

Date :	2013-04-22				2013-04-22				2013-05-03				2013-05-21				2013-06-13			
Heure début :				13:48				13:22				11:27				15:03				11:30
Heure fin :				14:17				13:40				12:14				15:26				11:58
ho (cm)				-58,4				-61,1				-64,9				-56,8				-61,8
hf (cm)				-56,9				-58,4				-65				-56,8				-61,8
Δ h (%)				-2,6				-4,4				0,2				0,0				0,0
larguer (m) :				0,87				0,83				0,755				0,881				0,86
$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :				6,6E-02				3,5E-02				6,2E-03				8,7E-02				1,7E-02
I_Q ($m^3 s^{-1}$) :				±4,8E-03				±2,5E-03				±2,2E-03				±9,5E-03				±2,4E-03
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	$m\ s^{-1}$	$m^3\ s^{-1}$	m	cm	$m\ s^{-1}$	$m^3\ s^{-1}$	m	cm	$m\ s^{-1}$	$m^3\ s^{-1}$	m	cm	$m\ s^{-1}$	$m^3\ s^{-1}$	m	cm	$m\ s^{-1}$	$m^3\ s^{-1}$
1	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00
2	0,08	9,8	0,42	4,3E-03	0,21	11,8	0,41	7,6E-03	0,07	4,5	0,08	1,5E-04	0,07	8	0,48	1,9E-03	0,13	10	0,13	1,2E-03
3	0,21	19,5	0,44	1,4E-02	0,31	7,6	0,35	4,0E-03	0,09	7	0,11	1,4E-04	0,10	10,5	0,65	2,4E-03	0,18	13,2	0,15	9,9E-04
4	0,41	23	0,41	1,4E-02	0,51	18,5	0,32	1,2E-02	0,10	6,8	0,12	2,0E-04	0,14	13,5	0,70	5,2E-03	0,23	15,5	0,17	2,0E-03
5	0,51	23,5	0,48	1,1E-02	0,71	19,7	0,36	1,1E-02	0,14	9,1	0,12	5,7E-04	0,21	19,5	0,73	1,0E-02	0,33	17,8	0,17	2,3E-03
6	0,61	18,5	0,51	9,3E-03	0,83	16,5	0,00	0,0E+00	0,21	12,3	0,12	9,9E-04	0,28	22,5	0,70	1,1E-02	0,38	17,8	0,18	1,6E-03
7	0,71	16,5	0,56	1,2E-02					0,28	14,5	0,10	1,0E-03	0,35	23,5	0,65	1,1E-02	0,43	18	0,20	2,6E-03
8	0,87	0	0,00	0,0E+00					0,35	15	0,09	9,2E-04	0,42	24	0,65	1,1E-02	0,53	16	0,20	3,2E-03
9									0,42	15,0	0,08	8,1E-04	0,49	23,5	0,61	1,0E-02	0,63	12,5	0,20	1,8E-03
10									0,49	14,5	0,06	6,1E-04	0,56	22,5	0,57	8,9E-03	0,68	8,8	0,18	1,8E-03
11									0,56	12,5	0,06	4,8E-04	0,63	20,5	0,53	6,0E-03	0,86	0,0	0,00	0,0E+00
12									0,63	9,5	0,04	2,2E-04	0,67	18,0	0,45	2,8E-03				
13									0,67	6,5	0,03	1,2E-04	0,70	15,5	0,44	3,4E-03				
14									0,76	0,0	0,00	0,0E+00	0,77	11,5	0,41	4,3E-03				
15													0,88	0,0	0,00	0,0E+00				

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i*;
b_i profondeur à la verticale *i*; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i*; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

Tableau IV-2 : Données de terrain recueillies à la branche 10 pendant l'année 2013 et calcul des débits (suite)

Date :	2013-06-21				2013-08-14				2013-09-22				2013-09-22				2013-10-21			
Heure début :				13:27				12:11				09:19				14:02				09:48
Heure fin :				13:50				12:43				09:54				14:38				10:24
ho (cm)				-67,1				-60,2				-53,2				-51,2				-61,2
hf (cm)				-67,4				-60,3				-52,4				-51				-61
Δ h (%)				0,4				0,2				-1,5				-0,4				-0,3
larguer (m) :				0,67				0,83				0,945				0,96				0,825
$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :				1,7E-03				3,0E-02				1,3E-01				1,7E-01				8,5E-03
I_Q ($m^3 s^{-1}$) :				±7,4E-04				±3,8E-03				±1,2E-02				±1,5E-02				±1,8E-03
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$
1	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0000	0,00	0	0,00	0,0E+00
2	0,09	5,5	0,00	0,0E+00	0,07	5,5	0,19	5,3E-04	0,08	8	0,47	3,2E-03	0,09	21	0,69	0,0101	0,08	7	0,08	4,1E-04
3	0,15	5,7	0,00	0,0E+00	0,11	10,7	0,22	1,4E-03	0,17	19	0,64	1,1E-02	0,14	0	0,69	0,0000	0,16	11,2	0,09	8,1E-04
4	0,22	10,7	0,01	6,4E-05	0,19	15,7	0,24	3,0E-03	0,26	25	0,66	1,5E-02	0,19	23	0,89	0,0153	0,24	16,7	0,08	1,1E-03
5	0,27	11,3	0,02	9,6E-05	0,27	18,7	0,26	3,8E-03	0,35	29	0,70	1,7E-02	0,29	28	0,91	0,0255	0,32	19,5	0,07	1,0E-03
6	0,30	12,6	0,03	1,3E-04	0,35	20,3	0,27	4,3E-03	0,43	31	0,66	1,8E-02	0,39	31,5	0,93	0,0291	0,40	19,5	0,08	1,2E-03
7	0,33	12,5	0,04	2,0E-04	0,43	20,7	0,28	4,6E-03	0,53	31,5	0,61	1,8E-02	0,49	32	0,88	0,0282	0,48	18,7	0,09	1,3E-03
8	0,39	12,3	0,04	3,0E-04	0,51	19,5	0,29	4,4E-03	0,62	28	0,67	1,7E-02	0,59	28	0,82	0,0230	0,56	17,3	0,08	1,1E-03
9	0,45	11,5	0,05	3,5E-04	0,59	16,8	0,29	3,9E-03	0,71	25,0	0,71	1,6E-02	0,69	30	0,71	0,0212	0,64	14,6	0,07	8,2E-04
10	0,51	10,0	0,05	2,8E-04	0,67	13,5	0,31	2,1E-03	0,80	18,0	0,72	9,7E-03	0,79	25	0,66	0,0124	0,72	10,5	0,07	5,5E-04
11	0,57	8,6	0,04	2,5E-04	0,69	11,0	0,28	6,0E-04	0,86	10,0	0,62	4,5E-03	0,84	10	0,69	0,0059	0,79	5,8	0,06	1,9E-04
12	0,67	0,0	0,00	0,0E+00	0,71	9,2	0,25	6,9E-04	0,95	0,0	0,00	0,0E+00	0,96	0	0,00	0,0000	0,83	0,0	0,00	0,0E+00
13					0,75	7,0	0,23	9,8E-04												
14					0,83	0,0	0,00	0,0E+00												
15																				

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i*;
b_i profondeur à la verticale *i*; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i*; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

Tableau IV-2 : Données de terrain recueillies à la branche 10 pendant l'année 2013 et calcul des débits (suite)

Date :	2013-10-22				2013-11-07				2013-11-07				2013-11-18			
	Heure début :			13:10				09:39				10:05				08:10
	Heure fin :			13:45				10:03				10:20				09:19
	ho (cm)			-59,4				-54				-54				-43,8
	hf (cm)			-59,4				-54				-53,2				-42,1
	Δ h (%)			0,0				0,0				-1,5				-3,9
	larguer (m) :			0,84				0,92				92				1,03
	$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :			1,5E-02				8,8E-02				7,1E-02				5,2E-01
	I_Q ($m^3 s^{-1}$) :			±2,3E-03				±7,9E-03				±5,7E-03				±1,5E-02
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$
1	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0000	0,00	0	0,00	0,0E+00
2	0,15	15	0,13	2,3E-03	0,05	7	0,33	1,2E-03	0,07	13	0,37	0,0029	0,10	23	1,93	1,1E-01
3	0,23	17	0,14	1,8E-03	0,10	11,5	0,37	2,9E-03	0,12	15	0,42	0,0047	0,50	39	2,10	2,7E-01
4	0,31	19,7	0,12	1,9E-03	0,19	19,5	0,46	8,0E-03	0,22	22	0,41	0,0090	0,75	33	1,65	1,4E-01
5	0,39	20,5	0,12	2,0E-03	0,28	23,5	0,50	1,1E-02	0,32	24,5	0,41	0,0100	1,03	0	0,00	0,0E+00
6	0,47	20,3	0,12	1,9E-03	0,37	26,5	0,52	1,2E-02	0,42	26,5	0,49	0,0130				
7	0,55	19	0,11	1,7E-03	0,46	27,5	0,51	1,3E-02	0,52	24	0,46	0,0109				
8	0,63	15,5	0,12	1,4E-03	0,55	27	0,56	1,3E-02	0,62	21	0,49	0,0102				
9	0,71	12,5	0,13	9,8E-04	0,64	24,0	0,57	1,2E-02	0,72	15	0,45	0,0098				
10	0,75	7,0	0,10	4,6E-04	0,73	19,0	0,53	9,1E-03	0,91	0	0,00					
11	0,84	0,0	0,00	0,0E+00	0,82	13,5	0,48	4,5E-03								
12					0,87	8,0	0,40	1,6E-03								
13					0,92	0,0	0,00	0,0E+00								
14																
15																

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i*; b_i profondeur à la verticale *i*; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i*; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

Tableau IV-3 : Données de terrain recueillies à la branche 18 pendant l'année 2013 et calcul des débits

Date :	2013-06-13				2013-06-21				2013-08-14				2013-08-14			
Heure début :				16:52				12:34				10:59				15:57
Heure fin :				17:36				12:58				11:34				16:25
h_o (cm)				-53				-58,8				-43,9				-49,6
h_f (cm)				-53				-58,8				-44,6				-49,8
Δ h (%)				0,00%				0,00%				1,59%				0,40%
larguer (m) :				0,7				0,518				0,93				0,85
$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :				3,4E-03				1,1E-04				3,4E-02				1,1E-02
I_Q ($m^3 s^{-1}$) :				±1,2E-03				±3,9E-04				±5,2E-03				±2,3E-03
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$	m	cm	m s^{-1}	$m^3 s^{-1}$
1	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00
2	0,07	11,2	0,04	2,4E-04	0,05	6,3	-0,01	-3,1E-05	0,06	13,6	0,03	8,3E-05	0,07	4,5	0,01	2,7E-05
3	0,10	11,2	0,05	2,0E-04	0,10	7	-0,01	-3,5E-05	0,09	13,3	0,05	1,8E-04	0,24	16	0,10	1,7E-03
4	0,14	11,2	0,06	3,5E-04	0,15	8	-0,01	-2,0E-05	0,11	13,3	0,07	4,4E-04	0,30	18,3	0,13	1,7E-03
5	0,21	14	0,06	5,6E-04	0,20	8,8	0,00	-1,5E-05	0,15	13,6	0,13	1,1E-03	0,38	19,5	0,12	1,8E-03
6	0,28	14	0,04	2,5E-04	0,25	8,8	0,01	4,4E-05	0,21	18,6	0,15	7,3E-04	0,45	19,8	0,12	1,4E-03
7	0,30	13,5	0,07	2,0E-04	0,30	8,6	0,00	0,0E+00	0,24	19	0,21	1,1E-03	0,50	16,8	0,13	9,8E-04
8	0,32	13	0,06	2,0E-04	0,35	8,9	0,02	5,9E-05	0,26	27,5	0,28	2,7E-03	0,54	19,5	0,15	1,7E-03
9	0,35	13,8	0,08	3,7E-04	0,38	9	0,01	2,3E-05	0,28	27,2	0,28	2,7E-03	0,62	20,6	0,12	1,3E-03
10	0,39	14,4	0,07	3,3E-04	0,40	9	0,02	3,4E-05	0,33	27,5	0,28	4,1E-03	0,65	13	0,08	2,6E-04
11	0,42	13,9	0,04	2,2E-04	0,43	8,9	0,01	5,3E-05	0,35	26,6	0,30	6,6E-03	0,67	11,9	0,09	2,0E-04
12	0,47	14	0,04	2,2E-04	0,52	0	0,00	0,0E+00	0,44	23,5	0,25	5,9E-03	0,69	11,5	0,07	1,2E-04
13	0,50	12	0,03	1,3E-04					0,54	24,7	0,21	2,9E-03	0,70	11,9	0,06	9,8E-05
14	0,54	8,3	0,02	1,7E-04					0,63	23,3	0,25	3,1E-03	0,72	8,20	0,03	6,2E-05
15	0,70	0	0,00	0,0E+00					0,66	22,9	0,22	1,2E-03	0,75	8,2	0,02	6,6E-05
16									0,74	9,20	0,22	5,5E-04	0,80	7,4	0,01	3,7E-05
17									0,78	8,50	0,20	3,3E-04	0,85	0,00	0,00	0,0E+00
18									0,80	8,50	0,12	7,5E-04				
19									0,82	10,00	0,05	0,0E+00				
20									0,93	0,00	0,00	0,0E+00				

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i* ; b_i profondeur à la verticale *i* ; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i* ; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

Tableau IV-3 : Données de terrain recueillies à la branche 18 pendant l'année 2013 et calcul des débits (suite)

Date :	2013-08-23				2013-09-22				2013-10-21				2013-10-22			
	Heure début :			09:45				10:53				08:45				10:07
	Heure fin :			10:20				11:24				09:31				10:35
	h_o (cm)			-50,7				-22,2				-53,6				-49,5
	h_f (cm)			-50,9				-22,6				-53,6				-49,6
	Δ h (%)			0,39%				1,80%				0,00%				0,20%
	larguer (m) :			0,92				1,04				0,91				0,85
	$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :			9,6E-03				1,6E-01				5,6E-03				1,2E-02
	I_Q ($m^3 s^{-1}$) :			±2,1E-03				±1,6E-02				±1,4E-03				±2,3E-03
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$
1	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00
2	0,06	4,4	0,01	7,3E-05	0,09	24,5	0,04	9,3E-04	0,07	2,5	0,00	0,0E+00	0,04	6,5	0,00	0,0E+00
3	0,25	8,2	0,11	9,0E-04	0,19	31	0,09	2,6E-03	0,25	17,9	0,07	1,7E-03	0,12	2	0,00	0,0E+00
4	0,27	14,9	0,11	7,4E-04	0,27	33,5	0,37	6,1E-03	0,34	14,8	0,08	1,1E-03	0,18	3,8	0,00	0,0E+00
5	0,34	17,1	0,11	1,6E-03	0,29	32	0,36	2,3E-03	0,43	15,1	0,07	9,5E-04	0,25	16,2	0,11	1,3E-03
6	0,43	18,4	0,10	1,3E-03	0,31	34	0,40	3,4E-03	0,52	17	0,09	8,4E-04	0,33	16,5	0,14	1,8E-03
7	0,48	15,7	0,13	9,2E-04	0,34	43,5	0,67	1,2E-02	0,54	14,1	0,07	1,8E-04	0,41	18,8	0,13	1,4E-03
8	0,52	19,8	0,14	8,3E-04	0,39	45,5	0,62	2,1E-02	0,56	16,9	0,05	3,0E-04	0,44	19,5	0,16	1,2E-03
9	0,54	18,9	0,11	4,2E-04	0,49	47,5	0,72	3,6E-02	0,61	18,1	0,04	2,5E-04	0,49	17	0,18	1,3E-03
10	0,56	19	0,10	1,0E-03	0,60	45	0,72	3,2E-02	0,63	16,5	0,03	2,2E-04	0,53	17	0,16	1,1E-03
11	0,65	20,3	0,11	1,5E-03	0,69	48	0,71	2,9E-02	0,70	9,1	0,01	5,5E-05	0,57	21	0,14	1,8E-03
12	0,69	11,3	0,06	2,0E-04	0,77	35	0,46	7,2E-03	0,75	4	0,00	0,0E+00	0,65	21,7	0,09	1,6E-03
13	0,71	10	0,04	8,0E-05	0,78	37	0,39	2,8E-03	0,91	0	0,00	0,0E+00	0,73	12	0,05	4,3E-04
14	0,73	6,8	0,01	2,4E-05	0,81	33	0,15	2,2E-03					0,81	7,3	0,00	1,3E-05
15	0,78	6,2	0,01	5,9E-05	0,87	32,5	0,02	2,4E-04					0,84	7	-0,01	-7,0E-06
16	0,92	0,00	0,00	0,0E+00	0,91	30,50	0,01	1,4E-04					0,85	0,00	0,00	0,0E+00
17					0,96	33,50	0,00	0,0E+00								
18					1,04	0,00	0,00	0,0E+00								
19																
20																

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i*; b_i profondeur à la verticale *i*; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i*; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

Tableau IV-3 : Données de terrain recueillies à la branche 18 pendant l'année 2013 et calcul des débits (suite)

Date :	2013-11-07				2013-11-18				2013-11-18				2013-11-18			
	Heure début :			10:28				09:54				10:36				12:40
	Heure fin :			10:53				10:18				10:53				13:00
	h_o (cm)			-37,4				18,8				22				13
	h_f (cm)			-37,4				19,4				21				12,5
	Δ h (%)			0,00%				3,19%				-4,55%				-3,85%
	larguer (m) :			96				3				3,22				2,64
	$Q = \sum Q_i$ ($m^3 s^{-1}$) :			6,0E-02				4,4E-01				5,8E-01				4,3E-01
	I_Q ($m^3 s^{-1}$) :			±6,0E-03				±2,2E-02				±2,1E-02				±1,9E-02
	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i	d_i	b_i	v_i	Q_i
i	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$	m	cm	$m s^{-1}$	$m^3 s^{-1}$
1	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00	0,00	0	0,00	0,0E+00
2	0,04	11	0,00	0,0E+00	0,41	9	0,02	6,4E-04	0,35	9,5	-0,02	-7,1E-04	0,22	6	0,08	1,2E-03
3	0,14	16,8	0,18	2,6E-03	0,71	36,5	0,02	2,2E-03	0,75	30,5	0,18	2,4E-02	0,52	31,5	0,03	2,8E-03
4	0,22	16,5	0,21	3,5E-03	1,01	74	0,09	2,0E-02	1,25	89	0,49	1,7E-01	0,82	67	0,09	1,8E-02
5	0,34	30	0,36	1,2E-02	1,31	100	0,60	1,8E-01	1,55	96	0,72	2,4E-01	1,12	85	0,74	1,9E-01
6	0,44	32,6	0,37	1,2E-02	1,61	93	0,76	2,1E-01	1,95	82	0,42	1,4E-01	1,42	81	0,67	1,6E-01
7	0,54	33,5	0,36	1,2E-02	1,91	79	0,09	2,0E-02	2,35	31	0,05	6,2E-03	1,72	57,5	0,32	5,5E-02
8	0,64	33,9	0,35	1,2E-02	2,21	33	0,03	3,0E-03	2,75	19	0,01	5,7E-04	2,02	21,5	0,05	3,2E-03
9	0,74	24,5	0,23	3,7E-03	2,51	25,5	0,02	9,6E-04	2,95	12,5	0,00	0,0E+00	2,32	12	0,01	2,4E-04
10	0,77	20,5	0,15	7,7E-04	2,71	17	0,02	3,8E-04					2,42	10	0,00	0,0E+00
11	0,79	20,2	0,12	8,5E-04	2,81	10	0,02	1,5E-04					2,64	0	0,00	0,0E+00
12	0,84	19,5	0,06	4,3E-04	2,91	0	0,00	0,0E+00								
13	0,87	19,8	0,04	2,8E-04												
14	0,91	19,2	0,02	1,7E-04												
15	0,96	0	0,00	0,0E+00												
16																
17																
18																
19																
20																

h_o : niveau d'eau initial ; h_f : niveau d'eau final; Δ h : variation du niveau d'eau; I_Q : incertitude sur la mesure de débit; d_i : position laterale de la verticale *i*; b_i profondeur à la verticale *i*; v_i : vitesse moyenne à la verticale *i*; Q_i : Débit moyen à la verticale *i*

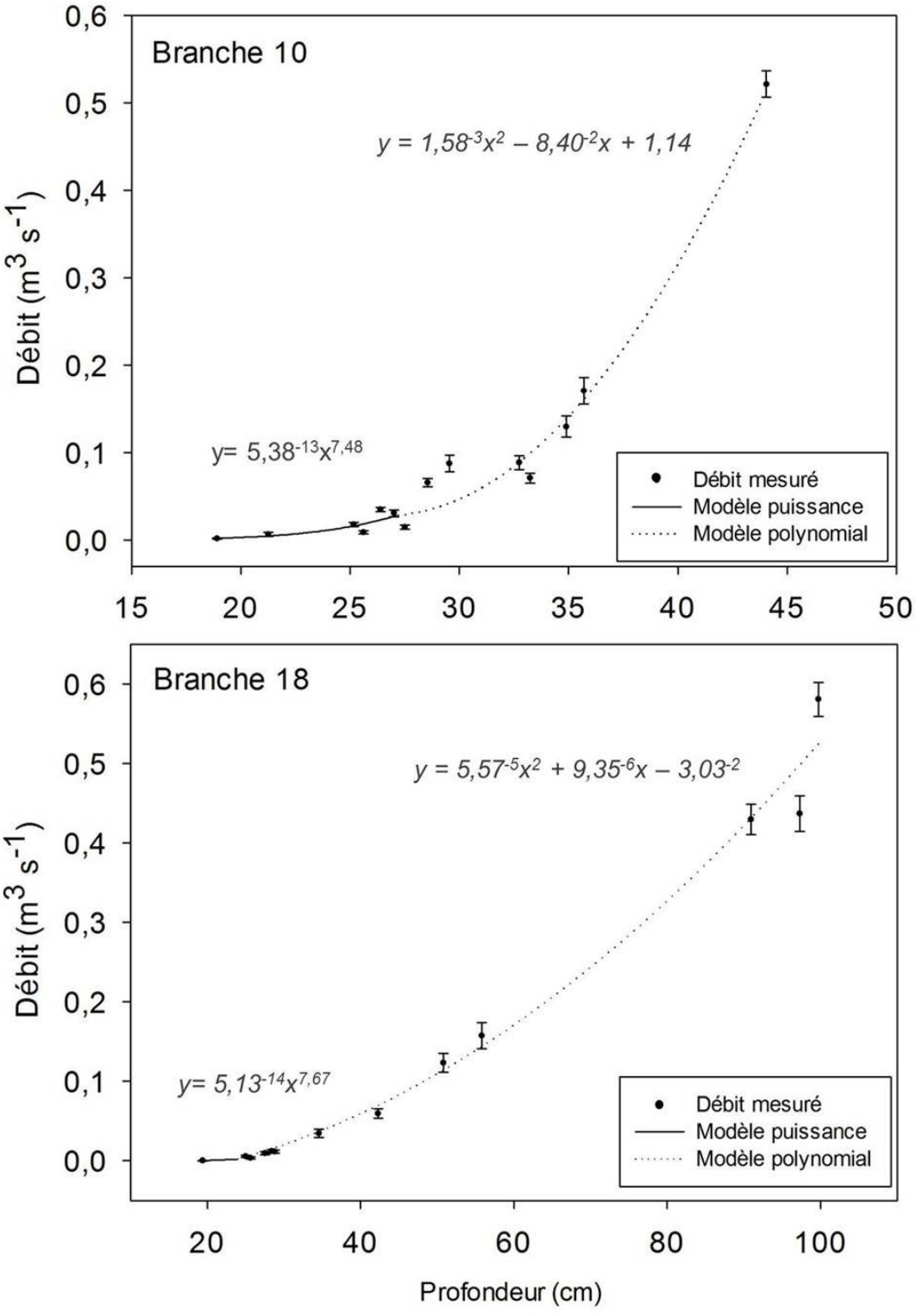


Figure IV-1 : Courbe de tarage des débits moyens journaliers enregistrés entre avril et mai 2013 dans les tributaires du lac Baie d'Or

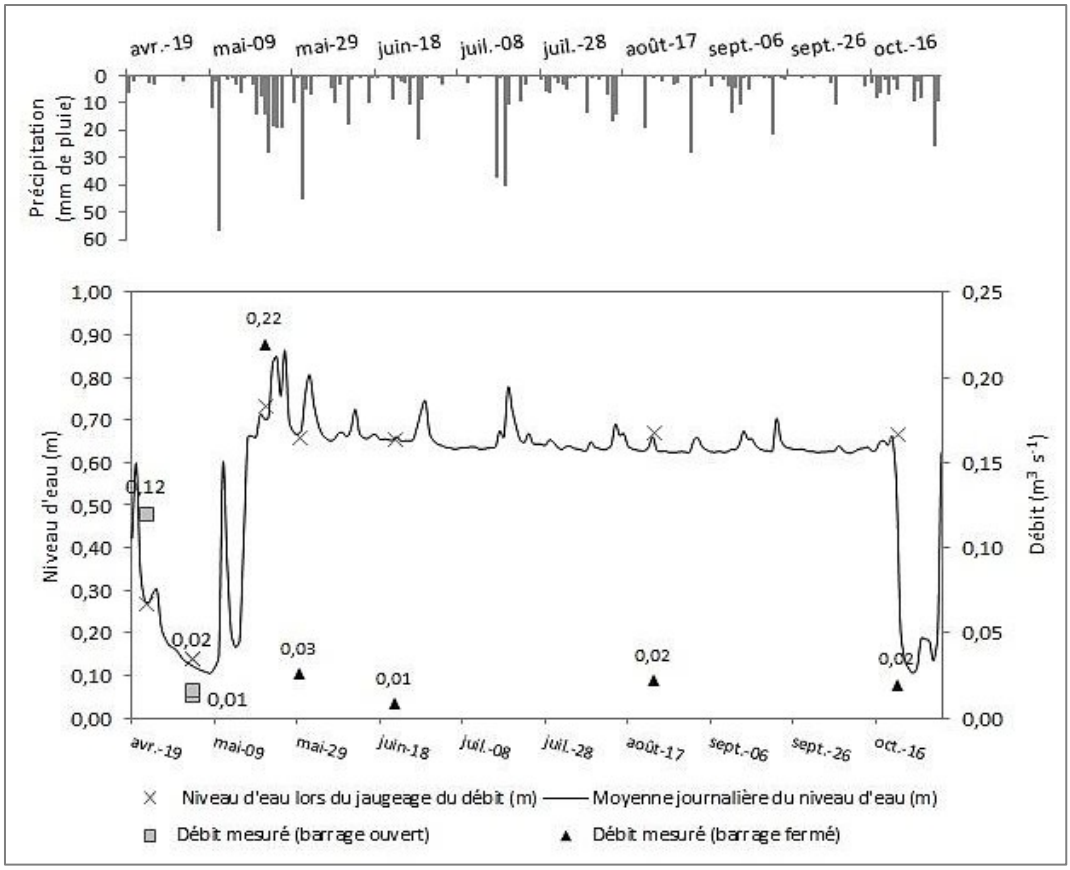


Figure IV-2 : Moyenne journalière du niveau d'eau enregistré à l'exutoire du lac versus les débits mesurés directement en 2013

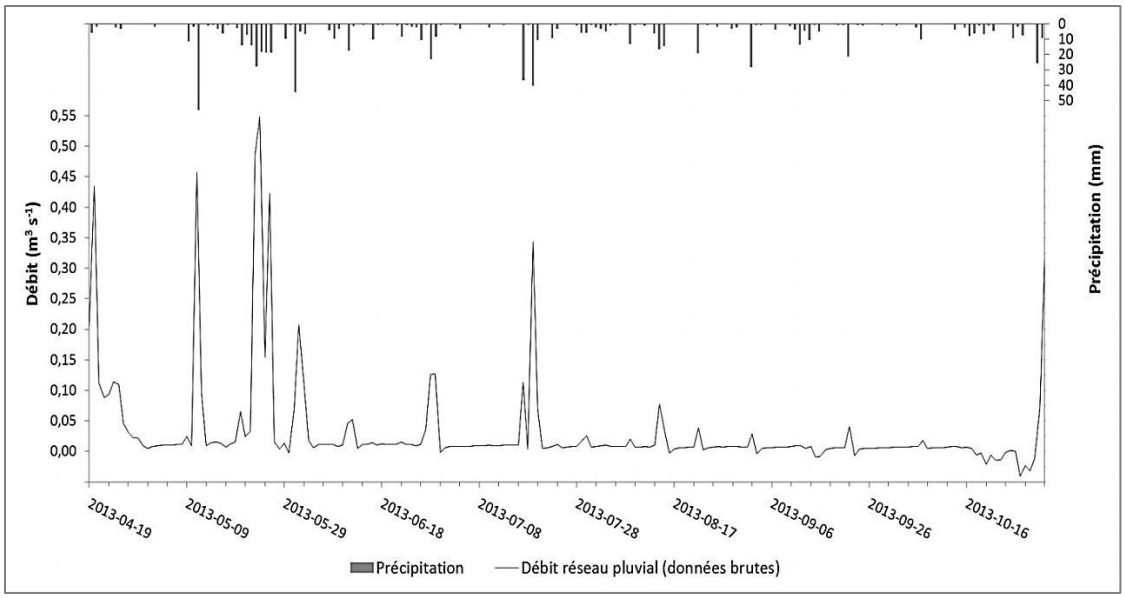


Figure IV-3 : Série temporelle des débits moyens journaliers estimés par soustraction pour le réseau pluvial. Données brutes incluant certaines valeurs négatives.

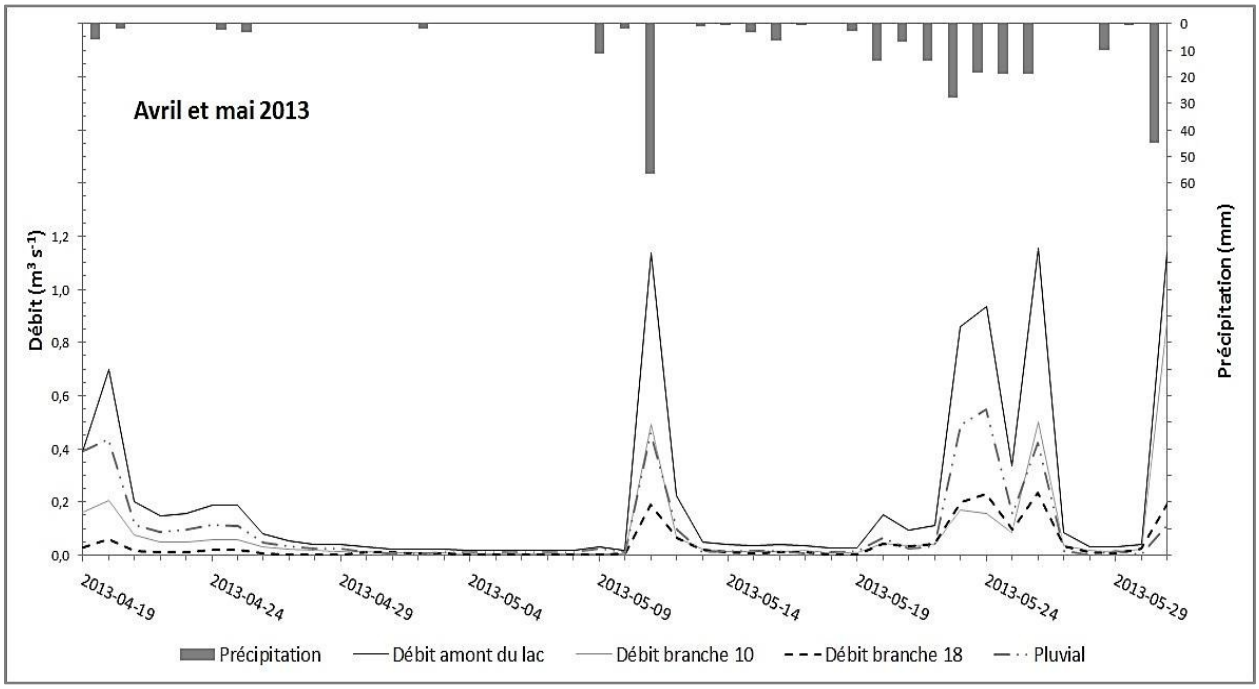


Figure IV-4 : Série temporelle des débits moyens journaliers enregistrés au printemps (19 avril au 31 mai 2013) dans les tributaires du lac Baie d'Or.

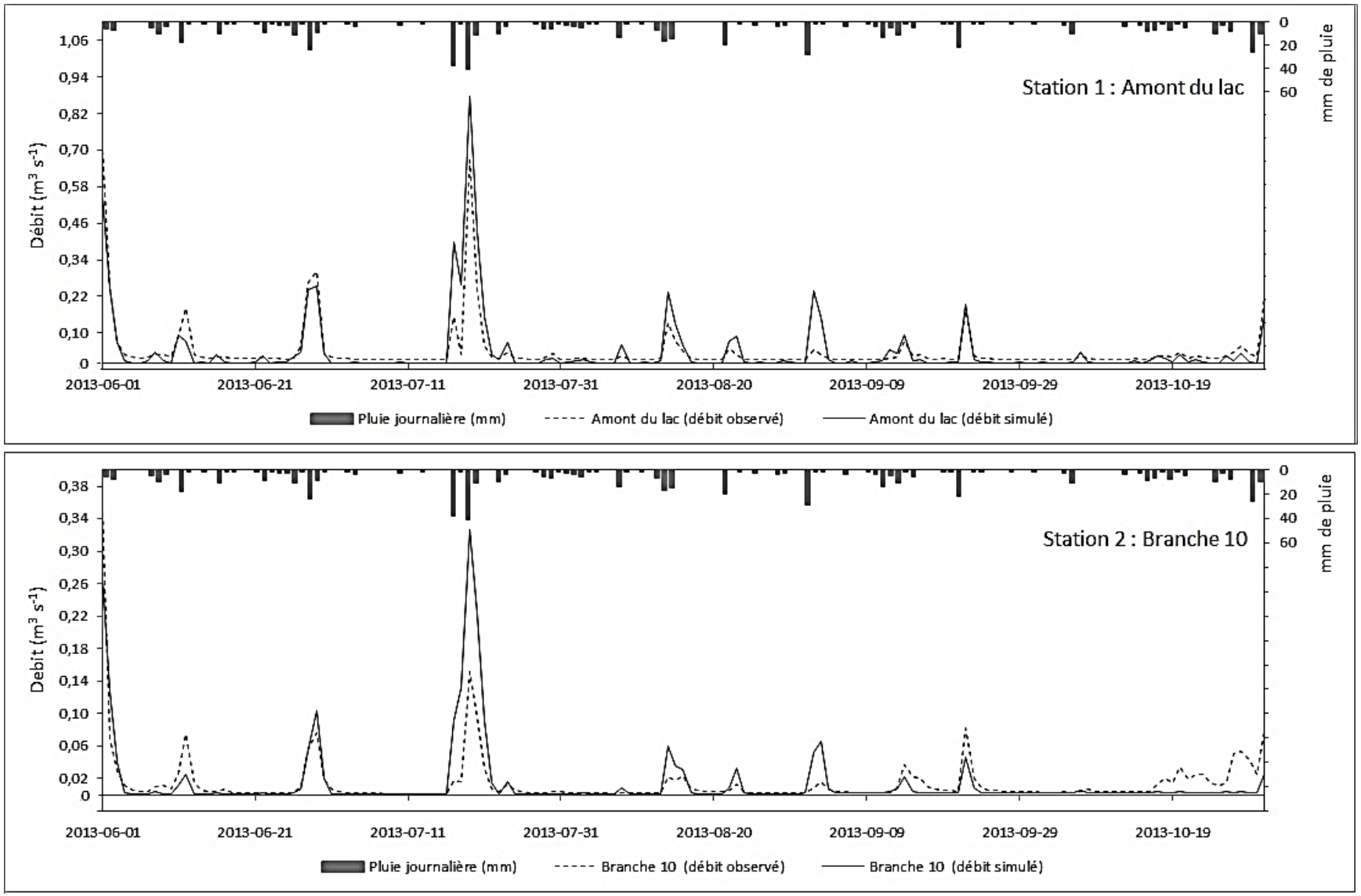


Figure IV-5 : Série chronologique des débits moyens journaliers simulés par le modèle versus les débits enregistrés en amont du lac et à la branche 10 (ruisseau nord).

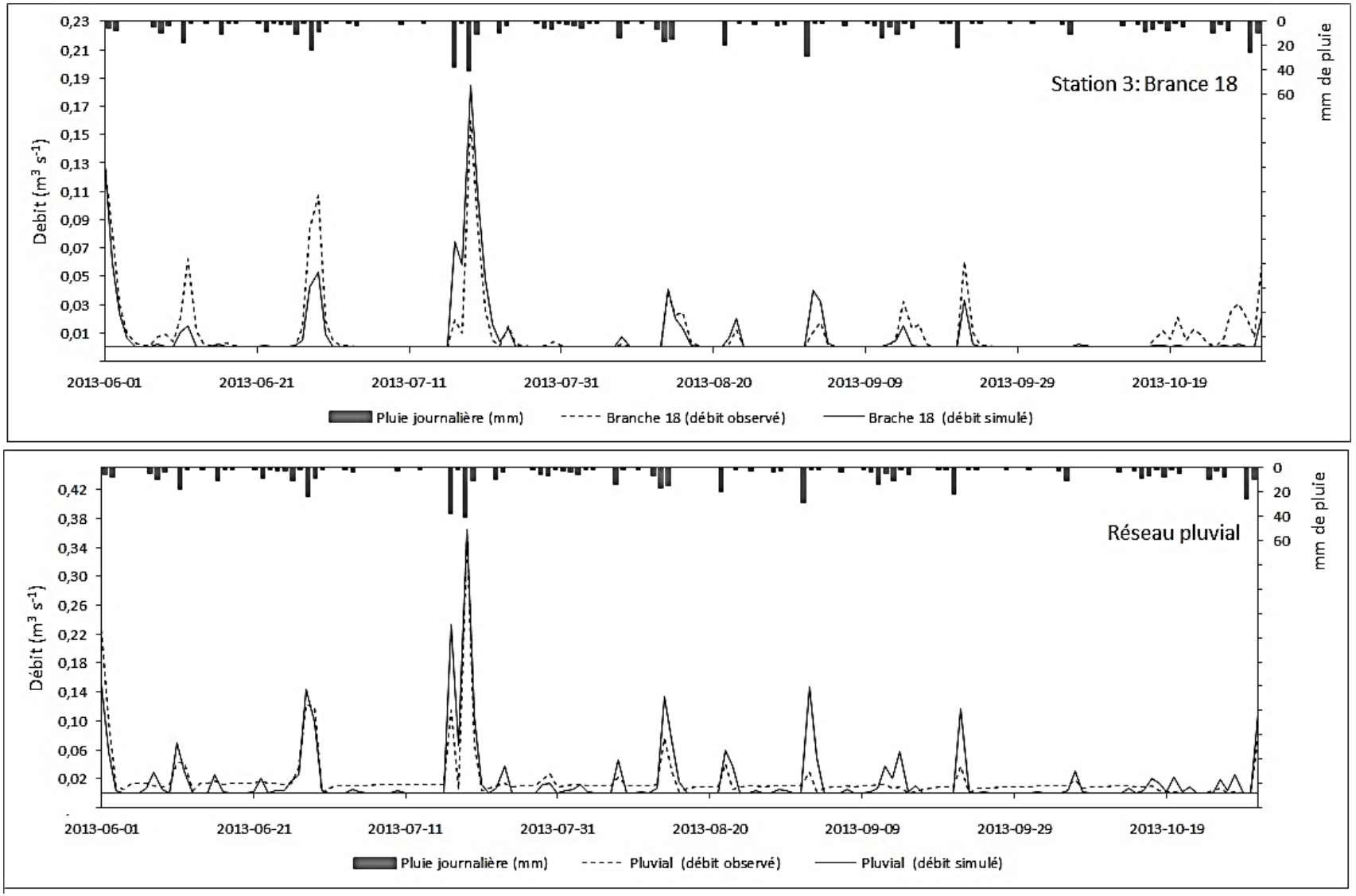


Figure IV-6 : Série chronologique des débits moyens journaliers simulés par le modèle versus les débits enregistrés à la branche 18 (ruisseau sud) et pour le réseau pluvial.

ANNEXE V - Qualité de l'eau des tributaires du lac baie d'Or

Tableau V-1 : Quelques statistiques des données de température et de saturation en oxygène dans l'eau, mesurées dans les affluents du lac Baie d'Or

Variable		Printemps (19 avril au 31 mai)			Été (1er juin au 31 octobre)		
		Amont du lac	Branche 10	Branche 18	Amont du lac	Branche 10	Branche 18
Température [a]	Maximal	18,7	18,0	19,7	23,3	22,1	23,1
	Minimale	1,1	0,2	0,5	4,6	4,6	3,3
	Moyenne	8,8	9,2	9,4	14,3	15,0	13,7
	Écart type	3,2	3,9	4,3	2,7	3,5	3,6
	n	4123	4128	4121	14675	14688	14677
Pourcentage de saturation en oxygène [b]	Maximal	89,5	91,2	101,0	93,0	93,00	106,1
	Minimale	83,5	81,8	83,4	58,9	25,6	51,0
	Moyenne	87,5	89,0	88,0	83,7	75,0	81,8
	Écart type	1,9	3,0	5,6	8,1	15,9	11,9
	n	8	8	8	31	30	31
Concentration d'oxygène dissous ($mg\ l^{-1}$) [b]	Maximal	12,10	12,52	12,71	10,88	11,42	11,07
	Minimale	9,36	9,63	9,10	5,86	2,45	4,65
	Moyenne	10,31	10,55	10,23	8,60	7,86	8,50
	Écart type	1,15	1,12	1,43	1,08	2,01	1,47
	n	8	8	8	31	30	31

[a] Température enregistrées par les limnigraphes; [b] Oxygène mesuré pendant les campagnes d'échantillonnage

Tableau V-2 : Ensemble des résultats d'analyse des échantillons d'eau récoltés dans les tributaires du lac Baie d'Or en 2013. Les couleurs représentent la classification de qualité de l'eau selon l'IQBP

				Temp.	Sat. O_2	OD	MES	MVES	PT	SRP	NT	NH_4	NO_3	NO_2	C.F.	DBO_5
		Limite de détectio		0,1	0,1	0,01	1	1	1	0,5	0,02	0,01	0,005*	0,006*	1	3mg/L
Échantillon	Site	Date	Heure	(°C)	(%)	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(µgP l^{-1})	(µgP l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(UFC/100 ml)	(mg l^{-1})
BDOF-01	Site 1	12-avr	12:35	1,0	83,5	12,10	26,4	4,5	204							
BDOF-02	Site 2	12-avr	12:50	-0,20	81,8	11,99	45,7	5,8	268							
BDOF-03	Site 3	12-avr	13:31	0,60	101,0	12,71	15,0	2,6	44							
BDOF-05	Site 1	19-avr	13:48	3	89,5	12,08	57,6	7,6	151							
BDOF-06	Site 2	19-avr	14:53	1,4	88,8	12,52	54,2	6,6	207,8							
BDOF-07	Site 3	19-avr	13h10	2,6	89,7	12,22	41,5	5,5	83,6							
BDOR-08	Site 1	13-mai	11:59	7,6	88,5	10,5	21,1	8,0	190							
BDOR-10	Site 2	13-mai	12:49	8,1	90,7	10,77	26,7	7,4	197							
BDOR-11	Site 3	13-mai	12:34	8,3	87,8	10,35	17,7	4,3	60							
BDOP-12	Site 1	23-mai	0:15	11,7	86,4	9,36	44,2	13,5	196,3						450,0	7,0
BDOP-14	Site 2	23-mai	0:05	12,1	89,5	9,63	38,8	12,9	134						410,0	5,0
BDOP-15	Site 3	22-mai	23:45	11,2	86,2	9,45	32,1	6,7	67						63,0	4,0
BDOP-16	Site 1	23-mai	2:35	11,5	88,7	9,66	116,6	20,2	292						700,0	9,0
BDOP-18	Site 2	23-mai	3:11	11,3	91,2	9,96	262,9	33,5	335,3						1000,0	16,0
BDOP-19	Site 3	23-mai	2:54	11,1	86,1	9,45	167,4	34,9	576,8						2000,0	27,0
BDOP-20	Site 1	23-mai	4:10	11,3	88,1	9,64	1056,4	105,8	1195						2500,0	21,0
BDOP-22	Site 2	23-mai	4:28	11,2	90,6	9,95	1459,0	114,0	573						1800,0	14,0
BDOP-23	Site 3	23-mai	4:39	11,2	83,5	9,17	525,0	74,0	2389						1200,0	13,0
BDOP-24	Site 1	23-mai	6:34	11,3	87,2	9,53	382,5	51,0	382,6						1000,0	7,0
BDOP-26	Site 2	23-mai	6:21	11,3	89,5	9,78	596,4	70,3	409						630,0	7,0
BDOP-27	Site 3	23-mai	5:57	11,4	83,4	9,1	300,75	5,250	357						1000,0	12,0
BDOP-28	Site 1	23-mai	8:44	11,5	88,4	9,6	164,0	30,4	261						590,0	6,0
BDOP-30	Site 2	23-mai	9:27	11,4	89,6	9,79	180,0	21,3	281,9						450,0	8,0

Tableau V-2 : Ensemble des résultats d'analyse des échantillons d'eau récoltés dans les tributaires du lac Baie d'Or en 2013 (suite)

				Temp.	Sat. O_2	OD	MES	MVES	PT	SRP	NT	NH_4	NO_3	NO_2	C.F.	DBO_5
		Limite de détectio		0,1	0,1	0,01	1	1	1	0,5	0,02	0,01	0,005*	0,006*	1	3mg/L
Échantillon	Site	Date	Heure	(°C)	(%)	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(µgP l^{-1})	(µgP l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(UFC/100 ml)	(mg l^{-1})
BDOP-31	Site 3	23-mai	9:10	11,4	86,2	9,42	112,6	12,1	180,3						260,0	6,0
BDOR-32	Site 1	06-juin	15:07	14,2	93,0	9,54	24,3	4,4	58							
BDOR-34	Site 2	06-juin	14:16	15,8	83,5	8,24	60,0	7,7	123							
BDOR-35	Site 3	06-juin	13:45	15,9	104,3	10,31	4,0	1,7	36							
BDOR-36	Site 1	17-juin	14:00	13,3	83,3	8,73	22,9	10,8	191,3							
BDOR-38	Site 2	17-juin	14:41	13,4	77,7	8,12	138,4	23,0	136							
BDOR-39	Site 3	17-juin	14:26	13,5	106,1	11,07	9,6	3,9	61							
BDOP-40	Site 1	28-juin	10:07	13,4	80,6	8,38	57,7	17,6	210							
BDOP-42	Site 2	28-juin	10:53	13,3	71,3	7,4	114,0	22,1	260,6							
BDOP-43	Site 3	28-juin	10:36	12,5	83,6	8,91	13,7	4,7	67,4							
BDOP-44	Site 1	28-juin	13:41	13,1	87,2	9,16	123,9	20,9	285							
BDOP-46	Site 2	28-juin	14:17	12,6	84,9	9,04	184,0	32,7	308							
BDOP-47	Site 3	28-juin	13:58	12,5	84,9	9,05	366,5	51,2	623							
BDOP-48	Site 1	28-juin	16:35	12,7	83,8	8,89	311,8	44,2	1153,8							
BDOP-50	Site 2	28-juin	17:11	12,6	86,7	9,22	511,4	68,4	1006							
BDOP-51	Site 3	28-juin	16:56	12,7	79,5	8,44	227,7	45,3	703							
BDOP-52	Site 1	28-juin	19:56	12,9	83,8	8,85	216,7	37,3	684							
BDOP-54	Site 2	28-juin	20:30	12,7	86,2	9,14	172,8	34,1	524,7							
BDOP-55	Site 3	28-juin	20:18	12,7	81,6	8,65	118,0	24,4	376,6							
BDOP-56	Site 1	28-juin	22:27	12,9	84,1	8,9	146,5	29,3	544							
BDOP-58	Site 2	28-juin	22:51	12,5	86,2	9,18	129,2	24,5	459							
BDOP-59	Site 3	28-juin	22:41	12,4	82,7	8,81	86,3	21,7	262							
BDOR-60	Site 1	04-juil	14:14	17,6	79,9	7,64	16,8	5,8	71,3							

Tableau V-2 : Ensemble des résultats d'analyse des échantillons d'eau récoltés dans les tributaires du lac Baie d'Or en 2013 (suite)

				Temp.	Sat. O_2	OD	MES	MVES	PT	SRP	NT	NH_4	NO_3	NO_2	C.F.	DBO_5
		Limite de détectio		0,1	0,1	0,01	1	1	1	0,5	0,02	0,01	0,005*	0,006*	1	3mg/L
Échantillon	Site	Date	Heure	(°C)	(%)	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(µgP l^{-1})	(µgP l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(UFC/100 ml)	(mg l^{-1})
BDOR-62	Site 2	04-juil	14:29	23,7	89,3	8,8	42,8	9,0	131							
BDOR-63	Site 3	04-juil	16:04	21,9	67,8	5,91	7,6	2,4	36							
BDOR-64	Site 1	17-juil	11:48	17,7	62,5	5,95	59,1	15,4	228							
BDOR-66	Site 2	17-juil	10:36	21,9	25,6	2,45	40,6	8,3	170,5						800,0	<3
BDOR-67	Site 3	17-juil	10:04	19,4	68,8	6,33	4,8	2,1	47,1						6500,0	<3
BDOR-68	Conduite pluvial nord	17-juil	11:36	16,3	75,3	7,33	89,1	21,6	374						34,0	8,0
BDOR-69	Conduite pluvial sud	17-juil	11:28	17,5	75,6	7,26	24,0	10,6	170						41,0	8,0
BDOR-70	Site 1	30-juil	16:15	17,9	91,9	8,73	19,1	6,1	105							
BDOR-72	Site 2	30-juil	17:15	20,9	67,6	6,04	39,1	8,7	154,3							
BDOR-73	Site 3	30-juil	17:05	19,8	87,8	7,98	11,6	2,6	38,0							
BDOP-74	Site 1	13-août	8:40	15,7	58,9	5,86	12,6	5,0	77							
BDOP-75	Site 2	13-août	8:56	17,3	48,2	4,62	38,7	8,2	172							
BDOP-76	Site 3	13-août	9:18	14,8	69,6	7,05	2,8	1,6	40							
BDOP-77	Site 1	13-août	12:25	16,5	79,8	7,8	18,5	7,3	94							
BDOP-78	Site 2	13-août	12:56	16,8	57,0	5,53	67,4	14,0	216,2							
BDOP-79	Site 3	13-août	12:39	15,1	81,1	8,16	5,1	2,4	48,4							
BDOP-80	Site 1	13-août	13:47	16,9	89,7	8,68	32,0	13,0	107							
BDOP-81	Site 2	13-août	13:58	17,1	53,2	5,12	42,3	8,8	210							
BDOP-82	Site 3	13-août	14:23	15,5	88,7	8,86	5,7	2,4	48							
BDOP-83	Site 1	13-août	15:36	16,8	88,9	8,63	16,8	7,0	83							
BDOP-84	Site 2	13-août	15:56	17,2	49,8	4,8	29,5	7,9	170,6							
BDOP-85	Site 3	13-août	16:16	15,6	87,6	8,71	8,1	3,1	58,5							
BDOR-86	Site 1	14-août	10:01	14,1	90,0	9,26	139,8	24,3	412							

Tableau V-2 : Ensemble des résultats d'analyse des échantillons d'eau récoltés dans les tributaires du lac Baie d'Or en 2013 (suite)

				Temp.	Sat. O_2	OD	MES	MVES	PT	SRP	NT	NH_4	NO_3	NO_2	C.F.	DBO_5
		Limite de détectio		0,1	0,1	0,01	1	1	1	0,5	0,02	0,01	0,005*	0,006*	1	3mg/L
Échantillon	Site	Date	Heure	(°C)	(%)	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(µgP l^{-1})	(µgP l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(UFC/100 ml)	(mg l^{-1})
BDOR-62	Site 2	04-juil	14:29	23,7	89,3	8,8	42,8	9,0	131							
BDOR-63	Site 3	04-juil	16:04	21,9	67,8	5,91	7,6	2,4	36							
BDOR-64	Site 1	17-juil	11:48	17,7	62,5	5,95	59,1	15,4	228							
BDOR-66	Site 2	17-juil	10:36	21,9	25,6	2,45	40,6	8,3	170,5						800,0	<3
BDOR-67	Site 3	17-juil	10:04	19,4	68,8	6,33	4,8	2,1	47,1						6500,0	<3
BDOR-68	Conduite pluvial nord	17-juil	11:36	16,3	75,3	7,33	89,1	21,6	374						34,0	8,0
BDOR-69	Conduite pluvial sud	17-juil	11:28	17,5	75,6	7,26	24,0	10,6	170						41,0	8,0
BDOR-70	Site 1	30-juil	16:15	17,9	91,9	8,73	19,1	6,1	105							
BDOR-72	Site 2	30-juil	17:15	20,9	67,6	6,04	39,1	8,7	154,3							
BDOR-73	Site 3	30-juil	17:05	19,8	87,8	7,98	11,6	2,6	38,0							
BDOP-74	Site 1	13-août	8:40	15,7	58,9	5,86	12,6	5,0	77							
BDOP-75	Site 2	13-août	8:56	17,3	48,2	4,62	38,7	8,2	172							
BDOP-76	Site 3	13-août	9:18	14,8	69,6	7,05	2,8	1,6	40							
BDOP-77	Site 1	13-août	12:25	16,5	79,8	7,8	18,5	7,3	94							
BDOP-78	Site 2	13-août	12:56	16,8	57,0	5,53	67,4	14,0	216,2							
BDOP-79	Site 3	13-août	12:39	15,1	81,1	8,16	5,1	2,4	48,4							
BDOP-80	Site 1	13-août	13:47	16,9	89,7	8,68	32,0	13,0	107							
BDOP-81	Site 2	13-août	13:58	17,1	53,2	5,12	42,3	8,8	210							
BDOP-82	Site 3	13-août	14:23	15,5	88,7	8,86	5,7	2,4	48							
BDOP-83	Site 1	13-août	15:36	16,8	88,9	8,63	16,8	7,0	83							
BDOP-84	Site 2	13-août	15:56	17,2	49,8	4,8	29,5	7,9	170,6							
BDOP-85	Site 3	13-août	16:16	15,6	87,6	8,71	8,1	3,1	58,5							
BDOR-86	Site 1	14-août	10:01	14,1	90,0	9,26	139,8	24,3	412							

Tableau V-2 : Ensemble des résultats d'analyse des échantillons d'eau récoltés dans les tributaires du lac Baie d'Or en 2013 (suite)

				Temp.	Sat. O_2	OD	MES	MVES	PT	SRP	NT	NH_4	NO_3	NO_2	C.F.	DBO_5
		Limite de détectio		0,1	0,1	0,01	1	1	1	0,5	0,02	0,01	0,005*	0,006*	1	3mg/L
Échantillon	Site	Date	Heure	(°C)	(%)	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(µgP l^{-1})	(µgP l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(UFC/100 ml)	(mg l^{-1})
BDOR-87	Site 2	14-août	10:14	13,9	90,1	9,31	193,5	26,9	495							
BDOR-88	Site 3	14-août	10:38	14	90,5	9,31	53,0	12,8	167							
BDOR-89	Site 1	27-août	15:50	18,7	90,3	8,41	31,3	13,2	73	3,5	1,58	0,31	0,89	<0,0061		
BDOR-90	Site 2	27-août	16:03	20,1	93,0	8,45	8,3	2,2	241,6	26,5	1,08	0,16	0,34	<0,0061		
BDOR-91	Site 3	27-août	15:35	20	51,0	4,65	9,6	4,8	36,1	20,1	1,92	0,07	1,43	<0,0061		
BDOR-92	Site 1	19-sept	15:23	16,2	82,1	8,07	18,2	7,1	117							
BDOR-93	Site 2	19-sept	15h49	14,5	79,9	8,14	46,9	10,5	201							
BDOR-94	Site 3	19-sept	16h07	14,9	93,4	9,46	3,7	2,1	37							
BDOP-95	Site 1	22-sept	2:55	15,8	79,3	7,87	42,8	14,0	157	5,1		0,34	0,66	<0,0061		
BDOP-96	Site 2	22-sept	3:20	14,6	74,4	7,56	83,5	17,9	174,0	31,4		0,11	1,09	<0,0061		
BDOP-97	Site 3	22-sept	3:06	14,2	73,6	7,56	15,7	5,2	56,4	14,8		0,06	2,57	<0,0061		
BDOP-98	Site 1	22-sept	4:54	15,8	91,2	9,03	61,4	11,6	120							
BDOP-99	Site 2	22-sept	5:14	14,4	75,1	7,67	58,9	13,7	231							
BDOP-100	Site 3	22-sept	5:05	14,2	82,7	8,51	134,4	26,3	292							
BDOP-101	Site 1	22-sept	7:10	14,7	86,4	8,78	69,0	16,4	202	42,1		0,13	0,57	<0,0061		
BDOP-102	Site 2	22-sept	7:38	-	-	-	44,8	12,2	167,4	39,1		0,17	0,97	<0,0061		
BDOP-103	Site 3	22-sept	7:25	14	85,0	8,76	179,6	32,3	366,5	55,4		0,01	0,74	<0,0061		
BDOP-104	Site 1	22-sept	10:15	14,5	89,9	9,07	146,0	32,9	599							
BDOP-105	Site 2	22-sept	9:57	14	88,0	9,08	250,9	49,4	1083							
BDOP-106	Site 3	22-sept	10:46	14,2	86,5	8,88	225,9	43,5	446							
BDOP-107	Site 1	22-sept	13:47	15,3	88,4	8,85	180,0	56,3	774							
BDOP-108	Site 2	22-sept	13:59	15,1	88,2	8,87	234,0	48,8	1140,8							
BDOP-109	Site 3	22-sept	13:28	15,1	87,8	8,84	153,7	32,2	366,5							

Tableau V-2 : Ensemble des résultats d'analyse des échantillons d'eau récoltés dans les tributaires du lac Baie d'Or en 2013 (suite)

				Temp.	Sat. O_2	OD	MES	MVES	PT	SRP	NT	NH_4	NO_3	NO_2	C.F.	DBO_5
		Limite de détectio		0,1	0,1	0,01	1	1	1	0,5	0,02	0,01	0,005*	0,006*	1	3mg/L
Échantillon	Site	Date	Heure	(°C)	(%)	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(µgP l^{-1})	(µgP l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(mgN l^{-1})	(UFC/100 ml)	(mg l^{-1})
BDOP-110	Site 1	22-sept	15:46	15,7	88,1	9,77	128,2	30,7	693	283		0,28	1,32	<0,0061		
BDOP-111	Site 2	22-sept	16:15	15,4	87,7	8,77	153,8	42,3	976	467		0,07	1,06	<0,0061		
BDOP-112	Site 3	22-sept	15:59	15	88,5	8,93	104,6	19,7	305	43,9		0,13	6,96	<0,0061		
BDOR-113	Site 1	03-oct	14:41	14,9	65,5	6,66	11,8	4,8	65							
BDOR-114	Site 2	03-oct	14:30	14,9	63,3	6,4	60,3	14,9	228,9							
BDOR-115	Site 3	03-oct	12:53	12,6	92,2	8,93	16,4	4,7	66,5							
BDOP-122	Site 1	31-oct	19:15	6,1	90,7	11.29	82,9	13,5	323						3500,0	6,0
BDOP-123	Site 2	31-oct	19:35	3,5	86,0	11,42	74,4	9,8	184						470,0	4,0
BDOP-124	Site 3	31-oct	19h25	4,9	86,3	10,7	252,1	31,9	515						4500,0	22,0
BDOP-125	Site 1	01-nov	0:33	5,4	86,7	10,88	295,3	36,6	1041						36000,0	31,0
BDOP-126	Site 2	01-nov	1:26	5,2	86,6	11	289,9	35,9	630,4						58000,0	48,0
BDOP-127	Site 3	01-nov	1:05	5,3	81,8	10,36	285,3	35,5	1274,7						1700,0	23,0
BDOP-128	Site 1	01-nov	5:36	6,7	84,4	10,33	184,5	27,0	891						20000,0	22,0
BDOP-129	Site 2	01-nov	5:55	6,7	84,9	10,41	157,9	22,7	1016						48000,0	31,0
BDOP-130	Site 3	01-nov	5:46	6,6	80,3	9,85	202,3	27,0	505						1700,0	13,0
BDOP-131	Site 1	01-nov	12:35	10	82,7	9,34	200,5	28,9	905						6000,0	<3
BDOP-132	Site 2	01-nov	12:46	10,1	78,0	8,78	160,5	24,5	905,3						17000,0	8,0
BDOP-133	Site 3	01-nov	13:07	10,4	83,3	9,32	195,3	28,4	474,0						1000,0	6,0
BDOP-134	Site 1	01-nov	19:28	10,9	82,5	9,12	181,1	35,8	866						5000,0	<3
BDOP-135	Site 2	01-nov	19:49	10,7	82,8	9,19	93,7	23,2	680						15000,0	<3
BDOP-136	Site 3	01-nov	19:41	9,8	78,9	8,95	310,3	47,4	481						600,0	<3

Classe IQBP :	A	B	C	D	E

ANNEXE VI - Calcul des charges en phosphore total et en matières en suspension

Tableau VI-1 : Calcul du débit massique moyen journalier provenant du réseau pluvial

	Débit massique journalier mesuré par station[1] (mg s^{-1})						Débit massique estimé[2] (mg s^{-1})	
	Amont du lac		Branche 10		Branche 18		Réseau pluvial	
Date	MES	PT	MES	PT	MES	PT	MES	PT
2013-04-19 00:00	2,1E+04	5,6E+01	8,4E+03	3,2E+01	1,1E+03	2,3E+00	1,2E+04	2,2E+01
2013-05-13 00:00	9,3E+02	8,3E+00	5,6E+02	4,2E+00	3,4E+02	1,2E+00	2,7E+01	3,0E+00
2013-05-23 00:00	3,0E+05	4,0E+02	8,2E+04	5,6E+01	4,5E+04	1,4E+02	1,8E+05	2,0E+02
2013-06-06 00:00	4,5E+02	1,1E+00	2,3E+02	4,8E-01	5,4E+00	4,9E-02	2,1E+02	5,4E-01
2013-06-17 00:00	5,0E+02	4,2E+00	9,6E+02	9,4E-01	2,7E+01	1,7E-01	0,0E+00	3,1E+00
2013-06-28 00:00	4,5E+04	1,5E+02	1,3E+04	2,9E+01	1,4E+04	3,4E+01	1,9E+04	8,9E+01
2013-07-04 00:00	2,3E+02	9,9E-01	1,0E+02	3,1E-01	4,8E+00	2,3E-02	1,3E+02	6,6E-01
2013-07-17 00:00	9,0E+03	3,5E+01	7,1E+02	3,0E+00	9,4E+01	9,2E-01	8,2E+03	3,1E+01
2013-07-30 00:00	6,5E+02	3,6E+00	1,4E+02	5,5E-01	4,0E+01	1,3E-01	4,7E+02	2,9E+00
2013-08-13 00:00	3,0E+02	1,4E+00	9,6E+01	4,2E-01	1,8E+00	1,6E-02	2,0E+02	9,3E-01
2013-08-14 00:00	1,9E+04	5,5E+01	4,4E+03	1,1E+01	2,0E+03	6,2E+00	1,2E+04	3,7E+01
2013-08-27 00:00	3,9E+02	9,0E-01	2,1E+01	6,1E-01	3,2E+00	1,2E-02	3,6E+02	2,8E-01
2013-09-19 00:00	2,7E+02	1,7E+00	2,5E+02	1,1E+00	1,8E+00	1,8E-02	1,9E+01	6,6E-01
2013-09-22 00:00	1,8E+04	7,4E+01	1,1E+04	5,2E+01	8,3E+03	1,9E+01	0,0E+00	2,9E+00
2013-10-03 00:00	1,6E+02	8,7E-01	2,0E+02	7,6E-01	3,8E+00	1,5E-02	0,0E+00	9,6E-02
2013-10-31 00:00	1,8E+04	6,9E+01	5,8E+03	1,4E+01	1,5E+04	3,0E+01	0,0E+00	2,4E+01
2013-11-01 00:00	1,8E+05	7,9E+02	4,8E+04	2,2E+02	6,1E+04	1,7E+02	7,5E+04	4,0E+02

[1] Débit massique moyen journalier : $CQ = C \times \bar{Q}$ où C : Concentration moyenne journalière en MES ou en PT mesurée à chaque station $[\mathrm{mg\,(m^3)^{-1}}]$ et $\bar{Q}$: Débit moyen mesuré pendant la journée d'échantillonnage à chaque station $[\mathrm{m^3 s^{-1}}]$ (voir équation 4-3)

[2] Débit massique moyen journalier estimé pour le réseau pluvial à partir de l'équation [4-3]. Les écarts négatifs ont été considerés égaux à zero.

Tableau VI-2 : Ensemble des charges en phosphore total et en matière en suspension estimés à l'aide des six méthodes de calcul pour la période du 1er juin au 30 octobre 2013

Charge estimée en matières en suspension (tonnes)						
Méthode de calcul	**Amont du lac**	**Branche 10**	**Branche 18**	**Réseau pluvial**	**Écart absolu (tonnes)***	**Écart relatif (%)**
M1	122	49	32	42	0	-0,2
M2	36	18	8	12	-2	-6,5
M3	279	80	94	109	-5	-1,7
M4	82	29	25	32	-4	-4,6
M5	210	225	214	259	-487	-232,0
M6	92	-	18	-	-	-

Charge estimée en phosphore total (tonne)						
Méthode de calcul	**Amont du lac**	**Branche 10**	**Branche 18**	**Réseau pluvial**	**Écart absolu (tonnes)[1]**	**Écart relatif (%)**
M1	0,48	0,16	0,09	0,22	0,01	3,1
M2	0,14	0,06	0,02	0,06	0,00	-2,6
M3	1,12	0,32	0,24	0,56	0,00	0,0
M4	0,33	0,11	0,06	0,16	-0,01	-4,1
M5	0,84	0,89	0,55	1,33	-1,92	-227,8
M6	0,36	-	0,05	-	-	-

[1]Écart calculé comme la différence entre la charge estimée arrivant en amont du lac (station 1) et celle estimée pour les tributaires (branche 10, branche 18 et réseau pluvial).

Tableau VI-3 : Charges annuelles typiques (kg (ha-an)$^{-1}$) pour les différents types d'occupation du sol (modifié de Shaver *et al.*, 2007)

Occupation du sol		MES	PT
Rue	Minimum	281	0.59
	Maximum	723	1,50
	Médiane	502	1,10
Commercial	Minimum	242	0,69
	Maximum	1 369	0,91
	Médiane	805	0,80
Résidentiel basse densité	Minimum	60	0,46
	Maximum	340	0,64
	Médiane	200	0,55
Résidentiel haute densité	Minimum	97	0,54
	Maximum	547	0,76
	Médiane	322	0,65
Résidentiel multi-familial	Minimum	133	0,59
	Maximum	755	0,81
	Médiane	444	0,70
Forêt	Minimum	26	0,10
	Maximum	146	0,13
	Médiane	86	0,11
Gazon	Minimum	80	0,01
	Maximum	588	0,25
	Médiane	346	0,13
Champs	Minimum	103	0,01
	Maximum	583	0,25
	Médiane	343	0,13

ANNEXE VII - Qualité de l'eau du lac Baie d'Or

Tableau VII-1 : Résultats des analyses de l'eau du lac Baie d'Or

Échantillon	Station	Profondeur	Date	MES (mg l^{-1})	MVES (mg l^{-1})	PT (µgP l^{-1})	SRP (µgP l^{-1})	NT (mgN l^{-1})	CF (UFC/ 100 ml)	DBO_5 (mg l^{-1})	Chl-*a* totale (µg l^{-1})	Chl-*a** (µg l^{-1})	pH
			Limite de détection	**1**	**1**	**1**	**0,5**	**0,02**	**1**	**3**	**0,1**	**0,1**	**0,01**
LAC-A-01	A	Surface	13-juin-13	91	29	299	179	6,20			8,0	6,9	
LAC-B-01	B	Surface	13-juin-13	102	30	359	236	6,20			7,8	6,7	
LAC-B-02	B	Fond (110 cm)	13-juin-13	114	31	394	190	6,20			7,5	6,1	
LAC-C-01	C	Surface	13-juin-13	105	35	296	187	6,44			9,3	8,3	
LAC-C-02	C	Fond (110 cm)	13-juin-13	126	37	264	167	5,91			7,3	5,7	
LAC-A-02	A	Surface	21-août-13	69	37	292	10	1,03	0	12	200,0	191,5	9,24
LAC-B-03	B	Surface	21-août-13	51	23	227	11	1,03	270	9	150,0	145,4	9,26
LAC-B-03	B	Surface (duplicata)	21-août-13								158,0	153,9	
LAC-B-05	B	40 cm	21-août-13				12						8,75
LAC-B-06	B	80 cm	21-août-13				16						8,24
LAC-B-04	B	Fond (110 cm)	21-août-13	59	15	235	13	1,19			45,0	42,4	8,27
LAC-C-03	C	Surface	21-août-13	77	303	303	10	1,04	0	11	166,0	163,6	
LAC-C-04	C	Fond (110 cm)	21-août-13	82	23	241	15	1,11			42,0	41,2	
LAC-C-04 (2)	C	Fond (duplicata)	21-août-13	85	23								
LAC-A-04	A	Surface	13-sept-13	52	25	600	5	0,87			220,0	213,3	
LAC-B-07	B	Surface	13-sept-13	73	41	350	5	1,54			437,5	427,1	
LAC-B-08	B	Fond (110 cm)	13-sept-13	73	30	395	4	0,56			287,5	278,7	
LAC-C-05	C	Surface	13-sept-13	63	39	405	4	0,57			330,0	319,9	
LAC-C-06	C	Fond (110 cm)	13-sept-13	66	19	187	5	0,44			80,0	76,3	

[a] Chl-*a* sans les phéopigments.

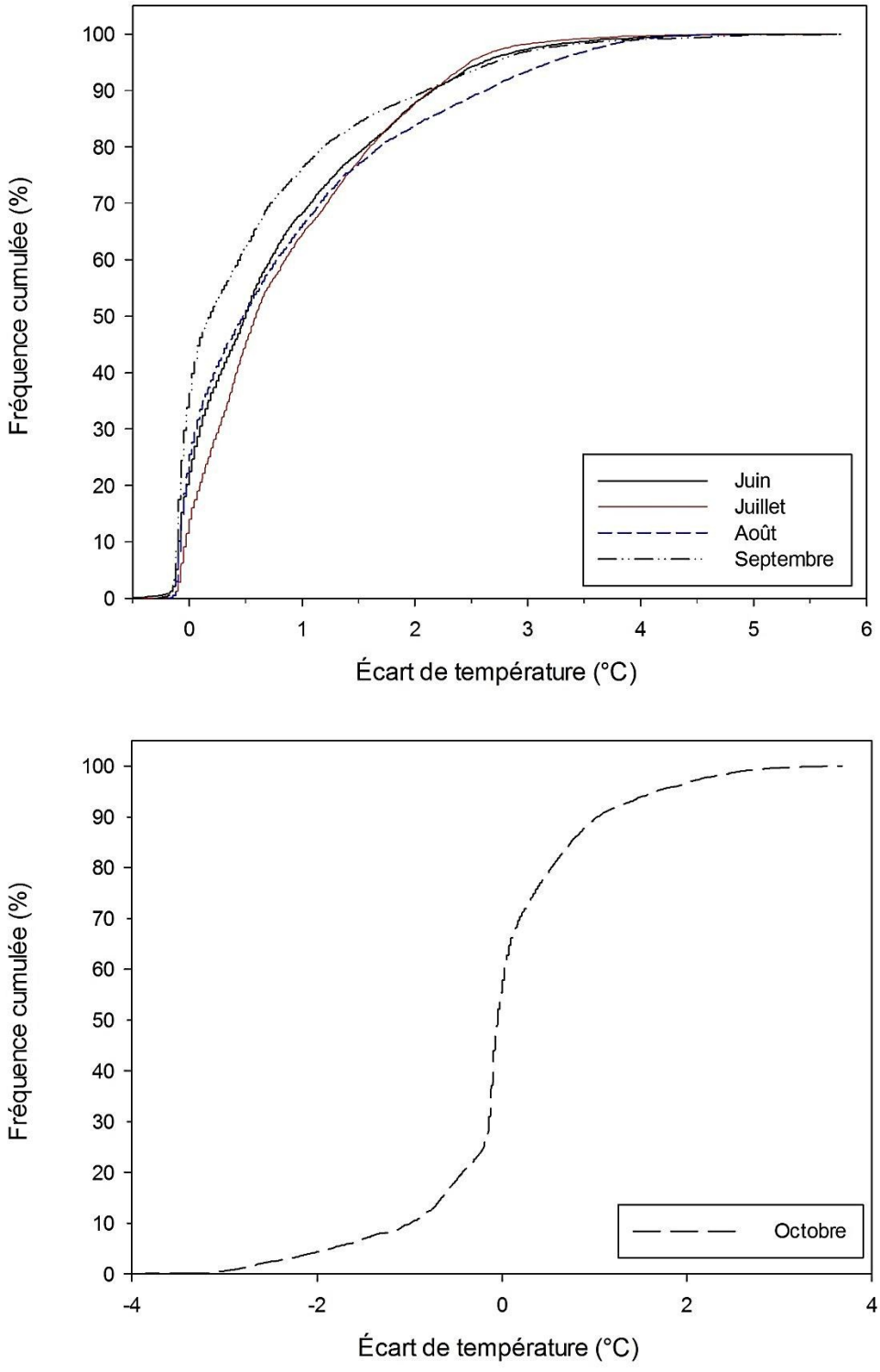


Figure VII-1 : Fréquence cumulée des écarts de température retrouvés pendent l'été dans le lac Baie d'Or

Tableau VII-2 : Principales caractéristiques du lac Baie d'Or mesurées lors de l'inventaire des plantes aquatiques (27 août 2013)

Zone d'étude	Site	Profondeur (m)	Temp. de l'eau (°C)	pH	Transparence (m)	% Sat. Oxygène	OD (mg l^{-1})
A	2	0,3	21,4	7,27	0,24	88,6	7,85
B	6	0,3	21,5	7,31	0,25	85,3	7,67
C	10	0,3	25,5	8,77	0,25	177,8	14,91
D	12	0,3	24,2	8,57	0,21	188,6	15,73
E	16	0,4	23,4	7,98	0,23	184,9	15,83
Zone pélagique	19	0,5	24,5	8,27	0,22	188,6	15,73
	20	1,2	23	7,62	0,23	184,9	17,89
	21	1,2	22,2	7,48	0,22	184,9	15,83

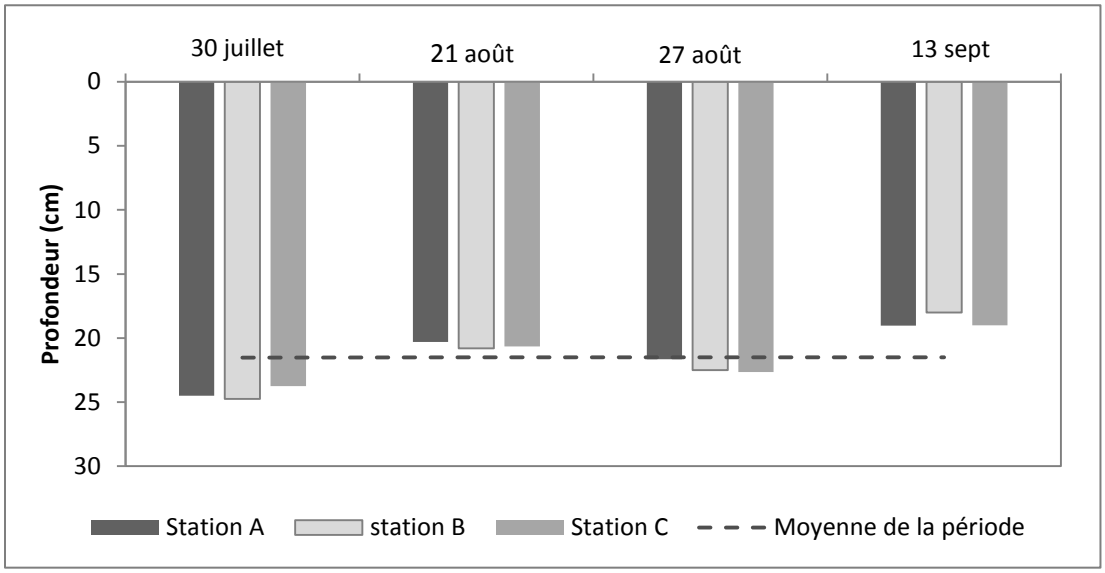


Figure VII-2 : Résultats des mesures de transparence à l'aide du disque de Secchi

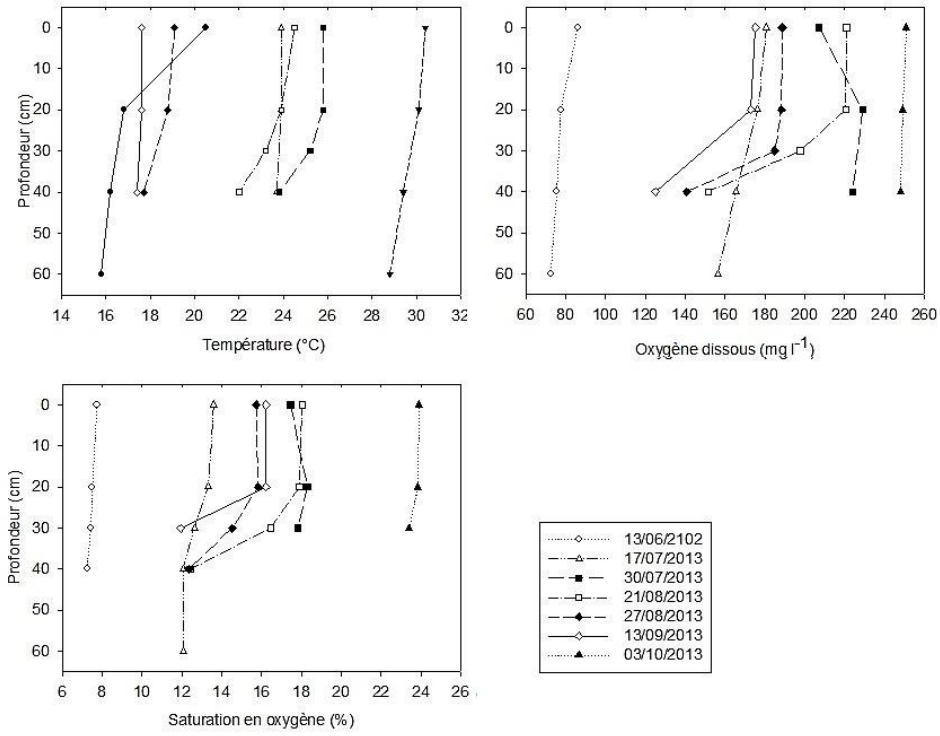


Figure VII-3 : Profils de température et d'oxygène mesurés à la station A pendant l'année 2013

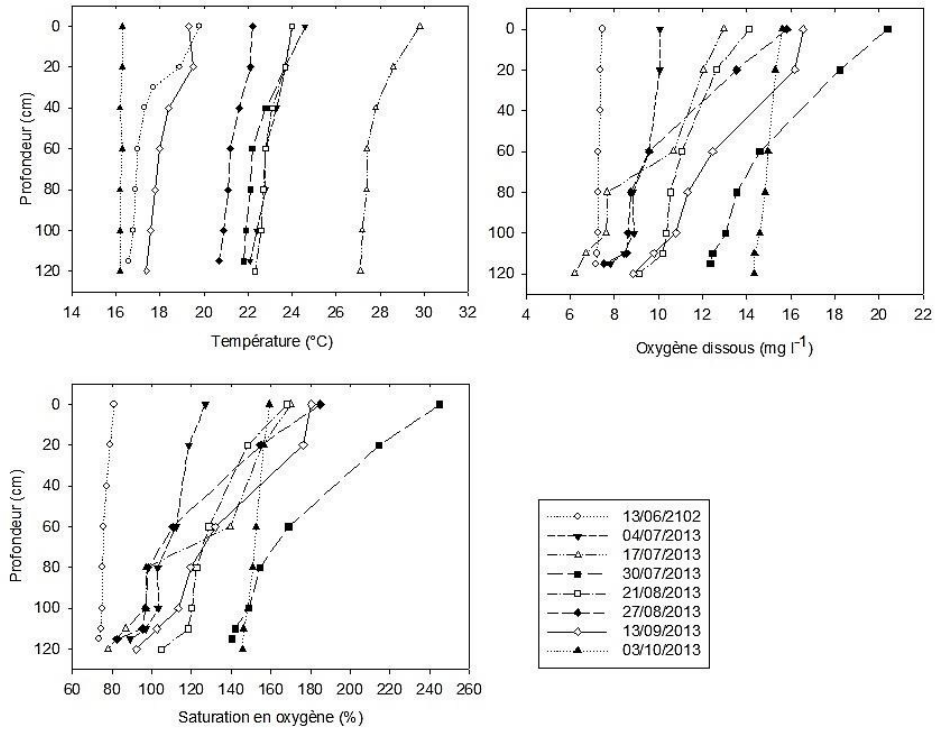


Figure VII-4 : Profils de température et d'oxygène mesurés à la station C pendant l'année 2013

Tableau VII-3 : Principales espèces phytoplanctoniques retrouvées au lac Baie d'Or présentées par une caractérisation semi-quantitative

	Date / Station d'échantillonnage												
	2013-06-13			2013-07-17			2013-08-21				2013-09-13		
	Station A	Station B	Station C	Station A	Station B	Station C	Station A	Station B	Station B	Station C	Station A	Station B	Station C
Volume d'eau filtrée (m^3)	0,98	0,98	11,88	0,98	1,10	0,61	0,61	0,74	0,74	0,74	0,61	0,61	0,61
Espèces	Échantillons peu diversifiés avec peu de biomasse, pas de débris de diatomées, cellules petites, quelques zooplancton (rotifères)			Échantillons extrêmement peu diversifiés, énormément de zooplancton (rotifères), quasi-absence de diatomées			Échantillons dominés par les chlorophycées coccoides et encore beaucoup de rotifères, quasi absence de diatomées sauf Aulacoseira.				Échantillons très fortement dominés par les chlorophycées coccoides, beaucoup moins de zooplancton que les échantillons précédents		
Cyanophycées													
Aphanizomenon sp.							*	*	**	*	**	**	**
Aphanocapsa delicatissima					p						p		
Oscillatoria sp.	p	p											
Chlorophycées													
Actinastrum sp.							p						
Chlorella sp.							***	***	***	***	***	***	***
Cladophora sp.		p											
Closterium sp.				p	p		**	**	**	**	*	p	
Chlamydomonas sp.	*	*	*										
Pandorina sp.	*	*	*										
Pediastrum sp.				**	**	**	*	*	*	*	*		*
Scenedesmus sp.	p			p	p	p				*	*	*	*
Sphaerocystis sp.			*	*	*	*	**	**	**	**	*		p
Spirogyra sp.		*											
Staurastrum sp.									p				
Diatomées													
Aulacoseira sp.	*	*	*	p			**	*	**	**	***	***	***
Cyclotella sp.							p		p		p		
Fragilaria sp.	*												
Gyrosigma sp.				*	*	*	p						
Navicula sp.		*	p	p	p	*	*				p		
Nitzschia sp.	*	*	*								*	*	*
Surirella sp.	*												
Synedra sp.	*	*	*										
Chrysophycées													
Mallomonas sp.										p	*	*	*
Synura sp.			p										
Euglenophycées													
Euglena sp.	*	*	*		**	p	***	**	**	***	*	*	*
Strombomonas sp.	*	*	*		p		***	**	***	***			
Cryptophycées													
Cryptomonas sp.							*		**	*	*		

p	vu une fois
*	vu entre 1 et 4 fois
**	vu entre 1 et 10 fois
***	vu plus de 10 fois

Caractérisation effectuée par : Delphyne Rolland

ANNEXE VIII - Caractéristiques des sédiments du lac Baie d'Or

Tableau VIII-1 : Concentration en métaux et en métalloïdes dans les échantillons de sédiments

	Concentration (mg kg^{-1})									
Échantillon	**As**	**Cd ***	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	**Fe**	**P**	**Fe/P**
SED-A1 0-5 cm	1,8	0,2	41,1	17,1	15,3	13,9	95,1	28684,2	1071,4	26,8
SED-A2 5-10 cm	1,8	0,1	20,3	11,2	9,8	13,2	63,0	21788,2	748,9	29,1
SED-B1 0-5 cm	5,1	< 0.1	62,9	28,6	25,4	17,6	142,4	39770,3	1340,3	29,7
SED-B2 5-10 cm	5,1	0,1	64,2	29,9	25,7	18,2	142,3	40820,4	1331,3	30,7
SED-C1 0-5 cm	3,7	0,2	67,3	31,4	27,3	18,1	144,9	40523,4	1312,4	30,9
SED-C1 5-10 cm	4,5	0,2	73,4	34,1	30,4	19,4	159,5	43462,7	1338,6	32,5
SED-C2 0-5 cm[a]	3,9	0,3	66,6	29,9	27,4	17,4	145,9	41882,9	1333,6	31,4
Blanc	< 1.0	< 0.10	1,4	< 0.1	0,4	< 0.6	< 0.3	8,2	1331,2	
Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec […] (EC & MDDEP, 2007)[b]										
CER	4,1	0,3	25	22		25	80			
CSE	5,9	0,6	37	36		35	120			
CEO	7,6	1,7	57	63	47	52	170			
CEP	17,0	3,5	90	200		91	310			
CEF	23,0	12,0	120	700		150	770			
Critère pour la gestion des sédiments (Teneur de fond pour le secteur des Appalaches)[2]										
Niveau A[c]	15,0	1,3	75,0	50,0	55,0	40,0	130			

[a] Duplicata

[b] (CER) Concentration d'effets rares; (CSE) concentration seuil produisant un effet; (CEO) concentration d'effets occasionnels ; (CEP) concentration d'effets probables; (CEF) concentration d'effets fréquents.

[c] Grille des critères génériques pour les sols, MDDELCC (1998)

Tableau VIII-2 : Sommaire des critères de qualité des sédiments au Québec et leur cadre d'application pour la prévention de la contamination et la gestion des sédiments résultant de travaux de dragage (tiré de EC & MDDEP, 2007)

<table>
<tr><th>Critère de qualité[a]</th><th>Risque d'effets biologiques</th><th>Prévention de la contamination des sédiments due à des rejets</th><th>Gestion des sédiments résultant de travaux de dragage</th></tr>
<tr><td>CER</td><td rowspan="2">Effets biologiques rarement observés</td><td>Sédiments considérés comme n'ayant pas d'impact. Aucune action n'est requise sauf dans le cas où des substances persistantes, toxiques et bioaccumulables rejetées dans le plan d'eau risquent de s'accumuler dans les sédiments et dans les tissus des organismes.</td><td rowspan="2">La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est relativement faible. Les sédiments peuvent être rejetés en eau libre ou utilisés à d'autres fins dans la mesure où le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.</td></tr>
<tr><td>CES</td><td>La probabilité que les sédiments aient un impact sur le milieu est faible. Un suivi peut être mis en place afin de vérifier l'évolution de la situation</td></tr>
<tr><td>CEO</td><td rowspan="2">Effets biologiques parfois observés</td><td rowspan="3">La probabilité de mesurer des effets néfastes augmente avec les concentrations mesurées. Selon le niveau de pollution, des actions pour évaluer la problématique doivent être entreprises telles qu'identifier les sources de contamination et intervenir au besoin afin d'éviter l'augmentation de la contamination.</td><td>La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est relativement élevée, et elle augmente avec la concentration. Le rejet en eau libre peut être considéré si des tests de toxicité démontrent que le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.</td></tr>
<tr><td>CEP</td><td rowspan="2">La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est très élevée. Le rejet en eau libre est proscrit. Les sédiments doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire.</td></tr>
<tr><td>CEF</td><td>Effets biologiques fréquemment observés</td></tr>
</table>

[a] (CER) Concentration d'effets rares; (CSE) concentration seuil produisant un effet; (CEO) concentration d'effets occasionnels; (CEP) concentration d'effets probables; (CEF) concentration d'effets fréquents.

Tableau VIII-3 : Grille de gestion des sols contaminés excavés intérimaire (tiré de MDDELCC, 1998)

Niveau de contamination	Options de gestion
< A	1. Utilisation sans restriction.
Plage A - B	2. Utilisation comme matériaux de remblayage sur les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation[1] ou sur tout terrain à vocation commerciale ou industrielle, à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination[2] du terrain récepteur et, de plus, pour un terrain à vocation résidentielle, que les sols n'émettent pas d'odeurs d'hydrocarbures perceptibles. 3. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un lieu d'enfouissement sanitaire (LES). 4. Utilisation comme matériaux de recouvrement final dans un LES à la condition qu'ils soient recouverts de 15 cm de sol propre.
Plage B - C	1. Décontamination de façon optimale[3] dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. 2. Utilisation comme matériaux de remblayage sur le terrain d'origine à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination[2] du terrain et que l'usage de ce terrain soit à vocation commerciale ou industrielle. 3. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un LES.
> C	1. Décontamination de façon optimale[3] dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. 2. Si l'option précédente est impraticable, dépôt définitif dans un lieu d'enfouissement sécuritaire autorisé pour recevoir des sols.

[1]Les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation sont ceux voués à un usage résidentiel dont une caractérisation a démontré une contamination supérieure au critère B et où l'apport de sols en provenance de l'extérieur sera requis lors des travaux de restauration.

[2]La contamination renvoie à la nature des contaminants et à leur concentration.

[3]Le traitement optimal est défini pour l'ensemble des contaminants par l'atteinte du critère B ou la réduction de 80 % de la concentration initiale et pour les composés organiques volatils par l'atteinte du critère B. À cet égard, les volatils sont définis comme étant les contaminants dont le point d'ébullition est < 180 °C ou dont la constante de la Loi de Henry est supérieure à 6,58 x 10^{-7} atm-m^3/g incluant les contaminants répertoriés dans la section III de la grille des critères de sols incluse à l'annexe 2 de la « *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* ».

Tableau VIII-4 : Classification granulométrique des sédiments (tirée d'Environnement Canada (2002))

Classe	Critère	Taille	Détermination
Grossiers	Blocs	600 mm +	Visible à l'œil, forme
	Pierres	250 à 600 mm	
	Cailloux	75 à 250 mm	
	Graviers	2 à 75 mm	
	Sable très grossier	1 à 2 mm	Visible à l'œil
		0,5 à 1 mm	
	Sable grossier	0,25 à 0,5 mm	
	Sable moyen	0,125 à 0,25 mm	
	Sable fin	0,063 à 0,125	
	Sable très fin		
Fins	Limon	< 63 µm	Tactile (granulaire mais invisible à l'œil) + Tactile (lisse, serpentin)
	Argile	< 4 µm	
Organiques	Boue		Matière végétale en décomposition

(Modifié de Wentworth, 1922 et USACE, 1996)

Tableau VIII-5 : Résultats de l'analyse granulométrique des sédiments du lac Baie d'Or. Fréquence relative par taille des particules

Taille des particules (mm)	Fréquence relative (%)						
	A1 (0-5cm)	A1 (5 à 10)	B1 (0-5cm)	B1 (5-10cm)	C1 (0-5cm)	C1 (5-10cm)	C2[a] (0-5 cm)
>8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	0,0
4 à 8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
2 à 4	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
1 à 2	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
0,5 à 1	0,1	0,8	0,5	6,7	0,2	9,8	0,2
0,25 à 0,5	4,5	5,0	16,3	13,6	16,7	20,1	17,3
0,125 à 0,25	28,7	57,6	14,3	10,4	12,3	12,1	12,8
0,063 à 0,125	29,1	23,0	14,6	13,8	9,5	11,4	11,1
≤ 0,063	36,5	12,7	52,1	53,4	60,0	40,7	55,3
Total	99,2	99,4	97,8	98,1	98,7	98,6	97,9
% récupération	99,2	99,4	97,8	98,1	98,7	98,6	97,9

[a] Duplicata C1 (0-5cm)

ANNEXE IX - Nature des abords du lac Baie d'Or

Une caractérisation sommaire de la bande riveraine du lac Baie d'Or a été effectuée à l'aide du logiciel ArcMap 10.1, à partir des orthophotos (2011) et des observations obtenues sur le terrain. Le lac présente une bande riveraine aménagée, avec une ceinture de végétation d'une largeur moyenne comprise entre 2 et 4 m. Celle-ci est suivie par des surfaces gazonnées et imperméables, telles une piste cyclable, des routes d'accès, des stationnements et quelques constructions (Figure IX-1). Ainsi, environ 24 % de la bande riveraine du lac est composée de surfaces imperméables, 23 % d'une couverture végétale (arbres et d'arbustes), et 50 % de surfaces gazonnées. Le rivage ne présente pas de signes d'érosion à l'exception de quelques mètres près du barrage.

Figure IX-1 : Abords du lac Baie d'Or. En bleu : bande riveraine (calculée sur 15m à partir de la bordure du lac (MDDEP & CRE Laurentides, 2007). En vert : ceinture de végétation au tour du lac

La végétation entourant le lac est de type ornemental, comprenant des arbustes, des graminées, des arbres et des vivaces. Dans certains cas, leur feuillage s'allonge par-dessus l'eau, générant de l'ombrage près de rives. Ceci a été observé particulièrement chez Myrica baumier *(Myrica gale L.),* l'un des arbustes les plus abondants (figure IX-2).

D'autres plantes retrouvées abondamment sur les rives se composent d'arbustes tels que *Rosa rugosa* (Rosier rugueux), de vivaces (par ex. *Impatients capensis*) (figure IX-2) ainsi que de plusieurs graminées telles que le Roseau commun (*Phragmites sp*.), le Ruban de bergère (*Phalaris sp.*) et *Miscanthus sinensis.* Par ailleurs, des quenouilles (*Typha latifolia)* sont présentes autant sur la rive que sur la zone littorale.

Figure IX-2 : Ceinture riveraine du lac Baie d'Or. A : Myrique gale L (zone E) ; B : Impatients capensis (zone B); C : Rosier rugueux (zone B) ; D : Ruban de bergère (zone A)

ANNEXE X - Mesures d'intervention envisagées par la Ville de Lévis

Tableau X-1 : Actions proposées par la firme de génie Écogénie (2009) pour chacun des scénarios d'intervention visant à contrôler l'eutrophisation du lac Baie d'Or

	Mesures d'intervention proposées	Milieu
Scénario 1	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	

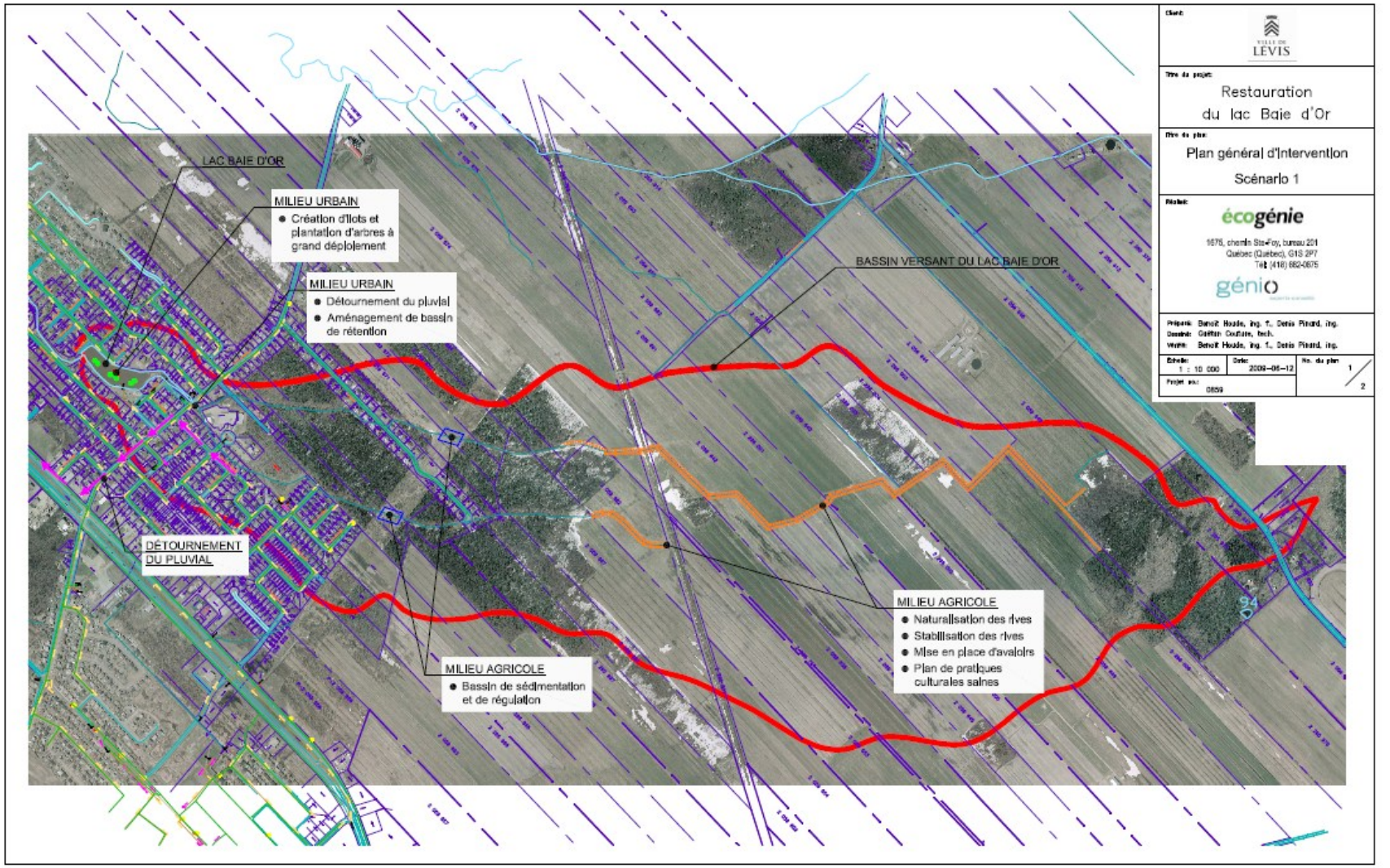


Figure X-1 : Plan général d'intervention à l'échelle du bassin versant (scénario 1) proposé par la firme de génie Écogénie (tiré de Écogénie (2009)